



Food and Agriculture
Organization of the
United Nations

IRD
Éditions

Éditeurs scientifiques
T. Chevallier, T. Razafimbelo,
L. Chapuis-Lardy, M. Brossard

Carbone des sols en Afrique

Impacts des usages des sols
et des pratiques agricoles



Carbone des sols en Afrique

Impacts des usages des sols et des pratiques agricoles

Tiphaine Chevallier, Tantely M. Razafimbelo, Lydie Chapuis-Lardy et Michel Brossard (dir.)

DOI : 10.4000/books.irdeditions.34867
Éditeur : IRD Éditions, FAO
Lieu d'édition : Marseille
Année d'édition : 2020
Date de mise en ligne : 16 décembre 2020
Collection : Synthèses
EAN électronique : 9782709928373



<https://books.openedition.org>

Édition imprimée

Date de publication : 1 septembre 2020
EAN (Édition imprimée) : 9782709928366
Nombre de pages : 272

Référence électronique

CHEVALLIER, Tiphaine (dir.) ; et al. *Carbone des sols en Afrique : Impacts des usages des sols et des pratiques agricoles*. Nouvelle édition [en ligne]. Rome, Marseille : IRD Éditions, 2020 (généré le 29 janvier 2022). Disponible sur Internet : <<http://books.openedition.org/irdeditions/34867>>. ISBN : 9782709928373. DOI : <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.34867>.

© IRD Éditions, 2020

Creative Commons - Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Partage dans les Mêmes Conditions 3.0 non transposé - CC BY-NC-SA 3.0

RÉSUMÉS

Les sols sont une ressource essentielle à préserver pour la production d'aliments, de fibres, de biomasse, pour la filtration de l'eau, la préservation de la biodiversité et le stockage du carbone. En tant que réservoirs de carbone, les sols sont par ailleurs appelés à jouer un rôle primordial dans la lutte contre l'augmentation de la concentration de gaz à effet de serre. Ils sont ainsi au centre des objectifs de développement durable (ODD) des Nations unies, notamment les ODD 2 « Faim zéro », 13 « Lutte contre le changement climatique », 15 « Vie terrestre », 12 « Consommation et production responsables » ou encore 1 « Pas de pauvreté ».

Cet ouvrage présente un état des lieux des sols africains dans toute leur diversité, mais au-delà, il documente les capacités de stockage de carbone selon les types de sols et leurs usages en Afrique. Il propose également des recommandations autour de l'acquisition et de l'interprétation des données, ainsi que des options pour préserver, voire augmenter les stocks de carbone dans les sols. Tous les chercheurs et acteurs du développement impliqués dans les recherches sur le rôle du carbone des sols sont concernés par cette synthèse collective. Fruit d'une collaboration entre chercheurs africains et européens, ce livre insiste sur la nécessité de prendre en compte la grande variété des contextes agricoles et forestiers africains pour améliorer nos connaissances sur les capacités de stockage de carbone des sols et lutter contre le changement climatique.

TIPHAINE CHEVALLIER (DIR.)

Agropédologue, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Montpellier, France.

TANTELY M. RAZAFIMBELO (DIR.)

Agropédologue, laboratoire des Radio-isotopes, université d'Antananarivo, Madagascar.

LYDIE CHAPUIS-LARDY (DIR.)

Agro-écologue, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », laboratoire mixte international « Intensification écologique des sols cultivés en Afrique de l'Ouest », Dakar, Sénégal.

MICHEL BROSSARD (DIR.)

Pédologue, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Guyane française.

NOTE DE L'ÉDITEUR

Cet ouvrage est une contribution du réseau « Carbone des sols pour une agriculture durable en Afrique » (CASA). Les objectifs du réseau CASA s'inscrivent dans le cadre de l'Action commune de Koronivia pour l'Agriculture (Koronivia Joint Work on Agriculture, KJWA). Adoptée en 2017, lors de la 23^e conférence des Parties (COP 23), la KJWA fournit un cadre pour renforcer la place de l'agriculture dans les discussions internationales sur le climat, à la fois pour son rôle dans la réduction de la concentration en gaz à effet de serre dans l'atmosphère et sa nécessaire adaptation face au changement climatique.

Carbone des sols en Afrique

Impacts des usages des sols
et des pratiques agricoles

Carbone des sols en Afrique

Impacts des usages des sols
et des pratiques agricoles

Éditeurs scientifiques

Tiphaine CHEVALLIER, TANTELY M. RAZAFIMBELO,
LYDIE CHAPUIS-LARDY, MICHEL BROSSARD

*Cet ouvrage est une contribution du réseau
« Carbone des sols pour une agriculture durable en Afrique » (Casa)
à l'Action commune de Koronivia pour l'agriculture.*

Publié par

**l'Organisation des Nations unies
pour l'alimentation et l'agriculture**
et
l'Institut de recherche pour le développement

Collection Synthèses

Rome, Marseille, 2020

Photo 1^{re} de couverture

© IRD/T. Chevallier – Paysage rural de la région d'Itasy à Madagascar.

Photo 4^e de couverture

© IRD/T. Chevallier – Culture de haricots amendée par du fumier de ferme à Madagascar.

Citation requise :

Chevallier T., Razafimbelo T.M., Chapuis-Lardy L., Brossard M., éd., 2020 – *Carbone des sols en Afrique. Impacts des usages des sols et des pratiques agricoles*. Rome/Marseille, FAO/IRD, 268 p., <https://doi.org/10.4060/cb0403fr>

Coordination fabrication

IRD/Catherine Guedj

Préparation éditoriale

Agropolis Production/Isabelle Amsallem

Mise en page

Desk (53)

Maquette de couverture

IRD/Michelle Saint-Léger

Maquette intérieure

IRD/Pierre Lopez

ISBN FAO (imprimé et PDF) : 978-92-5-133096-8

ISBN IRD (imprimé) : 978-2-7099-2836-6

ISBN IRD (PDF) : 978-2-7099-2838-0

ISBN IRD (epub) : 978-2-7099-2837-3

ISSN : 2431-7128

© **FAO, 2020**



Certains droits réservés. Ce travail est mis à la disposition du public selon les termes de la licence Creative Commons - Attribution - Pas d'utilisation commerciale - Partage dans les mêmes conditions 3.0 Organisations internationales (CC BY-NC-SA 3.0 IGO ; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/deed.fr>). Selon les termes de cette licence, ce travail peut être copié, diffusé et adapté à des fins non commerciales, sous réserve de mention appropriée de la source.

Les appellations employées dans ce produit d'information et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) aucune prise de position quant au statut juridique ou au stade de développement des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Le fait qu'une société ou qu'un produit manufacturé, breveté ou non, soit mentionné ne signifie pas que la FAO approuve ou recommande ladite société ou ledit produit de préférence à d'autres sociétés ou produits analogues qui ne sont pas cités. Les opinions exprimées dans ce produit d'information sont celles du/des auteur(s) et ne reflètent pas nécessairement les vues ou les politiques de la FAO.

Le réseau CASA

Le réseau CASA – « Carbone des sols pour une agriculture durable en Afrique » – regroupe des pédologues, écologues et agronomes essentiellement francophones d’Afrique et de France. Le réseau est né en 2013 grâce à l’appui du ministère français en charge des Affaires étrangères. Il est issu de collaborations entre chercheurs africains et européens convaincus de la nécessité de considérer le carbone du sol pour la durabilité et la résilience des systèmes agricoles et pour la réduction des gaz à effet de serre dans l’atmosphère. La gestion des sols a un rôle clé pour atteindre les objectifs du développement durable. Le principal objectif du réseau est de faire connaître la diversité des enjeux de la gestion des sols agricoles en Afrique, notamment autour des questions de changement climatique et de sécurité alimentaire.

Aujourd’hui soutenu par l’IRD au travers du programme Groupement de recherche international-Sud (GDRI-Sud), le réseau est animé principalement par cinq équipes de recherche d’Afrique et de Madagascar. CASA est riche de vingt-et-une équipes de recherche travaillant aux côtés de la société civile (ONG, associations paysannes) dans onze pays africains francophones.

Sommaire

Préface	11
Remerciements	13
Introduction	
Usages des sols et stocks de carbone en Afrique	15
<i>T. Chevallier, L. Chapuis-Lardy, M. Bernoux, T. M. Razafimbelo, M. Brossard, É. Drieux</i>	
 Partie I	
Les stocks de carbone et leur spatialisation	33
Chapitre 1	
Les stocks de carbone des sols d’Afrique de l’Ouest	35
<i>M. Henry, M. Belem, R. d’Annunzio, M. Bernoux</i>	
Chapitre 2	
Spatialiser les stocks de carbone	
Le cas de Madagascar	57
<i>H. Razafimahatratra, H. Razakamanarivo, M. Brossard, A. Albrecht, C. Grinand, A. Andriamananjara, M. Rabenarivo, M. Andriampiolazana, N. Y. Rakotomampionona Andrianaly, A. Heritokilalaina, O. S. Rakotonarivo, N. Ramboatiana, N. Ramifehiarivo, N. H. Rakotovao, H. J. G. Saneho, A. A. Zafindrabenja, T. M. Razafimbelo</i>	
Chapitre 3	
Évaluation des stocks de carbone organique dans les sols au Maroc	71
<i>M. Sabir, R. Sagno, Q. Tchintchin, H. Zaher, H. Benjelloun</i>	
Chapitre 4	
Étude préliminaire à la spatialisation des stocks de carbone organique des sols au Rwanda	91
<i>A. Verdoodt, G. Baert, J. Chapelle, E. Van Ranst</i>	

Partie 2	
Projections nationales des stocks de carbone	99
Chapitre 5	
Stocks de carbone dans les sols des zones agro-écologiques du Bénin ...	101
<i>H. S. N. Aholoukè, G. L. Amadji, H. K. I. Koussihouèdé</i>	
Chapitre 6	
Évaluation du carbone des sols du Tchad	
Limites et recommandations	123
<i>A. A. Adoum, M. Brossard</i>	
Chapitre 7	
Stocks de carbone dans les éco- et agrosystèmes à Madagascar	
Capitalisation des études récentes	137
<i>M. Andriampiolazana, H. Razakamanarivo, A. Albrecht, M. Andriamihaja, N. A. Rakotomanpionana Andrianaly, C. Andrianirina, M. L. Fanjaniana, C. Grinand, A. Heritokilalaina, I. Manorotiana, N. D. Raharimalala, J. B. Rajoelina, O. S. Rakotonarivo, S. R. Rakotondrazafy, N. Ramboatiana, A. S. Ramiandrisoa, N. Ramifehiarivo, N. H. Rakotovao, F. Randevoson, J. Randrianarisoa, H. Razafimahatratra, N. C. Razafindramanana, A. Razakavololona, O. Rakotovao Razanakoto, H. J. G. Saneho, A. A. Zafindrabenja, L. Chapuis-Lardy, T. M. Razafimbolo</i>	
Chapitre 8	
Dynamique de stockage du carbone dans les sols du Sénégal	
Acquis de la recherche et perspectives	157
<i>Y. Badiane Ndour, S. N. Sall, M. Loum, A. Diouf, A. Wélé, O. Ndiaye, D. Masse, L. Chapuis-Lardy</i>	
Partie 3	
Deux pratiques de restauration des stocks de carbone des sols	173
Chapitre 9	
Restauration agro-écologique des sols de savanes d’Afrique de l’Ouest avec des rameaux d’arbres	175
<i>R. J. Manlay, B. G. Barthès, A.-S. Cabral, P. Deleporte, E. Hien, G. Kabré, A. Penche</i>	
Chapitre 10	
Le carbone des sols des zones de forêts et de savanes en Côte d’Ivoire	
Impacts de <i>Chromolaena odorata</i> et des légumineuses.....	193
<i>A. W. Koné, E. K. Kassin, J.-B. D. Ettien, Z. Konaté, G. M. Gnahoua</i>	

Partie 4	
Carbone, matières organiques des sols et agricultures durables	211
Chapitre 11	
Christian Pieri, Fertilité des terres de savanes : 25 ans après	213
<i>H. Guibert</i>	
Chapitre 12	
Pratiques agro-écologiques et stocks de carbone des sols	
Paroles d'acteurs du développement	225
<i>A. Lambert-Derkimba, M. Daniels, P. Burger</i>	
Chapitre 13	
Séquestration du carbone et usage durable des savanes ouest-africaines : synergie ou antagonisme ?	241
<i>R. J. Manlay, G. T. Freschet, L. Abbadie, B. Barbier, J.-L. Chotte, C. Feller, M. Leroy, G. Serpantié</i>	
Conclusion	
Action commune de Koronivia : pour une prise en compte des enjeux agricoles et environnementaux africains	255
<i>T. Chevallier, T. M. Razafimbelo, L. Chapuis-Lardy, M. Brossard, M. Bernoux, É. Drieux</i>	
Liste des auteurs	265

Préface

Lorsqu'il nous a été proposé de rédiger la préface de cet ouvrage sur les sols en Afrique, nous avons tout de suite perçu non seulement l'intérêt de mettre en avant les conclusions de cette étude pour notre pays, mais surtout la portée de ce livre pour notre continent et pour le monde. Nul besoin de préciser que l'enjeu de la santé des sols n'est propre ni au Bénin, ni à l'Afrique, et que c'est en cela qu'il est du devoir de chacun d'agir à la fois pour préserver ce qui peut l'être et pour restaurer ce qui doit l'être.

Le constat dressé par ce livre est, en effet, simple et alarmant. Partout, les sols se dégradent fortement alors qu'ils sont une ressource naturelle indispensable. Leur rôle dans la production agricole est capital, évident même, mais peu ont conscience que leur contribution va bien au-delà : leur bonne santé est, pour notre environnement, un facteur essentiel de biodiversité et, pour l'homme, la garantie de sa subsistance.

Ce livre constitue désormais une ressource précieuse pour l'Afrique, et au-delà pour tous les francophones. Il présente de façon détaillée l'importance de maintenir les stocks de carbone des sols et sur la base d'études scientifiques rigoureuses la diversité des contextes nationaux africains. Il fait des données récoltées une base solide sur laquelle décideurs, chercheurs, agriculteurs, membres de la société civile peuvent dorénavant s'appuyer pour discuter, adapter, mettre en œuvre, évaluer, et partager des solutions concrètes à la hauteur de cet enjeu.

Dès lors, cet ouvrage ne peut rester sans induire de changements. Il est un appel à agir dès à présent, à réagir face aux effets déjà perceptibles des changements climatiques. Il est, d'ailleurs, publié dans un contexte qui voit les enjeux de l'agriculture et ceux des changements climatiques placés au centre des réunions et négociations internationales. La question des sols, en particulier, est même l'un des thèmes expressément mentionnés dans la décision de Koronivia établissant une action commune pour l'agriculture. Lors de ces ateliers de Koronivia, les pays ont l'occasion d'échanger sur les pratiques à mettre en place, concrètement, dès à présent, pour transformer leurs agricultures. Les pays africains se réunissent d'ailleurs régulièrement dans le cadre d'ateliers régionaux

et sont parvenus à faire naître et à défendre une vision et une position communes pour l'Afrique.

Cet engagement des pays à l'échelle régionale ou internationale se concrétise également dans le cadre de l'Accord de Paris de 2015 à travers les contributions déterminées au niveau national (CDN) dans lesquelles les pays font part de leurs ambitions à agir contre les changements climatiques. Le Bénin et l'ensemble des pays africains, comptent bien tirer parti de ce livre, des discussions et négociations internationales en cours pour nourrir leurs réflexions et leur engagement global pour une agriculture adaptée et résiliente.

Par notre contribution et celles d'autres pays de la région, nous espérons que cette lecture permettra de démontrer à travers l'exemple africain l'urgence de la situation, la nécessité d'une prise de conscience rapide mais, bien au-delà, notre capacité à améliorer significativement et durablement la santé de nos sols.

M. Ibila Djibril

Président du conseil d'administration
du Fonds pour l'adaptation
au changement climatique

Négociateur pour le Bénin
de l'Action commune de Koronivia
pour l'agriculture.

Ministère du Cadre de vie
et du Développement durable
(Bénin)

Pr. Martin Pépin Aïna

Directeur général
de l'Environnement et du Climat.

Ministère du Cadre de vie
et du Développement durable
(Bénin)

Remerciements

En 2013, le ministère français en charge des Affaires étrangères a développé un « Programme d'appui à la recherche en réseau en Afrique (PARRAF) » et a lancé, dans ce cadre, un appel à projets de réseaux. Le réseau CASA est né de cette impulsion, sans laquelle la mise en commun des travaux présentés dans cet ouvrage n'aurait pu être possible. Les éditeurs scientifiques de cet ouvrage souhaitent remercier le programme PARRAF et l'ensemble des auteurs et des membres du réseau CASA, ainsi que Christian Feller (IRD) pour sa relecture attentive de l'ouvrage.

Nous remercions également l'ensemble de nos institutions pour leur accompagnement, leur soutien pendant l'acquisition des données mais aussi dans la valorisation de ces données à travers cet ouvrage. Nous remercions particulièrement l'ensemble des personnels techniques et administratifs de chacune des institutions des auteurs pour leur investissement dans les missions de terrain desquelles sont issus les milliers de prélèvements de sol dont les données sont présentées dans les pages qui suivent. Nos collègues et les étudiants ne sont pas toujours auteurs mais ont nourri les discussions scientifiques et techniques de l'ouvrage. Les agriculteurs et l'ensemble des acteurs du milieu rural, qui accueillent les équipes de recherche, nous font aussi réfléchir sur nos données, nos analyses et nos conclusions et nous apportent de riches informations pour construire une science partagée.

Nous remercions l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) pour son soutien financier, ses conseils et sa relecture qui nous ont permis de mener à bien l'édition de cet ouvrage.

Nous espérons que ces données motiveront de nouveaux projets et de jeunes scientifiques à poursuivre notre compréhension de la dynamique des stocks de carbone des sols africains.

Introduction

Usages des sols et stocks de carbone en Afrique

*Tiphaine CHEVALLIER, Lydie CHAPUIS-LARDY,
Martial BERNOUX, Tantely M. RAZAFIMBELO
Michel BROSSARD, Étienne DRIEUX*

Avec une surface de 30,4 millions de km², le continent africain est le troisième continent le plus vaste de la planète. Il possède 13 % des terres arables du monde, pour une population d'1,3 milliard d'habitants, soit 12 % de la population mondiale. L'évolution de cette population ne cesse d'interroger les démographes, ne serait-ce que pour l'enjeu de sécurité alimentaire.

Les sols sont une ressource vitale pour répondre à cette nécessité d'intensifier la production agricole. Ils sont aussi essentiels pour filtrer l'eau, préserver la biodiversité et stocker du carbone atmosphérique. En tant que réservoir essentiel de carbone, les sols ont en effet un rôle primordial dans la lutte contre l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. Les sols et leurs usages sont ainsi au centre de nombre d'enjeux et d'objectifs de développement durable (ODD) définis par les Nations unies, notamment les ODD 2 « Faim zéro », 13 « Mesures relatives à la lutte contre les changements climatiques », 15 « Vie terrestre », 12 « Consommation et production responsables » et 1 « Pas de pauvreté ».

En Afrique, l'enjeu de la préservation des sols est d'autant plus important que l'agriculture est un pilier de l'économie africaine. Essentiellement familiale, elle occupe une majorité de la main d'œuvre et constitue la principale source de revenus des populations rurales.

Des sols dégradés et une perte de productivité agricole

Les sols africains connaissent de fortes dégradations, notamment ceux qui ont été défrichés pour y pratiquer l'agriculture ou le pâturage. Des pratiques culturales et/ou d'irrigation inappropriées et des événements climatiques extrêmes (sécheresses, ouragans, extrêmes thermiques) modifient la croissance végétale et la dynamique des matières organiques, et accentuent les problèmes de dégradation des sols. Ces dégradations s'observent par des phénomènes d'érosion hydrique et éolienne, d'acidification et de salinisation, par de fortes diminutions de la teneur en carbone et éléments nutritifs et de la biodiversité.

Le pourcentage de sols dégradés varie selon les études et les formes de dégradation prises en compte. Sans tenir compte des terres non-productives (déserts, étendues salées, lacs et reliefs escarpés), on peut estimer que 22 % du continent africain sont affectés par une forme de dégradation des sols (JONES *et al.*, 2013).

Le carbone des sols, de quoi parle-t-on ?

Carbone et matière organique du sol

La végétation des écosystèmes absorbe du CO₂ lors de la photosynthèse. La matière organique (MO) produite constitue la biomasse de la végétation, celle-ci étant progressivement intégrée à la litière, puis au sol. Le stock de carbone d'un sol est souvent confondu avec celui des MO. En effet, 50 à 55 % de la MO sont constitués de carbone.

On parle alors de carbone organique des sols (COS). Le COS est donc le résultat de la décomposition d'apports organiques, soit des végétaux (racines, litières de feuilles, résidus de culture) laissés au sol, soit du compost ou des fumiers. Le COS a plusieurs formes. Ce sont des « restes » de la décomposition ou des produits microbiens issus de la décomposition et associés aux particules minérales du sol (MILTNER *et al.*, 2012 ; KALLENBACH *et al.*, 2016). Les matières de plus grandes tailles, généralement supérieures à 50 µm, sont plus ou moins reconnaissables à l'œil nu ou à la loupe binoculaire. Ce sont des « squelettes » de feuilles, des débris millimétriques de racines ou de feuilles. On appelle ce carbone organique, ou cette matière organique, des matières particulaires (*particulate organic matter* en anglais). Les matières organiques de plus petites tailles, inférieures à 50 µm, sont des matières amorphes intégrées à la matrice minérale du sol. Le stock de carbone organique est dynamique, d'autant plus dans les environnements chauds et humides favorables à l'activité biologique des sols, puisqu'il est sans cesse en renouvellement par des apports organiques réguliers et des pertes par minéralisation ou par décomposition.

La minéralisation du COS, via la décomposition des MOS, libère du CO₂ issu de l'activité biologique hétérotrophe, essentiellement microbienne et fongique. Elle participe également au recyclage des éléments nutritifs – azote, phosphore, potassium – indispensables à la croissance des plantes. Les sols émettent donc du CO₂ lors des processus de décomposition de la matière organique mais, globalement, le bilan est négatif : ils captent plus de carbone qu'ils n'en rejettent et sont ainsi considérés comme des puits de carbone. L'essentiel du carbone terrestre (2 000-3 000 Gt C¹) est ainsi localisé dans les sols, 1 500 à 2 400 Gt C se situant dans le premier mètre des sols, contre 830 Gt C dans l'atmosphère et 450-650 Gt C dans la biomasse végétale (CIAIS *et al.*, 2013). Issu des apports organiques de surface transformés par l'activité biologique, le carbone organique des sols est alors plus important en quantité en surface qu'en profondeur.

Carbone organique et inorganique

Dans les sols dits « carbonatés » surtout situés dans les zones arides et semi-arides d'Afrique du Nord, les stocks de carbone contiennent également du carbone sous une forme minérale. Ce sont des carbonates de calcium (calcite, CaCO₃) ou, dans une moindre mesure, de magnésium (dolomie, MgCO₃), de fer (sidérite, FeCO₃) ou de sodium (Na₂CO₃). Ils sont issus directement de la fragmentation de la roche-mère ou bien de la formation et de l'évolution du sol sous forme de nodules, lamelles, cristaux (ce sont alors des matériaux secondaires). Contrairement au carbone organique, le carbone inorganique prédomine en profondeur. Il représente 35 % des stocks de carbone terrestre totaux, avec toutefois une répartition hétérogène puisque 97 % du carbone inorganique sont situés dans les zones sèches (BERNOUX et CHEVALLIER, 2013). Dans les sols de ces régions, les teneurs en carbone inorganique peuvent être 2 à 10 fois supérieures aux teneurs en carbone organique.

Peu d'études quantifient et explicitent la dynamique du carbone inorganique des sols. Dans les études sur l'impact de tel ou tel usage sur la dynamique des stocks de carbone des sols, seul le carbone organique est comptabilisé. En effet, le carbone organique est (1) considéré plus dynamique à court terme et davantage impacté par les activités humaines que le carbone inorganique (LAL, 2004) même si des interactions à court terme entre les deux types de carbone ont été mises en évidence (CHEVALLIER *et al.*, 2017), et (2) directement lié aux flux de minéralisation d'azote et de phosphore et donc à la fertilité des sols.

De plus, des difficultés compliquent les études – de fait peu nombreuses – des sols carbonatés. La première difficulté est l'échantillonnage, du fait de la grande quantité de cailloux présents dans ces sols qui rend difficiles le prélèvement des échantillons et la mesure de la densité apparente (indispensable au calcul des stocks de carbone). Dans ces sols, le carbone organique est réparti de façon très hétérogène et souvent en faibles concentrations (difficulté de prélever un

1. Gt : gigatonne, soit un milliard de tonnes de carbone.

échantillon représentatif). La seconde difficulté est analytique avec une difficile différenciation des teneurs en carbone organique et de celles en carbone inorganique.

Les charbons

D'autres formes caractéristiques du carbone des sols sont les charbons. Issus des feux de brousse, des techniques d'abattis-brûlis (*slash and burn* en anglais) ou d'apports de biochars (amendements issus de la pyrolyse de biomasse végétale), ces charbons ont des compositions chimiques et des caractéristiques qui peuvent être variées car dépendantes des conditions de pyrolyse et de la biomasse avant pyrolyse. Même si les charbons se caractérisent par des temps de résidence très élevés par rapport à d'autres MO dans les sols, leur composition chimique et leur structure sont susceptibles de changer au cours du temps (QUÉNÉA *et al.*, 2006) et leurs interactions avec d'autres composantes minérales et biologiques des sols au cours du temps nécessitent de plus amples investigations. Du fait de difficultés analytiques et de coûts d'analyse, ces charbons, pourtant parfois présents en grande quantité dans les sols connaissant des brûlis réguliers (jusqu'à 30 % de leur carbone, RUMPEL *et al.*, 2006), sont peu étudiés et ne seront donc pas abordés dans cet ouvrage.

La mesure du carbone organique des sols

Mesures et unités de mesure

Selon les études, les données de stocks peuvent être exprimées en carbone total, carbone organique, MO, voire en C-CO₂ stocké. Lorsque l'étude est centrée sur l'impact des usages des sols ou des pratiques agricoles sur les bilans de carbone (dans une optique de lutte contre le changement climatique), on s'intéresse aux stocks de carbone total ou de carbone organique exprimés en mégagrammes ou tonnes par hectare, ou encore en kilogrammes par m² (Mg C.ha⁻¹, t C.ha⁻¹, kg C.m⁻²) sur une profondeur donnée, généralement 0-30 cm telle que recommandée par les lignes directrices du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2006). Lorsque le sujet est centré sur la qualité ou la fertilité des sols, on s'intéresse plutôt à la teneur – ou concentration – de MO dans les sols, exprimée en gramme de MO par kilogramme de sol (g MO.kg⁻¹sol), en général dans la couche superficielle du sol (0-10 ou 0-20 cm de profondeur).

Pour comparer les résultats de différentes études, il faut dès lors faire attention à l'unité et à la profondeur de sol considérée. Il existe un rapport de conversion couramment utilisé entre carbone organique et MO, le « coefficient de van Bemmelen » (MO/COS = 1,72). Néanmoins, ce rapport varie selon les types de MO. Une synthèse bibliographique de 2010 indique qu'un rapport MO/COS de 2 serait plus adapté dans la plupart des cas (PRIBYL, 2010).

Pour mesurer un stock de carbone d'un sol sur une épaisseur donnée, il faut tout d'abord connaître la teneur en carbone du sol (en g C.kg⁻¹ sol), la densité du sol et la proportion de graviers (> 2 mm) qui s'y trouvent (en kg.dm⁻³) (chap. 1). Les teneurs en carbone sont mesurées sur des échantillons de sol de petites quantités. Les deux principales méthodes d'analyse sont destructives. Ce sont en effet des méthodes d'oxydation par voie humide (WALKLEY et BLACK, 1934) et une méthode par combustion sèche (à une température de 900 °C) avec dosage du CO₂ produit lors de la combustion (par analyseur élémentaire CHN). Ces méthodes sont réalisées sur des échantillons de petites tailles (quelques milligrammes pour la combustion). Elles nécessitent de préparer les échantillons de sol (avec un broyage fin < 250 µm) et de s'assurer de la représentativité de ces échantillons ; elles peuvent être polluantes (oxydation) ou coûteuses (combustion). Des méthodes alternatives se développent comme la spectrométrie infrarouge de laboratoire ou de terrain (par exemple BARTHÈS *et al.*, 2006 ; VISCARRA ROSSEL *et al.*, 2016 ; CAMBOU *et al.*, 2016).

Ces méthodes d'analyse ainsi que la connaissance des déterminants de la variabilité des stocks de carbone (types de sols, usages des sols) sont des préalables à l'extrapolation des données sur des territoires plus vastes (partie I de l'ouvrage).

Stock, stockage et séquestration du carbone dans les écosystèmes terrestres

Le stock de carbone du sol est la mesure d'un état, à un moment donné, pour une superficie donnée, exprimé en unité de masse. Le stockage de carbone est le bilan de carbone entre les apports organiques (biomasse végétale, amendements organiques sous forme de compost, fumier, etc.) et les sorties de carbone, dues à la minéralisation des MO, en CO₂ (essentiellement via la respiration hétérotrophe des microorganismes du sol). Ce stockage, ou ΔC, est la différence de stocks de carbone d'un système entre deux dates (échelle pluriannuelle supérieure à 10 ans pour une étude dite « diachronique ») ou la différence de stocks de carbone de deux systèmes supposés identiques à une date antérieure et ayant évolué différemment selon leur mode d'usage ou de contraintes environnementales (étude dite « synchronique »). Évaluer le potentiel de stockage d'une pratique revient à évaluer le stockage de carbone additionnel par rapport à une pratique de référence.

La séquestration du carbone est le résultat de ce bilan plus celui de l'ensemble des émissions de GES (essentiellement le protoxyde d'azote, N₂O, et le méthane, CH₄) issues de la décomposition microbienne des MO dans certaines conditions d'aération des sols et souvent liées à l'application d'engrais azotés en agriculture (BERNOUX *et al.*, 2006). Ces émissions sont comptabilisées en équivalents CO₂ grâce à des facteurs de conversion, les potentiels de réchauffement global (PRG de 1 pour le CO₂, 298 pour le N₂O et 34 pour le CH₄, sur un pas de temps de 100 ans, MYHRE *et al.*, 2013). Le stockage de carbone lors d'un changement d'usage et/ou de gestion des terres est une composante de la séquestration du carbone, même si parfois, et de plus en plus souvent, le stockage de carbone est confondu avec la séquestration du carbone, entendue alors comme son expression sous forme de flux. Pour évaluer

la séquestration du carbone, donc la fonction qui consiste à l'introduire dans le sol, et qu'il y soit conservé, il faut faire des bilans. Dans ces bilans, la séquestration du carbone comptabilise un transfert additionnel de CO₂-équivalent de l'atmosphère vers les compartiments terrestres, sols ou végétations, mais aussi les pertes par émission de GES (POWLSON *et al.*, 2011). Le carbone étant mobile entre les différents compartiments d'un agro-écosystème et dynamique dans le temps, la quantification de la séquestration liée à un mode d'usage des terres, se fait dans un espace et un intervalle de temps définis, en général sur 20 ans et au moins à une profondeur de 0-30 cm de sol (GIEC, 2006). Les dimensions spatiale et temporelle de la séquestration sont donc majeures.

Saturation, déficit de saturation et potentiel de stockage de carbone

La fraction minérale fine du sol, qui correspond aux argiles granulométriques (< 2 µm) et aux limons fins (2-20 µm), est un élément clé de la stabilisation du COS (KLEBER *et al.*, 2015). Le carbone organique, issu d'exsudats racinaires et de l'activité microbienne des sols, se lie à cette fraction et y est stabilisé durablement. Il a été proposé que la teneur de cette fraction fine d'un sol (teneur en argiles et limons fins) ait une capacité finie de protéger le carbone. Une capacité maximale, ou saturation en carbone stabilisé, d'un sol a pu ainsi être définie selon sa texture ou sa teneur en fraction fine (HASSINK, 1997). Sur la base de cette hypothèse, un déficit de saturation peut être calculé. C'est la différence entre cette teneur maximale de carbone associée à la fraction fine, et sa teneur actuelle. Ce concept de saturation est régulièrement remis en cause : existe-t-il une limite supérieure de stock de carbone dans les sols et, si oui, comment mesurer cette capacité maximale de stockage de carbone selon les types de sol (BARRÉ *et al.*, 2017) ? Le potentiel de stockage d'un sol est défini comme la potentialité d'un sol à stocker du carbone additionnel par rapport à une pratique de référence. S'il dépend en partie de ce concept de saturation et en tout cas des propriétés physiques du sol, il dépend également de l'usage de ces sols et des pratiques agricoles qui sont menées. Les contraintes freinant l'atteinte d'un tel potentiel de stockage de carbone dans le sol ne sont pas uniquement biophysiques mais également techniques et socio-économiques (PELLERIN *et al.* 2019).

Pratiques agricoles et stockage de carbone dans les sols

Les facteurs qui influencent les stocks de carbone organique sont naturels (climat, type de végétation, type de sol) et anthropiques (usages des sols, pratiques agricoles). Les stocks de carbone dans les sols résultent du bilan entre trois

processus : les apports organiques (litières aériennes et racinaires, amendements), la décomposition de ces apports par les activités biologiques des sols et la stabilisation de la MO par la matrice minérale des sols (particules d'argiles, oxydes) (DERRIEN *et al.*, 2016). Les usages des sols et les pratiques agricoles qui augmentent les apports organiques sont ceux qui permettent un stockage de carbone additionnel (FUJISAKI *et al.*, 2018a).

Les entrées de carbone (exogènes ou non) sont multiples dans les sols, et fluctuantes au fil des saisons (sèches et humides). Elles le sont également selon le type d'agro-écosystème. Par exemple, les entrées organiques sont généralement plus faibles sous une culture annuelle que sous une forêt. Ainsi les stocks de carbone des sols sont bien plus élevés sous une forêt ou une prairie que sous des cultures annuelles surtout si aucun résidu de culture ou amendement organique n'y est laissé ou apporté.

Le carbone organique des sols, ou la matière organique, est un continuum de matières plus ou moins complexes en perpétuel renouvellement. Leur temps de résidence dans le sol varie selon leur composition biochimique et leurs associations aux particules minérales du sol, en particulier les argiles (DERRIEN *et al.*, 2016). Ainsi, les matières organiques particulières ont des taux de renouvellement de quelques mois à quelques années et participent davantage au recyclage des éléments nutritifs indispensables à la croissance des plantes (WOOD *et al.*, 2016). Les matières organiques associées aux argiles des sols ont des taux de renouvellement plus lents et sont considérées comme stables. Ainsi les sols argileux ont généralement des stocks de carbone plus élevés que les sols sableux. La teneur en argiles granulométriques et limons fins des sols est un déterminant majeur du stock et de la capacité maximale à stabiliser ce carbone organique dans le sol. Pourtant les données expérimentales disponibles issues d'essais au champ ont peine à montrer qu'une modification des pratiques agricoles puisse combler le déficit de saturation de carbone du sol lié aux particules fines (FUJISAKI *et al.*, 2018b). À court terme, le stockage de carbone après un changement de pratiques agricoles ne serait guère plus élevé dans un sol argileux que dans un sol sableux. Ce résultat surprenant vient peut-être du fait qu'il existe peu d'études sur de longues durées de suivi des stocks organiques suite à des changements de pratiques agricoles, en milieu tropical.

D'après le GIEC (2006), la réduction du travail du sol, voire la suppression du labour, est souvent considérée comme une option pour augmenter le stockage du COS dans les sols. En effet, le travail du sol détruit sa structure, stimulant ainsi la décomposition des matières organiques qui s'y trouvent. Ainsi, la suppression du travail du sol limiterait cette décomposition et favoriserait la stabilisation du carbone dans le sol. Toutefois, d'autres études remettent en cause ou discutent l'importance de ce facteur sur le stockage (par exemple ANGERS et ERIKSEN-HAMEL, 2008 ; LUO *et al.*, 2010, DIMASSI *et al.*, 2014 ; HADDAWAY *et al.*, 2017 ; CHENU *et al.*, 2019 ; OGLE *et al.*, 2019).

Le taux d'humidité d'un sol joue sur son activité biologique et donc sur les vitesses de décomposition de la matière organique. De plus, ce taux joue

également sur les taux de production d'autres gaz à effet de serre, comme le N_2O et le CH_4 , et peut modifier les bilans de séquestration de C. Ceci est particulièrement important dans la conduite de l'irrigation des rizières (RAZAFIMBELO *et al.* 2015a).

La température influence également les activités microbiologiques des cycles du carbone, de l'azote et du phosphore (ANDRIAMANANJARA *et al.*, 2019). En général, ces activités sont multipliées par un facteur 2 pour une augmentation de la température du sol de 10 °C. Toutefois au-delà de 50 °C, une limitation de la minéralisation de la MOS est constatée sur le long terme (HAMDI *et al.*, 2013).

Des solutions concrètes (amendement organique, agroforesterie, association ou rotation de cultures) existent pour stocker davantage de carbone dans les sols. Cependant, la définition et la quantification du potentiel de stockage du carbone des sols sont au centre des discussions : Où ? Comment ? Quelles pratiques culturales ? À quelles échelles de temps peut-on espérer stocker du carbone dans les sols ? Quelle est la capacité maximale d'un sol à stocker du carbone ? Ce maximum est-il l'objectif principal à atteindre ? Pour qui ? Quels moyens cela demande-t-il ? Les conditions de travail des agriculteurs qui mettent en œuvre les pratiques agricoles dites « stockantes » sont-elles supportables ?

À diverses échelles de temps et d'espace, les processus de stockage de carbone dans les sols et le maintien de ces stocks ont des implications dans la production agricole et la gestion des terres et des problèmes environnementaux sous la pression de l'évolution démographique ou du changement climatique, appelant à des choix économiques et sociétaux par les populations. En effet s'il faut accentuer les processus de stockage, il est aussi nécessaire de « sécuriser » les puits de carbone et d'éviter leur perte par des pratiques et des usages non adaptés. La pérennité des stocks de carbone repose sur des questions qui dépassent l'objet de cet ouvrage, par exemple l'évaluation des bénéfices individuels et collectifs que ces stocks apportent et la sécurisation des « bonnes pratiques » par des conditions sociales, économiques, juridiques, politiques et techniques appropriées.

Le COS, un indicateur de l'état et du fonctionnement des sols

Les MO (ou carbone organique) sont au cœur des propriétés des sols : leur fertilité pour la production agricole, leur biodiversité, leur résistance à l'érosion, leur rétention et capacité de filtration de l'eau et des polluants. En se décomposant, ces MO participent au recyclage des éléments nutritifs (N, P, K, etc.) indispensables à la croissance des plantes ; elles sont sources d'énergie pour les organismes hétérotrophes du sol et leur présence permet de maintenir la structure des

sols et de contribuer, avec les argiles, à la capacité d'échange des ions, voire des polluants. Maintenir un taux de matière organique dans les sols est donc bénéfique pour le climat (puits de carbone) mais aussi pour l'ensemble des services écosystémiques que procurent les sols à nos sociétés. Ce ne sont pas les mêmes compartiments organiques qui sont en jeu. Les compartiments les plus stables associés aux fractions fines du sol (argiles et limons fins) participent peu au recyclage des éléments nutritifs et à la production agricole à court terme (objectif de sécurité alimentaire) mais plutôt à la stabilisation du carbone à long terme (objectif de lutte contre le réchauffement climatique).

Une perte de matière organique du sol, et donc de carbone organique, surtout lorsque les niveaux initiaux sont faibles comme dans les régions sèches et/ou dans les sols sableux, se traduit invariablement par la dégradation des sols et de leurs fonctions associées, notamment celle de soutenir la production agricole provoquant alors un cercle vicieux de dégradation (LAL, 2004). Au contraire, le fait d'augmenter la matière organique améliore directement la qualité et la fertilité du sol contribuant ainsi à la résilience et la durabilité de l'agriculture et, de fait, à la sécurité alimentaire des sociétés.

Le taux de matière organique et/ou la teneur en carbone organique des sols sont ainsi considérés comme des indicateurs clés de la santé des sols, pour leurs fonctions agricoles et environnementales (FAO-ITPS, 2016).

Action commune de Koronivia pour l'agriculture

La richesse des interactions entre l'atmosphère, la végétation, le sol et les sociétés, fait des zones continentales des espaces complexes à étudier mais essentiels dans les stratégies de réduction des émissions et de piégeage de CO₂ atmosphérique. Le secteur « agriculture, foresterie et autres utilisations des terres » (AFOLU) défini par le GIEC, est ainsi reconnu comme ayant un rôle majeur dans les stratégies de réduction et de piégeage du CO₂ (SMITH *et al.*, 2014). Préserver les stocks de carbone des forêts en évitant la déforestation et restaurer les forêts naturelles font partie des principaux moyens de stockage de carbone (LEWIS *et al.*, 2019). Toutefois, ces politiques, vertueuses sur les plans « biodiversité » et « climat », sont parfois controversées sur le plan social (faible prise en compte des populations locales dans les prises de décision et le partage des bénéfices, impacts sur leur subsistance et leurs conditions de vie). L'agriculture est un mode d'utilisation des sols complexe. Les productions et les techniques agricoles sont diversifiées et les potentiels de séquestration du carbone également. Plus difficile à évaluer et à contrôler, le potentiel de l'agriculture pour stocker du carbone a été initialement écarté des discussions

internationales. Ainsi, même si l'agriculture est mentionnée dans le texte de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) dans son article 4 sur les engagements des Parties, il faut attendre 2006 pour que l'un de ses organes subsidiaires, celui du conseil scientifique et technologique (SBSTA), se penche sur l'atténuation dans le secteur de l'agriculture. La vulnérabilité des activités agricoles au changement climatique et les impératifs de sécurité alimentaire ont fait que ce secteur a pris progressivement une place importante dans les négociations internationales sur le climat.

Lors de la 23^e conférence des Parties (COP23, 2017), les Parties ont adopté « l'Action commune de Koronivia pour l'agriculture ». Cette décision a été le premier résultat tangible et la première décision de la COP dans l'histoire des négociations sur l'agriculture (DRIEUX *et al.*, 2019). Cette décision demande aux deux organes subsidiaires de la CCNUCC – l'organe subsidiaire de mise en œuvre (SBI) et le SBSTA – de travailler conjointement à la résolution des enjeux liés à l'agriculture et notamment les sols : « amélioration du carbone du sol, de la santé des sols et de la fertilité des sols dans les systèmes applicables aux pâturages et aux terres cultivables ainsi que dans les systèmes intégrés, y compris la gestion des ressources en eau ». À noter, les autres thèmes inscrits dans cette décision sont également importants pour les sols et leur gestion :

- évaluation de l'adaptation, des retombées positives de l'adaptation et de la résilience ;
- amélioration de l'utilisation des nutriments et de la gestion des effluents d'élevage pour des systèmes agricoles durables et résilients ;
- amélioration des systèmes d'élevage y compris les systèmes de production agropastoraux ;
- dimension socio-économique liée à la sécurité alimentaire du secteur agricole dans le contexte du changement climatique.

L'Action commune de Koronivia (KJWA) fournit un cadre pour renforcer la place de l'agriculture dans les discussions internationales sur le climat, à la fois pour son rôle dans la réduction de la concentration en GES dans l'atmosphère et pour ses besoins d'adaptation face au changement climatique. C'est aussi l'objectif de l'initiative « 4 pour mille, les sols pour la sécurité alimentaire et le climat ». Lancée par la France lors de la COP 21 (Paris, 2015), cette initiative cherche à promouvoir le rôle crucial des sols agricoles dans la sécurité alimentaire mais aussi la lutte contre le changement climatique via la séquestration du carbone. Aujourd'hui, plusieurs pays du Sud s'appuient sur les secteurs forestiers (par exemple la réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts, REDD) et agricoles pour apporter leurs contributions déterminées au niveau national (CDN) dans le cadre de l'atténuation et de l'adaptation au changement climatique (GCF, 2019). Ainsi, différentes études montrent qu'il existe une place prépondérante des secteurs agricoles (incluant les cultures, l'élevage, la foresterie, les pêches et l'aquaculture) dans les CDN (STROHMAIER *et al.*, 2016 ; CRUMPLER *et al.*, 2019a), notamment en Afrique (CRUMPLER *et al.*,

2017). Il est, en effet, de plus en plus reconnu au niveau international que l'action en faveur du climat issue des secteurs agricoles peut influencer et transformer la lutte contre le changement climatique (IPCC, 2019), et peut être un élément moteur de la réalisation du programme de développement durable à l'horizon 2030 et de ses ODD (CRUMPLER *et al.*, 2019b).

En Afrique, l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) apporte un appui technique pour la formulation et la mise en œuvre d'actions par les secteurs agricoles et forestiers permettant la réalisation des objectifs inscrits dans les CDN. C'est aussi l'objectif du réseau « Carbone des sols pour une agriculture durable en Afrique » (CASA). Cet ouvrage fait le point sur les données concernant le carbone des sols africains, en appréhendant les méthodologies employées, les mesures et expérimentations développées, les pratiques agricoles testées et les acteurs concernés.

Le réseau CASA

Le réseau CASA² regroupe des chercheurs – pédologues, écologues et agronomes essentiellement francophones – d'Afrique et de France. Initié et soutenu de 2013 à 2015 par l'Institut de recherche pour le développement (IRD) et l'Agence inter-établissements de recherche pour le développement (AIRD) au travers d'un projet du Programme d'appui à la recherche en réseau en Afrique (PARRAF) du ministère français en charge des Affaires étrangères, le réseau CASA est né d'une collaboration entre chercheurs africains et européens convaincus de la nécessité de considérer le carbone du sol pour la durabilité et la résilience des systèmes agricoles et pour la réduction des taux des gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Soutenu aujourd'hui par le programme « Groupement de recherche international au Sud » (GDRI-Sud) de l'IRD, le réseau CASA est animé principalement par cinq équipes de recherche d'Afrique et Madagascar et par l'IRD ; il est riche de vingt-et-une équipes de recherche issues de onze pays africains francophones.

L'objectif du réseau est de promouvoir les enjeux autour des sols agricoles en Afrique. Les travaux de recherche des membres du réseau contribuent à comprendre, quantifier et modéliser le potentiel de séquestration de carbone des sols selon leurs usages, de comprendre la distribution et la dynamique des stocks de carbone dans les sols mais aussi de promouvoir l'importance de cet indicateur de la santé des sols dans les problématiques en lien avec la production agricole et le climat.

2. www.reseau-carbone-sol-afrique.org

Depuis la naissance de CASA en 2013, la thématique de la séquestration du carbone s'est développée, notamment en 2015 sous l'impulsion de l'initiative « 4 pour mille, les sols pour la sécurité alimentaire et le climat », puis plus récemment de l'Action commune de Koronivia pour l'agriculture. Néanmoins, les spécificités de l'agriculture du ou des Suds doivent être reconnues dans un contexte où la séquestration continentale du carbone est aujourd'hui discutée internationalement et considérée globalement. La gestion du carbone des sols, à travers celle des biomasses et des ressources organiques, est centrale pour l'agriculture à bas intrants des pays du Sud. Elle est indispensable à la fertilité des sols et à leur adaptation face au changement climatique.

Les recherches conduites par les différents membres du réseau depuis une vingtaine d'années alimentent les discussions internationales, grâce à leur participation aux COP de la CCNUCC et de la Convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification (CNUCLD), ainsi qu'au Global Soil Partnership (GSP) et Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS) hébergés par la FAO. Ces recherches sont menées individuellement ou collectivement selon les projets (projets SOCA, CIRCASA, LMI IESOL, JEI SERVIPALM, JEI PRODIGE)³. Elles ont déjà eu l'occasion de s'illustrer grâce à des communications communes lors de conférences internationales (RAZAFIMBELO *et al.*, 2015ab, 2016). Le réseau organise également des ateliers, des formations, des conférences, crée et diffuse des vidéos de sensibilisation de différents acteurs au niveau local. L'ensemble de ces produits a considérablement accru la reconnaissance internationale d'un collectif de chercheurs Sud-Nord sur le thème de la séquestration du carbone dans les sols agricoles en Afrique.

Les bénéfices du réseau pour l'ensemble de ses membres résident dans les échanges, essentiellement scientifiques (intra- et interdisciplinarité), sources de partage de connaissances (valorisation, notoriété sur la scène internationale), de compétences (formation, développement d'outils pour les échanges à l'interface science-politique-société civile) et d'expériences.

3. Projet SOCA, « Le carbone des sols au service de l'agriculture familiale tropicale » : <https://group.bnpparibas/actualite/soca-carbone-sols-service-agriculture-familiale-tropicale>

PROJET CIRCASA, *Coordination of International Research Cooperation on soil Carbon Sequestration in Agriculture* : <https://www.circasa-project.eu/>

LMI IESOL, laboratoire mixte international « Intensification écologique des sols cultivés en Afrique de l'Ouest » : www.ird.fr/la-recherche/laboratoires-mixtes-internationaux-lmi/lmi-iesol-intensification-ecologique-des-sols-cultives-en-afrique-de-l-ouest

JEI SERVIPALM, jeunes équipes associées à l'IRD « Services écosystémiques des systèmes agroforestiers villageois à base de palmier à huile en Afrique soudano-guinéenne » : www.ird.fr/la-recherche/jeunes-equipes-associees-a-l-ird-jei/jei-en-cours-de-soutien-par-departement-scientifique/departement-ecologie-biodiversite-et-fonctionnement-des-ecosystemes-continentaux-ecobio/jei-servipalm-benin-2017-2019

JEI PRODIGE « Intensification agro-écologique de la production d'igname et autres cultures vivrières en Côte d'Ivoire » : www.ird.fr/la-recherche/jeunes-equipes-associees-a-l-ird-jei/jeunes-equipes-associees-a-l-ird-jei/jei-en-cours-de-soutien-par-departement-scientifique/departement-ecologie-biodiversite-et-fonctionnement-des-ecosystemes-continentaux-ecobio/jei-ie-prodige-cote-d-ivoire-2016-2019

Besoin de connaissances en Afrique

Selon les dernières estimations fournies par l'Atlas des sols d'Afrique (JONES *et al.*, 2013), la couche superficielle (0-1 m) des sols de ce continent contiendrait 154,6 Gt de carbone, soit 10 à 12 % des stocks de carbone de la planète. Ce qui frappe dans les cartogrammes de cet atlas est la forte variabilité de la distribution des stocks de carbone et les grandes incertitudes qui subsistent dans l'estimation des stocks de carbone.

D'un point de vue pédologique, l'Afrique est originale, avec des types de sols contrastés, dont des zones, à l'ouest et au centre, très homogènes dues à la stabilité géologique, et des zones très hétérogènes à l'est dues à l'évolution de la croûte terrestre. Les modes d'usage des sols sont dynamiques sous la pression démographique : les superficies forestières se réduisent, la pratique et la durée des jachères, la présence de légumineuses, l'accès (ou l'absence d'accès) aux intrants chimiques varient d'une région à l'autre.

Cet ouvrage est le fruit des échanges des expériences de recherche menées par les membres du réseau sur les stocks de carbone et leur dynamique, notamment au Bénin, Côte d'Ivoire, Maroc, Madagascar, Rwanda et Sénégal ; il vise également à nourrir les discussions internationales sur les spécificités des sols africains. Sans être exhaustif à l'échelle de tous les terroirs, cet ouvrage fait un bilan des connaissances et met en perspective les enjeux de recherche et de développement dans ces régions.

L'ouvrage est organisé en quatre parties.

La première partie, constituée de quatre contributions, donne une vision des problèmes méthodologiques liés à la détermination des contenus et des stocks de carbone des sols et de leur spatialisation à diverses échelles : Afrique de l'Ouest (chap. 1), Madagascar (chap. 2), Maroc (chap. 3), Rwanda (chap. 4).

La deuxième partie est une projection nationale des stocks de carbone des sols au Bénin (chap. 5), au Tchad (chap. 6), à Madagascar (chap. 7) et au Sénégal (chap. 8). Cette partie illustre la diversité des zones agro-écologiques, des sols et de leurs modes d'usage et de gestion au sein des pays et la difficulté de la connaissance approfondie des stocks de carbone. Elle montre ainsi la disparité des niveaux de couverture et de précision des connaissances des stocks de carbone selon les pays. La réalisation de cartes des stocks de carbone n'étant pas possible, seules des études ponctuelles fournissent des quantifications des stocks de carbone des sols.

La troisième partie présente des résultats d'expériences spécifiques sur l'impact de pratiques agricoles visant à restaurer les stocks de carbone dans les sols : l'utilisation de bois raméaux fragmentés (chap. 9) ainsi que la pratique de la jachère et l'utilisation de légumineuses dans les rotations culturales (chap. 10).

La quatrième et dernière partie de l'ouvrage met en perspectives nos connaissances sur les stocks de carbone des sols, un des moteurs de la fertilité des

terres, tout d'abord d'un point de vue historique (chap. 11) depuis le livre de C. Pieri sur l'état et les causes de la dégradation des terres en Afrique subsaharienne publié en 1989. Quelles sont les avancées de la recherche sur la compréhension des mécanismes en jeu ? Quelles sont les solutions proposées ? Sont-elles perceptibles en termes de fertilité des sols, de stocks de carbone et de production agricole sur le terrain ? Vient ensuite (chap. 12) le point de vue des acteurs de terrain, agriculteurs et ONG de développement rural. Le stock de carbone des sols est-il un bon indicateur de la fertilité des sols ? Promouvoir l'augmentation des stocks de carbone des sols est-il perçu par les acteurs de terrain comme une promotion d'une agriculture durable ? Cette question est également abordée dans le dernier chapitre de cette partie (chap. 13). Si de nombreux discours considèrent que ces deux points de vue – agro-écologique localement et climatique globalement – ont des objectifs communs vis-à-vis du cycle du carbone, la synergie des bénéfices environnementaux et agronomiques n'est pas toujours évidente. Ce chapitre propose une vision critique du lien entre usages des terres et lutte contre le changement climatique en prenant exemple sur les gestions des savanes ouest-africaines.

La recherche menée en Afrique francophone sur les sols, leurs usages et les impacts associés en termes de stocks de carbone, est une recherche d'intérêt mondial. Elle est également porteuse d'innovations, de perspectives et de nouvelles interrogations, comme le montre cet ouvrage. Celui-ci met également en exergue des opportunités et des directions pour de futures recherches ainsi que les besoins nationaux en matière de données sur le carbone afin que les pays puissent évaluer et améliorer leurs gestions des terres. Même si les objectifs d'atténuation du changement climatique sont louables, la priorité en Afrique demeure la réhabilitation des sols dégradés et la conservation de celles qui ne le sont pas encore, afin de maintenir la productivité agricole et ainsi assurer la sécurité alimentaire dans un contexte où l'adaptation face au changement climatique est incontournable.

Bibliographie

ANDRIAMANANJARA A., CHEVALLIER T., MASSE D., RAZAKAMANARIVO H., RAZAFIMBELO T., 2019

Land management modifies the temperature sensitivity of soil organic carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in a Ferralsol. *Applied Soil Ecology*, 138 : 112-122.

ANGERS D. A. ERIKSEN-HAMEL N. S., 2008
Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis.

Soil Science Society of America Journal, 72 (5) : 1370-1374.

BARRÉ P., ANGERS D. A., BASILE-DOELSCH I., BISPO A., CECILLON L., CHENU C., CHEVALLIER T., DERRIEN D., EGLIN T., PELLERIN S., 2017
Ideas and perspectives: can we use the soil carbon saturation deficit to quantitatively assess the soil carbon storage potential, or should we explore other strategies? *Biogeosciences Discussions*, bg-2017-395.

- BARTHÈS B. G., BRUNET D., FERRER H., CHOTTE J.-L., FELLER C., 2006**
Determination of total carbon and nitrogen content in a range of tropical soils using near infrared spectroscopy: influence of replication and sample grinding and drying. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 14 (5) : 341-348.
- BERNOUX M., CHEVALLIER T., 2013**
Le carbone dans les sols des zones sèches. Des fonctions multiples indispensables. *Les dossiers thématiques du CSFD*. N°10. Montpellier, France, CSFD/Agropolis International, 40 p.
- BERNOUX M., FELLER C., CERRI C. C., ESCHENBRENNER V., CERRI C. E. P., 2006**
« Soil carbon sequestration ». In Roose E., Lal R., Feller C., B. B., Stewart B. A. (éd.) : *Soil erosion and carbon dynamics*, Boca Raton: Taylor et Francis : 13-22.
- CAMBOU A., CARDINAEL R., KOUAKOUA E., VILLENEUVE M., DURAND C., BARTHÈS B. G., 2016**
Prediction of soil organic carbon stock using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in the field. *Geoderma*, 261 : 151-159.
- CHENU C., ANGERS D., BARRÉ P., DERRIEN D., BALESSENT J., 2019**
Increasing organic stocks in agricultural soils: knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188 : 41-52.
- CHEVALLIER T., COURNAC L., BERNOUX M., CARDINAEL R., COZZI T., GIRARDIN C., CHENU C., 2017**
« Soil inorganic carbon and climate change in drylands. an emerging issue? » In *Proceedings of the Global symposium on soil organic carbon*, Rome, Italie.
- CIAS P., SABINE C., BALA G., BOPP L., BROVKIN V., CANADELL J., CHHABRA A., DEFRIES R., GALLOWAY J., HEIMANN M., JONES C., QUÉRÉ C. L., MYNENI R. B., PIAO S., THORNTON P., 2013**
« Carbon and other biogeochemical cycles ». In Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S. K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P. M. (éd.) : *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, United Kingdom & New York, NY, USA, Cambridge University Press.
- CRUMPLER K., LAVAL E., FEDERICI S., EVEILLE F., BERNOUX M., SALVATORE M., DI STEFANO E., DARMAUN M., HEUREUX A., RAMASAMY S., WOLF J., 2017**
Regional analysis of the nationally determined contributions of Eastern Africa: gaps and opportunities in the agriculture sectors. Rome, FAO, 120 p.
- CRUMPLER K., MEYBECK A., FEDERICI S., SALVATORE M., DAMEN B., DASGUPTA S., WOLF J., BERNOUX M., 2019A**
Assessing the role of agriculture and land use in nationally determined contributions. Rome, FAO.
- CRUMPLER K., BLOISE M., MEYBECK A., SALVATORE M., BERNOUX M., 2019B**
Linking nationally determined contributions and the sustainable development goals through agriculture: a methodological framework. Rome, FAO.
- DERRIEN D., DIGNAC M.-F., BASILE-DOELSCH I., BAROT S., CÉCILLON L., CHENU C., CHEVALLIER T., FRESCHET G. T., GARNIER P., GUENET B., HEDDE M., KLUMPP K., LASHERMES G., MARON P.-A., NUNAN N., ROUMET C., BARRÉ P., 2016**
Stocker du carbone dans les sols : quels mécanismes, quelles pratiques agricoles, quels indicateurs ? *Étude et Gestion des Sols*, 23 : 193-223.
- DIMASSI B., MARY B., WYLLEMAN R., LABREUCHE J., COUTURE D., PIRAUX F., COHAN J.-P., 2014**
Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188 : 134-146.
- DRIEUX E., ST-LOUIS M., SCHLICKENRIEDER J., BERNOUX M., 2019**
State of the Koronivia joint work on agriculture – Boosting Koronivia. Rome, FAO, 32 p. www.fao.org/3/ca6910en/ca6910en.pdf
- FAO-ITPS, 2016**
État des ressources en sols du monde – Résumé technique. Rome, FAO-ITPS.
- FUJISAKI K., CHEVALLIER T., CHAPUIS-LARDY L., ALBRECHT A., RAZAFIMBELO T., MASSE D., NDOUR Y. B., CHOTTE J.-L., 2018A**
Soil carbon stock changes in tropical croplands are mainly driven by carbon inputs: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 259 : 147-158.

FUJISAKI K., CHAPUIS-LARDY L., ALBRECHT A., RAZAFIMBELO T., CHOTTE J.-L., CHEVALLIER T., 2018b

Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: implications for soil carbon storage potential in croplands. *Geoderma*, 313 : 41-51.

GCF, 2019

Accelerating REDD+ implementation. *Green Climate Fund working paper*. N°2. Téléchargeable : www.greenclimate.fund/documents/20182/194568/Accelerating_REDD_implementation.pdf/a7da7d6c-3d72-eb8a-b5e0-7bab9027193b

GIEC., 2006

Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Volume 4. Agriculture, foresterie et autres affectations des terres, préparé par le Programme pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (éd), Japon, IGES.

HADDAWAY N. R., HEDLUND K., JACKSON L. E., KÄTTERER T., LUGATO E., THOMSEN I. K., JØRGENSEN H. B., ISBERG P.-E., 2017

How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence*, 6 (1) : 30.

HAMDI S., MOYANO F., SALL S., BERNOUX M., CHEVALLIER T., 2013

Synthesis analysis of the temperature sensitivity of soil respiration from laboratory studies in relation to incubation methods and soil conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 58 : 115-126.

HASSINK J., 1997

The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191 : 77-87.

IPCC, 2019

Climate change and land. An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Summary for policy makers. 43 p.

JONES A., BREUNING-MADSEN H., BROSSARD M., DAMPHA A., DECKERS J., DEWITTE O., GALLALI T., HALLETT S., JONES R., KILASARA M., LE ROUX P., MICHELI E., MONTANARELLA L., SPAARGAREN O., THIOMBIANO L., VAN RANST E., YEMEFACK M., ZOUGMORÉ R. (éd), 2013

Soil Atlas of Africa. Luxembourg, European

Commission, Publications Office of the European Union, 176 p.

KALLENBACH C. M., FREY S. D., GRANDY A. S., 2016

Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nature Communications*, 7:13630.

KLEBER M., EUSTERHUES K., KEILUWEIT M., MIKUTTA C., MIKUTTA R., NICO P. S., 2015

Mineral-organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments. *Advances in Agronomy*, 130 : 1-140.

LAL R., 2004

Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304 (5677) : 1623-1627.

LEWIS S. L., WHEELER C. E., MITCHARD E. T. A., KOCH A., 2019

Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature*, 568 : 25-28.

LUO Z., WANG E., SUN O. J., 2010

Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139 (1) : 224-231.

MILTNER A., BOMBACH P., SCHMIDT-BRÜCKEN B., KÄSTNER M., 2012
SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*, 111 (1) : 41-55.

MYHRE G., SHINDELL D., BRÉON F.-M., COLLINS W., FUGLESTVEDT J., HUANG J., KOCH D., LAMARQUE J.-F., LEE D., MENDOZA B., NAKAJIMA T., ROBOCK A., STEPHENS G., TAKEMURA T., ZHANG H., 2013
« Anthropogenic and natural radiative forcing ». In Stocker T. F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S. K., Doschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P. M. (éd.) : *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press : 659-740. DOI:10.1017/CBO9781107415324.018.

OGLE S., ALSAKER C., BALDOCK J., BERNOUX M., BREIDT F. J., MCCONKEY B., REGINA K., VAZQUEZ-AMABLE G., 2019
Climate and soil characteristics determine where no-till management can store carbon in soils and mitigate greenhouse gas emissions. *Scientific Reports*, 9 (11665).

- PELLERIN S., BAMIÈRE L. (éd.), 2019**
Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1 000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, Inra, 114 p.
<http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Stocker-4-pour-1000-de-carbone-dans-les-sols-francais>
- POWLSON D. S., WHITMORE A. P., GOULDING K. W. T., 2011**
 Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62 (1) : 42-55.
- PRIBYL D., 2010**
 A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156 : 75-83.
- QUÉNÉA K., DERENNE S., RUMPEL C., ROUZAUD J. N., GUSTAFSSON O., CARCAILLET C., MARIOTTI A., LARGEAU C., 2006**
 Black carbon yields and types in forest and cultivated sandy soils (Landes de Gascogne, France) as determined with different methods: Influence of change in land use. *Organic Geochemistry*, 37 (9) : 1185-1189.
- RAZAFIMBELO T., RAZAKAMANARIVO H., RAFOLISY T., RAKOTOVAO N., SANEHO T., ANDRIAMANANJARA A., RAKOTOSAMIMANANA S., DEFFONTAINES S., FALINIRINA V., BERNARD L., MASSE D., ALBRECHT A., 2015A**
Climate smart practices impact soil organic carbon storage in Madagascar. Présentation à la conférence « Climate-Smart Agriculture », Montpellier, France.
- RAZAFIMBELO T., BERNOUX M., NDOUR Y., AMADJI G., BALARABE O., HIEN E., KONARE H., KONÉ A., TAISSO M., GALLALI T., RAZAKAMANARIVO H., RAFOLISY T., ANDRIAMANANJARA A., RANDRIAMANANTSOA L., RABENARICO M., RASOARIMALALA O., RABEHARISOA L., RAZAFIMAHATRATRA H., BECQUER T., BLANCHART E., BERNARD L., RAKOTOVAO N., RAMAROSON V., RAVONJARISSON N., AHOLOUKPE H., YEMADJE L., GANGLO J., GOURO A., ASSOUMA M., BILGO A., BELEM M., ALI M., KO AWONO M., M'BIANDOUN M., LENDZEMO V., MOUHAMAN A., OLINA ASSALA J., ETTIEN J., KASSIN K., DIBI K., TONDOH J., DIOUF A., SALL S., SALL A., MASSE D., GARRAUD S., BASTARD G., BALDE M., BA A., LARDY L., KOMI A., WELE A., ABGASSI A., VAYSSIER H., GUIBERT H., BARTHÈS B., CHOTTE J.-L., ALBRECHT A., BROSSARD M., CHEVALLIER T., COUNAC L., BLAVET D., CLERMONT-DAUPHIN C., DELEPORTE P., GRINAND C., SALGADO P., MANLAY R., SABIR M. L. B., 2015B**
Soil carbon network for sustainable agriculture in Africa (CaSA): an open scientific group for a better consideration of CSA in Africa. Présentation à la conférence internationale « Our Common future under climate change », 7-10 juillet 2015, UNESCO, Paris.
- RAZAFIMBELO T., BERNOUX M., SALL S., AMADJI G., BALARABE O., HIEN E., KONÉ A., TAISSO M., GALLALI T., ANDRIAMANANJARA A., RAZAKAMANARIVO H., CHEVALLIER T., BECQUER T., RAFOLISY T., RAKOTOVAO N., RAVONJARISSON N., AHOLOUKPE H., AGBOUSSOU E., NDOUR Y., MASSE D., ALBRECHT A., ABGASSI A., KONARE H., GUIBERT H., YEMADJE L., BROSSARD M., 2016**
Sustainable agriculture practices impacts on soil organic carbon: a few example from Sub Saharan Africa. Présentation au 5th International Ecosummit, Montpellier, France.
- RUMPEL C., ALEXIS M., CHABBI A., CHAPLOT V., RASSE D. P., VALENTIN C., MARIOTTI A., 2006**
 Black carbon contribution to soil organic matter composition in tropical sloping land under slash and burn agriculture. *Geoderma*, 130 (1) : 35-46.
- SMITH P., BUSTAMANTE M., AHAMMAD H. et al., 2014**
 « Agriculture, forestry and other land use (AFOLU) ». In Edenhofer O., Pichs-Madruga R., Sokona Y., et al. (éd.), *Climate change 2014: mitigation of climate change. Contribution of Working group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom & New York, NY, USA : 811-922.
- STROHMAIER R., RIOUX J., SEGGER A., MEYBECK A., BERNOUX M., SALVATORE M., MIRANDA J., AGOSTINI A., 2016**
The agriculture sectors in the intended nationally determined contributions: analysis. Rome, FAO.
- VISCARRA ROSSEL R. A., BEHRENS T., BENDOR E., BROWN D. J., DEMATTÉ J. A. M., SHEPHERD K. D., SHI Z., STENBERG B., STEVENS A., ADAMCHUK V., AÏCHI H., BARTHÈS B. G., BARTHOLOMEUS H. M., BAYER A. D., BERNOUX M., BÖTTCHER K., BRODSKÝ L., DU C. W., CHAPPELL A.,**

FOUAD Y., GENOT V., GOMEZ C., GRUNWALD S., GUBLER A., GUERRERO C., HEDLEY C. B., KNADEL M., MORRÁS H. J. M., NOCITA M., RAMIREZ-LOPEZ L., ROUDIER P., CAMPOS E. M. R., SANBORN P., SELBITTO V. M., SUDDUTH K. A., RAWLINS B. G., WALTER C., WINOWIECKI L. A., HONG S. Y., JI W., 2016
A global spectral library to characterize the world's soil. *Earth-Science Reviews*, 155 : 198-230.

WALKLEY A. J., BLACK I. A., 1934
Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37 : 29-38.

WOOD S. A., SOKOL N., BELL C. W., BRADFORD M. A., NAEEM S., WALLENSTEIN M. D., PALM C. A., 2016
Opposing effects of different soil organic matter fractions on crop yields. *Ecological Applications*, 26 (7) : 2072-2085.

Partie I

Les stocks de carbone et leur spatialisation



Les stocks de carbone des sols d'Afrique de l'Ouest

*Matieu HENRY, Mahamadou BELEM,
Rémi D'ANNUNZIO, Martial BERNOUX*

Introduction

Les sols jouent un rôle primordial dans notre environnement de par leur capacité d'échange d'éléments nutritifs et de régulation. Le changement climatique est aujourd'hui la crise environnementale la plus importante et les sols y jouent un rôle prépondérant, essentiellement de régulation via le cycle du carbone. Le dioxyde de carbone (CO₂) est, de loin, le plus grand contributeur d'origine anthropique à l'effet de serre et au changement climatique. De plus, environ les deux tiers du carbone organique terrestre se trouvent dans le compartiment du sol (LE QUÉRÉ *et al.*, 2016). Les stocks de carbone du sol ou de matière organique résultent d'un équilibre entre les apports (la plupart du temps les résidus végétaux) et les pertes (surtout par décomposition microbienne et transfert par érosion), qui sont provoqués par divers processus d'origine naturelle ou anthropique (SCHLESINGER et PALMER WINKLER, 2000 ; AMUNDSON, 2001). La modification d'usage du sol entraîne des changements des stocks de carbone. Les processus de diminutions du carbone dans les sols sont beaucoup plus rapides que les processus d'accumulation. Une diminution, même faible, des teneurs en carbone ou en matière organique dans la couche arable d'un sol peut avoir des effets négatifs considérables sur ses propriétés comme la capacité de rétention en eau ou la teneur en éléments nutritifs et leur stockage (SOMBROEK *et al.*, 1993). Aussi, la gestion des sols est un facteur particulièrement important dans le cadre des politiques d'atténuation et d'adaptation au changement climatique et de sécurité alimentaire (FAO, 2015).

Les sols tropicaux ont un rôle particulier, d'une part, au travers de leurs propriétés et de la rapidité de leur évolution et, d'autre part, au travers des nombreux changements dans leurs usages. En Afrique subsaharienne, les émissions issues du changement d'usages des sols sont plus importantes que celles issues des énergies fossiles (VALENTINI *et al.*, 2014) (35 % comparés à 9 % au niveau global). La plupart de ces émissions proviennent de la déforestation (WILLIAMS *et al.*, 2007). Depuis 1990, environ 12 % des superficies forestières (soit 81,6 millions ha) ont été convertis en d'autres types d'usages des sols en Afrique, dont environ 9 % (79 millions ha) en Afrique de l'Ouest (FAO, 2015).

Essentiellement du fait d'un doublement de la population africaine d'ici 2050 (FAOSTAT), les superficies forestières en Afrique devraient décroître depuis 2010 de 5 % (BAD, 2011) à 17 % (MERCIER 2012) (D'ANNUNZIO *et al.*, 2015). Les pertes de stocks de carbone du sol engendrées seraient de l'ordre de 20 à 50 % (SOMBROEK *et al.*, 1993 ; GUO et GIFFORD 2002 ; MURY *et al.*, 2002 ; MARCO *et al.*, 2010). Ces pertes touchent principalement la couche arable du sol. Elles sont principalement liées à la réduction de la production de biomasse et de résidus végétaux retournant au sol, à l'augmentation des processus d'érosion et de décomposition de la matière organique du sol par oxydation suivie d'émissions de carbone sous forme de CO₂. Les taux de décomposition de la matière organique et des émissions de CO₂ du sol vers l'atmosphère varient en fonction de nombreux facteurs tels que le type d'écosystème (RHOADES *et al.*, 2000), le climat (PASTOR et POST, 1986), le type et la texture des sols (SCHJONNING *et al.*, 1999) et les pratiques agricoles. DETWILER (1986) rapporte des pertes de carbone de l'ordre de 40 %, cinq ans après l'installation de cultures annuelles sur les sols. Pour d'autres modes d'usages du sol, comme les plantations forestières, la teneur en matière organique du sol ne change pas significativement (KNOEPP et SWANK, 1997 ; YANAI *et al.*, 2003). Les récentes études en Afrique de l'Ouest montrent une diminution importante du stock du carbone du sol. Ainsi, dans la région de Assin dans le Nord Ghana, la déforestation pour la production des cultures a entraîné une perte de 33 % du stock de carbone du sol entre 1900 et 2000 (TAN *et al.*, 2008). Au Sénégal, la perte est estimée à 0,477 Pg C entre 1850 et 2000 (PARTON *et al.*, 2004). Dans le bassin Arachidier au Sénégal, la perte est estimée à 0,13 Mg C.ha⁻¹.an⁻¹ en 25 ans (TSCHAKERT, 2004).

Environ 68 % du carbone terrestre en Afrique subsaharienne se trouveraient dans les sols (HENRY, 2009). La prise en compte des sols dans les bilans de gaz à effet de serre est donc particulièrement importante mais elle fait face à de nombreuses sources d'incertitude. En Afrique de l'Ouest, les stocks de carbone des sols et les impacts du changement d'usage du sol sur ces stocks sont mal connus. Une meilleure compréhension est nécessaire pour différentes raisons, y compris pour la mise en place de mesures d'atténuation du changement climatique. Souvent limitée à quelques sites de recherche, l'évaluation de la dynamique du carbone en zone tropicale est difficile car elle doit tenir compte de la variabilité spatiale du climat, des sols, de la topographie et des perturbations anthropiques et naturelles. Plusieurs études ont porté sur l'estimation des stocks de carbone des sols à grande échelle (BATJES, 2001 ; BATJES, 2002 ; BATJES,

2005 ; BATJES, 2006 ; BATJES, 2008 ; HENRY *et al.*, 2009). Cependant, ces différentes études fournissent des estimations très variées. Ces variations s'expliquent par plusieurs facteurs :

- l'utilisation de différents systèmes de classification, la difficulté d'accès aux bases de données sur les propriétés des sols ;
- le manque de compatibilité entre des types de données provenant de différentes sources et pour divers horizons ou profondeurs des sols ;
- la compatibilité entre les données relatives au carbone du sol et les types d'occupation du sol ;
- le manque de connaissances sur les modes de gestion agricole et forestière, par zone climatique ou par zone écologique ;
- le niveau de résolution des données spatiales utilisées.

En 2009, HENRY *et al.* ont évalué la variabilité spatiale des stocks de carbone du sol en Afrique de l'Ouest et comparé différentes bases de données et cartes antérieures disponibles. Depuis, de nouvelles cartes ont été produites, en particulier la carte du Centre de recherche commun européen (DEWITTE *et al.*, 2013) et celle du Partenariat mondial sur les sols (FAO et ITP, 2018). Au regard de ces nouvelles sources d'information, l'objectif de ce chapitre est de faire l'état des stocks de carbone en Afrique de l'Ouest et de présenter les sources d'incertitudes et de variabilité. Cette étude vise à améliorer les connaissances sur les stocks de carbone du sol dans un contexte sous-régional.

Méthodologie

Sources des données

Différentes sources de données récentes (tabl. 1) ont été utilisées. Trois estimations des stocks de carbone du sol de la région ont été réalisées et comparées afin d'illustrer la variation de ces estimations selon la méthode utilisée. À travers ces trois estimations, nous cherchons à déterminer le stock de carbone pour les différents types de sols et les différents systèmes de classification.

La première estimation utilise la base de données HWSD (Harmonized World Soil Database, FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2008). Celle-ci contient 48 148 unités cartographiques avec leurs propriétés texturales, leur teneur en carbone ainsi que d'autres propriétés. Une carte à l'échelle 1:1-1:5 M donne la localisation géographique des différentes unités de sols et des différents types de sols qu'elles contiennent (fig. 1A).

Tableau 1
Les sources d'information utilisées.

Bases de données	Cartes	Classifications*	Estimations
HWSD (FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2008)	HWSD (FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2008)	FAO 74	1
	JRC (DEWITTE <i>et al.</i> , 2013)	BRM	2
GIEC (2006) tableau 2.3	GIEC (BATJES, 2010)	GIEC Type de sol de référence & FRA 2001	3

* Pour la correspondance entre les systèmes de classification, voir le tableau 2 réalisé à partir des travaux de l'International Union of Soil Science (ou Association internationale de science du sol) (IUSS working group WRB, 2014) et de la FAO (2012).

HWSD : Harmonized World Soil Database. JRC : Joint Research Center. GIEC : Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat. FAO : Food and Agriculture Organization / Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. FRA : Global Forest Resources Assessment. BRM : Base de référence mondiale que pour les sols. IUSS : International Union of Soil Science / Association internationale des sciences du sol.

La deuxième estimation utilise une cartographie plus récente et améliorée (DEWITTE *et al.*, 2013) ainsi que les propriétés des sols de la base de données HWSD. Cette nouvelle cartographie est réalisée à la même échelle que la précédente mais utilise le système de classification de la base de référence mondiale pour les ressources en sols (BRM) (IUSS WORKING GROUP WRB, 2014). Les améliorations concernent les frontières, les zones dépourvues d'informations, les modèles de sols, les réseaux fluviaux et les éléments dynamiques tels que les dunes, les plans d'eau et les côtes. En comparaison avec la carte utilisée par la première méthode, la nouvelle carte représente une correction de 13 % des données sur les sols du continent africain (DEWITTE *et al.*, 2013) (fig. 1B).

La troisième estimation (fig. 1C) se base sur une adaptation de la carte HWSD en regroupant les types de sols par grandes classes de sols, définies par le GIEC (BATJES, 2010), et les zones écologiques définies par la FAO (2001) et en utilisant les valeurs de carbone organique du sol (COS) par défaut proposées par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2006). La correspondance entre les systèmes de classification FAO 74, WRB et GIEC est expliquée dans le tableau 2. Les différents systèmes de classification sont illustrés par la figure 1.

L'analyse des données a été effectuée sous R (R Development Core Team, 2006) en utilisant en particulier les paquets suivants : *gdal*, *raster*, *mapdata*, *maptools*. Les estimations des superficies ont été calculées en utilisant une projection sinusoidale (SR-ORG:6842).

Estimation des stocks de carbone du sol

Les propriétés du sol sont disponibles par type de sol. Les données spatiales sont identifiées comme unités cartographiques qui peuvent chacune correspondre à différents types de sols. Afin de rendre compte des propriétés des sols d'une

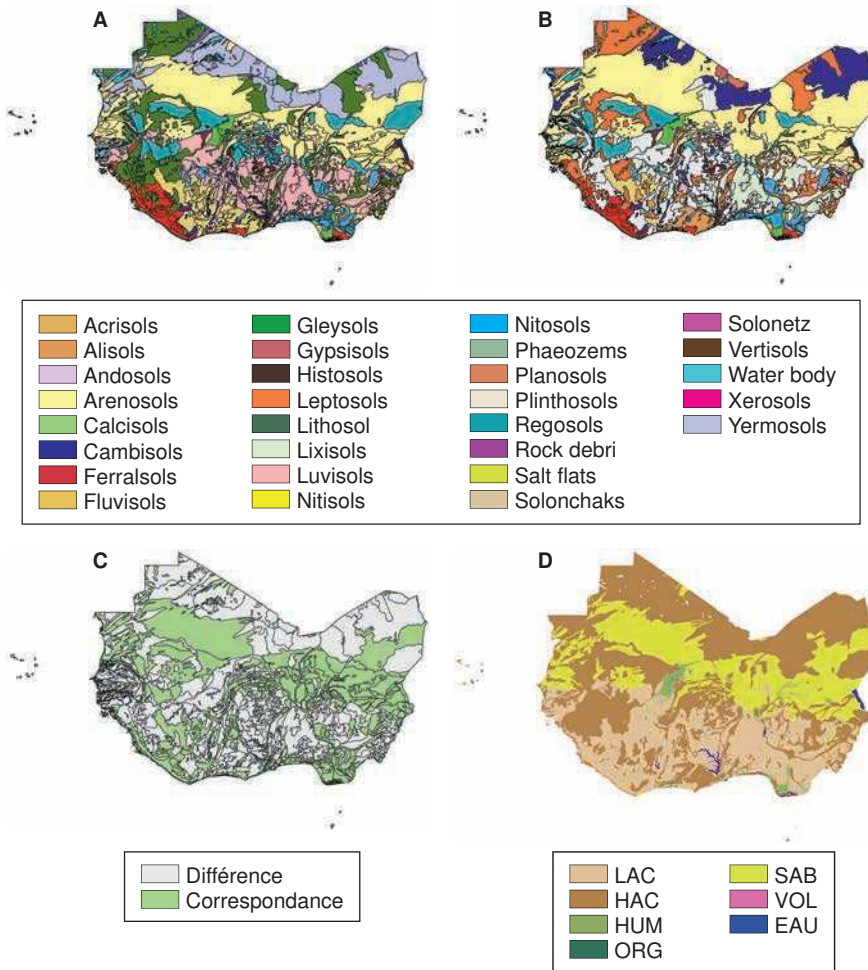


Figure 1

Les sols d'Afrique de l'Ouest.

A. Les types de sols principaux selon la base de données HWSD et la classification FAO 74.

B. Les types de sols selon la carte JRC et la classification BRM.

C. Les différences et correspondances entre la base de données HWSD et la carte JRC.

D. Les types de sols selon la base de données HWSD adaptées aux catégories par défaut (Tier 1) du Giec. LAC : sols à minéraux argileux à faible capacité d'échange, HAC : sols à minéraux argileux à forte capacité d'échange, HUM : humide, ORG : sols très organiques, SAB : sols sablonneux, VOL : sols volcaniques.

unité, le COS a été estimé en fonction de la proportion relative de chaque type de sol pour chaque couche de sol. Aussi, le calcul de la densité de carbone (kg C.m^{-2}) pour chaque profil de sol et des stocks de carbone résulte des propriétés et la composition du sol de chacune de ses couches. Pour une superficie

Tableau 2
Correspondance entre les systèmes de classification FAO 74, BRM et GIEC.

FAO 74		BRM		GIEC*
Gleysols	Gleysols	Gleysols	Gleysols indifférenciés	HUM
	Eutric Gleysols	Gleysols	Eutric Gleysols	HUM
	Dystric Gleysols	Gleysols	Dystric Gleysols	HUM
	Humic Gleysols	Gleysols	Umbric Gleysols	HUM
Regosols	Regosols	Regosols	Regosols Indifférenciés	HAC
	Eutric Regosols	Regosols	Eutric Regosols	HAC
	Dystric Regosols	Regosols	Dystric Regosols	HAC
Lithosol	Lithosols	Leptosols	Lithic Leptosols	HAC
Arenosols	Cambic Arenosols	Arenosols	Brunic Arenosols	SAB
	Luvic Arenosols	Arenosols	Hypoluvic Arenosols	SAB
	Ferralic Arenosols	Arenosols	Haplic Arenosols	SAB
Andosols	Mollic Andosols	Andosols	Silandic Mollic Andosols	VOL
Vertisols	Pellic Vertisols	Vertisols	Pellic Vertisols	HAC
	Chromic Vertisols	Vertisols	Haplic Vertisols	HAC
Solonchaks	Orthic Solonchaks	Solonchaks	Haplic Solonchaks	HAC
	Takyric Solonchaks	Solonchaks	Haplic Takyric Solonchaks	HAC
	Gleyic Solonchaks	Solonchaks	Gleyic Solonchaks	HAC
Yermosols	Haplic Yermosols	Cambisols	Haplic Yermic Cambisols	HAC
	Gypsic Yermosols	Gypsisols	Haplic Yermic Gypsisols	HAC
Phaeozems	Haplic Phaeozems	Phaeozems	Haplic Phaeozems	HAC
Cambisols	Eutric Cambisols	Cambisols	Eutric Cambisols	HAC
	Gleyic Cambisols	Cambisols	Gleyic Cambisols	HAC
	Calcic Cambisols	Calcisols	Haplic Calcisols	HAC
	Vertic Cambisols	Cambisols	Vertic Cambisols	HAC
	Ferralic Cambisols	Cambisols	Ferralic Cambisols	HAC
Luvisols	Luvisols	Luvisols	Luvisols Indifférenciés	LAC
	Chromic Luvisols	Luvisols	Chromic Luvisols	HAC
	Ferric Luvisols	Lixisols	Haplic Lixisols	LAC
	Plinthic Luvisols	Lixisols	Plinthic Lixisols	LAC
	Gleyic Luvisols	Luvisols	Gleyic Luvisols	HAC
Planosols	Dystric Planosols	Planosols	Dystric Planosols	HAC
	Solodic Planosols	Planosols	Solodic Planosols	HAC
Acrisols	Orthic Acrisols	Alisols	Haplic Alisols	HAC
	Ferric Acrisols	Acrisols	Haplic Acrisols	LAC
	Plinthic Acrisols	Acrisols	Plinthic Acrisols	LAC

FAO 74		BRM		GIEC*
Nitisols	Eutric Nitisols	Nitisols	Eutric Nitisols	LAC
	Dystric Nitisols	Nitisols	Dystric Nitisols	LAC
	Humic Nitisols	Nitisols	Humic Nitisols	LAC
Petroferric	Petroferric	Plinthosols	Pisoplinthic Plinthosols	LAC
Ferralsols	Haplic Ferralsols	Ferralsols	Haplic Ferralsols	LAC
	Xanthic Ferralsols	Ferralsols	Xanthic Ferralsols	LAC
	Humic Ferralsols	Ferralsols	Umbric/Mollic Ferralsols	LAC
	Plinthic Ferralsols	Ferralsols	Plinthic Ferralsols	LAC
Histosols	Dystric Histosols	Histosols	Dystric Histosols	ORG
Arenosols	Dunes Arenosols	Arenosols	Protic Arenosols	SAB
Rock debris	Rock debris	Leptosols	Leptosols Indifférenciés	HAC
Fluvisols	Fluvisols	Fluvisols	Fluvisols Indifférenciés	HAC
	Eutric Fluvisols	Fluvisols	Eutric Fluvisols	HAC
	Calcaric Fluvisols	Fluvisols	Calcaric Fluvisols	HAC
	Dystric Fluvisols	Fluvisols	Dystric Fluvisols	HAC
	Thionic Fluvisols	Fluvisols	Thionic Fluvisols	HAC

* HAC : sols à minéraux argileux à forte capacité d'échange. HUM : sols humides. LAC : sols à minéraux argileux à faible capacité d'échange. ND : sols non définis. ORG : sols très organiques. SAB : sols sablonneux. VOL : sols volcaniques.

donnée, on parle de densité de carbone plutôt que de stock. La densité est exprimée généralement en kg C.m⁻². Quand les densités de C sont extrapolées à l'échelle d'un écosystème, on parle de stock de C exprimé en Mg C.ha⁻¹ (10 Mg C.ha⁻¹ = 1 kg C.m⁻²)

Les estimations de stock de carbone d'une couche de sol sont calculées en utilisant la formule suivante :

$$C = V \times (1 - Gr) \times Da \times Cc \quad (1)$$

où C est la densité de carbone (kg C.m⁻²), V est le volume de sol par mètre carré (m³.m⁻²), Gr est la proportion de gravier (sans unité), Da est la densité apparente (g.cm⁻³) et Cc est la teneur en carbone (g C.kg⁻¹).

Pour un profil de sol avec k couches, le calcul est le suivant :

$$C_d = \sum_{i=1}^k V_i \times (1 - Gr_i) \times Da_i \times Cc_i \quad (2)$$

où C_d est la quantité totale de carbone organique (kg C.m⁻²) du profil du sol, V est le volume de sol par mètre carré (m³.m⁻²), Da_i est la densité apparente (g.cm⁻³) de la couche i , Cc_i est la teneur en carbone (g C.kg⁻¹) de la couche i et Gr_i est la proportion de gravier de la couche i . Pour un même type de sol et pour une même profondeur, des différences de texture et donc de stock de carbone peuvent être observées. Les informations relatives à la texture à 0-30 cm

sont une simplification des classes de texture utilisées dans la carte (FAO/ UNESCO, 1971-1981).

Le stock de carbone de chaque unité de cartographie de sols avec k types de profils de sols a été déterminé par le calcul suivant :

$$M_u = \sum_{i=1}^k S \times P_i \times C_{id} \quad (3)$$

où M_u est la masse totale de carbone organique (kg C), S est la surface de l'unité de carte (m^2), P_i la proportion de chaque type de sol, C_{id} est la densité de carbone du profil de sol ($kg\ C.m^{-2}$). En se basant sur la masse totale de carbone organique de chaque unité, la densité de carbone du sol de chaque unité cartographique est définie comme suit :

$$M_{ud} = M_u \div S \quad (4)$$

où M_{ud} est la densité de carbone du sol de l'unité cartographique ($kg\ C.m^{-2}$), M_u la masse totale de carbone organique du profil du sol, S la surface totale de l'unité cartographique (m^2).

La masse de carbone dans le sol pour un biome, un pays ou un type de sol majeur est déterminée en additionnant les stocks de carbone des unités cartographiques correspondantes :

$$M_d = \sum_{j=1}^n S_{dj} \times M_{udj} \quad (5)$$

où M_d est la masse de carbone dans le sol pour le biome d , S_{dj} la surface de l'unité cartographique j qui se trouve dans le biome et M_{udj} la densité du carbone pour l'unité cartographique j .

Résultats

Les différents types de sols d'Afrique de l'Ouest

Comme nous pouvons le voir sur la figure 1, les différences entre les systèmes de classification FAO 74 et BRM peuvent être importantes. La comparaison des deux cartes montre que 36 % des types de sols majeurs diffèrent entre les deux cartes. Pour certains sols, les différences sont importantes. Par exemple, 53 % des sols classés comme des Luvisols (classification FAO 74) sont des Lixisols selon la classification BRM, 97 % des sols non identifiés deviennent des Cambisols. Les Petroferriés sont également classés comme Plinthosols (tabl. 2). Selon la classification BRM, trois types de sols (Arenosols, Leptosols et Plinthosols) représentent environ 60 % des sols en Afrique de l'Ouest (tabl. 3).

Tableau 3
Répartition spatiale des types de sols en Afrique de l'Ouest
selon les classifications BRM, FAO 74 et GIEC.

Types de sols (BRM)			Types de sols (FAO 74)			Types de sols (GIEC)**
Noms	Superficies		Noms	Superficies		
	1 000 km ²	%*		1 000 km ²	%*	
Acrisols	208	4	Acrisols	376	6	LAC/HAC
Alisols	113	2				
Andosols	1	0,01	Andosols	1	0,01	VOL
Arenosols	1 869	32	Arenosols	1 913	33	SAB
Calcisols	6	0,09				
Cambisols	481	8	Cambisols	83	1	HAC
			Yermosols	33	1	HAC
Ferralsols	152	3	Ferralsols	199	3	LAC
Fluvisols	110	2	Fluvisols	129	2	HAC
Gleysols	123	2	Gleysols	51	1	HUM
Gypsisols	17	0,29				
Histosols	0	0	Gleysols	0,39	0,01	HUM
Leptosols	823	14	Lithosol	808	14	HAC
Luvisols	74	1	Luvisols	957	16	HAC
Lixisols	510	9				
Nitisols	158	3	Nitisols	187	3	LAC
Phaeozems	3	0,05	Phaeozems	3	0,05	HAC
Planosols	19	0,31	Planosols	21	0,36	HAC
Plinthosols	817	14	Petroferric	450	8	LAC
Regosols	343	6	Regosols	8	0,14	HAC
Solonchaks	24	0,41	Solonchaks	49	1	HAC
Solonetz	1	0,02				
Vertisols	55	1	Vertisols	49	1	HAC
ND	23	0,39	ND	507	9	ND

* % de la surface totale des sols d'Afrique de l'Ouest.

** HAC : sols argileux très actifs.

HUM : sols humides. LAC : sols argileux peu actifs. SAB : sols sablonneux. VOL : sols volcaniques. ND : non défini.

Estimation des stocks de carbone du sol

Utilisation de la base de données HWSD

Le tableau 4 illustre la variabilité des stocks de COS pour les couches de sol 0-30 et 30-70 cm pour différents types de sols en Afrique de l'Ouest. Bien que

peu représentés géographiquement, les Histosols (386 km² au sud-est de la Côte d'Ivoire) et les Andosols (603 km² à São Tomé-et-Principe) contiennent le plus de carbone organique (respectivement 116 et 14 kg C.m⁻² pour 0-30 cm). Les sols qui contiennent le moins de COS sont les Yermosols (1,47 et 1,41 kg C.m⁻² pour les couches de sol 0-30 et 30-70 cm), et les Arenosols (1,8 et 2,24 kg C.m⁻² pour les couches de sol 0-30 et 30-70 cm). Ces deux types de sols représentent pourtant environ 40 % de l'Afrique de l'Ouest (tabl. 3 et fig. 1). Pour les Lithosols, dont les sols de surface contiennent entre 4,3 et 8,3 kg C.m⁻², le stock de COS de la couche 30-70 cm est considéré comme inexistant.

Tableau 4
Les stocks de COS par types de sols (kg.m⁻²) en Afrique de l'Ouest.

Types de sols		0-30 cm				30-70 cm				Superficies (1 000 km ²)
Classification FAO 74	Classification BRM	COS	n	min	max	COS	n	min	max	
Acrisols	Alisols & Acrisols	3,26	110	2,52	3,78	3,07	110	2,29	3,49	376
Andosols	Andosols	14,03	1	14,03	14,03	13,65	1	13,65	13,65	1
Arenosols	Arenosols	1,80	94	1,72	2,00	2,24	94	2,19	2,37	1913
Cambisols	Cambisols & Calcisols	3,69	113	1,72	5,52	3,43	113	2,76	3,98	83
Ferralsols	Ferralsols	4,79	64	2,61	10,53	4,26	64	3,00	10,49	199
Fluvisols	Fluvisols	4,89	70	2,28	11,49	5,86	70	2,38	28,44	129
Gleysols	Gleysols	7,59	79	2,55	14,75	4,49	79	2,53	10,48	51
Histosols	Histosols	115,91	6	115,91	115,91	314,82	6	314,82	314,82	0,4
Lithosols	Leptosols	4,39	258	4,32	8,35	-	-	-	-	808
Luvisols	Luvisols & Lixisols	3,20	249	2,26	5,17	2,87	249	2,43	4,83	957
Nitosols	Nitosols	3,51	102	2,19	9,69	2,98	102	2,36	4,24	187
Petroferric	Plinthosols	3,21	1	3,21	3,21	3,02	1	3,02	3,02	3
Phaeozems	Phaeozems	7,05	1	7,05	7,05	6,08	1	6,08	6,08	21
Planosols	Planosols	3,22	33	2,02	4,91	3,40	33	1,99	4,13	450
Regosols	Regosols	3,17	140	2,05	4,60	3,05	140	2,69	3,85	8
Solonchaks	Solonchaks	1,77	26	1,65	2,08	2,70	26	2,02	3,29	49
Vertisols	Vertisols	3,10	51	2,61	5,16	4,07	51	3,62	5,83	33
Yermosols	Cambisols, Calcisols & Gypsisols	1,47	7	1,39	1,58	1,41	7	1,21	1,56	472

*Nombre d'unités cartographiques.

** Superficie par type de sol calculée en ne considérant que les sols majoritaires par unité de sol.

Comme le montre la figure 2, la distribution géographique des stocks de COS est très contrastée. Les zones géographiques ne possédant pas de carbone se trouvent essentiellement au nord de l'Afrique de l'Ouest et correspondent surtout à des dunes selon la classification FAO 74 et à des Arenosols selon la classification BRM. Les zones géographiques où se trouvent les stocks de COS les plus importants sont localisées près de la zone littorale. Il s'agit en majorité de sols dominés par les Fluvisols (73 %), et se trouvent essentiellement en Guinée.

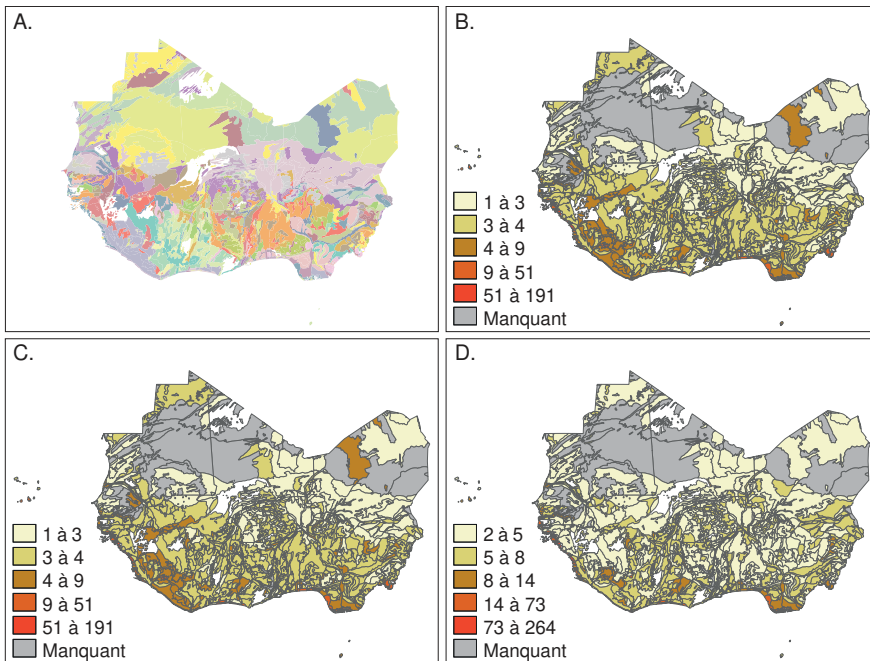


Figure 2

Les stocks de carbone des sols d'Afrique de l'Ouest selon la base de données HWSD.

A. Cartographie des unités de sol.

B. Stocks de carbone pour la couche de sol 0-30 cm (kg C.m⁻²).

C. Stocks de carbone pour la couche de sol 30-70 cm (kg C.m⁻²).

D. Stocks de carbone la couche de sol 0-100 cm (kg C.m⁻²).

Utilisation de la carte du JRC

La distribution des stocks de carbone avec la carte JRC (fig. 3) est encore plus contrastée qu'en utilisant celle de HWSD (fig. 2). En effet, les stocks varient entre 0 et 431 kg C.m⁻². Ceci est essentiellement dû au fait que la carte du JRC ne considère que les classes dominantes de sols HWSD dans chaque unité de sol et que les données sont plus complètes. Au final, les zones où les stocks de carbone sont supérieurs à 5 ou 15 kg C.m⁻², ne représentent respectivement que 2 et 0,006 % de la superficie totale.

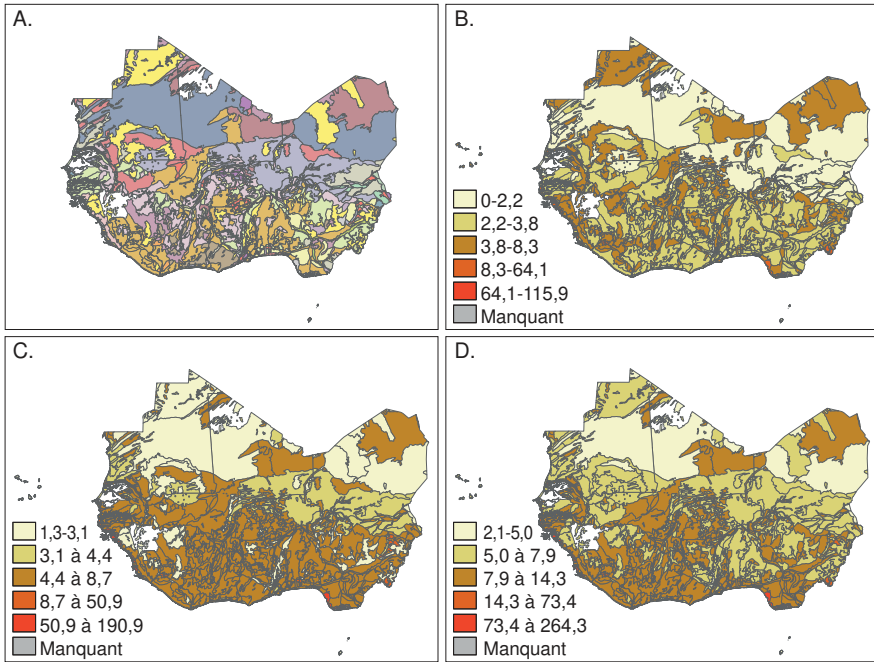


Figure 3

Les stocks de carbone d'Afrique de l'Ouest selon la carte JRC et la base de données HWSD.

A. Cartographie des unités de sols.

B. Stocks de carbone pour la couche de sol 0-30 cm (kg C.m⁻²).

C. Stocks de carbone pour la couche de sol 30-70 cm (kg C.m⁻²).

D. Stocks de carbone pour la couche de sol 0-100 cm (kg C.m⁻²).

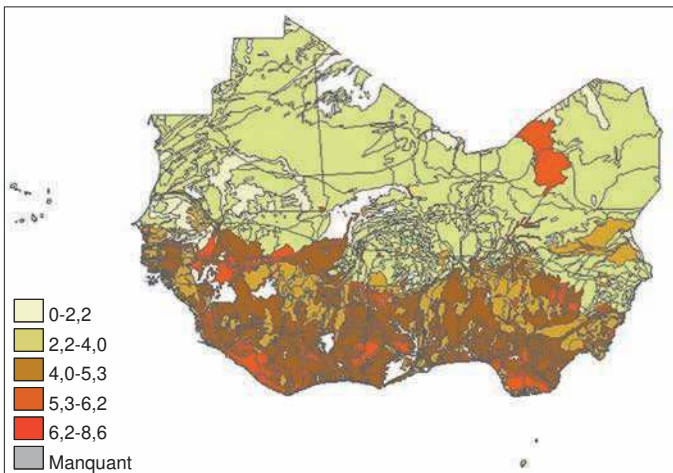


Figure 4

Les stocks de carbone (kg C.m⁻²) d'Afrique de l'Ouest selon les cartes HWSD, FAO (2001) et les données par défaut du GIEC (couche de sol 0-30 cm).

Utilisation de la carte du GIEC

La simplification de la classification dans cette troisième estimation (fig. 4) montre un contraste encore plus évident entre les stocks de carbone mais d'une amplitude moindre. En effet, la classification ne se base essentiellement que sur sept types de sols. Les valeurs par défaut ne sont disponibles que pour quatre d'entre eux. D'après les valeurs par défaut, les stocks de carbone varient entre 0 et 8,6 kg C.m⁻² pour les Histosols et les non-sols, et pour les Gleysols (tabl. 5). Au total, 2,5 % des sols de la région ne possèdent pas de valeurs de stocks de carbone par défaut (tabl. 5). Les estimations ne concernent que les couches de sol superficielles supérieures puisque le GIEC ne fournit pas de données par défaut pour la couche 30-70 cm.

Tableau 5
Stocks de carbone estimés par type de sol à partir de la carte du GIEC pour 0-30 cm en Afrique de l'Ouest.

Zones climatiques	Zones écologiques	Stocks de COS 0-30 cm (Mg C.ha ⁻¹)	Superficie (1 000 km ²)	
Sols à minéraux argileux à forte capacité d'échange				
Tropical pluvieux	TAr*	Forêt tropicale ombrophile	44	91
Tropical humide	TAwa	Forêt tropicale humide décidue	65	284
Tropical sec	TAwb	Forêt tropicale sèche	38	305
	TBSh	Formation arbustive tropicale	38	731
	TBWh	Désert de la zone tropicale	38	921
Tropical montagneux	TM	Zone montagneuse tropicale	49	14
Sols à minéraux argileux à faible capacité d'échange				
Tropical pluvieux	TAr	Forêt tropicale ombrophile	60	559
Tropical humide	TAwa	Forêt tropicale humide décidue	47	826
Tropical sec	TAwb	Forêt tropicale sèche	35	242
	TBSh	Formation arbustive tropicale	35	53
	Tropical montagneux	TM	Zone montagneuse tropicale	47
Sableux				
Tropical pluvieux	TAr	Forêt tropicale ombrophile	66	4
Tropical humide	TAwa	Forêt tropicale humide décidue	39	3
Tropical sec	TAwb	Forêt tropicale sèche	31	27
	TBSh	Formation arbustive tropicale	31	823
	TBWh	Désert de la zone tropicale	31	728
Tropical montagneux	TM	Zone montagneuse tropicale	45	0
Déserts de sel				
Tropical sec	TBSh	Formation arbustive tropicale	0	

* Code des zones climatiques et écologiques correspondantes (FAO, 2012)

Tableau 5 (fin)

Zones climatiques		Zones écologiques	Stocks de COS 0-30 cm (Mg C.ha ⁻¹)	Superficie (1 000 km ²)
Gleysols				
Tropical pluvieux	TAr*	Forêt tropicale ombrophile	86	25
Tropical humide	TAwa	Forêt tropicale humide décidue	86	4
Tropical sec	TAwb	Forêt tropicale sèche	86	9
	TBSh	Formation arbustive tropicale	86	14
Histosols				
Tropical pluvieux	TAr	Forêt tropicale ombrophile	0	0
Affleurements rocheux				
Tropical sec	TBSh	Formation arbustive tropicale	-	3
	TBWh	Désert de la zone tropicale	-	29
Étendues d'eau				
	TAr	Forêt tropicale ombrophile	-	6
	TAwa	Forêt tropicale humide décidue	-	11
	TAwb	Forêt tropicale sèche	-	0
	TBSh	Formation arbustive tropicale	-	5
Non classifié				
Tropical humide	TAwa	Forêt tropicale humide décidue	-	2
Tropical sec	TAwb	Forêt tropicale sèche	-	29
	TBSh	Formation arbustive tropicale	-	43
	TBSh	Formation arbustive tropicale	-	1

* Code des zones climatiques et écologiques correspondantes (FAO, 2012)

Comparaison des estimations entre pays

Les estimations obtenues par les trois cartes sont très différentes. Les estimations réalisées à partir de la carte GIEC (« estimation 3 ») sont supérieures (environ 66 %) à celles à partir de la base de données HWSD (« estimation 1 ») (fig. 5 et tabl. 6). L'estimation 1 est également inférieure (de 15 %) à celle obtenue à partir de la carte du JRC et de la classification BRM (« estimation 2 »).

Si nous comparons les estimations obtenues par pays en utilisant la base de données HWSD, les stocks de COS varient entre 7 Gg C à São Tomé-et-Príncipe et 3 084 Gg C au Nigeria (tabl. 6). Par ailleurs, le stock moyen de COS le plus faible est trouvé en Mauritanie (1,07 kg C.m⁻²) et le plus important à São Tomé-et-Príncipe (7,3 kg C.m⁻²) (tabl. 6). Les stocks de COS par pays ne sont pas toujours inférieurs via l'estimation 1. C'est par exemple le cas au Sierra Leone, où l'estimation 1 est supérieure à l'estimation 2.

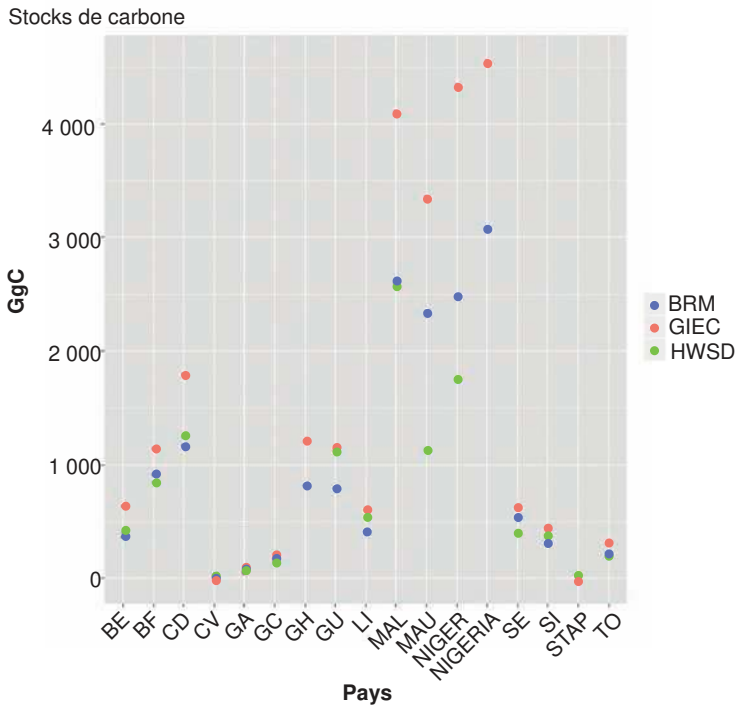


Figure 5

Variations des stocks de carbone (0-30 cm) par pays et par méthode.

BE : Bénin, BF : Burkina Faso, CD : Côte d'Ivoire, CV : Cap Vert ; GA : Gambie, GC : Guinée, GH : Ghana, GU : Guinée Bissau ; LI : Libéria ; MAL : Mali, MAU : Mauritanie ; SE : Sénégal ; SL ; Sierra Leone ; STAP : São Tomé-et-Príncipe ; TO : Togo.

Discussion

Environ 21 Pg C d'après le Global Forest Resources Assessment (FRA) de 2015 (FAO, 2015) et entre 22 et 30 Pg C d'après notre étude sont stockés dans les sols d'Afrique de l'Ouest, ce qui représente environ 24 % et entre 25 et 35 % des stocks de carbone totaux respectivement. Pour la profondeur 0-30 cm, nos estimations varient entre 14,6 et 24,4 PgC selon les méthodes utilisées ; elles restent du même ordre de grandeur que celles de HENRY *et al.* (2009). Ces différences peuvent être attribuées à de nombreux facteurs (SOMBROEK *et al.*, 1993) tels que les limites côtières imprécises et l'attribution des teneurs de carbone pour les différents types de sol. La densité apparente par type de sol et le long d'un profil contribue également à générer des différences importantes ainsi que les diverses classifications et les propriétés attribuées à chaque type de sol.

La variabilité des stocks de carbone observée dans le tableau 4 reflète des propriétés de sol qui diffèrent selon les types de sols et les textures. Au niveau local, la variabilité des stocks de COS peut être encore plus importante comme

Tableau 6
Estimations des stocks de carbone par pays d'Afrique de l'Ouest dans les couches de sol 0-30 et 30-70 cm.

Pays	Résultat 1 Carte HWSD et base de données HWSD				Résultat 2 Carte JRC et base de données HWSD				Résultat 3 Carte HWSD et données GIEC	
	Moy. (kg C.m ⁻²)**		Stocks (Tg C)*		Moy. (kg C.m ⁻²)		Stocks (Tg C)		Moy. (kg C.m ⁻²)	Stocks (Tg C)
	0-30 cm	30-70 cm	0-30 cm	0-70 cm	0-30 cm	30-70 cm	0-30 cm	0-70 cm	0-30 cm	0-30 cm
Bénin	3,41	396	146	542	3,07	357	324	681	5,41	629
Burkina Faso	3,09	841	419	1260	3,35	911	811	1722	4,16	1132
Côte d'Ivoire	3,94	1240	843	2083	3,69	1161	1140	2302	5,69	1791
Cap Vert	6,67	26	1	27	4,54	18	2	20	0,00	0
Gambie	3,39	36	30	67	4,54	49	38	87	5,18	55
Ghana	3,65	811	382	1193	3,64	810	670	1480	5,41	1204
Guinée	5,77	1114	474	1588	5,49	1060	624	1684	5,89	1136
Guinée-Bissau	4,17	140	59	199	4,83	162	177	339	5,21	175
Liberia	5,59	536	133	668	4,16	399	333	732	6,18	592
Mali	2,40	2577	1158	3735	2,78	2993	2661	5654	3,82	4107
Mauritanie	1,07	1131	664	1795	2,22	2343	909	3252	3,18	3357
Niger	1,48	1754	1443	3197	2,09	2481	1963	4444	3,65	4342
Nigeria	3,36	3084	1377	4461	3,36	3081	2550	5632	4,95	4546
Sao Tome & Principe	7,30	7	0	7	2,82	3	2	4	4,08	4
Sénégal	2,08	396	253	649	3,25	619	597	1216	3,17	604
Sierra Leone	4,78	347	138	485	4,28	311	248	559	5,76	419
Togo	3,40	200	45	245	3,52	207	139	346	5,30	311
Total	2,51	14639	7564	22203	2,91	16965	13189	30155	4,19	24405

* 1 000 Tg = 1 Pg

** 1 kg C.m⁻² = 10 Mg C.ha⁻¹

l'ont illustrées des études menées au nord du Togo (POCH et UBALDE, 2006) ou au Sénégal (WOOMER *et al.*, 2004). Au niveau national, les estimations 1 sont proches de celles d'autres études menées au Bénin et au Sénégal, (tabl. 7) alors que les estimations 2 et 3 sont supérieures.

Tableau 7
Comparaison des stocks de carbone estimés avec d'autres études
à l'échelle nationale (Bénin et Sénégal).

Pays	Superficie (km ²)	Autres études			Nos estimations par couche de sol	
		Profondeur	COS (Tg C)	Référence	Profondeur	COS (Tg C)
Bénin	115 141	0-20 cm	251-260	VOLKOFF <i>et al.</i> (1999)	0-30 cm	396 (1), 357 (2), 629 (3)
		0-50 cm	408-424		0-100 cm	542 (1), 681 (2)
		0-100 cm	526-543			
Sénégal	199 823	0-40 cm	452	WOOMER <i>et al.</i> (2004)	0-30 cm	396 (1), 619 (2), 604 (3)
					0-100 cm	649 (1), 1 216 (2)

* (1) Estimation 1 (base de données HWSD).

(2) Estimation 2 (carte JRC et classification VWRB).

(3) Estimation 3 (carte Giec).

En comparant les cartes HWSD et JRC, il apparaît que 36 % des types de sols majeurs ne correspondent pas. Ceci est dû à des différences entre la distribution géographique des sols et à l'utilisation de systèmes de classification variés. L'utilisation de la classification BRM est une amélioration. Cependant, elle a des limites. D'une part, seuls les types de sols majoritaires à chaque unité cartographique sont considérés. Les informations concernant les autres types de sols sont ainsi perdues. Pourtant malgré cette simplification, la variabilité spatiale du carbone du sol au sein de chaque unité cartographique reste élevée (CERRI *et al.*, 2000). Le passage d'un système de classification à un autre est souvent arbitraire (BATJES, 2010). Bien que la représentation spatiale et l'allocation des types de sols soient améliorées, la précision des estimations des stocks de carbone est réduite. D'autre part, les différentes étapes de traduction des systèmes de classification entre eux peuvent mener à la perte d'informations des cartes d'origine. Par exemple, le Sénégal utilise un système de classification décrivant plus d'une cinquantaine d'unités. Celui-ci a été ensuite traduit dans le système FAO 74 puis dans le système BRM (KHOUMA, 2002). Les problèmes relatifs à l'interopérabilité entre les systèmes de classification limitent le passage d'une classification à l'autre et les possibilités d'amélioration des cartes des sols. Par ailleurs, il est également important qu'un système de classification prenne en compte les besoins d'information qui peuvent varier entre pays et qu'il puisse être applicable sur le terrain (KHOUMA, 2002).

La perte d'informations relatives à l'utilisation de classes moins précises amène à des estimations très différentes des nôtres, jusqu'à 30 % inférieures dans le cas

des valeurs par défaut du GIEC. L'accessibilité et la possibilité d'harmoniser les données sont des éléments importants de l'amélioration des estimations des stocks de carbone du sol. Différentes bases de données (BATJES, 1995 ; BATJES, 2005 ; LEENAARS, 2012) ou initiatives sont en cours pour encourager les mesures de stocks de carbone dans les sols d'Afrique de l'Ouest. La mise en place de protocoles et de systèmes de classification communs doit permettre une meilleure connaissance ainsi que l'intégration des données à l'échelle régionale (FAO, 2000). La mise en place d'un système de classification des sols qui soit similaire au LCCS (*Land cover classification system*) et de catégorisation des types d'occupation des sols (DI GREGORIO, 2015), serait une grande avancée dans l'amélioration de l'interopérabilité entre les systèmes de classification des sols. Par ailleurs, afin d'assurer l'intégration des données de terrain avec des données nationales ou régionales, leur codification grâce à un logiciel adapté présente un avantage évident en termes de gain de temps et de qualité (THIOMBIANO *et al.*, 2002).

L'utilisation de différentes méthodes pour l'estimation du COS aboutit à différentes valeurs de stocks de carbone dont les écarts peuvent être importants (tabl. 6). Ces erreurs se répercutent ensuite sur les stocks de carbone estimés à partir de ces données et de modèles de changement d'usage. Les directives du GIEC fournissent des éléments méthodologiques afin d'assurer la transparence, l'exhaustivité, la cohérence, la comparabilité et l'exactitude des estimations (GIEC, 2006). Ces éléments sont fondamentaux afin d'assurer des estimations ni surestimées ni sous-estimées et dont les incertitudes sont réduites autant que possible. Lors de l'estimation des changements de stocks de COS, il faudra s'assurer que ces changements ne résultent pas de différences liées à l'utilisation de différentes méthodologies, bases de données ou systèmes de classification. À l'avenir, il est fort probable que de nouvelles cartes soient développées avec de nouvelles mesures de terrain. Il faudra donc recalculer les estimations de changements de stocks de carbone et pour cela s'assurer que les méthodes et données utilisées restent disponibles et soient reproductibles.

La prise en compte de la variabilité spatiale des stocks et de leurs changements dans le temps est nécessaire pour évaluer (1) l'impact de la contribution des activités humaines sur le cycle du carbone et (2) la fertilité des sols. Une meilleure estimation des stocks de carbone et de leur dynamique est un enjeu de plus en plus important dans le cadre de la mise en place de plans d'action pour l'atténuation des changements climatiques (DIAGANA *et al.*, 2007 ; LAL, 2008) ou de systèmes de paiements pour services environnementaux, et ce afin de promouvoir des pratiques agricoles sequestrantes et une meilleure gestion de l'usage des terres (LIPPER *et al.* 2010 ; THE AFRICAN DEVELOPMENT BANK, 2015). Les incertitudes dans les estimations des stocks sont un frein à la modélisation socio-économique des pratiques agricoles et à la mise en place de ces systèmes de compensation financière comme par exemple les paiements pour services environnementaux (KNOKE, 2013). La dynamique du carbone des sols en Afrique de l'Ouest et dans le monde reste mal connue (BATJES, 1996 ; GIEC, 2013) et leur caractérisation et compréhension sont nécessaires (HOUGHTON et GOODALE, 2004).

Conclusion

Cette étude illustre la variabilité des estimations des stocks de carbone des sols d'Afrique de l'Ouest et montre les différents facteurs qui influencent ces estimations. Il apparaît que les incertitudes restent importantes à l'heure où la lutte contre le changement climatique est un enjeu mondial. Par ailleurs, nombreuses sont les questions qui restent sans réponse quant au bilan de l'ensemble des gaz à effet de serre des sols africains (CH₄, CO₂ et N₂O), plus particulièrement le rôle des zones tropicales sèches dans le cycle du carbone. L'intensification des études régionales et nationales conduites sur le long terme en Afrique de l'Ouest devrait aboutir à une meilleure compréhension de l'interaction entre activités humaines et cycle du carbone, en particulier dans le sol. Leur réussite nécessite de prendre en compte les données existantes ainsi que la mise en place d'un cadre afin d'intégrer les efforts communs sur ces questions de variabilité spatiale et temporelle du carbone des sols agricoles.

Bibliographie

AKHMAD F., ZUZY A., 2013

The complexity of the institution of payment for environmental services: a case study of two Indonesian PES schemes. *Ecosystem Services*, 6 : 54-63.

AMUNDSON R., 2001

The soil carbon cycle. *Annual Reviews of Earth and Planetary Sciences*, 29 : 535-562.

BAD, 2011

L'Afrique dans 50 ans : vers une croissance inclusive. Banque africaine de développement 84 p.

BATJES N. H., 1995

A homogenized soil data file for global environmental research: a subset of FAO, ISRIC and NRCS profiles (Version 1.0). International Soil Reference and Information Centre, 47 p.

BATJES N. H., 1996

Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47 : 151-163.

BATJES N. H., 2001

Options for increasing carbon sequestration in West-African soil: an exploratory study with special focus on Senegal. *Land Degradation & Development*, 12 : 131-142.

BATJES N. H., 2002

Soil parameters estimates for the soil types of the world for use in global and regional modelling (Version 2.1. July 2002). *ISCRI report, 2002/02c*. Wageningen, International Food Policy Research Institute (IFPRI) International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), 52 p.

BATJES N. H., 2005

ISRIC-WISE global data set of derived soil properties on a 0.5 by 0.5 degree grid (Version 3.0). Report 2005/08. Wageningen : ISRIC-World Soil Information. 24 p.

BATJES N. H., 2006

ISRIC-WISE derived soil properties on a 5 by 5 arc-minutes global grides. Report 2006/02. Wageningen : ISRIC-World Soil Information. Téléchargeable : www.isric.org

BATJES N. H., 2008

Mapping soil carbon stocks of Central Africa using SOTER. *Geoderma*, 146 : 58-68.

BATJES N. H. 2010

IPCC default soil classes derived from the Harmonized World Soil Data Base. World Soil Information, ISRIC, Colorado State, UNEP, GEF.

CERRI C., BERNOUX M. C., ARROUAYS D., FEIGL B., PICCOLO M., 2000

« Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. *Advances in Soil Science*. » *In Press C.* (éd.) : *Global climate change and tropical ecosystems*, Boca Raton, USA, CRC Press : 33-50.

D'ANNUNZIO R., SANDKER M., FINEGOLD Y., MIN Z., 2015

Projecting global forest area towards 2030. *Forest Ecology and Management*, 352 : 124-133.

DETWILER R. P., 1986

Land use change and the global carbon cycle: the role of tropical soils. *Biogeochemistry*, 2 : 67-93.

DEWITTE O., JONES A., SPAARGAREN O., BREUNING-MADSEN H., BROSSARD M., DAMPHA A., DECKERS J., GALLALI T., HALLETT S., JONES R., KILASARA M., LE ROUX P., MICHÉLI E., MONTANARELLA L., THIOMBIANO L., VAN RANST E., YEMEFACK M., ZOUGMORE R., 2013

Harmonisation of the soil map of Africa at the continental scale. *Geoderma*, 211-212 : 138-153.

DIAGANA B., ANTLE J., STOROVOGEL J., GRAY K., 2007

Economic potential for soil carbon sequestration in the Niore region of Senegal's Peanut Basin. *Agricultural Systems*, 94 (1) : 26-37.

DI GREGORIO A., 2015

Land cover classification system, classification concepts, software version 3. Rome, The Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO, 2000

Quatorzième réunion du sous-comité ouest et centre africain de corrélation des sols pour la mise en valeur des terres. Abomey, Bénin, 9-13 octobre 2000.

FAO, 2001

Global ecological zoning for the Global Forest Resources Assessment 2000. Rome, The Forest Resources Assessment Programme.

FAO, 2010

Global Forest Resources Assessment 2010. Rome, The Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO, 2012

Global ecological zones for FAO forest reporting: 2010 update. *FRA working paper*, 179. Rome.

FAO, 2015

The Global Forest Resources Assessment, How are the world's forests changing? Rome, The Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO ET ITP, 2018

Global Soil Organic Carbon Map (GSOCmap). Technical Report. Rome, 162 p. Téléchargeable : www.fao.org/3/I8891EN/i8891en.pdf

FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2008

Harmonized world soil database (version 1.0). Rome, Italie et Luxembourg, Autriche, FAO, IIASA, 42 p.

FAO/UNESCO, 1971-1981

The FAO/UNESCO Soil Map of the World. Legend and 9 volumes. Paris, UNESCO.

GIEC, 2006

Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Hayama, Japon, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

GIEC, 2013

« Summary for Policymakers. » *In Stocker T. F. et al. (éd.) : Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, Royaume Uni et New York, NY, USA, Cambridge University Press.

GUO L., GIFFORD R. M., 2002

Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 8 : 345-360.

HENRY M., VALENTINI R., BERNOUX M., 2009

Soil carbon stocks in ecoregions of Africa. *Biogeosciences for discussions*, 6 : 797-823.

HENRY M., MANIATIS D., GITZ V., HUBERMAN D., VALENTINI R., 2011

Implementation of REDD+ in sub-Saharan Africa: state of knowledge, challenges and opportunities. *Environment and Development Economics*, 16 (4) : 381-404.

- HENRY M., VALENTINI R., BERNOUX M., 2009**
Soil carbon stocks in ecoregions of Africa. *Biogeosciences for discussions*, 6 : 797-823.
- HOUGHTON R., GOODALE C., 2004**
« Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems ». In Defries R. S., Asner G. P., Houghton R. A. (éd.) : *Ecosystems and land use change* : 85-98.
- IPCC, 2006**
2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 2 Energy.
- IUSS WORKING GROUP WRB, 2014**
World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome, FAO.
- KHOUMA M., 2002**
Les grands types de sols du Sénégal. Présenté à la 14^e réunion du sous-comité ouest et centre africain de corrélation des sols, Abomey, Bénin.
- KNOEPP J. D., SWANK W. T., 1997**
Forest management effects on surface soil carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America*, 61 : 928-935.
- KNOKE T., 2013**
Uncertainties and REDD+: implications of applying the conservativeness principle to carbon stock estimates. *Climatic Change*, 119 (2) : 261-267.
- LAL R., 2008**
Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbon pools. *Energy & Environmental Science*, 1 (1) : 86-100.
- LEENAARS J.G.B., 2012**
Africa soil profiles database, Version 1.0. A compilation of geo-referenced and standardized legacy soil profile data for sub Saharan Africa (with dataset). *ISRIC report 2012/03.* Africa Soil Information Service (AfsIS) project, ISRIC – World Soil Information, Wageningen, the Netherlands.
- LE QUÉRÉ C. et al., 2016**
Global carbon budget 2016. *Earth Syst. Sci. Data*, 8 (2) : 605-649.
- LIPPER L., DUTILLY-DIANE C., MCCARTHY N., 2010**
Supplying carbon sequestration from West African rangelands: opportunities and barriers. *Rangeland Ecology & Management*, 63 (1) : 155-166.
- MARCO P., HENRY M., BLAVET D., BERNOUX M., 2010**
Variation in organic carbon stocks in soils after forest planting: meta-analysis attempt covering several situations in Latin America. *Bois et Forêts des Tropiques*, 305 : 21-32.
- MERCIER J.-R., 2012**
Revisiting deforestation in Africa (1990–2010): one more lost generation. *Madagascar Conservation & Development*, 7 (1) : 5-8.
- MURTY D., KRISCHBAUM M. F., MCMURTRIE R. E., MCGILVRAY H., 2002**
Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 8 : 105-123.
- PARTON W., TAPPAN G., OJIMA D., TSCHAKERT P., 2004**
Ecological impact of historical and future land-use patterns in Senegal. *J Arid Environ*, 59 : 605-623.
- PASTOR J., POST W. M., 1986**
Influence of climate, soil moisture, and succession on forest carbon and nitrogen cycle. *Biogeochemistry*, 2 : 3-27.
- POCH R. M., UBALDE J. M., 2006**
Diagnostic of degradation processes of soils from northern Togo (West Africa) as a tool for soil and water management. Workshop IC-PLR 2006.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006**
R: a programming environment for data analysis and graphics version 2:7.
- RHOADES C. C., ECKERT G. E., COLEMAN D. C., 2000**
Soil carbon differences among forest agriculture and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecological Applications*, 10 : 497-505.
- SCHJONNING R., THOMSEN I. K., MOBERG J. P., DE JONGE H., KRISTENSEN K., CHRISTENSEN B. T., 1999**
Turnover of organic matter in differently textured soils: I. Physical characteristics of structurally disturbed and intact soils. *Geoderma*, 89 : 177-198.
- SCHLESINGER W. B., 2000**
Carbon sequestration in soil: some cautions amidst optimism. *Agricultural Ecosystems and Environment*, 82 : 121–127.

- SCHLESINGER P., PALMER WINKLER J., 2000**
« Soils and the global carbon cycle . » In Wigley T. M. L. et Schimel D. S. (éd.) : *The carbon cycle*, Cambridge University Press, Cambridge.
- SOMBROEK W., NACHTERGAELE F. O., HEBEL A., 1993**
Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio*, 22 (7) : 417-426.
- TAN Z., TIESZEN L. L., TACHIE-OBENG E., LIU S., DIEYE A. M., 2008**
Historical and simulated ecosystem carbon dynamics in Ghana: land use, management, and climate. *Biogeosciences Discussion*, 5 : 2343-2368.
- THE AFRICAN DEVELOPMENT BANK., 2015**
Payment for environmental services: a promising tool for natural resources management in Africa.
- THIOMBIANO L., NÉBIÉ A. K., SEMDE A., YAGO K. J., 2002**
La base mondiale de données sur les sols : avantages et faiblesses pour la connaissance et l'utilisation des milieux édaphiques au Burkina Faso. Présenté à la 14^e réunion du Sous-comité ouest et centre africain de corrélation des sols, Abomey, Bénin.
- TSCHAKERT P., 2004**
Carbon for farmers: assessing the potential for soil carbon sequestration in the old peanut basin of Senegal. *Climate change*, 67 : 273-290.
- VALENTINI R., ARNETH A., BOMBELLI A., CASTALDI S., CAZZOLLA GATTI R., CHEVALLIER F., CIAIS P., GRIECO E., HARTMANN J., HENRY M., HOUGHTON R. A., JUNG M., KUTSCH W. L., MALHI Y., MAYORGA E., MERBOLD L., MURRAY-TORTAROLO G., PAPAIE D., PEYLIN P., POULTER B., RAYMOND P. A., SANTINI M., SITCH S., VAGLIO LAURIN G., VAN DER WERF G. R., WILLIAMS C. A., SCHOLES R. J., 2014**
The full greenhouse gases budget of Africa: synthesis, uncertainties and vulnerabilities. *Biogeosciences*, 11 : 381-407.
- VOLKOFF B., FAURE P., DUBROEUCQ D., VIENNOT M., 1999**
Estimation des stocks de carbone des sols du Bénin. *Étude et gestion des sols*, 6 : 115-130.
- WILLIAMS P., HANAN N. P., NEFF J. C., SCHOLES R. J., BERRY J. A., DENNING A. S., BAKER D. F., 2007**
Africa and the global carbon cycle. *Carbon balance and management*, 2 (3) : 1-13.
- WOOMER P. L., TOURÉ A., SALL M., 2004**
Carbon stocks in Senegal's Sahel transition zone. *Journal of Arid Environments*, 59 (3) : 499-510.
- YANAI R. D., CURRIE W. S., GOODALE C. L., 2003**
Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems*, 6 : 197- 212.

Spatialiser les stocks de carbone

Le cas de Madagascar

*Hery RAZAFIMAHATRATRA, Herintsitohaina RAZAKAMANARIVO,
Michel BROSSARD, Alain ALBRECHT, Clovis GRINAND,
Andry ANDRIAMANANJARA, Michel RABENARIVO,
Manony ANDRIAMPIOLAZANA, Ny Ando RAKOTOMAMPIONONA ANDRIANALY,
Ambinintsoa HERITOKILALAINA, Onjamirindra S. RAKOTONARIVO,
Nantenaina RAMBOATIANA, Nandrianina RAMIFEHIARIVO,
Narindra H. RAKOTOVAO, Heritiana J. G. SANEHO,
Arthur A. ZAFINDRABENJA, Tantely M. RAZAFIMBELO*

Introduction

Dans les laboratoires d'analyse des sols à Madagascar, la mesure du carbone organique du sol (COS) sert à calculer la teneur en matière organique (MO), une information utile pour la gestion de la fertilité des sols. Outre son évaluation quantitative, diverses études sur le COS ont été menées sur (1) sa dynamique, en interaction avec les autres constituants du sol selon les pratiques et modes d'usage des terres ou (2) sur sa variabilité spatio-temporelle. Ces études ont été effectuées généralement dans le cadre d'essais agronomiques, d'expérimentations sur les fertilisants organiques ou minéraux, d'essais variétaux ou de nouveaux systèmes de culture (chap. 7). Elles ont été réalisées en exploitations agricoles, sur des parcelles paysannes, ou en stations expérimentales en milieu contrôlé.

Depuis quelques décennies, les études sur le COS ont pris une autre dimension et touchent aux réflexions sur le changement climatique. Les recherches sur le

COS se sont multipliées à différentes échelles (communale, régionale ou nationale), au niveau d'une parcelle ou d'un terroir. Les axes d'orientation se portent sur l'évaluation des stocks et parfois sur les termes du bilan de carbone (C), c'est-à-dire sur les émissions de dioxyde de carbone (CO₂) et les apports de carbone dans le sol. L'évaluation des stocks cherche à estimer la quantité de COS par unité de surface (Mg C.ha⁻¹) et à proposer des bilans selon les modes d'usages des terres. Divers points de vue, parfois divergents, se confrontent quant au protocole d'échantillonnage ou encore la pertinence et la fiabilité de la méthode d'analyse conventionnelle, et des questions se posent toujours sur les incertitudes et la variabilité spatiale des stocks de COS. Cependant au fil du temps, des résultats d'analyses se sont accumulés et ont fait l'objet de valorisations spécifiques, dont la cartographie des stocks de carbone du sol à différentes échelles.

À Madagascar, les travaux d'évaluation des stocks de COS ont été réalisés sur des systèmes agricoles ou des écosystèmes naturels très variés. À l'échelle du pays, la diversité des climats, des sols, des modes d'usage et des types de végétation constituent des facteurs déterminants mais difficilement maîtrisables pour l'étude des stocks de COS. Située dans la zone intertropicale entre 12° et 25° de latitude Sud, avec un climat chaud et humide, Madagascar a une grande variété de sols dont la pédogénèse est fondamentalement liée aux lithologies, à la géomorphologie et au climat. Une grande partie des sols évolue sur des roches cristallines et métamorphiques. La partie ouest repose davantage sur des roches sédimentaires avec des sols carbonatés dans certains endroits. Les roches volcaniques restent très localisées dans des petites zones (Analavory et Antsirabe). Parmi la diversité des sols malgaches (tabl. 1), les sols ferrallitiques occupent la quasi-moitié de la superficie totale de l'île, répartis essentiellement sur les Hautes Terres centrales et la partie orientale. Les sols ferrugineux se distribuent sur le versant occidental. Ce chapitre présente les éléments de complexité liés à l'évaluation et la spatialisation des stocks de COS en se basant sur les travaux réalisés à Madagascar.

Tableau 1
Répartition des principales classes de sols de Madagascar.

Classification CPCs* (1967)	Superficie (km ²)	Aire relative (%)	Classification FAO/WRB** (1998)
Sols ferrallitiques	274 561	46,5	Ferralsols, Nitisols, Cambisols
Sols ferrugineux	164 510	27,8	Luvisols, Arenosols
Sols fersiallitiques	16 375	2,8	
Sols peu évolués	62 576	10,6	Fluvisols
Sols minéraux bruts	20 252	3,4	Arenosols, Regosols, Lithosols
Sols hydromorphes	15 172	2,6	Gleysols
Autres		6,3	-

* Commission de pédologie et de cartographie des sols.

** Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture ; Base mondiale de référence pour les ressources en sols.

Source : GRINAND *et al.*, 2009.

Évaluation des stocks de carbone du sol à Madagascar

La connaissance de la fertilité naturelle et potentielle des sols constitue un élément majeur pour le choix des cultures et la gestion des exploitations agricoles. Le COS reste un élément clé pour la mesure de la teneur en matière organique. De plus, des recherches approfondies sur le COS des écosystèmes agricoles et naturels sont menées dans le contexte du changement climatique et d'évaluation de bilan de carbone.

Les écosystèmes étudiés

L'occupation ou l'usage des terres joue un rôle primordial sur la dynamique du carbone du sol. Outre l'évaluation des stocks, les recherches s'intéressent également à la potentialité de stockage ou d'émission de gaz à effet de serre (GES), à savoir CO_2 , CH_4 , N_2O ¹. À Madagascar, les écosystèmes étudiés peuvent être classés en trois catégories : les écosystèmes forestiers (naturels ou plantations), les systèmes cultivés (y compris agroforestiers) et les milieux naturels sous savanes.

Les écosystèmes forestiers

Selon leur localisation et la nature des zones climatiques, les forêts naturelles malgaches se divisent globalement en « forêts humides » sur la partie est et « forêts sèches » sur la partie ouest. Le carbone des écosystèmes forestiers se répartit dans plusieurs compartiments : la biomasse aérienne, la litière, la biomasse racinaire et le sol. En fonction des types de forêt, les valeurs de stocks de COS sur 0-30 cm varient pour les forêts humides, de 49 à 93 $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ et de 32 à 50 $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour les forêts sèches (RAZAKAMANARIVO *et al.*, 2012). La variation de stock est surtout attribuée à la quantité de biomasse restituée au sol, plus élevée en zone humide. Au sein d'un même type forestier, les stocks peuvent aussi varier, avec pour les forêts humides de l'Est, des stocks moyens de l'ordre de 53 $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ à Fénériver-Est (SANEHO *et al.*, 2014) et de 67 $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ à Vohimana (RAZAFIMAHATRATRA, 2006).

Dans une plantation d'eucalyptus des Hautes Terres centrales de Madagascar, les stocks de COS s'élèvent à 85,5 $\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour la couche de sol 0-30 cm (RAZAKAMANARIVO *et al.*, 2011).

Les évaluations des stocks de COS se sont surtout focalisées sur les forêts humides de l'Est. En revanche, il existe peu de données sur les forêts sèches ou les plantations. Des études seraient également nécessaires afin d'analyser

1. N_2O : protoxyde d'azote.
 CH_4 : méthane.
 CO_2 : dioxyde de carbone.

l'influence de la quantité et la nature de la biomasse aérienne sur le stockage du carbone dans le sol ainsi que leur dynamique vis-à-vis du climat.

L'évaluation des stocks de COS dans les systèmes forestiers reste très complexe. Une typologie, ou un zonage, peut être réalisée facilement pour prendre en compte la variabilité de la biomasse aérienne ; par contre, il est très difficile d'appréhender la variabilité spatiale des sols. Les cartes pédologiques existantes sont peu précises et ne renseignent que les grandes classes de sols. Pour le cas des forêts naturelles denses, le problème d'accessibilité constitue de plus une contrainte pour d'éventuels travaux d'échantillonnage systématique.

Les systèmes cultivés

Dans les agrosystèmes, le milieu ouvert facilite l'échantillonnage par rapport aux écosystèmes forestiers. Outre le type de sol, il faut tenir compte du mode d'usage, du type de culture et des itinéraires techniques. L'objectif est de comparer les différents usages et pratiques tout en considérant la variabilité des sols entre les sites.

Lorsque les travaux sont réalisés en milieu paysan, d'autres éléments sont également à considérer :

- historique des parcelles. Expliquer et comparer les résultats nécessitent des connaissances sur l'historique des parcelles telles que les apports en fertilisants organiques qui impactent directement la teneur en COS. L'accès aux engrais minéraux reste limité à Madagascar. Ainsi, il est souvent difficile de vérifier la fiabilité et la précision des informations d'enquêtes sur l'historique des usages et pratiques, et notamment celles concernant les apports en fertilisants et en engrais ;
- homogénéité des pratiques culturales. Les itinéraires techniques peuvent varier d'un paysan à un autre. Par exemple, la gestion des résidus de récolte est un facteur déterminant des apports en matière organique au sol. L'agriculture et l'élevage vont de pair pour les paysans malgaches ; les biomasses végétales issues des cultures, comme les pailles de riz, peuvent servir, ou pas, de fourrage pour le bétail. L'apport de fumier dépend essentiellement de la quantité disponible ; les cultures maraîchères sont privilégiées, puis la culture de riz. Cette hétérogénéité de pratiques rend difficile l'évaluation des stocks de carbone du sol des systèmes cultivés.

Les stocks de COS dépendent fortement des pratiques culturales. Pour un sol ferrallitique de l'est de Madagascar, l'agroforesterie affiche un stock moyen de COS de 78 Mg C.ha⁻¹ sur 0-30 cm de profondeur contre 66 Mg C.ha⁻¹ pour les systèmes de culture sous couverture végétale et 64 Mg C.ha⁻¹ pour les systèmes conventionnels (SANEHO, 2013). Une étude comparative dans la couche 0-30 cm d'un sol ferrallitique du Moyen-Ouest a montré un stock de COS de l'ordre de 23 Mg C.ha⁻¹ pour un système sous couverture végétale contre 20 Mg C.ha⁻¹ pour un système labouré (RAKOTOMAMPIONONA, 2013). De même à Antsirabe, sur les Hautes Terres centrales de Madagascar, les 30 premiers centimètres constituent une zone d'accumulation de la matière organique issue de la dégradation des résidus de culture (RAZAFIMBELO *et al.*, 2008) et concentrent

plus de la moitié du stock de carbone de la couche de sol 0-1 m, pour 10 points de prélèvement sur 12 mesurés (RAZAFIMAHATRATRA *et al.*, 2014). Ces résultats montrent aussi l'hétérogénéité de la teneur en COS le long du profil du sol.

Les milieux naturels sous savanes

Les savanes herbeuses et arbustives subissent chaque année le passage des feux de brousse et servent de pâturage pour les bovidés. Les contraintes liées à l'historique des parcelles ne s'imposent pas pour ce type de système considéré comme « homogène » en termes de mode d'usage. Les principaux paramètres à considérer pour l'évaluation des stocks de COS sont le type de sol, la topographie, la nature de la couverture végétale et son taux de renouvellement (potentiellement impacté par les feux et le pâturage extensif).

La faible accessibilité de certaines zones limite les échantillonnages et leur représentativité spatiale.

Méthode d'analyse

La teneur en COS du sol est classiquement mesurée en utilisant la méthode de WALKLEY et BLACK (1934). Elle est basée sur l'oxydation du carbone organique par le bichromate de potassium. Il s'agit d'une méthode conventionnelle utilisée depuis longtemps pour l'évaluation du COS à Madagascar mais aussi dans d'autres pays du continent africain. Actuellement, on assiste de plus en plus à l'utilisation de nouveaux matériels et d'autres méthodes comme la combustion par voie sèche grâce aux analyseurs élémentaires (CHN).

La notion d'échelle d'étude

L'évaluation des stocks de COS se réalise à différentes échelles selon l'objectif fixé. Pour des études agronomiques, elle se concentre au niveau des parcelles de culture. Pour le cas des études en relation avec le changement climatique, l'évaluation concerne généralement des espaces géographiques plus grands (zone forestière, région, pays, etc.).

Les études intra- ou inter-parcellaires

Divers paramètres, comme les pratiques culturales, restent relativement homogènes et les historiques des parcelles sont facilement accessibles par enquête auprès des paysans. Les répétitions d'échantillonnage sont réalisées sur plusieurs sous-parcelles homogènes afin d'appréhender la variabilité spatiale des stocks de carbone du sol. À cette échelle, celle-ci est peu liée aux variations de la couverture pédologique. Une telle étude permet d'appréhender les effets des saisons et des pratiques culturales. Ces dernières influent directement sur les flux entrants ou sortants de matières organiques : les apports de fumier ou de compost, la restitution des résidus de culture, les pertes par exportation de biomasse végétale pour d'autres usages (par ex. le fourrage) ou par érosion.

Les études sur de grands espaces géographiques

Travailler sur de grands espaces géographiques (parfois appelés improprement « à grande échelle ») suppose de connaître aussi la variabilité des différents paramètres influençant les stocks de COS du sol. En quittant l'échelle parcellaire, des hétérogénéités sont à considérer pour chaque mesure. La délimitation des zones étudiées peut suivre différents critères (fig. 1, 2 et 3) : (i) liés à l'usage des terres et donc à la couverture végétale (forêts, zones de culture, plantations, etc.) et sa gestion, (ii) aux limites administratives (commune, région, pays, etc.), (iii) aux zones agro-écologiques.

À Madagascar, la première carte des stocks de COS à l'échelle nationale a été réalisée par GRINAND *et al.* (2009) (fig. 1). Ce travail de spatialisation s'est appuyé sur 279 profils de sols dont les teneurs de COS et les densités apparentes étaient connues. Les stocks de COS à Madagascar varient, dans la couche de sol 0-30 cm, de 10 à 100 Mg C ha⁻¹. Ce sont surtout les zones humides de l'est de l'île qui affichent des valeurs de stock de carbone du sol les plus élevées, de l'ordre de 80 à 100 Mg C.ha⁻¹ (fig. 1). La figure 3 montre un travail cartographique à l'échelle d'une commune dans une zone de plantation d'eucalyptus dans les Hautes Terres centrales. Pour l'ensemble de la commune (3 000 ha), les stocks totaux de COS dans les 30 premiers centimètres de sol ont été évalués à 139 ± 36 Gg C. La variation des stocks (de 60 à 110 Mg C.ha⁻¹) à l'échelle de la commune confirme l'importance des différents facteurs influençant la teneur en carbone du sol et la grande hétérogénéité des stocks de carbone même sur des espaces restreints. Cette étude a montré la complexité d'un écosystème, et particulièrement l'existence d'une grande variabilité des propriétés intrinsèques liée à la biomasse et au sol, à l'importance de la pente, à la présence et la qualité de litière (RAZAKAMANARIVO *et al.*, 2011).

Variabilités pédoclimatiques et diversité des modes d'usage et de gestion des terres

Variabilité des sols en relation avec les roches mères et le climat

Durant la pédogenèse, le type de sol ainsi que la nature et les propriétés de la phase minérale solide dépendent de la roche dont le sol est issu. Divers éléments minéraux dans le sol sont hérités de la roche mère durant les différents processus d'altération. La zone des Hautes Terres malgaches est largement dominée par des roches cristallines. Les sols y sont de type ferrallitique, caractérisés surtout par la présence de minéraux issus de la phase ultime de l'altération de la roche mère, comme la kaolinite et la gibbsite.

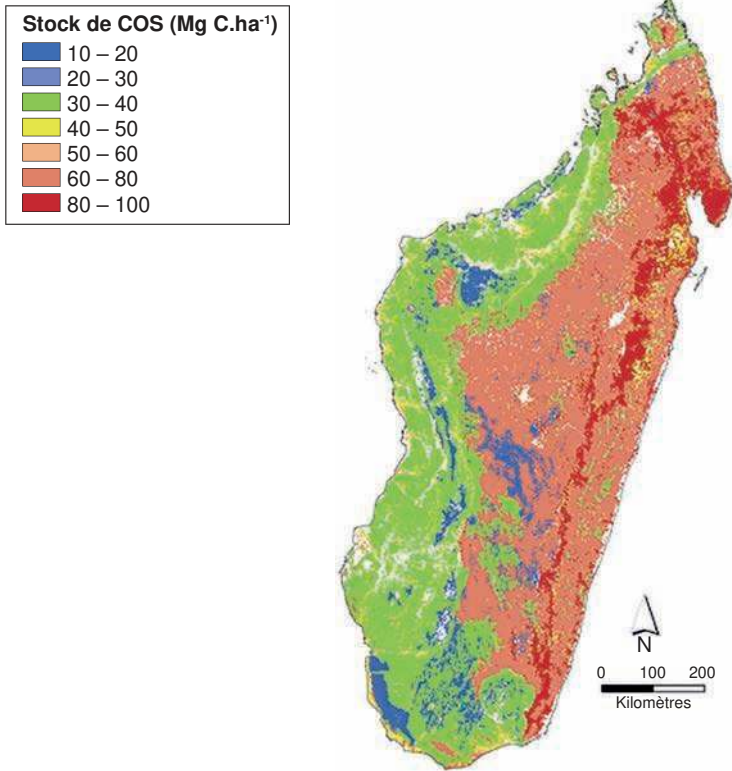


Figure 1

Carte des stocks de COS, sur 0-30 cm de profondeur, à l'échelle de l'île de Madagascar.

Source : GRINAND et al., 2009.

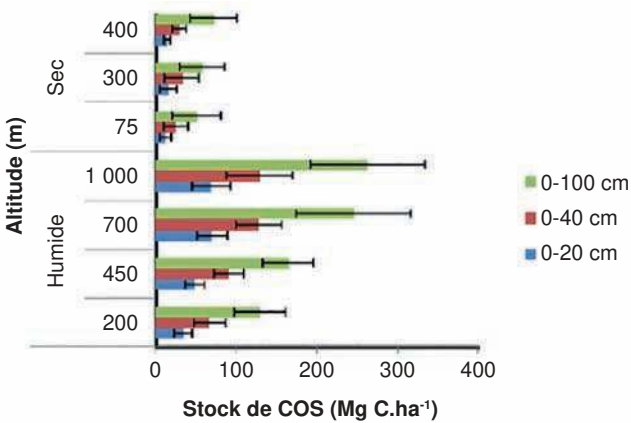


Figure 2

Variation des stocks de COS dans différentes couches de sols (0-20, 0-40 et 0-100 cm de profondeur) en fonction de l'altitude et du climat.

Source : RAKOTONARIVO, 2010.

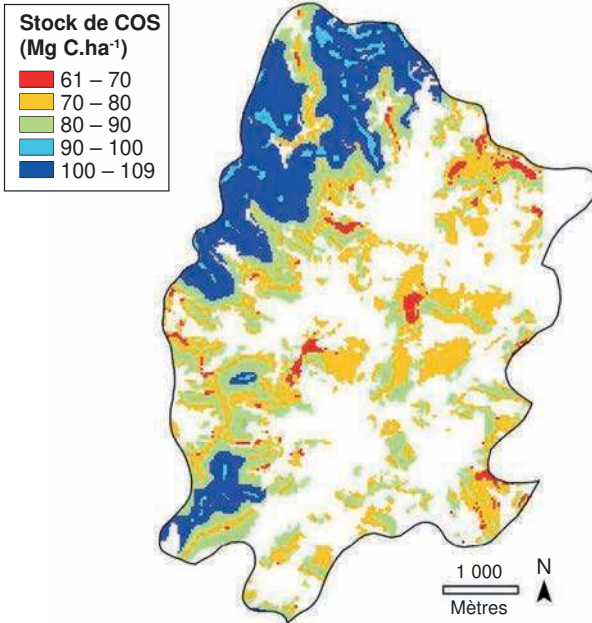


Figure 3

Carte des stocks de COS, sur 0-30 cm de profondeur, dans la commune de Sambaina-Manjakandriana dominée par des plantations d'eucalyptus.

Source : RAZAKAMANARIVO et al., 2011.

Diverses études ont montré des relations entre les propriétés du sol et les stocks ou le stockage de COS. Il existe une relation entre la teneur en argiles granulométriques du sol et sa teneur en COS (FELLER et BEARE, 1997). L'influence du type d'argile sur la teneur en carbone du sol est cependant moins claire (FENG *et al.*, 2013 ; FUJISAKI *et al.*, 2018). De même, la lithologie influe sur les masses volumiques des sols. Les densités des horizons profonds sont plus élevées, surtout pour des sols qui se développent sur des granites.

Le climat est connu comme l'un des artisans de la formation du sol. La température et les précipitations agissent directement sur l'altération des roches mères. Le climat joue également un rôle primordial sur (i) la dynamique des éléments minéraux dans le sol, par exemple le processus de départ de la silice par drainage favorisant la formation de la gibbsite sous un climat humide ; (ii) la dynamique de la matière organique, notamment sa vitesse de minéralisation via la régulation des activités biologiques des sols. En climat chaud et humide, la MO du sol se minéralise rapidement. Par exemple, une étude réalisée à Fort Dauphin dans le sud-est de Madagascar montre que les stocks de COS sont impactés par l'altitude (fig. 2) mais aussi fortement par le climat (RAKOTONARIVO, 2010). Le climat, à différentes échelles de temps, influe sur les propriétés physico-chimiques et les activités biologiques des sols. Il est un facteur déterminant des variabilités spatio-temporelles de la distribution des stocks de carbone.

Diversité des modes d'usage et de gestion des terres

C'est l'un des facteurs les plus difficiles à maîtriser pour l'analyse de la variation et de l'évolution des stocks de COS à différentes échelles spatiales. Les stocks de COS sont étroitement liés aux modes d'usage des terres qui peuvent favoriser le stockage ou le déstockage du carbone. Pour les parcelles cultivées en milieu paysan, il n'est pas toujours aisé de retracer leur historique ni de prévoir leur évolution en termes de gestion. Cette situation est due à l'hétérogénéité des techniques et des pratiques culturelles adoptées. Ainsi, il est toujours délicat de réaliser des comparaisons spatio-temporelles.

Dans les écosystèmes non cultivés (forêt, prairie naturelle, savane, etc.), il est possible d'avancer l'hypothèse d'une absence de toute intervention humaine sur le milieu. Toutefois des simulations sur le changement d'usage des terres et la dynamique des stocks de COS s'imposent lorsque le corpus de données le permet. Les travaux de spatialisation se trouvent toujours confrontés à cette contrainte : comment appréhender la variabilité spatiale des stocks de COS d'une région sous une multitude de modes d'usage des terres ?

À l'échelle d'un terroir, selon la position topographique et la disponibilité en eau, le type de culture change. Les zones de bas-fonds sont dédiées exclusivement à la riziculture irriguée, les bas de pentes pour les cultures maraîchères et les zones en pente plus ou moins prononcée, exploitées pour les cultures vivrières. À l'intérieur de chacune de ces zones, se trouve une diversité de cultures et de pratiques culturelles. Cette situation rend ainsi difficile l'évaluation précise des stocks à l'échelle du terroir. Cette problématique d'emboîtement d'échelles demeure valable quelle que soit l'échelle d'étude.

De l'évaluation des stocks à la spatialisation

L'évaluation des stocks de COS peut avoir comme objectif final la spatialisation et la cartographie des stocks afin d'enrichir la connaissance, mais aussi la comparaison et la simulation de divers scénarios d'usages ou de transformation de la couverture du sol sur l'évolution des stocks. La spatialisation fait intervenir la notion de représentativité, d'échelle spatiale, sans oublier de prendre également en compte les erreurs éventuelles durant la modélisation.

Échantillonnage : notion de représentativité

L'échelle et la représentativité sont deux notions à considérer lors de l'échantillonnage. Le nombre d'échantillons prélevés devra tenir compte de l'étendue et

de la complexité de la zone d'étude. La démarche méthodologique devra aussi considérer la représentativité spatiale des échantillons prélevés. Une solution serait d'avoir des prélèvements régulièrement espacés à l'intérieur de la zone étudiée. Outre la représentativité géographique, les différentes situations échantillonnées devront aussi représenter les modes d'usage des terres, les différents types de sols et positions topographiques, etc. Autant que possible, les scientifiques chercheront à appréhender le maximum de variabilité des stocks de COS afin de minimiser les incertitudes induites par les travaux de terrain.

L'accessibilité de certaines zones reste encore compliquée à Madagascar. L'absence de routes qui desservent les zones reculées limite ainsi le respect d'un échantillonnage systématique ou spatialement raisonné. Ensuite, la notion de représentativité sous-entend également la mobilisation de moyens financiers et humains importants. La recherche explore alors des méthodes alternatives comme l'utilisation de la technique de la spectrométrie infrarouge à la place des analyses conventionnelles (VISCARRA ROSSEL *et al.*, 2006), ou l'utilisation de la télédétection pour des études sur de larges espaces (GRINAND *et al.*, 2017). Pour couvrir toute la représentativité spatiale des modes d'usage dans les travaux d'échantillonnage, les chercheurs sont toujours obligés d'extrapoler ou de modéliser les stocks de COS, en s'appuyant par exemple sur la cartographie numérique des sols. Le principe consiste à utiliser les données pédologiques disponibles sur la zone à étudier – en l'occurrence les teneurs en COS et la densité apparente des sols – et des données spatiales représentant des éléments du paysage qui ont un lien avec les sols, les « covariables » (LAGACHERIE *et al.*, 2013). Les données de stocks de COS disponibles sont divisées en deux lots : un lot de calibration pour la construction du modèle et un lot de validation pour l'évaluation de sa performance. Après avoir validé le modèle, il peut être utilisé ou appliqué pour prédire les stocks de COS de l'ensemble des zones d'étude (RAMIFEHIARIVO *et al.*, 2017).

Cartes pédologiques : problème d'échelle

À Madagascar, les études pédologiques ont été réalisées essentiellement avant 1980 par les pédologues de l'Office de la recherche scientifique et technique outre-mer (ORSTOM ; LEPRUN *et al.*, 2010). Il s'agissait de travaux d'exploration, d'identification, de description, de classification et de cartographie des différents types de sols. À l'échelle nationale, nous avons pu identifier quelques cartes pédologiques (échelles 1/4 000 000 à 1/1 000 000 ; RIQUIER, 1968 ; ROEDERER et BOURGEAT, 1969 ; FAO-UNESCO, 1974 ; BIED-CHARRETTON *et al.*, 1981).

Certaines études, pour les besoins spécifiques souvent liés à des activités agricoles, nécessitent des cartes à plus grandes échelles (1/20 000 à 1/50 000, voire 1/100 000). Actuellement, ces types de cartes ne couvrent qu'une petite zone de l'île. La carte nationale ne permet pas d'appréhender toute la variabilité spatiale des différents types de sols. Pour la cartographie des stocks de COS, l'utilisation des cartes pédologiques devient une contrainte majeure car la modélisation des stocks de carbone est fortement liée à cette variabilité spatiale

du sol. Par conséquent, l'utilisation des cartes à 1/1 000 000, qui n'offrent pas d'informations détaillées de la variabilité des types de sols, n'assure pas la pertinence et la fiabilité des résultats. Ce problème est également rencontré pour la valorisation agronomique des terres.

Les incertitudes en cartographie

Les travaux de spatialisation utilisent toujours la technique de modélisation et de prédiction des valeurs à partir de certains points de référence à l'intérieur de la zone étudiée (RAMIFEHIARIVO *et al.*, 2017). Plusieurs critères peuvent être utilisés pour évaluer la robustesse des modèles de prédiction et la pertinence des résultats. Par exemple, l'incertitude nous renseigne sur les erreurs des valeurs prédites par rapport aux valeurs réelles. Plus les erreurs sont élevées, moins la carte est fiable.

Pour la carte des stocks de carbone dans les 30 premiers centimètres des sols de l'écorégion humide de Madagascar (fig. 4), les erreurs (RMSE ou erreur quadratique moyenne entre valeurs observées et valeurs prédites) sont de l'ordre de 26 Mg C.ha⁻¹. Cette incertitude reste encore importante étant donné que des valeurs inférieures à 70 Mg C.ha⁻¹ ont été trouvées pour cette zone d'étude.

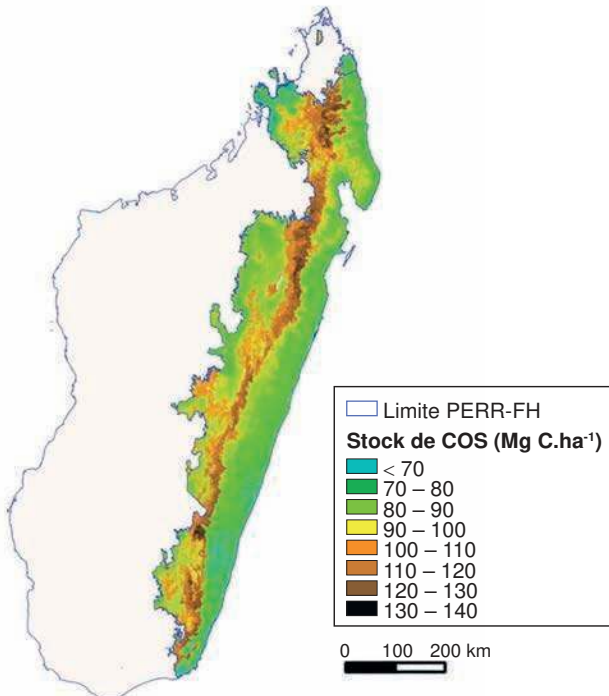


Figure 4

Carte des stocks de COS, sur une profondeur de 0-30 cm, de l'écorégion humide de Madagascar.

Source : projet écorégional REDD+ – Forêts humides de Madagascar (PERR-FH).

Ces incertitudes peuvent provenir des données initiales ou des méthodes utilisées. L'utilisation de cartes à 1/1 000 000 pour une application locale à l'aide d'une modélisation conduit généralement à de fortes imprécisions. Des améliorations devront être apportées vis-à-vis des méthodes utilisées. Une meilleure compréhension des facteurs de la variabilité et la prise en compte de l'ensemble des facteurs jouant sur cette incertitude, apporteront des résultats plus pertinents et fiables.

Conclusion

L'évaluation et la spatialisation des stocks de carbone du sol demeurent un travail complexe. Divers paramètres, tels que les hétérogénéités de la couverture pédologique et des modes d'usage des terres, influencent la variabilité spatiale des stocks de COS. Outre son importance pour connaître la teneur en matière organique du sol, la mesure du COS occupe une place grandissante dans les instances internationales préoccupées par le changement climatique. Aussi, les recherches sur le COS ont dorénavant acquis une envergure mondiale. À Madagascar, des études ont déjà été réalisées sur la cartographie des stocks de COS à différentes échelles. Ces travaux ont montré la nécessité (i) d'adopter une méthode d'analyse appropriée selon l'objectif de l'étude, (ii) de considérer la notion de représentativité lors de l'échantillonnage afin d'appréhender la variabilité spatiale, (iii) de se focaliser sur la diminution de l'incertitude pour les travaux de spatialisation et de cartographie des stocks de COS.

Bibliographie

BIED-CHARRETON M., BONVALLOT J., DANDOY G., DELENNE M., HUGOT B., PELTRE P., POMART E., PORTAIS M., RAISON J. P., RANDRIANARISOA J., [avec la collaboration de] PELLETIER F., 1981
Carte des conditions géographiques de la mise en valeur agricole de Madagascar : thème 1 : potentiel des unités physiques à 1/1.000.000, 3 cartes. *Notice explicative*, 87, 189 p., Numéro de carte Sphaera : 947, Bondy, Orstom.

CPCS, 1967
Classification des sols. Grignon, Ensa, 96 p.

FAO, 1998
World reference base for soil resources. *World Soil Resources Report No. 84*. Rome, ISSS-ISRIC-FAO, 90 p.

FAO-UNESCO, 1974
Carte mondiale des sols au 1/5 000 000. Rome, FAO-Unesco, Cartes et notice, 62 p.

- FELLER C., BEARE M. H., 1997**
Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79 (1) : 69-116.
- FENG W., PLANTE A. F., SIX J., 2013**
Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. *Biogeochemistry*, 112 (1) : 81-93.
- FUJISAKI K., CHAPUIS-LARDY L., ALBRECHT A., RAZAFIMBELO T., CHOTTE J.-L., CHEVALLIER T., 2018**
Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: Implications for soil carbon storage potential in croplands. *Geoderma*, 313 : 41-51.
- GRINAND C., RAJAONARIVO A., BERNOUX M., PAJOT V., BROSSARD M., RAZAFIMBELO T. M., ALBRECHT A., LE MARTRET H., 2009**
Estimation des stocks de carbone dans les sols de Madagascar. *Étude et gestion des sols*, 16 (1) : 23-33.
- GRINAND C., MAIRE G. L., VIEILLEDENT G., RAZAKAMANARIVO H., RAZAFIMBELO T., BERNOUX M., 2017**
Estimating temporal changes in soil carbon stocks at ecoregional scale in Madagascar using remote sensing. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 54 : 1-14.
- LAGACHERIE P., ARROUAYS D., WALTER C., 2013**
Cartographie numérique des sols : principe, mise en œuvre et potentialités. *Étude et gestion des sols*, 20 (1) : 83-98.
- LEPRUN J.-C., RAZAFINJARA L., ANDRIANTAHINA R., FELLER C., 2010**
« Chapitre 10. Pédologie ». In Feller C., Sandron F. (éd.) : *Parcours de recherche à Madagascar. L'IRD-Orstom et ses partenaires*. Marseille, IRD : 247-293.
- RAKOTOMAMPIONONA N. A. A., 2013**
Évaluation des stocks de carbone et d'azote du sol sous des pratiques agro-écologiques et conventionnelles dans le Moyen Ouest de Vakinankaratra. Mémoire de fin d'étude, université d'Antananarivo, Madagascar. 93 p.
- RAKOTONARIVO S., 2010**
Les stocks de carbone de la biomasse aérienne et du sol selon la distribution altitudinale et le mode d'usage des terres en climat tropical humide et semi-aride. Cas de la région de Taolagnaro, Madagascar. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo, Madagascar. 103 p.
- RAMIFEHIARIVO N., BROSSARD M., GRINAND C., ANDRIAMANANJARA A., RAZAFIMBELO T., RASOLOHERY A., RAZAFIMAHATRATRA H., SEYLER F., RANAIVOSON N., RABENARIVO M., ALBRECHT A., RAZAFINDRABE F., RAZAKAMANARIVO H., 2017**
Mapping soil organic carbon on a national scale: towards an improved and updated map of Madagascar. *Geoderma Regional*, 9 : 29-38.
- RAZAFIMAHATRATRA H., 2006**
Évaluation des stocks de carbone du sol sous différents modes d'usages des terres dans le corridor forestier de Vohimana-District de Moramanga (Madagascar). Mémoire de DEA, université d'Antananarivo, Madagascar. 93 p.
- RAZAFIMAHATRATRA H., ANDRIAMPIOLAZANA M., RAZAKAMANARIVO H., LE MARTRET H., RAZAFIMBELO T., BROSSARD M., 2014**
« Variabilité verticale des stocks de carbone des sols de la Région d'Antsirabe ». *In 12^e journée d'étude des sols, 30 juin-4 juillet 2014, Le Bourget du Lac, université de Savoie*.
- RAZAFIMBELO T. M., ALBRECHT A., OLIVER R., CHEVALLIER T., CHAPUIS-LARDY L., FELLER C., 2008**
Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. *Soil and Tillage Research*, 98 (2) : 140-149.
- RAZAKAMANARIVO R. H., GRINAND C., RAZAFINDRAKOTO M. A., BERNOUX M., ALBRECHT A., 2011**
Mapping organic carbon stocks in eucalyptus plantations of the central highlands of Madagascar: a multiple regression approach. *Geoderma*, 162 (3) : 335-346.
- RAZAKAMANARIVO H., RAZAFIMBELO T., RAKOTOMALALA E., GRINAND C., RAZAFIMAHATRATRA H., 2012**
Importance of carbon storage in forest biomass and soils for climate change mitigation: case of Madagascar
Présentation à la Conférence internationale Tours 2012 « Faire face au changement climatique », Tours.

RIQUIER J., [avec la collaboration de] BESAIRIE H. C., BOURGEAT F., CLAISSE G., DIDIER DE SAINT-AMAND R., HERVIEU J., MOUREAUX C., RAKOTOMIRAHO J. D., RANDRIANARIDERA E., RATASILAHY J. R., RIQUIER J., ROCHE P., SÉGALEN P., TERCINIER G., VIEILLEFON J., 1968
Carte pédologique de Madagascar à l'échelle de 1:1 000 000. Tananarive, Bondy, Orstom.

ROEDERER P., BOURGEAT F., 1969
« Notice et carte (1/400 000) de pédologie. Planche 16 ». In Le Bourdieu F., Batistini R., Le Bourdieu P. (éd.) : *Atlas de Madagascar.* Tananarive, BDPA-IGN.

SANEHO H. G., 2013
Évaluation du stock de carbone organique du sol sous l'effet de changement d'usage des terres dans l'écorégion Est de Madagascar. Mémoire de fin d'études pour l'obtention du diplôme de Master 2. Institut supérieur des sciences,

environnement et développement durable, université de Toamasina, Madagascar 80 p.

SANEHO H. G., RAZAKAMANARIVO H., RAZAFIMBELO T., ANDRIAMANANJARA A., RAZAFIMAHATRATRA H., RAMIFEHIARIVO N., 2014
« Dynamique de carbone du sol après déforestation des forêts naturelles sempervirentes du Centre Est de Madagascar ». In : *12^e journée d'étude des sols, 30 juin-4 juillet 2014,* Le Bourget du Lac, université de Savoie.

VISCARRA ROSSEL R. A., WALVOORT D. J. J., MCBRATNEY A. B., JANIK L. J., SKJEMSTAD J. O., 2006
Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 131 (1) : 59-75.

WALKLEY A. J., BLACK I. A., 1934
Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37 : 29-38.

Évaluation des stocks de carbone organique dans les sols au Maroc

Mohamed SABIR, René SAGNO,

Quinette TCHINTCHIN, Hafida ZAHER,

Hassan BENJELLOUN

Introduction

La communauté scientifique semble arriver à un consensus sur le changement climatique à l'échelle planétaire. Elle s'accorde à attribuer ce changement à une augmentation des gaz dits « à effet de serre » (GES) dans l'atmosphère. En effet, depuis 150 ans, une concentration de plus en plus élevée des GES est observée dans l'atmosphère, notamment le CO₂ qui serait responsable d'environ 65 % de l'effet de serre (PETIT, 2003). Ces augmentations seraient principalement dues à l'utilisation des combustibles fossiles et à la déforestation. Ainsi il est de la responsabilité de tous de s'engager dans ce défi, celui de la réduction des émissions de GES.

La séquestration du carbone dans les sols et la biomasse terrestre est l'une des options énoncées dans l'article 3.4 du Protocole de Kyoto, mais très peu d'informations sont disponibles sur les capacités de stockage de carbone dans les sols. Ce manque d'informations, reconnu par la communauté scientifique internationale, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) notamment, est l'un des principaux freins à la prise en compte des sols et de leurs stocks de carbone dans les projets en lien avec le secteur de l'agriculture, foresterie et autres usages des terres (AFOLU ou LULUCF pour *land use and land use change and forestry* en anglais). Il est donc important d'identifier les puits et les sources de carbone terrestres selon les usages et les pratiques des sols.

L'importance des sols tropicaux dans le stockage de carbone est depuis longtemps soulignée (SOMBROEK *et al.*, 1993). Cependant les études s'avèrent beaucoup plus rares pour les sols méditerranéens. Or les sols des régions méditerranéennes sont très originaux et le Maroc en est un exemple parfait. Du fait de l'aridité estivale des régions méditerranéennes et du fait d'une forte présence de roches calcaires et calciques, la majorité des sols y sont dominés par la présence du calcium, voire du calcaire. Par ailleurs, les sols sont souvent argileux et naturellement riches en matières organiques et en calcium, donc bien structurés et bien drainés. Les sols appauvris en argiles (dits « lessivés ») y sont nettement plus rares que dans les régions tempérées et tropicales (BADRAOUI, 2006).

Dans le monde méditerranéen, le Maroc est probablement le pays de la plus grande diversité pédologique. Tous les types de sols et de « pédopaysages » méditerranéens y sont présents. Ceci est dû à la grande diversité des facteurs de pédogenèse : roches, reliefs, climats, couverts végétaux, temps d'évolution et occupations humaines (BADRAOUI et STITOU, 2002 ; RUELLAN, 2003). Cependant, du fait de l'ancienneté de l'occupation par l'homme qui n'a pas toujours su gérer les sols, les ressources en sol sont souvent fortement dégradées avec des appauvrissements organiques et minéraux (ROOSE, 2002 ; BADRAOUI, 2016). L'acquisition des données sur le stockage de carbone permettra de comprendre le fonctionnement des écosystèmes selon leur mode de gestion et ainsi d'éviter la progression de la dégradation des sols, voire de favoriser leur restauration.

Au Maroc, de nombreuses études sur les stocks de carbone ont été réalisées. Cependant très peu d'études existent sur l'intégration de ces données et la spatialisation des stocks de carbone des sols marocains. Ainsi, pour répondre à cette problématique, cette étude se fixe comme objectif principal, d'évaluer les stocks en carbone des sols du Maroc.

Pour atteindre cet objectif, on a (1) collecté et compilé des données pédologiques existantes, (2) estimé le stock de carbone dans le sol et (3) intégré ces données dans un système d'information géographique (SIG) afin de spatialiser les stocks de carbone du sol sur l'ensemble du territoire national.

Présentation de la zone d'étude

L'étude a concerné tout le territoire du Royaume du Maroc (71,08 Mha). La figure 1 donne les principales zones agro-écologiques (SABIR et QARRO, 2017) et montre la diversité écologique importante de cette zone méditerranéenne. En effet, la combinaison des facteurs écologiques tels que climat, substrat et relief aboutit à des milieux naturels très variés. Dans les zones de contact entre

montagnes et plaines (appelées *Dir*) et sur un espace très réduit, on peut passer d'un climat aride en plaine à un climat per-humide en altitude. La pédogénèse est alors très variable et les sols produits sont donc très diversifiés. Les sols sont de plus impactés par des usages variés allant d'une agriculture intensive en plaines et sur les plateaux à des agrosystèmes complexes, souvent de subsistance, et intégrant agriculture, arboriculture et élevage. On note souvent des incohérences entre les capacités agronomiques des terres et leurs usages effectifs. Ceci est d'autant plus accentué sur les terres en pente où les techniques culturales, notamment le travail du sol, ne sont pas appropriées. Le couvert végétal forestier, protecteur des sols en pente, est en constante régression à cause de la sur-exploitation (surpâturage, défrichage, prélèvement de bois de feu). Sur les versants dénudés, l'érosion hydrique est assez importante et les sols sont souvent dégradés. Les sols peu évolués d'érosion y sont dominants.

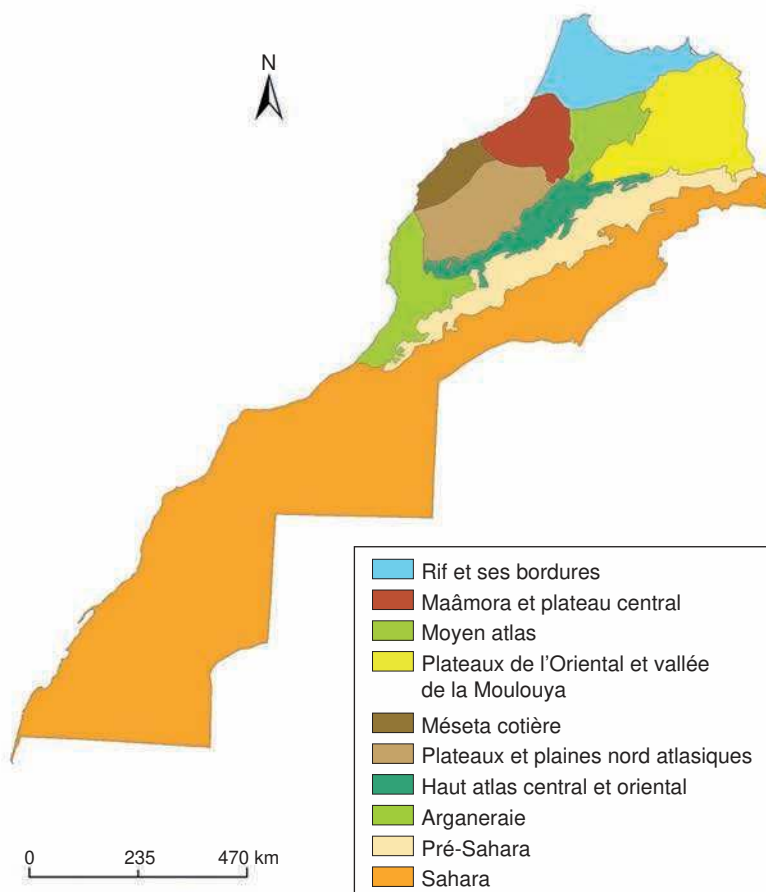


Figure 1

Carte des zones agro-écologiques du Maroc.

Source : MADREF (2000), modifié et complété par SABIR et QARRO (2017).

Traits climatiques

Le Maroc s'étend en latitude de la zone climatique méditerranéenne humide à celle saharienne. Du fait de leur situation géographique entre océan Atlantique et mer Méditerranée, ces zones climatiques sont influencées par l'opposition entre une façade atlantique fraîche vers l'ouest et l'intérieur des terres plus aride et continental (MICHARD, 1976). Ceci confère au Maroc une diversité bioclimatique assez remarquable : per-humide, humide et subhumide en altitude (au centre du pays), semi-aride dans les plaines atlantiques et l'Oriental, aride et saharien au sud et sud-atlasique. Toutes les variantes bioclimatiques – chaude, tempérée, fraîche, froide, très froide, extrêmement froide et glaciale – existent. Les pluviométries moyennes annuelles diminuent du nord (2 000 mm) au sud (100 mm).

Aspects géologiques et géomorphologiques

Le Maroc offre une grande diversité lithologique (MICHARD, 1976 ; EL GHARBAOUI, 1987). On distingue en particulier un socle précambrien et primaire, faisant partie de la plaque africaine. Il apparaît sous forme d'affleurements dans différentes régions du Maroc (Hamadas, Hauts-Plateaux, Moyen Atlas tabulaire, Moyen Atlas oriental, Haut Atlas oriental et certaines portions de l'Anti-Atlas). Les chaînes rifaines au nord sont des formes du relief complexes car certaines sont plissées, d'autres sont charriées. Ainsi certaines roches sont métamorphiques (gneiss, micaschistes) d'âge paléozoïque alors que d'autres sont d'âge secondaire (calcaire, dolomie, grès rouge) ou tertiaire (flysch schisto-gréseux, marno-schisteux). Les plaines alluviales, qui s'étendent entre les différentes chaînes des Atlas et du Rif, présentent des accumulations argileuses, limoneuses ou localement sableuses. Il y a aussi de grandes accumulations de sable au niveau du littoral et dans le Maroc saharien. Il existe par ailleurs d'autres dépôts d'argiles salifères et gypsifères du Trias ou des épandages basaltiques ou des affleurements de granites, gabbros dans les chaînes montagneuses du Moyen Atlas et du Haut Atlas.

Les végétations

La végétation du Maroc présente une grande diversité. Bien que cette végétation soit très variée dans sa composition floristique (7 000 espèces), elle est dominée par des éléments méditerranéens (QUEZEL, 1995 ; BENABID, 2000). Cette biodiversité floristique est la résultante des diversités orographique, lithologique, édaphique, climatique et bioclimatique. Les formations forestières et alfatières, qui constituent un domaine public de l'État, s'étendent sur environ 9 Mha. Les principales espèces forestières sont le chêne vert (23,4 %), le chêne-liège (6 %), l'arganier (14,3 %) et les acacias (19,4 %). Parmi les résineux, citons le cèdre (2,3 %), le thuya (10,3 %), le genévrier (4 %), le cyprès (0,1 %), le pin (1,4 %) et le sapin (0,1 %). Les autres essences et essences secondaires représentent 18,5 % (AEFCS, 1996). Les terrains de parcours, composés de steppes, de

formations arbustives et de prairies, couvrent environ 92 % de la superficie totale du Maroc. Près de 97 % de ces parcours se trouvent en zones arides et semi-arides dans les régions de l'Oriental, du pré-Sahara et dans l'immense zone saharienne (QARRO *et al.*, 2010).

Traits pédologiques

La nature des sols est très variable aussi bien entre les différentes classes de sols qu'à l'intérieur d'une même classe. Aussi, il s'avère difficile d'illustrer les caractéristiques d'un type de sol donné pour différentes régions géomorphologiques compte tenu des spécificités locales de chaque unité. D'une manière générale, sur le plan lithologique, la diversité des substrats parentaux est le résultat de phénomènes géologiques de périodes lointaines. En effet, les grands changements du climat et de la végétation de la période post-würmienne ont marqué la formation et l'évolution des sols du Maroc et ont formé des sols polycycliques (LAOUINA, 1990 ; LAOUINA *et al.*, 1993). L'effet conjugué du climat et de la végétation, est à l'origine de la formation d'une large gamme de types de sols qui se répartissent comme suit (fig. 2) :

- en altitude, l'augmentation des précipitations et la diminution des températures font évoluer les sols rouges fersiallitiques en des sols bruns fersiallitiques et bruns forestiers en altitude. Et, vers les sommets des hautes montagnes, au niveau des étages forestiers, préforestiers ou présteppiques, on observe les sols de type ranker ;
- quand les terrains sont pentus, on note l'apparition des Rendzines et des sols peu évolués d'érosion ;
- à de très hautes altitudes, dans les zones désertiques, sur les rocailles, ou dans les zones sensibles à l'érosion, on rencontre des sols bruts ou peu évolués ;
- à de basses ou moyennes altitudes, sous les bioclimats semi-aride, subhumide ou humide, on observe des sols rouges fersiallitiques caractérisés par une rubéfaction plus ou moins intense ;
- dans les plaines, on rencontre des sols isohumiques, de type marron ou châtain avec présence d'encroûtements, ou des Vertisols (ou *tirs*). En bioclimat semi-aride, les plaines sont généralement caractérisées par des croûtes calcaires et en zone aride à saharienne on a des sols gris de steppe ;
- dans les bioclimats aride et saharien, dans les lacs et estuaires, les sols halo-morphes sont fréquents.

Du fait des contraintes bioclimatiques et de végétation, la grande majorité de la couverture édaphique est constituée de sols peu évolués. Quelques types de sols dominants sont décrits ci-après.

Les principaux types de sols rencontrés dans ces régions sont :

- sur la côte atlantique : sols fersiallitiques à sesquioxydes de fer à texture sablonneuse légère sur grès calcaire dunaire ;

- dans les plaines irriguées : Vertisols à texture argileuse, le long des côtes plutôt des sols récents peu évolués à texture limono-argileuse ;
- sur le plateau des Zaïers : sols brunifiés (ayant de bonnes aptitudes agricoles) sous forêts et sols vertiques et isohumiques ailleurs. Sur les formations calcaires, les sols bruns calcaires se dégradent sous l'effet combiné de la pente et de la disparition du couvert végétal ;
- les sols minéraux bruts se localisent sur des formations gréseuses et dorsales calcaire-dolomitiques ;
- les sols peu évolués d'érosion se rencontrent sur des formations marneuses et marno-schisteuses ;
- les sols fersiallitiques à sesquioxydes de fer et de manganèse se situent sur des formations gréseuses. Ces types de sols, peu profonds, se trouvant sur des terrains accidentés à forte pente, subissent une érosion intense.

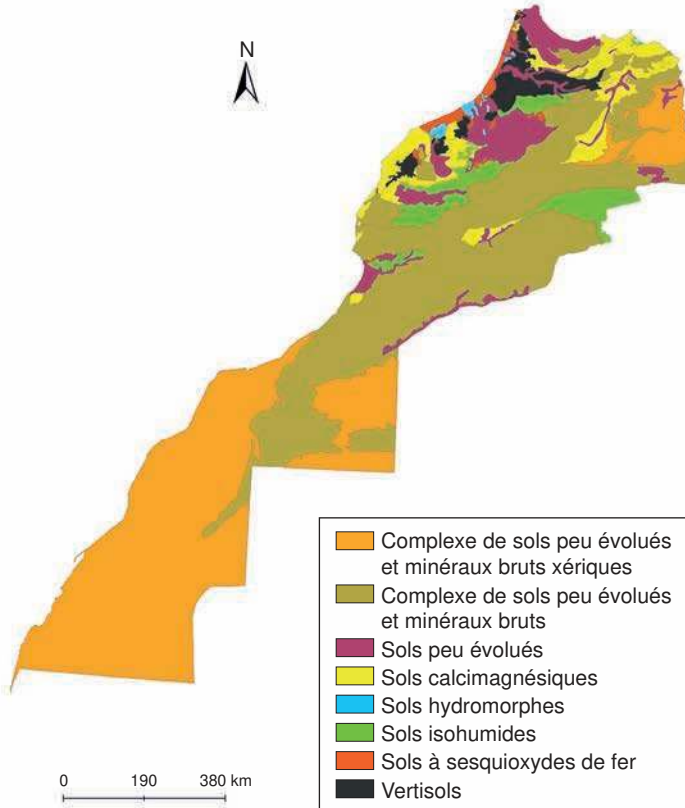


Figure 2

Carte des types de sols du Maroc.

La superficie des sols sodiques, brunifiés et des Podzols est trop faible pour qu'ils soient représentés sur la carte.

Source : ANCFCC, 1996.

Statut organique

Plusieurs auteurs s'accordent pour dire que les teneurs en matière organique et en carbone organique sont très faibles dans les sols marocains et que celles-ci sont très sensibles aux modes d'usage des terres. En effet, selon MRABET *et al.* (2002), 80 % des sols marocains sont très fragiles à la mise en culture avec des taux de matière organique inférieur à 1 %. Des études montrent des chutes des taux de matière organique dans les sols cultivés, par exemple de 1,8 % en 1987 à 0,8 % en 1997 dans un sol fersiallitique cultivé dans la plaine des Doukkala (SOUDI *et al.*, 2000) ; de 4,7 % sous des forêts de chêne-liège à 2,2 % sous des cultures de blé dur (céréales/jachère) dans le Rif occidental et pour divers sols (SABIR *et al.*, 2004).

Les stocks de carbone organique du sol (COS) sur les 30 premiers centimètres ont été estimés à 95 Mg C.ha⁻¹ sous des forêts, 70 Mg C.ha⁻¹ sous des matorrals surpâturés (- 26 %) et 53 Mg C.ha⁻¹ sous des cultures (- 46 %). Les stocks de carbone organique mesurés sont également très variables pour un même écosystème. Dans le Moyen Atlas, les stocks de carbone du sol sous des chênes verts varient de 80 à 56 Mg C.ha⁻¹ (BOULMANE *et al.*, 2010) et dans le Moyen Atlas central, ils sont respectivement de 284, 303, 277 et 143 Mg C.ha⁻¹ sous des chênes verts, chênes zéens (zéenaies), cèdres et pins maritimes de montagne (EL MDERSSA *et al.*, 2019). Ces variations sont fortement corrélées à la densité des arbres et à la nature du matériel lithologique.

Spatialisation des stocks de carbone

L'estimation des stocks de carbone organique des sols a été réalisée par la collecte, la compilation et l'analyse de données pédologiques recueillies auprès de laboratoires et de centres de documentation (SAGNO, 2008 ; TCHINTCHIN, 2008) :

- des établissements dépendants du ministère de l'Agriculture : Institut national de recherche agronomique, Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, École nationale d'agriculture de Meknès, École nationale forestière d'ingénieurs et les Offices régionaux de mise en valeur agricole du Tadla, Haouz, Gharb et de l'Oriental ;
- du centre de recherche forestière ;
- de quelques facultés.

Cette opération a nécessité le traitement d'une masse importante de données d'où la conception et la mise en place d'une base de données pour le stockage des données d'analyses du sol et des données cartographiques.

Base de données

Cette base a regroupé des données d'analyses physicochimiques des sols et des données graphiques des sites recensés dans la documentation. Le modèle conceptuel et le modèle physique de la base de données ont été conçus à l'aide du logiciel *Power design* 12.1 (fig. 3). La structuration de la base a été réalisée sous *Microsoft Access* 2003.

Cartes utilisées

Deux cartes ont été utilisées : la carte des types des sols à l'échelle 1/2 000 000 produite par l'Agence nationale de la conservation foncière, du cadastre et de la cartographie (ANCFCC, 1996) et la carte des zones agro-écologiques du Maroc (SABIR et QARRO, 2017). Ces cartes ont été digitalisées sous *Arc Gis* 9.2. Les plages cartographiques des sols représentent des grands groupes de sols dont un type est dominant.

Calcul des stocks de COS

Le stock de carbone organique du profil d'un sol composé de k horizons a été calculé comme suit :

$$StockC = \sum_{i=1}^k C_i \times Da_i \times E_i$$

Où $StockC$ est le stock de carbone de l'ensemble du profil (kg C.m^{-2} ou 10 Mg C.ha^{-1}), Da la densité apparente de l'horizon i en kg.dm^{-3} , C la teneur en carbone organique de l'horizon i en g C.kg^{-1} sol, et E est l'épaisseur de l'horizon i en mètres.

La couche de sol retenue pour les calculs du stock de COS est 0-30 cm. Il faut noter qu'il n'a pas été tenu compte des taux des éléments grossiers dans le sol, information non disponible pour la majorité des horizons. Pour les couches de sols dont on dispose de cette information, le taux de matière fine varie de 30 à 100 %. La proportion de terre fine est relativement faible dans les sols peu évolués et minéraux bruts des zones montagneuses. Elle est élevée et atteint 100 % dans les plaines agricoles à sols fersiallitiques, isohumiques et les Vertisols.

Représentation spatiale des stocks de COS

Les stocks ainsi calculés ont été intégrés dans un SIG afin de les cartographier. La représentation spatiale a été effectuée en se basant sur les deux cartes, des types des sols et des zones agro-écologiques.

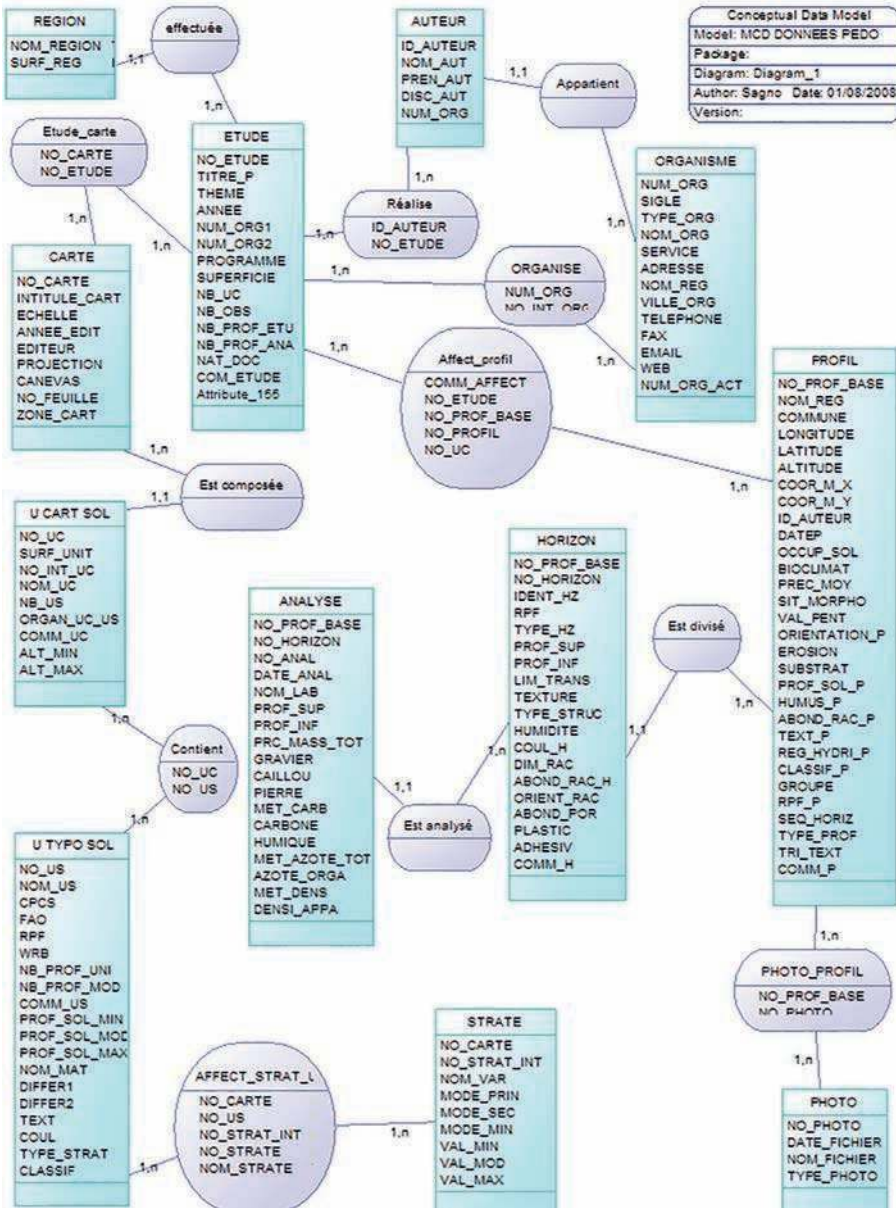


Figure 3

Schéma du modèle conceptuel de la construction de la base des données.

Source : SAGNO, 2008.

Résultats et discussion

Base de données

La base de données construite pour ce travail regroupe pour l'ensemble du Maroc un total de 912 profils. Le tableau 1 et la figure 4 donnent leur répartition par zone agro-écologique. On constate une densité faible de profils par rapport aux surfaces de ces zones alors que, en principe, les études pédologiques requièrent un profil pour 100 ha. Ceci est dû au fait que ces études pédologiques ont porté essentiellement sur les zones à fort potentiel agricole, notamment celles irriguées. Ceci confirme le constat avancé par BADRAOUI (2016), à savoir seuls 30 % de la ressource en sol sont connus au Maroc, essentiellement les plaines agricoles, c.-à-d. les zones d'action des offices régionaux de mise en valeur agricole : Loukkous, Basse Moulouya, Gharb, Doukkala, Tadla, Haouz et Souss. La montagne et les zones considérées – à tort – sans valeur ajoutée pour les investissements financiers, n'ont pas été incluses dans les investigations. Les résultats de la collecte de l'information pédologique à l'échelle nationale montrent une disparité flagrante. En effet, pour tout le Haut Atlas central et oriental, un seul profil utilisable (géoréférencé) a été trouvé, alors que pour les plaines, notamment celle du Loukkous, il existe 281 profils. Cette disparité du nombre de profils utilisables a certainement un effet sur les résultats du calcul du stock de COS par zone.

Tableau 1
Surfaces des zones agro-écologiques du Maroc et nombre de profils utilisés pour le calcul du stock du COS par zone.

Zones agro-écologiques	Superficie (ha)	Nombre de profils
Arganeraie	2 961 146	60
Haut Atlas central et oriental	2 536 505	1
Meseta côtière	1 260 920	45
Maâmora et Plateau central	2 391 561	96
Moyen Atlas	1 911 358	37
Plateaux de l'Oriental et vallée de la Moulouya	5 974 999	84
Plateaux et plaines nord atlasiques	3 886 785	188
Rif et ses bordures	3 743 185	281
Pré-Sahara	5 266 904	5
Sahara	41 066 637	
Total	71 000 000	797

Seuls 797 de ces profils sont géoréférencés. Parmi ces derniers, 155 n'étaient pas renseignés sur le type de sol, mais ils ont été utilisés pour le calcul du stock de carbone sur la profondeur 0-30 cm. Pour les profils dont la densité apparente n'a pas été renseignée, une estimation a été faite sur la base des types des sols et de leur texture. Les descriptions de profils et les stocks de carbone ont été réalisés entre 1996 et 2018. Les stocks de COS étant évolutifs, notamment pour les sols cultivés, la réalisation des mesures sur plus de 20 ans joue certainement sur les résultats présentés.

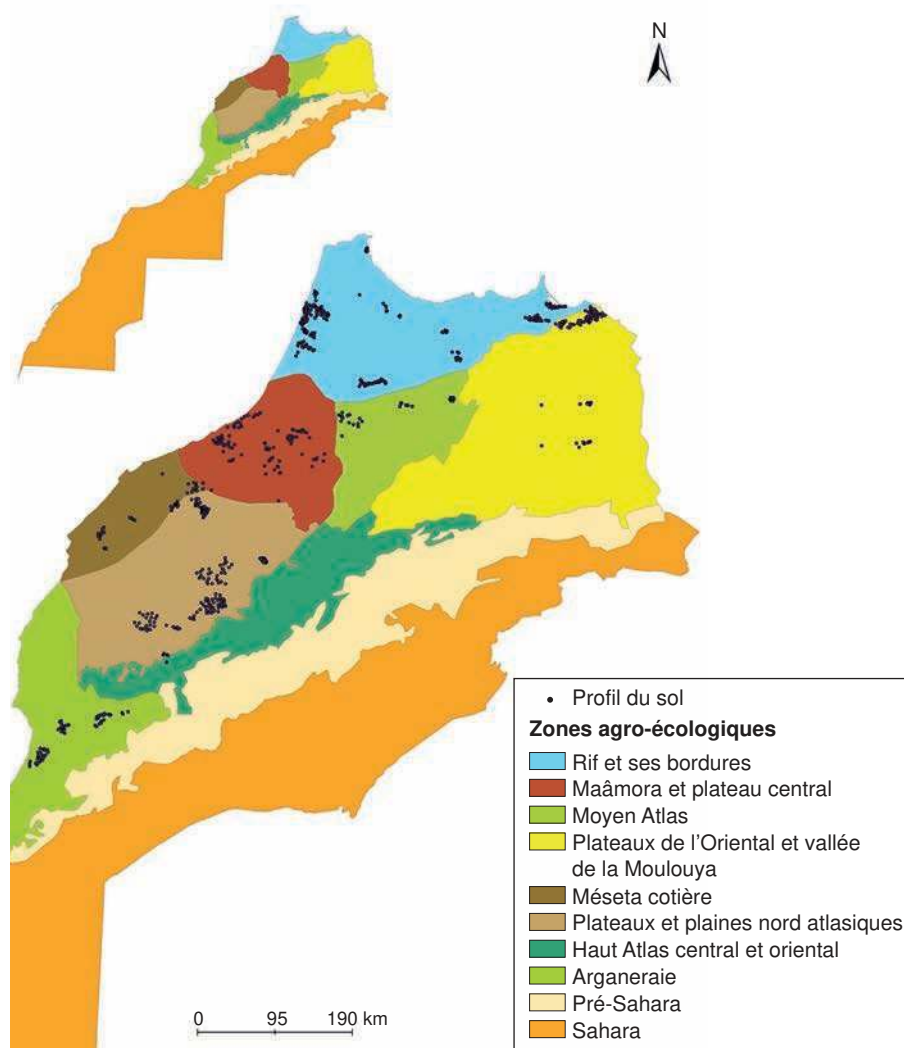


Figure 4
Carte de répartition des profils par zone agro-écologique.

Le stock du COS au Maroc (0-30 cm)

Stock moyen par type de sol

Pour les profils dont la densité apparente n'existait pas, une fonction de pédotransfert a été utilisée. La valeur de densité apparente inconnue a été estimée à partir de valeurs connues d'autres propriétés du sol, notamment la texture. Seuls les stocks de COS sont considérés. Le carbone inorganique n'est pas comptabilisé dans les stocks de carbone présentés dans ce chapitre.

Le calcul des stocks moyens de COS entre 0 et 30 cm par type de sol varie de 46 à 24 Mg C.ha⁻¹ respectivement pour les sols sodiques et les Podzols avec des coefficients de variation entre 8,7 % et 69,9 % (tabl. 2). Ce calcul ne tient pas compte du stock du COS des profils pour lesquels aucun type de sol n'a pu être affecté. Le nombre de profils utilisés dans le calcul a certainement joué sur ces valeurs, notamment pour les sols sodiques. Cependant ces sols ne concernent que peu de surface au Maroc (fig. 2). En ne considérant pas les sols sodiques, on peut dire que les sols isohumiques sont les plus riches en COS, viennent ensuite les sols brunifiés, les Vertisols et les sols calcimagnésiques. Les Podzols ont les stocks de COS les moins élevés, mais sont peu étendus au Maroc (fig. 2). Globalement, ces valeurs de stocks de COS sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en Tunisie (NADHEM, 2011 ; tabl. 3). Néanmoins, cette étude montre une grande variabilité des stocks mesurés. Les amplitudes entre les valeurs minimales et maximales sont assez élevées et les coefficients de variation sont souvent supérieurs à 50 %. Ceci pourrait être dû aux disparités du nombre de profils selon leur localisation géographique et de l'usage de ces sols (forêt, agriculture ou parcours). Ainsi, les sols calcimagnésiques du Rif occidental, peuvent avoir des valeurs assez élevées, de l'ordre de 90 Mg C.ha⁻¹ sous forêt et de 29 Mg C.ha⁻¹ sous céréales (SABIR *et al.*, 2004). Dans le Moyen Atlas central, des valeurs très élevées de stocks du COS ont été enregistrées dans les sols fersiallitiques sous des forêts des feuillus (264 Mg C.ha⁻¹ sur 0-30 cm) (EL MDERSSA *et al.*, 2019).

Stock moyen par type d'usage des sols

Pour les profils dont les usages des sols sont connus (n=254), le stock du COS par type d'usage a pu être calculé.

Le tableau 4 montre des valeurs de stocks de COS sous forêts globalement plus faibles que celles trouvées par BOULMANE *et al.* (2010) sous des forêts de chênes verts dans le Moyen Atlas (80 à 56 Mg C.ha⁻¹) et SABIR *et al.* (2004) sous les forêts de chênes-lièges (105 Mg C.ha⁻¹). Elles sont cependant comparables à celles trouvées par MONTÈS (1999) sous des forêts de genévriers rouges dans le Haut Atlas (26 Mg C.ha⁻¹). La variabilité de ces valeurs pourrait être liée à la diversité des sols mais aussi à la diversité des forêts en termes d'âge, de gestion forestière (taillis ou futaies), de densité d'arbres, de type de formation végétale et de leur vigueur. Au Maroc, les forêts sont généralement dégradées. Des études similaires réalisées dans des forêts tempérées non dégradées ont évalué des

Tableau 2
Stocks de carbone organique du sol (0-30 cm) par type de sol au Maroc.

Types de sols	Nombre de profils	Stocks de COS (Mg C.ha ⁻¹)				
		Moy.	Min.	Max.	Écart type	Coefficient de variation (%)
Sols sodiques	2	45,9	43,1	48,8	4,0	8,7
Sols isohumiques	67	42,4	10,9	147,0	25,2	59,5
Sols brunifiés	32	37,4	4,1	92,6	25,9	69,3
Vertisols	51	36,9	4,2	94,3	21,9	59,4
Sols calcimagnésiques	128	36,0	4,9	88,7	24,3	67,5
Sols hydromorphes	44	34,7	5,2	92,6	20,6	59,3
Sols fersiallitiques	62	32,3	0,3	74,3	19,5	60,4
Sols peu évolués	94	28,5	1,5	154,0	22,7	79,6
Sols peu évolués et minéraux bruts	3	25,1	21,1	28,2	3,7	14,6
Podzols	5	23,8	4,7	35,3	16,6	69,9

Tableau 3
Stocks de carbone organique du sol par type de sol (0-30 cm) en Tunisie.

Types de sols	Nombre de profils	Stocks moyens de COS (Mg C.ha ⁻¹)
Sols très peu évolués	10	18
Sols peu évolués	56	32
Sols calcimagnésiques	76	42
Vertisols et paravertisols	14	46
Sols isohumiques	3	37
Sols fersiallitiques	11	72
Podzols	19	62
Sols sodiques	15	28

Source : NADHEM, 2011.

stocks de COS bien plus élevés. Le stock de COS sous cinq types de formations végétales différentes d'une forêt canadienne enregistre des valeurs variant de 61 à 133 Mg C.ha⁻¹ pour les 20 premiers centimètres de sol, la plus élevée étant observée sous des feuillus (LAGACÉ BANVILLE, 2009). Dans des forêts bretonnes (France), pour des couches de sol toutefois plus épaisses (0-90 cm), les stocks sont de 136 à 153 Mg C.ha⁻¹ (EGLIN, 2005 ; LECOINTE *et al.*, 2005). Des études spécifiques des stocks de COS sous différents types de forêts marocaines, selon leur gestion et leur état de dégradation, sont donc nécessaires pour comprendre la variabilité des stocks observée (tabl. 4).

Pour les sols agricoles, les valeurs sont comparables à celles trouvées par SOUDI *et al.* (2000) dans les plaines de Doukkala (36 Mg C.ha⁻¹) ou par SABIR *et al.* (2004) pour le Rif Occidental (46 Mg C.ha⁻¹) sous céréaliculture pour des sols peu évolués et 45 Mg C.ha⁻¹ pour des sols brunifiés.

Pour les sols utilisés pour l'agriculture irriguée et l'arboriculture (4 profils étudiés seulement), les valeurs de stocks sont plus homogènes que pour les usages des sols sous des végétations naturelles (forêts ou matorrals).

Tableau 4
Stocks de carbone organique du sol (0-30 cm) par usage des sols au Maroc.

Usages des sols	Nombre de profils	Stocks de COS (Mg C.ha ⁻¹)				
		Moyenne	Min.	Max.	Écart type	Coefficient de variation
Forêts de feuillus	41	24,2	0,6	92,6	27,0	111,7
Forêts de résineux	24	27,4	6,4	77,1	21,2	77,5
Matorrals	27	33,2	3,5	259,6	49,4	148,6
Agriculture irriguée	21	37,2	4,5	72,9	16,7	44,9
Agriculture pluviale	137	45,9	0,3	222,1	31,2	67,8
Arboriculture	4	38,0	23,6	58,7	14,8	39,0

Spatialisation des stocks de COS

Les stocks de COS sont variables selon la zone agro-écologique (tabl. 5 ; fig. 5). On observe des valeurs assez élevées, de l'ordre de 40 Mg C.ha⁻¹ et plus dans le Rif, Moyen Atlas et Haut Atlas ; des valeurs moyennes, de l'ordre de 30 Mg C.ha⁻¹, dans les zones centrales et semi-arides du Maroc (Maâmora, Meseta côtière) ; des valeurs plus faibles, environ 20 à 25 Mg C.ha⁻¹, dans les zones arides (Oriental, Arganeraie) et des valeurs très faibles (inférieures à 2 Mg C.ha⁻¹) dans les zones sahariennes. Ces résultats sont conformes à ceux émanant d'organismes internationaux, notamment le Centre international de référence et d'information pédologiques¹. Cependant, le stock de COS estimé entre 0-30 cm sur tout le territoire national du Maroc s'élève à environ 938 millions de tonnes (ou Mg), ce qui est nettement plus faible que l'estimation de BERNOUX *et al.* (2006) sur l'ensemble du territoire également, à savoir 1 309 millions de tonnes de carbone. Cette dernière estimation a été obtenue à partir de la carte des sols de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) au 1/5 000 000 et donc à une échelle différente de la nôtre (1/2 000 000). Ceci pourrait être également dû à la différence des approches utilisées.

¹ <https://data.isric.org/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/home>

Tableau 5
Stocks de carbone organique du sol (0-30 cm) par zone agro-écologique du Maroc.

Zones agro-écologiques	Stocks de COS (Mg C.ha ⁻¹)				
	Moyenne	Min.	Max.	Écart type	Coefficient de variation (%)
Rif et ses bordures	41,3	0,3	77,1	15,6	80,6
Plateaux de l'Oriental et vallée de la Moulouya	25,6	7,0	64,5	12,8	49,9
Maâmora et Plateau central	32,2	4,1	101,2	21,7	41,7
Plateaux et Plaines nord-atlasiques	27,5	4,8	259,6	29,8	73,5
Meseta côtière	28,8	4,9	84,4	17,6	42,1
Moyen Atlas	45,5	1,5	81,9	22,6	87,4
Haut Atlas central et oriental	39,6	32,6	32,6	-	-
Arganeraie	21,4	7,0	39,3	8,6	40,3
Pré-Sahara	1,8	1,5	2,4	0,4	23,9
Sahara	1,8	1,5	2,4	0,4	23,9

La carte confirme l'intégration des facteurs écologiques (sol, climat, végétation) dans la constitution du stock de COS (0-30 cm) et donc dans sa répartition spatiale. En effet, les sols relativement profonds des zones subhumides et humides des montagnes rifaines et atlasiques, renferment des stocks de COS relativement élevés, entre 38 et 46 Mg C.ha⁻¹. Les zones semi-arides centrales, constituées essentiellement de plaines et de plateaux, sont dotées de stocks relativement élevés, entre 26 et 38 Mg C.ha⁻¹. Les zones semi-arides, dominées par les arganeraies, ont des stocks moyens, entre 14 et 26 Mg C.ha⁻¹. Les zones arides steppiques ont des stocks faibles, entre 2 et 14 Mg C.ha⁻¹. Enfin, dans les zones désertiques (sahariennes), du fait de la nature des sols et du climat, les stocks sont très faibles, inférieurs à 2 Mg C.ha⁻¹.

Il faut noter que cette carte (fig. 5) est relativement peu précise pour plusieurs raisons :

- l'échelle de 1/2 000 000 ne permet pas de montrer toute la diversité des sols. Plusieurs zones ayant des stocks de COS pourtant différents ont été regroupées dans une même classe cartographique ;
- les profils utilisés pour la cartographie sont très mal répartis sur l'ensemble du territoire national. En effet, dans certaines zones, le nombre de profils est très faible, ce qui n'est pas le cas dans d'autres zones, avec plusieurs centaines de profils ;
- les profils sont souvent regroupés dans la même localité, notamment dans les plaines. L'extrapolation sur les autres zones moins dotées en profils pourrait être erronée ou imprécise ;

– le résultat pour les deux zones présaharienne et saharienne du sud doit être considéré avec prudence. En effet, seuls cinq profils ont été utilisés et ils montrent des valeurs très faibles de carbone en surface (de l'ordre de 0,1 %).

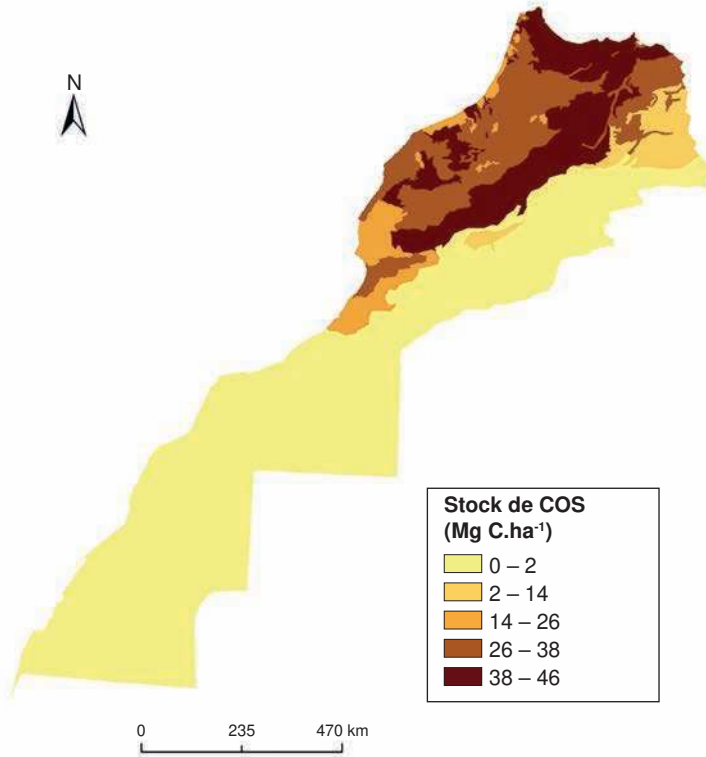


Figure 5
Carte du stock de carbone organique du sol (0-30 cm) au Maroc.

Conclusions

Les stocks de COS au Maroc sont relativement faibles du fait, très probablement, des conditions climatiques de l'Afrique du Nord. Le stock global pour le pays est estimé à 938 millions Mg C, sur une profondeur de 30 cm, en utilisant la carte des unités cartographiques du sol (fig. 2).

Ce résultat doit être considéré comme un ordre de grandeur plutôt que comme une valeur exacte. Dans ce travail, plusieurs profils ne disposaient pas de

densités apparentes ni des taux des éléments grossiers. Ces deux paramètres sont indispensables pour obtenir une estimation précise des stocks de carbone contenu dans les sols. De plus, la faible densité des profils par rapport à la superficie du pays et leur répartition spatiale inégale peuvent induire des erreurs dans l'interprétation des résultats de la carte. De même, le pourcentage de la superficie des types de sols n'était pas bien connu et engendre des erreurs lors de la pondération de stocks moyens de carbone pour le calcul global du stock de carbone des sols du Maroc. Ceci montre les limites liées à l'utilisation de la carte pédologique à une très petite échelle dans l'estimation des stocks de COS.

Ces résultats obtenus à l'échelle globale du pays donnent une idée des stocks de COS entre 0 et 30 cm de profondeur et constituent une première détermination du stock du carbone des sols marocains qui devrait être complétée par des investigations plus approfondies. Par exemple, l'augmentation du nombre de profils permettrait l'utilisation de méthodes géostatistiques et améliorerait ainsi la précision des estimations des stocks de COS. La mesure de la densité apparente devrait être faite d'une manière systématique pour toutes les études pédologiques. Une localisation exacte des profils, via l'utilisation de GPS, est un élément essentiel de la description de ces profils précédant l'analyse spatiale. La standardisation des observations sur le terrain et des analyses pédologiques effectuées au laboratoire est requise. Se référer à plusieurs nomenclatures des sols (les classifications françaises, telles que la classification CPCS² ou Référentiel pédologique, la classification de la FAO ou classification internationale WRB et *Soil Taxonomy*) complique l'utilisation des données. À ce propos, il est vivement souhaité que l'Association marocaine des sciences des sols, en étroite collaboration avec les laboratoires d'analyse des sols (publiques et privés), puisse recommander une unification des méthodes de description des profils, d'échantillonnage des sols, d'analyse et d'écriture de l'information pédologique.

La connaissance et la caractérisation de la ressource en sol sont fondamentales pour la gestion durable des terres, que ce soit pour des enjeux environnementaux ou agronomiques. L'ensemble des spécificités des sols du Maroc sont encore peu étudiées. Les stocks de COS des zones montagneuses et désertiques sont peu décrits et les dynamiques du COS des sols calcaires, qui contiennent à la fois du carbone organique et du carbone inorganique, sont mal connues. Il serait souhaitable de renforcer les investigations pédologiques sur ces sols peu décrits.

² La classification des sols CPCS a été mise au point de 1964 à 1967 par la Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols. Le référentiel pédologique est un travail récent (1992) de la CPCS. Le site de l'Association française pour l'étude du sol (AFES) présente les différentes classifications : www.afes.fr/referentiel-pedologique

Bibliographie

AEFCS, 1996

Étude nationale sur les aires protégées du Maroc. Rabat, Maroc, Administration des eaux et forêts et la conservation des sols.

ANCFCC, 1996

Carte des sols du Maroc. Rabat, Maroc, Agence nationale de la conservation foncière du cadastre et de la cartographie.

BADRAOUI M., 2006

« Connaissance et utilisation des ressources en sol au Maroc. » In Lhafi A. *et al.* (éd.) : *50 ans de développement humain & perspectives 2025. Cadre naturel, environnement et territoires.* Rabat, Maroc, Cinquantenaire de l'indépendance du Royaume du Maroc-IRES.

BADRAOUI M., 2016

Connaissance et utilisation des ressources en sol au Maroc. Rabat, Maroc, Institut national de la recherche agronomique, 27 p.

BADRAOUI M., STITOU M., 2002

« Status of soil survey and soil information system in Morocco. » In Badraoui B. P. (éd.) : *Proceedings de l'atelier sur les bases de données SOTER pour les pays de l'Union du Maghreb Arabe.* Rabat, Maroc, FAP/SNEA : 21-28.

BENABID A., 2000

Flore et écosystème du Maroc: évaluation et préservation de la biodiversité. Paris, France & Rabat, Maroc, Ibis Press & Éditions Kalila Wa Dimna.

BERNOUX M., FELLER C., CERRI C. C., ESCHENBRENNER V., CERRI C. E. P., 2006

« Soil carbon sequestration ». In Roose R. L. E. J. *et al.* (éd.) : *Soil erosion and carbon dynamics.* Boca Raton, Floride, USA, CRC Press : 13-22.

BOULMANE M., MAKHLOUFI M., BOUILLET J.-P., SAINT-ANDRÉ L., SATRANI B., HALIM M., ELANTRY-TAZI S., 2010

Estimation du stock de carbone organique dans la chênaie verte du Moyen Atlas marocain. *Acta Botanica Gallica*, 157 (3) : 451-467.

EGLIN T., 2005

Impact de l'hydromorphie et la topographie sur la variabilité spatiale des stocks de carbone en forêt de Fougères (Ille-et-Vilaine) : étude

à l'échelle des versants. Mémoire de DAA, Institut national agronomique Paris-Grignon.

EL GHARBAOUI A., 1987

« Le milieu physique ». In GEM (éd.) : *Vol. Géogr. Phys., Rabat. La grande encyclopédie du Maroc. Volume 3. Géographie physique et géologie.* Rabat, Maroc-Bergamo, Italie, GEM-Gruppo Walk Over, 231 p.

EL MDERSSA M., BENJELLOUN H., ZAHER H., ZENNOUHI O., NASSIRI L., IBLJBIJEN J., 2019

Estimating the sequestration potential of organic carbon in forest soils in the Central Middle Atlas: a tool to fight climate change. *Journal Atlas of Biology*, 2019 : 603-610.

LAGACÉ BANVILLE J., 2009

Caractérisation des stocks de carbone de 5 types de formations végétales dans un secteur du bassin versant de la rivière Eastmain, Baie James. Mémoire de maîtrise, université du Québec, Montréal, Canada, disponible en ligne: <https://archipel.uqam.ca/2264/1/M10921.pdf>.

LAOUINA A., 1990

Le Maroc nord-oriental, relief, modelés et dynamique du calcaire. Oujda, Maroc, Publication du rectorat de l'université Mohammed 1^{er}, 590 p.

LAOUINA A., CHAKER M., NACIRI R., NAFAA R., 1993

L'érosion anthropique en pays méditerranéen : le cas du Maroc septentrional. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, 70 (5) : 384-398.

LECOINTE S., NYS C., WALTER C., FORGEARD F., HUET S., RECENA P., FOLLAIN S., 2006

Estimation of carbon stocks in a beech forest (Fougères Forest–W. France): extrapolation from the plots to the whole forest. *Ann. For. Sci.*, 63 (2) : 139-148.

MADREF. 2000

Stratégies d'adaptation à la sécheresse Colloque national de l'agriculture, ministère de l'agriculture, du développement rural et pêches maritimes, Rabat, juillet 2000.

MICHARD A., 1976

Éléments de géologie marocaine. *Notes et Mém. Serv. Carte géol. Maroc*, 252, 408 p.

MONTÈS N., 1999

Potentialités, dynamique et gestion d'une formation arborée à genévrier thurifère (Juniperus thurifera L.) des Atlas marocains : le cas de la vallée de l'Azzaden. Thèse de doctorat, écologie, environnement, université Toulouse le Mirail-Toulouse II, France.

MRABET R., LAHLOU S.,

LE BISSONNAIS Y., DUVAL O., 2002

« Estimation de la stabilité structurale des sols semi-arides marocains. Influence des techniques culturales simplifiées ». In *Land use, erosion & carbon sequestration*, 23-28 novembre 2002. Montpellier, IRD : 405-415.

NADHEM B., 2011

Réchauffement climatique et vulnérabilité des sols méditerranéens : spatialisation et séquestration du carbone en Tunisie. Thèse de doctorat, université de Tunis.

PETIT M., 2003

Qu'est-ce que l'effet de serre ? Ses conséquences sur l'avenir du climat. Paris, Vuibert.

QARRO M., ROOSE E., SABIR M., 2010

« Zones de parcours ». In E. Roose et al. (éd.) : *Gestion durable des eaux et des sols au Maroc : valorisation des techniques traditionnelles méditerranéennes.* Marseille, France, IRD Éditions : 261-275.

QUÉZEL P., 1995

La flore du bassin méditerranéen : origine, mise en place, endémisme. Marseille (1/2). *Ecologia mediterranea, revue d'écologie terrestre et limnique*, 20 (1) : 19-39.

ROOSE E., 2002

Influence de la gestion de la biomasse sur l'érosion et la séquestration du carbone. Résumé des conclusions du colloque « Érosion du carbone », Montpellier, 23-28 sept. 2002. *Bulletin du réseau érosion*, 22 (4) :4-14.

RUELLAN A., 2003

Évaluation du système de recherche scientifique et technique au Maroc : sols et environnement. Rabat : ministère de l'Enseignement supérieur de la formation des cadres et de la recherche scientifique (MESFCRS/SERS).

SABIR M., BARTHÈS B., ROOSE E., 2004

Recherche d'indicateurs des risques de ruissellement et d'érosion sur les principaux sols de montagnes méditerranéennes du Rif occidental (Maroc). *Sécheresse : Science et Changements planétaires*, 15 (1) : 105-110.

SABIR M., QARRO M., 2017

Assessment of traditional agroforestry practices in Morocco and promotion of their adoption in the Near East and North Africa region. Cairo, Egypt: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Regional Office for the Near East and North Africa FAO-NRE. 152 p.

SAGNO R., 2008

Cartographie des stocks de carbone du sol dans la zone Nord du Maroc. Rabat, Maroc, mémoire de fin d'étude, Enfi.

SOMBROEK W. G.,

NACHTERGAELE F. O., HEBEL A., 1993

Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio*, 22 (7) : 417-426.

SOUFI B., NAAMAN F., CHIANG C. N., 2000

« Problématique de gestion de la matière organique des sols : cas des périmètres irrigués du Tadla et des Doukkala. » In *Intensification agricole et qualité des sols et des eaux*, 2-3 novembre 2000. Rabat, Maroc, Institut agronomique et vétérinaire Hassan II.

TCHINTCHIN A. Q., 2008

Cartographie des stocks de carbone du sol dans la zone centrale du Maroc. Rabat, Maroc, mémoire de fin d'étude, Enfi.

Étude préliminaire à la spatialisation des stocks de carbone organique des sols au Rwanda

*Ann VERDOODT, Geert BAERT,
Jean CHAPELLE, Eric VAN RANST*

Introduction

Les sols de l'Afrique centrale sont caractérisés par une grande diversité, allant de sols minces, pierreaux ou sableux, peu productifs à des sols profonds fertiles et capables de recycler de grandes quantités de biomasse (BATIONO *et al.*, 2006). Dans cette région essentiellement rurale, du fait de facteurs socio-économiques difficiles, la gestion des terres, souvent inadaptée, menace la qualité des sols, engendre une plus faible productivité agricole et augmente l'insécurité alimentaire. Afin de mettre en œuvre des stratégies et une planification du développement qui soient respectueuses d'un usage durable des terres, les décideurs doivent disposer d'informations fiables sur les sols. Or les sols ne sont pas caractérisés dans de nombreuses études menées dans cette région. Par exemple, les estimations des stocks de carbone organique des sols (COS) reposent souvent sur l'utilisation de fonctions de pédotransfert pour pallier au manque de mesures de densité apparente, ce qui augmente l'incertitude des résultats. Ce chapitre évalue la qualité et la représentativité de la base de données sur les profils de sols du Rwanda et illustre sa valeur potentielle pour le calcul des stocks de COS sur l'ensemble du pays.

Matériels et méthodes

Le système d'information des sols rwandais

Le système d'information des sols du Rwanda repose sur une base de données de 1 833 profils de sols géoréférencés. L'ensemble des informations a été collecté entre 1981 et 1989 par le projet « Carte pédologique du Rwanda », fruit d'une coopération entre le ministère rwandais de l'Agriculture, de l'Élevage et des Forêts et le gouvernement belge. En se basant sur des combinaisons de données sur les matériaux parentaux, et sur les profils de sols (profondeurs des sols, classes de drainage, texture, propriétés physicochimiques), 276 unités taxonomiques, ou séries de sols, ont été identifiées. Ces séries caractérisent le paysage pédologique du Rwanda à partir de 43 cartes à l'échelle 1:50 000^e couvrant l'ensemble du territoire (IMERZOUKENE et VAN RANST, 2001 ; VERDOODT et VAN RANST, 2006a ; VERDOODT et VAN RANST, 2006b). Les profils et leurs différents horizons ont été échantillonnés et analysés selon des méthodes physicochimiques standards, dans les laboratoires d'analyse des sols de Kigali (Rwanda), de l'université de Gand ou de l'université catholique de Louvain-La-Neuve (Belgique).

Contrôle qualité des données et représentativité

Le contrôle qualité de l'information accumulée dans la base de données des profils de sols a été réalisé par un examen systématique (1) de la distribution spatiale des variables pour lesquelles existaient des cartes thématiques indépendantes (par ex. des cartes administratives ou des modèles digitaux de terrain) et (2) de la cohérence de chacune des valeurs de propriétés physicochimiques telles que le pH ou la granulométrie par exemple. Cette cohérence a été appréciée grâce à la connaissance de l'étendue des valeurs attendues, établie selon les types de sols et des corrélations entre variables. Nous avons vérifié la représentativité des profils en s'assurant qu'ils étaient bien représentatifs géographiquement des types de sols et des usages des sols donnés grâce aux cartes des sols et aux cartes des usages des terres de l'espace rural du Rwanda.

Traitement et analyse des données

La couche de sol 0-30 cm peut être constituée de plusieurs couches (par ex. 0-10 et 10-30 cm) pour lesquelles des propriétés physicochimiques ont été mesurées. Aussi, pour estimer les propriétés de la couche 0-30 cm, une moyenne pondérée a été calculée, qui tient compte de l'épaisseur de chacune des couches constituantes. Puis les étendues des valeurs, les moyennes et les déviations standards ont été calculées pour les paramètres mesurés de la couche de sol 0-30 cm.

Le stock de COS, noté C_{stock} ($\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$), de chaque horizon a été calculé à partir de la teneur en COS selon la formule suivante :

$$C_{\text{stock}} = C_{\text{conc}} \times Da \times (1-CF) \times d \times 0,1 \quad (1)$$

où C_{conc} est la teneur en COS ($\text{g C}\cdot\text{kg}^{-1}$), Da la densité apparente ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), CF le volume des éléments grossiers (%) et d l'épaisseur de la couche d (cm).

Les teneurs en COS (méthode WALKLEY et BLACK, 1934), les volumes des éléments grossiers (tamisage > 2 mm) et les densités apparentes (méthode volumétrique au cylindre) sont issus de la base de données des sols du système d'information des sols rwandais.

Les stocks de COS de la couche (0-30 cm) par unité de surface ont ensuite été calculés en faisant la somme des stocks de COS de toutes les couches de sols jusqu' à 30 cm de profondeur. Les données concernant les usages des terres ont été renseignées à partir des descriptions de profils. Les données ont ensuite été analysées pour mettre en évidence l'influence du type de sol et de l'usage des terres sur les stocks de COS.

Résultats

Caractérisation des sols rwandais

Bien qu'étant un petit pays enclavé (26 000 km^2), le Rwanda montre une grande diversité de conditions climatiques, géologiques et géomorphologiques. Avec des altitudes comprises entre 900 et 4 500 m (fig. 1), les paysages du Rwanda sont variés, depuis les plaines couvertes de savanes à l'est, sous un climat chaud et semi-aride, aux forêts pluviales des hautes terres sous un climat frais et humide à l'ouest et au nord-ouest. Les sols très altérés dominent dans les pédiplaines orientales et méridionales, tandis que les sols des vallées et des hautes terres sont régulièrement rajeunis par érosion ou par des dépôts alluviaux, colluviaux ou encore par des matériaux volcaniques. En dehors des trois parcs nationaux, dédiés majoritairement à la conservation de la nature, l'agriculture est le principal usage des terres rencontré au Rwanda.

Représentativité du système d'information des sols rwandais

La figure 1 montre la localisation des profils de sols. La densité moyenne des échantillonnages est d'un profil pour 14 km^2 . Cependant, il existe d'importantes variations régionales car la stratégie de cartographie a concentré les observations dans des zones pilotes situées dans différents environnements géomorphologiques.

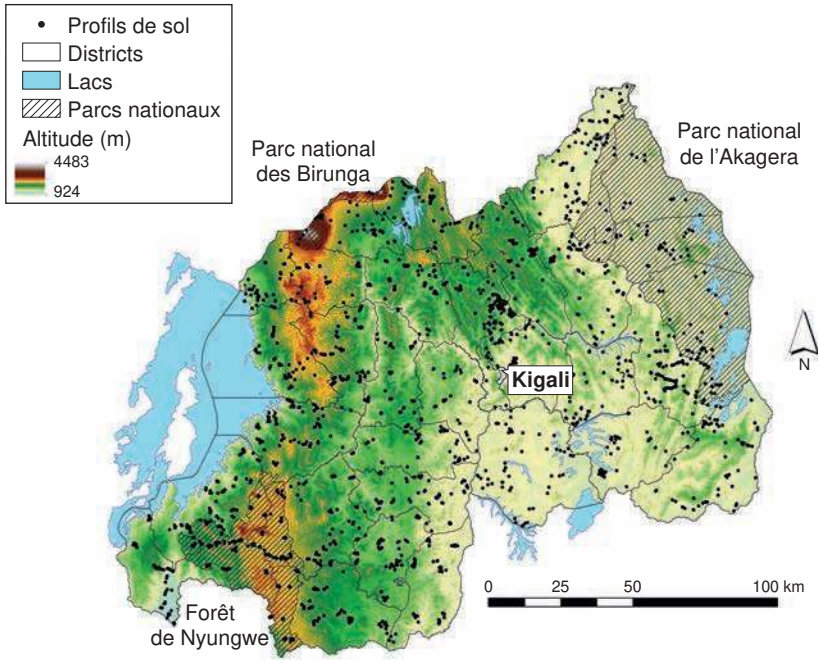


Figure 1
Localisation des profils de sols réalisés au Rwanda.

Les Cambisols (27 %), les Ferralsols (25 %), les Acrisols (13 %) et les Alisols (10 %) sont les mieux représentés dans la base de données des profils. Cette dernière comprend aussi bien des sols cultivés que non-cultivés et la plupart des profils de sols sont localisés sous des cultures (32 %) ou sous des jachères de plus de 5 ans (26 %) ; viennent ensuite les sols sous des plantations (14 %), sous des forêts naturelles (13 %), sous des végétations herbacées naturelles (prairies, savanes) (10 %) et sous des pâturages permanents (2 %). Ce dernier usage des terres semble sous-représenté dans la base de données, de nombreuses jachères et zones herbacées étant pâturées.

Après l'étape du contrôle qualité, 1 466 profils ont été retenus afin de modéliser les propriétés des sols. Le nombre de propriétés mesurées dans ces profils est cependant très hétérogène. La diversité des facteurs pédogénétiques se remarque aux grandes variations des propriétés physiques et chimiques des sols (tabl. 1).

Stocks de COS (0-30 cm)

À partir des mesures de densité apparente, il a été possible de calculer les stocks de COS, jusqu'à 30 cm de profondeur, pour 149 profils représentatifs de 96 séries de sols (sur les 276 identifiés préalablement), soit 36 % de la couverture pédologique du Rwanda. En moyenne, ces stocks de COS sont de $85,5 \pm 44,0 \text{ Mg C.ha}^{-1}$. Cependant, les différences sont importantes selon le type

Tableau 1

Variations de quelques propriétés physiques, chimiques et minéralogiques des sols rwandais (0-30 cm) contenus dans la base de données des profils.

Descriptions	Unités	Nombre de profils	Moyennes	Étendues
Fertilité physique des sols				
argile	%	1 410	36 ± 15	2 – 85
limon	%	1 410	21 ± 12	2 – 77
sable	%	1 410	43 ± 17	0 – 90
densité apparente	Mg.m ⁻³	150	1,1 ± 0,3	0,5 – 1,7
teneur en eau à pF=2,5*	%	209	31 ± 18	6 – 158
teneur en eau à pF=4,2*	%	209	20 ± 13	2 – 122
Fertilité chimique des sols				
pH-H ₂ O		1 429	5,1 ± 1,0	2,8 – 11,2
carbone organique	%	1 431	2,88 ± 2,61	0,29 – 32,80
azote total	%	1 325	0,222 ± 0,186	0,028 – 2,368
phosphore assimilable	ppm	364	19,19 ± 43,31	0,00 – 372,00
Ca ²⁺ échangeable	cmol(+).kg ⁻¹ sol	1 338	4,49 ± 6,80	0,00 – 92,80
Mg ²⁺ échangeable	cmol(+).kg ⁻¹ sol	1 342	1,77 ± 3,00	0,00 – 51,07
K ⁺ échangeable	cmol(+).kg ⁻¹ sol	1 345	0,41 ± 0,70	0,00 – 12,40
Na ⁺ échangeable	cmol(+).kg ⁻¹ sol	1 335	0,11 ± 0,82	0,00 – 27,67
Minéralogie des sols				
CEC*-NH ₄ OAc	cmol(+).kg ⁻¹ sol	1 333	17,81 ± 13,49	1,58 – 200,27
Fe ₂ O ₃ libre	%	226	4,95 ± 3,71	0,13 – 28,31
Fe ₂ O ₃ amorphe	%	25	0,91 ± 0,76	0,13 – 2,73

* CEC : capacité d'échange cationique.

pF : potentiel de l'eau (pF = 2,5 l'eau est retenue par le sol à une pression de 30 kPa et pF = 4,2 à une pression de 1 500 kPa).

de sol – sols caillouteux, sols cultivés appauvris en matière organique et sols de la forêt de Nyungwe – avec des valeurs variant de 13,9 à 240,4 Mg C.ha⁻¹. La distribution des valeurs de stocks de COS est asymétrique : seuls 10 % des stocks de COS dépassent 143,5 Mg C.ha⁻¹ (fig. 2).

L'analyse des résultats en fonction du type de sol et de leurs usages (tabl. 2) montre que les stocks de COS les plus élevés se retrouvent dans les Andosols (149,4 ± 44.2 Mg C.ha⁻¹). Ceci est dû à la stabilisation de la matière organique de la couche humifère par des complexes organo-minéraux, Al-humus.

Les pratiques culturales réduisent les stocks de COS à travers l'augmentation de la minéralisation de la matière organique et les pertes par érosion, même si les stocks de COS rapportés ici et mesurés dans les années 1980 restent élevés. Les

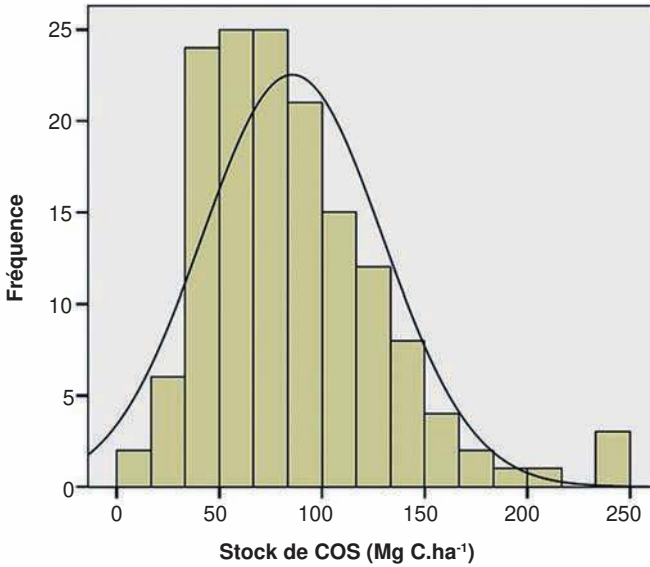


Figure 2
Histogramme de fréquences des stocks de carbone organique (0-30 cm) de 149 profils de sols du Rwanda.

stocks de COS les plus faibles sont enregistrés dans les Luvisols et les Ferralsols, avec des valeurs moyennes respectives de 55,5 et 59,9 Mg C.ha⁻¹. Les faibles stocks dans les Luvisols sont dus aux pratiques agricoles et les Ferralsols sont connus pour leurs faibles teneurs, quelle que soit leur usage (tabl. 2).

Les valeurs de stocks de COS calculées à partir de la base de données des profils des sols du Rwanda correspondent assez bien aux estimations pour l'ensemble de l'Afrique centrale : 58 ± 47 Mg C.ha⁻¹ pour les Ferralsols, 65 ± 48 Mg C.ha⁻¹ pour les Acrisols, 81 ± 50 Mg C.ha⁻¹ pour les Cambisols (BATJES, 2008). Néanmoins, on observe des stocks plus importants dans les Acrisols et les Cambisols du Rwanda, ce qui montre que l'usage des terres et les conditions climatiques y sont différents.

Les variations d'altitude, de la position topographique et de la texture des sols expliquent les différences modérées observées au sein de chaque type de sol et chaque type d'usage (tabl. 2). Puisque les teneurs en COS et en éléments grossiers ont été mesurées sur 1 365 profils, l'utilisation d'équations de pédotransfert validées pour la région permettra d'enrichir considérablement la base de données des stocks de COS.

Il sera alors possible (1) d'estimer et d'analyser de façon plus approfondie les stocks de carbone organique dans les sols rwandais (0-30 cm) en fonction des facteurs de formation et de stabilisation du COS et (2) de cartographier les stocks de carbone organique des sols du Rwanda jusqu'à 30 cm de profondeur.

Tableau 2
Stocks de carbone organique (Mg C.ha⁻¹) dans la couche (0-30 cm) du Rwanda répartis selon les principaux types de sols et leurs usages.

Types de sols	Usages des sols					Moyenne
	Forêt	Prairie	Plantation	Cultures	Jachères > 5 ans	
Andosols	164,9 ± 2,5	-	162,5	107,5 ± 11,8	235,6	149,4 ± 44,2
Cambisols	148,8 ± 63,8	-	98,9 ± 39,2	73,2 ± 49,4	106,2 ± 47,9	100,8 ± 49,0
Alisols	-	194,2	95,6 ± 45,2	87,7 ± 41,6	96,39	96,4 ± 43,3
Acrisols	170,3 ± 99,2	37,9	76,2 ± 10,1	86,3 ± 43,1	80,6 ± 28,4	87,1 ± 47,2
Ferralsols	-	39,5	65,6 ± 33,8	64,5 ± 23,0	56,7 ± 23,2	59,9 ± 24,7
Moyenne	159,5 ± 53,5	97,3 ± 64,2	87,1 ± 35,0	70,4 ± 36,1	42,0 ± 13,6	

Conclusion

Le système d'information des sols rwandais est une des bases de données existantes les plus complètes sur les sols du continent africain. C'est un outil clé pour décrire l'environnement physique dans lequel vivent les agriculteurs des différentes régions du pays. Cette base de données estime également les valeurs de plusieurs propriétés physicochimiques des sols. Aussi, celle-ci devrait être exploitée de façon plus approfondie afin de fournir des estimations nationales et/ou régionales fiables sur des propriétés cruciales des sols. Pour ce qui est des stocks de COS dans la couche (0-30 cm), cette base de données montre un haut potentiel de séquestration du carbone, surtout dans les hautes terres du pays. Ces sols étant sensibles à l'érosion, ils sont également sujets à d'importantes pertes de carbone une fois défrichés et cultivés. La valeur de cette banque de données va au-delà de l'intérêt national. En effet, au vu de la gamme étendue d'environnements tropicaux qu'elle prend en compte, ses données seront utiles au développement d'équations de pédotransfert pour estimer des propriétés physiques et chimiques des sols des différentes zones d'altitudes (hautes terres) d'Afrique centrale.

Bibliographie

BATIONO A., HARTEMINK A., LUNGU O., NIAMI M., OKOTH P., SMALING E., THIOMBIANO L., 2006

« African soils: their productivity and profitability of fertiliser use ». In : *African Fertiliser Summit*. 9-13th June 2006, Abuja, Nigeria.

BATJES N., 2008

Mapping soil carbon stocks of Central Africa using SOTER. *Geoderma*, 146 : 58-65.

IMERZOUKENE S., VAN RANST E., 2001

Une banque de données pédologiques et son S.I.G. pour une nouvelle politique agricole au Rwanda. *Bull. Scéan. Acad. r. Sci. Outre-Mer*, 47 (3) : 299-329.

VERDOODT A., VAN RANST E., 2006A

Environmental assessment tools for multi-scale natural resources information systems. A case study of Rwanda. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114 : 170-184.

VERDOODT A., VAN RANST E., 2006B

The soil information system of Rwanda: a useful tool to identify guidelines towards sustainable land management. *Afrika Focus*, 19 (1-2) : 69-92.

WALKLEY A., BLACK I. A., 1934

An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37 (1) : 29-38.

Partie 2

Projections nationales des stocks de carbone



Préparation du sol avant culture au Sénégal.
© Rasca Productions/E. Ramousse et mise à disposition par le Cari

Stocks de carbone dans les sols des zones agro-écologiques du Bénin

Hervé S. N. AHOLOUKPÈ, Guillaume L. AMADJI,

Hermione K. I. KOUSSIHOUÈDÉ

Introduction

Situé en Afrique de l'Ouest, le Bénin s'allonge perpendiculairement au littoral du Golfe du Bénin entre les méridiens 1° et 4° et les parallèles 6° et 12° Nord. Les climats y sont chauds et humides. Les conditions pédologiques et la végétation du Bénin sont caractéristiques de la zone intertropicale. La surface totale cultivable représente 62,5 % de la superficie du pays et 20 % seulement des surfaces cultivables sont effectivement exploitées, soit 12,2 % du territoire national (MEPN et PNUD, 2008). Les terres connaissent des changements d'usage, tels la transformation de terres forestières en systèmes agricoles ou agroforestiers, et certaines terres agricoles subissent des changements de techniques agricoles. Toutes ces modifications sont susceptibles d'impacter les stocks de carbone des sols.

Les huit zones agro-écologiques du Bénin (fig. 1) présentent chacune des conditions pédoclimatiques, des systèmes agricoles et des dynamiques de mode d'occupation des sols particuliers face aux enjeux mondiaux de la sécurité alimentaire et d'atténuation du changement climatique. Chacune de ces zones a donc des stocks de carbone et des potentiels de stockage du carbone qu'il convient de caractériser et d'étudier.

Ce chapitre présente (1) les caractéristiques des zones agro-écologiques à savoir, les conditions pédoclimatiques, les écosystèmes, les types de végétation et les pratiques agricoles, (2) une synthèse des stocks de carbone des sols de certaines de ces zones agro-écologiques.

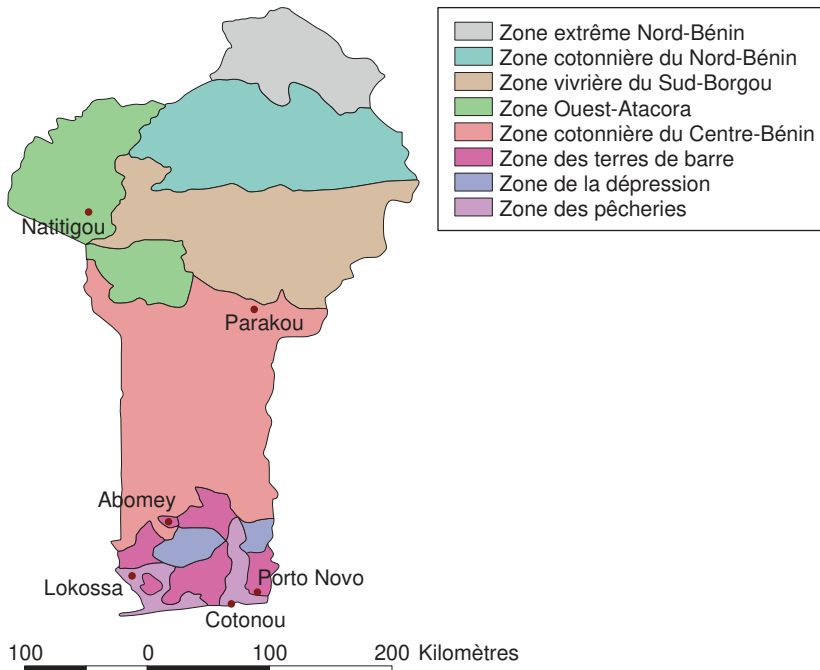


Figure 1
Les huit zones agro-écologiques du Bénin.
Source : HOUNSOU, 2013.

Caractéristiques des zones agro-écologiques du Bénin

Le Bénin n'est pas un pays forestier comme certains pays côtiers voisins tels que le Nigeria, le Ghana et la Côte d'Ivoire. Une végétation arbustive ou arborée, fortement altérée et dégradée, occupe 65 % du territoire. Seulement 200 000 ha peuvent être considérés comme des formations climaciques (MEPN et PNUD, 2008).

Caractéristiques pédoclimatiques

Du nord au sud du Bénin, le climat passe de soudano-sahélien à soudano-guinéen, d'une saison des pluies à deux saisons. Les principaux types de sols rencontrés sont des sols ferrugineux et ferrallitiques avec des sols hydromorphes dans les bas-fonds, les vallées alluviales et les plaines inondables. Les principales caractéristiques pédoclimatiques sont résumées dans le tableau 1.

Systèmes et pratiques agricoles

Au Bénin, on rencontre des systèmes et pratiques agricoles assez diversifiés selon les zones agro-écologiques. Les écosystèmes forestiers, les systèmes agroforestiers, agropastoraux ou agricoles sont les modes d'usages principaux des terres agricoles. Les stocks de carbone des sols dépendent des conditions pédoclimatiques et de leur occupation (BATJES, 2014). Ainsi, selon leur mode de gestion, ces systèmes peuvent participer à l'enrichissement du compartiment de carbone du sol et donc agir comme puits de carbone.

Dans les cinq zones agro-écologiques (1) extrême Nord-Bénin, (2) cotonnière Nord-Bénin, (3) vivrière Sud-Borgou, (4) Ouest-Atacora et (5) cotonnière Centre, c'est-à-dire la zone située au-dessus de 9° latitude Nord, le couvert végétal est dominé par des savanes arborées à *Adansonia digitata*, *Bombax costatum*, *Lannea microcarpa*, *Parkia biglobosa*, *Sclerocarya birrea*, *Hyphaena thebaica*, *Ceiba pentandra*, *Blighia sapida*, et *Vitellaria paradoxa* (GANGLO et MAÎTRE, 2003). Dans ces zones, les systèmes agricoles sont essentiellement composés de cultures vivrières, comme le riz, le sorgho, le maïs et l'igname, et du coton qui est la principale culture d'exportation du Bénin (MEPN et PNUD, 2008). Le système agricole vivrier est souvent conduit en rotations de cultures pures ou en agroforesterie avec l'une des espèces forestières ci-dessus citées. Le système agroforestier est souvent associé à des activités pastorales d'ovins et de bovins (SAÏDOU *et al.*, 2012).

Dans le sud de la zone cotonnière Centre et dans la zone des terres de barre, c'est-à-dire dans la zone située entre 7°30 et 9° latitude Nord, la végétation prédominante est composée de savanes boisées guinéennes. Cette zone est dominée par une mosaïque de végétations composées de plusieurs types de savanes, dont les espèces principales sont *Daniellia oliveri*, *Isobertinia doka*, *Blighia sapinda*, *Vitellaria paradoxa* et *Parkia biglobosa* (ADJAKIDJÈ, 1984). Les systèmes agricoles sont soit vivriers – cultures de sorgho, d'igname, d'haricot, d'arachide, de maïs, de manioc – soit de rente, avec la culture de coton. Ces cultures sont également pratiquées dans des systèmes de rotations de cultures pures ou dans des systèmes agroforestiers à base d'espèces forestières naturelles ou de plantations forestières d'espèces exotiques comme *Tectonia grandis*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Mangifera indica*, *Azadirachta indica*, et *Acacia auriculiformis* (FLOQUET *et al.*, 2006). Le système agroforestier à base de palmier à huile est aussi très répandu dans la zone (ASSOGBA, 2010).

Dans les trois zones agro-écologiques du sud – zone des terres de barre, zone des pêcheries et zone de la dépression –, c'est-à-dire la zone située entre 6°30 et 7°30 latitude Nord, la végétation est – ou était – dominée par les forêts semi-décidues, actuellement très dégradées. Les principales espèces forestières qu'on y retrouve sont *Triplochiton scleroxylon*, *Celtis mildbraedi*, *C. zenkeri*, *Antiaris toxicaria*, *Albizia adianthifolia*, *A. ferruginea*, *A. zygia*, *Ceiba pentandra* et *Milicia excelsa*. Les systèmes agricoles et agroforestiers sont les mêmes que ceux de la zone précédente, plus dans la partie nord. On y rencontre par ailleurs, dans la partie Sud de la zone des terres de barre, des systèmes agricoles à base d'*Ananas*

Tableau 1
Caractéristiques pédoclimatiques des zones agro-écologiques (ZAE) du Bénin.

N° ZAE	Nom ZAE	Localisation	Communes couvertes	Superficie (km ²)	Climat	Pluviométrie moyenne annuelle (mm)	Types de sols
1	Zone extrême Nord-Bénin	Extrême nord du département du Borgou	Karimama et de Malanville	9057	Soudano-sahélien, une seule saison des pluies	700 à 900	Sols ferrugineux tropicaux (Lixisols) sur socle cristallin. On rencontre par endroits les Vertisols et les sols hydromorphes (Gleysols) de la vallée du Niger et des plaines inondables.
2	Zone cotonnière du Nord-Bénin	Nord-Bénin	Ségbana, Gogounou, Banikoara, Kandi	20930	Soudanien mais avec une influence du climat soudano-sahélien dans la partie nord de la zone	800 à 1 200 ; pluies très irrégulières	Sols ferrugineux (Lixisols), Vertisols et hydromorphes (Gleysols)
3	Zone vivrière du Sud-Borgou	Sud-Borgou	N'Dali, Nikki, Kalalé, Sinendé, Péhunco, Bembèrèkè et Kouandé	23442	Soudanien	1 100 à 1 200	Sols ferrugineux tropicaux lessivés (Lixisols)
4	Zone Ouest-Atacora	Ouest-Atacora	Cobly, Matérie, Ouaké, Boukombé, Tanguiéta, Natitingou, Djougou, Toucountouna, et Copargo	16936	Soudanien avec une forte disparité de la pluviométrie moyenne	800 à 1 500	Sols ferrugineux concrétionnés (Leptosols), sols minéraux bruts peu évolués (Arenosols et Fluvisols) et sols hydromorphes (Fluvisols et Gleysols) plus ou moins argileux et fertiles

Les noms de sols entre parenthèses sont issus de la typologie selon la WRB, World Reference Base for Soil Resources.

N° ZAE	Nom ZAE	Localisation	Communes couvertes	Superficie (km ²)	Climat	Pluviométrie moyenne annuelle (mm)	Types de sols
5	Zone cotonnière du Centre	Centre-Bénin	Ouessè, Bantè, Glazoué, Dassazoumé, Savè, Bassila, Parakou, Tchaourou, Aplahoué, et Kétou	3 1722	Soudano-guinéen à 2 saisons de pluie, avec une tendance vers le type soudanien à une seule saison de pluie dans le secteur nord de la zone.	600 à 1 400	Sols ferrugineux tropicaux lessivés plus ou moins concrétionnés (Leptosols et Luvisols) ; les sols ferrallitiques de texture sableuse à sablo-argileuse (Acrisols) et les sols hydromorphes des vallées (Fluvisols)
6	Zone des terres de barre	Sud et Centre-Bénin	Toutes les communes du Sud-Bénin sur sols ferrallitiques	6 391	Soudano-guinéen à 2 saisons de pluie alternées par 2 saisons sèches	800 à 1 400	Sols ferrallitiques, formés sur le Continental Terminal, faiblement désaturés (modaux), appauvris (Ferralsols)
7	Zone de la dépression	Sud-Bénin	Zogbodomèy, de Tofo, de Lalo, de Sè, d'Adja-Ouèrè, de Pobè, d'Adjohoun, de Dangbo, de Bonou	3 151	Soudano-guinéen à 2 saisons de pluie alternées par 2 saisons sèches	1 000 à 1 400	Vertisols et sols hydromorphes d'origine alluviale ou colluviale (Fluvisols). On rencontre également les sols ferrugineux tropicaux (Lixisols) et les sols ferrallitiques désaturés (Ferralsols).
8	Zone des pêcheries	Sud-Bénin	Communes situées la bande sableuse côtière et les alluvions fluviales et lacustres du Mono, de l'Ouémè et de l'Atlantique)	3 280	Soudano-guinéen à 2 saisons de pluie alternées par 2 saisons sèches	900 à 1 400	Sols d'origine alluviale ou colluviale (Fluvisols). Les sols hydromorphes (Gleysols) sont fertiles mais inondables par les crues des fleuves, tandis que les sols minéraux bruts sableux (Arenosols) sont très pauvres en matières organiques.

Les noms de sols entre parenthèse sont issus de la typologie selon la WRB, World Reference Base for Soil Resources.

comosus. Sur les Arenosols du littoral se développe une agriculture maraîchère péri-urbaine constituée majoritairement de légumes comme, par exemple, la carotte, le concombre, le poivron ou les aubergines.

Les pratiques agricoles adoptées par les paysans dans les différents systèmes forestiers et agricoles du Bénin sont diversifiées. Elles dépendent beaucoup plus du système en place que de la zone agro-écologique. Globalement, on note une baisse des superficies boisées. Le brûlis utilisé pour le défrichement des terres détruit la végétation et impacte l'ensemble des termes du bilan de carbone du sol. Le labour est souvent fait à la houe, sans que les résidus de récolte ne soient systématiquement enfouis dans le sol. L'extension de la culture du coton, nécessitant l'emploi de quantités importantes de pesticides et d'engrais minéraux, entraîne parfois une baisse des stocks de carbone, de la diversité biologique et une accélération de la dégradation des terres. La jachère est une pratique ancienne pratiquée par les paysans pour la régénération des sols. Suite à la croissance rapide de la démographie béninoise, les surfaces agricoles par agriculteur se réduisent. Les agriculteurs intensifient alors leur production en raccourcissant les durées de jachère du système traditionnel d'agriculture itinérante. Ceci réduit considérablement la capacité naturelle des sols à se régénérer (IGUÉ *et al.*, 2008).

Le système agricole est donc partagé entre des pratiques *a priori* favorables au stockage (agroforesterie) et des pratiques (réduction de la jachère) entraînant le déstockage du carbone du sol. Les travaux ayant étudié l'impact des pratiques culturales sur les stocks de carbone dans les sols au Bénin ont porté sur (1) des systèmes agroforestiers à base de karité et de néré (SAÏDOU *et al.*, 2012), spécifiques des zones au nord du 7°30 latitude Nord et (2) des systèmes agroforestiers à base de palmier à huile (DËGUI, 1992 ; AHOLOUKPÈ, 2013), des rotations maïs – légumineuses (BARTHÈS *et al.*, 2004) et des systèmes de cultures maraîchères (KOUSSIHOUÈDÉ, 2014) dans les zones au sud du 7°30. Les méthodes utilisées lors de ces études et les résultats obtenus sont présentés dans la section suivante.

Estimation des stocks de carbone des sols, méthodes et résultats

Les teneurs et stocks de carbone d'un sol (COS) varient aussi bien sous l'effet des facteurs naturels (végétation naturelle, facteurs pédoclimatiques) que sous l'effet des facteurs anthropiques (modes d'occupation des terres, pratiques culturales) (BATJES, 2014). De cette combinaison de facteurs résulte une forte variabilité spatiale des stocks, et toute tentative de bilan global (ou de suivi de leur évolution) doit nécessairement prendre en compte cette variabilité (ARROUAYS *et al.*, 1998).

Ainsi, au vu des caractéristiques climatiques, végétatives et pédologiques des zones agro-écologiques du Bénin, on peut s'attendre à une grande variabilité des stocks de COS à l'échelle du territoire national. Des déterminations de stocks de COS ont été faites à l'échelle nationale ou à l'échelle des parcelles d'agrosystèmes caractéristiques de certaines zones agro-écologiques.

Peu d'études ont été menées au Bénin sur la caractérisation des stocks organiques. Dans le présent chapitre, nous donnons un aperçu des stocks de COS estimés par ces études, à savoir de DJÈGUI *et al.* (1992), de VOLKOFF *et al.* (1999), de BARTHÈS *et al.* (2004), de SAÏDOU *et al.* (2012), d'AHOLOUKPÈ (2013) et de KOUSSIHOUÈDÉ *et al.* (2017). Malheureusement, certaines de ces études n'ont pas donné de précisions sur les écart-types ni sur le nombre d'échantillons analysés. Les méthodes utilisées lors de ces études sont résumées dans le tableau 2.

Stocks de carbone selon les différents types de sols du Bénin

L'étude de VOLKOFF *et al.* (1999) a estimé les stocks de COS du Bénin à l'échelle du pays. Les stocks ont été calculés à partir de 376 profils de sol sur le territoire national lors de l'établissement de la carte pédologique (1/200 000) durant les années 1960-1970. Des valeurs moyennes de stock de carbone pour chaque grand type de sol ont été présentées (tabl. 3). Les stocks de carbone varient de 21 à 94 Mg C.ha⁻¹ sur 0-20 cm de profondeur du sol et de 41 à 148 Mg C.ha⁻¹ sur 0-100 cm selon le type de sol. Les sols les plus représentatifs du Bénin, les sols ferrallitiques (Acrisol, Ferralsols) et ferrugineux (Lixisol), ont des stocks autour de 25 Mg C.ha⁻¹ sur 0-20 cm et de 50 Mg C.ha⁻¹ sur 0-100 cm. Le coefficient de variation de ces stocks pour un type de sol donné reste élevé, de l'ordre de 40 % (tabl. 3). Les sols hydromorphes (Gleysols) sont les sols dont les stocks de carbone sont les plus élevés.

Impact de l'usage des sols sur les stocks de carbone

L'étude de DJÈGUI *et al.* (1992) a montré que les stocks de carbone dépendaient à la fois du site étudié, de l'agrosystème et de sa conduite (tabl. 4). Au sein d'un même site et quel que soit le site, les stocks organiques des sols se classent selon l'ordre décroissant suivant : forêts > plantations forestières > cultures vivrières > palmiers à huile associée, au stade juvénile, à une légumineuse de couverture (*Pueraria* sp.) (PSC) > palmiers à huile sans couvert associé (PSN). Les stocks de carbone sous les cultures vivrières sont supérieurs aux stocks dans les plantations de palmiers à huile. Le fait que les prélèvements de sols ont été réalisés dans les billons, où les résidus de récolte sont enfouis, explique que ces stocks soient plus élevés que dans les palmeraies où les prélèvements de sols ont été faits dans les interlignes sans restitution organique.

Tableau 2
Tableau synoptique des études sur les stocks de carbone au Bénin.

Étude	Lieu	Dispositif	Collecte de données	Analyse carbone et densité apparente	Méthode de calcul du stock de carbone
Estimation des stocks de carbone des sols du Bénin. VOLKOFF <i>et al.</i> (1999).	À l'échelle du pays	Installation de 376 fosses pédologiques lors de l'établissement de la carte pédologique du pays.	Échantillons de sol dans chaque fosse à des profondeurs successives de 5 cm d'épaisseur jusqu'à 1 m.	Méthode d'ANNE (1945). Densité apparente fixée à une valeur moyenne de 1,3 g.cm ⁻³ pour chaque professeur de tous les types de sols.	Calcul classique : $C \text{ (Mg ha}^{-1}\text{)} = C \text{ (mg g}^{-1}\text{ sol)} \times \% \text{ en éléments grossiers)} \times Da \times e$. Da = Densité apparente. e = épaisseur du sol (dm).
Statut organique d'un sol ferrallitique du Sud-Bénin sous forêt et différents systèmes de cultures. DJIGUI <i>et al.</i> (1992)	Zone agro-écologique des terres de barre sur 3 sites. 3 sites choisis : site 1 et site 2 situés au sud-est du Bénin à une centaine de kilomètres de la côte ; site 3 situé au sud du Bénin à une trentaine de kilomètres de la côte.	Différents agrosystèmes et leur hétérogénéité. F : forêt naturelle secondarisée PSC et PSN : palmiers à huile (>20 ans) associés ou non à une légumineuse PF : plantations forestières de <i>C. siamea</i> et de <i>T. grandis</i> (> 20 ans) CV : cultures vivrières, maïs, manioc, arachide et niébé (14 ans) sur billons en cultures associées ou successives.	Échantillons de sol à 0-15, 15-35, 35-50, 50-70 et 100-120 cm. Pour PSC et PSN : rond (2 m autour du tronc), interligne et sous andains de feuilles. Pour CV : billons et interbillons.	Méthode CHN (combustion sèche, 870 °C). Densité apparente : méthode du cylindre.	Calcul classique.

Étude	Lieu	Dispositif	Collecte de données	Analyse carbone et densité apparente	Méthode de calcul du stock de carbone
Matière organique du sol et développement du palmier à huile sous différents modes de gestion des feuilles d'élagage. Cas des palmeries villageoises du département du Plateau au Bénin. AHOLOUKPÈ (2013).	Zone agro-écologique des terres de barre	Palmeries jeunes (7-11 ans) et adultes (16-19 ans) avec restitution des feuilles (mode RT) et sans restitution des feuilles (mode RN).	Taux de couverture du sol et biomasses des andains de feuilles (longueurs, largeurs, pesées) Échantillons de sols sous les andains et dans les interlignes à 0-5 ; 5-10 ; 10-20 ; 20-30 et 30-50 cm	Méthode CHN (combustion sèche, 870 °C) Densité apparente : méthode du cylindre.	Par masse de terre équivalente pour les premiers 650 kg.m ⁻² de sol (ELLERT et BETTANY, 1995 ; ELLERT et al., 2002).
<i>Effect of a legume cover crop (Mucuna pruriens var. utilis) on soil carbon in an Ultisol under maize cultivation in southern Benin.</i> BARTHÈS et al. (2004).	Zone agro-écologique des terres de barre.	Étude diachronique à 10 ans d'intervalle, en 1988 puis en 1999. T : système traditionnel, culture pure de maïs sans apport de fumure. NPK : maïs en culture pure avec apports annuels d'engrais minéraux. M : maïs associé à <i>Mucuna pruriens</i> sans apport d'engrais.	Échantillons de sol tous les 10 cm jusqu'à 60 cm Biomasse végétative aérienne et souterraine	WALKLEY et BLACK (1934) sur les sols de 1988. CHN sur les sols de 1999. Densité apparente : méthode du cylindre.	Calcul des stocks de carbone par profondeur selon le calcul classique et par masse de terre équivalente selon ELLERT et BETTANY (1995).
Évaluation du stock de carbone dans les systèmes agroforestiers à karité (<i>Vitellaria paradoxa</i> C.F. Gaertn.) et à néré (<i>Parkia biglobosa</i> Jacq. G. Don) en zone soudanienne du Bénin. SAÏDOU et al. (2012).	Zone agro-écologique vivrière du sud-Borgou.	Systèmes agroforestiers : 1. Système forestier à karité et à néré associé à des champs de cultures vivrières. 2. Système forestier à karité et à néré en jachère depuis 2 à 3 ans.	Échantillons de sol à 0-20, 20-40 et 40-60 cm sous les arbres de karité et de néré et hors houppier des arbres.	Méthode WALKLEY et BLACK (1934) Densité apparente du sol fixée à 1,3 g.cm ⁻³ selon VOLKOFF et al. (1999).	Calcul classique.

Tableau 2 (fin)

Étude	Lieu	Dispositif	Collecte de données	Analyse carbone et densité apparente	Méthode de calcul du stock de carbone
Soil organic carbon status in a vegetable cropping systems in Southern Benin: A rapid assessment. KOUSSIHOUÉDÉ et al. (2017)		<p>Étude synchronique de 3 types d'amendement organique sur des sols en cultures maraîchères : GC + LP (2002-2013) : 20 t/ha/an de graines de coton pendant les quatre premières années, puis litière de poulailler (fientes de volaille + sciure de bois à 10 t/ha) les années suivantes.</p> <p>DR (2002-2013) : déjections compostées de petits ruminants jusqu'en 2013.</p> <p>J : jachère herbacée d'au moins 5 ans</p>	<p>Échantillons composites de sol à 0-10 et 10-20 cm de profondeur dans chaque traitement.</p>	<p>Méthode par incinération du sol et pesée de la cendre. Densité apparente : méthode du cylindre.</p>	<p>Calcul classique.</p>

Tableau 3
Stocks de carbone des sols ($Mg\ C.ha^{-1}$) à 0-20 cm et 0-100 cm de profondeur par type de sol.

Types de sols	Stocks de carbone 0-20 cm						Stocks de carbone 0-100 cm					
	NB	Moy	Med	Min	Max	ET	NB	Moy	Med	Min	Max	ET
Peu évolué d'apport	9	28	27	07	54	15	9	53	51	12	118	34
Sol brun eutrophe	5	36	23	12	81	28	5	73	54	27	128	48
Ferrugineux peu lessivé	49	24	23	09	50	10	47	49	47	23	99	17
Ferrugineux lessivé	204	22	20	08	107	10	199	45	41	19	176	19
Ferrugineux appauvri	14	24	22	13	44	09	13	51	54	31	73	13
Ferrallitique faiblement désaturé appauvri	33	38	34	16	101	18	33	79	73	29	256	42
Ferrallitique faiblement désaturé rajeuni	8	21	17	10	53	14	8	41	4	19	79	18
Ferrallitique faiblement désaturé typique	6	26	24	13	43	13	6	58	48	33	92	26
Hydromorphe humique à gley	12	94	84	17	235	62	10	303	148	52	916	315
Hydromorphe à gley	10	43	25	13	116	36	9	93	67	31	214	68
Hydromorphe à pseudo gley	12	46	46	12	78	18	10	98	105	34	161	41

NB : nombre de profils, Moy : moyenne, Med : médiane, Min : valeur minimale, Max : valeur maximale, ET : Écart-type
Source : VOLKOFF *et al.*, 1999.

Tableau 4
Stocks de carbone ($Mg\ C.ha^{-1}$) à 0-35 cm et 0-70 cm de profondeur sous différents mode d'usage des sols et de gestion de la palmeraie (palmiers à huile).

Agrosystèmes	Site 1		Site 2		Site 3	
	0-35 cm	0-70 cm	0-35 cm	0-70 cm	0-35 cm	0-70 cm
Forêt	48,3	75,7	50,3	76,5	37,5	58,4
Plantation forestière	-	-	31,0	47,3	30,4	50,0
Palmeraie PSC	27,7	45,6	22,7	36,6	18,4	33,7
Palmeraie PSN	27,3	45,6	18,6	30,2	-	-
Cultures vivrières	29,9	-	27,0	42,1	27,0	42,1

PSC : palmeraie avec couvert, associée à une légumineuse au stade juvénile,
PSN : palmeraie sans couvert, non associée.

Source : DJÉGUI *et al.*, 1992.

Sur le site 3, la variabilité intra-parcellaire des stocks selon les agrosystèmes et les pratiques agricoles a été étudiée. Les pratiques de billon en cultures vivrières ou de restitution en andain des feuilles d'élague sous les palmeraies, apportent des restitutions organiques localement, c'est-à-dire sous les billons ou sous les feuilles d'élague. Ces restitutions augmentent les stocks de carbone et créent

une hétérogénéité des stocks de carbone au sein d'une même parcelle (tabl. 5). Les auteurs ont montré que dans une palmeraie, les andains occupent 25 % de la superficie alors que les ronds et les interlignes occupent respectivement 15 % et 60 %. Dans les champs de cultures vivrières, les billons occupent 60 % et les inter-billons 40 %. En considérant ces proportions des différents compartiments du sol, les stocks organiques des sols sous les palmeraies (24,2 Mg C.ha⁻¹) sont très proches de ceux sous les cultures vivrières (22,6 Mg C.ha⁻¹). L'hétérogénéité des apports organiques, et donc des stocks de carbone au sein d'une même parcelle, est importante à prendre en compte lors de l'échantillonnage et de l'estimation des stocks liés à une pratique agricole.

Tableau 5
Stocks de carbone (Mg C.ha⁻¹) de la couche de sol 0-35 cm dans les parcelles sous palmiers avec des plantes de couverture et sous cultures vivrières.

Systèmes de culture	Compartiments	Stocks de carbone	
		Par compartiment	Sur l'ensemble de la palmeraie
Palmiers avec plantes de couverture	Andain	30,1	7,6
	Rond	26,5	4,0
	Interligne	21,1	12,6
	Total		24,2
Cultures vivrières	Billon	25,1	15,0
	Inter-billon	18,9	7,6
	Total		22,6

Source : DJÉGUI *et al.*, 1992.

Ces études ont été complétées en 2013 par des études spécifiques de deux modes de gestion des feuilles d'élagage des palmiers sur la variabilité spatio-temporelle du stock de carbone du sol de palmeraies villageoises (AHOLOUKPÈ, 2013). Le taux de couverture du sol et la biomasse des andains de feuilles ont été également déterminés afin de quantifier le stock de carbone dans la biomasse. Les résultats ont montré que les andains occupent 8 % et 10 % de la superficie d'une palmeraie, respectivement aux stades juvénile et adulte de la palmeraie. La biomasse et le stock de carbone des andains ont presque doublé entre les deux classe d'âge de la palmeraie et donc avec la durée de restitution des feuilles (tabl. 6). La teneur en carbone des feuilles de palmier est de 480 g C par kilo de matière sèche de feuilles (JAFFRÉ, 1983). Cette valeur permet d'estimer les stocks de carbone dans les biomasses. En estimant que les stocks de carbone mesurés dans les interlignes sont égaux à ceux dans les ronds autour des palmiers, les stocks de carbone des palmeraies jeunes et adultes sont respectivement de 32 et 39 Mg C.ha⁻¹ (tabl. 7). Ce stock de 39 Mg C.ha⁻¹ sous des palmeraies adultes bénéficiant d'une restitution totale des feuilles reste très proche de celui observé dans un système de 10 ans de culture continue de maïs-mucuna

(42 Mg C.ha⁻¹), mais bien supérieur à celui observé dans un système traditionnel de monoculture de maïs (24 Mg C.ha⁻¹) sur le même type de sol, les terres de barre au sud du Bénin (BARTHÈS *et al.*, 2004). La pratique de restitution des feuilles d'élagage en andains dans les palmeraies du Bénin joue donc un rôle environnemental important en contribuant au stockage du carbone dans le sol.

Tableau 6
Biomasses et stocks de carbone des andains par classe d'âge des palmeraies.

	7-11 ans	16-19 ans
Biomasse andains (t MS.ha ⁻¹)	44,5 ± 19,3 ^b	77,2 ± 29,2 ^a
Stock de carbone (Mg C.ha ⁻¹)	21,3 ^b	37,1 ^a

Source : AHOLOUKPÉ, 2013.

Tableau 7
Stocks de carbone organique des sols (Mg C.ha⁻¹) dans la palmeraie, sous les andains et dans les interlignes, et stocks moyens sur l'ensemble de la palmeraie.

	7-11 ans		16-19 ans	
	Andains	Interlignes	Andains	Interlignes
Stocks de COS*	35,1 ± 5,0 ^b	31,74 ± 3,6 ^b	57,95 ± 8,7 ^a	36,85 ± 6,8 ^b
Stocks moyens de COS*	32,0		39,0	

* Stocks de carbone pour 650 kg.m⁻² de sol, soit 0-50 cm de profondeur.

Source : AHOLOUKPÉ, 2013.

Cette étude illustre l'importance de la variabilité spatiale des stocks de carbone de la parcelle due aux modes de gestion des feuilles d'élagage (tabl. 7). L'effet de la restitution des feuilles en andains sur les stocks de carbone n'a été significatif qu'à l'âge adulte, c'est-à-dire après 10 ans de restitution des feuilles (58 vs 35 Mg C.ha⁻¹ ; tabl. 7). La variabilité spatiale des stocks évolue avec le temps, le temps de décomposition et d'intégration de la matière organique des feuilles d'élagage au sol. Dans le cas de la restitution nulle des feuilles, le stock de carbone du sol n'a pas varié dans le temps.

Impacts des pratiques culturales sur les stocks de carbone

Culture de maïs

L'étude conduite par BARTHÈS *et al.* (2004) dans la zone agro-écologique des terres de barre a estimé les stocks de COS dans des champs de maïs selon différentes pratiques culturales pendant 10 ans (tabl. 2). Pour le traitement NPK, les apports d'engrais minéraux (200 kg.ha⁻¹ d'un engrais composé de NPK 15-15-15 et de 100 kg.ha⁻¹ d'urée) sont faits chaque année sur toute la durée du suivi de l'essai (10 ans). Dans le cas du traitement M, le mucuna est semé un mois après le semis du maïs et reste en place après la récolte du maïs en tant que culture de relai.

Le maïs est semé dans les résidus du mucuna de la campagne précédente. Le traitement T est le traitement témoin, sans fertilisation ni mucuna.

Respectivement dans les parcelles T, NPK et M, la biomasse totale végétative (racines et biomasse aériennes des mauvaises herbes, du maïs et du mucuna) a été estimée à 8,0, 13,0 et 19,9 t MS.ha⁻¹ et représente des entrées annuelles de carbone de 3,5, 6,4 et 10,0 Mg C.ha⁻¹ an⁻¹. Les stocks de COS (tabl. 8) ont augmenté significativement grâce à l'association avec le mucuna. La fertilisation minérale n'a pas augmenté les stocks de carbone par rapport au témoin. Ces résultats s'expliquent par l'importante biomasse végétative apportée au sol par le mucuna et sa faible minéralisation à cause de sa couverture du sol. Dans les parcelles NPK, malgré un apport annuel de biomasse végétative supérieur au témoin, l'augmentation du COS après 10 ans de culture est faible. La minéralisation de la matière organique semble être accélérée dans ces parcelles, du fait d'un sol non couvert.

Tableau 8

Stocks de carbone du sol (Mg C.ha⁻¹) selon les traitements T (culture de maïs traditionnel), NPK (maïs + engrais de minéraux) et M (maïs associé à *Mucuna pruriens*) en 1988 et en 1999.

Profondeur (cm)	T		NPK		M	
	1988	1999	1988	1999	1988	1999
0-10	7,7 ± 0,7	8,1 ± 0,3	7,3 ± 0,5	9,7 ± 3,1	6,8 ± 0,3	15,6 ± 2,9
0-20	13,6 ± 0,9	13,4 ± 0,2	14,6 ± 1,0	16,4 ± 4,0	13,8 ± 0,8	27,7 ± 3,9
0-40	25,9 ± 1,5	23,9 ± 0,5	27,0 ± 1,8	29,0 ± 6,0	27,7 ± 1,7	42,5 ± 5,0

Les masses de terre équivalente à chaque profondeur représentent 0-9, 0-17 et 0-36 cm dans T, 0-9, 0-18 et 0-37 cm dans NPK, et 0-9, 0-18 et 0-39 cm dans M.

Source : BARTHÈS *et al.*, 2004.

Associations culturales des parcs agroforestiers à karité

Dans la zone agro-écologique vivrière du Sud-Borgou, sur un Lixisol, SAÏDOU *et al.* (2012) ont évalué les stocks de carbone du sol de systèmes agroforestiers à karité (*Vitellaria paradoxa*) ou à néré (*Parkia biglobosa*) associé à des cultures vivrières ou de la jachère (tabl. 2).

Les auteurs ont trouvé que le stock moyen de COS sur 60 cm de profondeur était de 5,2 Mg C.ha⁻¹ dans les associations avec de la jachère contre 6,6 Mg C.ha⁻¹ dans les associations avec des cultures vivrières (tabl. 9). Cette différence peut s'expliquer par des quantités d'apports organiques (les résidus de récolte) différentes entre les deux types d'association. Il y a peu de différence entre les stocks de carbone sous les houppiers de karité ou de néré. En revanche, la différence en dehors des houppiers est significative. En considérant les stocks de carbone dans le sol et dans les biomasses aériennes et racinaires, les auteurs concluent que les parcs à karité et à néré contribuent significativement au stockage du carbone dans les sols et dans la biomasse des arbres en zone sahélienne.

Gestion organique des sols sous maraîchage

Une étude des stocks de COS des systèmes maraîchers a été réalisée par KOUSSIHOUËDÉ *et al.* (2017) dans la zone agro-écologique des terres de barre. Elle a évalué l'effet de différentes pratiques d'amendements organiques de longue durée sur les stocks de COS sous des cultures maraîchères. Les amendements organiques ont été réalisés pendant 13 ans (2000 à 2013) en fumures de fond. Une fertilisation minérale à base de NKP et d'urée a été associée aux fumures organiques (tabl. 2). Les sols des parcelles LP (litières de poules) et DR (déjections de ruminants) ont été exploités par une rotation de cultures maraîchères : amarante, tomate, piment, aubergine, pastèque.

Tableau 9
Répartition du stock de carbone du sol ($Mg\ C.ha^{-1}$) (0-60 cm)
en dehors et sous les houppiers de karité et de néré.

Agroforêts à néré ou à karité associée à :	Sous houppier		Hors houppier
	Karité	Néré	
Cultures vivrières	4,87	7,42	7,64
Jachère	5,20	6,60	3,40

Source : SAÏDOU *et al.*, 2012.

Tableau 10
Stocks de carbone du sol ($Mg\ C.ha^{-1}$)* sous jachère et sous maraîchage
selon différents amendements organiques (litière de poule : LP ; déjections de ruminants : DR).

	Profondeurs du sol	
	0-10 cm	10-20 cm
Jachère	22,93 ± 1,68aA	25,87 ± 0,11aA
Maraîchage + LP	13,55 ± 0,22bA	13,81 ± 0,04cA
Maraîchage + DR	9,82 ± 0,09bB	15,64 ± 0,18bA

* Les moyennes sont présentées avec ± les erreurs types. Pour une profondeur donnée, les moyennes des traitements jachère, LP et DR suivies d'une même lettre minuscule ne sont pas significativement différentes au seuil de 5 %. Pour un traitement donné, les moyennes des profondeurs 0-10 et 10-20 cm suivies d'une même majuscule ne sont pas significativement différentes au seuil de 5 %

Source : KOUSSIHOUËDÉ *et al.*, 2017.

Le stock de COS de la jachère (J) est supérieur à tous les autres traitements quelle que soit la profondeur (tabl. 10). Les stocks de carbone des sols ayant bénéficié de traitements d'amendement organique LP et DR ne sont pas différents quelle que soit la profondeur. Les stocks de carbone ne diminuent pas statistiquement d'une profondeur à une autre.

La jachère est en permanence enrichie en matière organique grâce aux dépôts de litière constituée de feuilles mortes et de branches. Cette litière, plus riche en matériaux lignifiés, se décompose progressivement. Par contre, dans les systèmes où les résidus de récolte sont systématiquement retirés lors de la préparation du sol, donc non restitués au sol, les stocks de carbone sont plus

faibles. En maraîchage, la confection des planches de culture nécessite un nettoyage du sol afin qu'il soit dépourvu de tout résidu de récolte, pour faciliter le repiquage des plants. La réduction des jachères, ou leur abandon, suite aux difficultés foncières au sud-Bénin, diminue fortement les stocks de carbone dans les sols de productions maraîchères. L'utilisation de la litière de poulailler comme amendement organique pallie en partie la baisse des stocks de carbone, ce qui est bénéfique sur le plan agronomique et environnemental.

Analyse des études de stocks de carbone des sols du Bénin

Les zones agro-écologiques du Bénin présentent des systèmes forestiers, agroforestiers et agricoles très diversifiés. Plusieurs pratiques agricoles sont adoptées dans ces systèmes et leurs effets sur les stocks de carbone du sol est soupçonné ou prouvé par d'autres auteurs. La présente synthèse bibliographique sur les stocks de carbone des sols des zones agro-écologiques du Bénin montre que peu d'études ont été réalisées sur le sujet. Les études réalisées sont surtout concentrées dans la zone des terres de barre et certaines zones agro-écologiques sont très peu, voire pas encore étudiées. La première étude d'estimation des stocks de carbone des sols béninois est celle de VOLKOFF *et al.* (1999). Cette étude très synthétique n'a pu tenir compte des différences d'agrosystèmes et de pratiques culturales sur un même type de sol. Elle donne toutefois une idée générale des stocks de carbone dans les sols au moment de l'étude. Les estimations donnent pour les sols dominants, ferrallitiques et ferrugineux (Ferralsols et Luvisols), un stock moyen de carbone sur 0-20 cm qui n'excède pas 22 Mg C.ha⁻¹, avec un coefficient de variation de l'ordre de 40 %. Autrement dit, les stocks de carbone des sols du Bénin peuvent varier de 13 à 31 Mg C.ha⁻¹ sur cette profondeur. VOLKOFF *et al.* (1999) précisent néanmoins que ces valeurs doivent être considérées comme des paramètres caractérisant un environnement bioclimatique plutôt que comme des stocks liés à un type de sol, ou même à un agrosystème.

Les autres études ont montré le potentiel de certains systèmes et pratiques pour le stockage du carbone dans le sol. La pratique favorable au stockage du carbone dans les sols sous des palmeraies est la restitution des feuilles d'élagage du palmier à huile. Le dispositif de plantation du palmier à huile et les techniques culturales pratiquées induisent une variabilité spatiale des stocks organiques des sols sous palmeraie (DJÈGUI *et al.*, 1992 ; LAW *et al.*, 2009 ; AHOLOUKPÈ, 2013). Toutefois, le potentiel des palmeraies pour le stockage du carbone dans le sol est inférieur à celui des forêts et des savanes (JAFFRÉ, 1983 ; DJÈGUI, 1992 ; CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2002 ; NGO *et al.*, 2013).

Les études de BARTHÈS *et al.* (2004) sur l'association maïs-mucuna de longue durée ont prouvé l'efficacité de ce système pour le stockage du carbone dans le sol, grâce au recyclage continu des résidus du mucuna. De façon générale, la pratique du recyclage de résidus de récolte (par enfouissement ou paillage) dans un système agricole ou agroforestier, améliore les stocks de carbone du sol par rapport au non-recyclage (RAZAFIMBELO *et al.*, 2006 ; JORDAN *et al.*, 2019).

Les pratiques de labour ont été très peu étudiées dans les écosystèmes agricoles et agroforestiers du Bénin. Or, certains travaux ont montré que le non-labour favorise le stockage du carbone dans les sols par rapport au labour (JANTALIA *et al.*, 2007). Dans tous les cas, au vu de la diversité des pratiques culturales utilisées en agriculture au Bénin, beaucoup reste à faire en matière d'évaluation des effets de ces pratiques sur les stocks organiques des sols.

Les quelques études conduites au Bénin sur l'estimation des stocks de COS ont été faites pour des épaisseurs de sol très variables (0-20, 0-30, 0-35, 0-40, 0-50, 0-70 et 0-100 cm). Elles ne permettent pas de comparer les stocks de COS des différents systèmes sur une profondeur de 0-30 cm selon les recommandations du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2006). Des extrapolations faites sur la profondeur 0-30 cm à partir des données existantes permettent des comparaisons approximatives. Ainsi, on constate que pour les terres de barre du sud-Bénin (0-30 cm), les stocks de carbone sont plus élevés sous jachère (73 Mg C.ha⁻¹) sous les systèmes maraîchers avec des apports de litière de poule (41 Mg C.ha⁻¹) ou de déjection de petits ruminants (38 Mg C.ha⁻¹) (KOUSSIHOUÈDÉ *et al.*, 2017) ou sous le système maïs-mucuna 1999 (32 Mg C.ha⁻¹) (BARTHÈS *et al.*, 2004). Les autres systèmes de ces mêmes terres de barre ont donné des stocks de carbone d'environ 20 Mg C.ha⁻¹. Les systèmes à base de karité et de néré sur des sols ferrugineux, à densité arborée réduite, ont de faibles stocks de carbone, compris entre 2 et 4 Mg C.ha⁻¹.

Ces études ont utilisé deux approches de calcul des stocks. La première approche, la plus utilisée, est basée sur la méthode classique de calcul des stocks par mesure de la densité apparente du sol, du taux d'éléments grossiers et de la teneur en carbone organique sur une profondeur donnée. Les stocks d'un profil de sol donné sont la somme des stocks des différentes couches du profil (SAÏDOU *et al.*, 2012). Les limites de ce calcul classique ont été évoquées par ELLERT et BETTANY (1995), ELLERT *et al.* (2002) et ARROUAYS *et al.* (2003). En effet, il ne prend pas en compte les variations touchant la masse du sol. De ce fait, les comparaisons des stocks induits par différents systèmes culturaux et le suivi temporel du stock d'un agrosystème sont souvent biaisés. Les auteurs préconisent donc le calcul des stocks non plus par profondeur mais par masse de terre équivalente afin de pouvoir évaluer de façon fiable les modifications des quantités de matières organiques liées au temps ou aux modes de gestion du sol. Ce calcul a été utilisé dans les études de BARTHÈS *et al.* (2004) et de AHOLOUKPÈ (2013). Dans tous les cas, on tient compte de la densité apparente et de la teneur en carbone. Les teneurs en carbone sont obtenues par la méthode de WALKLEY et BLACK (1934). Cette méthode est souvent critiquée du fait qu'elle n'assure pas

une détermination complète de la teneur en carbone (SCHUMACHER, 2002). La méthode de WALKLEY et BLACK (1934), en plus des autres utilisées au Bénin (méthode Anne, méthode par incinération du sol), mérite d'être comparée aux méthodes utilisées dans d'autres pays pour une évaluation de leur précision.

Au Bénin, la dynamique d'occupation des sols montre l'extension de l'agriculture au détriment des formations naturelles dont les stocks de COS sont généralement élevés. Les plantations de ligneux exotiques (eucalyptus, teck, acacia) qui sont installées dans le but d'un reboisement/restauration des sols sont très vite exploitées comme bois d'œuvre et bois de feu. De plus, le faible nombre d'études, illustre la nécessité d'évaluation des systèmes agricoles et agroforestiers des zones agro-écologiques du Bénin pour le stockage et la séquestration du carbone. Cette évaluation permettra de définir des stratégies pour assurer la durabilité des systèmes actuels de production agricole, en adéquation avec les grandes décisions et principes établis par la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC), le GIEC et l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), pour faire face aux défis du changement climatique.

Conclusion

Les zones agro-écologiques du Bénin sont caractérisées par le climat, les types de sol et la végétation. Elles présentent une végétation assez diversifiée composée de forêts secondaires, de savanes, de champs de cultures vivrières et de systèmes agroforestiers à base de palmier à huile ou d'essences forestières endogènes et exotiques. Les études d'estimation des stocks de carbone du sol réalisées au Bénin concernent des systèmes agricoles et agroforestiers peu représentatifs de toutes les zones agro-écologiques du pays. Toutefois, ces études donnent une idée de la variabilité des stocks de carbone organique du sol selon les systèmes agricoles et les pratiques culturelles adoptés au Bénin. Les pratiques de recyclage des résidus de récolte ou de feuilles d'élague dans les palmeraies sur de longues durées ont amélioré les stocks de carbone des sols, aussi bien dans le nord du pays que dans le sud. Les associations de plantes, telles que le mucuna avec le maïs et la restitution de grandes quantités de biomasse au sol via les résidus de culture du mucuna, ont également montré de grandes potentialités de stockage du carbone dans les sols. Cependant, ces systèmes de culture ont, quelle que soit leur gestion, des stocks de carbone inférieurs à ceux des forêts secondaires du Bénin.

Les résultats présentés dans ce chapitre ne renseignent pas sur le potentiel de stockage de tous les agrosystèmes des zones agro-écologiques du Bénin. Les prochaines études devront tenir compte de cette insuffisance et évaluer les stocks de carbone des sols de cette diversité de systèmes agricoles et agroforestiers en intégrant l'ensemble des pratiques culturelles adoptées.

Enfin, il faudra tenir compte des contraintes liées à la durabilité des systèmes agricoles béninois dans le contexte actuel du changement climatique. Des communications devront être faites sur les résultats de la recherche agricole sur les stocks de carbone auprès des producteurs mais aussi atteindre une dimension plus large afin d'impacter les politiques agricoles.

Bibliographie

ADJAKIDJÈ V., 1984

Contribution à l'étude botanique des savanes guinéennes de la République Populaire du Bénin. Thèse de 3^e cycle, université de Bordeaux III, France.

AHOLOUKPÈ H., 2013

Matière organique du sol et développement du palmier à huile sous différents modes de gestion des feuilles d'élagage. Cas des palmeraies villageoises du département du Plateau au Bénin. Montpellier SupAgro, université d'Abomey Calavi.

ANNE P., 1945

Sur le dosage rapide du carbone organique des sols. *Annales Agronomiques*, 15 : 161-172.

ARROUAYS D., BERNOUX M., JOLIVET C., 1998

Spatialisation des stocks d'éléments dans les sols. Outils actuels et potentialités : cas du carbone organique. *Cahiers Agricultures*, 7 : 347-356.

ARROUAYS D., FELLER C.,

JOLIVET C., SABY N., ANDREUX F.,

BERNOUX M., CERRI C., 2003

Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps. *Étude et Gestion des Sols*, 10 (4) : 347-355.

ASSOGBA O., 2010

Performance socio-économique des systèmes agroforestiers à palmier à huile (Eleais guineensis) dans les zones péri-urbaines et rurales d'Abomey-Calavi. Master de Gestion des ressources naturelles et biodiversité (RESBIO), faculté des Sciences agronomiques, université d'Abomey-Calavi.

BARTHÈS B. G., AZONTONDE A., BLANCHART E., GIRARDIN C., VILLENAVE C., LESAIN T., OLIVER R., FELLER C., 2004

Effect of a legume cover crop (*Mucuna pruriens* var. *utilis*) on soil carbon in an Ultisol under maize cultivation in southern Benin. *Soil Use and Management*, 20 : 231-239.

BATJES N. H., 2014

Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 65 : 4-21.

CHAPUIS-LARDY L., BROSSARD M.,

ASSAD LOPES M. L., LAURENT J.-Y., 2002

Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 92 : 147-158.

DJÈGUI N., 1992

Matière organique et azote dans les sols cultivés sur terres de barre (Bénin). Thèse de doctorat de l'École nationale supérieure d'agronomie de Toulouse (ENSAT), France.

DJÈGUI N., DE BOISSEZON P., GAVINELLI E., 1992

Statut organique d'un sol ferrallitique du sud-Bénin sous forêt et différents systèmes de cultures. *Cahiers ORSTOM série Pédologie*, 17 (1) : 5-22.

ELLERT B. H., BETTANY J. R., 1995

Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75 : 529-538.

ELLERT B. H., JANZEN H. H., ENTZ T., 2002

Assessment of a method to measure temporal change in soil carbon storage. *Soil Science Society of America Journal*, 66 : 1687-1695.

**FLOQUET A., MALIKI R.,
CAKPO Y., 2006**

« Seven years after the SFB 308 – Adoption patterns of agroforestry systems in Benin ». In : *Conference on International Agricultural Research for Development. Tropentag*. Université de Bonn.

GANGLO J. C., MAÎTRE H.-F., 2003

« État de la recherche forestière au Bénin. Bilan et perspectives. » In : *XIth World Forestry Congress*. Quebec City, Canada. 8 p.

GIEC, 2006

Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Hayama, Japon, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 13 p.

HOUNSOU M., 2013

Étude des huit zones agro-écologiques du Bénin. Rapport d'étude, université d'Abomey-Calavi, Bénin, 56 p.

**IGUÉ A. M., AGOSSOU V.,
OGOUIDÉ F. T., 2008**

Influence des systèmes d'exploitation agricole sur l'intensité de la dégradation des terres dans le département des Collines au Bénin. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin*, 61 : 1-13.

JAFFRÉ T., 1983

« Évolution de la biomasse épigée et du stock de carbone d'une culture pérenne : le palmier à huile (*Elaeis guineensis* Jacq.) ». In : Jaffré T. et al., (éd.) : *Contribution à l'étude de l'influence de la déforestation en zone équatoriale sur l'évolution de la concentration en gaz carbonique de l'atmosphère*, laboratoire de Botanique, projet inter-équipes – Fort ivoiriennes, Abidjan, Côte d'Ivoire, ORSTOM. 8 p.

**JANTALIA C. P., RESCK D. V. S.,
ALVES B. J. R., ZOTARELLI L.,
URQUIAGA S., BODDEY R. M., 2007**

Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. *Soil & Tillage Research*, 95 : 97-109.

JORDAN A., ZAVALA L., GIL J., 2010

Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena*, 81 : 77-85.

KOUSSIHOUËDÉ I. K. H., 2014

Effets de deux types d'amendements organiques de longue durée sur le stock de carbone du sol et la production de l'amarante (Amaranthus cruentus) dans la commune d'Abomey – Calavi au Bénin. Mémoire de Master en sciences agronomiques, université d'Abomey-Calavi, Bénin.

**KOUSSIHOUËDÉ I. K. H.,
AHOLOUKPÉ N. S. H., ASSOGBA KOMLAN F. V.,
AMADJI G. L., 2017**

Soil organic carbon status in a vegetable cropping systems in Southern Benin: a rapid assessment. *African Journal of Soil Science*, 5 (3) : 410-419.

**LAW M. C., BALASUNDRAM S. K.,
HUSNI M. H. A., AHMED O. H.,
HANIFF HARUN M., 2009**

Spatial variability of soil organic carbon in oil palm: a comparison between young and mature stands. *Int. J. Agric. Res.*, 4 (12) : 402-417.

MEPN, PNUD, 2008

« Programme d'action national d'adaptation aux changements climatiques du Bénin (PANA-Bénin). » In Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (éd.) : *Document de projet*, 81 p.

NGO K. M., TURNER B. L.,

**MULLER-LANDAU H. C.,
DAVIES S. J., LARJAVAARA M.,
BIN NIK HASSAN N. F., LUM S., 2013**

Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forest Ecology and Management*, 296 : 81-89.

**RAZAFIMBELO T., BARTHÈS B.,
LARRÉ-LARROUY M.-C., DE LUCA E. F.,
LAURENT J.-Y., CERRI C. C., FELLER C., 2006**

Effect of sugarcane residue management (mulching versus burning) on organic matter in a clayey Oxisol from southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 115 : 285-289.

**SAÏDOU A., DOSSA A. F. E., GNANGLÈ P. C.,
BALOGOUN I., AHO N., 2012**

Évaluation du stock de carbone dans les systèmes agroforestiers à karité (*Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn.) et à néré (*Parkia biglobosa* Jacq. G. Don) en zone soudanienne du Bénin. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin*, numéro spécial « Agriculture et forêt » : 9.

SCHUMACHER B. A., 2002

Methods for the determination of total organic carbon in soils and sediments.

Las Vegas: Ecological Risk Assessment Support Center (ERASC), Office of Research and Development US, National Exposure Research Laboratory, 25 p.

WALKLEY A., BLACK I. A., 1934

An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37 (1) : 29-38.

VOLKOFF B., FAURE P.,

DUBROEUCQ D., VIENNOT M., 1999

Estimation des stocks de carbone des sols du Bénin. *Étude et Gestion des Sols*, 6 (2) : 115-130.

Évaluation du carbone des sols du Tchad

Limites et recommandations

Abdraman A. ADOUM, Michel BROSSARD

Introduction

Est-il nécessaire d'argumenter une fois de plus le besoin de connaître les stocks de carbone organique des sols ? Au stade actuel d'acquisition des connaissances, ces données manquent pour les sols du Tchad, un pays très étendu au sein de trois grands biomes bioclimatiques. Dans l'Atlas des sols d'Afrique (JONES *et al.*, 2013) les évaluations des stocks de carbone au Tchad se situent dans une fourchette entre moins de 10 Mg C.ha⁻¹ et 90 Mg C.ha⁻¹ pour la couche 0-1 m. Les sols ayant les stocks les plus élevés pourraient correspondre aux sols hydromorphes alluvionnaires, voire les Vertisols. Dans un travail antérieur, nous avons en effet montré la particularité des sols du pourtour du lac Tchad, qui sont occupés par des cultures irriguées après poldérisation et par des cultures de décrue (ADOUM *et al.*, 2017) et qui contiennent des niveaux importants de stocks de carbone organique.

À l'échelle locale, le maintien des stocks de carbone organique du sol (COS) à l'équilibre ou son augmentation vers un niveau optimal peut contribuer à la réalisation des objectifs de développement durable (ODD). Ces objectifs peuvent être atteints en soutenant le potentiel des sols en termes de services écosystémiques, afin de (1) soutenir, maintenir ou améliorer la productivité des sols (nécessaire pour atteindre les ODD 2 « Faim zéro » et 3 « Bonne santé et bien-être »), (2) stocker et filtrer les eaux (ODD 3 et ODD 6 « Eau potable et assainissement »), (3) préserver la biodiversité (ODD 15 « Vie terrestre ») et (4) accroître la résilience des écosystèmes face au changement climatique (ODD 13 « Actions pour le climat »).

En zone tropicale sèche, notamment au Tchad, la mise en culture avec des pratiques inadaptées dégrade les terres et entraîne une diminution rapide de la teneur en COS et l'apparition de carences en éléments minéraux divers. Le rendement des cultures baisse et les terres sont parfois abandonnées (PIERI, 1989).

Afin d'évaluer les données existantes sur le carbone des sols tchadiens, ce chapitre se base sur un inventaire de 105 profils de sols et de 502 horizons analysés entre 1954 et 2013. D'ores et déjà, nous soulignons l'absence de données concernant les masses volumiques (ou densité apparente), qui auraient permis de calculer des stocks de COS à partir des anciennes données. Aussi, nous nous appuyons sur les équations de pédotransfert pour les calculer.

Répartition des sols dominants du Tchad

La République du Tchad se situe entre les latitudes 8° et 22° Nord. Avec une superficie de 1 284 000 km², le Tchad est bordé à l'est par des massifs granitiques du Ouaddaï, au sud par les contreforts de l'Adamaoua, au nord par les massifs volcaniques ou gréseux du Tibesti et de l'Ennedi. Ce vaste territoire est un bassin endoréique caractérisé par le bassin du Logone et du Chari. Il est recouvert de sables et d'argiles tertiaires fluviaux et lacustres, une grande partie d'âge quaternaire, et où se distinguent des séries fluviales ou lacustres déposées au cours d'épisodes pluviaux antérieurs consécutifs à des phases d'extension du lac Tchad (DE SAINT-AMAND, 1969 ; SCHUSTER *et al.*, 2006 ; BOUCHETTE *et al.*, 2010).

De par sa situation géographique, le Tchad offre toute une diversité climatique, avec trois grandes zones bioclimatiques du nord au sud et une répartition très variée des ressources naturelles en eau, en sols et en biomasse (THOMASSEY, 1991 ; AUBREVILLE, 1949) :

– la zone saharienne (aride, BWh selon la classification de Köppen-Geiger, PEEL *et al.*, 2007), avec une pluviométrie inférieure à 300 mm.an⁻¹ atteignant parfois 26,7 mm.an⁻¹ à la frange du désert au nord : les précipitations y sont réparties sur deux mois et la température moyenne annuelle est de 28,3°C. Sur près de 47 % de la superficie du pays, cette zone est caractérisée par une steppe alternant avec des espaces nus parsemés d'oasis ;

– la zone sahélienne (semi-aride, BSh selon Köppen-Geiger), avec une pluviométrie comprise entre 300 et 600 mm.an⁻¹, se situe au centre du pays. Sur environ 28 % de la superficie du Tchad, cette zone est caractérisée par des steppes arbustives et/ou arborées à épineux (*Acacias*) accompagnées d'espèces herbacées annuelles (*Andropogonées*) ;

– la zone soudanienne (tropicale humide à saisons contrastées, Aw selon Köppen-Geiger), avec une pluviométrie supérieure à 600 mm.an⁻¹, atteignant parfois 1 200 mm.an⁻¹ vers la pointe sud, couvre 25 % de la superficie du pays. Elle est recouverte de savanes arborées à Combrétacées et de savanes boisées ainsi que des forêts claires « riches » en Fabacées.

Les sols sont très variés (PIAS, 1962, 1964, 1970ab, 1972 ; PIAS et SABATIER, 1964) selon la classification française de la Commission de pédologie et de cartographie des sols (CPCS, 1967). Ils ont été associés avec ceux de la base de référence mondiale pour les ressources en sols (BRM) (WRB, 2014), un système de classification basé essentiellement sur la morphologie des profils et sur des analyses de laboratoire. Le tableau 1 résume les unités de sols dominants et leur correspondance avec ceux de la BRM, ainsi que leur distribution spatiale suivant le domaine bioclimatique.

Tableau 1

Unités de sols : correspondance entre les classifications CPCS et BRM et répartition spatiale.

Unités de sol et classification		Nombre de profils	Nombre d'horizons	Distribution des profils (%)	Répartition spatiale
CPCS (1967)	WRB (2014)				
Sols minéraux bruts	Arenosols	3	13	2,9	Dans le nord au-delà de la latitude 16° Nord.
Sols peu évolués	Fluvisols	13	56	12,4	Dans le nord en deçà de la latitude 16° Nord et dans les massifs Central et du Ouaddaï.
Sols ferrugineux tropicaux profonds	Lixisols ferriques	9	44	8,6	Dans le sud et dans le massif central entre les latitudes 13° et 14° Nord.
Sols ferrugineux tropicaux à cuirasse	Leptosols eutriques	5	23	4,8	Sur le pourtour du massif Central et sur les contreforts du massif du Ouaddaï.
Sols rouges ferrallitiques	Ferralsols rhodiques	17	38	16,2	Principalement au sud au 10° de latitude Nord
Vertisols	Vertisols	14	71	13,3	Principalement entre les latitudes 9° et 13° Nord.
Sols hydromorphes	Gleysols	30	199	28,6	Très répandus dans les grandes plaines d'inondation du Logone et du Chari.
Sols halomorphes	Solonchaks	14	58	13,3	Sur la bordure des lacs Tchad et Fitri dans les ouadis et oasis.
Total		105	502	100	

Méthodologie de calcul et d'analyse

Estimation de la densité apparente

Pour les horizons où les données de la densité apparente (ρ_b) sont indisponibles, nous nous sommes basés sur des méthodes de régression multilinéaire et nous avons estimé la densité apparente des sols à l'aide des équations de pédotransfert suivantes :

$$\rho_b \left(g \text{ cm}^{-3} \right) = 0,80806 + (0,823844 \times \text{EXP}(-0,27993 \times \text{COS}\%)) \quad (1)$$

avec $R^2 = 0,62$ pour $n = 333$, pour les sols cultivés (HOLLIS *et al.*, 2012).

$$\rho_b \left(g \text{ cm}^{-3} \right) = 0,69794 + (0,750636 \times \text{EXP}(-0,230355 \times \text{COS}\%)) + (0,0008687 \times \text{Sables}\%) - (0,0005164 \times \text{Argiles}\%) \quad (2)$$

avec $R^2 = 0,63$ et $n = 925$ pour les horizons minéraux des sols minéraux bruts (Arenosols) (HOLLIS *et al.*, 2012).

Détermination de la teneur en carbone

Les estimations ont été effectuées par la méthode de Walkley et Black (WALKLEY et BLACK, 1934), sauf pour les données récentes sur les Gleysols (CHN Fisons EA 1108, ISO 10694 1995 ; ISO 13878 1998).

Estimation des stocks de COS

Les stocks de COS (exprimés en mégagrammes par hectare, $\text{Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$) ont été estimés par couche de sol selon l'équation suivante (BATJES, 1996) :

$$\text{COS} = \sum_{i=1}^k \text{COS}_i = \sum_{i=1}^k \rho_i \times C_i \times D_i \times 0,1 \quad (3)$$

Où k est le nombre d'horizons, COS_i le stock de carbone organique de la couche i ($\text{Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$), ρ_i la densité apparente ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$), C_i la teneur en carbone organique ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) et D_i est l'épaisseur de la couche i de sol et 0,1 est une constante pour ajuster les unités. Les valeurs de stocks de COS sont ici estimées pour la terre fine car nous ne disposons pas de données permettant de connaître ou d'estimer avec précision les teneurs en éléments grossiers (fractions supérieures à 2 mm) ou de les estimer avec précision.

Les sols dominants et les données « carbone »

Distribution spatiale des teneurs et des stocks de COS

Le tableau 2 présente les mesures de teneurs en carbone et le tableau 3 les stocks de carbone mesurés et ceux estimés à partir des équations de pédotransfert.

Tableau 2
Teneurs en carbone organique des grandes unités de sols du Tchad.

Unités des sols	n	Teneurs en carbone (g.kg ⁻¹)			CV (%)	Test de Tuckey*
		Moy.	Min.	Max.		
Sols minéraux bruts (Arenosols)	13	1,3 ± 0,5	0,6	1,8	40	ab
Sols peu évolués (Fluvisols)	56	2,4 ± 1,4	0,6	7,3	59	a
Sols ferrugineux tropicaux profonds (Lixisols ferriques)	44	4,1 ± 2,5	1,4	12,1	62	ab
Sols ferrugineux tropicaux à cuirasse (Leptosols eutriques)	23	4,5 ± 2,8	0,8	8,5	61	ab
Sols rouges ferrallitiques (Ferralsols rhodiques)	83	10,6 ± 7,7	0,6	24,3	72	b
Vertisols	71	8,5 ± 6,6	1,7	22,6	78	b
Sols hydromorphes (Gleysols)	199	19,1 ± 15,7	0,9	56	82	c
Sols halomorphes (Solonchaks)	58	6,6 ± 6,0	1,3	37	91	ab

Valeurs moyennes (moy.), minimales (min.), maximales (max.), nombre d'échantillons (n) et coefficients de variation (CV) de la couche 0-30 cm.

* Les teneurs moyennes en carbone appartenant à un même groupe (a, b ou c) ne sont pas significativement différentes. Les statistiques effectuées sont une analyse de variance et un test de comparaisons multiples de Tukey, dit « test HSD » (P < 0,05).

Sols minéraux bruts (Arenosols)

Ce sont des sols présentant un profil AC, où l'horizon A est directement sur l'horizon C d'altération de la roche mère. Ils se développent dans les parties les plus arides du Tchad. La texture est très sableuse et contient peu d'argiles, de 5 à 10 % dans l'horizon de surface. Leurs pH sont généralement alcalins (7,5 à 8, et tendent à baisser légèrement avec la profondeur. Ils ont une très faible teneur en carbone organique, de 0,6 à 1,8 g.kg⁻¹ de sol, avec une valeur moyenne de 1,3 ± 0,5 g.kg⁻¹ de sol. Ils présentent une variabilité très forte (coefficient de variation, de 40 %) (tabl. 2). Cette forte variabilité peut s'expliquer, en partie, par le nombre insuffisant de prélèvements pour calculer une valeur moyenne de la teneur en COS pour l'ensemble des échantillons étudiés. Les stocks moyens mesurés et estimés sont respectivement de 2,47 Mg C.ha⁻¹, et 1,63 Mg C.ha⁻¹. Au vu de la large étendue de ces sols, les mesures et les estimations restent

Tableau 3
Densités apparentes et stocks de carbone (mesurés et estimés) des principaux sols du Tchad (couche 0-30 cm).

Unités de sols	Valeurs mesurées						Valeurs estimées							
	Densités apparentes (g.cm ⁻³)			Stocks de carbone (Mg C.ha ⁻¹)			Densités apparentes (g.cm ⁻³)			Stocks (Mg C.ha ⁻¹)				
	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.		
Sols minéraux bruts (Arenosols)	1,50	1,40	1,60	2,47	1,86	2,88	4	1,49	1,49	1,52	1,63	2,64	9	
Sols peu évolués (Fluvisols)	1,67	1,32	1,97	4,90	1,79	12,34	13	1,58	1,48	1,62	3,42	10,80	43	
Sols ferrugineux tropicaux profonds (Lixisols ferriques)	1,40	1,00	1,70	4,75	2,10	8,35	8	1,54	1,40	1,60	6,43	2,24	16,88	36
Sols ferrugineux tropicaux à cuirasse (Leptosols eutriques)	1,23	0,93	1,44	4,32	1,12	10,08	7	1,53	1,46	1,61	7,50	1,29	12,39	16
Sols rouges ferrallitiques (Ferralsols rhodiques)	1,23	0,89	1,70	14,08	0,75	28,08	13	1,44	1,23	1,62	13,55	0,97	29,78	17
Vertisols	1,31	1,15	1,50	8,88	2,13	29,38	10	1,46	1,25	1,59	12,08	2,71	28,15	61
Sols hydromorphes (Gleysols)	0,89	0,61	1,13	25,88	6,31	54,24	70	1,42	0,98	1,61	16,06	1,45	54,87	129
Sols halomorphes (Solonchaks)	1,67	1,48	1,96	21,73	4,65	72,52	8	1,50	1,10	1,60	9,57	2,08	40,72	50

Valeurs moyennes (moy.), minimales (min.), maximales (max.) et nombre d'échantillons (n) de la couche 0-30 cm.

imprécises. Au vu des utilisations variées de ce type de sol, parcours pâturés et cultures dans les oasis, il est nécessaire de mieux définir cette région pédobio-climatique située au nord de la latitude 16° Nord.

Sols peu évolués (Fluvisols)

Ces sols jeunes présentent un profil AC peu différencié dans lequel l'horizon humifère est « posé » sur le matériau originel. Très sableux, ils se sont formés sur des séries sédimentaires anciennes ou récentes (PIAS, 1962, 1970b). Ils sont caractérisés par une minéralisation intense de la matière organique et par la formation d'acides humiques relativement stables qui vont conférer au profil, malgré de faibles teneurs en matières organiques, une coloration foncée dans la gamme des bruns (DUPUIS et CHEVERRY, 1973).

Leur pH est compris entre 6 et 8 et leur rapport C/N entre 8 et 12. La teneur en COS est comprise entre 0,6 et 7,3 g C.kg⁻¹, avec une valeur moyenne de 2,4 ± 1,4 g C.kg⁻¹ et un coefficient de variation élevé, de 59 % (tabl. 2), du fait probablement d'une grande variabilité des textures, ou des usages de ces sols ou encore du faible nombre d'échantillons étudiés. Le stock moyen mesuré sur seulement 13 échantillons est de 4,9 Mg C.ha⁻¹. Si on estime les densités apparentes manquantes à partir d'équations de pédotransfert, la population des valeurs de stocks augmente à 43 échantillons, mais la moyenne des stocks des Fluvisols est plus faible : 3,4 Mg C.ha⁻¹.

Ces sols ont une valeur agricole modeste bien que les facteurs hydriques puissent être favorables pour des cultures de décrue. Des cultures vivrières diverses, comme le sorgho et l'arachide, y sont produites. Une grande partie de ces sols sert de pâturages aux troupeaux des populations sédentaires ou nomades (transhumance en saison sèche).

Sols ferrugineux tropicaux profonds (Lixisols ferriques)

Ils ont un profil de type A(B)C avec un horizon B d'accumulation plus moins marqué. Ils résultent d'une faible altération des minéraux silicatés par une hydrolyse modérée et d'une faible évacuation des produits de l'hydrolyse. L'empreinte de la pédogenèse est marquée dans ces sols par une migration de l'argile et du fer par lessivage vertical ou oblique (PIAS *et al.*, 1954). Leur texture est sablo-argileuse leur pH varie de 5 à 7 et leurs rapports C/N entre 11 et 12 (BILLON *et al.*, 1974). On y trouve des cultures de sorgho et de coton.

Les teneurs en carbone de ces sols sont surtout comprises entre 1,4 et 12,1 g.kg⁻¹ (tabl. 2) avec une valeur moyenne de 4,1 ± 2,5 g.kg⁻¹. Cette forte variabilité de la teneur en carbone se traduit par un coefficient de variation élevé (62 %). Les stocks moyens mesurés et estimés sont respectivement de 4,45 Mg C.ha⁻¹ et de 6,43 Mg C.ha⁻¹ (n=36). Toutefois, en l'absence de données fiables sur la fraction grossière des sols, ces résultats doivent être pris avec une grande prudence.

Sols ferrugineux tropicaux à cuirasse (Leptosols eutriques)

Le profil est de type ABC. L'horizon B cuirassé contient des concrétions ferrugineuses qui se constituent en masse pour donner un horizon très dur, imperméable, avec 30 à 35 % de kaolinite. Les cuirasses sont d'épaisseur variable, de 2 à 6 m, souvent vacuolaires et d'apparence superposées, de couleur rouge et brun. Ces sols s'observent par intermittence vers le nord, sur les contreforts du massif du Ouaddaï. Ils se rencontrent également en différents endroits dans le nord de ce même massif (PIAS et POISOT, 1967). Ils ont une teneur en carbone variant de 0,8 à 8,5 g.kg⁻¹ (tabl. 2) avec une valeur moyenne de 4,5 ± 2,8 g.kg⁻¹. Cette teneur présente un fort coefficient de variation (61 %) presque autant que les sols ferrugineux tropicaux profonds. De par leurs faibles teneurs en carbone, ces sols ont une valeur agricole modeste. Ainsi, une partie du massif Central est devenue la réserve de faune de Zakouma. Les stocks moyens mesurés et estimés sont respectivement de 4,32 Mg C.ha⁻¹ et de 7,50 Mg C.ha⁻¹. Comme précédemment, la principale limite de ces résultats est liée à la méconnaissance de la fraction gravillonnaire grossière.

Sols rouges ferrallitiques (Ferralsols rhodiques)

Le profil est de type ABC. L'horizon superficiel est sableux, sablo-argileux. L'horizon B est relativement homogène sur une grande épaisseur, avec la variabilité suivante : les teneurs en argiles variant de 25 à 55 %, celles des limons de 5 à 24 %, celles des sables fins de 10 à 25 % et des sables grossiers de 10 à 40 %. Ces sols sont issus d'une altération intense et profonde des minéraux silicatés à l'exception du quartz moins facilement altérable. Cette altération emporte la silice et les bases par lixiviation et libère des hydroxydes de fer ou d'aluminium qui demeurent en place dans le profil formé. Les hydroxydes de fer (hématite, goethite) et le fer amorphe viennent se fixer à la surface des argiles conférant aux sols la coloration rouge que l'on observe sur une épaisseur de 7-10 m et parfois plus (PIAS, 1954).

Les pH varient entre 5 et 7, avec des rapports C/N allant de 11 à 19. Les teneurs en carbone organique présentent une variabilité très importante (coefficient de variation de 72 %, tabl. 2), entre 0,6 et 24,3 g.kg⁻¹ avec une valeur moyenne de 10,6 ± 7 g.kg⁻¹. Les stocks moyens mesurés et estimés sont respectivement de 14,08 Mg C.ha⁻¹ et 13,55 Mg C.ha⁻¹. Le faible nombre de sites inventoriés limite la qualité de ces résultats et nous pensons que ces données sont largement sous estimées pour la couche 0-30 cm, ou tout du moins donnent une indication des sites dans lesquels les stocks de carbone sont particulièrement faibles. Ces sols portent des cultures variées – sorgho, petit mil, arachide, manioc et coton – aux rendements variables selon les années.

Vertisols

Ces sols noirs présentent des profils A(B)C ou A(B)gC plus ou moins homogènes caractérisés par un mauvais drainage interne (noté g). Ils se sont formés dans

un matériau peu perméable constitué par des argiles de type montmorillonites saturées en Ca^{2+} et Mg^{2+} .

Les teneurs en carbone organique sont comprises entre 1,7 et 22,6 g.kg^{-1} avec une valeur moyenne de $8,5 \pm 6,6 \text{ g.kg}^{-1}$. Leur coefficient de variation est très élevé (78 %, tabl. 2). Les stocks moyens calculés et estimés sont respectivement de 8,88 Mg C.ha^{-1} et 12,08 Mg C.ha^{-1} . Ces stocks paraissent faibles dans des sols contenant des argiles montmorillonites qui sont réputées pour stabiliser la matière organique des sols. Néanmoins, ces sols ont une forte valeur agronomique, étant riches et très fertiles, avec des rendements de sorgho et coton plus élevés comparativement aux autres types de sols du pays.

Sols hydromorphes (Gleysols)

Ces sols ont un profil A (B)g C (« g » signifiant « engorgement temporaire avec alternance de périodes engorgées et non engorgées »). Leur caractère hydromorphe résulte d'un excès d'eau lié à des engorgements plus ou moins profonds ou à des inondations. Ils sont caractérisés par des horizons de gley ou de pseudo-gley. Dans les horizons de gley, l'engorgement est prolongé, Le fer est donc davantage dans des conditions de réduction que d'oxydation. Le fer réduit à l'état ferreux peut s'accumuler (PIAS et GUICHARD, 1960) donnant une couleur grisâtre, verdâtre ou bleutée. Les horizons de pseudo-gley moins engorgés, présentent des taches d'oxydation du fer colorées en rouge, ocre-rouille. Si le fer est éliminé, l'horizon s'appauvrit et est alors de couleur blanc, beige.

Les pH varient de 5 à 7 et les rapports C/N sont très variables. Les teneurs en COS sont comprises entre 0,9 et 56 g.kg^{-1} avec une valeur moyenne de $19,1 \pm 15,7 \text{ g.kg}^{-1}$ et une variabilité très importante (coefficient de variation de 82 %, tabl. 2). La distribution spatiale de ces sols sur de larges surfaces et une forte disparité de leur usage expliquent cette forte variabilité. Ils peuvent faire notamment l'objet de pratiques agricoles intensives et présenter de très faibles stocks de carbone.

Une étude spécifique sur les polders issus d'alluvions actuelles et subactuelles du lac Tchad, a mesuré les stocks de carbone de 33 profils de sols jusqu'à 1 m de profondeur. Des stocks supérieurs à 180 Mg C.ha^{-1} ont été rapportés. Le carbone inorganique y est assez peu représenté. Il semble que les polders cultivés conservent en partie les stocks de carbone hérités des marécages préexistants (ADOUM *et al.*, 2017).

Sols halomorphes (Solonchaks)

Le profil est de type AC ou A(B)C. Les teneurs en argile sont très variables, de 20 à 40 %, ainsi que celles en limon, de 10 à 35 %. La structure de ces sols conduit souvent à une mauvaise perméabilité. Les teneurs en CaCO_3 peuvent être élevées jusqu'à 65 %, principalement en surface. Les pH sont généralement élevés, de 8 à 10, avec des rapports C/N compris entre 9 et 14,

mais le plus souvent entre 12 et 3 (PIAS, 1970a). Les teneurs en COS sont variables, entre 1,3 et 37 g.kg⁻¹, avec une valeur moyenne de 6,6±6,0 g.kg⁻¹, avec un coefficient de variation très élevé 91 % (tabl. 2). Cette variabilité est attribuable, comme pour les sols hydromorphes, à leur distribution dans des conditions relativement variées, dont des conditions d'aridité plus marquées au nord. Les stocks de carbone moyens mesurés et estimés sont respectivement de 21,73 Mg C.ha⁻¹ et de 9,57 Mg C.ha⁻¹. La faible valeur du stock de COS estimé suggère que les équations de pédotransfert pour estimer les densités apparentes, puis calculer les stocks, soient perfectibles. La valeur du stock moyen mesuré étant plus cohérente avec la description de ces sols (couleur, texture).

On note une hétérogénéité bien apparente des teneurs en COS avec des variabilités très fortes (coefficient de variation de 50 à 91 %, tabl. 2) pour les unités des sols étudiés. Les futurs plans d'échantillonnage pour l'étude des stocks et leurs suivis dans le temps devront prendre en compte cette forte variabilité des stocks de carbone. Ils devront prendre en compte à la fois les contextes pédoclimatiques, les formations végétales et les pratiques agricoles. Du nord au sud, les formations végétales rencontrées sont (1) la steppe et la savane arbustive – avec très peu de biomasse végétale et donc une productivité des sols très faible – et (2) la savane arborée au centre et dans la zone soudanienne qui bénéficie d'une pluviométrie relativement élevée, et génère une productivité des sols plus importante.

Déterminants de la variabilité spatiale des teneurs en carbone organique

Unités des sols ou types de sol

La distribution spatiale des types de sol est présentée dans le tableau 1. Les sols sont organisés sous forme de grandes unités associant les types suivants : Arenosols, Fluvisols, Lixisols ferriques, Leptosols eutriques, Ferralsols rhodiques, Solonchaks et Gleysols. Ces deux derniers types présentent une large distribution aussi bien au nord qu'au sud. Malgré cette organisation générale, la distribution des types de sols peut être également variable localement. Cette variabilité se décline alors par une distribution hétérogène des teneurs en carbone au sein des grandes unités de sols.

Topographie

Le relief pourrait être un facteur déterminant de la distribution spatiale des teneurs en carbone à l'échelle de la parcelle. On note une répartition spatiale des teneurs en carbone hétérogène selon la topographie et la végétation qui y est associée. Dans les sols des bas-fonds (Gleysols), on observe des teneurs élevées de COS par rapport à ceux des glacis (Fluvisols) (tabl. 2). Cependant, cette distribution peut être affectée d'une variabilité sur de courtes distances liée à l'intensification des pratiques agricoles.

Limites de l'étude

La principale limite de cette étude est que la littérature concernant le COS au Tchad est très peu fournie, peu de données de teneur en COS et encore moins de données de densités apparentes sur certaines unités des sols. À notre connaissance, cette étude est la première évaluation des données de COS sur l'ensemble du territoire du Tchad. Elle n'est pourtant que préliminaire, car nous ne pouvons pas encore tirer de conclusions solides sur les stocks de COS des différents types des sols selon leurs usages.

Recommandations

Afin de fournir des appuis techniques, voire politiques, de la gestion des stocks de carbone des sols, il est nécessaire d'acquérir plus de données, d'améliorer la précision des estimations mais aussi la disponibilité de ces données. Au Tchad, comme dans de nombreux pays d'Afrique, il est nécessaire de mettre en place des réseaux d'observatoires sur le long terme et des sites d'expérimentation afin de suivre l'état des sols (teneurs et stocks de carbone) et réaliser des bilans des émissions de gaz à effet de serre des sols agricoles. De plus, depuis les années 1970, le Tchad dispose d'une carte des sols au 1/1 000 000 couvrant l'ensemble du territoire national. Cette carte pourrait servir de base à la réalisation d'une carte du carbone des sols. Elle demeure cependant à être précisée à de plus grandes échelles. Or, des données sont nécessaires à plusieurs niveaux : au niveau national pour orienter les politiques et les stratégies, au niveau sous-territorial pour la planification et au niveau parcellaire pour la gestion des terres.

Conclusion

Ce travail a la particularité de compiler les quelques données existantes sur le carbone des sols du Tchad. Les estimations des teneurs et stocks de carbone sont entachées de grandes incertitudes. Ces variabilités s'expliquent principalement par un faible taux d'échantillonnage, les différents modes d'usage et de gestion des espaces agricoles et non agricoles, les choix des aires de protection, les différents taux de production de biomasse végétale sous stress hydrique permanent, qui alimentent les stocks de carbone. Ces facteurs déterminants des stocks de carbone seront à prendre en compte dans les futures études.

Bibliographie

- ADOUM A. A., MOULIN P., BROSSARD M., 2017**
Pioneering assessment of carbon stocks in polder soils developed in inter-dune landscapes in a semiarid climate, Lake Chad. *Comptes Rendus Géoscience*, 349 (1) : 22-31.
- AUBREVILLE A., 1949**
Climats, forêts et désertification de l'Afrique tropicale. Paris, Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales, 351 p.
- BATJES N. H. 1996**
Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:151-163.
- BILLON B., GUISCAFRÉ J., HERBAUD J., OBERLIN C., 1974**
Le bassin du fleuve Chari. Paris, ORSTOM, 450 p.
- BOUCHETTE F., SCHUSTER M., GHIEFFE J.-F., DENAMIEL C., ROQUIN C., MOUSSA A., MARSALÉIX P., DURINGER P., 2010**
Hydrodynamics in Holocene Lake Mega-Chad. *Quaternary Research*, 73 (2) : 226-236.
- CPCS, 1967**
Classification des sols. Grignon, ENSA, 96 p.
- DE SAINT-AMAND R. D., 1969**
Le Continental terminal et son influence sur la formation des sols au Niger. *Cahiers ORSTOM, Série Pédologie*, 7 (4) : 561-584.
- DUPUIS T., CHEVERRY C., 1973**
Étude de « l'humine » de vases lacustres et de sols des polders de bordure du lac Tchad.» *Cahiers ORSTOM, Série Pédologie*, 11 (3-4) : 215-225.
- HOLLIS, J., HANNAM J., BELLAMY P., 2012**
Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. *European Journal of Soil Science*, 63 (1) : 96-109.
- JONES A., BREUNING-MADSEN H., BROSSARD M., DAMPHA A., DECKERS J., DEWITTE O., GALLALI T., HALLETT S., JONES R., KILASARA M., LE ROUX P., MICHELI E., MONTANARELLA L., SPAARGAREN O., THIOMBIANO L., VAN RANST E., YEMEFACK M., ZOUGMORÉ R. (éd.), 2013**
Soil Atlas of Africa. Luxembourg, European Commission, Publications Office of the European Union, 176 p.
- PEEL M. C., FINLAYSON B. L., MCMAHON T. A., 2007**
Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11 (5) : 1633-1644.
- PIAS J., 1954**
« Bassin du Moyen Logone : campagne de 1953 ». In ORSTOM (éd.) : *Étude pédologique du bassin alluvionnaire du Logone Chari*, Paris, ORSTOM : 115-162.
- PIAS J., 1962**
Les sols du Moyen et Bas Logone, du Bas Chari, des régions riveraines du lac Tchad et du Bahr el Ghazal. Paris, ORSTOM, 484 p.
- PIAS J., 1964**
« Les sols du Tchad. » Présentation au 8^e Congrès international des sciences du sol, Bucarest, Roumanie.
- PIAS J., 1970A**
Carte pédologique du Tchad à 1/1 000 000. Paris, ORSTOM, 197 p. (Notice explicative 141 p.)
- PIAS J., 1970B**
Les formations sédimentaires tertiaires et quaternaires de la cuvette tchadienne et les sols qui en dérivent. *Mémoires ORSTOM*, 43. Paris, ORSTOM, 411 p.
- PIAS J., 1972**
« Pédologie ». In Cabot J. et Bouquet C. (éd.) : *Atlas pratique du Tchad*, Fort-Lamy, Institut national tchadien pour les sciences humaines – Institut géographique national : 20-21.
- PIAS J., ERHART H., LENEUF N., 1954**
Étude pédologique du bassin alluvionnaire du Logone Chari. Paris, ORSTOM, 234 p.
- PIAS J., GUICHARD E., 1960**
Étude pédologique des rives du lac Tchad de Djimtilo à Bol et du sillon du Bahr el Ghazal de Massakory à Moussoro. Fort-Lamy, ORSTOM, 163 p. multigr. p.
- PIAS J., POISOT P., 1967**
Cartes pédologiques de reconnaissance au 1/200 000 : feuilles d'Abou Déïa – Mangalmé Paris, ORSTOM, 121 p. (Notice explicative : 128 p.).

PIAS J., SABATIER J., 1964

Étude des variations des taux de matière organique, d'azote et de la salinité dans les polders du lac Tchad. Fort-Lamy, ORSTOM, 144 p.

PIERI C., 1989

Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara. Paris, ministère de la Coopération et du Développement, CIRAD-IRAT, La Documentation française, 444 p.

**SCHUSTER M., DURINGER P.,
GHIEFFE J. F., VIGNAUD P., MACKAYE H. T.,
LIKIUS A., BRUNET M., 2006**
The age of the Sahara Desert. *Science*,
311 (5762) : 821.

THOMASSEY J.-P., 1991

La situation des ressources naturelles du Tchad. *Bois & Forêts des Tropiques*, 228 : 49-62.

WALKLEY A. BLACK I. A. 1934

An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37 (1) : 29-38.

WRB, 2014

IUSS Working Group WRB. 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports*, n° 106. FAO, Rome, 181 p.

Stocks de carbone dans les éco- et agrosystèmes à Madagascar

Capitalisation des études récentes

*Manony ANDRIAMPIOLAZANA, Herintsitohaina RAZAKAMANARIVO,
Alain ALBRECHT, Misalalasoa ANDRIAMIHAJA,
Ny Ando RAKOTOMAMPIONONA ANDRIANALY, Carole ANDRIANIRINA,
Marie L. FANJANIAINA, Clovis GRINAND, Ambinintsoa HERITOKILALAINA,
Irina MANOROTIANA, Niela D. RAHARIMALALA, Jacques B. RAJOELINA,
Onjamirindra S. RAKOTONARIVO, Sariaka R. RAKOTONDRAZAFY,
Nantenaina RAMBOATIANA, Anthony S. RAMIANDRISOA,
Nandrianina RAMIFEHIARIVO, Narindra H. RAKOTOVAO, Finaritra RANDEVOSON,
Jeannicq RANDRIANARISOA, Hery RAZAFIMAHATRATRA,
Norosoa C. RAZAFINDRAMANANA, Ando RAZAKAVOLOLONA,
Onjaherilanto RAKOTOVAO RAZANAKOTO, Heritiana J. G. SANEHO,
Arthur A. ZAFINDRABENJA, Lydie CHAPUIS-LARDY, Tantely M. RAZAFIMBELO*

Introduction

La quantification du carbone organique des sols (COS) des différents agrosystèmes et écosystèmes naturels est essentielle afin de mieux orienter les stratégies d'adaptation et d'atténuation du changement climatique à différentes échelles : locale, nationale et internationale.

Pour un écosystème donné, le COS peut être contenu dans différents compartiments : la biomasse aérienne, la litière, les bois morts, les racines et les sols. Les sols jusqu'à 1 m de profondeur sont reconnus comme les principaux

réservoirs de carbone organique, avec près de 1 580 Gt C, tandis que le carbone contenu dans l'atmosphère s'élève à 750 Gt C et dans la biomasse terrestre à 610 Gt C dont 80 % sont attribués à la biomasse forestière (GIEC, 2007).

Le stockage de carbone organique dans les sols contribue à la réduction des émissions de CO₂ dans l'atmosphère. Le COS est également un élément constitutif de la matière organique des sols et contribue de ce fait à la fertilité des sols. De part ces deux fonctions, environnementale et agronomique, le sol est ainsi une ressource naturelle essentielle pour permettre à l'humanité de faire face à l'insécurité alimentaire et au changement climatique.

Un certain nombre d'études sur la quantification du carbone dans le sol et la biomasse ont ainsi été menées à Madagascar entre 2004 et 2015. Ces études ont été effectuées à des fins scientifiques et/ou de gestion durable des territoires. Elles répondent à un besoin de données sur le COS pour (1) la connaissance des potentialités des agrosystèmes en termes de séquestration de carbone, (2) la mise en place de divers mécanismes (Mécanismes de développement propre ou MDP et la Réduction des émissions de gaz à effet de serre issues de la déforestation et de la dégradation des forêts ou REDD+) et, plus récemment, (3) la détermination des contributions déterminées au niveau national (CDN). Ces connaissances et leur diffusion auprès des instances nationales et internationales permettent ainsi de pouvoir négocier et débattre des intérêts de Madagascar et de l'Afrique dans les discussions internationales sur le changement climatique et les marchés carbone.

Le laboratoire des Radio-isotopes (LRI) de l'université d'Antananarivo, en collaboration avec différents partenaires de recherche nationaux et internationaux, a mené diverses études de quantification du COS à Madagascar. En dépit des différences d'objectifs spécifiques assignés à chacune d'elles, la plupart de ces études ont abouti à la détermination des stocks de COS au niveau de systèmes naturels ou cultivés présents dans les zones d'intervention.

Ce chapitre a ainsi pour objectif de valoriser ces acquis en effectuant un état des lieux du carbone organique des sols à Madagascar afin de mettre en exergue l'importance du compartiment « sol » en termes de stockage de carbone et d'évaluer l'impact des modes d'usage et de gestion des terres sur les stocks de COS à Madagascar.

Matériels et méthodes

Sites d'étude

Les sites d'étude sont répartis sur divers types de sols et dans toutes les régions de Madagascar, mais avec toutefois une majorité de situations dans la région centrale (fig. 1).

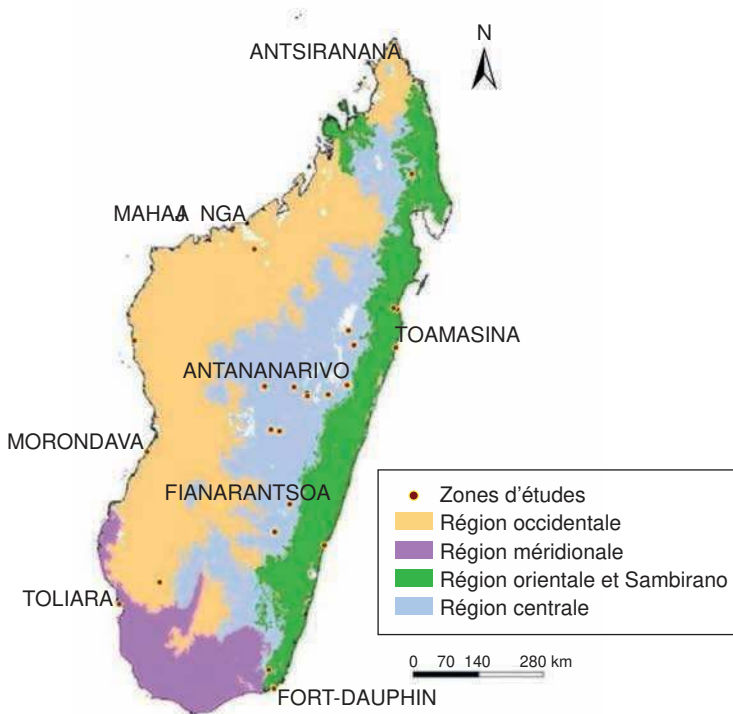


Figure 1

Localisation des zones d'étude du carbone organique du sol à Madagascar.

Types et caractéristiques des sols

Les principaux types de sols présents à Madagascar (fig. 2 et tabl. 1, p. 58) sont :

- *les sols ferrallitiques* : sols caractérisés par une structure microgrenue dans les horizons de surface et une forte teneur en argile 1:1 de type kaolinite ; ils représentent près de la moitié des sols malgaches (BIED-CHARRETON *et al.*, 1981) ;
- *les sols ferrugineux* : sols caractérisés par une texture sableuse et une teneur en oxydes de fer élevée ; ce sont les sols les plus présents après les sols ferrallitiques, environ 28 % de la superficie de l'île ;
- *les sols fersiallitiques* : sols rouges à fortes teneurs en argiles et contenant des oxydes de fer ; ils sont essentiellement présents dans la partie Sud-Ouest de l'île ;
- *les Vertisols* : sols riches en humus fortement stabilisés, de couleur sombre et très argileux notamment en profondeur, caractérisés par la présence de larges fentes de retrait ;
- *les Andosols* : sols plus ou moins épais présentant des minéraux amorphes, une teneur en COS élevée ; ils sont généralement associés aux roches volcaniques sous climat froid, régulièrement humide ;

– *les sols hydromorphes* : sols caractérisés par une saturation de l'espace poral par l'eau de manière temporaire ou permanente entraînant des processus de réduction et d'oxydation du fer (suivant les cas) et un ralentissement de la décomposition de la matière organique ;

– *les sols peu évolués* : sols à faible degré d'évolution et d'altération possédant un profil A-C où l'horizon A a une teneur plus ou moins élevée en matière organique et l'horizon C altéré est de type ferrallitique.

L'étude de GRINAND *et al.* (2009) a considéré tous les types de sols présents à Madagascar. Cependant, la plupart des études sur le COS ont été effectuées sur quelques types de sols, le plus souvent – et parfois uniquement – sur les sols ferrallitiques prépondérants dans les régions centrale et orientale.

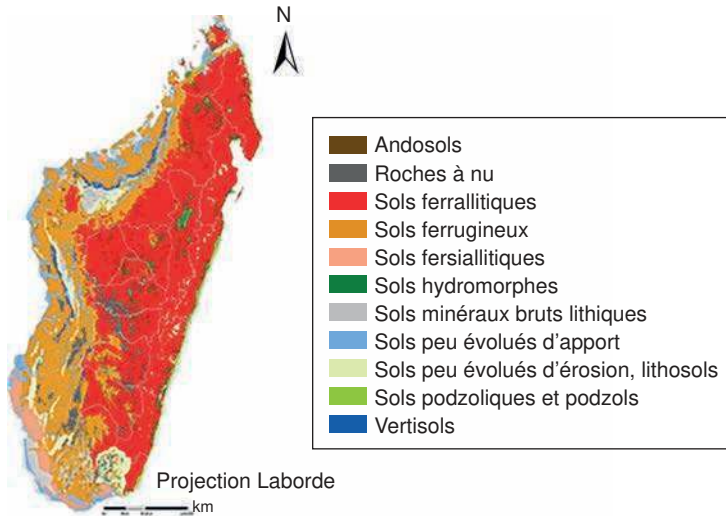


Figure 2
Carte pédologique de Madagascar.
Classification de la Commission de pédologie et de cartographie des sols (CPCS).

Source : BIED-CHARRETON, 1981.

Modes d'usages des sols

Les modes d'usages abordés par les différentes études comprennent des écosystèmes naturels et des agrosystèmes (tabl. 1).

Les écosystèmes naturels comprennent :

– *les forêts humides* : ce sont des forêts qui se situent dans des régions Nord-Est, Est et Sud-Est de l'île où le climat est humide à subhumide. Elles ont une structure complexe, une grande richesse floristique et animale et une prédominance d'essences à bois dur pouvant atteindre 40-50 mètres de hauteur (DUPUY *et al.*, 1999) ;

– *les forêts sèches* : ce sont des forêts qui se situent dans des régions Sud, Ouest et Nord-Ouest à climat sec à aride. Elles sont caractérisées par une structure bi-strate, avec une strate arborée décidue (hauteur 15-20 mètres) sous laquelle se développe une strate arbustive et graminéenne (DUPUY *et al.*, 1999) ;

– *les forêts dégradées* : ce sont des forêts naturelles qui ont subi des pressions anthropiques allant de la cueillette à la coupe (HERITOKILALAINA, 2010 ; ZAFINDRABENJA, 2014) ;

– *les savoka* : ce sont des formations ligneuses secondaires. Elles s'établissent naturellement après des interventions anthropiques importantes de la forêt (RAZAFIMAHATRATRA, 2006 ; ZAFINDRABENJA, 2014) ;

– *les forêts artificielles* : ce sont des cultures forestières, reproduites par semis ou par plantation (FAO, 1981) ;

– *les savanes*, arborées ou herbeuses : les savanes arborées sont des prairies composées d'un mélange d'espèces herbacées, de broussailles et d'espèces ligneuses alors que les savanes herbeuses sont des prairies composées à plus de 90 % d'espèces herbacées (graminées) (GRINAND, 2010 ; ANDRIAMIHAJA, 2011) ;

– *les jachères* : elles correspondent à l'état des parcelles entre la récolte d'une culture et la mise en place de la culture suivante (SEBILLOTTE, 1976) ;

– *les mangroves* : ce sont des formations sempervirentes côtières poussant en dessous du niveau de la mer. Les espèces végétales, peu nombreuses, doivent supporter l'immersion temporaire en milieu halophile (DUPUY *et al.*, 1999).

Les agrosystèmes reposent sur :

– *la culture itinérante* : ce système est basé sur l'abattis-brûlis de la forêt. La culture sur brûlis (ou *tavy* en malgache) est considérée comme une culture itinérante. Les périodes de culture continue sont relativement brèves et les périodes de jachère sont relativement longues (FAO, 1981) ;

– *la culture conventionnelle* : elle est caractérisée à Madagascar par un labour entre deux cultures, créant un lit de semences avec des opérations de labour secondaires (HOOGMOED et KLAIJ, 1997), une exportation d'une partie des résidus de récolte et l'utilisation de fumier s'il est disponible. Dans les études considérées, les cultures traditionnelles concernent le riz (irrigué ou pluvial) ainsi que les cultures vivrières (maïs, manioc, etc.) ;

– *l'agroforesterie* : l'agroforesterie est une association culturelle entre une culture annuelle et une culture pérenne sur une même parcelle. La culture pérenne est souvent dominée par les arbres fruitiers ou des arbres de cultures de rente dans les études réalisées ;

– *les pratiques agro-écologiques* : selon la FAO (2018), l'agro-écologie vise « à appliquer des concepts et principes écologiques de manière à optimiser les interactions entre les végétaux, les animaux, les humains et l'environnement ». Dans notre étude, ces pratiques concernent essentiellement les systèmes de culture sous couverture végétale, vivante ou morte, associés à du non-labour.

Tableau 1
Caractéristiques des études sur les stocks de COS réalisées à Madagascar entre 2004 et 2015.

Source	Usages des terres	Types de sols	Profondeurs (cm)
ANDRIAMIHAJA, 2011	Forêts dégradées, savanes, cultures conventionnelles	Ferrallitique	0-30
ANDRIAMPIOLAZANA, 2012	Forêts sèches, forêts artificielles, savanes	Ferrugineux, hydromorphe	0-30
ANDRIAMPIOLAZANA, 2014	Forêts artificielles, savanes, cultures conventionnelles, jachères	Ferrallitique, peu-évolué	0-30 0-100
ANDRIANALY, 2013	Cultures conventionnelles, pratiques agro-écologiques	Ferrallitique	0-30
FANJANIAINA, 2012	Cultures conventionnelles	Andosol, ferrallitique	0-30
GRINAND et al., 2009	Forêts sèches, forêts humides, forêts dégradées, savanes, cultures conventionnelles	Andosols, ferrallitique, ferrugineux, fersiallitique, hydromorphe, minéral brut, peu-évolué, podzolisé, Vertisol	0-30
GRINAND et al., 2010	Forêts sèches, forêts humides, savanes, cultures conventionnelles	Ferrallitique, ferrugineux	0-30
HERITOKILALAINA, 2010	Forêts humides, forêts dégradées, cultures conventionnelles, savoka	Ferrallitique	0-20 0-100
MANOROTIANA, 2011	Forêts artificielles	Ferrallitique	0-30
RAHARIMALALA, 2013	Pas d'informations disponibles sur les modes d'usage des sols	Ferrugineux, ferrallitique, Vertisol	0-30
RAJOELINA, 2012	mangrove	Peu-évolué	0-100
RAKOTONARIVO, 2009	Forêts artificielles	Ferrallitique	0-30
RAKOTONARIVO, 2010	Forêts sèches, forêts humides	Ferrallitique	0-100
RAMBOATIANA, 2014	Forêts humides, savanes, jachères, cultures itinérantes	Ferrallitique	0-30 0-100
RAMIANDRISOA, 2011	Agroforêts	Ferrallitique	0-30
RAMIFEHIARIVO, 2014	Forêts humides	Ferrallitique	0-30
RANDEVOSON, 2012	Forêts sèches	Ferrugineux	0-30
RANDRIANARISOA, 2014	Forêts humides	Ferrallitique	0-30
RAZAFIMAHATRATRA, 2006	Forêts humides, forêts artificielles, forêts dégradées, cultures conventionnelles, savoka, jachères	Ferrallitique	0-20 0-40
RAZAFIMBELO, 2005	Cultures conventionnelles, pratiques agro-écologiques	Ferrallitique	0-20 0-40

Source	Usages des terres	Types de sols	Profondeurs (cm)
RAZAFIMBELO <i>et al.</i> , 2010	Cultures conventionnelles, pratiques agro-écologiques, jachères	Ferrallitique, peu-évolué, hydromorphe fersiallitique, ferrugineux	0-20
RAZAFINDRAMANANA, 2006	Forêts artificielles, savanes, cultures conventionnelles	Ferrallitique	0-20 0-40
RAZAKAMANARIVO, 2009	Forêts artificielles, savanes, cultures conventionnelles	Ferrallitique	0-30
RAZAKAVOLOLONA, 2007	Forêts artificielles	Ferrallitique	0-30
RAZANAKOTO, 2008	Agroforêts	Ferrallitique	0-30
SANEHO, 2014	Forêts humides, pratiques agro-écologiques, cultures itinérantes, agroforêts	Ferrallitique	0-30
ZAFINDRABENJA, 2014	Forêts humides, forêts artificielles, forêts dégradées, cultures conventionnelles, savoka	Ferrallitique	0-30

Synthèse des approches méthodologiques des études inventoriées

Méthodes d'échantillonnage et de prélèvement

Les méthodes utilisées sont différentes en fonction des objectifs des études réalisées.

Les points d'échantillonnage ont été définis, soit à partir d'études cartographiques, de travaux SIG et de télédétection, soit directement sélectionnés en concertation avec les partenaires impliqués dans l'étude (par exemple, parcelles expérimentales ou paysannes).

Les prélèvements ont été ensuite réalisés suivant un plan d'échantillonnage défini selon un certain nombre de critères dont l'échelle de l'étude (locale, régionale), les moyens à disposition (ressources humaines, temps, budget) ainsi que le degré de précision souhaité (RAZAKAMANARIVO *et al.*, 2014).

Les méthodes d'échantillonnage les plus communes consistent à faire les prélèvements suivant la diagonale de la parcelle élémentaire, pour les écosystèmes naturels (fig. 3a ; HERITOKILALAINA, 2010) ou sur les lignes de culture, ou interlignes, s'il s'agit d'une parcelle cultivée (RAZAFIMBELO, 2005 ; FANJANIAINA, 2012). La méthode qui consiste à effectuer des prélèvements sur les sommets d'un carré (de 10 m de côté) dans la parcelle élémentaire, est aussi fréquemment utilisée (ANDRIANALY, 2013 ; RAZAFIMAHATRATRA, 2014, *In* ANDRIAMPIOLAZANA, 2014) (fig. 3b). Certaines études ont effectué des prélèvements au centre ou suivant les diagonales de la parcelle élémentaire (RAKOTONARIVO, 2009), sur les sommets et au centre de carrés de 5 m de côté (RAJOELINA, 2012) (fig. 3c).

ZAFINDRABENJA (2014) et RAMBOATIANA (2014) ont utilisé les méthodes d'échantillonnage (fig. 3d) utilisées par l'Africa Soil Information Service (VÅGEN *et al.*, 2012).

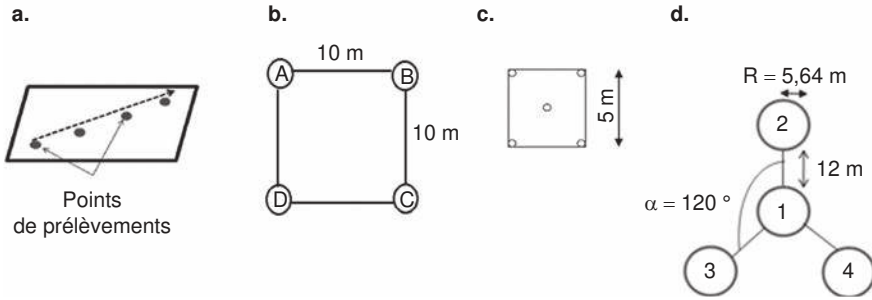


Figure 3

Schémas simplifiés de quelques dispositifs d'échantillonnage utilisés dans les études sur les stocks de COS à Madagascar.

Les échantillons de sol sont prélevés à l'aide de cylindres métalliques, de carottiers ou de tarières. Les profondeurs concernées varient suivant le contexte de chaque étude mais les prélèvements ont été effectués majoritairement dans la couche 0-30 cm tel que recommandé par le GIEC (2006). Certains prélèvements ont toutefois été réalisés sur 0-20 cm, 0-40 cm et 0-100 cm de profondeur. Les sols prélevés à une même profondeur et issus d'une même parcelle (répétitions intra-parcellaires) peuvent parfois avoir été mélangés pour constituer des échantillons composites par parcelle et par profondeur. La constitution d'échantillons composites permet de réduire le nombre d'échantillons à analyser tout en conservant une bonne représentativité de la parcelle, mais la variabilité des teneurs en carbone au sein de la parcelle ne sera alors pas connue.

Estimation de la densité apparente

La densité apparente (Da) en $g.cm^{-3}$ est la masse spécifique d'un volume apparent de sol. Elle est calculée selon la formule :

$$Da = P/V \quad (1)$$

où V désigne le volume du sol prélevé par le cylindre de prélèvement (cm^3) et P désigne la masse du sol (g) collecté dans ce volume, après séchage à $105^\circ C$.

Dans certains cas, la densité apparente n'est pas directement déterminée par l'étude. Elle est alors calculée via une fonction de pédotransfert (GRINAND *et al.*, 2009) comme suit :

$$Da = 1,5544 - 0,0004 \text{ Argile} - 0,01 C + 0,0067 SB \quad (2)$$

où *Argile* désigne la teneur en argiles granulométriques du sol ($g.kg^{-1}$) et *SB* la somme des bases ($cmol.kg^{-1}$ de sol), C étant la teneur en carbone ($g.kg^{-1}$).

Dosage de la teneur en carbone organique du sol

Les échantillons prélevés sont séchés à l'air, tamisés à 2 mm et ensuite broyés à 0,2 mm pour le dosage de leurs teneurs en COS. La teneur en COS est mesurée soit par combustion en voie humide suivant la méthode de WALKLEY et BLACK (1934) qui consiste en une oxydation de la matière organique par le bichromate de potassium, soit par une combustion en voie sèche par un microanalyseur élémentaire CHN (Carlo Erba NA 2000). Dans certaines études, les teneurs en COS ont été estimées au moins en partie par spectroscopie en moyen infrarouge (RABENARIVO *et al.*, 2013).

Calcul des stocks de carbone organique du sol

Les stocks de COS sont obtenus comme suit :

$$\text{Stocks de COS (Mg C.ha}^{-1}\text{)} = [C \cdot (100 - \% \text{ Refus}) \cdot Da \cdot e] / 10 \quad (3)$$

où C est la teneur en carbone organique (g.kg^{-1}) ; Refus désigne les éléments grossiers de diamètre supérieur à 2 mm ; Da est la densité apparente (g.cm^{-3}) et e est l'épaisseur de la couche de sol considérée (cm).

Estimation des stocks de carbone de la biomasse

L'estimation des stocks de carbone de la biomasse permet de comparer la taille respective des compartiments « sol », « biomasse aérienne », « biomasse souterraine » dans le calcul global des stocks de carbone d'un écosystème donné, notamment pour les systèmes avec des ligneux.

Le stock de carbone de la biomasse totale (SCBT), exprimé en Mg C.ha^{-1} , est obtenu comme suit :

$$SCBT = SCBA + SCBR + SCBM \quad (4)$$

où $SCBA$ est le stock de carbone dans la biomasse aérienne, $SCBR$ le stock de carbone de la biomasse racinaire et $SCBM$ le stock de carbone de la biomasse morte à la surface du sol (litière).

Analyse des données

Les données de stocks de carbone organique dans les sols et accessoirement dans les biomasses, les incertitudes éventuelles qui les accompagnent ainsi que les variables (densité apparente, ou éléments permettant de calculer la densité apparente, et teneurs en COS) permettant d'estimer ces stocks, ont été organisés par profondeur, par type de sol, par mode d'usage et par système (c'est-à-dire par mode d'usage et par pratique culturale pour les agrosystèmes).

L'analyse et le traitement des données ont consisté en des calculs de stocks moyens de COS et de leur variabilité (écarts types) suivant les différents facteurs, ou co-variables, considérés : profondeur, type de sol, systèmes. La comparaison des stocks de carbone des sols et des biomasses selon les facteurs étudiés

– profondeur, type de sols, système – a été réalisée par analyse de variance, lorsque les variables disposaient d'un minimum de trois répétitions.

Résultats et discussion

Comparaison des stocks de carbone dans les sols et la biomasse végétale

Dans les forêts humides (Andapa, Fort-Dauphin), et dans les forêts épineuses de Fort-Dauphin, les stocks de carbone organique des sols ferrallitiques sur 0-100 cm sont supérieurs à ceux de la biomasse aérienne (fig. 4a). Les stocks de carbone de ces deux compartiments (sols et biomasse aérienne), dans les forêts humides d'Andapa et dans les forêts épineuses de Fort-Dauphin, sont très contrastés. Ceci s'explique en partie par la plus faible quantité de biomasse des forêts sèches épineuses et par l'état de dégradation plus poussée des forêts du corridor forestier de Betaolana-Andapa (HERITOKILALAINA, 2010).

Pour la profondeur de sol 0-40 cm, les stocks de carbone organique du sol sous des forêts artificielles et sous des savanes herbeuses sont plus importants que ceux de la biomasse totale (fig. 4b). L'écart est évidemment plus important dans les savanes herbacées, où la biomasse totale est en faible quantité, du fait de la nature des espèces végétales, des feux et du pâturage (RAZAFINDRAMANANA, 2006). Les forêts artificielles de *Pinus patula* ont également des stocks de carbone plus importants dans les sols que dans la biomasse végétale totale. Seuls les peuplements d'*Eucalyptus robusta* en régime de taillis ont des biomasses importantes approchant les stocks de carbone organique dans les sols sur 0-40 cm.

Comparés aux stocks de carbone organique dans la biomasse aérienne, ceux des sols (0-30 cm) restent importants (fig. 4c). Dans les cas des peuplements d'*Eucalyptus robusta*, de *Grevillea robusta* et d'*Acacia mangium* du district d'Ambalavao (région Haute-Matsiatra), du fait de leurs jeunes âges (moins de 8 ans pour notre étude) (MANOROTIANA, 2011), les stocks de carbone dans la biomasse aérienne sont relativement peu élevés. Les systèmes agroforestiers de 18 ans à base de *Gliricidia* sp., une légumineuse arbustive dont la croissance est rapide, se distinguent de ceux à base de litchi et de giroflier, âgés de 20 ans, en termes de stock de carbone dans les biomasses aériennes (RAMIANDRISOA, 2011).

Les stocks de carbone organique dans les sols des agrosystèmes des différentes régions de Madagascar sont donc nettement supérieurs à ceux de la biomasse végétale (fig. 4) et ce, quelle que soit la profondeur considérée. Ces résultats sont valables quel que soit le système étudié (forêt naturelle, forêt artificielle, savane, système agroforestier, etc.).

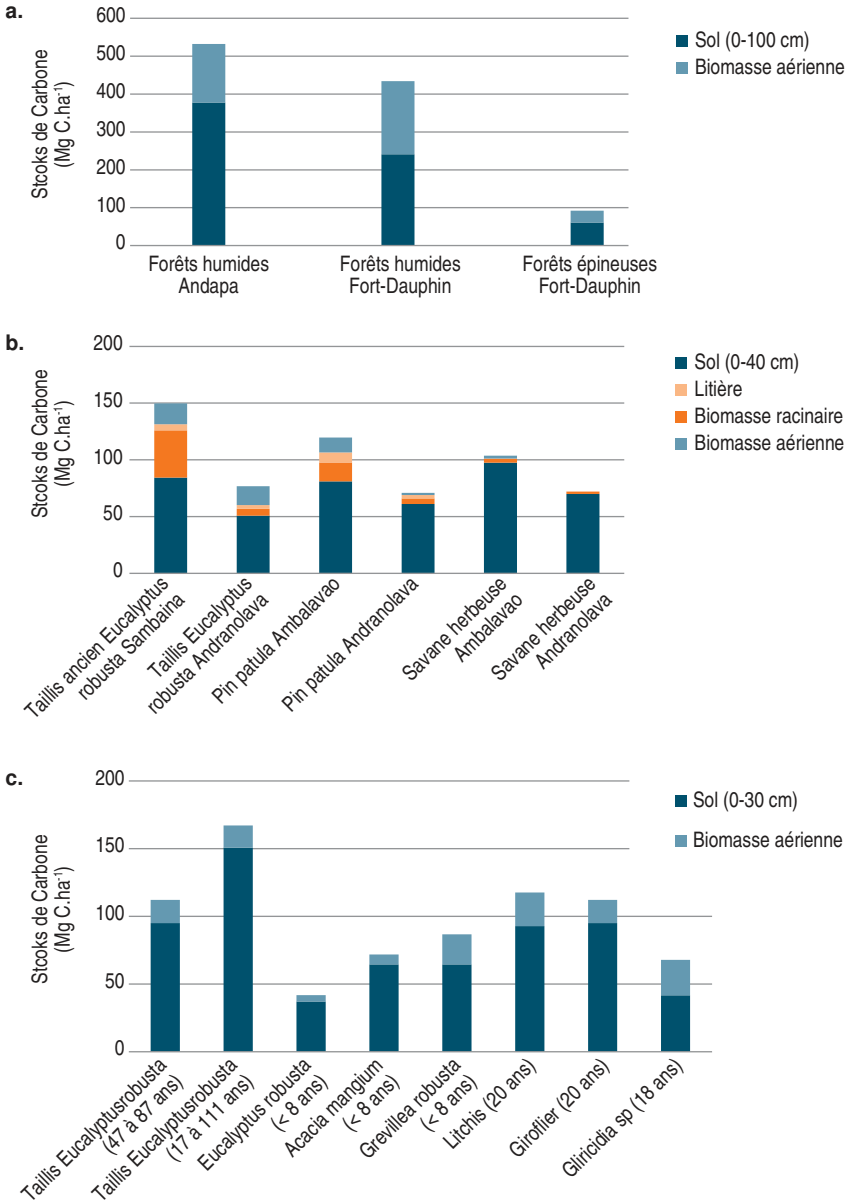


Figure 4

Stocks de carbone (Mg C.ha⁻¹) dans différents systèmes à Madagascar.

a. Couche de sol 0-100 cm et biomasse aérienne des forêts naturelles des régions du Sud.

Source : HERITOKILALAINA, 2010.

b. Couche de sol 0-40 cm et biomasse totale des forêts plantées dans les régions centrales.

Sources : RAZAFINDRAMANANA, 2006 ; RAZAFINDRAMANANA et al., 2007 ; RAZAKAMANARIVO et al., 2010.

c. Couche de sol 0-30 cm et biomasse aérienne à l'Est de l'île.

Sources : MANOROTIANA, 2011 ; RAMIANDRISOA, 2011.

Stocks de carbone par type de sol

Sur une profondeur de 0-20 cm, tous modes d'usages confondus, les stocks de carbone des sols ferrallitiques, fersiallitiques et hydromorphes sont significativement différents entre eux (p -value = 0,005 ; n = 39) (fig. 5a). Par contre, sur 0-30 cm, les stocks de carbone des sols ferrallitiques et des sols hydromorphes ne sont plus significativement différents entre eux (p -value \geq 0,05 ; n = 83). Les valeurs de stocks de COS les plus élevées sont observées pour les sols volcaniques, les sols hydromorphes et les sols ferrallitiques (76-110 Mg C.ha⁻¹). Les sols minéraux bruts, les sols fersiallitiques et les Vertisols, pourtant très argileux, sont parmi ceux ayant les valeurs de stocks de COS les plus faibles (< 40 Mg C ha⁻¹) (fig. 5ab).

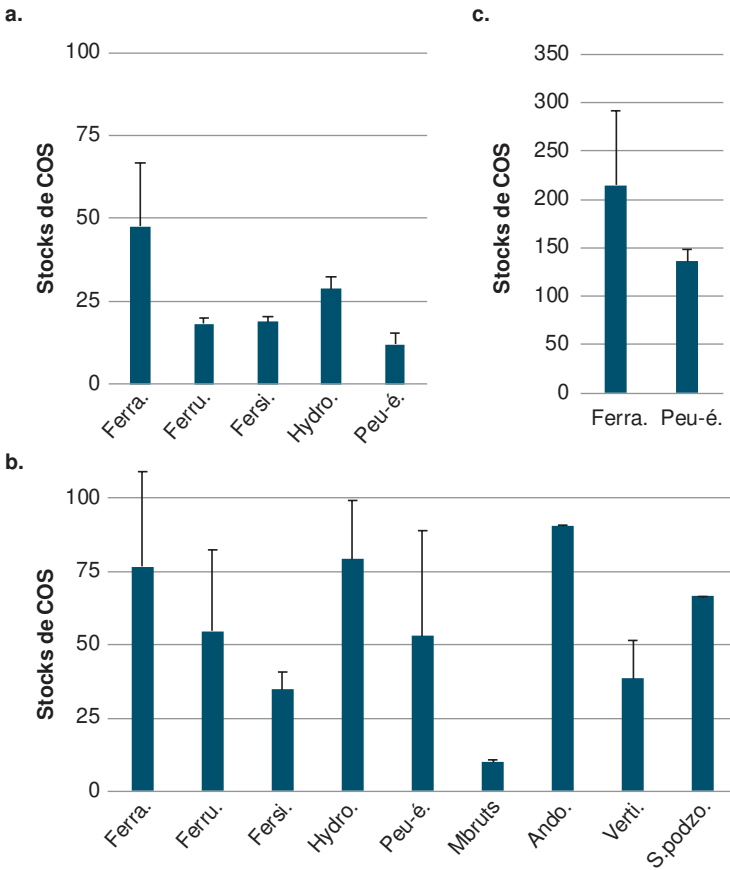


Figure 5

Stocks de COS (Mg C.ha⁻¹) selon le type de sol et la profondeur considérée.
(a) 0-20 cm ; (b) 0-30 cm ; (c) 0-100 cm.

Ferra. : ferrallitiques ; Ferru. : ferrugineux ; Fersi. : fersiallitiques ; Hydro. : hydromorphes ;
Peu-é. : peu-évolués ; Mbruits : minéraux bruts ; Ando. : Andosols ; Volca. : volcaniques ;
Verti. : Vertisols ; S.podz. : sols podzolisés.

Sources : GRINAND, 2010 ; GRINAND et al., 2009 ; RAZAKAMANARIVO et al., 2014.

De fortes variations sont, en outre, constatées pour les stocks de COS de certains types de sols, comme les sols ferrallitiques ($47,6 \pm 19,2$ Mg C.ha⁻¹ sur 0-20 cm, $76,6 \pm 32,6$ Mg C.ha⁻¹ sur 0-30 cm et $214,9 \pm 74$ Mg C.ha⁻¹ sur 0-100 cm) (fig. 5). Ces résultats suggèrent que le facteur « type de sol » ne peut expliquer à lui seul les variations des stocks de COS. L'usage du sol est parmi les facteurs ayant une influence majeure sur les stocks de carbone. En effet, au-delà du type du sol, l'usage du sol entraîne une différence d'apports en carbone qui influe beaucoup sur les stocks de COS, comme mentionné précédemment.

Par ailleurs, ces études montrent la variabilité verticale des stocks de carbone des sols ferrallitiques et des sols peu-évolués (fig. 5abc). Selon ces données, les stocks de COS à 30 cm de profondeur ne représentent que 35 à 40 % du stock de carbone sur 1 m de profondeur. On observe également une variabilité importante des stocks de carbone sur les premiers centimètres (0-20 cm) du sol par rapport au stock contenu sur 1 m de profondeur, selon les types de sols. Il est ainsi nécessaire, si les conditions le permettent, d'effectuer des études à des profondeurs de sol plus importantes (1 m) que ce qui peut être recommandé dans les lignes directrices du GIEC (2006).

Stocks de carbone du sol par mode d'usage et de gestion des terres

Tous types de sols confondus, et en considérant les premières couches de sol (0-20 ; 0-30 ou 0-40 cm de profondeur), les stocks de COS sont différents. Les éco- ou agrosystèmes ne sont pas significativement différents entre eux (respectivement, à 0-20 cm de profondeur : p-value = 0,15 ; n = 35) ; à 0-30 cm : p-value = 0,34 ; n = 80 ; et à 0-40 cm : p-value = 0,34 ; n = 23) (fig. 6 abc). Toutefois, des tendances sont observées. À 0-20 cm, les forêts humides, les forêts dégradées et les savanes présentent les stocks de COS les plus élevés ($60-80$ Mg C.ha⁻¹), tandis que les jachères ont les stocks les plus faibles (18 Mg C.ha⁻¹), les systèmes cultivés ayant des valeurs intermédiaires (fig. 6a).

Dans d'autres contextes pédologiques, ce sont les *savoka*, les jachères et les forêts humides qui, sur 0-30 cm, présentent les stocks de COS les plus élevés (de l'ordre de 110 Mg C.ha⁻¹ ; fig. 6b). Les *savoka* âgés peuvent être assimilés à des formations forestières secondaires. À ces profondeurs, les écosystèmes naturels présentent des stocks plus importants du fait des apports conséquents de carbone issus d'une importante biomasse végétale et de faibles perturbations des sols sur de longues périodes de temps.

Dans la couche de sol 0-100 cm, les forêts dégradées, les forêts humides, les jachères, les cultures conventionnelles, les cultures itinérantes et les forêts artificielles présentent des stocks de COS plus importants que les savanes, les *savoka*, les mangroves et les forêts sèches.

Toutes les données disponibles au niveau national constituent un jeu de données regroupant des points géographiquement éparpillés dans des zones pédoclimatiques contrastées et correspondant à des modes d'usage et de gestion variables, avec

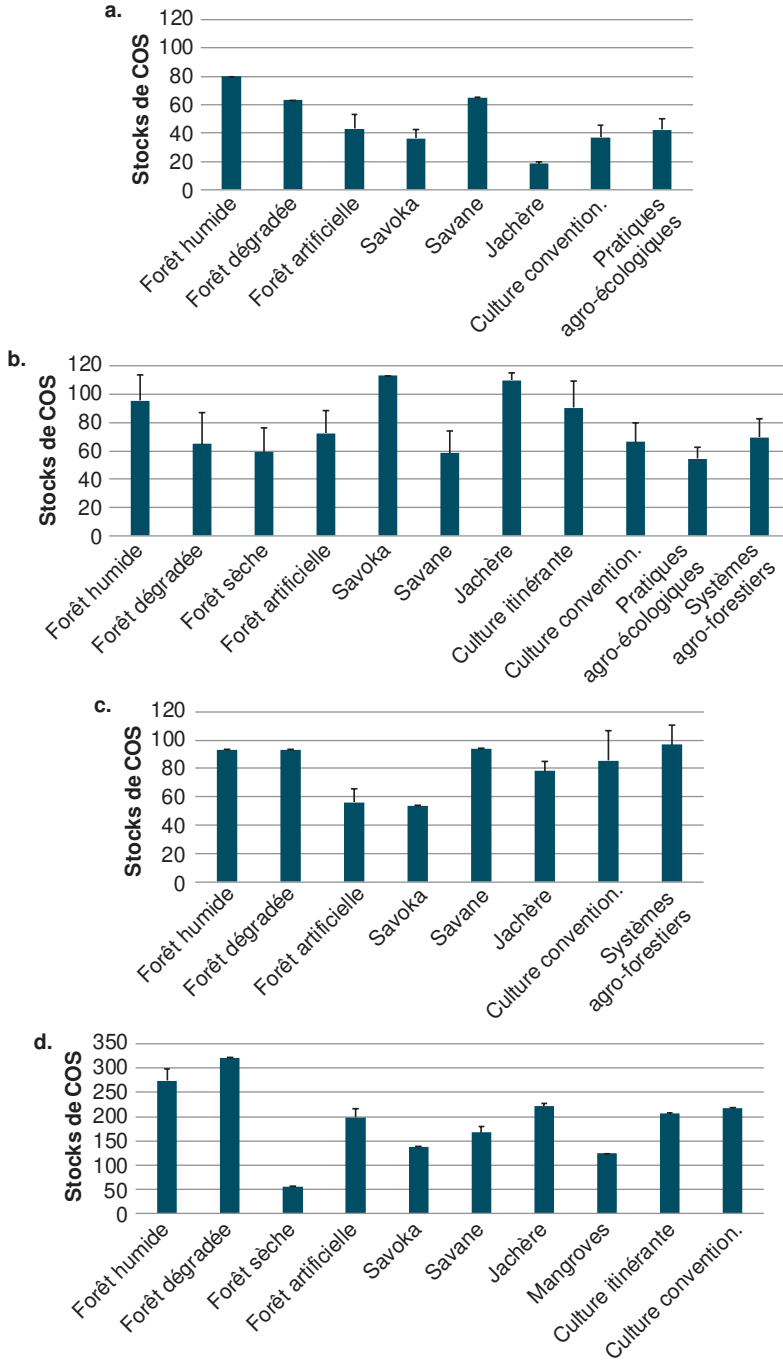


Figure 6

Stocks de COS (Mg C.ha⁻¹) selon l'usage des sols et la profondeur considérée.
 a. 0-20 cm ; b. 0-30 cm ; c. 0-40 cm ; d. 0-100 cm.

Sources citées dans RAZAKAMANARIVO et al., 2014.

diverses entrées de carbone et vitesses de décomposition des matières organiques. Il faut alors tenir compte de ces erreurs d'approximation dans le raisonnement des facteurs de contrôle des stocks de COS aux différentes échelles.

Des différences d'ordre méthodologique existent également (modes et pressions d'échantillonnage, modes d'obtention de la densité apparente des sols, profondeur de sol considérée dans le calcul des stocks). Pour être comparables, les valeurs des stocks de COS issues des diverses études auraient dû être calculées pour une masse équivalente de sol et non pour une profondeur de sol fixe (ELLERT et BETTANY, 1995). Ceci n'a cependant pas été possible, certaines études ayant déjà calculé les stocks à masse équivalente de sol contrairement à d'autres. La méthodologie peut largement affecter la significativité des effets recherchés, impliquant ainsi pour les études futures la prise en compte d'une approche standardisée à des fins de comparaisons.

Stocks de carbone du sol selon le mode d'usage et le sol

Les stocks de COS sous agrosystèmes sont plus élevés dans les sols ferrallitiques que dans les autres types de sols (tabl. 2). Les sols hydromorphes ont aussi des stocks élevés, particulièrement en surface (0-30 cm) et même sous des cultures conventionnelles. Les forêts artificielles et les forêts sèches des sols ferrugineux présentent un stock de carbone du sol assez important sur 0-30 cm. Toutefois, les stocks de carbone dans ces sols peuvent aussi être influencés par la présence de calcaire (carbone inorganique s'ajoutant au carbone organique).

Conclusion

Cette étude a permis d'inventorier les études sur le carbone du sol et des biomasses effectuées sur une dizaine d'années (2004-2015) à Madagascar. Ces études sont réparties sur le territoire national mais de façon déséquilibrée si l'on considère la typologie des sols ou leur simple localisation géographique.

Les résultats ont révélé (1) que les sols contiennent souvent plus de carbone que les biomasses végétales et (2) que les stocks de carbone organique des sols sont déterminés par différents facteurs aux effets conjugués. Il s'agit, entre autres, des facteurs climatiques, du type et de la profondeur des sols, du mode occupation des sols et de leur gestion. Ces études ont également montré qu'il est nécessaire de compléter ces résultats et d'adopter une approche standardisée afin de pouvoir tirer des conclusions plus fiables et génériques.

Tableau 2
Stocks de carbone du sol ($\text{Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}$) selon le système et le type de sol suivant différentes profondeurs.

Systèmes	Profondeurs (cm)	Types de sols					
		Ferrallitiques	Ferrugineux	Hydromorphes	Peu évolués	Fersiallitiques	Minéraux bruts
Forêts sèches	0-30	38,0	68,2 ± 36,6 (n = 5)	-	35,6	-	-
Forêts dégradées	0-30	106,1 ± 47,6 (n = 3)	33,7	87,7	48,1 ± 25,4 (n = 2)	38,2	9,1
Forêts artificielles	0-30	72,8 ± 35,1 (n = 14)	65,2 ± 17,0 (n = 2)	50,9	106,3	-	-
	0-100	250,0	-	-	147,2	-	-
Savane	0-30	77,2 ± 33,2 (n = 8)	49,4 ± 32,9 (n = 4)	80,0	40,0 ± 7,7 (n = 2)	31,4	10,6
Jachère	0-30	101,1 ± 10,1 (n = 2)	16,2	-	-	21	-
Pratiques agro-écologiques	0-20	51,2 ± 17,2 (n = 11)	20,0	31,1 ± 5,2 (n = 2)	14,6	18,0	-
	0-20	42,6 ± 20,3 (n = 12)	-	26,2 ± 2,4 (n = 2)	9,3	17,7	-
Culture conventionnelle	0-30	63,7 ± 20,6 (n = 9)	31,8	98,4	52,1	-	-

Bibliographie

ANDRIAMIHAJA M., 2011

Évaluation des stocks de C de la litière, de la biomasse hypogée et du sol suivant les modes d'utilisation des terres et la position topographique dans la région d'Ambohitantely. Mémoire de fin d'étude d'ingénieur agronome, département des Eaux et Forêts, École supérieure des sciences agronomiques, université d'Antananarivo.

ANDRIAMPIOLAZANA M., 2014

Étude de la variabilité spatio-temporelle du carbone du sol à l'échelle régionale. Cas d'Antsirabe. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

ANDRIANALY N.-A. R., 2013

Évaluation des stocks de carbone et d'azote du sol sous des pratiques agro-écologiques et conventionnelles dans le Moyen-Ouest de Vakinankaratra. Mémoire d'ingénieur, université d'Antananarivo.

BIED-CHARRETON M., BONVALLOT J., DANDROY G., DELENNE M., HUGOT B., PELTRE P., POMART E., PORTAIS M., RAISON J. P., RANDRIANARISOA J., [avec la collaboration de] PELLETIER F., 1981

Carte des conditions géographiques de la mise en valeur agricole de Madagascar. Thème 1 : potentiel des unités physiques à 1/1.000.000. 3 cartes. *Notice explicative*, n° 87, 189 p. Numéro de carte SPHAERA : 947. Bondy, France, ORSTOM.

DUPUY B., MAÎTRE H.-F., AMSALLEM I., 1999

Techniques de gestion des écosystèmes forestiers tropicaux : état de l'art. Rome, FAO, 133 p.

ELLERT B. H., BETTANY J. R., 1995.

Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75 : 529-538.

FANJANIAINA M. L., 2012

Évaluation des stocks de carbone sous rizières : comparaison des divers modes de gestion en différents contextes pédologiques – Cas de la région d'Itasy-Madagascar. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

FAO, 1981

Manuel d'inventaire forestier. *Étude FAO Forêts*. 27. Rome, FAO, 200 p.

FAO, 2003

Économie de l'agriculture de conservation. Rome, FAO, 63 p. www.fao.org/3/Y2781F/Y2781F00.htm

FAO, 2018

Les 10 éléments de l'agro-écologie. Guider la transition vers des systèmes alimentaires et agricoles durables. Rome, FAO. Téléchargeable : www.fao.org/3/i9037fr/i9037fr.pdf

GIEC, 2006

Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Préparé par le Programme pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K. (éd.). IGES, Japon.

GIEC, 2007

Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale, Pachauri, R. K. et Reisinger, A. (publié sous la direction de~)]. Genève, Suisse, GIEC, 103 p.

GRINAND C., 2010

Développement d'une méthode de spatialisation des stocks de carbone dans le sol à l'échelle régionale – Application à un projet REDD à Madagascar. Mémoire de magistère, AgroParisTech, Montpellier SupAgro, France.

GRINAND C., RAJAONARIVO A., BERNOUX M., PAJOT V., BROSSARD M., RAZAFIMBELO T. M., ALBRECHT A., LE MARTRET H., 2009

Estimation des stocks de carbone dans les sols de Madagascar. *Étude et Gestion des Sols*, 16 (1) : 23-33.

HERITOKILALAINA A., 2010

Évaluation des stocks de carbone de la biomasse végétale et du sol de la forêt du Nord-Est de Madagascar, suivant le niveau de dégradation – Cas du corridor forestier de Betaolana Andapa. Mémoire d'ingénieur, université d'Antananarivo.

HOOGMOED W. B., KLAIJ M. C., 1997

Le travail du sol pour une agriculture durable. Rome, FAO, www.fao.org/3/w7304f/w7304f00.htm

MANOROTIANA M. I., 2011

Évaluation du potentiel de stockage de carbone d'un projet de reboisement à Ambalavao – Fianarantsoa. Mémoire de master, UPMC, Paris.

RABENARIVO M., CHAPUIS-LARDY L., BRUNET D., CHOTTE J.-L., RABEHARISOA L., BARTHÈS B. G., 2013

Comparing near and mid-infrared reflectance spectroscopy for determining properties of Malagasy soils, using global or local calibration. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 21 (6) : 495-509.

RAHARIMALALA N. D., 2013

Évaluation des stocks de carbone et de phosphore total dans différents types de sols à Madagascar. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

RAJOELINA J. B., 2012

Étude du stock de carbone organique du sol sous mangrove de Maintirano. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo, 58 p.

RAKOTONARIVO O. S., 2009

Étude de l'effet du modelé et de la position topographique sur les stocks de carbone de la biomasse végétale et du sol des taillis d'Eucalyptus robusta des Hautes Terres centrales malgaches. Cas de Sambaina Manjakandriana. Mémoire d'ingénieur, université d'Antananarivo.

RAKOTONARIVO O. S., 2010

Les stocks de carbone de la biomasse aérienne et du sol selon la distribution altitudinale et le mode d'usage des terres en climat tropical humide et semi-aride. Cas de la région de Tolagnaro Madagascar. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

RAMBOATIANA N., 2014

Modélisation des émissions de CO₂ des sols après déforestation : estimations à l'échelle d'un paysage. Cas du paysage forestier de Beampingaratsy, Région Anosy. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

RAMIANDRISOA A. S., 2011

Quantification du stock de carbone dans les systèmes agroforestiers en vue d'une simulation de projet de financement de crédits carbone : cas de la région Analanjirofo et Atsinanana. Mémoire d'ingénieur, université d'Antananarivo.

RAMIFEHIARIVO N., 2014

Évaluation des stocks de carbone du sol après déforestation – Cas de Moramanga. Mémoire d'ingénieur, université d'Antananarivo.

RANDEVOSON F., 2012

Exploration de la voie oxalate-carbonate de calcium pour la séquestration de carbone dans le sol à Madagascar. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

RANDRIANARISOA J., 2014

Étude de la dynamique du carbone du sol post-déforestation dans la région du Centre-Est de Madagascar. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

RAZAFIMBELO T.M., 2005

Stockage et protection du carbone dans un sol ferrallitique sous systèmes en semis direct avec couverture végétale des Hautes Terres malgaches. Thèse de doctorat, École nationale supérieure agronomique de Montpellier, France.

RAZAFIMBELO T. M., ALBRECHT A., FELLER C., RAVELOJAONA H., MOUSSA N., RAZANAMPARANY C., RAKOTOARINIVO C., RAZAFINTSALAMA H., MICHELLON R., NAUDIN K., RABEHARISOA L., 2010

Stockage de carbone dans les sols sous systèmes de culture en semis direct sous couvert végétal (SCV) dans différents contextes pédoclimatiques à Madagascar. *Étude et Gestion des Sols*, 17 (2) : 143-158.

RAZAFIMHATRATRA M., 2006

Évaluation des stocks de carbone du sol sous différents modes d'usages des terres dans le corridor forestier de Vohimana-District de Moramanga (Madagascar). Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

RAZAFIMAHATRATRA M., 2011

Sols malgaches et spectroscopie dans le moyen infra-rouge : classification, caractérisation et sensibilité au climat. Thèse de doctorat, université d'Antananarivo.

RAZAFINDRAMANANA N., SERPANTIÉ G., CARRIÈRE S., RAZAFINDRAKOTO M. A., BLANCHART E., ALBRECHT A., 2007

« Afforestation en lisière du corridor de Fianarantsoa (Madagascar) : un puits de carbone potentiel. » In Serpantié G., Rasolofoharino, Carrière S. (éd.) : *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation*, Marseille, IRD, CITES : 205-212.

RAZAFINDRAMANANA N. C., 2006

Afforestation et stockage de carbone en lisière ouest du corridor forestier de Fianarantsoa (Madagascar). Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

RAZAKAMANARIVO R. H., 2009

Potentialités de stockage de carbone dans le système plante-sol des plantations d'eucalyptus des Hautes Terres malgaches. Thèse de Doctorat, université d'Antananarivo & Montpellier SupAgro.

RAZAKAMANARIVO H.,

RAZAFINDRAKOTO M. A., ALBRECHT, 2010

Fonction puits de carbone des taillis d'eucalyptus à Madagascar. *Bois et Forêts des Tropiques*, 305 : 5-19.
DOI : 10.19182/bft2010.305.a20438.

RAZAKAMANARIVO R. H., ANDRIANIRINA C.,

RANDRIAMBOAVONJY J. C., 2014

Aperçu sur l'importance des stocks de carbone des sols forestiers à Madagascar. *Madamines*, 6.
http://madarevues.recherches.gov.mg/IMG/pdf/Madamines6_1_.pdf.

RAZAKAVOLOLONA A., 2007

Évaluation du stock de carbone dans les différents compartiments de la biomasse végétale et dans le sol sur une chronoséquence de plantation d'eucalyptus sur les Hautes Terres de Madagascar. Cas de Sambaina-Manjakandriana. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

RAZANAKOTO O. R., 2008

Potentialités de la pratique agroforestière du type verger potager d'Ambohijafy pour accéder au marché international du Carbone. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

SANEHO H. G., 2014

Évaluation du stock de carbone organique du sol sous l'effet de changement d'usage des terres dans l'écocorégion Est de Madagascar. Mémoire de master 2, université de Toamasina.

SEBILLOTTE M., 1991

« La jachère. Éléments pour une théorie ». In ORSTOM (éd.) : *À travers champs, agronomes et géographes*, Paris, ORSTOM : 161-229.

VÄGEN T.-G., DAVEY F. A.,

SHEPHERD K. D., 2012

« Land health surveillance: mapping soil carbon in kenyan rangelands ». In Nair P. K. R., Garrity D. (éd.) : *Agroforestry-The future of global land use*. Dordrecht, Springer Netherlands : 455-462.

WALKLEY A. J., BLACK I. A., 1934

Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37 : 29-38.

ZAFINDRABENJA A. A., 2014

Analyse comparative des méthodes de prélèvements pédologiques pour la comptabilisation du stock de carbone organique du sol dans le cadre de la R.E.D.D à Madagascar : cas de la région Didy. Mémoire de DEA, université d'Antananarivo.

Dynamique de stockage du carbone dans les sols du Sénégal

Acquis de la recherche et perspectives

Yacine BADIANE NDOUR, Saïdou N. SALL,
Macoumba LOUM, Adama DIOUF,
Abdoulaye WÉLÉ, Ousmane NDIAYE,
Dominique MASSE, Lydie CHAPUIS-LARDY

Introduction

Au Sénégal, la dynamique de stockage du carbone dans les sols est souvent estimée par des approches de modélisation (TSCHAKERT *et al.*, 2004 ; PARTON *et al.*, 2004 ; WOOMER *et al.*, 2004 ; LUFABA *et al.*, 2008 ; STOOBVOGEL *et al.*, 2009 ; DIÈYE *et al.*, 2012 ; TOURÉ *et al.*, 2013 ; LOUM *et al.*, 2014). Quelques études expérimentales ont également été réalisées (ELBERLING *et al.*, 2003 ; MANLAY *et al.*, 2002 ; MASSE *et al.*, 2004). La teneur des sols en carbone est généralement faible, de moins de 5 à 20 g C.kg⁻¹ de sol (KHOUMA, 2002). Cependant, les changements de pratiques agricoles constituent un moyen potentiel d'accroître les stocks de carbone dans les sols, principalement au travers la restauration des terres agricoles dégradées (FAO, 2002) et l'amélioration des pratiques agricoles actuelles. La jachère de courte durée n'est pas toujours un moyen efficace de maintenir la qualité du sol (MASSE, 2007 ; NDOUR *et al.*, 2008) et les zones rurales du Sénégal sont affectées par une réduction de la fertilité des sols (PIERI, 1989). Dans ce contexte, il est nécessaire de modifier les pratiques agricoles. Une quantification détaillée des variations temporelles et spatiales de la dynamique du carbone peut orienter ces pratiques agricoles en vue d'améliorer la durabilité des stocks de carbone et de la qualité des sols.

Cette étude a pour objectif de passer en revue les travaux, réalisés au cours des deux dernières décennies, sur la dynamique des stocks de carbone des sols

(2000-2016). Il s'agit de fournir un résumé de l'état actuel des connaissances et de déterminer les principaux défis dans la définition des potentiels de stockage de carbone des sols agricoles au Sénégal.

Potentiel de stockage du carbone des sols agricoles

Activités agricoles et sols dominants des différentes zones écogéographiques

Les systèmes agricoles au Sénégal se situent dans la zone semi-aride où les précipitations sont faibles, variant de 200 à 800 mm, et plus importantes au sud où les pluies peuvent atteindre 1 200 mm (fig. 1). Les travaux de l'Office de la recherche scientifique et technique outre-mer (ORSTOM¹) durant les années 1960 (MAIGNIEN, 1965 ; CHARREAU et FAUCK, 1965) et du Earth Resources Observation System Data Center (EROS Data Center), entre 1985 et 1992, ont permis d'élaborer des cartes d'organisation des principaux types de sols à l'échelle du territoire sénégalais (fig. 2). Les types de sols dominants (CPCS, 1967) sont ici appréhendés par zone écogéographique (littoral, vallée du fleuve Sénégal, Ferlo, bassin arachidier, Sénégal oriental et Casamance ; fig. 1). Des classifications à moyenne échelle ont toutefois été réalisées dans la plupart des régions du Sénégal (cartothèque de l'Institut de recherche pour le développement, IRD²).

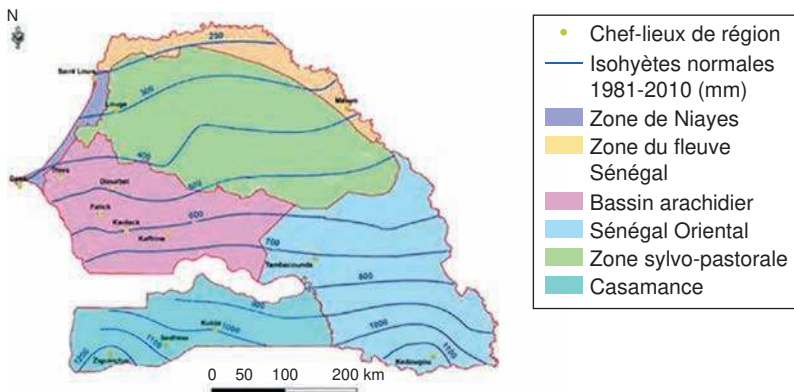


Figure 1

Localisation des zones écogéographiques et variabilité annuelle des précipitations au cours des trois dernières décennies à l'échelle nationale (1981-2010).

Source : CSE-ANAT-ANACIM.

¹ Ex-IRD (Institut de recherche pour le développement)

² <http://sphaera.cartographie.ird.fr>

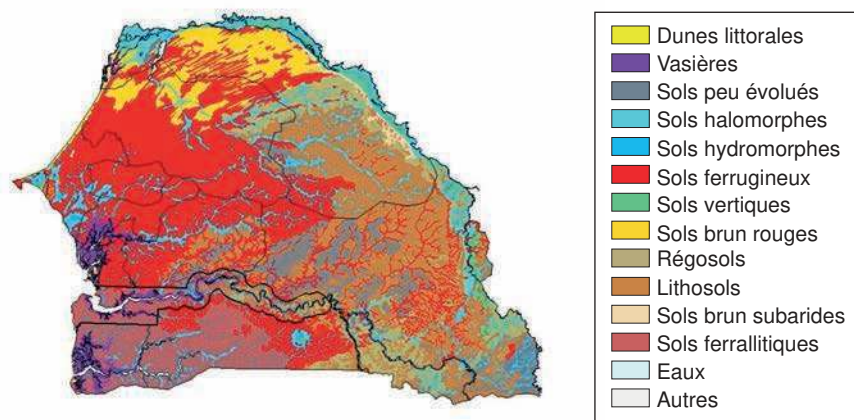


Figure 2
 Carte des sols du Sénégal.
 Source : EROS Data Center, 1985-1992.

Le littoral

Le système de production agricole sur la bande littorale dite des Niayes est dominé par les cultures maraîchères et horticoles permises par la proximité de la nappe phréatique. Les sols ferrugineux tropicaux peu lessivés occupent 70 % des surfaces de la région des Niayes. Des sols halomorphes, caractérisés par leur salinité et/ou alcalinité, sont situés aux environs des lagunes côtières barrées par les cordons dunaires et des sols hydromorphes occupent les dépressions.

La vallée du fleuve

Les productions agricoles sont dominées dans la vallée du fleuve Sénégal par la riziculture irriguée, la culture de la canne à sucre et le maraîchage. Les systèmes d'irrigation s'effectuent avec des stations de pompage et des réseaux différentiels (primaires, secondaires et tertiaires) qui permettent le prélèvement des eaux du fleuve et leur écoulement vers les périmètres agricoles. Les principales unités pédologiques sont constituées de sols hydromorphes et halomorphes.

Le Ferlo

Le Ferlo est une zone écogéographique à vocation pastorale. La transhumance à grande échelle, avec des mouvements pendulaires de la zone sylvopastorale du Ferlo vers les autres zones écogéographiques (bassin arachidier et Sénégal oriental), est la principale caractéristique de ce système de production. Les sources d'apports de carbone proviennent de la végétation naturelle et des déjections animales issues du pastoralisme. Les sols dominants sont de type brun rouge subaride.

Le bassin arachidier

Dans le bassin arachidier, le système de production est largement dominé par l'agriculture pluviale. L'arachide, le mil, le maïs et le niébé sont les principales espèces végétales cultivées. L'arachide est une culture de rente et demeure la principale source de revenus des populations locales. Les cultures de céréales (mil et maïs) sont destinées à l'autoconsommation. La production végétale repose principalement sur la rotation de ces cultures avec la jachère. L'élevage sédentaire est parfois associé aux productions végétales. Les sols sont généralement de type ferrugineux tropical lessivé ou peu lessivé (CPCS, 1967) et se caractérisent par une texture fortement sableuse (90 %). Des sols sablo-argileux sont localisés dans les dépressions.

Le Sénégal oriental

Dans la région du Sénégal oriental, l'exploitation minière du sous-sol est une activité socio-économique de premier plan. Le système de production agricole reposant en grande partie sur la culture cotonnière est faiblement représenté. La superficie occupée par des sols non cultivables à l'échelle de la région est estimée à 69 % (BOULET, 2000). La couverture pédologique est dominée par des sols sur matériaux gravillonnaires marquée par une forte hétérogénéité (KHOUMA, 2002). Les types de sols présentant une très bonne aptitude culturale sont faiblement représentés, respectivement de 3 %, 39 % et 33 % pour les départements de Tamba, Kédougou et Bakel.

La Casamance

La riziculture pluviale et les cultures horticoles occupent une bonne place dans la vie socio-économique des populations de la région de Casamance. Comparées aux régions plus septentrionales ou intérieures du pays, les précipitations y sont relativement élevées, atteignant parfois 1 200 mm.an⁻¹. Les sols sont en général de type ferrallitique (faiblement ou moyennement désaturés selon les endroits).

État des stocks de carbone des sols

L'hétérogénéité de la répartition pluviométrique et sa forte variabilité au cours de ces dernières années dans certaines zones du pays, sont à l'origine de fortes variations de biomasses végétales aériennes et souterraines (racines) (FAO, 2004). Il en résulte des faibles teneurs en carbone organique dans les sols (COS). Dans ces différentes zones écogéographiques, les propriétés intrinsèques des sols peuvent également avoir un effet majeur sur leurs stocks de carbone et sur leur potentiel de séquestration. La faible teneur en COS de l'intérieur du Sénégal est en partie due à la texture sableuse des sols formés à partir du grès terminal continental (NDOUR *et al.*, 2001). La teneur en COS des zones alluviales présentant des dépôts de terrasse fluvio-deltaïques et fossilifères est généralement plus élevée, car la fraction fine (argile + limon) y est plus élevée et peut atteindre 50 % (SY, 2008). Les restitutions de matière organique dans les sols sont

également insuffisantes car les résidus de culture sont souvent utilisés pour l'alimentation du bétail (BADIANE *et al.*, 2002).

Dans les sols de la moyenne vallée du fleuve Sénégal (nord de Kassak), les stocks de carbone sont de l'ordre de 4 Mg C.ha⁻¹ dans l'horizon 0-12 cm (tabl. 1). Les stocks de COS du Ferlo sont de l'ordre de 2 Mg C.ha⁻¹ dans la couche superficielle (0-5 cm) ; les sources d'apports de carbone proviennent de la végétation naturelle et des déjections animales issues du pastoralisme. Dans la couche 0-20 cm des sols du bassin arachidier, le stock sous des cultures annuelles varie de 6,2 à 11,3 Mg C.ha⁻¹ selon l'étude, la culture et la zone considérée. Dans les sols de Casamance, pour la même couche de sol considérée (0-20 cm), le stock de COS de 12,2 Mg C.ha⁻¹ sous culture peut atteindre 15,9 Mg C.ha⁻¹ en moyenne sous jachère.

Tableau 1
Les stocks de carbone du sol estimés à partir des données bibliographiques.

Zones écogéographiques	Modes d'usage	Stocks de COS (Mg C.ha ⁻¹)	Couches de sol (cm)	Sources
Bassin arachidier	Cultures annuelles (arachide + mil)	8,9	0-25	LOUM <i>et al.</i> , 2014
	Forêts	11,1		
	Cultures annuelles (arachide, mil, sorgho)	11,3	0-20	TSCHAKERT <i>et al.</i> , 2004
	Cultures annuelles (arachide + mil)	6,2	0-20	KHOUMA, 2002
Casamance	Cultures	12,2	0-20	MANLAY <i>et al.</i> , 2002
	Jachères	15,9		
Ferlo	Steppes herbacées	2,0	0-5	ELBERLING <i>et al.</i> , 2003
Vallée du fleuve Sénégal	Riziculture dans des sols hydromorphes	4,7	0-12	KHOUMA, 2002
	Sols halomorphes	3,9		

Les entrées de carbone des parcelles en jachère peuvent être faibles lorsque la régénération naturelle de la végétation est pâturée pendant la saison sèche. La biomasse racinaire constitue alors l'unique source d'apport de carbone dans les sols lorsque la jachère dure plus de deux ans. En quatre années de jachère, MASSE *et al.* (2004) ont observé une diminution des stocks de COS de 1,3 et 0,1 Mg C.ha⁻¹ respectivement dans le sud du bassin arachidier (Sonkorong) et en Casamance (Saré Yorouba). Les parcelles de jachère ont de forts potentiels de stockage de carbone lorsqu'elles sont remises en culture grâce à l'importance de leur biomasse racinaire et de la litière qui s'y trouve. Ces deux compartiments issus de la biomasse végétale constituent les principales sources de carbone.

Prédiction des stocks de carbone au Sénégal

Les modèles Century et RothC ont été les plus fréquemment utilisés pour prédire la dynamique du carbone des sols au Sénégal selon différents scénarios agronomiques et de changement climatique (FARAGE *et al.*, 2007). Le modèle Century est le plus complet car, outre le carbone du sol, il permet de prédire la teneur du carbone de la biomasse végétale, les rendements des cultures ainsi que d'autres propriétés du sol telles que les teneurs en azote ou en phosphore. Cependant, le modèle RothC est plus facile à utiliser avec moins de variables d'entrée. TSCHAKERT *et al.*, (2004) ont appliqué le modèle Century aux agro-systèmes sénégalais du bassin arachidier. Parmi les 25 scénarios de mode d'utilisation agricole des sols répertoriés par ces auteurs, 16 entraînent une réduction des stocks de COS entre 2002 et 2050. La rotation continue des cultures (arachide + mil) sans apport externe de carbone entraîne la plus forte diminution des stocks de carbone (tabl. 2). L'agroforesterie à base de *Faidherbia albida* a généré la plus forte augmentation des stocks de COS (+11 Mg C.ha⁻¹ entre 2002 et 2050, soit 0,28 Mg C.ha⁻¹.an⁻¹).

Tableau 2
Évolution des stocks de carbone organique des sols simulés avec le modèle Century (2002-2050) en fonction des systèmes de culture.

Rotations de cultures	Description	Variation des stocks de COS (Mg C.ha ⁻¹)
Arachide/Mil	2 ans de culture de mil / 1 an d'arachide.	- 3,9
Culture/Jachère	4 ans de culture / 3 ans de jachère.	- 1,4
Culture de rotation/ Jachère	Amendements : 2 Mg de matière sèche (MS).ha ⁻¹ de compost pour un champ de mil. 4 Mg MS.ha ⁻¹ de compost et 1,8 Mg MS.ha ⁻¹ de fumier pour un champ d'arachide.	+ 0,3
Agroforesterie	Plantation de <i>Faidherbia albida</i> avec une densité de 250 à 300 arbres.ha ⁻¹ et réduction du brûlis.	+ 11,1

Source : TSCHAKERT *et al.*, 2004.

Le modèle RothC, appliqué dans le bassin arachidier a montré que la rotation arachide-mil entraîne la réduction la plus importante des stocks de COS (LOUM *et al.*, 2014 ; tabl. 3). Avec un scénario sans changement climatique, les stocks de COS (couche 0-25 cm) sont passés de 8,1 Mg C.ha⁻¹ en 2009 à 3,3 Mg C.ha⁻¹ en 2050 soit une perte de 4,8 Mg C.ha⁻¹ sur la période (tabl. 3). Cette perte de carbone reste du même ordre de grandeur lors des simulations avec un scénario de changement climatique. Le scénario « agroforesterie à base de *Faidherbia albida* » devrait augmenter les stocks de COS d'environ 12 Mg C.ha⁻¹ entre 2009 et 2050, quel que soit le scénario climatique.

Tableau 3

Simulation de l'évolution des stocks de carbone organique du sol avec le modèle RothC (2009-2050) en fonction des rotations culturales annuelles et selon divers scénarios de changement climatique.

Rotations culturales	Évolution des stocks de COS (Mg C.ha ⁻¹)		
	Scénarios de changement climatique		
	Aucun	Faible	Fort
Arachide-mil en présence d' <i>Acacia senegal</i>	+ 1,22	+ 0,60	+ 0,97
Arachide-mil en présence de <i>Faidherbia albida</i>	+ 12,41	+ 11,74	+ 11,93
Arachide-mil	- 4,83	- 4,93	- 5,09
Arachide-mil-jachère	- 4,63	- 4,88	- 4,72
Mil-arachide-jachère	- 2,32	- 2,48	- 1,78
Arachide-mil-jachère-jachère-jachère	- 3,34	- 3,47	- 3,48

Source : LOUM *et al.*, 2014.

Les modèles couplés comme GEFSOC (*Global Environmental Facility for Soil Carbon Sequestration*) et GEMS (*General Ensemble Biogeochemical Modeling System* (basés sur Century) ont été testés au Sénégal pour prévoir la dynamique temporelle et spatiale du COS. Cependant, ces modèles ont été calibrés avec peu de données expérimentales de terrain. Les variables d'entrée ont été principalement collectées dans la bibliographie.

Le modèle GEFSOC a été testé au Sénégal par BELLASSEN *et al.* (2010) pour évaluer la dimension spatiale et socio-économique du stockage du carbone en prenant en compte quatre scénarios agronomiques différents selon leur degré d'intensification (données non présentées). À l'échelle du Sénégal, la modélisation a montré que les variations de stocks de COS simulées étaient parfois négatives avec le scénario d'intensification maximale. Les stocks de carbone les plus faibles ont été enregistrés dans la région de Saint-Louis où la configuration du modèle ne tenait pas compte des sols des rizières. Les sols ayant les stocks de COS les plus importants se trouvaient en Casamance avec 15,6 et 12,7 Mg C.ha⁻¹ respectivement dans les régions de Ziguinchor et Kolda. Pour le scénario d'intensification élevée, les stocks de carbone étaient généralement faibles quelle que soit la région.

Dans la région de Vélingara, LIU *et al.* (2004) ont quantifié la dynamique du stock de carbone à l'aide du modèle GEMS. En 2000, le stock moyen de COS comprenant divers modes d'utilisation des sols (parcelles cultivées, parcelles en jachère, zones forestières, savanes et reboisements) était estimé à 28 Mg C.ha⁻¹ dans la couche 0-40 cm. En 2100, le modèle prévoyait une diminution des stocks variant entre 3,3 et 6,9 Mg C.ha⁻¹. DIÈYE *et al.*, (2012) ont également appliqué le modèle GEMS au nord du Sénégal. Les stocks de COS moyens estimés (0-20 cm) variaient entre 4,8 Mg C.ha⁻¹ dans les sols nus et 15 Mg C.ha⁻¹ dans les sols des systèmes de culture irrigués.

Facteurs déterminant le stockage du carbone des sols

Différents travaux (ELBERLING *et al.*, 2003 ; TOURÉ *et al.*, 2013 ; TSCHAKERT *et al.*, 2004) ont montré que les propriétés physiques du sol, les facteurs anthropiques liés au défrichement et aux pratiques sur brûlis, sont les déterminants du déstockage de carbone des sols du Sénégal.

Les propriétés physiques du sol

La texture est un déterminant des stocks de carbone du sol. Les travaux réalisés par LOUM (2012) et TOURÉ *et al.* (2013), dans la zone du bassin arachidier du Sénégal, montrent une forte corrélation entre les teneurs, ou les stocks, en carbone organique et la teneur en argile ou de la fraction fine (argile+limon).

Les stocks de COS, ainsi que la texture, varient également avec la profondeur du sol. Les différentes études faites au Sénégal sur les stocks de COS ont considéré différentes profondeurs (tabl. 1). Les stocks moyens de carbone dans les agrosystèmes de Khelcom ont été calculés pour 0-25 cm. Dans le département de Bambey, les stocks de COS ont été calculés pour 0-20 cm (TSCHAKERT *et al.*, 2004). ELBERLING *et al.* (2003) ont calculé les stocks de COS pour 0-100 cm. Bien que les horizons superficiels soient ceux qui reçoivent les apports de matière organique, ce sont aussi ceux qui subissent, dans les agrosystèmes sénégalais, les différentes formes d'érosion (éolienne et hydrique). Les écarts dans la profondeur considérée rendent alors difficiles les comparaisons des stocks de COS d'une région à l'autre.

Les facteurs anthropiques

Le défrichement, la déforestation ou les feux de brousse sont divers facteurs d'émission de CO₂ qui caractérisent les systèmes de production agricoles du Sénégal.

Défrichement avant mise en culture et travail du sol

Au Sénégal, le défrichement est une pratique culturale marquant le début du calendrier saisonnier de l'agriculture pluviale. Il intervient au cours des mois de mai et juin. Les résidus des cultures (racines de mil, maïs, sorgho, etc.) et les débris végétaux laissés à la surface du sol sont nettoyés afin de permettre un bon déroulement des opérations de semis et sarclage. Les repousses des espèces arbustives, notamment de *Guiera senegalensis*, *Combretum glutinosum* et *Balanites aegyptiaca*, sont aussi recépées (LUFABA *et al.*, 2008). Le défrichement réduit considérablement les entrées de matière organique et le stockage de carbone dans le sol des parcelles cultivées. En effet, la biomasse végétale est entassée, puis exportée pour l'alimentation du bétail ou pour un usage domestique, voire même brûlée. Une agriculture extensive dans laquelle les résidus de culture sont exportés ou brûlés réduit les possibilités de reconstitution des stocks de COS (STOORVOGEL

et al., 2009). Par ailleurs, les exploitations familiales utilisent des outils traditionnels pour le travail du sol. Le labour et le sarclage à la houe ou par traction animale sont principalement utilisés pour le désherbage des adventices dans les parcelles agricoles (VALL *et al.*, 2004). Ces techniques culturales ont en général des conséquences néfastes sur le bilan organique des terres. Elles provoquent l'émission des sols lorsqu'elles sont mal exécutées ou appliquées de façon tardive (BADIANE *et al.*, 2002).

Déforestation

La transformation des parcours pastoraux et des aires protégées en terres de culture est une caractéristique de la dynamique des espaces ruraux du Sénégal. L'agriculture extensive s'est propagée en 1840 du fait de l'introduction de la culture de l'arachide par le pouvoir colonial (MBOU *et al.*, 2008).

Les agrosystèmes installés à Khelcom, dans la réserve forestière de Mbégué, sont l'exemple le plus récent de déforestation pour le développement des zones rurales au Sénégal. La localité de Khelcom était une aire protégée de 100 000 ha connue sous le nom de forêt de Mbégué. De 1992 à 2010, 50 000 ha de la réserve ont été transformés en terres agricoles (LOUM, 2012). En 2009, les stocks moyens de COS (0-25 cm) étaient de 14,8 Mg C.ha⁻¹ dans la zone sous forêts et de 8,1 Mg C.ha⁻¹ dans la zone mise en culture (LOUM, 2012). En Casamance, la superficie des zones forestières a diminué de 22 % entre 1973 et 1999 dans la zone de Vélingara au profit d'espaces agricoles dont la superficie a augmenté de 15 % (LIU *et al.*, 2004). La collecte du bois de chauffe et la fabrication du charbon de bois sont les principales causes de déforestation dans cette région.

Feux de brousse

Les feux de brousse, déclenchés par l'homme, compromettent fortement la durabilité environnementale des agrosystèmes au Sénégal. Le climat est tel que la végétation disparaît considérablement pendant la saison sèche (LIU *et al.*, 2004), offrant ainsi des conditions idéales pour la propagation des feux. Certains feux de brousse sont causés involontairement par des pasteurs ou des forestiers. Cependant, certains agriculteurs du bassin arachidier les utilisent pour défricher les parcelles agricoles. Ces feux, non maîtrisés, conduisent parfois à de vastes feux de brousse. En 2003, les superficies brûlées ont été estimées à 740 000 ha contre 180 000 ha en 1997 (CSE, 2003).

Améliorer le stockage du carbone dans les sols du Sénégal

Dans les systèmes traditionnels de rotations annuelles cultures-jachères, les durées de mise en jachère se réduisent. Ces systèmes parviennent rarement à

maintenir les stocks de COS (BADIANE *et al.*, 2002). Cependant, les stocks de COS peuvent être augmentés par des systèmes agroforestiers ou par des systèmes intégrés associant cultures et élevage.

Les jachères améliorées

La culture continue réduit les stocks de carbone des sols en raison de pratiques agricoles extensives (défrichement, pâturage, brûlis, exportation des résidus de récolte, faibles apports de matière organique). Les jachères sont destinées à reconstituer le capital physique et chimique des sols grâce à l'apport de matière organique provenant de la régénération naturelle de la végétation (MASSE *et al.*, 2004). En saison sèche, les paysages sahéliens sont souvent constitués de sols nus avec une distribution éparse d'espèces ligneuses. En saison des pluies, le tapis herbacé constitué d'espèces graminéennes (*Cenchrus biflorus*, *Schoenefeldia gracilis*, etc.) et de rares espèces pérennes (*Andropogon gayanus*) se régénère naturellement dans les parcelles agricoles et dans les parcours pastoraux (BREMANN et KESSLER, 1995). Des espèces ligneuses de la famille des Combrétacées (*Guiera senegalensis*, *Combretum glutinosum*) et de celle des Mimosacées (*Acacia raddiana*, *Faidherbia albida*) sont aussi concernées par ces cycles de régénération annuelle. Cette résilience de la végétation naturelle spontanée constitue un facteur potentiel de stockage du carbone dans les sols ; celle-ci peut être valorisée par des techniques appropriées de gestion des biomasses naturellement produites.

Cependant, des recherches ont montré que les jachères simples sans enfouissement des résidus n'augmentent pas les stocks de COS et les modèles ont même prédit de faibles pertes d'environ $0,05 \text{ Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (TSCHAKERT *et al.*, 2004). Les parcelles mises en jachère doivent donc être retravaillées à des fins de conservation de la qualité des sols. L'enfouissement des résidus végétaux dans le sol est pratiqué en substitution du brûlis et doit être renforcé par l'introduction de graminées vivaces. *Andropogon gayanus* par exemple, avec son importante biomasse végétale (ACHARD *et al.*, 2001 ; NDOUR *et al.*, 2001), peut renforcer la contribution des jachères au stockage du carbone dans les sols.

L'agroforesterie

Les arbres et les arbustes utilisés dans les systèmes agroforestiers sont en mesure d'accroître les stocks de COS grâce aux apports de biomasse aérienne et racinaire. Les modèles Century et RothC prévoient que l'agroforesterie à base de *Faidherbia albida* dans le bassin arachidier entraînerait une augmentation moyenne de $0,30 \text{ Mg C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ d'ici 2050 (TSCHAKERT *et al.*, 2004 ; LOUM *et al.*, 2014). La plantation d'arbres et la présence d'arbustes natifs protègent le sol de l'érosion hydrique et éolienne, et facilitent la remontée d'eau des horizons profonds des sols vers la surface par un phénomène d'ascenseur hydrique (par exemple KIZITO *et al.*, 2012).

La plupart des espèces d'arbres ou d'arbustes utilisées en agroforesterie contribuent aussi à la performance des systèmes de production animale et aident

à diversifier les sources de revenus des populations rurales. Par exemple, l'agroforesterie à base de *F. albida* soutient les systèmes de production animale, grâce à leurs gousses utilisées comme fourrage. D'autres espèces végétales (*Acacia senegal*, *Cordyla pinnata* et *Tamarix indica*) génèrent aussi des produits à usages domestiques et commerciaux qui procurent des revenus aux populations locales. L'agroforesterie offre ainsi une gamme variée de services allant de la conservation de la qualité des sols à la diversification des sources de revenus des populations locales (MBOW *et al.*, 2014).

Les systèmes de production mixtes cultures-élevage

Au Sénégal, les agrosystèmes combinent souvent des systèmes de production végétale et animale. Pendant la saison des pluies, les parcelles en jachère servent de pâturage aux animaux domestiques (DIOP *et al.*, 2005). Le potentiel de contribution des productions animales au stockage du COS est toutefois limité du fait des modes de gestion extensifs. Dans le bassin arachidier par exemple, les relations entre productions végétales et animales se réduisent surtout à la traction animale ou à l'utilisation des résidus de récolte dans l'alimentation du cheptel (DIÈYE et GUÈYE, 1998). Dans la zone du Ferlo, même si l'activité pastorale est omniprésente, les pasteurs s'intéressent davantage à la pratique agricole, les troupeaux constituant un capital, un moyen d'épargner lors des bonnes récoltes (MAGRIN *et al.*, 2011). Les pratiques d'épandage de fumier rencontrées en agriculture familiale concernent surtout les portions de parcelles de cultures ayant une baisse de leur potentiel de production. De par ces apports organiques d'origine animale, les systèmes agricoles mixtes pourraient donc être un moyen d'accroître substantiellement les stocks de COS. Dans un système intégrant agriculture et élevage suivi pendant cinq ans (1997-2002) en Casamance, MANLAY *et al.* (2004) ont montré que le bétail, les récoltes, le bois et la paille sont respectivement responsables de 83 %, 15 % et 2 % des apports de carbone dans les sols. Toutefois, les déjections animales issues de la vaine pâture et de l'élevage transhumant sont aussi des sources d'émissions de gaz à effet de serre qu'il conviendrait de quantifier lors d'un bilan global de la séquestration du carbone.

Conclusion et orientations futures

Les stocks de carbone organique dans les sols du Sénégal varient considérablement dans le temps et selon les zones écogéographiques. Cette variation est relative aux types de sols, aux systèmes de production, à leur gestion mais aussi aux approches de quantification utilisées.

Les stocks de COS les plus élevés sont enregistrés dans les régions du nord et du sud du pays. Les stocks les plus faibles sont enregistrés dans le centre du pays. Les sols des régions nord et sud du Sénégal sont mieux pourvus en argiles et en limons, avec des systèmes de production dominés par le riz et le maraîchage. Dans les régions internes (bassin arachidier, Ferlo), la texture des sols est plutôt sableuse et les principales activités sont les cultures pluviales (arachide, mil) et la production animale. Les systèmes agricoles traditionnels ne permettent pas un stockage optimal du COS dans les sols. Les modèles de dynamique du carbone (Century et RothC) mettent en évidence d'ici 2050 une baisse des stocks de COS dans les systèmes sous cultures continues et dans les rotations annuelles cultures-jachères. Des essais sur le terrain et des études de modélisation ont montré les avantages agro-environnementaux de l'agroforesterie. Certaines activités anthropiques (défrichement, travail du sol, déforestation, feux de brousse) contribuent fortement à réduire les stocks de COS et augmenter la dégradation des sols.

Une quantification fine des stocks de COS et de leur dynamique à l'échelle nationale nécessite de prendre en compte les changements d'affectation des sols, la typologie des sols, les formes d'intégration agriculture-élevage et les différences de pratiques de gestion des biomasses herbacées et ligneuses des différentes zones écogéographiques du Sénégal. L'augmentation des stocks de COS (*a minima* leur maintien dans les systèmes agro-sylvo-pastoraux développés sur des sols sableux) doit contribuer à la durabilité des systèmes de production au Sénégal et à leur adaptation aux effets du changement climatique. En outre, les stratégies visant à transformer les sols en un puits de carbone afin d'atténuer les effets du changement climatique constituent un défi scientifique majeur (LAL *et al.*, 2007). Pour parvenir à cet objectif triple (stocker du carbone pour (1) la durabilité des systèmes, (2) l'adaptation et (3) l'atténuation du changement climatique), il est nécessaire de quantifier la dynamique spatiotemporelle des stocks de COS aux échelles du paysage et nationale (VIAUD *et al.*, 2010). Cependant, pour les agrosystèmes sénégalais, l'application des modèles de dynamique du carbone dans les sols reste inégale et disparate : les approches de cartographie se sont principalement concentrées sur les teneurs plutôt que sur les stocks de carbone, la densité apparente du sol étant souvent une donnée manquante. Un consensus scientifique sur les approches et les variables normées pour quantifier les stocks de COS est donc nécessaire avant de modéliser leur variabilité spatiotemporelle.

Remerciements

Nos remerciements vont à Madeleine Diouf Sarr (ministère de l'Environnement, Sénégal), Valérie Viaud (unité mixte de recherche « Sol Agro et hydro système Spatialisation », Institut national de la recherche agronomique et de l'environnement, INRAE de Rennes), Aziz Touré (Centre de suivi écologique, CSE, Sénégal), Samba

Fall (Énergie, Environnement Développement, Sénégal, ENDA-ÉNERGIE), Laurent Cournac (IRD), Assane Goudiaby et Fatima Niang Diop (Institut des sciences de l'environnement de l'université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal, ISE, UCAD) pour leurs orientations scientifiques et la mise à notre disposition des références bibliographiques utiles pour la réalisation de ce travail.

Bibliographie

- ACHARD F., HIERNAUX P., BANOIN M., 2001**
« Les jachères fourragères naturelles et améliorées en Afrique de l'Ouest ». In Floret C. et Pontanier R. (éd.) : *La jachère en Afrique tropicale : rôles, aménagement, alternatives : 2. De la jachère naturelle à la jachère améliorée : le point des connaissances*. Paris, Montrouge, IRD, J. Libbey : 201-239.
- BADIANE A., KHOUMA M., SÈNE M., 2002**
Gestion et transformation de la matière organique. Synthèse des travaux de recherches menées au Sénégal depuis 1945. Dakar, ISRA, 131 p.
- BELLASSEN V., MANLAY R.J., CHÉRY J.-P., GITZ V., TOURÉ A., BERNOUX M., CHOTTE J.-L., 2010**
Multi-criteria spatialization of soil organic carbon sequestration potential from agricultural intensification in Senegal. *Climatic Change*, 98 (1) : 213-243.
- BOULET J., 2000**
Systèmes de production agricole et gestion de l'espace au Sénégal Oriental et en Haute Casamance. multigr. Dakar, IRD, UCAD, 148 p.
- BREMAN H., KESSLER J.-J., 1995**
Woody plants in agro-ecosystems of semi-arid regions: with an emphasis on the Sahelian countries. Berlin, Springer-Verlag.
- CHARREAU C., FAUCK R., 1965**
« Les sols du Sénégal. » In JAdams.G., Brigaud F., Charreau C., Fauck R. (éd.) : *Études Sénégalaises N°9 – Connaissances du Sénégal*. Saint-Louis-du-Sénégal, CRDS : 111-154.
- CPCS, 1967**
Classification des Sols. Grignon, Commission de pédologie et de cartographie des sols, ENSA, 87 p.
- CSE, 2003**
L'évaluation de la dégradation des terres au Sénégal. Projet FAO Land Degradation Assessment (LADA). Dakar, Centre de suivi écologique, 59 p.
- DIÈYE P. N., GUÈYE M., 1998**
« Les systèmes agriculture-élevage au Sénégal : importance, caractéristiques et contraintes ». In : *Workshop on Crop-Livestock in the Dry Savannas of West and Central Africa, 22-27 November 1998, Ibadan, Nigeria*.
- DIÈYE A. M., ROY D. P., HANAN N. P., LIU S., HANSEN M., TOURÉ A., 2012**
Sensitivity analysis of the GEMS soil organic carbon model to land cover land use classification uncertainties under different climate scenarios in Senegal. *Biogeosciences*, 9 (2) : 631-648.
- DIOP A. T., TOURÉ O., ICKOWICZ A., DIOUF A. 2005**
Les ressources sylvo-pastorales. In *Bilan de la recherche agricole et agroalimentaire au Sénégal 1964-2004*. Dakar: ISRA. 91-105
- ELBERLING B., TOURÉ A., RASMUSSEN K., 2003**
Changes in soil organic matter following groundnut-millet cropping at three locations in semi-arid Senegal, West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 96(1):37-47.
- FAO, 2002**
La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres. Rome, FAO, 76 p.

FAO, 2004

Carbon sequestration in dryland soils. Rome, FAO, 129 p.

FARAGE P. K., ARDÖ J., OLSSON L., RIENZI E. A., BALL A. S., PRETTY J. N., 2007

The potential for soil carbon sequestration in three tropical dryland farming systems of Africa and Latin America: a modelling approach *Soil and Tillage Research*, 94 (2) : 457-472.

KHOUMA M., 2002

« Les grands types de sols du Sénégal ». In : *Quatorzième réunion du sous-comité ouest et centre africain de corrélation des sols pour la mise en valeur des terres*. Abomey, Bénin, 9-13 octobre 2000, FAO : 77-94.

KIZITO F., DRAGILA M. I., SENÉ M., BROOKS J. R., MEINZER F. C., DIEDHIU I., DIOUF M., LUFABA A., DICK R. P., SELKER J., CUENCA R., 2012

Hydraulic redistribution by two semi-arid shrub species: implications for Sahelian agro-ecosystems. *Journal of Arid Environments*, 83 : 69-77.

LAL R., FOLLETT R. F., STEWART B. A., KIMBLE J. M., 2007

Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil Science*, 172 (12) : 943-956.

LIU S., KAIRÉ M., WOOD E., DIALLO O., TIESZEN L. L., 2004

Impacts of land use and climate change on carbon dynamics in south-central Senegal. *Journal of Arid Environments*, 59 (3) : 583-604.

LOUM M., 2012

Contribution à l'étude de durabilité d'un système de production en milieu sahélien : cas de l'agrosystème de Khelcom dans le bassin arachidier du Sénégal. PhD, Agrocampus-Ouest, Rennes, France & UGB, Saint-Louis, Sénégal.

LOUM M., VIAUD V., FOUAD Y., NICOLAS H., WALTER C., 2014

Retrospective and prospective dynamics of soil carbon sequestration in Sahelian agrosystems in Senegal. *Journal of Arid Environments*, 100-101 : 100-105.

LUFABA A., DIÉDHIU I., SAMBA S. A. N., SÉNÉ M., KHOUMA M., KIZITO F., DICK R. P., DOSSA E., NOLLER J. S., 2008

Carbon stocks and patterns in native shrub

communities of Senegal's Peanut Basin.

Geoderma, 146 (1) : 75-82.

MAGRIN G., NINOT O., CESARO J.-D., 2011

L'élevage pastoral au Sénégal entre pression spatiale et mutation commerciale. *M@ppemone*, 103 : 2011-2013.

MAIGNIEN R., 1965

Notice explicative de la carte pédologique du Sénégal au 1/1 000 000. Paris, ORSTOM. 63 p.

MANLAY R. J., MASSE D., CHOTTE J.-L., FELLER C., KAIRÉ M., FARDOUX J., PONTANIER R., 2002

Carbon, nitrogen and phosphorus allocation in agro-ecosystems of a West African savanna: II. The soil component under semi-permanent cultivation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88 (3) : 233-248.

MANLAY R. J., ICKOWICZ A.,

MASSE D., FELLER C., RICHARD D., 2004

Spatial carbon, nitrogen and phosphorus budget in a village of the West African savanna-II. Element flows and functioning of a mixed-farming system. *Agricultural Systems*, 79 (1) : 83-107.

MASSE D., 2007

Changements d'usage des terres dans les agrosystèmes d'Afrique sub-saharienne : propriétés des sols et dynamique des matières organiques. HDR, Institut national polytechnique de Toulouse, INPT.

MASSE D., MANLAY R. J., DIATTA M., PONTANIER R., CHOTTE J.-L., 2004

Soil properties and plant production after short-term fallows in Senegal. *Soil Use and Management*, 20 (1) : 92-95.

MBOW C., MERTZ O., DIOUF A., RASMUSSEN K., REENBERG A., 2008

The history of environmental change and adaptation in eastern Saloum-Senegal-Driving forces and perceptions. *Global and Planetary Change*, 64 (3) : 210-221.

MBOW C., SMITH P., SKOLE D., DUGUMA L., BUSTAMANTE M., 2014

Achieving mitigation and adaptation to climate change through sustainable agroforestry practices in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 6 : 8-14.

**NDOUR BADIANE N. Y., CHOTTE J.-L.,
PATE E., MASSE D., ROULAND C., 2001**

Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. *Applied Soil Ecology*, 18 (3) : 229-238.

**NDOUR BADIANE N. Y., ACHOUAK W.,
CHRISTEN R., HEULIN T., BRAUMAN A.,
CHOTTE J.-L., 2008**

Characteristics of microbial habitats in a tropical soil subject to different fallow management. *Applied Soil Ecology*, 38 (1) : 51-61.

**PARTON W., TAPPAN G.,
OJIMA D., TSCHAKERT P., 2004**

Ecological impact of historical and future land-use patterns in Senegal. *Journal of Arid Environments*, 59 (3) : 605-623.

PIERI C., 1989

Fertilité des terres de savanes : bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara. Montpellier, CIRAD-IRAT, 444 p.

**STOORVOGEL J. J., KEMPEN B.,
HEUVELINK G. B. M., DE BRUIN S., 2009**

Implementation and evaluation of existing knowledge for digital soil mapping in Senegal. *Geoderma*, 149 (1) : 161-170.

SY B. A., 2008

Milieux, sécheresse climatique et érosion éolienne: étude géomorphologique du Sahel

sénégalais. Thèse d'État, LEIDA, UGB, université Gaston Berger, Sénégal.

**TOURÉ A., TEMGOUA E.,
GUENAT C., ELBERLING B., 2013**

Land use and soil texture effects on organic carbon change in dryland soils, Senegal. *Open Journal of Soil Science*, 3 (6) : 253-262.

TSCHAKERT P., KHOUMA M., SÈNE M., 2004
Biophysical potential for soil carbon sequestration in agricultural systems of the Old Peanut Basin of Senegal. *Journal of Arid Environments*, 59 (3) : 511-533.

**VALL E., DONGMO NGOUTSOP A. L.,
NDAO T., ILBOUDO I., 2004**

Évolution des pratiques de traction animale et conséquences sur la durabilité des systèmes de culture. *Revue d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux*, 57 (3-4) : 145-155.

VIAUD V., ANGERS D. A., WALTER C., 2010

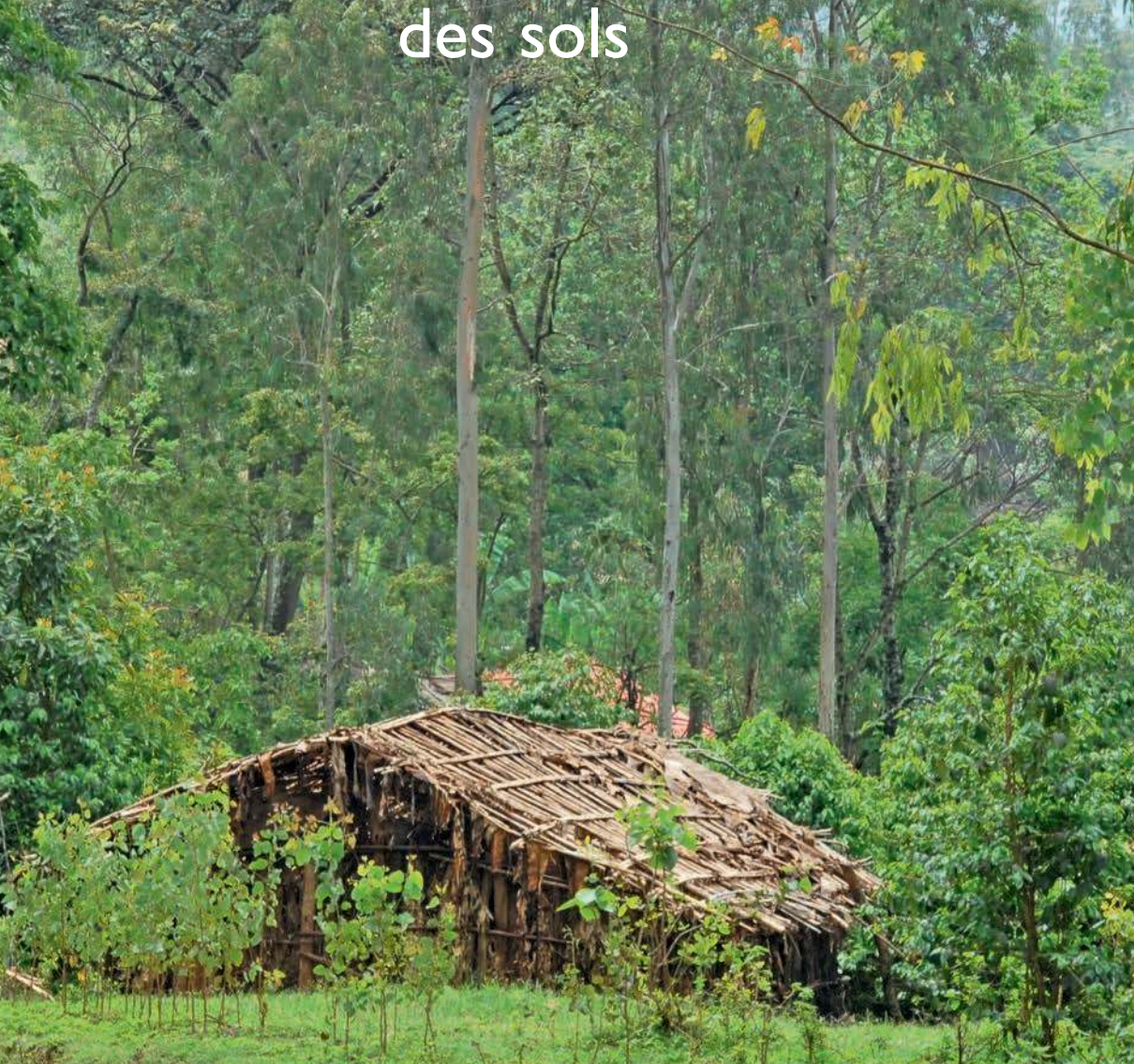
Toward landscape-scale modeling of soil organic matter dynamics in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (6) : 1847-1860.

**WOOMER P. L., TIESZEN L. L.,
TAPPAN G., TOURÉ A., SALL M., 2004**

Land use change and terrestrial carbon stocks in Senegal. *Journal of Arid Environments*, 59 (3) : 625-642.

Partie 3

Deux pratiques de restauration des stocks de carbone des sols



Village dans une agroforêt à bananier
et café à Yrga Chéfé en Éthiopie.
© IRD/G. Michon

Restauration agro-écologique des sols de savanes d'Afrique de l'Ouest avec des rameaux d'arbres

*Raphaël J. MANLAY, Bernard G. BARTHÈS,
Anne-Sophie CABRAL, Philippe DELEPORTE,
Edmond HIEN, Guillaume KABRÉ,
Aurélien PENCHE*

Amender le sol avec du bois raméal : état des connaissances

L'application de branches d'arbres (bois de rameaux ou raméal, BR) aux sols pour leur conservation ou leur restauration fait l'objet d'un intérêt régulier dans les cercles francophones liés aux pratiques alternatives en agriculture (ASSELINÉAU et DOMENECH, 2007 ; DODELIN *et al.*, 2007 ; PIŠKUR *et al.*, 2013). Cet usage a été substantiellement évalué scientifiquement pour la première fois au Québec dans les années 1980 et 1990, entre autres à la demande de la compagnie Hydro-Québec, qui cherchait une valorisation aux résidus issus de l'élagage des arbres le long de ses lignes électriques. La technique fut ensuite promue par le Groupe de coordination sur les bois raméaux de l'université Laval, qui développa le concept d'aggradation (par opposition à dégradation) du sol (LEMIEUX, 1997). Pour des raisons encore à identifier, la pratique a recueilli peu d'attention des scientifiques, en dehors du Québec.

Pourtant, les fondements théoriques de l'amélioration des sols par l'apport de branches sont séduisants. La pratique s'inscrit dans une logique d'imitation de l'écosystème naturel afin d'engendrer des nouveaux services dérivés des fonctions recréées (ALTIERI, 2002). L'écosystème naturel est le modèle car il est

le produit de la pression évolutive par les conditions locales, et donc théoriquement le plus résilient. L'apport de bois raméal vise ainsi à imiter, en sol cultivé, le « patron » des apports organiques existant dans les sols forestiers considérés comme fertiles et stables. Une hypothèse est que l'impact de ces apports est fortement lié à leurs qualités biochimiques (richesse en lignine faiblement polymérisée, teneur minérale équilibrée), qui stimule les champignons plutôt que les bactéries. Ces qualités sont garanties du fait que seul du bois de $\varnothing < 7$ cm est recommandé. La diversification des chemins trophiques entraîne celle des formes de vie dans le sol, l'amélioration des propriétés du sol, et finalement la croissance des plantes. Le carbone apporté a autant vocation à être utilisé comme source d'énergie pour maintenir l'organisation de l'écosystème qu'à être stocké de façon durable sous forme d'humus (PERRY *et al.*, 1989). Évaluée en milieu tempéré, la pratique a abouti à la recommandation d'une fragmentation préalable afin d'accélérer le processus de décomposition limité par la température.

Un état antérieur des connaissances scientifiques sur l'impact de l'apport de bois raméal au sol sur l'agroécosystème (BARTHÈS *et al.*, 2010) suggère un effet généralement positif sur les propriétés du sol et les performances de la plante cultivée. Mais il interroge la pertinence du témoin utilisé pour évaluer l'intérêt du bois raméal par rapport à d'autres pratiques de fertilisation, ce témoin étant un traitement sans apport de fertilisant. Par ailleurs, en agriculture familiale tropicale, les arbres sont régulièrement exploités pour produire du bois d'œuvre et de chauffe et du fourrage : le bois raméal est donc une ressource, dont l'usage à des fins d'amendement entre en compétition avec d'autres utilisations. Alors que la pratique est de plus en plus présentée comme un remède à la crise socio-environnementale que traversent les agricultures du Sud, une évaluation scientifique de ses performances et de sa faisabilité en milieu tropical est nécessaire, surtout lorsque c'est à l'agriculture de subsistance que s'adresse un discours mêlant faits et postulats.

Ce chapitre synthétise les premiers travaux d'un programme de recherche mené conjointement au Burkina Faso par l'Institut de recherche pour le développement (IRD), l'université de Ouagadougou, et l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech). Il postule que les services écosystémiques des sols des savanes ouest-africaines doivent être améliorés, et vise à tester trois hypothèses : (1) les propriétés des sols de savane et les performances des plantes cultivées peuvent être améliorées en utilisant des amendements raméaux, (2) les branches sont une forme d'apport organique au sol fonctionnellement particulière et (3) la disponibilité de la ressource en branches dans les territoires villageois ne limite pas l'adoption de cette pratique en milieu paysan.

Les deux premières hypothèses ont été testées par un dispositif expérimental en station qui fait l'objet de la prochaine section, tandis que l'hypothèse (3) a été évaluée par une analyse de la disponibilité de la ressource à l'échelle de deux terroirs villageois (voir page 181).

Impact de l'amendement du sol avec du bois raméal sur la plante et le sol

Site d'étude

Le volet expérimental du projet a été développé sur la station expérimentale de Gampela (12°24'35"N, 1°21'05"O), sur Endogleyic Acrisol (FAO, 2015) sous des pluviométries et températures annuelles moyennes (1997-2006) de 692 mm de mai à octobre et de 28°C, respectivement.

Le dispositif a été maintenu de 2007 à 2013. Cette section ne rapporte que les résultats du plan expérimental de la première phase (2007-2009), par ailleurs consignés plus en détail dans BARTHÈS *et al.* (2015) ; les résultats de la deuxième phase sont présentés dans FÉLIX *et al.* (2018). Le dispositif a été conçu pour tester les hypothèses suivantes : (1) l'application de bois raméal fragmenté (BRF) améliore le rendement des cultures (niveau et stabilité) et les propriétés du sol par rapport à (a) aucun apport ou (b) l'apport de matière organique sous forme de paille ; (2) l'impact est déterminé par la forme du carbone apporté plus que par les éléments nutritifs liés ; (3) l'impact dépend de la manière dont les branches sont appliquées (enterré vs mulch).

Six traitements ont été appliqués selon quatre blocs par parcelles de 5 * 6 m² : (1) témoin : pas d'apport ; (2) BrfEn : 1,5 t MS¹.ha⁻¹ de BRF enterré ; (3) BrfMu : BrfEn mais en mulch ; (4) BrfEn+N : BrfEn + 9,6 kg N¹.ha⁻¹ ; (5) PaEn : 1,6 t MS.ha⁻¹ de paille enterrée + 9,6 kg N¹, 0,65 kg P¹, 0,75 kg K¹.ha⁻¹ ; (6) PaMu : PaEn, mais en mulch. Le BRF a été produit à partir de *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hochst, un arbuste commun de la zone (teneurs moyennes en carbone (C), N P et K des branches feuillées : respectivement 46,2, 1,31, 0,09 et 0,88 g.100g⁻¹ MS). L'apport en NPK sur paille était du même niveau que celui engendré par l'apport de BRF. La plante test était *Sorghum bicolor* (L.) Moench, var. *Sariasso*. Les variables à prédire, mesurées, étaient les composantes du rendement (tabl. 1), et certaines propriétés chimiques et biologiques du sol (caractérisées selon PANSU et GAUTHEYROU, 2006). Les placages de termites ont été caractérisés par leur abondance sur quadrat de 1 m², en 2008 seulement, entre l'application des matières organiques et les premières pluies. Les résultats ont été analysés par des analyses de variance pour les placages de termites et la variabilité interannuelle des rendements, et de covariance pour les autres variables à expliquer (les teneurs en carbone total – C_t – et P disponible (Olsen) – P_d – de la couche de sol 0-5 cm, mesurées avant expérimentation étant traitées comme covariables en raison de différences initiales inter-blocs possiblement significatives) et par comparaisons multiples de moyennes (EVERITT et SKRONDAL, 2010) avec le logiciel XLstat 2008 v6.01 (Addinsoft, Paris). Pour la suite, le risque de première espèce (α) choisi est de 0,05.

1 MS : matière sèche. N : azote. P : phosphore. K : potassium.

Tableau 1
Effet de l'application de bois raméal fragmenté de *Ptilostigma reticulatum* sur la plante et le sol.

Variable à expliquer	Année/ date	Profondeur du sol (cm)	Moyenne ± erreur-type (n=4) par traitement						P(H ₀ : F _{obs} > F _{th} = 0)
			Témoïn	BrfEn	BrfMu	BrfEn+N	PaEn	PaMu	
Rendement grain (t.ha ⁻¹)	2007	-	0,74 ± 0,21	0,81 ± 0,11	0,88 ± 0,04	0,99 ± 0,11	0,92 ± 0,17	0,87 ± 0,18	
	2008	-	0,16 ± 0,04	0,25 ± 0,06	0,39 ± 0,10	0,52 ± 0,19	0,49 ± 0,10	0,43 ± 0,13	
	2009	-	0,28 ± 0,18	0,17 ± 0,05	0,36 ± 0,13	0,27 ± 0,07	0,24 ± 0,04	0,38 ± 0,11	*
	2007-2009	-	1,18 ± 0,38	1,23 ± 0,13	1,63 ± 0,17	1,78 ± 0,34	1,65 ± 0,26	1,67 ± 0,42	
Rendement paille (t.ha ⁻¹)	2007	-	2,79 ± 0,56	2,98 ± 0,27	3,39 ± 0,33	3,47 ± 0,21	3,25 ± 0,34	3,21 ± 0,45	
	2008	-	0,99 ± 0,21 b	1,38 ± 0,14ab	2,02 ± 0,39ab	2,64 ± 0,69a	2,50 ± 0,43ab	2,11 ± 0,51ab	*
	2009	-	0,68 ± 0,37	0,51 ± 0,13	0,78 ± 0,25	0,70 ± 0,16	0,71 ± 0,07	0,93 ± 0,21	*
	2007-2009	-	4,46 ± 0,96	4,86 ± 0,25	6,19 ± 0,63	6,81 ± 0,84	6,46 ± 0,75	6,24 ± 1,13	
Masse 1 000 grains (g)	2008	-	11,6 ± 0,53 b	13,0 ± 0,54a	13,5 ± 0,27ab	13,5 ± 0,35a	13,7 ± 0,15a	12,9 ± 0,71a	*
	2009	-	15,8 ± 1,07	17,2 ± 0,61	18,2 ± 1,80	16,9 ± 2,07	20,9 ± 1,07	17,3 ± 2,29	
	Avril 2007 (t0)	0-5	3,3 ± 0,22	3,59 ± 0,23	3,41 ± 0,19	3,33 ± 0,20	3,29 ± 0,18	3,56 ± 0,18	***
C total (g.kg ⁻¹)	Récolte 2008	0-5	3,12 ± 0,13	3,19 ± 0,11	3,2 ± 0,12	3,08 ± 0,25	3,13 ± 0,19	3,3 ± 0,23	*
		5-15	3,64 ± 0,14ab	3,67 ± 0,16a	3,47 ± 0,13ab	3,04 ± 0,12c	3,33 ± 0,09bc	3,46 ± 0,22ab	*
	Récolte 2009	0-5	3,05 ± 0,21	3,13 ± 0,12	3 ± 0,20	2,9 ± 0,27	3,01 ± 0,14	3,35 ± 0,21	*
	5-15	3,52 ± 0,12	3,37 ± 0,10	3,49 ± 0,30	3,16 ± 0,19	3,48 ± 0,30	3,37 ± 0,17	*	

Variable à expliquer	Année/date	Profondeur du sol (cm)	Moyenne ± erreur-type (n=4) par traitement						P(H ₀ : F _{obs} > F _{th} = 0)				
			Témoin	BrfEn	BrfMu	BrfEn+N	PaEn	PaMu	Trait.	Bloc	C à T ₀	P à T ₀	
N total (g.kg ⁻¹)	Avril 2007 (t0)	0-5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Récolte 2008	0-5	0,220±0,007	0,220±0,007	0,233±0,010	0,228±0,014	0,230±0,008	0,238±0,015					
		5-15	0,243±0,008	0,240±0,007	0,235±0,014	0,218±0,006	0,223±0,003	0,235±0,014					
	Récolte 2009	0-5	0,248±0,028	0,245±0,012	0,245±0,019	0,228±0,017	0,228±0,005	0,253±0,014					
		5-15	0,273±0,013	0,248±0,011	0,260±0,021	0,233±0,019	0,260±0,031	0,243±0,003	*				
P _d (mg.kg ⁻¹)	Avril 2007 (t0)	0-5	7,610±0,77	8,460±0,21	7,830±0,68	7,820±0,42	7,980±0,37	7,890±0,59	***	ND	ND	ND	ND
	Récolte 2008	0-5	11,41±1,24	13,22±1,46	14,75±1,26	10,01±1,39	10,17±0,81	11,27±1,25					
		5-15	11,67±1,10	13,56±2,22	9,710±0,36	12,46±2,02	10,47±0,82	13,25±2,47					
	Récolte 2009	0-5	5,750±1,03 a	4,500±0,87b	7,000±1,08a	4,750±0,25b	4,500±0,65b	6,500±0,96a	***	*	*	***	***
		5-15	3,750±1,89	1,500±0,50	2,750±0,85	3,000±1,35	3,500±1,85	3,250±0,95					
Placages de termites (%)	2008	-	0,6±0,2 b	10,8±1,1a	10,1±1,7a	8,1±0,5a	1,2±0,3b	2,1±0,8b	***	ND	ND	ND	ND

* P(H₀:F_{obs} > F_{th} = 0) < 0,05
 ** P(H₀:F_{obs} > F_{th} = 0) < 0,01
 *** P(H₀:F_{obs} > F_{th} = 0) < 0,001
 ND : non déterminé.

Résultats

Sauf en 2009, le traitement Témoin a enregistré les plus faibles performances pour la plante tandis que BrfEn+N présentait les meilleurs rendements (tabl. 1). En raison d'une forte variabilité inter-blocs, les traitements n'ont cependant pas eu d'effet significatif sur les performances des cultures, sauf en 2008 sur le rendement en paille (BrfEn+N = PaEn > Témoin). Le traitement BrfEn+N a également présenté le rendement en grain cumulé sur les trois années le plus élevé (50 % de plus que Témoin), mais sans différence significative. La variabilité interannuelle du rendement en grain n'a pas varié selon les traitements (données non présentées).

L'application de bois raméal n'a pas eu d'impact clair sur les propriétés chimiques du sol après deux ou trois années d'application (tabl. 1). La teneur en C_t n'a différé significativement qu'en 2008 pour l'horizon 5-15 cm, avec un maximum obtenu sous BrfEn et un minimum sous traitement équivalent additionné de N (BrfEn+N). La teneur en azote total n'a jamais différé entre traitements. Celle en P_d a différé significativement uniquement en 2009 et pour le seul horizon 0-5 cm, la discrimination étant menée par la forme de l'application plutôt que par la nature de l'apport (BrfMu = PaMu = Témoin > BrfEn+N = BrfEn = PaEn). Sans considérer un niveau de significativité, le traitement PaMu avait les plus fortes teneurs en C et N pour quatre des neuf mesures de C_t et N_t , tandis que BrfEn+N enregistrait les valeurs les plus faibles pour six des neuf mesures. Les teneurs en C_t et P_d ont eu tendance à baisser pendant l'expérimentation, avec une baisse significative de C_t seulement pour BrfMu et sur 0-5 cm, mais avec une baisse de P_d significative pour PaMu, Témoin, BrfEn+N et BrfEn sur 0-5 cm et BrfMu, BrfEn+N et BrfEn sur 0-15 cm.

Les placages de termites ont été significativement plus élevés (4 à 18 fois) sur les traitements avec BRF que sur les autres traitements (tabl. 1).

Discussion

Ces résultats divergent avec d'autres études indiquant une augmentation du rendement en grains suite à l'application de BRF en milieu tropical même à faible dose (BARTHÈS *et al.*, 2010). WEZEL et BOCKER (1999) en particulier, sous un climat comparable et avec une dose d'apport faible (1 t MS.ha⁻¹.an⁻¹ ou moins) ont ainsi observé une augmentation des rendements de mil de 70 à 80 % après application de branches non fragmentées en mulch ; cependant, en raison d'une forte variabilité cette augmentation n'était pas significative. En revanche, SOUMARE *et al.* (2002) n'ont observé, toujours en climat tropical sec, qu'une augmentation de 10 à 25 % de rendement, pourtant avec des apports de BRF bien supérieurs (4 à 16 t MS.ha⁻¹.an⁻¹) et issus de *Casuarina equisetifolia* L., espèce fixatrice d'azote. La seule étude connue de l'impact du BRF sur le sol en milieu tropical, en dehors du site de Gampela (SOUMARE *et al.*, 2002), diverge avec la présente étude ; elle indique en effet une augmentation de 40 % de la

teneur en carbone du sol par rapport à un traitement sans apport, mais cette différence n'était pas significative.

L'absence de tendance généralisable en conditions tropicales sèches suggère une diversité des patrons d'action des BRF, qui pourrait dépendre des conditions écologiques locales. Dans la présente étude, la stimulation de l'activité des termites peu après l'apport de BRF suggère une médiation large par ces insectes, déjà observée dans la région pour d'autres types de mulch par MANDO (1997) et ROULAND *et al.* (2003) et pour les racines d'arbres (MANLAY *et al.*, 2004). La redistribution horizontale de la matière organique par les termites limiterait l'impact immédiat de l'amendement ligneux sur le carbone du sol ; elle pourrait aussi expliquer la difficulté à mettre en évidence un impact sur les rendements, bien que les termites impactent plutôt positivement la productivité végétale en zone tropicale sèche (EVANS *et al.*, 2011 ; KAISER *et al.*, 2017). L'interprétation n'est pas limitée par la seule variabilité spatiale ; en effet, les trois années d'expérimentation ont été contrastées dans la distribution de la pluviosité.

Ces résultats et interprétations suggèrent que davantage de recherches sont nécessaires pour évaluer correctement le potentiel agro-écologique du bois raméal. Ces recherches doivent s'inscrire dans le moyen terme pour recouvrir plus complètement la variabilité interannuelle climatique. Elles doivent également tenir compte de l'importance des termites dans le cycle local de la matière organique. À cette fin doivent être évalués (1) l'apport de bois raméal non fragmenté au sol, qui convient sans doute mieux à la biologie des termites et au faible équipement des exploitations agricoles locales, et (2) l'impact de ces amendements sur les propriétés hydro-physiques du sol (le rôle des termites dans le maintien d'une porosité du sol étant bien établi, voir par exemple MANDO, 1997) et biologiques (les sols de savane étant des systèmes très dissipatifs en carbone, voir par exemple MANLAY *et al.*, 2002). Les influences de doses plus importantes (mais moins réalistes) et de l'espèce ligneuse source pour le bois raméal doivent également être étudiées (comme fait par FÉLIX *et al.*, 2018) pour vérifier l'existence de seuils d'apport et tester la sensibilité de l'écosystème à la qualité de l'apport (notamment teneurs en N et P). Enfin, une approche plus mécaniste des déterminants de la dynamique du bois raméal après son application doit être entreprise (MANLAY *et al.*, 2004).

Disponibilité de la ressource en bois raméal

Le projet a également caractérisé l'état de la ressource en bois raméal en milieu paysan, afin d'en évaluer la disponibilité pour un usage agro-écologique. Cette partie s'appuie, entre autres, sur les mémoires académiques de KABRÉ

(2010) et CABRAL (2011). Pour cela, deux grandeurs de cette ressource ont été abordées : le stock initial sur individu jamais taillé (ou pas taillé depuis longtemps), et la production par individu élagué récemment (c'est-à-dire la fixation nette moyenne annuelle depuis la dernière taille). La première grandeur est nécessaire pour évaluer la disponibilité initiale de la ressource en bois raméal avant adoption de l'amendement du sol par les branches, tandis que la seconde évalue sa disponibilité en « routine » (sous un régime de taille régulière après adoption). Trois objectifs spécifiques étaient fixés : (1) produire des modèles de prédiction de la biomasse raméale stockée et produite individuellement, adaptés à des inventaires forestiers de qualité variable, (2) évaluer la biomasse raméale disponible et sa répartition sur deux territoires villageois à climat contrasté, et (3) explorer les conditions de viabilité de la pratique d'amendement du sol avec du bois raméal sur un des territoires selon un scénario de gestion.

Matériel et méthodes

Les travaux ont été menés dans deux territoires villageois du Burkina Faso : Guié et Loukoura (respectivement 47,3 et 15,7 km²). Guié (province de l'Oubritenga, 1°33'35''O, 12°43'38''N) a un climat soudano-sahélien et est situé entre les isohyètes 600 et 700 mm (ARDOIN-BARDIN *et al.*, 2010). Loukoura (province de la Bougouriba, 3°24'3''O, 10°45'11''N) a un climat soudanien unimodal (entre les isohyètes 900 et 1 200 mm).

Les modèles de prédiction (tabl. 2) ont été construits pour les espèces les plus représentées sur chaque site (cinq espèces à Guié, six à Loukoura, tabl. 3). Quinze à trente individus de dimensions variables ont été analysés par espèce et par site. Chaque individu a été caractérisé – diamètres du tronc à la base et à 1,3 m, hauteur, surface de la projection du houppier et, uniquement à Loukoura et pour *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn et *Parkia biglobosa* (Jacq.) R.Br., le temps écoulé depuis la dernière taille – puis taillé manuellement. Les produits de taille ont été séparés entre feuilles et branches épaisses ($2 \leq \varnothing \leq 7$ cm) et fines ($\varnothing < 2$ cm) (seules les branches fines ne sont pas utilisées actuellement, et sont donc réellement disponibles comme amendement). Leurs masses fraîches et sèches ont été déterminées. Les masses sèches des trois compartiments ont été ajustées, selon différents modèles, aux grandeurs dendrométriques (ainsi qu'au temps depuis la dernière taille pour les modèles de production, élaborés seulement à Loukoura et pour *Vitellaria paradoxa* et *Parkia biglobosa*, deux espèces d'intérêt économique majeur localement).

Un modèle pour chaque espèce et un modèle multispécifique ont été retenus par compartiment après sélection parmi les sept modèles du tableau 2 selon plusieurs critères (puissance, robustesse et, pour Guié, parcimonie).

Des inventaires forestiers systématiques ont été faits sur chaque terroir sur 72 et 62 placettes géoréférencées (taux de sondage : 0,38 et 0,25 %) à Guié et Loukoura respectivement. Pour chaque tige de $\varnothing \geq 5$ cm, l'espèce et les grandeurs

Tableau 2
Modèles individuels de stock et de production de biomasse raméale testés.

Formes	Équations
1	$y = a \times X^b$ avec $X \in \{D_0 ; D_{130}\}$
2	$y = a \times (D_{130}^2 \times H)^b$
3	$y = a \times D_{130}^b \times H^c$
4	$y = a + b \times D_0 + c \times D_{130} + d \times H + e \times S_{houppier}$
5	$y = a + D_{130}^b \times H^c \times \rho^d$
6	$y = a + b \times D_0 + c \times D_{130} + d \times H + e \times S_{houppier}$
7	$\text{Log}_{10}(y) = a + b \times D_0 + c \times T$

Avec y le stock ou la production de biomasse sèche, D_0 et D_{130} les diamètres du tronc, respectivement 0 et 1,30 m (en cm), H la hauteur de l'arbre (en m), $S_{houppier}$ la surface de la projection du houppier (en m^2), T la durée depuis le dernier émondage (en années), ρ la densité du bois (en $kg\ MS.dm^{-3}$) et a, b, c, d et e les paramètres à estimer.

dendrométrie citées ci-dessus ont été caractérisées ; les autres tiges ont été comptées et pesées et leur espèce déterminée. Les modèles individuels de stock de biomasse ont été croisés avec les inventaires pour estimer la biomasse sur chaque placette, en utilisant conjointement modèles spécifiques et multispécifiques (selon l'espèce inventoriée). La propagation de l'erreur liée à l'utilisation des modèles a été estimée pour chaque compartiment aux échelles de l'arbre, de la placette, et de la surface d'inventaire considérée comme représentative de celle effectuée à l'échelle du terroir.

Les teneurs en N et P des branches fines et des feuilles des six espèces étudiées à Loukoura ont été mesurées.

Des simulations ont été effectuées sous tableur pour estimer l'évolution temporelle de la disponibilité de la ressource (résultant du bilan entre les entrées – production par fixation photosynthétique – et sorties – récolte par émondage) sous un scénario peu ambitieux : la densité d'arbre est maintenue identique à l'actuelle, la proportion de surface cultivée fertilisée annuellement est de 30 %, et l'apport annuel de bois raméal est fixé à 1,5 t MS.ha⁻¹. Ces simulations ont été faites uniquement pour les peuplements à *Vitellaria paradoxa* et *Parkia biglobosa*, seules espèces pour lesquels des modèles individuels de production ont été construits.

Résultats

Stocks de biomasse arbustive sur les territoires

Les formes des meilleurs modèles diffèrent selon le compartiment et l'espèce (tabl. 3), les meilleurs modèles n'étant pas forcément les plus complexes en raison du critère de parcimonie introduit.

Tableau 3
Paramètres des meilleurs modèles individuels de stock et de production de biomasse raméale.

Espèce	Site	Compartment	Variable prédictive	Forme du modèle*	Valeur des paramètres*				
					a	b	c	d	e
<i>Cassia sieberiana</i>	Guié	Rameau Ø < 2 cm	Stock	I avec X = D _{I30}	0,059	2,037			
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	I avec X = D _{I30}	0,054	2,283			
<i>Combretum micranthum</i>	Guié	Feuille	Stock	4		0,072			
		Rameau Ø < 2 cm	Stock	4		0,361			
<i>Guiera senegalensis</i>	Guié	Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	4	-4,251	0,547	1,434		
		Feuille	Stock		Aucun modèle testé : espèce défeuillée lors de l'échantillonnage				
<i>Ptilostigma reticulatum</i>	Guié	Rameau Ø < 2 cm	Stock	4	-0,492	0,293			0,181
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	4		0,380			
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Guié	Feuille	Stock	4	-0,233	0,052			0,049
		Rameau Ø < 2 cm	Stock	4		0,684			
<i>Multispécifique</i>	Guié	Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	2	0,142	0,664			
		Feuille	Stock	4		-0,247	0,445		
<i>Burkea africana</i>	Loukoura	Rameau Ø < 2 cm	Stock	4	0,082	0,947	1,578		
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	4	-13,768	2,302			
<i>Multispécifique</i>	Guié	Feuille	Stock	4	-4,578	0,620			
		Rameau Ø < 2 cm	Stock	5	0,000	1,269	1,001	6,720	
<i>Burkea africana</i>	Loukoura	Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	2	0,265	0,602			
		Feuille	Stock	2	0,01	0,81			
<i>Burkea africana</i>	Loukoura	Rameau Ø < 2 cm	Stock	4	24,93			-1,15	0,50
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	4	3,16			-7,20	1,89
<i>Burkea africana</i>	Loukoura	Feuille	Stock	4	0,01			-0,90	0,40

Espèce	Site	Compartment	Variable prédiée	Forme du modèle*	Valeur des paramètres*				
					a	b	c	d	e
Combretum sp.	Loukoura	Rameau Ø < 2 cm	Stock	4	-1,83	-0,05	0,43		
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	4	-3,71	1,68			-0,60
		Feuille	Stock	4	-1,83	0,19			0,36
<i>Deutarium microcarpum</i>	Loukoura	Rameau Ø < 2 cm	Stock	I avec X = D ₁₃₀	0,21	1,18			
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	4	-1,75		0,80		0,56
		Feuille	Stock	4	-0,49		0,14		0,22
<i>Parkia biglobosa</i>	Loukoura	Rameau Ø < 2 cm	Stock	4	1,32	1,49	2,29		
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	I avec X = D ₁₃₀	4,79	2,00			
		Feuille	Stock	4	4,33	1,19	-2,46		
<i>Terminalia</i> sp.	Loukoura	Rameau Ø < 2 cm	Stock	4	-8,89	0,89	2,13		
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	4	-5,16	1,01	0,60		
		Feuille	Stock	4	1,15	-0,12	0,21		
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Loukoura	Rameau Ø < 2 cm	Stock	5	1,08	-0,30	3,12	5,60	
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	5	-10,59	0,25	1,64	-0,52	
		Feuille	Stock	4	64,82	0,35			0,16
Multispécifique	Loukoura	Rameau Ø < 2 cm	Stock	3	0,20	1,38	0,04		
		Rameau 2 < Ø < 7 cm	Stock	3	0,38	1,74	-0,40		
		Feuille	Stock	3	0,11	1,70	-0,38		
<i>Parkia biglobosa</i>	Loukoura	Rameau + feuille	Production	7	0,800	0,020	0,100		
<i>Vitellaria paradoxa</i>	Loukoura	Rameau + feuille	Production	7	-1,160	1,780	0,040		

* Développement mathématique en tableau 2 avec : D₁₃₀ le diamètre du tronc à 1,30 m (en cm).

La biomasse est très variable entre les compartiments et les territoires (tabl. 4). Les branches épaisses constituent le compartiment le plus important (particulièrement net à Loukoura). La biomasse susceptible d'être la plus disponible (pas de compétition avec d'autres usages actuels ou futurs : branches fines et biomasse des arbrisseaux) était de 1,92 t MS.ha⁻¹ à Loukoura, soit deux fois le volume disponible à Guié. Avec 58 et 23 % de la surface du territoire utilisée pour la culture, la ressource en biomasse la plus disponible était de 1,75 et 8,51 t MS.ha⁻¹ cultivé, respectivement à Guié et Loukoura. À Loukoura, 80 % de la ressource en biomasse est stockée hors des zones cultivées. Ces estimations sont cependant associées à de fortes incertitudes statistiques (fig. 1), résultant entre autres d'une forte hétérogénéité spatiale (CABRAL, 2011).

À titre de comparaison, les quantités de N et P stockées par hectare dans la biomasse raméale à Loukoura représentent respectivement 26 % et 16 % du N et du P stockés par hectare dans la biomasse de mil à la récolte sous climat comparable au Sénégal (MANLAY *et al.*, 2002).

Tableau 4
Ressources raméale et foliaire moyennes des terroirs de Guié et Loukoura.

Biomasse	Compartiments	Guié	Loukoura	Rapport Loukoura/Guié
(t MS.ha ⁻¹ du territoire)				
Branches 2 < Ø < 7 mm	1	0,88	5,26	6,0
Branches Ø < 2 mm	2	0,80	1,86	2,3
Feuilles	3	0,17	1,30	7,7
Arbrisseaux Ø basal tige < 2 mm	4	0,22	0,06	0,3
Totale	1 + 2 + 3 + 4	2,07	8,49	4,1
La plus disponible	2 + 4	1,02	1,92	1,9
(t MS disponible.ha ⁻¹ cultivé)				
La plus disponible	2 + 4	1,75	8,51	4,9
(kg N.ha ⁻¹ du territoire)				
Branches Ø < 2 mm	2		6,38	
Feuilles	3		14,33	
(kg P.ha ⁻¹ du territoire)				
Branches Ø < 2 mm	2		0,93	
Feuilles	3		1,19	

Évolution des biomasses dans les territoires

Si l'on ne considère que les espèces *Vitellaria paradoxa* et *Parkia biglobosa* (fig. 2), la viabilité biophysique simulée de l'utilisation agro-écologique des branches d'arbres à Loukoura dépendait fortement du compartiment considéré, la biomasse raméale totale resterait importante même après 40 ans d'exploitation (- 27 %) tandis que la biomasse la plus disponible chuterait de 59 %.

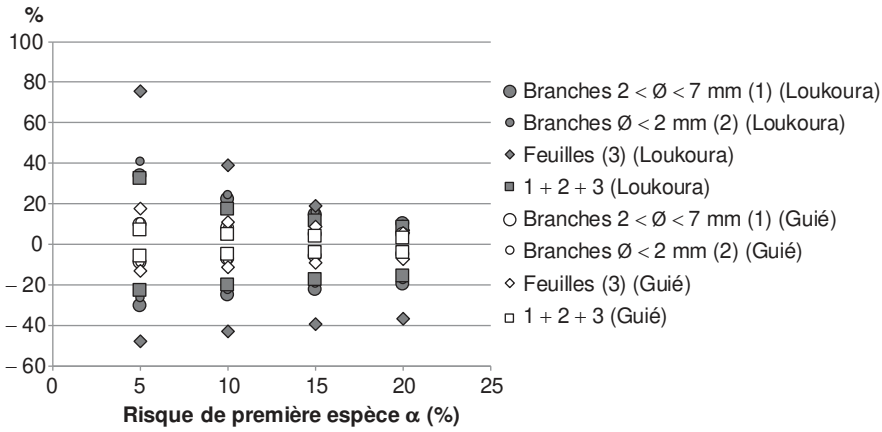


Figure 1
Intervalle de confiance de la moyenne de la biomasse à l'échelle des territoires de Guié et Loukoura exprimés en % de la moyenne.

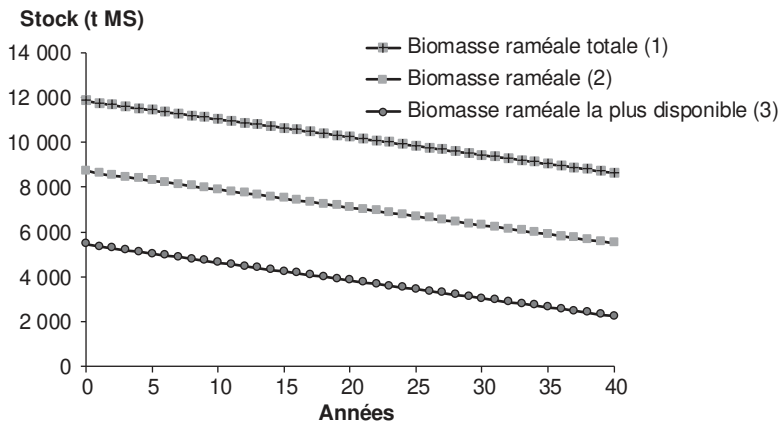


Figure 2
Simulation de l'évolution de la biomasse raméale sur pied de *Vitellaria paradoxa* et *Parkia biglobosa* à Loukoura.
Scénario : densité d'arbres actuelle ; % de la surface cultivée et fertilisée annuellement de 30 % ; apport annuel de bois raméal de 1,5t MS.ha⁻¹.
(1) Branches Ø ≤ 7 cm + feuilles + arbrisseaux Ø basal des tiges < 2 cm ;
(2) Branches Ø ≤ 7 cm ;
(3) Branches Ø ≤ 2 cm + feuilles + arbrisseaux Ø basal des tiges < 2 cm.

Discussion

En raison de la diversité des modèles architecturaux des espèces et de la pratique courante de la taille, il n'existe pas de forme de modèle de prédiction de biomasse

qui serait la meilleure quelle que soit l'espèce. Mais les biomasses et productions raméales peuvent être modélisées en fonction de variables dendrométriques mesurables au sol. Ces variables d'entrée sont cependant plus ou moins simples à mesurer en fonction des espèces et des compartiments à estimer.

La biomasse stockée susceptible d'être la plus disponible au niveau des villages est du même ordre de grandeur que l'apport annuel testé dans l'essai de Gampela (1,5 t MS.ha⁻¹). Dans l'état actuel du couvert végétal et considérant l'impact incertain sur la production végétale de la dose basse de bois raméal en station (cf. page 178), la disponibilité de la biomasse stockée avant la mise en place de la taille régulière est donc probablement limitante, ce qui suppose une densification des peuplements ligneux. Une rapide approximation montre qu'en tenant compte de la régénération de la biomasse et dans un scénario bas d'exploitation, le stock de biomasse s'épuiserait assez rapidement (fig. 2). Deux réserves supplémentaires s'imposent : (1) les moyens limités de transport des branches des sources vers les cultures imposent la proximité des arbres avec les cultures cibles, or cette proximité est limitée au moins à Loukoura, et (2) la capacité de reconstitution de la ressource après la première taille et les suivantes doit être évaluée afin de définir des patrons d'exploitation durable des essences locales (intensités spatiale et temporelle de taille). Ces premiers résultats doivent être améliorés (1) en construisant des modèles individuels de production pour davantage d'espèces, (2) en identifiant les modifications écophysologiques induites par l'émondage afin de proposer un modèle d'exploitation durable plus mécaniste, et (3) en développant un simulateur d'évolution temporelle des stocks de biomasse à l'échelle du territoire plus réaliste (individu-centré, spatialisé et incorporant des actions de plantation).

Conclusions

L'amendement du sol avec du bois raméal est théoriquement prometteur, en particulier avec l'augmentation de l'ampleur des stress hydriques qui devrait régionalement accompagner le changement climatique : la stimulation de la biomasse fongique attendue d'un apport accru de lignine dans le système devrait favoriser les champignons par rapport aux bactéries et augmenter la résistance de l'écosystème à la sécheresse (DE VRIES *et al.*, 2012).

Cependant, dans les conditions expérimentales choisies, l'application de BRF ne permet pas de détecter d'amélioration significative systématique des performances (augmentation ou stabilisation de la production) de la culture par rapport au témoin sans apport. Même lorsqu'il y a complémentation par de l'engrais minéral azoté, aucun bénéfice du BRF sur la paille n'a été observé. Aucune tendance générale claire ne ressort concernant l'amélioration des propriétés chimiques du sol par le BRF, ou par le mode d'application (mulch ou enfoui). En revanche l'application

de bois raméal stimule clairement l'activité des termites. Ceci suggère un modèle de fonctionnement du système sol-plante assez différent du modèle agronomique tempéré et donc des aménagements (variables suivies, échelles spatiales couvertes) dans les protocoles d'études inspirés par ce dernier.

Les stocks initiaux (avant mise en routine de la taille) sont importants dans le terroir au climat le plus humide, mais nettement insuffisants dans le terroir à climat sec, et ceci même pour un amendement de faible intensité (1,5 t MS.ha⁻¹.an⁻¹). L'adéquation de la production disponible est difficile à évaluer à ce stade par manque de modèles individuels de production. Quoi qu'il en soit, la densification du parc agroforestier est nécessaire, avec plusieurs contraintes à prendre en compte :

- (1) biophysiques : la proximité aux champs est indispensable, ce qui implique le recours aux haies vives ou au parc sous culture annuelle pour des espèces comme *Vitellaria paradoxa* ou *Faidherbia albida* A. Chev., dont les usages multiples ou la phénologie particulière rendent acceptable la présence dans les champs ;
- (2) légales : au Burkina Faso, comme dans plusieurs pays d'Afrique de l'Ouest, un plan de gestion est nécessaire pour permettre la récolte de bois vert ;
- (3) foncières : la sécurisation ou la clarification du statut foncier des terres restent à faire pour inciter à la plantation.

Il existe cependant des facteurs favorables à cette densification :

- (1) les synergies pour la fourniture, par l'émondage, de services autres (bois de feu, produits forestiers non ligneux dont le fourrage) que l'amendement du sol, ce qui réduit également le surcoût de travail lié à l'adoption des bois raméaux ;
- (2) la densification, en se basant sur la régénération naturelle assistée et sur une politique forestière réformée, peut être bon marché (REIJ *et al.*, 2009).

De nouvelles recherches sont nécessaires afin de mieux évaluer et éventuellement promouvoir la technique. Il s'agit des perspectives déjà évoquées (évaluation de nouvelles modalités d'apport du bois raméal, sophistication des modèles de production et de simulation d'évolution de la ressource raméale de la parcelle au paysage), mais aussi d'examiner de nouvelles dimensions (juridique, foncière, socio-économique, éco-physiologique) et les interactions avec d'autres intrants (organiques endogènes ou minéraux) et d'autres bénéfiques de la taille.

Bibliographie

ALTIERI M. A., 2002

Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3) : 1-24.

ARDOIN-BARDIN S., MILANO M.,

THIVET G., SERVAT E., 2010

« Water resources and climate change: evolution compared for basins in Mediterranean and West African regions ». In Servat E.,

Demuth S., Dezetter A., Daniell T. (éd.) : *Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources*, Wallingford, Int. Assoc. Hydrological Sciences : 521-528.

ASSELINEAU E., DOMENECH G., 2007
De l'arbre au sol. Les bois raméaux fragmentés. Rodez, France, Éditions du Rouergue, 190 p.

BARTHÈS B. G., MANLAY R. J., PORTE O., 2010
Effets de l'apport de bois raméal sur la plante et le sol : une revue des résultats expérimentaux. *Cahiers Agricultures*, 19 (4) : 280-287.

BARTHÈS B. G., PENCHE A., HIEN E., DELEPORTE P., CLERMONT-DAUPHIN C., COURNAC L., MANLAY R. J., 2015
Effect of ramial wood amendment on sorghum production and topsoil quality in a Sudano-Sahelian ecosystem (central Burkina Faso). *Agroforestry Systems*, 89 (1) : 81-93.

CABRAL A.-S., 2011
Quantification de la ressource en bois raméal à l'échelle du terroir d'Iolonoro au Burkina Faso. Thèse de MSc, AgroParisTech, Montpellier, France.

DE VRIES F. T., LIHI M. E., BJORN LUND L., BOWKER M.A., CHRISTENSEN S., SETALA H. M., BARDGETT R. D., 2012
Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Climate Change*, 2 (4) : 276-280.

DODELIN B., EYNARD-MACHET R., ATHANAZE P., ANDRÉ J., 2007
Les rémanents en foresterie et agriculture – Les branches : matériau d'avenir. Paris, France, Tec & Doc, Lavoisier, 384 p.

EVANS T. A., DAWES T. Z., WARD P. R., LO N. T., 2011
Ants and termites increase crop yield in a dry climate. *Nature Communications*, 2 (1) : 262.

EVERITT B. S., SKRONDAL A., 2010
The Cambridge Dictionary of Statistics. Cambridge University Press, 478 p.

FAO, 2015
World reference base for soil resources 2015. Rome, Food and Agricultural Organisation, 192 p.

FÉLIX G. F., CLERMONT-DAUPHIN C., HIEN E., GROOT J. C. J., PENCHE A., BARTHÈS B. G., MANLAY R. J., TITTONELL P., COURNAC L., 2018
Ramial wood amendments (*Piliostigma reticulatum*) mitigate degradation of tropical soils but do not replenish nutrient exports. *Land Degradation & Development*, 29 (8) : 2694-2706.

KABRÉ G., 2010
Des rameaux ligneux pour fertiliser les sols de savane : quelle disponibilité de la ressource dans le terroir villageois de Guié au Burkina Faso. Thèse de MSc, École nationale des eaux et forêts, Bobo Dioulasso, 55 p.

KAISER D., LEPAGE M., KONATE S., LINSENMAIR K. E., 2017
Ecosystem services of termites (Blattoidea: Termitoidea) in the traditional soil restoration and cropping system Zai in northern Burkina Faso (West Africa). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 236 : 198-211.

LEMIEUX G., 1997
Les fondements pédogénétiques des écosystèmes forestiers : une approche de la métastabilité par la biologie tellurienne. GCBR, université de Laval.

MANDO A., 1997
Effect of termites and mulch on the physical rehabilitation of structurally crusted soils in the Sahel. *Land Degradation and Development*, 8 : 269-278.

MANLAY R. J., CHOTTE J.-L., MASSE D., LAURENT J.-Y., FELLER C., 2002
Carbon, nitrogen and phosphorus allocation in agro-ecosystems of a West African savanna III. Plant and soil components under continuous cultivation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 88 (3) : 249-269.

MANLAY R. J., MASSE D., CHEVALLIER T., RUSSELL-SMITH A., FRIOT D., FELLER C., 2004
Post-fallow decomposition of woody roots in the West African savanna. *Plant and Soil*, 260 (1-2) : 123-136.

PANSU M., GAUTHEYROU J., 2006
Handbook of Soil Analysis. The Netherlands, Springer, 993 p.

PERRY D. A., AMARANTHUS M. P., BORCHERS J. G., BORCHERS S. L., BRAINERD R. E., 1989
Bootstrapping in ecosystems. *Bioscience*, 39 (4) : 230-237.

**PIŠKUR B., HUMAR M., ULČNIK A.,
JURC D., POHLEVEN F., 2013**

« Fungal wood decay processes as a basis for bioremediation ». In Goltapeh E.M., Danesh Y.R., Varma A. (éd.) : *Fungi as bioremediators*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg : 51-74.

REIJ C., TAPPAN G., SMALE M., 2009

Agroenvironmental transformation in the Sahel. Another kind of "Green revolution". *IFPRI Discussion Paper*, IFPRI., 52 p.

**ROULAND C., LEPAGE M., CHOTTE J.-L.,
DIOUF M., NDIAYE D., NDIAYE S., SEUGE C.,
BRAUMAN A., 2003**

Experimental manipulation of termites

(*Isoptera*, Macrotermitinae) foraging patterns in a Sahelo-Sudanese savanna: effect of litter quality. *Insectes Sociaux*, 50 (4) : 309-316.

**SOUMARE M. D., MNKENI P. N. S.,
KHOUMA M., 2002**

Effects of *Casuarina equisetifolia* composted litter and ramial-wood chips on tomato growth and soil properties in Niayes, Senegal. *Biological Agriculture & Horticulture*, 20 : 111-123.

WEZEL A., BOCKER R., 1999

Mulching with branches of an indigenous shrub (*Guiera senegalensis*) and yield of millet in semi-arid Niger. *Soil & Tillage Research*, 50 (3-4) : 341-344.

Le carbone des sols des zones de forêts et de savanes en Côte d'Ivoire

Impacts de *Chromolaena odorata* et des légumineuses

Armand W. KONÉ, Emmanuel K. KASSIN,
Jean-Baptiste D. ETIEN, Zoumana KONATÉ,
Guy M. GNAHOUA

Introduction

Malgré l'augmentation de la production agricole mondiale ces dernières décennies, près d'un milliard de personnes souffrent de la faim, principalement en Asie du Sud et en Afrique subsaharienne. En effet, les systèmes de production agricole dans ces régions, déjà sujets à un stress climatique élevé, sont très peu productifs (AGGARWAL *et al.*, 2013). En outre, les productions non alimentaires occupent une part croissante des terres arables (RUF, 2012). L'alternative la plus évidente pour sortir de cette insécurité alimentaire serait d'accroître, par des pratiques agricoles adaptées, la capacité de production des terres déjà en exploitation, laquelle repose encore essentiellement dans ces régions sur la matière organique (MO) ou le carbone organique des sols (COS), une composante majeure de leur fertilité (FELLER, 1995).

Dans le Sud et le Nord de la Côte d'Ivoire, dominés respectivement par les forêts et les savanes, l'agriculture est pratiquée majoritairement de façon itinérante sur brûlis malgré les conséquences négatives de cette pratique sur la fertilité du sol, les rendements des cultures et l'environnement (N'DRI *et al.*, 2019). Avec une croissance démographique accélérée, particulièrement dans le Sud, et une immigration en provenance du nord et des pays voisins, la disponibilité des terres est de plus en plus réduite surtout pour ces agriculteurs venus d'ailleurs. La durée des jachères est raccourcie alors qu'elles demeurent le principal mécanisme de

restauration de la fertilité des sols dégradés (ETTIEN *et al.*, 2014a ; NORGROVE et HAUSER, 2016). Ces jachères sont dominées, dans le Sud et le Centre et, dans une moindre mesure dans le Nord, par *Chromolaena odorata* (L) King & Robinson (Asteraceae), une espèce envahissante pantropicale qui est combattue à cause de son impact négatif (compétition pour l'eau et la lumière) lorsqu'elle s'installe dans les champs (MUNIAPPAN *et al.*, 2005 ; KLUGE et ZACHARIADES, 2006). Néanmoins, cette espèce est de plus en plus connue pour son action amélioratrice de la qualité des sols des jachères. Aujourd'hui, les jachères dominées par cette espèce sont intégrées de façon croissante dans les systèmes de production agricole à faibles intrants en Afrique de l'Ouest et du Centre (SLAATS, 1995 ; KOUTIKA *et al.*, 2004 ; NGOBO *et al.*, 2004 ; KOUTIKA et RAINEY, 2010 ; KONÉ *et al.*, 2012 ; KASSI *et al.*, 2017). Toutefois, pour observer une telle amélioration, la durée des jachères à *C. odorata* doit être d'au moins 5 ans (KASSI *et al.*, 2017). Dans un contexte de demande croissante en terres pour la production agricole, certaines catégories de producteurs envisagent d'autres options. L'utilisation des légumineuses, à la portée de tous, est une alternative intéressante. En effet, par leur aptitude à produire rapidement de la biomasse, à fixer l'azote atmosphérique dont une partie reste au sol à travers la production de litières, les légumineuses pourraient améliorer ou restaurer le statut organique du sol sur de courtes périodes (TIAN *et al.*, 2000).

De nombreuses études sur le rôle des légumineuses en agriculture ont été effectuées dans différentes zones agro-écologiques de Côte d'Ivoire. Certaines se sont limitées à la quantification de litières des légumineuses et ont porté sur leur influence (1) sur les flux d'éléments nutritifs associés (GNAHOUA *et al.*, 2013, dans le Centre-Ouest), (2) sur les adventives (BECKER et JONHSON, 1998, sur toute l'étendue du territoire) ou (3) sur les rendements des cultures telles que le maïs, dans le Nord (N'GORAN et KANGA, 2000) et la canne à sucre, dans le Centre-Ouest (KOUASSI, 2000). D'autres, plus approfondies, ont examiné l'influence des légumineuses sur (1) le COS et les éléments nutritifs ainsi que sur l'activité biologique du sol dans le Nord (CHARPENTIER *et al.*, 1999) et dans le Centre (KONÉ *et al.*, 2008a,b ; KONÉ *et al.*, 2012 ; EDOUKOU *et al.*, 2013) ou sur (2) le COS, les éléments nutritifs du sol et les rendements des cultures : le maïs dans le Centre-Ouest (AUTFRAY, 2002) et dans le Centre (KONÉ *et al.*, 2017a), le riz dans le Centre-Ouest (KONATÉ, 2014) et l'igname dans le Centre (KONÉ *et al.*, 2017b) et le Centre-Ouest (GNAHOUA *et al.*, 2008). Malgré les effets bénéfiques rapportés par ces études, l'adoption des légumineuses par les paysans dans les systèmes de culture reste encore timide, comme dans bien des contrées tropicales, à cause du travail supplémentaire qu'elles génèrent pour l'entretien des parcelles en culture pure (SIMELTON *et al.*, 2017).

Les premières études montrent que l'ampleur de l'amélioration du statut organique des sols par des plantes dépend de l'espèce, du niveau de fertilité initiale du sol (CHARPENTIER *et al.*, 1999 ; KONÉ *et al.*, 2008a) et de la durée de la jachère pendant laquelle la plante est présente (KOUADIO *et al.*, 2011). L'adoption des légumineuses dans la gestion du COS devrait gagner en importance au fur et à mesure que leurs effets bénéfiques sont connus et promus

auprès des paysans des différentes zones agro-écologiques (OJEM *et al.*, 2014 ; KURWAKUMIRE *et al.*, 2014). C'est dans ce cadre que s'inscrit ce travail. Il fait une synthèse de plusieurs études portant sur l'impact des légumineuses et de *C. odorata* sur le statut organique des sols, dont les stocks de carbone, et les rendements des cultures dans Centre et le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire.

Sites et plantes étudiés

Les études rapportées dans cette synthèse ont été menées en stations de recherche ou en milieu paysan, dans trois localités situées dans deux zones agro-écologiques de Côte d'Ivoire (tabl. 1). La première est Taabo, en zone de savane guinéenne dans le Centre du pays ; la deuxième et la troisième sont Oumé et Gagnoa, en zones de forêt dense semi-décidue dans le Centre-Ouest (fig. 1).

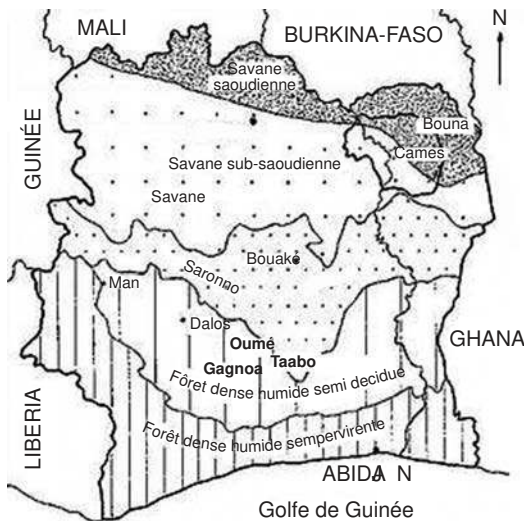


Figure 1

Localisation des sites et des zones d'étude en Côte d'Ivoire.
Taabo (zone de savane guinéenne au Centre), Oumé et Gagnoa
(zone de forêt dense humide semi-décidue au Centre-Ouest).

Source : GUILLAUMET et ADJANOHOUN, 1971.

Dans le Centre, le climat correspond à celui d'une savane tropicale selon la classification de Köppen-Geiger (PEEL *et al.*, 2007). Le régime pluviométrique est de type bimodal : les précipitations moyennes annuelles oscillent autour de 1 200 mm. La température moyenne annuelle est de 27 °C. La majeure partie des sols sont des Ferralsols moyennement désaturés (RIOU, 1974) et reposent

sur du matériel géologique d'origine granitique. Les horizons supérieurs sont généralement de texture sableuse (60 à 80 %) et pauvres en argiles (10 % en moyenne). Les sols ont de faibles teneurs en carbone, en phosphore et en cations.

Dans le Centre-Ouest, le climat correspond également à celui d'une savane tropicale selon la classification de Köppen-Geiger. Les précipitations annuelles sont comprises entre 1 300 et 1 600 mm, avec une moyenne interannuelle de 1 460 mm. La végétation originelle est une forêt dense humide semi-décidue. Le substratum géologique est essentiellement granitique, avec des intrusions de bandes de schistes. Les sols étudiés sont des Ferralsols, de texture argilo-sableuse à argileuse (KASSIN et YORO, 2009).

Les plantes testées sont l'espèce envahissante *C. odorata* et différents types de légumineuses. Ces légumineuses sont aussi bien des espèces herbacées, arbuscives et arborescentes. Selon les essais, ces légumineuses sont à des fins alimentaires ou pas (tabl. 1).

Résultats

Jachères à *C. odorata*

Cette étude a été effectuée en 2012 par KASSI *et al.* (2017) sur des sites paysans des villages de Pacobo, Ahérérou 2 et Ahérérou (6°10'-6°15' N, 4°55'-5°00' W, 120 m d'altitude) dans la zone de transition forêt-savane de Côte d'Ivoire.

L'objectif était d'évaluer l'impact des jachères à *C. odorata* âgées de 5 à 10 ans (durées habituelles des jachères dans la région) sur (1) le stockage du COS à 0-20 et 0-40 cm de profondeur, (2) l'activité biologique des sols en surface (0-10 cm, minéralisation du COS et activité β -Glucosidasique) et (3) sur les rendements subséquents de l'igname (*Dioscorea alata*). La minéralisation du carbone (C_{min}) a été mesurée sur des échantillons de sol incubés à 28°C pendant 7 jours (ANDERSON et DOMSCH, 2010) et l'activité β -glucosidasique sur des échantillons incubés à 37 °C pendant 2 heures (HAYANO, 1973).

Les agrosystèmes étaient installés après forêt ou savane. La jachère à *C. odorata* installée après forêt (J_{FOR} , n = 7) a été comparée à la forêt (FOR, n = 10) ; la jachère à *C. odorata* installée après savane (J_{SAV} , n = 3) a été comparée à la savane (SAV, n = 3) selon l'approche synchrone, avec le postulat que les caractéristiques initiales du sol dans les deux types de parcelles en comparaison étaient semblables (BERNOUX *et al.*, 2006). Les stocks de COS ont été calculés selon la formule suivante :

$$\text{Stock COS (Mg C.ha}^{-1}\text{)} = C \text{ (g C.kg}^{-1}\text{)} \times Da \text{ (g.cm}^{-3}\text{)} \\ \times (100 - \% \text{ EG}) \times \text{épaisseur (dm)}$$

où C est la teneur en COS, Da, la densité apparente du sol, % EG le pourcentage d'éléments grossiers, dont les valeurs moyennes sont affichées dans le tableau 2.

Tableau 1
Caractéristiques des sites, plantes et méthodes des études.

Études	Zones agro-écologiques	Types de sols	Types d'expérimentation	Dispositifs expérimentaux	Espèces utilisées	Méthodes d'analyse de C, N
KASSI et al., 2017	Centre, transition forêt-savane	Ferralsols, sableux	Milieu paysan	Distribution aléatoire	<i>Chromolaena odorata</i> (L) King & Robinson	Combustion sèche (CHN)
KONÉ et al., 2008b	Centre, transition forêt-savane	Ferralsols, sableux	Station de recherche	Blocs aléatoires	Non alimentaires et herbacées : <i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC., variété <i>utilis</i> , <i>Pueraria phascoloides</i> (Roxb.) Benth., <i>Lablab purpureus</i> (L.) Sweet	Spectroscopie proche infrarouge, modèle de prédiction construit sur des échantillons du dispositif et de parcelles alentours
KONÉ et al., 2012	Centre, transition forêt-savane	Ferralsols, sableux	Milieu paysan	Parcelles appariées	Non alimentaires, arbustive- <i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp.(*) et herbacée – <i>L. purpureus</i>	Combustion sèche (CHN)
EDOUKOU et al., 2013	Centre, transition forêt-savane	Ferralsols, sableux	Milieu paysan	Parcelles appariées	Non alimentaires, arbustive – <i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp. *, herbacée – <i>L. purpureus</i>	COS : par oxydation, méthode Anne modifiée (NELSON et SOMMERS, 1982) N total : Technicon autoanalyzer
KONÉ et al., 2017b	Centre, transition forêt-savane	Ferralsols, sableux	Milieu paysan	Parcelles appariées	Non alimentaire et arbustive: <i>C. cajan</i> *	Combustion sèche (CHN)
KONATÉ, 2014	Centre-Ouest, forêt	Ferralsols, argilo-sableux à argileux	Station de recherche	Blocs de Fischer	Alimentaires et herbacées : soja (<i>Glycine max</i>), niébé (<i>Vigna unguiculata</i>)	COS : par oxydation, WALKLEY et BLACK (1934) N : Kjeldahl
GNAHOJA et al., 2008	Centre-Ouest, forêt	Ferralsols, argilo-sableux à argileux	Station de recherche	Blocs de Fischer	Non alimentaires et arborescentes : <i>Acacia mangium</i> , <i>Acacia auriculiformis</i>	Combustion sèche (CHN)

* Les graines de *C. cajan* ne sont pas consommées par les populations du Centre de la Côte d'Ivoire où ces études ont eu lieu ; elles le sont par contre dans le Nord-Ouest du pays.

Tableau 2
Paramètres chimiques et physiques du sol dans les différents types de parcelles étudiés
(moyenne \pm erreur standard).

Paramètres du sol	Profondeur (cm)	Couvertures végétales			
		FOR	J _{FOR}	SAV	J _{SAV}
Teneur en COS (g.kg ⁻¹)	0 – 20	17,3 \pm 1,1 a	18,4 \pm 1,8 a	8,5 \pm 1,8 a	11,4 \pm 0,9 b
	0 – 40	12,7 \pm 0,7 a	13,0 \pm 1,3 a	6,8 \pm 1,2 a	8,3 \pm 0,9 a
Densité apparente (g.cm ⁻³)	0 – 20	1,3 \pm 0,0 a	1,3 \pm 0,0 a	1,5 \pm 0,0 a	1,4 \pm 0,1 a
	0 – 40	1,4 \pm 0,0 b	1,4 \pm 0,0 a	1,5 \pm 0,0 a	1,5 \pm 0,0 a
Éléments grossiers (%)	0 – 20	5,4 \pm 2,3 a	4,2 \pm 3,7 a	0,7 \pm 0,4 a	0,9 \pm 0,2 a
	0 – 40	10,8 \pm 4,4 a	7,5 \pm 6,8 a	0,9 \pm 0,4 a	1,0 \pm 0,3 a

FOR : forêt ; SAV : savane ; J_{FOR} : Jachère à *C. odorata* après forêt ; J_{SAV} : jachère à *C. odorata* après savane arbustive. Sur une même ligne et pour le même contexte (FOR vs. J_{FOR} et SAV vs. J_{SAV}), les moyennes affectées d'une même lettre (a, b) ne sont pas significativement différentes au seuil α de 0,05.

Les résultats montrent que les stocks de COS sont similaires sous les forêts et sous les successions de cycles culture d'igname-jachère quelle que soit la profondeur de sol considérée (fig. 2A). Les stocks à 0-20 cm de profondeur sont significativement plus élevés sous les successions culture-jachère que sous les savanes (fig. 2B). La quantité de COS stockée s'élevant à 7,2 Mg C.ha⁻¹ en moyenne pendant 10 années depuis l'installation des jachères à *C. odorata* après savane (J_{SAV}).

L'activité biologique est semblable dans les sols des successions culture-jachère à *C. odorata* et dans les sols forestiers, avec respectivement 382 \pm 37 et 333 \pm 21 mg CO₂-C.kg⁻¹ de sol, et 49 \pm 4 et 42 \pm 4 μ g *p*-nitrophenol.h⁻¹.g⁻¹ de sol. En revanche, l'activité biologique est plus élevée dans les sols des successions culture-jachère que dans ceux des savanes, avec respectivement 249 \pm 15 vs. 129 \pm 25 mg CO₂-C.kg⁻¹ de sol et 33 \pm 1 vs. 20 \pm 2 μ g *p*-nitrophenol.h⁻¹.g⁻¹ de sol. Ces résultats s'expliquent par une production importante de litière de *C. odorata* de bonne qualité (EDOUKOU *et al.*, 2013 ; KASSI *et al.*, 2017).

Les rendements des cultures d'igname après jachère à *C. odorata* sur sols de forêts (J_{FOR}) étaient semblables à ceux des cultures installées sur défriches de forêt (17,9 \pm 2,3 et 17,7 \pm 0,8 t.ha⁻¹ respectivement). En revanche, les rendements sont significativement plus élevés ($p = 0,02$) après jachère à *C. odorata* sur sols de savane (J_{SAV}) que sur défriche de savane (19,5 \pm 3,0 vs. 7,9 \pm 1,4 t.ha⁻¹). Une régression simple (fig. 3) a montré une influence nette des stocks de COS entre 0 et 20 cm de profondeur sur ces rendements ($R^2 = 0,6$, $F = 24$, $p < 0,001$). Ceci explique pourquoi la majorité des producteurs d'igname dans le centre de la Côte d'Ivoire, 80 % selon BOUADI (2009), cultivent ces jachères.

Malgré les potentialités agronomiques des jachères à *C. odorata*, les jachères à légumineuses sont fréquemment rencontrées en Côte d'Ivoire.

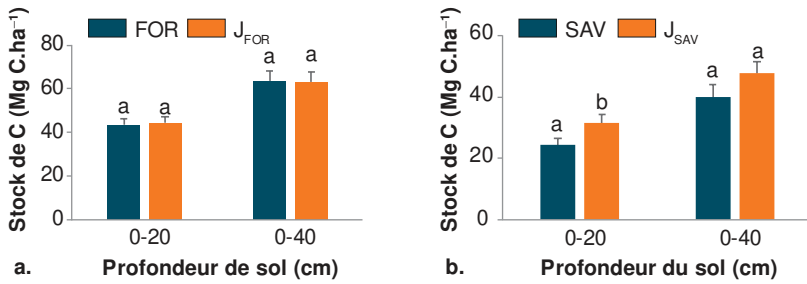


Figure 2

Stocks de COS dans les forêts (FOR), les savanes (SAV) et les jachères à *C. odorata* associées (J_{FOR} et J_{SAV} respectivement). Les bars représentent l'erreur standard. Pour une même couche de sol (0-20 ou 0-40 cm), différentes lettres indiquent une différence significative au seuil α de 0,05.

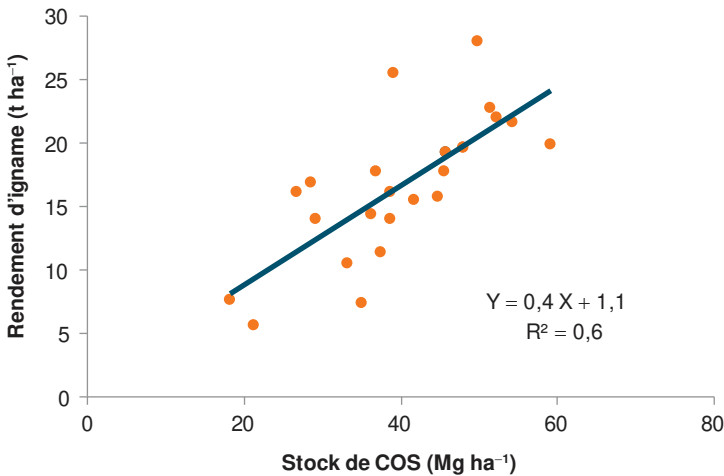


Figure 3

Régression entre les stocks de carbone (0-20 cm) et les rendements des cultures d'igname.

Utilisation de rotation à base de légumineuses herbacées et arbustives non alimentaires

Effet à court terme de *M. pruriens*, de *P. phaseoloides* et *L. purpureus*

Une première étude a été effectuée par KONÉ *et al.* (2008b ; 2017b) entre 2003 et 2004 à la périphérie de la réserve de Lamto (6°13'N, 5°20'W), dans une savane arbustive dominée par l'espèce *Hyparrhenia diplandra* (Andropogoneae). L'objectif était d'évaluer l'effet à court terme de différents modes de gestion de

la fertilité du sol intégrant ou non des légumineuses dans une rotation. La fertilité a été évaluée par la teneur en COS et sur certaines propriétés microbiologiques du sol (minéralisation, biomasse microbienne, etc.). Un dispositif en blocs aléatoires avec trois répétitions a été utilisé. Il y avait huit traitements qui consistaient (1) en des successions culturales : légumineuses-maïs une année sur deux et (2) en une culture continue de maïs avec ou sans apports d'engrais chimiques. Les espèces de légumineuses utilisées étaient *Mucuna pruriens* (L.) DC., variété *utilis*, *Pueraria phaseoloides* (Roxb.) Benth. et *Lablab purpureus* (L.) Sweet, soit en culture pure soit en culture mixte. Les engrais chimiques utilisés étaient l'urée 46 % N (à la dose de 50 kg.ha⁻¹) et le superphosphate triple 45 % P₂O₅ (à la dose de 30 kg.ha⁻¹). Sur chacune des parcelles élémentaires, des échantillons de sols ont été prélevés à l'état initial (t = 0 mois) puis 12 mois plus tard (t = 12 mois), à 0-10 et 10-20 cm de profondeur, afin de mesurer les teneurs en COS et en N total. La minéralisation du COS (0-10 cm) a été mesurée après réhumidification des échantillons à 80 % de la capacité au champ et incubés 21 jours à 30°C (BEKKU *et al.*, 1997). La comparaison des moyennes a été faite à l'aide du test U de Mann-Whitney entre 0 et 12 mois et à l'aide du test de Kruskal-Wallis entre les traitements.

Les résultats ont montré une augmentation de la teneur en COS sur les parcelles à légumineuses, de même que sur celles où les résidus de récolte (maïs) étaient laissés sur place et associés à l'urée et au superphosphate triple (tabl. 3). La teneur du sol en azote total a augmenté sur ces mêmes parcelles ainsi que dans la parcelle ayant reçu de l'urée. Les accroissements les plus importants des teneurs en COS et en azote total (à 0-10 cm de profondeur) ont été observés sous *L. purpureus* et sous l'association des trois légumineuses. En général, le rapport C/N a baissé d'une unité au bout de douze mois (de 14 à 15,5 au début de l'essai à 13,5). La baisse moyenne était significativement plus importante (p = 0,04) sous les parcelles à légumineuses (- 6,77 %) qu'en culture continue de maïs (- 4,77 %). La minéralisation potentielle du COS était en moyenne plus élevée dans les parcelles à légumineuses (42 ± 7,6 mg CO₂.g C⁻¹) qu'en culture continue de maïs (33,1 ± 1,6 mg CO₂.g C⁻¹).

Les stocks et le stockage de COS ont été estimés en utilisant des valeurs moyennes de densité apparente de 1,4 et 1,45 g.cm⁻³ et de pourcentage d'éléments grossier de 0,8 et 1,05 % pour respectivement des profondeurs de 0-10 cm et 0-20 cm (tabl. 4). Ces valeurs ont été mesurées dans des savanes arbustives de la zone d'étude.

Les tendances observées sur les stocks de COS à 0-10 cm sont les mêmes que celles observées sur les teneurs en COS. Pour la couche 0-20 cm, le stockage du COS était significatif dans les parcelles de *P. phaseoloides* et de *L. purpureus* ainsi que dans celles ayant reçu les apports combinés d'urée et de superphosphate triple.

Le stockage du COS sur les parcelles à légumineuses après une année s'élève en moyenne entre 1,1 et 2,1 Mg C.ha⁻¹.an⁻¹ contre 0,7 et 1,6 Mg C.ha⁻¹.an⁻¹ en culture continue, respectivement sur 0-10 et 0-20 cm (fig. 4).

Tableau 3
Évolution des teneurs en COS et en azote total (0-10 cm)
et rendements de maïs grains (moyenne ± erreur standard)
sur les parcelles en rotation avec des légumineuses ou en culture continue de maïs.

Traitements	COS (g.kg ⁻¹)			N total (g.kg ⁻¹ de sol)			Rendement maïs (kg.ha ⁻¹)
	0 mois	12 mois	Δ (%)	0 mois	12 mois	Δ (%)	
<i>M. pruriens</i>	7,7 ± 0,1	8,2 ± 0,2	6,93*	0,54 ± 0,01	0,62 ± 0,02	14,93*	472 ± 58
<i>P. phaseoloides</i>	7,3 ± 0,2	8,0 ± 0,2	9,33*	0,51 ± 0,02	0,59 ± 0,01	17,07*	836 ± 105
<i>L. purpureus</i>	7,2 ± 0,2	8,3 ± 0,2	15,3*	0,5 ± 0,02	0,62 ± 0,01	23,62*	579 ± 43
Parcelles mixtes	7,5 ± 0,2	8,6 ± 0,3	14,7*	0,53 ± 0,02	0,65 ± 0,02	21,64*	653 ± 26
Maïs-U	7,1 ± 0,3	7,6 ± 0,2	8,09	0,49 ± 0,02	0,57 ± 0,01	15,57*	414 ± 111
Maïs-Sp	7,8 ± 0,2	8,2 ± 0,4	4,71	0,56 ± 0,02	0,6 ± 0,03	8,14	284 ± 99
Maïs-U+Sp	7,4 ± 0,1	7,9 ± 0,1	6,65*	0,53 ± 0,01	0,59 ± 0,01	12,32*	559 ± 97
Maïs témoin	7,6 ± 0,3	8,1 ± 0,3	7,42	0,54 ± 0,03	0,61 ± 0,03	12,46	184 ± 98

*Variation significative au seuil de 5 %.

Parcelles mixtes : association des trois espèces de légumineuses ; Maïs-U, Maïs-Sp, Maïs-U+Sp : culture continue de maïs avec apport d'urée, de superphosphate triple et d'urée+superphosphate triple, respectivement ; Maïs témoin : culture continue de maïs sans apport d'engrais minéraux.

Source : KONÉ et al., 2008b.

Tableau 4
Stocks (Mg C.ha⁻¹) et stockage de COS (ΔStock moyen ± erreur standard en Mg C.ha⁻¹.an⁻¹)
pour les profondeurs de sol 0-10 cm et 0-20 cm selon les différents traitements.

Traitements	Profondeur 0-10 cm			Profondeur 0-20 cm		
	Stock		ΔStock	Stock		ΔStock
	initial	à 1 an		initial	à 1 an	
<i>M. pruriens</i>	10,7 ± 0,1	11,4 ± 0,3	0,7 ± 0,3	21,4 ± 0,5	22,9 ± 0,9	1,6 ± 0,6
<i>P. phaseoloides</i>	10,1 ± 0,3	11,1 ± 0,2	0,9 ± 0,2*	19,3 ± 0,5	21,6 ± 0,5	2,4 ± 0,0*
<i>L. purpureus</i>	10,1 ± 0,3	11,5 ± 0,3	1,4 ± 0,2*	19,9 ± 0,7	22,5 ± 0,7	2,6 ± 0,4*
Parcelle mixte	10,5 ± 0,3	12,0 ± 0,4	1,5 ± 0,1*	21,1 ± 0,8	22,9 ± 0,9	1,7 ± 0,4
Maïs-U	9,8 ± 0,4	10,6 ± 0,2	0,7 ± 0,4	19,2 ± 1,0	20,7 ± 0,9	1,4 ± 0,4
Maïs-Sp	10,8 ± 0,3	11,3 ± 0,5	0,5 ± 0,2	21,1 ± 0,9	22,5 ± 1,1	1,5 ± 0,5
Maïs-U+Sp	10,3 ± 0,2	11,0 ± 0,1	0,7 ± 0,2*	20,2 ± 0,4	21,5 ± 0,3	1,3 ± 0,6*
Maïs témoin	10,6 ± 0,4	11,4 ± 0,5	0,8 ± 0,1	20,6 ± 0,8	22,5 ± 0,7	2,0 ± 0,1

*ΔStock significativement différent de zéro au seuil de 5 %.

Parcelles mixtes : association des trois espèces de légumineuses ; Maïs-U, Maïs-Sp, Maïs-U + Sp : culture continue de maïs avec apport d'urée, de superphosphate triple et d'urée + superphosphate triple, respectivement ; Maïs témoin : culture continue de maïs sans apport d'engrais minéraux.

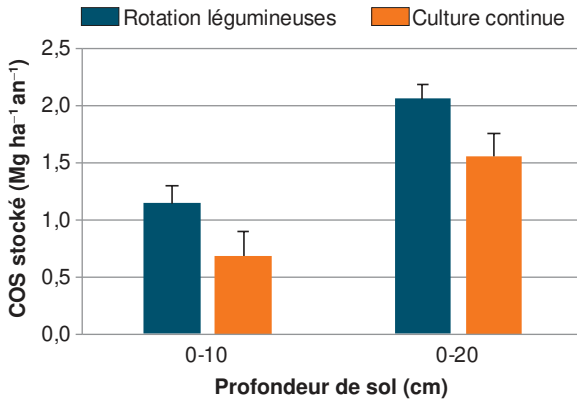


Figure 4

Stockage du COS dans les parcelles de rotation maïs-légumineuses et de culture continue de maïs (avec ou sans engrais minéraux).

Les rendements en grains de maïs varient significativement entre les traitements ($p = 0,002$), les plus élevés étant observés sur les rotations avec *L. phaseoloides*, *L. purpureus*, et les parcelles mixtes (tabl. 3). Les parcelles de culture continue de maïs, montrent des rendements généralement plus faibles. Néanmoins, après un apport combiné d'urée et de superphosphate triple, les rendements sont proches des rendements observés dans les rotations à base de *L. purpureus* et les parcelles mixtes.

Dans les parcelles en rotation avec des légumineuses, l'activité biologique du sol est stimulée par la qualité des résidus (DINESH *et al.*, 2004 ; KONÉ *et al.*, 2012) qui alimentent le stock de COS. En culture continue de maïs, l'amélioration du stockage de carbone dans les parcelles ayant reçu de l'urée peut s'expliquer également par l'amélioration de la minéralisation du carbone, probablement due cette fois à une baisse du ratio C/N des résidus comme rapporté dans des travaux antérieurs (WHITBREAD *et al.*, 2003).

Comparaison du précédent *C. odorata* avec les précédents *C. cajan* ou *L. purpureus*

Deux autres études se déclinant en trois tests de comparaison, ont été conduites dans la même région que précédemment, en milieu paysan, de 2009 à 2011 (KONÉ *et al.*, 2012 ; EDOUKOU *et al.*, 2013, tabl. 1). Ces études ont porté sur l'effet à court terme (1 an et 2 ans) des précédents culturaux à légumineuses (*Cajanus cajan* et *L. purpureus*) par rapport aux couvertures végétales naturelles (savane herbeuse et jachère à *C. odorata*) sur les teneurs en COS, azote total et phosphore extractible ainsi que sur la minéralisation de l'azote. Les mesures ont été effectuées à 0-10 cm de profondeur du sol.

Ces trois tests étaient les suivants : *C. cajan* vs savane (test 1) ; *L. purpureus* vs jachère à *C. odorata* (test 2) ; et *C. cajan* vs jachère à *C. odorata* (test 3).

Ces comparaisons ont été faites sur trois sites distincts (n = 3), selon l'approche synchrone, au bout d'un an pour le test 1 et de 2 ans pour les tests 2 et 3.

Le phosphore extractible a été dosé par la méthode Bray-1 (OLSEN et SOMMERS, 1982) et l'azote minéral par la méthode de BREMNER (1965). La comparaison des moyennes a été faite à l'aide du test Wilcoxon au seuil 5 %.

Les principaux résultats sont présentés dans le tableau 5. Ces études, comme la précédente, ont montré que le précédent cultural « légumineuse » augmente les teneurs de COS (test 2) et surtout la teneur du sol en phosphore extractible, par rapport aux précédents « savane » ou « jachère à *C. odorata* ». Le stockage du carbone a également été amélioré sous *L. purpureus* par rapport à *C. odorata*.

Tableau 5
Paramètres de fertilité du sol (0-10 cm) sous précédents légumineux
et sous végétations naturelles (moyenne ± erreur standard).

Paramètres du sol	Test 1		Test 2		Test 3	
	<i>C. cajan</i>	Savane	<i>L. purpureus</i>	<i>C. odorata</i>	<i>C. cajan</i>	<i>C. odorata</i>
C organique (g.kg ⁻¹)	7,3 ± 2,1	5,0 ± 0,6	26,9 ± 2,5	22,7 ± 1,7*	21,3 ± 1,2	18,6 ± 3,1
N total (g.kg ⁻¹)	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,0	2,7 ± 0,4	2,3 ± 0,2	2,1 ± 0,2	1,8 ± 0,2
C/N	16,5 ± 0,1	18,1 ± 0,1*	10,2 ± 0,3	10,1 ± 0,1	10,4 ± 0,1	10,4 ± 0,4
P Bray-1 (mg.kg ⁻¹)	10,5 ± 0,6	7,0 ± 1,0*	15,3 ± 2,0	11,7 ± 1,5*	15,7 ± 3,6	10,7 ± 2,6*
pH _(eau)	6,0 ± 0,1	6,0 ± 0,1	7,6 ± 0,2	7,1 ± 0,2	7,2 ± 0,5	7,3 ± 0,5
NH ₄ ⁺ (mg.kg ⁻¹)	15,0 ± 4,2	11,0 ± 1,6	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ (mg.kg ⁻¹)	4,0 ± 1,7	4,2 ± 0,9	-	-	-	-
Da (g.cm ⁻³)	1,4 ± 0,0	1,5 ± 0,0*	1,4 ± 0,9	1,2 ± 0,8	1,4 ± 0,9	1,4 ± 0,1
Humidité (%)	9,8 ± 1,4	6,4 ± 0,8	16,1 ± 3,1	15,3 ± 4,4	15,3 ± 2,3	12,6 ± 1,2
Stock de C (Mg.ha ⁻¹)	10,0 ± 2,7	7,1 ± 0,8	35,2 ± 5,4	28,4 ± 2,4*	24,0 ± 1,2	25,4 ± 4,7

* Pour un même test, différence significative au seuil de 5 %.

Sources : KONÉ *et al.*, 2012 pour le test 1 ; EDOUKOU *et al.*, 2013 pour les tests 2 et 3.

Amélioration des jachères à *C. odorata* par association avec *C. cajan*

Une quatrième étude, conduite sur des parcelles paysannes dans la même zone entre 2012 et 2015 (KONÉ *et al.*, 2017b), portait sur l'amélioration des jachères à *C. odorata* à travers leur association avec la légumineuse arbustive *C. cajan*. En effet, une des solutions proposées pour améliorer la qualité de la jachère à *C. odorata*, espèce connue pour augmenter la disponibilité du phosphore (KASSI

et al., 2017), serait d'y associer la légumineuse *C. cajan* qui a l'avantage d'accroître la disponibilité de l'azote. Dans la mesure où l'espèce *C. cajan* résiste à la concurrence imposée par *C. odorata*, le temps de travail important dévolu à l'entretien des parcelles serait ainsi éliminé. L'étude a été faite selon l'approche synchrone également, comparant deux traitements par paires sur trois sites distincts : (1) *C. odorata* et (2) *C. odorata* + *C. cajan* (parcelle mixte). Sur la parcelle mixte, les graines de légumineuses ont été semées à un espacement d'environ 2 m. Les parcelles ont ensuite évolué pendant deux années sans intervention. Les paramètres de fertilité du sol (C, N, P extractible, CEC, pH) ont été mesurés à 0-10 cm de profondeur ainsi que les rendements de l'igname cultivée après ces deux années de jachère.

Comme précédemment, les teneurs en COS, azote total ($p = 0,04$ pour les deux) et phosphore extractible sont significativement ($p = 0,03$) augmentées avec la présence de la légumineuse dans la jachère (tabl. 6). De même, le stockage du carbone a été amélioré avec le renforcement de la jachère naturelle par *C. cajan*. Le rendement de l'igname y a également augmenté ($p = 0,04$) de 35 %. Toutefois, ces rendements étaient largement en deçà des rendements moyens dans la région (9-22 t.ha⁻¹) et du rendement moyen national, de l'ordre de 8 à 10 t.ha⁻¹ (FAO-IITA, 1999 ; ETTIEN et al., 2014b). Ces écarts peuvent s'expliquer par des conditions pluviométriques particulièrement défavorables en 2014 durant la période de culture de l'igname (avril à décembre) – 796 mm de pluies contre en moyenne 994 mm les dix années précédentes, soit un déficit de 200 mm – doublée d'une mauvaise répartition des pluies durant cette même période.

Tableau 6
Paramètres physiques et chimiques du sol (0-10 cm)
deux années après la mise en place des parcelles.

Paramètres du sol	<i>C. odorata</i>	<i>C. odorata</i> + <i>C. cajan</i>
COS (g.kg ⁻¹)	12,9 ± 0,4 a	15,1 ± 0,5 b
N total (g.kg ⁻¹)	1,1 ± 0,1 a	1,5 ± 0,1 b
C/N	11,5 ± 1,2 a	10,4 ± 0,9 a
P Bray-I (mg.kg ⁻¹)	20,3 ± 2,6 a	32,3 ± 3,5 b
CEC (cmol _c .kg ⁻¹)	6,9 ± 0,8 a	7,2 ± 0,5 a
pH _{eau}	7,1 ± 0,1 a	7,0 ± 0,0 a
Densité apparente (g.cm ⁻³)	1,1 ± 0,0 a	1,0 ± 0,0 a
Humidité (%)	8,6 ± 0,1 a	9,0 ± 0,7 a
Stock de carbone (Mg.ha ⁻¹)	13,5 ± 0,3 a	15,3 ± 0,3 a
Rendement de l'igname (t.ha ⁻¹)	5,2 ± 0,5	7,04 ± 0,6

Sur la même ligne, les valeurs affectées de lettres différentes sont significativement différentes au seuil de 5 %.
Source : KONE et al., 2017b.

Utilisation de légumineuses herbacées alimentaires

Cette étude a été effectuée par KONATÉ (2014) à Gagnoa (7°44 N, 5°04 W, 376 m) dans le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, en station de recherche pendant deux années consécutives (2010 et 2011). Elle a comparé l'effet des précédents culturaux constitués de soja (*Glycine max*), de niébé (*Vigna unguiculata*) et de riz (variété NERICA1) sur la fertilité du sol dans un dispositif en blocs de Fisher avec trois répétitions. Au bout de la première année, des échantillons de sol (0-20 cm) ont été prélevés et les paramètres de fertilité mesurés. La seconde année, toutes les parcelles ont été défrichées, le riz a été semé sur chacune d'elles et les paramètres de fertilité du sol à nouveau mesurés à la récolte du riz. Les moyennes ont été comparées à l'aide d'une analyse de variance (logiciel SAS v 9.0) au seuil de 5 %. Lorsque les différences étaient significatives, le test de Newman-Keul a été utilisé pour la séparation des moyennes.

Au bout de la première année, la teneur du sol en COS était significativement plus élevée sous le niébé que sous les deux autres couvertures alors que l'azote ne montrait aucune différence (tabl. 7). Au bout de la seconde année, la teneur en COS était significativement plus élevée sur les parcelles à précédent légumineuses (soja et niébé) que sur les parcelles de culture continue de riz.

La teneur en azote était améliorée avec le soja, mais pas avec le niébé par rapport à la culture continue de riz. Comme dans les études précédentes, on note un rapport C/N plus faible dans les parcelles à précédent légumineuses.

Tableau 7
Statut organique de la couche 0-20 cm du sol dans les différentes parcelles.

Précédents culturaux	C organique (g.kg ⁻¹)		N total (g.kg ⁻¹)		C/N	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2
Soja	14,0 ± 1,0 a	18,0 ± 0,0 a	1,0 ± 0,0 a	3,0 ± 0,1 a	10,7 ± 0,1 a	7,0 ± 0,1 a
Niébé	16,0 ± 1,0 b	18,0 ± 0,0 a	2,0 ± 0,0 a	2,0 ± 0,0 b	10,7 ± 0,1 a	7,6 ± 0,0 a
Riz	14,0 ± 0,0 a	16,0 ± 1,0 b	1,0 ± 0,0 a	2,0 ± 0,1 b	10,8 ± 0,1 a	8,3 ± 0,2 b

Dans la même colonne, les valeurs suivies de la même lettre ne sont pas différentes au seuil de 5 %.

T1, T2 : année 1, 2.

Source: KONATÉ, 2014.

Utilisation de légumineuses arborescentes

Dans le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, à Oumé (06°17' N et 05°31' W), l'effet du précédent « légumineuses arborescentes » sur la fertilité du sol et sur les rendements d'une culture d'igname a été étudié (GNAHOUA *et al.*, 2008). Les espèces utilisées – *Acacia mangium* et *Acacia auriculiformis* – ont été comparées à *C. odorata*, l'espèce dominante dans les jachères non contrôlées (régénération naturelle). Ces trois types de parcelles étaient âgés de 3 ans selon l'historique suivant : au cours des deux premières années, chacune des espèces de légumineuses

était associée à une culture vivrière – igname et riz successivement – tandis que la parcelle de *C. odorata* a été totalement défrichée et plantée d'ignames puis de riz. Au cours de la troisième année, les trois types de parcelles ont été mis en jachères respectives à *C. odorata*, *A. mangium* et *A. auriculiformis*. À la fin de l'année, des échantillons de sol ont été prélevés à 0-15 cm de profondeur pour en mesurer les teneurs en COS et en éléments nutritifs. En quatrième année, les parcelles ont été défrichées et plantées d'ignames dont les rendements ont été estimés à partir des tubercules frais. Chacun de ces traitements était répété quatre fois.

Les résultats n'ont pas montré d'amélioration significative des teneurs en COS et azote total. Les teneurs en COS étaient en effet de 19, 21 et 19 g C.kg⁻¹ sous *C. odorata*, *A. mangium* et *A. auriculiformis*, respectivement et celles en azote total de 1,9, 2,1 et 1,9 g N.kg⁻¹ respectivement. Toutefois, les rendements de la culture d'igname étaient significativement plus élevés après *A. mangium* (8,8 t. ha⁻¹) et *A. auriculiformis* (5,2 t.ha⁻¹) qu'après la jachère naturelle à *C. odorata* (2,7 t.ha⁻¹). Ces augmentations ont été attribuées à la quantité de résidus de végétaux plus importante sur les parcelles de légumineuses après défriche et à la brièveté de la jachère à *C. odorata* (1 an contre 3 ans de présence de légumineuses). Il semble que les jachères arborées à légumineuses nécessitent davantage de temps (> 3 ans) pour améliorer la fertilité du sol de façon significative.

Conclusions

Ces études expérimentales, en station ou en milieu paysan, ont toutes montré des effets bénéfiques des légumineuses sur le stockage du COS et sur les rendements des cultures, parfois significatifs dès les premières années de leur introduction. Ces études confirment que la quantité et la qualité des résidus de légumineuses retournés au sol sont favorables à l'activité biologique et au statut organique des sols (BLANCHART *et al.*, 2006 ; KONÉ *et al.*, 2012). Ces études ont aussi montré que l'effet des légumineuses sur la MO du sol dépend de l'interaction sol-espèce de plante dans l'écosystème d'origine, de l'espèce de légumineuses elle-même et de la durée de son action. En effet, dans les écosystèmes de savane où les sols sont pauvres en COS, toutes les espèces de légumineuses testées ont permis une amélioration significative des teneurs au bout d'un an seulement. Ces espèces, utilisées en jachères, n'ont pourtant pas toujours permis d'améliorer les teneurs de COS, même après un délai de 2 ans, par rapport à une jachère naturelle dominée par l'espèce *C. odorata*. Cependant, l'association de légumineuses à *C. odorata* a amélioré significativement la teneur en COS au bout de 2 ans, par rapport à la jachère pure à *C. odorata*. Dans le cas des espèces de légumineuses arborescentes, une durée de 3 ans n'est pas suffisante pour observer un effet significatif sur le COS. En effet, le

développement de ce type de plante a besoin de plus de temps avant de restituer une partie appréciable de biomasse sous forme de litières, y compris racinaires. Même sans être associées avec des légumineuses, les jachères à *C. odorata* ont montré leur aptitude à améliorer relativement rapidement le stockage du carbone dans le sol, surtout dans les sols de savane, plus pauvres en carbone organique. L'efficacité de cette jachère pourrait être plus grande si la biomasse qu'elle produit n'est pas brûlée après défrichage (N'DRI *et al.*, 2019).

La capacité de certaines espèces de légumineuses, telles que *C. cajan*, à se développer sans aucune intervention sur les mêmes sites que *C. odorata* donne la triple opportunité de limiter le temps de travail habituellement dévolu à l'entretien des jachères améliorées, d'améliorer le stockage carbone dans les jachères de courte durée et de promouvoir l'adoption des légumineuses par les agriculteurs. Cette association *C. odorata*-*C. cajan* devrait donc faire l'objet d'une promotion auprès des paysans. Des tests agronomiques du même genre devraient être faits sur d'autres espèces de légumineuses dans le même but.

Même si certaines espèces de légumineuses herbacées améliorent la MO du sol et les rendements des cultures à court terme (1 à 2 ans), le maintien du statut organique du sol nécessite la présence de ces espèces sur les parcelles cultivées pendant les périodes inter-culturelles. En effet, les résidus issus des espèces herbacées sont sujets à un turnover accéléré pouvant entraîner une perte rapide de la MO du sol, surtout dans les sols sableux, et entraver ainsi la production vivrière.

Le stockage du COS étant un processus relativement lent, des études sur la capacité des légumineuses à restaurer les stocks organiques des sols devront être réalisées sur des périodes supérieures à 3 années, afin de tirer des conclusions plus fiables et faire des recommandations plus solides aux utilisateurs dans les différentes zones agro-écologiques de la Côte d'Ivoire.

Bibliographie

AGGARWAL P., ZOUGMORÉ R., KINYANGI J., 2013
Climate-smart villages: a community approach to sustainable agricultural development.
Copenhagen, Denmark, CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS).

ANDERSON T. H., DOMSCH K. H., 2010
Soil microbial biomass: the eco-physiological approach. *Soil Biology and Biochemistry*, 42 : 2039-2043.

AUTFRAY P., 2002
Effets des litières sur l'offre en azote d'origine organique dans des systèmes de culture de maïs à couvertures végétales. Étude de cas dans la zone à forêt semi-décidue de Côte d'Ivoire.
École nationale supérieure agronomique de Montpellier, France.

BECKER M., JOHNSON D. E., 1998
Legumes as dry season fallow in upland rice-based systems of West Africa. *Biology and Fertility of Soils*, 27 (4) : 358-367.

BEKKU Y., KOIZUMI H., OIKAWA T., IWAKI H., 1997

Examination of four methods for measuring soil respiration. *Applied Soil Ecology*, 5 (3) : 247-254.

BERNOUX M., FELLER C., CERRI C. C., ESCHENBRENNER V., CERRI C. E. P., 2006

« Soil carbon sequestration ». In Roose E., Lal R., Feller C., Stewart B. A. (éd.) : *Soil erosion and carbon dynamics*, Boca Raton, Taylor et Francis : 13-22.

BLANCHART E., VILLENAVE C., VIALLATOUX A., BARTHÈS B., GIRARDIN C., AZONTONDE A., FELLER C., 2006

Long-term effect of a legume cover crop (*Mucuna pruriens* var. *utilis*) on the communities of soil macrofauna and nematofauna, under maize cultivation, in southern Benin. *European Journal of Soil Biology*, 42 : S136-S144.

BOUADI L. E. C., 2009

Rôle des jachères à *Chromolaena odorata* dans le terroir du village d'Ahéremou-2. Mémoire de Diplôme universitaire de technologie, URES-Université de Bouaké, Côte d'Ivoire.

BREMNER J. M., 1965

« Total nitrogen ». In Black A. (éd.) : *Methods of soil analysis. Chemical and microbial properties*, Madison, WI, USA, American Society of Agronomy : 1049-1178.

CHARPENTIER H., DOUMBIA S., COULIBALY Z., ZANA O., 1999

Fixation de l'agriculture au nord et au centre de la Côte d'Ivoire : quels nouveaux systèmes de culture ? *Agriculture et développement*, 21 : 69 p. Téléchargeable : https://agritrop.cirad.fr/392539/1/document_392539.pdf

DINESH R., 2004

Long-term effects of leguminous cover crops on microbial indices and their relationships in soils of a coconut plantation of a humid tropical region. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167 (2) : 189-195.

EDOUKOU E. F., KONÉ A., TONDOH J. E., 2013

Les jachères à base de *Chromolaena odorata* (Asteraceae) et de légumineuses ont-elles les mêmes potentialités agronomiques ? *Étude et Gestion des Sols*, 20 : 95-106.

ETTIEN J., GNAHOVA J.-B., N'ZUÉ B., KOUAO A., YAO-KOUAME A., DE NEVE S., BOECKX P., 2014A

Ferralsols of southern Côte d'Ivoire under strong land pressure: what alternative to an improving soil fertility for a sustainable cassava production? *Basic Research Journal of Soil and Environmental Science*, 2 (6) : 62-69.

ETTIEN D. J. B., KOUADIO K.-K. H., N'GORAN E., YAO-KOUAMÉ A., GIRARDIN O., 2014B

Improving the performance of a traditional variety of yam produced under Ferralsol poor in organic matter in the forest areas of Côte d'Ivoire. *International Journal of Agronomy and Agricultural Research*, 4 (1) : 76-84.

FAO-IITA, 1999

Agriculture policy for sustainable management and use of natural resources in Africa. Ibadan, Nigeria, IITA-Intec Printers.

FELLER C., 1995

La matière organique du sol : un indicateur de la fertilité. Application aux zones sahélienne et soudanienne. *Agriculture et Développement*, 8 : 35-41.

GNAHOVA G. M., KOUASSI F. Y., ANGUP P. K. T., BALLE P., OLIVIER R., PELTIER R., 2008

Effets des jachères à *Acacia mangium*, *Acacia auriculiformis* et *Chromolaena odorata* sur la fertilité du sol et les rendements de l'igname (*Dioscorea* spp.) en zone forestière de Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, 20 (3) : 291-301.

GNAHOVA G. M., OLIVER R., NGUESSAN K. A., BALLE P., 2013

Production et retombées minérales des litières chez quatre espèces de légumineuses arborées, utilisées en amélioration de jachères, en zone forestière de Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, 72 : 5800-5809.

GUILLAUMET J.-L., ADJANOHOUN E., 1971

« La végétation de Côte d'Ivoire ». In Avenard J.-M., Eldin M., Girard G., Sircoulon J., Touchebeuf P., Guillaumet J.-L., Adjanohoun E. (éd.) : *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*, Paris, Mémoires ORSTOM 50, 391 p.

HAYANO K., 1973

A method for determination of β -glucosidase activity in soil. *Soil Science and Plant Nutrition*, 19 : 103-108.

- KASSI S.-P. A. Y., KONÉ A. W., TONDOH J. E., KOFFI B. Y., 2017**
Chromolaena odorata fallow-cropping cycles maintain soil carbon stocks and yam yields 40 years after conversion of native- to farmland, implications for forest conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247 : 298-307.
- KASSIN K., YORO G., 2009**
 Rapport d'activité du Programme gestion durable des sols et maîtrise de l'eau (GDSME). Gagnoa, CNRA, 17 p.
- KLUGE R. L., ZACHARIADES C., 2006**
 Assessing the damage potential of the stem-boring weevil *Lixus aemulus* for the biological control of *Chromolaena odorata*. *BioControl*, 51 (4) : 547-552.
- KONATÉ Z., 2014**
Étude des arrières effets du soja (Glycine max.) et du niébé (Vigna unguiculata) sur quelques propriétés physico-chimiques des sols et sur la productivité du riz pluvial de plateau : cas de Gagnoa au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat, université Félix Houphouët-Boigny.
- KONÉ A. W., TONDOH J. E., ADURAMIGBA-MODUPE V. O., DELEPORTE P., ORENDO-SMITH R., BRUNET D., 2017a**
 Legume- and fertilizer-derived nutrient use efficiencies by maize in a Guinea savannah of Côte-d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, 29 (1) : 33-48.
- KONÉ A., KABLAN A. B. M. K., GAUZE-TOUAO K. M., DJESSOU S. A., KONÉ B., 2017b**
 Agroforestry technique for minimal extra-labour: influence of *Chromolaena-Cajanus* combination on soil chemistry and biology, and yam yields. *Environment and Natural Resources Research*, 7 : 109-119.
- KONÉ A. W., TONDOH J. E., ANGUI P. K. T., BERNHARD-REVERSAT F., LORANGER-MERCIRIS G., BRUNET D., BRÉDOUMI S. T. K., 2008A**
 Is soil quality improvement by legume cover crops a function of the initial soil chemical characteristics? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 82 (1) : 89-105.
- KONÉ A., TONDOH J. E., BERNHARD-REVERSAT F., LORANGER-MERCIRIS G., BRUNET D., TANO Y., 2008B**
 Changes in soil biological quality under legume- and maize-based farming systems in a humid savanna of Côte d'Ivoire. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 12 (2) : 147-155.
- KONÉ A. W., EDOUKOU E. F., TONDOH J. E., GONNETY J. T., ANGUI P. K. T., MASSE D., 2012**
 Comparative study of earthworm communities, microbial biomass, and plant nutrient availability under 1-year *Cajanus cajan* (L.) Millsp and *Lablab purpureus* (L.) Sweet cultivations versus natural regrowths in a Guinea savanna zone. *Biology and Fertility of Soils*, 48 (3) : 337-347.
- KOUADIO K. K. H., DOUDOU D. T., TSCHANNEN A., DAO D., GIRARDIN O., 2011**
 Techniques agroforestières à base de *Gliricidia sepium* à l'est de la Côte d'Ivoire : impacts et perspectives. *Journal of Animal and Plant Sciences*, 11 (1) : 1374-1379.
- KOUASSI N. A., 2000**
 « Utilisation des plantes de couverture comme substitution à la jachère pour la culture de la canne à sucre en Côte d'Ivoire ». In Floret C. et Pontanier R. (éd.) : *La jachère en Afrique tropicale : rôles, aménagement, alternatives. I. Actes du séminaire international, Dakar, 13-16 avril 1999*, Paris, Montrouge, France, IRD, John Libbey Eurotext, Paris : 611-615.
- KOUTIKA L.-S., HAUSER S., MEUTEUM KAMGA J. G., YERIMA B., 2004**
 Comparative study of soil properties under *Chromolaena odorata*, *Pueraria phaseoloides* and *Calliandra calothyrsus*. *Plant and Soil*, 266 : 315-323.
- KOUTIKA L.-S., RAINEY H. J., 2010**
Chromolaena odorata in different ecosystems: weed or fallow plant? *Applied Ecology and Environmental Research*, 8 : 131-142.
- KURWAKUMIRE N., CHIKOWO R., MTAMBANENGWE F., MAPFUMO P., SNAPP S., JOHNSTON A., ZINGORE S., 2014**
 Maize productivity and nutrient and water use efficiencies across soil fertility domains on smallholder farms in Zimbabwe. *Field Crops Research*, 164 : 136-147.
- MUNIAPPAN R., REDDY G. V. P., LAI P.-Y., 2005**
 « Distribution and biological control of *Chromolaena odorata* ». In Inderjit S. (éd.) : *Invasive plants: ecological and agricultural aspects*, Basel, Birkhäuser Verlag : 223-233.

N'DRI A. B., KONÉ A. W., LOUKOU S. K. K., BAROT S., GIGNOUX J., 2019

Carbon and nutrient losses through biomass burning, and links with soil fertility and yam (*Dioscorea alata*) production. *Experimental Agriculture*, 55 (5) : 738-751.

NELSON D. W. A. S., SOMMERS L. E., 1982

« Total carbon, organic carbon, and organic matter ». In Page A. L. et Miller R. H. K., D. R. (éd.) : *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, Madison, WI, USA, ASA-SSA : 536-577.

N'GORAN A., KANGA N. A., 2000

« Influence d'un précédent de légumineuse herbacée et d'une jachère courte de deux ans sur la productivité du maïs au Nord de la Côte d'Ivoire ». In Floret C. et Pontanier R. (éd.) : *La jachère en Afrique tropicale : rôles, aménagement, alternatives. 1. Actes du séminaire international, Dakar, 13-16 avril 1999*, Paris, Montrouge, France, IRD, John Libbey Eurotext, Paris : 616-621.

NORGROVE L., HAUSER S., 2016

Biophysical criteria used by farmers for fallow selection in West and Central Africa. *Ecological Indicators*, 61 : 141-147.

OJEM J. O., FRANKE A. C., VANLAUWE B., RIDDER N. A. D., GILLER K. E., 2014

Benefits of legume-maize rotations: assessing the impact of diversity on the productivity of smallholders in Western Kenya. *Field Crops Research*, 168 : 75-85.

OLSEN S. R., SOMMERS L. E., 1982

« Phosphorus ». In Page A. L. et Miller R. H. K., D. R. (éd.) : *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. Madison, WI, USA, ASA-SSA : 403-430.

PEEL M. C., FINLAYSON B. L., MCMAHON T. A., 2007

Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11 (5) : 1633-1644.

RIOU G., 1974

Les sols de la savane de Lamto. *Bulletin de liaison des chercheurs de Lamto. Numéro spécial. Analyse d'un écosystème tropical humide : la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). Fascicule 1. Les facteurs physiques du milieu* :3-43.

RUF F., 2012

L'adoption de l'hévéa en Côte d'Ivoire. Prix, mimétisme, changement écologique et social. *Économie rurale*, 330-331 : 103-124.

SIMELTON E. S., CATACTAN D. C., DAO T. C., DAM B. V., LE T. D., 2017

Factors constraining and enabling agroforestry adoption in Viet Nam: a multi-level policy analysis. Agroforestry Systems, 91 : 51-67.

SLAATS J. P. P., 1995

Chromolaena odorata fallow in food cropping systems: an assessment in South-West Ivory Coast. Thèse de doctorat, université de Wageningen.

TIAN G., KOLAWOLE G. O., KANG B. T., KIRCHHOF G., 2000

Nitrogen fertilizer replacement indexes of legume cover crops in the derived savanna of West Africa. *Plant and Soil*, 224 (2) : 287-296.

WALKLEY A. J., BLACK I. A., 1934

Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37 : 29-38.

WHITBREAD A., BLAIR G., KONBOON Y., LEFROY R., NAKLANG K., 2003

Managing crop residues, fertilizers and leaf litters to improve soil C, nutrient balances, and the grain yield of rice and wheat cropping systems in Thailand and Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 100 (2) : 251-263.

Partie 4

Carbone, matières organiques des sols et agricultures durables



Construction d'un cordon pierreux renforcé
par du vétiver dans un village du nord du Togo.
© IRD/T. Chevallier

Christian Pieri, *Fertilité des terres de savanes :* 25 ans après

Hervé GUIBERT

Introduction

Le livre de Christian PIERI (1989), *Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara*, a marqué une étape importante dans les exposés de l'état et des causes de la dégradation des terres en Afrique subsaharienne et des solutions à y apporter. Son succès repose sur la qualité des synthèses réalisées sur ce thème, établissant ainsi un état des lieux et des connaissances en 1989.

Il nous est apparu intéressant de voir (1) quelles nouvelles connaissances fondamentales ont été apportées sur les processus d'évolution de la fertilité des sols dans cette région durant les 25 années qui ont suivi la parution de cet ouvrage (période 1989-2014), (2) si le diagnostic posé par Christian Pieri était toujours d'actualité et (3) si des avancées significatives en matière de lutte contre la dégradation des sols ont été réalisées depuis.

Évolution des rendements nationaux

Bilan établi par PIERI (1989)

Avant d'aborder les aspects techniques de la dégradation des sols, Pieri analyse en 1989 l'évolution des rendements nationaux sur les 30 à 40 années précédentes

et distingue trois situations : (1) des rendements en baisse : mil et sorgho au Niger, arachide au Sénégal ; (2) des rendements en stagnation : mil et arachide au Mali et au Burkina Faso et (3) des rendements en augmentation : maïs et coton au Mali, coton au Burkina Faso.

Situation 25 ans après

La confrontation des rendements nationaux sur les périodes 1960-1980 et 2000-2014, pour chacune des trois situations, figure aux tableaux 1 à 3.

Le constat est le suivant : bien que la majorité des rendements nationaux montre une augmentation dans les années qui ont suivi l'analyse de PIERI (1989), celle-ci est faible. Pour les rendements en déclin en 1980, l'évolution sur les décennies qui suivent est parfois une poursuite de la baisse des rendements (tabl. 1). Pour les rendements en stagnation en 1980, l'évolution est une augmentation : entre 37 et 58 % en 25 ans (tabl. 2). Pour les rendements en augmentation en 1980, la progression se poursuit mais ne permet d'atteindre que la tonne (ou Mg) par hectare, sauf pour le maïs au Mali avec 1,8 Mg.ha⁻¹ (tabl. 3). Les rendements nationaux sont donc, sauf exception, restés à des niveaux faibles. Selon l'Economic research service utilisant les données de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et cité par OGUNKUNLE et MUSUMBA (2014), les rendements moyens en céréales entre 1990 et 2010 des pays à faible revenu et à déficit vivrier (PFRDV) d'Afrique subsaharienne ont stagné autour d'une tonne de grains par hectare, très en dessous des valeurs atteintes dans les PFRDV des régions d'Afrique du Nord, d'Amérique latine et d'Asie qui ont vu ces rendements progresser jusqu'à atteindre 2,0 à 2,5 Mg.ha⁻¹ pendant la même période.

Il est difficile à partir de ces seules données de connaître les causes de ces quasi-stagnations, l'évolution des rendements étant la résultante de facteurs multiples (*i.e.* climat, fertilité des sols, pratiques culturales, pression des ravageurs). En ce qui concerne le climat, les années 1960-1980 sont marquées par deux périodes climatiques distinctes au Sahel, une période humide avant 1970 et une période de sécheresse ensuite. Ceci rend difficile la comparaison des rendements entre ces deux périodes. Selon LEBEL et ALI (2009), le déficit pluviométrique en Afrique de l'Ouest est resté inchangé entre 1990-2007 et 1970-1989, supérieur à la moyenne de 1950-1969, même si les années 2000-2006 correspondent à une période plus humide.

PIERI (1989) indique que l'accroissement des productions s'effectue principalement à travers l'extension des surfaces cultivées et, dans quelques rares cas, par l'intensification des cultures. Du fait de l'accroissement concomitant de la population, les productions des cultures vivrières par habitant en Afrique subsaharienne, entre les périodes 1968-1972 et 2008-2012, n'ont progressé que de 10 % en passant de 254 à 280 kg par habitant. Dans la même période, la production de viande par habitant n'a pas évolué (14 kg.an⁻¹ : OGUNKUNLE et MUSUMBA, 2014). Les quasi-stagnations des rendements des cultures au Sahel

ne sont pas en relation avec des conditions climatiques défavorables. Il n'est pas non plus possible à partir de ces données de conclure à une baisse générale de la fertilité des sols. Il est probable que cette situation soit à mettre en parallèle avec des pratiques culturales qui évoluent peu.

Tableau 1
Évolution des rendements nationaux pour les cultures
dont les rendements étaient en baisse en 1980.

Pays	Cultures	Rendements moyens*	Rendements moyens**	Évolution (%)
		1960-1980 (kg.ha ⁻¹)	2000-2014 (kg.ha ⁻¹)	
Niger	Mil	328	448	+ 37
	Sorgho	487	327	- 33
Sénégal	Arachide (coques)	845	810	- 4

* Source : PIERI (1989).

** Source : base de données FAOSTAT : <http://faostat.fao.org/>

Tableau 2
Évolution des rendements nationaux pour les cultures
dont les rendements étaient en stagnation en 1980.

Pays	Cultures	Rendements moyens*	Rendements moyens***	Évolution (%)
		période I** (kg.ha ⁻¹)	2000-2014 (kg.ha ⁻¹)	
Mali	Mil	589	809	+ 37
	Arachide (coques)	677	1 021	+ 51
Burkina Faso	Mil	507	803	+ 58
	Arachide (coques)	517	791	+ 53

* Source : PIERI (1989).

** Au Mali pour le mil : 1950-1982 ; au Burkina Faso pour le mil : 1960-1980 ; au Mali et Burkina Faso pour l'arachide : 1960-1982.

*** Source : base de données FAOSTAT : <http://faostat.fao.org/>

Tableau 3
Évolution des rendements nationaux pour les cultures
dont les rendements étaient en augmentation en 1980.

Pays	Cultures	Rendements moyens*	Rendements moyens*	Rendements moyens	Évolution entre périodes 1971-1980 et 2000-2014 (%)
		1960-1970 (kg.ha ⁻¹)	1971-1980 (kg.ha ⁻¹)	2000-2014 (kg.ha ⁻¹)	
Mali	Maïs	692	975	1 818**	+ 86
	Coton	394	969	1 060***	+ 9
Burkina Faso	Coton	222	608	1 095***	+ 80

* Source : Pieri (1989).

** Source : base de données FAOSTAT : <http://faostat.fao.org/>

*** Source : Bulletin du Comité consultatif international du coton – Statistiques mondiales, mai 2017.

Dégradation des terres

PIERI (1989) recense trois causes principales de la dégradation des terres : (1) l'érosion hydrique (pertes en terre) associée à l'augmentation du ruissellement et à la dégradation des propriétés physiques des sols ; (2) la baisse du stock de carbone du sol affectant aussi les propriétés chimiques des sols et (3) des bilans minéraux déséquilibrés associés à une efficacité des engrais qui diminue.

Pertes en terre et dégradation physique

Bilan établi par PIERI (1989)

Les données exposées permettent de faire état de ruissellements et de pertes en terre plus importants pour les sols nus que pour les sols sous jachères ou cultures ; les valeurs les plus faibles étant observées sous les forêts. Des pertes en terre de l'ordre de 35 à 40 Mg.ha⁻¹.an⁻¹ sur des sols nus et de 8 à 16 Mg.ha⁻¹.an⁻¹ sous des cultures sont citées. Une perte de 16 Mg.ha⁻¹ équivaut à la disparition d'un millimètre de sol en surface. La porosité et la stabilité des sols sont elles aussi affectées par l'usage des terres.

Situation 25 ans après

D'autres travaux depuis ont confirmé l'importance de l'érosion hydrique en Afrique subsaharienne mais aussi ses grandes variations spatiales et temporelles. Ces travaux s'appuient souvent sur l'équation de Wischmeier (WISCHMEIER et SMITH, 1960) encore appelée équation universelle de pertes en terres (USLE, *Univeral Soil Loss Equation*), ou sa version révisée (RUSLE : *Revised USLE*), qui calcule les pertes annuelles en terre en fonction de la configuration des pluies, du type de sol, de la topographie et du système cultural. TAMENE et LE (2015) par exemple indiquent des pertes en terre dans les bassins de la Volta Blanche et du Haut Nil respectivement de 0 à 120 et de 0 à 650 Mg.ha⁻¹.an⁻¹. KARAMAGE *et al.* (2016) font état pour le bassin du fleuve Nyabarongo au Kenya de pertes en terre annuelles allant de moins de 100 Mg.ha⁻¹ jusqu'à plus de 2 000 Mg.ha⁻¹ selon les conditions locales ; les pertes les plus importantes sont observées sur les terres cultivées.

Selon ELD INITIATIVE et UNEP (2015), l'érosion hydrique serait responsable de la dégradation de 227 millions d'hectares en Afrique et causerait une perte de production de 280 millions de tonnes de céréales par an.

Au niveau des terroirs, les réalisations d'aménagement antiérosif à l'échelle d'un bassin versant ou d'un terroir n'ont concerné qu'une faible étendue de terres en Afrique subsaharienne, et sont généralement liées à des projets spécifiques. Parmi les réalisations les plus importantes, les cordons pierreux au Nord du Burkina Faso ont concerné un peu moins de 400 000 ha (BILGO *et al.*, 2014) avec des résultats significatifs sur les rendements. Les aménagements paysagers en courbes de niveaux avec des bandes enherbées ou avec des cordons

pierreux ou en ados au Nord-Cameroun ont été réalisés sur environ 230 000 ha (OLIVIER *et al.*, 2009) grâce aux trois projets successifs, Développement paysannal et gestion de terroirs, Eaux sols arbres, puis Projet de conservation des sols. Ces aménagements étant réalisés par des services de développement, il n'y a malheureusement pas de données à notre connaissance sur les pertes en terre évitées. Les coûts importants de ces aménagements, leur caractère collectif soulevant des verrous fonciers et les matériels nécessaires à leur exécution (*i.e.* charrettes) expliquent le faible niveau de réalisations.

Au niveau de la parcelle, la technique traditionnelle du *Zai* (LAHMAR *et al.*, 2012) s'est développée sur des sols dégradés au Niger, Mali et Burkina Faso (REIJ *et al.*, 2005 ; BAIDU-FORSON, 1999). Cette technique permet de concentrer l'eau et les fertilisants dans des micro-bassins où sont semés sorghos ou mils. Elle demande un important investissement en travail. L'agriculture de conservation, avec ses trois piliers – la présence de mulch, le non-travail du sol et la pratique des rotations culturales – est aussi une technique permettant de limiter l'érosion hydrique. Elle a fait l'objet de nombreuses promotions en Afrique mais avec une extension très limitée et principalement cantonnée en Afrique orientale et australe (KASSAM *et al.*, 2015).

Baisse du stock de carbone des sols

Bilan établi par PIERI (1989)

PIERI (1989) fait état d'études montrant une diminution drastique du carbone organique du sol (COS) après mise en culture. Parallèlement, d'autres caractéristiques chimiques et physiques du sol se dégradent (teneur en azote, capacité d'échange cationique, somme des cations, structuration de l'horizon de surface, porosité). La baisse de la productivité des systèmes n'est pas immédiate mais peut se produire après 5 à 6 ans de mise en culture.

Au niveau des pratiques de gestion, PIERI (1989) relève que les jachères de courte durée sont peu efficaces pour améliorer le statut organique des sols mais en revanche que des apports organiques permettent de ralentir la perte du stock organique des sols. L'utilisation d'engrais minéraux permettant de produire plus de biomasse, notamment racinaire, conduit à augmenter les entrées de carbone dans le sol.

Les tentatives dans l'ouvrage de PIERI pour modéliser les évolutions des stocks de COS ont le mérite d'avoir mis en avant la nécessité de la modélisation pour mettre au point des gestions appropriées des stocks de COS.

Situation 25 ans après

Les recherches en matière de modélisation des stocks de COS menées depuis les années 1990 ont abouti à la mise au point de modèles de simulation dont les plus utilisés ont été AMG (ANDRIULO *et al.*, 1999), RothC (JENKINSON et RAYNER, 1977) et Century (PARTON *et al.*, 1987). Ces modèles ne diffèrent fondamentalement les uns des autres que par le nombre de compartiments de matière organique des sols qu'ils mettent en jeu. Mis au point pour un milieu

tempéré, leurs paramétrages pour un milieu tropical, tels que décrits dans les travaux de KINTCHÉ *et al.* (2010), ont été jusqu'à présent peu nombreux, ce qui rend leur utilisation difficile en Afrique.

Ces travaux ont abouti à deux constats. Le premier est l'existence d'un compartiment récalcitrant de COS, qui peut représenter une partie non négligeable du COS, même en milieu tropical. L'origine de ce compartiment serait, selon certaines hypothèses, le résultat des feux de végétation et constitué de matières organiques proches du charbon (« *black carbon* »).

Le second constat est l'existence de COS protégé physiquement dans les macro-agrégats du sol que la mise en culture du sol désagrège, ce qui rend ce COS minéralisable (BALESDENT *et al.*, 2000).

De ces constats, il est possible de schématiser l'évolution des différentes formes de COS après défriche et mise en culture (fig. 1) en respectant à la fois les propriétés de ces différents compartiments et les évolutions du carbone total observé. L'existence d'un COS « non protégé » explique sa rapide minéralisation après défriche constatée entre autres par PIERI (1989) et ce quels que soient les systèmes de restitution des biomasses qui sont pratiqués. Cette minéralisation, en libérant des éléments minéraux dans le sol, lui confère une certaine fertilité, indépendamment des restitutions effectuées post-défriche. Ceci explique, comme le montrait PIERI (1989), que la dégradation des caractéristiques des sols ne s'accompagne pas immédiatement d'une baisse des rendements. En revanche, après minéralisation du COS « non protégé », le stock de COS est alors constitué uniquement de carbone récalcitrant et de COS issu de la gestion de la biomasse récente. Pour ces sols, qui deviennent majoritaires en Afrique suite à la raréfaction des jachères longues, des apports réguliers de matière organique et une bonne gestion des biomasses aériennes pour maximiser les retours de carbone dans le sol deviennent alors prépondérants.

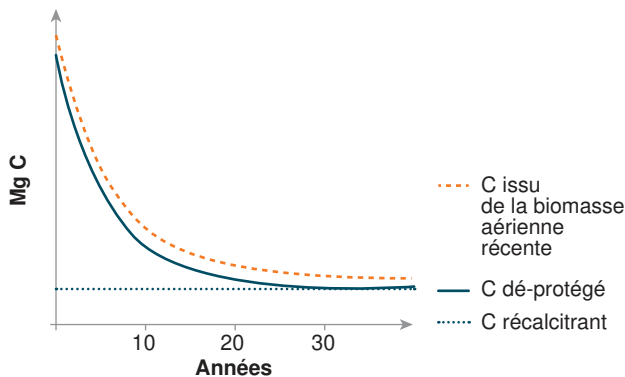


Figure 1

Schéma conceptuel de l'évolution des stocks de carbone organique et de ses différents compartiments dans un sol en culture continue depuis sa défriche (profondeur 0-20 cm).

Dans certains pays comme le Mali, les apports d'amendements organiques se sont généralisés, même s'il s'agit d'amendements peu évolués ou de qualité médiocre (parcage, terre de parc ou ordures ménagères). Dans une large enquête réalisée au Kenya en 2012-2013, WAINAINA *et al.* (2018) indiquent que 65 % des producteurs déclarent utiliser de la fumure animale sur leurs parcelles. Au Niger, TANKARI (2015) fait état de résultats d'une enquête réalisée en 2011 sur plus de 4 500 parcelles chez 1 658 producteurs et qui indique que 32 % des parcelles ont reçu de la fumure animale. FENSKE (2011) fait une revue de la littérature portant sur les pratiques en matière d'investissements agricoles et d'apports au sol en Afrique de l'Ouest. Celle-ci indique (1) que 14 % des parcelles de la région du Brong-Ahafo au Ghana reçoivent de la fumure organique, (2) que les doses utilisées dans la région de Kano au Nigéria dépassent les 4 t.ha⁻¹, mais (3) que seulement 7 % des producteurs utilisent des amendements organiques au Rwanda. Les enquêtes sur ces pratiques sont trop peu nombreuses mais il semble que l'intérêt des amendements organiques soit connu des producteurs et que cette pratique progresse.

Les autres modalités d'apports organiques comme l'agroforesterie sont moins développées (PLACE *et al.*, 2003) et la faible extension de la culture de conservation en Afrique subsaharienne a été mentionnée plus haut. La mise en place de ces pratiques peut être limitée en raison des contraintes foncières, de la vaine pâture, des faibles moyens des exploitations en cheptel ou en outils nécessaires à leur réalisation. Par contre, des projets de replantation d'arbres ou de régénération de parcs à *Faidherbia albida* ont connu un certain succès au Niger avec 5 millions d'hectares concernés (MATHIEU *et al.*, 2014) ou encore au Nord-Cameroun ou au Togo. Des projets de régénération naturelle assistée à grande échelle ont vu le jour au Sahel (projet « Grande Muraille verte » de l'Union africaine, divers projets d'ONG ou d'instituts internationaux). La plantation, ou la conservation d'arbres, par les producteurs sur leurs parcelles est une pratique assez courante avec des objectifs non limités au maintien de la fertilité mais aussi de sécurisation du foncier (FENSKE, 2011). En fait, la principale contrainte à l'extension de cette pratique reste les législations forestières qui n'assurent pas à celui qui plante les bénéfiques de son travail.

Bilans minéraux

Bilan établi par PIERI (1989)

PIERI (1989) quantifie les principaux flux intervenant dans le bilan minéral du sol. Les bilans minéraux culturaux (*i.e.* bilan entre éléments minéraux importés et exportés du fait de la mise en culture) et les bilans minéraux globaux (*i.e.* bilan cultural auquel sont ajoutés les pertes et apports par les phénomènes naturels tels les apports par les eaux de pluie, les pertes par lixiviation, par dénitrification, etc.) des sols sont déficitaires pour les principaux systèmes de culture africains décrits. Ils se traduisent généralement par des baisses des teneurs en azote (N), calcium (Ca), magnésium (Mg) dans les sols. Les bilans en phosphore (P) sont

plus équilibrés. Les évolutions des teneurs en potassium (K) reflètent peu les bilans calculés, sans doute du fait de la faible représentativité des méthodes d'évaluation du K échangeable.

PIERI (1989) fait également état de baisses de l'efficacité technique des engrais (gain de rendement en kilos récoltés par kilo d'engrais épandu) avec des valeurs passant de 10 à 2 ou 3 sur des dispositifs de longue durée.

Situation 25 ans après

D'autres études ont confirmé les déséquilibres des bilans culturaux. STORVOGEL et SMALING (1990), cité par PARTEY et THEVATHASAN (2013) font état de pertes de 660 kg d'azote (N), 75 kg de phosphore (P) et 450 kg de potassium (K) par hectare durant les années 1960 à 1990 sur environ 200 millions d'hectares cultivés dans 37 pays d'Afrique. Les pertes annuelles moyennes d'éléments minéraux sont estimées par la FAO à 24 kg en 1990 et à 48 kg en 2000, par hectare cultivé (GREENLAND et NABHAN, 2001).

Les consommations d'engrais en Afrique restent très faibles, bien inférieures à celles des autres régions du globe (fig. 2) et sont principalement destinées aux cultures commercialisées telles que le cotonnier, le maïs ou les cultures pérennes.

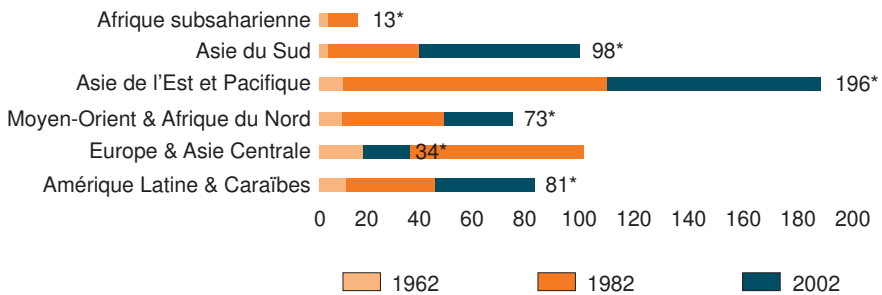


Figure 2

Évolution de la consommation d'engrais (en kilo d'éléments et fertilisants totaux par hectare de terres arables et de culture permanentes) selon des grandes régions mondiales.

* Les valeurs correspondent à la consommation d'engrais en 2002.

En bout de barre lorsque la consommation a augmenté entre 1982 et 2002 ; en milieu de barre lorsqu'elle a diminué.

Source : THE WORLD BANK, 2007.

BARRET *et al.* (2002) indiquent que l'utilisation d'engrais en Afrique subsaharienne a baissé de 9 % entre 1992 et 1998 et reste au même niveau depuis les années 1980. HOLDEN (2018) confirme que la faible efficacité économique (efficacité technique x rapport des prix production/engrais) de l'utilisation des engrais en Afrique subsaharienne et le risque économique élevé de cet investissement expliquent leurs recours à des doses moyennes très faibles. L'efficacité des engrais est affectée quand les teneurs en COS sont faibles. Des essais sur le

cotonnier ont montré que l'efficacité technique des engrais peut être divisée par deux quand la teneur en carbone des sols passe de 6,5 à 5,5 g C.kg⁻¹ sol (CRÉTENET, 2015).

Au Cameroun, le rapport entre prix d'achat d'un kilo d'engrais et prix de vente d'un kilo de coton-graine a été relativement constant entre 1985 et 2012, autour de 1,25 (CRÉTENET, 2015) mais il a augmenté jusqu'à 1,6 en 2014. Même pour la culture du cotonnier et du maïs, les doses d'engrais réellement épandues par les producteurs sont très souvent en deçà des recommandations faites par la recherche (GUIBERT *et al.*, 2016). Les efficacités techniques et économiques des engrais baissent ces dernières années en raison de la diminution des teneurs en COS et de l'augmentation du coût des engrais notamment quand ils ne sont pas subventionnés. Cette efficacité est d'autre part fortement liée à la bonne réalisation des autres opérations culturales, *i.e.* la densité de culture ou la maîtrise des mauvaises herbes et des ravageurs, qui ne sont pas toujours optimales en Afrique (CRÉTENET, 2015).

Les recherches ont également permis la construction de modèles de croissance de cultures dont les principaux sont STICS (WALLACH *et al.*, 2011), DSSAT (JONES *et al.*, 1998) ou QUEFT (JANSSEN *et al.*, 1990). Ces modèles intègrent l'alimentation minérale, mais sont encore limités à l'azote pour les deux premiers.

Conclusions

Depuis la parution du livre de PIERI, des avancées ont été faites tant sur le plan de la compréhension des mécanismes en jeu dans le fonctionnement des sols tropicaux et l'expression de leur fertilité que sur la mise au point de techniques susceptibles de l'améliorer. Malgré cela, les changements en matière de pratiques agricoles restent modestes et les rendements de la plupart des cultures demeurent à des niveaux médiocres, en dessous ou aux environs de la tonne par hectare. Quelques cultures, principalement celles dont les produits sont commercialisés comme le cotonnier, le maïs ou les cultures pérennes, ont cependant connu une certaine intensification de leurs pratiques et une amélioration de leur rendement, mais elles connaissent actuellement une nouvelle stagnation.

Ce décalage entre résultats de la recherche et réalisations effectives interpelle tous les acteurs du développement pour trouver les modes de diffusion idoines et rechercher les appuis nécessaires aux changements que l'agriculture familiale africaine doit mettre en œuvre pour atteindre les nombreux défis qu'elle doit relever.

Bibliographie

ANDRIULO A., GUÉRIF J., MARY B. 1999

Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural ^{13}C abundance. *Agronomie*, 19 (5) : 349-364. DOI : 10.1051/agro:19990503

BAIDU-FORSON J., 1999

Factors influencing adoption of land-enhancing technology in the Sahel: lessons from a case study in Niger. *Agricultural Economics*, 20 (3) : 231-239. DOI : 10.1016/S0169-5150(99)00009-2

BALESDENT J., CHENU C.,

BALABANE M., 2000

Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 53 (3) : 215-230. DOI : 10.1016/S0167-1987(99)00107-5

**BARRETT C.B., PLACE F.,
ABOUD A. A., 2002**

Natural resources management in African agriculture: understanding and improving current practices. Wallingford, UK, CABI Publishing, 335 p.

**BILGO A., SANGARE S. A. K.,
BAMBARA D., HIEN V., 2014**

Lutte contre la désertification au Burkina Faso : opportunités et contraintes. *Grain de Sel*, 63-66 (Agro-écologie en Afrique de l'Ouest et du Centre : réalités et perspectives) : 11-13.

CRÉTENET M., 2015

« Potentialités du milieu, rendement et qualité en culture cotonnière ». In Crétenet M., Gourlot J.-P. (éd.) : *Le cotonnier*, Versailles, Wageningen, Gembloux, QUAE, CTA, Presses Agronomiques de Gembloux : 15-24.

ELD INITIATIVE, UNEP, 2015

The economics of land degradation in Africa: benefits of action outweigh the cost. Téléchargeable : www.eld-initiative.org/fileadmin/pdf/ELD-unep-report_07_spec_72dpi.pdf

FENSKE J., 2011

Land tenure and investment incentives: evidence from West Africa. *Journal of Development Economics*, 95 (2) : 137-156. DOI: 10.1016/j.jdeveco.2010.05.001

GREENLAND D. J., NABHAN H., 2001

Soil fertility management in support of food security in sub-Saharan Africa. Rome, FAO, 55 p.

GUIBERT H., KUETEYIM P. K.,

BASSALA J.-P. O., M'BIANDOUN M., 2016

Intensifier la culture du maïs pour améliorer la sécurité alimentaire : le producteur du Nord Cameroun y a-t-il intérêt ? *Cahiers Agricultures*, 25(6) : 65006. DOI : <https://doi.org/10.1051/cagri/2016048>

HOLDEN S. T., 2018

Fertilizer and sustainable intensification in Sub-Saharan Africa. *Global Food Security*, 18 : 20-26. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.07.001>

**JANSSEN B. H., GUIKING F. C. T.,
VAN DER EIJK D., SMALING E. M. A.,
WOLF J., VAN REULER H., 1990**

A system for quantitative evaluation of the fertility of tropical soils (QUEFTS). *Geoderma*, 46 (4) : 299-318. DOI : 10.1016/0016-7061(90)90021-Z

JENKINSON D. S., RAYNER J. H., 1977

The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123 (5) : 298-305. DOI : 10.1097/00010694-197705000-00005

**JONES J. W., TSUJI G. Y.,
HOOGENBOOM G., HUNT L. A.,
THORNTON P. K., WILKENS P. W.,
IMAMURA D. T., BOWEN W. T., SINGH U., 1998**
« Decision support system for agrotechnology transfer: DSSAT v3 ». In Tsuji G. Y., Hoogenboom G., Thornton P. K. (éd.) : *Understanding options for agricultural production*, Dordrecht, Springer Netherlands : 157-177.

**KARAMAGE F., ZHANG C.,
KAYIRANGA A., SHAO H.,
FANG X., NDAYISABA F., NAHAYO L.,
MUPENZI C., TIAN G. 2016**

USLE-based assessment of soil erosion by water in the Nyabarongo river catchment, Rwanda. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13 (8) : 835 (16 p.). DOI : 10.3390/ijerph13080835

**KASSAM A., FRIEDRICH T.,
DERPSCH R., KIENZLE J., 2015**

Overview of the worldwide spread of conservation agriculture. *Field Actions Science Reports*, vol. 8. Téléchargeable : <https://journals.openedition.org/factsreports/3966>

**KINTCHÉ K., GUBERT H., SOGBEDJI J. M.,
LEVÊQUE J., TITTONELL P., 2010**

Carbon losses and primary productivity decline in savannah soils under cotton-cereal rotations in semiarid Togo. *Plant and Soil*, 336 (1) : 469-484. DOI : 10.1007/s11104-010-0500-5

**LAHMAR R., BATIONO B. A., DAN LAMSO N.,
GUÉRO Y., TITTONELL P., 2012**

Tailoring conservation agriculture technologies to West Africa semi-arid zones: building on traditional local practices for soil restoration. *Field Crops Research*, 132 : 158-167. DOI : 10.1016/j.fcr.2011.09.013

LEBEL T., ALI A., 2009

Recent trends in the Central and Western Sahel rainfall regime (1990–2007). *Journal of Hydrology*, 375 (1) : 52-64. DOI : 10.1016/j.jhydrol.2008.11.030

MATHIEU B., MAMADOU A., IBRAHIM H., 2014

L'émergence de l'agro-écologie au Niger. *Grain de Sel*, 63-66 (Agro-écologie en Afrique de l'Ouest et du Centre : réalités et perspectives) : 14-15.

OGUNKUNLE A., MUSUMBA M., 2014

« Smallholder agriculture and climate variability and change in sub-Saharan Africa: looking forward to 2050. Current status and importance of smallholder agriculture ». In Ameyo D. S. (éd.) : *Alliance for a Green Revolution in Africa (AGRA). Africa agriculture status report 2014. Climate change and smallholder agriculture in sub-Saharan Africa*. Nairobi, Kenya, Smart Printers Edition : 20-21.

**OLIVIER D., TOUMBA DOURWE G.,
ABOU ABBA A., 2009**

Présentation du projet de conservation des sols au Nord-Cameroun (PCS-ESA II). Garoua, Cameroun, SODECOTON.

PARTEY S. T. THEVATHASAN N. V., 2013

Agronomic potentials of rarely used agroforestry species for smallholder agriculture in sub-Saharan Africa: an exploratory study. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44 (11) : 1733-1748. DOI : 10.1080/00103624.2013.769563

**PARTON W. J., SCHIMEL D. S.,
COLE C. V., OJIMA D. S., 1987**

Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands 1. *Soil Science Society of America Journal*, 51 (5) : 1173-1179. DOI : 10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x

PIERI C., 1989

Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara. Paris, ministère de la Coopération et du Développement, CIRAD-IRAT, La Documentation française, 444 p.

**PLACE F., BARRETT C. B., FREEMAN H. A.,
RAMISCH J. J., VANLAUWE B., 2003**

Prospects for integrated soil fertility management using organic and inorganic inputs: evidence from smallholder African agricultural systems. *Food Policy*, 28 (4) : 365-378. DOI : 10.1016/j.foodpol.2003.08.009

REIJ C., TAPPAN G., BELEMVIRE A., 2005

Changing land management practices and vegetation on the Central Plateau of Burkina Faso (1968-2002). *Journal of Arid Environments*, 63 (3) : 642-659. DOI : 10.1016/j.jaridenv.2005.03.010

STOORVOGEL J. J., SMALING E. M. A., 1990

Assessment of soil nutrition depletion in sub-Saharan Africa: 1983-2000. Vol. II: nutrients balances per crop and land use system (Report n° 28). Wageningen, the Netherlands, The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, 585 p.

TAMENE L., LE Q. B., 2015

Estimating soil erosion in sub-Saharan Africa based on landscape similarity mapping and using the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 102 (1) : 17-31. DOI : 10.1007/s10705-015-9674-9

TANKARI M. R., 2015

Action levers for a sustainable farmland management in Niger. *International Journal of Food and Agricultural Economics*, 4 (3) : 43-54. Téléchargeable : www.foodandagriculturejournal.com/vol3.no4.pp43.pdf.

THE WORLD BANK, 2007

World development report 2008: agriculture for development. Washington D.C., World Bank, 394 p.

WAINAINA P., TONGRUKSAWATTANA S., QAIM M., 2018

Synergies between different types of agricultural technologies in the Kenyan small farm sector. *The Journal of Development Studies*, 54 (11) : 1974-1990. DOI : 10.1080/00220388.2017.1342818

WALLACH D., BUIS S., LECHARPENTIER P., BOURGES J., CLASTRE P., LAUNAY M., BERGEZ J. E., GUERIF M., SOUDAIS J., JUSTES E., 2011

A package of parameter estimation methods and implementation for the STICS crop-soil model. *Environmental Modelling & Software*, 26 (4) : 386-394. DOI : 10.1016/j.envsoft.2010.09.004

Pratiques agro-écologiques et stocks de carbone des sols

Paroles d'acteurs du développement

*Adeline LAMBERT-DERKIMBA,
Margaux DANIELS,
Patrice BURGER*

Introduction

Les zones sèches du globe représentent environ 40 % des surfaces émergées de la planète et hébergent près de 35 % de la population mondiale (fig. 1). La majorité de cette population a un mode de vie dépendant des activités agricoles et pastorales et est composée de nombreux agriculteurs pauvres¹. Pour ces derniers, le maintien et l'amélioration des capacités productives du milieu, dont les sols, sont une obligation de survie. Si le milieu est trop dégradé, divers phénomènes surviennent tels que insécurité et migrations. Ainsi il a été estimé que 40 % des conflits internationaux de ces 60 dernières années sont liés à la terre et aux ressources naturelles. Les migrations forcées dont le départ des jeunes qui accompagnent ces phénomènes provoquent une pénurie de main d'œuvre et une perte de savoir-faire qui appauvrissent davantage le potentiel de développement de ces régions².

Face à ces problèmes de migration, le maintien et l'amélioration des services rendus par les écosystèmes et les sols aux modes de vie qui en dépendent, sont

1 74 % selon la Convention des Nations unies de lutte contre la désertification.

2 <https://reporterre.net/Le-changement-climatique-amplifie-les-migrations-mondiales>

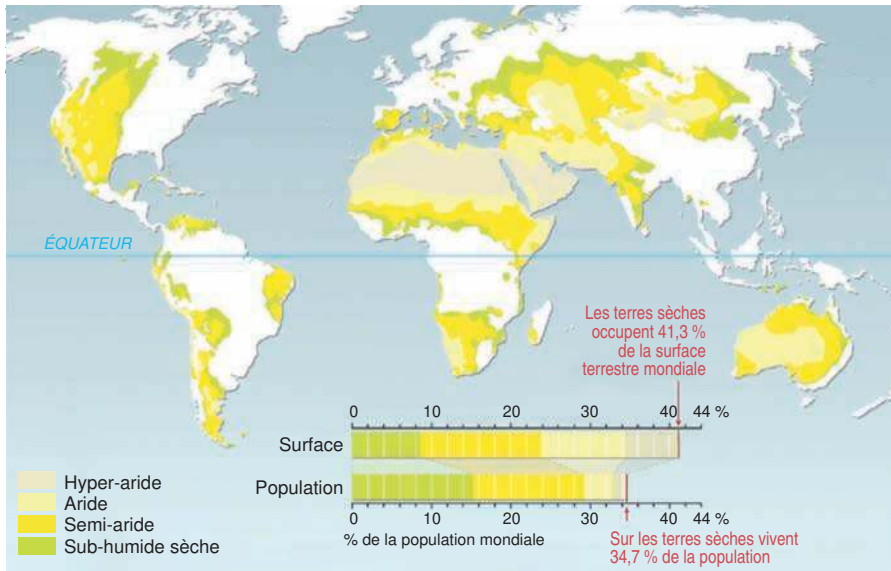


Figure 1

Carte mondiale des zones sèches.

Source : Millenium Ecosystem Assessment.

un enjeu national et international. Dans ces régions arides, répondre à cet enjeu est difficile car à la fragilité des sols due aux conditions pédoclimatiques parfois extrêmes s'ajoutent des processus de dégradation induits par de fortes pressions sur les ressources (FAO³). Cette pression s'explique en partie par une démographie croissante et par des pratiques agricoles inadaptées. C'est ce que la Convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification⁴, qualifie de désertification dans son article premier « la dégradation des terres dans les zones arides, semi-arides et subhumides sèches par suite de divers facteurs, parmi lesquels les variations climatiques et les activités humaines ». La désertification est la perte progressive des propriétés et des fonctions des sols, d'un point de vue biologique (fertilité, biodiversité, activité biologique, etc.) et physique ou chimique (structure, capacité de filtration et d'épuration, résistance aux érosions, salinisation, etc.).

Les activités à l'origine de la désertification sont variées selon les contextes et les sociétés. Citons par exemple : la mise en culture de sols fragiles, une gestion de l'eau inadaptée, la réduction des temps de jachère, les défrichements agricoles d'espaces naturels, le surpâturage herbacé et ligneux, la surexploitation des ressources ligneuses (bois énergie), la pratique incontrôlée des feux pour la régénération des pâturages, l'usage d'engins agricoles inadéquats et tout mode de culture sans apport d'éléments organiques et chimiques au sol.

3 Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture : www.fao.org/docrep/V0265F/v0265f01.htm

4 Convention issue de Rio 1992 et ratifiée par 194 États : www.unccd.int

Dans les pays d’Afrique subsaharienne, le coût annuel de la désertification ou de la dégradation des terres est estimé à l’équivalent de leur croissance agricole (MAEE, 2012). Investir dans l’agriculture et le développement rural est l’une des seules options réalistes pour éviter une augmentation de la dégradation des terres, voire favoriser leur restauration au moins à court et moyen termes.

Le maintien des propriétés des sols est lié à la teneur en matière organique des sols c’est-à-dire à la teneur en carbone organique. Stocker du carbone dans les sols est une des solutions avancées pour atténuer le changement climatique (voir p. 232). Face au défi de nourrir 9 milliards d’humains à l’horizon 2050, une agriculture centrée sur la gestion organique des sols semble être une solution pour maintenir les terres durablement productives tout en contribuant à l’atténuation du changement climatique. L’agro-écologie de plus en plus prônée comme une des solutions est-elle une des solutions ? Est-ce que les teneurs en carbone des sols augmentent grâce aux pratiques agro-écologiques ? Si elle a, *a priori*, de nombreux atouts pour faire face aux multiples formes de dégradation des terres et des ressources naturelles, qu’en disent ceux qui la pratiquent ? Et quelles sont les évidences scientifiques qui corroborent ces affirmations ?

Dans ce chapitre, la parole est donnée aux acteurs de terrain pratiquant l’agro-écologie dans des contextes et des pays variés en zones sèches. Ce chapitre s’appuie sur différents travaux de la société civile conduits par les ONG de développement rural : (1) des anciens projets (2010-2013), (2) le projet de capitalisation d’expériences d’acteurs pour le développement de techniques agro-écologiques résilientes en Afrique de l’Ouest (CALAO, 2016-2017) porté par le Groupe de travail sur les transitions agro-écologiques (GTAE)⁵, (3) des enquêtes (2017-2018) réalisées auprès d’ONG du Sud dans le cadre du projet AVACLIM⁶ du Centre d’actions et de réalisations internationales (CARI) ainsi que (4) deux publications du Groupe de travail désertification (GTD⁷, 2013, 2015).

Après une première analyse des perceptions locales de la dégradation des terres, une analyse des potentialités de l’agro-écologie en termes de restauration des terres, d’atténuation et d’adaptation des activités agricoles au changement climatique sera présentée.

5 Le GTAE regroupe quatre ONG françaises : le Centre d’actions et de réalisations internationales (CARI), Agronomes et vétérinaires sans frontières (AVSF), le Groupe de recherche et d’échange technologique (GRET) et Agrisud International.

6 AVACLIM (*Agro-ecology, ensuring food security and sustainable livelihoods while mitigating climate change and restoring land in dryland regions*) est un projet porté par le CARI et financé par le Fonds français pour l’environnement mondial (FFEM) et le Global Environment Facility (GEF). Il a pour objectif d’évaluer les effets des pratiques agro-écologiques et de diffuser ces pratiques à large échelle dans les zones arides.

7 Le GTD est un ensemble d’acteurs français (ONG, scientifiques, collectivités locales) portant un plaidoyer pour la participation de la société civile dans une mise en œuvre accrue et effective de la Convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification et cherchant à accompagner les actions de ses membres à travers divers chantiers thématiques (dont un sur l’agro-écologie).

Une agriculture déjà sous contrainte, menacée par le réchauffement

En régions arides, les contraintes des agriculteurs sont nombreuses, fortes et variées : un approvisionnement en eau dépendant d'une saison humide aléatoire, une faible fertilité des sols et une densité élevée d'adventices et de ravageurs. L'agriculture est principalement vivrière, basée sur des céréales et des légumineuses, mais aussi sur des productions de racines, fourrages, fruits et légumes. La production s'appuie essentiellement sur des systèmes pluviaux et plus faiblement sur des techniques et aménagements d'irrigation. La pression démographique sur les terres et ses conséquences sur la dégradation des sols réduisent les rendements des céréales et les surfaces arables utiles⁸. Les populations des zones arides de nombreux pays du Sud sont ainsi exposées à des problèmes d'insécurité alimentaire, parfois aggravés par une instabilité des prix des céréales au niveau mondial.

Les prévisions climatiques prévoient une augmentation des températures moyennes et une diminution de la pluviométrie moyenne annuelle des zones sèches, en particulier sur les pourtours du Sahara. Ces tendances moyennes risquent d'être accompagnées d'une intensification des événements climatiques extrêmes et aléatoires : augmentation des fréquences des périodes de sécheresse, vagues de chaleur, fortes précipitations concentrées sur de courtes périodes avec des risques d'inondation. Ces évolutions climatiques peuvent aggraver les contraintes que subit l'agriculture de ces zones fragiles.

Afin d'apprécier la perception au niveau local des causes et conséquences de la dégradation des terres dans un contexte de changement climatique, une enquête a été réalisée en 2018 auprès d'ONG de sept pays du Sud : Burkina Faso (Association pour la recherche et la formation en agro-écologie, ARFA), Sénégal (Environnement Développement Action pour la protection naturelle des terroirs, ENDA PRONAT), Maroc (Agrisud International), Éthiopie (Institute for Sustainable Development, ISD), Afrique du Sud (Environmental Monitoring Group, EMG), Brésil (Caatinga) et Inde (Gram Bharati Samiti, GBS). Les résultats illustrent une réelle perception de la désertification et du changement climatique (tabl. 1), par exemple la difficile planification du calendrier agricole due à l'augmentation de l'irrégularité de la pluviométrie. Les articulations entre désertification, insécurité alimentaire et pauvreté sont perçues et en partie expliquées par les acteurs locaux. Les causes principales citées sont une mauvaise gestion des sols et une réduction du couvert végétal (déforestation, surpâturage). La mention directe de la diminution des teneurs en carbone ou en matière organique des sols est rare. La teneur en matière organique des sols est mentionnée indirectement comme une cause et une conséquence de la dégradation des sols via la réduction

⁸ La Convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification (CNULD) estime que 12 millions d'hectares de terres productives deviennent stériles chaque année uniquement du fait de la désertification et de la sécheresse.

Tableau 1
Perception des causes et conséquences de la dégradation des terres dans un contexte de changement climatique.

Pays	Problèmes de dégradation des terres		Impacts du changement climatique observé		
	Diminution du couvert végétal	Érosion et pertes en matière organique	Imperméabilisation et compaction	Températures	
Burkina Faso	Déboisement, pâture	Pratiques agricoles sans apport de matière organique ni lutte contre l'érosion, exploitation anarchique des abords des cours d'eau	Surpâturage	Des instabilités pluviométriques provoquant inondations et sécheresse et une installation difficile des campagnes agricoles	La chaleur excessive compromet les aménagements antiérosifs
Sénégal	Monoculture, surpeuplement, utilisation abusive des engrais, mauvaises pratiques agricoles, feux de brousse, déforestation	Relief accidenté, ruissellements, déforestation, mauvaises pratiques agricoles	-	Baisse des précipitations, irrégularités pluviométriques, saison des pluies plus courte	Températures en hausse surtout à l'intérieur du pays
Éthiopie	Déforestation, mauvaise gestion des terres et impacts du changement climatique	Inondations, mauvaise gestion des terres, surpâturage, érosion des sols	Surpâturage	Précipitations irrégulières, sécheresse, pénurie d'eau, inondations	Augmentation des températures
Afrique du Sud	Sécheresse, impacts du changement climatique	Surpâturage et impacts du changement climatique	Surpâturage	Baisse des précipitations, sécheresses prolongées et plus extrêmes, augmentation des périodes sèches en milieu de saison	Températures plus élevées (moyennes et extrêmes)
Maroc	Dégradation/disparition des couverts végétaux	Baisse de fertilité des sols	-	Dérèglement de la pluviométrie principalement, affaiblissement des ressources en eau	Hivers doux et épisodes de froid tardifs

Tableau 1 (fin)

Pays	Problèmes de dégradation des terres			Impacts du changement climatique observé	
	Diminution du couvert végétal	Érosion et pertes en matière organique	Imperméabilisation et compactation	Précipitations et ressources en eau	Températures
Brésil	Déforestation pour agriculture et pâturage (monocultures de graminées) et pour le bois de chauffage, utilisation abusive de produits agrochimiques	Dégradation par compactage, augmentation des processus d'érosion, utilisation de produits agrochimiques	Surcharge animale, utilisation agricole intensive du sol avec des machines	Diminution du volume et de l'intensité des précipitations, augmentation de l'irrégularité temporelle et spatiale des précipitations	Augmentation de la température
Inde	Déforestation et pâturage	Surpâturage, déforestation et gestion forestière négligente, mauvaises pratiques agricoles, glissements de terrain et inondations	Urbanisation, exploitation minière, travail du sol excessif et utilisation de machines lourdes	Diminution des précipitations, sécheresse, rareté de l'eau et faible taux d'humidité	Augmentation de la température

des apports organiques et l'érosion. Les sols sont peu alimentés en ressources organiques via des résidus de culture ou des amendements et deviennent sensibles à l'érosion. De nouvelles pratiques agricoles basées sur la gestion de l'eau, des biomasses produites et des matières organiques pourraient enrayer la tendance de la dégradation des sols d'autant plus vulnérables aux impacts du changement climatique.

L'agro-écologie : une opportunité pour les zones sèches ?

Les atouts de l'agro-écologie

Dans ce contexte, l'approche et les techniques agro-écologiques offrent des caractéristiques intéressantes. Elles s'appuient sur des techniques de conservation des sols et de l'eau et s'attachent à maintenir ou améliorer la fertilité des sols, voire à restaurer les propriétés des sols dégradés. De plus, elles sont variées et ont une forte capacité de contextualisation dans des environnements diversifiés (encadré 1). Elles associent généralement nouvelles connaissances et connaissances traditionnelles et ont un coût modéré. Elles ont donc un fort potentiel d'appropriation par les agriculteurs. Elles nécessitent cependant d'être caractérisées et évaluées scientifiquement, ce qui est encore peu le cas.

L'ensemble de ces pratiques, en préservant voire en améliorant la fertilité des sols, peuvent également réduire la déforestation, le défrichement de nouvelles terres sur des espaces naturels souvent riches en carbone. L'agro-écologie est ainsi proposée comme une solution pour atténuer le réchauffement climatique (stockage de carbone dans les biomasses végétales et les sols) et adapter l'agriculture aux effets du changement climatique (restauration des sols, lutte contre les sécheresses, les baisses de productivité et l'insécurité alimentaire, etc.).

Atténuation du changement climatique

Les pratiques agro-écologiques contribuent à entretenir le statut organique des sols. Ainsi le CO₂ de l'atmosphère capté par photosynthèse via la production végétale est stabilisé dans les sols sous forme de matière organique (retour au sol des biomasses comme les engrais verts), et le carbone n'est pas libéré sous forme de CO₂ dans l'atmosphère (non brûlis, évitement de la déforestation), ce qui *in fine* contribue à la lutte contre le réchauffement climatique. De plus, l'agro-écologie privilégie le recyclage et le recours aux énergies renouvelables. Elle améliore les performances énergétiques de l'exploitation agricole en cherchant à maintenir les boucles écologiques les plus fermées possible. L'autonomie, l'autosuffisance alimentaire et le recours modéré à l'énergie fossile,

Encadré I Exemples de pratiques agro-écologiques

Les pratiques en agro-écologie reposent en grande partie sur une bonne gestion des ressources organiques, de la teneur en matière organique – et donc du carbone organique – des sols. Ces pratiques favorisent la production de biomasse et augmentent les entrées de carbone dans les sols des parcelles cultivées tout en essayant d'en limiter les pertes. Ce sont par exemple :

- une fertilisation organique fondée sur les engrais verts, le compostage ou le fumier, avec parfois l'apport de certains minéraux (en évitant les engrais de synthèse émetteurs de gaz à effet de serre en particulier pour les engrais azotés) ;
- l'intégration de l'agriculture et de l'élevage à travers la fertilisation organique ;
- une gestion de l'eau basée sur l'optimisation de l'efficacité de chaque goutte pour la production de biomasse ;
- des haies vives pour protéger du vent le développement des plantes cultivées, favoriser le bien-être des animaux d'élevage et protéger les sols de l'érosion éolienne ;
- le reboisement des surfaces disponibles et dénudées avec une diversité d'espèces ;
- l'agroforesterie ;
- des rotations de cultures protégeant la surface des sols fragiles ;
- un travail du sol réduit afin de limiter les pertes de carbone du sol ;
- l'absence de brûlis des pailles ;
- des travaux antiérosifs de surface (diguettes, micro-barrages, digues filtrantes, etc.) qui permettent de tirer parti des eaux pluviales et de combattre l'érosion des sols et les inondations ;
- le recours, au sein de l'exploitation agricole, à des formes d'énergie renouvelable et peu émettrices de gaz à effet de serre. Ces énergies, d'origine mécanique ou animale selon le contexte, évitent souvent un suréquipement coûteux. Moins puissantes, ces énergies préviennent une déstructuration éventuelle des sols ;
- la réhabilitation et la prise en compte des savoir-faire traditionnels conformes à une gestion écologique et économique du milieu.

notamment par refus de la systématisation de l'utilisation des machines agricoles et de produits chimiques de synthèse, engagent l'agro-écologie dans un processus de limitation des émissions de gaz à effet de serre.

Adaptation de l'agriculture au changement climatique

L'agro-écologie tend à renforcer la résilience des systèmes de production agricole, en particulier autour de la gestion des ressources naturelles. L'entretien et le renouvellement de la matière organique et la préservation de la structure des sols doivent permettre de maintenir leur productivité grâce à une meilleure

rétention d'eau, ce qui leur donne une plus grande flexibilité de production en cas de pénurie d'eau.

Une plus grande résilience des populations face au changement climatique grâce à l'agro-écologie peut également être perçue grâce à (1) une moindre dépendance à l'économie globalisée, (2) une diversification des productions agricoles, (3) un accroissement de la sécurité alimentaire et des revenus et (4) un renforcement de la cohésion sociale.

Si ces pratiques conduisent théoriquement à des conséquences positives pour les populations, il existe encore peu de données et d'évaluation objective de ces aspects. De même, il existe encore peu de données quantifiées précises sur l'impact des pratiques agro-écologiques sur les stocks de carbone des sols ou, plus globalement, sur la santé des sols. En particulier, les pratiques agricoles économes en eau n'ont pas, à notre connaissance, été étudiées du point de vue de leurs impacts sur les stocks de carbone (impacts sur la production de biomasse et sur les entrées de carbone ainsi que sur l'activité biologique des sols stimulée par les apports d'eau et donc sur les sorties de carbone du sol). De même, les bilans carbone des exploitations agricoles en agro-écologie sont généralement réalisés en pays tempérés et très rarement en milieu tropical ou dans les zones sèches.

Expériences réussies d'agro-écologie en zones sèches africaines

Des initiatives en agro-écologie existent dans les zones sèches africaines. Elles sont développées par des agriculteurs, des organisations paysannes et elles sont parfois soutenues par des ONG grâce à des projets de développement rural. Ces projets ont différents objectifs. Si le stockage du carbone dans les sols n'est jamais leur objectif affiché, il est souvent un objectif indirectement visé à travers la lutte contre la désertification ou la restauration de la fertilité des sols (tabl. 2). Les actions conduites dans ces projets (reboisement, installation de haies-vives, lutte contre l'érosion) favorisent la production de biomasse végétale et le retour au sol d'une partie de cette biomasse (aérienne ou souterraine) et donc le stockage de carbone dans les sols.

Une enquête menée auprès des bénéficiaires de 9 projets en agro-écologie et des ONG coordinatrices de ces projets, met en évidence les critères de réussite des projets, critères perçus ou mesurés (tabl. 2). Là encore, peu de témoignages évoquent directement la question du carbone. Différents critères, environnementaux et de production agricole (restauration des sols, reboisement, économie d'eau, meilleurs rendements), économiques (revenus augmentés, diversifiés) et sociaux (renforcement des actions collectives, formations en nouvelles pratiques agricoles) sont évoqués.

Les parties prenantes de l'agro-écologie revendiquent fréquemment un ensemble de valeurs ajoutées par rapport aux approches plus conventionnelles. Comment le vérifier objectivement ? Des impacts de ces projets de développement de l'agro-écologie sur les populations grâce à du matériel, des aménagements

Tableau 2
**Résultats perçus ou mesurés lors de projets agro-écologiques conduits par des ONG de développement rural (perçus et mesurés par les acteurs locaux et les ONG).
 En gras, les actions et les résultats directement en lien avec les stocks de carbone dans les biomasses végétales et les sols.**

Pays	Projet/ONG	Objectifs du projet	Résultats perçus ou mesurés
Maroc	Agro-écologie oasienne pour la sauvegarde et le développement des oasis du sud marocain / CARI	Lutte contre la désertification et la pauvreté en maintenant la capacité productive d'un agrosystème oasien sur la base du palmier dattier.	<ul style="list-style-type: none"> – Diversification des modes de fertilisation ; – diminution des adventices et faible érosion du sol ; – économie d'eau dans les systèmes d'irrigation localisée ; – création de nouvelles filières, valorisation des produits ; – création d'un groupement d'intérêt économique et aménagement de 2 coopératives.
Sénégal	Restauration des milieux naturels et promotion des systèmes de production agricole durables dans la zone des Niayes au Sénégal / SOS Sahel	Restauration du milieu naturel et diffusion de systèmes de production agricole durables par le reboisement , le développement de techniques adaptées (irrigation en goutte à goutte), le renforcement des associations paysannes et l'amélioration des conditions d'hygiène.	<ul style="list-style-type: none"> – Économie d'eau ; – diminution de l'érosion éolienne ; – accroissement des résultats d'exploitation des groupements forestiers ; – amélioration de la qualité sanitaire des légumes ; – renforcement du tissu social.
Sénégal	Reboisement et agro-écologie pour la récupération des terres des abords du lac Tanna au Sénégal / ENDA PRONAT	Ralentir la salinisation et améliorer la qualité des sols pour récupérer des terres et développer une agriculture biologique.	<ul style="list-style-type: none"> – Eau de nouveau disponible et utilisable pour l'agriculture ; – 1 sur 8 km de terres récupérées pour l'agriculture biologique ; – capacités d'expérimentation individuelle et collective renforcées ; – capacités de négociation des agriculteurs renforcées.
Mali	Aménagement des eaux de surface et gestion des ressources naturelles du bassin-versant du Térékolé, Kollimbé et Lac Magui (TKLM) dans la région de Kayes au Mali / Groupe de recherche sur le développement GRDR	Améliorer, sécuriser et valoriser le potentiel agro-sylvo-pastoral du TKLM par la maîtrise des eaux de surface et la définition des règles de gestion concertée durable des ressources naturelles.	<ul style="list-style-type: none"> – Recharge de la nappe ; – reboisement et installation de haies vives autour de deux écoles et des terres maraîchères ; – augmentation des cultures de contre-saison, expansion du maraîchage sur les zones aménagées ; – augmentation des rendements de cultures céréalières et amélioration de la production piscicole ; – 35 ha cultivés avec des techniques de conservation des eaux et sols ; – diversification des cultures et sécurisation des revenus ; – accès au foncier sécurisé pour des femmes et des familles les plus vulnérables.

Pays	Projet/ONG	Objectifs du projet	Résultats perçus ou mesurés
Madagascar (Centre)	Nouvelles cultures, approche terroir et nouvelles techniques agro-écologiques à base d'agroforesterie à Androy / GRET	Améliorer la sécurité alimentaire, limiter l'impact des crises alimentaires et améliorer les conditions de vie des ménages vulnérables.	<ul style="list-style-type: none"> - Développement de cultures résistantes à la sécheresse sur des sols dégradés ; - lutte contre l'érosion et restauration de la fertilité des sols ; - diminution de la déforestation ; - mise en place de boutiques et points de vente : réseaux de vente de semence efficaces.
Madagascar	Appui à la professionnalisation d'une agriculture soucieuse du développement durable dans la région d'Itoasy à Madagascar / Agrisud International	Soutien des actions de professionnalisation de la région. Formation d'agriculteurs pour une production soucieuse de développement durable.	<ul style="list-style-type: none"> - Création de sites de démonstration en aménagements agro-écologiques ; - formation des ménages aux pratiques agro-écologiques (embocagement des parcelles de culture, gestion de la fertilité, gestion de l'eau, préservation de la diversité) ; - sécurisation et augmentation des revenus ou des revenus complémentaires.
Burkina Faso (Nord)	Le zaï mécanisé pour la récupération agro-écologique des zones dégradées dans les zones subarides / AVSF	Restaurer le potentiel productif des sols tout en diminuant fortement la pénibilité du travail par l'utilisation d'un zaï mécanisé (kassine avec traction asine).	<ul style="list-style-type: none"> - Limitation du ruissellement et régénération des sols dégradés ; - formation d'une végétation ligneuse ; - utilisation collective de la kassine (matériel pour travaux agricoles) pour différents travaux ; - réorganisation du temps de travail et amélioration des revenus.
Burkina Faso	Amélioration des conditions de vie de la population de la région de Fada N'gourma par la mise en place des techniques agro-écologiques, Burkina Faso / ARFA	Engager les collectivités villageoise pour une production agricole durable en agro-écologie (aménagement de cordons pierreux, de zaï). Renforcer leurs capacités d'adaptation au changement climatique (compostage, éviter les brûlis, etc.).	<ul style="list-style-type: none"> - Installation de haies vives et brise-vent en association avec les cultures ; - augmentations de rendements des cultures* ; - augmentation des teneurs en carbone, azote et potassium disponibles dans les sols de surface** ; - réduction effective de la pénibilité des travaux agricoles et ménagers par l'équipement en matériel agricole ; - renforcement des connaissances des producteurs sur les techniques de conservation des eaux et des sols.
Niger (Centre)	Sécurité alimentaire et développement économique local au Niger / Agrisud International	Réduire les causes de l'insécurité alimentaire par une diversification des activités agricoles.	<ul style="list-style-type: none"> - Replantation de zones dégradées, installation de haies vives et brise-vent ; - aménagements hydro-agricoles sur les sites maraîchers ; - formation des ménages aux pratiques agro-écologiques (gestion de la fertilité, gestion de l'eau, préservation de la diversité) ; - augmentation des productions et des revenus par famille.

* Ces rendements sont, en moyenne supérieurs de 37 % et 81 % respectivement en 2015 et 2016 dans les parcelles où diverses pratiques agro-écologiques sont combinées (aménagements + apport matière organique) par rapport aux parcelles non aménagées, ou bénéficiant d'un simple apport de fumure organique. Les différences ne sont pourtant statistiquement pas significatives compte tenu de l'importante variabilité des résultats.

** Les teneurs en carbone du sol à 0-10 cm de profondeur sont significativement supérieures (+ 42 %) lors de combinaisons de pratiques de conservation des eaux et des sols et d'applications de fumure organique (5 à 10 t/ha* tous les 2 ou 3 ans) par rapport à des parcelles témoins où ces pratiques ne sont pas mises en œuvre. Des différences sont également notables pour les teneurs en azote, le potassium disponible et le pH.

Tableau 3

Les sept affirmations de l'agro-écologie utilisées dans l'analyse.

En gras, les trois affirmations liées à la gestion des matières organique et du carbone des sols.

1. L'agro-écologie valorise les savoir-faire locaux.
2. L'agro-écologie préserve et participe au renouvellement des ressources naturelles (sols, eau, biodiversité), voire restaure les systèmes dégradés.
3. L'agro-écologie favorise l'articulation optimale entre la culture et l'élevage vus comme un ensemble non dissociable.
4. L'agro-écologie met en jeu des pratiques de bonne gestion de l'espace. Elle optimise les usages des sols dans le territoire entre espaces agricoles et espaces naturels (souvent plus riches en carbone).
5. L'agro-écologie est compatible avec l'augmentation des rendements à l'hectare et la diversification des systèmes de production tout en conservant la fertilité des sols (et leurs stocks de carbone).
6. L'agro-écologie offre des réponses pour la sécurité alimentaire (diversité, régularité en quantité et qualité de production).
7. L'agro-écologie accroît la sécurité sanitaire des populations, aussi bien des exploitants que des consommateurs.

hydro-agricoles, des formations, des créations de filières et de marchés sont évoqués mais jamais vérifiés et encore moins quantifiés. Est-ce que l'agro-écologie est une réponse pertinente face aux enjeux de préservation des ressources naturelles, de production durable et d'équité sociale ? Les bénéficiaires des 9 projets agro-écologiques (tabl. 2) ont été enquêtés sur 7 valeurs ajoutées souvent proposées par l'agro-écologie au cours d'ateliers de travail collectifs. Les questions posées concernaient l'évaluation de la pertinence de chacune de ces 7 valeurs ajoutées ou affirmations listées dans le tableau 3.

Globalement, l'ensemble des bénéficiaires des projets perçoivent l'agro-écologie comme un moyen de préserver la fertilité des sols (affirmation 2, 4 ou 5). Il existe néanmoins une diversité des niveaux de perception de la pertinence de l'agro-écologie pour répondre aux enjeux de protection des ressources naturelles, d'organisation des terroirs et de production agricole selon les projets et les régions concernées (tabl. 4).

Comment arbitrer en faveur de l'agro-écologie ?

La perception des acteurs de l'agro-écologie et les premiers résultats des projets de développement rural promouvant cette approche semblent positifs en termes d'économie de l'eau, d'accroissement de la productivité (y compris du travail

Tableau 4

Perception de l'agro-écologie par l'ensemble des acteurs des projets (tabl. 2) selon trois des affirmations présentées dans le tableau 3.

	Affirmation 2 Ressources naturelles	Affirmation 4 Organisation des terroirs	Affirmation 5 Productivité agricole
Maroc (oasis)	++	NP	++
Sénégal (Niayes)	++	++	NP
Sénégal (Niayes Diender)	++	++	NP
Mali Ouest	+	+++	NP
Burkina Nord	++	+	+++
Burkina Est	+	NP	++
Niger central	NP	++	++
Madagascar central	+	+++	+++
Madagascar Sud	+	NP	++

La notation (+) à (+++) signifie la pertinence du postulat pour le projet. La notation NP signifie non pertinente aux yeux des acteurs du projet.

dans le cas de la traction animale) et de diversification des revenus. Une méta-analyse conduite par l'Alliance pour la sécurité alimentaire en Afrique en 2016, a elle aussi montré le potentiel de l'agro-écologie à l'atteinte des Objectifs du Développement Durable au travers de 50 études de cas dans 22 pays africains (FARRELLY, 2016). Cependant, la faiblesse de certains dispositifs et l'absence de mesures objectives sur un nombre suffisant d'initiatives agro-écologiques empêchent la compréhension fine de la variabilité des résultats observés ou à dire d'acteurs.

L'agro-écologie et ses diverses formes sont pourtant pratiquées par des milliers, voire des millions, d'agriculteurs dans le monde. Ces agriculteurs vivent dans des contextes très variés et ont fait ces choix en prenant en compte un ensemble de facteurs bien plus complexes que le seul rendement à l'hectare. Ces facteurs sont le maintien de l'écosystème et de ses services rendus dont dépendent leur mode de vie, la durabilité du système agraire, une volonté plus ou moins affirmée d'être indépendant en termes d'engrais ou de semences, une méfiance envers les substances chimiques, le maintien d'une qualité gustative et nutritionnelle des produits agricoles et l'accès à une alimentation à laquelle ils sont habitués, etc.

L'ensemble de ces facteurs de choix dans une variété de contextes différents implique l'absence de paquet technique unique en agro-écologie. Le conseil en agro-écologie s'envisage ainsi plus comme une démarche qui s'appuie sur des principes d'intensification de processus écologiques et de recherche de co-bénéfices économiques et sociaux, que comme un arbitrage *a priori* en faveur de telles ou telles techniques.

Un système agricole très discuté mais encore trop peu étudié

Du terme polysémique recouvrant un mouvement social, une science et une communauté de pratiques à la nature complexe de l'agro-écologie avec un spectre allant de points de vue quasi théologiques à des réalités très physiques (ALTIERI, 1986 ; DALGAARD *et al.*, 2003), l'agro-écologie embrasse une diversité de courants de pensée, d'appellations, voire des discours d'intensité dogmatique variable, qui entretiennent une certaine confusion à son égard. L'agro-écologie est ainsi restée longtemps un objet de controverse, ce qui explique l'absence de son évaluation objective malgré la multitude des agriculteurs qui la pratiquent dans le monde.

Aujourd'hui, les choses changent. Le rapport 2019 du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC) reconnaît la gestion des terres comme faisant partie de l'agenda des solutions pour atténuer et s'adapter au changement climatique en ces termes : « la gestion durable des terres, et des forêts, peut prévenir et réduire la désertification, aider à maintenir la productivité des terres et parfois inverser les effets indésirables du changement climatique sur les terres. Elle peut aussi contribuer à l'atténuation et l'adaptation au changement climatique. Par ailleurs, réduire, et inverser la dégradation des terres, aux différentes échelles, peut apporter des bénéfices immédiats et de long terme aux communautés et encourager la mise en œuvre de plusieurs objectifs du développement durable ». De même, la Convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification (CNULD) s'attache à éviter, réduire et restaurer les sols dégradés. L'agro-écologie, si elle est adoptée à de larges échelles, et l'ensemble des pratiques qu'elle recouvre, font partie des solutions de gestion durable des terres.

Malheureusement, les données et connaissances sur l'agro-écologie sont éparpillées. La coopération des agriculteurs, du convaincu au moins convaincu, des organisations paysannes, des opérateurs du développement rural, des chercheurs de diverses disciplines est indispensable. À court terme, un recensement et une caractérisation des projets ou des initiatives en agro-écologie, la constitution de bases de données et le développement d'échanges entre acteurs de l'agro-écologie, devraient mutualiser et formaliser les acquis. Une alliance internationale des opérateurs du développement pour une « agro-écologie au service du développement » aurait toute sa place.

Récemment, de nombreuses initiatives portées par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) ou des collectifs d'ONG vont dans ce sens. La FAO a ainsi défini une méthode pour organiser et formaliser les données issues de projets en agro-écologie. Une grille de critères d'une dizaine de domaines dotés d'une batterie d'indicateurs de performance de la transition agricole est en cours de finalisation et sera prochainement testée⁹. Le

⁹ www.fao.org/agroecology/knowledge/10-elements/fr/

GTAE propose également des critères et des indicateurs d'évaluation des impacts socio-économiques et agro-environnementaux de l'agro-écologie dans un mémento pour l'évaluation de l'agro-écologie (LEVARD *et al.*, 2019). Divers projets dans lesquels ONG et scientifiques collaborent avec les agriculteurs et les organisations paysannes, se mettent également en place pour tester les indicateurs proposés et/ou établir des démarches multicritères d'évaluation. Un des objectifs de ces projets est de construire des plaidoyers pour favoriser l'émergence de politiques publiques en faveur de l'agro-écologie et favoriser son adoption à de larges échelles.

Le contexte international est marqué par la publication de rapports de plus en plus alarmistes qui posent l'urgence d'une transition agricole. Ils convergent sur « la nécessité de changer de cap vers une agriculture durable qui maintienne la productivité tout en protégeant les ressources naturelles » (IAASTD, nd) et « la nécessité d'un changement de paradigme d'une révolution verte à une approche d'intensification écologique » (UNCTAD, 2013). L'agro-écologie est enfin perçue comme une solution pour le climat, la préservation des ressources mais aussi pour améliorer la sécurité alimentaire et la nutrition (HLPE, 2019). Tous ces rapports confirment que l'agro-écologie est une voie prometteuse. Il reste à le confirmer.

Bibliographie

ALTIERI M. A., 1986

L'agro-écologie. Bases scientifiques d'une agriculture alternative. Paris, Éditions Debard.

DALGAARD T., HUTCHINGS N. J., PORTER J. R., 2003

Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 100 (1) : 39-51.

FARRELLY M., 2016

Agroecology contributes to the Sustainable Development Goals. *Farming Matters*, 32 : 32-34. Téléchargeable : www.ileia.org/2016/09/22/agroecology-contributes-sustainable-development-goals/

GTD, 2013

Agro-écologie, une transition vers des modes de vie et de développement viables. France, GTD. Téléchargeable : www.fao.org/agroecology/database/detail/fr/c/453496/

GTD, 2015

Pour une transition agro-écologique dans les territoires soumis à la désertification, proposition d'une démarche d'accompagnement. Téléchargeable : www.cariassociation.org/Publications/Pour-une-transition-agroecologique-dans-les-territoires-soumis-a-la-desertification

HLPE, 2019

Agroecological and other innovative approaches for sustainable agriculture and food systems that enhance food security and nutrition. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome. 162 p. Téléchargeable : www.fao.org/cfs/cfs-hlpe

IAASTD, nd

Agriculture et développement. Un résumé de l'évaluation internationale des sciences et technologies agricoles pour le développement. Téléchargeable : http://pfsa.be/IMG/pdf_IAASTD_Leaflet_French.pdf

LEVARD L., MATHIEU B., 2018

Agro-écologie : capitalisation d'expériences en Afrique de l'Ouest. Rapport, février 2018, 82 p.

**LEVARD L., BERTRAND M.,
MASSE P. (COORD.), 2019**

Mémento pour l'évaluation de l'agro-écologie. Méthodes pour évaluer ses effets et les conditions de son développement. France, GTAE-AgroParisTech-CIRAD-IRD, mars 2019.
Téléchargeable : www.cariassociation.org/Publications/Memento-pour-l-evaluation-de-l-agroecologie

MAEE, 2012

Systèmes de production durables en zones sèches : quels enjeux pour la coopération au développement ? Paris, MAEE, Direction générale de la mondialisation, du développement et des partenariats, 150 p.

UNCTAD, 2013

Trade and environment review 2013. Wake up before it is too late. Make agriculture truly sustainable now for food security in a changing climate. Genève, UNCTAD. Téléchargeable : https://unctad.org/en/PublicationsLibrary/ditcted2012d3_en.pdf

Séquestration du carbone et usage durable des savanes ouest-africaines : synergie ou antagonisme ?

Raphaël J. MANLAY, Grégoire T. FRESCHET,

Luc ABBADIE, Bruno BARBIER,

Jean-Luc CHOTTE, Christian FELLER,

Maya LEROY, Georges SERPANTIÉ

Introduction

Les écosystèmes de savane ouest-africaine couvrent de vastes superficies (5.10^6 km²), en grande majorité exploitées par l'agriculture et le pastoralisme (MAYAUX *et al.*, 2004). Ils associent des systèmes herbacés et arborés, les faciès de végétation étant fortement pilotés par la pluviosité annuelle selon un gradient latitudinal. Dans ces écosystèmes, pour des raisons principalement démographiques et techniques – et, demain, sans doute climatiques – les ressources carbonées se raréfient, fragilisant les exploitations agricoles, et allant *a contrario* des mesures actuelles nécessaires de limitation des émissions de carbone dans l'atmosphère.

Dans ce contexte, deux points de vue sur le cycle du carbone de ces espaces coexistent, largement relayés, voire façonnés, principalement par des communautés scientifiques et institutions du Nord. D'une part, pour les agriculteurs, le carbone est à la fois un bien économique (production agricole) et un moyen de production (matière organique du sol, fourrage, construction, chauffage). D'autre part, pour l'humanité, le carbone, constitutif de gaz à effet de serre (GES) dont la contribution au changement climatique est majeure (IPCC, 2013), est un élément à relocaliser de l'atmosphère vers notamment les sols et les plantes, afin d'atténuer le changement climatique.

Beaucoup de discours politiques et scientifiques considèrent que les deux points de vue, agro-écologique local et environnemental planétaire, ont des objectifs

communs, voire synergiques, vis-à-vis du cycle du carbone. Un concept récent (LIPPER *et al.*, 2014) – l’agriculture climato-intelligente – propose une synthèse entre ces deux points de vue, qui vise à « durablement augmenter la productivité, la résilience (adaptation) et réduire les émissions ou fixer les GES, et améliorer la sécurité alimentaire nationale et contribuer à la réalisation des objectifs de développement du pays » (FAO, 2010). Cependant, ce concept est controversé, et de nombreuses organisations non gouvernementales le rejettent en raison (1) de certaines postures idéologiques implicites (une obligation de résultats de réduction des GES, et non de moyens, qui met par exemple sur le même pied d’égalité l’agriculture industrielle et l’agriculture familiale), (2) du manque d’un système d’évaluation et de suivi des résultats, et (3) de l’institutionnalisation de sa mise en œuvre déséquilibrant les rapports de force entre firmes multinationales et représentants de la société civile (AUBERT *et al.*, 2015 ; CARON et TREYER, 2015).

Plus généralement, les savanes ouest-africaines pourraient jouer un rôle important en termes d’atténuation du changement climatique en raison de leurs très vastes superficies, mais les contextes climatique et démographique invitent à une certaine prudence. Pour des raisons politiques notamment, la mise en œuvre d’actions d’atténuation du changement climatique reste faible en Afrique de l’Ouest (moins de 1 % des projets du monde liés à l’usage des terres dans le Mécanisme pour un développement propre, selon FENHANN et SCHLETZ, 2015). De même, des verrous biophysiques et sociaux limitent le potentiel de séquestration de carbone des savanes de cette région et sont susceptibles d’engendrer des conflits avec le service de fourniture premier assigné à l’agriculture. Par ailleurs, le changement climatique, inévitable au regard des trajectoires mondiales actuelles d’émission de GES (IPCC, 2013), impactera de façon hétérogène la productivité agricole dans la région (SULTAN *et al.*, 2014) et le cycle du carbone, et rend incertaines les prévisions de l’évolution de ces derniers.

Ce chapitre¹ prend en compte l’ensemble de ces difficultés pour proposer une vision critique et alternative du lien entre l’usage des terres et la lutte contre le changement climatique.

Atténuer le changement climatique et viabiliser l’agriculture dans les standards existants

Trois compartiments majeurs (biomasses arborée et herbacée, sols) stockent le carbone dans les savanes ouest-africaines. Dans ce chapitre, la séquestration du

¹ Ce chapitre s’inspire de communications orales faites sur séquestration du carbone et agriculture durable en Afrique de l’Ouest au Congrès mondial de sciences du sol en 2006, et devant le Groupe des acteurs de l’ingénierie écologique (GAIE) en 2015.

carbone est comprise *sensu* BERNOUX *et al.* (2006), soit l'écart net entre le stockage du carbone lié à un scénario de référence et celui lié à une activité donnée, modulé des émissions de GES dues à la réalisation de l'activité, la mise en commun du bilan de chaque GES étant faite par l'utilisation de potentiels de réchauffement global sur une durée de 100 ans (IPCC, 2013).

Ce chapitre examine d'abord trois schémas d'intensification fréquemment promus : l'augmentation de la fertilisation organominérale des cultures, l'agriculture de conservation, et l'agroforesterie.

Augmentation de la fertilisation organominérale des cultures

L'objectif de cette pratique est de reconstituer ou augmenter le stock de nutriments du sol afin de favoriser la productivité végétale, éventuellement en renforçant le stock de carbone du sol.

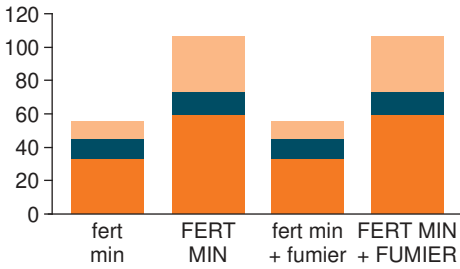
L'essai à long terme de Saria, au Burkina Faso offre des résultats saisissants. Quatre modalités de fertilisation du sol (fertilisation minérale ou organominérale du sol selon deux niveaux d'apports) y ont été testées pendant 40 ans (fig. 1a). La fertilisation uniquement minérale engendre une émission nette de carbone vers l'atmosphère en raison d'une baisse du stock de carbone du sol, à laquelle s'ajoutent les émissions engendrées par la synthèse, le transport et l'application du fertilisant. En revanche, le bilan environnemental de la fertilisation organominérale dépend de l'intégration (ou non) de l'élevage dans le périmètre de l'activité d'atténuation, car les émissions de GES animales (surtout méthane – CH₄ et oxyde nitreux – N₂O, le bilan en CO₂ étant presque nul étant donnée l'origine du fourrage consommé) excèdent largement la fixation du carbone dans le sol induite par la fertilisation (fig. 1b).

Comme d'autres pratiques, la fertilisation organominérale se heurte au fait que les sols des savanes ouest-africaines, faiblement argileux, soumis à un climat tropical et sièges d'une forte activité biologique, ont une faible capacité de stockage du carbone, quelles que soient les pratiques culturales (PIERI, 1992). La fertilisation organominérale permet certes d'accroître les rendements (tabl. 1, fig. 1c), mais elle mobilise des ressources végétales (fourrage, voire litière animale) pour l'élevage, créant une compétition avec d'autres usages (agronomique, de construction, voire énergétique). En ce sens, elle augmente les risques de privatisation d'une ressource partiellement mutualisée par la vaine pâture, ce qui est susceptible de modifier les rapports de force entre petites et grosses exploitations (ANDRIEU *et al.*, 2015 ; MANLAY *et al.*, 2004).

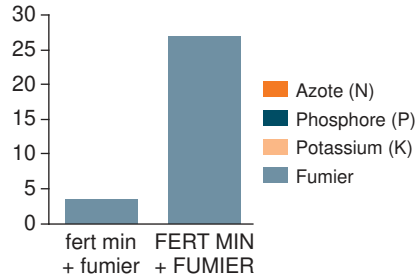
En termes d'évaluation du potentiel de la fertilisation sur le stockage du carbone par les sols, la forte hétérogénéité spatiale (naturelle, mais aussi entretenue en tant que moyen de s'affranchir du risque de variabilité climatique) des sols et leur faible capacité de stockage imposent un grand nombre de mesures, et donc un coût élevé de suivi.

a. Caractéristiques de l'essai

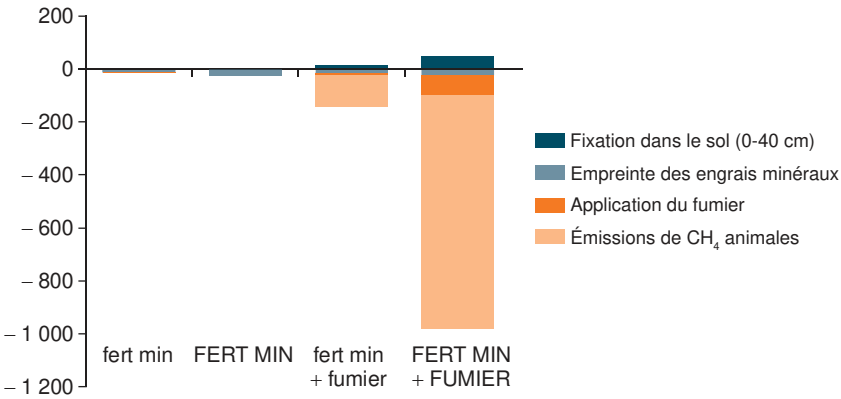
Nutriments appliqués sous forme minérale (kg.ha⁻¹.an⁻¹)



Fumier appliqué (t MS*.ha⁻¹.an⁻¹)



b. Séquestration de C (Mg CO₂eq.ha⁻¹.40ans⁻¹)



c. Variation relative du rendement grain

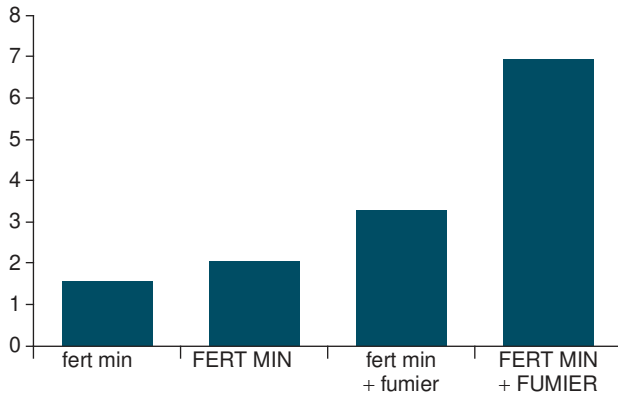


Figure 1

Bilan environnemental de la fertilisation dans l'essai à long terme de Saria, Burkina Faso (par rapport à un scénario de référence dans lequel il n'y a aucun apport).

a. Caractéristiques des apports annuels.

b. Séquestration de carbone sur 40 ans par rapport au témoin sans apport.

c. Variation relative du rendement en matière sèche de grain par rapport au témoin sans apport.

* MS : matière sèche.

Sources : HIEN (2004) ; VLEK et al. (2004) ; IPCC (2006) ; HERRERO et al. (2008) ; IPCC (2013).

Tableau 1
Bilan agro-environnemental annuel de trois pratiques d'intensification en prenant en compte la réduction de la déforestation rendue possible par l'augmentation de rendement.

Pratiques d'intensification	Traitements	Augmentation du rendement grain (sans unité ; référence : témoin)	Séquestration annuelle de C dans le sol (Mg C _{éq} .an ⁻¹) (1)	Séquestration annuelle de C dans la biomasse (Mg C _{éq} .an ⁻¹) (2)	Atténuation du changement climatique (déforestation évitée seule) (Mg C _{éq} .an ⁻¹) (3) ^{Y**}	Séquestration annuelle de C (déforestation évitée incluse) (Mg C _{éq} .an ⁻¹) (1 + 2 + 3)	Amélioration de la séquestration annuelle par la déforestation évitée (%) 3 : (1 + 2)
Fertilisation au Burkina Faso*	fert min	1,56	- 0,10	nd	0,21	0,12	225
	FERT MIN	2,07	- 0,18	nd	0,41	0,23	228
	fert min +fumier	3,29	- 0,92	nd	0,88	- 0,04	95
	FERT MIN + FUMIER	6,92	- 6,54	nd	2,28	- 4,26	35
Agriculture de conservation au Bénin	FERT MIN	3,62	0,17	nd	3,58	3,75	2063
	<i>Mucuna pruriens</i>	5,46	1,10	nd	6,08	7,18	554
Agroforesterie : jachère traditionnelle au Sénégal	Jachère jeune (1-9 ans)	1,42	1,42	3,97	0,00	5,39	0
	Jachère longue	0,21	0,21	1,47	0,00	1,68	0
Référence : jachère spontanée herbacée	<i>Azadirachta indica</i>	6,42	6,42	nd	0,00	6,42	0
	<i>Albizia lebeck</i>	3,06	3,06	nd	0,00	3,06	0
	<i>Cassia siamea</i>	2,76	2,76	nd	0,00	2,76	0
	<i>Acacia auriculiformis</i>	2,16	2,16	nd	0,00	2,16	0
Agroforesterie : jachère plantée au Togo	<i>Azadirachta indica</i>	2,04	2,04	nd	0,00	2,04	0
	<i>Albizia lebeck</i>	- 1,32	- 1,32	nd	0,00	- 1,32	0
	<i>Cassia siamea</i>	- 1,62	- 1,62	nd	0,00	- 1,62	0
	<i>Acacia auriculiformis</i>	- 2,22	- 2,22	nd	0,00	- 2,22	0

* Les bilans de fertilisation organique incluent les émissions animales.

** Pour l'équivalence entre augmentation de rendement et réduction potentielle des émissions liées à la déforestation (la conversion d'une savane en culture), on fait l'hypothèse que cette dernière émet 15 Mg C par hectare défriché.

nd : non disponible.

Sources : figures 1, 2 et 3.

Agriculture de conservation

Cette pratique vise à réduire les pertes en sol et nutriments par l'érosion, le lessivage et la lixiviation, et à améliorer le statut biologique du sol afin d'augmenter la productivité végétale (FAROOQ et SIDDIQUE, 2015). Dans le cas d'un couvert végétal intercalaire comme étudié en zone de savane humide au Bénin sur des cultures de maïs (BARTHÈS *et al.*, 2004) (fig. 2), le bénéfice peut être double, en y associant la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique par la plante de couverture (cas du *Mucuna pruriens* var. *utilis*). Cette pratique peut être également associée à une fertilisation minérale classique. Dans cette situation, et contrairement au cas précédent, la fertilisation minérale seule engendre une séquestration nette de carbone, ce qui suggère que l'impact climatique des fertilisants est fortement dépendant des conditions agro-écologiques locales. Le semis direct sous couvert de *Mucuna* aboutit à une séquestration de carbone importante par rapport au témoin sans apport, et six fois plus importante que la fertilisation minérale seule (fig. 2a). Cette étude ne permet cependant pas de tester les effets respectifs de la fixation d'azote par la plante de couverture et celui du non-travail du sol sur les émissions de GES, et ne tient pas compte des variations d'émission de N₂O, lesquelles restent difficiles à prédire. Ces deux pratiques d'intensification augmentent toutes deux le rendement en maïs (fig. 2b), mais avec une différence moins marquée que celle observée pour la séquestration (fig. 2a et tabl. 1).

Malgré des résultats encourageants en condition expérimentales, l'adoption de l'agriculture de conservation se heurte à plusieurs difficultés : la technicité de la pratique et la sophistication de certains équipements, l'incompatibilité avec certaines pratiques traditionnelles de mutualisation des ressources (comme la vaine pâture), et des incertitudes sur le bilan carbone, tous GES confondus (POWLSON *et al.*, 2014).

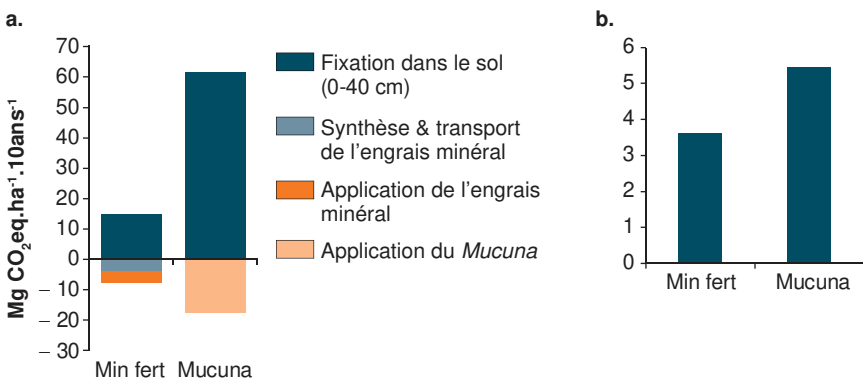


Figure 2

Bilans agro-environnementaux sur 10 ans du semis direct sous couvert végétal de *Mucuna* et de la fertilisation minérale sur un Nitisol au Bénin.

a. Séquestration de carbone par rapport au témoin sans apport.

b. Variation relative du rendement en matière sèche de grain par rapport au témoin sans apport.

Sources : AZONTONDE *et al.* (1998) ; BARTHÈS *et al.* (2004) ; VLEK *et al.* (2004) ; IPCC (2006).

Agroforesterie

L'agroforesterie est aussi promue en tant que pratique « climatiquement intelligente ». Elle vise à augmenter les stocks de carbone (arbres) tout en maintenant les flux (production agricole), ainsi qu'à protéger les sols et améliorer leur statut minéral. Dans la zone sahélienne sur sols profonds, le parc à *Faidherbia albida* (Del.) A.Chev., une espèce ligneuse fixatrice d'azote à phénologie inversée, est un remarquable exemple de système agroforestier simultané traditionnel qui stimule la culture annuelle associée. Cependant, déjà en pleine expansion en raison de sa multifonctionnalité (DELAUNAY *et al.*, 2009 ; SENDZIMIR *et al.*, 2011), cette forme améliorée d'usage de l'espace pourrait ne pas satisfaire le critère d'additionnalité commun à la plupart des standards de certification des projets d'atténuation du changement climatique qui permet de s'assurer que seules les émissions évitées par un effort délibéré d'atténuation sont comptabilisées et commercialisables. D'autres systèmes (séquentiels) s'appuient sur des rotations entre parcelles cultivées et jachères arbustives ou arborées. Au Sénégal, un exemple (fig. 3a) indique que c'est surtout dans la biomasse aérienne et souterraine (racines des arbres), et assez peu dans le sol, que s'accumule le carbone durant la phase de jachère. Une étude au Togo (fig. 3b) suggère que le stockage de carbone supplémentaire dans le sol (seul compartiment mesuré de l'étude), permis par la jachère améliorée (enrichie en espèces ligneuses plantées) par rapport à la jachère traditionnelle, est très variable selon l'espèce plantée et la présence ou non d'arbres dans l'écosystème de référence. Ces deux études suggèrent que l'efficacité des jachères pour stocker du carbone dans le sol est difficile à prédire, car fortement dépendante du contexte. Elles illustrent plus généralement la faible capacité de la majorité des sols ouest-africains à stocker du carbone organique, quelles que soient les pratiques culturales.

Malgré des bilans de carbone largement positifs grâce aux apports de biomasse et bien qu'elle diversifie les productions agricoles, l'agroforesterie accroît souvent la compétition pour l'usage de l'espace à des fins alimentaires. Son extension nécessite par ailleurs des réformes foncières, afin que les paysans puissent ou souhaitent s'engager dans les activités de plantation sur le long terme (ATANGANA *et al.*, 2014). Elle suppose enfin un fort contrôle des risques d'incendie.

Ré-imaginer le soutien à l'agriculture pour atténuer le changement climatique

Sans prise en compte d'une hypothétique déforestation évitée par l'augmentation des rendements, les études mentionnées ci-dessus sont peu encourageantes en termes d'efficacité de l'intensification agricole pour lutter contre le changement

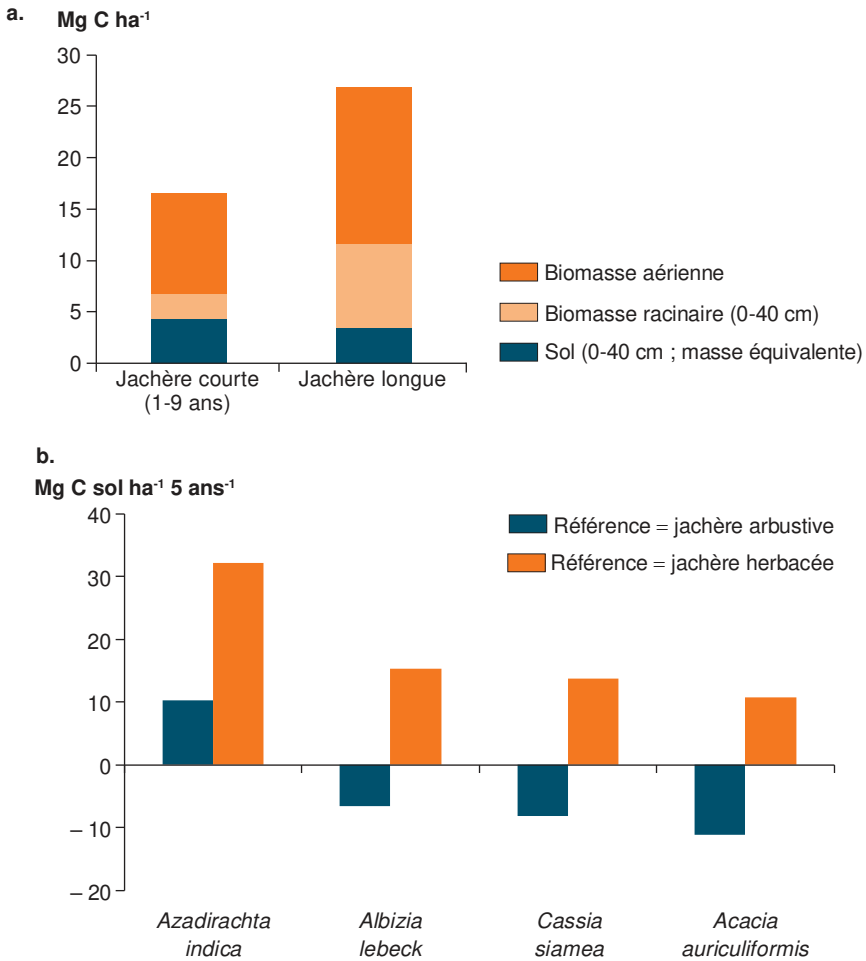


Figure 3

Impact (par rapport à un scénario de référence) de la jachère sur la variation des stocks du carbone du sol.

a. Jachère spontanée au Sénégal (scénario de référence : culture semi-permanente d'arachide).

b. Jachère améliorée au Togo (compartiment sol uniquement ; scénario de référence : jachère spontanée).

Sources : DRECHSEL et al. (1991) ; MANLAY et al. (2002).

climatique, avec des taux de séquestration annuels très variables pour une même pratique et parfois fortement négatifs (tabl. 1). De plus, ces limitations biophysiques s'inscrivent dans un contexte d'insécurité foncière, de désengagement des États dans le soutien de leurs agricultures, de réseaux de transport défectueux et de besoin croissant en terres.

D'autres approches favorables à l'atténuation sont cependant envisageables sur la base de pratiques économes et bénéfiques aux productions agricoles. Mieux

fermer les cycles biogéochimiques est une piste. Le bilan en azote et en phosphore dressé à l'échelle d'un village du sud du Sénégal (MANLAY *et al.*, 2004) montre que respectivement 15 et 53 % de l'azote et du phosphore exporté terminent dans les fosses septiques du village. Ces éléments pourraient être réinjectés dans le système agricole avec profit, sous condition de lever certains tabous culturels. Le gain climatique lié à une telle récupération de l'azote et du phosphore, à travers une intensification spatiale des productions et une plus forte capture de CO₂ atmosphérique, reste cependant faible (8-15 kg CO₂eq.hab⁻¹.an⁻¹). En effet, dans ce cas d'étude, l'essentiel de l'azote est exporté via la vente des produits des cultures de rente et, concernant le phosphore, la production et l'application des engrais phosphatés sont peu émissives et l'essentiel des pertes en phosphore en agriculture, plus ailleurs qu'ici, a lieu d'abord au champ (SMIL, 1999, 2000).

La gestion de l'élevage montre également des perspectives intéressantes. Les paysans convertissent fréquemment les bénéfices agricoles en troupeaux de ruminants, lesquels représentent, entre autres, une forme d'épargne traditionnelle en l'absence de système bancaire fiable. Or, ceux-ci émettent du CH₄ et du N₂O, avec des intensités d'émission (kg CO₂.kg⁻¹ protéine consommable) particulièrement élevées (en Afrique subsaharienne, s'élevant à 1,5 et 3,2 fois la moyenne mondiale pour la viande et le lait de bovin respectivement selon GERBER *et al.*, 2013). Garantir la sécurité de l'épargne paysanne afin d'inciter les paysans à investir davantage dans leurs systèmes de cultures (KER, 1995) serait donc une bonne stratégie d'atténuation climatique. Pour autant, (1) les pratiques traditionnelles d'élevage en Afrique subsaharienne émettent bien moins de GES par unité de surface ou par habitant que celles des systèmes intensifs du Nord (par exemple 25-50 et > 100 t CO₂eq.km⁻¹ pour l'Afrique subsaharienne et les régions d'élevage tempérées respectivement selon GERBER *et al.*, 2013), (2) l'élevage remplit de multiples rôles, y compris dans la maintenance biologique des systèmes de production locaux, et (3) l'élevage augmente la résilience des systèmes de production au changement climatique, quand il ne sera pas tout simplement la seule alternative viable à l'agriculture dans les zones où l'aridité aura le plus progressé (THORNTON et HERRERO, 2015).

Actuellement, l'afforestation ou la reforestation sont les seules activités du secteur de l'usage des terres qui bénéficient d'un cadre légal et technique complet et qui soient éligibles aux marchés réglementaires. Les négociations internationales actuelles sur la réduction des émissions de GES par les autres activités du secteur comme la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts (REDD) ou l'agriculture, sont complexes et inachevées (UNFCCC, 2014), mais une décision prise à la 23^e conférence des Parties (UNFCCC, 2017) devrait hâter l'éligibilité aux marchés carbone des émissions de GES évitées par l'intensification agricole. Dans les exemples examinés ici, ces mesures bénéficieraient plus particulièrement aux pratiques d'intensification de fertilisation organominérale ou d'agriculture de conservation, qui améliorent leur empreinte carbone (+35 à +228 % pour la fertilisation, +554 à +2 063 % pour l'agriculture de conservation) par l'augmentation des rendements et la baisse de pression induite sur les zones non cultivées (tabl. 1). En revanche, le potentiel d'atténuation de pratiques agroforestières séquentielles

ne serait guère affecté par l'élargissement des activités éligibles. La REDD par l'intensification agricole, défendue par plusieurs instances internationales, est très controversée (PIRARD et BELNA, 2012). En effet, un paysan dont les rendements croissent n'est pas forcément incité à réduire sa surface cultivée, en particulier lorsque l'intensification crée un marché qui favorise l'arrivée de nouveaux exploitants (ou l'agrandissement des exploitations). Les effets de l'intensification sur la déforestation ne sont pas toujours positifs, voire parfois franchement négatifs et souvent difficiles à quantifier. Par ailleurs, les habitants d'Afrique de l'Ouest sont très mobiles, et les pays où aurait lieu l'évitement de déforestation seraient différents de ceux où a lieu l'intensification agricole, posant la question de la répartition de la rente carbone.

Les négociations internationales n'ont, jusqu'à maintenant, que peu porté sur l'efficacité de l'utilisation des ressources ou l'attribution de quotas individuels d'émission échangeables à l'échelle planétaire. Or, en termes d'efficacité d'utilisation des ressources, un cas d'étude au sud Sénégal (tabl. 2) indique que :

- l'efficacité d'utilisation de l'espace telle que mesurée par le rendement en biomasse aérienne totale (grain et paille) dans le cas sénégalais n'est, malgré une absence d'intrants exogènes, que la moitié de celle d'un agriculteur européen moyen. Le ratio entre biomasse comestible et non comestible pour l'homme est certes bien moindre dans l'exemple sénégalais, mais les résidus non comestibles sont fortement valorisés, ceux-ci ayant de multiples usages permettant notamment au territoire villageois sénégalais une dépendance très faible aux énergies et matériaux non renouvelables ;
- la quantité d'énergie nécessaire pour produire un kilojoule de nourriture est à peu près équivalente au sud du Sénégal et aux États-Unis ;
- les émissions de GES nécessaires pour produire un kilogramme de nourriture sont moindres dans le village africain qu'aux États-Unis.

Tableau 2

Efficités comparées d'utilisation de différentes ressources entre un système de production traditionnel sénégalais et les agricultures du Nord.

Critère d'efficacité	Système de production intensif comparé	Efficacité			Sources*
		Système traditionnel	Système intensif	Unité	
Espace (rendement biomasse aérienne totale)	Union Européenne	5,2	10,0	Mg MS.ha ⁻¹ **	3, 4
Énergie	États-Unis	12,4	10,0	kJ d'intrant.kj ⁻¹ de nourriture	1, 3
Intensité CO ₂ produit	États-Unis	0,30	0,36	g CO ₂ eq.kj ⁻¹ de nourriture	3, 6
Intensité CO ₂ individu	États-Unis	1,41	20,66	Mg CO ₂ eq.hab ⁻¹ .an ⁻¹	2, 3, 5, 7, 8

* Sources : 1 : HALL et HALL (1993) ; 2 : MANLAY (2000) ; 3 : MANLAY et al. (2004) ; 4 : FAO (2006) ; 5 : IPCC (2006) ; 6 : WEBER et MATTHEWS (2008) ; 7 : IPCC (2013) ; 8 : CAIT CLIMATE DATA EXPLORER (<http://cait.wri.org/>).

** MS : matière sèche.

Ces résultats montrent qu'en plus de la faiblesse des politiques agricoles nationales et d'aménagement du territoire, c'est la faiblesse de la productivité de la main d'œuvre qui cantonne les paysans du Sud dans la pauvreté. En effet, dans le contexte actuel de mondialisation de la production, les barrières douanières ne protègent plus ces paysans contre une concurrence des agricultures industrielles des autres continents qui est déloyale d'un point de vue de la comptabilité environnementale. Dans les négociations internationales, un élargissement supplémentaire des standards réglementaires (et volontaires, mais dans une moindre mesure car actuellement plus inclusifs que les premiers) actuels est donc nécessaire pour faire pleinement participer les agricultures des savanes ouest-africaines à la lutte contre le changement climatique.

Conclusion

Sur la base des cas examinés dans cette synthèse, il apparaît que la relation entre les bénéfices environnementaux et agronomiques est complexe. Il n'est guère possible d'établir *a priori*, en un lieu donné, si les services de fourniture (production agricole) et de régulation (atténuation du changement climatique) sont synergiques ou antagonistes. D'une part, le cycle du carbone reste mal connu à plusieurs niveaux, et d'autre part l'adoption des pratiques décrites peut engendrer, à l'échelle de l'exploitation et du territoire villageois, des problèmes sociaux (conflit pour les usages) ou se heurter à des barrières socioculturelles.

Plus généralement, l'atténuation du changement climatique en savanes ouest-africaines ne doit pas se limiter aux périmètres d'activités éligibles des standards réglementaires et volontaires, ni même à la déforestation évitée. Un paysan sénégalais émet aujourd'hui environ 14 fois moins qu'un Américain moyen (tabl. 2). En conséquence, la mise en place de quotas d'émissions individuelles échangeables, éventuellement tenant compte de responsabilités historiques (NEUMAYER, 2000), semble être aujourd'hui le levier le plus à même de favoriser le rééquilibrage des moyens entre l'agriculture du Sud et celle du Nord. Bien qu'ils ne soient pas à l'agenda des négociations internationales, ces quotas pourraient, selon les modalités de gestion de la rente carbone, créer deux leviers pour à la fois (1) sortir les agriculteurs ouest-africains de la pauvreté (attribution d'une subvention librement utilisable), et (2) accompagner la mutation de l'agriculture familiale vers des systèmes toujours écologiquement intensifs mais au travail plus productif, sans passage (concept de « saut technologique » inspiré de GOLDEMBERG, 1998) par le modèle de l'agriculture industrielle fortement dépendant de la maintenance de substitution (*sensu* IZAC et SWIFT, 1994). Ces crédits, dans le cadre d'un soutien par l'État de ces sauts technologiques, pourraient être une incitation à freiner les émissions de carburant fossile liées à la motorisation et à la fertilisation chimique (en particulier azotée, très émettrice

de GES et substituable par la fixation biologique). Pour cette mutation, plusieurs pratiques agro-écologiques traditionnelles existant aujourd'hui peuvent encore être améliorées. D'autres restent à inventer (MANLAY *et al.*, chapitre 9 de cet ouvrage ; FRASER *et al.*, 2014) sur la base d'une meilleure compréhension de l'écologie actuelle et future des savanes, et du contexte socio-économique et culturel de la paysannerie d'Afrique de l'Ouest.

Bibliographie

- ANDRIEU N., VAYSSIERES J., CORBEELS M., BLANCHARD M., VALL E., TITTONEL P., 2015
From farm scale synergies to village scale trade-offs: cereal crop residues use in an agro-pastoral system of the Sudanian zone of Burkina Faso. *Agricultural Systems*, 134 : 84-96.
- ATANGANA A., KHASA D., CHANG S., DEGRANDE A., 2014
« Socio-cultural aspects of agroforestry and adoption. » In : *Tropical agroforestry*, Springer Netherlands : 323-332.
- AUBERT P.-M., BRUN M., TREYER S., 2015
Ensuring transparency and accountability of the Global Alliance for Climate Smart Agriculture in the perspective of COP21. Policy Brief 3/15 Agriculture. Paris, Institut du développement durable et des relations internationales (IDDRI), 4 p.
- AZONTONDE A., FELLER C., GANRY F., REMY J.-C., 1998
Le mucuna et la restauration des propriétés d'un sol ferrallitique au sud du Bénin. *Agriculture et Développement*, 18 : 55-62.
- BARTHÈS B., AZONTONDE A., BLANCHART E., GIRARDIN C., VILLENAVE C., LESAINTE S., OLIVER R., FELLER C., 2004
Effect of a legume cover crop (*Mucuna pruriens* var. *utilis*) on soil carbon in an Ultisol under maize cultivation in southern Benin. *Soil Use and Management*, 20 Suppl. S : 231-239.
- BERNOUX M., FELLER C., CERRI C. C., ESCHENBRENNER V., CERRI C. E. P., 2006
« Soil carbon sequestration ». In Roose E., Lal R., Feller C., Barthès B., Stewart B. (éd.) : *Erosion & Carbon Dynamics*, Boca Raton, USA, CRC Publisher.
- CARON P., TREYER S., 2015
« L'agriculture climato-intelligente et les arènes de la négociation internationale sur le changement climatique ». In Torquebiau E. (éd.) : *Changement climatique et agricultures du monde*, Versailles, France, Éditions QUAE : 303-313.
- DELAUNAY V., DESCHAMPS-COTTIN M., BERTHAUDIÈRE V., VILA B., OLIVEAU S., SANTOS S. D., SOUMARE A., LALOU R., 2009
Dynamique démographique et dynamique du parc agroforestier à Faidherbia albida (Del.) A. Chev. en pays Serer (Sob, Sénégal). Présenté au XXVIth International Population Conference, Marrakech, Maroc.
- DRECHSEL P., GLASER B., ZECH W., 1991
Effect of four multipurpose tree species on soil amelioration during tree fallow in Central Togo. *Agroforestry Systems*, 16 : 193-202.
- FAO, 2006
FAOStat – Agriculture database. Food and Agricultural Organization, Rome.
- FAO, 2010
Climate-smart agriculture – Policies, Practices and financing for food security, adaptation and mitigation. Food and Agricultural Organization, Rome, 41 p.
- FAROOQ M., SIDDIQUE K. H. M., 2015
Conservation Agriculture. Cham: Springer International Publishing, 665 p.
- FENHANN J., SCHLETZ M., 2015
CDM/JI Pipeline analysis and database. UNEP & Danish Technical University. Copenhagen, Danemark.

- FRASER J. A., LEACH M., FAIRHEAD J., 2014**
 Anthropogenic dark earths in the landscapes of Upper Guinea, West Africa: intentional or inevitable? *Annals of the Association of American Geographers*, 104 (6) : 1222-1238.
- GERBER P. J., STEINFELD H., HENDERSON B., MOTTET A., OPIO C., DIJKMAN J., FALCUCCI A., TEMPIO G., 2013**
Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 115 p.
- GOLDEMBERG J., 1998**
 Leapfrog energy technologies. *Energy Policy*, 26 (10) : 729-741.
- HALL C. A. S., HALL M. H. P., 1993**
 The efficiency of land and energy use in tropical economies and agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 46 : 1-30.
- HERRERO M., THORNTON P. K., KRUSKA R., REID R. S., 2008**
 Systems dynamics and the spatial distribution of methane emissions from African domestic ruminants to 2030. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 126 (1-2) : 122-137.
- HIEN E., 2004**
Dynamique du carbone dans un acrisol ferrique du Centre Ouest Burkina : influence des pratiques culturales sur le stock et la qualité de la matière organique. Thèse de doctorat, Science du sol, École nationale supérieure agronomique, Montpellier, France.
- IPCC, 2006**
IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama, Japan, Institute for Global Environmental Strategies.
- IPCC, 2013**
Climate change 2013 – The physical science basis – Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental panel on climate change. Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA, Cambridge University Press, 1535 p.
- IZAC A. M. N., SWIFT M. J., 1994**
 On agricultural sustainability and its measurement in small-scale farming in sub-Saharan Africa. *Ecological Economics*, 11 (2) : 105-125.
- KER A., 1995**
Farming systems in the African savanna. A continent in crisis. Ottawa, International Development Research Centre (IDRC), 176 p.
- LIPPER L., THORNTON P., CAMPBELL B. M., BAEDEKER T., BRAIMOH A., BWALYA M., CARON P., CATTANEO A., GARRITY D., HENRY K., HOTTLER R., JACKSON L., JARVIS A., KOSSAM F., MANN W., MCCARTHY N., MEYBECK A., NEUFELDT H., REMINGTON T., PHAM THI S., SESSA R., SHULA R., TIBU A., TORQUEBLAU E.F., 2014**
 Climate-smart agriculture for food security. *Nature Climate Change*, 4 (12) : 1068-1072.
- MANLAY R. J., 2000**
Organic matter dynamics in mixed-farming systems of the West African savanna: a village case study from south Senegal. Thèse de doctorat, ENGREF, France.
- MANLAY R. J., MASSE D., CHOTTE J.-L., FELLER C., KAÏRÉ M., FARDOUX J., PONTANIER R., 2002**
 Carbon, nitrogen and phosphorus allocation in agro-ecosystems of a West African savanna II. The soil component under semi-permanent cultivation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 88 (3) : 233-248.
- MANLAY R. J., ICKOWICZ A., MASSE D., FELLER C., RICHARD D., 2004**
 Spatial carbon, nitrogen and phosphorus budget in a village of the West African savanna – II. Element flows and functioning of a mixed-farming system. *Agricultural Systems*, 79 (1) : 83-107.
- MAYAUX P., BARTHOLOME E., FRITZ S., BELWARD A., 2004**
 A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography*, 31 (6) : 861-877.
- NEUMAYER E., 2000**
 In defence of historical accountability for greenhouse gas emissions. *Ecological Economics*, 33 : 185-192.
- PIERI C., 1992**
Fertility of soils: a future for farming in the West African savannah. Berlin, Springer-Verlag, 348 p.
- PIRARD R., BELNA K., 2012**
 Agriculture and deforestation: is REDD+ rooted in evidence? *Forest Policy and Economics*, 21 : 62-70.

POWLSON D. S., STIRLING C. M., JAT M. L., GERARD B. G., PALM C. A., SANCHEZ P. A., CASSMAN K. G., 2014

Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4 (8) : 678-683.

SENDZIMIR J., REIJ C. P., MAGNUSZEWSKI P., 2011

Rebuilding resilience in the Sahel: greening in the Maradi and Zinder regions of Niger. *Ecology and Society*, 16 (3) : 1.

SMIL V., 1999

Nitrogen in crop production: an account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles*, 13 (2) : 647-662.

SMIL V., 2000

Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment*, 25 : 53-88.

SULTAN B., GUAN K., KOURESSY M., BIASUTTI M., PIANI C., HAMMER G. L., MCLEAN G., LOBELL D. B., 2014

Robust features of future climate change impacts on sorghum yields in West Africa. *Environmental Research Letters*, 9 (10) : 104006.

THORNTON P.K. HERRERO M., 2015

Adapting to climate change in the mixed crop

and livestock farming systems in sub-Saharan Africa. *Nature Climate Change*, 5 (9) : 830-836.

UNFCCC, 2014

Report of the Conference of the Parties at its nineteenth session, held in Warsaw from 11 to 23 November 2013 Addendum Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its nineteenth session. FCCC/CP/2013/10/Add.1. Bonn, United Nations Framework Convention on Climate Change. 14 p.

UNFCCC, 2017

Report of the Conference of the Parties at its twenty third session, held in Bonn from 6 to 8 November 2017. Addendum Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its twenty-third session. FCCC/CP/2017/11/Add.1. Bonn, United Nations Framework Convention on Climate Change. 35 p.

VLEK P.L. G., RODRIGUEZ-KUHL G., SOMMER R., 2004

Energy use and CO₂ production in tropical agriculture and means and strategies for reduction or mitigation. *Environment, Development and Sustainability*, 6 : 213-233.

WEBER C. L., MATTHEWS H. S., 2008

Food-miles and the relative climate impacts of food choices in the United States. *Environmental Science & Technology*, 42 (10) : 3508-3513.

Conclusion

Action commune de Koronivia : pour une prise en compte des enjeux agricoles et environnementaux africains

Tiphaine CHEVALLIER, Tantely M. RAZAFIMBELO,

Lydie CHAPUIS-LARDY, Michel BROSSARD,

Martial BERNOUX, Étienne DRIEUX

Le carbone est, avec l'eau, l'une des clés du maintien de la fertilité des sols africains. Il est le principal composant de la matière organique. Ainsi, gérer le carbone des sols revient à gérer les taux de matière organique des sols. La vulnérabilité des activités agricoles au changement climatique, les impératifs de sécurité alimentaire et le rôle central de la matière organique dans le maintien de la fertilité des sols font que le secteur « agriculture, foresterie et autres utilisations des terres » (AFOLU) joue dorénavant un rôle majeur dans les stratégies de réduction et de piégeage de CO₂. Le secteur agricole entre progressivement dans les négociations internationales sur le climat, notamment à travers l'Action commune de Koronivia pour l'agriculture.

On estime que les sols d'Afrique contiennent 154,6 Gt de carbone (JONES *et al.*, 2013) et représentent 13 % des terres arables mondiales. Les populations africaines en tirent également les moyens de leur subsistance : 20 % du produit intérieur brut (PIB), 20 % de la totalité des exportations et 60 % des emplois sont liés aux activités agricoles (FAO, 2016a). Ainsi, la grande majorité des plans climatiques nationaux d'adaptation et d'atténuation du changement climatique (dont les contributions déterminées au niveau national, CDN, pour réduire les émissions de gaz à effet de serre, GES) des pays africains proposent des actions dans le secteur AFOLU. Ces plans soulignent (1) les co-bénéfices potentiels de ces actions pour le développement rural, la sécurité alimentaire, la réduction de la pauvreté et la conservation des écosystèmes ainsi que (2) l'importance des efforts d'investissement nécessaires pour mettre en œuvre des actions de conservation

ou d'augmentation des stocks existants de carbone dans les sols. Toutefois, souvent faute de données précises, rares sont les pays qui définissent les actions concrètes et chiffrées de réduction des émissions de GES, de séquestration ou de stockage de carbone qu'ils envisagent (FAO, 2016b). Du fait de la méconnaissance des stocks et des potentialités de stockage de carbone des sols agricoles, le secteur AFOLU représenterait moins de 20 % des réductions d'émissions inscrites dans les CDN à l'horizon 2030 (FORSELL *et al.*, 2016), et concernerait seulement 10 % du budget du Fonds vert pour le climat (FAO, 2018).

Les études menées dans différents pays africains et présentées dans cet ouvrage, montrent des stocks et des potentialités de stockage de carbone variables selon les types et les usages des sols (encadré 1). Il est alors essentiel de prendre en compte cette variabilité ainsi que les spécificités et les contraintes de l'agriculture africaine dans le cadre de l'Action commune de Koronivia.

Acquérir, harmoniser, et partager les données

Cet ouvrage illustre la grande diversité des agro-écosystèmes africains, leurs spécificités et leurs dynamiques. Les stocks de carbone mesurés sont variables selon les types et les usages des sols (encadré 1). Néanmoins, il existe des territoires et des types de sols (les Vertisols, les sols halomorphes et les sols caillouteux par exemple) qui ne bénéficient pas de données robustes. Cet ouvrage alerte sur la nécessité de produire des données représentatives de la variabilité de la distribution géographique du carbone. De même, les potentialités des modes de gestion des sols favorables à un accroissement des stocks ou, *a minima*, à une conservation des stocks de carbone existants dans les sols, ne sont pas toutes caractérisées. Au-delà de la mesure des stocks de carbone des sols, il est également nécessaire d'évaluer l'ensemble des émissions de GES provenant des systèmes de production afin d'établir des bilans globaux de GES (*i.e.* de séquestration de carbone *sensu lato*) par mode d'usage et surtout par mode de gestion agricole des sols.

Des bases de données sur les ressources en sol, les modes d'usage et de gestion des sols ainsi que des systèmes de surveillance et de suivi des sols doivent être mis en place durablement dans tous les pays africains afin de caractériser la variabilité des stocks de carbone à différentes échelles de temps et d'espace et de diffuser toutes ces données.

Cet ouvrage décrit plusieurs difficultés dans l'analyse des données existantes, par exemple l'usage de différentes nomenclatures des sols (CPCS¹, Référentiel

¹ CPCS : Commission de pédologie et de cartographie des sols, <https://www.afes.fr/referentiel-pedologique/>

Encadré I Des stocks de carbone variables selon les sols et leurs usages

Les stocks de carbone observés sont variables, de 10 à plus de 200 Mg C.ha⁻¹ dans les 30 premiers centimètres de sol. Les types de sols et leurs usages ont des impacts sur les stocks même s'il existe une grande variabilité au sein d'une même classe de type de sol ou d'usage.

Le type de sol influe sur les stocks de carbone. En effet, quelque soit l'usage des sols, les stocks sont faibles dans les sols minéraux bruts, les sols peu évolués, les sols sur cuirasses et les sols halomorphes alors qu'ils sont élevés dans les Andosols. Les stocks sont particulièrement variables dans les sols ferrugineux profonds, les sols bruns et les sols ferrallitiques. Cette forte variabilité est due (1) à celle de la masse des argiles granulométriques et des limons fins qui se trouvent dans ces sols et qui déterminent leur capacité de stabilisation du carbone (FUJISAKI *et al.*, 2018a), mais également (2) aux usages des sols.

Les usages des sols influent aussi sur les stocks de carbone. En effet, pour un même type de sol, les stocks sont généralement faibles sous les cultures et sont plus importants sous les savanes, les prairies et les forêts. La variabilité des stocks au sein d'une même classe d'usage illustrée dans la figure 1 s'explique soit par des types de sols différents, soit par la variabilité des pratiques associées à ces usages. Ces pratiques déterminent les entrées de carbone dans les sols et donc les niveaux de stocks (FUJISAKI *et al.*, 2018b). Les jachères en particulier ont des durées et des niveaux de restitutions de biomasse très divers.

Les stocks de carbone présentés dans cet ouvrage constituent une photographie de la situation à un instant donné. En effet, l'usage des sols, les pratiques agricoles, les conditions climatiques, les phénomènes d'érosion, modifieront ces stocks dans le temps et l'espace.

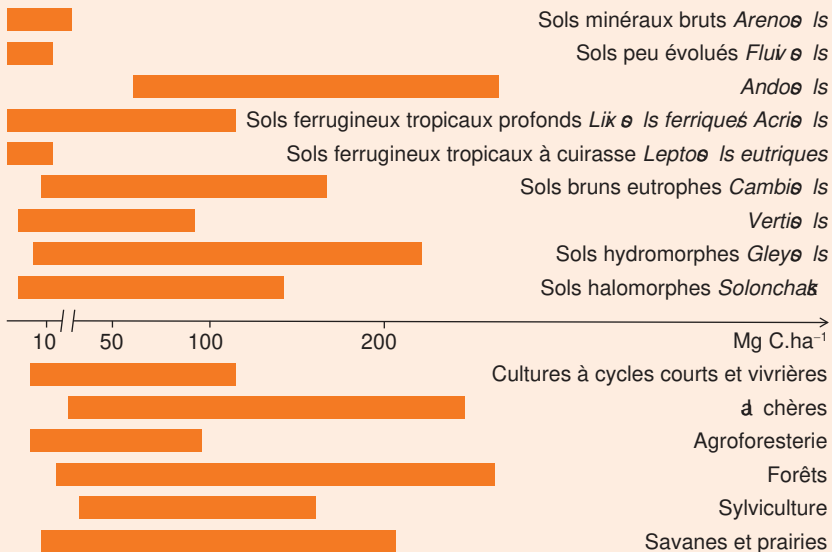


Figure 1
Distribution des stocks de carbone de la couche 0-30 cm des sols selon les principales typologies et les modes d'usages des sols étudiés dans l'ouvrage.

pédologique français, WRB², *Soil Taxonomy*). Il est vivement souhaité que les scientifiques recommandent une unification des méthodes de description et d'échantillonnage des sols, d'analyse et d'écriture des informations recueillies en étroite collaboration avec les laboratoires d'analyse des sols. Aujourd'hui, des efforts de construction de bases de données partagées et des efforts d'harmonisation ou de standardisation des méthodes d'acquisition des données³ se mettent en place afin d'améliorer leur qualité et leur représentativité (BISPO *et al.*, 2017). Si certaines méthodes de mesure du carbone sont à privilégier, telles que la combustion sèche pour sa précision, il est parfois difficile de développer ces méthodes en Afrique où les contraintes financières et d'accès aux consommables de laboratoire sont fortes. Le développement de méthodes peu coûteuses en consommables et en entretien, comme la spectrométrie infrarouge (CAMBOU *et al.*, 2016), est à encourager. Toutefois l'appropriation, l'adaptation des cadres méthodologiques et le développement de nouvelles méthodes, nécessitent que de réels efforts soient réalisés pour étoffer et sécuriser l'emploi technico-scientifique en Afrique. De même, les démarches de partage des données, dans le cadre d'élaboration de base de données, sont souvent freinées par la méconnaissance des aspects juridiques et techniques de la science ouverte.

Il est plus que jamais important de documenter et d'apporter des informations chiffrées sur les stocks actuels des sols africains ainsi que sur leurs réelles potentialités de stockage du carbone. Les modèles d'évolution des stocks de carbone sont généralement calibrés sur des données tempérées. Faute de données et devant la rareté d'essais de longue durée en Afrique, les dynamiques de carbone dans les sols africains sont difficilement prédictibles.

Ce manque de connaissances précises et circonstanciées rend difficile la gestion durable des sols et de leur teneur en carbone, que ce soit pour des enjeux environnementaux ou agronomiques.

Nécessité d'une approche pluridisciplinaire

La connaissance des stocks de carbone des sols et de leur dynamique a été longtemps considérée comme une question de recherche pédologique ou agro-pédologique uniquement. Cependant, la dynamique des stocks de carbone dans les sols s'inscrit dans un système socio-économique et environnemental complexe, mobilisant différents types d'acteurs et disciplines scientifiques. Ce système peut être étudié à différents niveaux : de la particule minérale qui stabilise le carbone dans les sols, les parcelles, les exploitations jusqu'aux

2 WRB : Base de référence mondiale (World Reference Base), <https://www.isric.org/explore/wrb>

3 Global Soil Laboratory Network du Global Soil Partnership (GSP, FAO).

niveaux des territoires régis par des politiques publiques sur les usages des espaces agricoles, naturels et urbains, voire jusqu'à la gouvernance internationale, sans oublier les échelles intermédiaires.

Tout d'abord, comprendre et caractériser la gestion des sols, de l'eau et des matières organiques – dont les stocks de carbone dépendent fortement – mobilisent différentes disciplines. En effet, la gestion de l'eau est un déterminant essentiel de la production de biomasse dans de nombreuses régions africaines. Restaurer et conserver la fertilité des sols, c'est gérer au mieux les matières organiques et l'eau. Aussi, les techniques de gestion conservatoire de l'eau et des sols (ROOSE *et al.*, 2011, 2017) préservent les stocks, voire favorisent le stockage de carbone dans les sols. Par ailleurs, l'érosion éolienne et hydrique des sols engendre des déplacements de carbone dans des zones où il est plus ou moins stabilisé. Ces processus seraient également à prendre en compte dans les estimations de bilan carbone.

Par ailleurs, les apports organiques dans les sols sont parfois assimilés à des « transferts de fertilité » car ils proviennent du transfert de diverses ressources organiques – déchets organiques, biomasse de résidus de récolte (fourrage vs. paillis), produits forestiers, fèces et fumier – entre différents compartiments d'un territoire : des zones urbaines aux zones maraîchères péri-urbaines, des zones pâturées aux zones cultivées. Ainsi, le champ d'étude des flux et des stocks du carbone des sols peut et doit s'élargir d'une part à la gestion des ressources organiques à des échelles plus larges que celle de la parcelle et, d'autre part, à des études sur l'aménagement des territoires entre les différents usages des sols pour la forêt, l'agroforesterie, l'agriculture et l'élevage.

Ensuite, améliorer le niveau des stocks de carbone et la qualité des sols implique de prendre en compte les contraintes des populations locales. En Afrique, la propriété privée des terres reste une exception. Ceci ne favorise pas une gestion durable des terres et limite l'investissement de celui qui occupe la terre (mais qui n'en est pas propriétaire) dans la qualité des sols et le stockage du carbone à long terme. À ce titre, la sécurisation foncière est à développer afin d'inciter les populations locales à mettre en œuvre des pratiques bénéfiques pour le stockage de carbone dans les sols (LE ROY *et al.*, 2016). Le stockage de carbone ne doit pas non plus se faire au détriment des populations locales. Les politiques d'incitation doivent prendre en compte les populations locales dans les prises de décision et le partage des bénéfices (CHOTTE *et al.*, 2016 ; CORNET *et al.*, 2016).

Ce n'est donc qu'avec une diversité de disciplines scientifiques (géographie, pédologie, agronomie, hydrologie, économie rurale, sociologie, anthropologie, sciences politiques, etc.) et d'acteurs de terrain que des réponses seront apportées sur les différentes possibilités et modalités de stockage du carbone dans les sols, les risques éventuels et les co-bénéfices qu'ils procurent. Les réponses à ces questions peuvent être variables, les spécificités des territoires africains étant nombreuses et variées. Il est ainsi essentiel d'adapter, à chaque territoire, le discours simple de la synergie entre bénéfices climatiques et bénéfices agronomiques du stockage de carbone dans les sols.

Améliorer les pratiques pour une agriculture durable

Les politiques favorables au carbone des sols doivent accompagner l'ensemble des acteurs de terrain des différentes filières agricoles (producteurs, organisations paysannes, conseillers agricoles, collecteurs, marchands et consommateurs). Ces accompagnements peuvent se reposer sur les pratiques agro-écologiques basées sur la limitation de l'utilisation des engrais minéraux et surtout sur les associations de plantes, la gestion des résidus de culture et des matières organiques en général. Mais la transition agro-écologique est complexe. En effet, elle ne peut pas être mise en œuvre au seul niveau de la parcelle agricole. Elle dépend également de l'organisation de la ferme, du territoire et des marchés. Elle demande des efforts, des prises de risques et des investissements pour des bénéfices parfois perceptibles qu'à moyen ou long terme (pour des investissements en restauration des terres dégradées ou en agroforesterie par exemple), difficiles à accepter sans sécurité foncière.

Recommandations du réseau CASA

Les études de cas présentées dans cet ouvrage montrent qu'un stockage accru de carbone dans le sol est possible bien qu'à nuancer selon les pratiques agricoles et le type de sol. S'il n'existe pas de solution unique pour restaurer les sols, préserver leurs stocks de carbone, voire les augmenter, il est cependant nécessaire de soutenir la recherche afin d'améliorer la disponibilité et la diffusion des données sur les stocks de carbone, sous différents types de sols, usages et pratiques agricoles, en Afrique. Les spécificités et les contraintes de ce continent sont à prendre en considération afin que les sols agricoles africains fassent partie des discussions de l'Action commune de Koronivia pour l'agriculture.

À partir de ces études de cas, le réseau CASA recommande un ensemble de mesures et d'actions nécessaires pour soutenir les inventaires, la recherche et les politiques d'accompagnement des producteurs et des acteurs de terrain au regard du carbone des sols (encadré 2). Elles s'articulent autour de trois axes principaux. Certaines d'entre elles trouvent leur écho dans la soumission faite par le groupe africain des négociateurs à l'Action commune de Koronivia pour l'agriculture⁴.

4 Amélioration du carbone du sol, de la santé des sols et de la fertilité des sols dans les systèmes applicables aux pâturages et aux terres cultivables ainsi que dans les systèmes intégrés, y compris la gestion des ressources en eau. Téléchargeable à : <https://www4.unfccc.int/sites/SubmissionsStaging/Documents/201906101641---AGN%20KJWA%20submission%20on%20topics%20b%20and%20c.pdf>

Encadré 2

Contributions du réseau CASA à l'Action commune de Koronivia pour l'agriculture

1. Collecter les données et connaissances

sur les pratiques agricoles et les stocks de carbone des sols

- Inventorier et caractériser l'ensemble de la diversité des systèmes de production agricole et inventorier les pratiques et leurs impacts sur le carbone, positifs ou négatifs, afin d'étayer les politiques publiques.
- Poursuivre l'harmonisation des méthodes de mesure et des données.
- Constituer des bases de données géoréférencées et les partager.
- Comprendre et maîtriser les aspects juridiques des données dans le cadre de la science ouverte.
- Mettre en place et pérenniser des observatoires à moyen-long terme.

2. Soutenir la recherche et le dialogue entre acteurs

- Soutenir la recherche africaine productrice de données, y compris en appuyant la formation des personnels techniques.
- S'intéresser aux systèmes qui intègrent l'élevage et l'agriculture pour favoriser les transferts de matière organique (MO).
- Développer les réflexions entre gestion de l'eau et gestion des MO.
- Encourager les recherches entre secteurs et filières (forêt, agriculture, élevage).
- Encourager les liens entre théorie et pratique, entre chercheurs, organisations non-gouvernementales, conseillers agricoles et agriculteurs.
- Encourager les démarches participatives dans la conduite de la recherche (recherche/société civile).
- Soutenir les efforts d'inventaire et les politiques d'accompagnement des producteurs et des acteurs de terrain qui favorisent la transition agro-écologique.

3. Fournir un cadre politique favorable à la mise en œuvre de pratiques agricoles durables

- Encourager les États à mettre en place :
 - des politiques d'amélioration de la sécurité foncière ;
 - des infrastructures nécessaires au développement agricole ;
 - l'accès aux crédits pour la mise en place de pratiques séquestrantes ;
 - des incitations à l'investissement et au travail des agriculteurs.
- Encourager les États à s'impliquer dans :
 - les processus de discussions et de négociations internationales (par ex. Action commune de Koronivia pour l'agriculture) ;
 - leurs engagements nationaux (CDN, plans nationaux d'adaptation, stratégies nationales, etc.).
- Encourager les États à soutenir la recherche publique sur ces questions.

Il ne sera toutefois pas possible d'atténuer le changement climatique avec des agrosystèmes peu adaptés aux impacts de ce changement, c'est-à-dire des systèmes où la biomasse végétale est peu productive. La réhabilitation des terres dégradées, la conservation de celles non dégradées afin de maintenir une productivité agricole adaptée, ainsi que la capacité d'adaptation de ces terres au changement climatique devraient être les principaux objectifs de tous les pays du continent africain.

Bibliographie

- BALESDENT J., BASILE-DOELSCH I., CHADOEUF J., CORNU S., DERRIEN D., FEKIACOVA Z., HATTÉ C., 2018**
Atmosphere-soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature*, 559 (7715) : 599-602.
- BERNOUX M., CHEVALLIER T., 2013**
Le carbone dans les sols des zones sèches. Des fonctions multiples indispensables. *Les dossiers thématiques du CSFD*. N° 10. Montpellier, France, CSFD/Agropolis International, 40 p.
- BISPO A., ANDERSEN L., ANGERS D. A., BERNOUX M., BROSSARD M., CÉCILLON L., COMANS R. N. J., HARMSEN J., JONASSEN K., LAMÉ F., LHUILLERY C., MALY S., MARTIN E., MCELNEA A. E., SAKAI H., WATABE Y., EGLIN T. K., 2017**
Accounting for carbon stocks in soils and measuring GHGs emission fluxes from soils: Do we have the necessary standards? *Frontiers in Environmental Science*, 5 (41). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00041>
- CAMBOU A., CARDINAEL R., KOUAKOUA E., VILLENEUVE M., DURAND C., BARTHÈS B. G., 2016**
Prediction of soil organic carbon stock using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in the field. *Geoderma*, 261 : 151-159. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.007>
- CHOTTE J.-L., 2016**
« Land degradation and climate change: What challenges? » In Thiébault S., Moatti J.-P. (éd.) : *The Mediterranean region under climate change: a scientific update*, Marseille, France, IRD Éditions : 85-89.
- CORNET A., ESCADAFAL R., [avec la collaboration de] ARONSON J., AMSALLEM I., BERNOUX M., BIED-CHARRETON M., BONNET B., BOURZIQ L., BURGER P., CHASSANY J. P., DERKIMBA A., HIERNAUX P., IVARS B., LOIREAU M., REQUIER-DESJARDINS M., 2016**
Land degradation neutrality. Montpellier, France, CSFD, 6 p.
- DIAMOND J., BELLWOOD P., 2003**
Farmers and their languages: the first expansions. *Science*, 300 : 597-603.
- FAO, 2016A**
Stimuler les sols africains. De la Déclaration d'Abuja sur les engrais au cadre de gestion durable des sols pour la sécurité alimentaire et nutritionnelle en Afrique à l'horizon 2030. Rome, FAO, 16 p.
- FAO, 2016B**
The agriculture sectors in the intended nationally determined contributions: analysis. Rome, FAO, 92 p. Téléchargeable : www.fao.org/3/a-i5687e.pdf
- FAO, 2018**
A preliminary review of agriculture-related activities in the Green Climate Fund portfolio. Rome, Italie, FAO, 6 p. Téléchargeable : www.fao.org/3/CA2698EN/ca2698en.pdf
- FORSELL N., TURKOVSKA O., GUSTI M., OBERSTEINER M., ELZEN M., HAVLIK P., 2016**
Assessing the INDCs' land use, land use change, and forest emission projections. *Carbon Balance and Management*, 11, 26. DOI: 10.1186/s13021-016-0068-3

- FUJISAKI K., CHEVALLIER T., CHAPUIS-LARDY L., ALBRECHT A., RAZAFIMBELO T., MASSE D., NDOUR Y. B., CHOTTE J.-L., 2018A**
Soil carbon stock changes in tropical croplands are mainly driven by carbon inputs: A synthesis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 259 : 147-158.
- FUJISAKI K., CHAPUIS-LARDY L., ALBRECHT A., RAZAFIMBELO T., CHOTTE J.-L., CHEVALLIER T., 2018B**
Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: Implications for soil carbon storage potential in croplands. *Geoderma*, 313 : 41-51.
- JONES A., BREUNING-MADSEN H., BROSSARD M., DAMPHA A., DECKERS J., DEWITTE O., GALLALI T., HALLETT S., JONES R., KILASARA M., LE ROUX P., MICHELI E., MONTANARELLA L., SPAARGAREN O., THIOMBIANO L., VAN RANST E., YEMEFACK M., ZOUGMORÉ R. (éd.), 2013**
Soil Atlas of Africa. Luxembourg, European Commission, Publications Office of the European Union, 176 p.
- LE ROY E., KARSENTY A., BERTRAND A., 2016**
La sécurisation foncière en Afrique. Paris, France, Karthala, 430 p.
- ROOSE E., BELLEFONTAINE R., VISSER M., 2011**
Six rules for the rapid restoration of degraded lands: synthesis of 16 case studies in tropical and Mediterranean climates. *Sécheresse*, 22 (2) : 86-96.
- ROOSE E., ZOUGMORÉ R., STROOSNIJDER L. P. D., BOUZOU-MOUSSA I., 2017**
« Techniques traditionnelles de restauration de la productivité des sols dégradés en régions semi-arides d'Afrique occidentale ». In Roose E. (éd.) : *Restauration de la productivité des sols tropicaux et méditerranéens. Contribution à l'agro-écologie*, Marseille, France, IRD Éditions : 491-517.

Liste des auteurs

Luc **ABBADIE**, écologue,
université Pierre et Marie Curie, UMR
« Institut d'écologie et des sciences
de l'environnement de Paris », France.

Abdraman Abgassi **ADOUM**, pédologue,
université de N'Djamena, faculté
des Sciences exactes et appliquées,
département de Géologie, N'Djamena,
Tchad.

Hervé S. N. **AHOLOUKPÈ**,
agropédologue, Institut national
des recherches agricoles du Bénin,
Pobè, Bénin.

Alain **ALBRECHT**, pédologue,
Institut de recherche pour
le développement,
UMR « Écologie fonctionnelle
& biogéochimie des sols
& des agro-systèmes », Saint-Pierre,
La Réunion, France.

Guillaume Lucien **AMADJI**,
agropédologue, faculté des Sciences
agronomiques, université d'Abomey-
Calavi, Cotonou, Bénin.

Andry **ANDRIAMANANJARA**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Misalalaso **ANDRIAMIHAJA**,
agronome, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Manony **ANDRIAMPIOLAZANA**,
agronome, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Ny Ando **RAKOTOMAMPIONONA
ANDRIANALY**, agronome, laboratoire
des Radio-isotopes, université
d'Antananarivo, Madagascar.

Carole **ANDRIANIRINA**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Rémi **D'ANNUNZIO**, géographe,
West African Science Service Center
on Climate Change and adapted Land
Use, Ouagadougou, Burkina Faso.

Yacine **BADIANE NDOUR**,
agropédologue, Institut sénégalais
de recherches agricoles, laboratoire
national de recherche
sur les Productions végétales,
laboratoire mixte international
« Intensification écologique des sols
cultivés en Afrique de l'Ouest »,
Dakar, Sénégal.

Geert **BAERT**, pédologue, géologue,
département de l'Environnement,
université de Gand, Belgique.

Bruno **BARBIER**, agro-économiste,
Centre de coopération internationale
en recherche agronomique pour
le développement, UMR « Gestion

de l'eau, acteurs, usages », Montpellier, France.

Bernard G. **BARTHÈS**, agropédologue, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Montpellier, France.

Mahamadou **BELEM**, modélisateur, enseignant-chercheur, université Nazi Boni, Bobo-Dioulasso, Burkina Faso.

Hassan **BENJELLOUN**, pédologue, École nationale forestière d'ingénieurs, Salé, Maroc.

Martial **BERNOUX**, pédologue, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italie.

Michel **BROSSARD**, pédologue, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Guyane française.

Patrice **BURGER**, agro-écologue des zones sèches, président du Centre d'actions et de réalisations internationales, Viols-le-Fort, France.

Anne-Sophie **CABRAL**, forestier, Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Montpellier, France.

Jean **CHAPELLE**, pédologue, Institut supérieur agronomique, Haute école Charlemagne, Huy, Belgique.

Lydie **CHAPUIS-LARDY**, agro-écologue, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », laboratoire

mixte international « Intensification écologique des sols cultivés en Afrique de l'Ouest », Dakar, Sénégal.

Tiphaine **CHEVALLIER**, agropédologue, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Montpellier, France.

Jean-Luc **CHOTTE**, écologue du sol, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Montpellier, France.

Margaux **DANIELS**, économiste du développement, Centre d'actions et de réalisations internationales, Viols-le-Fort, France.

Philippe **DELEPORTE**, statisticien, forestier, Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Montpellier, France.

Adama **DIOUF**, microbiologiste, université Cheikh Anta Diop, faculté des Sciences et Techniques, Dakar, Sénégal.

Etienne **DRIEUX**, science politique, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italie.

Jean-Baptiste D. **ETTIEN**, agropédologue, UFR des Sciences de la Terre et des Ressources minières, université Felix Houphouët-Boigny Abidjan, Côte d'Ivoire.

Marie Lucia **FANJANIAINA**, agronome, laboratoire des Radio-isotopes, université d'Antananarivo, Madagascar.

Christian **FELLER**, pédologue, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Montpellier, France.

Grégoire T. **FRESCHET**, écologue, Centre national de la recherche scientifique, Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, Montpellier, France.

Guy Modeste **GNAHOUA**, agropédologue, Centre national de recherche agronomique, Abidjan, Côte d'Ivoire.

Clovis **GRINAND**, pédologue, Nitidæ, France.

Hervé **GUIBERT**, agronome, Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, UR « Agro-écologie et intensification durable des cultures annuelles », Montpellier, France.

Matieu **HENRY**, agronome, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italie.

Ambinintsoa **HERITOKILALAINA**, agronome, laboratoire des Radio-isotopes, université d'Antananarivo, Madagascar.

Edmond **HIEN**, pédologue, université Prof. Joseph Ki Zerbo, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Ouagadougou, Burkina Faso.

Guillaume **KABRÉ**, forestier, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Ouagadougou, Burkina Faso.

Emmanuel K. **KASSIN**, agropédologue, Centre national de recherche agronomique, Côte d'Ivoire.

Zoumana **KONATÉ**, agropédologue, UFR Agroforesterie, université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.

Armand W. **KONÉ**, agro-écologue, UR « Gestion durable des sols », université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire.

Hermione **KOUSSIHOUÈDÉ**, agronome, faculté des Sciences agronomiques de l'université d'Abomey-Calavi, Bénin.

Adeline **LAMBERT-DERKIMBA**, agronome, Centre d'actions et de réalisations internationales, Viols-le-Fort, France.

Maya **LEROY**, sciences de gestion, Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement, Montpellier Research in Management, Montpellier, France.

Macoumba **LOUM**, pédologue-cartographe, Institut national de pédologie, Dakar, Sénégal.

Raphaël J. **MANLAY**, agro-écologue, Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Montpellier, France.

Irina **MANOROTIANA**, agronome, laboratoire des Radio-isotopes, université d'Antananarivo, Madagascar.

Dominique **MASSE**, agronome, Institut de recherche pour le développement, UMR « Écologie fonctionnelle & biogéochimie des sols & des agro-systèmes », Abidjan, Côte d'Ivoire.

Ousmane **NDIAYE**, météorologue,
Agence nationale de l'aviation civile
et de la météorologie, Sénégal.

Aurélien **PENCHE**, agronome,
Institut de recherche pour
le développement, UMR « Écologie
fonctionnelle & biogéochimie des sols
& des agro-systèmes »,
Ouagadougou, Burkina Faso.

Michel **RABENARIVO**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Niela D. **RAHARIMALALA**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Jacques Berthieu **RAJOELINA**,
agronome, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Onjamirindra S. **RAKOTONARIVO**,
agronome, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Sariaka R. **RAKOTONDRAZAFY**,
agronome, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Narindra H. **RAKOTOVAO**,
agronome, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Onjaherilanto **RAKOTOVAO**
RAZANAKOTO, agronome, laboratoire
des Radio-isotopes, université
d'Antananarivo, Madagascar.

Nantenaina **RAMBOATIANA**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Anthony S. **RAMIANDRISOA**,
agronome, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Nandrianina **RAMIFEHIARIVO**,
agronome, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Finaritra **RANDEVOSON**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Jeannicq **RANDRIANARISOA**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes
université d'Antananarivo, Madagascar.

Hery **RAZAFIMAHATRATRA**,
agropédologue, École supérieure
des sciences agronomiques, université
d'Antananarivo, Madagascar.

Tantely M. **RAZAFIMBELO**,
agropédologue, laboratoire des Radio-
isotopes, université d'Antananarivo,
Madagascar.

Norosoa C. **RAZAFINDRAMANANA**,
pédologue, École supérieure
des sciences agronomiques, université
d'Antananarivo, Madagascar.

Herintsitohaina **RAZAKAMANARIVO**,
agronome, forestier, laboratoire
des Radio-isotopes, université
d'Antananarivo, Madagascar.

Ando **RAZAKAVOLOLONA**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Mohamed **SABIR**, agroforestier,
École nationale forestière d'ingénieurs,
Salé, Maroc.

René **SAGNO**, écologue,
École nationale forestière d'ingénieurs,
Salé, Maroc.

Saïdou N. **SALL**, agropédologue,
université Gaston Berger,
UFR des Sciences agronomiques,
de l'Aquaculture
et des Technologies alimentaires,
Saint-Louis, Sénégal.

Heritiana J. G. **SANEHO**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Georges **SERPANTIÉ**, agronome, Institut
de recherche pour le développement,
UMR « Gouvernance, risque,
environnement, développement »,
Ouagadougou, Burkina Faso.

Quinette **TCHINTCHIN**, écologue,
École nationale forestière d'ingénieurs,
Salé, Maroc.

Eric **VAN RANST**, pédologue, géologue,
département de Géologie et de Science
du sol, université de Gand, Belgique.

Ann **VERDOODT**, pédologue,
département de Géologie et de Science
du sol, département
de l'Environnement, université
de Gand, Belgique.

Abdoulaye **WÉLÉ**, écologue,
Centre de suivi écologique, Dakar,
Sénégal.

Arthur A. **ZAFINDRABENJA**, agronome,
laboratoire des Radio-isotopes,
université d'Antananarivo, Madagascar.

Hafida **ZAHER**, agropédologue,
École nationale forestière d'ingénieurs,
Salé, Maroc.

Imprimé en France sur les presses d'Estimprim
25110 Autechaux
Dépôt légal : septembre 2020