

RESEARCH ARTICLE

**Vulnerabilite des sols maraichers du
Gabon (region de Libreville) :
acidification et mobilite des elements
metalliques**

AUTHORS

Jean Aubin Ondo



Université de Provence

Laboratoire Chimie Provence - UMR/CNRS 6264

Équipe Chimie de l'Environnement Continental

**Vulnérabilité des sols maraîchers du Gabon (région de
Libreville) : acidification et mobilité des éléments
métalliques**

THESE

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université de Provence

Spécialité Sciences de l'Environnement Terrestre

Présentée et soutenue publiquement par

Jean Aubin ONDO

Le 29 Novembre 2011

École doctorale des Sciences de l'Environnement

Yves LUCAS (Président du Jury)

Pierre RENAULT (Rapporteur)

Hans-Rudolf PFEIFER (Rapporteur)

Emmanuel NGAMENI (Examinateur)

Jacques RABIER (Examinateur)

Patrick HÖHENER (Invité)

Pascale PRUDENT (Directrice de la Thèse)

Professeur, Université du Sud Toulon Var (France)

Directeur de Recherche, INRA, Avignon (France)

Professeur, Université de Lausanne (Suisse)

Professeur, Université de Yaoundé I (Cameroun)

MCF, HDR, Université de Provence (France)

Professeur, Université de Provence (France)

MCF, HDR, Université de Provence (France)



Université de Provence

Laboratoire Chimie Provence - UMR/CNRS 6264

Équipe Chimie de l'Environnement Continental

**Vulnérabilité des sols maraîchers du Gabon (région de
Libreville) : acidification et mobilité des éléments
métalliques**

THESE

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université de Provence

Spécialité Sciences de l'Environnement Terrestre

Présentée et soutenue publiquement par

Jean Aubin ONDO

Le 29 Novembre 2011

École doctorale des Sciences de l'Environnement

Yves LUCAS (Président du Jury)

Pierre RENAULT (Rapporteur)

Hans-Rudolf PFEIFER (Rapporteur)

Emmanuel NGAMENI (Examinateur)

Jacques RABIER (Examinateur)

Patrick HÖHENER (Invité)

Pascale PRUDENT (Directrice de la Thèse)

Professeur, Université du Sud Toulon Var (France)

Directeur de Recherche, INRA, Avignon (France)

Professeur, Université de Lausanne (Suisse)

Professeur, Université de Yaoundé I (Cameroun)

MCF, HDR, Université de Provence (France)

Professeur, Université de Provence (France)

MCF, HDR, Université de Provence (France)

SOMMAIRE

Dédicaces	<i>i</i>
Remerciements	<i>ii</i>
Abréviations	<i>iv</i>
Liste des Figures	<i>v</i>
Liste des Tableaux	<i>viii</i>
Résumé	<i>x</i>
Summary	<i>xi</i>
Introduction	<i>2</i>
<i>Références bibliographiques - Introduction</i>	<i>7</i>
Chapitre 1 : Synthèse bibliographique - Agricultures urbaines dans les pays en développement, et propriétés et vulnérabilités des sols ferrallitiques en zone intertropicale	<i>9</i>
<i>I.1. Agricultures urbaines et périurbaines dans les pays en développement</i>	<i>9</i>
I.1.1. Généralités	9
I.1.1.1. Définition et contexte de l'agriculture urbaine	9
I.1.1.2. Agriculture urbaine et contexte social	11
I.1.1.3. Avantages de l'agriculture urbaine	13
I.1.1.4. Obstacles à l'agriculture urbaine dans les PED	15
I.1.2. Maraîchage urbain et périurbain en Afrique de l'Ouest et du Centre	16
I.1.2.1. Systèmes de production	17
I.1.2.2. Types de légumes cultivés	18
I.1.2.3. Eau et irrigation	19
I.1.2.4. Les contraintes communes	21
<i>I.2. Propriétés et vulnérabilités des sols ferrallitiques en zones intertropicales</i>	<i>22</i>
I.2.1. Introduction	22
I.2.2. Les constituants minéraux	23
I.2.2.1. Les minéraux argileux	24
I.2.2.2. Les oxyhydroxydes	25
I.2.3. Les composés organiques	25
I.2.4. Processus pédogénétiques et leurs relations avec la fertilité et la vulnérabilité	27
<i>I.3. Interactions entre éléments métalliques et constituants des sols ferrallitiques</i>	<i>30</i>
I.3.1. Interaction à l'interface solide-liquide	31

I.3.1.1. Réactions de sorption et la désorption des métaux	31
I.3.1.2. Précipitation et dissolution	32
I.3.1.3. Réactions de complexation des métaux en phase liquide	33
I.3.1.4. Réactions d'oxydoréduction des métaux	35
I.3.2. Le rôle de la matière organique sur la mobilité des éléments métalliques	36
I.3.2.1. Formation des substances humiques et des complexes organo-minéraux	36
I.3.2.2. Formation d'oxydes métalliques	36
I.3.3. Absorption des métaux par les plantes	37
I.3.4. Evaluation de la mobilité des métaux dans le sol	38
I.3.4.1. Extraction sélective	39
I.3.4.1.1. Solutions salines	39
I.3.4.1.2. Solutions d'acide éthylène diamine tétraacétique (EDTA)	39
I.3.4.1.3. Solutions acides dilués	40
I.3.4.2. Extraction séquentielle	41
I.3.3.2.1. La fraction échangeable et/ou adsorbée	41
I.3.3.2.2. La fraction liée à la matière organique et aux sulfures	42
I.3.3.2.3. La fraction liée aux oxyhydroxydes	42
♦ La fraction liée aux oxydes amorphes	43
♦ La fraction liée aux oxydes cristallisés	43
I.3.3.2.4. La fraction résiduelle	44
I.4. Bilan de la partie bibliographique et objectifs de thèse	45
I.4.1. Bilan	46
I.4.2. Objectif général	47
I.4.3. Objectifs spécifiques	48
I.4.4. Hypothèses de recherche	49
Références bibliographiques – Chap. 1	50
Chapitre 2 : Matériels et méthodes	60
II.1. Présentation des villes de Libreville et Ntoum	60
II.1.1. Localisation géographique (figure II.1)	60
II.1.2. Climat	60
II.1.3. Relief	62
II.1.4. Géologie	62
II.1.5. Pédologie	63
II.1.6. Population	64
II.2. Enquêtes sur le maraîchage dans la région de Libreville	65
II.2.1. Déroulement des enquêtes	66
II.2.2. Dispositif d'enquêtes	68
II.2.3. Description des variables utilisées	69
II.3. Echantillonnages	70
II.3.1. Sol manganésifère de Moanda	71

II.3.2. Etude de l'impact de l'agriculture sur la qualité du sol et du transfert métallique sol-plante sur deux sites maraîchers de la région de Libreville	72
II.3.3. Analyse statistique sur l'impact du maraîchage sur les sols de surface	72
II.3.4. Etude en chronoséquence et en fonction de la profondeur sur deux sites maraîchers sélectionnés	73
<i>II.4. Caractérisation physico-chimiques</i>	73
II.4.1. Préparation des échantillons	73
II.4.1.1. Préparation des échantillons de sols	74
II.4.1.2. Préparation des échantillons de plantes	74
II.4.2. Les méthodes analytiques	74
II.4.2.1. Analyse des sols	75
II.4.2.1.1. Analyses effectuées à l'INRA d'Arras	75
♦ Granulométrie 5 fractions sans décarbonatation, unité g/kg	75
♦ Phosphore méthode de Olsen, unité g/kg	76
♦ Capacité d'échange cationique (CEC), méthode de Metson, unité cmol+/kg	76
♦ CEC cobaltihexammine et cations échangeables : Extraction au chlorure de cobaltihexammine.	77
II.4.2.1.2. Analyses effectuées au La Laboratoire CP-CEC à Marseille	77
♦ pH _{eau} et pH _{KCl}	77
♦ Conductivité	77
♦ Densité apparente	78
♦ Porosité	78
♦ Estimation de la teneur en eau au champ TEC	78
♦ Carbone organique total (COT)	79
♦ Taux de Matière organique (MO)	79
♦ Azote Kjeldahl NTK	80
♦ Rapport C/N	80
♦ Teneur en acides humiques et fulviques (Khalil, 2005)	80
♦ Spectroscopie UV-Vis	81
♦ Spectroscopie de fluorescence	82
♦ Métaux pseudo-totaux dans les sols	82
♦ Fraction mobilisable des métaux	83
♦ Extraction séquentielle des métaux dans les sols	84
II.4.2.1.3. Identification des phases solides (réalisée au CEREGE de l'Arbois, Aix en Provence)	85
II.4.2.2. Analyse des plantes	86
II.4.3. Analyses des métaux par ICP-AES	86
<i>II.5. Modélisation de l'effet des apports sur la mobilité des métaux</i>	88
<i>Références bibliographiques – chap. 2</i>	88
Chapitre 3 : Etudes préliminaires de l'impact du maraîchage sur la qualité des sols et du transfert des métaux aux légumes cultivés.	92

<i>III.1. Characteristics of a manganese-rich soil and metal accumulation in consumed parts of plants in the region of Moanda, Gabon (voir ANNEXE B)</i>	92
<i>III.2. A case study of urban market gardening in tropical zone (Libreville, Gabon): impacts on soil quality and trace metals accumulation to crops</i>	93
1. Introduction	93
2. Material and methods	95
3. Results and discussion	98
4. Conclusion	105
Références bibliographiques	105
Chapitre 4 : Enquêtes auprès des maraîchers de la région de Libreville	109
<i>IV.1. Présentation de l'activité et de la méthodologie d'enquêtes</i>	109
<i>IV.2. Analyse des résultats sociodémographiques sur les exploitants</i>	112
IV.2.1. L'âge des exploitants maraîchers	112
IV.2.2. L'origine géographique des exploitants maraîchers	112
IV.2.3. Le sexe et l'état civil des exploitants maraîchers	114
IV.2.4. Le niveau d'instruction et la formation aux connaissances des pratiques agricoles	115
<i>IV.3. Analyse des résultats sur les exploitations maraîchères de Libreville et Ntoun</i>	116
IV.3.1. L'accès à la terre	116
IV.3.2. Le type de terrain exploité	117
IV.3.3. La superficie exploitée	118
IV.3.4. L'âge de l'exploitation	119
IV.3.5. Accès à l'eau pour les cultures	120
IV.3.6. Main-d'œuvre sur les parcelles maraîchères exploitées	121
IV.3.7. Systèmes de cultures adoptés par les agriculteurs	122
IV.3.8. Fertilisants appliqués dans les sols cultivés	123
IV.3.9. Activité d'élevage des exploitants	125
IV.3.10 Facteurs de choix des cultures et espèces cultivées	126
<i>IV.4. Les étapes de la production</i>	127
IV.4.1. La préparation du sol	127
IV.4.2. La pépinière	127
IV.4.3. Le repiquage	128
IV.4.4. Le semi-direct	128
IV.4.5. Les travaux d'entretien	128
IV.4.6. La récolte	128
<i>VI. 5. Conclusion partielle du chapitre 4</i>	128
<i>Références bibliographiques – chap. 4</i>	129
Chapitre 5 : Caractéristiques physico-chimiques des sols de surface des sites maraîchers de la région de Libreville et accumulation des métaux dans l'<i>Amaranthus cruentus</i> L.	131
<i>V.1. Introduction</i>	131

<i>V.2. Résultats et discussion (détails des valeurs en Annexes C)</i>	132
V.2.1. Analyse statistiques des caractéristiques des sols de surface non cultivés (témoins) de Libreville	132
V.2.1.1. Propriétés physico-chimiques	132
V.2.1.2. Métaux pseudo-totaux	135
V.2.1.3. Métaux mobilisables par l'EDTA 0,05 M	136
V.2.2. Analyses multivariées	140
V.2.2.1. Analyse des corrélations de Pearson entre propriétés et métaux des sols	140
V.2.2.2. Analyse en composantes principales	143
V.2.3. Analyses statistiques des caractéristiques des sols de surface cultivés de Libreville	146
V.2.4. Impact des systèmes de cultures et de la durée de l'exploitation sur la qualité des sols de surface de la région de Libreville	154
V.2.4.1. Morphologie et propriétés des sols de surface	155
V.2.4.2. Métaux dans les sols de surface	160
V.2.5. Transfert des métaux du sol vers l'amarante	164
V.2.6. Facteurs d'accumulation des métaux dans la plante	166
<i>V.3. Conclusion partielle du chapitre 5</i>	168
<i>Références bibliographiques – chap. 5</i>	169
Chapitre 6 : Impact du maraîchage sur la qualité de deux sols urbain et péri-urbain : étude en chronoséquence et en fonction de la profondeur	173
VI.1. Description des sites étudiés	173
VI.2. Impact sur les propriétés physico-chimiques (détails des valeurs en Annexes D)	174
VI.2.1. Granulométrie	175
VI.2.2. Densité, porosité et teneur en eau au champ	177
VI.2.3. pH	179
VI.2.4. Minéralogie des sols de Charbonnages et Ntoun	182
VI.2.5. Carbone organique total (COT)	183
VI.2.6. Azote total Kjeldahl NTK	189
VI.2.7. Rapport C/N	190
VI.2.8. Bases échangeables	191
VI.2.9. Métaux échangeables	194
VI.2.9.1. Aluminium échangeable	194
VI.2.9.2. Fer échangeable	195
VI.2.9.3. Manganèse échangeable	196
VI.2.10. Phosphore assimilable	198
VI.2.11. Capacité d'échange cationique CEC	199
VI.3. Impact sur les concentrations pseudo-totales et mobilisables des métaux	200
VI.3.1. Métaux pseudo-totaux (détails des valeurs en Annexes D)	200
VI.3.1.1. Aluminium	200
VI.3.1.2. Cuivre	201

VI.3.1.3. Fer	201
VI.3.1.4. Manganèse	203
VI.3.1.5. Plomb	204
VI.3.1.6. Zinc	204
VI.3.2. Métaux mobilisables dans la couche de surface	204
VI.3.3. Analyse en composantes principales des métaux pseudo-totaux	207
VI.3.3.1. Première composante principale CP1	209
VI.3.3.2. Deuxième composante principale CP2	209
VI.4. Extraction séquentielle des métaux	210
VI.4.1. Aluminium	211
VI.4.2. Cuivre	213
VI.4.3. Fer	213
VI.4.4. Manganèse	215
VI.4.5. Plomb	216
VI.4.6. Zinc	219
VI.5. Relation entre spéciation et propriétés du sol	219
VI.6. Caractérisation de la matière organique	222
VI.6.1. Fractionnement de la matière organique des sols	223
VI.6.2. Spectres visible UV/Visible	225
VI.6.3. Spectres de fluorescence	227
VI.7. Conclusion partielle du chapitre 6	229
Références bibliographiques – chap. 6	230
Chapitre 7 : Modélisation d'apports minéraux (chaux) dans les sols agricoles acidifiés	236
VII.1 : Introduction	236
VII.2 : Concentration des ions dans la solution du sol	237
VII.3. Spéciation des ions en solution	238
VII.3.1. Le calcium	241
VII.3.2. Le magnésium	243
VII.3.3. Le potassium et le sodium	243
VII.3.4. L'aluminium	243
VII.3.5. Le cuivre	244
VII.3.6. Le fer	244
VII.3.7. Le plomb	245
VII.3.8. Le zinc	245
VII.3.9. Interactions	245
VII.4. Conclusion partielle du chapitre 7	247
Références bibliographiques – chap. 7	248
Conclusion générale	250
ANNEXES	254

<i>ANNEXE A – exploitations maraîchères et analyses des échantillons</i>	255
Annexe A.1 : Enquêtes auprès des maraîchers de Libreville et Ntoun	255
Annexe A.2 : Caractéristiques des exploitations maraîchères	259
Annexe A.3 : Répartition des analyses de laboratoire effectuées par étude	261
<i>ANNEXE B : Characteristics of a manganese-rich soil and metal accumulation in consumed parts of plants in the region of Moanda, Gabon</i>	262
1. Introduction	262
2. Materials and methods	264
3. Results and discussion	268
Conclusion	276
References	278
<i>ANNEXE C : Etude statistique des sols de surface de la région de Libreville</i>	281
Annexe C.1 : Propriétés des sols de surface témoins	281
Annexe C.2 : Métaux dans les sols de surface témoins	283
Annexe C.3 : Propriétés des sols de surface cultivés	284
Annexe C.4 : Métaux dans les sols de surface cultivés	285
Annexe C.5 : Résultats des métaux accumulés dans l'amarante	287
<i>ANNEXE D : Résultats de la chronoséquence</i>	288
Annexe D.1 : Résultats bruts des propriétés physico-chimiques des sols de Charbonnages et Ntoun	288
Annexe D.2 : Résultats bruts des métaux dans les sols de Charbonnages et Ntoun	289
Annexe D.3 : Significativité p et variance F de Fisher-Snedecor des différences de moyennes (ANOVA à 1 ou 2 facteurs)	291
Annexe D.4 : Matrice de corrélation de Pearson des propriétés des sols de Charbonnages	292
Annexe D.5 : Matrice de corrélation de Pearson des propriétés des sols de Ntoun	294
Annexe D.6 : Résultats bruts de la spéciation des métaux dans les sols de Charbonnages et Ntoun	295
Annexe D.7 : Matrice de corrélation de Pearson entre spéciation des métaux et propriétés des sols de Charbonnages et Ntoun	300
<i>ANNEXE E : Fichier de commande d'entrée PHREEQC.pqi pour la modélisation de la solution du sol HC de Charbonnages</i>	301

DÉDICACES

Au Dieu Père, Fils et Saint Esprit

E Voḱ OBIRE y'EKORO

Be ngwée Nkọ'o, Adzap,

Aboume-Zoḱ BEYEB'ONDO

REMERCIEMENTS

J'ai attendu ce moment pendant une dizaine d'années, me demandant s'il me serait encore possible de présenter un jour une thèse de doctorat (les années passent si vite et l'essentiel est si vite oublié). Heureusement des voix se sont toujours fait entendre pour me rappeler que « *La foi, le courage et la persévérance sont un bon début pour réaliser* ». Aussi voudrais-je témoigner par ces quelques lignes ma profonde reconnaissance à tous ceux qui, de près comme de loin, m'ont soutenu pour la réalisation de ce travail de thèse.

Grand merci, Pascale PRUDENT, ma directrice de thèse. Dès le début, tu as embrassé mon sujet, m'amenant à être plus rigoureux dans le travail. Tes coups de gueule (toujours suivis d'une tape à l'épaule et/ou d'un sourire) m'ont beaucoup servi (je crois avoir tout compris sauf de ne pas oublier d'introduire des barres d'erreurs dans mes graphes). Souvent il a fallu que je cours après toi (dans la réflexion ou même quand nous marchions dans les couloirs !) tellement tu as mis de l'énergie, de la volonté pour que je mène à bien ma tâche. Merci à toi, Catherine MASSIANI qui as fait de mon rêve d'entrer enfin dans un laboratoire comme doctorant une réalité. A toutes deux, merci encore pour l'écoute, la disponibilité, la rigueur scientifique, le soutien moral dont vous avez fait montre tout au long de ces années. Vous avez accompagné et fortifié mes pas dans la chimie du sol, de l'eau et de la plante. Merci pour tous les moyens mis à ma disposition pour la réalisation de ce travail. A jamais ma reconnaissance.

Mes remerciements s'adressent à vous, François EBA, Karifa BAYO, Ambroise EDOU MINKO, Emmanuel NGAMENI pour vos encouragements depuis mon DEA au Burkina Faso, votre soutien matériel et moral, votre main tendue pour mon initiation à la recherche scientifique depuis vos pays respectifs.

Merci, Patrick HÖHENER, pour l'initiation à la modélisation géochimique et son insertion dans cette thèse. Des connaissances que je me ferai le plaisir de fructifier dans les travaux à venir.

Merci à toi, Pierre RENAULT, qui a su donner l'orientation prise par cette thèse. Comme tu le prédisais, j'ai trouvé une joie particulière à traiter de ce sujet qui a permis un nouveau regard sur l'environnement.

Ma reconnaissance à votre endroit, Hans-Rudolf PFEIFER, Yves LUCAS, Jacques RABIER, pour votre volonté de juger et pour tous ces échanges fructueux avec vous pour améliorer ce travail.

Merci, Claire SAHUT, pour votre implication pendant les réunions du comité de pilotage.

La disponibilité dont vous avez fait montre, la volonté de trouver au plus tôt des solutions à mes actes d'analyses de laboratoire et administratifs tout au long de ces années m'a particulièrement touché. Pour tout cela et bien plus encore, je vous dis merci Laurent VASSALO (toujours imperturbable et efficace), Joël GAUDINEAU (Oui, la chimie sans gros appareils peut encore aider à avancer), Jean Félix NDZIME, Robert DI ROCCO, Carine DEMELAS, Laurence COULOMB, Jacque VELLAS et Bruno MENGUY.

Merci à vous, Daniel BORSCHNECK et Philippe LAMBERT, pour les connaissances acquises sur la fabrication des lames minces et la caractérisation minéralogique des échantillons de sols.

A vous, mes collègues enseignants-chercheurs du LCP et de l'IMEP, merci pour les échanges fructueux empreints de cordialité et de respect. Une pensée particulière pour Mariane DOMEIZEL, Isabelle LAFFONT-SCHWOB, Saso GLIGOROVSKI, Jean-Luc BOUDENNE et Bruno COULOMB pour tout ce que j'ai appris auprès de vous. A vous aussi, collègues de l'Ecole Normale Supérieure de Libreville, à qui je n'ai cessé de penser pendant toutes ces années de thèse, avec qui je désire ardemment travailler la suite de ces travaux de recherche, merci pour tous les moments de partage dans divers domaines.

Merci à vous, collègues doctorants et post-doc, Bintou, Maryline, Marie-Cécile, Nikita, Eti, Edwin, Ehgère, Li, Fabien, Julien, Nisreen, Roger, Sofiane, Aurore, Audrey, Sabine... pour les encouragements échangés et les moments d'amitié, de joie et de confidentialité partagés. Pensée particulière à toi, Marie-Cécile, qui as su apporter au sein du groupe une certaine joie de vivre. Bonne continuation avec le romarin.

Chers maraîchers de Libreville et Ntoun, ce travail n'aurait pas eu lieu sans votre participation. Merci pour votre accueil, le temps à moi consacré et toutes les connaissances acquises auprès de vous dans le domaine agricole.

Pour tous les coups de fils, les messes et après-messes, les visites, les mails, les sms envoyés du Gabon, d'Afrique, de France ou d'Europe par vous, mes PAC (Parents, Amis et Connaissances), pour m'encourager dans ma tâche, éternelle reconnaissance.

A toi ma femme, qui n'as ménagé aucun effort pour me soutenir dans mon travail malgré les charges (que de nuits passées au salon alors que je veillais devant l'ordinateur !!!), les mots ne sauraient exprimer tout ce que je ressens pour toi. A vous mes enfants, merci pour votre présence. A votre manière, vous avez toujours su exprimer vos encouragements à mon égard. Merci.

A tous ceux qui ne se retrouvent pas dans les lignes précédentes et qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à la réalisation de cette thèse, je dis pardon et merci pour ce que vous avez fait pour ce travail.

NGUEMA MISSANG, je sais combien tu aurais été fier de me voir revenir docteur au pays. Le vide que tu laisses, qui le comblera, *a mong ye Mendock Mba* ? Je reste confiant en nos retrouvailles chez le Père.

Abréviations

ACP	Analyse en Composantes Principales
AF	Acides Fulviques
AH	Acides Humiques
ANOVA	Analyse de la Variance
AU	Agriculture Urbaine
BCR	Bureau Communautaire de Reference
CEC	Capacité d'Echange Cationique
COT ou TOC	Carbone Organique Total
CPA1	Exploitations de moins de dix ans en plein air
CPA2	Exploitations de dix ans et plus en plein air désignées
CPI	lième Composante Principale
CSA1	Exploitations de moins de dix ans sous abri
CSA2	Exploitations de dix ans et plus sous abri
EC	Conductivité Electrique
EDTA	Acide Ethylène Diamine Tétracétique
FF	Fraction Fulvique
HIX	Degré ou Indice d'Humification
ICP-AES	Inductively Coupled Plasma–Atomic Emission Spectrometry
IGAD	Institut Gabonais d'Appui au Développement
MO ou OM	Matière Organique
NPK	Engrais minéral d'azote, phosphore et potassium sous forme de granulés
NTK ou TKN	Azote Total Kjeldahl
PED	Pays En Développement
SHT	Substances Humiques Totales
TEC	Teneur en Eau au Champ

Liste des Figures

Figure I.1 : Sols ferrallitiques (en couleur) en Afrique (USDA, 1999)	22
Figure I.2 : Représentation schématique de la kaolinite (Morel, 1989)	24
Figure I.3 : Influence du pH sur la disponibilité des éléments nutritifs (Chamayou et Legros, 1989)	31
Figure I.4 : Différentiation complexe de sphère interne/complexe de sphère externe dans le cas d'anions du sélénium sur une surface de goethite avec NaCl en sel de fond (Cremel, 2007)	33
Figure I.5 : Diagramme de solubilité de l'aluminium en équilibre dans le système Gibbsite-H ₂ O (May et <i>al.</i> , 1979)	34
Figure I.6 : Modèle de l'absorption potentielle par les plantes d'ions métalliques (M) complexés par des ligands organiques (L) (Laurie et <i>al.</i> , 1991)	35
Figure II.1 : Plan de la ville de Libreville	61
Figure II.2. Diagramme ombrothermique de Libreville (Dauby, 2007)	62
Figure II.3 : Carte géologique du Gabon (Clist, 2005)	64
Figure II.4 : Carte pédologique de la région de l'Estuaire (Delhumeau, 1969)	65
Figure II.5 : Cultures de persil et coriandre sous abri (Bas de Gué-Gué)	70
Figure II.6 : Cultures d'amarante (Sibang-Iphamétra, Charbonnages) et chou (Camp de Gaulle) en plein air	70
Figure IV.1 : Répartition par âge des maraîchers urbains de Libreville et Ntoun	112
Figure IV.2 : Origine géographique des exploitants maraîchers de Libreville et Ntoun	114
Figure IV.3 : Répartition par sexe (a) et par statut conjugal (b) des maraîchers	115
Figure IV.4 : Répartition par niveaux d'étude (a) et par participation à des formations aux techniques agricoles (b)	116
Figure IV.5 : Mode d'acquisition de la parcelle	116
Figure IV.6 : Localisation des parcelles maraîchères de Libreville et Ntoun	117
Figure IV.7 : Surface exploitée par les maraîchers	118
Figure IV.8 : Age des exploitations maraîchères de Libreville et Ntoun	120
Figure IV.9 : Systèmes d'irrigation adoptés par les maraîchers	120
Figure IV.10 : Main-d'œuvre permanente (a) et ponctuelle (b) sur les parcelles exploitées	121

Figure IV.11 : Systèmes de culture adoptés par les maraîchers	123
Figure IV.12 : Fertilisants apportés dans le sol cultivé	124
Figure IV.13 : Activité d'élevage des exploitants agricoles urbains	125
Figure IV.14 : Spéculations et facteurs de choix des cultures (a) et espèces cultivées (b)	126
Figure V.1. : Plan d'une partie de la ville de Libreville et situation des sites d'étude	132
Figure V.2 : Analyse en composantes principales (ACP) sur la matière organique, la fraction argileuse et les métaux pseudo-totaux des sols témoins par les trois principaux facteurs	146
Figure V.3 : Propriétés des sols témoins et cultivés sur chaque site	150
Figure V.4 : Analyse en composantes principales de la matière organique, la fraction argileuse et des métaux pseudo-totaux des sols de surface cultivés	153
Figure V.5 : Concentrations des métaux (en mg/kg de poids sec) dans les feuilles et les racines d' <i>Amaranthus cruentus</i> L.	165
Figure VI.1 : Granulométrie des sols de Charbonnages	176
Figure VI.2 : Granulométrie des sols de Ntoun	177
Figure VI.3 : Densité des sols de Charbonnages et Ntoun	177
Figure VI.4 : Porosité et teneur en eau au champ (TEC) des sols de Charbonnages et Ntoun	178
Figure VI.5a : pH des sols de Charbonnages	181
Figure VI.5b : pH des sols de Ntoun	181
Figure VI.6a : Spectres DRX de la couche arable des sols de Charbonnages	184
Figure VI.6b : Spectres DRX de la couche arable des sols de Ntoun	185
Figure VI.7 : Spectres DRX de la fraction argileuse de TC, HC (Charbonnages) et TSA2 (Ntoun)	186
Figure VI.8 : Spectres DRX de deux couches (0-20 et 20-40 cm) des sols de Ntoun	187
Figure VI.7 : Carbone organique total (COT) en g/kg des sols de Charbonnages et Ntoun	188
Figure VI.10 : Azote total Kjeldahl (NTK) des sols de Charbonnages et Ntoun	189
Figure VI.11 : Rapport C/N des sols de Charbonnages et Ntoun	190
Figure VI.12 : Bases échangeables dans les sols de Charbonnages	191
Figure VI.13 : Bases échangeables dans les sols de Ntoun	192
Figure VI.14 : Aluminium échangeable dans les sols de Charbonnages et Ntoun	195
Figure VI.15 : Fer échangeable dans les sols de Charbonnages et Ntoun	196
Figure VI.16 : Manganèse échangeable dans les sols de Charbonnages et Ntoun	197
Figure VI.17 : Phosphore assimilable dans les sols de Charbonnages et Ntoun	198

Figure VI.18 : CEC dans les sols de Charbonnages et Ntoun	199
Figure VI.19 : Métaux pseudo-totaux en mg/kg dans les sols de Charbonnages	202
Figure VI.20 : Métaux pseudo-totaux en mg/kg dans les sols de Ntoun	203
Figure VI.21 : Al, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn mobilisables par l'EDTA 0,05 M dans les sols de Charbonnages et Ntoun	205
Figure VI.22 : Coordonnées des métaux des sites de Charbonnages (A) et Ntoun (B)	208
Figure VI.23 : Spéciation de l'aluminium dans les sols de Charbonnages et Ntoun	212
Figure VI.24 : Spéciation du cuivre dans les sols de Charbonnages et Ntoun	214
Figure VI.25 : Spéciation du fer dans les sols de Charbonnages et Ntoun	215
Figure VI.26 : Spéciation du manganèse dans les sols de Charbonnages et Ntoun	217
Figure VI.27 : Spéciation du plomb dans les sols de Charbonnages et Ntoun	218
Figure VI.28 : Spéciation du zinc dans les sols de Charbonnages et Ntoun	220
Figure VI.29 : Fractions organiques dans les sols. A : Substances humiques totales SHT ; B : Fraction fulvique FF ; C : Acides humiques AH	224
Figure VI.30 : Spectres UV-visible des SHT des sols de Charbonnages et Ntoun	227
Figure VI.31 : Spectres de fluorescence d'émission ($\lambda_{\text{excitation}} = 254 \text{ nm}$) des SHT des sols de Charbonnages et Ntoun	228
Figure VII.1 : Concentration des bases échangeables en fonction du pH du sol	239
Figure VII.2 : Concentration des métaux en fonction du pH du sol	240

Liste des Tableaux

Tableau I.1 : Procédures d'extraction séquentielle des métaux appliquées aux sols tropicaux	45
Tableau II.1 : Répartition des exploitants maraîchers par zones enquêtées	68
Tableau II.2 : Codification des variables utilisées	70
Tableau II.3 : Plantes prélevées sur le site de Moanda	71
Tableau II.4: Longueurs d'onde (en nm) utilisées pour le dosage des éléments par ICP-AES	87
Tableau V.1 : Sites et caractéristiques des parcelles échantillonnées dans la région de Libreville	133
Tableau V.2 : Propriétés physico-chimiques et statistique descriptive des sols de surface témoins	137
Tableau V.3 : Statistiques descriptives sur les métaux pseudo-totaux et mobilisables dans les sols de surface témoins	138
Table V.4 : Concentrations moyennes des métaux totaux dans la croûte terrestre, les sols d'Afrique de l'Ouest et du Centre, fraction mobilisable et limites autorisées dans les sols agricoles	139
Tableau V.5 : Coefficients de corrélation entre les métaux et les propriétés des sols de surface témoins	141
Tableau V.6 : Coefficients de corrélation entre les métaux dans les sols de surface témoins	142
Tableau V.7 : Analyse en composantes principales de la matière organique, de la fraction argileuse et des éléments métalliques pseudo-totaux des sols de surface témoins	145
Tableau V.8 : Propriétés physico-chimiques des sols de surface cultivés à Charbonnages et Ntoun	147
Tableau V. 9 : Métaux pseudo-totaux et mobilisables dans les sols de surface cultivés	151
Tableau V.10 : Analyse en composantes principales de la matière organique, la fraction argileuse et les métaux pseudo-totaux des sols de surface cultivés	153
Tableau V.11 : Répartition des parcelles suivant le système et la durée d'exploitation	156
Tableau V.12 : Propriétés physico-chimiques des sols de surface cultivés et témoins	159

Tableau V.13 : Composition minéralogique semi-quantitative des sols de surface	161
Tableau V.14 : Métaux pseudo-totaux et mobilisables par l'EDTA 0,05 M dans les sols de surface	163
Tableau V.15 : Facteurs de bioconcentration et de translocation des métaux dans l'amarante	167
Tableau VI.1 : Sols étudiés en chronoséquence et en profondeur à Charbonnages et Ntoun	174
Tableau VI.2 : Niveaux de classification pour différents éléments dans les sols tropicaux (Landon, 1991)	175
Tableau VI.3 : Composition minéralogique semi-quantitative de la fraction argileuse des sols étudiés	187
Tableau VI.4 : Données sur les composantes principales avant et après la rotation Varimax	208
Tableau VI.5 : Valeurs du rapport AH/FF dans les sols de Charbonnages et Ntoun	226
Tableau VI.6 : Degrés d'humification (HIX) des SHT des sols de Charbonnages et Ntoun	228
Tableau VII.1 : Composition de la solution des sols HC de Charbonnages et SA de Ntoun	237
Tableau VII.2 : Rapport entre la concentration finale (pH 8) et la concentration initiale (pH 4,5 ou 5,8) des métaux dans la solution des sols SA et HC après chaulage par $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Résultats de la modélisation par PHREEQC	238
Tableau VII.3 : Intervalles des plus forts pourcentages (> 1%) des formes chimiques des métaux dans les sols HC et SA	242
Tableau VII.4 : Coefficients de corrélation de Pearson et équations mathématiques entre les ions métalliques libres et les principales propriétés des sols SA et HC	246

Résumé

L'urbanisation est en forte croissance dans le monde, surtout en Afrique. Nourrir cette population urbaine nécessite de doubler la production agricole d'ici 2030. Une des solutions semble être l'agriculture urbaine. Le Gabon, comme d'autres pays d'Afrique, connaît un essor de l'agriculture urbaine, en particulier à Libreville. Mais aucune étude concrète de l'impact dans le pays de l'agriculture en milieu urbain sur les propriétés bio-physico-chimiques, et le comportement des métaux dans les sols n'a encore été réalisée. Dans ce contexte, l'objectif de ce travail était d'étudier l'impact des cultures maraîchères urbaines sur les propriétés des sols, ainsi que la présence de certains métaux dans les sols et les plantes cultivées.

Le maraîchage urbain est pratiqué sous abri ou en plein air et souffre encore de maux qui freinent son développement (niveau d'études des maraîchers, précarité du foncier, accès limité aux fertilisants, à l'eau d'irrigation...). Les sols de Libreville sont sablo-limoneux ou argilo-sablo-limoneux. La teneur des métaux est en général faible et les risques de contamination dans la chaîne alimentaire limités. Les sols cultivés depuis moins de 10 ans et les sols sous abri ne subissent pas un impact significatif vis-à-vis des sols non cultivés. En outre, les sols cultivés en plein air depuis au moins 10 ans sont acidifiés et leurs paramètres de fertilité et la teneur des métaux diminuent significativement. Le pH est bien corrélé à la spéciation chimique des métaux et il y a une bonne mobilité de Mn, Pb et Zn dans les sols. La teneur en métaux dans les légumes cultivés à Libreville était inférieure aux limites autorisées par la FAO. L'amarante et l'oseille accumulent bien les métaux, en particulier dans les feuilles qui sont consommées. La simulation du chaulage des sols cultivés en plein air depuis au moins 10 ans à l'aide du logiciel PHREEQC, montre qu'une stabilisation du pH à 6-7 améliorerait la fertilité des sols. Des expériences *in situ* et au laboratoire sont nécessaires pour confirmer ces résultats et tester d'autres apports minéraux et/ou organiques.

Mots-clés : agriculture urbaine – sols ferrallitiques – métaux – légumes – spéciation chimique – PHREEQC – Libreville

Summary

Urbanization increases rapidly worldwide, especially in Africa. Feed this urban population requires to double agricultural production before 2030. One of the solutions seems to be urban agriculture. Gabon, like other African countries, is experiencing a boom of urban agriculture, particularly in Libreville. But no recent study of the impact of urban agriculture on the biophysico-chemical properties and behavior of metals in soils has yet been carried out in the country. In this context, the objective of this work was to study the impact of urban gardening on soil properties, and the behavior of metals in soils and crops.

The urban gardening is practiced under cover or in open air and some factors hinder its development (instruction level of gardeners, land insecurity, price of fertilizers, limited access to water ...). Soils in Libreville are sandy-loamy or clayey-sandy-loamy. The content of metals is generally low and the risk of contamination in the food is limited. Soils cultivated for less than 10 years and soils cultivated under cover do not show a significant impact of agricultural use. In contrast, soils cultivated in open air for at least 10 years are acidified, their fertility parameters and metal content decreased significantly. The pH is correlated with the chemical speciation of metals and there is an important mobility of Mn, Pb and Zn in soils. Metal content in vegetables grown in Libreville was below the limits allowed by the FAO. Amaranth and sorrel accumulated many metals, especially in the leaves that are the consumed parts. The simulation of liming the agricultural soils cultivated in open air for at least 10 years with the PHREEQC software shows that stabilization to pH 6-7 would improve soils fertility. Experiments in situ and in the laboratory are needed to confirm these results and the use of other mineral and/or organics amendments.

Keywords : urban agriculture – ferrallitic soils – metals – vegetables – chemical speciation – PHREEQC – Libreville

Introduction

Au cours des dernières décennies, le monde a connu une croissance impressionnante de sa population urbaine. En 2007, le monde a atteint une étape invisible mais capitale : pour la première fois dans l'histoire, plus de la moitié de la population humaine, soit 3,3 milliards d'habitants, vit en zone urbaine (FNUAP, 2007). Dans ce millénaire urbain, l'Afrique subsaharienne est confrontée à plus de défis de développement que toute autre région du monde. Cette région abrite une population qui s'urbanise de plus en plus. En effet, la population urbaine de l'Afrique, qui était en l'an 2000 de 377 millions, s'élèvera à 1 milliard 271 millions d'habitants en l'an 2025 (Population Information Network – POPIN, 2010). Plusieurs travaux mettent déjà en évidence la corrélation entre cette urbanisation croissante et la paupérisation en milieu urbain (Ravaillon, 2002 ; Moustier, 1998 ; Padilla, 2004).

Les chiffres de la Banque Mondiale révèlent qu'en 1988, environ 25% des plus pauvres des PED (pays en développement) vivaient dans des centres urbains (Koc et *al.*, 2000) et qu'en 2000, cette proportion a atteint 50%. En 2005, l'Afrique subsaharienne a été la partie la moins urbanisée du monde, avec 36% de ses 750 millions de personnes vivant dans les villes. Toutefois, la croissance de la population urbaine entre 1990 et 2005 a été de loin la plus élevée : 4,58% par an. Plus important encore, la proportion de la population urbaine vivant dans des taudis est non seulement très élevée (72%), mais a connu une croissance plus rapide que l'ensemble de la population urbaine. En 2005, environ 200 millions de personnes vivaient dans des bidonvilles (UN-Habitat, 2007).

Pour satisfaire les besoins alimentaires de cette population en forte croissance, la production agricole devra doubler d'ici 2030 (Mougeot et Moustier, 2004) voire quintupler dans les cinquante années qui viennent (Griffon, 2003). Il y a donc un défi alimentaire quantitatif à relever. L'insécurité alimentaire est un problème qui va croissant pour ces populations urbaines pauvres en augmentation. Au regard de ces tendances, une question fondamentale se pose : comment nourrir cette population alors que la croissance économique des PED reste faible ? Certains analystes laissent entendre que, compte tenu des tendances actuelles, la question de la sécurité alimentaire en milieu urbain pourrait devenir le plus grand défi humanitaire du XXIème siècle (Maxwell, 2000). Ainsi, urbanisation, pauvreté et augmentation des besoins alimentaires urbains vont de pair dans les pays en développement.

De nombreux auteurs pensent que ce sont pour beaucoup les agricultures de proximité des villes qui nourrissent et vont de plus en plus nourrir ces villes dans l'avenir (Bricas et Seck, 2004 ; Lesafre, 2004 ; Padilla, 2004). L'urbanisation ne cessera, selon Cour (2004), d'entraîner l'agriculture urbaine à produire plus. Le mode de vie souvent précaire d'une frange importante des urbains impose de produire sur place, dans et près de la ville. Maintenir voire développer cette agriculture urbaine, en renforçant ses liens avec la ville pourrait permettre de bénéficier du faible coût d'acheminement des produits lié à la proximité, et de bénéficier aussi des ressources potentielles pour l'agriculture (N'Dienor, 2006). En plus d'améliorer la sécurité alimentaire, la nutrition et la création d'emplois pour les chômeurs (Lynch et *al.*, 2001), l'agriculture urbaine peut offrir une gamme d'avantages environnementaux, comme le recyclage des déchets, la santé et des avantages supplémentaires tels que la santé physique et psychologique qui est améliorée grâce à ce type d'activité physique (Pasquini, 2006 ; Lock et van Veenhuizen, 2001).

Toutefois, ces avantages ne doivent pas cacher les nombreux obstacles qui marquent le développement de l'agriculture urbaine. L'un des plus importants parmi ces obstacles reste la fertilité des sols qui constitue, quand elle n'est pas assurée, une limite majeure au développement du maraîchage. On constate partout que le maraîchage est très souvent pratiqué sur des terres urbaines pauvres (Deguenon, 2008 ; N'Dienor, 2006 ; Kaboré, 2004). En effet, la pression foncière est telle, en intra ou périurbain, que les meilleurs terrains sont depuis longtemps appropriés et colonisés et le maraîchage doit donc se faire sur des terrains de moindre « fertilité ». Par ailleurs, cette pression foncière conduit à une réduction forte, voire à une suppression, de la jachère ou des intercultures, ce qui peut contribuer aux problèmes de maintien et de gestion de la fertilité (Moustier et *al.*, 2004). Par exemple, Raddad (2004) souligne qu'à Amman, en Jordanie, au-delà de la disponibilité en terre, c'est surtout la faible qualité du sol qui pose problème. L'auteur mentionne que le manque de matières fertilisantes, notamment organiques, contraint les agriculteurs à l'apport de "terre végétale" sur les parcelles avant la mise en culture. Nombreux sont par ailleurs les producteurs qui se plaignent du renchérissement des engrais chimiques importés et les systèmes d'approvisionnements en intrants sont déficients dans les PED (Moustier et *al.*, 2004).

De son côté, Deguenon (2008) parle des producteurs contraints de reconstituer continuellement la fertilité des sols maraîchers de Cotonou qui sont à faible capacité de

rétenction d'eau, dont la texture ne permet pas de conserver longtemps les apports en fumure organique et minérale et qui ont été longtemps lessivés par une pluviométrie locale importante (1000 à 1500 mm par an).

Par ailleurs, une utilisation inadéquate des terres agricoles fait partie d'une des activités humaines qui contribuent à la dégradation des sols. La dégradation des sols entraîne une réduction significative de la capacité productive des terres (Hein, 2008). Le développement du maraîchage conduit souvent à une dégradation partielle de plus en plus importante du couvert végétal, notamment par le défrichement de certaines forêts classées ou le déboisement des périmètres de protection. Ceci contribue à l'appauvrissement des sols et à leur dégradation par l'érosion hydrique et éolienne. À cela s'ajoute la surexploitation des terres cultivées. L'usage abusif des pesticides, outre les dommages qu'il engendre dans l'environnement, entraîne des problèmes écologiques qui se traduisent par une certaine forme de résistance des parasites (Fall et Fall, 2001).

Le Gabon, qui connaît les problèmes d'urbanisation, de paupérisation et de sécurité alimentaire comme les autres pays d'Afrique, n'est malheureusement pas un pays à vocation agricole en dépit de la présence des zones fertiles localisées en général dans le fond des vallées. Selon les données disponibles (AQUASTAT 2005), le secteur agricole (hors exploitation forestière) y est relativement peu développé. Plusieurs rapports et études ont analysé la problématique du secteur agricole gabonais, et soulignent sa marginalisation continue depuis les années 60 au profit du pétrole. Sa contribution à la formation de la richesse est passée de 16% du PIB en 1964 à environ 7% en 2005 du PIB en volume. Parmi les causes principales de cette régression figurent la faiblesse de la population et la densité de celle-ci (1,5 million et 5 habitants/km²), l'exode rural qui a vidé les campagnes, entraînant la désaffectation des activités agricoles, les difficultés d'évacuation et de commercialisation de produits agricoles dues à l'insuffisance des infrastructures routières, la difficulté d'accès aux intrants (semences, engrais, pesticides), l'échec des grands complexes agro-industriels mis en place par l'Etat avec l'appui des partenaires techniques et financiers extérieurs, dont certains ont dû être fermés ou cédés aux opérateurs privés (BAD, 2008).

Parallèlement, l'urbanisation du Gabon a déplacé la majorité de sa population des villages vers les villes, au point où environ 80% de la population gabonaise est urbaine. Une évolution qui n'est pas près de s'arrêter si rien n'est fait pour rendre la vie en milieu rural viable. Il s'en est suivi une forte pression pour l'importation de produits alimentaires (céréales et protéines

d'origine animale) que ne pouvaient fournir des campagnes dévitalisées. En conséquence, environ vingt pour cent (20%) de la valeur des importations totales est aujourd'hui constitué de produits alimentaires, soit 147,4 milliards de FCFA (224,7 millions d'euros), supérieurs aux 94,2 milliards (143,6 millions d'euros) des exportations de manganèse et légèrement inférieurs aux 160,3 milliards (244,4 millions d'euros) des exportations de bois en grumes en 2005 (BAD, 2008).

Avec un potentiel important mais peu exploité pour le développement depuis l'indépendance nationale, le secteur horticole gabonais est actuellement en pleine mutation. Les fermes expérimentales des années 1960-1970 dans la banlieue de la capitale Libreville connaissent une nouvelle naissance grâce à diverses structures productives et autres projets réalisés depuis les années 1990 jusqu'à aujourd'hui. Les méthodes agricoles sont progressivement modifiées afin de s'adapter à diverses contraintes liées à la production. La taille et le nombre d'exploitations agricoles varient désormais selon la demande des marchés urbains. Libreville et ses environs qui peinaient à dénombrier 10 fermes maraîchères jusqu'en 1990, en compte des centaines aujourd'hui. Aubergines, gombo, basilic, poivre et laitue étaient les seuls produits frais disponibles dans le passé. Aujourd'hui les étals des marchés et les supermarchés sont bien approvisionnés par les différents produits du terroir. Initialement située dans les zones éloignées, ces fermes sont beaucoup plus proches du centre urbain aujourd'hui. Cette situation est une conséquence directe de l'évolution des habitudes alimentaires résultant d'une augmentation rapide de la population dans les zones urbaines (Nondah, 2010). Si quelques rapports socio-économiques sur le maraîchage urbain conduites par exemple par des agents de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement, IGAD (Edou Edou, 2006 ; Balitau et Renardet, 2002) apparaissent dans la littérature, aucune étude concrète de l'impact de l'agriculture en milieu urbain sur les propriétés biologiques, physiques ou chimiques, et le comportement des métaux dans les sols n'a été encore réalisée dans le pays.

Ce travail a donc pour objectif de situer et évaluer (i) l'agriculture maraîchère dans son cadre social d'évolution dans la région de Libreville au Gabon, (ii) son impact sur les propriétés agronomiques et les métaux du sol (iii) le transfert des métaux vers les légumes cultivés et (iv) les possibilités d'amélioration de la vulnérabilité de ces sols par une modélisation des effets d'apports d'amendements. Ce manuscrit de thèse est divisé en sept chapitres :

- Le premier chapitre fait un état des lieux bibliographique sur l'agriculture urbaine dans les pays en développement et sur les propriétés et vulnérabilités des sols ferrallitiques en zone intertropicale;
- Le deuxième chapitre présente la région de Libreville, objet de notre étude, et les différents matériels et méthodes mis en œuvre pour la caractérisation des pratiques maraîchères et des paramètres physico-chimiques des matrices étudiées ;
- Le troisième chapitre concerne deux études préliminaires réalisées l'une sur les sols riches en manganèse de Moanda et l'autre sur deux sites maraîchers de Libreville afin d'avoir une première approche de l'impact du maraîchage sur la qualité des sols. Les résultats de la deuxième étude ont conduit à la réalisation des enquêtes qui constituent le quatrième chapitre ;
- Le quatrième chapitre donne les résultats des enquêtes réalisées auprès des agriculteurs pour connaître les pratiques maraîchères dans la région de Libreville ;
- Après l'étude préliminaire sur 2 sites et les enquêtes, 9 sites de maraîchage ont été sélectionnés dans et aux alentours de Libreville, et le cinquième chapitre présente une analyse statistique des propriétés physico-chimiques des sols avant et pendant le maraîchage, ceci afin de caractériser de façon générale l'impact de la culture sur les horizons de surface du sol et de mettre en évidence les paramètres et les pratiques culturelles les plus impactant ; de plus dans ce chapitre le transfert des métaux dans un légume feuille a été étudié ;
- Suite aux résultats statistiques sur les différents sites en surface, une étude en chronoséquence (durée de culture entre 5 et 38 ans) et en fonction des horizons en profondeur, sur l'évolution des propriétés physico-chimiques des sols de deux sites maraîchers constitue l'objet du sixième chapitre, afin de pouvoir caractériser plus finement la vulnérabilité de ces sols ;
- Le septième et dernier chapitre donne les résultats obtenus par modélisation de l'impact d'apports agronomiques sur les caractéristiques des sols cultivés, dans l'objectif d'apporter des propositions et perspectives de remédiation de la vulnérabilité de ces sols. Ce travail est réalisé à l'aide du code géochimique PHREEQC appliqué en mode statique.

Références bibliographiques - Introduction

- AQUASTAT, 2005. Gabon, <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries/gabon/indexfra.stm>.
- BAD, 2008. République gabonaise – Etude sur la diversification des sources de la croissance économique, *Rapport*, 50 p.
- Baliteau S. et Renardet C., (2002). Le maraîchage périurbain de Libreville en 2002, 124 p.
- Bricas N., Seck P.A., 2004. L'alimentation des villes du Sud : les raisons de craindre et d'espérer. *Cahiers Agricultures*, 13 (1), 10-14.
- Cour J.M., 2004. Peuplement, urbanisation et transformation de l'agriculture: un cadre d'analyse démo-économique et spatial. *Cahiers Agricultures*, 13, (1), 158-65.
- Deguenon E., 2008. Problématique foncière et développement de l'agriculture urbaine à Cotonou et environs : L'expérience de l'Union Communale des Producteurs de Cotonou en matière de recherche de solution, leçons à tirer et propositions d'actions pour développer une agriculture urbaine et périurbaine durable –Agricultures et développement urbain en Afrique subsaharienne. Gouvernance et approvisionnement des villes. Ed. Parrot L., Njoya A., Temple L., Assogba-Komlan F., Kahane R., Ba Diao M., Havard M. (Eds) , L'Harmattan, Paris, 19-28.
- Edou Edou, G., 2006. Etude des systèmes maraîchers urbains et périurbains de Libreville (Gabon). *Rapport de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (I.G.A.D.)*, 126 p.
- Fall S.T., A.S. Fall, 2001. Cités horticoles en sursis ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal, Centre de recherches pour le développement international *CRDI*, Ottawa, Ontario, 138 p.
- FNUAP - United Nations Population Fund. State of world population, 2007. Unleashing the potential of urban growth. 108 p.
- Griffon M., 2003. Quand l'agriculture africaine va-t-elle commencer à répondre aux enjeux du futur ? *Cahiers Agricultures*, 12 (3), 141-143.
- Hein L., De Groot R., Soma K., 2008. Analysing the economic impacts of land use change: a framework and a case study for the Miombo woodlands, Zambia, *Journal of Land Use Science*, 3 (4), 231-249.
- Kaboré W.T.T., 2004.Impact de l'apport des déchets urbains solides non triés sur les potentialités agronomiques des sols : cas de l'agriculture péri-urbaine de Ouagadougou, *Mémoire de fin d'études d'ingénieur*, Université Polytechnique de Bobo Dioulasso, 91 p.
- Koc M., MacRae M., Mougeot L.J.A., Welsh J., 2000. Armer les villes contre la faim - Systèmes alimentaires urbains durables, *CRDI*, 260 p.
- Lesafre B., 2004. L'alimentation des villes : un nouveau défi pour la recherche. *Cahiers Agricultures*, 13, (1), *Éditorial*.
- Lock K., Van Veenhuizen R., 2001. Balancing the positive and negative health impacts. *Urban Agriculture Magazine*, 3, 1–5.
- Lynch K., Binns T., Olofin E., 2001. Urban agriculture under threat: the land security question in Kano, Nigeria. *Cities*, 18, 159–171.
- Maxwell D., 2000. Sécurité alimentaire dans les centres urbains d'Afrique subsaharienne. Armer les villes contre la faim. Systèmes alimentaires urbains durables. *CRDI*, 260 p.

- Mougeot J.A.L., Moustier P., 2004. Introduction, Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone. Enjeux, concepts et méthodes. Ed. Olanrewaju B S., Moustier P., Mougeot A.J.L., Fall A., *CIRAD/CRDI*, 173 p.
- Moustier P., 1998, L'agriculture périurbaine en Afrique Subsaharienne, Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement/Conseil Ouest et Centre africain pour la Recherche et le Développement Agricoles *CIRAD-CORAF*, 278 p.
- Moustier P., Moumbé M., Huat J., 2004. La gestion concertée et durable des filières maraîchères urbaines - Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone. Enjeux, concepts et méthodes. Ed. Olanrewaju B.S., Moustier P., Mougeot A.J.L., Fall A., *CIRAD/CRDI*, 81-113.
- N'Dienor M., 2006. Fertilité et gestion de la fertilisation dans les systèmes maraîchers périurbains des pays en développement : Intérêts et limites de la valorisation agricole des déchets urbains dans ces systèmes, cas de l'agglomération d'Antananarivo (Madagascar)., *Thèse de Doctorat Institut National Agronomique Paris-Grignon*, 242 p.
- Nondah, T., 2010. Space and time dynamics of the evolution of horticulture in Gabon: The case of market-gardening crops in Libreville. *International Symposium*, Urban and peri-urban horticulture in the century of cities, Dakar, Republic of Senegal, 6-9 December 2010.
- Padilla M., 2004. Approvisionnement alimentaire et agriculture périurbaine - Interface : agricultures et villes à l'Est et au Sud de la Méditerranée Ed. Nasr J., Padilla M., *Delta/Ifpo*, 429 p.
- Pasquini M.W., 2006. The use of town refuse ash in urban agriculture around Jos, Nigeria: health and environmental risks, *Science of The Total Environment*, 354 (1), 43-59.
- POPIN, 2010. Population Information Network of the United Nations Population Division <http://www.un.org/popin/icpd/conference/bkg/afrique.html>.
- Raddad K., 2004. L'agriculture urbaine à Amman : pratiques, problèmes et perspectives - Interfaces : agricultures et villes à l'Est et au Sud de la Méditerranée. Ed. Nasr J., Padilla M., *Delta/Ifpo*, 429 p.
- Ravallion M., 2002. On the urbanization of poverty. *Journal of Development Economics*, 68 (2), 435-442.
- UN-Habitat, 2007. The state of the world's cities 2006/7. *UN-Habitat*, Nairobi.

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique - Agricultures urbaines dans les pays en développement, et propriétés et vulnérabilités des sols ferralitiques en zone intertropicale

I.1. Agricultures urbaines et périurbaines dans les pays en développement

I.1.1. Généralités

L'agriculture urbaine a une longue tradition dans de nombreuses sociétés, en particulier en Asie et en Europe. Plusieurs facteurs expliquent l'intérêt croissant pour le phénomène de l'agriculture urbaine au cours des dernières années : l'urbanisation croissante du monde en développement ; les conditions de vie toujours plus difficiles des citadins pauvres ; les guerres et les catastrophes naturelles qui perturbent les approvisionnements en provenance des zones rurales ; les atteintes au milieu naturel et l'insuffisance des ressources, causes d'aggravation des pénuries alimentaires ; la tendance à l'autonomie des communautés ; enfin, la reconnaissance de valeurs indépendantes des lois du marché. La plupart des facteurs énoncés ci-dessus ne sont pas nouveaux, mais la répétition des catastrophes et l'aggravation des tendances ont orienté la réflexion vers l'agriculture urbaine en tant que solution possible. Les tenants de cette théorie soutiennent que les décideurs, les scientifiques et le public en général devraient prendre conscience des perspectives offertes par l'agriculture urbaine et commencer à dégager la voie et à fournir une assistance à cette activité aux avantages nombreux (FAO/ONU, 1996).

I.1.1.1. Définition et contexte de l'agriculture urbaine

Sous ce terme, nous retiendrons la définition donnée par Mbaye et Moustier (2000) qui considèrent l'agriculture urbaine comme *« l'agriculture localisée dans la ville et sa périphérie, dont les produits sont destinés à la ville et pour laquelle il existe une alternative entre usage agricole et usage urbain non agricole des ressources, alternative qui ouvre sur*

des concurrences, mais également sur des complémentarités entre ces usages ». L'agriculture urbaine est ainsi pratiquée dans les cours, sur les toits, dans des potagers et des vergers communautaires, de même que dans des espaces laissés vacants ou des espaces publics. Elle recouvre des réalités diverses, allant du jardin familial à la grande exploitation, avec des objectifs et des problématiques différentes : préservation de l'activité agricole face au phénomène des terres urbanisées, autonomie alimentaire, restauration de la biodiversité, intégration sociale... Dans un contexte général de crise (économique, alimentaire, écologique et énergétique), les unes et les autres tendent toutefois à se rejoindre (De Bon et *al.*, 2010). L'agriculture urbaine est le plus souvent concentrée sur des produits qui n'exigent pas de surfaces arables importantes, sont capables de survivre avec peu d'intrants et, souvent, sont périssables. On peut donc observer, dans les villes, la culture de fruits et de légumes, de denrées de base telles que le manioc, le maïs et les haricots, mais aussi de la pisciculture et du petit bétail. Toutefois, il s'agit plus souvent d'une activité sur une petite échelle et éparpillée sur tout le périmètre urbain.

Dans les pays africains 40% de citoyens seraient engagés dans une sorte d'activité agricole et ce pourcentage s'élève à 50% dans les pays latino-américain (Maxwell, 2003 ; Ellis et Sumberg, 1998). L'agriculture urbaine joue alors un rôle important dans la lutte contre l'insécurité alimentaire urbaine, la tendance à l'urbanisation de la pauvreté et l'ensemble de la population dans les PED. Au niveau des ménages, l'agriculture urbaine est source de revenus, fournit un accès direct à un plus grand nombre d'aliments riches sur le plan nutritionnel (légumes, fruits, viande) et donc une alimentation plus variée, assure en continu la consommation alimentaire des ménages et augmente le temps de présence des mères auprès de leurs enfants par opposition aux activités non-agricoles qui sont plus susceptibles d'éloigner les uns des autres (Maxwell, 2003 ; Maxwell et *al.*, 1998 ; Egal et *al.*, 2001). Plus généralement, l'agriculture urbaine représente une part importante de la production de certains aliments, en particulier les plus périssables comme les légumes et le lait.

A l'image de la diversité de leurs produits, les agriculteurs urbains appartiennent à des groupes extrêmement variés, selon les régions et les conditions économiques. La plupart d'entre eux sont des citoyens de longue date, appartenant à des catégories relativement défavorisées et souvent, ce sont des femmes. Ravallion et *al.* (2007) estiment qu'environ un quart des pauvres des pays en développement (PED) vivent dans les zones urbaines, mais aussi que la pauvreté est de plus en plus urbaine et que les pauvres s'urbanisent plus vite que

la population dans son ensemble. Un certain nombre d'études montre que ce sont les pauvres qui s'engagent plus facilement dans l'agriculture urbaine, mais qu'ils ont un accès limité à la terre (Ruel et *al.*, 1998) et que leur activité n'est pas souvent reconnue et promu officiellement. Pourtant, tant la pauvreté que la qualité de l'environnement sont des questions pour lesquelles, vue l'impuissance du marché, l'Etat doit intervenir pour ne pas être débordé par les problèmes urbains.

L'une des plus sérieuses difficultés que rencontrent actuellement les décideurs est la croissance phénoménale que connaissent les villes des pays en développement. Plus de 50 pour cent de la population mondiale vit actuellement dans les villes et ce chiffre devrait atteindre 65 pour cent d'ici 2025. C'est dans les grandes villes des pays en développement que la population croît le plus rapidement. Le taux de croissance urbaine est plus élevé en Afrique, où les villes se développent au taux de 4,4 pour cent par an, et en Asie, avec un taux de 3,7 pour cent par an (FAO/ONU, 1996).

Si l'on définit la sécurité alimentaire comme le fait de pouvoir disposer, en tout temps, d'une certaine quantité de nourriture, il semble que l'agriculture urbaine apporte une contribution substantielle à cette sécurité dans bon nombre de villes des PED. En outre, une proportion importante des denrées alimentaires achetées sur le marché est produite dans les villes des PED. Mougeot (1994a) soutient qu'il y a aujourd'hui dans le monde 200 millions d'agriculteurs urbains qui approvisionnent 700 millions de personnes, soit environ 12 pour cent de la population mondiale. Les sondages indiquent que l'agriculture urbaine fournit de 25 pour cent à 85 pour cent de la consommation alimentaire dans les villes des pays en développement. En Afrique, celle-ci est estimée entre 20 pour cent et 80 pour cent de la consommation des ménages (Mougeot, 1994b). Il est impossible d'opérer, à l'heure actuelle, une vérification de ces chiffres; mais il y a augmentation effective de la production, du fait, notamment, de l'assistance internationale déployée pour organiser des coopératives locales et fournir des informations et des intrants aux citoyens.

I.1.1.2. Agriculture urbaine et contexte social

Les catégories défavorisées qui pratiquent l'agriculture urbaine sont des personnes des deux sexes établies de longue date dans la ville, avec un emploi à plein temps ou à temps partiel et n'appartenant pas à la couche la plus pauvre des habitants de la ville ; ils se situent un cran au-dessus des plus défavorisés. Ils ont résidé suffisamment longtemps dans la ville pour disposer

de l'intrant le plus important de tous : un accès à la terre. Cette terre, qui leur appartient rarement, ils ont pu l'obtenir en vertu d'un bail officiel ou officieux, ou en vertu d'une entente plus ou moins tacite avec les voisins ; dans certains cas, ils exploitent tout simplement un espace public. De telles conditions signifient que ces personnes ont survécu dans la ville jusqu'au moment où elles ont réuni les conditions pour se lancer dans l'agriculture urbaine. Selon une enquête, les personnes migrant vers Lusaka, en Zambie, devaient attendre en moyenne 10 ans avant d'investir dans l'agriculture urbaine, et d'autres ont observé des tendances analogues dans d'autres pays africains (FAO/ONU, 1996). Les agriculteurs urbains cultivent principalement des fruits et légumes périssables en vue de l'autoconsommation ou de la vente sur le marché urbain. Ils jouissent de la proximité des consommateurs. Ceux-ci ont alors à leur disposition une grande variété de fruits et de légumes que l'on peut cultiver sur de petits espaces et qui fournissent des nutriments difficiles à obtenir à partir d'autres sources alimentaires. Les cultures produisent les semences et pousses, ne nécessitent qu'un outillage rudimentaire et s'intègrent dans le régime alimentaire habituel. Ainsi, les populations pauvres peuvent, sans trop de difficultés, améliorer leur quotidien grâce à ces produits et écouler leurs excédents éventuels sur les marchés informels du voisinage ou auprès de vendeurs de rue. De la sorte, bon nombre de citoyens pauvres améliorent leur alimentation ou leur revenu grâce à la culture des fruits et légumes.

L'élevage est également important dans de nombreuses villes, pour des raisons liées à la tradition aussi bien qu'à l'économie. Le petit bétail peut être élevé à bon compte dans de petits espaces, tandis que toutes les formes de bétail constituent une source de protéines de plus en plus importante à mesure que l'augmentation des revenus induit une modification du régime alimentaire. En règle générale, on élève dans les villes de la volaille, des oiseaux et des animaux de petite taille, élevés par les moins nantis dans les centres densément peuplés des villes. A Dar-es-Salaam en Tanzanie, des représentants de toutes les catégories sociales ont déclaré élever quelques poulets. Les cochons et la volaille sont extrêmement répandus dans les principales villes d'Asie et leurs environs ; on considère que Singapour est parfaitement autonome pour ce qui est des porcs et de la volaille et que Hong-Kong couvre, dans son périmètre, la majeure partie de ses besoins en volaille. Enfin, au Kenya, 17 pour cent des ménages élèvent des animaux, mais de façon moins systématique et moins intensive (FAO/ONU, 1996). Le fumier issu de l'élevage est utilisé dans l'agriculture pour améliorer la texture des sols et leur pouvoir de rétention. Il leur apporte également la matière organique indispensable à la croissance des végétaux (Fall et *al.*, 2001).

La croissance des populations urbaines amplifiera les problèmes des villes qui toucheront une part grandissante de la population. Une analyse du rapport entre citadins et agriculture paraît donc essentielle.

I.1.1.3. Avantages de l'agriculture urbaine

La production d'aliments en ville constitue dans certaines régions un loisir prisé. Le jardinage est une activité agréable, voire apaisante ; et, le potager qui en résulte est en soi un lieu propice à la détente. De plus, l'environnement urbain se trouve généralement embelli par ces pratiques. Le simple fait de cultiver son jardin ou de posséder un arbre fruitier sur son terrain est en tant que tel de l'agriculture urbaine. Les citadins des PED s'intéressent de plus en plus à cette pratique. Lorsque l'agriculture est enseignée en ville, les jardiniers peuvent en retirer divers apprentissages. D'abord, ils peuvent comprendre davantage comment poussent leurs aliments. Deuxièmement, il y a prise de conscience quant à la diversité, la qualité et la fraîcheur des aliments. À l'heure où notre nourriture provient des quatre coins de la planète, nombreux sont les citadins qui n'ont jamais goûté d'aliments aussi frais. Cet apprentissage a de la valeur car il contribue à sensibiliser le consommateur à faire de meilleurs choix pour sa santé, pour l'économie agricole locale et pour l'environnement de sa région en développant un intérêt pour les aliments locaux, cultivés de façon plus naturelle. C'est donc une manière de retisser des liens entre les citoyens et leur environnement, ainsi que d'éduquer ces derniers quant aux relations qui existent entre une agriculture naturelle à plus petite échelle, la santé humaine et la préservation de l'environnement (FISE/UQAM, 2007).

Vu le manque de terre arable en ville, les projets d'agriculture urbaine collective abondent. Le thème rassembleur qu'est l'agriculture urbaine a également mené à des initiatives dépassant le simple objectif de production d'aliments. Effectivement, de nombreuses organisations, tant gouvernementales que communautaires soutiennent ou organisent des projets en agriculture urbaine pour s'attaquer à des problématiques sociales telles que la pauvreté, l'isolement et l'intolérance. Ces organismes procèdent généralement en créant des jardins servant à la fois de lieu de rencontre entre voisins et de source d'aliments de qualité produits par eux, pour eux. Cela permet de resserrer le tissu social en sortant les gens de l'isolement et en valorisant une mixité des communautés culturelles, des groupes d'âge, des classes sociales, etc. Le renforcement des liens entre voisins ainsi que l'embellissement de

leurs espaces se veulent initiateurs d'un sentiment d'appartenance à leur milieu de vie (Baillergeau, 2006).

L'agriculture urbaine est une façon de plus en plus reconnue d'accroître la sécurité alimentaire des citadins. Celle-ci existe lorsque tous les êtres humains ont, à tout moment, un accès physique et économique à une nourriture suffisante, salubre et nutritive leur permettant de satisfaire leurs besoins énergétiques et leurs préférences alimentaires pour mener une vie saine et active (FAO/ONU, 1996). De nombreux citadins des PED vivent avec une quantité insuffisante de nourriture et ont un accès limité à des aliments de bonne qualité. L'insuffisante consommation de fruits et légumes ainsi que la marginalisation des aliments cultivés naturellement (sans pesticides et fertilisants chimiques) sont des facteurs contribuant à la croissance de l'insécurité alimentaire en ville. L'agriculture urbaine aide à renverser cette situation en rendant plus accessibles des aliments de meilleure qualité (fraîcheur, diversité, production naturelle).

L'agriculture urbaine constitue un outil efficace pour améliorer la viabilité environnementale des villes. Elle contribue à assurer la présence d'une diversité biologique à l'intérieur des villes. Plusieurs espèces trouvent des conditions de vie adéquates dans les habitats anthropiques (Niemela, 1999). Cependant, comme l'intégration et la communication entre les habitats et les communautés d'espèces y sont souvent très faibles, la fragmentation est un des principaux facteurs de la perte de biodiversité urbaine (Hidding et Teunissen, 2002). Un réseau de jardins et de terres non asphaltées agit comme corridors écologiques bénéfiques au maintien et à la dispersion d'espèces animales et végétales qu'on trouve en ville.

L'existence de jardins, de parcs et de toits verts a des effets positifs sur la qualité de l'air et le microclimat urbain. Les villes, avec leur forte concentration de gaz et de matières en suspension ainsi qu'avec une densité de circulation élevée, sont aux prises avec une pollution de l'air importante. Ces dernières ont aussi des climats particuliers dus en partie aux nombreuses surfaces artificielles qu'on y trouve (Sukopp et Wurzel, 2003). La diminution des aires végétalisées au profit des aires bétonnées est une des causes de l'effet d'îlot de chaleur urbain, qui crée une différence de température entre la ville et sa campagne avoisinante variant de 5 à 10°C. L'évapotranspiration et l'ombrage au sol que crée le feuillage contribuent à adoucir la température de l'air ambiant. De plus, les feuilles des végétaux des jardins et des espaces verts séquestrent le dioxyde de carbone en plus de filtrer d'autres polluants atmosphériques (Landreville et Rose, 2005). Un verdissement de la ville serait donc

souhaitable afin de lutter contre l'effet d'îlot de chaleur et afin d'y alléger l'atmosphère ; la création d'espaces de jardinage devrait être intégrée aux stratégies de verdissement.

Le chemin parcouru par les aliments avant d'atterrir dans nos assiettes nécessite des quantités importantes d'énergie et de pétrole. À travers de nombreuses étapes de production, de transformation et de distribution, les aliments voyageraient en moyenne sur 2400 km de la source jusqu'aux consommateurs (Bhatt et Kongshaug, 2005). Des aliments produits plus près des zones de consommation et à une échelle plus humaine (par opposition au mode industriel dominant) réduiraient de beaucoup les besoins énergétiques liés à l'alimentation et contribueraient à la baisse de notre consommation globale d'énergie. L'instauration de microsystemes agricoles en milieu urbain est donc un des moyens qui devraient être privilégiés pour lutter contre les changements climatiques puisque l'établissement de jardins constituerait un puits de carbone.

Les villes produisent une quantité énorme de déchets organiques. La gestion de ces matières résiduelles pose de nombreux problèmes sociaux, économiques et environnementaux. L'agriculture urbaine peut jouer un rôle important dans la valorisation des matières putrescibles. En effet, davantage de jardins communautaires ou domestiques pourraient absorber une plus grande quantité de compost et contribueraient ainsi à réduire la quantité de déchets organiques de la ville. Enfin, l'agriculture urbaine pourrait également amener une diminution d'autres types de déchets tels que les emballages de produits alimentaires. La ville de Curitiba au Brésil fournit à chaque habitant 55 m² de verdure. La ville a compris que problèmes environnementaux et sociaux vont souvent de pair, et que les solutions doivent avoir une portée englobante. Toutes les semaines, elle organise des trocs où les citoyens échangent leurs ordures récupérables contre des légumes provenant des jardins agricoles des environs. C'est là un moyen de s'attaquer à plusieurs problèmes tels que la pauvreté, la pollution et les maladies, la mauvaise alimentation, le manque d'éducation civique et les problèmes de surplus agricoles (Centre d'écologie urbaine, 2007).

I.1.1.4. Obstacles à l'agriculture urbaine dans les PED

Cependant, l'agriculture urbaine doit affronter des obstacles et des risques généralement inconnus de l'agriculture rurale. Le premier est constitué par l'utilisation des sols servant à l'agriculture urbaine qui, le plus souvent, ne sont pas la propriété de l'exploitant mais lui sont loués ou prêtés et peuvent, par conséquent, lui être retirés à tout moment. Face à une telle

insécurité, l'exploitant n'est guère incité à investir. Souvent, pour pallier le manque d'espaces, on cultive sur les accotements de routes, des emprises et d'autres surfaces publiques non surveillées. Il s'ensuit un risque de vols des produits et de contamination par le plomb et autres polluants.

L'utilisation des terrains publics pose un autre problème. Le préjugé urbain, souvent encore répandu dans les pays en développement, pousse à vouloir une ville moderne et débarrassée des pratiques traditionnelles qui rappellent la campagne. Ainsi, les agriculteurs urbains sont souvent confrontés à des obstacles d'ordre politique ou réglementaire, pouvant prendre la forme d'actions judiciaires et de confiscation de leurs produits. Par ailleurs, l'agriculteur urbain manquant de moyens a souvent du mal à se procurer les autres intrants, et doit remplacer par un travail intense les matières premières ou l'équipement auxquels il n'a pratiquement pas accès.

L'agriculture urbaine est souvent perçue comme un gaspillage, en même temps qu'une activité peu esthétique ou contraire à la santé. L'exemple le plus évident en est constitué par les éleveurs de bétail, pour qui les problèmes de gêne et de tracas s'intensifient à mesure qu'ils se rapprochent de la ville.

En conséquence, le principal obstacle à l'agriculture urbaine, après celui des droits d'utilisation des terres, est constitué par l'autorisation d'exercer de la part des autorités et la fourniture d'une infrastructure essentielle. Elle n'est pas une panacée capable de résoudre les problèmes les plus graves de sécurité alimentaire dans les villes. Elle constitue, tout au plus, une technique de survie pour les populations pauvres des villes qui peuvent y recourir en période de difficultés économiques, ou pour améliorer leur approvisionnement en nourriture. Cependant, il ne s'agit que d'un complément partiel qui ne saurait remplacer les subventions alimentaires ou les activités rémunératrices (FAO/ONU, 1996).

I.1.2. Maraîchage urbain et périurbain en Afrique de l'Ouest et du Centre

Ils n'existaient que très peu de grandes villes avant l'époque coloniale en Afrique occidentale ; aussi leur développement a été fortement influencé par l'ère coloniale (Fleury et Moustier, 1999). La production urbaine de légumes exotiques telles que la laitue, la carotte et le chou a été introduite dans cette période (Friedberg, 2003 ; Kessler et *al.*, 2004). Au début des années soixante, les jeunes économies des pays sub-sahariens africains indépendants sont

essentiellement rurales, basés sur les systèmes de production agricole et d'élevage. Ces activités furent donc considérées comme illégales dans beaucoup de villes à travers l'Afrique (Cissé et *al.*, 2004 ; Conway, 2006). Mais devant la croissance de la population urbaine, il a fallu nourrir les citadins. Les moyens de transport et l'état des routes ne permettent pas toujours un acheminement aisé et rapide des produits issus du milieu rural. D'où le retour parfois rapide et brutal de l'agriculture urbaine qui connaît un essor sans précédent. Sa fonction première semble être la sécurité alimentaire dans les villes.

En Afrique de l'Ouest et du Centre, chaque ville a évolué dans un contexte particulier en termes de taux d'accroissement urbain, d'environnement et d'habitudes alimentaires, influençant ainsi l'intensité des productions et les types de légumes cultivés dans et autour de la ville.

I.1.2.1. Systèmes de production

Les systèmes agricoles urbains et périurbains peuvent être classés selon différents critères, comme l'emplacement, le type de cultures, l'échelle de la production, la destination du produit, l'accès au foncier. Pour schématiser, nous pouvons distinguer trois catégories majeurs, tout en considérant les limites d'une telle classification, vu la transversalité d'un bon nombre de systèmes : des systèmes orientés vers le marché, des systèmes d'agriculture de subsistance et des systèmes d'élevage (Sposito, 2010).

L'agriculture orientée vers le marché est généralement intensive et se caractérise par une forte utilisation d'intrants. Elle exploite des terrains de grandes dimensions allant de quelques centaines de mètres carrés à plusieurs hectares. Il s'agit souvent d'entreprises situées à la périphérie des villes qui occupent de grandes surfaces et utilisent une main-d'œuvre plus ou moins abondante. Habituellement la production est vendue sur les marchés de la ville, bien que dans certains cas elle puisse être exportée (par exemple, les haricots du Burkina Faso, les tomates cerise et les melons de Dakar, les poivrons d'Accra).

En Afrique de l'Ouest, l'agriculture est pratiquée par 20 millions de citadins environ. Il s'agit pour la plupart d'une agriculture de subsistance (Drechsel et *al.*, 2006). Ils représentent 20 à 50 pour cent des ménages urbains, cultivent principalement des légumes et/ou élèvent quelques animaux sur des parcelles qui souvent ne dépassent pas les 20 à 100 m² (Moustier, 2000).

L'accroissement démographique élevé, l'exode rural et la forte urbanisation, l'évolution des modèles de consommation alimentaire en ville ont provoqué une rapide évolution de la demande alimentaire, en quantité comme en qualité, notamment dans le domaine des produits d'élevage. Les espèces à cycle court semblent permettre de répondre plus rapidement et plus efficacement à cette demande croissante, raison pour laquelle, parmi les différents systèmes d'élevage présents dans la région d'Afrique de l'Ouest et du Centre, l'aviculture surtout connaît un important essor en milieu urbain et périurbain. Ainsi, les villes d'Abidjan et de Dakar couvrent environ 60 % de la demande nationale avicole. L'élevage de grands ruminants, pour d'évidents problèmes d'espace et d'origine sanitaire, intéresse beaucoup plus les périphéries que les centres des villes. Dans les villes de Niamey et Ouagadougou se trouvent d'importantes ceintures laitières. L'élevage de races locales améliorées ou des races exotiques, de type extensif ou semi intensif, leur permet d'offrir suffisamment de produits laitiers et de viande (Sposito, 2010).

I.1.2.2. Types de légumes cultivés

La diversité d'écosystèmes présents dans la région offre un éventail important de légumes, sauvages et cultivés, indigènes ou exotiques. On dénombre pas moins de 275 espèces légumières en Afrique tropicale. Parmi elles, plus de 207 sont consommées par les populations urbaines pour leurs feuilles, et plus de 31 sont utilisées à d'autres fins, comme les plantes à racines ou tubercules (Kahane et *al.*, 2005 ; Nguengang, 2008). Dans les villes des zones humides, il est plus facile de rencontrer des cultures de manioc (*Manihot esculenta*), de taro (*Colocasia esculenta* et *Xanthasoma* spp.), d'igname (*Discorea* spp.), de patate douce (*Ipomoea batatas*) et de plantains (*Musa paradisiaca*). Une grande variété de légumes-feuilles de différentes familles est aussi cultivée, dont la plupart appartient aux genres *Amaranthus*, *Agathosma*, *Bidens*, *Cleome*, *Chenopodium*, *Corchorus*, *Crotalaria*, *Cucurbita*, *Ipotomea*, *Solanum*, *Vernonia* et *Vigna* (Coetzee et *al.*, 1999 ; Shackleton, 2003 ; Shackleton et *al.*, 2009). Dans ces zones il existe aussi une forte culture d'utilisations des grains de cucurbitacées pour les sauces. Les espèces cultivées sont : *Cucumeropsis mannii* (une sorte de melon), *Citrullus lanatus* subsp. *Mucospermus* (une sorte de pastèque) et *Lagenaria siceraria* (calebasse ou gourde). Dans les zones sèches, on rencontre surtout des végétations de savanes, ce qui a conduit les habitants à utiliser certains arbres et arbustes comme légumes. Les espèces les plus utilisées sont : *Vitex doniana* (prune noire, grand koro), *Bombax*

costatum (Kapokier rouge ou faux kapokier), *Rodognaphalon brevicuspe* (Kondroti en Côte d'Ivoire), *Grewia mollis*, *Senna*, *Moringa oleifera*, *Adansonia digitata* (baobab), *Ficus* spp. (figuier) et *Balanites aegyptiacea* (dattier du désert) (Maundu et *al.*, 2009). Parmi les espèces herbacées utilisées rappelons l'usage à des fins médicinales de : *Vigna unguiculata* (niébé), *Hibiscus sabdariffa* (Oseille de Guinée, Roselle), *Solanum aethiopicum* (aubergine amère), *Corchorus olitorius* (corète potagère) et *Basella alba* (les feuilles des épinards Malabar).

Les légumes sont cultivés surtout au niveau du ménage, en particulier par des femmes. Il existe une grande différence de culture entre une ville et une autre, liée à l'emplacement des villes, mais aussi aux préférences des consommateurs. Les légumes exotiques (d'origine européenne et relativement récents dans la région) se sont probablement développés à partir des villes côtières qui ont alors développé un commerce de ces produits. Les villes côtières ont aussi attiré plus d'immigrants qui à leur tour peuvent avoir introduit de nouvelles cultures maraîchères (Moustier, 2000). Les cultures sont variées et la spécialisation est faite en fonction du type de sol cultivé, des besoins en eau des plantes adoptées, de la sécurité foncière, des possibilités de vente, etc. Les légumes exotiques les plus cultivés sont la laitue (*Lactuca sativa*), la tomate (*Lycopersicon esculentum*), la carotte (*Daucus carota* var.), le haricot vert (*Phaseolus vulgaris*), l'oignon (*Allium* spp.) le chou (*Brassica oleracea*) et la betterave (*Beta vulgaris*). La culture de céréales est moins fréquente ; les céréales cultivées en milieu urbain et périurbain sont le maïs (*Zea mays*), le sorgho (*Sorghum bicolor*), le millet (*Panicum miliaceum*), le fonio (*Digitaria* spp.) et le riz (*Oryza Sativa*).

I.1.2.3. Eau et irrigation

Le maintien d'une production tout au long de l'année dépend de l'accès à une source d'eau, par conséquent, des possibilités de puiser l'eau de la nappe phréatique ou de collecter les eaux superficielles, ainsi que des systèmes d'irrigation. Dans la région occidentale de l'Afrique, la plupart des nappes d'eau superficielles sont polluées. Ainsi, très souvent, avoir accès à l'eau signifie accéder à des eaux de qualité douteuse ou à des eaux usées plus ou moins traitées. L'utilisation des eaux usées a fait l'objet de nombre d'articles (Drechsel et *al.*, 2006 ; Fall et Fall, 2001 ; Ndiaye et *al.*, 2006 ; Niang et *al.*, 2002). La plupart des auteurs accordent des grands avantages à cette pratique (économiques, sociaux, environnementaux, agronomiques, etc.), tout en reconnaissant aussi ses limites, au regard de l'état actuel des choses (risques pour la santé, pollution, contamination des sols, etc.). Dans les villes de Libreville, Dakar, Accra,

Tamale, Yaoundé, Kano et Ouagadougou l'offre de légumes dépend largement de la disponibilité en eaux usées (Drechsel et *al.*, 2006). La situation change dans les villes où les agriculteurs peuvent puiser l'eau des nappes phréatiques, généralement moins polluées, ou peuvent se permettre d'avoir recours à l'eau courante (Edou Edou, 2006). Toutefois, dans les villes de Bamako, Lomé et Yaoundé, la plupart des producteurs utilise l'eau des puits, qui de toute façon semblerait être souvent contaminée par les pesticides, les déchets urbains et d'autres contaminants industriels (Levasseur et *al.*, 2007).

En fonction du risque d'inondation ou de stress hydrique, les cultures sont plantées sur une série de plates-bandes surélevées, sur des planches entre des crêtes, ou le long de sillons.

L'irrigation se fait habituellement le matin très tôt ou tard dans l'après-midi, quand les températures sont plus adaptées aux nécessités des hommes et des cultures. Il s'agit le plus souvent de puisage manuel de l'eau (à l'aide de conteneurs en métal) et d'aspersion sur les champs à l'aide d'arrosoirs. Bien que l'arrosoir puisse sembler « archaïque » et fatigant à l'usage, il présente de nombreux avantages : une application d'eau plus précise sur les légumes fragiles, de faibles coûts d'investissement, de faibles risques de vol, un entretien facile et la possibilité de retirer l'ensemble des équipements en quelques secondes lorsque le risque d'expulsion de la parcelle se présente. Pour simplifier l'adduction d'eau à l'exploitation, les agriculteurs de Lomé au Togo utilisent des réservoirs d'eau reliés par des tuyaux. Ces réservoirs sont remplis à partir de puits à l'aide de petits moteurs ou de pompes à pédales, tandis que l'arrosage se fait manuellement. À Ouagadougou l'utilisation de réservoirs mobiles, à l'origine introduits pour l'approvisionnement en eau potable à petite échelle, est assez fréquente. De petites pompes pour l'aspersion sont de plus en plus utilisées. Ces systèmes, qui ont été observés à Lomé au Togo, à Kumasi au Ghana, à Niamey au Niger et à Bamako au Mali, semblent être très efficaces du point de vue énergétique, ils permettent d'économiser du travail, s'adaptent bien aux limitations posées par les puits creusés manuellement, et peuvent réduire les coûts d'irrigation au mètre cube de 40 pour cent ou plus (Drechsel et *al.*, 2006). Des pompes à eau stationnaires peuvent être trouvées dans les exploitations commerciales plus grandes et dans les plantations de fruits communes dans les zones périurbaines où le régime foncier est plus sûr. Cependant, l'arrosage, par rapport à l'irrigation gouttes à gouttes, a l'inconvénient d'entraîner une évaporation importante avec danger de salinisation des sols à moyen terme (Gueye-Girardet, 2010).

I.1.2.4. Les contraintes communes

Le développement de l'agriculture urbaine est confronté à nombre de problèmes et de contraintes, qui peuvent être regroupés en six thèmes majeurs (Sposito, 2010) :

- disponibilité réduite des terres et difficile accès au foncier ;
- disponibilité réduite en eau, en termes qualitatifs et quantitatifs, et pollution des nappes ;
- difficultés d'approvisionnement en intrants, mauvaise manipulation des intrants et accès difficile au crédit ;
- faible qualité des légumes produits ;
- manque de circuits commerciaux performants, manque d'information sur les prix de marché et de moyens de conservation des produits ;
- manque de support institutionnel, qui inclut une extension réduite des services et l'exclusion de la production agricole urbaine des politiques urbaines.

Ces contraintes sont souvent étroitement corrélées. Par exemple, la faible qualité des eaux d'irrigation et l'utilisation de pesticides à fortes doses se traduit par une qualité médiocre des légumes (mais pas forcément avec des difficultés d'écoulement de ces produits). L'insécurité foncière, et la peur constante d'être chassé de la parcelle qui en dérive, pousse les agriculteurs à une utilisation inconsidérée d'engrais et pesticides dans le but d'accélérer les cycles de production et de réduire les risques de faillite. Cela ne peut que nuire à la qualité des eaux. La non-reconnaissance institutionnelle de l'activité et le manque de coordination entre acteurs rend difficile la création d'un réseau formel pour l'approvisionnement en intrants spécifiques (les rendant par conséquent plus coûteux) et présente des difficultés dans la résolution des conflits liés au foncier. Les difficultés d'accès au crédit, largement liés à l'insécurité foncière, rendent difficile l'adoption de bonnes pratiques agricoles (systèmes d'irrigation efficaces, semences améliorées, etc.). Là où les acteurs ont su se coordonner, les résultats n'ont pas tardé à se manifester (Sposito, 2010 ; FAO/INERA, 2004). C'est, par exemple, le cas de la ville de Cotonou au Bénin, où les autorités commencent à travailler ensemble pour offrir aux agriculteurs un espace sécurisé et doté de sources en eau propre. Au Ghana, le nouveau projet de politique nationale en matière d'irrigation reconnaît le secteur de l'irrigation informelle, en plus de l'agriculture irriguée en milieu urbain et périurbain, et invite à une gestion réfléchie du défi posé par l'utilisation des eaux usées (Obuobie et *al.* 2006).

Les systèmes de production agricole en Afrique de l'Ouest et du Centre participent, depuis quelques décennies, aux nombreuses transformations des villes sous la contrainte de changements socioéconomiques (croissance de la population, exode rural, etc...) ou environnementaux (modifications des climats). Ces changements ont un impact sur les propriétés des sols, plus particulièrement sur le pH, la teneur et l'évolution de la matière organique et le comportement des éléments métalliques.

I.2. Propriétés et vulnérabilités des sols ferrallitiques en zones intertropicales

I.2.1. Introduction

A l'échelle du globe, dans la région intertropicale, la couverture pédologique est essentiellement constituée de sols ferrallitiques (Duchaufour, 1991 ; Schwartz, 1991). Occupant 30 à 38 % des terres émergées du globe, ces sols représentent la majeure partie des terres cultivables dans le monde (Pedro, 1985 ; Sanchez et Smyth, 1987) soit environ 1 700 millions d'hectares dans 72 pays d'Afrique, d'Amérique et d'Asie. Ces sols couvrent une partie très importante de l'Afrique centrale (FAO/UNESCO, 1976 ; Pedro, 1985 ; Segalen, 1994) (Figure I.1).



Figure I.1 : Sols ferrallitiques (en couleur) en Afrique (USDA, 1999)

Les sols ferrallitiques sont caractérisés par un certain nombre de propriétés majeures : une teneur en limons faible ; une structure assez diversifiée en éléments nettement individualisés, généralement assez fins, polyédriques ou grumeleux, qui peut être parfois grenue fine ou très fine, voire particulière ; la grande épaisseur des solums ; la minéralisation rapide des matières organiques ; l'altération très poussée des minéraux, y compris du quartz ; l'élimination de la

majeure partie des cations alcalins et alcalino-terreux ; la forte teneur en sesquioxydes de fer, assez souvent accompagnés de sesquioxydes d'aluminium ; une capacité d'échange cationique variable, mais généralement basse ou très basse, et dans certains cas l'existence d'une capacité d'échange anionique ; un taux de saturation souvent faible ou moyen (exceptionnellement élevé) ; un pH acide ou très acide ; la présence presque exclusive de la kaolinite comme minéral argileux dans la majorité des sols (Baize *et al.*, 2009). La couleur du sol varie de jaune à rouge en raison de la présence respectivement de la goethite et de l'hématite (Herbillon et Nahon, 1988). L'intensité de ces couleurs dépend de la teneur relative de ces minéraux et peut être atténuée par la présence de la gibbsite.

Pour la suite du document, le terme "oxydes" sera utilisé pour désigner à la fois les oxydes *sensus stricto*, les oxy-hydroxydes et les hydroxydes.

I.2.2. Les constituants minéraux

La plus grande partie de la zone ferrallitique est située sur le socle métamorphique précambrien africain constitué de gneiss, quartzites, cipolins, avec des granites, gabbros et de quelques roches volcaniques (basalte) beaucoup plus récentes. La partie superficielle de ce socle (environ 20 m d'épaisseur) est formé d'éléments grossiers composés de graviers, pierres, cailloux et blocs, de très peu de limon (< 5%) et d'argile texturale présente parfois en quantité élevée (régolithe, altérite). La texture des sols ferrallitiques est généralement de type sableuse, sablo-argileuse, argilo-sableuse ou argileuse (Boyer, 1982).

La fraction sableuse est principalement du quartz avec parfois la présence en petites quantités d'oxydes de titane (anatase et rutile) (Buol et Eswaran, 1999). Les particules fines colloïdales possèdent une grande surface spécifique et une forte réactivité qui favorise les interactions entre les phases solides et la solution. La dégradation ultime de ces particules colloïdales conduit aux oxydes et hydroxydes de fer, d'aluminium et de silicium qui peuvent être cristallisés ou amorphes et qui sont aussi dotés d'une surface spécifique élevée, d'une grande réactivité due à leur très petite taille et à leurs propriétés de dispersion ou de floculation, (Bolan *et al.*, 1999).

Les principaux minéraux des sols ferrallitiques sont (Buol et Eswaran, 1999) :

I.2.2.1. Les minéraux argileux

Les argiles sont des aluminosilicates appartenant à la famille des phyllosilicates hydratés (Calvet, 2003 ; Sposito, 1989). Leur structure cristalline conditionne leurs propriétés chimiques. Elles sont constituées d'une superposition de feuillets de 7 à 14 Å d'épaisseur. Ces feuillets sont composés de couches de tétraèdres SiO_4 (couches T) et de couches d'octaèdres AlO_6 (couches O) en alternance. Ils sont séparés par des espaces interfoliaires dans lesquels se placent divers cations. Quatre ions principaux forment la trame structurale des feuillets (Si^{4+} , Al^{3+} , O^{2-} et OH^-). Les différentes argiles (kaolinites, illites, smectites, ...) se distinguent par la structure et la composition chimique des feuillets et par les espaces interfoliaires qui varient. Les éléments intercalés peuvent être l'eau ou les cations tels que K^+ , Na^+ , Ca^{2+} .

Le minéral argileux le plus abondant dans les sols ferrallitiques est la kaolinite. La structure du feuillet de la kaolinite (Calvet, 2003) est composée d'une couche tétraédrique et d'une couche octaédrique ayant en commun des anions O^{2-} (T/O). La formule générale de cette argile est : $\text{Si}_4\text{Al}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$. La représentation schématisée (Morel, 1989) de la kaolinite est donnée en Figure I.2.

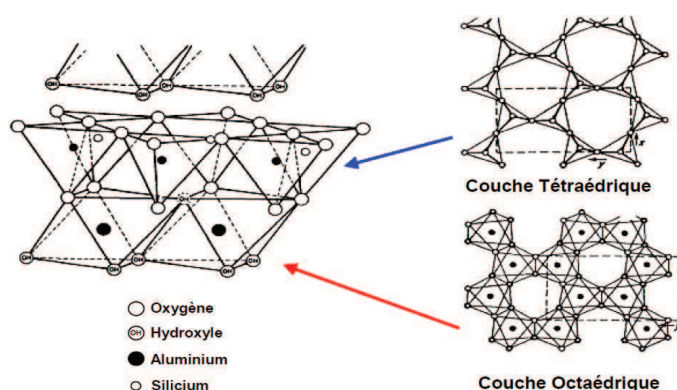


Figure I.2 : Représentation schématisée de la kaolinite (Morel, 1989)

La capacité d'échange cationique (CEC) de la kaolinite est très faible, de 3 à 15 cmol.kg^{-1} d'argile ; sa surface spécifique n'est en moyenne que de 30 $\text{m}^2.\text{g}^{-1}$ (de 10 à 50 $\text{m}^2.\text{g}^{-1}$). Le rapport molaire $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ de ce minéral hyper-alumineux est de 2, ce que traduit sa formule équivalente : $2 \text{SiO}_2.\text{Al}_2\text{O}_3.2 \text{H}_2\text{O}$.

La kaolinite est un minéral argileux particulièrement abondant, sinon exclusif, dans les sols acides des régions tropicales humides (sols ferrallitiques) où elle apparaît massivement à

l'issue des processus d'altération intense qui caractérisent ces sols. Il s'agit donc d'une argile de néoformation (Calvet, 2003).

1.2.2.2. Les oxyhydroxydes

Les oxyhydroxydes (de fer, d'aluminium, de manganèse, de silice notamment) sont libérés au cours de l'altération sous forme soluble ou complexe. Ils peuvent s'associer aux autres éléments du complexe, notamment les argiles.

Les oxydes de fer résultent de l'altération des minéraux ferromagnésiens (biotites, amphiboles, pyroxènes). Les formes ioniques, solubles ou complexées sont minoritaires (Fe^{3+} , Fe^{2+} , $\text{Fe}(\text{OH})_3^0$, $\text{Fe}(\text{CO})_3^0$) ; les formes cristallines qui se développent lorsque la matière organique est peu abondante, sont principalement : la goethite, de couleur ocre, et l'hématite de couleur rouge ou violacée.

Les oxydes d'aluminium se présentent dans le sol soit sous des formes ioniques, simples et hydroxylées, soit sous des forme insolubles, telles que des formes amorphes, ou cristalline, la gibbsite (Drouet, 2010 ; Rabeharisoa, 2004).

Les minéraux argileux et les oxydes sont les constituants caractéristiques de ce que les pédologues appellent « le complexe d'altération des sols ». Ce sont des constituants omniprésents dans les fractions fines du sol et notamment la fraction argileuse ; ils peuvent également être présents dans des fractions granulométriques plus grossières : limons et sables (Drouet, 2010).

I.2.3. Les composés organiques

La fraction organique du sol joue un rôle physico-chimique capital et est souvent déterminante au point de vue de sa fertilité. Elle est toutefois constituée d'un ensemble de substances de natures et de propriétés très variées. Leur seul point commun, outre leur caractère organique est qu'elles font partie de la chaîne des réactions chimiques ou biochimiques qui jalonnent la décomposition dans le sol des débris végétaux ou animaux préalablement incorporés (Chamayou et Legros, 1989).

Le contenu en matière organique des sols est influencé globalement par les facteurs climatiques, la végétation, la texture du sol, les conditions topographiques, influençant le microclimat et le drainage, les pratiques culturales.

La fraction organique du sol est excessivement complexe et il faut être conscient que certaines subdivisions sont parfois arbitraires. On distingue habituellement au sein de la matière organique du sol les catégories suivantes :

- *Débris végétaux peu transformés*, à structure encore organisée ; l'appellation "matière organique fraîche" est consacrée à cette fraction qui peut comprendre des feuilles, des tiges, des racines mortes, des résidus de récolte, des exsudats foliaires et racinaires, mais aussi des cellules microbiennes mortes.
- *Matière organique fortement transformée*, d'origine végétale, animale ou microbienne ; il s'agit de substances humifiées regroupées fréquemment sous le terme "humus" ou matière organique humifiée. C'est la composante principale du carbone du sol (60 à 70 % du C total du sol, sauf dans certains horizons holorganiques).
- *Produits de composition* intermédiaire entre les deux premières catégories, c'est-à-dire encore plus ou moins proches de la matière organique peu transformée.
- *Composés organiques hydrosolubles*, généralement de structure simple ou tout au moins de composition chimique déterminée : acides aminés, acides organiques, glucides, polyphénols, etc. Ensemble de substances carbonées parfois regroupées sous le vocable de "substances non humiques".
- *Biomasse du sol* : pédofaune (à l'exclusion de la macrofaune), mais surtout microorganismes (bactéries, champignons, actinomycètes, ...). Dans les terres arables, la biomasse microbienne peut représenter de 1 à 3 % du carbone total du sol.

Parmi toutes ces composantes de la fraction organique du sol, les substances humiques sont sans conteste les plus importantes et ce pour deux raisons majeures (Drouet, 2010) :

- les composés humiques présentent une forte réactivité vis-à-vis des minéraux argileux, des oxydes et des cations.
- leur structure biochimique, très complexe, leur assure généralement une stabilité plus grande que les composés carbonés originels dont ils dérivent ; leur vitesse de décomposition (ou de minéralisation) est donc souvent beaucoup plus faible que celle des substances carbonées non humifiées. En d'autres termes, les substances humiques

ont une "durée de vie" beaucoup plus longue dans le milieu édaphique que les composés carbonés dont ils sont issus.

En outre, les composés humiques sont des substances hydrophiles et présentent de ce fait une importante capacité de rétention pour l'eau, particulièrement appréciable en sol sableux.

Par la méthode des bilans, Laudelout (1962) a établi que dans les sols tropicaux, la minéralisation est rapide, mais l'humification est aussi beaucoup plus rapide que dans les sols tempérés, et la production végétale beaucoup plus intense (10 à 15 tonnes de matière sèche par ha et par an, au lieu de 2 à 3 tonnes). Donc, malgré une minéralisation rapide, le bilan humique peut être positif sous végétation naturelle. Il ne devient négatif qu'après défrichage ou sous certaines cultures.

I.2.4. Processus pédogénétiques et leurs relations avec la fertilité et la vulnérabilité

Sous l'influence de pluies chaudes et abondantes, la plupart des matériaux originels des sols ferrallitiques subissent des modifications aboutissant à leur décomposition complète. Ils sont transformés en matériaux secondaires très altérés et riches en oxydes de fer et d'aluminium hydratés. Le sol se vide de ses bases et de ses silicates primaires mais peut contenir de grandes quantités de quartz, de minéraux argileux 1:1, en particulier la kaolinite, des oxydes de fer et d'aluminium. Il y a développement d'une morphologie particulière, c'est-à-dire organisation d'un profil dont les horizons ont des caractéristiques particulières. C'est le phénomène de ferrallitisation (Faure, 1986).

Le processus de ferrallitisation se traduit donc par une altération complète des minéraux constitutifs des roches, et la genèse de minéraux entièrement nouveaux. Parmi les constituants alumineux, la présence de la kaolinite est très banale mais non caractéristique, puisqu'elle existe dans toutes sortes de sols. La gibbsite par contre, paraît être un constituant plus sûr puisqu'elle résulte de l'altération des minéraux primaires et secondaires. On peut donc dire que la présence de ce minéral dans un horizon B de sol est un signe sûr de ferrallitisation (Ségalen, 1966).

Les processus de ferrallitisation, à l'origine de la formation et de l'évolution des sols ferrallitiques expliquent leur acidité. Théoriquement, l'acidité du sol est quantifiée par la concentration en hydrogène (H^+) et aluminium (Al^{3+}) du sol. Pour la production végétale, cependant, l'acidité du sol est un complexe de plusieurs facteurs impliquant les carences et les

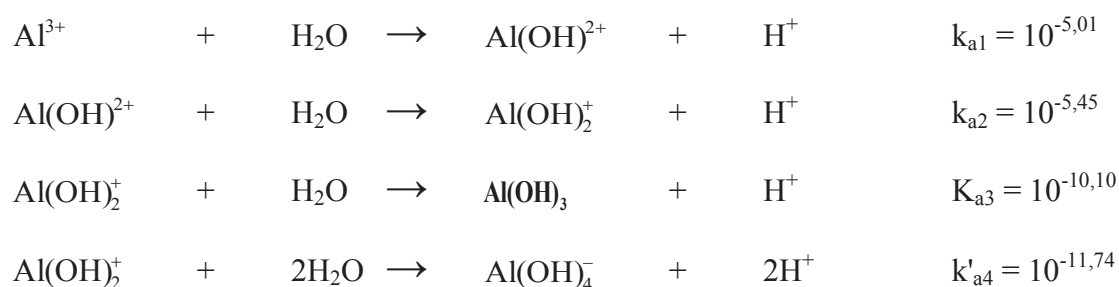
toxicités en éléments, nutritifs ou non, une faible activité de micro-organismes et une faible croissance des racines des plantes qui limite l'absorption des nutriments et de l'eau. En outre, les sols acides ont une faible capacité de rétention d'eau et sont soumis à l'érosion et au compactage (Fageria et Baligar, 2008). La situation est encore compliquée par les différentes interactions entre tous ces facteurs (Foy, 1992). L'acidité d'un sol est l'un des facteurs les plus limitants pour la fertilité et le rendement pour la production agricole de ce sol. En effet, la ferrallitisation débute par une hydrolyse neutre avec acidification progressive (Djondo, 1995). A cette acidification résultant des processus pédogénétiques sous climat tropical humide peut s'ajouter celle provoquée par la mise en culture et la dégradation progressive des sols (Dabin, 1985 ; Ulrich et Sumner, 1991). La mise en culture accélère la perte des cations alcalins (K^+ , Na^+) et alcalino-terreux (Ca^{2+} , Mg^{2+}) et leur remplacement par des cations plus acides (H^+ , Al^{3+} , Mn^{2+}). La lixiviation, les exportations de cations alcalins et alcalino-terreux par les cultures (mal compensées par des restitutions insuffisantes) et la production d'acides sulfurique et nitrique, sont les processus qui sont responsables de l'acidité du sol (Dabin, 1985 ; Van Breemen, 1991). Il convient donc de mesurer leurs incidences agronomiques.

Les conséquences agronomiques de l'acidité du sol s'expriment surtout de façon indirecte, sauf lorsque le pH atteint des valeurs extrêmes ($pH < 4$). La prédominance, dans la fraction argileuse, des argiles 1:1 (de type kaolinite) associées à des oxydes métalliques confère à ces sols une charge variable en fonction du pH et de la concentration en électrolyte de la solution du sol (Djondo, 1995).

La capacité d'échange est faible, d'où une rétention moindre des cations d'intérêt agronomique et la charge peut même prendre une valeur positive lorsque le milieu devient plus acide. Les surfaces des oxydes et les bordures des argiles, en particulier la kaolinite, acquièrent cette charge positive par l'absorption de protons en excès pour neutraliser les charges dues aux ions oxygène et hydroxyles. Cette réactivité des surfaces confère au sol une capacité de fixation des anions, en particulier du phosphore (Juo et Fox, 1977) et exacerbe la lixiviation des cations.

Les sols deviennent acides en raison de leur pauvreté en ions alcalins et alcalino-terreux, dont la conséquence est une réserve alcaline positive très faible ou négative. L'acidité du sol détermine la solubilité et la spéciation des ions métalliques, en particulier de l'aluminium.

L'acidité influence donc les caractères physico-chimiques et la composition de la solution du sol et par conséquent, la nutrition minérale des plantes. Dans ces sols acides, les espèces d'ions aluminium présentes varient avec le pH. L'augmentation de l'acidité du sol provoque la solubilisation de Al qui est la principale source de toxicité pour les plantes à un pH inférieur à 5,5 (Curtin et Syers, 2001 ; Fageria et Baligar, 2008). L'aluminium joue un rôle important, en raison de son caractère amphotère. A pH inférieur ou égal à 4, les ions hydronium (H_3O^+) de la solution du sol provoquent la dissolution de Al^{3+} des angles des structures minérales et il se forme des ions aluminohexahydronium désignés par $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ ou notés simplement Al^{3+} . A des pH plus élevés, entre 4,5 et 6,5, Al est présent sous la forme d'ions hydroxyle d'aluminium (Carson et Dixon, 1979 ; McLean, 1976). Lorsque le pH augmente, ces ions se dissocient en libérant des H^+ selon la séquence suivante, passant par la gibbsite $\text{Al}(\text{OH})_3$ (Lindsay, 1979) :



L'aluminium existe donc dans la solution du sol, sous forme ionique $\text{Al}(\text{OH})_n^{(3-n)+}$. Il peut occuper une partie des sites du complexe adsorbant libérés par le départ des cations échangeables, être adsorbé et polymérisé sur les surfaces des minéraux argileux ou complexé par la matière organique (Djondo, 1995 ; Hargrove et Thomas, 1981).

Dans les sols acides, certains éléments solubles deviennent toxiques pour les plantes cultivées. Les répercussions néfastes de l'acidité des sols sur la physiologie des plantes et les baisses de rendement sont généralement attribuées à la présence d'aluminium soluble (Boyer, 1976 ; Kamprath, 1970 ; Van Lierop, 1990) et/ou, dans certains sols, à celle de manganèse soluble (Dabin, 1985 ; Martin, 1970). La toxicité de l'aluminium est le plus souvent indirecte car l'aluminium perturbe l'alimentation hydrique des plantes, inhibe l'absorption du phosphore, du calcium et au contraire, exalte celle du manganèse (Boyer, 1976). En culture hydroponique, il a été prouvé que la toxicité de l'aluminium se traduisait le plus souvent par un raccourcissement des racines. Le problème du manganèse est moins général, mais dans les sols où il est assez abondant, cet élément peut être plus rapidement toxique que l'aluminium

lorsque le sol s'acidifie, d'autant plus qu'il est très sensible aux phénomènes d'oxydo-réduction. Les symptômes les mieux connus de la toxicité manganique sur les plantes sont la présence de jeunes feuilles tordues et de taches chlorotiques sur les feuilles plus vieilles (Eba *et al.*, 2007 ; Marschner, 1986).

Le pH agit aussi sur la répartition et l'activité des micro-organismes et, partant, sur la minéralisation des matières organiques d'une part, et d'autre part, sur l'hydrolyse des composés minéraux, assurant la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes (Dommergues et Mangenot, 1970 ; Robson et Abbot, 1989). Le pH régit ainsi à la fois la gamme de plantes pouvant être cultivées et leur productivité (Wright *et al.*, 1991). D'une manière générale, le pH du sol influence la solubilité des éléments nutritifs et, partant, leur disponibilité pour les plantes, comme l'illustre la Figure I.3. Il en ressort que, les valeurs optimales de pH pour la solubilité de la plupart des éléments sont comprises entre 5,5 et 6,5 (Boyer, 1982; Callot *et al.*, 1982; Chamayou et Legros, 1989).

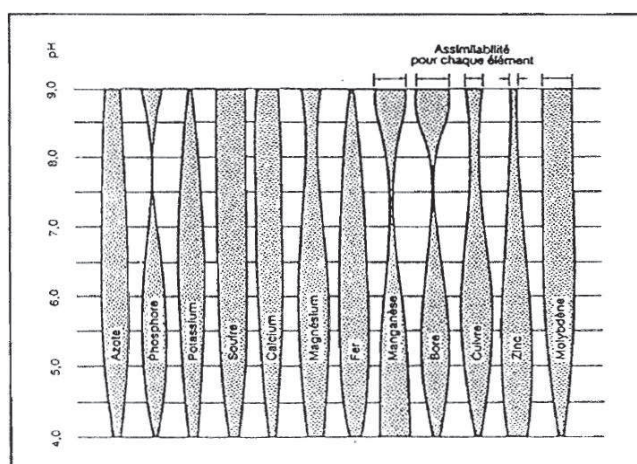
Un pH inférieur à 5,5 est considéré comme préjudiciable aux cultures et tous les auteurs s'accordent sur le fait qu'en deçà de cette valeur de pH, une correction de l'acidité est nécessaire. Il est cependant difficile, pour une situation donnée, de déterminer si le problème de croissance des plantes provient d'une ou plusieurs toxicités ou d'une ou plusieurs carences.

I.3. Interactions entre éléments métalliques et constituants des sols ferrallitiques

Au cours de l'altération, une fraction, voire la totalité des composants primaires passe dans la solution du sol avec, pour contrepartie, la formation de nouveaux constituants minéraux et organiques et la création de nouvelles surfaces avec des vacances de sites. L'apparition ou la disparition de charges électriques confèrent aux sols des propriétés physico-chimiques et thermodynamiques spécifiques. Les réactions entre composants de la phase liquide et à l'interface liquide-solide ne se déroulent pas avec les mêmes vitesses. La plupart des solides présente sur leurs surfaces des groupements fonctionnels comme $-OH$, $-COOH$ dont la charge varie en particulier avec le pH et participe à la régulation des espèces en solution. La présence des charges est à l'origine de nombreuses propriétés des sols comme par exemple la capacité d'échange cationique et anionique, l'acidité d'échange, les charges permanentes et variables, les points de charge nulle, la mise en suspension de colloïdes (forces

interparticulaires de Van der Waals, dispersion, floculation, mouvement brownien) ainsi que les interrelations avec l'acidité et le potentiel redox (Rabeharisoa, 2004).

Les constituants des sols ferrallitiques déterminent donc la réactivité de la phase solide du sol qui contrôle le transfert des solutés à l'interface solide-solution. Plusieurs types de mécanismes physico-chimiques et biologiques déterminent ce changement de phase comme par exemple les réactions de précipitation, de dissolution, d'adsorption et désorption, d'oxydo-réduction, la complexation de surface, l'échange d'ions, la diffusion dans la phase solide, la minéralisation de composés organiques sous l'action des microorganismes (Rabeharisoa, 2004)... Cette section présente quelques notions sur ces mécanismes.



La largeur de la bande indique la disponibilité potentielle et non la quantité actuelle de l'élément.

Figure I.3 : Influence du pH sur la disponibilité des éléments nutritifs (Chamayou et Legros, 1989)

I.3.1. Interaction à l'interface solide-liquide

I.3.1.1. Réactions de sorption et la désorption des métaux

Le terme générique de sorption peut désigner différentes réactions (dont l'adsorption, l'absorption...) lorsque seule l'existence d'une réaction entre un élément (ou une molécule) et une surface est connue, sans plus de détails (Atteia, 2005). La sorption peut être considérée comme un processus majeur contrôlant le partage des métaux entre les phases aqueuse et solide dans les sols. Elle peut représenter à la fois l'échange d'ions, l'adsorption non spécifique et spécifique, la complexation de surface, et la (co)précipitation sur le transfert des ions de la phase aqueuse à la phase solide. Les réactions entre les ions métalliques d'adsorption et les particules du sol peuvent être représentées comme un réseau de processus de sorption

dépendant de deux paramètres, le temps et la surface (Sposito, 2004). Les complexes de surface (c'est-à-dire les complexes d'adsorption) sont les produits attendus de ces réactions dans des échelles de temps suffisamment courts et sur une surface suffisamment faible. Ils sont plus rapidement adsorbés que les structures polymères en solution aqueuse et issus par exemples de la matière organique du sol.

Les substances humiques contiennent un grand nombre de sites de complexation par molécule et peuvent, par conséquent, se comporter comme des agents complexants naturels multi-dentés (Buffle, 1988). Les principales caractéristiques moléculaires qui gouvernent la capacité de complexation des substances humiques sont la polyfonctionnalité, le caractère polyélectrolyte, l'hydrophobie et la capacité à former des associations intermoléculaires et à changer de conformation moléculaire. Les principaux groupements fonctionnels dans les substances humiques qui peuvent se lier aux ions métalliques sont des groupements O-, notamment carboxyliques, phénoliques, alcooliques (Senesi et Loffredo, 2005 ; Stevenson et Fitch, 1986). Les groupements amino-, S- et P- sont également impliqués dans la fixation des métaux. Deux principaux types de complexes peuvent se former entre des ions métalliques et les substances humiques : (1) les complexes à sphère interne qui conduisent à la formation de liaisons covalentes entre le(s) atome(s) du ligand et l'ion métallique, tous deux complètement ou partiellement déshydratés, et (2) les complexes à sphère externe, qui se traduisent par l'attraction électrostatique entre le(s) ligand(s) et l'ion métallique qui reste complètement hydraté. L'environnement électronique et stérique du ligand du site, tels que son réseau chimique, la géométrie et la conformation, et les caractéristiques physico-chimiques du milieu environnant tels le pH, la force ionique et la concentration du métal peuvent exercer une influence marquée sur l'interaction globale du processus (Buffle, 1988). La figure I-4, est une représentation schématique de la formation de ces deux types de complexes dans le cas d'anions du sélénium sur une surface de goethite avec NaCl en sel de fond.

I.3.1.2. Précipitation et dissolution

La dissolution et la précipitation des phases solides minérales cristallisées jouent un rôle déterminant dans la composition de la phase liquide particulièrement pour la régulation de la concentration des solutés majeurs comme Al, Fe et les silicates dans le cas des sols ferrallitiques. Ces réactions sont généralement plus lentes que les réactions entre les espèces

dissoutes, mais il est assez difficile de généraliser sur les rapports de vitesses de précipitation et de dissolution (Stumm et Morgan, 1996).

La solubilité des minéraux présents dans le sol détermine les concentrations possibles en éléments dissous dans la phase liquide. Par exemple, dans le cas des sols ferrallitiques, la gibbsite et la kaolinite peuvent contrôler la mise en solution de l'aluminium. L'aluminium est un élément très peu soluble à pH modéré. Le diagramme de solubilité de l'aluminium en présence de gibbsite est présenté dans la figure I.5. La concentration de l'aluminium dans la solution augmente lorsque le pH diminue.

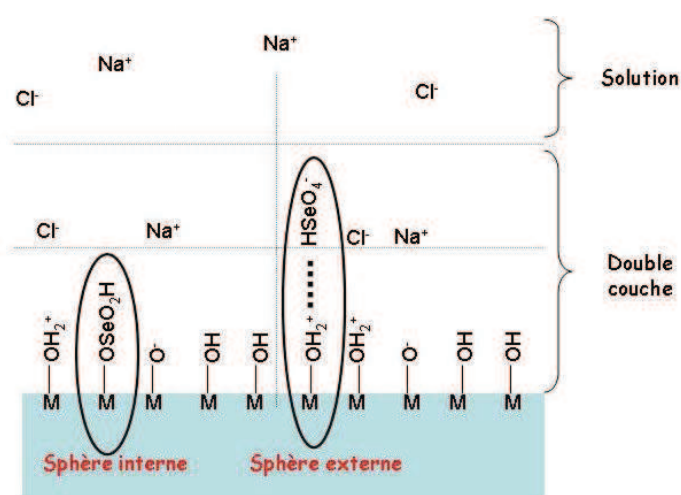


Figure I.4 : Différentiation complexe de sphère interne/complexe de sphère externe dans le cas d'anions du sélénium sur une surface de goethite avec NaCl en sel de fond (Cremel, 2007)

Lorsque la concentration des métaux est suffisamment élevée dans un sol, les précipitations peuvent se produire dans un environnement phosphaté. La précipitation des métaux avec les sulfures peut aussi avoir un rôle important dans la transformation des métaux dans des environnements réduits où la concentration des sulfures en solution est suffisamment élevée pour satisfaire les constantes des produits de solubilité des sulfures métalliques (Robert et Berthelin, 1986).

I.3.1.3. Réactions de complexation des métaux en phase liquide

Les réactions de complexation dans la solution du sol affectent la transformation et le transport des métaux dans les sols, en particulier dans la rhizosphère (Huang et Gobran, 2005). Elles jouent un rôle important dans le contrôle de la réactivité chimique, la biodisponibilité et la toxicité des métaux dans l'environnement du sol. Les groupements

fonctionnels complexants les plus importants de la matière organique du sol peuvent être classées en fonction de leur affinité pour les métaux (Buffle, 1988). Par exemple, pour Cd^{2+} , Pb^{2+} , Hg^{2+} , l'ordre d'affinité de l'atome donneur est $\text{S} > \text{N} > \text{O}$; l'ordre inverse est vrai pour des cations alcalino-terreux (Ca^{2+} et Mg^{2+}). Les cations tels que Fe^{3+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , ont des propriétés intermédiaires et présentent ainsi une affinité appréciable pour tous types de ligands.

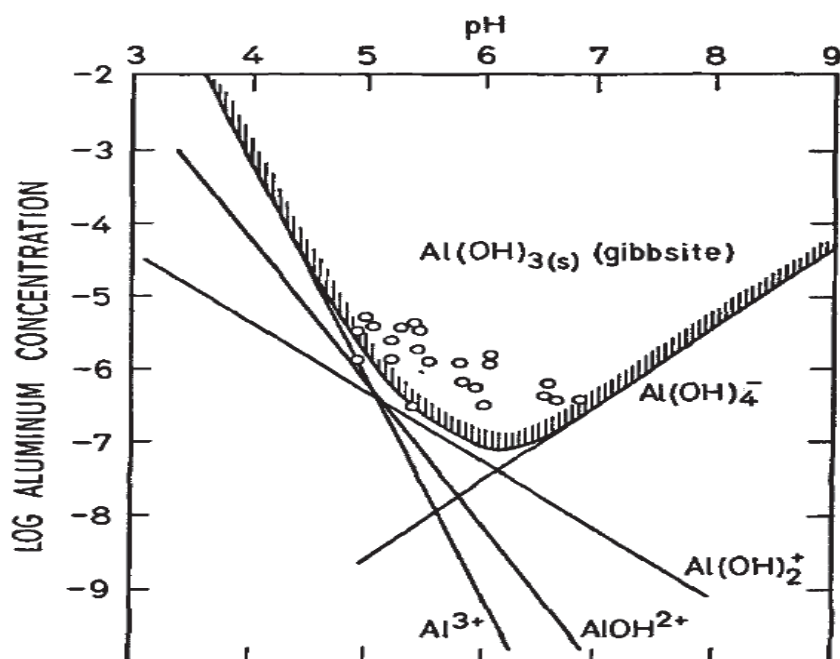


Figure I.5 : Diagramme de solubilité de l'aluminium en équilibre dans le système Gibbsite- H_2O (May *et al.*, 1979)

Les biomolécules sont présentes dans les sols, surtout dans la rhizosphère, en raison des exsudats racinaires et des métabolites microbiens (Lynch, 1990 ; Marschner, 1998). En outre, compte tenu des constantes de stabilité de leurs ligands avec des métaux, une fraction importante des ions métalliques solubles dans la solution du sol peut être complexée avec une série de biomolécules souvent présentes dans les métabolites microbiens et les exsudats racinaires. Les concentrations dans la rhizosphère de métaux tels que Cu, Mn, Zn et Co varient avec les saisons et sont liés à la présence de biomolécules complexants (Nielson, 1976).

La recherche sur la spéciation des métaux du sol a été encouragée par l'hypothèse d'ions métalliques libres en toxicologie de l'environnement (Lund, 1990). Cette hypothèse stipule que la toxicité ou la biodisponibilité d'un métal est liée à l'activité de l'ion libre hydraté. Cette vision a un temps gagné en popularité dans l'étude des relations sol-plante (Parker *et al.*,

1995) mais elle ne semble valable que dans certaines situations (Tessier et Turner, 1995). L'absorption par les plantes des métaux varie avec le type de chélateurs présents en solution et l'activité de l'ion métallique libre. En outre, étant donné un même ligand, la concentration totale du métal dans la solution affecte son absorption par les plantes. Les limites cinétiques de la dissociation du complexe ou de l'absorption du complexe entier pourraient expliquer ces observations (Laurie et *al.*, 1991). Les réactions possibles des métaux complexés à l'interface sol-racine et l'absorption potentielle par les plantes de complexes organo-métalliques sont représentées dans la figure I.6.

I.3.1.4. Réactions d'oxydoréduction des métaux

Le degré d'oxydation des métaux peut varier en fonction de l'état redox de l'environnement. Les réactions d'oxydoréduction sont donc importantes pour influencer sur la spéciation chimique d'un certain nombre de métaux, notamment Hg, As, Se, Cr, Pu, Co, Pb, Ni et Cu (Adriano, 2001 ; James et Bartlett, 2000 ; Sparks, 2003). Les réactions d'oxydoréduction exercent aussi une grande influence sur la transformation et la réactivité des oxydes de fer et de manganèse dans les sols qui ont une grande capacité d'adsorption de métaux (Huang et Germida, 2002). En outre, la réduction du sulfate en sulfure dans un environnement anaérobie affecte également la transformation, la solubilité et la biodisponibilité de ces polluants à travers la formation de sulfures métalliques fortement insolubles.

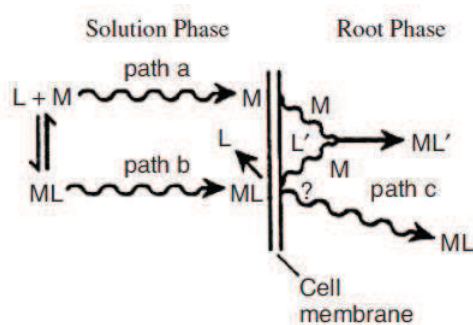


Figure I.6 : Modèle de l'absorption potentielle par les plantes d'ions métalliques (M) complexés par des ligands organiques (L) (Laurie et *al.*, 1991)

Masschelyn et Patrick (1994) ont montré que la production de biomolécules par exsudation racinaire et le métabolisme microbien dans la rhizosphère influence le potentiel redox. D'un point de vue thermodynamique, la complexation de ligands avec des métaux sur les phases solide et liquide a un effet impressionnant sur les potentiels redox (Stumm et Morgan, 1996).

Par exemple, le couple redox Fe(III)/Fe(II) peut se lier avec des ligands appropriés à tout potentiel d'oxydoréduction. A pH 7, le potentiel redox du couple diminue en présence de la plupart des ligands, en particulier les chélates avec des atomes donneurs d'oxygène tels que le citrate, l'EDTA et le salicylate, parce que ces ligands forment des complexes plus forts avec Fe(III) qu'avec Fe(II). La phénanthroline, qui stabilise Fe(II) plus que Fe(III), est une exception. Mais les complexes de Fe(II) sont des réducteurs habituellement plus forts que Fe^{2+} (Huang, 2008).

I.3.2. Le rôle de la matière organique sur la mobilité des éléments métalliques

Les interactions des minéraux du sol avec la matière organique exercent un rôle fondamental dans la formation d'oxydes métalliques, de substances humiques, d'agrégats, de la structure et de la porosité des sols. Elles contrôlent ainsi la transformation, le transport, le devenir et la toxicité des métaux dans l'environnement.

I.3.2.1. Formation des substances humiques et des complexes organo-minéraux

Les substances humiques sont les principaux composés organiques des sols et de leurs eaux interstitielles. Elles interagissent avec les minéraux argileux et les ions, oxydes, oxyhydroxydes et hydroxydes métalliques pour former des complexes de stabilité physico-chimique et biologique hautement variable (Senesi et Loffredo, 2005). Ces produits d'interaction affectent l'humidité, l'aération, la capacité d'échange, la transformation, le transport et le devenir des métaux et d'autres propriétés physico-chimiques. Dans les sols et leurs eaux interstitielles, de grandes quantités de substances humiques sont adsorbés à la surface des oxydes métalliques hydratés et des minéraux argileux. Greenland (1965) montre l'importance des interactions métal-substances humiques et argile-substances humiques dans les sols, principalement minéraux, à l'exception de ceux très sablonneux, par la présence dans la fraction argileuse de 52 à 98% du carbone organique. Il est probable que le carbone organique restant est lié à des oxydes métalliques (Schnitzer et Kodama, 1977).

I.3.2.2. Formation d'oxydes métalliques

Les oxydes de fer et d'aluminium sont parmi les éléments les plus réactifs des sols acides et neutres (Bigham *et al.*, 2002 ; Huang *et al.*, 2002). Les substances humiques, les biomolécules présents dans les exsudats racinaires, les métabolites microbiens et les produits de

décomposition des tissus biologiques jouent un rôle très important dans la formation et la transformation de ces oxydes métalliques et sur leurs propriétés de surface relatifs à la spéciation, au transport, au devenir et à la toxicité des métaux dans le sol (Huang et *al.*, 2002 ; Huang, 2004 ; Violante et *al.*, 2002).

Les substances organiques comme les acides fulviques (AF) et les acides humiques (AH) forment des complexes stables avec l'aluminium et perturbent la cristallisation des hydroxydes d'aluminium (Colombo et *al.*, 2004 ; Violante et *al.*, 2002). Les composés organiques ont une grande influence sur les propriétés de surface des produits de transformation de cet élément. Par exemple, la présence d'acides organiques au cours du vieillissement des gels d'hydroxydes d'aluminium augmente la surface spécifique des produits de précipitations jusqu'à 30 fois celle du contrôle (Kwong et Huang, 1981).

I.3.3. Absorption des métaux par les plantes

L'estimation de la capacité de migration de tout métal dans l'environnement est considérée comme une étape nécessaire pour prédire la situation écologique. Plusieurs facteurs interviennent dans les processus d'absorption des métaux du sol par les plantes. Parmi ces facteurs il y a ceux qui sont exogènes, telles que les propriétés physico-chimiques du substratum, en particulier les conditions acido-basiques et redox, la teneur de la matière organique (Grytsyuk et *al.*, 2006 ; Bidar et *al.*, 2009), le type de métaux ainsi que leurs formes chimiques et voir même la température (Cheng, 2003).

Certains auteurs ont tenté de considérer la concentration totale des métaux dans le sol pour estimer leur accumulation dans les plantes (Pichard et *al.*, 2005 ; Keller et *al.* 2002). Cette approche a été abandonnée car tous les métaux du sol ne sont pas phytodisponibles et les mécanismes régissant la disponibilité des métaux pour les plantes ne sont pas pris en compte par cette approche. D'autres auteurs estiment la phytodisponibilité par des extractants chimiques susceptibles de mettre en solution des éléments plus ou moins fixés par la matrice solide du sol (Cheng, 2003 ; Gupta et Aten, 1993).

Mais il y a d'autres paramètres qui sont relatifs à la plante tels que les espèces végétales et leurs physiologies. L'absorption des métaux dépend étroitement de la nature de l'organe, ainsi que des métabolismes de l'espèce vis-à-vis des éléments toxiques. En effet, les métaux en solution dans le sol sont absorbés et stockés par les racines ou transférés vers les parties

aériennes (Belaid, 2010 ; Bidar et *al.* 2008 ; Jamali et *al.*, 2007). Dans la plupart des cas, à l'exception de certains oligo-éléments dont leur absorption par les plantes est régie par des processus physiologiques, les racines jouent le rôle de barrière envers l'absorption des éléments chimiques et contrôlent en même temps leur transfert vers les autres compartiments de la plante (Bezel et *al.*, 1998). C'est ainsi que la détermination des coefficients de transfert des métaux permet de constater le niveau d'accumulation des métaux dans les deux compartiments de la plante (Bezel et Zhuikova, 2007).

I.3.4. Evaluation de la mobilité des métaux dans le sol

A cause de leur persistance et de leur toxicité, l'accumulation des métaux issus de différentes sources (dépôts atmosphériques, pratiques agricoles, activités industrielles urbaines, applications de boues d'épuration) dans le sol demeure une grande préoccupation environnementale. Ainsi, la présence de métaux pourrait entraîner la contamination des sols et de l'eau, la phytotoxicité, leur transfert dans la chaîne alimentaire et la réduction de l'activité biologique du sol (Dolgen et *al.*, 2007 ; Giller et *al.*, 1998 ; Horswell et *al.*, 2003 ; Mamais et *al.*, 2000 ; Speir et *al.*, 2007). La réglementation actuelle relative à la pollution des métaux dans les sols est principalement basée sur les concentrations totales des métaux. La connaissance des teneurs totales des métaux dans les sols apporte des informations limitées, notamment sur les liaisons entre la phase solide et les métaux (Manceau et *al.*, 1996). Elle ne renseigne pas sur la mobilité des métaux (Zhang et *al.*, 2003) ou leur phytodisponibilité (Ulrich et *al.*, 1999). Contrairement à la teneur totale, la forme chimique d'un métal ou sa spéciation gouverne sa biodisponibilité (Fuentes et *al.*, 2004) et permet son estimation (Amir et *al.*, 2005). L'estimation de la biodisponibilité des métaux dans le sol est donc préférable pour déterminer les risques potentiels dépendant de leur présence (Menzies et *al.*, 2007 ; Tack et Verloo, 1995).

La mesure des concentrations des différentes formes des métaux dans les sols ou les sédiments est plus délicate à réaliser que la détermination de la teneur totale (Adriano et *al.*, 2004, Rauret, 1998). Cela provient des difficultés à extraire la forme chimique souhaitée d'une matrice complexe, des perturbations des équilibres du système induites par la plupart des techniques connues, des sensibilités des techniques de mesure trop élevées par rapport aux concentrations à évaluer et du manque de matériaux standards de référence (Adriano et *al.*, 2004). Ces dernières décennies, un nombre considérable d'études ont été réalisées pour trouver une méthode appropriée pour estimer la mobilité et la phytodisponibilité des métaux.

Les méthodes proposées sont soit basées sur une extraction chimique unique (Soriano-Disla et *al.*, 2010 ; McLaughlin 2002 ; Pierzynski 1998) ou sur des méthodes d'extraction séquentielle (cf. section I.4.2). Cette section présente différentes méthodes d'évaluation de la disponibilité et de la spéciation chimiques des métaux.

I.3.4.1. Extraction sélective

La détermination des teneurs en métaux extractibles et facilement biodisponibles est effectuée par des extractions chimiques simples avec différents réactifs. Les extractants chimiques peuvent varier des acides très forts, tel que l'acide nitrique ou l'acide chlorhydrique, à des solutions salines, comme le chlorure de calcium. Il est intéressant de recenser les méthodes existantes ainsi que de comparer leurs avantages et inconvénients respectifs.

I.3.4.1.1. Solutions salines

Les solutions salines utilisées sont principalement les chlorures de calcium, de baryum et d'aluminium, puis les nitrates de sodium, de calcium et d'ammonium. Les concentrations varient selon les méthodes de 0,01 M à 1 M.

A titre d'exemple, Meers et *al.* (2007) ont trouvé que la phytodisponibilité de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn dans douze (12) sols et leur accumulation par *Phaseolus vulgaris* étaient mieux corrélées en utilisant comme extractant 0,01 M de CaCl₂. Le chlorure de calcium est largement utilisé pour évaluer la biodisponibilité du cadmium, du zinc et du nickel, grâce au fait que les ions calcium, fortement adsorbés par le complexe argilo-humique, déplacent aisément les ions fixés sur ce complexe (réaction d'échange) et en même temps modifie peu le pH lors de l'extraction. Dans le cas du cuivre, du chrome et du plomb les quantités extraites peuvent se révéler proches des limites de détections et donc difficilement exploitables. De la même manière, comme pour l'extraction séquentielle, d'autres méthodes préfèrent utiliser l'acétate d'ammonium car le pouvoir complexant de l'acétate avec le métal empêche la réadsorption ou la précipitation des cations libérés (Ure, 1996).

I.3.4.1.2. Solutions d'acide éthylène diamine tétraacétique (EDTA)

L'EDTA, complexe organique très puissant, est couramment utilisé pour estimer non seulement la fraction échangeable des métaux, mais aussi une partie de la fraction complexé par la matière organique et celle fixée sur les hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium. L'EDTA, forme avec les espèces métalliques des composés stables et solubles.

Dans les différents pays d'Europe, l'utilisation de l'EDTA a été choisie dans la norme destinée à estimer la quantité des traces métalliques biodisponibles dans le sol (Hlavackova, 2005). Cependant, les quantités extraites se révèlent souvent élevées et peu corrélées aux teneurs réellement biodisponibles (Gupta et Aten, 1993). Ceci est le cas du cuivre, qui forme des complexes très forts avec l'EDTA : la quantité de cuivre ainsi mobilisé est bien supérieure à celle du cuivre réellement biodisponible. Néanmoins, la solution d'EDTA est souvent choisie afin de prédire la fraction de métal potentiellement active dans le sol (Ure, 1996). Cette méthode d'extraction simple des éléments métalliques dans les sols et les sédiments fait partie des deux sélectionnées par le Bureau Communautaire de Référence BCR, avec l'extraction à l'acide acétique, et dont les résultats inter-laboratoires ont été comparés et validés (Quevauviller, 1998).

I.3.4.1.3. Solutions acides dilués

Un abaissement du pH, tel que peut le provoquer une pluie acide ou un déversement accidentel d'un produit acide, peut engendrer une solubilisation des métaux contenus dans les solides par dissolution des carbonates, par réactions d'échanges d'ions (les protons remplaçant les métaux sur leur sites de fixation) et aussi par modification de l'état de surface des oxydes. Les acides employés sont le plus souvent l'acide acétique, l'acide chlorhydrique ou un mélange de divers acides. Par exemple, un mélange d'acide chlorhydrique 0,05 M et l'acide sulfurique 0,0125 M, nommé Melnich a été utilisé par Mulchi et *al.* (1991), permettant d'obtenir une bonne corrélation entre les teneurs en cuivre, manganèse, nickel et cadmium des sols amendés par des boues et les teneurs relevées dans les plans de tabac. L'acide nitrique à 0,5 M a été utilisé par Tipping et *al.* (2003) pour l'extraction simple des métaux. Sastre et *al.* (2004) ont recommandé, pour prédire les dynamiques d'une interaction des éléments traces dans les sols agricoles contaminés par les déversements accidentels d'une exploitation minière, comme meilleur extractant l'acide acétique à 0,43 M car celui-ci permet des rendements importants de désorption dans un grand nombre de scénarii. En général, les extractions par les acides dilués se montrent trop agressives et peu discriminantes vis-à-vis des différentes formes sous lesquelles les éléments métalliques en traces sont présents dans le sol (Gharbi-Tarchouna, 2008).

Le manque d'uniformité dans les méthodes d'extraction des métaux du sol entrave souvent la comparaison des résultats obtenus par différents laboratoires. Dans le but d'obtenir une ou plusieurs méthodes normalisées, le Bureau Communautaire de Références (BCR) a proposé

des protocoles pour évaluer les fractions métalliques biodisponibles (et donc estimer les effets phytotoxiques connexes) et l'accessibilité des métaux à l'environnement (par exemple la mobilité des métaux dans un sol et le potentiel de contamination des eaux souterraines). Ces procédures de certification des métaux extractibles Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn utilisent 0,05 M d'acide éthylènediaminetétraacétique EDTA et 0,005 M d'acide diéthylènetriamine-pentaacétique DTPA (Quevauviller, 1998).

I.3.4.2. Extraction séquentielle

La répartition des métaux entre les différentes phases du sol (carbonates, oxydes, matière organique et sulfures) peut être déterminée en attaquant étapes par étapes une aliquote de sol par différents produits chimiques, interrompues par des phases de lavages par l'eau pure appelée. C'est l'extraction séquentielle. Le premier protocole, mis au point par Tessier *et al.* (1979), pour la spéciation dans les sédiments propose de faire l'extraction en cinq étapes pour distinguer l'élément se trouvant sous les formes dites échangeables, acido-solubles, réductibles, oxydables et résiduelles. Depuis, de nombreux auteurs (Kim et Fergusson, 1991 ; Salomons et Förstner, 1980 ; Shuman, 1985) ont modifié ce protocole en changeant le nombre d'étapes ou les réactifs utilisés. Cela a eu pour conséquence l'obtention de résultats non comparables entre les différents laboratoires. Le BCR (Bureau Communautaire de Référence) a alors lancé un programme pour harmoniser les protocoles d'extractions séquentielles des métaux dans les sols et les sédiments. Les résultats de ce programme ont été publiés par Ure *et al.* (1995) et Quevauviller (2002). Ils définissent le fractionnement en quatre étapes : la première, fraction acido-soluble correspond à la fraction échangeable et/ou adsorbée, la deuxième est la fraction réductible (liée aux oxydes), la suivante est la fraction oxydable (liée à la matière organique et aux sulfures) et la dernière la fraction résiduelle.

I.3.3.2.1. La fraction échangeable et/ou adsorbée

Cette fraction détermine les métaux immédiatement disponibles. Elle est comparable à la solution du sol (Ablain, 2002) et représente la partie mobile et biodisponible des métaux du sol (Gleyzes *et al.*, 2002). Elle regroupe les métaux adsorbés non spécifiquement sur les particules et facilement mobilisables par échange ionique avec des cations tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} ou NH_4^+ , le contre-ion étant généralement Cl^- , CH_3COO^- et NO_3^- . Les solides intervenant dans ces processus de rétention sont les minéraux argileux et les matériaux amorphes. Cette fraction est potentiellement la plus mobile et donc la plus toxique envers l'environnement si

elle est associée par des forces électrostatiques non-spécifiques à des métaux lourds. La fraction échangeable et/ou adsorbée est généralement considérée comme la plus facilement biodisponible (Jain, 2004). Néanmoins, ce critère doit être utilisé avec prudence, car les mécanismes d'absorption des plantes ou des organismes ne sont pas complètement élucidés et varient d'une espèce à une autre. En outre, d'importantes variations de potentiel peuvent se produire dans le temps (hiver/été, saison sèche/saison des pluies) et dans l'espace (les différents horizons du sol). Ce qui, évidemment, peut avoir une incidence sur la disponibilité des métaux, la fraction organique et la fraction liée aux oxydes de fer et de manganèse (Leleyter et *al.*, 2006).

I.3.3.2.2. La fraction liée à la matière organique et aux sulfures

Elle est couramment extraite par H_2O_2 (Davidson et *al.*, 1994; Han et Banin, 1995) mais ce réactif n'extrait pas l'intégralité de la MO et attaque également une partie des oxydes de manganèse. Il est proposé d'utiliser à sa place le pyrophosphate de sodium (Hall et *al.*, 1996a; Tam et Wong, 1996). Défloculant classiquement utilisé en sciences du sol, il provoque une rupture des liaisons MO-minéraux et une mise en solution des MO. Il attaque moins les oxydes que H_2O_2 et est ainsi plus sélectif. Il a été préféré à H_2O_2 dans certains protocoles d'extraction notamment ceux de Hall et *al.* (1996b), et Benitez et Dubois (1999). Cependant, il provoque la mise en suspension d'oxydes de petite taille (Jeanroy et Guillet, 1981) et nécessite, de ce fait, des temps et des vitesses de centrifugation élevés de façon à limiter les pertes de ces phases. Enfin, il sous-estime la fraction liée aux MO lorsque les éléments organiques figurés (débris végétaux) représentent un pourcentage important de cette fraction (Benitez, 1999).

I.3.3.2.3. La fraction liée aux oxyhydroxydes

Elle représente la quantité du métal principalement liée aux oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse, faiblement cristallisés ou amorphes. Le principe des protocoles expérimentaux est la réduction des oxydes qui a pour but la libération des métaux liés. Le réactif le plus couramment utilisé est celui proposé par Tessier et *al.* (1979), le chlorhydrate d'hydroxyle amine dans l'acide acétique à pH 2. Cette méthode ne fait pas de différence entre les trois oxydes, ni entre oxydes cristallins et oxydes amorphes (Shuman, 1985). Ce qui n'est pas adapté aux sols tropicaux qui ont de hautes teneurs en oxydes cristallins et amorphes de fer et de manganèse.

Selon les protocoles, une (Ure *et al.*, 1995) ou deux (Tessier *et al.*, 1979) fractions liées aux oxyhydroxydes sont différenciées en fonction de leur cristallinité. Dans les deux cas, les oxyhydroxydes sont attaqués à l'aide de réducteurs plus ou moins puissants. Les éléments, à l'origine précipités et/ou coprecipités au sein des phases oxyhydroxydes attaquées, sont solubilisés. Selon leur degré de cristallinité, les phases oxyhydroxydes sont plus ou moins réactives vis-à-vis des métaux et plus ou moins sensibles aux changements des conditions pédoclimatiques. Il apparaît donc judicieux de les distinguer dans les protocoles de spéciation des métaux dans les sols (Cornu et Clozel, 2000).

❖ *La fraction liée aux oxydes amorphes*

Pour l'extraction des oxydes amorphes, plusieurs extractants semblent présenter des caractéristiques proches : le chlorhydrate d'hydroxylamine combiné à l'acide acétique à pH 2 (Tessier *et al.*, 1979 ; Han et Banin, 1995) ou à HCl 0,25 M à 50/60°C (Chao et Zhou, 1983 ; Hall *et al.*, 1996b) ou le réactif Tamm (oxalate d'ammonium + acide oxalique) employé à l'obscurité (Chao et Zhou, 1983). L'oxalate d'ammonium peut poser des problèmes de précipitations avec certains éléments (Benitez et Dubois, 1999). Elliott et Herzig (1999) observent notamment la formation de complexes non solubles avec Pb et Zn dans une moindre mesure. Ainsi, le chlorhydrate d'hydroxylamine combiné à HCl 0,25 M à 50-60°C, plus classique, semble être le réactif le mieux adapté (Cornu et Clozel, 2000 ; Doelsch *et al.*, 2008 ; Silveira *et al.*, 2006).

❖ *La fraction liée aux oxydes cristallisés*

Pour l'extraction des oxydes cristallisés, les deux réactifs les plus intéressants semblent être un mélange d'hydroxylamine-HCl et d'acide acétique à 90°C (Han et Banin, 1995 ; Hall *et al.*, 1996b) ou le réactif de Tamm sous UV (McLaren et Crawford, 1973; McLaren *et al.*, 1986). Ce dernier réactif présente cependant l'inconvénient d'être peu pratique pour des expériences en batteries et pose en outre des problèmes, évoqués plus haut, liés à l'oxalate d'ammonium. Le CBD (citrate + bicarbonate + ditionite, à 80°C) mis au point par Mehra et Jackson (1960), par ailleurs largement employé en pédologie pour doser le fer libre, ne semble pas être idéal pour ce genre d'approche dans la mesure où ce réactif présente des concentrations initiales en Zn élevées (Hall *et al.*, 1996b). Ainsi un mélange de chlorhydrate d'hydroxylamine et d'acide acétique est souvent préféré (Cornu et Clozel, 2000 ; Doelsch *et al.*, 2008).

Afin d'affiner un peu plus les recherches, certains n'hésitent pas à scinder la fraction liée aux oxyhydroxydes en plus de deux parties. Il en est ainsi de Silveira et *al.* (2006) qui extraient les métaux liés aux oxyhydroxydes dans trois fractions distinctes : oxydes de Mn (avec du chlorhydrate d'hydroxylamine à pH 2), oxydes de Fe amorphes (avec un mélange acide oxalique/oxalate d'ammonium à pH 3) et oxydes de Fe cristallins (avec de l'acide chlorhydrique).

1.3.3.2.4. La fraction résiduelle

Une fois les carbonates, les matières organiques, les sulfures et les oxydes éliminés, la fraction résiduelle est composée essentiellement des minéraux silicatés primaires et secondaires (les argiles principalement). Il s'agit de réaliser une dissolution totale des phases silicatées résiduelles. Pour l'attaque de ce résidu, différents mélanges à partir d'acides concentrés HF, HClO₄, HCl et HNO₃ sont proposés. La nature et le nombre d'acides utilisés varient selon les auteurs. Pour atteindre une teneur vraiment totale il faut employer un processus analytique capable de dissoudre toutes les formes de l'élément que l'on veut doser, y compris celles intégrées dans les réseaux cristallins des minéraux silicatés. Aussi, certains laboratoires utilisent l'association d'acides forts HF + HClO₄ pour dissoudre la totalité de la phase minérale. D'autres adoptent des méthodes telles que la fusion alcaline ou la fluorescence X (Baize, 2007). L'eau régale (HNO₃ + HCl), qui ne dissout pas entièrement les phases résiduelles (Davidson et *al.*, 1994), est toutefois préconisée par certains protocoles (Ahnstrom et Parker 1999 ; Silveira et *al.*, 2006 ; Tessier et *al.*, 1979) car elle est jugée moins périlleuse à mettre en œuvre. Cette méthode est alors dite pseudo-totale car elle extrait seulement une partie des métaux de la matrice. Cette digestion est capable de dissoudre les métaux des sels solubles dans l'eau, des sites d'échange de cations, liés électrostatiquement aux particules d'argiles, dans les ligands organiques, les oxydes et hydroxydes de Fe et Mn amorphes, dans les carbonates, les sulfures et les sulfates. Elle solubilise aussi partiellement les métaux dans les silicates (généralement la couleur sombre des silicates ferromagnésiens) et des oxydes cristallins de Fe et Ti (Mayah et *al.*, 2009).

Le tableau I.1 présente quelques-unes des méthodes d'extraction séquentielle adaptées aux sols tropicaux.

Si les méthodes d'extractions séquentielles sont largement utilisées, elles sont en même temps beaucoup critiquées pour leur non-sélectivité. En effet, chaque solution d'extraction est susceptible d'agir sur plusieurs fractions géochimiques du sol (Khebohian et Bauer, 1987). De

plus, lors de la mobilisation d'une forme chimique d'un métal, il se produirait une redistribution de ce métal dans les diverses fractions du sol, ce qui biaiserait les résultats escomptés (Lebourg et *al.*, 1996 ; Nirel et Morel., 1990).

Tableau I.1 : Procédures d'extraction séquentielle des métaux appliquées aux sols tropicaux

Fraction	Solution	Conditions d'équilibre	Référence
1. Echangeable	15 ml CaCl_2 0,1 M	2 h, 25°C	Silveira et <i>al.</i> , 2006
2. Adsorbée	30 ml NaOAC 1 M (pH 5)	5 h, 25°C	
3. Matière organique	5 ml NaOCl (pH 8,5)	30 min, 90–95°C	
4. Oxydes de Mn	30 ml NH_2OH , HCl 0,05 M (pH 2)	30 min, 25°C	
5. Oxydes de Fe amorphes	30 ml $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0,2 M + (NH_4) $_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0,2 M (pH 3)	2 h, dans le noir	
6. Oxydes de Fe cristallins	40 ml HCl 6 M	24 h, 25°C	
7. Résiduelle	digestion par HNO_3 –HCl		
1. Echangeable	20 mL $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ 1 M	2 h	Nogueira et <i>al.</i> , 2010
2. Matière organique	10ml NaOCl 0,7 M (pH 8,5)	30 min, 100°C	
3. Oxydes de Fe amorphes	30 ml NH_2OH , HCl 0,25 M + HCl 0,25 M (pH 3)	30 min, 50°C	
4. Oxydes de Fe cristallins	30 ml (NH_4) $_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0,2 M + $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ 0,2 M + acide ascorbique ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$) 0,01 M (pH 3)	30 min, 100°C	
5. Résiduelle	digestion par HNO_3 –HCl		
1. Echangeable	2 x 30 ml NaNO_3 0,1 M	90 min, 25°C	Doelsch et <i>al.</i> , 2008
2. Adsorbée	2 x 30 ml CH_3COONa 1 M ramenée à pH 5 avec CH_3COOH	90 min, 25°C	
3. Matière organique	2 x 30 ml $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0,1 M	90 min, 25°C	
4. Oxyhydroxydes amorphes	2 x 30 ml NH_2OH , HCl 0,25 M dans HCl 0,05 M	90 min, 60°C	
5. Oxydes cristallins	2 x 30 ml NH_2OH , HCl 1 M dans CH_3COOH 25%	90 min, 90°C	
6. Résiduelle	HF, HNO_3 , HClO_4		

I.4. Bilan de la partie bibliographique et objectifs de thèse

L'utilisation de terres urbaines pour des pratiques agricoles laissent craindre *i)* une modification des paramètres physico-chimiques des sols (rapide dégradation de ces sols

ferrallitiques, augmentation de l'acidité, ...), *ii*) des modifications de la distribution et de la mobilité des métaux et *iii*) le transfert de ces derniers dans la chaîne alimentaire. Dans ce contexte de changements d'usage des sols, un suivi pluridisciplinaire de l'agriculture urbaine devient déterminant dans la prise en compte du risque.

I.4.1. Bilan

Le phénomène d'agriculture urbaine (AU) prend de plus en plus d'ampleur dans les pays en développement. Il est la conséquence de plusieurs facteurs parmi lesquels l'urbanisation croissante du monde en développement, l'accroissement de la population, la montée de la précarité dans les villes, les guerres et les catastrophes naturelles qui perturbent les approvisionnements en provenance des zones rurales... Elle est pratiquée par des personnes vivant en ville depuis un certain nombre d'années et n'étant pas nécessairement les plus pauvres. Ceux-ci représentent jusqu'à 50% des citoyens (Maxwell, 2003 ; Ellis et Sumberg, 1998). L'objectif principal de cette activité est de gagner de l'argent pour vivre mais l'effet principal est de lutter contre l'insécurité alimentaire dans les cités. Elle constitue ainsi pour les populations des villes une assurance pour la consommation de produits alimentaires frais (légumes, fruits, viande) et généralement de bonne qualité, et pour les agriculteurs une source permanente de revenus. D'autres objectifs de l'AU sont à trouver dans la réduction de la pollution environnementale et le bien-être psychique et intellectuel qu'elle procure. L'agriculture urbaine doit par contre affronter des obstacles liés au foncier et à l'incompréhension de son utilité par les décideurs et les populations urbaines, et des risques généralement inconnus de l'agriculture rurale tels que les pollutions issues des intrants et des interactions avec d'autres activités urbaines.

Dans les pays d'Afrique de l'Ouest et du Centre, l'agriculture a toujours été, bien avant les indépendances, essentiellement une activité rurale et, par conséquent, considérée comme illégale en milieu urbain. Son apparition en ville permet pourtant une connexion aisée entre la ville et la campagne. A ce jour, l'agriculture urbaine est pratiquée en Afrique de l'Ouest par environ 20 millions de citoyens. Comme dans tous les pays en développement, son principal objectif est la lutte contre l'insécurité alimentaire. Il s'agit pour la plupart d'une agriculture de subsistance (Dreschel et *al.*, 2006). La culture des légumes et l'élevage constituent les principales orientations données à cette activité, qui, généralement faute de moyens conséquents, est réalisée avec un matériel rudimentaire ou archaïque. La réduction des

surfaces cultivées incite les maraîchers à exploiter intensément ces sols qui sont majoritairement de type ferrallitique.

Sous l'influence de pluies chaudes et abondantes, les sols ferrallitiques subissent le phénomène de ferrallitisation dont le minéral de confirmation est la gibbsite. Ce phénomène est caractérisé par une décomposition complète des minéraux primaires, la formation de minéraux secondaires (argiles, oxydes de fer et d'aluminium hydratés) décomposés à leur tour, la perte de bases échangeables et l'acidification des sols. Les sols ferrallitiques sont donc caractérisés par la présence constante de kaolinite et d'oxydes de fer et d'aluminium, « le complexe d'altération des sols », qui leur confèrent une capacité d'échange cationique faible, un complexe adsorbant fragile, des réserves en nutriments limitées, une forte vitesse de filtration et une structure micro-agrégée fragile.

Dans les sols tropicaux ferrallitiques, la minéralisation est rapide, mais l'humification est aussi beaucoup plus rapide que dans les sols tempérés, et la production végétale beaucoup plus intense. Donc, malgré une minéralisation rapide, le bilan humique peut être positif sous végétation naturelle. Il ne devient négatif qu'après défrichement ou sous certaines cultures. Pressions démographiques et économiques en ville conduisent les agriculteurs urbains à une suppression de la jachère et à l'installation d'exploitations continues avec utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires. Le phénomène d'acidification des sols qui en résulte a des conséquences graves sur la nutrition minérale des plantes. L'augmentation de l'acidité du sol provoque la solubilisation de l'aluminium qui est la principale source de toxicité pour les plantes à un pH inférieur à 5,5. Les répercussions néfastes de l'acidité des sols sur la physiologie des plantes et les baisses de rendement sont généralement attribuées à la présence d'aluminium et de manganèse solubles.

Afin de bien mesurer l'impact de l'aluminium, du manganèse et des autres éléments métalliques des sols sur les plantes cultivées, la connaissance de leurs teneurs totales paraît souvent incomplète. L'identification de leurs formes chimiques (spéciation) est une bien meilleure source de renseignements sur la mobilité ou la phytodisponibilité des métaux.

I.4.2. Objectif général

Les changements dans les régimes alimentaires orientés vers une plus grande consommation des légumes par les populations urbaines des pays d'Afrique de l'Ouest et du Centre montrent que l'agriculture urbaine a une importance vitale dans la région. Au Gabon, cette pratique est

favorisée par la forte croissance de la population urbaine qu'il faut nourrir, le besoin d'une frange de la population de sortir du chômage, le manque d'infrastructures routières empêchant l'acheminement des produits agricoles de la campagne vers les villes. Le maraîchage à Libreville, capitale et plus grande métropole du pays, est passé de 50 exploitations en 1992 à plus de 500 en 2004 (Ministère de l'agriculture, de l'élevage et du développement rural, 2005).

A ce jour, peu d'études méthodiques ont été entreprises sur la variation des paramètres physico-chimiques et le comportement des éléments métalliques des sols sous conditions de culture continue et intensive en Afrique de l'Ouest et du Centre (Abdu, 2010 ; Agbenin et *al.*, 2009 ; Predotova et *al.*, 2010). Dans le cas du Gabon, on observe dans les grandes villes, en particulier dans la capitale Libreville, un accroissement de la population avec un développement spectaculaire de l'agriculture urbaine. Les échanges avec certains maraîchers urbains font état d'une baisse de la fertilité des sols qui, faute d'espaces disponibles, sont intensément exploités et ne peuvent pas bénéficier d'une jachère. A notre connaissance, au Gabon particulièrement, aucune étude n'a été entreprise pour saisir les causes de cette baisse de fertilité. La ville de Libreville pourrait donc servir de site pilote pour la compréhension de ce phénomène.

La question fondamentale qui se pose est alors : « ***Quel est l'impact de l'agriculture urbaine sur les propriétés physico-chimiques des sols de la région de Libreville ?*** »

L'objectif général de cette thèse est donc de « ***Contribuer à l'évaluation de la vulnérabilité des sols urbains intertropicaux soumis aux pratiques maraîchères*** ».

I.4.3. Objectifs spécifiques

L'évaluation de la vulnérabilité des sols nécessite de :

- Connaître les pratiques agricoles mises en œuvre sur les sites par les maraîchers en terme de mode de travail du sol, d'intrants apportés aux sols, d'usage des déchets de cultures, d'irrigation, d'espèces cultivées, d'utilisation d'abris ou non... ;
- Comparer les caractéristiques physiques et chimiques de sols de surface cultivés et non cultivés (témoins) ;
- Evaluer le transfert sol-plante des éléments métalliques par la détermination de leurs quantités pseudo-totale et disponible dans le sol et dans les plantes cultivées ;

- Etudier plus précisément l'impact de l'usage des sols sur leurs propriétés par la réalisation d'études en chronoséquence et en fonction de la profondeur ;
- Evaluer les effets d'apports d'amendements sur l'évolution des paramètres physico-chimiques des sols et donc sur leur vulnérabilité.

I.4.4. Hypothèses de recherche

Pour répondre à la question de la problématique, le présent travail est organisé autour de deux principales hypothèses :

Hypothèse 1 : La typologie et le travail du sol varient selon les sites d'exploitation.

Cette hypothèse requiert une analyse sociale des sites d'exploitation afin de déterminer les groupes sociaux impliqués dans l'agriculture urbaine, les moyens qu'ils mettent en œuvre pour protéger les sols et s'assurer le plus longtemps possible des rendements de culture satisfaisants.

Hypothèse 2 : La dégradation des propriétés des sols dépend des pratiques culturelles adoptées par les maraîchers et de l'âge du site exploité.

Cette hypothèse nécessite deux approches :

- une évaluation des caractéristiques physico-chimiques des sols de surface cultivés et non cultivés, au niveau de plusieurs jardins ou plantations maraîchers répartis sur toute la zone d'étude, qui présentent des différences significatives dans le mode d'exploitation adopté par les agriculteurs et la durée depuis laquelle l'activité a lieu sur les sites ;
- une approche plus poussée pour étudier l'impact des cultures par un suivi typologique, en fonction de la profondeur et de la durée d'exploitation (chronoséquence) de l'évolution des paramètres physico-chimiques et de différents éléments métalliques dans les sols cultivés et témoins.

Ceci mettra en évidence l'évolution des propriétés des sols sous culture et permettra d'identifier une suite cohérente de paramètres indispensables à déterminer pour des études similaires sur les sols tropicaux agricoles.

Le chapitre suivant, chapitre 2, présentera la zone qui a fait l'objet de prélèvements pour la réalisation de cette thèse, ainsi que les différents matériels et méthodes utilisés pour la

compréhension de l'environnement chimique et physique dans lequel évolue la pratique de l'agriculture maraîchère urbaine dans Libreville et ses environs.

Références bibliographiques – Chap. 1

Abdu N., 2010. Availability, transfer and balances of heavy metals in urban agriculture of West Africa, *Ph.D. thesis, University of Kassel, Allemagne*, 158 p.

Ablain F., 2002. Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boues de station d'épuration dans un sol agricole. *Thèse de Doctorat, Université de Rennes I*, 152 p.

Adriano D.C., 2001. Trace Elements in the Terrestrial Environments : Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals, *Springer-Verlag, New York*, 867 p.

Adriano D.C., Wenzel W.W., Vangronsveld J., Bolan N.S., 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*, 122 (2-4), 121-142.

Agbenin J.O., Danko M. and Welp G., 2009. Soil and vegetable compositional relationships of eight potentially toxic metals in urban garden fields from northern Nigeria. *Journal of Science, Food and Agriculture*, 89 (1), 49-54.

Ahnstrom Z.S., Parker D.R., 1999. Development and assessment of a sequential extraction procedure for the fractionation of soil cadmium. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 1650–1658.

Amir S., Hafidi M., Merlina G. and Revel J.-C. , 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere*, 59 (6), 801-810.

Atteia O. 2005. Chimie et pollutions des eaux souterraines. *Tec et Doc, Lavoisier*, 400 p.

Baillergeau E., 2006. L'implication des organisateurs communautaires dans la gestion de l'insécurité aux Pays-Bas, *Nouvelles Pratiques Sociales*, 19 (1), 91-105.

Baize D., 2007. Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sols. Tout ce qu'il faut savoir ! Cours INRA-Orléans, 28 p.

Baize D., Girard M.C. et coll., 2009. Référentiel Pédologique 2008. *Quae Éditions, Paris*. 432 p.

Belaid N., 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. *Thèse de Doctorat Université de Sfax et Université de Limoges*, 236 p.

Benitez L.N., 1999. Cadmium speciation and phyto-availability in soils of the Swiss Jura : Hypothesis about its dynamics. *Thèse de Doctorat, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse*, 120 p.

Benitez L.N. et Dubois J.P., 1999. Evaluation of ammonium oxalate for extracting metallic trace elements in soils. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 75 (3), 261-273.

Bezel V.S., Zhuikova T.V., 2007. Chemical Pollution : Transfer of Chemical Elements to the Aboveground Phytomass of Herbaceous Plants. *Russian Journal of Ecology*, 38 (4),

Bezel V.S., Zhuikova T.V., Pozolotina V.N., 1998. The Structure of Dandelion Cenopopulations and Specific Features of Heavy Metal Accumulation, *Ekologiya*, 29 (5), 376–382.

Bhatt V. et Kongshaug R., 2005. Making the edible landscape: A study of urban agriculture in Montreal. *Minimum Cost Housing Group. McGill University, Montréal*, 91 p.

Bidar G., Pruvot C., Garçon G., Verdin A., Shirali P., et al., 2009. Seasonal and annual variations of metal uptake, bioaccumulation, and toxicity in *Trifolium repens* and *Lolium perenne* growing in a heavy metal-contaminated field. *Environmental Science and Pollution Research*, 2009, 16 (1), 42-53.

- Bigham J.M., Fritzpatrick R.W. and Schulze D.G., 2002. Iron oxides. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, 7, 323–366.
- Bolan N.S., Naidu R., Syers J.K., and Tillman R.W., 1999. Surface charge and solute interactions in soils. *Advances in Agronomy*, 67, 87-140.
- Boyer J., 1976 - L'aluminium échangeable: incidences agronomiques, évaluation et correction de sa toxicité dans les sols tropicaux. *Cahiers ORSTOM, série Pédologique* 14 (4):259-269.
- Boyer J., 1982. Les sols ferrallitiques. Facteurs de fertilité et utilisation des sols. Tome X. Paris, *ORSTOM, I.D.T.*, 52, 384 p.
- Buffle J., 1988. Complexation Reactions in Aquatic Systems: An Analytical Approach. *Ellis Horwood, Chichester*, West Sussex, England, 692 p.
- Buol S.W. and Eswaran H., 1999. Oxisols. *Advances in Agronomy*, 68, 151-195.
- Callot G., Chamayou H., Maertens c., Salsac L., 1982. Mieux comprendre les interactions sol-racine : incidence sur la nutrition minérale. *Publications de l'INRA*, Paris, 325 p.
- Calvet R., 2003. Le sol, propriétés et fonctions. Tome 1 : Constitution et structure, phénomènes aux interfaces. *Dunod*, Paris, 511 p.
- Carson C.D. and Dixon J.B., 1979. Acidity. In: The encyclopedia of soil science, part 1, *Dowden, Hutchinson & Ross Inc.*, Stroudsburg, Pennsylvania, 1–3.
- Centre d'écologie urbaine, 2007. Section «Villes Innovantes» Site Internet : <http://www.ecologieurbaine.net>
- Chamayou H. et Legros J.P., 1989. Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. *Presse Universitaire de France*, 593 p.
- Chao T.T. et Zhou L., 1983. Extraction techniques for selective dissolution of amorphous iron oxides from soils and sediments. *Soil Science Society of America Journal*, 47, 225-231.
- Cheng S., 2003. Heavy metals in plants and phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 10, 335–340.
- Cissé E. O., Gueye N.F.D., Sy M., 2004. Institutional and legal aspects of urban agriculture in French-speaking West Africa: from marginalization to legitimization. *RUAF/ETC*, Leusden, Pays Bas, 16 p.
- Coetzee C., Jefthas E., Reinten E., 1999. Indigenous plant genetic resources of South Africa. *Janick Journal*, Perspectives on New Crops and New Uses, ASHS Press, Alexandria (Egypt), 160-163.
- Colombo C., Ricciardella M., Di Cerce A., Maiuro L., Violante A., 2004. Effect of tannate, pH, sample preparation, ageing and temperature on the formation and nature of Al oxyhydroxides. *Clays and Clay Minerals*. 52, 721–733.
- Conway K., 2006. From the ground up: urban agriculture reforms take root. *Growing better cities, Urban agriculture for sustainable development, Case Study 2*, IDRC, Ottawa, 4 p.
- Cornu S. et Clozel B.I., 2000. Extractions séquentielles et spéciation des éléments trace métalliques dans les sols naturels. Analyse critique. *Etudes et Gestion du Sol*, 7 (3), 179-189.
- Cremel S., 2007. Contribution à l'étude des interactions ions-surfaces : application aux systèmes Se(IV), Se(VI), U(VI) sur TiO₂ rutile et Eu(III) sur dickite, *Thèse de Doctorat, Université de Nancy I*, 243 p.
- Curtin D. and Syers J.K., 2001. Lime-induced changes in indices of phosphate availability, *Soil Science Society of America Journal*, 65, 147–152.
- Dabin B., 1985. Les sols tropicaux acides. *Cahiers ORSTOM, Série Pédologique*, 21 (1), 7-19.

- Davidson C.M. ; Thomas R.P. ; Mcvey S.E. ; Peralá R. ; Littlejohn D. ; Ure A.M., 1994. Evaluation of a sequential extraction procedure for the speciation of heavy metals in sediments. *Analytica Chimica Acta*, 291 (3), 277-286.
- De Bon H., Laurent P. and Moustier P., 2010. Sustainable urban agriculture in developing countries. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (1), 21-32.
- Djondo M.Y., 1995. Propriétés d'échange ionique des sols ferrallitiques argileux de la vallée du Niari et sableux du Plateau de Mbe-Batéké au Congo. Application à la correction de leur acidité. *Thèse de Doctorat, ORSTOM, Centre de Montpellier*, 259 p.
- Doelsch E., Moussard G., Saint-Macary H., 2008. Fractionation of tropical soilborne heavy metals—Comparison of two sequential extraction procedures. *Geoderma*, 143 (1-2), 168-179.
- Dolgen D., Alpaslan M.N., Delen N., 2007. Agricultural recycling of treatment-plant sludge : A case study for a vegetable-processing factory. *Journal of Environmental Management*, 84, 274–281.
- Dommergues Y, Mangenot F., 1970. Ecologie microbienne du sol. *Masson et cie*, Paris, 796 p.
- Drechsel P., Graefe S., Sonou M., Cofie O.O., 2006. Informal irrigation in Urban West Africa: an overview. IWMI Research Report 102, *International Water Management Institute*, Colombo, Sri Lanka, 43 p.
- Drouet Th., 2010. Cours de pédologie. <http://www.ulb.ac.be/sciences/lagev>. 81 p.
- Duchaufour Ph., 1991. Pédologie. Sol, végétation, environnement. Troisième édition. *Abrégés*, Masson, Paris, 289 p.
- Eba F., Ondo J.A., Emané Mba S., Ollui-M'Boulou M., Omva-Zué J., 2007. Taux de manganèse accumulé dans quelques plantes vivrières cultivées dans la région manganésifère de Moanda (Gabon). *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie*, 23, 69 – 74.
- Edou Edou, G., 2006. Etude des systèmes maraîchers urbains et périurbains de Libreville (Gabon). *Rapport de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (I.G.A.D.)*, 126 p.
- Egal F., Valstar A. and Meershoek S., 2001. Urban Agriculture, Household Food Security and Nutrition in Southern Africa, Mimeo, *FAO, Rome*, 8 p.
- Elliott H.A. et Herzig L.M., 1999. Oxalate extraction of Pb and Zn from polluted soils : solubility limitations. *Journal of Soil Contamination*, 8 (1), 105-116.
- Ellis F. and Sumberg J., 1998. Food production, urban areas and policy response, *Food Policy*, 26 (2), 213–225.
- Fageria N.K. and Baligar V.C., 2008. Ameliorating soil acidity of tropical oxisols by liming for sustainable crop production. *Advances in Agronomy*, 99, 345-399.
- Fall S.T., Fall A.S., 2001. Cité horticoles en sursis ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal. *CRDI*, Ottawa, Ontario, 138 p.
- Fall S.T., Fall A.S., Cissé I., Badiane A., Fall C.A. et Diao M.B., 2000. Intégration horticulture - élevage dans les systèmes agricoles urbains de la zone des Niayes (Sénégal). *Bulletin de l'APAD* n°19, 15 p.
- FAO-INERA, 2004. Systèmes agraires durables, vulnérabilité et bonnes pratiques agricoles dans l'Ouest du Burkina Faso, *Actes de l'atelier sur les Bonnes Pratiques Agricoles*, Bobo Dioulasso, Burkina Faso, 166 p.
- FAO/UNESCO, 1976. Carte mondiale des sols, 1 : 5000000. Vol. 6 : Afrique. Paris, 307 p.
- FAO/ONU, 1996. La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture, Collection FAO : Agriculture, no 29, Rome. <http://www.fao.org/docrep>.

Faure P., 1986. Les sols de la Kara Nord-Est Togo : relations avec l'environnement : carte pédologique à 1/50 000. Paris, *ORSTOM*, 183, 283 p.

FISE/UQAM - Forum Institut des sciences de l'environnement UQAM, 2007. Le rôle de l'agriculture urbaine dans le développement de la société québécoise. http://www.caaaq.gouv.qc.ca/userfiles/File/Memoires/Gatineau/07-28-G-Forum_institut_sciences_environnement.pdf.

Fleury A., Moustier P., 1999. Periurban agriculture, a new infrastructure for sustainable cities. *Cahiers Agricultures*, 8 (4), 281-287.

Foy C.D., 1992. Soil chemical factors limiting plant root growth, *Advanced Soil Science*, 19, 97-149.

Freidberg S., 2003. French beans for the masses: a modern historical geography of food in Burkina Faso. *Journal of Historical Geography*, 29 (3), 445-463.

Fuentes A., Llorens M., Saez J., Soler A., Aguilar M.I., Ortuno J.F. and Meseguer V.F., 2004. Simple and sequential extractions of heavy metals from different sewage sludges. *Chemosphere*, 54 (8), 1039-1047.

Garbi-Tarchouna L., 2008. Rôle de la matière organique sur le devenir des polluants métalliques. Cas de la fertirrigation d'un sol en climat méditerranéen, *Thèse de Doctorat Université du Sud Toulon-Var*, 305 p.

Giller K.E., Witter E., McGrath S.P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1389-1414.

Gleyzes C., Tellier S., Astruc M., 2002. Fractionation studies of traces elements in contaminated soils and sediments: review of sequential extraction procedures. *Trends in Analytical Chemistry*, 21, 451-467.

Greenland D.J., 1965. Interaction between clays and organic compounds in soils, II: Adsorption of soil organic compounds and its effect on soil properties. *Soils and Fertilizers*, 28, 521-532.

Grytsyuk N., Arapis T.G., Perepelyatnikova L., Ivanova T., Vynograd'ska V., 2006. Heavy metals effects on forage crops yields and estimation of elements accumulation in plants as affected by soil. *Science of the Total Environment*, 354, 224-231.

Gueye-Girardet A., 2010. Evaluation des pratiques d'irrigation, de fertilisation et d'application de pesticides dans l'agriculture périurbaine de Dakar, Sénégal. Thèse de doctorat, Université de Lausanne, Suisse, 192 p.

Gupta S.K., Aten C., 1993. Comparison and evaluation of extraction media and their suitability in a simple model to predict the biological relevance of heavy metal concentrations in contaminated soils. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 51 (1-4), 25-46.

Hall G.E.M., Vaive J.E., MacLaurin A.I., 1996a. Analytical aspects of the application of sodium pyrophosphate reagent in the specific extraction of the labile organic component of humus and soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 56, 23-36.

Hall G.E.M., Vaive J.E., Beer R., Hoashi M., 1996b. Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction. *Journal of Geochemical Exploration*, 56, 59-78.

Han F.X. et Banin A., 1995. Selective sequential dissolution techniques for trace metals in arid-zone soils: the carbonate dissolution step. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26 (3-4), 553-576.

Hargrove W.L., Thomas G.W., 1981. Effect of organic matter on exchangeable aluminum and plant growth in acid soils. III Chemistry in the soil environment. *American Society of Agronomy*, special publication, 40, 151-166.

Herbillon, A.J. and Nahon, D., 1988. Laterites and lateritization processes, in *Iron in Soils and Clay Minerals* eds. Stucki, J.W., Goodman, B.A. & Schwertmann, U., Reidel D., Dordrecht, Netherlands, 779-796.

- Hidding M.C., Teunissen A.T.J., 2002. Beyond fragmentation: new concepts for urban-rural development. *Landscape and Urban Planning*, 58, 297-308.
- Hlavackova P., 2005. Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies, Thèse de Doctorat Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 179 p.
- Horswell J., Speir T.W., van Schaik A.P., 2003. Bioindicators to assess impacts of heavy metals in landapplied sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 1501-1505.
- Huang P.M., 2004. Soil mineral-organic matter-microorganism interactions : fundamentals and impacts. *Advances in Agronomy*, 82, 391-472.
- Huang P.M., 2008. Impacts of physicochemical-biological interactions on metal et metalloid transformations in soils : an overview. In: Violante A., Huang P.M. et Gadd G.M., (eds.), *Biophysic-Chemical Processes of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments*, John Wiley & Sons, Hoboken, 3-52.
- Huang P.M., and Germida J.J., 2002. Chemical and biological process in the rhizosphere : metal pollutants. *Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems*, 8, 381-438.
- Huang P.M., and Gobran G.R., 2005. Biogeochemistry of Trace Elements in the Rhizosphere, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands., 466 p.
- Huang P.M., Wang M.K., Kampf N., and Schulze D.G., 2002. Aluminum hydroxides. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, 7, 261-289.
- Jain C.K., 2004. Metal fractionation study on bed sediments of river Yamuna, India. *Water Research*, 38 (3), 569-578.
- Jamali M.K., Kazi T.G., Arain M.B., Afridi H.I., Jalbani N., Memon A.R., Shah A., 2007. Heavy metals from soil and domestic sewage sludge and their transfer to Sorghum plants. *Environmental Chemistry Letters*, 5, 209-218.
- James B.R., and Bartlett R.J., 2000. Redox phenomena. *Handbook of Soil Science*, B169-B194.
- Jeanroy E. et Guillet B., 1981. The occurrence of suspended ferruginous particles in pyrophosphate extracts of some soil horizons. *Geoderma*, 26, 95-105.
- Juo A.S.R., Fox R.L., 1977. Phosphate sorption characteristics of some benchmark soils of West Africa. *Soil Science*, 124, 370-376.
- Kahane R., Temple L., Brat P. & De Bon H., 2005. Les légumes feuilles des pays tropicaux: diversité, richesse économique et valeur santé dans un contexte très fragile. In *Recueil des actes. Atelier International Agricultures et Développement Urbain en Afrique de l'Ouest et du Centre*. 30 octobre au 3 novembre 2005. Yaoundé, Cameroun. IRAD, INRAB, ISRA, CIRAD, 247-253.
- Kamprath E.J., 1970. Exchangeable aluminium as a criterion for liming leached mineral soils. *Proceedings - Soil Science Society of America*, 34, 252-257.
- Keller A., Abbaspour K.C., Schulin R., 2002. Assessment of uncertainty and risk in modeling regional heavy-metal accumulation in agricultural soils. *Environmental Quality*, 31, 175-187.
- Kessler A., Streiffeler F., Obuobie E., 2004. Women in urban agriculture in West Africa. *Urban Agriculture Magazine*, 12, 16-17.
- Kheboian C., Bauer F., 1987. Accuracy of selective extraction procedures for metals speciation in model aquatic sediments. *Analytical Chemistry*, 59, 1417-1423.
- Kim N. D., Fergusson J. E., 1991. Effectiveness of a commonly used sequential extraction technique in determining the speciation of cadmium in soils. *Science of the Total Environment*. 105, 191-209.

- Kwong K.F. and Huang P.M., 1981. Comparison of the influence of tannic acid and selected low-molecular-weight organic acids on precipitation products of aluminum. *Geoderma* 26, 179–193.
- Landreville M. et Rose O., 2005. Toitures vertes à la montréalaise : rapport de recherche sur l'implantation de toits verts à Montréal. *Centre d'écologie urbaine*, 106 p.
- Laudelout H., 1962. Dynamique des sols tropicaux et les différents systèmes de jachère. *F.A.O. Rome*, 126 p.
- Laurie S.H., Tancock N., McGrath S.P., and Sanders J.R., 1991. Influence of complexation on the uptake by plants of iron, manganese, copper and zinc : effect of DTPA in a multi-metal and computer simulation study. *Journal of Experimental Botany*, 42 (237), 509–513.
- Lebourg A., Sterckeman T., Ciesselski H., Proix N., 1996. Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie*, 16 (4), 201-215.
- Leleyter L., Biree L. and Baraud F., 2006. Heavy metals partitioning into residual and non-residual fractions in river sediments of the Vire and Orne drainage basins (Normandy, France). *Difpolmine Conference*, Montpellier, 5 p.
- Levasseur V., Pasquini M.W., Kouamé C., Temple L., 2007. A review of Urban and peri-urban vegetable production in west Africa. *Lumpkin T.A., Warrington I.J. (éds.), Proceedings of the International Symposium on Horticultural Plants in Urban and Peri-Urban Life, Acta Horticulturae* 762, 245-252.
- Lindsay W.L., 1979. Chemical equilibria in soils. *John Wiley & Sons*, New York, 449 p.
- Lund, W., 1990. Speciation analysis : Why and how? *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 337, 557–564.
- Lynch J.M., 1990. Introduction : Some consequences of microbial rhizosphere competence for plant and soil. In *The Rhizosphere*, ed. Lynch, J.M., *Wiley, Chichester*, West Sussex, England, 1–10.
- Mamais D., Kouzeli-Katsiri A., Christoulas D.G., Andreadakis A.D., Aftias E., 2000. Evaluation of agricultural utilization of the sludge produced at Psytalia wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 42, 21–28.
- Manceau A., Boisset M.-C., Sarret G., Hazemann J.-L., Cambier P. and Prost R., 1996. Direct determination of lead speciation in contaminated soils by EXAFS spectroscopy. *Environmental Sciences and Technology*, 30 (5), 1540-1552.
- Marschner H., 1986. Mineral nutrition of higher plants. *Academic Press*, 674 p.
- Marschner H., 1998. Soil–root interface : biological and biochemical processes. In *Soil Chemistry and Ecosystem Health*, ed. Huang, P.M., Adriano, D.C., Logan, T.J., and Checkai, R.T., *Soil Science Society of America*, 191–231.
- Martin G., 1970. Synthèse agro-pédologique des études ORSTOM dans la Vallée du Niari en République du Congo-Brazzaville. *Cahiers ORSTOM, Série Pédologique*, 7 (1), 63-79.
- Masschelyn P.H., and Patrick Jr W.H., 1994. Selenium, arsenic, and chromium redox chemistry in wetland soils and sediments. *Science and Technology Letters*, 615–625.
- Maundu P., Achigan-Dako E., Morimoto Y., 2009. Biodiversity of African vegetables. In *Shackleton C.M., Pasquini M.W., Drescher A.W. (éds.), African Indigenous Vegetables in Urban Agriculture, Earthscan*, London, 65-104.
- Maxwell D., 2003. The importance of urban agriculture to food and nutrition. In: *Annotated Bibliography on Urban Agriculture. Sida and ETC, Leusden, The Netherlands*, 22–129.
- Maxwell D., Levin C. and Csete J., 1998. Does urban agriculture help prevent malnutrition? Evidence from Kampala. *Food Policy*, 23 (5), 411–424.

- May H.M., Helmke P.A., Jackson M.L., 1979. Gibbsite solubility and thermodynamic properties of hydroxyaluminum ions in aqueous solution at 25°C. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 43, 861-868.
- Mayah A., Ferreira da Silva E., Rocha F., Ben Hamza Ch., Charef A., Noronha F., 2009. The Oued Mellègue : Mining activity, stream sediments and dispersion of base metals in natural environments, North-western Tunisia. *Journal of Geochemical Exploration*, 102 (1), 27-36.
- Mbaye A., Moustier P., 2000. Market-oriented urban agricultural production in Dakar. In: Growing cities, growing food : Urban agriculture on the policy agenda. *Feldafing (Allemagne): DES*, 235-56.
- McLaren R.G. et Crawford D.V., 1973. Studies on soil copper. I. The fractionation of copper in soils. *Journal of Soil Science*, 24 (2), 173-181.
- McLaren R.G., Lawson D.M., Swift R.S., 1986. The forms of cobalt in some Scottish soils as determined by extraction and isotopic exchange. *Journal of Soil Science*, 37 (2), 223-234.
- McLaughlin M.J., 2002. Bioavailability of metals to terrestrial plants. In H.E. Allen (Ed.), Bioavailability of metals in terrestrial ecosystems: Importance of partitioning for bioavailability to invertebrates, microbes, and plants. *Pensacola: SETAC Press*, 39-68.
- McLean E.O., 1976. Chemistry of soil aluminium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 7 (7), 619-636.
- Meers E., Samson R., Tack F.M.G., Ruttens A., Vandegehuchte M., Vangronsveld J., Verloo M.G., 2007. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. *Environmental and Experimental Botany*, 60 (3), 385-396.
- Mehra O.P. and Jackson M.L., 1960. Iron oxide removal from soils and clays by ditionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Proceedings of the 7th National Conference on Clays and Clays Minerals*, London, 317-327.
- Menzies N.W., Donn M.J., Kopittke P.M., 2007. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environmental Pollution*, 145, 121-130.
- Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et du Développement Rural. 2005, <http://gabon-agriculture.org/annuaires/organismes.htm>.
- Morel R., 1989. Les sols cultivés. *Lavoisier, Tec. & Doc.*, Paris, 373 p.
- Mougeot L.J.A., 1994a. Urban food production : evolution, official support and significance, Ottawa (ON, Canada), IDRC. *Rapport 8 de la série Agriculture urbaine*.
- Mougeot, L.J.A., 1994b. African city farming from a world perspective, cities feeding people : an examination of urban agriculture in East Africa. *IDRC*, Ottawa, Canada, 1-24.
- Moustier P., 2000. Urban and peri-urban agriculture in west and central Africa : an overview. In SIUPA (Strategic Initiative on Urban and Peri-urban Agriculture). *Stakeholder Meeting and Strategic Workshop, Sub-Saharan Region*, Nairobi, Kenya, 12 p.
- Mulchi C.L., Adamu C.A., Bell P.F., Chaney R.L., 1991. Residual heavy metal concentrations in sludge amended coastal plain soils. I. Comparison of extractants commun. *Soil Science and Plant Analysis*. 22 (9-10), 919-941.
- Ndiaye M.L., Gueye-Girardet A., Pfeifer H.R., 2006. Impacts des eaux usées sur l'évolution microbiologique des sols étude de cas à Pikine Dakar-Sénégal. *Agrosolutions*, 17 (1), 33-38.
- Niang S., Diop A., Faruqi N., Redwood M., Gaye M., 2002. Reuse of untreated wastewater in market gardens in Dakar, Senegal. *Urban Agriculture Magazine*, 8, 35-36.
- Nguegang P.A., 2008. L'agriculture urbaine et périurbaine à Yaoundé : analyse multifonctionnelle d'une activité montante en économie de survie. *Thèse, Université Libre de Bruxelles*, 200 p.

- Nielson N.E., 1976. The effect of plants on the copper concentration in the soil solution. *Plant Soil*, 45, 679–687.
- Niemela J., 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8 (1), 119-131.
- Nirel P.M., Morel F. M., 1990. Pitfalls of sequential extractions. *Water Research*, 24 (8), 1055–1056.
- Nogueira T.A.R., Melo W.J., Fonseca I.M., Marcussi S.A., Melo G.M.P., Marques M.O., 2010. Fractionation of Zn, Cd and Pb in a Tropical Soil After Nine-Year Sewage Sludge Applications. *Pedosphere*, 20 (5), 545-556.
- Obuobie E., Keraita B., Danso G., Amoah P., Cofie O.O., Raschid-Sallly L., and Drechsel P., 2006. Irrigated Urban Vegetable Production in Ghana Characteristics, Benefits and Risks: *IWMI-RUAF-CPWF-Accra*, Ghana: IWMI, 150 p.
- Parker D.R., Chaney R.L., and Norvell W.A., 1995. Chemical equilibrium models : applications to plant nutrition. In *Soil Chemical Equilibrium and Reaction Models*, ed. Loeppert, R. H., et al., *America Society of Agronomy and Soil Science Society of America*, 163–200.
- Pedro G., 1985. Les grandes tendances des sols mondiaux. *ORSTOM Actualités*, 11, 11-14.
- Pichard A., Bisson M.R.D, Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., Pepin G., 2005. Cadmium et ses dérivés. In *Fiche de données*.
- Pierzynski G.M., 1998. Past, present, and future approaches for testing metals for environmental concerns and regulatory approaches. *Soil Science and Plant Analysis*, 29, 1523–1536.
- Predotova M., Gebauer J., Diogo R.V.C., Schlecht E., Buerkert A., 2010. Emissions of ammonia, nitrous oxide and carbon dioxide from urban gardens in Niamey, Niger. *Field Crops Research*, 115 (1), 1-8.
- Quevauviller Ph., 2002. Operationally-defined extraction procedures for soil and sediment analysis. Part 3 : New CRMs for trace-element extractable contents. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 21 (11), 774-785.
- Quevauviller Ph., 1998. Operationally defined extraction procedures for soil and sediment analysis I. Standardization. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 17 (5), 289-298.
- Rabeharisoa L., 2004. Gestion de la fertilité et de la fertilisation phosphatée des sols ferrallitiques des Hautes Terres de Madagascar. *Thèse de Doctorat d'Etat Université d'Antananarivo*, 213 p.
- Rauret G., 1998. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta*, 46 (3), 449-455.
- Ravallion M., Chen S., Sangraula P., 2007. New Evidence on the Urbanization of Global Poverty. *Policy Research Working Paper 4199*. World Bank, Washington, DC.
- Robert M., and Berthelin J., 1986. Role of biological and biochemical factors in soil mineral weathering. In *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*, ed. Huang, P.M., and Schnitzer, M., *Soil Science Society of America*, 453–495.
- Robson A.D., Abbott L.X., 1989. The effect of soil acidity on microbial activity in soils. In *Soil acidity and plant growth*. *Soil Science and Plant Nutrition*, School of Agriculture, Univ. of Western Australia. Academic Press, 139-203.
- Ruel M.T., Garrett J.L., Morris S.S., Maxwell D., Oshaung A., Engle P., Menon P., Slack A. and Haddad L., 1998. Urban Challenges to Food and Nutrition Security : *A Review of Food Security, Health, and Caregiving in the Cities*. FCND Discussion Paper, 51. IFPRI, Washington, DC.
- Salomons W., Förstner U., 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. Part II : Evolution of environmental impact. *Environment Technology Letters*, 1, pp. 506-517.

- Sanchez P.A., Smyth T.J., 1987 - The Isbram acid tropical network : a progress report. In *Isbram, Africaland*, 19-40.
- Sastre J., Hernández E., Rodríguez R., Alcobé X., Vidal M., Rauret G., 2004. Use of sorption and extraction tests to predict the dynamics of the interaction of trace elements in agricultural soils contaminated by a mine tailing accident. *Science of The Total Environment*, 329 (1-3), 261-281.
- Schnitzer M. and Kodama H., 1977. Reactions of minerals with soil humic substances. *Minerals in Soil Environments*, 21, 741-770.
- Schwartz D., 1991. La couverture pédologique de l'Afrique centrale atlantique. III R. Lanfranhi et D. Schwartz (eds) - Paysages quaternaires de l'Afrique centrale atlantique. *Didactiques, Edition ORSTOM*, 52-59.
- Ségalen P., 1966. Le processus de ferrallitisation et ses limites. In : Les sols ferrallitiques. *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie*, 4 (4), 15-20.
- Ségalen P., 1994. Les sols ferrallitiques et leur répartition géographique. Tome 1 : Introduction générale des sols ferrallitiques : leur identification et environnement immédiat. *ORSTOM*, 579 p.
- Senesi N. and Loffredo E., 2005. Metal ion complexation by soil humic substances. *Chemical Processes in Soils*, 563-617.
- Shackleton C.M., 2003. The prevalence of use and value of wild edible herbs in South Africa. *South African Journal of Science*, 99, 23-25.
- Shackleton C.M., Pasquini M.W., Drescher A.W., 2009. African indigenous vegetables in urban agriculture. *Earthscan*, London, 298 p.
- Shuman L.M., 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Science*, 140 (1), 11-22.
- Silveira M.L., Alleoni L.R.F., O'Connor G.A., Chang A.C., 2006. Heavy metal sequential extraction methods—A modification for tropical soils. *Chemosphere*, 64 (11), 1929-1938.
- Soriano-Disla J.M., Speir T.W., Gomez I., Clucas L.M., McLaren R.G., 2010. Evaluation of Different Extraction Methods for the Assessment of Heavy Metal Bioavailability in Various Soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 213 (1-4), 471-483.
- Sparks D.L., 2003. Environmental Soil Chemistry, 2nd ed., *Academic Press*, San Diego, 352 p.
- Speir T.W., van Schaik A.P., Hunter L.C., Ryburn J.L., Percival H.J., 2007. Attempts to derive EC50 values for heavy metals from land applied Cu-, Ni-, and Zn-spiked sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 539-549.
- Sposito G., 1989. The chemistry of soils. *Oxford University Press*, New York, 277 p.
- Sposito G., 2004. The Surface Chemistry of Natural Particles. *Oxford University Press*, New York, 242 p.
- Sposito T., 2010. Agriculture urbaine et périurbaine pour la sécurité alimentaire en Afrique de l'Ouest. Le cas des micro-jardins de la municipalité de Dakar. *Thèse de Doctorat. Université de Milan*, 232 p.
- Stevenson, F. J., and Fitch, A., 1986. Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*, 17, 29-58.
- Stumm W., and Morgan J.J., 1996. Aquatic Chemistry : Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3rd ed. *Wiley*, New York.
- Sukopp H., Wurzel A., 2003. The Effects of Climate Change on the Vegetation of Central European Cities. *Urban Habitats*, 1 (1), 66-72.
- Tack F.M.G., Verloo M.G., 1995. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis : A review. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 59, 225-238.

- Tam N.F.Y. et Wong Y.S., 1996. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. *Environmental Pollution*, 94 (3), 283-291.
- Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry*, 51, 844-850.
- Tessier A., and Turner D.R., 1995. Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems, IUPAC Series on *Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems*, 3, Wiley, England, 696 p.
- Tipping E., Rieuwerts J., Panb G., Ashmorec M.R., Loftsa S., Hille M.T.R., Faragob M.E., Thornton I., 2003. The solid-solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales. *Environmental Pollution*, 125 (2), 213-225.
- Ulrich B., Sumner M.E., 1991. Soil acidity. *Springer-Verlag*, Berlin, 224 p.
- Ullrich S.M., Ramsey M.H. and Helios-Rybicka E., 1999. Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. *Applied Geochemistry*, 14 (2), 187-196.
- Ure A., 1996. Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *Science of the Total Environment*, 178, 3-10.
- Ure A.M., Davidson C.M., Thomas R.P., 1995. Single and sequential extraction schemes for trace metal speciation in soil and sediment. Quality assurance for environmental analysis. Method evaluation within the measurements and testing programme (BCR). Quevauviller P. et al., *Elsevier*, 17, 505-523.
- USDA – United States Department of Agriculture, 1999. Oxisols maps, http://soils.usda.gov/technical/classification/orders/oxisols_map.html.
- Van Breemen N., 1991. Soil acidification and alkalization. In Soil acidity - chapter 1. *Springer, Berlin*, 1-7.
- Van Lierop W., 1990. Soil pH and lime requirement determination. In Soil testing and plant analysis, third edition. *Soil Science Society of America*, 73-126.
- Violante A., Krishnamurti G.S.R. and Huang P.M., 2002. Impact of organic substances on the formation and transformation of metal oxides in soil environments. Interactions Between Soil Particles and Microorganism : Impact on the Terrestrial Ecosystem, 8, 133–188.
- Wright R.J., Baligar V.C., Murramn R.P., 1991. Plant-soil interaction at low pH. *Kluwer Academic Publishers*, Dordrecht, 1104 p.
- Zhang M.K., He Z.L., Stoffella P.J., Calvert D.V., Yang X. and Sime P.L., 2003. Concentrations and solubility of heavy metals in muck sediments from the St. Lucie Estuary, U.S.A. *Environmental Geology*, 44 (1), 1-7.

Chapitre 2 : Matériels et méthodes

II.1. Présentation des villes de Libreville et Ntoun

II.1.1. Localisation géographique (figure II.1)

Libreville, capitale politique et administrative du Gabon, est située sur la côte nord-ouest du pays, dans la province de l'Estuaire. Elle s'étend sur un rayon de 23 km du Port Môle jusqu'au village Essassa (PK 23) et du Cap Estérias (Nord de la ville) au Pont Nomba (sud de la ville, limite avec la commune d'Owendo). Sa superficie est estimée à 100 km² environs (Hulbert et *al.*, 2006). Ses coordonnées géographiques sont : 0°27' de latitude Nord et 9°25' de longitude Est. Logée au bord de la mer, la ville de Libreville s'élève à une altitude de 12 m. Au nord de la ville se trouve le delta du fleuve Komo, qui se jette dans l'océan Atlantique. La ville est parcourue de nombreux petits cours d'eau. Elle est située à l'Ouest de sa plus proche voisine, Ntoun.

Ntoun, chef-lieu du département du Komo-Mondah dans la province de l'Estuaire, est située à 37 km à l'Est du point zéro de Libreville. Elle a une altitude de 170 m et est située à 0°22' de latitude Nord et 9°46' de longitude Est. La population de Ntoun est estimée entre 8 800 et 11 169 habitants (Wikipédia, 2011 ; Organisation Mondiale de la Santé OMS, 2009).

II.1.2. Climat

Le climat de la province de l'Estuaire est de type équatorial, chaud et humide. Il est caractérisé par 4 saisons : une grande saison sèche de juin à septembre, une petite saison des pluies d'octobre à mi-décembre, une petite saison sèche de mi-décembre à février et une grande saison des pluies de mars à juin (Figure II.2). La région de l'Estuaire, présentant des isohyètes annuelles entre 2.500 et 4.000 mm, est la plus pluvieuse du Gabon. La pluviosité croît régulièrement de l'intérieur vers la côte et du sud vers le nord (Delhumeau, 1969). La température moyenne oscille entre 25 et 28°C, avec des minima de 18°C en juillet, et des maxima de 35°C en avril. L'évapotranspiration est en moyenne de 1 400 mm/an. Le degré hygrométrique est en général supérieur à 80%, atteignant 100% en saison des pluies. Le climat de la région est très agressif à l'égard des roches et des sols et entraîne un intense lessivage des bases, d'où la forte désaturation de ces sols.



Figure II.1 : Plan de la ville de Libreville

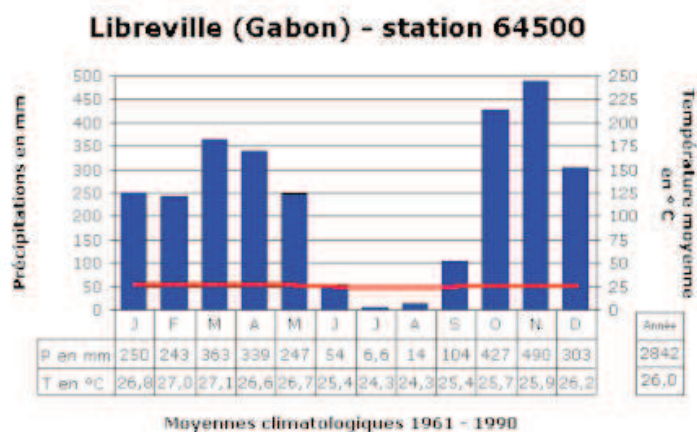


Figure II.2. Diagramme ombrothermique de Libreville (Dauby, 2007)

II.1.3. Relief

Le relief de Libreville et de sa banlieue Ntoun est fort vallonné. Les villes sont implantées sur un relief collinaire lié à l'existence des petits bassins versants perpendiculaires à la mer. Les pentes peuvent être fortes. Il s'agit d'une pénégplaine ancienne qui conduit à une succession de collines peu élevées à pentes plus ou moins importantes entraînant une érosion assez forte des sols. Remblayés par les alluvions, les fonds sont fréquemment marécageux. Les vallées sont drainées par un réseau dense de petits ruisseaux. Seule la partie Ouest et côtière de Libreville a un relief plat avec présence de signes d'ennoyage : de vastes mangroves à palétuviers remontant très loin dans les estuaires au même titre que la marée (Delhumeau, 1969).

II.1.4. Géologie

Le bassin sédimentaire côtier couvre environ 50.000 km² (Figure II.3). Il est subdivisé en deux parties par le horst de Lambaréné-Chinchoua : le bassin intérieur ou oriental de 12.250 km² et le bassin Atlantique ou occidental de 40.000 km² environ. Le bassin oriental correspond à un synclinal faillé au long de son axe (Clist, 2005).

Le bassin sédimentaire côtier du Gabon a vu son histoire débiter au Permo-Carbonifère (le Paléozoïque) avec l'apparition de dépôts sédimentaires détritiques et chimiques qui peuvent être métamorphiques (Clist, 2005 ; AGG, 1999) (Figure II.3). C'est la période au cours de laquelle se sont déposées les séries grés-argileuses de N'Khom et d'Agoula. A partir du Jurassique supérieur la phase de rifting précurseur de l'ouverture atlantique délimite le cadre

dans lequel va s'effectuer la sédimentation: l'individualisation entre bassin intérieur et bassin atlantique est déjà amorcée. La sédimentation lacustre, gréso-argileuse est déformée précocement par une tectonique en "blocs basculés" compliquée par des phénomènes d'argilocynèse.

La phase d'ouverture proprement dite correspond au dépôt d'une importante série salifère et aux dolomies du Madiéla inférieur (Crétacé) suivie par l'apparition d'une importante flexure dans le bassin atlantique à partir de laquelle va se constituer un prisme d'accrétion qui progresse encore vers le large actuellement. L'architecture de ce prisme est influencée par les variations de l'eustatisme et de la subsidence et par le jeu de failles listriques et d'une intense halocynèse.

Ce bassin, pour sa partie émergée, constitue une zone extrêmement plate, souvent marécageuse où l'interprétation de l'image radar est très ardue en raison de l'importance de formations plus ou moins meubles de recouvrement. Un certain nombre de renseignements intéressants ont été néanmoins enregistrés. C'est le cas des grès de N'Dombo, des calcaires de Sibang, de la formation des cirques de Grand Bam Bam, etc... (AGG, 1999).

II.1.5. Pédologie

Les sols de la région de l'Estuaire (Figure II.4) sont majoritairement ferrallitiques avec des « îlots » de sols minéraux bruts et de podzols. Tous les sols sont marqués par ce type d'évolution soit activement ou passivement par la nature de leurs constituants. Ils présentent un grand nombre de caractères communs tant physiques que chimiques :

- Une structure généralement bien développée entraînant un bon drainage interne.
- Un taux de matière organique assez élevé évoluant bien mais donnant surtout des composés fulviques particulièrement acides.
- Un complexe d'échange peu important en relation avec des argiles à faible capacité d'échange et reposant essentiellement sur la capacité d'échange des composés organiques.
- Une désaturation très poussée de ce complexe d'échange d'où une pauvreté extrême de ces sols en éléments minéraux échangeables.
- Un pH très bas corollaire du lessivage des bases, et du type d'évolution de la matière organique.

Il en résulte que la nature de la roche mère constitue le principal facteur de différenciation des sols, se faisant sentir essentiellement dans la composition texturale (Delhumeau, 1969).

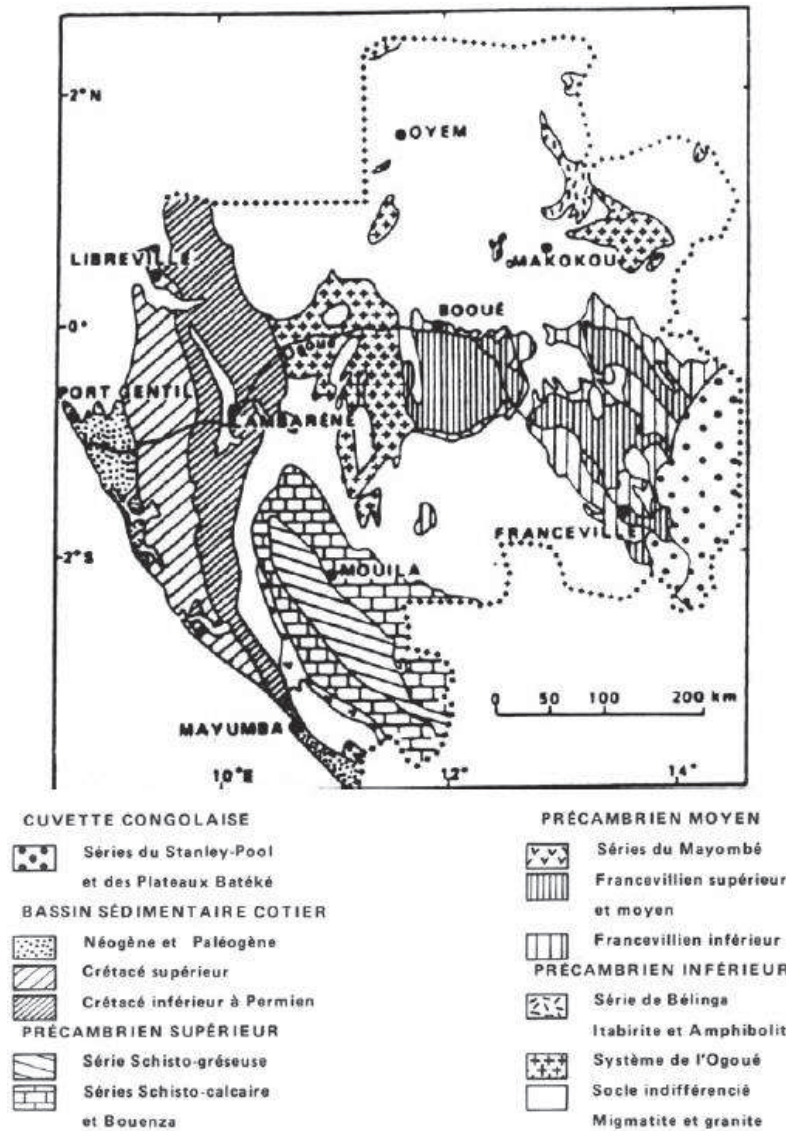


Figure II.3 : Carte géologique du Gabon (Clist, 2005)

II.1.6. Population

Le Gabon est l'un des pays les plus urbanisés d'Afrique (73 % de la population vit dans les villes). Libreville, la capitale, et la plus importante ville du pays, abrite à elle seule 648 000 habitants, soit près de la moitié de la population du pays. Avec une superficie de 100 km², la densité de la population librevilloise est d'environ 6500 habitants par km². Sa voisine, Ntoundou, compte 8 765 habitants (Organisation Mondiale de la Santé OMS, 2009). L'exode rural, dont

les principales causes sont la faiblesse de la population et le désintérêt des autorités et de la population pour l'activité agricole suite à la découverte des ressources pétrolières du pays, additionné à l'afflux important d'immigrants venus chercher fortune dans cet Eldorado régional, a contribué à l'accroissement de la population urbaine, composée principalement de jeunes. En effet, 48 % des habitants de Libreville ont moins de 18 ans (Mouafo et *al.*, 2009).

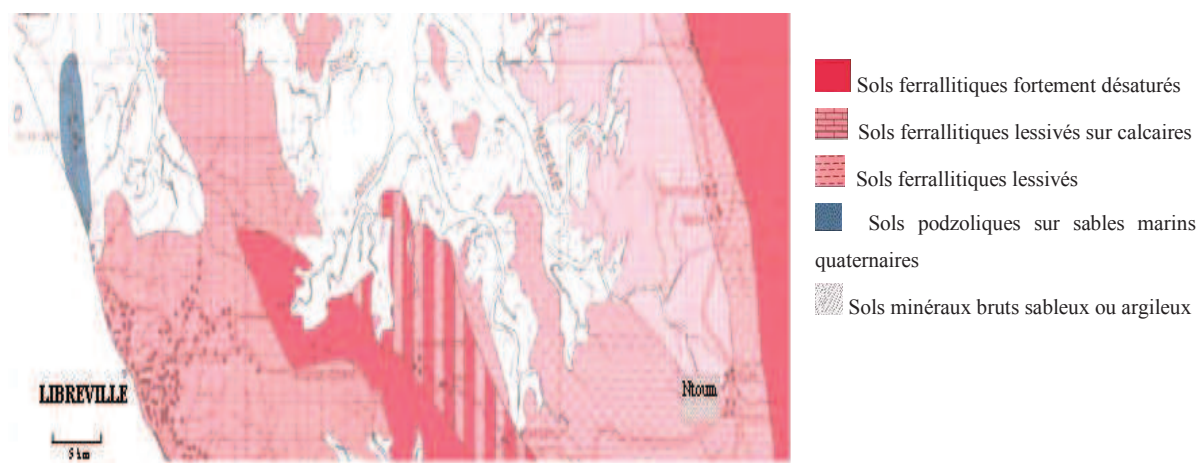


Figure II.4 : Carte pédologique de la région de l'Estuaire (Delhumeau, 1969)

II.2. Enquêtes sur le maraîchage dans la région de Libreville

La production maraîchère en zone périurbaine à Libreville et dans les grandes villes du pays est encadrée par l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (IGAD). Créée en juin 1992 par AGRISUD, l'Etat Gabonais et Elf Gabon, l'IGAD a des objectifs qui peuvent être résumés en trois points essentiels :

- le développement d'un tissu agricole périurbain de type privé sous une forme d'agriculture sédentaire intensive et protectrice de l'environnement ;
- l'approvisionnement des marchés urbains en produits frais locaux ;
- la recherche-développement sur la valorisation des potentialités agricoles et para-agricoles.

Les projets de développement mis en œuvre avec la participation de l'IGAD ont, en 1997, concerné 191 exploitations en activité couvrant 60 ha cultivés, et produisant 1 600 tonnes de produits maraîchers pour un chiffre d'affaires de 500 millions FCFA (750 000 euros).

Par ailleurs, grâce aux formations dispensées au sein de la structure et à des immigrants de pays africains, principalement le Ghana et le Burkina Faso, de nombreuses exploitations ont été

induites spontanément. Par exemple, le maraîchage librevillois est passé de 50 exploitations en 1992 à plus de 500 en 2004 et a permis une baisse des importations vivrières de l'ordre de 40%. Les 2 centres d'apprentissage de l'IGAD ont accueilli 760 personnes depuis leur création en 1996 (Ministère de l'agriculture, de l'élevage et du développement rural, 2005).

Depuis sa création, l'IGAD a réalisé deux importantes enquêtes auprès des maraîchers :

- la première, suivie par Balitau et Renardet (2002), avait pour objectif général de réaliser un état des lieux de la situation du maraîchage "indépendant" dans la zone périurbaine proche de Libreville ;
- et la seconde, encadrée par Edou Edou (2006), qui venait en complément de celle de Balitau et Renardet, en approfondissant l'analyse des systèmes d'exploitation : définition d'une typologie des exploitations aboutissant à une modélisation technico-économique des types identifiés. La présentation des résultats économiques réalisés par chacun des systèmes a permis de dégager des pistes d'intervention pour améliorer les revenus des producteurs.

II.2.1. Déroulement des enquêtes

Nous avons choisi de conduire à notre tour des enquêtes en 2008-2009. Celles-ci font suite à des études préliminaires réalisées par notre équipe. La première étude, réalisée sur le sol manganésifère de Moanda (au sud du Gabon), visait à évaluer le transfert de sept éléments importants sur le plan nutritionnel (calcium, magnésium, potassium, sodium, fer, manganèse, zinc) et d'un métal non essentiel, l'aluminium, du sol aux légumes et plantes vivrières par la détermination de la teneur des métaux dans ce sol et les parties consommées de ces plantes. Les résultats ont montrés que le manganèse et le fer avaient, dans les parties consommées de certaines plantes, des teneurs supérieures aux valeurs limites autorisées (Annexe B). Ce constat nous a conduits à étudier ce transfert dans un véritable milieu urbain.

La bibliographie montre que l'interaction agriculture-ville conduit parfois à une pollution métallique des sols urbains (Nabulo et *al.*, 2011 ; Nabulo et *al.*, 2010 ; Pasquini, 2006 ; Singh et *al.*, 2010). L'objectif de notre deuxième étude était donc d'évaluer le transfert des éléments cadmium, cuivre, fer, manganèse, plomb et zinc de deux sols maraîchers urbains aux légumes-feuilles qui y étaient cultivés. Les résultats ont montré que bien que la teneur de certains métaux ait été trouvée supérieure à la limite autorisée dans les sols agricoles, celle-ci ne présentait aucun risque pour la santé des plantes et de leurs consommateurs. Par contre,

une forte acidification des deux sols cultivés par rapport à leurs témoins (supérieure à deux unités de pH) a été révélée. Les détails de ces résultats seront présentés dans cette thèse (chapitre 3). Nous voulions donc savoir si cette conclusion était généralisable à toute l'agriculture urbaine de Libreville et quelles en sont les causes.

Nos enquêtes, réalisées auprès des maraîchers de Libreville et Ntoun, avaient pour objectifs de :

- *Connaître l'exploitant et son exploitation* par la détermination du profil du producteur, la taille de la famille agricole, le mode d'acquisition des terres, le parcellaire ;
- *Préciser les pratiques culturales, de fertilisation et d'irrigation* adoptées par l'exploitant agricole en collectant auprès de lui les données sur les espèces cultivées, les fertilisants, le système d'irrigation, le système de culture.

Pour que les actes techniques soient pleinement révélateurs des décisions de l'agriculteur, il faut qu'ils soient replacés dans le fonctionnement de l'exploitation agricole et dans son histoire (objectifs poursuivis par l'exploitant, main-d'œuvre dévolue à l'activité maraîchère...). Comme le producteur est le mieux placé pour parler du fonctionnement de l'exploitation agricole, nous avons privilégié les entretiens directs avec lui. Chaque exploitation a ainsi été visitée au moins deux fois. Le nombre d'enquêtés a été réduit à cause de la réticence affichée de certains maraîchers d'une part et des contraintes temporelles de présence en France et au Gabon, réduisant le temps passé dans la zone d'étude d'autre part. En effet, certains exploitants, particulièrement des étrangers, nous ont révélé recevoir souvent des visites incommodes des agents de la force et de l'administration publiques. Notre passage était alors perçu comme un espionnage de fonctionnaires des Ministères de la Santé Publique ou de l'Agriculture ou d'agents des forces de l'ordre qui seraient là au profit de structures de répression. D'autres n'ont pas voulu répondre à notre questionnaire parce que, ne faisant pas parti d'un organisme reconnu (Ministère de l'Agriculture, IGAD...), notre équipe n'était pas habilitée à travailler avec eux. Par ailleurs, depuis le début de mon séjour au laboratoire LCP pour cette thèse, je n'ai pu repartir sur le terrain que deux fois : un premier séjour de six (6) mois en 2008 qui m'a permis de réaliser les enquêtes et d'effectuer les différents prélèvements, et un second séjour de trois (3) mois en 2009 afin de continuer les prélèvements sur le terrain, de préparer les échantillons et de commencer certaines analyses.

II.2.2. Dispositif d'enquêtes

Les enquêtes ont été réalisées auprès d'un échantillon de 9 sites maraîchers correspondant à 40 exploitations agricoles, dont 24 à Libreville et 16 à Ntoun, représentatif des hétérogénéités observées. Cet échantillonnage a notamment tenu compte de la typologie réalisée lors de l'étude d'Edou Edou (2006). Celui-ci s'appuie sur la répartition de la ville de Libreville par la mairie en cinq (5) zones. Pour notre étude, les exploitations ont été choisies parmi celles situées sur les façades nord et est de la ville. Ce qui correspond à trois (3) zones de la ville (cf. Tableau II.1) :

- La Zone Nord : le suivi a eu lieu dans les quartiers Premier Campement **PRE**, Alibandeng **ALI** ;
- La Zone Centre-Nord : Bas de Gué-Gué **BAS**, Camp de Gaulle **CAM**, Charbonnages **CHA** ;
- La Zone Est : Sibang-Iphamétra **IPH**, Sibang-PK8 **SIB**, Melen-PK11 **MEL**.

Tableau II.1 : Répartition des exploitants par zones enquêtées

Zone	Site	Désignation	Nombre d'exploitants interrogés
Nord	Premier Campement	PRE	2
	Alibandeng	ALI	4
Centre-Nord	Bas de Gué-Gué	BAS	4
	Camp de Gaulle	CAM	1
	Charbonnages	CHA	3
Est	Sibang-Iphamétra	IPH	6
	Sibang-PK8	SIB	2
	Melen-PK11	MEL	2
Ntoun	Ntoun	NTO	16

Les exploitations de Ntoun **NTO** sont toutes situées en face de la cimenterie, sur un vaste terrain aménagé depuis longtemps pour la pratique du maraîchage. Au lendemain de l'indépendance du pays, une vaste étendue de terrain avait été aménagée par les autorités dans le but d'approvisionner en légumes frais et en toutes saisons la capitale et la ville voisine de Ntoun. Après décapage de la forêt qui s'y trouvait, une couche de « terre noire » avait été ajoutée comme premier apport de matière organique. La zone a été répartie en parcelles de 1 hectare sur lesquelles des habitations (une par parcelle) furent construites. Des nationaux y furent installés avec leurs familles et formés aux pratiques maraîchères.

Les maraîchers du Gabon cultivent en plein air ou sous des abris de fortune (figure II.5 et figure II.6) qui leur permettent de limiter les effets des intempéries sur les cultures et l'évapotranspiration. A l'issue des discussions avec les maraîchers, une à trois exploitations par site faisaient l'objet d'un échantillonnage des sols en vue de leur analyse.



Figure II.5 : Cultures de persil et coriandre sous abri (Bas de Gué-Gué)



Figure 6 : Cultures d'amarante (Sibang-Iphamétra, Charbonnages) et chou (Camp de Gaulle) en plein air

II.2.3. Description des variables utilisées

Dans la présente étude, deux types de variables sont utilisées : les variables quantitatives et les variables qualitatives. Il existe trois variables quantitatives : l'âge de l'exploitant et celui de l'exploitation, et la superficie de la parcelle. Les variables restantes sont toutes qualitatives et concernent entre autres les déterminants socio-économiques, l'accès au foncier, le mode de fertilisation... Le tableau II.2 présente la définition des variables utilisées et le codage retenu pour l'exploitation statistique des résultats (Annexe A.1).

Tableau II.2 : Codification des variables utilisées

N°	Définition de la variable	Modalités/Codage
1	Age du maraîcher	1=15-25 ans 2=26-35 ans 3=36-45 ans 4=46-55 ans 5=56-65 ans 6=66 ans et plus
2	Origine géographique	1=Gabon 2=Afrique Centrale 3=Afrique de l'Ouest
3	Sexe	1=Femme 2=Homme
4	Statut conjugal	1=Marié 2=Célibataire
5	Niveau d'étude	1=Primaire 2=Secondaire 3=Supérieur
6	Participation aux formations agricoles	1=Oui 2=Non
7	Régime foncier	1=Don de l'Etat 2=Propriétaire 3=Location
8	Typologie des sols	1=Terrain plat 2=Marécage 3=Pente
9	Superficie exploitée	1=500-2000 m ² 2=2000-4000m ² 3=4000 m ² et plus
10	Durée de l'exploitation	1=0-4 ans 2=5-9 ans 3=10-14 ans 4=15-19 ans 5=38 ans
11	Irrigation	1=Rivière 2=Puits 3=SEEG 4=Irrigation via rivière
12	Main-d'œuvre permanente	0=0 personne 1=1 personne 2=2 personnes
13	Main-d'œuvre ponctuelle	0=Non 1=Familiale 2=Salariée
14	Système de culture	1=Sous abri 2=Plein air 3=Les deux systèmes
15	Fertilisants utilisés	1=Fiente de volaille 2=Compost 3=NPK 4=Urée 5=Superphosphate
16	Activité d'élevage	1=Oui 2=Non
17	Facteurs de choix des cultures	1=Effet de mode 2=Appréciation du marché 3=Facilité de travail
18	Espèces cultivées	1=Légumes-feuilles 2=Légumes-fruits 3=Aromates

II.3. Echantillonnages

Quatre études ont fait l'objet de prélèvements sur sites. Une première étude (en 2006) réalisée à proximité d'une petite ville minière, Moanda. Les résultats de cette étude ont conduit à nous intéresser à l'agriculture urbaine récente à Libreville. Les conclusions de la deuxième étude (en 2008) ont permis de réaliser l'enquête auprès de maraîchers à Libreville et Ntoun. Deux campagnes de prélèvements post-enquêtes ont été réalisées sur certaines des parcelles visitées. Cette section décrit les échantillonnages réalisés pour les différentes études. Selon le cas, il s'agit d'un échantillonnage de sols avec ou sans un échantillonnage de plantes cultivées sur la parcelle.

II.3.1. Sol manganésifère de Moanda

Les échantillons de sols et de plantes analysés dans ce travail ont été prélevés en mai 2006 dans la forêt (sol témoin) et dans des plantations situées à 15 km de la ville de Moanda. Il s'agit d'un sol noir caractéristique des sols de la région, riches en manganèse, et des parties des plantes présentées dans le tableau II.3. Les cultures sont pratiquées dans une zone forestière selon la séquence suivante : défrichage, abattage d'arbres et brûlis, nettoyage et ensemencement. Après la période de récolte, les sols sont laissés en jachère pendant plusieurs années avant de nouvelles cultures.

Les échantillons de sols de surface (0 – 10 cm) ont été prélevés en 5 points distants d'environ 5 mètres et formant une croix sur des parcelles cultivées (sol dans la zone racinaire) et dans le sol témoin. Les sols de chaque parcelle ont été mélangés afin de former un échantillon composite.

Les plantes ont été prélevées à maturité, 2 à 5 kg de poids frais par partie consommée. On a pris soin de récolter des échantillons de plantes sur la même parcelle que les échantillons de sols cultivés. Les plantes sélectionnées sont répertoriées dans le tableau II.3.

L'analyse physico-chimique du sol et le transfert des métaux vers la plante ont été réalisés (Annexe A.3).

Les résultats de cette première étude sont présentés dans l'**Annexe B** de ce manuscrit de thèse.

Tableau II.3 : parties des plantes étudiées

Nom courant de la plante	Parties consommées	Nom scientifique de la plante
Piment	<i>Fruits</i>	<i>Capsicum frutescens</i>
Nkoumou	<i>Feuilles</i>	<i>Gnetum africanum</i>
Gombo	<i>Fruits</i>	<i>Abelmoschus calei</i>
Aubergine	<i>Fruits</i>	<i>Solanum melongena</i>
Citronnelle	<i>Feuilles</i>	<i>Cymbopogon citratus</i>
Igname	<i>Tubercules</i>	<i>Dioscorea spp</i>
manioc	<i>Feuilles</i>	<i>Manihot esculenta Crantz</i>
	<i>Tubercules</i>	
amarante	<i>Feuilles</i>	<i>Amaranthus cruentus L.</i>
Oseille à petites feuilles rouges	<i>Feuilles</i>	<i>Hibiscus sabdariffa</i>
Oseille à large feuilles vertes	<i>Feuilles</i>	<i>Hibiscus sabdariffa</i>

II.3.2. Etude de l'impact de l'agriculture sur la qualité du sol et du transfert métallique sol-plante sur deux sites maraîchers de la région de Libreville

Pour cette étude, deux sites de production de légumes parmi les plus anciens de la région ont été sélectionnés. Il s'agit des zones maraîchères d'Alibandeng près de l'aéroport et de Sibang-PK8 sur la Route Nationale 1, qui sont toutes deux exploitées depuis seize années. Ce sont des zones marécageuses, plates, à forte densité de population.

Les échantillons de sols de surface (0 – 10 cm) ont été prélevés en février 2008 en 3 points (soit 3 répliqués d'échantillons par site) sur des parcelles cultivées (sol dans la zone racinaire) et non cultivées (témoins). Un sol témoin, exempt de tout impact anthropique, est difficile voire impossible à trouver en milieu urbain. En effet, il arrive très souvent que la parcelle cultivée soit entourée d'habitations, de dépôts de déchets ménagers ou industriels, de routes... Nous avons donc choisi les sols qui, après discussions avec les riverains, n'avaient jamais été cultivés ou dont la date des dernières cultures était la plus éloignée possible. Il fallait donc s'éloigner du site de plusieurs dizaines, voire d'une centaine de mètres pour effectuer le prélèvement du sol témoin.

Les légumes échantillonnés sont tous des légumes-feuilles. Il s'agit de l'amarante (*Amaranthus cruentus* L.), l'oseille (*Hibiscus sabdariffa*), la laitue (*Lactuca sativa*), le chou de Chine (*Brassica chinensis*). Les plantes ont été prélevées à maturité et séparées en tiges, feuilles et racines.

II.3.3. Analyse statistique sur l'impact du maraîchage sur les sols de surface

Cette campagne d'échantillonnage a eu lieu entre août et septembre 2009. Afin de déterminer l'impact des cultures sur les propriétés des différents sols visités lors de notre enquête, l'échantillonnage a été réalisé, pour chaque site, sur une à trois parcelles cultivées, selon l'âge de l'exploitation, et sur un sol témoin exempt au mieux de toute activité agricole.

Le prélèvement des sols sur chaque parcelle a été effectué en trois répliqués sur le premier horizon (0-10 cm).

L'amarante est un légume consommé par la quasi-totalité des ménages de la région. La littérature fait état de sa capacité à accumuler les métaux (Nabulo et *al.*, 2010 ; Sridhara Chary

et *al.*, 2008 ; Zhang et *al.*, 2010). Il a donc paru judicieux de déterminer les teneurs en métaux de cette plante. L'amarante est cultivée sur six des neuf sites maraîchers que nous avons suivis. Les plantes ont été récoltées à maturité, environ deux kilogrammes de poids frais sur chaque site, et séparées en tiges, feuilles et racines.

II.3.4. Etude en chronoséquence et en fonction de la profondeur sur deux sites maraîchers sélectionnés

Une dernière campagne de prélèvement a eu lieu en octobre 2009. Celle-ci avait pour objectif principal de mieux connaître l'effet de la durée de culture sur les propriétés des sols sur différents horizons. Pour ce faire, l'échantillonnage a été effectué sur 2 sites :

1. Le site périurbain de Ntoun, le plus ancien cultivé de la zone, 38 ans d'exploitation, où les horizons furent prélevés sur un sol cultivé choisi parmi les plus impactés par les cultures maraîchères, un premier sol témoin correspondant à la forêt originelle, et un deuxième témoin correspondant à une des parties aménagées pour le maraîchage mais qui n'a jamais été cultivée. Trois (3) horizons ont été échantillonnés pour chacun des sols, 0-20 cm, 20-40 cm et 40-60 cm. L'objectif était d'examiner le comportement des différents paramètres sur plusieurs horizons des sols en fonction du traitement subi par ces derniers (aucun traitement, décapage puis reforestation, cultures maraîchères).
2. Le site urbain des Charbonnages, avec une parcelle témoin et deux parcelles de durées d'exploitation différentes, 5 ans et 10 ans. L'échantillonnage d'un témoin en milieu urbain est ardu car, à la différence du site périurbain de Ntoun, tous les sols autour des jardins maraîchers ont été impactés, d'une manière ou d'une autre, par les activités de l'homme. Nous avons donc choisi comme témoin, après discussion avec les riverains, un sol recouvert de hautes herbes, qui n'avait pas accueilli récemment de cultures. Sur ce site, les sols des deux parcelles et du témoin ont été échantillonnés sur deux horizons, 0-20 cm et 20-40 cm. Le but était de comparer, sur chaque horizon, les différents paramètres étudiés en fonction de l'âge des exploitations (0, 5 et 10 ans).

II.4. Caractérisation physico-chimiques

II.4.1. Préparation des échantillons

Les échantillons collectés sur les sites ont subi un traitement différent selon qu'il s'agissait de sols ou de plantes.

II.4.1.1. Préparation des échantillons de sols

Chaque prélèvement a été effectué après avoir écarté la litière. Lors des trois premières campagnes, les sols ont été recueillis à l'aide d'une petite pelle plantoir. Nous avons, au cours de la dernière campagne, utilisé une tarière manuelle qui prélevait des carottes homogènes de 20 cm. Pour chacun des sols et des horizons, trois prélèvements ont été effectués en trois points distincts. La quantité de sol recueillie variait entre 500 et 1000 grammes. Les échantillons ont été séchés à l'air à température ambiante ; les racines et les résidus ont été éliminés. Les agrégats ont été cassés et les sols passés sur un tamis de mailles à 2 millimètres. Ils ont ensuite été stockés dans des sacs en plastique. Pour la majorité des analyses, la préparation des échantillons de sols a été réalisée selon la norme AFNOR NF X31-412 (AFNOR, 1994). Une partie de chaque échantillon de sol, environ 250 grammes, a été broyée à une granulométrie inférieure à 200 μm . Le broyage s'effectue dans un broyeur RETSCH zm 1000 muni de lames en tungstène et tamis en titane. Ils ont ensuite été stockés dans des sacs en plastique

II.4.1.2. Préparation des échantillons de plantes

Après prélèvement, les échantillons ont été lavés, d'abord abondamment à l'eau de robinet, puis trois fois à l'eau distillée et enfin à l'eau désionisée. Ils sont ensuite séchés à l'air à température ambiante, séparés en tiges, feuilles et racines, séchés à nouveau à 40°C, broyés finement à l'aide d'un broyeur IKA M20 avec un couteau en carbure de tungstène et conservés dans des sacs en plastiques.

II.4.2. Les méthodes analytiques

La caractérisation physico-chimique des sols et des plantes a été réalisée à partir de techniques normalisées AFNOR (1994), ISO ou référencées dans la littérature (Annexe A.3). L'ensemble des échantillons de sols tamisés à 2 mm est transmis au laboratoire d'analyse des sols de l'INRA d'Arras pour analyses. Un doublon de cette fraction des échantillons est conservé au laboratoire pour y réaliser des analyses complémentaires. La détermination de la teneur des éléments métalliques a été l'analyse réalisée sur les plantes.

II.4.2.1. Analyse des sols

Les analyses physico-chimiques pratiquées pour cette étude sont : pH, conductivité, granulométrie, azote Kjeldahl, carbone organique total, capacité d'échange cationique, phosphore assimilable, cations échangeables, métaux totaux, et fraction mobilisable des métaux.

II.4.2.1.1. Analyses effectuées à l'INRA d'Arras

Les analyses de granulométrie, capacité d'échange cationique (CEC), phosphore assimilable, cations échangeables (proton, calcium, magnésium, potassium, sodium, aluminium, fer, manganèse) ont été confiées à un laboratoire extérieur, le laboratoire d'analyses des sols de l'INRA d'Arras. 100 g de chaque échantillon de sol séché à l'air, tamisés à 2 mm, ont été préparés et envoyés pour ces analyses.

❖ Granulométrie 5 fractions sans décarbonatation, unité g/kg

On détermine, selon la norme NF X 31-107, les proportions des classes de particules suivantes :

Argiles : $< 2 \mu\text{m}$

Limons fins : $2 \mu\text{m}$ à $20 \mu\text{m}$

Limons grossiers : $20 \mu\text{m}$ à $50 \mu\text{m}$

Sables fins : $0,050 \text{ mm}$ à $0,200 \text{ mm}$

Sables grossiers $0,200 \text{ mm}$ à $2,00 \text{ mm}$

La détermination des fractions les plus fines ($< 50 \mu\text{m}$) s'effectue au moyen de 3 prélèvements successifs (à la pipette dite de Robinson) dans une suspension de sol en cours de sédimentation. La fraction des sables fins est séparée par passage sur tamis de $50 \mu\text{m}$ et sous courant d'eau de la suspension après prélèvements des fractions fines.

Prélèvements et tamisage sont réalisés après destruction de la matière organique par l'eau oxygénée (H_2O_2) sur une prise d'essai d'environ 10 g. La dispersion finale est réalisée par un court passage aux ultrasons après addition de dispersant $[(\text{NaPO}_3)_6 + \text{Na}_2\text{CO}_3]$ et après avoir au préalable séparé les sables grossiers ($> 0,2 \text{ mm}$) par tamisage.

Les pesées après évaporation et séchage des fractions prélevées à la pipette permettent de déterminer les proportions des différentes classes granulométriques. Pour l'analyse des

résultats, les fractions sables ont été regroupées ainsi que les fractions limons. Ce qui conduit à trois classes granulométriques.

❖ *Phosphore méthode de Olsen, unité g/kg*

Initialement mise au point pour les sols calcaires, elle convient à une gamme de sols plus vaste. Elle utilise un réactif constitué de NaHCO_3 à 0,5 mol/l tamponnée à pH 8,5 par NaOH dans un rapport d'extraction masse/volume de 1/20 (Duval, 1963 ; Olsen et *al.*, 1954).

Le dosage du phosphore extrait s'effectue par spectrophotométrie à 825 nm après développement de la coloration d'un complexe phosphomolybdique selon le protocole décrit par Duval. La prise d'essai est de 2,5 g de sol broyé à 2 mm. La procédure utilisée est décrite dans la norme NF ISO 11263.

❖ *Capacité d'échange cationique (CEC), méthode de Metson, unité cmol⁺/kg*

La CEC correspond à la quantité de charges positives portées par les cations susceptibles d'être fixés, de façon réversible, sur les sites chargés négativement de certains constituants du sol. On distingue les sites à charges permanentes dont le nombre varie peu avec les conditions de milieu (minéraux phylliteux) et les sites à charges variables (matière organique) dont la quantité est fortement liée au pH.

La détermination de la CEC selon la méthode de Metson comprend trois étapes (Ciesielski et Sterckeman, 1997 ; Metson, 1956) :

- L'échantillon est d'abord saturé en ions ammonium (NH_4^+) par percolations successives d'une solution d'acétate d'ammonium ($\text{CH}_3\text{CO}_2\text{NH}_4$) à 1 mol/L. Le pouvoir tampon de cette dernière permet de ramener le pH du milieu aux environs de 7, ce qui constitue une des caractéristiques essentielles de cette méthode.
- Après avoir éliminé l'excès d'ions ammonium par percolations d'alcool éthylique, on procède ensuite à leur échange par une solution de chlorure de sodium à 1 mol/L.
- Les ions ammonium déplacés sont dosés par spectrophotométrie sur la solution précédente, une fois filtrée. Les concentrations trouvées sont converties en cmol⁺/kg (centimoles de charges positives par kilogramme de sol).

La prise d'essai est de 2,5 g de sol broyé à 2 mm. La procédure utilisée est décrite dans la norme AFNOR NF X 31-130.

❖ *CEC cobaltihexammine et cations échangeables : Extraction au chlorure de cobaltihexammine.*

Une solution de chlorure de cobaltihexammine ($\text{Co}(\text{NH}_3)_6\text{Cl}_3$), à $50 \text{ mmol}^+/\text{L}$ affecte peu le pH de l'échantillon mis en suspension. Cette caractéristique permet d'envisager la détermination de la quasi-totalité des cations échangeables quel que soit leur niveau d'acidité. L'extrait obtenu est utilisé à la fois pour la détermination de la CEC et celle des cations échangeables H^+ par titrimétrie et Ca, Mg, Na, K, Fe, Al, Mn par ICP-AES (Orsini et Remi, 1976).

Prise d'essai : la plus courante consiste à traiter 2,5 g d'échantillon broyé à 2 mm en présence de 50 mL de solution de cobaltihexammine à $50 \text{ mmol}^+/\text{L}$. La méthode est décrite dans la norme NF X 31-130.

Bien que ces deux méthodes de détermination de la CEC aient été utilisées dans les analyses, seuls seront présentés les résultats de la méthode à la cobaltihexammine car elle prend en compte plus ou moins le pH réel du sol.

II.4.2.1.2. Analyses effectuées au La Laboratoire CP-CEC à Marseille

La grande partie des analyses a été effectuée avec le matériel de notre Equipe Chimie de l'Environnement Continentale du Laboratoire Chimie Provence.

❖ *pH_{eau} et pH_{KCl}*

Les mesures de pH_{eau} et pH_{KCl} sont effectuées selon la norme ISO 10390. 10 g de sol sont mis en suspension dans 25 mL d'eau ultrapure (ou de chlorure de potassium, KCl à 1 mol.L^{-1}), agités pendant 1h à 150 tours par minute sur une table d'agitation va-et-vient type Ping-Pong 560, puis laissés au repos pendant une heure. Le pH est ensuite mesuré à l'aide d'un pH-mètre Orion 2 star Thermo Fisher.

Le pH_{eau} mesure l'acidité réelle et prend en compte les ions H_3O^+ libres dans la solution du sol. Le pH_{KCl} mesure l'acidité potentielle qui prend en compte les ions H_3O^+ libres dans la solution du sol et ceux déplacés par le KCl. La méthode est décrite dans la norme NF ISO 10390.

❖ *Conductivité*

La mesure de la conductivité électrique du sol est un outil précieux pour identifier les propriétés physico-chimiques du sol qui influencent les modes de rendement des cultures et

pour établir la variation spatiale de ces propriétés du sol (Corwin et Lesch., 2003). La conductivité électrique d'un liquide est fonction de sa concentration en électrolytes. La mesure de la conductivité permet d'obtenir rapidement une estimation de la teneur globale en sels dissous (chlorures, sulfates, carbonates...) par extraction à l'eau pure. Un échantillon de sol est mélangé avec de l'eau dans un rapport volumique 1:5 afin de dissoudre les électrolytes. La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'un conductimètre à une température de 20°C.

❖ *Densité apparente*

La densité est déterminée selon le protocole décrit par le CEAEQ (2009). Dans une fiole de 10 mL (V) préalablement tarée, on introduit l'échantillon de sol jusqu'au trait de jauge. La fiole, secouée cinq fois sur le côté afin de tasser l'échantillon, est pesée pour déterminer la masse de l'échantillon introduite (m). La densité de l'échantillon par rapport à l'eau pure est calculée selon la formule :

$$\text{densité} = \frac{\text{Volume de la fiole}}{\text{masse de l'échantillon} \times \rho_{\text{eau}}}$$

où ρ_{eau} est la densité de l'eau pure = 1.

❖ *Porosité*

La porosité d'un sol correspond aux volumes de vides qui permettent les transferts de la solution de l'eau nécessaire au développement et à la nutrition des cultures. Le protocole suivant permet sa détermination.

On introduit 50 à 100 g de sol tamisé à 2 mm dans un récipient. On y ajoute de l'eau jusqu'à ce qu'elle ne pénètre plus. Le récipient est à nouveau pesé. La fraction d'eau représente la porosité du sol.

$$\text{porosité} = \frac{\text{masse de l'eau}}{\text{masse du sol}} \times 100$$

❖ *Estimation de la teneur en eau au champ TEC*

Le contenu du récipient dans le protocole décrit ci-dessus est placé sur un tamis de mailles 50 μm préalablement taré. On laisse égoutter jusqu'à ce qu'aucune goutte ne tombe pendant environ une minute puis on pèse le tamis. La masse de l'échantillon et celle de l'eau restante sont déterminées et permettent de calculer la teneur en eau sur le terrain.

$$\text{Teneur en eau sur le terrain} = \frac{\text{masse de l'eau restante}}{\text{masse du sol}} \times 100$$

❖ *Carbone organique total (COT)*

La mesure du carbone organique total (COT) est un moyen indirect d'accéder à la quantité de matière organique dans le sol. La détermination des teneurs en COT a été faite à l'aide d'un analyseur de carbone organique total Shimadzu TOC-5050A relié à un module pour échantillons solides SSM-5000A. L'appareil permet de mesurer le carbone total (CT) et le carbone inorganique (CI). Ainsi, par différence, il calcule le COT :

$$\text{CT} - \text{CI} = \text{COT (exprimé en \%)}.$$

La mesure du CT est réalisée grâce à l'oxydation de la matière par combustion à 900°C dans un four. Le CI est lui, quantifié après acidification de l'échantillon avec quelques millilitres d'acide phosphorique (H₃PO₄ à 85%) dans un four à 200°C. Dans les deux cas, les réactions font que le CT et le CI sont transformés en CO₂. Ce dernier est alors entraîné par un courant d'oxygène vers une cellule de détection par infrarouge non dispersif (filtres interférentiels passe bande région 2400-2280 cm⁻¹). La prise d'échantillon est de l'ordre de 70 et 100 mg pour l'analyse du CI et du CT respectivement.

La précision de la mesure dépend notamment de la précision de la balance (0,1 mg). Les nacelles contenant les échantillons doivent être manipulées avec des pinces dépourvues de trace de carbone. Pour chaque échantillon, l'analyse a été répétée 3 fois pour vérifier la répétabilité des résultats et utiliser une moyenne représentative. Le coefficient de variation a également été calculé. Lorsque sa valeur était supérieure à 5%, l'analyse était répétée à nouveau. Les valeurs sont ensuite exprimées en mg.kg⁻¹. Régulièrement, quelques centaines de milligrammes de deux solutions de glucose (C₆H₁₂O₆) et d'hydrogénocarbonate de sodium (NaHCO₃) ont été utilisés pour étalonner le carbone total et le carbone inorganique (Mantzavinos *et al.*, 2001 ; Petitjean *et al.*, 2004 ; Vergnoux, 2009).

❖ *Taux de Matière organique (MO)*

En considérant que le carbone dans la matière organique des sols est en moyenne égal à 58%, un facteur de conversion de 1,724 a été utilisé afin d'estimer le taux de matière organique (MO en g/kg) dans les sols à partir des valeurs du COT (Abollino *et al.*, 2002).

❖ *Azote Kjeldahl NTK*

L'échantillon est digéré à l'aide d'acide sulfurique concentré, après addition du catalyseur de minéralisation ($\text{CuSO}_4 + \text{K}_2\text{SO}_4 + \text{Se}$). Le sulfate d'ammonium ainsi formé est distillé sous forme d'ammoniac en solution alcaline et titré par un excès de solution d'acide sulfurique 0,05M. L'excès d'acide est dosé par la soude 0,01M (AOAC, 1990 ; Bremner et Mulvaney, 1982).

❖ *Rapport C/N*

Ce rapport correspond au ratio COT / NTK. Il permet d'évaluer le degré d'évolution de la matière organique, c'est-à-dire son aptitude à se décomposer plus ou moins rapidement dans le sol.

❖ *Teneur en acides humiques et fulviques (Khalil, 2005)*

- 5 g de sol sont mis en suspension dans 90 mL de soude à 1 molaire ; on vérifiera que le pH est supérieur à 12. Le tout est mis en agitation sous atmosphère azote pendant 4 heures puis laissées au repos pendant 12 heures. Après une centrifugation à 3000 tr/min pendant 30 minutes et une pré-filtration sur filtre de verre à 1 μm , on effectue une filtration finale à 0,45 μm . Ce filtrat est récupéré et complété à 100 mL avec de l'eau UHQ : c'est la fraction des substances humiques totales (SHT) de notre substrat.
- A la fraction précédente, on ajoute 8 mL d'acide chlorhydrique concentré, on agite et l'on vérifie que le pH est bien inférieur ou égale à 2. Le tout est mis au repos pendant 12 heures pour la précipitation. Une filtration à 0,45 μm permet de récupérer le filtrat qui est la fraction fulvique (FF) dans laquelle se retrouvent les acides fulviques et les composés non-humiques.
- Le précipité solide qui a été retenu par le filtre est dissous dans 25 mL de soude à 0,1 molaire sous atmosphère azote : cette fraction représente les acides humiques (AH).

On notera que : $\text{SHT} = \text{AH} + \text{FF}$.

Les teneurs respectives en carbone organique des différentes fractions ont été évaluées par la détermination des concentrations en COT de chacune d'entre elles. L'analyseur de carbone organique utilisé est le même que celui employé pour l'analyse quantitative de la matière organique totale des sols (Shimadzu TOC-5050A) mais sans l'utilisation du module d'échantillons solides SSM-5000A puisque les échantillons sont liquides cette fois-ci (Petitjean et *al.*, 2004).

Le principe de l'appareil en mode liquide est plus ou moins semblable à celui en mode solide. Pour la mesure du COT, l'échantillon liquide traverse un tube à combustion rempli d'un catalyseur d'oxydation en platine et chauffé à 680°C. Le carbone est alors totalement transformé en CO₂. Après refroidissement, déshumidification et piégeage des halogènes, le gaz de combustion est entraîné par le gaz vecteur (O₂ pur) vers la cellule de détection (infrarouge non dispersif). Tout comme pour l'analyse de solides, l'analyse est répétée trois fois au minimum, voire plus pour atteindre un coefficient de variation inférieur à 5%. La droite d'étalonnage a été préalablement réalisée avec une solution d'hydrogénophthalate de potassium (C₈H₅KO₄) pour le COT. Le carbone inorganique a été préalablement ôté des échantillons par acidification avec l'acide chlorhydrique.

L'analyse qualitative spectroscopique des fractions de la matière organique a été réalisée le plus rapidement possible après extraction des SHT, puisque le fait de congeler les échantillons liquides est probablement susceptible d'avoir un impact sur l'aspect des spectres obtenus à travers la dénaturation de la matière organique dissoute (Vergnoux, 2009).

❖ *Spectroscopie UV-Vis*

Les spectres d'absorption UV-Vis ont été enregistrés à température ambiante. L'acquisition a été réalisée en utilisant une cuve en quartz de 1 cm et un spectrophotomètre UV-light Secomam. Les données ont été acquises et traitées grâce au logiciel LabPowerJ™ (Secomam). Les spectres ont été enregistrés avec une largeur de bande de 1 nm, entre 190 et 600 nm. De l'eau ultra pure (18 MΩ) à pH 2,0 a été utilisée comme blanc pour les substances humiques. Afin de se trouver dans la zone de linéarité pour la mesure de l'absorbance, les échantillons ont été dilués de sorte que l'absorbance maximale soit inférieure strictement à 1,5.

Pour comparer les échantillons entre eux par la caractérisation de l'aromaticité de leurs substances humiques, plusieurs paramètres sont utilisés. Chin et al. (1994) ont proposé le pourcentage d'aromaticité selon l'équation :

$$\text{Aromaticité} = 0,05 \times \frac{\text{Absorbance à 280 nm}}{\text{COT en mg/L}} + 6,74$$

La longueur d'onde 280 nm a été choisie car un grand nombre de composés aromatiques (arènes phénoliques, acides benzoïques, dérivés de l'aniline, polyènes et hydrocarbures aromatiques polycycliques avec deux ou plusieurs anneaux) absorbe dans la région 270-280 nm de l'ultra-violet grâce aux transitions électroniques p-p* (Chin et *al.*, 1994 ; Peuravuori et Pihlaja, 1997 ; Traina et *al.*, 1990).

Un autre paramètre est le rapport entre les absorbances à 250 nm et 365 nm noté E2/E3. Ce rapport est considéré comme un indicateur de l'humification car il diminue avec l'augmentation du degré d'humification (Peuravuori et Pihlaja, 1997).

❖ *Spectroscopie de fluorescence*

Une large fraction des MO fluoresce. Le spectre d'émission de fluorescence varie suivant la nature de la matière organique. En effet, une augmentation de la masse moléculaire entraîne un déplacement du maximum d'intensité vers des longueurs d'ondes élevées. Ainsi les acides humiques à structure aromatique de haute masse moléculaire fluorescent quand ils sont excités par des longueurs d'onde d'excitation plus grandes que les acides fulviques de masse moléculaire plus faible (Lavaud, 2010). Les mesures de fluorescence ont été faites à 20°C. Les données ont été acquises à l'aide d'un spectromètre de fluorescence 3D SAFAS XENIUS équipé du logiciel SP2000 version 6.12.11. La largeur de fente était de 5 nm pour l'excitation et l'émission. Des spectres 2D émission ont été obtenus en utilisant une longueur d'onde d'excitation fixe de 254 nm et une plage d'émission de 230 à 600 nm.

Plusieurs travaux caractérisent la matière organique par des techniques fluorimétriques. On peut relever les travaux de Ohno et *al.* (2004) et Corvasce et *al.* (2006) qui déterminent l'indice d'humification (HIX) qui correspond au rapport de la somme des intensités de fluorescence entre 435 et 480 nm sur la somme des intensités de fluorescence entre 300 et 345 nm. Des fortes valeurs de HIX indiquent une prédominance de composés émettant à de plus grandes longueurs d'ondes et donc qui correspondent à un matériel organique plus humifié.

❖ *Métaux pseudo-totaux dans les sols*

La mise en solution des sols a été réalisée grâce à l'utilisation des acides chlorhydrique et nitrique (méthode dite à l'eau régale) selon la norme NF-ISO 11466. Il s'agit d'un mélange acide chlorhydrique/acide nitrique en proportion 3:1 (v:v). L'eau régale ne permet pas une mise en solution totale des échantillons. En effet, elle ne minéralise pas les silicates et les

éléments éventuellement piégés dans ces minéraux. Pour cela, il aurait fallu utiliser de l'acide fluorhydrique (HF). Mais l'eau régale présente cependant beaucoup moins de contraintes à l'utilisation (sécurité). Un inconvénient est tout de même lié à l'utilisation de l'acide chlorhydrique qui peut être contraignante pour l'analyse en ICP-MS car le chlore apporté engendre un certain nombre d'interférences (complexes avec l'argon).

On introduit 0,5 g de sol sec (tamisé à 2 mm puis broyé à 0,20 mm) dans un réacteur en téflon. On y verse 7 mL d'acide nitrique HNO_3 et 14 mL d'acide chlorhydrique HCl concentrés et suprapurs. Le réacteur est fermé et placé dans un minéralisateur micro-onde Milestone Start D. La programmation durant le cycle de minéralisation était la suivante : 200°C pendant 15 mn à la puissance maximale de 1200 watts. Après refroidissement du réacteur, le minéralisat est versé dans une fiole de 50ml qui est complétée avec de l'eau ultrapure. La filtration de cette solution est effectuée sur un filtre en ester de cellulose de porosité 0,45µm et conservé dans un flacon en HDPE au réfrigérateur à 4°C avant la mesure des concentrations des métaux par ICP-AES.

La validation de la minéralisation et de l'analyse des métaux pseudo-totaux dans les sols a été réalisée grâce à l'utilisation d'échantillons de référence certifiés de sols (SCP-Science SS-2, Canada ; et SRM-2586, USA). Les résultats obtenus lors des tests de validation avec ces échantillons certifiés ont tous été inclus dans les intervalles de confiance (en général à 5% d'écart) ou de tolérance (autour de 10% maximum) fournis par les organismes de certification.

❖ *Fraction mobilisable des métaux*

Dans ce travail, une solution d'EDTA 0,05 M à pH 7 a été choisie comme solution d'extraction, car ce réactif a été recommandé par le BCR de la Communauté européenne dans le but de déterminer la fraction extractible ou mobile de métaux dans les sols et les sédiments (Ure et *al.* 1993). L'EDTA est un agent chélatant ayant une capacité d'extraction des métaux présents dans les phases non liées à la silice, y compris les métaux complexés à des ligands organiques. Le choix du pH 7 constitue un compromis entre le maximum de solubilité de nombreux anions et l'augmentation de la chélation des cations, ce qui fait de ce type d'extractions une procédure applicable aux espèces formant des oxy-anions As, Cr, Mn... comme aux cations Cd, Pb, Zn... (Garrabants et Kosson, 2000). L'extraction est réalisée suivant le protocole de Quevauviller (1998).

4 g de sol sont placés dans un tube en téflon auquel on ajoute 40 mL de solution d'EDTA 0,05 M. Le tube est fermé, agité pendant 1 heure sur une table agitante Fisher Bioblock Scientific SM30B à 125 tours par minutes et centrifugé à 8000 tours par minute pendant 10 minutes. Le surnageant est alors récupéré, et filtré à 0,45 μm et conservé dans un réfrigérateur à 4°C avant la mesure des concentrations des métaux par ICP-AES.

❖ *Extraction séquentielle des métaux dans les sols*

L'extraction séquentielle consiste à la mise en solution des espèces chimiques présentes dans un échantillon de sol sous l'action de plusieurs réactifs qui sont ajoutés successivement au même aliquote de sol (Hlavackova, 2005). Le protocole mis en œuvre par la Commission géologique du Canada (Hall et *al.*, 1996), modifié par la suite (Benitez et Dubois, 1999) et utilisé par Doelsch et *al.* (2008) a été utilisé sur les échantillons de sols afin de déterminer la concentration des métaux dans six fractions. Ce protocole a l'avantage de tenir compte des fractions métalliques liées aux oxydes de fer et manganèse amorphes et cristallins présents en quantité non-négligeables dans les sols ferrallitiques.

Pour valider la méthode d'extraction, un échantillon de référence est utilisé, le BCR 701 qui est un échantillon de sédiments de lac. Le Tableau I.1 expose le schéma du mode opératoire utilisé. Un essai à blanc est réalisé pour chaque série d'extractions pour vérifier que le matériel et les solutions ne sont pas contaminés ou de prendre en compte la contamination. Après chaque réaction, la solution est centrifugée pendant 10 minutes à 8000 tr/mn et filtrée. Le résidu est rincé avec 10 mL d'eau déionisée UHQ et cette eau de rinçage est éliminée. Tous les réactifs utilisés pour préparer les solutions sont de qualité analytiques.

- *Fraction échangeable* : 1 g d'échantillon séché, tamisé à 2 mm et broyé est mélangé avec 30 mL de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 0,1M dans un tube à centrifuger en téflon. La réaction dure pendant 2 heures à température ambiante (20-30°C). Le filtrat est acidifié avec HCl suprapur.
- *Fraction adsorbée* : Le résidu de la fraction précédente est mélangé avec 30 mL de CH_3COONa 1M acidifié à pH = 5 avec CH_3COOH . La réaction dure pendant 5 heures à température ambiante (20-30°C).
- *Fraction oxydable* : Le résidu de la fraction précédente est mélangé à 30 mL de $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 0,1M à pH = 9,5. La réaction dure pendant 5 heures à température ambiante (20-30°C). Le filtrat est acidifié avec HCl suprapur.

- *Fraction liée aux oxydes amorphes* : Le résidu de la fraction précédente est mélangé à 30 mL de $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 0,25M dans HCl 0,05M. La réaction dure pendant 3 heures à 60°C. Elle est agitée par intermittence toutes les 30 minutes.
- *Fraction liée aux oxydes cristallins* : Le résidu de la fraction précédente est mélangé à 30 mL de $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 1M dans CH_3COOH 25%. La réaction dure pendant 3 heures à 90°C. Elle est agitée par intermittence toutes les 30 minutes.
- *Fraction résiduelle* : Le résidu de la fraction précédente est séché et broyé. 0,5 g sont pesés et digérés dans l'eau régale suivant la norme NF-ISO 11466.

Chaque fraction est récupérée et filtrée sur un filtre en ester de cellulose de porosité 0,45 μm et conservée dans un flacon en HDPE au réfrigérateur à 4°C avant la mesure des concentrations des métaux par ICP-AES.

II.4.2.1.3. Identification des phases solides (réalisée au CEREGE de l'Arbois, Aix en Provence)

Les déterminations minéralogiques sur les échantillons bruts et la fraction argileuse sont effectuées grâce à la technique d'analyse par diffraction des Rayons X (DRX). Les analyses ont été effectuées sur un diffractomètre X'Pert Pro MPD θ/θ (Panalytical) équipé d'une anticathode de cobalt ($\lambda=1.79 \text{ \AA}$) et d'un monochromateur arrière à 40 kV et 40 mA.

Dans le cas des échantillons bruts (poudres), le domaine angulaire étudié se situe entre 4° (2 θ) et 78° (2 θ), le pas de rotation du détecteur est de 0.033° avec un temps de comptage par pas de 3,2 s. Les échantillons préalablement broyés dans un mortier en agate sont déposés sur des pastilles en silicium qui sont placées dans un porte-échantillon circulaire tournant à la vitesse de 15 t/min. Les raies diffractées correspondent aux distances inter-réticulaires caractéristiques des différents minéraux présents.

La minéralogie de la fraction argileuse a été déterminée par DRX à partir de pâtes orientées. Trois traitements appliqués aux lames permettent la détermination des minéraux argileux :

- Pas de traitement : la lame est séchée à l'air, c'est le diagramme de référence auquel on compare les spectres obtenus après traitements ;
- Traitement à l'éthylène glycol : les lames sont placées pendant une nuit dans un dessiccateur à atmosphère d'éthylène glycol. Ce traitement permet l'identification des minéraux argileux gonflants comme les smectites (déplacement des pics jusqu'à 18 $\text{\AA}$) ;

- Le chauffage à 550°C : les lames sont chauffées à 550°C pendant une heure. Cette opération conduit à la destruction de la kaolinite et permet ainsi la séparation de ce minéral des chlorites.

La lecture de ces trois enregistrements donne qualitativement une idée des minéraux argileux présents dans les échantillons. Une approche semi quantitative des minéraux argileux peut être faite en comparant la hauteur des pics. Les calculs sont basés sur l'enregistrement du spectre obtenu pour le traitement à l'éthylène glycol. Les intensités des pics sont multipliées par des facteurs de correction (Bloundi, 2005).

II.4.2.2. Analyse des plantes

La concentration de métaux a été déterminée dans différentes parties de plantes.

On introduit 0,5 g d'un échantillon de partie de plantes sec (broyé à 0,20 mm) dans un réacteur. On y verse un mélange composé de 4 mL d'acide nitrique suprapur, 2 mL de peroxyde d'hydrogène pour analyse et 2 mL d'eau ultra-pure, soit un rapport en volume de 2:1:1 (Nardi et *al.*, 2009). Le réacteur est fermé et placé dans un minéralisateur micro-onde Milestone Start D. La programmation durant le cycle de minéralisation était la suivante : 200°C pendant 15 mn à la puissance maximale de 1200 watts. Après refroidissement du réacteur, le minéralisat est versé dans une fiole de 50 mL qui est complétée avec de l'eau ultrapure. La filtration de cette solution est effectuée sur un filtre en cellulose de porosité 0,45µm et conservé dans un flacon en HDPE au réfrigérateur à 4°C avant la mesure des concentrations des métaux par ICP-AES.

La validation de la minéralisation et de l'analyse des métaux pseudo-totaux dans ces plantes a été réalisée grâce à l'utilisation d'échantillons de référence certifiés de plantes (CRM « Bush branches and leaves », NCS-DC 73349, USA). Les résultats obtenus lors des tests de validation avec ces échantillons certifiés ont tous été inclus dans les intervalles de confiance (en général à 5% d'écart) ou de tolérance (autour de 10% maximum) fournis par les organismes de certification.

II.4.3. Analyses des métaux par ICP-AES

L'ICP-AES (Inductively Coupled Plasma–Atomic Emission Spectrometry) ou spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence est une technique d'analyse

permettant de doser assez rapidement la plupart des éléments du tableau périodique, avec une limite de détection appréciable ($\mu\text{g.L}^{-1}$). L'appareil utilisé est un Activa de la Société Jobin Yvon SPECTRA 2000.

La quantification a été réalisée par étalonnage externe uniquement. Les solutions étalons ont été préparées à partir de solutions monoélémentaires de référence certifiées à 1 g.L^{-1} et d'acide nitrique à 2%. La calibration de l'appareil a été réalisée à chaque fois dans la même matrice que les échantillons. Par la suite, la vérification et la validation des droites d'étalonnage ont été réalisées grâce à des solutions multiélémentaires différentes certifiées également, toujours dans la même matrice que les échantillons analysés. La justesse de l'analyse est ainsi vérifiée par la mesure d'un échantillon de contrôle de référence QC, et l'acceptation est effectuée pour une différence maximale de 5% par rapport à la valeur de l'échantillon de contrôle. En cours d'analyse, une vérification de la stabilité de la mesure est réalisée tous les 10 échantillons avec la mesure d'un étalon ou d'un QC, et l'acceptation est effectuée pour une dérive maximale de 5%.

En règle générale, de deux à cinq longueurs d'onde sont choisies pour quantifier un élément, afin de déceler des interférences. De plus, plusieurs dilutions sont réalisées, afin de valider l'analyse et de se prémunir des effets de matrice. Les concentrations en éléments sont calculées pour chaque longueur d'onde et chaque dilution. Puis, toutes les concentrations sont moyennées, l'écart-type et le coefficient de variation, calculés. Ainsi, la concentration de chaque élément est considérée comme correcte lorsque le coefficient de variation est inférieur à 5%. Le Tableau II.4 montre les différentes longueurs d'onde qui ont été utilisées pour l'analyse.

Tableau II.4: Longueurs d'onde (en nm) utilisées pour le dosage des éléments par ICP-AES

Elément	Longueur d'onde (nm)
Al	226,921
Cd	226,502
Cu	324,754
Fe	259,940
Mn	257,610
Pb	220,353
Zn	213,856

Au minima trois réplicats d'échantillons (3 minéralisations ou 3 extractions) et trois réplicats de mesure ont été réalisés, les résultats présentés sont donc la moyenne de 9 réplicats d'analyse.

II.5. Modélisation de l'effet des apports sur la mobilité des métaux

Plusieurs travaux ont fait le bilan de l'incidence des ajouts organiques et minéraux sur la croissance des plantes et leur capacité de rétention des métaux et le rendement de cultures (Hölscher et *al.*, 1997 ; Ludwig et *al.*, 1999 ; Ndakidemi et Semoka, 2006 ; Steiner et *al.*, 2009). L'objectif de cette partie de l'étude est de simuler numériquement les apports d'une base, la chaux brûlée $\text{Ca}(\text{OH})_2$ afin de donner des informations sur des stratégies de gestion des sols. Une évaluation de la concentration des métaux et de leur spéciation dans la solution du sol sera discutée pour les sols cultivés, de préférence ceux qui auront le plus subi l'impact des activités humaines en milieu urbain. Le code géochimique PHREEQC (Appelo et Parkhurst, 1999) et la banque de données MINTEQV4 ont été utilisés pour calculer les équilibres des réactions de couplage hétérogène et homogène en considérant la loi d'action de masse, les constantes d'équilibres de solubilité, les bilans de matière, les charges d'équilibre de la solution et l'équation de Davies pour le calcul des coefficients d'activité dans les solutions. Le code PHREEQC permet la résolution de la spéciation chimique et la base de données MINTEQV4 conduit à simuler la sorption des métaux de la solution du sol par l'oxyde d'aluminium à des pH allant de 4,5 à 8,0.

Le modèle prend en compte les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} dont l'adsorption peut être influencée par la présence d'autres espèces telles que les ligands anioniques hydroxo, carbonato, sulfato (Gerente et *al.*, 2007). Le modèle prend également en compte la dissociation de l'eau et les réactions avec l'acide carbonique. Les réactions hétérogènes considérées sont l'échange de cations et la solubilité de la gibbsite $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Références bibliographiques – chap. 2

Abollino O., Aceto M., Malandrino M., Mentasti E., Sarzanini C., Petrella F., 2002. Heavy metals in agricultural soils from Piedmont, Italy. Distribution, speciation and chemometric data treatment. *Chemosphere*, 49, 545–557.

AFNOR, 1994. Qualité des sols. Recueil des normes françaises, AFNOR, Paris France, 250 p.

AGG – Association Gabonaise des Géosciences, 1999. Connaissance géologique du Gabon. http://membres.multimania.fr/agg/site_AGG/geolgab.htm#bassin.

AOAC – Association of Official Analytical Chemist, 1990. Official Methods of Analysis, 15th edition. *Association of Official Analytical Chemist, Washington D.C.*, 1298 p.

Appelo C.A.J., Parkhurst D.L., 1999. User's guide to PHREEQC (version 2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one -dimensional transport, and inverse calculations. In: W.-R.I.R. 99-4259 (Ed.). U.S. Department of the interior. U.S. Geological Survey, Denver, Colorado.

Baliteau S., Renardet, 2002. Etude sur le maraîchage périurbain de Libreville, *Rapport de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (I.G.A.D.)*, 130 p.

Benitez L.N., Dubois J.P., 1999. Evaluation of ammonium oxalate for extracting metallic trace elements in soils. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 75, 261–273.

Bloundi M.K., 2005. Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental): Impacts des facteurs anthropiques. *Thèse en cotutelle de Doctorat. Ecole et Observatoire des Sciences de la Terre et Université Mohamed V- Agdal*. 238 p.

Bremner J.M., Mulvaney C.S., 1982. Nitrogen total. In: Black C. A., et al. (Eds) Methods of soil analysis, part 2. Chemical and microbiological properties. *American Society of Agronomy*, Madison, WI. Agronomy, 9, 595-622.

CEAEQ - Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, 2009. Détermination de la masse volumique d'un sol agricole : méthode gravimétrique. MA. 100 – Mas. Vol. 1.0, *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec*, 7 p.

Ciesielski H., Sterckeman T., 1997. A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. *Agronomie*, 17, 9-16.

Chin T.P., Aiken G., O'Loughlin E., 1994. Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environmental Science and Technology*, 28, 1853-1858.

Clist B.O., 2005. Des premiers villages aux premiers Européens autour de l'Estuaire de Gabon – Quatre millénaires d'interactions entre l'Homme et son milieu. *Thèse de Doctorat. Université Libre de Bruxelles*. Volume 1, 200 p.

Corvasce M., Zsolnay A., D'Orazio V., Lopez R., Miano T.M., 2006. Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile. *Chemosphere*, 62 (10), 1583-1590.

Corwin D.L., Lesch S.M., 2003. Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: theory, principles, and guidelines. *Agronomic Journal*, 95 (3), 455–471.

Dauby G., 2007. Etude Floristique et Biogéographique du Parc National De La Pongara. *Mémoire de DEA. Université Libre de Bruxelles*. 86 p.

Delhumeau M., 1969. Carte pédologique de reconnaissance à 1/200 000 – Feuille Libreville-Kango. *Centre ORSTOM du Gabon*, 56 p.

Doelsch E., Moussard G., Saint-Macary H., 2008. Fractionation of tropical soilborne heavy metals – Comparison of two sequential extraction procedures. *Geoderma*, 143 (1-2), 168-179.

Duval L. 1963. Etude des conditions de validité du dosage céruléomolybdique de l'acide phosphorique. Conséquences pratiques. *Chimie Analytique*, 45, 237-250.

Edou Edou G. 2006. Etude des systèmes maraîchers urbains et périurbains de Libreville (Gabon), *Rapport de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (I.G.A.D.)*, 126 p.

Garrabants A.C., Kosson D.S., 2000. Use of chelating agent to determine the metal availability for leaching from soils and wastes. *Waste Management*, 20, 155–165.

Gerente C., Lee V.K.C., Le Cloirec P., McKay G., 2007. Application of chitosan for the removal of metals from wastewaters by adsorption-mechanisms and models review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 37, 41–127.

Hall G.E.M., Vaive J.E., Beer R., Hoashi M., 1996. Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction. *Journal of Geochemical Exploration*, 56, 59–78.

Hlavackova P., 2005. Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies. *Thèse de Doctorat Institut National des Sciences Appliquées de Lyon*.

Hölscher D., Ludwig B., Möller R.F., Fölster H., 1997. Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 66, 153–163.

Hulbert F., Djéki J., Lagarec D., 2006. Villes du Nord, villes du Sud : géopolitique urbaine, acteurs et enjeux, *l'Harmattan*, 596 p.

Khalil A., 2005. Contribution à l'étude des mécanismes de dégradation et d'humification de diverses essences de déchets verts au cours des différentes phases de compost. *Thèse Doctorat. Université de Provence Aix-Marseille I*. 300 p.

Lavaud A., 2010. Extraction et caractérisation de la matière organique soluble des horizons profonds d'un sol arable, *Thèse de doctorat Université de Poitiers*, 238 p.

Ludwig B., Khanna P.K., Holscher D., Anurugsa B. 1999. Modelling changes in cations in the topsoil of an Amazonian Acrisol in response to additions of wood ash. *Eur. J. Soil Sci.*, 50, 717–726.

Mantzavinos D., Burrows D.M.P., Willey R., Lo Biundo G., Zhang S., Livingston A.G., Metcalfe I.S., 2001. Chemical treatment of an anionic surfactant wastewater: Electrospray-MS studies of intermediates and effect on aerobic biodegradability. *Water Resources*, 35 (14), 3337–3344.

Metson, A.J. 1956. Methods of chemical analysis for soil survey samples. *Soil Bureau Bulletin - New Zealand, Department of Scientific and Industrial Research* No. 12.

Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et du Développement Rural. 2005, <http://gabon-agriculture.org/annuaires/organismes.htm>.

Mouafo V., Edou R., Akoué F., 2009. Evaluation finale du projet de gestion urbaine partagée des déchets solides à Libreville (Gabon), Rapport de mission PNUD/Gabon, 69 p.

Nabulo G., Young S.D., Black C.R., 2010. Assessing risk to human health from tropical leafy vegetables grown on contaminated urban soils. *Science of The Total Environment*, 408 (22), 5338-5351.

Nabulo G., Black C.R., Young S.D., 2011. Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge. *Environmental Pollution*, 159 (2), 368-376.

Nardi E.P., Evangelist E.S., Tormen L., Saint'Pierre T.D., Curtius A.J., De Souza S.S., Barbosa Jr F., 2009. The use of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) for the determination of toxic and essential elements in different types of food samples. *Food Chemistry*, 112 (3), 727-732.

Ndakidemi P.A., Semoka J.M.R., 2006. Soil Fertility Survey in Western Usambara Mountains, Northern Tanzania. *Pedosphere*, 16 (2), 237-244.

Ohno T., Chen P., Jefts S.S., Mallory E., McCormick E.K., 2004. Sorption of crop residue derived dissolved organic matter by soils and its effect on allelopathic expression. *Allelopathy Journal*, 14 (1), 13-21.

Olsen S.R., Cole C.V., Watanabe F.S., Dean L.A., 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. *United States Department of Agriculture Circular*, 939, 1-19.

Organisation Mondiale de la Santé OMS, 2009. Enquête sur les facteurs de risque des maladies non transmissibles à Libreville et Owendo, http://www.who.int/chp/steps/2009_STEPS_Report_Gabon.pdf.

Orsini L., Remy J.C., 1976. Utilisation du chlorure de cobaltihexammine pour la détermination simultanée de la capacité d'échange et des bases échangeables des sols. *Bulletin de l'AFES Science du Sol*, 4, 269-275.

- Pasquini M.W., 2006. The use of town refuse ash in urban agriculture around Jos, Nigeria: health and environmental risks. *Science of The Total Environment*, 354 (1), 43-59.
- Petitjean P., Hénin O., Gruau G., 2004. Dosage du carbone organique dissous dans les eaux douces naturelles. Intérêt, principe, mise en œuvre et précautions opératoires. *Cahiers techniques de Géosciences Rennes*, 3, 64 p.
- Peuravuori J., Pihlaja K., 1997. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta*, 337, 133–149.
- Quevauviller P. 1998. Operationally defined extraction procedures for soil and sediment analysis I. Standardization. *Trends in Analytical Chemistry*, 17 (5), 289-298.
- Singh A., Sharma R.K., Agrawal M., Marshall F.M., 2010. Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. *Food and Chemical Toxicology*, 48 (2), 611-619.
- Sridhara Chary N., Kamala C.T., Samuel Suman Raj D., 2008. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69, 3, 513-524.
- Steiner C., Garcia M., Zech W., 2009. Effects of Charcoal as Slow Release Nutrient Carrier on N-P-K Dynamics and Soil Microbial Population: Pot Experiments with Ferralsol Substrate, Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision, 325-338.
- Traina S.J., Novak J., Smeck N.E., 1990. An ultraviolet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content of humic acids. *Journal of Environmental Quality*, 19, 151–153.
- Ure A., Quevauviller P., Muntau H., Griepink B., 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices 561 of the BCR of the Commission of European Communities. *International journal of environmental analytical chemistry*, 51, 135–151.
- Vergnoux A., 2009. Impact des incendies et de leur répétition sur la matière organique et minérale des sols forestiers du Massif des Maures. *Thèse de Doctorat, Université de Provence Aix-Marseille I*, 375 p.
- Wikipédia, 2011. Ntoun, <http://fr.wikipedia.org/wiki/Ntoun>.
- Zhang X., Zhang S., Xu X., Li T., Gong G., Jia Y., Li Y., Deng L., 2010. Tolerance and accumulation characteristics of cadmium in *Amaranthus hybridus* L. *Journal of Hazardous Materials*, 180 (1-3), 303-308.

Chapitre 3 : Etudes préliminaires de l'impact du maraîchage sur la qualité des sols et du transfert des métaux aux légumes cultivés.

III.1. Characteristics of a manganese-rich soil and metal accumulation in consumed parts of plants in the region of Moanda, Gabon (voir ANNEXE B)

III.2. A case study of urban market gardening in tropical zone (Libreville, Gabon): impacts on soil quality and trace metals accumulation to crops

(Article soumis au journal *Chemosphere*)

Jean Aubin ONDO^{1,2}, Pascale PRUDENT¹, Richard MENYE BIYOGO², Marianne DOMEIZEL¹, François EBA²

¹Aix-Marseille Université, Laboratoire Chimie Provence (UMR CNRS 6264) – Chimie Environnement Continental, Centre Saint Charles, 3 Place Victor Hugo, Case 29, 13331 Marseille, France

²Ecole Normale Supérieure, Laboratoire Pluridisciplinaire des Sciences, B.P. 17009 Libreville, Gabon

Summary: Due to an overly fast population growth, urban market gardening is bursting in developing countries. Like other anthropogenic activities, market gardening can lead to soil overexploitation and contamination by organic and inorganic pollutants. The lack of training among crop farmers and intensive farming practices may induce soils deterioration and the risk of contamination by heavy metal elements that can be transferred to the vegetable crops. The objective of this study was to study the impact of urban market gardening on the composition of soils and vegetable crops in the context of a tropical climate. We have selected two market gardening sites, PK8 and Alibadeng, in Libreville (Gabon). Physicochemical characteristics (pH, granulometry), cation exchange capacity (CEC), organic carbon, NTK nitrogen, and phosphorus (P) contents of cultivated and control (non-cultivated) soils have been determined. Concentrations of Cu, Fe, Mn, Pb and Zn have been measured in soils (pseudototal and mobilizable metals) and in leaf vegetables (amaranth: *Amaranthus sp.*, sorrel: *Hibiscus sabdariffa*, lettuce: *Lactuca Sativa*, Chinese cabbage: *Brassica chinensis*). The distribution of metal contents between the roots and the aerial parts of the crops was determined.

The results showed that market gardening practices lead to considerable acidification and decrease of soil MO and NTK contents, concomitant to a loss of essential metal elements. The decrease of metal concentrations in cultivated soils compared to control soils is significant for Fe, Pb and Zn and Mn. Sorted by decreasing order, concentrations of metals in the entire plants are Fe > Mn > Zn > Cu > Pb. All these concentrations are below the tolerance thresholds for leaf-vegetables. *Hibiscus sabdariffa* is a plant that preferentially concentrates metals in its leaves, the consumable part of the plant.

Keywords: equatorial soil – soil acidification – trace metals – leaf vegetables – bioconcentration factor – translocation factor

1. Introduction

Population growth forecasts for year 2030 indicate that the world population will increase by an additional 3-billion people and reach a total amount > 9 billion. It is anticipated that 95% of the population growth will occur in developing countries (Mougeot and Moustier, 2004), more particularly in urban areas where the number of inhabitants is expected to quadruple (N'Dienor 2006) creating a situation of bursting alimentary needs. Developing urban agriculture is one possible way to respond to this considerable challenge. Although it was almost insignificant thirty years ago, farming inside cities has reached a phase of rapid expansion in developing countries. According to the FAO (1999), 15 to 20% of the world

production of meat originates from urban areas, involving 800 millions of inhabitants. Helping human societies to confront transformations on such a large-scale requires that the interactions between new farming practices and complex urban environments are studied.

In urban areas, metals can accumulate in the human body, directly by inhalation, ingestion and absorption through the epidermis (De Miguel *et al.*, 2007; Ferreira-Baptista and De Miguel, 2005; Lu *et al.*, 2003; Li *et al.*, 2001). The prolonged presence of contaminants in urban soils can amplify the process (Poggio *et al.*, 2008) because the intake of heavy metals from cultivated soils is the main source of exposure in agricultural areas (Liu *et al.*, 2007). According to many studies, the sources of metals in the environment are mainly of human origin. In urban areas they include modern industries (chemical plants, electrical plants and metallurgical industries), road transport (particles emitted by exhaust pipes and aging tires) and atmospheric deposits (Banerjee, 2003; Liu *et al.*, 2007; Lu *et al.*, 2009). However, anthropogenic sources of heavy metals in agricultural soils also include residues from mines, waste disposal, urban effluents, pesticides, sludge and fertilizers (De Kimpe and Morel, 2000). Potentially, the presence of all these residues in soils is a high risk for human health and a threat for the international exchange of alimentary products. International trade regulatory rules and guidelines are being developed in many countries across the world to prevent, monitor and control soil pollution (McLaughlin *et al.*, 2000; Commission of the European Communities, 2002). For instance, the European Economic Commission (EEC) was asked to elaborate guide lines for member states and competent regional authorities to revise the EU directive on sludge and elaborate a new directive on composting.

These last years, food supply in West and Central Africa has considerably changed with the even more increasing consumption of vegetables. Intake from the air and the soil of large quantities of essential nutrients, but also toxic metals, can accumulate in the vegetables over a short period of time. It is therefore of prime importance to acquire knowledge on their content in metal pollutants (Liu *et al.*, 2005). Although transfer of trace metals from the soil to the leguminous plants has often been mentioned (Alexander *et al.*, 2006 ; Cui *et al.*, 2004 ; Li *et al.*, 2006 ; Yang *et al.*, 2009 ; Wong *et al.*, 2002), to date only a few studies have been conducted on this issue in West and Central Africa (Pasquini, 2006; Belane and Dakora, 2011). Absorption and bioaccumulation of trace metals in vegetables is influenced by a number of factors such as the climate, the concentrations of metals in soils, the nature of the soil and the type of vegetable cultivated (Lake *et al.*, 1984; Sharma *et al.*, 2008). The anthropogenic sources are fertilizers, pesticides and sludge as well as the proximity to roads

and factories that can modify the soil physicochemical properties, such as the pH, organic matter content and metal bioavailability.

The objective of the present study was to compare the physicochemical properties of cultivated and uncultivated (control) soils to assess: (1) the impact of crop farming on the quality and chemical composition of the soils in urban areas; and (2) the transfer of metal elements (Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) to leguminous plants. For each of these elements, the soil pseudo-total content, soil mobilizable fraction and quantity transferred to the market gardening crops were determined, and the bioaccumulation and translocation factors calculated.

2. Material and methods

2.1. Study area

This study was conducted, between January and March 2008, in two market gardening areas of Libreville (Figure 1). The city is situated in West Gabon (9°25' east longitude and 0°27' north latitude) and the two study sites, Alibadeng and PK8 are located in its northern and eastern parts, respectively. The climate is hot and humid with 4 well defined seasons: a long dry season from June to September, a short season of rain from October to mid-December, a short dry season from mid-December to February and a long season of rain from March to June. It is characterized by an average rate of annual rainfall that varies from 1,600 to 1,800 mm. Hygrometry is usually > 80% and reaches 100% during the rain seasons. Average temperatures oscillate over the range between 25 and 28°C with minima (18°C) in July and maxima (35°C) in April.

The population of Libreville amounts to about 648 000 inhabitants which represents nearly half the total population of the country. The combined effects of immigration and rural exodus exert a high demographic pressure on the city. The most commonly cultivated vegetables in Libreville and its outskirts are amaranth, sorrel, lettuce, round cabbage, Chinese cabbage, eggplant, celery, onion and tomato. Other vegetables are supplied by Cameroun nearby and other more remote countries such as France.

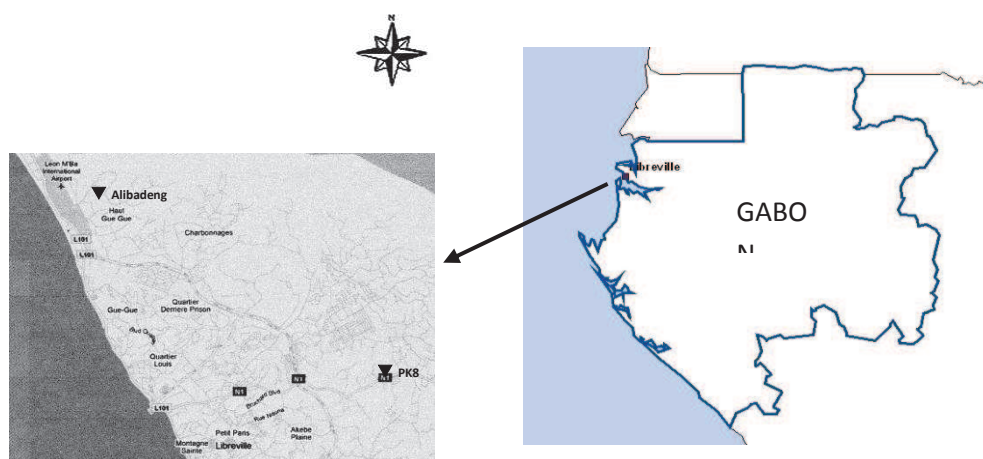


Figure 1: Localization of Alibadeng and PK8 study sites.

For our study we have selected two sites of vegetable production, among the oldest in Libreville, both of which have been exploited for 16 years. The first one was Alibadeng located nearby the airport and the other one was PK8 on the National Road 1. Both sites are densely populated flat and swampy areas. Only leaf-vegetables were selected. The soil of Alibadeng is made of raw minerals, of non-climate origin, formed on marine sands from the quaternary era, whereas the ferrallitic soil of PK8 is strongly altered and desaturated (Delhumeau, 1969).

2.2. Samples preparation

Samples of the soil surface layer were taken at the level of the roots (0 – 10 cm) in five different points according to a cross pattern (5 samples per site) in cultivated parcels and in non-cultivated zones (control). They were dried first in the open air and afterwards in a stove at 105°C. Aggregates were fragmented and sieved with a 2 mm mesh before they were stored in polyethylene bags. A fraction of the sample was crushed with a tungsten-carbide blade grinder and subsequently sieved with a 0.2 mm titanium mesh.

The leaf-vegetables taken on the two sites were cultivated during the time of our sampling campaign. Six samples of each vegetable species were randomly selected. In each case, the vegetable and cultivated soil samples were collected on the same parcel. All collected vegetable samples had reached the same degree of maturation. Amaranth (*Amaranthus sp*) and lettuce (*Lactuca sativa*) were collected on the site of Alibadeng ; and sorrel (*Hibiscus sabdariffa*), amaranth, Chinese cabbage (*Brassica chinensis*) and lettuce on PK8. These leaf-vegetables are produced for the domestic consumption, mainly, and for market sales in urban and suburban zones in the region of Libreville. They form the basis of food supply in West

and Center Africa. Samples were washed three times with distilled water first, and with de-ionized water thereafter. They were dried in a stove at 70°C until their weight was constant, their roots, leaves and stems were subsequently separated and kept in polyethylene bags.

2.3. Physico-chemical characterization of the soils

Soil physicochemical properties have been assessed according to the ISO standard (AFNOR, 1994). They include: particle size (three fractions), pH, total CaCO_3 , assimilable phosphorus (P_{olsen}), cation exchange capacity (CEC), organic nitrogen and ammonia NTK, total organic carbon (TOC). Considering that the average content of carbon in soil organic matter is equal to 58%, the conversion factor 1.724 was used to calculate the percentage of organic matter (OM) from the content of organic carbon (Abollino et al., 2002).

2.4. Metals in soils

2.4.1. Pseudo-total metal content measurement

Samples were mineralized in aqua regia (1/3 HNO_3 +2/3 HCl) according the Afnor NF X31 - 151 (AFNOR, 1994) standard using a microwave mineralizer. The mineralization products were filtered with a 0.45 μm mesh and the mineral concentrations determined by the ICP-AES method (Jobin Yvon, Spectra 2000). Accuracy of the method was tested by analysing 2 soils certified reference materials (SCP-Science SS-2, Canada and SRM-2586, USA). Accuracy results ranged from 3.9 to 7.6%.

2.4.2. Mobilizable fraction

To extract the mobilizable fraction of metals present in the soils and sediments, EDTA 0.05 M at pH=7 was used, a reagent recommended by the certification office of the EU (BCR) (Ure et al. 1993). EDTA is a chelating agent that can separate metals contained in non-silicate phases, including organic ligand complexes. At pH 7 an optimal compromise is reached between the solubility of many anions and cation chelation. This procedure can be applied to many oxyanion species as As, Cr, Mn, and cations as Cd, Pb, Zn (Garabants and Kosson, 2000). The extraction was performed according to the protocol of Quevauviller (1998).

2.5. Metals in vegetable crops

Samples were fine grinded and digested at 150°C for 1 hour in a microwave mineralizer using a mixture of nitric acid, hydrogen peroxide and ultra-pure water with a volume proportion

ratio 2:1:1 (Nardi et al., 2009). The resulting solution was filtered with a 0.45 µm mesh and stored at 4°C before ICP-AES analysis for determination of metal concentrations.

2.6. Bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF)

The capacity of plants to accumulate metals present in soils can be assessed using BCF, defined as the ratio of their concentrations measured in plant tissues and soils (Sun et al., 2007; Li et al., 2010; Juarez-Santillan et al., 2010; Komarek et al., 2007).

$$BCF = \frac{\text{Metal concentration in dry plant}}{\text{EDTA-extracted metal}}$$

The transfer capacity of metal elements between the roots and aerial parts of a plant can be defined by the ratio of their concentrations, and called the translocation factor TF (Deng et al., 2004).

$$TF = \frac{\text{Metal concentration in aerial part}}{\text{Metal concentration in roots}}$$

2.6. Statistical analysis

Means, standard deviations, Pearson correlation coefficients and Student t-test (pairwise data sets to determine differences in control and cultivated soil sample properties) have been determined with the Excel 2010 software, using a statistical significance level $p = 0.05$.

3. Results and discussion

3.1. Soil characteristics

Table 1 presents the physicochemical characteristics of the substrates. The two control soils are alkaline. The soil in Alibadeng is sandy (91.4%) with a weak content in carbonates, TOC, NTK and assimilable phosphorus. The water retention capacity of this soil is lower than that of PK8 that is more silty (with only 54.5% of sands) and exhibits more elevated CaCO_3 , OM, TOC, NTK and P_{Olsen} contents. Thus, the site of PK8 seems more appropriate for agriculture than Alibadeng. Comparing the cultivated and control soils in each site shows that the agricultural practices used by the market garden farmers lead to considerable soil acidification. Control and cultivated soils differ significantly. Compared to the control soils, cultivated soils are more acidic, and have higher contents of NTK, silt, OM, P_{Olsen} (only for Alibadeng) and clay. The fertilizers used are urea and NPK salts. The absence or the limited

use of fertilizer of organic origin is one particularity of this agricultural system. In his work, Edou Edou (2006) notes that the cultivated soil fertility was renewed via temporary and annual fallows. This process takes place only after signs of infertility (mainly yield decrease) have been noticed. The concentration of organic matter and nutrients decreases markedly as a function of the duration of parcel exploitation.

Table 1: Physicochemical properties of soils

	Sand %	Silt %	Clay %	pH	TOC g/kg	OM g/kg	NTK g/kg	C/N	P _{Olsen} g/kg	CEC cmol ⁺ /kg
Alibadeng (Control)	91.4 ±8.0a	5.3 ±0.5b	3.9 ±0.3a	6.9 ±0.1a	15.0 ±1.2a	25.7 ±1.4a	0.80 ±0.06a	18.6 ±1.0a	0.10 ±0.00a	2.8 ±0.2a
PK8 (Control)	54.5 ±4.5b	27.8 ±2.3a	17.8 ±1.2b	7.1 ±0.2b	39.6 ±4.0b	68.3 ±4.0b	3.07 ±0.15b	12.8 ±0.6b	5.6 ±0.5b	13.6 ±1.2b
Cultivated Alibadeng	93.5 ±5.1a	2.2 ±0.2c	3.5 ±0.3c	4.3 ±0.2c	12.9 ±1.1c	22.2 ±1.1c	0.66 ±0.04c	20.8 ±1.0a	< 0.07	4.8 ±0.4c
Cultivated PK8	58.7 ±4.6c	26.8 ±1.1a	13.5 ±1.0d	4.1 ±0.1d	17.3 ±0.8a	29.8 ±1.6a	0.49 ±0.02d	35.2 ±1.6c	< 0.07	7.5 ±0.6d

Numbers followed by the same letter (a, b, c and d) in each row are not significantly different at $p < 0.05$ by Student test

3.2. Metal contents in soils

3.2.1. Pseudo-total metal content

Pseudo-total metal contents in soils are presented (in mg/kg of dry weight) in figure 2. Contents are higher in PK8 compared to Alibandeng. The decrease of metal concentrations in cultivated soils compared to control soils is significant for Fe, Pb and Zn ($p < 0.01$), and Mn ($p < 0.05$), except for Cu in Alibandeng. Metal concentrations in cultivated soils are lower than those found in agricultural soils of West Africa countries presented in Table 2 (Pasquini, 2006; Kouakou, 2008). Pb concentrations for control soils are in ranges found at Kaduna and Abidjan. Control PK8 is the only soil having Cu and Zn concentrations in the range of concentrations at Kaduna and Abidjan. Toxicity thresholds are defined as the concentration values beyond which toxic effects can occur. The last line of Table 2 represents the maximum allowable concentrations in agricultural soils according to the Commission of the European Communities (1986). It appears that all pseudo-total concentrations of metals in studied soils, are below the maximum allowable concentrations in agricultural soils.

3.2.2. Mobilizable fraction

To know the potential risk associated with the presence of metals in soils, their bioavailability and rate of transfer to plants, animals and human beings, it is necessary to estimate their mobilizable and/or available fraction. Many researchers have attempted to measure the fraction of mobilizable metals in soils that can be potentially transferred to plants by using various extraction procedures. Different metal chelating agents have been proposed to

evaluate the available metal fraction (Gupta and Sinha, 2006 ; Gupta and Sinha, 2007 ; Rao et al., 2010). Most of these studies have been validated by experiments that have correlated metal concentrations in plants with the fraction extracted from the corresponding soils, for instance with EDTA.

Table 2: Pseudo-total metals concentrations in agricultural west African soils and maximum allowable levels in agricultural soils

	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Kaduna (Nigeria)¹	0.06 – 0.95	10.5 – 35.5	-	-	26 – 154	52 – 218
Abidjan (Ivory Coast)²	0.47 – 1.72	66.8 – 94.7	-	-	51 – 525	1374 – 4564
CEC – maximum allowable levels in agricultural soils³	1 – 3	50 – 140	-	-	50 – 300	150 – 300

1: Agbenin et al., 2008

2 : Kouakou et al., 2008

3 : Commission of the European Communities CEC (1986)

Concentrations of metals extracted with EDTA 0.05M are presented in figure 2. The data show that the values of the mobilizable fraction in this study followed the order of Fe > Mn ≈ Zn > Pb > Cu in control soil and Fe > Mn > Zn > Cu > Pb in cultivated soil. They vary from 0.4 to 10.0 mg/kg for Cu, from 33 to 325 mg/kg for Fe, from 2.4 to 83.0 mg/kg for Mn, up to 17.5 mg/kg for Pb and from 0.6 to 37.0 mg/kg for Zn. These values (Table 3) show an important mobilizable fraction of Cu (from 14.3 to 43.9% of its pseudo-total concentration in the soil), a moderate mobilizable fraction for Mn (from 4.4 to 27.6%), Pb (from 4.3 to 15.6% in the control soils) and Zn (from 7.0 to 17.3%) and a low for Fe (from 0.2 to 2.4%). On both sites, Cu, Pb and Zn are more mobilizable in the control soils whereas Fe and Mn are more mobilizable in the cultivated soils. A similar result has been observed by Jamali et al. (2009) who have carried out a study comparing agricultural soils, with and without exposition to domestic waste water sludge.

Table 3: EDTA-extractable fraction of metals in soils (percentage of pseudo-total metals)

	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Alibadeng (Control)	29.8a	0.2b	4.4a	4.3a	11.7a
PK8 (Control)	43.9b	0.7a	18.3b	15.6b	17.3b
Cultivated Alibadeng	14.4c	2.4c	15.5c	-	7.0c
Cultivated PK8	30.9d	1.2a	27.6d	—	15.6

Numbers followed by the same letter (a, b and d) in each row are not significantly different at p < 0.05 by Student test.

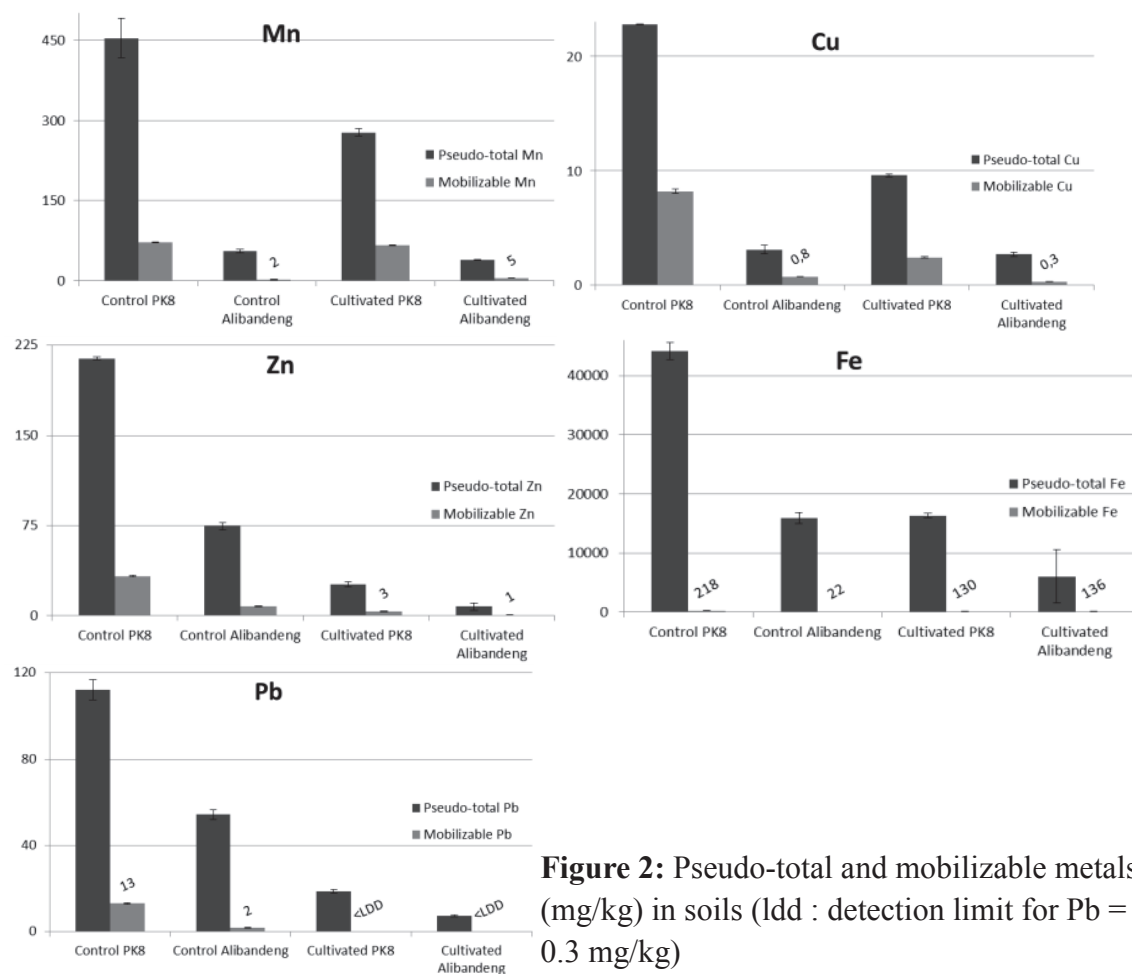


Figure 2: Pseudo-total and mobilizable metals (mg/kg) in soils (ldd : detection limit for Pb = 0.3 mg/kg)

Except Fe in cultivated soils, metals are more mobilizable in loamy soils than in sandy soils. This result does not reflect the capacity of retention of metals which is more important in loamy soils than in sandy soils. Indeed, Zhang and Zhang (2010) found that the contents of clay, organic carbon, total P, total Pb, total Cu and total Zn in loamy soil were greater in comparison with sandy soil. However, concentrations of mobilizable metals were greater in sandy soil than in loamy soil.

Table 4: Pearson correlation coefficients between pseudo-total concentration of metals and EDTA-extracted concentration of metals, and soil properties

	Pseudo-total metals					EDTA-extracted metals				
	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
pH_{water}	0.518ns	0.735**	0.365ns	0.912**	0.859**	0.592*	0.048ns	0.090ns	0.909**	0.800**
NTK (mg/g)	0.903**	0.939**	0.780**	0.925**	0.966**	0.938**	0.695*	0.546ns	0.944**	0.982**
COT (g/kg)	0.963**	0.962**	0.894**	0.894**	0.942**	0.975**	0.731**	0.706*	0.903**	0.966**
CEC (meq/100g)	0.970**	0.878**	0.956**	0.700*	0.783**	0.953**	0.889**	0.856**	0.714**	0.841**

ns : non-significant; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$.

With the agricultural practices developed by the market garden farmers, soil properties seem to be deteriorated and soil concentrations of all the metals we have studied decrease. This process may lead to a depletion of essential metals in soils. This is the case for Cu in Alibadeng where the concentration of EDTA extracts (0.38 mg/kg) is below the lower limits defined as acceptable by agronomists around the world: 0.75 mg/kg in Australia, 1.6 mg/kg in England (Oliver et al., 1996) and in France (Baize et al., 2006). The pH, CEC, OM and the metal clay content of the soils are parameters that are known to influence the solubility and mobility of metals (Toribio and Romanya, 2006; Akkajit and Tongcumpou, 2010). Strong correlations are observed between the total metal contents in the soils and the EDTA mobilizable fraction, pH, CEC and OM (Table 4). All correlations are positive. OM, NTK and CEC are strongly correlated with the six metals (pseudo-total and EDTA extracted). The Pearson correlation coefficients between pH and pseudo-total Cu and Mn, and EDTA extracted Cu, Fe and Mn are the lowest and sometimes non-significant.

3.3. Metal concentrations in plants

Figure 3 shows metal concentrations in vegetables based on their dry weight (DW). Difference in metal concentrations among the vegetables implied that the capacity to take up and accumulate the metals depends on vegetable and soil. The order of metal accumulation in the different parts of the plants depends on the studied species. When the entire plant is considered, the metal concentrations sorted by decreasing order are : Fe > Mn > Zn > Cu > Pb. Concentrations of the heavy metal Pb is therefore low in the studied plants and contamination of the food chain appears thus limited.

The highest Mn and Zn levels were found in Alibandeng amaranth (556 and 157 mg/kg respectively). The highest Cu, Fe and Pb levels were found in PK8 amaranth, 11.5, 1052 and 1.3 mg/kg respectively (Figure 3). Leaves of amaranth are the best accumulators of metals among the studied vegetables. But no sample had a metal concentration above the FAO/WHO (1984 and 2001) food standard limits.

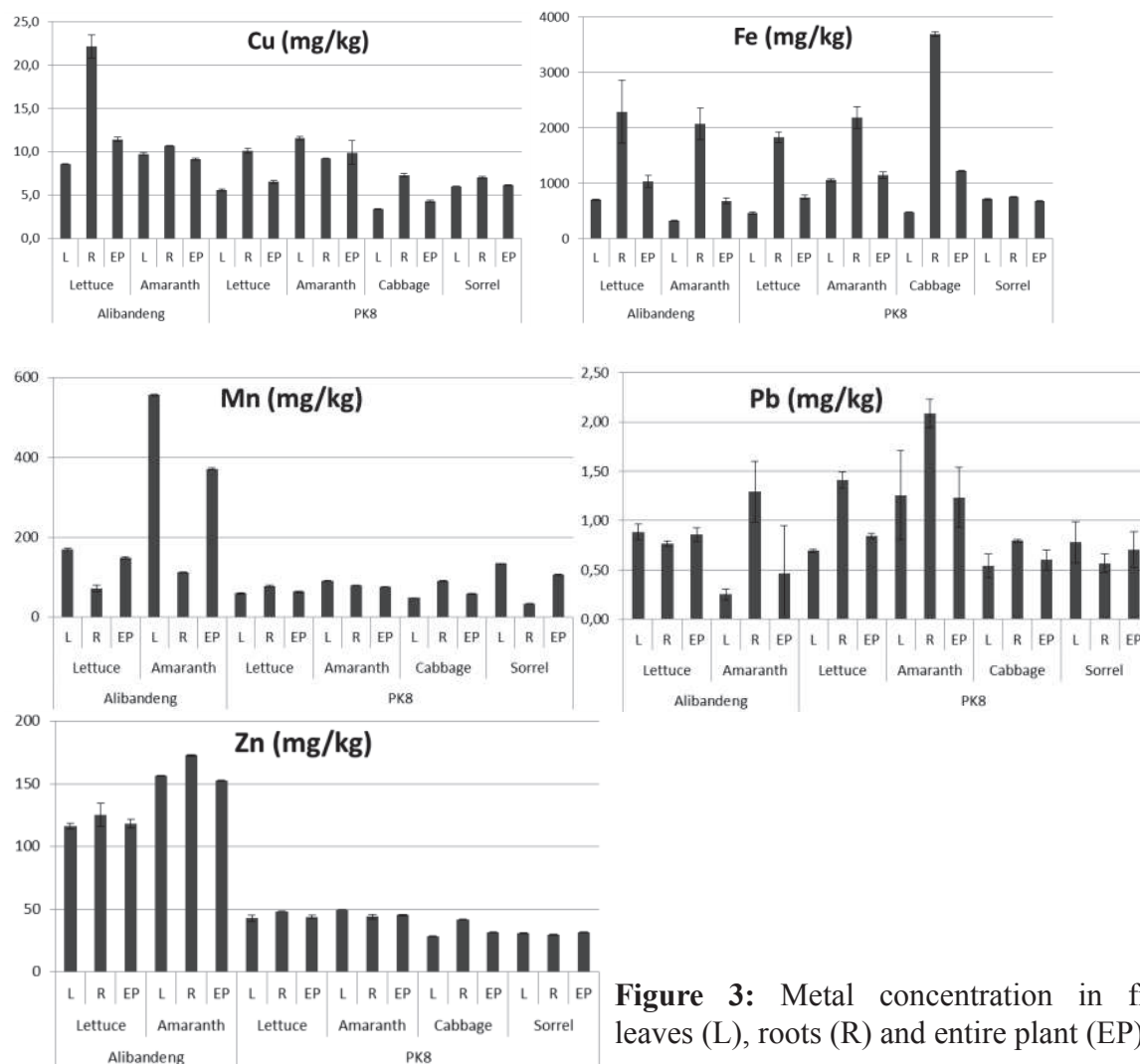


Figure 3: Metal concentration in fresh leaves (L), roots (R) and entire plant (EP)

3.4. Bioconcentration factor (BCF)

The plant absorption rate depends on the cultivated vegetable species and soil properties such as the pH, cation exchange capacity and metal distribution in the different soil fractions (Kos *et al.*, 2003 ; Cui *et al.*, 2004). Table 5 presents BCF values for metal concentrations in the entire plants. It is understood that a greater BCF indicates the stronger migration ability of a given metal from soil to root. For each metal present in the soil, BCF values differ between vegetable species and between sites for a same species, indicating a difference of absorption selectivity. BCF values are up to 152 and 38 times higher for Mn and Zn, respectively, on the site of Alibadeng compared to PK8. For each metal element, high BCF values are measured in the plants from Alibadeng. This suggests that the bioavailable metal fraction is more important in Alibadeng than in PK8. However, this is not in agreement with the results obtained for the EDTA-extractable fractions. It is thus probable, in regards of the granulometry of the two sites (Table 1), that metal leaching is more important in Alibandeng

than PK8. BCF data in this study followed the order of $Zn > Mn > Cu > Fe > Pb$ in Alibandeng and $Zn > Cu > Mn > Fe > Pb$ in PK8 (Table 5). Ignoring Zn, the order of the Alibandeng metals BCF is the same as extracted-EDTA metals. The soil-plant metal transfer seems enhanced in Alibandeng compared to PK8. Studies have shown that, in general, accumulator plants exhibit BCF values > 1 . In Alibandeng, lettuce and amaranth that have $BCF > 1$ appear to be good accumulators for Cu (4.2 and 3.4), Mn (3.9 and 9.6) and Zn (respectively 15.3 and 19.8).

Tableau 5: Bioconcentration factor of metals in plants

		Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Alibandeng	Lettuce	4,24	0,17	3,86	0,12	15,34
	Amaranth	3,38	0,11	9,63	0,06	19,80
PK8	Lettuce	0,68	0,05	0,23	0,05	1,70
	Amaranth	1,03	0,07	0,28	0,07	1,76
	Cabbage	0,45	0,08	0,21	0,03	1,22
	Sorrel	0,64	0,04	0,38	0,04	1,22

3.5. Translocation factor (TF)

Values of TF in plants are presented in Table 6. Except for sorrel, the range of TF is 0.39 and 1.74 for Cu, 0.18 and 0.67 for Fe, 0.76 and 6.94 for Mn, 0.32 and 1.13 for Pb and 0.89 and 1.58 for Zn. TF of Cu, Mn, Pb and Zn is generally high. This suggests that Cu, Mn, Pb and Zn could be taken up more readily in vegetables leaves than Fe. All Sorrel metal TF are higher than 1, showing that this vegetable transfers all metals to leaves.

Table 6: Translocation factor of metals from roots to leaves

		Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Alibandeng	Lettuce	0,39	0,30	2,38	1,16	0,93
	Amaranth	0,91	0,15	4,96	0,20	0,91
PK8	Lettuce	0,55	0,25	0,76	0,49	0,89
	Amaranth	1,25	0,48	1,14	0,60	1,13
	Cabbage	0,47	0,13	0,53	0,68	0,68
	Sorrel	1,00	1,05	3,96	1,37	1,04

To regulate their metal content, plants have developed tolerance responses based on mechanisms of exclusion and accumulation (Baker, 1987). Exclusion allows metals to be concentrated in plant roots and limits translocation to the aerial parts whereas accumulation is

an extreme physiological response that allows absorption and accumulation of high metal concentrations (Dahmani-Muller et al., 2000). As illustrated in Table 6, Fe seems to be the metal that is immobilized the most by the root cells, with a $TF < 1$, implying a mechanism of exclusion (Baker, 1987).

TF varies with the metal species, their concentrations, their chemical species, the vegetal species and experimental conditions as laboratory or cultivated field (Lebeau et al., 2008). In this study, sorrel is very particular since all metals are concentrated in the leaves that are the consumable part of studied plants. We have observed BCF and $TF > 1$ for Cu (3.4 and 1.27), Mn (9.6 and 6.94) and Zn (19.8 and 1.27) in amaranth in both sites, Mn (3.9 and 2.38) in Alibandeng lettuce and Zn (1.2 and 1.46) in PK8 sorrel (Table 5 and Table 6). Nonetheless, it is worth noting that the metal concentrations on this cultivated site are low. It is therefore probable that amaranth, lettuce and sorrel could be plants useful for metal phytoextraction, Zn in particular (Fitz and Wenzel, 2002). A study on plants cultivated in pots and controlled conditions, is foreseen to verify this hypothesis. But these are edible plants, so we have to pay attention to toxic levels of metals in these plants.

4. Conclusion

Agricultural practices in the market gardens of Libreville have led to a high acidification of soils and a decrease of soil MO and NTK contents, concomitant to a loss of essential metal elements. These practices did not increase toxic metals in soils. Sorted by decreasing order, concentrations of metals in the entire plants are $Fe > Mn > Zn > Cu > Pb$. All these concentrations are below the tolerance thresholds for leaf-vegetables. Sorrel (*Hibiscus sabdariffa*) is a plant that preferentially concentrates metals in its leaves, the consumable part of the plant. Because it is an important food crop in West Africa, laboratory and field studies would be necessary to determine the capacity of this plant to accumulate toxic metals such as Pb or Cd.

Références bibliographiques

AFNOR, Qualité des sols. Recueil de normes françaises. *Afnor*, Paris France, 533 p., 1994.

Abollino O, Aceto M., Malandrino M., Mentasti E., Sarzanini C., Petrella F., Heavy metals in agricultural soils from Piedmont, Italy. Distribution, speciation and chemometric data treatment, *Chemosphere* 49, 545–557, 2002.

Akkajit P. and Tongcumpou C., Fractionation of metals in cadmium contaminated soil: Relation and effect on bioavailable cadmium, *Geoderma*, 156, 126-132, 2010.

Alexander P.D., Alloway B.J. and Dourado A.M., Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables, *Environmental Pollution*, 144 (3), 736–745, 2006.

Baize D., Saby N. et Walter C., Le cuivre extrait à l'EDTA dans les sols de France – Probabilités de carences et de toxicités selon la BDAT, *Etude et Gestion des Sols*, 13 (4), 259-268, 2006.

Baker A.J.M., Metal tolerance, *New Phytologist*, 106, 93–111, 1987.

Banerjee A.D.K., Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India, *Environmental Pollution*, 123, 95–105, 2003.

Belane A.K. and Dakora F.D., Levels of nutritionally-important trace elements and macronutrients in edible leaves and grain of 27 nodulated cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp.) genotypes grown in the Upper West Region of Ghana, *Food Chemistry*, 125 (1), 99-105, 2011.

Commission of the European Communities (1986). Council directive (86/278/EEC) on the protection of the environment, and in particular soil, when sewage sludge is used in agriculture, in *Journal of the European Community*, L181 (I A) , 6-12..

Commission of the European Communities, Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: *Towards a thematic strategy for soil protection*, Brussels, 16.4.2002 Com. 179 final, 2002.

Cui Y.J., Zhu Y.G., Zhai R.H., Chen D.Y., Huang Y.Z., Qiu Y., Liang J.Z., Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China, *Environment International*, 30, 785– 791, 2004.

Dahmani-Muller H., van Oort F., Gélis B. and Balabane M., Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter, *New Phytologist*, 109, 231–238, 2000.

De Kimpe C.R. and Morel J.L., Urban soil management: a growing concern, *Soil Science*, 165 (1), 31–40, 2000.

Delhumeau M., Notice explicative N° 36. Carte pédologique de reconnaissance à 1/200000. Feuille Libreville-Kango. *ORSTOM Paris*, 51 p. + carte h.t., 1969.

De Miguel E., Irribarren I., Chacón E., Ordoñez A. and Charlesworth S., Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain), *Chemosphere*, 66, 505–513, 2007.

Deng H., Ye Z.H. and Wong M.H., Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China, *Environmental Pollution*, 132, 29–40, 2004.

Edou Edou G. Etude des systèmes maraîchers urbains et périurbains de Libreville (Gabon), *Rapport de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (I.G.A.D.)*, 126 p., 2006.

FAO. Urban and Peri-Urban Agriculture. *Report to the Fao Committee on Agriculture (Coag) Meeting from January*, 25–26, 1999.

FAO/WHO. Codex Alimentarius Commission Food additives and contaminants-Joint
FAO/WHO Food Standards Programme. *Codex Alimentarius*. 2001, ALINORM 01/12A.

FAO/WHO. Codex Alimentarius Commission, Contaminants. 1984. Joint FAO/WHO Food Standards Program, *Codex Alimentarius*, XVII.

Ferreira-Baptista L. and De Miguel E., Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment, *Atmospheric Environment*, 39, 4501–4512, 2005.

Garrabants A.C. and Kosson D.S., Use of chelating agent to determine the metal availability for leaching from soils and wastes. *Waste Management*, 20, 155–165, 2000.

Gupta A.K. and Sinha S., Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of *Sesamum indicum* (L.) var. T55 grown on soil amended with tannery sludge: Selection of single extractants, *Chemosphere*, 64, 161-173, 2006.

Gupta A.K. and Sinha S., Assessment of single extraction methods for the prediction of bioavailability of metals to *Brassica juncea* L. Czern. (var. Vaibhav) grown on tannery waste contaminated soil, *Journal of Hazardous Materials*, 144-150, 2007.

Hudnell H., Effects from environmental Mn exposure: a review of the evidence from non-occupational exposure studies, *Neurotoxicology*, 20, 379–398, 1999.

Jamali M.K., Kazi T.G., Arain M.B., Afridi H.I., Jalbani N., Kandhro G.A., Shah A.Q., Baig J.A. Heavy metal accumulation in different varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in soil amended with domestic sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 164, 2009, 1386-1391.

Juarez-Santillan L.F., Lucho-Constantino C.A., Vazquez-Rodriguez G.A., Ceron-Ubilla N.M. and Beltran-Hernandez R.I., Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. *Bioresource Technology*, 101 (15), 5836-5841, 2010.

Komarek, M., Chrastny, V., Stichova, J., 2007. Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soils originating from a smelting area. *Environment International*, 33, 677–684.

Kos B., Grčman H., Leštan D., Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants. *Plant Soil Environment*, 49 (12), 548–553, 2003.

Kouakou K.J., Bekro Y.A., Sika A.E., Baize D., Dogbo D.O., Bounakhla M., Zahry F. and Macaigne P., Diagnostic d'une contamination par les éléments traces métalliques de l'épinard (*Spinacia oleracea*) cultivé sur des sols maraîchers de la ville d'Abidjan (Côte-d'Ivoire) amendés avec de la fiente de volaille. *European Journal of Scientific Research*, 471-487, 2008.

Lake D.L., Kirk P.W.W., Lester J.N., The fractionation, characterization and speciation of heavy metals in sewage sludge and sewage sludge amended soils: a review. *Journal of Environmental Quality*, 13, 175-183, 1984.

Lebeau T., Braud A. and Jézéquel K., Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: A review, *Environmental Pollution*, 153 (3), 497-522, 2008.

Li F., Ni L., Yuan J., Sheng G.D. Cultivation practices affect heavy metal migration between soil and *Vicia faba* (broad bean), *Chemosphere* 80 (2010) 1393–1398.

Li X.D., Poon C.N. and Liu P.S., Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong, *Applied Geochemistry*, 16, 1361–1368, 2001.

Li Y., Wang Y.B., Gou X., Su Y.B. and Wang G., Risk assessment of heavy metals in soils and vegetables around non-ferrous metals mining and smelting sites, Baiyin, China, *Journal of Environmental Sciences-China*, 18, 1124–1134, 2006.

Liu H.Y., Probst A. and Liao B.H., Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China), *Science of Total Environment*, 339, 153–166, 2005.

Liu W.X., Shen L.F., Liu J.W., Wang Y.W. and Li S.R., Uptake of toxic heavy metals by rice (*Oryza sativa* L.) cultivated in the agricultural soils near Zhengzhou City, People's Republic of China, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79, 209–213, 2007.

Lu X., Wang L., Lei K., Huang J. and Zhai Y., Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China, *Journal of Hazardous Materials*, 161, 2-3, 1058–1062, 2009.

Lu Y., Gong Z.T., Zhang G.L. and Burghardt W., Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China, *Geoderma*, 115, 101–111, 2003.

McLaughlin M.J., Hammon R.E., McLaren R., Speir G., Rogers T.W., Review: a bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australian and New Zealand. *Australian Journal of Soil Research*, 38, 1037– 86, 2000.

Mougeot J.A.L., Moustier P., Introduction, pp : 11-21. In, Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone. Enjeux, concepts et méthodes. Ed. Olanrewaju B. Smith, Moustier P, Mougeot A.J-L et Fall A, CIRAD/CRDI, 173 p., 2004.

Nardi E.P., Evangelist E.S., Tormen L., Saint-Pierre T.D., Curtius A.J., de Souza S.S. and Barbosa Jr F., The use of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) for the determination of toxic and essential elements in different types of food samples, *Food Chemistry*, 112 (3), 727-732, 2009.

N'Dienor M., Fertilité et gestion de la fertilisation dans les systèmes maraîchers périurbains des pays en développement : intérêts et limites de la valorisation agricole des déchets urbains dans ces systèmes, cas de

l'agglomération d'Antananarivo (Madagascar), Institut National Agronomique Paris-Grignon. *Thèse*, 242 p., 2006.

Oliver M.A., Webster R. and McGrath S.P., Disjunctive kriging for environmental management. *Environmetrics*, 7, 333-358, 1996.

Pasquini M.W., The use of town refuse ash in urban agriculture around Jos, Nigeria: health and environmental risks, *Science of The Total Environment*, 354 (1), 43-59, 2006.

Poggio L., Vrščaj B., Hepperle E., Schulín R. and Marsan F.A.. Introducing a method of human health risk evaluation for planning and soil quality management of heavy metal-polluted soils—An example from Grugliasco (Italy), *Landscape and Urban Planning*, 88 (2-4), 64-72, 2008.

Quevauviller P. Operationally defined extraction procedures for soil and sediment analysis I. Standardization, *Trends in Analytical Chemistry*, 17 (5), 289-298, 1998.

Rao C.R.M., Sahuquillo A. and Lopez-Sanchez J.F., Comparison of single and sequential extraction procedures for the study of rare earth elements remobilisation in different types of soils, 662, 128-136, 2010.

Sharma R.K., Agrawal M., Marshall F.M., Heavy metal (Cu, Zn, Cd and Pb) contamination of vegetables in urban India: A case study in Varanasi. *Environmental Pollution*, 154, 254-263, 2008.

Sun L., Niu Z., Sun T., Effects of Amendments of N, P, Fe on Phytoextraction of Cd, Pb, Cu, and Zn in Soil of Zhangshi by Mustard, Cabbage, and Sugar Beet. *Environmental Toxicology*, 22: 565–571, 2007.

Toribio M. and Romanya J., Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils, *Science of The Total Environment*, 11-21, 2006.

Ure A., Quevauviller P., Muntau H., Griepink B., Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices 561 of the BCR of the Commission of European Communities. *International journal of environmental analytical chemistry*, 51, 135–151, 1993.

Wong S.C., Li X.D., Zhang G., Qi S.H. and Min Y.S., Heavy metals in agricultural soil of the Pearl River Delta, South China, *Environmental Pollution*, 119, 33–34, 2002.

Yang Y., Zhang F.-S., Li H.F. and Jiang R.F., Accumulation of cadmium in the edible parts of six vegetable species grown in Cd-contaminated soils, *Journal of Environmental Management*, 90 (2), 1117-1122, 2009.

Zhang M., Zhang H., Co-transport of dissolved organic matter and heavy metals in soils induced by excessive phosphorus applications. *Journal of Environmental Sciences*, 22(4), 598–606, 2010.

Chapitre 4 : Enquêtes auprès des maraîchers de la région de Libreville

IV.1. Présentation de l'activité et de la méthodologie d'enquêtes

Depuis le choc pétrolier des années soixante-dix, tous les centres urbains du Gabon ont connu une certaine explosion démographique qui résulte moins d'une urbanisation profonde et réellement planifiée que d'une concentration massive et accélérée. Celle-ci s'est opérée de façon anarchique et continue d'être alimentée par la croissance démographique naturelle de la population déjà urbanisée et les soldes migratoires des campagnes et de l'étranger vers les villes (Avenot, 2008). Les migrations constituent une contribution majeure aux activités commerciales et surtout à l'urbanisation. Environ 86 pour cent de la population gabonaise réside dans des zones urbaines en 2010, en particulier dans la capitale Libreville. La croissance démographique urbaine se poursuit à un rythme de 2,0 pour cent par an tandis que la population rurale est en déclin de 1,7 pour cent par an (UNESA 2011).

Libreville, la capitale, qui n'est pas une grande agglomération à l'échelle du continent, remplit néanmoins les fonctions d'une mégapole, puisqu'elle concentre environ la moitié de la population du Gabon. Sa croissance n'est aucunement liée à la localisation d'activités économiques primaires, productrices de richesses, mais à la concentration des fonctions administratives, politiques et économiques de l'Etat, comme aux retombées multiformes de la rente pétrolière. La ville fait figure de relais international et de port d'importation (Avenot, 2008).

Le flot de migrants, tant nationaux que non nationaux, de plus en plus importants, vient gonfler l'effectif des chômeurs et des déflatés urbains. Soucieux de leur survie, bon nombre de ces personnes vulnérables exercent des activités informelles. Tandis que certains trouvent leur salut dans l'exercice du petit commerce, d'autres trouvent leur compte dans l'agriculture urbaine.

La production maraîchère est une composante importante de l'agriculture urbaine. Elle fait partie de l'environnement des villes africaines. Plusieurs études menées en Afrique soutiennent que le maraîchage est la principale activité de l'agriculture urbaine (Ouédraogo,

2008). Cette situation s'explique par plusieurs facteurs dont la proximité de la ville, les faibles exigences en capital et en expertise de ces productions, l'adéquation des légumes à l'alimentation en milieu urbain (Mougeot et Moustier 2004). Les cycles courts des cultures maraîchères et les faibles exigences en capital de départ pour le commerce des légumes frais contribuent aussi au développement du maraîchage urbain et périurbain.

Le système maraîcher connaît un développement sans précédent depuis une vingtaine d'années dans et autour des principales villes du Gabon. Cette croissance a été fortement stimulée par l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (IGAD) qui fournit des appuis (approvisionnement en semence, petite irrigation, recherche et développement) aux exploitants des grandes villes du pays. L'impact de ce programme est significatif autour de Libreville où on dénombrait déjà en 2001 un total de 470 exploitants pour une production maraîchère totale de 6729 tonnes sur une superficie de 1123 hectares (Ministère de l'agriculture, de l'élevage et du développement rural, 2007).

Antérieurement, marginalisée et reléguée au second plan car, considérée comme une activité dégradante en milieu urbain, l'agriculture urbaine apparaît de plus en plus comme une soupape de sûreté pour des exclus du secteur moderne. L'observation de l'agriculture urbaine dans les villes de Libreville et Ntoundou nous a conduits à constater que le contexte urbain et la compétition spatiale pour l'accès à la terre et à l'eau entraînent un ensemble de processus : surexploitation des terres, saturation de l'espace, dégradation des écosystèmes, pression foncière, expropriation des producteurs...etc. Tout ceci se traduit par une grande précarité et un caractère largement informel de ce secteur d'activités. Les questions sur l'origine des acteurs, leur niveau de qualification, la typologie d'implantation des unités de production et les stratégies économiques adoptées par les acteurs pour leur survie sont au cœur du fonctionnement des unités de production.

Au Gabon, il y a un manque d'informations sur l'agriculture urbaine. Le but de ce chapitre est d'examiner la situation de l'agriculture urbaine, en particulier, le maraîchage à Libreville et Ntoundou, dans les zones urbaine et périurbaine. Le présent chapitre décrit la méthodologie utilisée pour caractériser l'agriculture urbaine à Libreville et Ntoundou. Notre enquête s'est appuyée sur celles déjà réalisées par les agents de l'IGAD, Baliteau et Renardet (2002) et Edou Edou (2006). Elle s'est également appuyée sur une série de sondages menés auprès des principaux acteurs qui agissent sur la zone d'étude. Ces deux démarches consistent à analyser sur le long terme la succession des représentations sociales et culturelles qui ont agi, et

agissent encore aujourd'hui, sur l'évolution de la physionomie de la pratique agricole dans les villes du Gabon.

La zone d'étude est constituée des villes de Libreville et Ntoundou. Elle est décrite dans le **Chapitre II**.

Les hypothèses émises pour la typologie des acteurs et des systèmes de production sont les suivantes :

1. La majeure partie des acteurs impliqués proviendrait de la couche de la population la plus défavorisée, entre autres les jeunes et les étrangers originaires du Cameroun et de l'Afrique de l'Ouest ;
2. La pratique de l'agriculture urbaine et périurbaine se ferait principalement dans les zones marécageuses ;
3. Les systèmes de cultures pourraient varier aussi bien à Libreville qu'à Ntoundou.

Les questions liées à ces hypothèses pour lesquelles nous avons tenté de répondre anticipativement sont les suivantes:

- Comment se présente la population enquêtée et d'où provient-elle ?
- Les exploitants sont-ils plus nombreux sur les zones marécageuses qu'ailleurs ?
- Comment les exploitants accèdent-ils à la terre ?
- Comment se fait l'accès à l'eau et celle-ci est-elle disponible en quantité suffisante toute l'année ?
- Quelles sont les espèces cultivées et comment les cultive-t-on ?

La typologie s'est basée sur dix-huit (18) paramètres susceptibles de discriminer les maraîchers et leurs exploitations. Les variables prises en compte pour la vérification de nos hypothèses sont la nationalité des enquêtés, leur sexe, leur niveau d'instruction, leur âge, le lieu de production, la main-d'œuvre utilisée et les pratiques culturelles (Annexe A.1).

Le choix de ces variables a été fait sur la base des études empiriques sur le sujet au Ghana, Côte-d'Ivoire, Bénin, Cameroun, Sénégal, Burkina Faso, Gabon, Congo, etc. (Asomani-Boateng, 2002 ; Baliteau et Renardet, 2002 ; Broutin et *al.*, 2005 ; Edou Edou, 2006 ; Nguegan, 2008 ; Olahan, 2010). Le formulaire des enquêtes est donné en Annexe A.1.

Les résultats de l'enquête (Annexe A.2) ont été traités à l'aide des logiciels Excel 2010 et Ethnos 5.5.

IV.2. Analyse des résultats sociodémographiques sur les exploitants

IV.2.1. L'âge des exploitants maraîchers

La population d'agriculteurs a été répartie en fonction de l'âge et par zone d'enquête. L'analyse de la figure IV.1 montre que cette population est jeune à Libreville. La moyenne d'âge y est de 34,9 ans. Le plus jeune a 22 ans et le plus vieux 45 ans. Ce qui augure une tendance au développement de l'activité maraîchère dans la ville. A Libreville, le pourcentage le plus élevé des enquêtés se trouve dans les classes d'âge 26-35 ans et 36-45 ans (44,4% respectivement). Il s'agit pour la plupart de personnes jeunes, dynamiques, arrivées en ville en quête d'un emploi, qui sont nées dans des familles paysannes et trouvent en l'agriculture une source sûre de génération de revenus. Par contre, l'âge moyen des maraîchers de Ntoun est de 50,9 ans. Certains parmi eux déclarent être sur le site depuis son ouverture. D'autres s'y sont installés par manque d'emploi ou suite à un licenciement. Bien que vieille, la population de Ntoun est en fait en plein rajeunissement. En effet, la population non négligeable des 15-35 ans (18,8%) représente les enfants des premiers maraîchers qui ont donc hérité des parcelles de leurs parents. Le plus jeune a 23 ans et le plus vieux 70 ans.

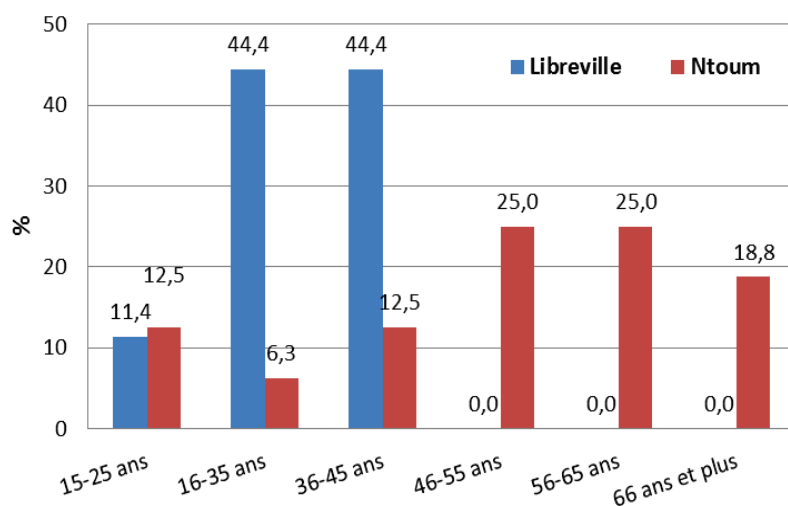


Figure IV.1 : Répartition par âge des maraîchers urbains de Libreville et Ntoun

IV.2.2. L'origine géographique des exploitants maraîchers

La figure IV.2 montre que le maraîchage à Libreville est pratiqué par 22,2% de Gabonais et majoritairement par les immigrés en provenance d'Afrique de l'Ouest (66,7%). Une étude plus détaillée (non présentée) indique que les Burkinabè représentent à eux seuls 63,2% des

exploitants étrangers enquêtés. Olahan (2010) révèle que cette communauté représente 43,5% ces maraîchers non nationaux à Abidjan.

La faible proportion de Gabonais est la conséquence logique du manque d'intérêt porté au secteur agricole dans le pays. En effet, dès la décolonisation en 1960, ce secteur a pratiquement été abandonné au profit des activités minières et pétrolières, dans la mesure où la manne pétrolière évaluée était assez consistante pour soutenir les importations des denrées alimentaires, laissant tout de même les populations rurales dans une pauvreté absolue (Magnagna Nguema, 2005). Cependant, les résultats montrent que la population gabonaise est en nette progression par rapport aux précédentes enquêtes réalisées par l'IGAD. Baliteau et Renardet (2002) et Edou Edou (2006) constatent que la proportion des Gabonais n'atteint pas 10% alors qu'elle est ici de 22,2%. Notons à nouveau l'utilité de l'IGAD dans le secteur pour les Gabonais. En effet, trois Gabonais sur quatre enquêtés à Libreville disent avoir été formés par cette structure.

Les exploitants de Ntoun sont majoritairement Gabonais (75%). Ce renversement de situation par rapport à Libreville trouve son explication dans l'histoire de la zone d'étude. Le site maraîcher de Ntoun a été aménagé dans les années soixante pour intéresser les jeunes Gabonais aux pratiques maraîchères et approvisionner en légumes frais la capitale du pays. Il était donc exclusivement réservé aux nationaux. Le vieillissement de la population, l'abandon de l'agriculture par certains exploitants et d'autres facteurs méconnus ont permis l'arrivée d'immigrés qui représentent 25% des exploitants enquêtés sur ce site.

Dans les deux villes, on peut remarquer le faible pourcentage d'exploitants issus de la sous-région d'Afrique Centrale (Cameroun, Congo...). Il est assez difficile de trouver une explication à ce phénomène. En effet, si on considère le Cameroun, pays essentiellement agricole, avec une contribution de 30% de son PIB par ce secteur (Nguegang, 2008), on s'attendrait à trouver les Camerounais en proportion importante dans le secteur. Or il n'en est rien. Ils sont plus présents dans le petit commerce et l'enseignement.

En résumé, la proportion des exploitants maraîchers gabonais à Libreville augmente grâce à l'IGAD qui privilégie les nationaux alors que celle des étrangers augmente à Ntoun.

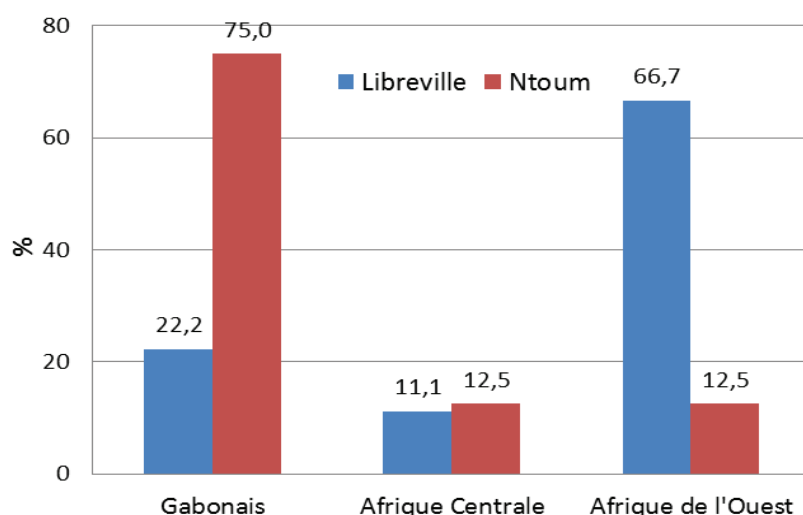


Figure IV.2 : Origine géographique des exploitants maraîchers de Libreville et Ntoun

IV.2.3. Le sexe et l'état civil des exploitants maraîchers

La figure IV.3.a montre que les agriculteurs urbains et périurbains sont majoritairement des hommes (94,4% à Libreville et 81,3% à Ntoun). Il faut cependant relativiser ces données. En effet, le maraîchage étant essentiellement pratiqué par des immigrés, ces derniers, venus chercher fortune, arrivent au Gabon laissant femmes et enfants. Quand ces femmes parviennent à leur tour à rejoindre leurs maris dans le pays, elles ont pour principale activité le maraîchage et ce, sur les mêmes parcelles que leurs maris. Aussi, en ne prenant qu'un seul chef par exploitation, les femmes actives sont très souvent classées comme une aide. Elles constituent ainsi la première main-d'œuvre permanente dans les parcelles maraîchères. Ce qui pourrait en fait ramener les proportions de notre enquête à 77,3% d'hommes et 22,7% de femmes à Libreville et 63,2% d'hommes et 36,8% de femmes à Ntoun (résultats non présentés).

On entend ici par « mariée » une personne liée par les droits sacrés du mariage à une autre selon le Code Civil du Gabon ou selon le droit coutumier. Le « célibataire » est donc celui qui n'a contracté aucune des deux formes de mariage.

Le mariage consacré par le Code civil est le mariage de type européen qui est défini comme une convention entre un homme et une femme, et dont la solennité résulte de sa célébration par un officier d'Etat civil. Le mariage coutumier est une convention de groupe à groupe par laquelle le chef d'une famille agissant au nom et pour le compte de cette dernière engage une jeune fille sur laquelle il exerce la puissance paternelle dans les liens conjugaux avec un

homme, membre d'une autre famille représentée par son chef et moyennant une contrepartie telle qu'elle est définie par la coutume de la jeune fille (Boussougou-Bou-Mbine, 2007).

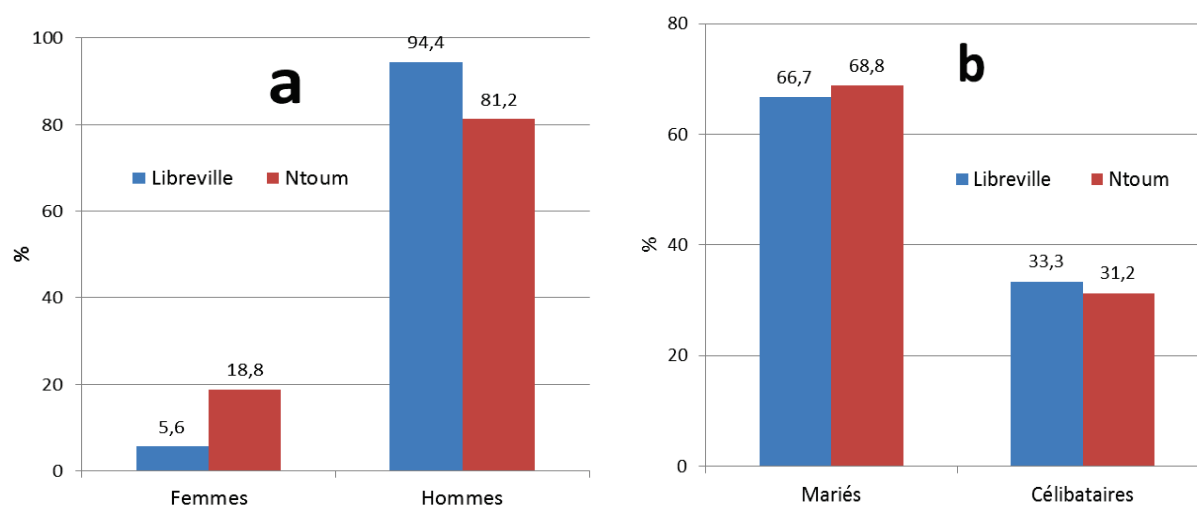


Figure IV.3 : Répartition par sexe (a) et par statut conjugal (b) des maraîchers

L'activité maraîchère urbaine est une pratique concernant de manière générale les deux sexes, après une prédominance masculine. Parmi ces acteurs, 66,7% et 68,8% à Libreville et Ntoun respectivement sont mariés.

IV.2.4. Le niveau d'instruction et la formation aux connaissances des pratiques agricoles

A Libreville, la grande majorité des producteurs urbains, quand ils ont été à l'école, se sont arrêtés au primaire (moins de 7 ans d'école) alors qu'à Ntoun, la majorité des exploitants a quitté l'école au secondaire. Seuls respectivement 15,8% et 6,3% à Libreville et à Ntoun des maraîchers ont été ou sont encore à l'université (Figure IV.4.a).

Dès la lecture de la Figure IV.4 a, on se rend compte que le niveau d'instruction des exploitants est particulièrement bas. En comparant les deux graphes de la Figure IV.4, on se rend compte que le pourcentage de ceux qui n'ont pas pu entrer au cycle secondaire est sensible égal à celui des maraîchers qui n'ont participé à aucune formation en techniques agricoles. Ce qui signifierait que c'est à partir d'un niveau secondaire que les exploitants se sentent aptes à participer à de telles formations. La majorité des exploitants de Libreville disent être nés dans une famille paysanne et au milieu de laquelle ils ont appris à cultiver. Les exploitants de cette ville qui ont reçu quelque instruction sur les techniques agricoles ont généralement été formés par l'IGAD. Les maraîchers de Ntoun, réunis au sein d'une

coopérative, ont essentiellement bénéficié, dans le cadre de leur formation aux techniques agricoles, de séminaires périodiques organisés par le Ministère de l'Agriculture. Certains maraîchers de Libreville et de Ntoun ont suivi des formations avancées au Gabon et à l'étranger.

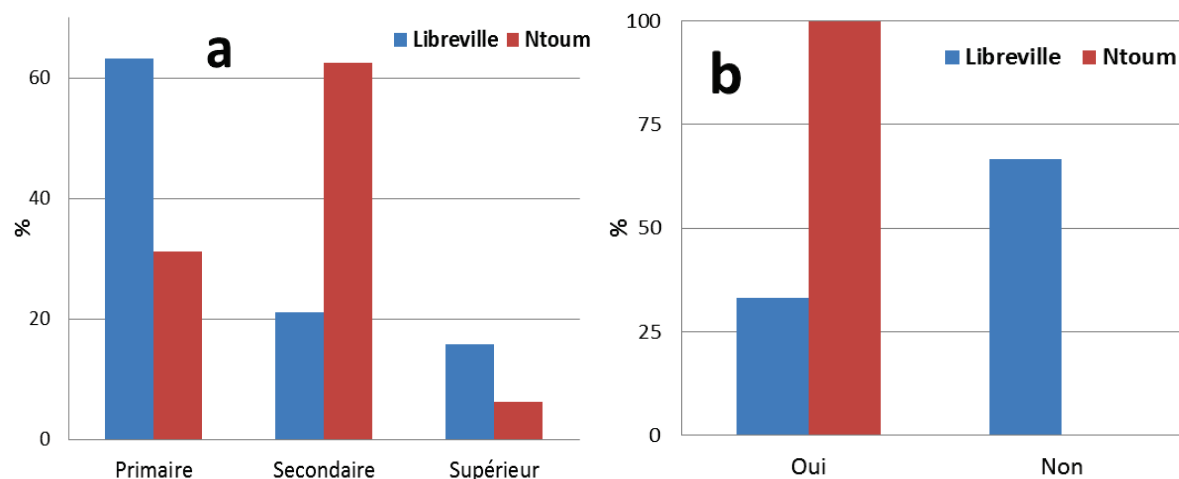


Figure IV.4 : Répartition par niveaux d'étude (a) et par participation à des formations aux techniques agricoles (b)

IV.3. Analyse des résultats sur les exploitations maraîchères de Libreville et Ntoun

IV.3.1. L'accès à la terre

Le mode d'acquisition des parcelles diffère selon les zones de production. Lorsqu'on se trouve à Libreville, le mode d'acquisition de la parcelle le plus répandu est la location (94,4 %) alors que les exploitants de Ntoun ont tous profité d'une donation de l'Etat (figure IV.5).

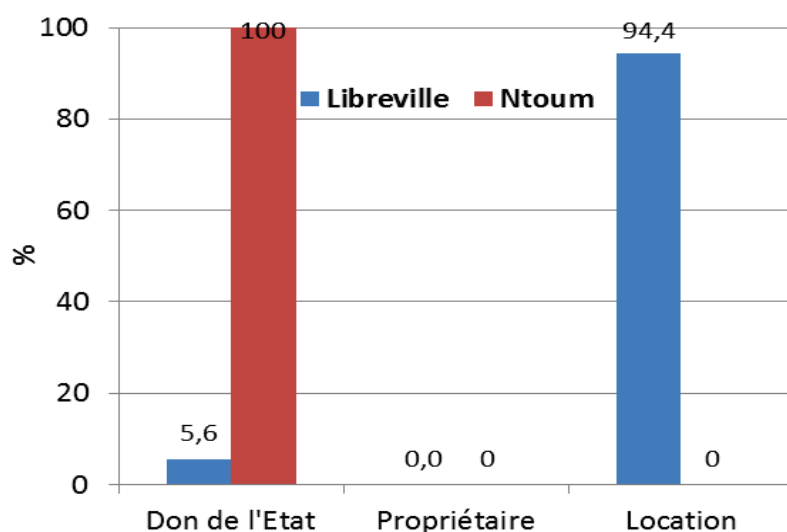


Figure IV.5 : Mode d'acquisition de la parcelle

A Libreville, bien qu'utilisant généralement des espaces réduits et enclavés, le maraîchage se heurte à la concurrence de l'urbanisation. Cette compétition est le plus souvent défavorable à l'agriculture à cause de l'absence de législation spécifique. L'occupation des parcelles et la formation des secteurs agricoles se font au gré de conditions diverses et de domaines fonciers variés. Ces terrains vacants appartiennent soit à l'Etat, soit à des particuliers qui les louent momentanément pour leur mise en valeur. Comme les terrains n'appartiennent pas aux exploitants, ceux-ci peuvent leur être retirés à tout moment. La précarité foncière est donc un paramètre déterminant de l'agriculture dans la ville. A titre d'exemple, le site de Camp de Gaule et une partie du site de Charbonnages sont actuellement fermés au maraîchage car ces terrains sont actuellement utilisés à d'autres fins urbaines.

Le site de Ntoun enquêté présente un tout autre visage. Créé dans les années 60 pour intéresser les Gabonais au secteur agricole, il a été aménagé par l'Etat. Celui-ci y a construit dans chaque parcelle une maison de type T3 pour abriter le futur maraîcher qui devenait de fait propriétaire de la parcelle. Bien que propriétaires, les maraîchers ne peuvent les utiliser à d'autres fins. Les emplacements des champs et les limites de ceux-ci se transmettent depuis lors de père en fils, d'époux à épouse, de mère à fille.

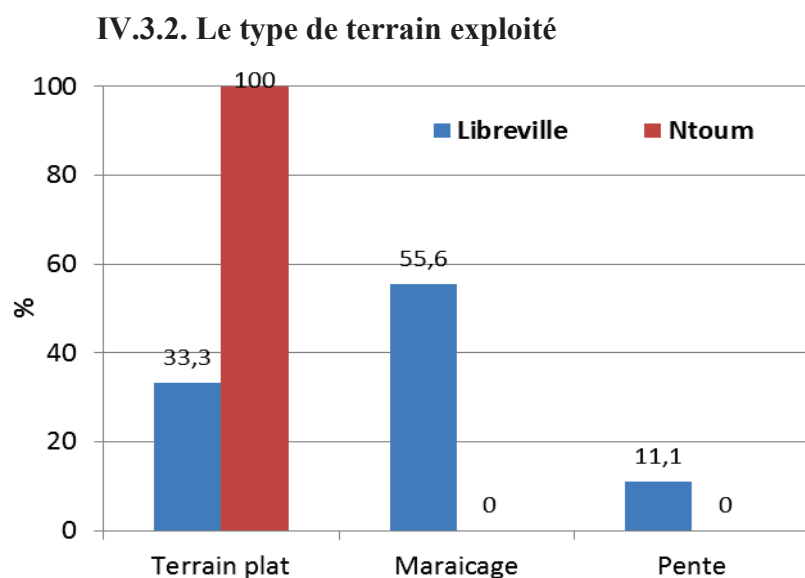


Figure IV.6 : Localisation des parcelles maraîchères de Libreville et Ntoun

Nous avons voulu savoir sur quels types de terrain se trouvent les exploitations sur les deux zones. La Figure IV.6 montre qu'à Libreville, la proportion des exploitants dans les marécages (55,6%) est supérieure à celle travaillant sur d'autres types d'espaces (33,3% sur

les terrains plats et 11,1% sur les pentes de collines). Les exploitants recherchent donc préférentiellement des terrains qui se trouvent dans des zones marécageuses et les bas-fonds pour pratiquer l'agriculture. Ceci peut s'expliquer par la disponibilité de la ressource en eau pour la pratique des activités de l'agriculture urbaine dans la ville. Par contre à Ntoun, étant exclusivement aménagées à des fins agricoles, les parcelles se trouvent toutes sur un terrain plat.

IV.3.3. La superficie exploitée

Il se dégage une variabilité suivant la zone d'étude. A Libreville, on note des superficies comprises entre 800 m² et 10000 m² (figure IV.7). A Ntoun, chaque exploitant a une superficie totale de 10000 m². Cependant, selon sa vigueur et la main-d'œuvre disponible, il peut décider d'exploiter régulièrement une partie ou toute la parcelle. C'est celle-là qui est considérée dans notre étude. Ainsi, à Ntoun, la superficie exploitée varie ainsi entre 2000 et 10000 m². La partie restante est, chaque année, laissée en jachère au moins pendant 6 mois et/ou sert pour la culture d'espèces bien déterminées. L'analyse statistique montre qu'il y a une différence significative dans la classe de superficie exploitée en fonction des deux zones ($p < 0,001$). La probabilité pour un exploitant se trouvant à Ntoun d'avoir plus d'espace que celui se trouvant à Libreville est ainsi mis en évidence. On remarque qu'en dehors de la zone industrielle Hortas au Nord de la ville qui s'étend sur plusieurs hectares, aucun exploitant se trouvant à Libreville ne dispose d'une parcelle ayant une surface supérieure à 2000 m². De même, aucun maraîcher de Ntoun n'a une parcelle exploitée en continu de moins de 2000 m² (chacun a 10000 m² exploitables). Ces résultats nous permettent de croire que la surface de terrain est un facteur déterminant de la typologie d'exploitation de l'agriculture urbaine.

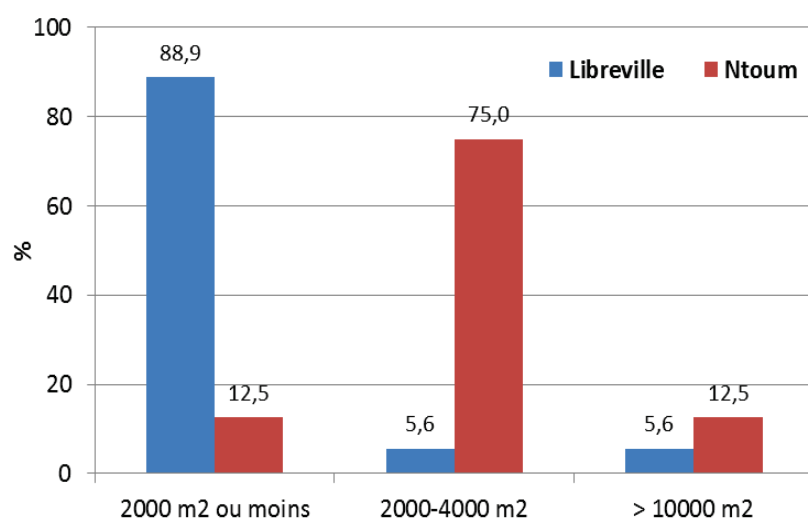


Figure IV.7 : Surface exploitée par les maraîchers

IV.3.4. L'âge de l'exploitation

Les exploitations de Ntoun ont toutes démarré la même année. Elles avaient toutes 38 ans lors de notre première enquête. Ce sont les parcelles maraîchères urbaines les plus anciennes connues à ce jour dans le pays. Elles sont donc plus vieilles que toutes les parcelles de Libreville (figure IV.8). Ce qui est cohérent avec les éléments que nous avons rappelés sur l'histoire du site maraîcher de Ntoun.

L'âge de mise en culture des exploitations maraîchères de Libreville est variable : de 2 ans à 16 ans. Les parcelles de Libreville sont très jeunes. Elles ont majoritairement 4 ans ou moins. Ceci pourrait être expliqué par trois faits majeurs :

- Les immigrants pratiquant l'agriculture sont principalement des ruraux arrivés au Gabon dans l'espoir de faire fortune dans d'autres activités. Devant les difficultés rencontrées pour trouver du travail, ils se sont tournés vers ce qu'ils savent faire le mieux, c'est-à-dire l'agriculture.
- A notre premier passage, les premières exploitations de l'IGAD avaient 16 ans. Ce sont des sites pilotes consacrés avant tout à la formation de nouveaux agriculteurs et éleveurs. Or, comme nous l'avons vu précédemment, les nationaux n'étaient pas particulièrement intéressés par le travail de la terre. Il y a donc eu une période transitoire entre le début des formations à l'IGAD et la volonté des populations de s'adonner à l'activité agricole en milieu urbain.
- La précarité du foncier : à Libreville, tant que le propriétaire terrien n'a pas assez de moyens pour la mise en valeur de sa parcelle, il peut la louer à un maraîcher pour ses activités et bénéficier ainsi d'un gardiennage informel, des produits de récoltes et/ou d'une entrée financière issue du maraîchage. Mais, dès que le propriétaire se sent capable de construire une maison sur sa parcelle, le maraîcher se voit obligé de se retirer et d'aller chercher une autre parcelle à exploiter.

Tous les sites d'exploitation d'âge supérieur à 10 ans sont stables. Il s'agit des sites de l'IGAD, du périmètre maraîcher de Ntoun et d'un site d'exploitation industriel. La génération des revenus au niveau des ménages pauvres a fini de convaincre les exploitants sur ces sites de l'importance du maraîchage. L'autoproduction des denrées alimentaires contribue ainsi à amoindrir les dépenses des ménages et à accroître leurs revenus pour des soins de santé de leur famille, l'achat de vêtements et la scolarisation de leurs enfants.

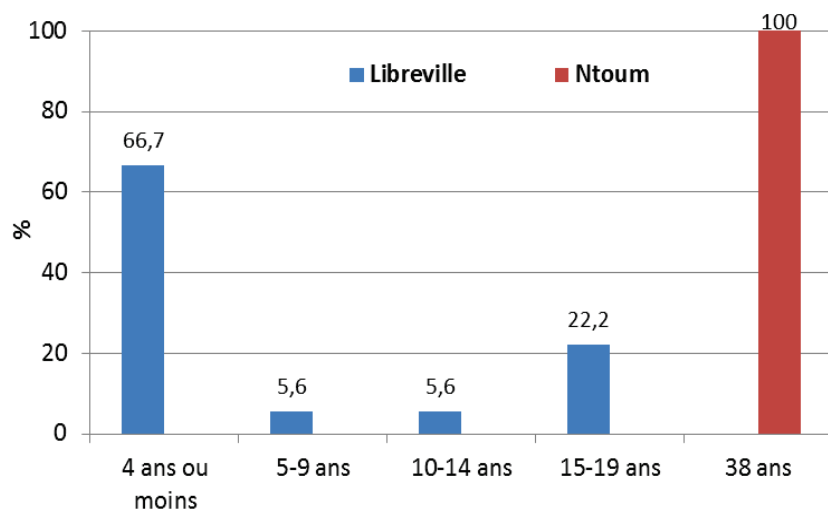


Figure IV.8 : Age des exploitations maraîchères de Libreville et Ntoum

IV.3.5. Accès à l'eau pour les cultures

La Figure IV.9 montre que tous les exploitants de Ntoum ont leur système d'irrigation à partir d'une rivière. L'arrosage est effectué par un groupe de pompage électrique relié à des tuyaux installés dans chaque parcelle. Comme la rivière coule toute l'année, il n'y a jamais manque d'eau.

A Libreville, la source d'approvisionnement en eau pour les cultures est variable selon les zones. L'arrosage se fait grâce à des arrosoirs à partir de puits emménagés (55,6%) ou de rivières (22,2%) proches de la parcelle, ou avec des tuyaux à partir de rivières (16,7%) ou de l'eau potable produite par la Société d'Energie et d'Eau du Gabon (S.E.E.G.).

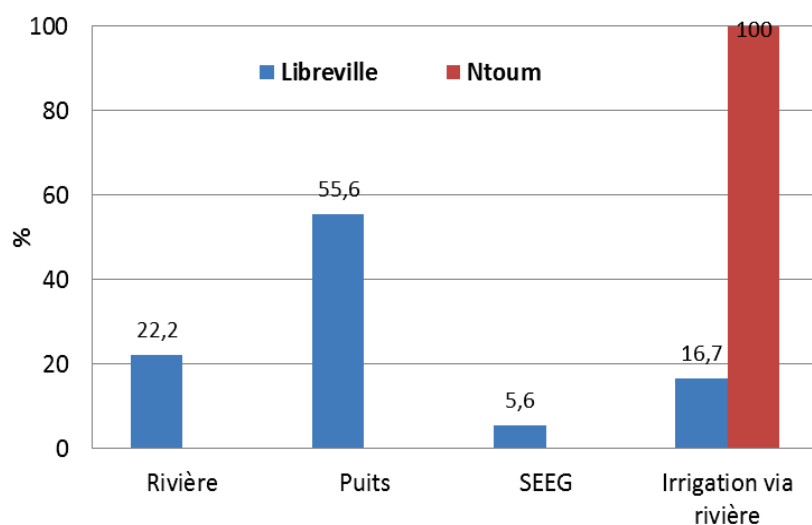


Figure IV.9 : Systèmes d'irrigation adoptés par les maraîchers

A Libreville, les puits, souvent creusés à moins de 1,5 mètres de profondeur, sont la source d'approvisionnement la plus courante (55,6 %). Nous avons pu constater, lors de nos visites qui ont eu lieu pendant la saison sèche, un ralentissement de l'activité agricole dans certaines zones. Ce phénomène était dû à une faible disponibilité de l'eau dans certaines rivières et certains puits. Les maraîchers cessent, pendant cette période, partiellement ou totalement de cultiver en attendant, avec l'arrivée de pluies, que le niveau de l'eau remonte pour relancer leurs activités.

IV.3.6. Main-d'œuvre sur les parcelles maraîchères exploitées

La première main-d'œuvre est le chef de l'exploitation sur tous les sites enquêtés. Celle-ci n'est pas comptabilisée dans ce qui suit.

Comme nous l'avons montré ci-dessus, la conjointe, quand le chef d'exploitation est marié ou concubin, est la première main-d'œuvre permanente. Elle est très souvent la seule. En effet, comme le montre la Figure IV.10.a, respectivement 61,1% et 56,3% des exploitants de Libreville et Ntoun n'utilisent aucune main-d'œuvre permanente, contre respectivement 33,3 et 31,3% qui n'ont pour main-d'œuvre permanente que leurs femmes. Ces chiffres, comparés à ceux relatifs au statut conjugal, pourraient signifier que le coup de main de la femme n'est pas systématique. Il n'en est rien. En fait, les mariés qui ne sont pas aidés par leurs femmes sont exclusivement ceux des immigrants dont les femmes résident encore dans leurs pays d'origine. La main-d'œuvre permanente salariée est rarement utilisée et ne se retrouve que sur les parcelles dont la superficie est supérieure ou égale à 10000 m² (Figure IV.7). Elle n'existe à Libreville que sur les sites industriels et à Ntoun chez quelques exploitants qui ont assez de moyens financiers et soucieux d'un meilleur rendement.

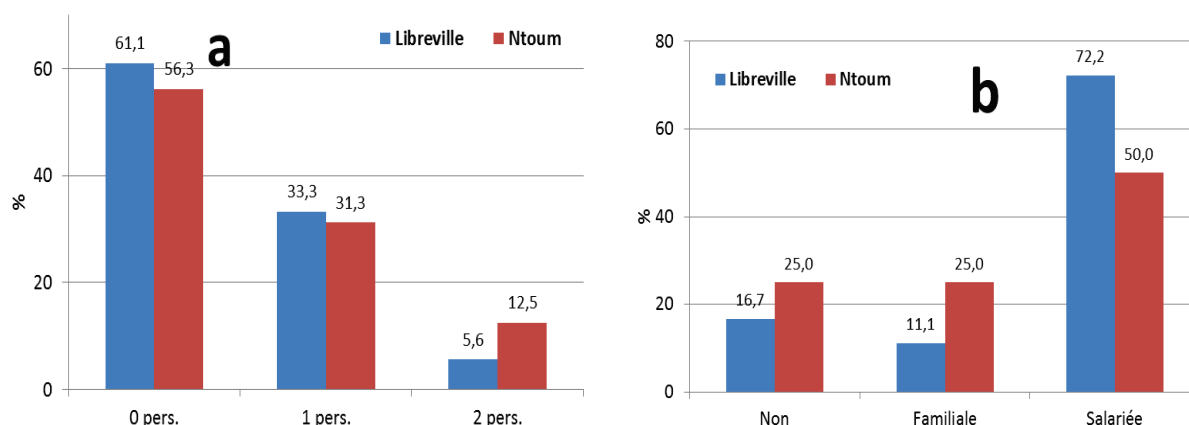


Figure IV.10 : Main-d'œuvre permanente (a) et ponctuelle (b) sur les parcelles exploitées

La main-d'œuvre ponctuelle est de deux types : familiale et salariée. La main-d'œuvre familiale est exercée par les enfants des exploitants. Ceux-ci sont des élèves qui, quand ils le veulent, viennent aider leurs parents dans leur labeur. Le verbe vouloir n'est pas ici fortuit. Nous avons pu constater au cours de nos passages que les enfants étaient presque toujours absents des parcelles exploitées proches de leurs habitations. A la question de savoir s'ils mettaient la main à la pâte, la réponse était presque toujours la même : « Ils viennent parfois aider mais en général, ils sont plus souvent présents quand les fruits sont mûrs ». Les exploitants gagneraient pourtant à intéresser un peu plus leurs enfants aux pratiques agricoles en dehors des temps de récolte.

La main-d'œuvre ponctuelle salariée est fournie par des expatriés en manque d'emploi et par des jeunes, scolarisés ou non, vivants près des exploitations. Ils ont souvent besoin de régler une urgence ou sont des habitués des parcelles. Les exploitants les sollicitent surtout lors des pics de travail : préparation des sols pour les nouvelles cultures, désherbage, arrosage. Ils sont payés à la tâche ou quotidiennement.

IV.3.7. Systèmes de cultures adoptés par les agriculteurs

Deux principaux systèmes de cultures prédominent sur les sites maraîchers : les cultures conduites sous abri et les cultures conduites en plein air (figure IV.11).

Les abris sont des hangars présentant une architecture en bois surmontée par un film plastique et ouverts sur les côtés ou des serres fermées de bas en haut en plastique. Leur rôle est de protéger les plantes contre les intempéries, surtout les pluies, qui endommagent les lits de semence, érodent les planches, lessivent les sols et augmentent la pression parasitaire sur certaines cultures. Les principales spéculations rencontrées sous abris sont : la laitue, les aromates (oignon vert, persil, menthe), la tomate, l'amarante et les pépinières. Le mode de cultures sous abri est exclusivement rencontré à Libreville. Les serres se trouvent sur les sites industriels (5,6%) alors que les hangars apparaissent sur des exploitations de dimensions réduites (44,4%). Ils occupent alors en partie ou totalement chacune de ces exploitations.

S'agissant des cultures conduites en extérieur, il s'agit dans beaucoup de cas de légumes assez résistants à la pluie : oseille, amarante, aubergine locale, aubergine violette, aubergine-feuilles, concombre et basilic. Toutefois, pour des exploitations à grande dotation foncière, certaines cultures de conduite assez difficile en extérieur en saison des pluies sont rencontrées

: c'est le cas de la tomate et de la laitue. Le principe est que l'importance des volumes produits sur de grandes surfaces compense les pertes. C'est sur cette vision que s'appuient les maraîchers de Ntoun qui, avec l'étendue de la surface exploitable à la disposition de chacun, cultivent tous en plein air (100%). A Libreville, afin de limiter les coûts liés à la mise en place de leurs exploitations, 66,7% des maraîchers cultivent en plein air, soit 50% totalement et 16,7% partiellement. Cette proportion est la même que celle des plus jeunes exploitations. Ce qui fait penser à un temps d'adaptation avant que les exploitants ne considèrent suffisants leurs revenus pour améliorer leur système de culture.

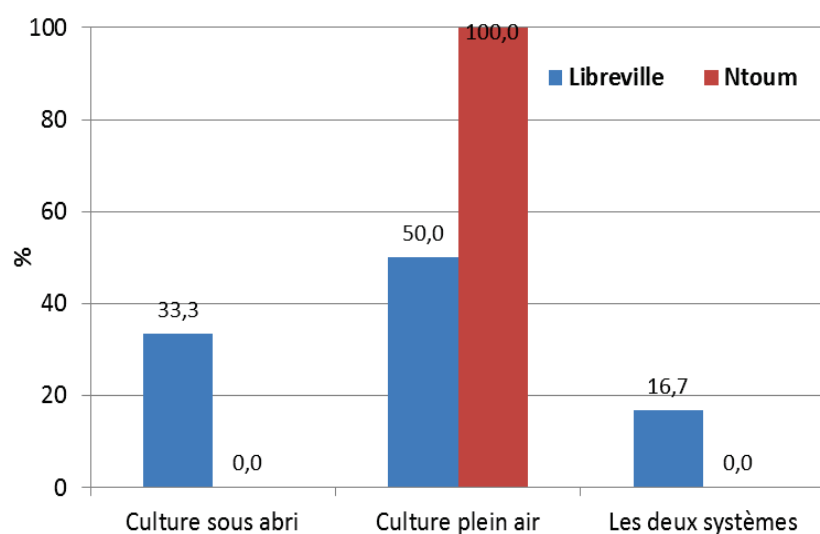


Figure IV.11 : Systèmes de culture adoptés par les maraîchers

IV.3.8. Fertilisants appliqués dans les sols cultivés

Le maraîchage est un système de culture intensif qui demande une utilisation régulière d'engrais. Le fait d'être pratiqué en milieu urbain, et donc dans un espace réduit, accentue ce besoin.

La fiente de volailles est l'engrais organique le plus utilisé (100% et 43,8% à Libreville et Ntoun respectivement) par les maraîchers (figure IV.12). Une faible proportion d'entre eux (5,6% et 6,3% à Libreville et Ntoun respectivement) utilise également le compost issu soit des ordures ménagères qu'ils collectent ou bien des déchets de cultures qu'ils laissent se décomposer dans un coin du champ ou qu'ils étalent sur la parcelle. Les maraîchers s'approvisionnent en fiente de volailles dans les fermes urbaines et péri-urbaines.

Les engrais minéraux les plus courants en maraîchage à Libreville et Ntoun sont l'engrais complet NPK (94,4% et 93,8% respectivement) et l'urée (84,2% et 93,8% respectivement).

Le superphosphate de calcium $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ est moins utilisé (16,8% des exploitants de Libreville). Les maraîchers achètent en général ces engrais à la société "La Gabonaise de Chimie" à des prix relativement élevés.

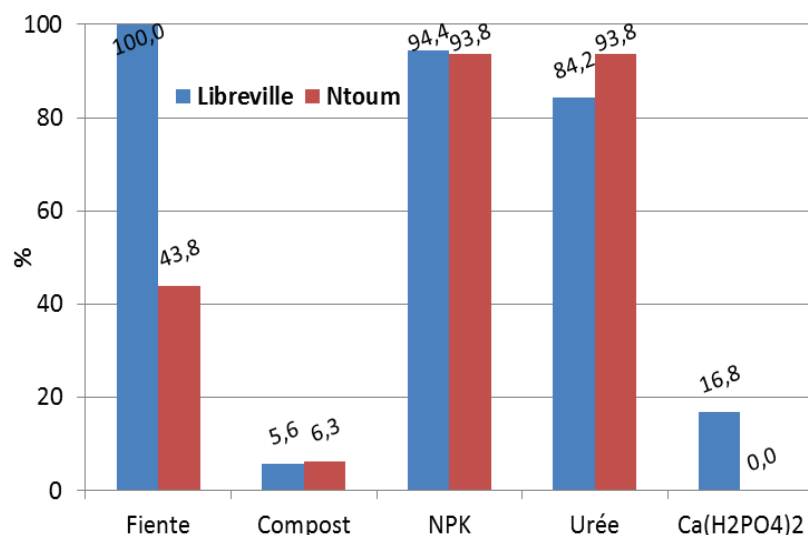


Figure IV.12 : Fertilisants apportés dans le sol cultivé

La fertilité d'une terre maraîchère dépend avant tout de sa richesse en humus issu de la décomposition des matières organiques végétales et animales sous l'action des micro-organismes du sol. En effet, la culture sans interruption sur un même terrain épuise rapidement le sol. D'ailleurs, celle-ci ne joue pas seulement un rôle clé pour la fertilité dans ce cas, mais aussi pour la capacité de rétention d'eau. L'humus est apporté par le fumier, le compost. La fumure minérale est d'autant plus efficace que le sol est bien pourvu en matière organique qui améliore sa structure et sa capacité de rétention d'eau.

L'utilisation des engrais est souvent liée aux types de cultures, d'équipements disponibles et de sols. Dans l'ensemble, les engrais minéraux sont plus sollicités que les engrais organiques. Or l'utilisation de ces dernières est indispensable aux sols et constitue une valorisation des sous-produits de l'élevage. Les maraîchers affirment qu'ils apportent entre un et dix sacs de fiente de poule compostée. Ce qui correspond à 40-400 kg d'engrais, soit 0,4 à 4 t/ha de fiente. Or il est recommandé d'apporter entre 15 et 40 t/ha pour un bon amendement (Fall, 2001 ; Kouvonou et *al.*, 1999). Les quantités de fiente introduites dans les sols maraîchers restent donc très insuffisantes.

IV.3.9. Activité d'élevage des exploitants

Dans notre étude, nous ne considérons comme élevage que l'activité qui consiste à confiner et donc à nourrir les animaux en étable. Nous avons ainsi volontairement écarté le cas où les animaux de l'exploitant (souvent quelques individus) étaient libres de vaguer alentour de la parcelle. En général, ces animaux cherchent leur nourriture au-dehors pendant la journée et ne rentrent que le soir chez leur propriétaire. L'entretien de ces animaux ne coûte pas cher. Tout ce qui vient d'eux sous forme d'œufs ou de progéniture peut être considéré comme un gain vendable susceptible de générer des revenus.

Comme le montre la Figure IV.13, l'élevage n'est pratiqué que par très peu de maraîchers (5,6% et 6,3% à Libreville et Ntoun respectivement). A Libreville, cette activité n'est visible que sur les sites industriels et concerne la volaille. C'est sur ces sites que les meilleurs apports en fertilisants organiques ont été identifiés. Les maraîchers de Ntoun qui pratiquent l'élevage possède chacun moins d'une trentaine de poulets ou de pintades. Eux aussi profitent de la fiente produite par ces bêtes pour fertiliser leurs sols mais l'usage des engrais minéraux (NPK, urée) reste dominant. L'élevage est très peu pratiqué au Gabon. Depuis toujours le bétail, peu abondant, est composé des volailles, des porcs, des caprins et des canards (Nafti, 2011) qui sont laissés en liberté et reviennent chaque soir dans leur enclos pour dormir.

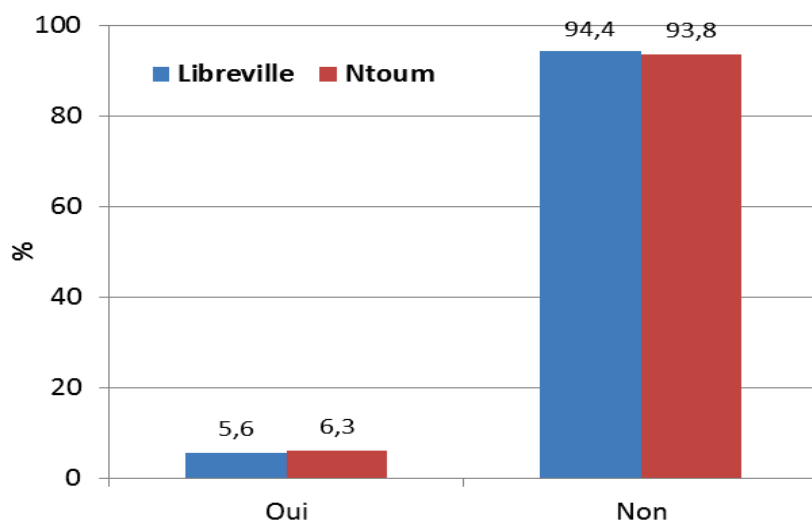


Figure IV.13 : Activité d'élevage des exploitants agricoles urbains

IV.3.10 Facteurs de choix des cultures et espèces cultivées

Les cultures sont choisies d'abord par effet de mode. Sur chaque site, le plus instruit aux pratiques maraîchères décide de cultiver un certain nombre de spéculations. Il est ensuite imité par la majorité de ses voisins. Et cette décision est fonction de la durée du cycle, des exigences en intrants et de l'espace disponible (figure IV.14).

On distingue les légumes à cycle court composés de légumes feuilles (amarante, oseille, laitue, chou...), des aromates (céleri, coriandre, persil...) et du maïs, et les cultures à cycle long composées surtout de légumes fruits (tomate, gombo, melon, aubergine, poivron, piment...). Le cycle est défini par le délai compris entre le moment où la graine est portée en terre (semis direct ou pépinière) et le début de la première récolte. Ce cycle dure environ un mois et demi à deux mois après plantation pour les légumes à cycle court et au moins trois à quatre mois après plantation pour les légumes à cycle long (N'Dienor et *al.*, 2011).

Les légumes à cycle court permettent d'obtenir assez rapidement une trésorerie. Les légumes-feuilles demandent peu d'engrais et de traitements phytosanitaires (Huat, 2008). De plus, les agriculteurs produisent souvent eux-mêmes les semences (cas de l'amarante et de l'oseille) qu'ils stockent pendant la saison des pluies. Ces critères économique et technique expliquent que l'amarante, l'oseille et la laitue sont présentes sur les sites où elles sont produites tout au long de l'année. Elles procureront des revenus à l'exploitant continuellement. Ce sont les spéculations préférées des agriculteurs urbains et elles sont cultivées sur la quasi-totalité des sites. Ce qui réduit leur coût de commercialisation.

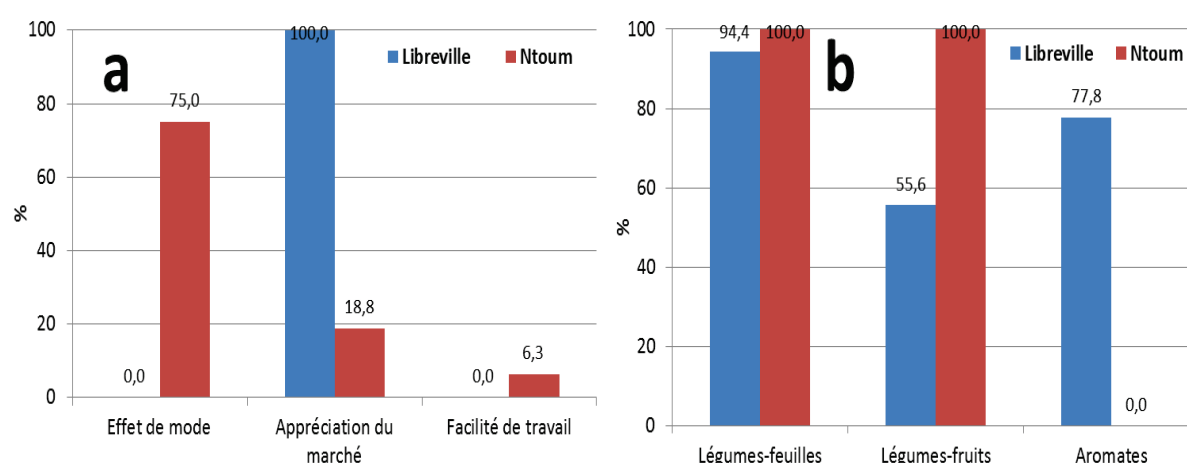


Figure IV.14 : Spéculations et facteurs de choix des cultures (a) et espèces cultivées (b)

La vente des légumes à cycle long génère bien plus de revenus. Cependant, les besoins en intrants (semences, engrais, pesticides) et en main-d'œuvre d'entretien sont supérieurs à ceux

des cultures à cycle court. De plus, ces cultures sont exposées à de nombreuses attaques de ravageurs et maladies et les interventions chimiques sont assez fréquentes en cours de cycle. Si la marge bénéficiaire est potentiellement supérieure à celle des légumes à cycle court, le risque parasitaire est élevé et les attaques de ravageurs et maladies peuvent conduire à une production très faible voire nulle (Huat, 2008).

La tomate est la plante la plus attaquée. Elle n'est alors cultivée que sur les petites exploitations (superficie inférieure ou égale à 1000 m²) et les sites industriels. Ces derniers sont alors cultivés dans des serres bien équipées. La tomate est surtout retrouvée dans l'espace urbain. Les autres légumes à cycle long, bien qu'exigeantes elles aussi, ne nécessitent pas autant de traitements que la tomate. Elles sont donc préférentiellement cultivées sur les sites périphériques de Libreville et à Ntoun (superficie supérieure à 3000 m²).

On distingue donc une règle de classement des cultures maraîchères en fonction de la durée du cycle, de la marge bénéficiaire, des besoins en intrants et de la superficie de l'exploitation.

IV.4. Les étapes de la production

Les discussions libres avec les maraîchers nous ont permis de différencier les mêmes étapes depuis la préparation du terrain jusqu'à la récolte des produits. Ces étapes nécessitent d'importants travaux d'entretien que le maraîcher devra supporter pour espérer faire une bonne récolte. Les différences subsistent toutefois au niveau de la préparation du sol (planches, buttes, trous...) et du semi-direct/pépinière.

IV.4.1. La préparation du sol

C'est une étape qui nécessite beaucoup de force. Le maraîcher fait très souvent appel à de la main-d'œuvre lors de cette étape. Celle-ci commence par le désherbage de la parcelle. Le sol est ensuite retourné afin de le décompacter. Selon la culture envisagée, il est laissé en l'état ou bien des planches ou des buttes sont montées pour le semi-direct ou le repiquage.

IV.4.2. La pépinière

C'est une période qui dure 3 à 4 semaines. Elle concerne le semi dans un petit espace de graines sélectionnées en vue de produire les futurs plants. C'est une étape importante car elle

influe beaucoup sur la vigueur ou la fragilité des futures pousses. Elle nécessite parfois des traitements chimiques et d'épandage d'engrais minéraux.

IV.4.3. Le repiquage

C'est la transplantation des jeunes plants de la pépinière à la parcelle après que leur système racinaire ait connu un développement important. Cependant, elle nécessite au préalable une bonne préparation de la parcelle de destination. Cette préparation se résume à l'arrosage, amendement par traitement chimique et/ou épandage d'engrais.

IV.4.4. Le semi-direct

A défaut de la pépinière ou repiquage on peut effectuer le semi-direct des grains sur l'emplacement définitif des plants. Ce mode de plantage concerne une certaine catégorie d'espèces. Ce sont des espèces qui supportent mal le repiquage et/ou qui ont un développement végétatif important dès le jeune âge.

IV.4.5. Les travaux d'entretien

A ces différentes phases précédemment citées s'ajoutent d'importants travaux d'entretien. Ce sont les routines quotidiennes comme l'arrosage, l'ameublissement, le bêchage ou le désherbage.

IV.4.6. La récolte

La récolte est l'action d'enlever les produits des cultures quand ils ont atteint un certain degré de maturité. C'est une étape très attendue par les maraîchers dans le sens où c'est durant cette période qu'ils voient enfin leurs efforts récompensés. Sa durée dépend du type de culture. Certaines cultures sont récoltées en continu avec de nouveaux fruits qui arrivent à maturité tous les 3 à 6 jours (c'est le cas du gombo de l'aubergine etc.), alors que d'autres sont récoltées une seule fois. C'est le cas du chou.

VI. 5. Conclusion partielle du chapitre 4

Activité en plein essor depuis deux décennies, le maraîchage à Libreville et dans ses environs est essentiellement pratiqué par de jeunes migrants étrangers ou de l'arrière-pays venus

chercher un emploi et un mieux-être. Ce sont majoritairement des hommes qui, quand ils sont mariés, bénéficient très souvent de la main-d'œuvre que représentent leurs femmes. Par contre le rôle des enfants y est encore minime. La proportion de Gabonais dans ce secteur est encore très faible mais, grâce à l'IGAD, les nationaux sont de plus en plus propriétaires d'exploitations. La majorité des exploitants tiennent leurs connaissances des pratiques agricoles du milieu paysan où ils sont nés et ont passé l'essentiel de leur vie. Leur niveau d'instruction reste très bas et semble être un facteur limitant dans la recherche d'une information pour l'amélioration des rendements de leurs exploitations.

La location reste le principal moyen d'acquisition des parcelles. Leur conservation reste précaire car elle dépend du bon vouloir du propriétaire ou des aménagements urbains préconisés par l'Etat. Les dimensions réduites de la majorité des parcelles, le coût élevé des intrants agricoles et le manque de moyens conséquents poussent les maraîchers à adopter des pratiques peu conservatrices et à surexploiter les sols.

Les cultures se déroulent en plein air ou sous des abris en général de fortune. Elles auraient lieu toute l'année sur tous les sites si, pendant la saison sèche, par manque d'eau dans les rivières et les puits, certains maraîchers n'étaient pas obligés d'abandonner leur activité en attendant l'arrivée des pluies. C'est dire que l'eau est encore une ressource mal maîtrisée. Le coût élevé des engrais conduit à une rationalisation des apports organiques et minéraux qui ne donnent pas au sol toute sa capacité de production des légumes nécessaires à la population. Le choix de ces légumes sur un site incombe au maraîcher le plus au fait des pratiques culturales, les autres l'imitant simplement.

Si, par les études réalisées, l'environnement social de l'agriculture urbaine à Libreville commence à être connu, il n'en va pas de même de la composition du sol sur lequel est pratiqué le maraîchage. Le chapitre qui va suivre tend à participer à la compréhension de l'environnement physico-chimique des sols de Libreville et de leur capacité à participer conséquemment aux besoins alimentaires des populations urbaines de la région.

Références bibliographiques – chap. 4

Asomani-Boateng R., 2002. Urban cultivation in Accra: an examination of the nature, practices, problems, potentials and urban planning implications. *Habitat International*, 26 (4), 591-607.

Avenot A.F., 2008, La décentralisation territoriale au Gabon – Entre mimétisme et mystification, *Etudes Africaines*, 426 p.

- Baliteau S. et Renardet C., (2002). Le maraîchage périurbain de Libreville en 2002, *Rapport d'enquêtes, Institut Gabonais d'Appui au Développement*, 124 p.
- Boussougou-Bou-Mbine F., 2007. Etude sur la deuxième partie du Code Civil gabonais, *Rapport d'évaluation de projet UNFPA*, 75 p.
- Broutin C., Commeat P.G., Sokona K., 2005, Le maraîchage face aux contraintes et opportunités de l'expansion urbaine. Le cas de Thiès/Fandène (Sénégal), *Gret, Enda graf*, document de travail Ecocité n°2, www.ecocite.org, 36 p.
- Edou Edou, G., 2006. Etude des systèmes maraîchers urbains et périurbains de Libreville (Gabon). *Rapport de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (I.G.A.D.)*, 126 p.
- Fall S.T., 2001. Cités horticoles en sursis? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal, *Centre de recherches pour le développement international CRDI (Canada)*, 138 p.
- Huat J., 2008. Diagnostic sur la variabilité des modes de conduite d'une culture et de leurs conséquences agronomiques dans une agriculture fortement soumise aux incertitudes : cas de la tomate de plein champ à Mayotte, *Thèse de Doctorat Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech)*, 265 p.
- Kouvonou F.M., Honfoggia B.G., Debrah S.K., 1999. Sécurité alimentaire et gestion intégrée de la fertilité des sols: la contribution du maraîchage périurbain à Lomé. In, Agriculture urbaine en Afrique de l'Ouest. Une contribution à la sécurité alimentaire et à l'assainissement des villes. *Ed. Olanrewaju B. Smith, CRDI/CTA*, 240 p.
- Magnagna Nguema V., 2005, L'agriculture au Gabon – Entre décolonisation et ajustements structurels 1960 – 2000, *Editions Karthala*, 304 p.
- Ministère de l'agriculture, de l'élevage et du développement rural, 2007, <http://gabon-agriculture.org/statistique/productions.htm>
- Mougeot L.J.A. et Moustier P., 2004. Introduction générale – Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone: enjeux, concepts et méthodes, *Cirad, CRDI*, 11-23.
- Nafti R., 2011. Projet d'appui à la réhabilitation des infrastructures rurales - Plan de Gestion Environnementale et Sociale, *République Gabonaise/Banque Africaine de Développement*, 45 p.
- N'Dienor M., Aubry C., Rabeharisoa L., 2011. Stratégies de construction de la fertilité des terres par les agriculteurs dans les systèmes maraîchers périurbains d'Antananarivo (Madagascar), *Cahiers Agricultures* 20, 280-93.
- Nguegang P.A., 2008. L'agriculture urbaine et périurbaine à Yaoundé : analyse multifonctionnelle d'une activité montante en économie de survie. *Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles*, 200 p.
- Olahan A., 2010. Agriculture urbaine et stratégies de survie des ménages pauvres dans le complexe spatial du district d'Abidjan. *VertigO – La revue en sciences de l'environnement*, 10 (2), 1-15.
- Ouédraogo A., 2008. Facteurs de vulnérabilités et stratégies d'adaptation aux risques des maraîchers urbains et périurbains dans les villes de Ouahigouya et de Koudougou. *Mémoire de fin d'études, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso*, 78 p.
- UNESA, 2011. World Urbanization Prospects : The 2007 Revision Population Database, <http://esa.un.org/unup>.

Chapitre 5 : Caractéristiques physico-chimiques des sols de surface des sites maraîchers de la région de Libreville et accumulation des métaux dans l'*Amaranthus cruentus* L.

V.1. Introduction

L'étude précédente (chapitre 3) sur deux sites maraîchers de Libreville a montré que les pratiques agricoles entraînaient une forte acidification et une perte conséquente de métaux et de matière organique dans les sols. Il était donc primordial de l'étendre afin de généraliser ou non les observations énoncées.

L'enquête (Chapitre 4) destinée à analyser les éléments du système de production de l'agriculture urbaine a porté sur un échantillon de 9 sites correspondant à une quarantaine d'exploitations dans Libreville et ses environs. Parmi elles, 16 parcelles cultivées et 9 sols considérés comme témoins ont été échantillonnées pour analyse afin de déterminer leurs propriétés physico-chimiques. Quelques caractéristiques des parcelles qui constituent l'objet de la présente étude ainsi que les sites (Figure V.1) sur lesquels elles sont situées sont donnés dans le tableau V.1.

Ce chapitre est consacré à l'évaluation de la qualité agronomique des sols de surface des 9 sites d'étude, à l'impact de l'activité agricole sur les propriétés physico-chimiques de ces sols et à l'estimation du transfert des éléments métalliques du sol vers un légume-feuilles très prisée, l'amarante (*Amaranthus cruentus* L.). Une attention particulière sera accordée à l'origine des métaux présents dans les sols afin de déterminer si leur présence est due à la roche mère avec ses minéraux secondaires, aux activités anthropiques parmi lesquelles le maraîchage, ou aux deux sources à la fois.

Les statistiques descriptives, les coefficients de corrélations de Pearson, les tests de Student (pour les ensembles de données appariées pour déterminer les différences entre les propriétés des échantillons de sols témoins et cultivés) et les analyses en composantes principales ont été déterminés grâce aux logiciels EXCEL 2010 et XLSTAT 6.04. Le seuil de significativité statistique, quand il n'est pas indiqué, est fixé à $p = 0,05$.



Figure V.1 : Plan d'une partie de la ville de Libreville et situation des sites d'étude

V.2. Résultats et discussion (détails des valeurs en Annexes C)

V.2.1. Analyse statistiques des caractéristiques des sols de surface non cultivés (témoins) de Libreville

V.2.1.1. Propriétés physico-chimiques

Nous avons réalisé une analyse statistique des 27 échantillons des sols témoins (3 réplicats d'échantillons sur chacun des 9 sites étudiés). Les valeurs moyennes (+ écart-type) des propriétés des sols de chacun des 9 sites de la présente étude ainsi que les caractéristiques des différents paramètres statistiques (minimum, maximum premier quartile, médiane, moyenne, et le troisième quartile) de l'ensemble des sols sont présentées dans le tableau V.2 pour toutes les variables (EC : conductivité électrique ; NTK : azote total Kjeldahl ; COT : carbone

organique total ; MO : matière organique ; C/N : ratio COT/NTK ; CEC : capacité d'échange cationique).

Tableau V.1 : Sites et caractéristiques des parcelles échantillonnées dans la région de Libreville

Site / DESIGNATION DU SOL TEMOIN	Désignation des parcelles	Durée de l'exploitation	Nombre de parcelles étudiées	Les 3 espèces les plus cultivées	Taille moyenne de la parcelle
Alibandeng / TALI	ALI1	4 ans	1	Persil, amarante, oignon	800 m ²
	ALI2	16 ans	1	Laitue, amarante, oignon	1 000 m ²
Bas de Gué-Gué / TBAS	BAS	4 ans	1	Laitue, oignon, basilic	1 000 m ²
Premier Campement / TPRE	PRE	12 ans	1	Laitue, tomate, melon	3 000 m ²
Iphamétra-Sibang / TIPH	IPH	2-3 ans	2	Laitue, amarante, chou	1 000 m ²
Camp de Gaulle / TCAM	CAM	3 ans	1	Laitue, tomate, chou	3 000 m ²
Melen-PK11 / TMEL	MEL	6 ans	2	Laitue, tomate, chou	1 000 m ²
Charbonnages / TCHA	CHA1	5 ans	1	Oseille, amarante, piment	1 000 m ²
	CHA2	10 ans	1	Laitue, oseille, amarante	800 m ²
Sibang-PK8 / TSIB	SIB	16 ans	1	Laitue, tomate, chou	1 000 m ²
Ntoun / TNTO	NTO	38 ans	4	Oseille, maïs, aubergine	10 000 m ²

La distribution des fractions granulométriques est large. Les pourcentages varient entre 41 et 92 % pour les sables, 6 et 43 % pour les limons et 3 et 23 % pour les argiles. Cependant, 67 % de la population ont une teneur en sables supérieure à la moyenne de 70 % contre 56 % qui ont moins de 18 % de limons et 56 % qui ont moins de 13 % d'argiles.

Selon les observations sur le terrain et les caractéristiques du sol, trois zones texturales peuvent être dégagées :

- une zone dont le sol, de structure sable limoneux, a un aspect mat (TPRE, TALI, TCAM, TBAS, TCHA). Il s'agit des Sablières du Nord de Libreville qui sont des dunes mortes continentales (Clist et *al.*, 1987 ; Peyrot et *al.*, 1990). L'aspect que présentent ces sables est dû à leur association avec des éléments d'altération, essentiellement les oxydes de fer, qui leur donne un aspect mat (Mombo, 1991). Ces

sols très sableux sont dépourvus de tout élément minéral échangeable, seule la surface bénéficie de quelques éléments provenant de la décomposition de la végétation qui a réussi à s'y établir (Delhumeau, 1969),

- une zone intermédiaire entre des sols minéraux bruts à argiles marines quaternaires et des sols ferrallitiques fortement désaturés et faiblement appauvris (Delhumeau, 1969). La texture de ces sols est plus fine que celle de la première zone. On a ainsi des sols limono-sableux (TIPH, TSIB) et des argiles sablo-limoneuses (TMEL).
- et une zone dont le sol est limoneux (TNTO). Elle appartient à la famille des sols sur la série de l'Agoula. C'est une série de sols profonds à texture fine entraînant des manifestations d'hydromorphie sous forme de petites taches rouille très souvent dès les horizons de surface (Delhumeau, 1969).

Sur la base de la classification pédologique française de l'acidité d'un sol (AFES, 2009), les sites TALI, TPRE, TCHA, TIPH et TMEL peuvent être considérés comme peu acides (pH compris entre 5,0 et 6,5), TBAS, TCAM, TSIB et TNTO comme neutres (pH compris entre 6,5 et 7,5). TNTO et TSIB sont les seuls milieux qui ont présenté un $\text{pH}_{\text{eau}} > 7$. Si la présence de la calcite dans le sol de la forêt de TNTO peut expliquer ce pH élevé, au regard de la position de TSIB qui se trouve entre TIPH et TMEL, on s'attendrait à ce que ce sol soit lui aussi acide. TSIB est situé dans une zone de grande affluence. Le sol prélevé jouxte la grande gare routière de Libreville d'où démarrent tous les transports en commun pour l'hinterland, d'où la proximité aussi de garages à ciel ouvert, d'habitations... C'est l'exemple type de la difficulté de prélèvement d'échantillons témoins (dont on espère qu'ils n'ont subi aucune sinon très peu d'influence anthropique) en milieu urbain. TSIB est donc peut être un « mauvais » sol témoin qui a pu être impacté par diverses activités anthropiques, comme des dépôts de déchets (ordures ménagères, gravats...) ou des épandages d'eaux usées, des huiles et carburants de voitures...

La valeur pH_{eau} la plus faible (5,0) a été trouvée sur le sol TALI. La mesure de pH dans l'eau correspond à une mesure de l'acidité actuelle, c'est-à-dire qui est directement liée à la concentration en ions H^+ libres dans la solution du sol. La mesure dans une solution molaire de chlorure de potassium correspond à l'estimation de l'acidité potentielle et est fortement corrélée à la capacité d'échange du sol. En effet, les ions K^+ déplacent les protons liés au complexe absorbant pour les libérer dans la solution. La mesure donne ainsi des valeurs de pH plus faibles (Bruckert et Rouiller, 1994). Le calcul $\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{eau}}$ est un paramètre utile

pour apprécier la réactivité du complexe adsorbant, en particulier dans les sols tropicaux à charges variables (Djondo, 1995). Tous les sols, à l'exception de TBAS et TNTO, ont un ΔpH supérieure à 0,5. Ce qui montre une bonne capacité de rétention des cations dans le complexe argilo-humique. Une diminution de ΔpH dans ces sols aurait pour conséquence une possible d'augmentation de la lixiviation des cations et, partant, un appauvrissement inéluctable du sol (Djondo, 1995).

La conductivité électrique (EC) des sols varie entre 21 $\mu S/cm$ (TALI) et 730 $\mu S/cm$ (TNTO). Elle est donc inférieure à la limite de 750 $\mu S/cm$ au-delà de laquelle il pourrait y avoir risque de salinité pour ces sols (Atallah et *al.*, 2000). La teneur en MO varie de 5,3 g/kg (TALI) à 61,0 g/kg (TSIB). Le nombre d'échantillons dans lesquels cette concentration est inférieure à 39,9 g/kg était de 74% de la population. Le rapport C/N varie de 3 à 23 (troisième quartile à 12). La CEC varie entre 1,1 et 19,3 méq/100 g de sol. Les sols ont généralement une CEC très faible. En effet, 70% des échantillons ont une CEC < 6,7 méq/100 g.

Les pH acides des sols, les teneurs en matière organique, les faibles taux d'argile et la CEC semblent indiquer une faible rétention des métaux par la phase solide du sol. Selon ces résultats, la biodisponibilité des métaux devrait être importante dans les sols analysés, en particulier grâce aux activités anthropiques (Alloway, 1990 et Adriano, 2001) qui pourraient faciliter la mobilité de ces éléments. Cependant, un lessivage se produirait et déplacerait les métaux mobiles qui se retrouveraient dans les eaux souterraines et les contamineraient (Fageria et Baligar, 2008). Une élévation de pH des sols grâce par exemple à certaines pratiques agricoles, comme l'apport d'amendement chaulé ou non, aurait par contre pour conséquence une diminution de la mobilité des métaux (Cattlet et *al.*, 2002 ; Carrillo-Gonzalez et *al.*, 2006).

V.2.1.2. Métaux pseudo-totaux

Les statistiques sur la concentration des métaux pseudo-totaux et mobilisables sont présentées dans le tableau V.3. Les concentrations moyennes des métaux dans la croûte terrestre, les concentrations limites autorisées dans les sols agricoles en Europe ainsi que les concentrations totales et échangeables des métaux dans des sols urbains en Afrique de l'Ouest et du Centre sont présentées dans le tableau V.4.

Les concentrations des métaux pseudo-totaux varient considérablement (tableau V.3.), allant de 2523 à 43999 mg/kg pour Al, de 7,4 à 39,5 mg/kg pour Cu, de 12045 à 45284 mg/kg pour Fe, de 112 à 852 mg/kg pour Mn, de 6,3 à 61,9 mg/kg pour Pb et de 20,7 à 170,5 mg/kg pour Zn. Leurs valeurs moyennes étant respectivement de 18982 mg/kg, 24,1 mg/kg, 21638 mg/kg, 299 mg/kg, 20,5 mg/kg et 50,1 mg/kg pour Al, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn. Les teneurs moyennes des métaux pseudo-totaux (Tableau V.3) sont dans l'ordre décroissant suivant : $Fe \approx Al > Mn > Zn > Cu \approx Pb$. Les teneurs des métaux sont dans la gamme de celles trouvées dans les sols agricoles en Afrique de l'Ouest et du Centre (tableau V.4.), à l'exception du Cu et du Zn dont les teneurs sont toutes inférieures à celles des sols d'Abidjan (Kouakou et *al.*, 2008). Le rapport entre les concentrations maximale et minimale des métaux pseudo-totaux dans les sols varie entre 3 et 10 pour tous les métaux à l'exception de Al où il est de 17.

Remarque : initialement les teneurs en cadmium ont été recherchées dans les sols, mais pour tous les échantillons analysés, ces dernières se sont avérées inférieures à la limite de quantification du Cd en ICP-AES, qui est dans notre cas de 0,2 mg/kg.

V.2.1.3. Métaux mobilisables par l'EDTA 0,05 M

Le Tableau V.3 montre que les concentrations moyennes des métaux mobilisables étaient de 106 mg/kg pour Al, 1,8 mg/kg pour Cu, 137 mg/kg pour Fe, 24 mg/kg pour Mn, 4,9 mg/kg pour Pb et 6,6 mg/kg pour Zn respectivement. Les valeurs minimales et maximales des métaux mobilisables par l'EDTA 0,05 M, sont dans les intervalles donnés par Berrow et Burridge (1980) (Tableaux V.3 et V.4) pour Cu, Fe et Mn, et sont plus élevées dans le cas du Pb et du Zn. Il apparaît que les teneurs en Cu, Pb et Zn sont inférieures aux intervalles limites de concentrations préconisés pour les sols agricoles et proposées par l'IEEP (Institute for European Environmental Policy, 2009).

Le rapport entre la concentration de la fraction mobile et celle du métal pseudo-total indique une mobilité relativement importante des métaux Pb (14-57 %, moyenne = 20%), Zn (4-21%, moyenne = 11%), Cu (1,4- 28%, moyenne = 9%), Mn (2,4-20%, moyenne = 8,6%). Ce qui est en accord avec une de nos précédentes études (Chapitre 3). Souza Teixeira et *al.* (2010) ont également observé des teneurs élevées de la fraction mobile de Co, Mn et Zn dans certains sols tropicaux impactés par des déchets urbains.

Tableau V.2 : Propriétés physico-chimiques et statistique descriptive des sols de surface témoins

Caractéristiques physico-chimiques des sites d'étude (moyennes de 3 réplicats + écart type)												
	EC ($\mu\text{S/cm}$)	pH _{eau}	pH _{KCl}	ΔpH	NTK (mg/g)	COT (g/kg)	MO (g/kg)	C/N	Sables %	Limons %	Argiles %	CEC ($\text{m}\ddot{\text{e}}\text{q}/100\text{g}$)
TALI	24±5	5,1±0,1	4,0±0,1	1,1±0,2	0,7±0,1	5,2±1,8	8,9±3,1	8±2	87±7	10±6	3±1	2,2±1,6
TBAS	168±14	6,6±0,2	6,3±0,1	0,3±0,0	1,8±0,1	18,9±1,2	32,6±2,1	10±1	85±0	6±3	9±0	6,7±0,0
TCHA	29±5	5,7±0,0	5,1±0,0	0,6±0,0	1,1±0,1	12,0±0,6	20,6±1,0	11±1	80±0	11±1	9±1	4,0±0,3
TPRE	91±6	6,1±0,1	5,3±0,0	0,8±0,1	1,7±0,1	16,0±0,5	27,6±0,8	9±1	71±0	21±0	8±0	4,6±0,2
TIPH	177±4	5,5±0,0	4,9±0,0	0,7±0,0	1,9±0,0	21,0±2,0	36,2±3,5	11±1	72±0	13±0	15±0	5,3±0,0
TCAM	207±4	6,6±0,0	6,0±0,0	0,6±0,0	1,5±0,3	17,7±5,9	30,5±10,3	11±3	76±3	9±1	15±2	9,3±2,9
TMEL	35±2	5,8±0,1	5,1±0,0	0,8±0,1	1,5±0,1	10,1±4,2	17,4±7,3	7±3	54±0	25±1	21±0	5,0±0,1
TSIB	86±9	7,5±0,1	6,9±0,4	0,6±0,5	1,5±0,0	33,7±2,1	58,1±3,7	22±1	54 ±14	27±8	19±5	14,6±4,8
TNTO	680±44	7,3±0,0	6,9±0,1	0,4±0,1	3,2±0,0	26,2±4,2	45,2±7,2	8±1	49±7	38±7	13±3	13,9±3,2
Statistiques descriptives des sols témoins												
Minimum	21	5,0	4,3	0,3	0,5	3,1	5,3	3	41	6	3	1,1
1er Quartile	34	5,7	5,1	0,4	1,3	12,3	21,2	9	54	10	9	4,6
Moyenne	176	6,3	5,7	0,6	1,7	17,9	30,8	11	70	18	13	7,3
Médiane	124	6,1	5,3	0,6	1,6	16,7	28,7	10	72	13	13	5,3
3ème Quartile	185	6,6	6,3	0,8	1,9	23,1	39,9	12	79	25	16	9,4
Maximum	730	7,6	7,7	1,1	3,2	35,4	61,0	23	92	43	23	19,3

Tableau V.3 : Statistiques descriptives sur les métaux pseudo-totaux et mobilisables dans les sols de surface témoins

	Métaux totaux (mg/kg)						Fraction mobile dans l'EDTA 0,05M (mg/kg)					
	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
ALI	2716±203	33,2±5,1	13891±2008	294±23	7,5±0,8	30±1	104±3	0,7±0,1	121±32	10,0±1,3	3,6±0,3	2,0±0,1
BAS	12107±425	13,2±1,1	20693±50	117±4	35,3±0,7	50±1	40±4	1,8±0,0	84±4	9,8±0,4	11,7±0,2	8,2±0,0
CHA	11954±471	25,9±4,1	15014±2346	280±33	7,4±0,0	24±5	251±8	0,5±0,1	205±28	8,5±1,2	<ldd	1,8±0,3
PRE	12251±332	7,7±0,3	12616±399	142±4	6,6±0,3	50±4	141±9	0,6±0,1	165±9	11,3±1,4	0,8±0,0	8,8±1,4
IPH	42462±1960	32,5±0,5	43653±2046	840±13	17,1±0,2	57±1	150±6	1,0±0,0	131±5	20,8±0,2	1,3±0,1	2,5±0,5
CAM	19345±524	12,0±0,3	23185±1719	121±0	56,4±2,7	74±2	98±11	2,2±0,4	160±12	14,7±1,3	23,5±0,5	11,4±1,2
MEL	33512±81	15,7±0,3	27353±572	270±0	22,7±0,6	46±0	58±1	2,2±0,1	56±1	21,0±1,3	2,4±0,1	4,1±0,4
SIB	38162±793	29,6±0,7	35572±916	373±13	60,1±1,8	165±3	28±2	8,2±0,2	218±6	72,2±0,6	13,1±0,3	32,9±0,5
NTO	13031±1913	36,1±3,3	16194±1432	296±5	7,9±1,2	23±1	45±1	1,1±0,1	129±19	49,5±3,2	0,8±0,1	2,7±0,5
Statistiques descriptives des sols témoins												
Min.	2523	7,4	12045	112	6,3	20,7	26(0,1)	0,5(1,4)	55(0,2)	7(2,4)	< ldd	1,6(3,9)
1er	11639	15,4	14606	242	7,4	26,7	46(0,3)	0,7(2,5)	103(0,4)	10(3,1)	0,8(10,2)	2,1(6,7)
Médiane	12631	26,2	17386	287	9,3	45,9	101(0,4)	1,0(3,8)	137(0,8)	15(7,6)	2,4(11,2)	3,2(9,7)
Moyenne	18982	24,1	21638	299	20,5	50,1	106(1,2)	1,8(8,8)	137(0,7)	24(8,6)	4,9(19,8)	6,6(10,9)
3e	33469	32,7	27095	304	23,3	53,4	147(2,1)	2,1(13,8)	175(1,1)	22(12,6)	3,9(33,8)	8,1(14,7)
Max.	43999	39,5	45284	852	61,9	170,5	259(4,2)	8,4(28,3)	238(1,5)	73(20,0)	24,0(56,9)	33,5(21,5)

* : Entre parenthèses le pourcentage que représente la fraction mobilisable dans la teneur pseudo-totale du métal

ldd (limite de détection) pour Pb = 0,5 mg/kg

Table V.4 : Concentrations moyennes des métaux totaux dans la croute terrestre, les sols d’Afrique de l’Ouest et du Centre, fraction mobilisable et limites autorisées dans les sols agricoles

	Al (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Croute terrestre ¹	77000-82300	10-100	27000-85600	400-1500	5-20	40-100
Kaduna (Nigeria) ²	-	12,5 – 24,6 (0,05-0,62)*	-	-	26 – 72 (-0,17)	52 – 158 (0,71-4,79)
Abidjan (Côte-d’Ivoire) ³	-	66,8 – 94,7 (0,02 – 3,6)	-	-	51 – 525 (0,05 – 37,6)	1374 – 4564 (2,7 – 1078)
Luanda (Angola) ⁴	2800-8800	18-118	8000-20100	157-728	74-1856	142-1412
Sols autour de la rivière Noun (Cameroun) ⁵	42300-125000	11-86	27400-150000	284-1540	9-29	43-213
Teneurs normales (EDTA extractable) ⁶		<0.3-10	100-3000	5-100	<0.002-4.0	<2-20
IEEP – Teneurs maximales admissibles dans les sols agricoles ⁷	-	50 – 140	-	-	50 – 300	150 – 300

* : entre parenthèses, la fraction mobilisable des métaux

1 : Taylor, 1964

2 : Agbenin et *al.*, 2008

3 : Kouakou et *al.*, 2008

4 : Ferreira-Baptista et Miguel, 2005

5 : Njofang et *al.*, 2008

6 : Berrow and Burridge, 1980

7 : IEEP, 2009

V.2.2. Analyses multivariées

V.2.2.1. Analyse des corrélations de Pearson entre propriétés et métaux des sols

Afin d'analyser quantitativement et de confirmer les relations entre les paramètres du sol et les teneurs en éléments métalliques dans les sols, une analyse de corrélation de Pearson a été appliquée à nos données (Tableaux V.5 et V.6). L'utilisation de graphes qui permettent de mettre en évidence les liens entre des paires de variables est souvent utile mais une quantification de ces rapports par le calcul d'indices est souvent nécessaire. Un paramètre couramment utilisé à cette fin est le coefficient de corrélation de Pearson (Lucho-Constantino *et al.*, 2005). Ce coefficient est calculé pour chaque paire de variables d'une base de données. Une matrice carrée symétrique est alors construite avec une diagonale principale d'éléments = 1 et où tout élément r_{ij} (ligne i , colonne j) est le coefficient de corrélation entre la variable i et la variable j . Les coefficients de corrélation de Pearson et leurs niveaux de significativité ($p < 0,05$ en gras) entre les différentes variables des sols sont présentés respectivement dans les Tableaux V.5 et V.6. Un coefficient de corrélation significatif et positif suggère un comportement géochimique similaire et/ou un matériau source commun des deux éléments corrélés (Burak *et al.*, 2010).

EC, ΔpH et NTK ne présentent aucune corrélation significative avec les métaux (tableau V.5.). De même, Cu et Mn pseudo-totaux ne présentent aucune corrélation significative avec les propriétés des sols présentées. Pour le reste, la teneur en argile a montré une corrélation significative positive avec Al et Fe (0,830 et 0,671 respectivement). De même, Pb et Zn présentent des corrélations significatives positives avec C/N (0,697 et 0,919 respectivement) et Zn avec MO (0,687).

Les métaux mobilisables présentent plus de corrélations significatives avec les propriétés des sols que les métaux pseudo-totaux. Ainsi, Mn mobilisable a des corrélations significatives positives élevées avec pH_{eau} , pH_{KCl} , MO, C/N, les limons et CEC (0,767, 0,699, 0,838, 0,680, 0,739 et 0,878 respectivement), et négatives avec les sables (-0,767). Cu mobilisable a une corrélation significative positive avec MO, C/N et CEC (0,688, 0,882 et 0,668 respectivement), Fe mobilisable avec C/N (0,705) et Zn mobilisable avec MO et C/N (0,698 et 0,913 respectivement).

Tableau V.5 : Coefficients de corrélation entre les métaux et les propriétés des sols de surface témoins

	Métaux pseudo-totaux						Métaux mobilisables					
	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
EC	-0,039	0,386	-0,033	0,045	-0,018	-0,076	-0,415	0,016	-0,018	0,522	0,006	-0,016
pH _{eau}	0,175	0,013	0,108	-0,259	0,567	0,551	-0,619	0,641	0,269	0,767	0,433	0,658
pH _{KCl}	0,184	-0,016	0,129	-0,237	0,548	0,486	-0,571	0,573	0,226	0,699	0,420	0,586
ΔpH	-0,175	0,111	-0,173	0,109	-0,364	-0,158	0,285	-0,217	-0,030	-0,318	-0,287	-0,216
NTK	0,148	0,163	0,095	0,103	-0,059	-0,083	-0,404	-0,023	-0,161	0,446	-0,110	-0,046
MO	0,490	0,235	0,481	0,223	0,526	0,687	-0,448	0,688	0,417	0,838	0,289	0,698
C/N	0,468	0,156	0,484	0,160	0,697	0,919	-0,177	0,882	0,705	0,680	0,440	0,913
Sables	-0,521	-0,223	-0,302	-0,157	-0,128	-0,320	0,460	-0,446	-0,002	-0,767	0,148	-0,320
Limons	0,246	0,312	0,039	0,068	-0,103	0,170	-0,407	0,307	0,064	0,739	-0,315	0,225
Argiles	0,830	-0,026	0,671	0,262	0,498	0,465	-0,383	0,526	-0,122	0,525	0,210	0,365
CEC	0,305	0,255	0,261	-0,028	0,554	0,583	-0,595	0,668	0,319	0,878	0,397	0,638

Tableau V.6 : Coefficients de corrélation entre les métaux dans les sols de surface témoins

	Métaux pseudo-totaux						Métaux mobilisables					
	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Métaux pseudo-totaux	Al	1	0,124	0,942	0,657	0,436	0,593	0,540	0,032	0,476	0,092	0,416
	Cu		1	0,242	0,625	-0,243	-0,002	0,104	0,187	0,471	-0,361	-0,069
	Fe			1	0,756	0,472	0,575	0,497	0,006	0,408	0,183	0,375
	Mn				1	-0,151	0,113	0,035	0,054	0,218	-0,361	-0,092
	Pb					1	0,811	0,778	0,219	0,426	0,900	0,789
	Zn						1	0,954	0,473	0,695	0,543	0,970

De fortes corrélations positives ont été observées entre les métaux pseudo-totaux (tableau V.6.). Ceci indique que ces métaux sont des éléments issus d'une même source dans les sols. Ainsi Fe a des corrélations significatives positives élevées avec Al et Mn (0,942 et 0,756 respectivement). Les corrélations de Al et Fe avec Mn et la fraction argileuse montrent que ces trois éléments proviennent majoritairement de la fraction minérale du sol. Al et Fe entrent dans la constitution de minéraux secondaires comme les argiles 1:1, l'hématite, la goethite et gibbsite qui sont typiques de la minéralogie des sols ferrallitiques (Fontes et Weed, 1991). Un coefficient de corrélation très fort et significatif (0,811) a été obtenu entre Zn et Pb. Il expliquerait leur source commune comme le montrent Burak *et al.* (2010). Grâce à leur corrélation avec MO et/ou C/N, il est évident que Pb et Zn sont liés à la fraction organique du sol. L'absence de corrélation de Cu avec les propriétés des sols et avec les autres métaux fait supposer que cet élément proviendrait des activités anthropiques, en particulier, les intrants agricoles à cause de la proximité des sols prélevés avec les sites maraîchers. L'activité la plus importante, qui produit les plus fortes concentrations de Cu dans les sols agricoles, est la pulvérisation de fongicides qui atteignent directement ou indirectement la surface du sol (Mico *et al.*, 2006).

V.2.2.2. Analyse en composantes principales

Nous avons effectué une analyse en composantes principales (ACP) afin de confirmer ou non l'origine des métaux présents dans les sols comme supposée ci-dessus. L'ACP, un type d'analyse multivariée, a été largement utilisée dans les études sur les sols (Liu *et al.*, 2011 ; Zacccone *et al.*, 2010). L'APC permet de considérer des tableaux de données numériques quantitatives pour en réduire la dimensionnalité aux principaux facteurs d'interaction entre variables et en représenter graphiquement les interrelations. Dans notre étude, les composantes principales ont été tournées en utilisant la rotation Varimax normalisée (Kaiser, 1960) qui est une rotation orthogonale permettant d'obtenir une structure plus facile à analyser parce que le nombre de variables indépendantes corrélées avec une composante principale est maximisé. Elles peuvent par conséquent indiquer la source lithogène, anthropique ou mixte des éléments métalliques (Eze *et al.*, 2010 ; Mico *et al.*, 2006). Seules ne seront prises en compte que les trois premières composantes qui représentent au moins 10% de la variabilité totale. La discussion qui suit est centrée sur les résultats après la rotation de Kaiser.

Le Tableau V.7 présente les trois premières composantes principales. Ensemble, ils décrivent 88,737% de la variabilité totale des données. Les coordonnées des variables des composantes principales sont également indiquées dans le Tableau V.7 et visualisées sur la figure V.1. Nous mettons en gras les valeurs qui correspondent pour chaque variable au facteur pour lequel le cosinus carré est le plus grand pour une plus grande visibilité.

Des études antérieures ont indiqué que les origines des métaux pourraient généralement être classés en trois catégories : "éléments anthropiques", "éléments naturels" et "éléments d'origine mixte" (Afshin et *al.*, 2009 ; Facchinelli et *al.*, 2001 ; Imperato et *al.*, 2003 ; Wang et Lu, 2011). Elles ont montré que la concentration métallique dans les sols urbains est liée de façon significative à la roche mère et à ses minéraux secondaires, à la production industrielle, aux gaz d'échappement des véhicules, à l'élimination des déchets, à la combustion de combustibles fossiles ainsi qu'à d'autres activités humaines.

La première composante principale CP1 explique 36,100% de la variabilité totale et a de bonnes corrélations avec les argiles (0,654), Al (0,869) et Fe (0,752), et partiellement corrélée à Mn (0,396). Ce qui pourrait signifier que Al et Fe proviendraient des minéraux du sol. Al et Fe sont compris dans la composition chimique des principaux minéraux du sol. Les deux métaux et Mn se présentent dans les sols ferrallitiques en particulier sous forme d'oxydes, d'hydroxydes ou même parfois d'oxyhydroxydes (Mico et *al.*, 2006). Ce résultat suggère que la première composante principale, qui inclut les minéraux du sol, contrôle la teneur de Al, et Fe, et partiellement celle de Mn. CP1 peut être considérée comme une composante lithogène, puisque la variabilité des éléments semble être contrôlée par les minéraux du sol.

La deuxième composante principale CP2 explique 21,844% de la variabilité totale et est corrélée à Cu (0,885), et partiellement à Mn (0,538). Zhang (2006) indique que la teneur de Cu, Pb et Zn dans le sol urbain peut être liée à la pollution du trafic routier : usure des disques de freins et du moteur des véhicules. A cause de la proximité des sites de prélèvement avec les exploitations agricoles, la teneur de ces métaux dans le sol peut également être influencée par les intrants agricoles car ces éléments sont inclus dans la composition des produits phytosanitaires et des engrais apportés par les maraîchers. Outre son caractère lithogène, Mn peut également se retrouver dans le sol à partir des intrants agronomiques ou même de déchets ménagers. Les routes et les activités humaines (garages, agricultures, aéroport...) peuvent être une source commune régissant la source de Cu et Mn dans les sols. CP2,

composante de Cu et partiellement Mn, pourrait donc être une composante d'influence anthropique.

La troisième composante principale CP3 explique 30,793% de la variabilité totale et est corrélée à la matière organique (0,687), Pb (0,885) et Zn (0,538). La teneur de Pb et Zn dans le sol urbain peut être liée aux intrants agricoles (proximité avec les sols cultivés comme vu ci-dessus) et à la pollution du trafic routier : Pb contenu dans l'essence au plomb et les batteries, et Zn à partir de la corrosion du métal et de l'usure des pneus (Zhang, 2006). De plus, La matière organique joue un rôle très important dans la formation et la transformation des oxydes métalliques, en particulier sur leurs propriétés de surface (Huang et *al.*, 2002 ; Huang, 2004 ; Violante et *al.*, 2002). Les oxydes de fer et de manganèse qui ont une contribution importante dans la teneur des minéraux des sols tropicaux ont une grande affinité pour les métaux Pb et Zn (Li et *al.*, 2008 ; Zhong et *al.*, 2011). Il est probable que la CP3 soit une composante mixte, lithogénique et anthropique.

Tableau V.7 : Analyse en composantes principales de la matière organique, de la fraction argileuse et des éléments métalliques pseudo-totaux des sols de surface témoins

	Avant la rotation Varimax				Après la rotation Varimax		
	CP1	CP2	CP3		CP1	CP2	CP3
Valeur propre	4,230	1,924	0,945				
Variabilité (%)	52,870	24,052	11,815		36,100	21,844	30,793
% cumulé	52,870	76,922	88,737		36,100	57,944	88,737
MO (ou COT)	0,507	0,023	0,276		0,035	0,084	0,687
Argiles	0,616	0,015	0,148		0,654	0,022	0,104
Al	0,867	0,021	0,099		0,869	0,020	0,099
Cu	0,043	0,576	0,267		0,000	0,885	0,002
Fe	0,849	0,057	0,036		0,752	0,078	0,111
Mn	0,308	0,634	0,005		0,396	0,538	0,012
Pb	0,425	0,428	0,017		0,079	0,119	0,673
Zn	0,612	0,170	0,096		0,102	0,001	0,775

La Figure V.1, projection graphique des résultats de l'ACP, révèle les coordonnées des variables étudiées ; ce qui représente les coefficients de corrélation entre les variables, dans les différents plans factoriels. Trois groupes de variables peuvent être identifiées dans les deux plans factoriels.

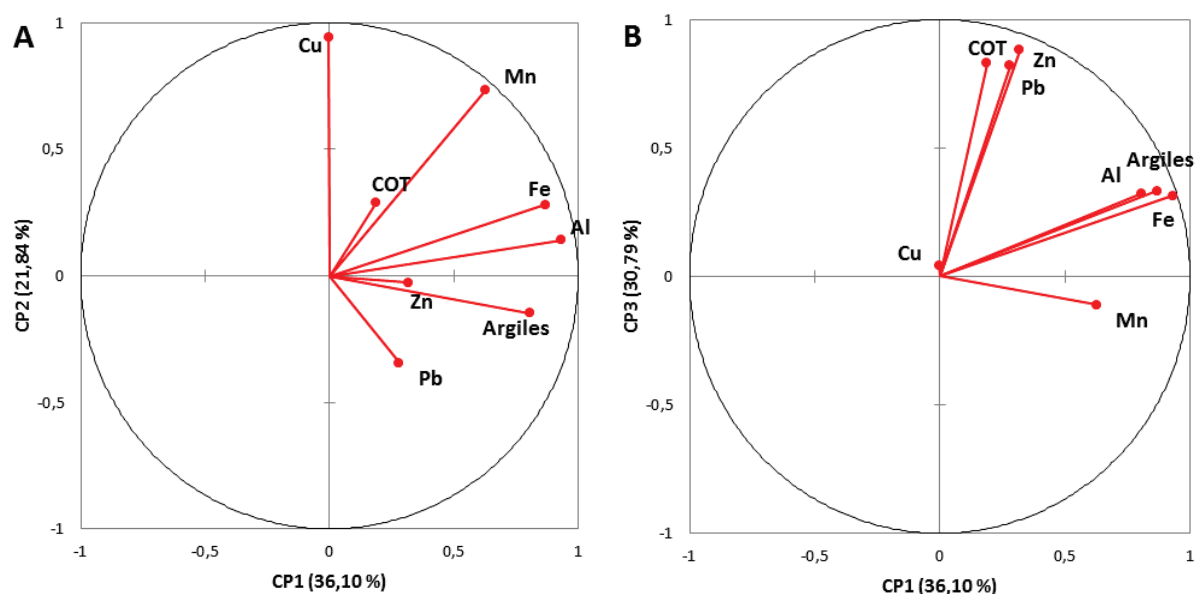


Figure V.2. : Analyse en composantes principales (ACP) sur la matière organique, la fraction argileuse et les métaux pseudo-totaux des sols témoins par les trois principaux facteurs

V.2.3. Analyses statistiques des caractéristiques des sols de surface cultivés de Libreville

Chaque site est constitué de plusieurs parcelles maraîchères. Nous avons choisi d'étudier l'effet du maraîchage sur chaque site en comparant le sol témoin avec celui d'une ou plusieurs parcelles selon la surface totale exploitée par les agriculteurs. D'une manière générale, les maraîchers d'un site adoptent tous les mêmes pratiques culturales (cf. Chapitre 4). De prime abord, les différenciations majeures entre les parcelles sont dues à :

- la durée d'exploitation qui varie entre 2 et 38 ans,
- le système d'exploitation adopté où les cultures sont réalisées soit en plein air ou sous un abri de fortune (voir section IV.3.7.).

Sur deux sites, il est arrivé qu'un maraîcher se démarque des autres. Il s'agit de (**Tableau V.1**) :

- Alibandeng dont les parcelles sont cultivées sous abri depuis 16 ans (par négligence ou par manque de moyens, certains abris ont été détruits mais ces parcelles ne font pas partie de notre étude) mais qui accueille depuis 4 ans un maraîcher sur une nouvelle parcelle (jamais cultivé avant l'arrivée du maraîcher) ; les cultures y sont aussi réalisées sous abri,

Tableau V.8 : Propriétés physico-chimiques des sols de surface cultivés

Echantillon	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH_{eau}	pH_{KCl}	ΔpH	NTK (g/kg)	COT (g/kg)	MO (g/kg)	C/N	Granulométrie			
									Sables %	Limons %	Argiles %	CEC ($\text{m}\acute{\text{e}}\text{q}/100\text{g}$)
ALI1	259 $\pm$ 43	6,3 $\pm$ 0,1	6,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,0	0,9 $\pm$ 0,0	6,1 $\pm$ 1,0	10,5 $\pm$ 1,1	6,6 $\pm$ 0,9	95,8 $\pm$ 1,6	2,2 $\pm$ 1,5	2,0 $\pm$ 0,2	2,2 $\pm$ 0,2
BAS	433 $\pm$ 49	6,1 $\pm$ 0,3	5,8 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,1	1,5 $\pm$ 0,0	12,5 $\pm$ 0,4	21,5 $\pm$ 0,6	8,6 $\pm$ 0,5	81,2 $\pm$ 3,5	10,2 $\pm$ 2,8	8,6 $\pm$ 1,6	4,9 $\pm$ 1,6
CHA1	212 $\pm$ 44	6,1 $\pm$ 0,2	5,3 $\pm$ 0,4	0,9 $\pm$ 0,2	1,3 $\pm$ 0,0	13,2 $\pm$ 1,2	22,7 $\pm$ 2,0	10,5 $\pm$ 0,9	75,3 $\pm$ 5,8	15,5 $\pm$ 2,7	9,3 $\pm$ 3,2	5,7 $\pm$ 0,5
PRE	271 $\pm$ 14	6,7 $\pm$ 0,0	6,5 $\pm$ 0,0	0,2 $\pm$ 0,0	1,3 $\pm$ 0,3	11,5 $\pm$ 1,2	19,8 $\pm$ 2,0	8,7 $\pm$ 1,3	75,4 $\pm$ 0,4	14,9 $\pm$ 0,5	9,7 $\pm$ 0,7	5,2 $\pm$ 0,3
ALI2	199 $\pm$ 17	5,3 $\pm$ 0,3	4,5 $\pm$ 0,7	0,8 $\pm$ 0,6	0,9 $\pm$ 0,2	14,4 $\pm$ 1,6	24,8 $\pm$ 2,8	14,4 $\pm$ 0,3	94,3 $\pm$ 0,4	2,2 $\pm$ 0,5	3,5 $\pm$ 0,3	2,4 $\pm$ 1,3
IPH	556 $\pm$ 93	6,6 $\pm$ 0,1	5,9 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,1	2,8 $\pm$ 0,2	27,3 $\pm$ 3,0	47,1 $\pm$ 5,3	9,7 $\pm$ 1,7	16,2 $\pm$ 4,0	49,3 $\pm$ 2,7	36,3 $\pm$ 2,6	27,3 $\pm$ 1,6
CAM	179 $\pm$ 7	7,1 $\pm$ 0,0	6,8 $\pm$ 0,0	0,3 $\pm$ 0,0	1,6 $\pm$ 0,2	18,4 $\pm$ 1,3	31,7 $\pm$ 2,3	11,4 $\pm$ 1,9	76,6 $\pm$ 2,6	9,6 $\pm$ 0,8	13,7 $\pm$ 2,1	6,9 $\pm$ 1,4
MEL	117 $\pm$ 21	6,9 $\pm$ 0,0	5,5 $\pm$ 0,0	1,4 $\pm$ 0,1	1,9 $\pm$ 0,0	15,7 $\pm$ 0,6	27,0 $\pm$ 1,1	8,3 $\pm$ 0,5	50,8 $\pm$ 1,5	26,8 $\pm$ 1,6	22,3 $\pm$ 0,4	6,2 $\pm$ 0,1
CHA2	68 $\pm$ 10	4,5 $\pm$ 0,1	3,7 $\pm$ 0,1	0,8 $\pm$ 0,1	1,3 $\pm$ 0,1	6,2 $\pm$ 1,2	10,6 $\pm$ 2,1	4,9 $\pm$ 0,5	68,0 $\pm$ 1,9	11,8 $\pm$ 0,3	20,2 $\pm$ 1,7	3,7 $\pm$ 0,3
SIB	216 $\pm$ 18	4,2 $\pm$ 0,1	3,8 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1	1,0 $\pm$ 0,0	16,0 $\pm$ 0,5	27,5 $\pm$ 0,8	16,4 $\pm$ 0,5	59,3 $\pm$ 0,0	27,3 $\pm$ 0,0	13,4 $\pm$ 0,0	3,0 $\pm$ 0,0
NTO	132 $\pm$ 3	5,7 $\pm$ 0,6	5,1 $\pm$ 0,7	0,5 $\pm$ 0,1	1,5 $\pm$ 0,3	16,3 $\pm$ 2,5	28,0 $\pm$ 4,2	11,1 $\pm$ 1,4	68,1 $\pm$ 9,4	23,5 $\pm$ 9,8	8,4 $\pm$ 0,4	4,5 $\pm$ 1,8
Statistiques descriptives des sols cultivés												
Minimum	48	3,9	3,6	0,1	0,8	4,8	8,3	4,3	11,8	1,6	1,8	1,0
1er Quartile	130	5,4	4,6	0,3	1,1	12,5	21,5	8,1	56,7	11,2	8,0	3,2
Moyenne	238	5,9	5,3	0,6	1,5	14,7	25,4	10,2	65,1	20,4	14,7	6,9
Médiane	203	6,1	5,5	0,6	1,3	15,1	26,0	9,8	68,9	15,1	13,4	5,3
3ème Quartile	293	6,6	5,9	0,8	1,7	16,4	28,3	11,7	78,4	27,7	21,9	6,2
Maximum	663	7,2	6,9	1,6	3,0	30,8	53,0	16,9	96,5	52,0	39,0	28,9

- et Charbonnages dont les parcelles sont cultivées en plein air depuis 10 ans mais accueille depuis 5 ans un maraîcher sur une nouvelle parcelle ; les cultures y sont aussi réalisées en plein air.

Sur chacun de ces deux sites, deux types de parcelles ont donc fait partie de l'étude pour déterminer s'il existe des différences significatives dans la variation des propriétés du sol à cause de la variable temporelle. Ce qui correspond à un total de onze (11) types de parcelles étudiées parmi lesquelles sept (7) types de parcelles cultivées en plein air et quatre (4) types cultivées sous abri. Pour la suite, l'ensemble des parcelles avec les mêmes caractéristiques sur un site sera considéré comme une seule parcelle.

Dans cette section, quelques observations majeures des différences entre sols cultivés et sols témoins seront brièvement présentées. Elles proviendront des paramètres directement mesurables (et non simplement dus aux calculs). Ce qui signifie que ΔpH et C/N seront écartés. Une analyse en composantes principales sera menée afin de discuter des changements dans le comportement des paramètres des sols.

Les valeurs moyennes (+ écart-type) des propriétés des sols de chacune des 11 parcelles cultivées objet de notre étude, sont présentées dans le tableau V.8. La représentation graphique des moyennes des caractéristiques physico-chimiques des sols cultivés et non cultivés est proposée sur la figure V.2.

La conductivité électrique augmente significativement dans tous les sols cultivés par rapport aux témoins, à l'exception de CAM (faible variation) et NTO (forte diminution).

Le pH augmente significativement (jusqu'à plus d'une unité) par rapport au témoin sur les sols de PRE, ALI1, CHA1, IPH, CAM et MEL. Le premier, PRE, est cultivé sous abri depuis 12 ans et les autres sont des sols jeunes cultivés sous abri (ALI1) ou en plein air (CHA1, IPH, CAM, MEL). A l'opposé, les trois autres sols (CHA2, SIB, NTO), cultivés en plein air et dont l'âge est au moins à 10 ans d'exploitation, présentent une forte diminution du pH par rapport au témoin, allant de 1,1 à 3,3 unités de pH. Le pH des deux derniers sols, BAS (cultivé sous abri depuis 4 ans) et ALI2 (cultivé sous abri depuis 16 ans) ne présente pas de différence significative entre sol témoin et sol cultivé.

La concentration de NTK dans les sols cultivés CHA1, IPH et MEL est supérieure à celle de leurs sols témoins. Elle est inférieure dans les sols cultivés BAS, SIB et NTO. Il n'y a pas de

différence significative pour ce paramètre entre sols cultivés ALI1, PRE, ALI2, CAM et CHA, et leurs témoins.

La concentration du COT dans les sols cultivés BAS, PRE, CHA2, SIB et NTO est inférieure à celle du témoin sur ces sites. La concentration du COT dans les sols cultivés ALI2 et IPH est supérieure à celle du témoin sur ces sites. La concentration du COT n'est pas significativement différente entre les sols cultivés ALI1, CHA1, CAM, MEL et leurs témoins.

Les cultures ont eu pour effet d'augmenter significativement la teneur des sables dans les sols ALI1, PRE, NTO et de la diminuer significativement dans le sol CHA2. Les variations de la teneur en sables dans les autres sols ne sont pas significatives.

Les cultures ont eu pour effet d'augmenter significativement la teneur des limons dans les sols CHA1, IPH, MEL et de la diminuer significativement dans les sols PRE et ALI2. Les variations de la teneur des limons dans les autres sols ne sont pas significatives.

L'impact des cultures a augmenté significativement la teneur des argiles dans les sols IPH et CHA2 et l'a diminuée significativement dans les sols SIB et NTO. Les variations de la teneur des argiles dans les autres sols ne sont pas significatives.

La CEC augmente significativement dans les sols cultivés CHA1, IPH, MEL et diminue significativement dans les sols SIB et NTO par rapport aux témoins. Les variations de la teneur en sables dans les autres sols ne sont pas significatives.

Les concentrations des métaux pseudo-totaux et des métaux mobilisables dans les sols de surface cultivés au niveau des différents sites étudiés sont présentées dans le tableau V.9. Les concentrations des métaux pseudo-totaux varient considérablement (tableau V.9.), allant de 747 à 37368 mg/kg pour Al, de 8,9 à 51,4 mg/kg pour Cu, de 7259 à 39196 mg/kg pour Fe, de 99 à 1351 mg/kg pour Mn, 0,1 à 26,8 mg/kg pour Pb et de 13,7 à 79,2 mg/kg pour Zn. Leurs concentrations moyennes étant respectivement de 18343 mg/kg, 21,5 mg/kg, 19003 mg/kg, 375 mg/kg, 9,7 mg/kg et 40,0 mg/kg pour Al, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn. Les valeurs moyennes de la teneur en métaux pseudo-totaux sont, dans l'ordre décroissant suivant : $Fe \approx Al > Mn > Zn > Cu > Pb$. Les teneurs des métaux sont dans la gamme de celles trouvées dans les sols agricoles en Afrique de l'Ouest et au Cameroun (Njofang *et al.*, 2008) (tableau V.4.).

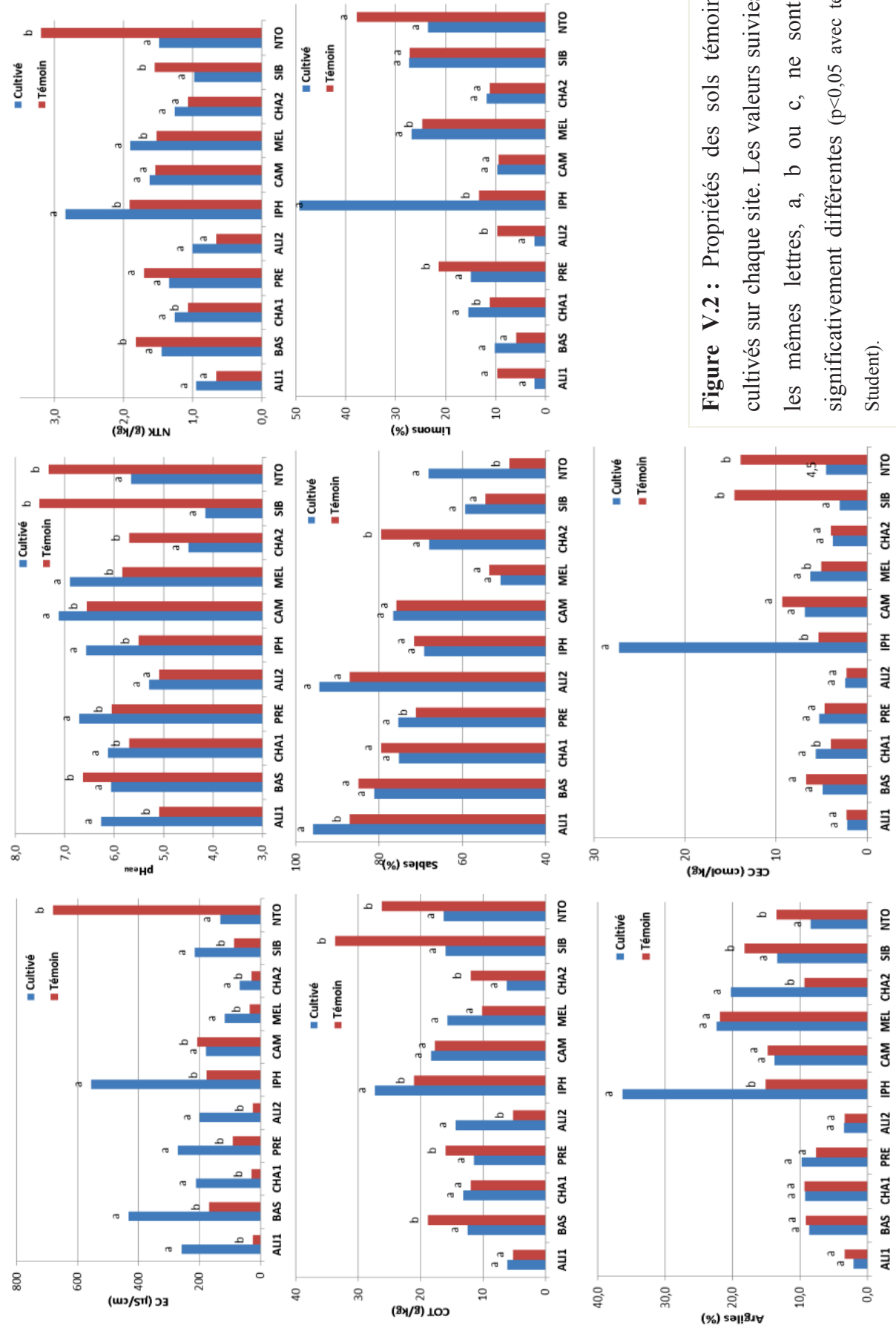


Figure V.2 : Propriétés des sols témoins et cultivés sur chaque site. Les valeurs suivies par les mêmes lettres, a, b ou c, ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$ avec test de Student).

Tableau V. 9 : Métaux pseudo-totaux et mobilisables dans les sols de surface cultivés

	Métaux pseudo-totaux (mg/kg)					Métaux mobilisables par EDTA 0,05 M (mg/kg)						
	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
ALJ1	758±11	39,1±1,6	11370±274	302±13	0,1±0,0	36,5±1,9	81±8	2,8±0,4	507±155	45,3±3,1	0,1±0,0	15,0±0,5
BAS	10804±74	15,1±0,8	16874±3757	145±15	13,2±5,1	52,0±27,2	101±31	1,6±0,7	237±105	15,2±5,2	3,1±2,3	7,1±3,2
CHA1	15215±3153	20,3±4,4	14175±1562	222±30	5,3±0,1	43,9±4,5	268±4	2,3±0,2	215±27	24,0±3,0	< ldd	11,0±1,1
PRE	13788±19	12,7±1,4	12874±285	175±8	3,2±0,5	54,9±5,7	162±24	2,9±0,7	179±21	29,4±5,6	0,8±0,1	24,1±5,0
ALJ2	4500±226	48,0±4,4	19128±2532	473±88	3,1±0,5	55,3±5,9	191±15	2,3±0,1	211±44	38,3±5,9	0,5±0,1	11,4±0,7±
IPH	32394±7802	23,7±1,8	35885±3775	660±129	11,9±1,0	43,5±6,1	122±11	5,1±0,6	200±35	162,0±9,6	2,2±0,0	5,3±0,4
CAM	14907±901	9,4±0,5	19040±956	100±1	26,7±0,1	41,8±1,1	130±9	1,0±0,0	123±10	8,2±0,2	7,6±0,5	3,6±0,3
MEL1	33627±587	23,1±0,7	27560±402	534±36	19,9±1,3	50,8±2,6	93±6	4,3±0,3	57±2	84,0±4,2	1,7±0,1	5,7±0,2
CHA2	31054±2661	9,4±0,7	19565±2550	167±26	6,1±1,2	15,9±2,2	401±48	0,2±0,1	151±16	3,0±0,2	0,8±0,1	0,6±0,1
SIB	19266±82	12,6±0,1	15898±883	251±4	10,9±0,2	26,3±0,9	195±6	2,4±0,0	130±2	66,7±0,2	< ldd	3,5±0,1
NT0	12868±87	20,8±2,8	7928±686	434±39	2,7±0,2	26,8±2,4	69±6	1,0±0,1	93±2	45,7±2,6	0,4±0,1	3,9±0,5
	Statistiques descriptives des sols cultivés											
Minimum	747	8,9	7259	99	0,1	13,7	63(0,3)	0,2(1,2)	54(0,2)	3(1,5)	<ldd	0,5(3,0)
1 ^{er} Quartile	12387	12,9	12578	154	3,6	27,0	92(1,2)	1,0(26,4)	120(5,4)	16(29,2)	0,4(95,2)	3,3(47,6)
Moyenne	18343	21,5	19003	375	9,7	40,0	160(0,5)	2,2(5,1)	180(0,6)	52(8,1)	1,6(9,1)	7,4(9,6)
Médiane	14940	21,0	16997	253	7,5	40,7	141(0,9)	2,4(10,4)	148(1,0)	36(11,8)	0,8(15,6)	5,1(13,1)
3 ^{ème} Quartile	29338	23,8	21994	496	13,1	49,1	187(1,4)	2,6(19,0)	207(1,3)	67(15,9)	1,9(22,7)	10,5(21,7)
Maximum	37368	51,4	39196	1351	26,8	79,2	455(1,8)	5,8(11,5)	605(1,2)	173(13,0)	8,1(20,1)	28,9(17,1)

() Entre parenthèses le pourcentage que représente la fraction mobilisable dans la teneur pseudo-totale du métal

Le Tableau V.9 montre que les concentrations moyennes des métaux mobilisables par l'EDTA étaient de 160 mg/kg pour Al, 2,2 mg/kg pour Cu, 180 mg/kg pour Fe, 52 mg/kg pour Mn, 1,6 mg/kg pour Pb et 7,4 mg/kg pour Zn respectivement. Les valeurs minimales et maximales des métaux mobilisables par l'EDTA 0,05 M sont souvent hors des intervalles donnés par Berrow et Burridge (1980) (Tableaux V.9 et V.4). Il apparaît que les teneurs de Cu et de Fe sont dans les gammes typiques alors que celles de Mn, Pb et Zn peuvent être plus élevées. Comme dans le cas des sols témoins, il apparaît que les teneurs en Cu, Pb et Zn sont inférieures aux intervalles limites de concentrations préconisés pour les sols agricoles et proposées par l'IEEP (Institute for European Environmental Policy, 2009).

Une comparaison entre les résultats obtenus pour les sols de surface témoins et cultivés (tableaux V.3. et V.9.), montre que les concentrations moyennes en métaux pseudo-totaux semblent être du même ordre de grandeur entre témoins et cultivés pour Al, Cu, Fe et Mn mais avec des gammes de dispersions plus larges dans le cas des sols cultivés. En ce qui concerne Pb et Zn, les concentrations sont plus faibles dans les sols cultivés.

Dans le cas des métaux mobilisables, les concentrations moyennes sont du même ordre de grandeur entre témoins et cultivés pour Al, Cu, Fe et Zn, et inférieures dans les sols cultivés pour Pb mais supérieures pour Mn. Il apparaît donc que les activités culturelles puissent avoir des impacts sur les concentrations de certains métaux totaux et leur mobilité, mais ceci semble inféodé aux pratiques agricoles et à la durée d'exploitation (Bonanomi *et al.*, 2011). Les investigations dans ce domaine seront poussées dans la section suivante V.2.4.

Nous abordons aussi l'étude des métaux pseudo-totaux dans les sols cultivés par une analyse en composantes principales dont les résultats sont présentés dans la Figure V.3 et le Tableau V.10. Des confirmations sont observées par rapport à nos conclusions sur la même analyse pour les sols cultivés, entre autres :

- les argiles, Al, Fe et partiellement Mn sont corrélés à CP1 qui serait par conséquent une composante lithogène. La corrélation avec la matière organique montre comme discuté plus haut l'important rôle joué par la MO dans le comportement des oxydes de fer et aluminium, autres composés minéraux du sol,
- Cu et partiellement Mn sont corrélés à CP2 qui semble être une composante anthropique. La diminution de la concentration de Pb dans les sols à cause des cultures exalte la corrélation de ce métal avec CP2 plus qu'avec les deux autres composantes

principales, Uria et *al.* (2009) indiquent que les engrais (N-K-P) sont une source importante de l'introduction des métaux dans les sols agricoles, en particulier Cd, Pb, Zn et K.

- L'évolution de la concentration de Zn est aléatoire. A cause des pratiques culturales, il y a augmentation de la teneur du métal dans certains sols et diminution dans d'autres sols. Zn est fortement corrélé à CP3 qui demeurerait une composante mixte, lithogène et anthropique.

Tableau V.10 : Analyse en composantes principales de la matière organique, la fraction argileuse et les métaux pseudo-totaux des sols de surface cultivés

	Avant la rotation Varimax				Après la rotation Varimax		
	CP1	CP2	CP3		CP1	CP2	CP3
Valeur propre	3,791	2,029	1,181				
Variabilité (%)	47,386	25,360	14,763		46,440	23,413	17,656
% cumulé	47,386	72,746	87,509		46,440	69,853	87,509
COT	0,591	0,072	0,037		0,572	0,000	0,129
Argiles	0,908	0,016	0,042		0,910	0,027	0,029
Al	0,722	0,108	0,072		0,706	0,084	0,112
Cu	0,065	0,826	0,021		0,018	0,794	0,100
Fe	0,836	0,048	0,001		0,843	0,000	0,041
Mn	0,297	0,517	0,127		0,442	0,490	0,009
Pb	0,369	0,109	0,362		0,225	0,459	0,155
Zn	0,003	0,333	0,518		0,000	0,017	0,837

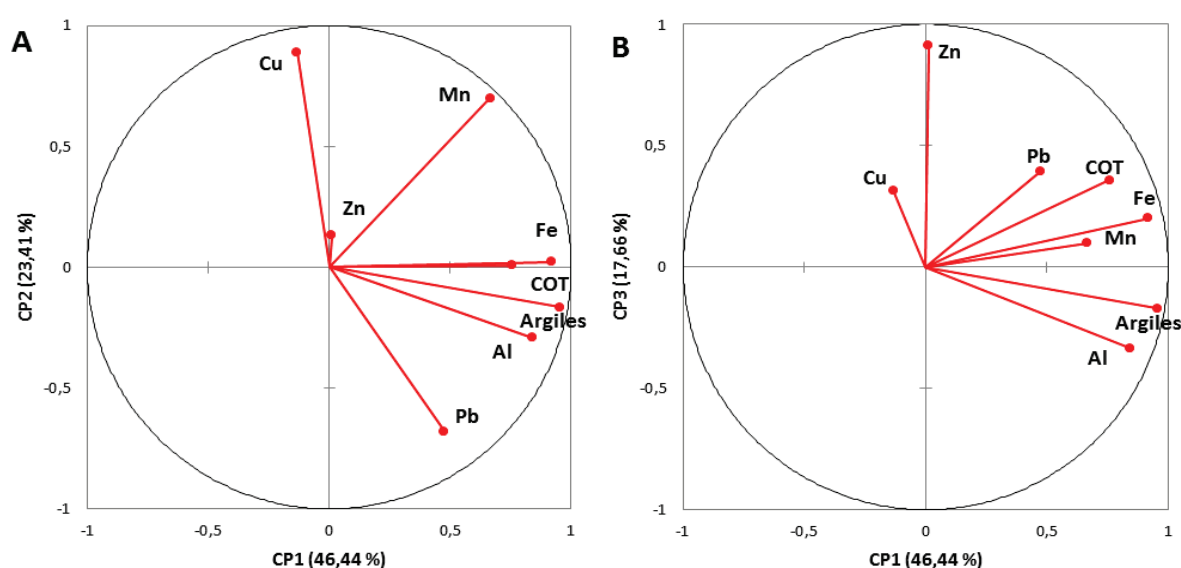


Figure V.3 : Analyse en composantes principales de la matière organique, la fraction argileuse et des métaux pseudo-totaux des sols de surface cultivés

Les observations ci-dessus montrent que les sols cultivés en plein air présentent plus de différences significatives que les sols cultivés sous abri. C'est ce qui apparaît pour pH (100% de parcelles en plein air contre 25% de parcelles sous abri), NTK (71% de parcelles en plein air contre 25% de parcelles sous abri), la fraction argileuse et CEC (100% de parcelles en plein air contre 0% de parcelles sous abri).

Les pratiques culturales conduisent à la diminution de cinq paramètres physico-chimiques (pH, NTK, COT, argiles et CEC) dans les sols SIB et NTO qui présentent tous deux un comportement similaire (deux fois) et opposé (une fois) avec CHA2. Par contre, elles tendent à augmenter certains de ces paramètres dans les sols CHA1, IPH et MEL qui ont eux aussi quelques fois le même comportement que CHA2. Le sol CHA2 (10 ans) semble donc avoir un comportement intermédiaire entre celui des sols jeunes CHA1, IPH, MEL et celui des sols plus anciens, SIB, NTO.

Afin de discuter de la significativité des résultats obtenus et de la généralisation des phénomènes par rapport aux modes et à l'âge des cultures, nous avons voulu regrouper les parcelles selon la durée des exploitations (moins de 10 ans et plus de 10 ans) et la pratique culturale (plein air et sous abri). Ainsi une comparaison entre sols cultivés et témoins conduirait à des conclusions d'ensemble sur l'impact de l'âge de la parcelle exploitée et du mode de culture sur les propriétés des sols.

V.2.4. Impact des systèmes de cultures et de la durée de l'exploitation sur la qualité des sols de surface de la région de Libreville

Les onze exploitations maraîchères ont été divisées :

- en terme de durée d'exploitation, en deux groupes : les exploitations de moins de dix ans et les exploitations de dix ans et plus ;
- en termes de pratiques culturales, en deux groupes : les exploitations en plein air et les exploitations sous abri.

Ce qui a permis de séparer les exploitations en quatre sous-groupes (Tableau V.11) :

- les exploitations de moins de dix ans sous abri désignées **CSA1**,
- les exploitations de dix ans et plus sous abri désignées **CSA2**,
- les exploitations de moins de dix ans en plein air désignées **CPA1**,
- les exploitations de dix ans et plus en plein air désignées **CPA2**.

V.2.4.1. Morphologie et propriétés des sols de surface

Les résultats entre sols cultivés et témoins en fonction des 4 groupes de regroupement, sont présentés dans le tableau V.12. EC est généralement plus élevée dans les sols cultivés que dans les sols témoins (96%), sauf dans le cas CPA2. Les résultats des mesures de conductivité électrique des solutions saturées des sols (Tableau V.12) sont significativement différents entre les sols cultivés et non cultivés. La conductivité électrique est significativement plus élevée ($p < 0,01$) dans les sols cultivés que dans les sols non cultivés pour les sites CSA1, CSA2 et CPA1 et significativement plus faible ($p < 0,05$) dans les sols témoins que dans les sols cultivés pour les sites CPA2. Malgré cette augmentation dans les sols cultivés, EC demeure inférieure à $750 \mu\text{S}/\text{cm}$. Ce qui signifie qu'il n'y a pas de risque de salinité pour ces sols (Atallah et *al.*, 2000). La baisse de la conductivité électrique sur les sites CPA2 pourrait attester d'un intense lessivage des ions de la solution du sol (Kidron et *al.*, 2010). Les valeurs plus élevées de conductivité électrique sur les autres sites culturaux pourraient être dues aux sels qui composent les différents produits de fertilisation et de défense des cultures ainsi qu'à l'évaporation des eaux d'irrigation à la surface du sol (Murtaza et *al.*, 2008). Si ces augmentations persistent, elles pourraient contribuer à la réduction de la productivité des cultures car la salinité est bien connue pour son effet néfaste sur les rendements des cultures, les activités microbiennes et la structure du sol (Bonanomi et *al.*, 2011 ; Rietz et Haynes, 2003).

La texture du sol évolue entre sable, sable argileux et argile sableuse. La distribution de la taille des particules montre une différence significative ($p < 0,05$) pour la fraction argileuse dans CPA1 et pour la fraction limoneuse dans CSA2 ($p < 0,01$), CPA1 ($p < 0,01$) et CPA2 ($p < 0,05$). Dans ces cas, les cultures semblent avoir un impact positif sur la proportion de sable et négatif sur celle des limons dans le cas de CSA2, mais pour CPA1 les fractions en argiles et limons sont plus importantes dans les sols cultivés. Pour CPA2, seule une différence significativement plus faible de limons dans les sols cultivés est notée. Les cultures semblent donc affecter modérément la structure physique des sols.

Tableau V.11 : Répartition des parcelles suivant le système et la durée d'exploitation

Système culturel	Durée de l'exploitation/ GROUPE	Site	Désignation	Durée de l'exploitation	Nombre de parcelles étudiées	Les 3 espèces les plus cultivées	Taille moyenne de la parcelle
Cultures sous abri	Courte (< 10 ans) CSA1	Alibandeng	ALI1	4 ans	1	Persil, amarante, oignon	800 m ²
		Bas de Gué-Gué	BAS	4 ans	1	Laitue, oignon, basilic	1 000 m ²
	Longue (≥ 10 ans) CSA2	Premier Campement	PRE	12 ans	1	Laitue, tomate, melon	3 000 m ²
		Alibandeng	ALI2	16 ans	1	Laitue, amarante, oignon	1 000 m ²
Cultures en plein air	Courte (< 10 ans) CPA1	Iphamétra-Sibang	IPH	2-3 ans	2	Laitue, amarante, chou	1 000 m ²
		Camp de Gaulle	CAM	3 ans	1	Laitue, tomate, chou	3 000 m ²
		Melen-PK11	MEL	6 ans	2	Laitue, tomate, chou	1 000 m ²
		Charbonnages	CHA1	5 ans	1	Oseille, amarante, piment	1 000 m ²
	Longue (≥ 10 ans) CPA2	Charbonnages	CHA2	10 ans	1	Laitue, oseille, amarante	800 m ²
		Sibang-PK8	SIB	16 ans	1	Laitue, tomate, chou	1 000 m ²
		Ntoun	NTO	38 ans	4	Oseille, maïs, aubergine	10 000 m ²

CSA1 : cultures sous abri dont l'âge d'exploitation est inférieur à 10 ans

CSA2 : cultures sous abri dont l'âge d'exploitation est supérieur ou égale à 10 ans

CPA1 : cultures en plein air dont l'âge d'exploitation est inférieur à 10 ans

CPA2 : cultures en plein air dont l'âge d'exploitation est supérieur ou égale à 10 ans

Le pH est légèrement acide dans les sols cultivés à l'exception de CPA2 où il est très acide avec une valeur moyenne de 4,98. Les pratiques culturales induisent une augmentation significative du pH entre témoin et cultivé pour CSA2 ($p < 0,05$) et CPA1 ($p < 0,01$) de 0,43 et 0,55 unité respectivement. Il diminue fortement ($p < 0,01$) pour CPA2 de 2,11 unités (Tableau V.12). Les données disponibles dans la bibliographie indiquent que le pH est l'une des principales caractéristiques qui déterminent la capacité de mobilité des métaux dans un sol (De Matos et *al.*, 2001 ; Lafuente et *al.*, 2008). L'acidité du sol est définie par un pH à l'eau de l'horizon de surface inférieur à 5,5 (Von Uexküll et Mutttert, 1995). Elle est favorisée par des causes naturelles (le substrat géologique), par des méthodes de production agricoles (la fertilisation ammoniacale et l'usage intensif des légumineuses) et par des causes artificielles. Il faut tenir compte des échelles de temps et d'espace pour l'acidification et considérer l'éventuel retour de matière organique des feuilles et des tiges qui peut compenser l'acidification initiale liée à l'absorption des cations par la plante (Poozesh, 2007).

La majorité de sols tropicaux des pays en développement sont très sensibles à l'acidification. Leur exploitation devient critique quand la pression foncière ne permet pas la mise en longue jachère et que les revenus des exploitants sont trop faibles pour y apporter des amendements et des engrais nécessaires (Brabant, 2009). Majoritairement, les maraîchers de Libreville et Ntoun nous ont avoué écarter ou brûler dans un coin de leurs jardins les résidus de cultures. Ce qui signifie que les sols cultivés sont souvent nus, et quand ils ne sont pas sous abri, l'érosion accélère la perte de leurs éléments nutritifs. Il paraît donc évident que les sols les plus anciens cultivés en plein air soient les plus acidifiés. La culture sous abri semble être une bonne méthode pour lutter contre ce phénomène.

Les indices de fertilité (NTK, MO, C/N et CEC) ne sont pas statistiquement différents entre sols cultivés et témoins sous abris CSA, sauf C/N plus faible pour sols cultivés de CSA1 (Tableau V.12). NTK et MO augmentent significativement ($p < 0,01$) dans les sols cultivés de CPA1 (de 1,62 à 2,06 et de 25,4 à 33,9 g/kg respectivement) et diminuent significativement dans les sols CPA2 (de 2,16 à 1,23 et de 42,3 à 23,3 g/kg respectivement). Évidemment, la conversion des terrains en terres cultivées a conduit à un changement dans les paramètres de fertilité du sol. Ceci se caractérise par l'observation de deux phénomènes. D'abord, elle diminue la quantité de déchets des végétaux et leur résistance à la minéralisation microbienne du sol (avant leur exploitation, les terrains sont le plus souvent recouverts de hautes herbes).

Deuxièmement, elle accélère la décomposition des matières organiques du sol en offrant une meilleure aération de la couche cultivée du sol (Khresat et *al.*, 2008).

D'un point de vue écologique, ce processus de décomposition de la matière organique contribue à l'augmentation de l'émission de dioxyde de carbone dans l'atmosphère (Hartemink et *al.*, 2006). Nos résultats montrent que l'azote et le carbone organique diminuent à long terme dans les sols sous cultures en plein air. Cette diminution est une menace majeure pour la qualité du sol et par conséquent un risque d'obtention de faibles rendements de cultures. Pour préserver la fertilité du sol, il est souhaitable que les teneurs du MO et de NTK soient supérieures respectivement à 20 g/kg et 2 g/kg (Citeau et *al.*, 2009).

La qualité de la matière organique est évaluée par le rapport C/N. Dans les sols cultivés, on considère généralement que la minéralisation est forte quand le rapport C/N est inférieur à 8, bonne quand il est compris entre 8 et 12 et faible (la disponibilité de l'azote est un facteur limitant de l'activité biologique) quand ce rapport est supérieur à 12 (Genot et *al.*, 2007). De plus, la matière organique est un élément de grande importance, car il tend à former des complexes solubles ou insolubles avec les éléments métalliques qui peuvent migrer ou être retenue dans le sol (Wang et *al.*, 2009). Les valeurs de C/N obtenus rendent compte, en général, d'une bonne minéralisation de la matière organique dans les sols étudiés (tableau V.12).

Les valeurs de la CEC dans les sols sont faibles ($\leq 13,0$ méq/100g). Elles ne présentent pas de différence significative entre les sols cultivés ou non de CSA. Par contre, par rapport aux témoins, elles augmentent significativement ($p < 0,05$) dans CPA1 cultivés (de 6,2 à 13,0 méq/100g) et diminuent significativement ($p < 0,01$) dans CPA2 cultivés (de 11,6 à 3,8 méq/100g). Ces variations (jusqu'à 110 et 67% respectivement) montrent l'effet des cultures sous abris sur les sols. En général, la CEC est déterminée par les teneurs en matière organique et minéraux argileux présents dans les sols (Bewket et Stroosnijder 2003). Les coefficients de corrélation entre CEC et MO et entre CEC et la teneur en argile des sols indiquent que CEC est significativement corrélée à la teneur en argile (0,768) et à la matière organique (0,712). Ces valeurs indiquent que MO et la teneur en argile contribuent de manière significative à la CEC du sol. Par conséquent, tout changement de teneur et de composition de MO dans le sol peut influencer sur la CEC du sol.

Tableau V.12 : Propriétés physico-chimiques des sols de surface cultivés et témoins

	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH _{eau}	pH _{KCl}	ΔpH	NTK (mg/g)	MO (g/kg)	C/N	Sables %	Limons %	Argiles %	CEC (méq/100g)
CSA1	Cultivé	312	6,17	5,71	0,5	1,27	18,9	83,3	9,9	6,9	4,4
	Témoin	83**	5,81ns	5,12ns	0,6ns	1,18ns	20,7ns	83,8ns	8,9ns	7,2ns	4,3ns
CSA2	Cultivé	235	6,00	5,49	0,5	1,17	22,3	84,8	8,6	6,6	3,8
	Témoin	57**	5,57*	4,61**	1,0ns	1,18ns	18,2ns	79,1*	15,5**	5,5ns	3,4ns
CPA1	Cultivé	247	6,49	5,65	0,8	2,06	33,9	43,5	31,9	25,0	13,0
	Témoin	113**	5,94**	5,25*	0,6ns	1,62**	25,4**	63,6**	18,0**	18,4*	6,2*
CPA2	Cultivé	100	4,98	4,44	1,2	1,23	23,3	63,3	22,6	14,1	3,8
	Témoin	463*	7,09**	6,64**	0,5**	2,16**	42,3**	57,8ns	28,5*	13,6ns	11,6**
ANOVA à deux facteurs (variance F de Fisher)											
Système cultural	4,366*	14,212**	6,594*	1,412ns	12,851**	1,772ns	4,279*	3,600ns	1,944ns	6,273*	6,063*
Durée d'exploitation	5,011*	1,216ns	3,172ns	3,928ns	13,473**	11,218**	0,241ns	35,734**	23,807**	38,911**	5,229*
Système x Durée	0,233ns	9,526**	3,926ns	2,853ns	10,092**	8,781**	0,463ns	3,065ns	0,852ns	6,259*	5,031*

ns : non significatif ; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$ entre sols cultivés et sols témoins d'un même groupe, et pour ANOVA entre sols cultivés

Le traitement par ANOVA des résultats (tableau V.12), montre que le système cultural seul (i.e. sous abris ou en plein air) influence essentiellement significativement le pH et les concentrations en NTK des sols cultivés. La durée d'exploitation seule (i.e. plus ou moins de 10 ans) semble impacter les concentrations en NTK, MO, la granulométrie (sables, limons et argiles) et la CEC. Le croisement de ces 2 facteurs (système cultural et durée) a un rôle significatif sur le pH et les concentrations en NTK et MO des sols de surface cultivé.

La composition semi-quantitative des sols révèle que les minéraux dominants sont la kaolinite, la goethite et des minéraux qui pourraient être un mélange d'illite, de smectites et de chlorites (tableau V.13). Une identification sera réalisée dans le chapitre 6. Les autres minéraux associés sont le quartz, l'anatase et la gibbsite. La rutile est présente sur quelques sites et la calcite n'existe que sur le sol témoin NTO (tableau V.13). La composition minéralogique n'a pu être déterminée sur les CSA2. On peut remarquer qu'il n'y a pas de différence majeure dans la composition des sols CSA1 entre sols témoin et cultivé. Ce qui n'est pas le cas dans les autres sols où les pratiques culturales semblent concentrer le mélange argileux dans les sols récemment cultivés au détriment de minéraux tels que la kaolinite et la goethite (CPA1) et, dans les sols cultivés depuis plus de 10 ans (CPA2), diminuer la présence du mélange au profit des minéraux sus-cités (kaolinite et goethite). En fait, la présence des smectites dans ces sols est discutable. Les phyllosilicates 2/1, groupe d'argiles auquel appartient la smectite, ont déjà été observées dans les sols kaolinitiques où ils sont considérés comme des impuretés (Herbillon et Nahon, 1988) ; il pourrait s'agir vraisemblablement de micas microdivisés, interstratifiés avec les feuillets de la kaolinite désordonnée (Caillère et *al*, 1982). Ce qui est en accord avec les valeurs faibles de CEC observées dans ces sols. La présence de la gibbsite dans la quasi-totalité des sols étudiés témoigne d'une altération complète des minéraux constitutifs de la roche-mère. En effet, ce minéral résulte de la dégradation chimique des minéraux primaires et secondaires (Ségalen, 1966).

V.2.4.2. Métaux dans les sols de surface

Les concentrations des métaux pseudo-totaux et mobilisables ont été comparées entre sols cultivés et témoins, et entre sols cultivés de même pratique culturale et d'âges d'exploitation différents (tableau V.14).

Tableau V.13 : Composition minéralogique semi-quantitative des sols de surface

SITE	Echantillon	Kaolinite	Smectite	Goethite	Quartz	Anatase	Gibbsite	Rutile	Calcite
BAS	Témoin	++	++	++	-	-	-	nd	nd
	CSA1	++	++	++	-	-	-	nd	nd
PRE	Témoin	++	-	-	+	+	-	-	nd
	CSA2								
CHA	Témoin	+	++	-	+	-	-	nd	nd
	CPA1	+	++	-	-	-	nd	-	nd
MEL	Témoin	+++	-	++	-	+	nd	nd	nd
	CPA1	+	+++	+	-	-	nd	nd	nd
SIB	Témoin	++	++	+	-	-	-	nd	nd
	CPA2	++	-	-	+	+	-	-	
NTO	Témoin	++	+	+	-	nd	-	nd	+
	CPA2	+++	-	+	-	-	-	nd	nd
CHA2	Témoin	+	++	-	+	-	-	nd	nd
	CPA2	++	+	++	-	-	-	nd	nd

Quantité relative : +++ > 40%; ++ = 25–40%; + = 10–25%; - : < 10%; **nd** = non détecté

Dans tous les sols, les pratiques culturales ont conduit à une diminution significative de la teneur en Pb pseudo-total dans les sols cultivés. Dans les sols de cultures récentes, outre Pb, il y a aussi une diminution significative de la concentration de Fe dans CSA1, et Al et Zn dans CPA1, avec une augmentation significative de Mn dans ces derniers (CPA1). Les sols CPA2, dont l'acidification due aux cultures est avérée, présentent une diminution significative de la concentration pseudo-totale de tous les métaux (à l'exception de Al, valeur non significative).

La variable temporelle dans le cas de l'agriculture en plein air, montre que cette pratique a entraîné avec la durée, une diminution significative de la concentration des métaux dans le sol, sauf Al restant constant (CPA2). Par contre, avec le temps, Cu, Al, Mn et Zn augmentent, Fe reste constant et Pb diminue dans les sols sous abri (CSA2) (Tableau V.14).

Le traitement par ANOVA des résultats (tableau V.14), montre que le système cultural seul (i.e. sous abris ou en plein air) influence essentiellement significativement les concentrations pseudo-totales en Fe et Pb des sols de surface cultivés. La durée d'exploitation seule (i.e. plus ou moins de 10 ans) semble impacter les concentrations pseudo-totales de tous les métaux à l'exception du Mn. Le croisement de ces 2 facteurs (système cultural et durée) semble avoir un rôle significatif sur les concentrations de Fe, Mn, Pb et Zn des sols de surface cultivés.

Les concentrations de Pb mobilisable ont diminuées significativement du sol témoin au sol cultivé (tableau V.14), quelque soient les conditions de cultures et de durée d'exploitation. Les cultures sous abri ont eu pour effet d'augmenter la teneur de tous les autres métaux mobilisables. Ces comportements sont similaires pour les sols cultivés CPA1, à l'exception de Fe et Zn mobilisables pour qui les différences ne sont pas significatives entre sols cultivés ou non. Les sols cultivés en plein air dont l'âge d'exploitation est supérieur à 10 ans (CPA2) ont présenté des teneurs en métaux mobilisables inférieures à celles des sols témoins, à l'exception de Al dont l'augmentation est significative. L'accroissement de la mobilité du métal observée dans les CSA peut s'expliquer en partie comme étant une indication de l'enrichissement des sols par les métaux relativement récents issus des différents apports qui ne sont pas séquestrés ou fortement adsorbés par les colloïdes du sol (Massas *et al.*, 2009 ; Ramos-Miras *et al.*, 2011). Il est alors probable, au regard de la similarité des apports dans les CSA et les CPA, que l'érosion et la lessivage jouent un rôle majeur dans la perte des métaux mobiles dans les sols cultivés en plein air. Ces données indiquent que les pratiques agricoles sous abri sont favorables à la mobilité des métaux. Ce qui suggère un possible problème lorsque certains éléments sont transférés dans les différents compartiments de l'environnement (Gil *et al.*, 2004).

Le Tableau V.14 indique que l'ordre décroissant des concentrations des métaux extraits par l'EDTA 0,05 M est $Al \approx Fe > Mn > Zn > Cu > Pb$ dans les sols cultivés et $Al \approx Fe > Mn > Zn \approx Pb > Cu$. Ces résultats montrent que les éléments les plus abondants dans la fraction mobilisable des sols sont Al et Fe. Il y a accroissement de la mobilité de Cu dont la concentration de la fraction mobilisable, inférieure à celle de Pb dans les sols témoins, dépasse désormais celle de Pb dans les sols cultivés. Ce qui pourrait confirmer que Cu est essentiellement issu des apports agricoles.

Le traitement par ANOVA des résultats (tableau V.14), montre que le système cultural seul (i.e. sous abris ou en plein air) influence essentiellement les concentrations mobilisables de Al, Mn et Pb des sols cultivés. La durée d'exploitation seule (i.e. plus ou moins de 10 ans) semble impacter les concentrations mobilisables de tous les métaux à l'exception de Al et Pb. Le croisement de ces 2 facteurs (système cultural x durée) semble avoir un rôle significatif sur les concentrations mobilisables de tous les métaux sauf Al dans les sols de surface cultivés.

Tableau V.14 : Métaux pseudo-totaux et mobilisables par l'EDTA 0,05 M dans les sols de surface

		Métaux pseudo-totaux (mg/kg)						Métaux mobilisables par l'EDTA 0,05M (mg/kg)					
		Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
CSA1	Cultivé	9135	24,0	14206	214	7,2	44,5	143	2,15	313	26,9	1,32	10,8
	Témoin	8926ns	24,1ns	16533**	231ns	16,7**	35,3ns	132ns	1,03*	137**	9,4**	5,12**	4,0**
CSA2	Cultivé	9144	30,3	16002	324	3,2	55,1	177	2,57	196	33,8	0,65	17,7
	Témoin	7484**	22,1**	13587ns	224*	7,1**	40,7*	122**	0,68**	143*	10,7**	2,21*	5,4**
CPA1	Cultivé	28269	19,5	29030	640	17,3	44,8	125	3,29	120	99,7	3,20	4,4
	Témoin	32208**	19,0ns	30387ns	376*	29,7**	56,2**	91**	1,89*	101ns	19,4**	7,42*	5,6ns
CPA2	Cultivé	19863	17,3	13641	250	6,7	23,6	202	1,03	127	30,8	0,47	2,6
	Témoin	19045ns	30,3**	20744*	312*	20,9*	59,9*	92**	2,74*	171**	44,9**	3,70*	10,1*
ANOVA à deux facteurs (variance F de Fisher)													
Système cultural		2,271ns	0,108ns	13,703**	2,393ns	19,42**	4,089ns	4,378*	5,345ns	1,841ns	8,408*	8,112**	3,976ns
Durée d'exploitation		36,878**	7,461**	11,639**	3,679ns	22,266**	28,643**	0,056ns	0,542*	22,21**	8,218*	3,375ns	78,624**
Système x Durée		2,542ns	0,759ns	22,873**	7,405**	6,648*	30,975**	0,426ns	9,973**	5,643*	8,003**	4,597*	11,865**

ns : non significatif ; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$ entre sols cultivés et sols témoins d'un même groupe, et pour ANOVA entre sols cultivés

V.2.5. Transfert des métaux du sol vers l'amarante

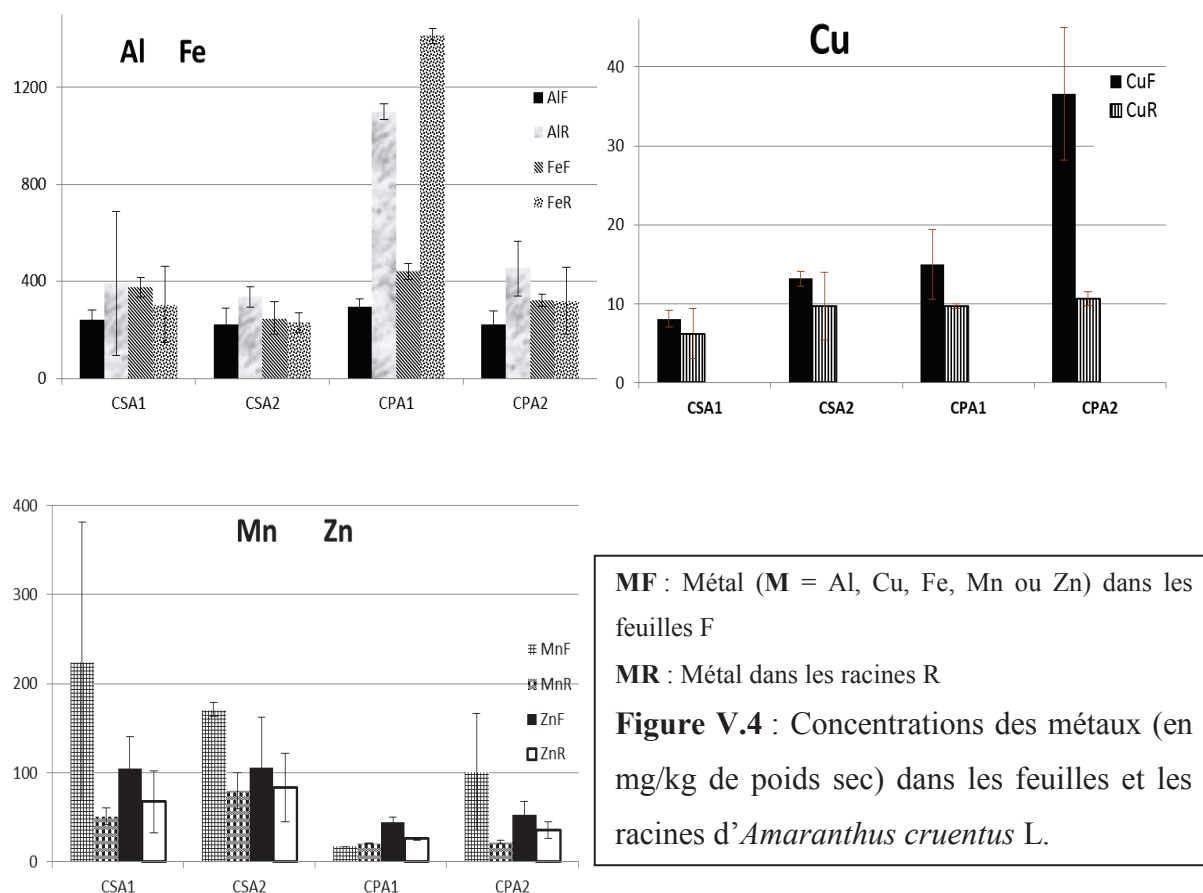
La figure V.4 présente les concentrations des métaux dans les feuilles et les racines sèches d'amarante. Elles varient dans les feuilles (les racines) de 173 à 360 (108 à 1150) mg/kg pour Al, 7,1 à 46,7 (1,8 à 13,8) mg/kg pour Cu, 176 à 496 (159 à 1445) mg/kg pour Fe, 17 à 375 (20 à 99) mg/kg pour Mn, jusqu'à 0,5 (jusqu'à 0,72) mg/kg pour Pb et 37 à 159 (25 à 118) mg/kg pour Zn. Les concentrations de Pb, métal non-essentiel dans la chaîne alimentaire, sont donc les plus faibles dans les plantes étudiées (certaines valeurs, en particulier dans les parties aériennes, se sont avérées inférieures ou égales à la limite de détection des appareillages). L'ordre de l'accumulation des métaux dans la plante dépend de la partie considérée. Ainsi, lorsque les feuilles sont considérées, l'ordre décroissant d'accumulation des métaux est le suivant : $Fe \approx Al > Mn > Zn > Cu > Pb$, alors que dans les racines on retrouve l'ordre décroissant suivant : $Fe > Al > Zn \approx Mn > Cu > Pb$.

La littérature indique que les limites de concentrations de Pb autorisées dans les légumes-feuilles sont de 5 mg/kg (FAO/WHO, 1984). Pb ne semble pas présenter de risque de présence importante dans la chaîne alimentaire car ses concentrations dans les légumes sont restées très faibles par rapport à la limite autorisée. Mais des concentrations significativement plus importantes ont été mesurées dans les racines des amarantes cultivées en plein air, par rapport à sous abris. Les concentrations de Pb dans les plantes sous abris (CSA) sont plus faibles qu'en plein air et il n'y a pas de différence entre feuille et racines. Pour CPA, Pb est plus concentré dans les racines. Ces résultats peuvent être mis en relation avec les concentrations en Pb pseudo-total et mobilisables qui ont tendance à être plus importantes dans les sols CPA que CSA (tableau V.14).

La concentration de Cu est significativement plus importante dans les feuilles d'amarante sur les sols cultivés CPA2 et, pour un même système cultural, la concentration de Cu est plus importante dans les feuilles des légumes poussant sur les sols cultivés depuis plus de 10 ans (Figure V.4). En revanche, les concentrations de Cu dans les racines ne présentent pas de différence significative en fonction du type ou de la durée de culture.

Dans les cas CSA, les concentrations des métaux dans les feuilles sont très proches de celles dans les racines, à l'exception du Mn qui est significativement plus élevée dans les feuilles que dans les racines d'amarantes (CSA1 et CSA2). Dans le cas des cultures en plein air (CPA), les concentrations de Al et Fe sont plus importantes dans les plants d'amarantes

cultivés sur CPA1. D'autre part, Al est plus concentré dans les racines que dans les feuilles, et c'est aussi le cas pour Fe mais uniquement pour CPA1. Ces résultats peuvent directement être reliés aux concentrations de Al et Fe pseudo-totales plus importantes dans les sols de CPA1 que de CPA2 (tableau V.14). Mis à part les feuilles sur CPA1 concentrant plus fortement Al et Fe, les différences de concentrations de Al et Fe ne sont pas significatives entre CSA et CPA.



En ce qui concerne Mn et Zn, les concentrations dans les différentes parties de l'amarante semblent plus élevées dans le cas CSA, mais sans influence notable de la durée de culture (CSA1 et CSA2). Si les concentrations de Zn ne semblent pas différentes entre les racines et les feuilles, quelles que soient les conditions culturales, Mn est plus présent dans les feuilles que dans les racines, excepté dans le cas de CPA1 où les concentrations en Mn sont faibles dans la plante et équivalentes entre feuilles et racines. Si on se réfère au tableau V.14, ces résultats peuvent être reliés aux valeurs des concentrations pseudo-totales et mobilisables plus importantes pour Zn dans les sols CSA que CPA, mais pour Mn cela n'est pas corrélé puisque les concentrations sont plus importantes pour les sols CPA que CSA.

V.2.6. Facteurs d'accumulation des métaux dans la plante

Bien que l'accumulation des métaux dans les tissus de la plante dépende de facteurs tels que la matière organique, le pH, la capacité d'échange cationique du sol, la spéciation et la disponibilité des métaux (Cui *et al.*, 2004 ; Kos *et al.*, 2003 ; Sharma *et al.*, 2008), il est probable que celle-ci dépende aussi des conditions de mise en culture et de croissance. Par conséquent, une évaluation plus précise des données a été réalisée par l'estimation du facteur de bioconcentration (BCF : ratio concentration dans la plante / concentration dans le sol) et du facteur de translocation (TF : ratio concentration dans les feuilles/concentration dans les racines).

BCF a été utilisé pour évaluer l'efficacité de l'accumulation des métaux mobilisables du sol dans les racines et les feuilles de l'amarante sur différents sites (Tiwari *et al.*, 2011). Les rapports entre la teneur d'un métal dans les feuilles de l'amarante et celle mobilisable dans le sol, et entre la teneur d'un métal dans les racines et celle mobilisable dans le sol sont respectivement nommées BCF1 et BCF2. Cette approche se traduit par une augmentation de la valeur de BCF par rapport à celle calculée avec la teneur totale du métal dans le sol. Mais elle donne des valeurs de BCF plus réalistes (Komarek *et al.*, 2007 ; Malinowska *et al.*, 2004). Les BCF calculés pour les éléments sélectionnés sont résumés dans le Tableau V.15. Lorsque BCF est supérieur à 1, l'espèce peut être considérée comme un accumulateur d'un tel élément (Malinowska *et al.*, 2004). La majorité des BCF des métaux sont supérieurs à 1,0 à l'exception de ceux de Pb de tous les sols, et de BCF1 et BCF2 de Mn dans le cas de CPA1 et de BCF2 pour CPA2 (tableau V.15). Les plus grandes moyennes de BCF1 sont trouvées pour les métaux de CPA2, excepté Mn et Pb, et en particulier les valeurs les plus élevées pour les feuilles concernent Cu (>23) et Zn (>14).

De façon globale, les BCF des métaux étudiés dans les feuilles et les racines présentent des valeurs plus élevées dans les parcelles CPA que CSA, exception faite pour Mn qui est plus bioconcentré sur CSA et Pb faiblement accumulé (< 0,5). Sur les parcelles CSA, il n'y a pas de différence significative entre les métaux accumulés dans les racines ou les feuilles, sauf pour Mn plus bioconcentré dans les feuilles ainsi que pour Zn dans les feuilles de CSA1. Sur les parcelles CPA, en dehors du Pb, le facteur durée d'exploitation semble avoir de l'importance car on observe des différences entre les BCF de CPA1 et ceux de CPA2. Pour Al, le métal semble plus accumulé dans les racines et les valeurs des BCF sont plus élevées dans le cas de CPA1. Observations inverses pour Cu et Zn, où les métaux sont plus fortement

bioconcentrés dans les feuilles et les valeurs des BCF plus élevées dans le cas de CPA2. Concernant Fe, les BCF sur CPA ne sont pas différents sauf pour CPA1 où BCF2 est plus élevé et > 7 .

Tableau V.15 : Facteurs de bioconcentration et de translocation des métaux dans l'amarante

	CSA1			CSA2		
	TF	BCF1	BCF2	TF	BCF1	BCF2
Al	1,1±1,0	1,9±1,5	2,1±0,5	0,7±0,2	1,3±0,4	1,8±0,2
Cu	1,2±0,3	3,1±0,4	2,7±0,7	1,6±0,6	5,3±1,1	3,8±2,4
Fe	1,4±0,9	1,3±0,5	1,4±1,0	1,2±0,5	1,3±0,5	1,1±0,3
Mn	3,6±2,2	5,3±2,6	1,6±0,3	2,3±0,7	5,2±1,0	2,2±0,6
Pb	-	-	-	0,4±0,4	-	0,5±0,5
Zn	1,4±0,3	7,5±1,6	4,6±1,8	1,2±0,1	8,1±6,4	6,1±4,8
	CPA1			CPA2		
	TF	BCF1	BCF2	TF	BCF1	BCF2
Al	0,3±0,0	2,6±0,6	9,1±1,2	0,5±0,2	2,4±1,7	3,9±1,6
Cu	1,9±0,5	3,5±0,7	1,9±0,2	3,4±0,6	23,3±5,9	7,2±2,9
Fe	0,3±0,0	2,3±0,6	7,2±1,4	1,2±0,5	3,0±0,7	2,7±0,6
Mn	0,8±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	4,4±2,6	2,1±1,6	0,4±0,1
Pb	0,5±0,2	0,1±0,1	0,3±0,1	0,3±0,3	-	-
Zn	1,4±0,2	8,3±1,2	5,0±0,0	1,5±0,3	14,3±3,6	9,8±2,9

En général, on considère qu'une plante est une bonne accumulatrice d'un métal lorsque BCF est supérieur à 1,0 qui est la valeur seuil (Brooks, 1998). L'amarante peut donc être considérée comme une bonne accumulatrice de Cu et Zn sur tous les sols étudiés, et en particulier aussi sur CPA1 pour Al et Fe. L'étude préliminaire (Chapitre 3) avait également montré que l'amarante était une bonne accumulatrice de Mn et Zn.

Les valeurs, lorsqu'elles sont disponibles, des TF de Pb sont faibles quelque soient les conditions de culture ($< 0,5$). L'analyse du facteur de translocation (TF) a démontré que l'amarante a la capacité d'assurer la translocation des métaux des racines vers les feuilles pour Cu et Zn, car quelles que soient les conditions de cultures, TF est toujours > 1 pour ces 2 métaux (tableau V.15).

Dans le cas de CPA, Cu et Zn, présentent des valeurs moyennes plus élevées que les autres métaux, et les TF ont tendances à être plus importants pour CPA2. Pour Fe et Mn les

moyennes des TF sont supérieures à 1 uniquement dans le cas de CPA2 (1,2 et 4, respectivement). Les TF moyens des autres métaux sont < 1 . Les valeurs moyennes des TF pour les parcelles CSA sont toutes supérieures à 1, sauf pour Al et Pb, et les valeurs les plus importantes ont été retrouvées pour Mn. La durée de culture ne semble pas avoir d'impact sur le TF sur CSA (pas de différence entre CSA1 et CSA2).

On pourrait penser, puisque le pH des sols CPA2 est bien plus bas que celui des autres, que celui-ci joue un rôle important dans la translocation des métaux, mais cela reste à vérifier. Il existe des mécanismes de tolérance aux métaux dans les plantes tels que l'exclusion et l'accumulation de métaux (Baker, 1987). L'exclusion des métaux permet à la plante de concentrer ces derniers dans les racines et de limiter ainsi la translocation vers les parties aériennes. L'accumulation de métaux est un type extrême de réponse physiologique par lequel les plantes absorbent et accumulent de fortes concentrations de métaux (Dahmani-Muller et *al.*, 2000).

V.3. Conclusion partielle du chapitre 5

Cette étude indique que la durée et le système d'exploitation des terrains ont été des variables importantes dans la différenciation des phénomènes. Les concentrations totales et mobilisables de certains métaux dans les sols de cultures sous abri, les métaux essentiels tels que Mn et Zn, augmentaient alors que les autres métaux ont présenté un comportement plus contrasté. Ce qui a eu pour conséquence une plus grande mobilité des métaux dans les sols de cultures sous abri et un accroissement des facteurs de bioconcentration des métaux dans l'amarante cultivée sur ces terres.

Les cultures en plein air, après une période d'exploitation d'environ 10 ans, affectent négativement les propriétés physico-chimiques du sol. L'acidification importante, la réduction de la matière organique et des concentrations totale et mobilisable des métaux du sol par exemple sont le résultat des mauvaises pratiques d'utilisation des terres.

Les pratiques culturales en plein air affectent donc, plus que les autres pratiques, les sols cultivés depuis plus de dix ans. Une étude plus approfondie des sites comprenant au moins une parcelle cultivée en plein air depuis au moins dix ans et un ou d'autres types de sols,

permettrait de préciser l'impact du travail du sol sur l'évolution d'un plus grand nombre de paramètres physiques et chimiques des sols tropicaux de Libreville et ses environs.

Références bibliographiques – chap. 5

Adriano D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, *Springer-Verlag*, New York.

AFES, 2009. Référentiel Pédologique 2008, Baize D. and Girard C.M. *Editions Quae*, Paris: 432 p.

Afshin Q., Farid M., Giti F., 2009. Characterization of metal pollution in soils under two land use patterns in the Angouran region, NW Iran ; a study based on multivariate data analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 172, 374–384.

Agbenin J.O., Danko M., Welp G., 2008. Soil and vegetable compositional relationships of eight potentially toxic metals in urban garden fields from northern Nigeria. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 89 (1), 49–54.

Alloway B.J., 1990. Heavy metals in soils, *Blackie and Son*, Glasgow, UK, 384 p.

Atallah T., Darwish T., Ward R., 2000. La sericulture de la côte nord du Liban : entre tradition et intensification. *Cahiers Agricultures*, 9 (2), 135-139.

Baker A.J.M., 1987. Metal tolerance. *New Phytologist*, 106, 93–111.

Berrow M.L. and Burridge J.C., 1980. Trace element levels in soils : effects of sewage sludge. In: MAFF, Editor, *Inorganic Pollution and Agriculture*, Series : Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Reference Book vol. 326, HMSO, London, 159–183.

Bewket W., Stroosnijder L., 2003. Effects of agroecological land use succession on soil properties in Chemical watershed, Blue Nile basin, Ethiopia. *Geoderma*, 111, 85–98.

Bonanomi G., D'Ascoli R., Antignani V., Capodilupo M., Cozzolino L., Marzaioli R., Puopolo G., Rutigliano F.A., Scelza R., Scotti R., Rao M.A. and Zoina A., 2011. Assessing soil quality under intensive cultivation and tree orchards in Southern Italy. *Applied Soil Ecology*, Article in Press.

Brabant P., 2009. Activités humaines et dégradation des terres, Atlas Cédérom, *IRD éditions, Planète Terre*.

Brooks R.R., 1998. Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals: Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining, *CAB International, Oxford*, UK.

Bruckert S., Rouiller J., 1994. Mécanismes de régulation du pH des sols. In : Bonneau M. & Souchier B. (ed) *Pédologie 2 : Constituants et propriétés du sol*. *Masson, Paris*, 511-524.

Burak D.L., Fontes M.P.F., Santos N.T., Soares Monteiro L.V., de Sousa Martins E., Becquer T., 2010. Geochemistry and spatial distribution of heavy metals in Oxisols in a mineralized region of the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 160 (2), 131-142.

Caillère S., Hénin S., Rautureau M., 1982. Minéralogie des argiles. II. Classification et nomenclature. 2e édition, *Collection Actualités Scientifiques et Agronomiques de l'INRA*. *Masson*, Paris, 189 p.

Carrillo-Gonzalez R., Simunek J., Sauvé S., Adriano D., 2006. Mechanisms and Pathways of Trace Element Mobility in Soils. *Advances in Agronomy*, 91, 111-178.

Cattlet K.M., Heil D.M., Lindsay W.L., Ebinger M.H., 2002. Soil chemical properties controlling Zn²⁺ activity in 18 Colorado soils. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1182–1189.

Citeau L., Bispo A., Bardy M., King D., 2009. Gestion durable des sols, *Editions Quae*, 320 p.

- Clist B., Oslisly R., Peyrot B., 1987. Le gisement des "sablères" de Libreville : étude géomorphologique et archéologique d'un site préhistorique de l'Estuaire du Gabon. *L'Anthropologie*, n° 2.
- Cui Y., Wang Q., Dong Y., Li H., Christie P., 2004. Enhanced uptake of soil Pb and Zn by Indian mustard and winter wheat following combined soil application of elemental sulphur and EDTA. *Plant Soil*, 261 (1-2), 181–188.
- Dahmani-Muller H., Van Oort F., Gélie B., Balabane M., 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution*, 109, 231-238.
- De Matos A.T., Fontes M.P.F., Da Costa L.M. and Martínez M.A., 2001. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. *Environmental Pollution*, 111, 429–435.
- Delhumeau M., 1969. Carte pédologique de reconnaissance à 1/200 000 – Feuille Libreville-Kango. *Centre ORSTOM du Gabon*, 56 p.
- Djondo M.Y., 1995. Propriétés d'échange ionique des sols ferrallitiques argileux de la vallée du Niari et sableux du Plateau de Mbe-Batéké au Congo. Application à la correction de leur acidité. *Thèse de Doctorat, ORSTOM, Centre de Montpellier*, 259 p.
- Eze P.N., Udeigwe T.K., Stietiya M.H., 2010. Distribution and potential source evaluation of heavy metals in prominent soils of Accra Plains, Ghana. *Geoderma*, 156 (3-4), 357-362.
- Facchinelli A., Saechi E., Mallen L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution*, 114, 313–324.
- Fageria N.K., Baligar V.C., 2008. Chapter 7 : Ameliorating soil acidity of tropical oxisols by liming for sustainable crop. *Advances in Agronomy*, 99, 345-399.
- FAO/WHO. Codex Alimentarius Commission, Contaminants. 1984. Joint FAO/WHO Food Standards Program, *Codex Alimentarius*, XVII.
- Ferreira-Baptista L., De Miguel E., 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola : A tropical urban environment. *Atmospheric Environment*, 39, 4501–4512.
- Fontes M.P.F., Weed S.B., 1991. Iron oxides in selected Brazilian Oxisols: I. Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1143–1149.
- Genot V., Colinet G., Bock L., 2007. Fertilité des sols agricoles et forestiers en région wallonne, *Rapport FUSAG*, 75 p.
- Gil C., Boluda R., Ramos J., 2004. Determination and evaluation of cadmium lead and nickel in greenhouse soils of Almería (Spain). *Chemosphere*, 55, 1027-1034.
- Hartemink E.A., Veldkamp A., Bai Z. 2006. Land cover change and soil fertility in tropical regions. *Proceedings IFA Agricultural Conference*, Kunming, China.
- Herbillon, A.J. and Nahon, D., 1988. Laterites and lateritization processes, in *Iron in Soils and Clay Minerals* eds. Stucki, J.W., Goodman, B.A. & Schwertmann, U., Reidel D., Dordrecht, Netherlands, 779-796.
- Huang P.M., 2004. Soil mineral–organic matter–microorganism interactions : fundamentals and impacts. *Advances in Agronomy*, 82, 391–472.
- Huang P.M., Wang M.K., Kampf N., and Schulze D.G., 2002. Aluminum hydroxides. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, 7, 261–289.
- IEEP, 2009. Report on the implementation of the Sewage Sludge Directive. London, UK : *Institute for European Environmental Policy*, 40 p.

- Imperato M., Adamo P., Naimo D., Arienzo M., Stanzione P., Violante P., 2003. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental Pollution*, 124, 247–256.
- Kaiser H.F., 1960. The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20, 141-151.
- Khresat S., Al-Bakri J. and Al-Tahhan R., 2008. Impacts of land use/cover change on soil properties in the Mediterranean region of northwestern Jordan. *Land Degradation & Development*, 19, 397–407.
- Kidron G.J., Karnieli A., Benenson I., 2010. Degradation of soil fertility following cycles of cotton–cereal cultivation in Mali, West Africa: A first approximation to the problem. *Soil and Tillage Research*, 106 (2), 254-262.
- Komarek, M., Chrastny, V., Stichova, J., 2007. Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soils originating from a smelting area. *Environment International*, 33, 677–684.
- Kos B., Greman H., Lestan D., 2003. Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants. *Plant, Soil and Environment*, 49 (12), 548–553.
- Kouakou K.J., Bekro Y.A., Sika A.E., Baize D., Dogbo D.O., Bounakhla M., Zahry F. and Macaigne P., 2008. Diagnostic d'une contamination par les éléments traces métalliques de l'épinard (*Spinacia oleracea*) cultivé sur des sols maraîchers de la ville d'Abidjan (Côte-d'Ivoire) amendés avec de la fiente de volaille. *European Journal of Scientific Research*, 471-487.
- Lafuente A.L., González C., Quintana J.R., Vázquez A., Romero A., 2008. Mobility of heavy metals in poorly developed carbonate soils in the Mediterranean region. *Geoderma*, 145 (3-4), 238–244.
- Li Y., Wang X.L., Huang G.H., Zhang B.Y., Guo S.H., 2008. Adsorption of Cu and Zn onto Mn/Fe Oxides and Organic Materials in the Extractable Fractions of River Surficial Sediments. *Soil and Sediment Contamination*, 18 (1), 87-101.
- Liu P., Zhao H., Wang L., Liu Z., Wei J., Wang Y., Jiang L., Dong L., Zhang Y., 2011. Analysis of Heavy Metal Sources for Vegetable Soils from Shandong Province, China. *Agricultural Sciences in China*, 10 (1), 109-119.
- Lucho-Constantino C.A., Alvarez-Suarez M., Beltran-Hernandez R.I., Prieto-Garcia F., Poggi-Varaldo H.M., 2005. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environment International*, 31 (3), 313-323.
- Malinowska E., Szefer P., Falandysz J., 2004. Metals bioaccumulation by bay bolete, *Xerocomus badius*, from selected sites in Poland. *Food Chemistry*, 84 (3), 405–416.
- Massas I., Ehaliotis C., Gerontidis S., Sarris E., 2009. Elevated heavy metal concentrations in top soils of an Aegean island town (Greece) : total and available forms, origin and distribution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151, 105-116.
- Mico C., Recatala L., Perisa M., Sanchez J., 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*, 65 (5), 863-872.
- Mombo J.B., 1991. La côte à rias du Gabon septentrional du Komo au Rio Mouni. Cadre physique et morphologie littoral, *Thèse de doctorat, Université Bordeaux III*, 311 p.
- Murtaza G., Ghafoor A., Qadir M., 2008. Accumulation and implications of cadmium, cobalt and manganese in soils and vegetables irrigated with city effluent. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 88, 100–107.
- Njofang C., Matschullat J., Amougou A., Tchouankoué JP, Heilmeier H., 2008. Soil and plant composition in the Noun river catchment basin, Western Cameroon: a contribution to the development of a biogeochemical baseline. *Environmental Geology*, 56 (7), 1427-1436.

- Peyrot B., Clist B., Oslisly R., 1990. Le gisement des "Sablières" de Libreville : Etude morphologique et archéologique d'un site préhistorique de l'estuaire du Gabon. *L'Anthropologie*, 94 (3), 483-498.
- Poozesh V., 2007. Réponse des graminées des prairies permanentes à l'acidité, à l'aluminium et à la fertilisation (N, P) : relations avec les traits fonctionnels, *Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse*, 139 p.
- Ramos-Miras J.J., Roca-Perez L., Guzmán-Palomino M., Boluda R., Gil C., 2011. Background levels and baseline values of available heavy metals in Mediterranean greenhouse soils (Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, in press.
- Rietz D.N., Haynes R.J., 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 845–854.
- Ségalen P., 1966. Le processus de ferrallitisation et ses limites. In : Les sols ferrallitiques. *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie*, 4 (4), 15-20.
- Sharma R.J., Agrawal M., Marshall F., 2008. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66, 258–266.
- Souza Teixeira R., Cambier P., Dias R.D., Peccinini Pinese J.P., Jaulin-Soubelet A., 2010. Mobility of potentially harmful metals in latosols impacted by the municipal solid waste deposit of Londrina, Brazil. *Applied Geochemistry*, 25 (1), 1-15.
- Taylor, S.R., 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28:1273-85.
- Tiwari K.K., Singh N.K., Patel M.P., Tiwari M.R., Rai U.N., 2011. Metal contamination of soil and translocation in vegetables growing under industrial wastewater irrigated agricultural field of Vadodara, Gujarat, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, In Press.
- Uria A.F., Mateo C.L., Roca E., Luisa M., 2009. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. *Journal of Hazardous Materials*, 165, 1008–1015.
- Violante A., Krishnamurti G.S.R. and Huang P.M., 2002. Impact of organic substances on the formation and transformation of metal oxides in soil environments. *Interactions Between Soil Particles and Microorganism : Impact on the Terrestrial Ecosystem*, 8, 133–188.
- Von Uexküll H.R., Mutert. E., 1995. Global extent, development and economic impact of acid soils. *Plant and Soil*, 171 (1), 1-15.
- Wang H., Lu S., 2011. Spatial distribution, source identification and affecting factors of heavy metals contamination in urban-suburban soils of Lishui city, China. *Environmental Earth Sciences*, DOI 10.1007/s12665-011-1005-0.
- Wang J., Zhang C.B., Jin Z.X., 2009. The distribution and phytoavailability of heavy metal fractions in rhizosphere soils of *Paulownia fortunei* (seem) Hems near a Pb/Zn smelter in Guangdong, PR China. *Geoderma*, 148 (3-4), 299–306.
- Zaccone C., Di Caterina R., Rotunno T., Quinto M., 2010. Soil – farming system – food – health : Effect of conventional and organic fertilizers on heavy metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) content in semolina samples. *Soil and Tillage Research*, 107 (2), 97-105.
- Zhang C., 2006. Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns in urban soils in Galway, Ireland. *Environmental Pollution*, 142 (3), 501-511.
- Zhong X.L., Zhou S.L., Zhu Q., Zhao Q.G., 2011. Fraction distribution and bioavailability of soil heavy metals in the Yangtze River Delta—A case study of Kunshan City in Jiangsu Province, China. *Journal of Hazardous Materials*, In Press.

Chapitre 6 : Impact du maraîchage sur la qualité de deux sols urbain et péri-urbain : étude en chronoséquence et en fonction de la profondeur

L'objectif de cette étude était d'évaluer, à l'aide d'un suivi typologique, spatial (en fonction de la profondeur) et temporel (chronoséquence, soit différentes durées d'exploitation), les réponses des indicateurs de qualité des sols aux systèmes court et long de culture maraîchère en plein air. En effet, les résultats du chapitre 5 précédant ont mis en évidence la plus grande vulnérabilité des sols maraîchers cultivés en plein air et le rôle important du temps de culture. Ainsi, afin de pouvoir caractériser plus finement la vulnérabilité des sols maraîchers de la région de Libreville, des prélèvements de différents horizons sur deux sites en plein air et présentant des durée d'exploitation de 5 à 38 ans, sélectionnés parmi les sites étudiés dans le chapitre 5, ont été réalisés.

VI.1. Description des sites étudiés

Les variations dans l'évolution et l'ampleur des propriétés physiques et chimiques des sols travaillés seront comparées avec les propriétés similaires des sols témoins. Les sites sélectionnés pour cette étude sont le site urbain des Charbonnages et le site périurbain de Ntoun. Le site des Charbonnages est composé d'un sol témoin nommé désormais **TC**, d'un sol cultivé depuis 5 ans **SC** et d'un sol cultivé depuis 10 ans **HC**. Chaque sol est prélevé en trois points sur deux horizons (0-20 et 20-40 cm). Le site de Ntoun est composé d'un sol témoin issu d'une forêt originelle **TSA1**, d'un second sol témoin issu d'une forêt secondaire **TSA2** et d'un sol cultivé depuis 38 ans **SA**. Le deuxième témoin TSA2, correspond à une des parties aménagées pour le maraîchage mais qui n'a jamais été cultivée. Ainsi la surface du sol y avait été décapée, des apports minéralogiques et organiques effectués, mais comme aucune culture n'a été réalisée, une forêt secondaire s'y est développée au cours du temps. Chaque sol est prélevé en trois points sur trois horizons (0-20, 20-40 et 40-60 cm).

Dans chaque cas, le premier horizon portera le nom du sol, ainsi que les deux autres mais précédés du chiffre correspondant au rang de l'horizon. Par exemple, les horizons du sol

TSA1 seront dénommés **TSA1** (horizon 0-20 cm), **2TSA1** (horizon 20-40 cm) et **3TSA1** (horizon 40-60 cm).

L'histoire des sols de Charbonnages et Ntoun de ce chapitre est relatée dans la section II.3.4. Le tableau VI.1 présente les sols et horizons étudiés sur les deux sites.

Tableau VI.1 : Sols étudiés en chronoséquence et en profondeur à Charbonnages et Ntoun

Site	Sol DESIGNATION	Horizon (cm)/DESIGNATION
Charbonnages	Témoin TC	0-20/ TC
		20-40/ 2TC
	Cultivé 5 ans SC	0-20/ SC
		20-40/ 2SC
	Cultivé 10 ans HC	0-20/ HC
		20-40/ 2HC
Ntoun	Forêt originelle TSA1	0-20/ TSA1
		20-40/ 2TSA1
		40-60/ 3TSA1
	Forêt secondaire TSA2	0-20/ TSA2
		20-40/ 2TSA2
		40-60/ 3TSA2
	Cultivé 38 ans SA	0-20/ SA
		20-40/ 2SA
		40-60/ 3SA

Toutes les données ont été traitées statistiquement par analyse de variance (ANOVA) à un facteur quand l'analyse du paramètre a été réalisée seulement dans l'horizon de surface, ou ANOVA à mesures répétées quand le paramètre a été analysé dans 2 horizons au moins, suivie de tests de comparaisons multiples. Les valeurs de probabilité p sont données dans le texte en comparaison de l'utilisation des terres, de la profondeur, de la durée des cultures et de leurs interactions. Un degré de probabilité de 0,05 a été considéré comme significatif.

VI.2. Impact sur les propriétés physico-chimiques (détails des valeurs en Annexes D)

Les propriétés physico-chimiques des sols, la p-value et la variance F de Fisher-Snedecor sont présentées dans l'Annexe D. La discussion qui suit s'appuiera quelques fois sur le Tableau VI.2 qui donne un échelonnage de propriétés des sols tropicaux de très faible à très élevé (Landon, 1991).

Tableau VI.2 : Niveaux de classification pour différents éléments dans les sols tropicaux
(Landon, 1991)

	Très faible	Faible	Moyen	Elevé	Très élevé
pH		< 5,5	5,5-7,0	> 7,0	
CEC (cmol/kg)	< 5	5-15	15-25	25-40	> 40
C (%)		< 2,3	2,3-5,8	> 5,8	
P_{ass} (mg/kg)		< 5	5-15	> 15	
N (g/kg)	< 1	1-2	2-5	5-10	> 1.0
Ca_{éch} (cmol/kg)		< 4	4-10	> 10	
Mg_{éch} (cmol/kg)		< 0,5	0,5-4,0	> 4,0	
K_{éch} (cmol/kg)		< 0,2	0,2-0,6	> 0,6	
Cu_{dispo} (mg/kg)		< 6		> 100	
Fe (mg/kg)			200-100 000		
Mn (mg/kg)				> 2000	
Zn (mg/kg)			2-50	> 150	

VI.2.1. Granulométrie

Sur le site de Charbonnages (figure VI.1), le taux de sable est significativement plus élevé dans le sol témoin et plus bas dans le sol cultivé depuis 10 ans ($p < 0,001$ et $F = 32,2$) ; le taux de limons est plus élevé dans le sol cultivé depuis 5 ans et plus bas dans le sol témoin ($p < 0,001$ et $F = 105,6$) ; le taux d'argile est plus élevé dans le sol cultivé depuis 10 ans ($p < 0,001$ et $F = 22,3$). Il n'y a aucune variation significative pour la granulométrie des différents horizons d'un même sol. Les cultures au bout de 10 ans ont ainsi eu pour effet une diminution de la teneur en sables dans les deux horizons (de 80% à 68% et de 81% à 67%) et une augmentation de la teneur en argiles dans les deux horizons (de 9% à 20% et de 10% à 21%).

Sur le site de Ntoun et sur un même sol, des variations de la granulométrie sont observées entre la couche de surface et l'horizon profond 40-60 cm (Figure VI.2). Ainsi, dans la forêt primaire TSA1, la teneur en sable augmente avec la profondeur (de 25 à 40% ; $p = 0,037$ et $F = 6,0$) ; dans la forêt secondaire TSA2, le taux d'argile augmente avec la profondeur (de 13% à 21% ; $p = 0,030$ et $F = 4,1$) ; dans le sol cultivé SA, la teneur en argile augmente (de 14% à 22% ; $p = 0,019$ et $F = 8,3$) et le taux de sable diminue (de 58 à 50% ; $p = 0,041$ et $F = 5,7$) avec la profondeur. Quel que soit l'horizon considéré, le taux de sable est plus élevé dans le sol cultivé ($p < 0,001$ et $F = 52,6$) et le taux d'argile plus élevé dans le sol de la forêt primaire ($p < 0,001$ et $F = 62,6$). L'utilisation pour le maraîchage des terres de Ntoun a conduit à

quelques changements texturaux significatifs. Le processus de déforestation-reforestation a eu pour conséquence une augmentation de la teneur en sable et limon et une diminution de la teneur en argiles. La transformation des terres de Ntoun en sols maraîchers a conduit à une augmentation de la teneur en sables et à une diminution de la teneur en limons et argiles dans le sol. Sur le site de Ntoun, le pourcentage d'argile augmente avec la profondeur dans la forêt secondaire et le sol cultivé. Le travail du sol entraîne donc une translocation de l'argile vers les couches profondes.

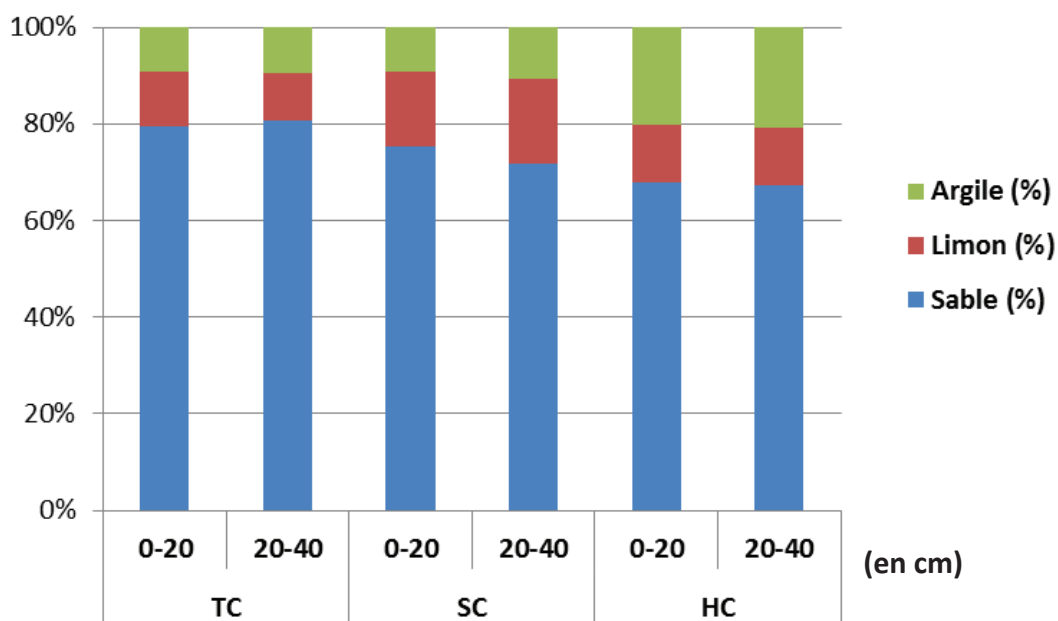


Figure VI.1 : Granulométrie des sols de Charbonnages

La texture des sols des deux sites a évolué différemment après leur utilisation. Ainsi, l'usage des sols de Charbonnages a conduit à une diminution de la teneur en sables et une augmentation de la teneur en argiles (les variations ne sont pas significatives pour les limons) et, sur les sols de Ntoun, une augmentation de la teneur en sables et une diminution de la teneur en limons et argiles. Plusieurs auteurs ont également constaté que le travail de la terre, en particulier l'utilisation intensive des terres cultivées, affecte la granulométrie du sol (Agoumé et Birang, 2009 ; Béliveau et *al.*, 2009 ; Béliveau, 2008 ; Kauffmann et *al.*, 1998 ; Korkanc et *al.*, 2008 ; Lemenih et *al.*, 2005 ; Voundi Nkana et Tonye, 2003). Une diminution du taux d'argile dans le sol comme c'est le cas sur le site de Ntoun pourrait entraîner une réduction de la densité et de la porosité, une rétention plus importante de l'eau (difficulté d'infiltration) et une réduction du drainage (Mubarak et *al.*, 2005).

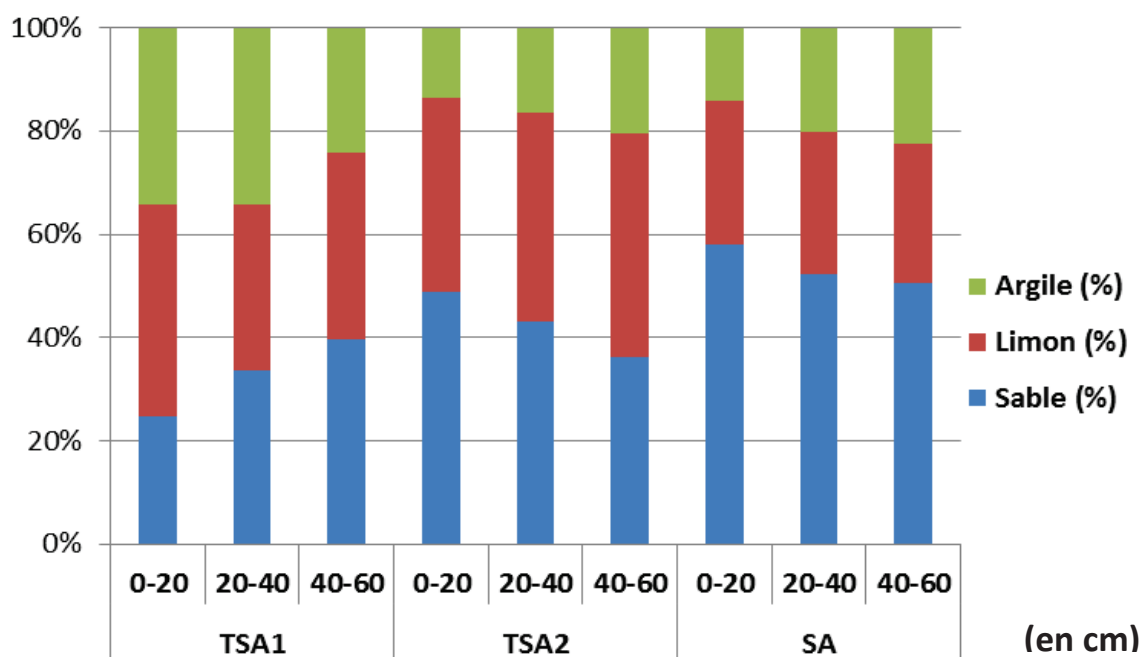


Figure VI.2 : Granulométrie des sols de Ntoun

VI.2.2. Densité, porosité et teneur en eau au champ

La densité apparente a été déterminée pour toutes les couches des sols. A cette analyse, nous avons associé celles de la porosité et de la teneur en eau au champ pour les couches de surface dans le but d'avoir une idée du comportement de ces propriétés dans le sol.

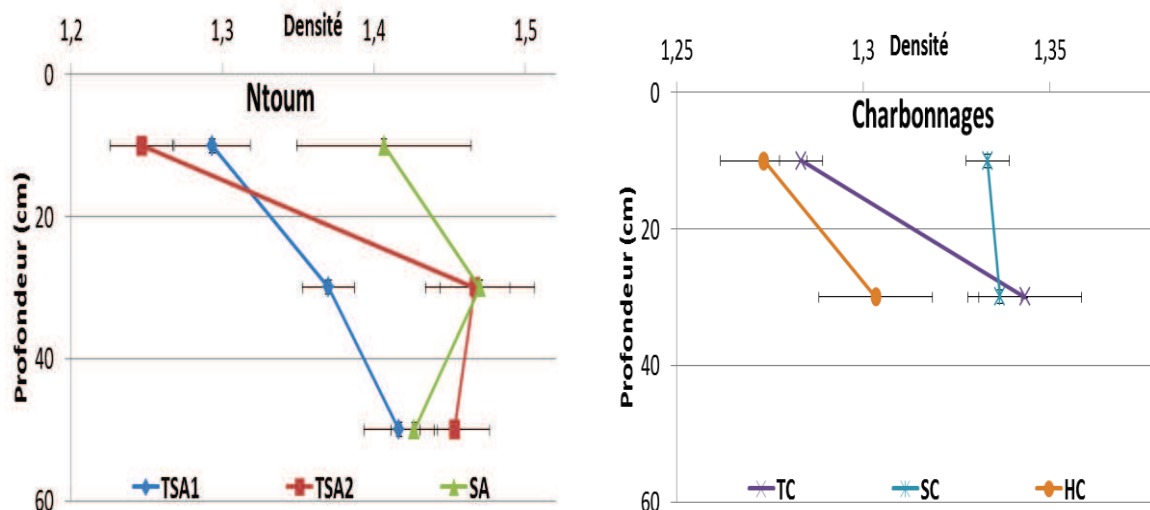


Figure VI.3 : Densité des sols de Charbonnages et Ntoun

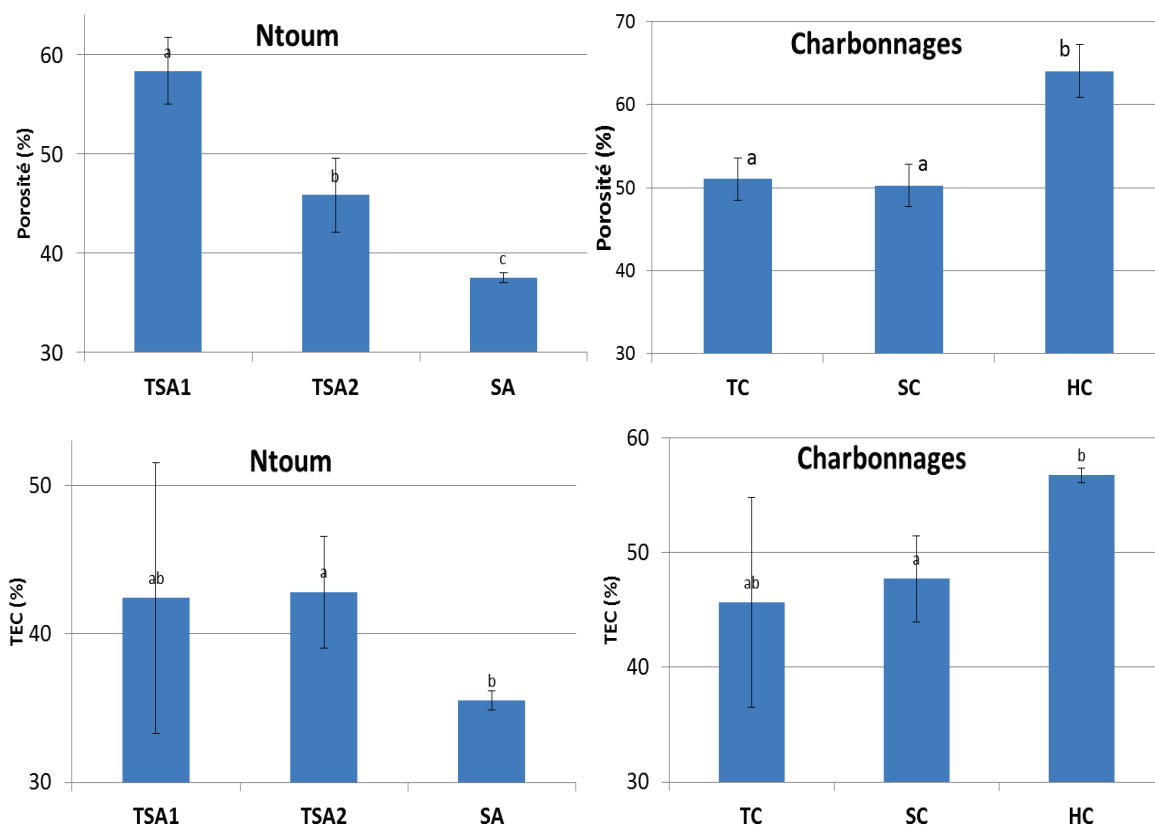


Figure VI.4 : Porosité et teneur en eau au champ (TEC) des horizons de surface des sols de Charbonnages et Ntoun

Sur le site de Charbonnages (figure VI.2), la densité varie entre 1,27 et 1,34, la porosité entre 50,3 et 64,0% et la TEC entre 45,7 et 56,8%. Les trois paramètres sont significativement différents entre les sols témoin et cultivé depuis 10 ans (HC) en surface. Ainsi, la densité du sol augmente avec la profondeur ($p = 0,003$ et $F = 41,3$). Par rapport au sol témoin, elle décroît dans le sol cultivé depuis 10 ans ($p < 0,001$ et $F = 26,8$) qui présente par ailleurs les pourcentages les plus élevés de porosité et de TEC (64, 0% avec $p = 0,003$ et $F = 17,5$, et 56,8% avec $p = 0,008$ et $F = 11,8$ respectivement).

Sur le site de Ntoun, la densité apparente varie entre 1,25 et 1,47, la porosité entre 37,6 et 58,4% et la teneur en eau au champ entre 35,5 et 42,8%. La densité et la porosité sont significativement différentes d'un sol à l'autre en surface ($p < 0,001$ et $F = 13,3$ pour la densité, et $p < 0,001$ et $F = 38,9$ pour la porosité) et, dans un sol, d'un horizon à l'autre ($p < 0,001$ et $F = 60,0$). Le travail du sol a eu comme conséquence une augmentation de la densité apparente du sol, en particulier dans les couches supérieures (0-20 et 20-40 cm) et une diminution de la porosité allant de 58,4% dans la forêt originelle à 45,9% dans la forêt

secondaire et 37,6% dans le sol cultivé. Il n'existe pas de différence significative pour la TEC dans les sols de ce site.

Il est admis que les principaux objectifs qui justifient le travail du sol sont la réduction de la densité apparente et l'augmentation de la résistance du sol à lutter contre les ravageurs et les maladies (Hill, 1990 ; Mubarak *et al.*, 2005). Si le travail du sol conduit à élever la densité du sol, la teneur en argile augmente aussi et il se forme un pan dur sous la couche arable qui, dans le cas des cultures, limite la pénétration des racines et de l'eau (Singh et Singh, 1996). La fraction argileuse sur le site de Ntoun est susceptible d'avoir diminué à cause de l'érosion et de la migration des particules fines dans les couches profondes du sol. Cette dernière est d'autant plus évidente que, dans les deux sols travaillés, le taux d'argile des couches profondes est plus élevé que celui de l'horizon de surface (Abbasi *et al.*, 2007). Martinez-Mena *et al.* (2002) ont observé qu'il y avait 10 à 20% de particules de sable de plus dans les sols nus par rapport aux sols couverts par une végétation naturelle. Ils expliquent que les gouttes de pluie, dont l'impact au contact du sol est de loin plus important sur le sol cultivé (sol sans couvert végétal), sont en grande partie responsables de cette différence. De plus, la perte de la matière organique en l'absence d'une couverture végétale entraîne un tassement du sol et, par conséquent, un transfert des particules fines vers les couches profondes ou vers d'autres régions par l'érosion, laissant ainsi les plus grosses particules sur le site (Abbasi *et al.*, 2007). Les résultats obtenus montrent que le site de Charbonnages ne présente pas encore les signes décrits ci-dessus. En revanche, une surveillance du sol cultivé de Ntoun paraît nécessaire car les pratiques culturales ont déjà diminué la teneur en eau du sol et donc réduit l'aération. Ceci pourrait avoir affecté les organismes qui ont des fonctions importantes dans les sols tels que le cycle nutritif et la décomposition des matières organiques (Kladivko, 2001).

VI.2.3. pH

La Figure VI.5. montre que le sol témoin de Charbonnages est acide alors que celui de Ntoun est légèrement alcalin. On a ainsi les valeurs maximales, pour le pH_{eau} , de 5,7 sur Charbonnages et 7,6 à Ntoun, et pour pH_{KCl} , de 5,1 sur Charbonnages et 7,0 à Ntoun.

Sur le site des Charbonnages (Figure VI.5a), pH_{eau} décroît avec la profondeur dans le sol témoin ($p < 0,001$ et $F = 1012,5$) et le sol cultivé depuis 5 ans ($p = 0,040$ et $F = 9,0$). Le sol cultivé depuis 10 ans a des valeurs de pH qui ne sont pas significativement différentes entre les

deux horizons ($pH_{\text{eau}} = 4,4-4,5$ et $pH_{\text{KCl}} = 3,7-3,8$). Pour un horizon donné, pH_{eau} est plus élevé dans le sol cultivé depuis 5 ans et plus bas dans le sol cultivé depuis 10 ans ($p < 0,001$ et $F = 104,2$). Les systèmes culturaux sur le site semblent donc améliorer à court terme le pH et, à plus long terme, acidifier le sol.

Sur le site de Ntoun (Figure VI.5b), pour un horizon donné, la valeur de pH_{eau} est plus élevée dans le sol de la forêt primaire et plus faible dans le sol cultivé ($p < 0,001$ et $F = 106,1$). Elle diminue avec la profondeur dans chaque sol ($p = 0,016$ et $F = 8,8$). On peut noter les mêmes observations pour pH_{KCl} ($p < 0,001$ et $F = 68,6$, et $p = 0,018$ et $F = 8,5$ respectivement). Le travail du sol a donc conduit à un abaissement du pH dans le sol. Cette diminution est plus importante sur le sol cultivé où elle est, par rapport au témoin TSA1, de 1,8 à 2,1.

Dans tous les sols étudiés, pH_{eau} est plus grand que pH_{KCl} . ΔpH est donc toujours positif. Ceci indique que les minéraux du sol portent des charges négatives et, dans ce cas, ils retiennent des cations libres dans la solution du sol. En général, le travail du sol ne semble pas avoir fait varier significativement ΔpH dans les sols des deux sites. Seul le sol cultivé depuis 5 ans SC a montré un accroissement significatif de ce paramètre dans ses deux horizons, passant de 0,6 à 0,9 et de 0,6 à 1,0 dans les couches 0-20 et 20-40 cm respectivement sur le site de Ntoun ($p < 0,001$ et $F = 35,8$).

Le pH des sols cultivés depuis longtemps (durée des cultures de 10 ans sur le site de Charbonnages et 38 ans sur le site de Ntoun) était plus bas que celui des autres sols. Plusieurs auteurs ont plutôt constaté que la culture entraînait une élévation du pH du sol (Haynes et *al.*, 2003 ; Khresat et *al.*, 2008 ; Sa et *al.*, 2009) grâce aux intrants agricoles apportés et aux résidus de cultures. La baisse du pH dans la couche de surface est associée à la perte relative de la matière organique du sol et à la variation des fractions granulométriques dans le sol. En effet, pH_{eau} est significativement corrélé, sur le site de Charbonnages, au COT (0,594) et aux fractions granulométriques limoneuse (0,554) et argileuse (-0,646), et sur le site de Ntoun, au COT (0,360) et aux fractions granulométriques sableuse (-0,677) et limoneuse (0,718), montrant que la matière organique et la granulométrie du sol contribuent de manière significative au changement de pH du sol.

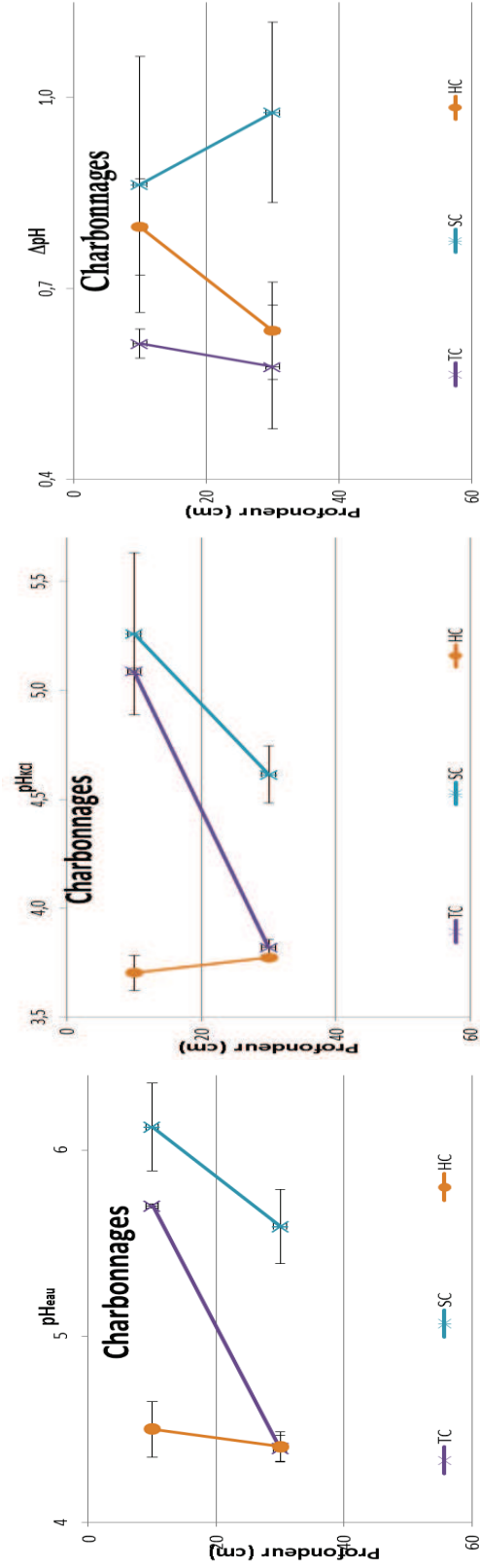


Figure VI.5a : pH des sols de Charbonnages

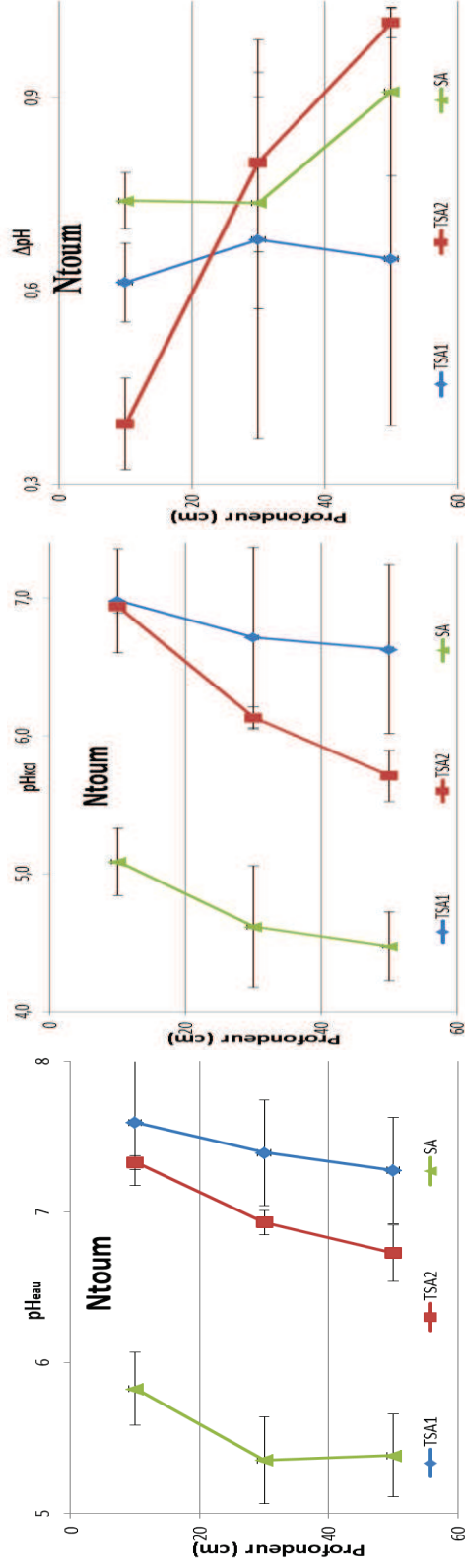


Figure VI.5b : pH des sols de Ntoum

VI.2.4. Minéralogie des sols de Charbonnages et Ntoun

L'analyse minéralogique a été conduite sur la couche arable des sols afin d'identifier l'effet du travail sur la minéralogie à la surface du sol. La comparaison des spectres obtenus est présentée par la Figure VI.4. La décomposition des diffractogrammes a permis d'identifier la présence d'un minéral argileux, la *kaolinite* $\text{Al}_2\text{O}_3(\text{SiO}_2)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, de deux oxydes de titane TiO_2 , l'*anatase* et la *rutile*, d'un hydroxyde d'aluminium, la *gibbsite* $\text{Al}(\text{OH})_3$, d'un oxyhydroxyde de fer, la *goethite* $\text{FeO}(\text{OH})$ et d'un carbonate de calcium, la *calcite* CaCO_3 . Ces sols ferrallitiques sont dominés par la présence de la kaolinite. La teneur de la goethite, à l'exception du témoin de Charbonnages, y est plus élevée que le quartz.

Une accumulation plus ou moins importante de pics est observée entre 10 et 15 Å. Afin de déterminer la nature des minéraux responsables de la présence de ces pics, des pâtes orientées préparées à partir de la fraction fine de trois sols dont le spectre contient cette accumulation de pics (TC et HC à Charbonnages et TSA2 à Ntoun) ont été séparément traitées à l'éthylène glycol pendant 24 heures et thermiquement à 550°C pendant une heure, et ensuite examinées par DRX. Comme le montre la Figure VI.7, deux pics sont observés :

- Une réflexion autour de 10Å dans le spectre de l'échantillon normal qui demeure après les traitements à l'éthylène glycol et thermique (et augmente en s'affinant lors du traitement à l'éthylène glycol). D'où l'identification de l'illite (Mezni et *al.*, 2011) de formule $(\text{K}, \text{H}_3\text{O})(\text{Al}, \text{Mg}, \text{Fe})_2(\text{Si}, \text{Al})_4\text{O}_{10}[(\text{OH})_2, (\text{H}_2\text{O})]$,
- Une réflexion de faible intensité à 14,19Å qui demeure après le traitement à l'éthylène glycol mais a tendance à s'aplatir après le traitement thermique. De plus après ce dernier traitement, un pic de faible intensité est observé à 7Å. Ces observations indiquent la présence de chlorites (Ngun et *al.*, 2011) de formule $(\text{Mg}, \text{Fe}, \text{Mn}, \text{Al})_{12}((\text{Si}, \text{Al})_8\text{O}_{20})(\text{OH})_{16}$.

La comparaison, à partir des spectres des échantillons bruts, entre les pics de l'illite et des chlorites et celle de la kaolinite, minéral le plus abondant, indiquerait que ces argiles sont en faible quantité dans le sol cultivé depuis 10 ans HC à Charbonnages et dans tous les sols de Ntoun, et les plus abondants dans les deux autres sol TC et SC de Charbonnages.

Tous les minéraux identifiés, à l'exception de la calcite, se trouvent dans l'horizon de surface des trois sols de Charbonnages. On peut observer une aire des pics de la kaolinite plus grande dans le sol cultivé depuis 10 ans que dans les autres sols. A l'opposé, l'aire des pics de l'illite,

des chlorites et du quartz est plus petite dans ce sol que celle des sols témoin et cultivé depuis 5 ans. La concentration d'un minéral étant proportionnelle à la surface des pics diffractométriques, on peut dire qu'il y a plus de kaolinite (et donc une fraction argileuse plus grande) et moins d'illite, de chlorites et surtout de quartz (et donc une fraction sableuse plus faible) dans le sol cultivé depuis 10 ans que dans les autres sols. Ce qui est en accord avec les données granulométriques (Voir section VI.1.1.) qui ont indiqué que le sol cultivé depuis 10 ans était significativement moins sableux que les deux autres sols.

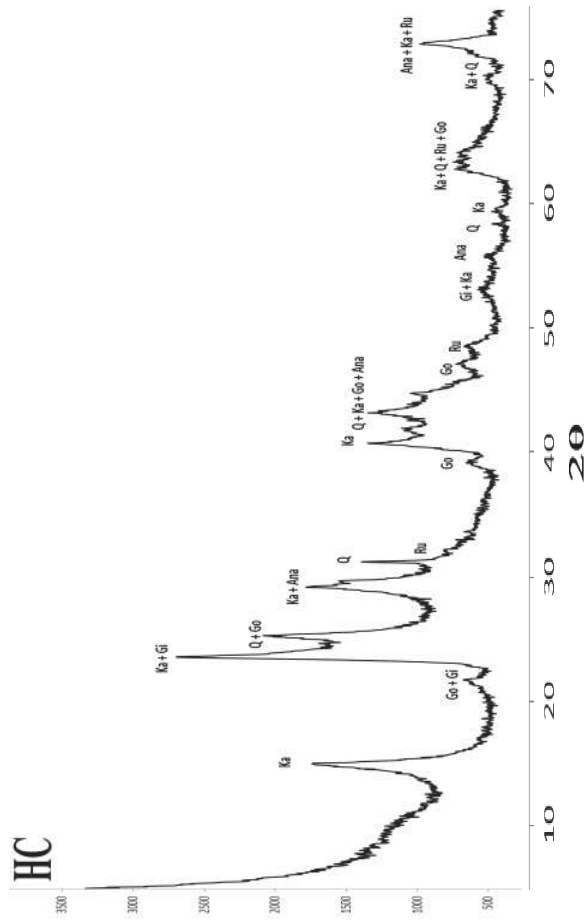
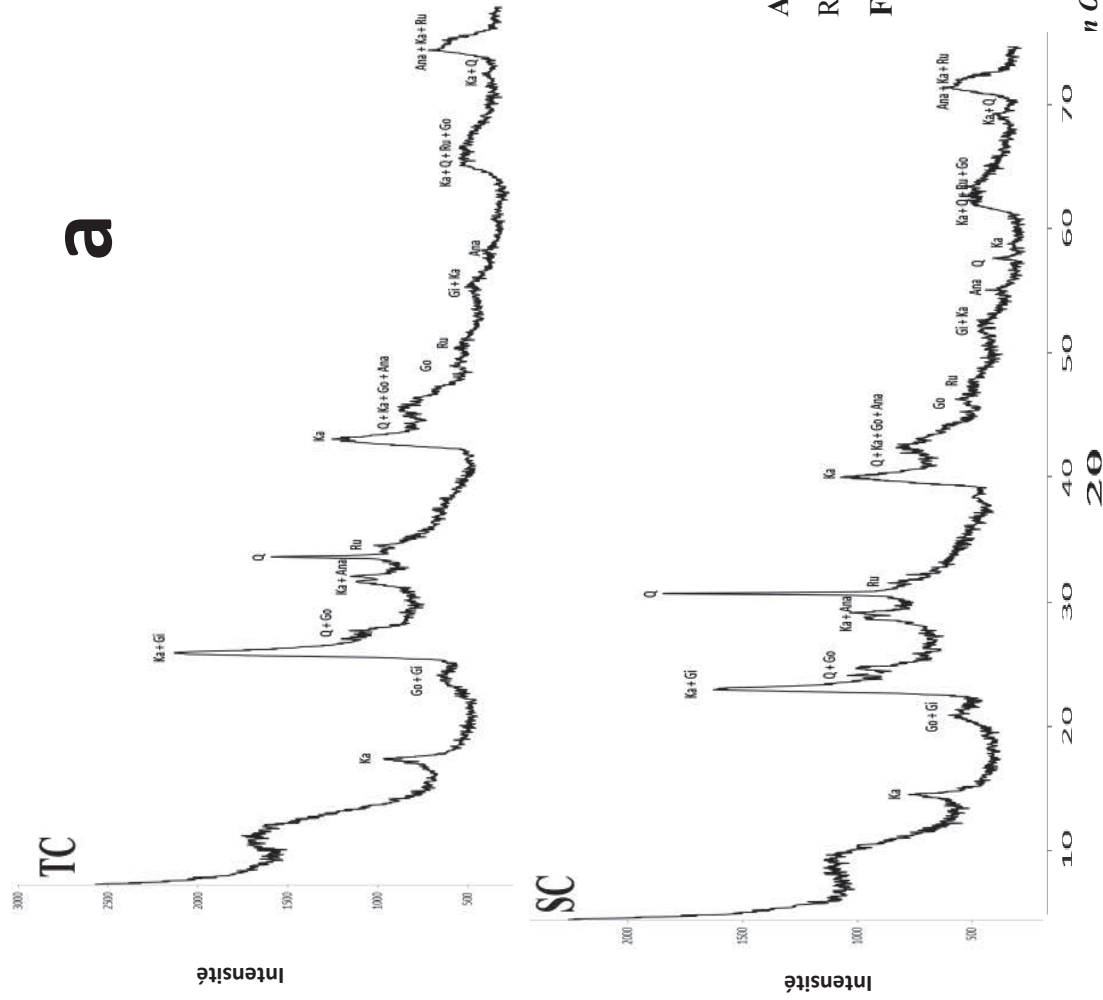
Pour le site de Ntoun, les deux premières profondeurs (0-20 et 20-40 cm) ont été étudiées en détail par DRX normale (Figure 8). Les spectres des trois sols de Ntoun sont similaires à l'exception de la présence des pics correspondant à la calcite dans le sol de la forêt primaire qui sont invisibles dans les deux autres sols. De même, la calcite ne semble pas exister dans les couches profondes de tous les sols de Ntoun comme le montre la Figure VI.8. Ces observations signifieraient que ce minéral n'y est pas naturellement présent. Alors, d'où provient-il ?

A quelques centaines de mètres du site maraîcher, se trouve la CIMGABON, une société de production de ciments. Celle-ci exploite une carrière en dynamitant une roche calcaire à ciel ouvert. Les fragments issus de ce dynamitage sont en partie projetés sur le site. Il est évident qu'ils retombent plus fréquemment sur le sol de la forêt primaire qui est situé entre la cimenterie et le site maraîcher. La proximité à CIMGABON et l'absence de modification du sol de la forêt primaire semblent être la raison la plus probable de la présence de la calcite à la surface de ce sol.

Le Tableau VI.3 résume les observations sur la minéralogie des sols étudiés et donne leur composition semi-quantitative.

VI.2.5. Carbone organique total (COT)

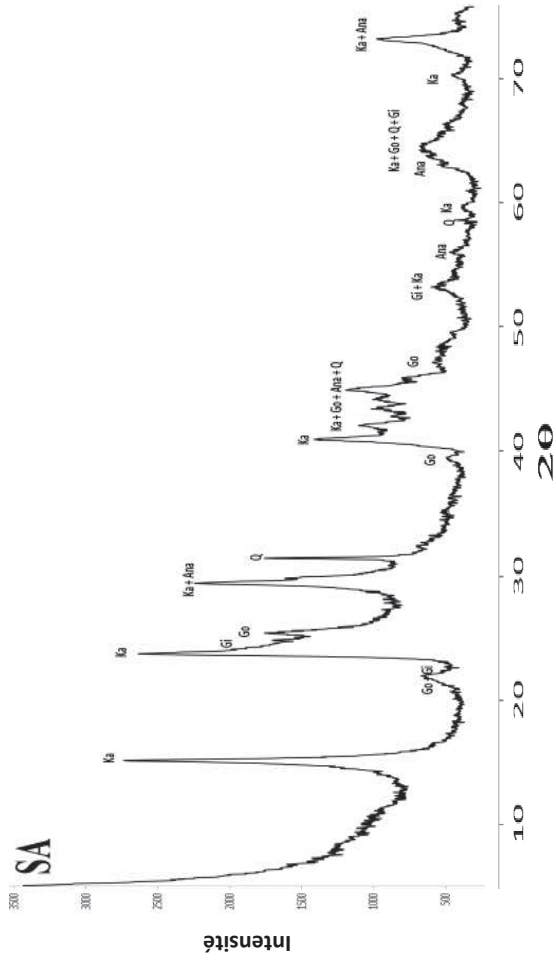
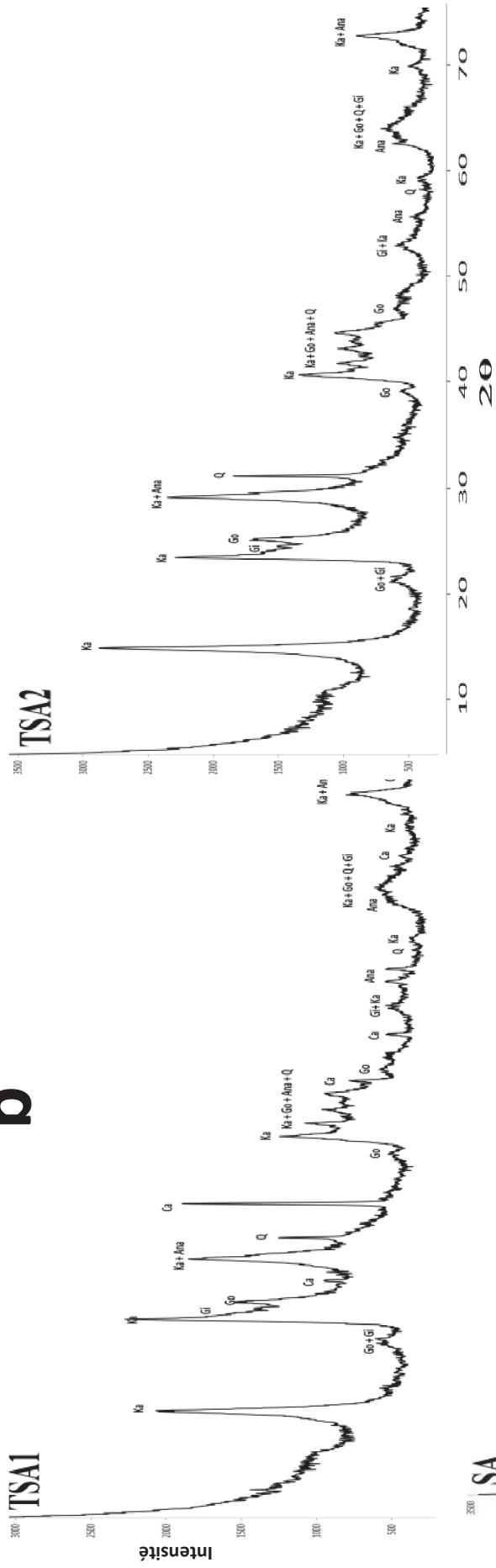
La concentration du COT dans les sols du site de Charbonnages varie entre 6,0 et 12,0 g/kg. Elle est significativement plus élevée à la surface par rapport à la couche 20-40 cm ($p = 0,020$ et $F = 14,1$). Il n'y a pas de différence significative entre le sol témoin TC et le sol cultivé depuis 5 ans SC. Par contre, on constate une baisse significative dans l'horizon de surface du sol cultivé depuis 10 ans HC, passant ainsi de 12,0 à 7,2 g/kg ($p = 0,030$ et $F = 5,57$). Les pratiques culturales adoptées par les maraîchers conduisent à terme à une baisse significative de la teneur du COT dans le sol jusqu'à 40 cm de profondeur après 10 ans d'exploitation.



Ana : Anatase ; Gi : Gibbsite ; Go : Goethite ; Ka : Kaolinite ; Q : Quartz ; Ru : Rutile

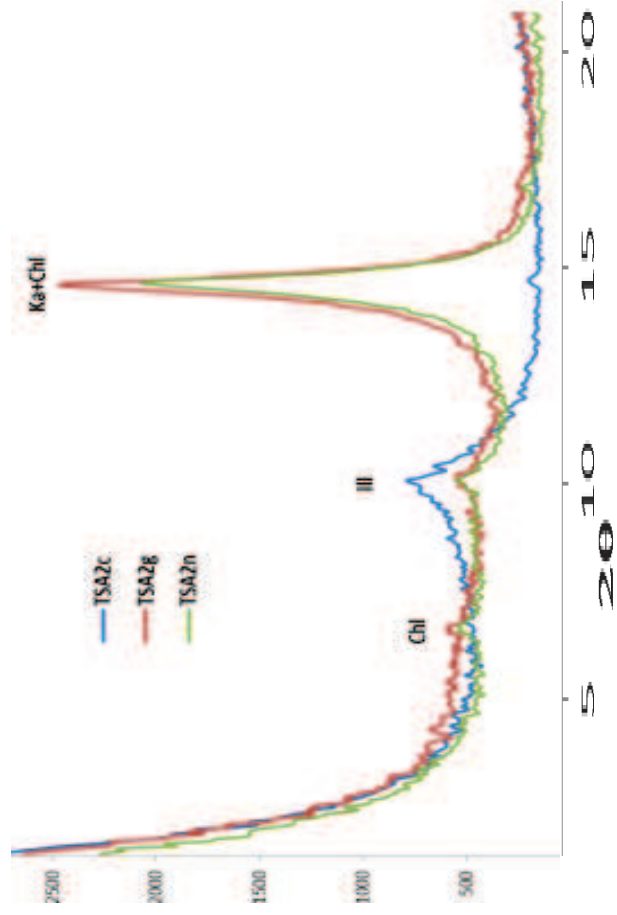
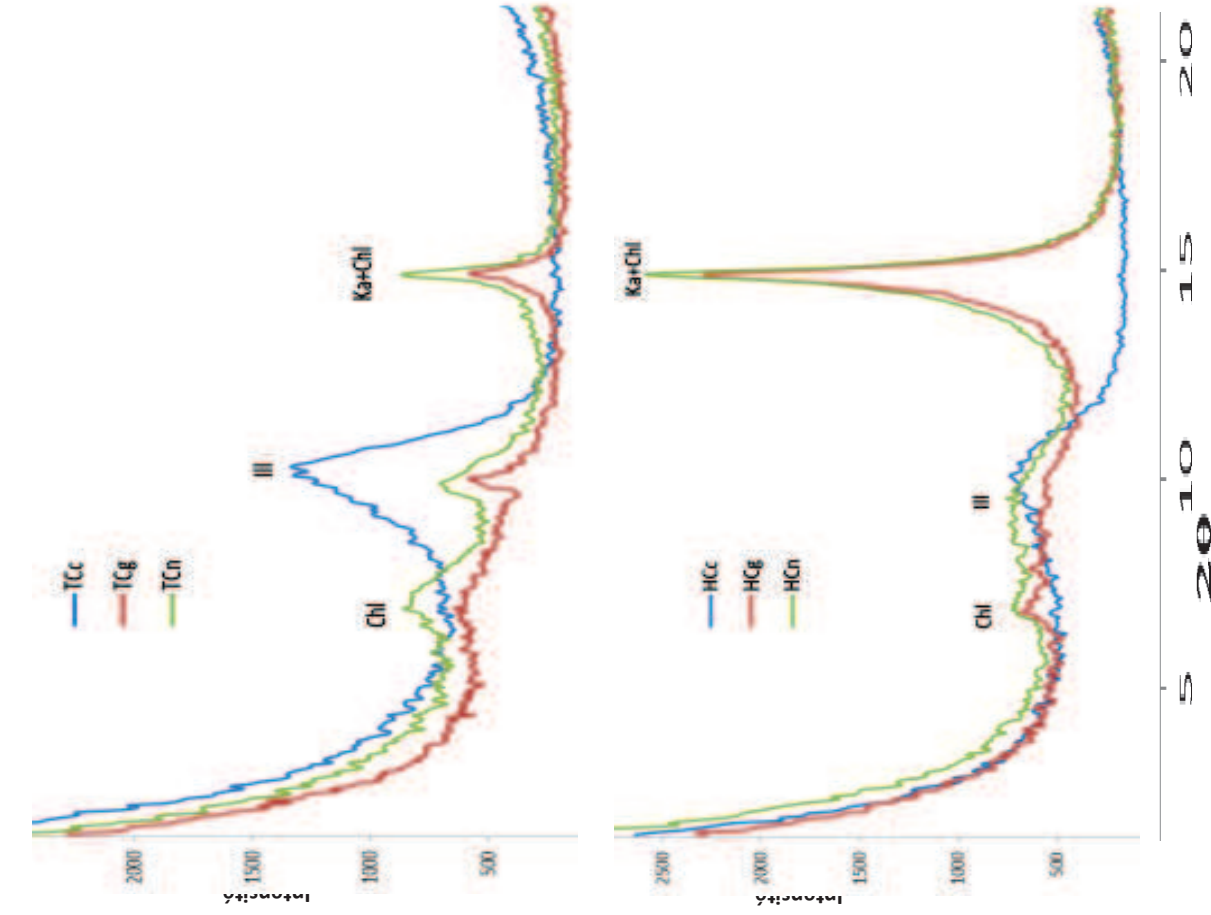
Figure VI.6a : Spectres DRX de la couche arable des sols de Charbonnages

b



Ana : Anatase ; Ca : Calcite ; Gi : Gibbsite ; Go : Goethite ; Ka : Kaolinite ;
 Q : Quartz ; Ru : Rutile

Figure VI.6b : Spectres DRX de la couche arable des sols de Ntoun



Ill : Illite ; **Chl** : Chlorites ; **Ka** : Kaolinite ; **n** : normal ; **g** : traitement à l'éthylène glycol ; **c** traitement thermique à 500°C

Figure VI.7 : Spectres DRX de la fraction argileuse de TC, HC (Charbonnages) et TSA2 (Ntoum)

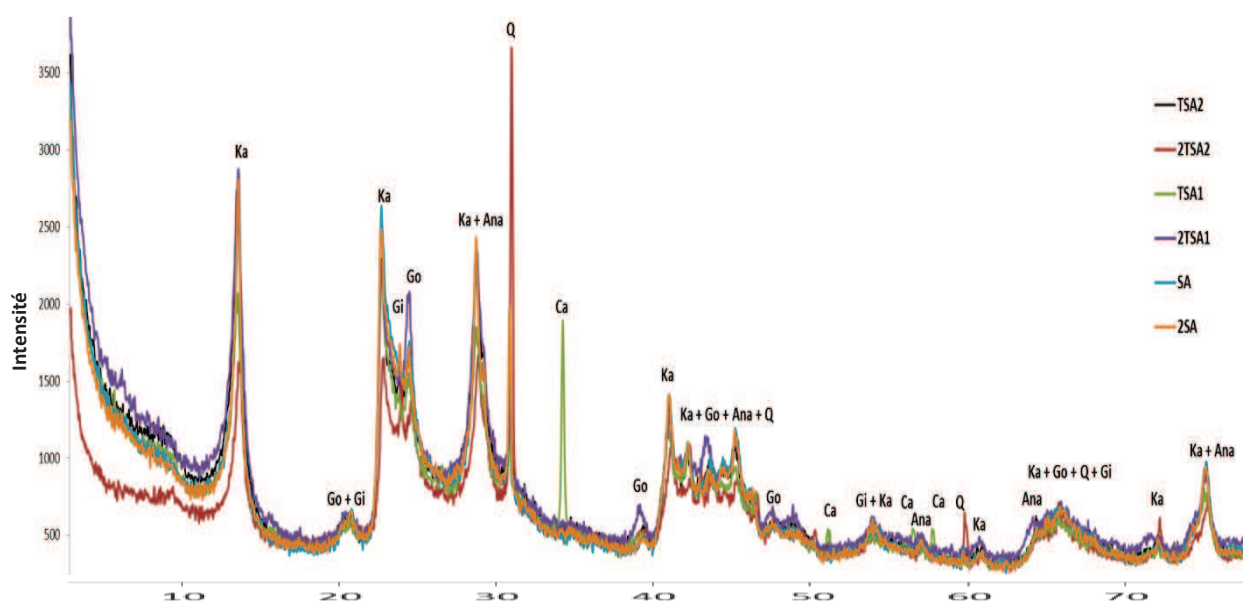


Figure VI.8 : Spectres DRX de deux couches (0-20 et 20-40 cm) des sols de Ntoun

Tableau VI.3 : Composition minéralogique semi-quantitative de la fraction argileuse des sols étudiés

SITE	Sol	Kaolinite	Illite + chlorites	Goethite	Quartz	Anatase	Gibbsite	Rutile	Calcite
CHABONNAGES	Témoin	+	++	-	+	-	-	nd	nd
	Cultivé depuis 5 ans	+	++	-	+	-	nd	-	nd
	Cultivé depuis 10 ans	++	-	++	-	-	-	nd	nd
NTOUN	Forêt primaire	++	-	+	-	-	-	nd	+
	Forêt secondaire	+++	-	+	-	-	-	nd	nd
	Cultivé	+++	-	+	-	-	-	nd	nd

Quantité relative : +++ > 40%; ++ = 25–40%; + = 10–25%; - : < 10%; nd = non détecté

La concentration du COT dans les sols du site de Ntoun varie entre 3,6 et 26,2 g/kg. Elle diminue avec la profondeur dans tous les sols ($p < 0,001$ et $F = 151,4$). L'horizon de surface des sols des forêts présente les plus grandes concentrations de COT (26,0 g/kg pour le témoin et 26,2 g/kg pour la forêt secondaire). Ces valeurs diminuent considérablement dès la couche 20-40 cm, passant à 7,3 g/kg pour le sol de la forêt primaire et 7,4 g/kg pour celui de la forêt

secondaire. Pour un horizon donné, la teneur du COT dans le sol de la forêt primaire n'est pas significativement différente de celle de la forêt secondaire. L'horizon de surface du sol cultivé présente une concentration du COT de 13,6 g/kg. Elle est significativement différente de celle de la forêt primaire ($p = 0,009$ et $F = 17,5$) et le rapport entre elle est de 1,9. Ce qui suggère que les pratiques culturales adoptées sur ce site contribuent à un appauvrissement du sol en carbone organique essentiellement en surface.

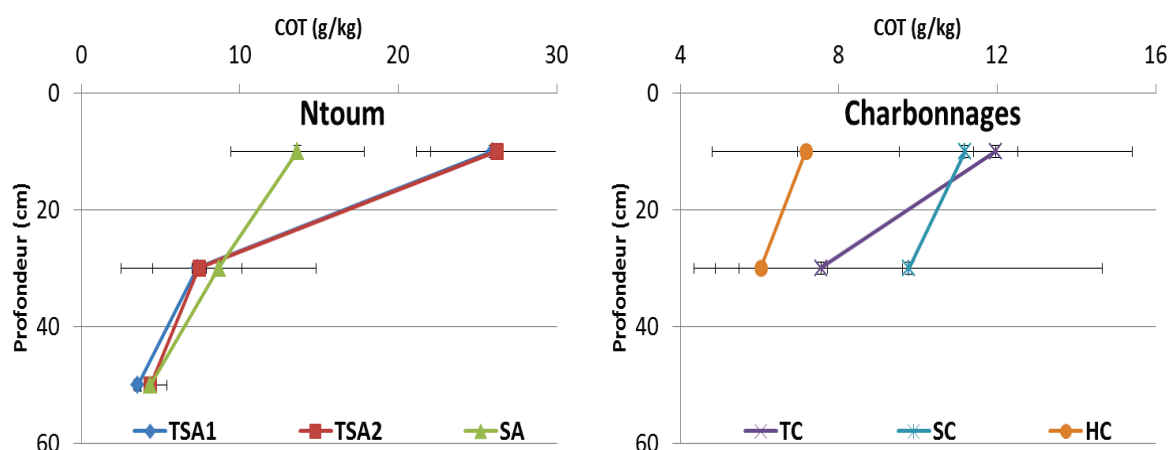


Figure VI.9 : Carbone organique total (COT) en g/kg des sols de Charbonnages et Ntoun

D'après les normes (Tableau VI.2) rapportées par Landon (1991), les sols de Libreville et Ntoun sont peu humifères (Figure VI.9) car la teneur en carbone organique est, à l'exception de l'horizon de surface des sols de forêts, toujours inférieure à 23 g/kg. La teneur en carbone organique obtenue sur les deux sites indique que la matière organique pourrait constituer un facteur limitant pour la qualité des sols si des systèmes de gestion adéquats ne sont pas adoptés (Mbonigaba Muhinda et *al.*, 2009). La matière organique dans les sols cultivés a moins de protection physique que dans les sols des forêts à cause de la suppression de grandes quantités de biomasse pendant la culture, de la qualité des intrants agricoles et de la combinaison de sa décomposition et de sa minéralisation plus rapides dans le sol (Mills et Fey 2003). Les coefficients de détermination montrent qu'il n'y a pas de corrélation significative sur le site de Charbonnages entre la matière organique et les paramètres densité, porosité et TEC. Par contre, à la surface des sols du site de Ntoun, MO est significativement corrélée à la densité (-0,830), à la porosité (0,770) et à la TEC (0,895). Sur ce site, le sol sous culture a une densité plus élevée (1,41) et une porosité plus faible (37,6%) que celles des sols de forêts. Ces observations ont déjà été rapportées par Abbasi et *al.* (2007) et Celik (2005). La perte de MO à cause des cultures a augmenté la densité et diminué la porosité. La corrélation

significative entre ces paramètres montre que le changement de la densité et de la porosité est en grande partie dû à la teneur en MO dans le sol.

VI.2.6. Azote total Kjeldahl NTK

Sur les deux sites, la teneur en NTK diminue significativement avec la profondeur, à l'exception du sol témoin des Charbonnages où $p = 0,061$ ($F = 6,7$) (figure VI.10).

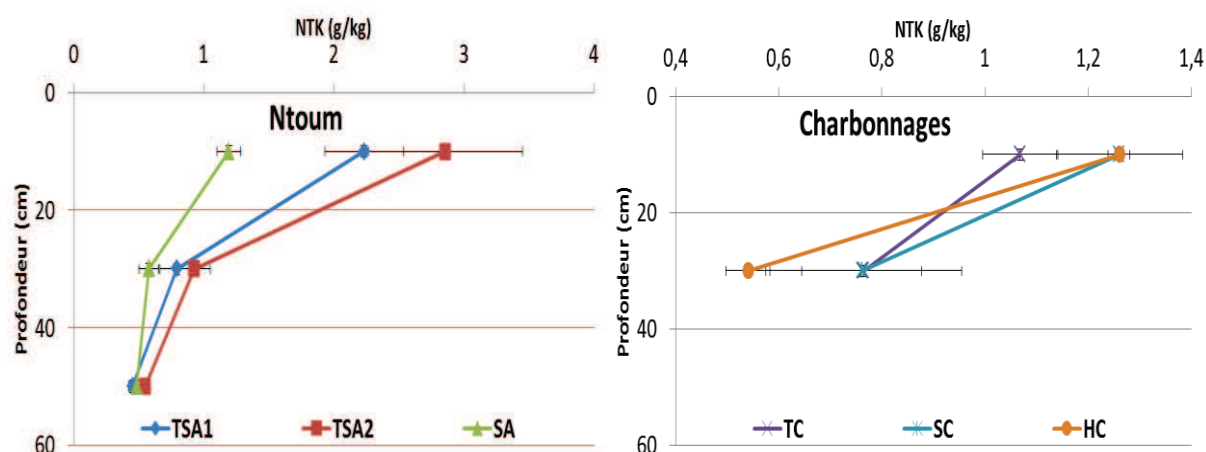


Figure VI.10 : Azote total Kjeldahl (NTK) des sols de Charbonnages et Ntoun

Sur le site des Charbonnages, les concentrations de NTK varient entre 0,5 et 1,3 g/kg. A la surface, NTK est plus élevé dans les sols cultivés (1,1 g/kg dans le sol témoin TC et 1,3 g/kg dans les deux sols cultivés SC et HC), et en profondeur, sa teneur est plus élevée dans les sols témoin et cultivé depuis 5 ans. Ces valeurs sont significatives avec $p < 0,001$ et $F = 122,0$.

Sur le site de Ntoun, la concentration de NTK varie entre 0,5 et 2,9 g/kg. Elle est significativement différente d'un sol à un autre ($p < 0,001$ et $F = 20,7$) et, pour un même sol, d'un horizon à un autre ($p < 0,001$ et $F = 112,0$). A la surface, NTK est plus élevée dans les sols des forêts (secondaire TSA2 : 2,9 g/kg et primaire TSA1 : 2,2 g/kg) par rapport au sol cultivé SA (1,2 g/kg). Ces valeurs diminuent avec la profondeur des sols jusqu'à atteindre la valeur limite de 0,5 g/kg pour l'horizon 40-60 cm. La baisse de la concentration de NTK avec la profondeur est très rapide. Son rapport entre l'horizon de surface et la couche 20-40 cm varie entre 2 et 3,2. La déforestation-reforestation semble avoir enrichi le sol en NTK. Par contre, le rapport de la concentration de cet élément dans le sol de la forêt primaire et dans le sol cultivé, qui est de 1,8, suggère que les pratiques culturales adoptées sur ce site contribuent à un appauvrissement du sol en NTK.

Les teneurs relativement faibles de matière organique à la surface des sols longuement cultivés des deux sites pourraient être liées à des pratiques destructrices de gestion des sols qui conduisent à une érosion hydrique et un ruissellement plus importants que sur les sols de forêts. D'où les faibles teneurs de COT et de NTK et, par conséquent, les indices de baisse de fertilité observés sur ces sites lors de nos campagnes d'enquêtes. Le coefficient de corrélation entre COT et NTK a montré une relation significative (0,922) pour le site de Ntoun. Par conséquent, sur ce site, la baisse de la teneur de la matière organique peut être reliée à la teneur de NTK et vice versa. Une relation significative a également été observée entre NTK et la fraction limoneuse des sols de Ntoun (0,337). Solomon et *al.* (2000) et McGrath et *al.* (2001) ont également rapporté que la distribution de l'azote dans le sol est également associée à des particules du sol, en particulier à l'argile.

VI.2.7. Rapport C/N

Le rapport C/N varie sur le site des Charbonnages entre 5,6 et 12,5, et sur le site de Ntoun entre 7,9 et 14,3 (Figure VI.11). Ces résultats ne sont significativement différents ni en considérant l'usage du sol ni sur le site de Ntoun.

Sur le site de Charbonnages, il est observé une variation significative entre les deux couches de chaque sol ($p = 0,003$ et $F = 43,0$). C/N diminue avec la profondeur pour le sol témoin TC (11,7 à la surface et 9,3 dans la couche 20-40 cm) et augmente avec le même paramètre dans les deux autres sols (8,9 et 5,6 à la surface et 12,5 et 11,3 dans la couche 20-40 cm pour les sols cultivés depuis 5 ans et 10 ans respectivement).

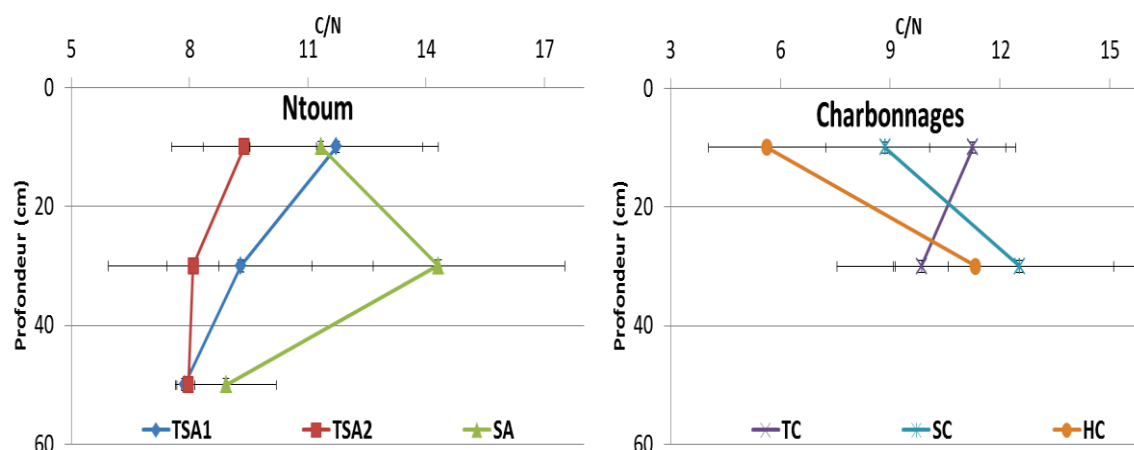


Figure VI.11 : Rapport C/N des sols de Charbonnages et Ntoun

Nous avons constaté qu'il n'y avait aucune corrélation significative entre la teneur de la matière organique par rapport au type de sol et le rapport C/N sur le site de Charbonnages. Par conséquent, le rapport C/N doit être considéré comme un indicateur moins informatif de la qualité de la matière organique que la teneur du COT et de NTK sur ce site comme le soulignaient déjà Abbasi *et al.* (2007). Par contre, ce paramètre pourrait être plus édifiant sur le site de Ntoun où il est significativement corrélé à la teneur de la MO (0,411).

VI.2.8. Bases échangeables

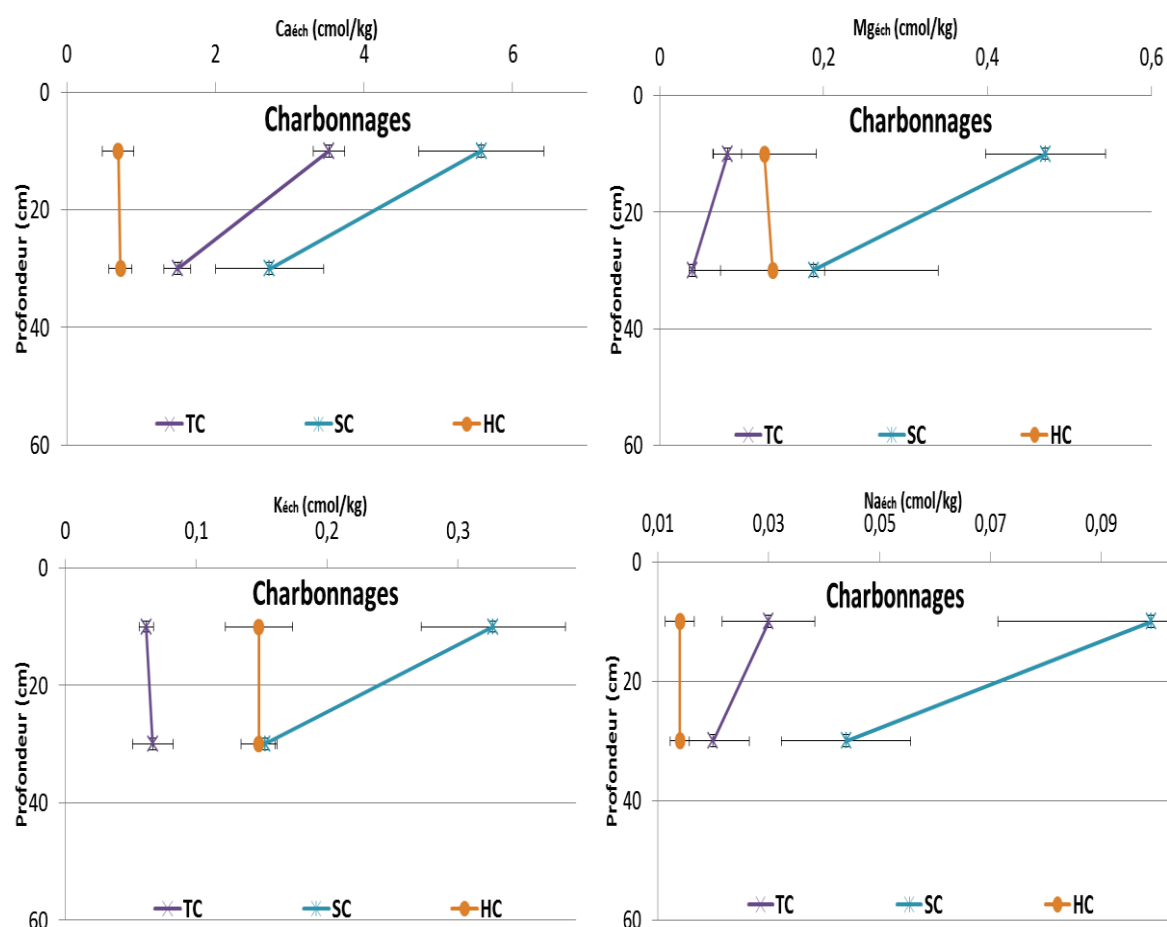


Figure VI.12 : Calcium échangeables dans les sols de Charbonnages

Sur le site de Charbonnages, la concentration des bases échangeables Ca, Mg, K et Na varie dans les intervalles 0,69-5,58 cmol/kg, 0,04-0,47 cmol/kg, 0,06-0,33 cmol/kg et 0,014-0,099 cmol/kg respectivement (Figure VI.12). Pour un horizon donné, la concentration de Ca et Mg échangeables est plus élevée dans le sol cultivé depuis 5 ans SC que dans les autres sols. La teneur de toutes les quatre bases échangeables diminue avec la profondeur, en particulier dans le sol SC. Dans les autres sols, ce résultat n'est en général pas significatif. Les pratiques

culturelles ont conduit à accroître la concentration des bases échangeables dans le sol cultivé depuis 5 ans et à diminuer (augmenter resp.) significativement la concentration de Ca et Na (Mg et K resp.) dans le sol cultivé depuis 10 ans.

Le site de Ntoun présente des concentrations de bases échangeables dans les intervalles 1,55-19,57 cmol/kg, 0,23-1,68 cmol/kg, 0,08-0,8 cmol/kg et 0,017-0,038 cmol/kg respectivement (Figure VI.13). Pour les sols de forêts, la teneur des bases échangeables diminue avec la profondeur, exception faite de Na dans le sol de la forêt secondaire où sa teneur tend à augmenter. Le sol cultivé SA présente, en particulier à la surface, les concentrations les plus faibles pour les quatre bases échangeables. Les pratiques culturales induisent donc une perte de ces éléments dans le sol, le rapport pour un élément donné, entre le sol de forêt originelle et le sol cultivé allant jusqu'à 10.

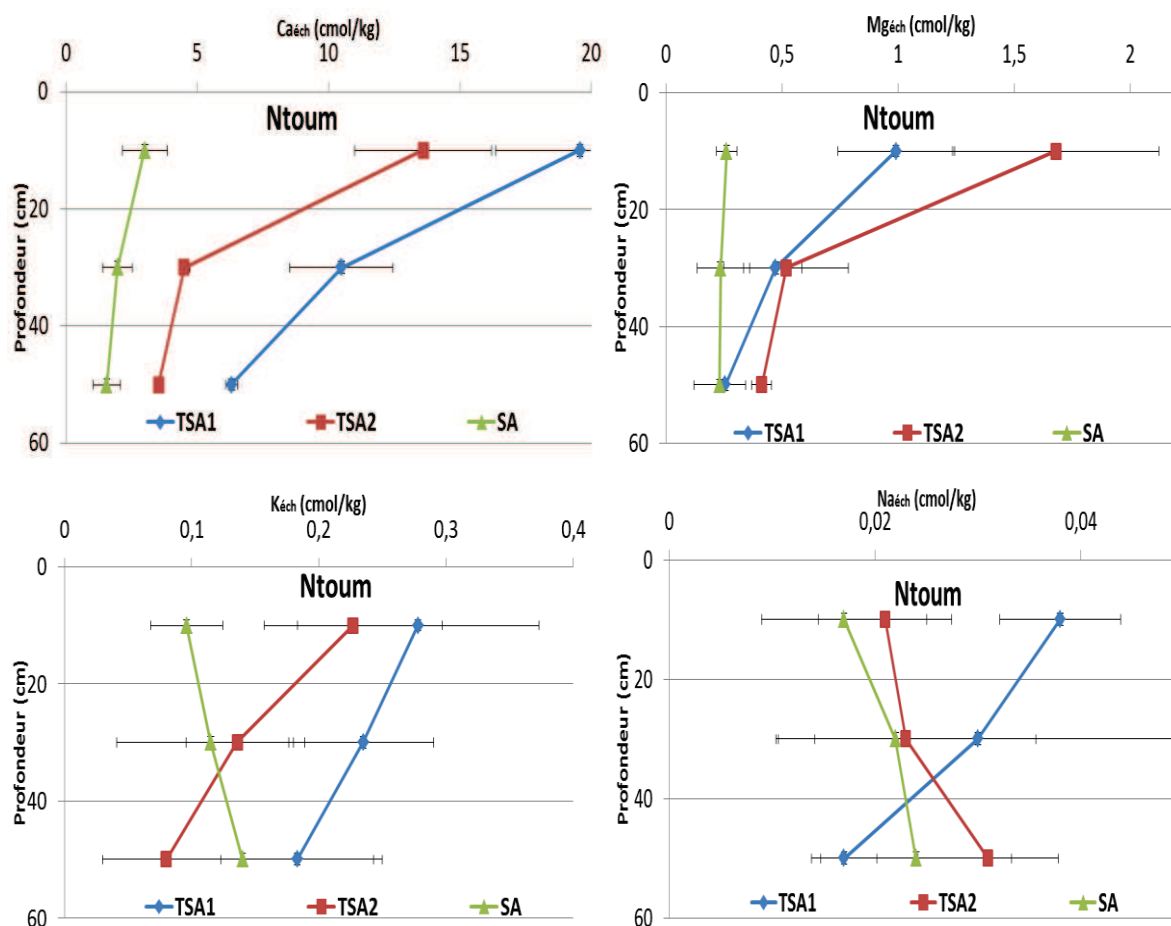


Figure VI.13 : Bases échangeables dans les sols de Ntoun

Le sol cultivé depuis 5 ans à Charbonnages présente des teneurs en bases échangeables comprises dans les niveaux moyens (plutôt dans les limites inférieures) de fertilité des sols tropicaux préconisés par Landon (1991). Par contre, les concentrations des bases

échangeables dans les deux autres sols cultivés (depuis au moins 10 ans) sont toutes inférieures à ces niveaux moyens. Ce qui indique que les sols cultivés depuis longtemps sur les deux sites présentent une déficience en bases échangeables et nécessitent en urgence des apports de ces éléments afin d'améliorer la fertilité de ces sols. Le calcium est un élément essentiel pour le développement des racines et de feuilles et la translocation des glucides et des protéines (McAlister et *al.*, 1998). Le magnésium est un constituant majeur de la chlorophylle et est donc important dans la photosynthèse, elle joue également un rôle important dans le transport du phosphore dans les plantes et des glucides dans les feuilles et les tiges (McAlister et *al.*, 1998).

Comme le fait observer Dabin (1985), le calcium et le magnésium sont bien les deux principaux cations échangeables et ils conditionnent la valeur du pH du sol. Le sol cultivé depuis 10 ans à Charbonnages présente à sa surface des teneurs de Mg inférieures à 0,2 cmol/kg. Il apparaît que des concentrations inférieures à cette limite peuvent provoquer de véritables carences alimentaires pour les plantes, dans la mesure où la teneur en potassium est sensiblement équivalente. Dans ce cas on peut observer un grave déséquilibre Mg/K avec carence nette en magnésium. L'enrichissement des sols en cations Ca et Mg pose un problème dans le cas de sols à très faible capacité d'échange car l'apport d'amendements minéraux provoque des pertes par lixiviation proportionnelle aux quantités ajoutées au sol.

Une des conséquences majeures de l'acidification est la diminution de la concentration des cations basiques tels que Ca^{2+} et Mg^{2+} , conduisant à une carence de ces cations pour la croissance des plantes. Dans les sols acides, Ca existe principalement sous forme soluble, mais ses fractions soluble et échangeable diminuent avec la diminution du pH du sol (Haynes et Ludecke, 1981). Et plus le pH est bas, plus la biodisponibilité de Ca est réduite par une forte concentration de Al (Bolan et *al.*, 2003). Avec la croissance de l'acidification du sol, des quantités décroissantes de Mg restent sous la forme échangeable grâce à la réduction des charges variables et, plus Mg est présent en solution, plus il est passible de pertes par lessivage. En outre, Mg étant un mauvais compétiteur face à Al et Ca pour les sites d'échange, il a tendance à s'accumuler dans la solution du sol et donc susceptible d'être déplacé par lixiviation (Edmeades et *al.*, 1985 ; Myers et *al.*, 1988) qui pourrait donc être l'une des principales causes de la baisse de la concentration de Mg dans les sols cultivés depuis longtemps sur les sites de Charbonnages et Ntoum.

Des corrélations significatives ont été observées respectivement sur les sites de Charbonnages et Ntoun entre la matière organique et Ca (0,717 et 0,788), Mg (0,521 et 0,813) et K (0,192 et 0,460). Abassi et *al.* (2007) ont également observé que la variation de la concentration de K était très fortement associée à la teneur de la matière organique. La matière organique est, par conséquent, fortement liée à ces bases échangeables.

La technique la plus efficace pour doter le sol de teneurs suffisantes en bases échangeables consisterait à enrichir le sol à la fois en matière organique et en bases par des jachères cultivées, principalement des légumineuses ou des graminées ou bien par des fumiers et composts lorsque c'est possible. Mais cet enrichissement par les plantes de couverture ne serait valable que lorsque le sol possède encore quelques réserves accessibles dans les minéraux altérables, les silicates, les oxydes ; il convient donc de s'en assurer par une analyse minéralogique et quelques analyses d'éléments dits « totaux » par des acides forts (Dabin, 1985).

VI.2.9. Métaux échangeables

VI.2.9.1. Aluminium échangeable

La concentration de Al échangeable varie sur le site de Charbonnages entre 0,13 et 2,88 cmol/kg (Figure VI.16). Les variations dans les deux horizons d'un sol ne sont significatives que dans le sol témoin où la teneur de Al augmente avec la profondeur (0,40 cmol/kg dans l'horizon de surface et 1,54 cmol/kg dans l'horizon 20-40 cm ; $p = 0,005$ et $F = 30,2$). Les teneurs les plus élevées de Al sont observées sur le sol cultivé depuis 10 ans ($p < 0,001$ et $F = 34,5$). Pour chaque horizon, la teneur de Al échangeable est donc plus élevée dans ce sol cultivé depuis 10 ans ($p = 0,020$ et $F = 14,1$). Les rapports de Al entre ce sol et le sol témoin sont de 6,9 dans l'horizon de surface et 1,9 dans la couche 20-40 cm. La durée de l'exploitation d'un sol maraîcher semble donc jouer un rôle dans la teneur de cet élément dans le sol ($p < 0,001$ et $F = 34,5$).

Le site de Ntoun présente des concentrations de Al échangeable qui varient entre 0,11 et 1,19 cmol/kg (Figure VI.14). Les variations dans les horizons d'un sol sont significatives et croissent avec la profondeur dans le sol de la forêt secondaire TSA2 (0,11 ; 0,29 et 0,31 cmol/kg ; $p = 0,011$ et $F = 10,7$) et surtout dans le sol cultivé SA (0,50 ; 0,87 et 1,19 cmol/kg ; $p = 0,011$ et $F = 3,2$). Ce dernier sol contient également, pour un horizon donné, la concentration la plus élevée de Al échangeable ($p = 0,027$ et $F = 7,1$). Sur le site de Ntoun, le

travail du sol conduit ainsi à une augmentation de la concentration de Al échangeable. Les rapports de Al entre le sol cultivé et le sol de la forêt primaire sont de 2,9 dans l'horizon de surface, 2,9 dans la couche 20-40 cm et 4,8 dans la couche 40-60 cm. Comme sur le site de Charbonnages, une longue durée d'utilisation d'un sol pour le maraîchage conduit à une augmentation de Al échangeable ($p < 0,001$ et $F = 27,6$).

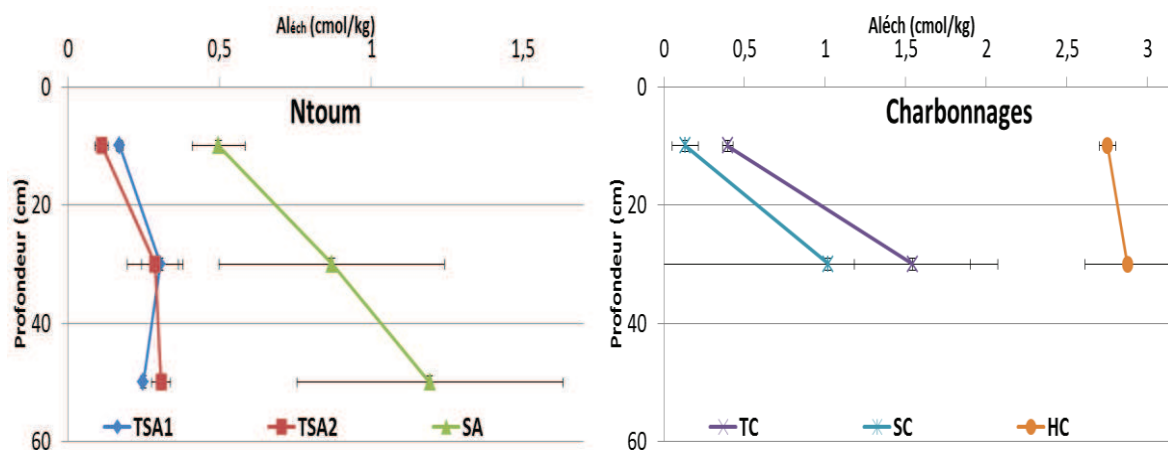


Figure VI.14 : Aluminium échangeable dans les sols de Charbonnages et Ntoun

L'aluminium est un élément ubiquiste sans fonction biologique spécifique connue. Sa présence comme un des principaux constituants des sols minéraux en fait un élément de la vie quotidienne de tous les organismes. Cependant la biodisponibilité et, par conséquent, la toxicité de l'aluminium sont principalement limitées aux environnements acides (Poschenrieder et *al.*, 2008). Nos résultats montrent que les pratiques culturales ont contribué à abaisser le pH et à augmenter par conséquent la teneur en Al échangeable dans les sols.

Une des conséquences majeures de l'acidification des sols est l'augmentation de la concentration de Al qui est hautement toxique pour la croissance des plantes. L'effet de la toxicité aluminique semble être largement manifestée par des malformations et des dysfonctionnements du système racinaire, un syndrome qui est exacerbé par de faibles teneurs de Ca dans la solution des sols acides (Bolan et *al.*, 2003 ; Hechtbuchholz et Foy, 1981).

VI.2.9.2. Fer échangeable

La concentration de Fe échangeable varie sur le site des Charbonnages entre 0,016 et 0,048 cmol/kg, et sur le site de Ntoun entre 0,018 cmol/kg et 0,068 cmol/kg (Figure VI.15).

Les moyennes des concentrations de Fe échangeable sur le site de Charbonnages ne sont pas significatives, exception faite de la teneur de cette fraction du métal qui est toujours plus élevée dans le sol cultivé depuis 10 ans que dans les autres sols ($p < 0,001$ et $F = 74,8$). Les rapports entre ce sol et le sol témoin de cette fraction varient entre 2,4 et 2,9.

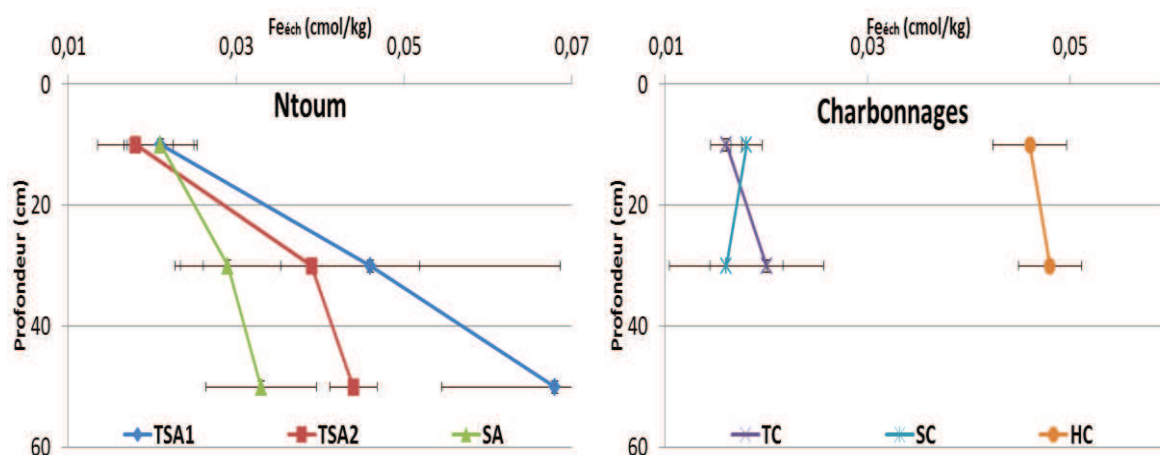


Figure VI.15 : Fer échangeable dans les sols de Charbonnages et Ntoun

Le site de Ntoun présente des concentrations de Fe échangeable qui varient entre 0,018 et 0,068 cmol/kg. Leurs différences dans les horizons d'un sol sont significatives et croissent avec la profondeur dans le sol de la forêt primaire (0,021 ; 0,046 et 0,068 cmol/kg ; $p = 0,015$ et $F = 9,1$) et le sol de la forêt secondaire (0,018 ; 0,039 et 0,044 cmol/kg ; $p = 0,026$ et $F = 7,1$). Pour un horizon donné, la concentration de Fe échangeable est plus élevée dans le sol de la forêt primaire ($p < 0,001$ et $F = 66,3$). Ce qui montre que le travail du sol a contribué à un appauvrissement du sol en Fe échangeable. De même l'intensité de ce travail semble aussi jouer un rôle dans cet appauvrissement. En effet, les concentrations de cette fraction du métal sont toujours plus faibles dans le sol cultivé ($p = 0,028$ et $F = 4,4$), sol intensément travaillé par rapport aux autres.

VI.2.9.3. Manganèse échangeable

La concentration de Mn échangeable varie sur le site des Charbonnages jusqu'à 0,026 cmol/kg et sur le site de Ntoun jusqu'à 0,039 cmol/kg (Figure VI.16). L'analyse statistique réalisée sur le site de Charbonnages ne montre aucune différence significative entre les différentes moyennes.

Environ 33% des résultats des concentrations de Mn échangeable sont inférieurs à la limite de détection (0,005 cmol/kg) et concernent les horizons 20-40 et 40-60 cm. Nous ne traiterons

donc que de l'horizon de surface qui montre que le travail du sol a contribué à un accroissement de la concentration de la teneur de Mn échangeable qui passe de 0,007 cmol/kg dans le sol de la forêt primaire à 0,039 cmol/kg dans le sol de la forêt secondaire et 0,019 cmol/kg dans le sol cultivé ($p < 0,001$ et $F = 17,2$).

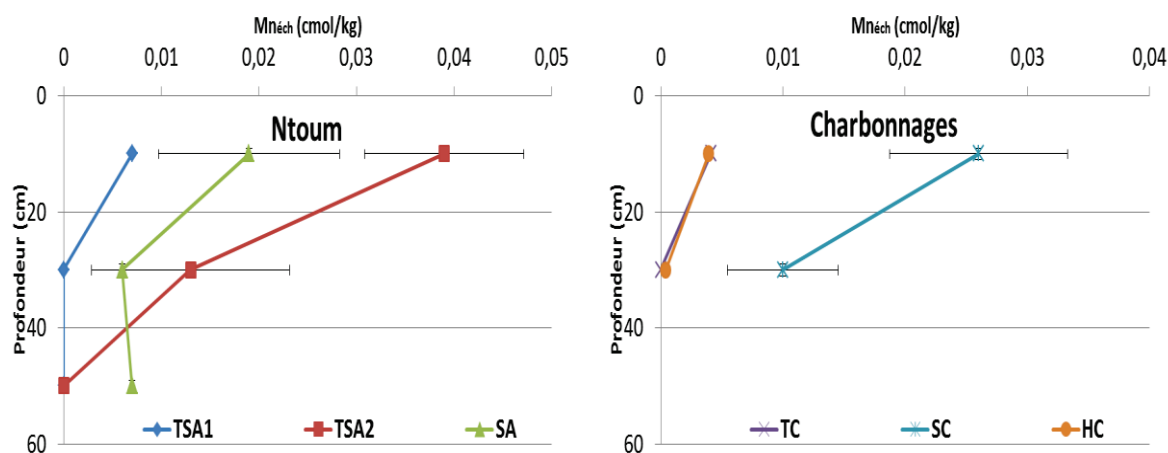


Figure VI.16 : Manganèse échangeable dans les sols de Charbonnages et Ntoun

Un des effets importants de l'acidification est l'augmentation de la toxicité de Mn du sol pour les plantes (Patra et Mohanty, 1994 ; Sumner et *al.*, 1991). Plus pH baisse et plus la concentration de Mn soluble augmente et, au-dessous de pH 6, la concentration de Mn soluble peut devenir toxique et ainsi nuire à la croissance des plantes sensibles (Jones et Fox, 1978). Nos résultats de Ntoun montrent que le travail du sol a contribué à élever la concentration de Mn échangeable et à abaisser le pH. On s'attendrait à des concentrations plus fortes dans le sol cultivé (pH = 5,8) que dans le sol de la forêt secondaire (pH = 7,3). Cependant, il n'y a pas de corrélation significative entre pH et concentration de Mn échangeable. Et Mn échangeable ne présente de corrélation significative avec aucun autre des paramètres étudiés. Bolan et *al.* (2003) font observer qu'en plus d'être sensible au pH, Mn est également très sensible aux variations du potentiel redox. L'effet des conditions d'oxydo-réduction est beaucoup plus important que celle de l'acidité dans la détermination du taux de Mn soluble dans les sols. Les niveaux toxiques de Mn soluble peuvent être réduits par l'ajout de la matière organique qui complexe avec Mn (Foy, 1984).

En général, l'augmentation de la solubilité de certains cations métalliques est une conséquence importante de l'acidification des sols. La toxicité de ces éléments qui sont essentiels à la croissance des plantes semble être en partie due à un déséquilibre nutritif provoquée par une accumulation anormale dans les tissus végétaux (Sumner et *al.*, 1991).

VI.2.10. Phosphore assimilable

La concentration de P assimilable varie sur le site des Charbonnages entre 12,7 et 180,7 mg/kg, et sur le site de Ntoun jusqu'à 31,0 mg/kg (Figure VI.17).

Sur le site de Charbonnages, la concentration de P assimilable a augmenté dans les deux horizons de 111,0 et 16,6 mg/kg à 180,7 et 34,8 mg/kg dans le sol cultivé depuis 5 ans respectivement dans les couches 0-20 et 20-40 cm, et diminué dans le sol cultivé depuis 10 ans à 23,0 et 12,7 mg/kg. Elle décroît sur ce site avec la profondeur pour un sol donné ($p = 0,30$ et $F = 10,9$) et, pour un horizon donné, elle est plus élevée dans le sol cultivé depuis 5 ans et plus faible dans le sol cultivé depuis 10 ans ($p = 0,009$ et $F = 7,1$).

Le site de Ntoun présente des concentrations de P assimilable plus faibles que celles du site des Charbonnages avec 44% des résultats inférieurs à la limite de détection (5 mg/kg) et qui concernent les couches 20-40 et 40-60 cm. Elles décroissent significativement avec la profondeur ($p < 0,001$ et $F = 47,7$). Le travail du sol a contribué à l'augmentation à la surface de la teneur de cet élément car elle est plus faible dans le sol de la forêt primaire (17,7 mg/kg) que dans les autres sols (31,0 mg/kg dans le sol de la forêt secondaire et 26,7 mg/kg dans le sol cultivé).

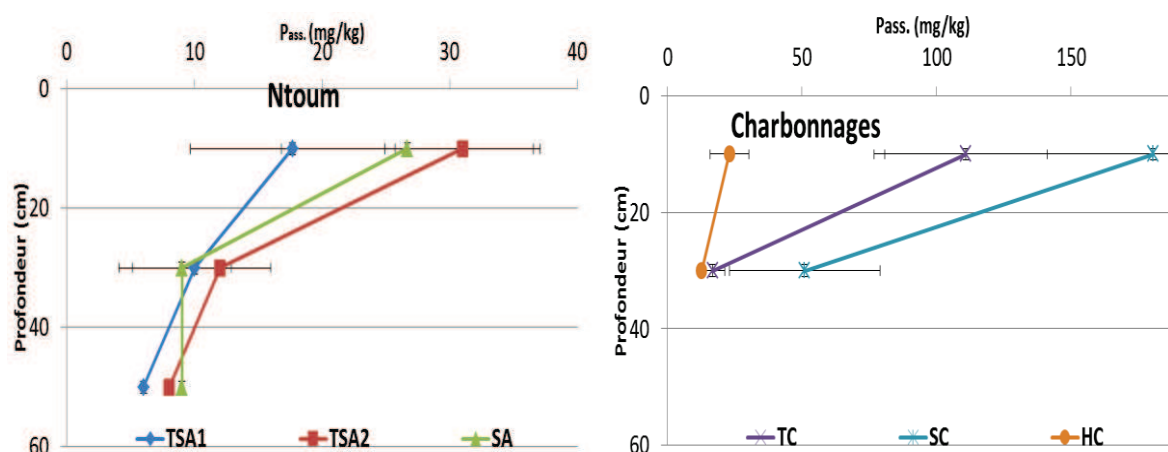


Figure VI.17 : Phosphore assimilable dans les sols de Charbonnages et Ntoun

Les cultures peu exigeantes en phosphore requièrent des concentrations de 48 mg/kg, les cultures modérées 414 mg/kg et les plus exigeantes 421 mg/kg. P assimilable est influencé par la minéralogie, la texture du sol et se concentre dans la fraction organique de la plupart des sols tropicaux (Kamprath et Watson, 1980 ; McAlister et *al.*, 1998). Des corrélations significatives ont en effet été observées entre P et la densité (-0,702, site de Ntoun), la porosité (-0,523, site de Charbonnages), la fraction sableuse (0,479, site de Charbonnages), la

fraction argileuse (-0,569, site de Charbonnages), NTK (0,539, site de Charbonnages et 0,783, site de Ntoun) et COT (0,720, site de Charbonnages et 0,781, site de Ntoun). Le phosphore stimule la croissance et le développement des racines. Les sols qui contiennent des minéraux argileux de type 1/1 et les sols riches en Fe et Al tels que ceux à l'étude ont comme forme prédominante le phosphate d'aluminium qui se transforme au cours du temps en phosphate de fer (Sanchez, 1976) et tendent à réduire la disponibilité du P par fixation de l'élément sur la grande surface des oxydes de fer et d'aluminium hydratés (McAlister et *al.*, 1998).

VI.2.11. Capacité d'échange cationique CEC

La CEC varie sur le site de Charbonnages entre 3,0 et 5,7 cmol/kg. Pour un horizon donné, elle est plus élevée dans le sol cultivé depuis 5 ans (5,7 cmol/kg à la surface et 4,1 cmol/kg dans la couche 20-40cm ; $p < 0,001$ et $F = 18,1$) que dans les autres sols. Pour un sol donné, CEC diminue avec la profondeur ($p = 0,016$ et $F = 15,8$). Ces résultats montrent qu'il y a une augmentation de la CEC au bout de 5 ans de culture sur le site de Charbonnages.

Le site de Ntoun présente une CEC qui varie entre 3,4 et 18,2 cmol/kg. Pour un sol donné, CEC diminue avec la profondeur ($p < 0,001$ et $F = 83,9$). Pour un horizon donné, CEC est plus grand dans le sol de la forêt primaire et plus faible dans le sol cultivé ($p < 0,001$ et $F = 62,2$). Le travail du sol a aussi contribué à réduire la capacité du sol à fixer les cations dans le sol.

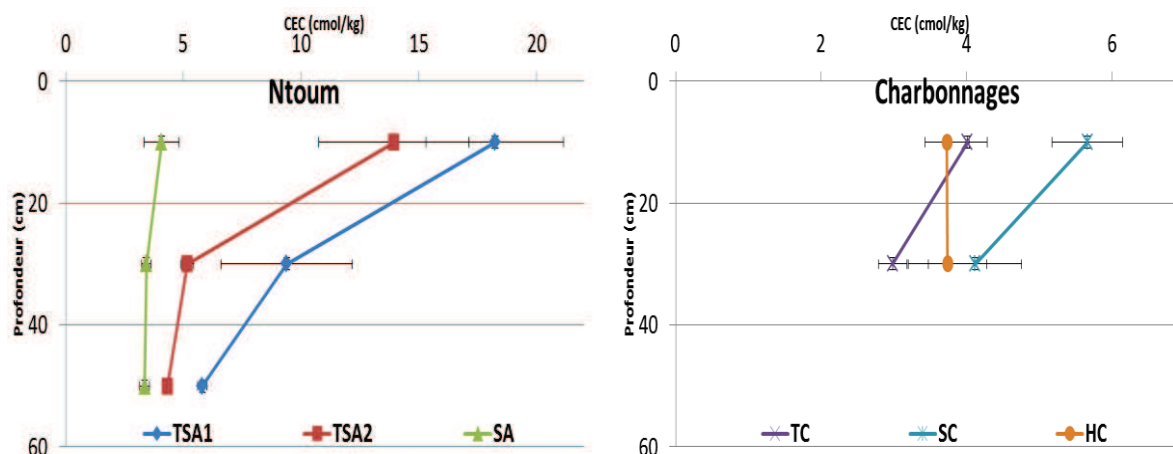


Figure VI.18 : CEC dans les sols de Charbonnages et Ntoun

Sanchez et *al.* (1982) considèrent que les valeurs de CEC de l'ordre de 4,0 cmol/kg sont généralement nécessaires pour les sols tropicaux car la plupart des éléments nutritifs peuvent encore être conservés même dans le cas d'un lessivage. Les résultats de notre étude montrent

qu'il y a donc urgence à restaurer le sol cultivé depuis 10 ans ($CEC < 4,0$ cmol/kg) sur le site de Charbonnages et qu'une surveillance du sol cultivé de Ntoun est nécessaire ($CEC \approx 4,0$ cmol/kg).

Généralement, la CEC est reliée aux teneurs de la matière organique et au type de minéraux argileux présents dans le sol (Bewket et Stroosnijder, 2003). Pour le site de Charbonnages, les corrélations entre CEC et MO (0,401), et entre CEC et la fraction argileuse (-0,186) ne sont pas significatives. Le coefficient de corrélation significatif entre CEC et la fraction limoneuse des sols de ce site (0,610) indique que cette fraction du sol a une contribution importante dans la CEC sur ce site. Par contre, pour le site de Ntoun, le coefficient de corrélation significatif entre CEC et MO (0,839) et ceux entre CEC et les fractions sableuse (-0,608), limoneuse (0,458) et argileuse (0,453) indiquent que toutes les fractions du sol contribuent à la CEC, le rôle de la matière organique étant prépondérant sur celui de la fraction minérale du sol. Par conséquent, tout changement dans la teneur et la qualité de MO peut affecter la CEC du sol de Ntoun.

Dans tous les sols, la concentration de Ca échangeable représentait une très grande partie de la CEC, suivie de très loin de la concentration de Mg, K et Na échangeables. Des corrélations positives significatives ont été obtenues entre CEC et les quatre bases échangeables sur les deux sites. Comme présenté ci-dessus, Ca et Mg étaient significativement plus élevés dans les sols témoins que dans les sols travaillés, et les concentrations de K et Na montraient des différences statistiquement insignifiantes dans les différents sols de chaque site. Cela suggère que le travail du sol impacte la concentration de Ca et Mg et l'absence sur K et Na de tout effet qui peut être relié à la dynamique d'utilisation des terres de la région de Libreville. Ces conclusions sur la teneur des bases échangeables sous différents types d'utilisation des sols sont en accord avec ceux de Bewket et Stroosnijder (2003) et Saikh et *al.* (1998), qui ont rapporté une diminution significative de Ca et Mg échangeables, mais des changements insignifiants des teneurs de K et Na après la conversion des forêts en terres agricoles.

VI.3. Impact sur les concentrations pseudo-totales et mobilisables des métaux

VI.3.1. Métaux pseudo-totaux (détails des valeurs en Annexes D)

VI.3.1.1. Aluminium

La concentration de Al varie sur le site de Charbonnages entre 13032 et 47880 mg/kg. Les variations dans les horizons d'un même sol ne sont pas significatives (figure VI.19). Les

teneurs les plus élevées de Al sont observées sur le sol cultivé depuis 10 ans HC (31054 et 34815 mg/kg à la surface et dans la couche 20-40 cm respectivement), et les plus faibles dans le sol témoin TC (11954 et 13727 mg/kg à la surface et dans la couche 20-40 cm). Ces résultats sont significatifs ($p < 0,001$ et $F = 104,3$). Pour chaque sol, la concentration de Al augmente avec la profondeur ($p = 0,030$ et $F = 10,8$). L'âge de l'exploitation maraîchère semble jouer un rôle positif dans l'enrichissement du sol en minéraux riches en aluminium.

Le site de Ntoun présente des concentrations de Al qui varient entre 13032 et 47409 mg/kg (figure VI.20). Les concentrations les plus élevées sont dans le sol de la forêt primaire ($p < 0,001$ et $F = 83,5$). La teneur de Al augmente avec la profondeur dans le sol de la forêt secondaire ($p < 0,001$ et $F = 28,3$) et dans le sol cultivé ($p = 0,023$ et $F = 7,6$). A la différence du site de Charbonnages, sur le site de Ntoun, le travail du sol a plutôt contribué à appauvrir le sol en minéraux riches en aluminium.

La différence entre la concentration de Al dans le sol de la forêt primaire et celles des deux autres sols du site indique que la déforestation a été responsable de la forte baisse de Al à la surface du sol de Ntoun (de 65 à 73% de perte).

VI.3.1.2. Cuivre

La concentration de Cu varie sur le site de Charbonnages entre 7,2 et 22,6 mg/kg (Figure VI.19) et sur le site de Ntoun entre 8,5 et 29,4 mg/kg (Figure VI.20). Elle décroît avec la profondeur dans le sol témoin de Charbonnages ($p = 0,018$ et $F = 14,9$) et croît avec la profondeur dans le sol cultivé depuis 10 ans ($p = 0,049$ et $F = 7,6$). Sur le site de Ntoun, aucune différence significative n'est observée même si, au regard des moyennes on peut noter une diminution de la concentration de Cu avec la profondeur du sol sur tout le site.

VI.3.1.3. Fer

La concentration de Fe varie sur le site de Charbonnages entre 10409 et 24538 mg/kg (Figure VI.19). Ici aussi on note une diminution dans le sol témoin ($p = 0,030$ et $F = 10,8$) et une augmentation dans le sol cultivé depuis 10 ans ($p = 0,032$ et $F = 10,4$) de la teneur de l'élément avec la profondeur. Pour un horizon donné, une différence significative est également observée entre les concentrations de Fe dans les sols ($p < 0,001$ et $F = 45,2$). On observe alors en général une augmentation de Fe dans les sols cultivés par rapport au sol témoin.

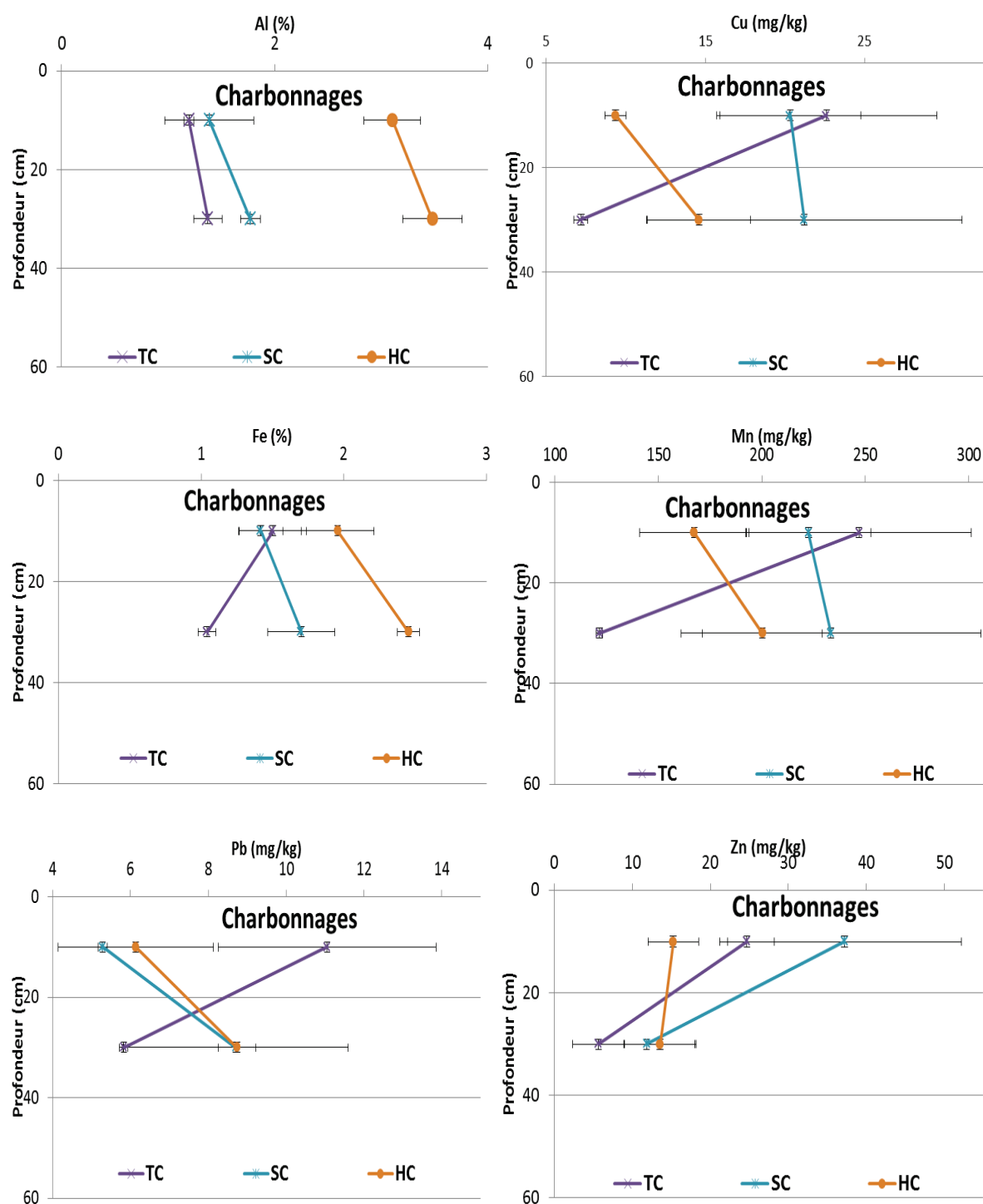


Figure VI.19 : Métaux pseudo-totaux en mg/kg dans les sols de Charbonnages

Le site de Ntoun présente des concentrations de Fe qui varient entre 12170 et 56613 mg/kg (Figure VI.20). Les concentrations les plus élevées sont dans le sol de la forêt primaire ($p < 0,001$ et $F = 35,3$). La teneur de Fe augmente avec la profondeur dans le sol de la forêt primaire ($p = 0,010$ et $F = 11,1$) et dans le sol de la forêt secondaire ($p = 0,003$ et $F = 18,5$). A la différence du site de Charbonnages, sur le site de Ntoun, le travail du sol a plutôt contribué à appauvrir le sol en minéraux riches en fer.

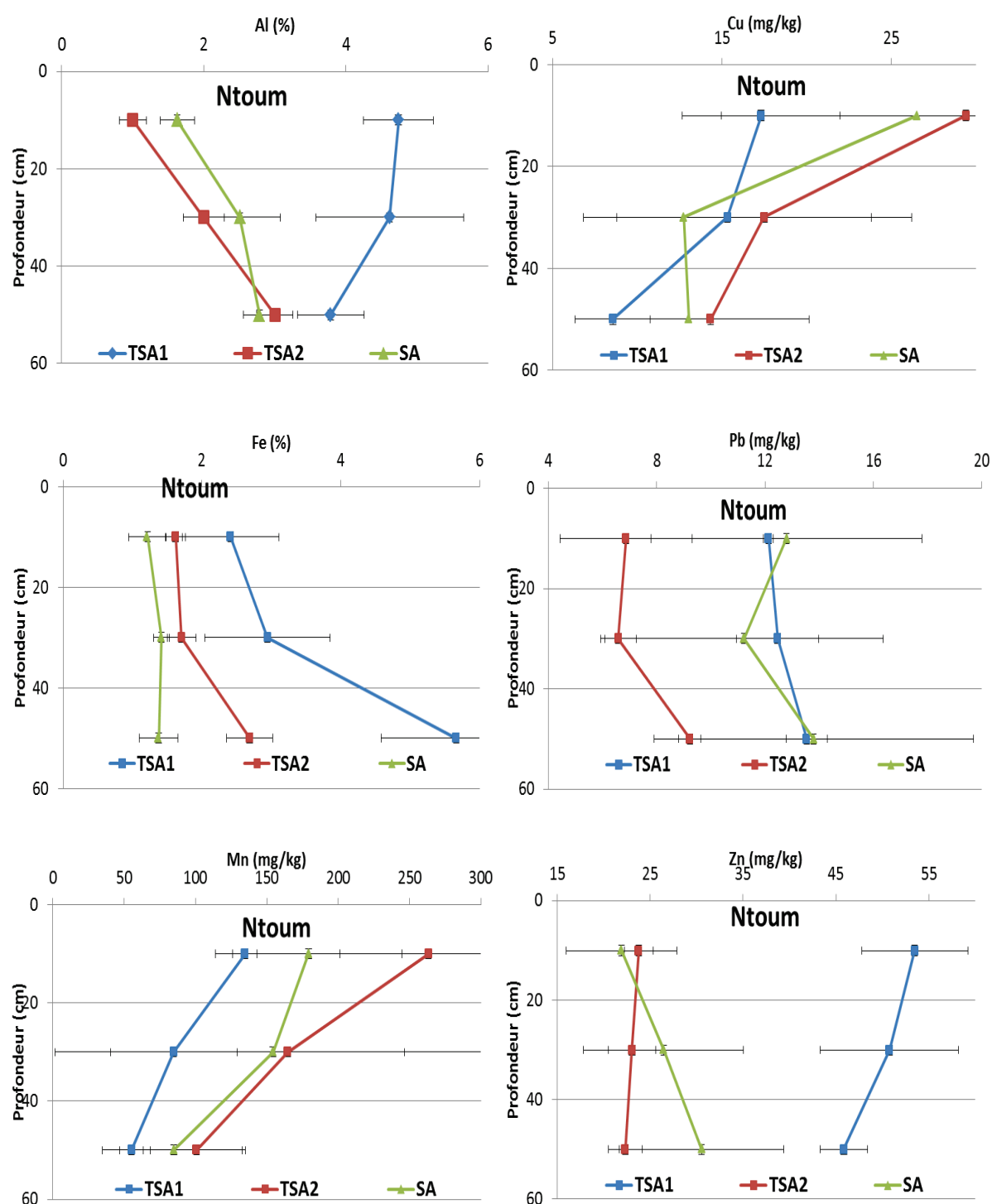


Figure VI.20 : Métaux pseudo-totaux en mg/kg dans les sols de Ntoun

VI.3.1.4. Manganèse

La concentration de Mn varie sur le site de Charbonnages entre 167 et 247 mg/kg (Figure VI.19). Elle diminue de manière significative dans le sol témoin avec la profondeur ($p = 0,016$ et $F = 16,0$).

Le site de Ntoun présente des concentrations de Mn qui varient entre 55 et 263 mg/kg (Figure VI.20). Elles diminuent avec la profondeur dans les sols des forêts primaire ($p = 0,028$ et $F = 6,9$) et secondaire ($p = 0,049$ et $F = 5,2$).

VI.3.1.5. Plomb

La concentration de Pb varie entre 5,3 et 11,1 mg/kg sur le site de Charbonnages et entre 6,6 et 13,8 mg/kg (Figures VI.21 et VI.20). Les tests sur la présence du plomb sur les deux sites ne sont pas significatifs et aucune tendance n'est observée avec les moyennes.

VI.3.1.6. Zinc

La concentration de Zn varie entre 5,7 et 37,2 mg/kg sur le site de Charbonnages et entre 21,9 et 53,5 mg/kg sur le site de Ntoun (Figures VI.19 et VI.20). Elle décroît significativement avec la profondeur ($p = 0,009$ et $F = 22,0$) sur le site de Charbonnages. Pour un horizon donné, la teneur de Zn est plus élevée dans le sol de la forêt primaire de Ntoun ($p < 0,001$ et $F = 58,9$). Ce qui signifie que le travail du sol tend à réduire la présence de l'élément sur ce site.

VI.3.2. Métaux mobilisables dans la couche de surface

Nous avons volontairement voulu déterminer la quantité de métaux mobilisables seulement dans la couche de surface des sols. C'est l'horizon à partir duquel les plantes accumulent les métaux tirés du sol. Les concentrations des métaux mobilisables ont été relativement affectées par l'utilisation des sols (figure VI.21).

Sur le site de Charbonnages, aucune différence significative n'a été observée entre le sol témoin et le sol cultivé depuis 5 ans. Par contre, tous les métaux mobilisables ont présenté des différences significatives entre le sol témoin et le sol cultivé depuis 10 ans. On observe ainsi une augmentation de la teneur en Al (251 et 402 mg/kg ; $p = 0,011$ et $F = 78,4$) et de Pb ($< \text{ldd}$ à 0,8 mg/kg ; $p = 0,0069$ et $F = 0,0$), et une diminution de la concentration de Cu (de 0,66 à 0,21 mg/kg ; $p = 0,0375$ et $F = 0,1$), Fe (de 206 à 151 mg/kg ; $p = 0,0092$ et $F = 811,3$), Mn (de 7,48 à 3,00 mg/kg ; $p = 0,0329$ et $F = 4,6$) et Zn (de 1,8 à 0,6 mg/kg ; $p = 0,070$ et $F = 0,1$). Ceci montre que le maraîchage à long terme sur ce site a contribué à augmenter la quantité de Al et Pb mobilisables et à réduire celle de Cu, Fe, Mn et Zn mobilisables.

Sur le site de Ntoun, il n'y a pas non plus de différence significative entre les sols des deux forêts (primaire et secondaire). Par contre, des différences significatives ont été observées entre le sol de la forêt primaire et le sol cultivé : augmentation de la teneur de Al (50 et 143 mg/kg ; $p = 0,0073$ et $F = 7,3$), diminution de la teneur de Cu (1,76 et 0,44 mg/kg ; $p = 0,0030$ et $F = 0,0$) et Mn (19,3 et 9,2 mg/kg ; $p = 0,0015$ et $F = 6,4$). Ceci montre que les pratiques culturales sur ce site ont contribué à augmenter la quantité d'aluminium mobilisable et à réduire Cu et Mn mobilisables.

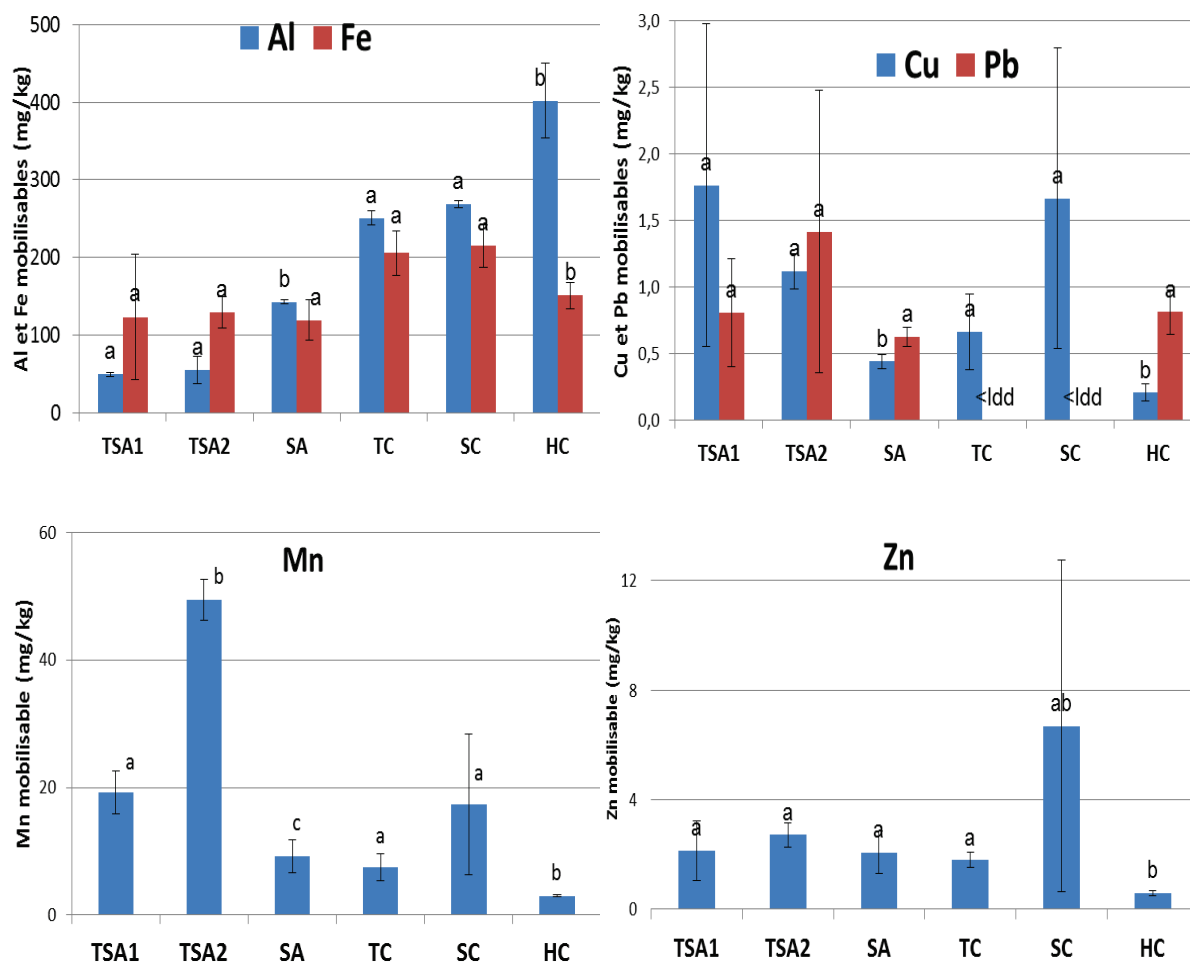


Figure VI.21 : Al, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn mobilisables par l'EDTA 0,05 M dans les sols de Charbonnages et Ntoun

En général, la solubilité et la phytodisponibilité des métaux sont inversement liée au pH du sol. Une corrélation négative significative a été trouvée entre pH_{eau} et Al mobilisable (-0,867 à Charbonnages et -0,888 à Ntoun) à la surface du sol. Ce qui indique que la solubilité de Al croît avec la diminution de pH. Les propriétés chimiques du sol montrent que les sols sont fortement altérés et pauvres en nutriments. Le déficit nutritif des sols tropicaux est généralement attribué aux intempéries intensives dans des conditions de fortes température et

l'humidité qui conduisent à la prédominance d'argiles de type 1/1 et d'oxy(hydroxy)des de fer et d'aluminium (Ross, 1993 ; Van Wambeke, 1994), qui sont des particules à charges variables et à faible capacité d'échange. Il y a alors perte de cations avec diminution du pH. L'acidification a entraîné une augmentation de la concentration de Al mobilisable dans la solution du sol. Ce qui est en accord avec d'autres études sur les sols acides (Behrensdorff et *al.*, 2005 ; Lofts et *al.*, 2001; Xu et *al.*, 2002).

Les éléments essentiels pour la croissance des plantes sont divisés en macroéléments et microéléments. Les macroéléments sont N, P, K, S, Ca et Mg (Havlin et *al.*, 2005) avec une absorption par les plantes de 10 à 300 kg/ha (Eriksson et *al.*, 2005). Les microéléments sont Fe, Mn, Cu, Zn, Cl, B, Ni et Mo (Havlin et *al.*, 2005) avec une absorption inférieure à 1 kg/ha (Fe peut être inclus dans chacune des liste puisque son absorption est ≤ 10 kg/ha) (Eriksson et *al.*, 2005). Certains éléments non essentiels peuvent être toxiques pour les plantes même à de faibles concentrations. C'est le cas de Pb, Cd et Hg (Eriksson et *al.*, 2005).

L'analyse de la matrice des coefficients de corrélation de Pearson indique des liaisons significatives entre les concentrations des métaux pseudo-totaux et les propriétés des sols.

A l'exception de Al et Zn sur le site de Charbonnages, il n'y a pas de corrélation significative entre la concentration pseudo-totale d'un métal et sa fraction mobilisable. Ces mauvaises relations pourraient indiquer que les caractéristiques du sol ont quelques effets sur la mobilité des métaux. Cela a été confirmé par les coefficients de corrélation significative négative entre le pH du sol et Al sur les deux sites et des coefficients de corrélation significative positive entre le pH et Cu, Fe, Mn et Zn sur le site de Charbonnages (Voir Annexe D). Sur le site de Charbonnages, la matière organique a un coefficient de corrélation négatif et significatif avec Al pseudo total, et positif avec Fe mobilisable et Cu, Mn et Zn pseudo-totaux et mobilisables. Sur le site de Ntoun, elle a une corrélation positive et significative avec Mn pseudo-total. Sur le site de Charbonnages, la fraction argileuse du sol a des corrélations significatives et positives avec Al, Fe pseudo-totaux et Al mobilisable, et négatives avec Cu, Fe et Mn mobilisables. Sur le site de Ntoun, elle a des corrélations significatives positives avec Al et Zn pseudo-totaux et négatives avec Cu et Mn pseudo-totaux.

Des corrélations significatives sont observées entre les métaux pseudo-totaux. Une corrélation positive a été vérifiée entre Al et Fe (0,835 pour le site de Charbonnages et 0,468 pour le site de Ntoun) montrant que ces éléments ont un comportement géochimique similaire. Ils sont

particulièrement immobiles et forment les minéraux secondaires comme l'hématite, la goethite et gibbsite, qui sont typiques de la minéralogie des sols ferrallitiques (Burak et *al.*, 2010). D'autres corrélations positives sont également observées sur le site de Charbonnages entre Mn et les métaux Cu (0,957), Pb (0,669) et Zn (0,546), et sur le site de Ntoun entre Fe et Zn (0,462), Mn et Cu (0,856). Ces corrélations pourraient être liées à la forte capacité d'adsorption des métaux Cu, Pb et Zn par les oxydes de fer et de manganèse déjà décrite dans la littérature (Burak et *al.*, 2010 ; Deschamps et *al.*, 2007 ; Serrano et *al.*, 2009 ; Sipos et *al.*, 2008). Par contre, les corrélations négative sur le site de Ntoun entre Al et Cu (-0,415), Al et Mn (-0,570), et Fe et Mn (-0,399) suggèrent que Al et Fe qui sont déjà fortement corrélés n'ont ni une source commune, ni le même comportement géochimique que Cu et Mn.

Par ailleurs, on peut remarquer que la matière organique et le pH ont une corrélation significative négative avec Fe échangeable, et positive avec le même métal sous sa forme mobilisable sur le site de Charbonnages. La fraction argileuse a une très forte corrélation significative positive avec Fe échangeable et une corrélation significative négative avec Fe mobilisable. La matière organique a une forte corrélation significative négative avec Al échangeable et une corrélation non significative avec Al mobilisable sur le site Charbonnages. La matière organique et NTK sont significativement corrélés à Al, Fe et Mn échangeables et pas du tout avec les mêmes métaux sous leur forme mobilisable sur le site de Ntoun. Ces résultats pourraient être dus aux formes chimiques des métaux dans les sols et aux protocoles d'extraction (Luo et *al.*, 2011 ; Meers et *al.*, 2007). L'extraction à la cobaltihexammine permet de mettre en solution les cations échangeables, c'est-à-dire les métaux faiblement adsorbés aux constituants du sol chargés négativement. Par contre l'EDTA permet d'extraire les métaux mobilisables. L'EDTA, complexe organique très puissant, est couramment utilisé pour estimer non seulement la fraction échangeable des métaux, mais aussi une partie de la fraction complexé par la matière organique et celle fixée sur les hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium (Gupta et Aten, 1993 ; Rao et *al.*, 2010).

VI.3.3. Analyse en composantes principales des métaux pseudo-totaux

L'Analyse en Composantes Principales permet de considérer des tableaux de données numériques quantitatives pour en réduire la dimensionnalité aux principaux facteurs d'interaction entre variables et en représenter graphiquement les interrelations. Dans notre étude qui présentera séparément les résultats sur les deux sites, les composantes principales ont été tournées en utilisant la rotation Varimax normalisée (Kaiser, 1960) qui est une rotation

orthogonale permettant d'obtenir une structure plus facile à analyser parce que le nombre de variables indépendantes corrélées avec une composante principale est maximisé. Seules les deux premières composantes qui ont des valeurs propres > 1 ont été sélectionnées (tableau VI.4 et figure VI.22)). Elles peuvent par conséquent indiquer la source lithogène, anthropique ou mixte des éléments métalliques (Eze et *al.*, 2010 ; Mico et *al.*, 2006).

Tableau VI.4 : Données sur les composantes principales avant et après la rotation Varimax

	Site de Charbonnages					Site de Ntoun				
Valeur propre	2,944	1,971	0,813	0,191	0,068	3,116	1,073	0,897	0,623	0,226
Variabilité (%)	49,074	32,848	13,556	3,184	1,126	51,931	17,876	14,953	10,385	3,775
% cumulé	49,074	81,922	95,478	98,662	99,788	51,931	69,807	84,760	95,145	98,919
	Avant rotation Varimax			Après rotation Varimax		Avant rotation Varimax			Après rotation Varimax	
	PC1	PC2		PC1	PC2	PC1	PC2		PC1	PC2
Al	-0,348	-0,898		-0,228	0,936	0,853	0,258		0,805	-0,381
Cu	0,983	0,011		0,973	-0,139	-0,750	0,590		-0,160	0,941
Fe	0,124	-0,956		0,248	0,932	0,639	0,209		0,614	-0,274
Mn	0,957	-0,164		0,971	0,037	-0,819	0,514		-0,262	0,931
Pb	0,703	-0,357		0,744	0,262	0,394	0,299		0,493	-0,043
Zn	0,656	0,310		0,610	-0,393	0,769	0,510		0,912	-0,138

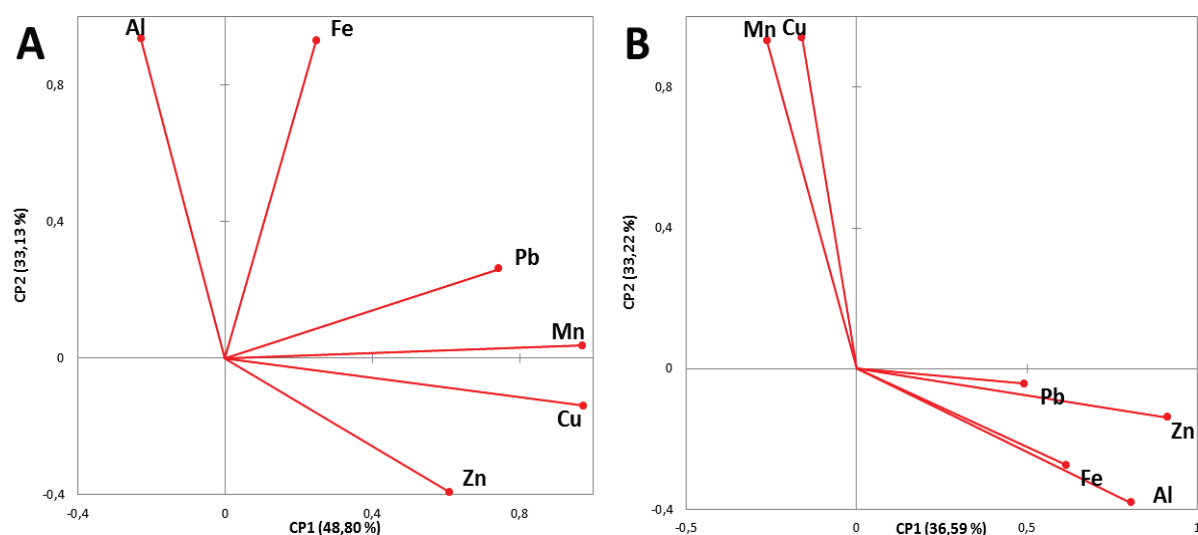


Figure VI.22 : Coordonnées des métaux des sites de Charbonnages (A) et Ntoun (B)

VI.3.3.1. Première composante principale CP1

Les coefficients les plus importants pour la première composante qui représente 49,074% de la variabilité pour Charbonnages ont été observés pour Cu, Mn, Pb et Zn. Par contre, pour le site de Ntoun, CP1 représente 51,931% de la variabilité et a une corrélation positive significative avec Al, Fe, Pb et Zn (tableau VI.4).

L'analyse de la matrice des coefficients de Pearson a montré des corrélations significativement positives entre ces quatre éléments. De même, des corrélations significatives positives ont été observées entre la matière organique et Cu, Mn et Zn. Les coefficients significatifs et positifs qui lient CP1 et Cu, Mn, Pb et Zn viennent donc confirmer les résultats de la matrice des coefficients de Pearson et ces résultats suggèrent que Cu, Pb et Zn proviennent d'activités anthropiques en milieu urbain. En effet, Nicholson et *al.* (2003) ont constaté que la teneur de certains métaux tels que Cu, Pb et Zn contenus dans les sols agricoles en Angleterre était due aux engrais chimiques ou au fumier. De même, Zhang et *al.* (2008) indiquent que la teneur de Cu, Pb et Zn dans le sol urbain peut être liée à la pollution du trafic routier : Cu à partir de l'usure des disques de freins et du moteur, Pb contenu dans l'essence au plomb et les batteries, et Zn à partir de la corrosion du métal et de l'usure des pneus. Mn est un des éléments les plus communément présents dans les sols (Akkajit et Tongcumpou, 2010 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Zhang et *al.*, 2008). Même s'il provient des activités anthropiques, une partie plus ou moins importante serait aussi issue des composés dérivés de la roche-mère. Par conséquent, on peut donc émettre l'hypothèse que CP1 pour le site de Charbonnages est une composante mixte, anthropique et lithologique.

Sur le site de Ntoun, les corrélations significatives observées entre ces éléments concernent Al et Fe (0,468), Al et Zn (0,832) et Fe et Zn (0,462). Pb présente des corrélations positives avec les trois autres éléments mais elles ne sont pas significatives. On peut penser que ces quatre éléments sont issus d'une même source, les minéraux issus de la roche mère. CP1 pour le site de Ntoun pourrait donc être une composante lithogénique.

VI.3.3.2. Deuxième composante principale CP2

La deuxième composante principale CP2 contribue dans la variabilité pour 32,848% et 17,876% pour Charbonnages et Ntoun respectivement (tableau VI.4).

Pour le site de Charbonnages, de très fortes corrélations significatives positives sont observées entre CP2 et les métaux Al et Fe. Plusieurs études ont montré que ces deux éléments sont peu mobiles dans les sols et forment des minéraux secondaires tels que l'hématite, la goethite, la gibbsite, des oxy(hydroxy)des qui sont typiques de la minéralogie des sols ferrallitiques (Burak *et al.*, 2010 ; Fontes et Weed, 1991). Une corrélation positive a été vérifiée entre Al et Fe (0,835) montrant que ces éléments ont un comportement géochimique similaire. CP2 est supposée donc être une composante lithogène.

CP2 de Ntoun présente de très forts coefficients de corrélation avec Cu et Mn. La figure VI.20 montre que sur ce site, la diminution de la concentration de ces deux métaux avec la profondeur du sol est remarquable. Si l'on considère ce qui a été dit dans la section VI.2.3.1. sur ces deux éléments, on peut donc supposer que CP2 pour le site de Ntoun est une composante mixte, anthropique et lithogène.

VI.4. Extraction séquentielle des métaux

Le protocole d'extractions utilisé est celui de Doelsch *et al.* (2008) car il a la particularité de permettre la séparation des oxydes en deux fractions distinctes, la fraction liée aux oxydes amorphes et la fraction liée aux oxydes cristallins. Les résultats obtenus sur l'échantillon de référence BRC 701 (non présentés) ont montré un écart important avec ceux donnés dans la littérature (Kubova *et al.*, 2004 ; Rauret *et al.*, 2001) pour l'élément Al total. Dans la littérature, l'extraction de la fraction résiduelle et des métaux totaux du BCR 701 est réalisée à l'aide du mélange HF/HClO₄ ou HF/HNO₃/HClO₄ qui met tous les métaux en solution. Ce qui n'est pas le cas de la solution que nous avons utilisée, l'eau régale (mélange HCl/HNO₃) qui ne dissout pas totalement les minéraux tels que les silicates dont un des métaux dans leur composition est l'aluminium. Ce qui expliquerait les différences jusqu'à 33% observées entre les concentrations de Al total de la littérature et celles que nous avons obtenus. Aussi, dans le but de minimiser les pertes liées à la dernière extraction (fraction résiduelle), les concentrations des métaux dans cette fraction ont fait l'objet d'un calcul (soustraction) entre les concentrations pseudo-totales et la somme des teneurs de chaque métal dans les cinq premières fractions. Les résultats des concentrations des métaux dans les différentes phases ainsi que le pourcentage des métaux sont tabulés en Annexe D.

Les concentrations des métaux ont été ramenées à des pourcentages afin de comparer leurs profils de distribution. La somme des six fractions est chaque fois égale à 100% de la quantité totale du métal considéré dans l'échantillon.

La concentration de tous les métaux est très faible dans la "fraction échangeable" du sol. En effet, la moyenne de la teneur de tous les métaux dans celle-ci est toujours inférieure à 1%. Ce qui correspond aux résultats recueillis lors de l'analyse à l'INRA d'Arras de Al, Fe et Mn échangeables.

Dans les figures qui suivent, les différentes fractions sont désignées :

- Fraction échangeable : **éch**
- Fraction adsorbée : **ads**
- Fraction oxydable : **ox**
- Fraction liée aux oxydes amorphes : **am**
- Fraction liée aux oxydes cristallins : **cris**
- Fraction résiduelle : **rés**

VI.4.1. Aluminium

Pour un horizon donné, des différences significatives apparaissent pour Al dans les fractions "adsorbée" ($p = 0,011$ et $F = 20,5$) et "liée aux oxydes amorphes" ($p = 0,037$ et $F = 9,6$) des sols de Charbonnages, et la "fraction liée aux oxydes amorphes" ($p = 0,003$ et $F = 17,5$) des sols de Ntoun (Figure VI.23).

La concentration de Al est significativement différente d'un type de sol à un autre sur les deux sites dans les "fractions liées aux oxydes" et la "fraction résiduelle". Il peut par exemple être constaté un accroissement de la concentration de Al dans les fractions "liée aux oxydes cristallins" et "résiduelle" du sol cultivé depuis longtemps (10 ans, HC, à Charbonnages et 38 ans, SA, à Ntoun) par rapport au sol témoin sur les deux sites. Al est concentré dans la "fraction résiduelle" dans les sols des deux sites (63-86% à Charbonnages et 77-88% à Ntoun). Il est retrouvé dans les couches profondes avec des teneurs supérieures à 10% sur le site de Charbonnages (sols témoin TC et cultivé depuis 5 ans SC) dans les "fraction organique" et "fraction liée aux oxydes amorphes" (entre 10 et 18%) et sur le site de Ntoun (sol de la forêt primaire TSA1) dans la "fraction liée aux oxydes amorphes" (entre 11 et 17%). La concentration de Al dans chaque fraction varie peu. La somme "fraction échangeable" +

"fraction adsorbée", ou fraction représentant la phase labile (somme des cinq premières fractions) pour les valeurs moyennes obtenues dans le profil, s'élève à 12,1%, ce qui pourrait indiquer une biodisponibilité importante.

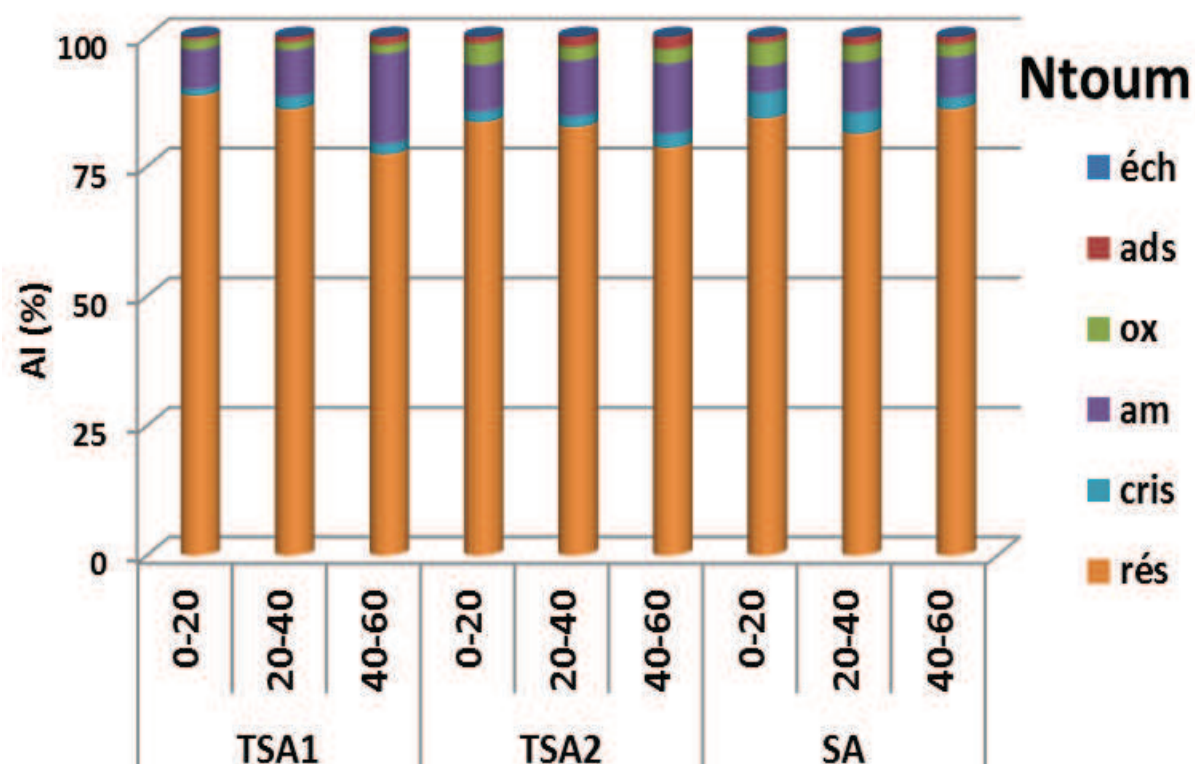
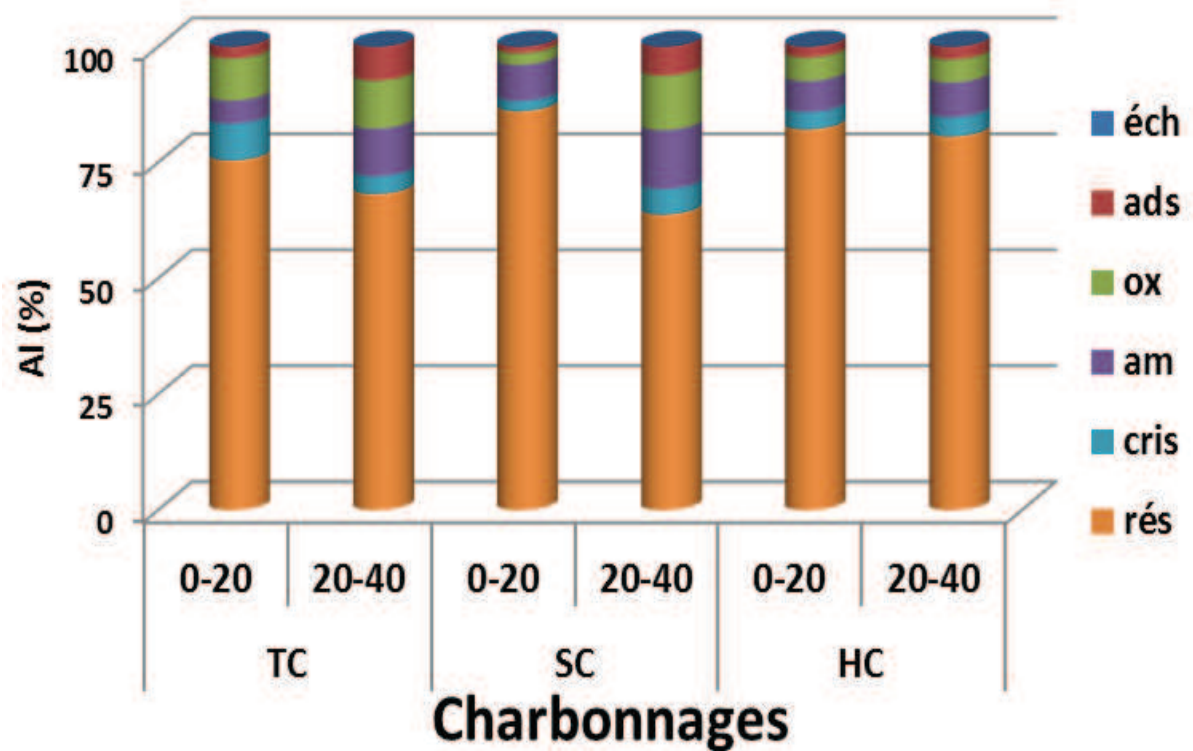


Figure VI.23 : Spéciation de l'aluminium dans les sols de Charbonnages et Ntounm

VI.4.2. Cuivre

Les différences significatives pour Cu sont exclusivement observées à Charbonnages (Figure VI.24). Ainsi, sur ce site, la concentration de Cu est significativement différente d'un type de sol à un autre dans les fractions "oxydable" ($p = 0,028$ et $F = 4,9$), "liée aux oxydes amorphes" ($p = 0,001$ et $F = 13,0$), "liée aux oxydes cristallins" ($p = 0,027$ et $F = 5,0$) et "résiduelle" ($p = 0,007$ et $F = 7,8$). En fonction de l'âge de l'exploitation, la concentration de Cu diminue dans les trois premières fractions sus-citées alors que, dans la "fraction résiduelle", elle augmente (couche 0-20 cm). Cu est donc rendu moins mobilisable et disponible aux plantes sur ce site à cause des pratiques agricoles.

Le cuivre est majoritaire dans la "fraction résiduelle" où sa concentration varie entre 81 et 93% sur le site de Charbonnages, et 69 et 92% sur le site de Ntoun. Sa teneur est supérieure à 10% dans la "fraction liée aux oxydes de Fe et Mn amorphes" des couches profondes du sol témoin de Charbonnages et des sols de Ntoun. Elle croît avec la profondeur des sols dans ces sols.

VI.4.3. Fer

Le fer est également principalement lié à la "fraction résiduelle" (figure VI.25). Sa concentration y varie entre 60 et 80% dans les sols de Charbonnages et Ntoun. Sa teneur est supérieure, dans certaines couches de sols, à 10% dans d'autres fractions.

- Sur le site de Charbonnages, il s'agit de la "fraction oxydable" (liée à la matière organique) de la couche profonde de tous les sols et des deux couches du sol cultivé depuis 10 ans HC, et de la "fraction liée aux oxydes cristallins" de la couche arable du sol témoin TC.
- Sur le site de Ntoun, sont considérées la "fraction oxydable" de la couche arable du sol de la forêt primaire, la "fraction liée aux oxydes amorphes" de toutes les couches de la forêt secondaire TSA2 et du sol cultivé SA, et la "fraction liée aux oxydes cristallins" de la couche arable du sol de la forêt primaire TSA1, la couche intermédiaire (couche 20-40 cm) du sol de la forêt secondaire et la couche profonde (couche 40-60 cm) du sol cultivé.

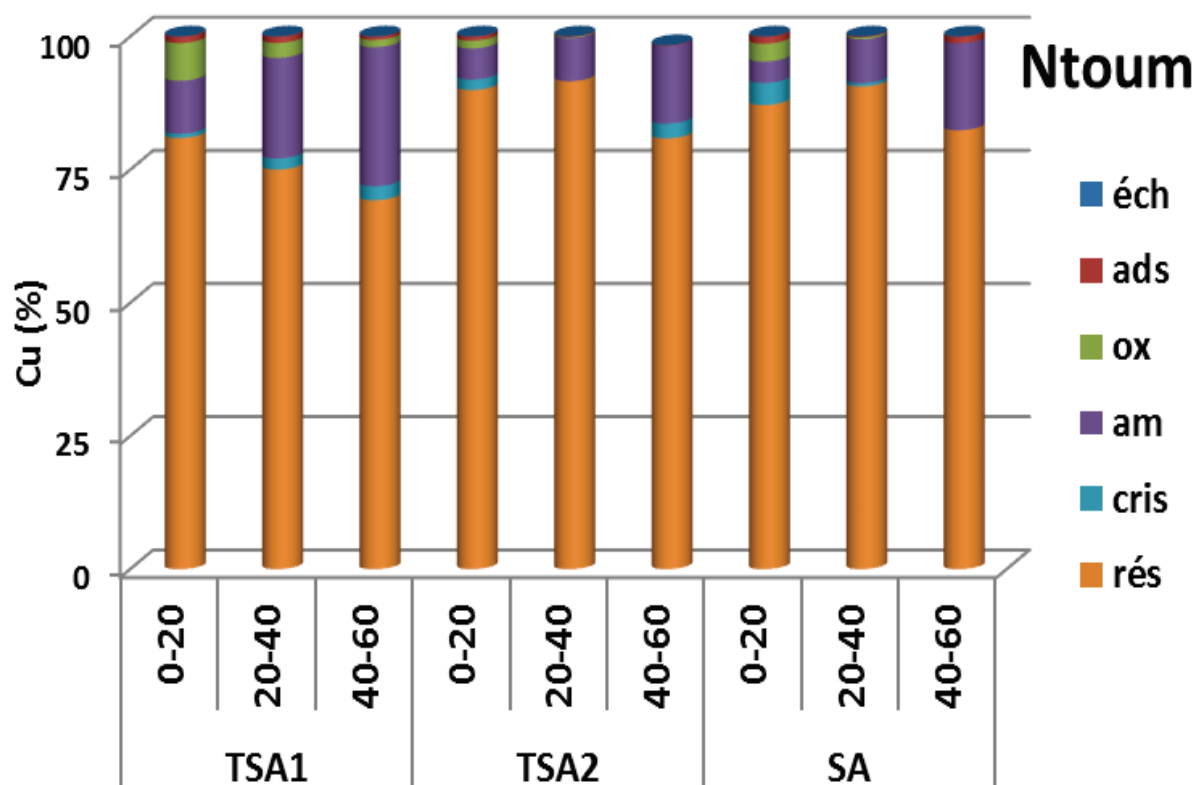
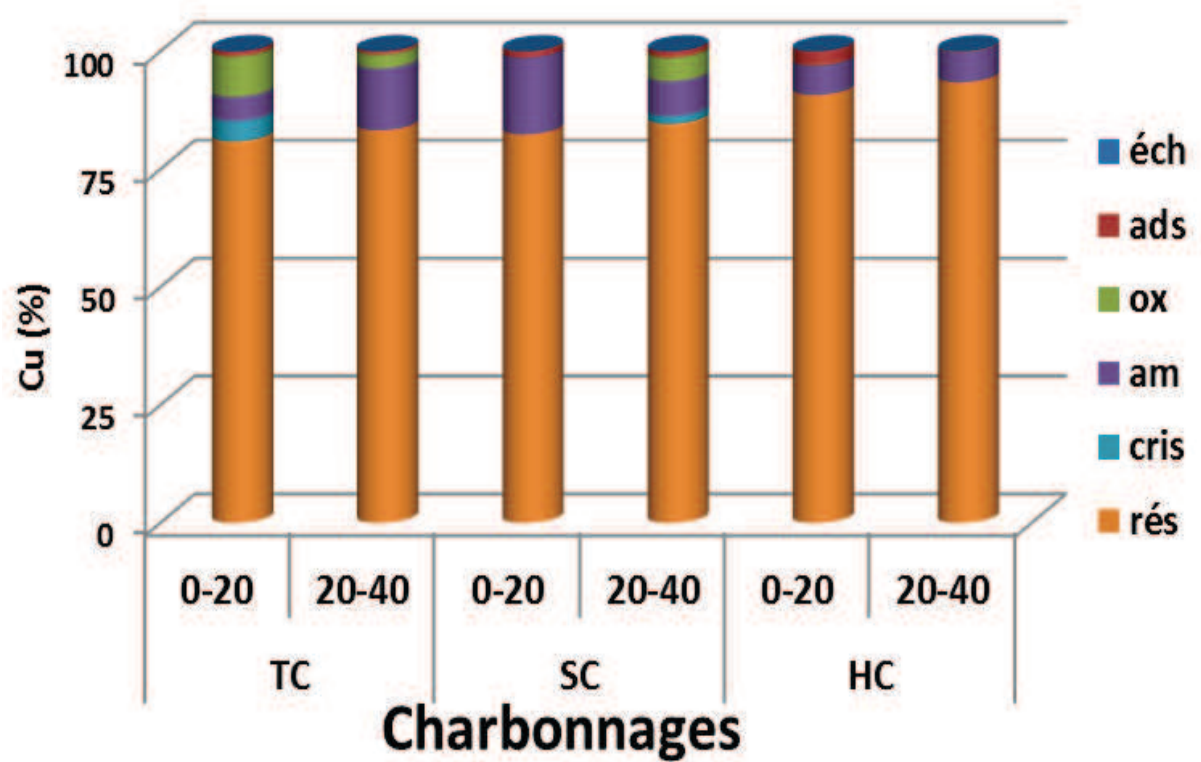


Figure VI.24 : Spéciation du cuivre dans les sols de Charbonnages et Ntounm

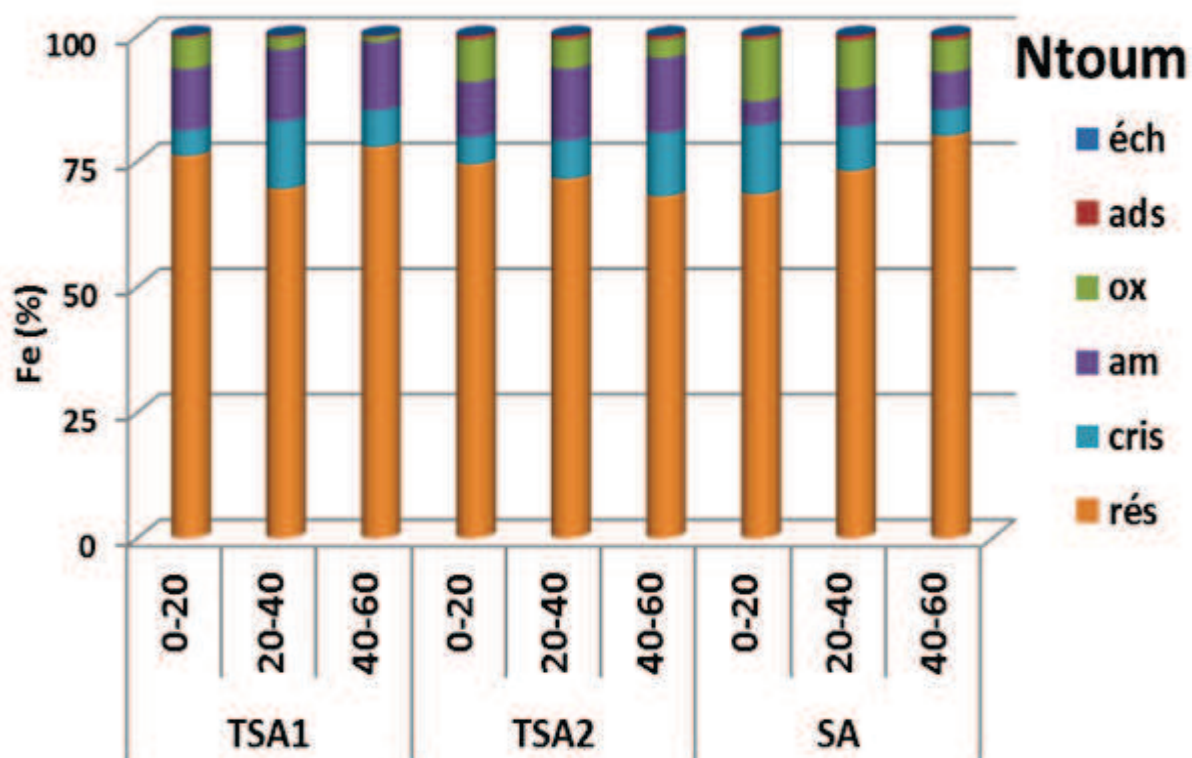
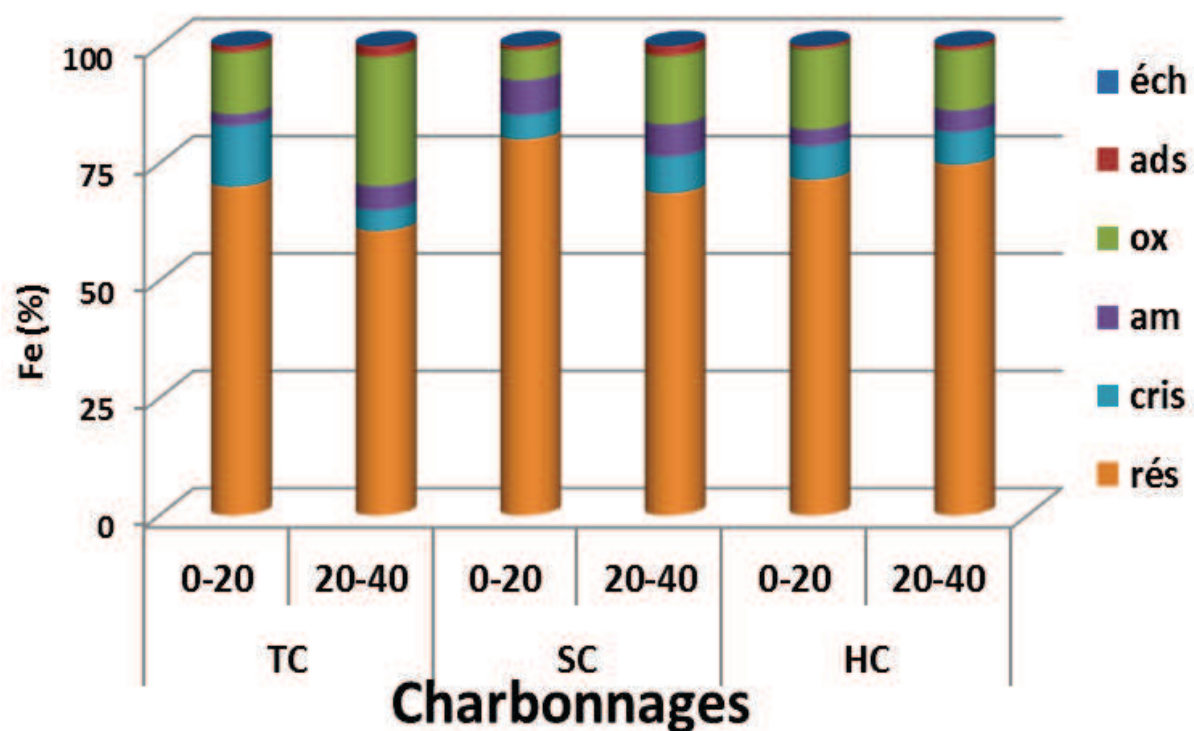


Figure VI.25 : Spéciation du fer dans les sols de Charbonnages et Ntoun

VI.4.4. Manganèse

Sur le site de Charbonnages, les cultures de plus de 10 ans ont contribué à la diminution de la concentration de Mn dans les quatre premières fractions, rendant ainsi moins disponible aux

plantes cet élément (figure VI.26). La situation à Ntoun est quelque peu différente. Il y a, dans le sol cultivé SA par rapport au sol de la forêt originelle TSA1, diminution de la concentration de l'élément dans la "fraction adsorbée" une variation non significative dans la "fraction liée aux oxydes amorphes" et surtout augmentation dans la "fraction oxydable". La participation à la disponibilité aux plantes de Mn serait donc réduite dans la "fraction adsorbée" et accrue dans la "fraction oxydable". Ce qui contribuerait à assurer une bonne mobilité de Mn pour le développement des plantes de Ntoun.

Le comportement du manganèse est caractérisé par une fraction résiduelle importante (61-93% à Charbonnages et 41-74% à Ntoun) et une mobilisation notable dans la "fraction adsorbée" et la "fraction liée aux oxydes amorphes". Sur le site de Charbonnages, la concentration de Mn est supérieure à 10% dans la "fraction adsorbée" de la couche arable des sols témoin TC et cultivé depuis 5 ans SC, et dans la "fraction liée aux oxydes amorphes" de la couche arable du sol cultivé depuis 5 ans SC. Sur le site de Ntoun, cette concentration atteint 42% dans la "fraction adsorbée" (> 10% dans 67% des couches des sols du site) et 23% dans la "fraction liée aux oxydes amorphes" (> 10% dans toutes les couches).

VI.4.5. Plomb

Sur le site de Charbonnages, le sol cultivé depuis 10 ans a une concentration en Pb inférieure à celle du sol témoin dans les fractions "adsorbée" et "liée aux oxydes amorphes" (figure VI.27). Ce qui est aussi observé dans l'horizon de surface pour "la fraction liée aux oxydes cristallins". Sur le site de Ntoun, le sol cultivé SA a une concentration de Pb inférieure à celle du sol de la forêt primaire TSA1 dans toutes les fractions à l'exception de la "fraction liée aux oxydes cristallins". Cette information pourrait révéler une baisse de la disponibilité de Pb aux plantes des deux sites, et donc un risque de pollution modéré voire nulle. Les résultats des chapitres 3 et 5 montrent effectivement une forte baisse de la teneur de Pb mobilisable dans les sols cultivés par rapport aux sols témoins, la concentration de cette fraction de l'élément dans le sol cultivé étant même parfois inférieure à la limite de détection (ici 0,5 mg/kg).

Le plomb est réparti dans plusieurs fractions dans lesquelles sa concentration dépasse souvent 10% de la teneur totale, les fractions "adsorbée", "liée aux oxydes amorphes", "liée aux oxydes cristallins" et "résiduelle". Les teneurs les plus élevées sont retrouvées dans la fraction "liée aux oxydes cristallins" dans le sol cultivé depuis 5 ans SC à Charbonnages et, sur le site de Ntoun, dans la fraction "liée aux oxydes cristallins" du sol cultivé SA et la fraction

"résiduelle" du sol de la forêt secondaire TSA2. Des teneurs de Pb supérieures à 20% sont également observées dans la fraction "adsorbée" du témoin TC et du sol cultivé depuis 10 ans HC sur le site de Charbonnages et, sur le site de Ntoun, dans les fractions "adsorbée" et "liée aux oxydes amorphes" du sol de la forêt primaire TSA1.

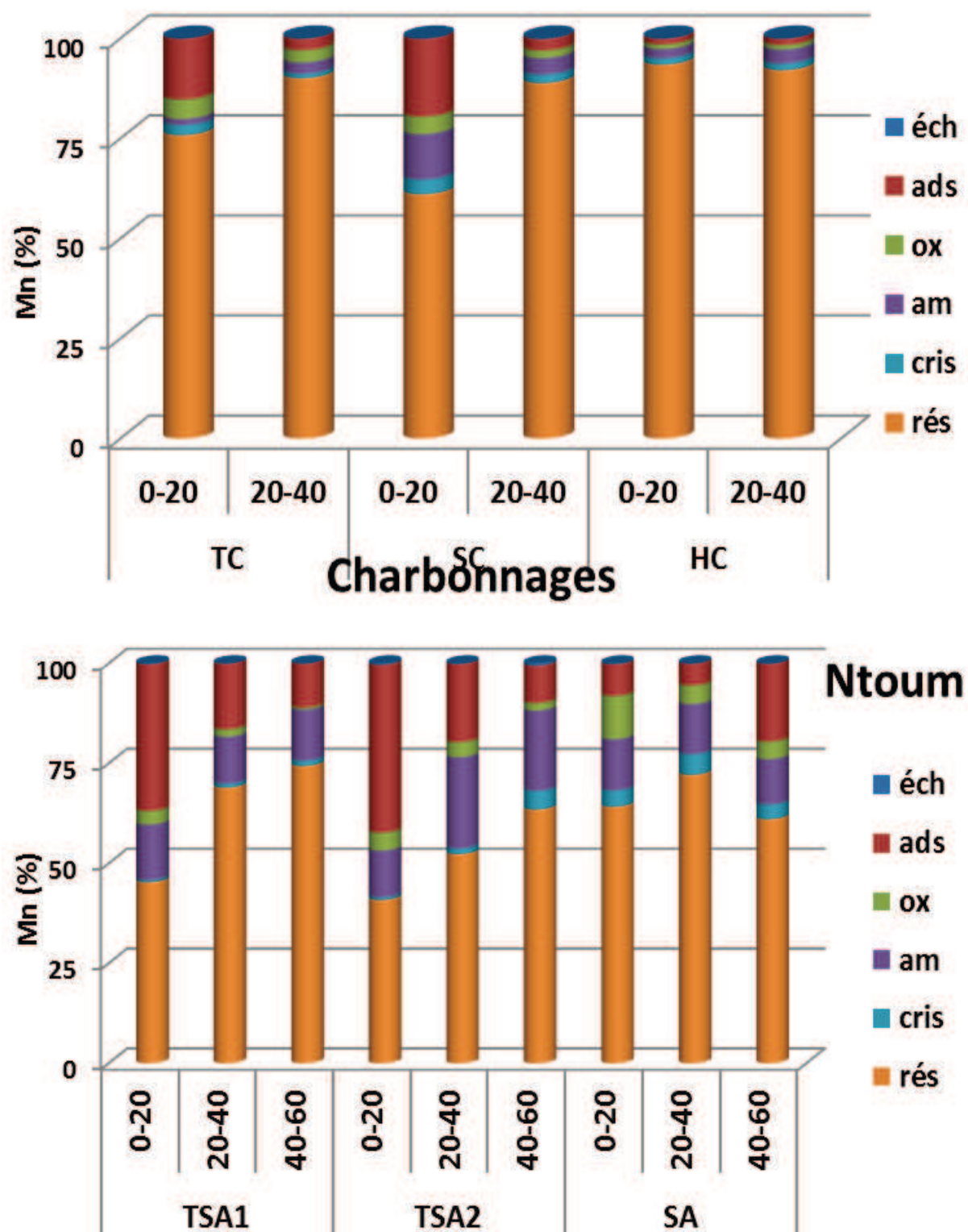


Figure VI.26 : Spéciation du manganèse dans les sols de Charbonnages et Ntoun

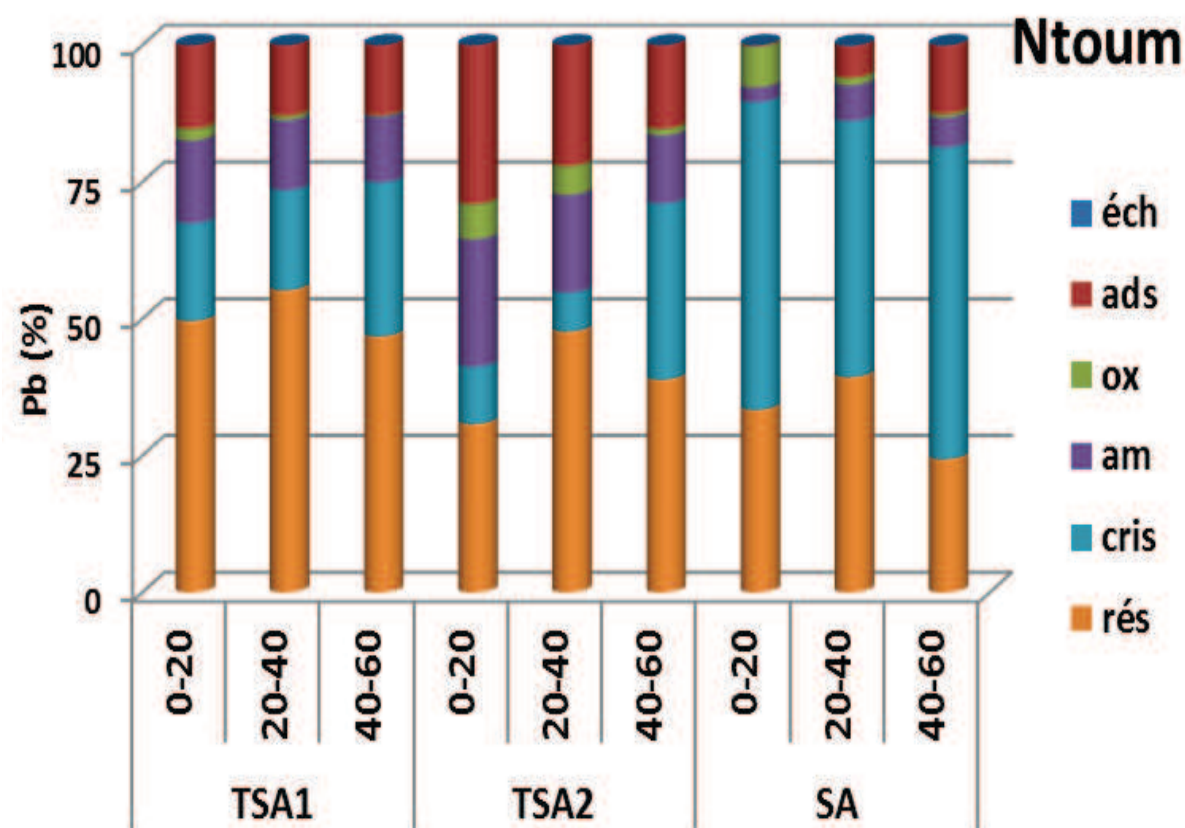
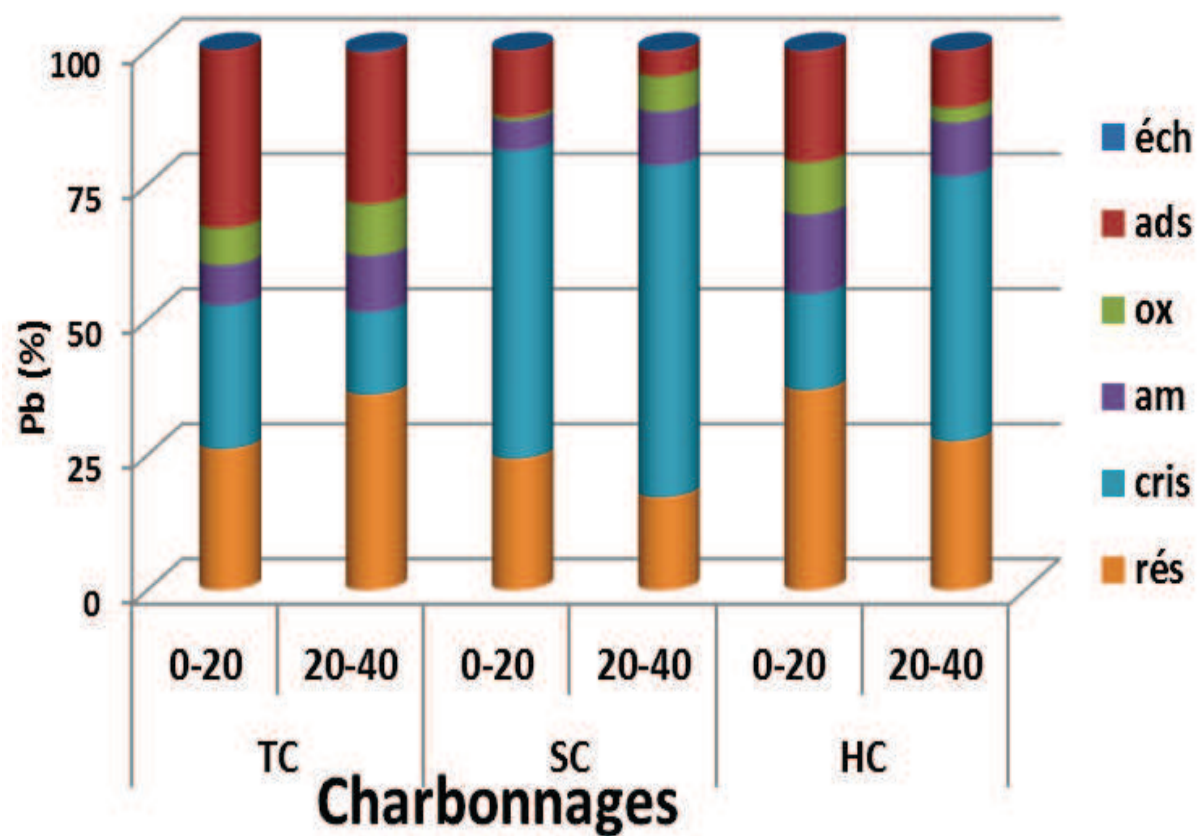


Figure VI.27 : Spéciation du plomb dans les sols de Charbonnages et Ntoun

VI.4.6. Zinc

Sur le site de Charbonnages, la concentration de Zn tend à diminuer dans toutes les fractions exceptées les fractions "liée aux oxydes cristallins" et "résiduelle" du sol cultivé depuis 10 ans par rapport au témoin (figure VI.28). Sur le site de Ntoun, la concentration de Zn augmente dans les trois premières fractions et diminue modérément dans les trois dernières fractions du sol cultivé SA par rapport au sol témoin de la forêt primaire TSA1. Comme dans le cas de Mn, les pratiques culturales contribuent à rendre moins disponible aux plantes Zn sur le site de Charbonnages alors qu'elles exacerbent sa mobilité dans les sols de Ntoun. La présence de Zn demeure prépondérante dans la fraction résiduelle. Cependant, dans toutes les autres fractions, à l'exception de la "fraction échangeable", il est observé des teneurs supérieures à 10% (jusqu'à 47%) dans plusieurs couches des sols des deux sites.

VI.5. Relation entre spéciation et propriétés du sol

Pour évaluer les déterminants de la répartition des métaux dans les différents compartiments solides du sol, nous avons étudié la relation entre la spéciation des métaux et les propriétés suivantes du sol : pH, COT, argile (Annexe D.7).

Sur le site de Ntoun, la "fraction échangeable" présente de fortes corrélations significatives entre Fe et pH (-0,825), Pb et pH (-0,866) et Pb et argile (0,683). Ces résultats montrent qu'une augmentation du pH a pour effet de réduire la quantité de Fe et Pb échangeables dans le sol. Par contre, une augmentation de la fraction argileuse du sol conduit à une augmentation de Pb dans cette fraction.

La "fraction adsorbé" est celle qui réapprovisionne le plus aisément la "fraction échangeable". Elle présente une forte corrélation significativement positive entre Cu et pH (0,910) sur le site de Charbonnages et, sur le site de Ntoun, Mn et Pb ont des corrélations significativement positives avec pH (0,901 et 0,743 respectivement) et l'argile (0,858 et 0,704 respectivement). Si le pH continue donc de diminuer sur ces deux sites à cause des pratiques culturales adoptées par les maraîchers, une carence de Cu à Charbonnages et de Mn à Ntoun sont à craindre. Un phénomène similaire pourrait être observé pour une diminution du taux d'argile sur le site de Ntoun.

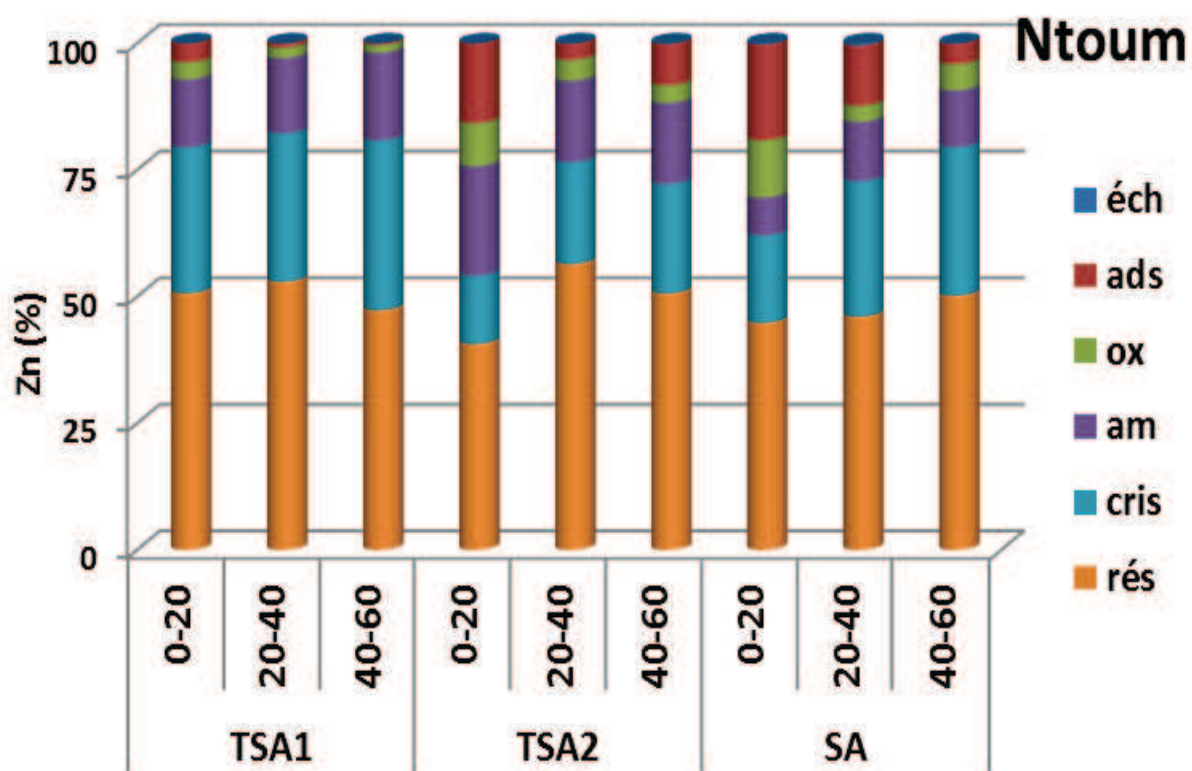
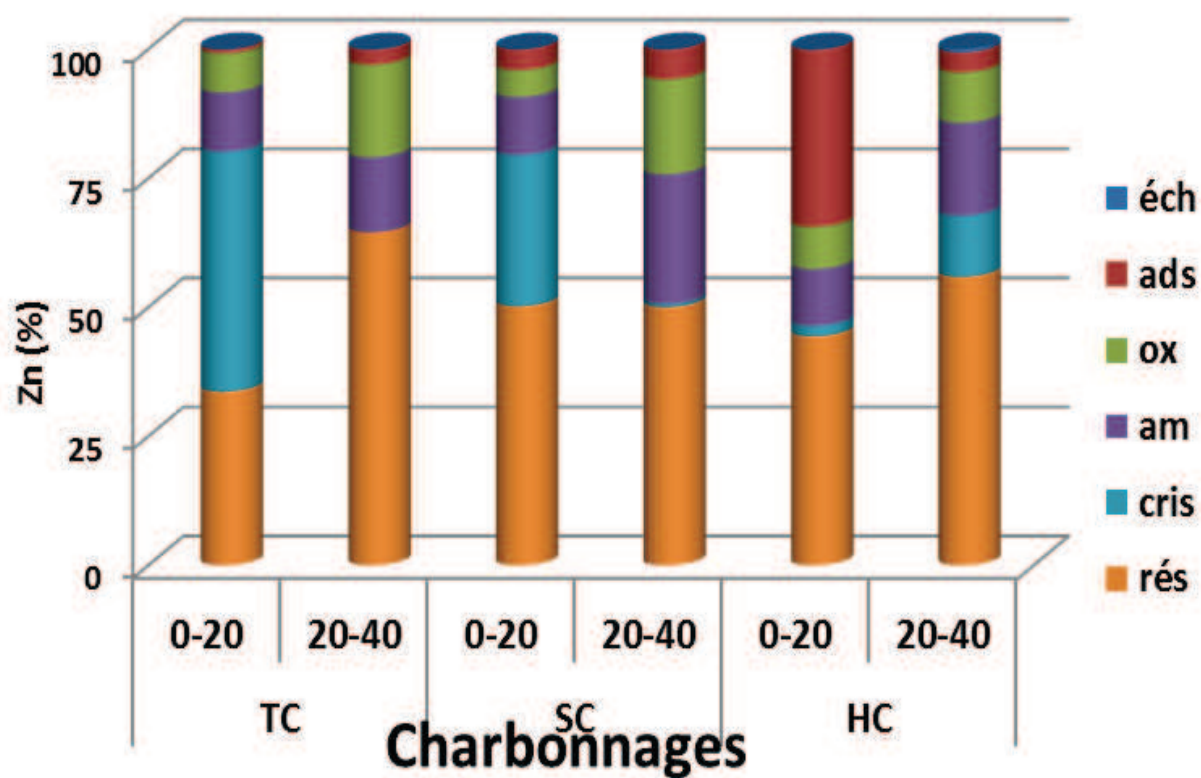


Figure VI.28 : Spéciation du zinc dans les sols de Charbonnages et Ntounm

La "fraction oxydable" ne présente aucune corrélation significative entre les métaux et les propriétés des sols des deux sites. Cependant, en ne considérant que les données à la surface des sols (données non présentées), on observe, sur le site de Charbonnages, des corrélations significatives entre les métaux Al et Fe et les paramètres du sol pH (-0,950 et -0,948 respectivement) et argile (0,922 et 0,918 respectivement) et sur le site de Ntoun, des corrélations significatives entre Al et l'argile (0,898) et Mn avec les paramètres pH (-0,693), COT (-0,744) et argile (-0,754). Les corrélations entre l'argile et ces métaux suggèrent que la concentration de Al et Fe sur le site de Charbonnages et Al et Mn sur le site de Ntoun dépend étroitement de la concentration de ces métaux dans les autres fractions. Wilcke et *al.* (2005) supposent que l'association d'une diminution du pH avec une libération accrue des métaux dans les autres fractions (éventuellement les fractions liées aux oxydes) est un bon moyen d'orientation de l'évolution des concentrations de métaux dans la "fraction oxydable". Dans l'horizon de surface, la somme F4 + F5 ne présente aucune différence significative pour les teneurs des métaux dans les sols témoins et plus longtemps cultivés (entre les deux types de sols on a une diminution du pH). Une tendance générale de l'évolution de la teneur des métaux dans la "fraction oxydable" ne peut donc pas être observée ici, même si quelques cas de diminution significative apparaissent (Mn sur les deux sites et Zn à Ntoun).

Comme dans le cas de la "fraction oxydable", la "fraction liée aux oxydes amorphes" des sols de Charbonnages ne présente aucune corrélation significative. Une analyse de la matrice de corrélation montre que pH, COT et argile sont fortement corrélés à Al (-0,921, -0,930, 0,897) qui est lui-même corrélé à Fe (0,913). Sur le site de Ntoun, Al est significativement et positivement corrélé à l'argile (0,828) et Fe, Pb et Zn sont significativement et positivement corrélés à pH (0,723, 0,726, 0,687 respectivement) et COT (0,764, 0,729, 0,735 respectivement). La relation entre Al et l'argile est normale (la concentration de Al dépend étroitement de la fraction argileuse du sol). Fe, Pb et Zn semblent dépendre presque de la même manière du pH et du COT. Une observation des relations entre les métaux de cette fraction montre que ces métaux ont de très fortes corrélations significatives positives entre eux (0,916 à 0,967). Il existe donc un lien étroit entre eux. D'après Baize et Tercé (2002), Zn est souvent présent dans les oxydes de Fe et Pb n'apparaît que si ces minéraux contiennent Mn. Ces relations indiquent que la baisse du pH sur les sols de cultures anciennes a contribué à solubiliser les complexes hydroxy-métalliques sur le site de Ntoun et, au contraire, à la formation de ces complexes avec une chimisorption subséquente à la surface des oxydes de Fe (Wilcke et *al.*, 2005).

La "fraction liée aux oxydes cristallins" présente des corrélations significatives entre Al et pH, COT et argile (-0,878, -0,961, 0,995 respectivement) entre Zn et pH (0,881) sur le site de Charbonnages, et entre Pb et pH (-0,685) sur le site de Ntoun. Dans chaque sol (à l'exception de quelques couches de sols de Charbonnages), la "fraction liée aux oxydes cristallins" est la première ou la deuxième plus importante, suivie ou précédée de la fraction résiduelle. D'autres auteurs ont constaté cette affinité de Pb et Zn pour les oxydes de fer et de manganèse du sol (Lu et *al.*, 2007 ; Pempkowiak et *al.*, 1999). Le comportement décrit pour ces éléments dans la "fraction liée aux oxydes amorphes" peut leur être aussi attribué dans la "fraction liée aux oxydes amorphes" à l'exception de Pb sur le site de Ntoun dont la concentration a plutôt tendance à augmenter quand le pH diminue.

La "fraction résiduelle" prédomine dans la majorité des sols étudiés. Sur le site de Charbonnages, Al est fortement corrélé significativement à pH (-0,921) et à l'argile du sol (0,889). Sur le site de Ntoun, Fe est significativement corrélé à pH (0,826) et Pb et Zn à l'argile (0,946 et 0,894 respectivement) et à Al (0,980 et 0,937 respectivement). Dans cette fraction aussi, pH joue un rôle majeur dans la sorption des métaux, en particulier Pb et Zn, sur les minéraux et sur la minéralisation des composés de fer et d'aluminium.

VI.6. Caractérisation de la matière organique

L'étude et la caractérisation de la matière organique, en particulier des fractions humiques, sont d'un grand intérêt en raison de l'impact de l'utilisation des terres. La différence dans les modes de gestion d'un sol peut considérablement modifier les concentrations et les caractéristiques chimiques des substances humiques et de la matière organique (Aranda et *al.*, 2011 ; Ding et *al.*, 2002 ; Gonzalez-Pérez et *al.*, 2004 ; Sombrero et de Benito, 2010 ; Tatzber et *al.*, 2008). Les substances humiques, qui dérivent de la minéralisation lente des composés organiques, sont connus pour leurs fonctions multiples à des activités physiques, chimiques et biologiques du sol, et aux processus pédogénétiques (Tatzber et *al.*, 2007) et sont ainsi d'une importance particulière. La diversité des usages des sols étudiés dans ce chapitre est importante pour des connaissances adéquates sur la matière organique et sa répartition en différentes fractions que sont les substances humiques totales SHT, la fraction fulvique FF et les acides humiques AH. Ce fractionnement permettra par la suite de caractériser par les méthodes spectrales UV-visible et de fluorescence ces composés.

VI.6.1. Fractionnement de la matière organique des sols

Le fractionnement chimique des acides humiques et fulviques a donné les résultats présentés par la figure VI.29. Un test d'analyse de variance à mesures répétées a été effectué sur ces résultats.

Sur le site de Charbonnages, les concentrations de SHT, AH et FF varient dans les intervalles 4,35-8,90, 0,68-4,20 et 3,16-6,47 g/kg respectivement. Les valeurs moyennes sont de 6,38, 1,71 et 4,34 g/kg. Les teneurs pour chacun de ces trois paramètres ne sont pas significativement différentes à l'exception de la concentration de SHT pour les différents horizons de chaque sol ($p = 0,0361$ et $F = 9,63$). On peut cependant noter que le sol cultivé depuis 10 ans a la concentration moyenne la plus élevée dans l'horizon de surface et la plus faible dans l'horizon 20-40 cm de tous les trois paramètres.

Les teneurs de SHT, AH et FF varient, sur le site de Ntoum, dans les intervalles 3,25-8,97, 0,27-2,94 et 2,41-6,70 g/kg respectivement. Les résultats (figure VI.29) présentent des différences significatives pour SHT, AH et FF entre les horizons ($p < 0,001$ pour chacun), pour les types de sols ($p = 0,004$, $0,001$ et $0,01$ respectivement) et pour la combinaison Horizon x Sol seulement pour AH ($p = 0,026$). Ainsi, pour chaque horizon, la concentration de SHT et AH suit toujours la tendance TSA1 < SA < TSA2 et celle de FF suit la tendance SA < TSA1 < TSA2. Ce qui signifie que le travail du sol a contribué à augmenter significativement la concentration de SHT et AH dans les deux sols (sol de la forêt secondaire et sol cultivé) et FF dans le sol de la forêt secondaire, et diminuer celle de FF dans le sol cultivé.

Les substances humiques constituent la principale fraction de la matière organique à cause de leur effet sur l'écologie des sols, la structure, la fertilité, et la croissance de plantes (Huang, 2004). Dans tous les sols des deux sites, la teneur de AH a été inférieure à celle de FF, le rapport AH/FF allant de 0,09 à 0,87 (tableau VI.5). La conséquence des tendances significatives sur le site de Ntoum est une augmentation du rapport AH/FF dans les deux sols impactés (tableau VI.5).

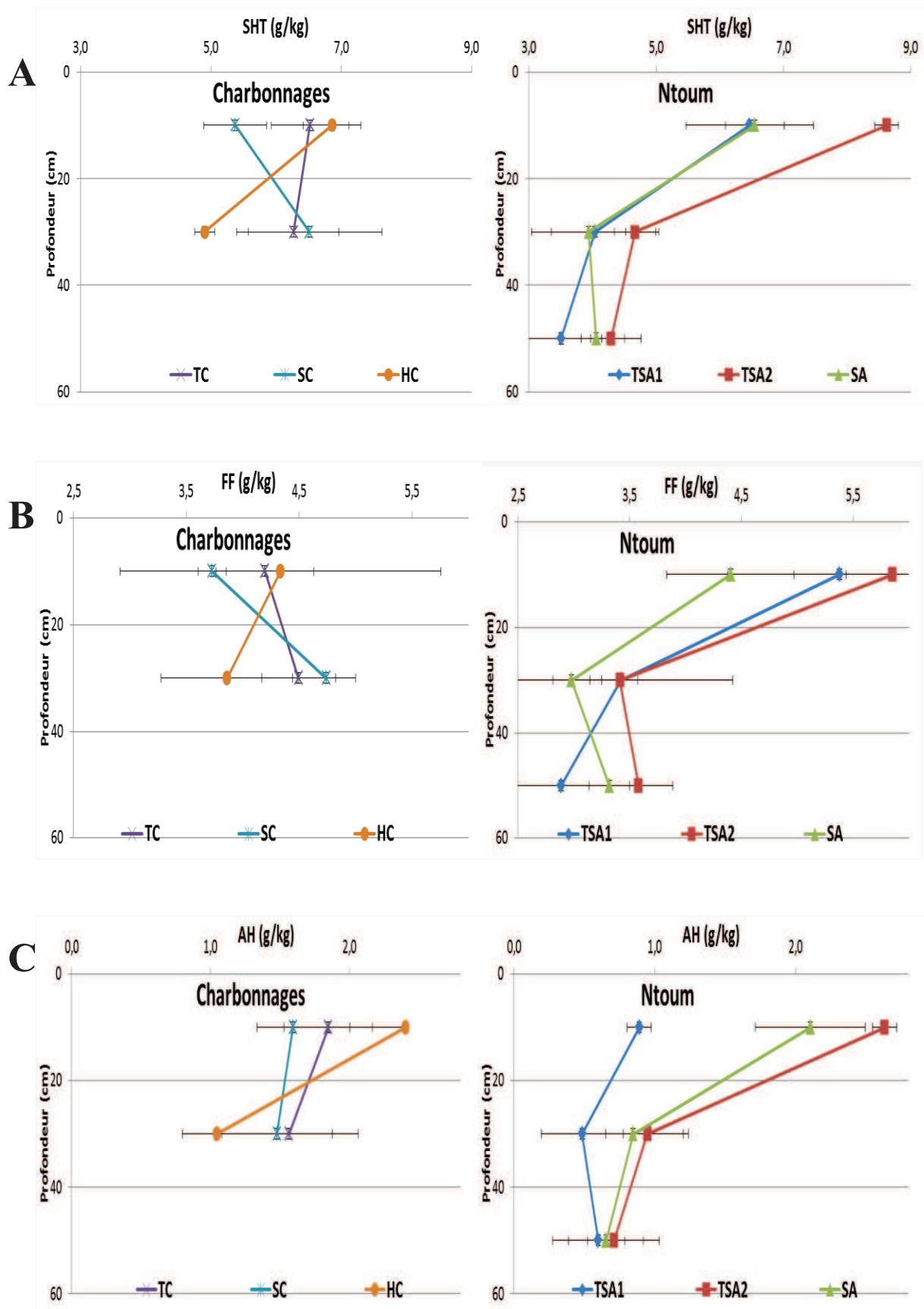


Figure VI.29 : Fractions organiques dans les sols. **A :** Substances humiques totales SHT ; **B :** Fraction fulvique FF ; **C :** Acides humiques AH

Les sols sans restriction chimiques et donc avec une activité biologique élevée ont plus de AH (Ferreira Cunha et *al.*, 2009). Dans un environnement de climat tempéré, la concentration de AH dans les sols à forte densité de charge négative est élevée et le rapport AH/AF est généralement supérieur à 1 (Kononova, 1966). Dans les sols tropicaux fortement altérés, la fraction dominante des substances humiques est l'humine (Yagi et *al.*, 2003). En général, la faible teneur en bases échangeables dans les sols fortement altérés réduit l'intensité des processus d'humification (Canellas et *al.*, 2003). En conséquence, le rapport AH/AF (et donc AH/FF) est plus faible. Les pratiques de gestion des sols affectent fortement la quantité, la composition et les proportions des substances humiques. Comme la fertilité des sols fortement altérés dépend largement de la quantité et la qualité de la matière organique du sol, il est très probable que les changements causés par les pratiques de gestion des différentes fractions des substances humiques influencent considérablement la fertilité des sols.

Dans les sols ferrallitiques impactés par la présence de l'homme, la prédominance de FF par rapport à AH est le résultat d'un processus limité d'humification de résidus organiques riches en N, P et Ca incorporés dans le sol. La faible proportion de la fraction alcaline la plus stable (AH) des substances humiques est accompagnée par de faibles concentrations de cations basiques (Zech et *al.*, 1990). Ce qui est en accord avec nos résultats puisque dans les sols cultivés depuis longtemps (> 10 ans) sur les deux sites, il y a carence en bases échangeables. Ce qui indique la présence d'une matière organique de mauvaise qualité en termes de potentiel de fertilité des sols. Des changements opérées dans la matière organique de ces sols qui contribueraient à élever la concentration de AH ou à améliorer le rapport AH/FF concourraient à améliorer la qualité des sols.

VI.6.2. Spectres visible UV/Visible

Un exemple d'allure des spectres UV-visible des substances humiques totales des sols de Charbonnages et Ntoum est présenté dans la Figure VI.30. Afin de réaliser ces spectres, une dilution a été préalablement effectuée afin d'obtenir des solutions approximativement de même concentration et une absorbance toujours inférieure à 1,5. Les spectres UV-visible des solutions de SHT sont apparus identiques pour tous les horizons de tous les sols de chaque site (Figure VI.30). Les méthodes de calculs proposées par Chin et *al.* (1994), Traina et *al.* (1990) et Peuravuori et Pihlaja (1997) pour déterminer les degrés d'aromaticité et d'humification des SHT des sols ne pourront donc ici être comparées qu'entre les deux sites, puisqu'elles sont les mêmes pour les différents sols de chaque site.

Tableau VI.5 : Valeurs du rapport AH/FF dans les sols de Charbonnages et Ntound

	TC	2TC	SC	2SC	HC	2HC			
AH/FF	0,45 (0,15)*	0,32 (0,08)	0,44 (0,09)	0,33 (0,08)	0,58 (0,34)	0,28 (0,18)			
	TSA1	2TSA1	3TSA1	TSA2	2TSA2	3TSA2	SA	2SA	3SA
AH/FF	0,16 (0,04)	0,14 (0,05)	0,20 (0,03)	0,43 (0,06)	0,31 (0,02)	0,22 (0,04)	0,50 (0,26)	0,28 (0,01)	0,23 (0,08)
ANOVA									
Charbonnages Ntound	Horizon	Sol	Horizon x Sol						
	0,1677 / 2,83**	0,8157 / 0,21	0,5059 / 0,72						
	0,0055 / 13,96	0,0082 / 6,35	0,1758 / 1,78						

*Moyenne (Ecart-type) ; ** : Significativité p / Variance F

Les résultats des spectres montrent que l'aromaticité obtenue à partir de l'équation de Chin et al. (1994) dépend uniquement de l'absorbance à 280 nm, la concentration du COT étant une constante. A 280 nm, l'absorbance est de 0,8897 à Charbonnages et 0,3439 à Ntoun. L'aromaticité des substances humiques des sols de Charbonnages est donc plus importante que celle des SHT des sols de Ntoun. Or, plus l'aromaticité des SHT est importante, plus leur poids moléculaire est important et moins les composés sont solubles (Chabroullet, 2007). On a donc une masse moléculaire plus importante, une solubilité plus faible et, par conséquent, un taux de la fraction fulvique plus élevé dans les sols de Ntoun que ceux des sols de Charbonnages.

Le rapport entre les absorbances à 250 nm et 365 nm noté E2/E3 donne les valeurs suivantes : 0 pour Charbonnages et 2,16 pour Ntoun. Ce qui signifierait, malgré la valeur 0, que les substances humiques de Charbonnages sont plus humifiées que celles de Ntoun. Ce qui confirme les résultats obtenus à partir de l'équation de Chin et al. (1994).

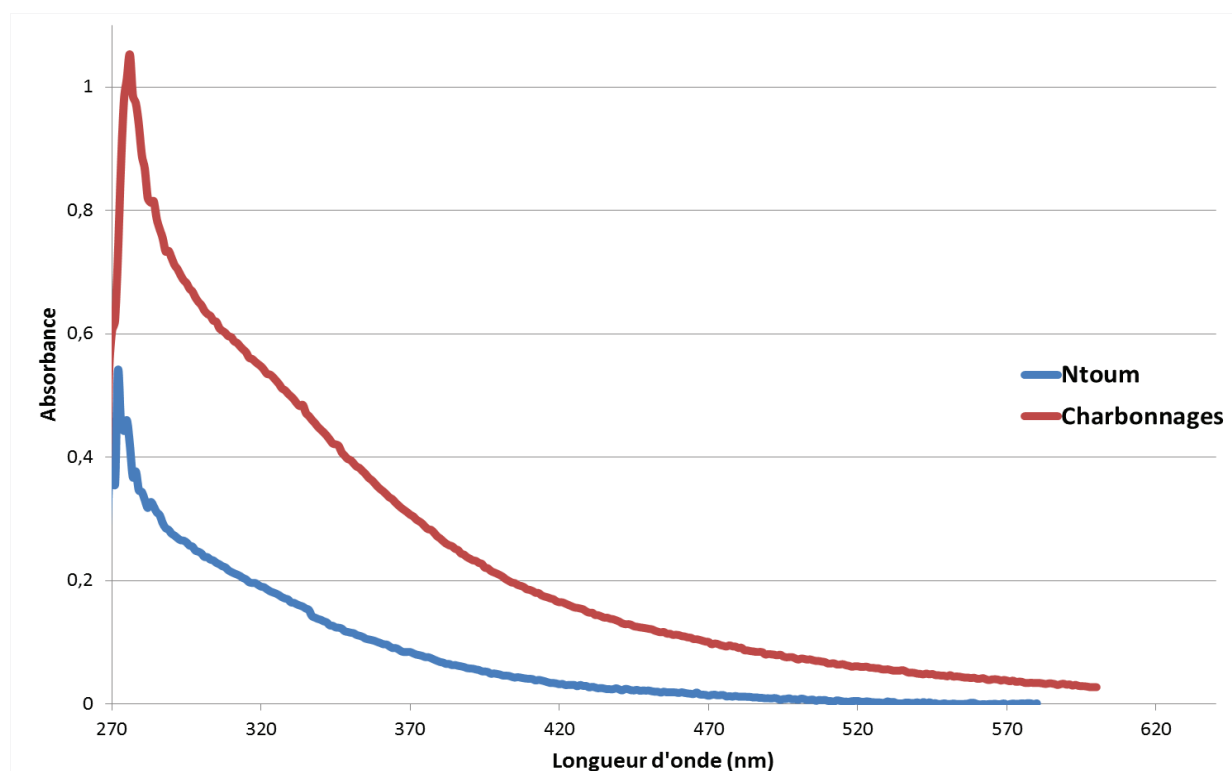


Figure VI.30 : Spectres UV-visible des SHT des sols de Charbonnages et Ntoun

VI.6.3. Spectres de fluorescence

Les spectres de fluorescence sont présentés dans la figure VI.31. Ces spectres sont tous similaires les uns aux autres. L'indice d'humification (HIX) correspond au rapport de la

somme des intensités de fluorescence entre 435 et 480 nm sur les intensités de fluorescence entre 300 et 345 nm (Corvasce et al., 2006 ; Ohno et al., 2004). Des fortes valeurs de HIX indiquent une prédominance de composés émettant à de plus grandes longueurs d'ondes et donc qui correspondent à un matériel organique plus humifié. Le tableau VI.6 contient cet indice pour nos sols.

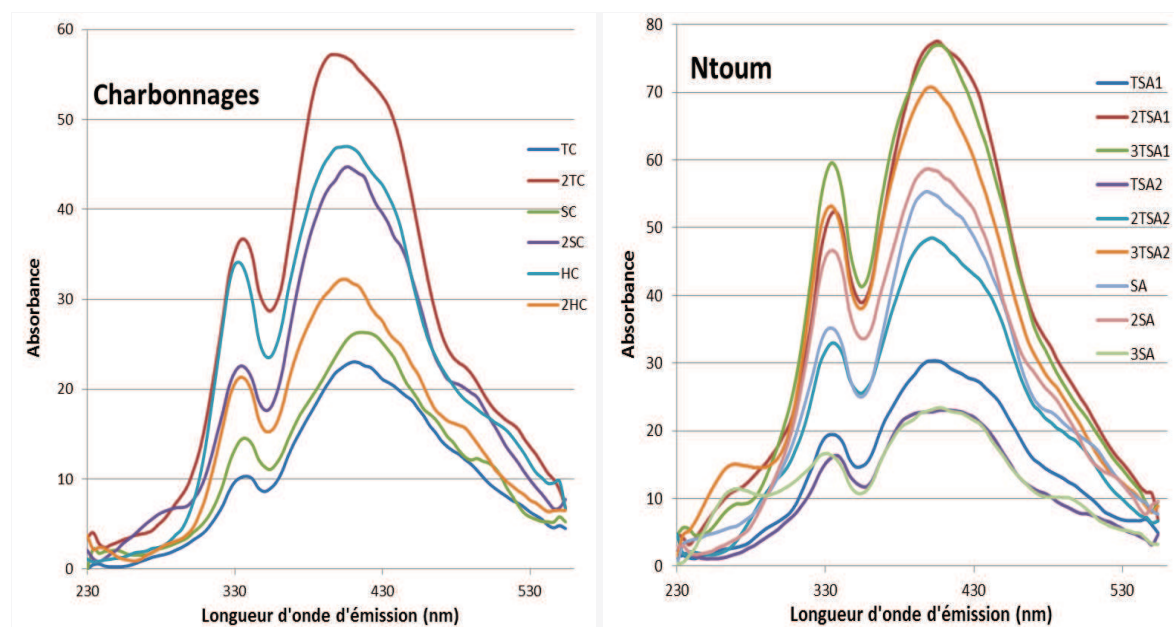


Figure VI.31 : Spectres de fluorescence d'émission ($\lambda_{\text{excitation}} = 254 \text{ nm}$) des SHT des sols de Charbonnages et Ntoun

Tableau VI.6 : Degrés d'humification (HIX) des SHT des sols de Charbonnages et Ntoun

	TC	2TC	SC	2SC	HC	2HC			
HIX	2,7	2,0	2,2	2,1	1,8	1,9			
	TSA1	2TSA1	3TSA1	TSA2	2TSA2	3TSA2	SA	2SA	3SA
HIX	1,8	1,7	1,5	1,7	1,6	1,5	1,7	1,5	1,4

Peu de différence significative existent entre les valeurs de HIX. Ces valeurs pour Charbonnages est plus élevée que pour Ntoun. Seule HIX des SHT de l'horizon de surface du sol témoin de Charbonnages est significativement plus élevée que les autres valeurs de ce paramètre. Ce qui correspond à un degré d'humification plus élevé de la matière organique dans les sols de Charbonnages, la matière organique de l'horizon de surface du témoin étant la plus humifiée.

L'analyse des indices d'humification et d'aromaticité à partir des spectres UV-visible et de fluorescence montre que les sols de Charbonnages ont un poids moléculaire moins important et par conséquent sont plus humifiés que les sols de Ntoun.

VI.7. Conclusion partielle du chapitre 6

L'étude en chronoséquence et en profondeur des propriétés des sols des sites de Charbonnages et Ntoun confirme l'analyse statistique du chapitre 5.

Les principaux indices de fertilité (pH, les bases échangeables, matière organique, azote...) sont faiblement améliorés dans les sols cultivés depuis 5 ans sur le site de Charbonnages. Mais, malgré cette amélioration, la fertilité de ce sol reste encore en dessous des niveaux moyens préconisés par Landon (1991). Les pratiques culturales ne semblent pas avoir un effet significatif sur les propriétés physiques et sur la minéralogie du sol cultivé depuis 5 ans.

La texture et la minéralogie des sols cultivés depuis 10 ans (Charbonnages et 38 ans (Ntoun) ont subi des modifications qui pourraient être dues, non seulement à la durée d'exploitation des sols et aux pratiques culturales, mais aussi à d'autres paramètres, en particulier au climat agressif de la région d'étude, à l'acidification et à l'érosion de ces sols. L'évolution de la texture est différente d'un sol à l'autre mais il y a conjointement augmentation de la kaolinite et de la goethite et diminution du mélange illite-chlorite dans les deux sols.

Les sols cultivés au moins depuis 10 ans ont été fortement acidifiés. Leurs paramètres de fertilité ont tous subi des diminutions allant jusqu'à plus de 80%. La concentration de certains métaux essentiels dans la chaîne alimentaire a chuté de plus de 50% (cas du zinc) alors que celle de l'aluminium dont la fraction mobilisable augmente dans les deux sols mériterait une surveillance afin d'éviter ou de réduire une éventuelle toxicité aluminique.

L'étude de la spéciation de ces métaux indique que le pH a une très grande influence sur leur répartition dans les différentes fractions (déterminées par extraction séquentielle). Ce paramètre a eu de très fortes corrélations avec des métaux dans tous les compartiments du sol. Mn, Pb et Zn sont les métaux les plus mobiles dans les sols.

Les résultats par rapport à la matière organique (MO) ont montré que les sols dans la région de Libreville sont très sensibles au maraîchage, particulièrement après 10 ans d'exploitation. La dégradation de ces sols par rapport à la MO est principalement liée à l'usage de techniques

agricoles inadaptées conduisant à l'érosion continue et à l'épuisement rapide de la matière organique du sol qui par ailleurs n'est pas suffisamment humifiée.

En règle générale, le travail du sol a eu comme conséquence une meilleure fertilité du sol cultivé depuis peu (5 ans à Charbonnages), une conservation relative du niveau de la fertilité du sol déforesté-reforesté (Ntoum) et une baisse importante des indices de fertilité des sols cultivés depuis longtemps (10 ans à Charbonnages et 38 ans à Ntoum). Ce qui est cohérent avec d'autres études sur les indices liés à la fertilité des sols tropicaux après déforestation et conversion en terres agricoles (Islam et Weil, 2000 ; Lemenih et *al*, 2005). Comme la plupart des sols tropicaux, les sols de Libreville sont altérés et presque tous les nutriments se trouvent liés à la matière organique dont la teneur n'est pas très élevée. La décomposition de la matière organique à cause des effets climatiques amène à la nécessité de maintenir une couverture végétale permanente pour garder les sols fertiles (Troeh et Thompson, 2005).

Une alternative qui pourrait atténuer ce problème agro-pédologique et environnemental important est la gestion biologique et, en général, l'utilisation de pratiques agricoles durables. Le but de ce mode de gestion est de cultiver des légumes d'une plus grande qualité, tout en respectant l'environnement et en conservant la fertilité du sol. Ce qui permet d'améliorer sa productivité agronomique.

Références bibliographiques – chap. 6

Abbasi M.K., Zafar M., Khan S.R., 2007. Influence of different land-cover types on the changes of selected soil properties in the mountain region of Rawalakot Azad Jammu and Kashmir. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78 (1), 97-110.

Agoumé V., Birang A.M., 2009. Impact of Land-use Systems on some Physical and Chemical Soil Properties of an Oxisol in the Humid Forest Zone of Southern Cameroon. *Tropicultura*, 27 (1), 15-20.

Akkajit P., Tongcumpou C., 2010. Fractionation of metals in cadmium contaminated soil : Relation and effect on bioavailable cadmium. *Geoderma*, 156 (3-4), 126-132.

Aranda V., Ayora-Canada M.J., Dominguez-Vidal A., Martin-Garcia J.M., Calero J., Delgado R., Verdejo T., González-Vila F.J., 2011. Effect of soil type and management (organic vs. conventional) on soil organic matter quality in olive groves in a semi-arid environment in Sierra Magina Natural Park (S Spain). *Geoderma*, 164, (1-2), 54-63.

Baize D., Tercé M., 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols : Approches fonctionnelles et spatiales, *Editions Quae*, 570 p.

Behrendorff C., Elberling B., Krogh L., 2005. Aluminium release from acidic forest soil following deforestation and maize cultivation in Ghana, West Africa. *West African Journal of Applied Ecology*, 8, 99-114.

- Béliveau A., 2008. Déforestation et agriculture sur brûlis en Amazonie brésilienne : les impacts de la première année de culture sur les sols de fermes familiales de la région du Tapajos. *Master thesis. Montréal, Canada : UQAM* ; 139 p.
- Béliveau A., Lucotte M., Davidson R., Lopes L.O., Paquet S., 2009. Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon. *Science of The Total Environment*, 407 (15), 4480-4489.
- Bewket W., Stroosnijder L., 2003. Effects of agroecological land use succession on soil properties in Chemoga watershed, Blue Nile basin, Ethiopia. *Geoderma*, 111, 85–98.
- Bolan N.S., Adriano D.C., Curtin D., 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy*, 78, 215-272.
- Burak D.L., Fontes M.P.F., Santos N.T., Monteiro L.V.S., Martins E.S., Becquer T., 2010. Geochemistry and spatial distribution of heavy metals in Oxisols in a mineralized region of the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 160 (2), 131-142.
- Canellas L.P., Velloso A.C.X., Marciano C.R., Ramalho J.F.G.P., Rumjanek V.M., Rezende C.E., Santos G.A., 2003. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhço e adição de vinhaça por longo tempo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27, 935-944.
- Celik C., 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil and Tillage Research*, 83, 270–277.
- Chabroulet C., 2007. Etude de la remobilisation d'éléments traces à partir d'un sol de surface contaminé : Influence du vieillissement des composés organiques du sol sur la remobilisation du sélénium, *Thèse de Doctorat Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire*, 262 p.
- Chin T.P., Aiken G., O'Loughlin E., 1994. Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environmental Science and Technology*, 28, 1853-1858.
- Corvasce M., Zsolnay A., D'Orazio V., Lopez R. et Miano T.M., 2006. Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile. *Chemosphere*, 62 (10), 1583-1590.
- Dabin B., 1985. Les sols tropicaux acides, *Cahiers ORSTOM. Série Pédologique*, 21 (1), 7-19.
- Deschamps T., Benzaazoua M., Bussière B., Belem T., Mbonimpa M., 2007. Aperçu des mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide et exemples d'applications pour la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO – La revue en sciences de l'environnement*, 7 (2), Art 3, 11 p.
- Ding G., Novak J.M., Amarasiriwardena D., Hunt P.G., Xing B., 2002. Soil organic matter characteristics as affected by tillage management. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 421-429.
- Doelsch E., Moussard G., Saint-Macary H., 2008. Fractionation of tropical soilborne heavy metals – Comparison of two sequential extraction procedures. *Geoderma*, 143 (1-2), 168-179.
- Edmeades D.C., Wheeler D.M., Crouchley G., 1985. Effects of liming on soil magnesium on some soils in New Zealand. *Soil Science and Plant Analysis*, 16, 727–739.
- Eriksson J., Nilsson I., Simonsson M., 2005. *Wiklanders Marklära, Studentlitteratur AB*, Sweden, Lund, 340 p.
- Eze P.N., Udeigwe T.K., Stietiya M.H., 2010. Distribution and potential source evaluation of heavy metals in prominent soils of Accra Plains, Ghana. *Geoderma*, 156 (3-4), 357-362.
- Ferreira Cunha T.J., Madari B.E., Canellas L.P., Ribeiro L.P., Benites V.M., Santos G.A., 2009. Soil organic matter and fertility of anthropogenic dark earths (Terra Preta de Índio) in the Brazilian Amazon Basin. *Revista Brasileira De Ciencia do Solo*, 33 (1), 85-93.

- Fontes M.P.F., Weed S.B., 1991. Iron oxides in selected Brazilian Oxisols : I. Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1143–1149.
- Foy C.D., 1984. Adaptation of plants to mineral stress in problem soils. *CIBA F. Symp.*, 102, 20–31.
- Gonzalez-Pérez M., Martin-Neto L., Saab S.C., Novotny E.H., Milori D.M.B.P., Bagnato V.S., Colnago L.A., Melo W.J., Knicker H., 2004. Characterization of humic acids from a Brazilian Oxisol under different tillage systems by EPR, ^{13}C NMR, FTIR and fluorescence spectroscopy. *Geoderma*, 118, 181–190.
- Gupta S.K., Aten C., 1993. Comparison and evaluation of extraction media and their suitability in a simple model to predict the biological relevance of heavy metal concentrations in contaminated soils. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 51 (1-4), 25-46.
- Havlin J.L., Beaton J.D. Tisdale S.L., Nelson W.L., 2005. Soil Fertility and Nutrient Management : An Introduction to Nutrient Management. 7th Edition. *Pearson/Prentice Hall*. Upper Saddle River, NJ. 515 p.
- Haynes R.J., Dominy C.S., Graham M.H., 2003. Effect of agricultural land use on soil organic matter status and the composition of earthworm communities in KwaZulu-Natal, South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95 (2-3), 453-464.
- Haynes R.J., Ludecke T.E., 1981. Effect of lime and phosphorus applications on concentrations of available nutrients and on P, Al and Mn uptake by 2 pasture legumes in an acid soil. *Plant Soil*, 62, 117–128.
- Hechtbuchholz C., Foy C.D., 1981. Effect of aluminium toxicity on root morphology of barley. *Plant Soil*, 63, 93–95.
- Hill R.L., 1990. Long-term conventional tillage and no-tillage effects on selected soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 161–166.
- Huang P.M., 2004. Soil mineral–organic matter–microorganism interactions : fundamentals and impacts. *Advances in Agronomy*, 82, 391–472.
- Islam K.R., Weil R.R., 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79, 9–16.
- Jones J.P., Fox R.L., 1978. Phosphorus nutrition of plants influenced by manganese and aluminium uptake from an oxisol. *Soil Science*, 126, 230–236.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants (3rd ed.), *CRC Press*, Florida.
- Kaiser H.F., 1960. The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20, 141–151.
- Kamprath E.J., Watson M.E., 1980. Conventional soil and tissue tests for assessing the phosphorus status of soils, in F. E. Khasawneh (ed.) *The Role of Phosphorus in Agriculture*, *American Society of Agronomy*, Madison, WI.
- Kauffmann S., Sombroek W. Mantel S., 1998. Soils of rainforests : characterization and major constraints of dominant forest soils in the humid tropics. *Soils of Tropical Forest Ecosystems : Characteristics, Ecology and Management*, Springer-Verlag, Berlin, 9-20.
- Khresat S., Al-Bakri J., Al-Tahhan R., 2008. Impacts of land use/cover change on soil properties in the Mediterranean region of northwestern Jordan. *Land degradation and development*, 19, 397–407.
- Kladivko E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research*, 61, 61–76.
- Kononova M.M., 1966. Soil organic matter : Its nature, its role in soil formation and in soil fertility. *Oxford, Pergamon Press*, 544 p.

- Korkanc S.Y., Ozyuvaci N., Hizal A., 2008. Impacts of land use conversion on soil properties and soil erodibility. *Journal of Environmental Biology*, 29 (3), 363-370.
- Kubova J., Stresko V., Bujdos M., Matus P., Medved J., 2004. Fractionation of various elements in CRMs and in polluted soils. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 379 (1), 108-114.
- Landon, J.R., ed. 1991. Booker tropical soil manual, Harlow, UK, *Longman*. 474 p.
- Lemenih M., Karlun E., Olsson M., 2005. Soil organic matter dynamics after deforestation along a farm field chronosequence in southern highlands of Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 109 (1-2), 9-19.
- Lofts S., Woof C., Tipping E., Clarke N., Mulder J., 2001. Modelling pH buffering and aluminium solubility in European forest soils. *European Journal of Soil Science*, 52, 189-204.
- Lu Y., Zhu F., Chen J., Gan H., Guo Y., 2007. Chemical fractionation of heavy metals in urban soils of Guangzhou, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 134 (1-3), 429-439.
- Luo X.S., Yu S., Li X.D. 2011. The mobility, bioavailability, and human bioaccessibility of trace metals in urban soils of Hong Kong. *Applied Geochemistry*, In Press.
- Martinez-Mena M., Rogel J.A., Castillo V., Albaladejo J., 2002. Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semi-arid Mediterranean soil. *Biogeochemistry*, 61, 309-321.
- Mbonigaba Muhinda J.J., Nzeyimana I., Bucagu C., Culot M., 2009. Caractérisation physique, chimique et microbiologique de trois sols acides tropicaux du Rwanda sous jachères naturelles et contraintes à leur productivité. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 13 (4), 545-558.
- McAlister J.J., Smith B.J., Sanchez B., 1998. Forest clearance : impact of land use change on fertility status of soils from the Sao Francisco area of Niteroi, Brazil. *Land Degradation and Development*, 9, 425-440.
- McGrath D.A., Smith C.K., Gholz H.L., Oliveira F.D.A., 2001. Effect of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystems*, 4, 625-642.
- Meers E., Samson R., Tack F.M.G., Ruttens A., Vandegheuchte M., Vangronsveld J., Verloo M.G., 2007. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. *Environmental and Experimental Botany*, 60, 385-396.
- Mezni M., Hamzaoui A., Hamdi N., Srasra E., 2011. Synthesis of zeolites from the low-grade Tunisian natural illite by two different methods. *Applied Clay Science*, 52 (3), 209-218.
- Mico C., Recatala L., Peris M., Sanchez J., 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*, 65, 863-872.
- Mills A.J., Fey M.V., 2003. Declining soil quality in South Africa : effect of land use on soil organic matter and surface crusting. *South African Journal of Science*, 99, 429-436.
- Mubarak A.R., Elshami O.M.E., Azhari A.A., 2005. Long- and short-term effects of cultivation on properties of a Vertisol under sugarcane plantation. *Soil and Tillage Research*, 84 (1), 1-6.
- Myers J.A., McLean E.O., Bingham J.M., 1988. Reductions in exchangeable magnesium with liming acid Ohio soils. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 131-136.
- Ngun B.K., Mohamad H., Sulaiman S.K., Okada K., Ahmad Z.A., 2011. Some ceramic properties of clays from central Cambodia. *Applied Clay Science*, 53 (1), 33-41.
- Nicholson F.A., Smith S.R., Alloway B.J., Carlton-Smith C., Chambers B.J., 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment*, 311, 205-219.

Ohno T., Chen P., Jefts S.S., Mallory E. et McCormick E.K., 2004. Sorption of crop residue-derived dissolved organic matter by soils and its effect on allelopathic expression. *Allelopathy Journal*, 14 (1), 13-21.

Patra B.N., Mohanty S.K., 1994. Effect of nutrients and liming on changes in pH, redox potential, and uptake of iron and manganese by wetland rice in iron-toxic soil. *Biology and Fertility of Soils*, 17, 285–288.

Pempkowiak J., Sikora A., Biernacka E., 1999. Speciation of heavy metals in marine sediments VS their bioaccumulation by mussels. *Chemosphere*, 39 (2), 313-321.

Peuravuori J., Pihlaja K., 1997. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta*, 337, 133–149.

Poschenrieder C., Gunsé B., Corrales I., Barcelo J., 2008. A glance into aluminum toxicity and resistance in plants. *Science of The Total Environment*, 400 (1-3), 356-368.

Rao C.R.M., Sahuquillo A., Lopez-Sanchez J.F., 2010. Comparison of single and sequential extraction procedures for the study of rare earth elements remobilisation in different types of soils. *Analytica Chimica Acta*, 662 (2), 128-136.

Rauret G., Lopez-Sanchez J.F., Lück D., Bacon J., Yli-Halla M., Muntau H., Quevauviller Ph., (2001) BCR information for reference material BCR-701 (EUR 19775 EN). *Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg*.

Ross S.M., 1993. Organic matter in tropical soils: current conditions, concerns and prospects for conservation. *Progress in Physical Geography*, 17, 265–305.

Sa J.C.M., Cerri C.C., Lal R., Dick W.A., Piccolo M.C., Feigl B.E., 2009. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, 104 (1), 56-64.

Saikh H., Varadachari C., Ghosh K., 1998. Effects of deforestation and cultivation on soil CEC and contents of exchangeable bases : a case study in Simlipal National Park, India. *Plant and Soil*, 204, 175–181.

Sanchez P.A., 1976. Properties and Management of Soils in the Tropics, *Wiley*, New York.

Sanchez P.A., Couto W., Buol S.W., 1982. The Fertility Capability Soil Classification system : Interpretation, applicability and modification. *Geoderma*, 27, 283–309.

Serrano S., O'Day P.A., Vlassopoulos D., Garcia-Gonzalez M.T., Garrido F.A., 2009. Surface complexation and ion exchange model of Pb and Cd competitive sorption on natural soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73, 543–558.

Singh P.K., Singh Y., 1996. Effect of reduced tillage on soil properties, root growth and grain yield in rice-wheat system. *Indian Journal of Agricultural Research*, 30, 179–185.

Sipos P., Németh T., Kis V., Mohai I., 2008. Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases. *Geoderma*, 73, 461–469.

Solomon D., Lehmann J., Zech W., 2000. Land use effects on soil organic matter properties of chromic luvisols in semi-arid northern Tanzania : carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78, 203–213.

Sombrero A., de Benito A., 2010. Carbon accumulation in soil. Ten-year study of conservation tillage and crop rotation in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain. *Soil and Tillage Research*, 107, 64–70.

Sumner M.E., Fey M.V., Noble A.D., 1991. Nutrient status and toxicity problems in acid soils. In: B. Ulrich and M.E. Sumner, Editors, *Soil Acidity*, Springer, New York, 149–182.

Tatzber M., Stemmer M., Spiegel H., Katzlberger C., Haberhauer G., Mentler A., Gerzabek M.H., 2007. FTIR-spectroscopic characterization of humic acids and humin fractions obtained by advanced

NaOH, Na₄P₂O₇, and Na₂CO₃ extraction procedures. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170, 522–529.

Tatzber M., Stemmer M., Spiegel H., Katzlberger C., Haberhauer G., Gerzabek M.H., 2008. Impact of different tillage practices on molecular characteristics of humic acids in a long-term field experiment—An application of three different spectroscopic methods. *The Science and Total Environment*, 406, 256–268.

Traina S.J., Novak J., Smeck N.E., 1990. An ultraviolet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content of humic acids. *Journal of Environmental Quality*, 19, 151–153.

Troeh F.R., Thompson L.M., 2005. Soils and soil fertility, 6th ed. *Blackwell*, Ames, 489 p.

Van Wambeke A., 1994. Soils of the Tropics. Their Properties and Appraisal. *McGraw-Hill*. New York.

Voundi Nkana J.C., Tonye J., 2003. Assessment of certain soil properties related to different land-use systems in the Kaya watershed of the humid forest zone of Cameroon. *Land Degradation & Development*, 14, 57–67.

Wilcke W., Krauss M., Kobza J., 2005. Concentrations and forms of heavy metals in Slovak soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168, 676–686.

Xu R.K., Coventry D.R., Farhoodi A., Schultz J.E., 2002. Soil acidification as influenced by crop rotations, stubble management, and application of nitrogenous fertilizer, Tarlee, South Australia. *Australian Journal of Soil Research*, 40, 483–496.

Yagi R., Ferreira M.E., Cruz M.C.P., Barbosa J.C., 2003. Organic matter fractions and soil fertility under the influence of liming, vermicompost and cattle manure. *Sci. Agric.*, 60, 549–557.

Zech W., Haumaier L., Hempfling R., 1990. Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. In: MacCarthy P., Clapp C.E., Malcolm R.L., Bloom P.R. (Eds.), *Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings. American Society of Agronomy and the Soil Science Society of America, Madison*, 187–202.

Zhang C., Wu L., Luo Y., Zhang H., Christie P., 2008. Identifying sources of soil inorganic pollutants on a regional scale using a multivariate statistical approach : role of pollutant migration and soil physicochemical properties. *Environmental Pollution*, 151, 470–476.

Chapitre 7 : Modélisation d'apports minéraux (chaux) dans les sols agricoles acidifiés

VII.1 : Introduction

Les chapitres V et VI ont montré que les pratiques culturales adoptées par les maraîchers de la région de Libreville ont fortement impacté les sols cultivés en plein air depuis au moins dix ans. Cet effet est associé à une acidification et à un appauvrissement continu de la fertilité des sols. Plusieurs moyens ont déjà été développés afin de lutter contre la baisse de la fertilité des sols. Ces technologies peuvent comprendre par exemple les rotations culturales, les apports des résidus de récolte, du fumier, des engrais chimiques, de minéraux phosphatés, des minéraux carbonatés (Bationo et *al.*, 1995 ; McClintock et Diop, 2005).

Plusieurs travaux ont fait le bilan de l'incidence des ajouts organiques et minéraux sur la croissance des plantes et leur capacité de rétention des métaux et le rendement de cultures (Hölscher et *al.*, 1997 ; Ludwig et *al.*, 1999 ; Ndakidemi et Semoka, 2006 ; Steiner et *al.*, 2009). Dans le cas présent, il s'agit tout d'abord de rechercher un moyen de freiner le processus d'acidification des sols lié aux activités agricoles du maraîchage.

L'objectif de ce chapitre est de simuler des apports d'une base, la chaux brûlée $\text{Ca}(\text{OH})_2$ afin de donner des informations sur des stratégies de gestion des sols. Une évaluation de la concentration des métaux et de leur spéciation dans la solution du sol sera discutée pour les sols les plus impactés à Charbonnages et Ntoun : il s'agit du sol cultivé depuis 10 ans à Charbonnages, HC, et du sol cultivé depuis 38 ans à Ntoun, SA.

Le code géochimique PHREEQC (Appelo et Parkhurst, 1999) et la banque de données MINTEQV4 ont été utilisés pour calculer les équilibres des réactions de couplage hétérogène et homogène en considérant la loi d'action de masse, les constantes d'équilibres de solubilité, les bilans de matière, les charges d'équilibre de la solution et l'équation de Davies pour le calcul des coefficients d'activité dans les solutions. Le fichier de commande d'entrée PHREEQC.pqi est donné dans l'Annexe E. Le code PHREEQC permet la résolution de la spéciation chimique et la base de données MINTEQV4 conduit à simuler la sorption des métaux de la solution du sol par la gibbsite $\text{Al}(\text{OH})_3$ à des pH allant de 4,5 à 8,0.

Le modèle prend en compte les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} dont l'adsorption peut être influencée par la présence d'autres espèces telles que les ligands anioniques hydroxydes, carbonates, sulfates (Gerente et *al.*, 2007). Le modèle prend également en compte la dissociation de l'eau et les réactions avec l'acide carbonique.

Tableau VII.1 : Composition utilisée de la solution des sols HC de Charbonnages et SA de Ntoun

	CHA	NTO
Température (°C)	25	25
pH	4,5	5,8
pe	4.0	4.0
Ca^{2+} (mmol/L)	0.025	0.04
Mg^{2+} (mmol/L)	0.0066	0.006
K^+ (mmol/L)	0.1	0.07
Na^+ (mmol/L)	0.05	0.05
Fe^{2+} (mmol/L)	0.005	0.001
Al^{3+} (mmol/L)	0.021	0.013
Cu^{2+} (mmol/L)	0,00002	0,000016
Zn^{2+} (mmol/L)	0.000037	0.000043
Pb^{2+} (mmol/L)	0.00001	0.0000028
SO_4^{2-} (mmol/L)	0,162	0,114

Les réactions hétérogènes considérées furent l'échange de cations et la solubilité de la gibbsite $\text{Al}(\text{OH})_3$. Les données initiales utilisées dans le modèle sont présentées dans le tableau VII.1. Elles ont été ajustées afin de correspondre aux taux de métaux échangeables mesurés pour la CEC du sol. pe est supposé bas parce que les sols ont été prélevés en saison des pluies ; ils regorgent d'eau et contiennent ainsi peu d'oxygène. L'objectif de la modélisation est de simuler l'évolution de la concentration des métaux de la solution du sol après augmentation du pH par ajout de la chaux brûlée $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

VII.2 : Concentration des ions dans la solution du sol

La simulation de l'application de la chaux brûlée dans les sols HC et SA montre des comportements différents entre les différents métaux étudiés. En règle générale, l'augmentation du pH après cette application accroît la concentration des métaux dans la solution du sol mais cette croissance n'est pas partout identique (figures VII.1 et VII.2).

Sur le sol SA, la concentration de tous les éléments, à l'exception de Al, augmenterait après chaulage dans la solution du sol selon le modèle PHREEQC. L'ordre de croissance, en

prenant en compte le rapport entre les concentrations finale et initiale de chaque élément (Tableau VII.2) est le suivant : $\text{Na} \approx \text{K} < \text{Mg} \approx \text{Ca} < \text{Zn} < \text{Fe} < \text{Pb} < \text{Cu}$.

Tableau VII.2 : Rapport entre la concentration finale (pH 8) et la concentration initiale (pH 4,5 ou 5,8) des métaux dans la solution des sols SA et HC après chaulage par $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Résultats de la modélisation par PHREEQC

	Al	Cu	Fe	Pb	Ca	Mg	Na	K	Zn
HC	0,01	37,80	1,14	7,35	5,45	0,76	0,90	0,88	0,98
SA	0,02	139,16	4,06	21,11	2,27	1,81	1,27	1,33	2,40

Sur le sol HC, la concentration de Al diminue considérablement jusqu'à 0,0002886 mmol/L. Sur le même sol, on a aussi une diminution plus modérée de la concentration des éléments dans l'ordre suivant : $\text{Zn} < \text{Na} \approx \text{K} < \text{Mg}$. La teneur des autres métaux croît dans l'ordre suivant : $\text{Fe} < \text{Ca} < \text{Pb} < \text{Cu}$ (Tableau VII.2). Entre pH 4,5 (respectivement pH 5,8) et pH 8,0, la variation n'est pas linéaire (figure VII.1). Ce résultat se comprend seulement après une observation détaillée de la spéciation des métaux.

Il y a augmentation de la teneur de Ca probablement parce que l'apport introduit le calcium dans le sol. En effet, l'application de la chaux augmente la teneur de Ca échangeable (Bolan *et al.*, 2003). Cependant, dans les sols acides, cette croissance doit être surveillée car elle ne signifie pas nécessairement une bonne croissance des plantes. Une plus grande concentration de Ca^{2+} dans le sol, associée à celle de K^+ et H^+ , diminuerait la disponibilité de Mg, et donc son absorption par les végétaux (Marschner, 1995).

VII.3. Spéciation des ions en solution

La spéciation des métaux dans la phase liquide est essentielle pour comprendre le comportement des métaux dans le sol en fonction du pH (figure VII.2). Les complexes métalliques organiques et inorganiques et l'ion métallique libre solvaté pourraient être utilisés pour prédire la biodisponibilité du métal pour les plantes cultivées en particulier. L'activité de l'ion libre indique qu'il existe une corrélation entre la toxicité d'un métal pour un organisme et l'activité thermodynamique de l'ion métallique solvaté en solution (Morel, 1983).

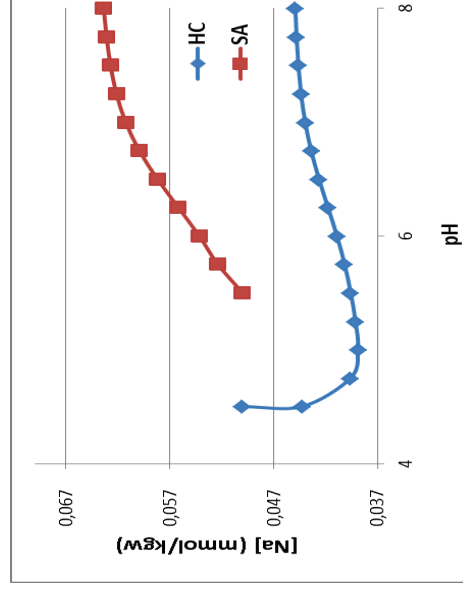
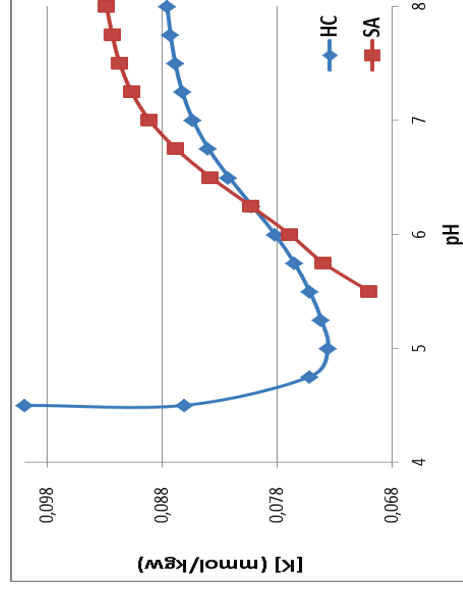
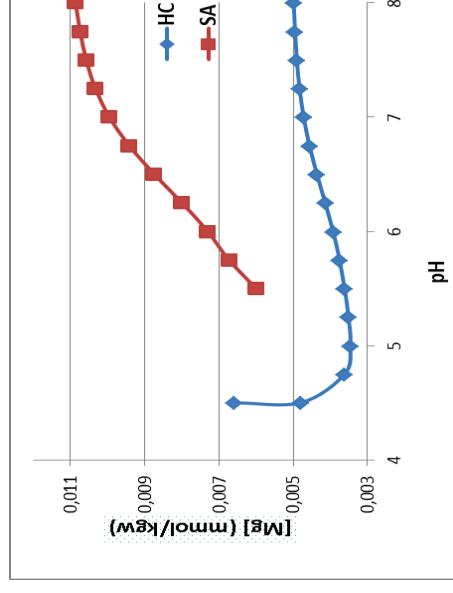
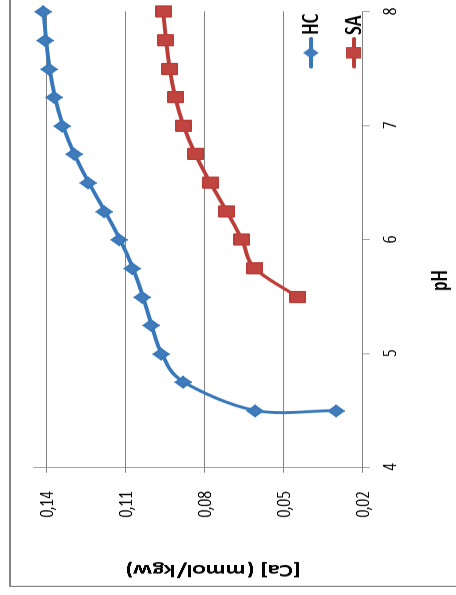


Figure VII.1 : Concentration des bases échangeables en fonction du pH du sol

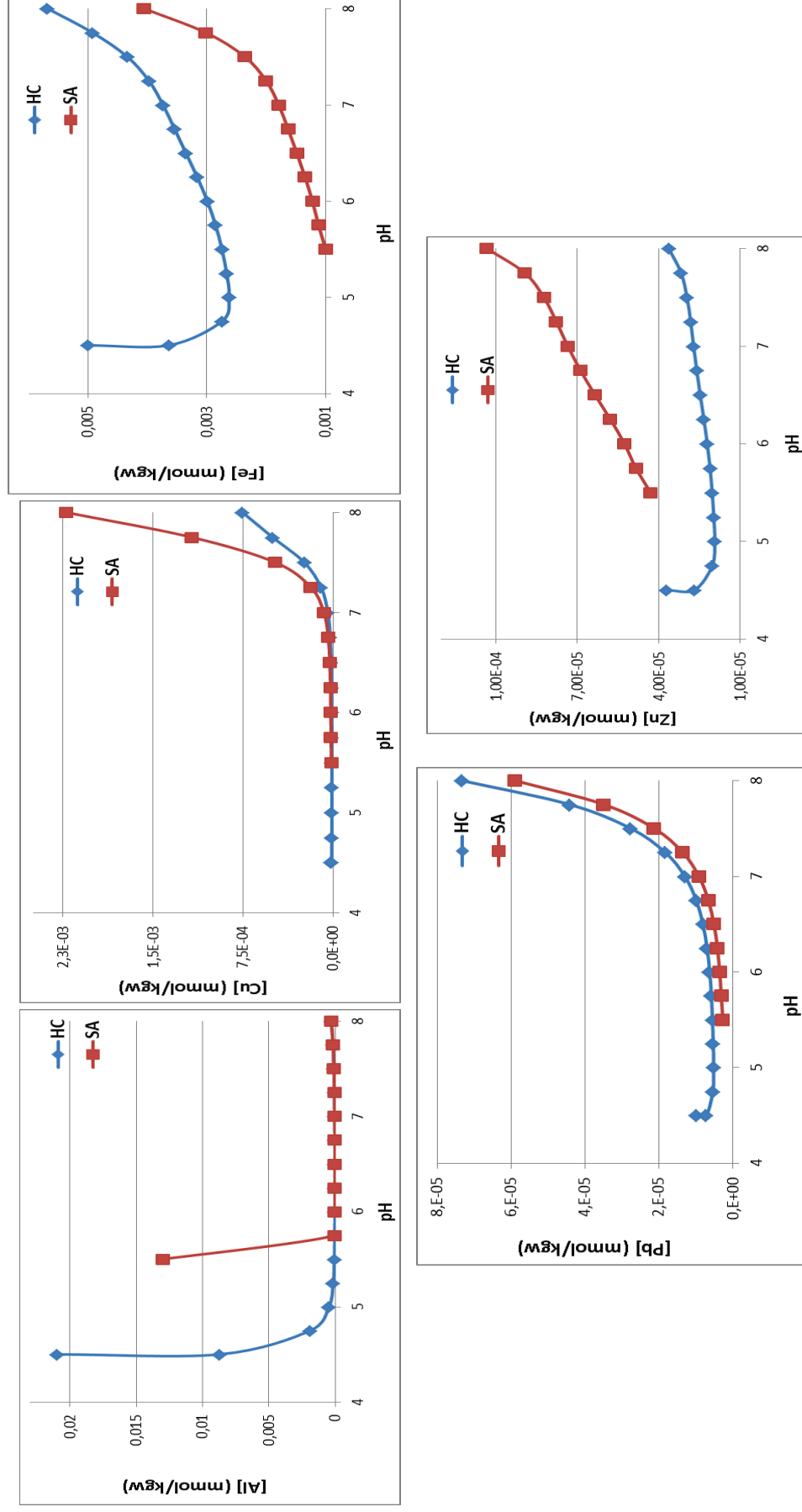


Figure VII.2 : Concentration des métaux en fonction du pH du sol

Le chaulage est capable d'augmenter le pH, la concentration de Ca et de réduire la présence de l'aluminium dans la solution des deux sols cultivés. Des résultats similaires avec divers moyens de restauration des sols tropicaux sont présentés dans la littérature (Bougnom et *al.*, 2009 ; Fageria et Baligar, 2008.). Il apparaît aussi, à pH 8, une augmentation modérée de la concentration du fer (1,14-4,06 fois sa concentration initiale), forte de celle du plomb (7,35-21,11 fois sa concentration initiale) et très forte de celle du cuivre (37,80-139,16 fois sa concentration initiale). Des résultats différents sont trouvés dans la littérature et sont susceptibles de conduire à l'absorption par les plantes de quantités nocives de métaux pour la santé humaine et animale, ou à un lessivage qui contaminerait les eaux souterraines. Mais ces résultats concernent surtout les sols contaminés (Epstein et Bloom, 2005 ; Hall, 2002).

Le chaulage est capable d'augmenter le pH. Le code géochimique PHREEQC donne pour chaque métal la concentration de l'ion libre et ses complexes inorganiques. Ces complexes inorganiques tendent à diminuer la concentration des ions libres et donc à réduire la biodisponibilité des métaux pour la plante, réduisant ainsi la toxicité du métal (Korfali et Jurdi, 2011). Le tableau VII.3 présente les intervalles de pourcentages des formes de chaque métal, quand ils sont supérieurs à 1, dans les sols étudiés à Charbonnages et Ntoun.

VII.3.1. Le calcium

Il y a augmentation de la teneur de Ca probablement parce que l'apport introduit du calcium dans le sol. En effet, l'application de la chaux augmente la teneur de Ca échangeable (Bolan et *al.*, 2003). Cependant, dans les sols acides, cette croissance doit être surveillée car elle ne signifie pas nécessairement une bonne croissance des plantes. Une plus grande concentration de Ca^{2+} dans le sol, associée à celle de K^+ et H^+ , diminuerait la disponibilité de Mg, et donc son absorption par les végétaux (Marschner, 1995). C'est ce qui semble être observé dans la solution du sol HC avec une croissance plus importante de la teneur de Ca (5,45 fois plus forte) qui conduit à une baisse plus importante de Mg disponible (0,76 fois). La croissance des plantes est en fait due à l'augmentation du pH, et donc à la diminution des concentrations phytotoxiques de l'aluminium et du manganèse (Bolan et *al.*, 2003).

La spéciation de calcium a été essentiellement divisée en deux formes : l'ion libre Ca^{2+} qui représente 97 à 98% de la concentration totale de l'élément et le complexe CaSO_4^0 dont la teneur est égale à 2 à 3% de la concentration de l'élément dans la solution du sol. Les autres formes avaient toujours des teneurs inférieures à 1%. Il s'agit principalement de complexes formés avec le ligand carbonato (CaHCO_3^+ et CaCO_3^0), le ligand hydroxo (Ca(OH)^+ et le ligand sulfato ($\text{Ca(HSO}_4)^+$). La présence des paires d'ions (CaSO_4^0 et CaCO_3^0) a été contesté par Adams (1971) qui a déclaré que les paires ioniques avec ces anions ne se produisent pas ou sont négligeables. Mais d'autres auteurs ont fait remarquer que les paires ioniques entre Ca et les anions inorganiques dans la solution du sol sont aussi des agents importants de la mobilisation de cet élément dans le sol (Pavan et *al.*, 1984 ; Piirainen et *al.*, 2002 ; Zambrosi et *al.*, 2008).

Tableau VII.3 : Intervalles des plus forts pourcentages (> 1%) des formes chimiques des métaux dans les sols HC et SA

Métal	Forme chimique	Intervalle de pourcentage dans SA	Intervalle de pourcentage dans HC
Al	Al(OH)_2^+	1-68	1-67
	Al(OH)_3^0		1-11
	Al(OH)_4^-	6-99	2-99
	Al^{3+}	3-9	1-59
	Al(OH)^{2+}	1-17	1-31
	$\text{Al(SO}_4)^+$		1-21
Ca	Ca^{2+}	98	97-98
	CaSO_4^0	2	2
Cu	Cu(OH)_2	1-99	2-99
	Cu^{2+}	2-98	2-98
	Cu(OH)^+	1-3	1-3
	CuSO_4^0	1-5	1-2
Fe	Fe(OH)^{2+}	4-5	1-3
	Fe(OH)_3^0	9-46	2-18
	Fe(OH)_4^-	2-4	2
	Fe^{2+}	43-84	65-98
	Fe(OH)^+	1	1-2
	FeSO_4^0	1	1-2
Mg	Mg^{2+}	98	97
	MgSO_4^0	2	3
Na	Na^+	100	100
Pb	Pb^{2+}	8-34	10-93
	PbCO_3^0	51-76	2-71
	$\text{Pb(HCO}_3)^+$	1-3	1-4
	Pb(OH)^+	11-15	3-17
	PbSO_4^0	1-5	1-7
Zn	Zn(OH)_2^0	1-8	1-8
	Zn^{2+}	74-93	75-97
	ZnCO_3	2-8	1-6
	$\text{Zn(HCO}_3)^+$	1	1
	Zn(OH)^+	2-7	1-7
	ZnSO_4^0	2	2-3

VII.3.2. Le magnésium

Comme le calcium, l'ion libre Mg^{2+} était prédominant dans la solution du sol (97-98%), suivi de la paire d'ions $MgSO_4^0$ (2-3%). Les autres ligands forment les complexes $Mg(HCO_3)^+$, $MgCO_3^0$ et $Mg(OH)^+$ ultra-minoritaires en solution. Ces résultats sont en accord avec ceux de Zambrosi et *al.* (2008) et Noguera et Mozeto (1990) qui ont obtenu des teneurs voisines de 1-2%, en prenant aussi en compte les ligands organiques, pour l'interaction entre Mg et le sulfate ($MgSO_4^0$). L'application de la chaux n'a donc pas d'incidence sur la spéciation de Ca et Mg dans la solution de sol comme l'ont montré aussi Zambrosi et *al.* (2008).

VII.3.3. Le potassium et le sodium

Le potassium et le sodium sont principalement sous forme d'ions libres K^+ et Na^+ . Les complexes qu'ils ont formés avec les ligands hydroxo (KOH^0 , $NaOH^0$), sulfato (KSO_4^- , $NaSO_4^-$) et carbonato ($NaHCO_3^0$, $NaCO_3^-$) sont ultra-minoritaires en solution. Dans les sols agricoles, les complexes K et Na sont généralement de moindre importance (Lindsay, 1979). Cependant, l'interaction du potassium et du sodium avec des anions dans la solution du sol est importante pour la lixiviation car, même s'il s'agit de cations monovalents, le potassium et le sodium ont besoin d'anions d'accompagnement pour se déplacer le long du profil du sol (Rosolem et *al.*, 2006).

VII.3.4. L'aluminium

L'aluminium a été détecté sous forme d'ion libre Al^{3+} et, en plus grande proportion, dans divers complexes dans la solution du sol (Tableau VII.3). Drabeck et *al.* (2005) affirment que la toxicité de l'aluminium pour les végétaux diminue dans l'ordre suivant : polymères d' Al_{13} (à l'exception des phosphates et des silicates), Al^{3+} , $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)_4^-$, et $AlSO_4^+$, la toxicité de cette dernière espèce n'étant pas toujours vérifiée. Les complexes fluorés et organiques, ainsi que $Al(OH)_3^0$, sont considérés comme non toxiques. La forme libre Al^{3+} est, par conséquent, la plus nocive pour les racines des plantes. Dans la présente étude, la concentration de Al^{3+} était relativement faible dans le sol SA (3-9%). Dans le sol HC, elle est de 59% avant le chaulage (pH 4,5) et décroît rapidement pour se stabiliser autour de 1% dès pH 6,0, les complexes hydroxylés

devenant majoritaires en solution. Dans les conditions naturelles, les concentrations faibles ou modérées d' Al^{3+} sont généralement observées dans la solution des sols acides (Merino et *al.*, 1998). Aux faibles pH, Al est pratiquement totalement à l'état ionique (Al^{3+}), puis il s'hydroxyde lorsque le pH augmente pour donner successivement les espèces $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ et $\text{Al}(\text{OH})_3^0$. La solubilité de Al est pratiquement nulle entre pH 6 et 7. Au-delà, elle augmente grâce à la formation de l'ion aluminate $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (Gauthier, 2002). Ces résultats indiquent que malgré la forte diminution de la concentration de Al^{3+} , l'élément reste potentiellement toxique pour les plantes si sa concentration est élevée.

VII.3.5. Le cuivre

La spéciation de Cu est dominée par la forme libre Cu^{2+} et la paire d'ions $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$. On retrouve aussi les formes $\text{Cu}(\text{OH})^+$ et CuSO_4^0 à des concentrations variant entre 1 et 5%. A pH acide, la forme prédominante du cuivre dans la solution de sol est Cu^{2+} jusqu'à un pH compris entre 6,75 et 7 dans les deux sols étudiés, pH à partir duquel $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$ devient prédominant et Cu moins disponible pour les plantes. Ces résultats rejoignent ceux de Lindsay (1979) et Stumm et Morgan (1996) pour qui, avec un pH < 6,9, l'espèce prédominante du cuivre dans la solution de sol est Cu^{2+} , tandis que $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$ est la forme majeure de l'élément au-dessus de ce pH. D'autres études (Barata et *al.* 1998 ; Korfali et Jurdi, 2011) ont trouvé qu'à pH alcalin, CuCO_3^0 est la forme dominante dans la spéciation du cuivre. La biodisponibilité du cuivre diminue donc à partir d'une valeur de pH proche de 6,9.

VII.3.6. Le fer

La spéciation du fer est essentiellement constituée de l'ion libre Fe^{2+} en milieu acide. La participation de Fe(III) dans la spéciation du fer est au moins égale à 1% dans la solution de sol à partir d'un pH compris entre 6,25 et 6,75 dans les sols étudiés. Les formes présentes sont $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_3^0$ et $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$. Leur concentration augmente avec le pH et avec la diminution de Fe^{2+} .

VII.3.7. Le plomb

Les pourcentages des formes du plomb dans la solution de sol varient dans les intervalles 10-93% et 8-34% pour Pb^{2+} , 2-71% et 51-76% pour PbCO_3^0 , 1-4% et 1-3% pour $\text{Pb}(\text{HCO}_3)^+$, 3-17% et 11-15% pour $\text{Pb}(\text{OH})^+$ et 1-7 et 1-5% pour PbSO_4^0 dans les sols HC et SA respectivement. Plus la valeur de pH est élevée plus le plomb est complexé par CO_3^{2-} ou OH^- . L'ion métallique libre Pb^{2+} était plus faible dans le sol SA par rapport au sol HC. Les complexes carbonatés du plomb PbCO_3^0 , PbHCO_3^+ et le complexe hydroxylé $\text{Pb}(\text{OH})^+$ ont joué un rôle de premier plan dans la diminution de la toxicité de l'élément pour les plantes à partir d'un pH compris entre 6,0 et 6,5 où leurs concentrations représentent au minimum 20% de la spéciation de l'élément. Les expériences réalisées par Korfali et Jurdi, (2011) montrent aussi le rôle vital joué par les complexes carbonatés dans la réduction de la concentration de la forme toxique du plomb, Pb^{2+} .

VII.3.8. Le zinc

La spéciation du zinc dans la solution de sol contient en proportions supérieures à 1% l'ion libre Zn^{2+} et les complexes $\text{Zn}(\text{OH})_2^0$, ZnCO_3 , $\text{Zn}(\text{HCO}_3)^+$, $\text{Zn}(\text{OH})^+$ et ZnSO_4^0 . Zn^{2+} reste dominant tout au long du processus de chaulage mais sa concentration diminue avec le pH. Han et Singer (2007) ont également observé que Zn^{2+} reste la principale forme du zinc dans la solution du sol tant que le pH reste inférieur à 7,7. Par ailleurs, Ma et Lindsay (1990) ont relevé que la concentration des formes hydroxylées $\text{Zn}(\text{OH})^+$ et $\text{Zn}(\text{OH})_2^0$ augmente à partir de ce pH et devient dominante à partir de pH 9,1, en particulier dans les zones arides. Afin de certifier l'amélioration de la disponibilité du zinc pour la plante, un pH du sol inférieur à 7,7 est donc nécessaire.

VII.3.9. Interactions

L'application de chaux réduit la teneur en aluminium dans la solution de sol jusqu'à 6,5 et l'augmente légèrement au-delà. Dans la solution du sol HC, une corrélation significative négative est observée entre Al et Ca (-0,723, $p = 0,002$) et c'est la seule corrélation significative observée pour ce sol (tableau VII.4). Par contre, dans la solution du sol SA, Al a des corrélations positives significatives avec tous les autres éléments à l'exception de Na et K.

Tableau VII.4 : Coefficients de corrélation de Pearson et équations mathématiques entre les ions métalliques libres et les principales propriétés des sols SA et HC

Coefficients de corrélation						
SA					HC	
	pH	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	pH	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Al+3	-0,610	-0,698	0,666	-0,526	-0,450	0,263
Cu+2	-0,115	0,132	-0,042	-0,296	-0,175	0,213
Fe+2	0,969	1,000	-0,993	0,975	0,997	-0,988
Pb+2	0,966	1,000	-0,992	0,973	0,997	-0,987
Zn+2	0,972	1,000	-0,994	0,976	0,997	-0,988
Equations	$[Fe^{+2}] = 8,773E^{-07} + 9,722E^{-09} * pH + 6,133E^{-03} * [HCO_3^-]$			$[Zn^{+2}] = 4,515E^{-07} - 2,802E^{-03} * [SO_4^{2-}] + 0,358 * [HCO_3^-] * SO_4^{2-}]$		
	$[Pb^{+2}] = 2,576E^{-09} + 1,781E^{-05} * [HCO_3^-] - 1,640E^{-07} * pH * [SO_4^{2-}]$			$[Pb^{+2}] = 1,049E^{-07} - 6,479E^{-04} * [SO_4^{2-}] + 0,100 * [HCO_3^-] * SO_4^{2-}]$		
	$[Zn^{+2}] = 3,425E^{-08} + 2,547E^{-04} * [HCO_3^-] + 9,028E^{-06} * pH * [SO_4^{2-}]$			$[Fe^{+2}] = 6,028E^{-05} - 0,374 * [SO_4^{2-}] + 48,759 * [HCO_3^-] * SO_4^{2-}]$		
	$[Al^{+3}] = 2,296E^{-07} - 2,022E^{-03} * [SO_4^{2-}] - 0,163 * [HCO_3^-] * [SO_4^{2-}]$					

Par ailleurs, l'analyse de corrélation statistique a été réalisée entre les métaux, le pH et l'alcalinité du sol représentée par HCO_3^- . Le tableau VII.4 fournit les valeurs des coefficients de corrélation de Pearson. Ainsi sur les deux sols, pH et HCO_3^- ont des corrélations positives significatives avec Fe^{2+} , Pb^{2+} et Zn^{2+} , et SO_4^{2-} a des corrélations négatives significatives avec les mêmes ions. Sur le sol SA, Al^{3+} a des corrélations significatives positive avec SO_4^{2-} et négative avec HCO_3^- .

Par conséquent, une analyse de régression multilinéaire a été menée dans le but de rapporter dans une équation mathématique la relation entre la concentration de l'ion libre (variable dépendante) de Al, Fe, Pb et Zn avec pH, HCO_3^- et SO_4^{2-} (variables indépendantes). Les résultats sont présentés dans le tableau VII.4. Ces équations peuvent être utilisées pour prédire la variation survenue dans la concentration de l'ion libre dans le sol étudié dans le cas de diverses conditions environnementales (Korfali et Jurdi, 2011).

VII.4. Conclusion partielle du chapitre 7

L'ion libre des éléments Al, Ca, Mg, K et Na est la forme prépondérante dans la solution du sol. Les bases échangeables sont donc bien disponibles pour la plante dans les sols agricoles et l'augmentation du pH qui entraîne l'augmentation de leur concentration est donc un bon moyen pour l'amélioration de la fertilité des sols étudiés.

L'aluminium libre pose un problème, surtout dans le sol Charbonnages à pH 4,5. Une correction du pH par le chaulage aurait pour effet de bien réduire la concentration élevée de l'ion libre Al^{3+} dans la solution du sol, puisque celui-ci tend à se complexer avec OH^- pour former $\text{Al}(\text{OH})_3$ qui précipite après une augmentation du pH. Cette évolution serait bénéfique pour les plantes.

Par contre, la concentration en solution de certain métaux problématiques (Cu, Pb, ...) augmenterait, à cause de leur complexation par OH^- et CO_3^{2-} , et ceci surtout au-delà de pH 7.

La solution idéale sera donc d'apporter une quantité intermédiaire de chaux pour stabiliser le pH entre les valeurs 6 et 7. La pratique des apports agricoles déciderait si cela cause des problèmes par la suite. Le modèle a été conçu avec l'hypothèse que les fertilisants agricoles n'apporteront pas dans le futur plus de contaminants métalliques aux sols qu'il y en avait initialement.

Références bibliographiques – chap. 7

- Adams F., 1971. Ionic concentrations and activities in soil solutions. *Soil Science Society of America Proceedings*, 35, 420-426.
- Appelo C.A.J., Parkhurst D.L., 1999. User's guide to PHREEQC (version 2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one -dimensional transport, and inverse calculations. In: W.-R.I.R. 99-4259 (Ed.). U.S. Department of the interior. U.S. Geological Survey, Denver, Colorado.
- Barata C., Baird D., Markich S., 1998. Influence of genetic and environmental factors on the tolerance of *Daphnia magna* Straus to essential and non-essential metals. *Aquatic Toxicology*, 42, 115–137.
- Bationo A., Buerkert A., Sedogo M.P., Christianson B.C., Mokwunye A.U., 1995. A critical review of crop residue use as soil amendment in the West African semi-arid tropics. In: Powell, J.M., Fernandez Rivera, S., Williams, T.O., and Renard, C. (Eds.), *Livestock and Sustainable Nutrient Cycling in Mixed Farming Systems of Sub-Saharan Africa. Proceedings of the International Conference ILCA*, Addis Ababa, 305–322.
- Bolan N.S., Adriano D.C., Curtin D., 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy*, 78, 215-272.
- Bougnom B.P., Mair J., Etoa F.X., Insam H., 2009. Composts with wood ash addition: A risk or a chance for ameliorating acid tropical soils? *Geoderma*, 153 (3-4), 402-407.
- Drabeck O., Mladkoba L., Boruvka L., Szakova J., Nikodem A., Nemecek K., 2005. Comparison of water-soluble and exchangeable forms of Al in acid forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 99, 1788-1795.
- Epstein E., Bloom A.J., 2005. Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives (2nd ed), *Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts*.
- Fageria N.K., Baligar V.C. 2008. Ameliorating Soil Acidity of Tropical Oxisols by Liming For Sustainable Crop Production, Chapter 7. *Advances in Agronomy*, 99, 345-399.
- Gauthier C., 2002. Contribution à l'étude du fractionnement de l'aluminium libéré dans des solutions de sols forestiers. Influence de la quantité et de la nature de la matière organique. *Thèse de Doctorat Université de Limoges*, 184 p.
- Gerente C., Lee V.K.C., Le Cloirec P., McKay G., 2007. Application of chitosan for the removal of metals from wastewaters by adsorption-mechanisms and models review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 37, 41-127.
- Hall J.L., 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, 53, 1-11.
- Han F., Singer A., 2007. Solution Chemistry Of Trace Elements In Arid Zone Soils. *Environmental Pollution*, 13 (2), 69-105.
- Hölscher D., Ludwig B., Möller R.F., Fölster H., 1997. Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 66, 153–163.
- Korfali S.I., Jurdi M.S., 2011. Speciation of metals in bed sediments and water of Qaraaoun Reservoir, Lebanon, Liban. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178, 563-579.
- Lindsay W.L., 1979. Chemical equilibria in soils. New York: *John Wiley*, 450p.
- Ludwig B., Khanna P.K., Holscher D., Anurugsa B. 1999. Modelling changes in cations in the topsoil of an Amazonian Acrisol in response to additions of wood ash.. *Eur. J. Soil Sci.*, 50, 717-726.

- Ma Q.Y., Lindsay W.L., 1990. Divalent zinc activity in arid-zone soils obtained by chelation. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 719-722.
- Marschner H., 1995. La nutrition minérale des plantes supérieures, (2e éd), Academic Press, New York.
- McClintock N.C., Diop A.M., 2005. Soil Fertility Management and Compost Use in Senegal's Peanut Basin. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 3 (2), 79-91.
- Merino A., Macías F., García-Rodeja E., 1998. Aluminum dynamics in experimental acidified soils from a humid-temperate region of south Europe. *Chemosphere*, 36, 1137-1142.
- Morel F.M.M., 1983. Principles of aquatic chemistry. *John Wiley & Sons*, New York, NY, USA.
- Ndakidemi P.A., Semoka J.M.R., 2006. Soil Fertility Survey in Western Usambara Mountains, Northern Tanzania.. *Pedosphere*, 16 (2), 237-244.
- Nogueira A.R.A., Mozeto A.A., 1990. Interações químicas do sulfato e do carbonato de cálcio em seis solos paulistas sob vegetação de cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 14, 1-6.
- Pavan M.A. Bingham F.T., Pratt P.F., 1984. Redistribution of exchangeable calcium, magnesium, and aluminum following lime or gypsum applications to a Brazilian Oxisol. *Soil Science Society of America Journal*, 48, 33-38.
- Piirainen S., Finer L., Starr M., 2002. Deposition and leaching of sulphate and base cations in mixed boreal forest in eastern Finland. *Water, Air and Soil Pollution*, 131, 185-204.
- Rosolem C.A., Garcia R.A., Foloni J.S.S., Calonego J.C., 2006. Lixiviação de potássio no solo de acordo com suas doses aplicadas sobre palha de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30, 813-819.
- Steiner C., Garcia M., Zech W., 2009. Effects of Charcoal as Slow Release Nutrient Carrier on N-P-K Dynamics and Soil Microbial Population: Pot Experiments with Ferralsol Substrate, Amazonian Dark Earths. *Wim Sombroek's Vision*, 325-338.
- Stumm W., Morgan J., 1996. Aquatic Chemistry - Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters - Third Ed. New York, *John Wiley and Sons*, 1022 p.
- Zambrosi F.C.B., Alleoni L.R.F., Caires E.F., 2008. Liming and ionic speciation of an oxisol under no-till system. *Scientia Agricola (Piracicaba, Braz.)*, 65 (2), 190-203.

Conclusion générale

L'adoption de pratiques agricoles nouvelles dans un contexte social, environnemental et économique donné, nécessite une bonne compréhension du comportement des sols sous culture. Cette étude du maraîchage en milieu urbain a porté sur la ville de Libreville et ses environs.

Des enquêtes ont été menées en 2008 et 2009 auprès des maraîchers de la région afin de comprendre le mode de fonctionnement de leur activité et les choix qu'ils opèrent pour conserver ou améliorer la fertilité de leurs sols. Parallèlement, des prélèvements d'échantillons de sols et de plantes légumières ont été réalisés afin de déterminer les propriétés physico-chimiques des premiers et les teneurs métalliques dans les secondes.

L'agriculture urbaine assure à la fois une production d'aliments frais et un mieux-être physique, économique, social et environnemental. Activité en plein essor depuis deux décennies au Gabon, le maraîchage à Libreville et dans ses environs est essentiellement pratiqué en plein air ou sous des abris de fortune par de jeunes migrants étrangers venus chercher un emploi et un mieux-être. Ils sont de plus en plus, grâce à l'expertise de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (IGAD), rejoints par de jeunes Gabonais attirés par cette activité génératrice de revenus. Comme dans la plupart des villes africaines, les difficultés liées à l'acquisition et à la conservation d'une parcelle cultivable, le coût élevé des intrants agricoles, l'accès limité à une eau de bonne qualité en toutes saisons, poussent les maraîchers à adopter des pratiques peu conservatrices de la fertilité et à la surexploitation des sols. A ces facteurs, s'ajoute un niveau d'instruction généralement très bas qui semble être un facteur limitant dans la recherche d'une information pour l'amélioration des rendements dans les exploitations agricoles. Pourtant la maîtrise des propriétés des sols cultivés reste un gage pour les maraîchers dans leur volonté de participer efficacement aux besoins alimentaires des populations urbaines de la région.

A l'issu de ces enquêtes, une analyse des propriétés physico-chimiques de parcelles témoins et cultivées de neuf sites maraîchers a été réalisée. La durée et le système d'exploitation des terrains ont été des variables importantes dans la différenciation des impacts des cultures sur les sols. Les sols de Libreville ont une texture qui varie de sablo-

limoneuse à argilo-sablo-limoneuse. Sur chaque site d'étude, un sol témoin, le moins impacté possible d'après les discussions avec les riverains, a été échantillonné malgré la difficulté de réaliser un tel prélèvement en milieu urbain. Au regard des données de la littérature, le niveau des paramètres de fertilité des sols témoins, principalement le pH, la matière organique, l'azote, la capacité d'échange cationique, est en général inférieur à leurs valeurs dans les sols tropicaux moyennement fertiles. Le temps ne semble pas affecter significativement les propriétés des sols cultivés sous abri qui conservent dans l'ensemble des paramètres en-dessous des niveaux moyens de fertilité des sols tropicaux. De même, les sols cultivés en plein air depuis moins de 10 ans gardent significativement leurs niveaux de fertilité qui restent néanmoins faibles. Par contre, les sols cultivés en plein air depuis au moins 10 ans présentent une dégradation des paramètres des sols particulièrement importante : forte acidification (baisse en moyenne de 2 unités de pH), diminution de la teneur de la matière organique et des concentrations pseudo-totale et mobilisable des métaux du sol. L'importante acidification, la réduction de la matière organique et des nutriments sont le résultat du mode de culture adopté par les maraîchers qui apparaît comme inadapté aux sols étudiés. Dans tous les sols, la concentration du cadmium était inférieure à 0,2 mg/kg (limite de détection de l'appareil ICP-AES utilisé).

L'analyse de l'accumulation des métaux dans les légumes-feuilles a montré que la teneur des métaux plomb et cadmium dans ces légumes a été dans tous les cas inférieure aux limites de toxicité recommandées par la FAO. La contamination de la chaîne alimentaire par ces métaux à partir des légumes cultivés est donc peu probable. Les facteurs de bioconcentration des métaux essentiels ont été supérieurs à 1, en particulier pour l'amarante, un des légumes-feuilles les plus consommés dans le pays. Ce résultat suggère que ce légume, bon accumulateur d'oligo-éléments, peut jouer un rôle intéressant dans l'apport nutritionnel en métaux essentiels.

La baisse de la fertilité sur les sols cultivés en plein air depuis au moins 10 ans a conduit à une étude plus détaillée sur l'évolution des propriétés en fonction de la profondeur, de l'âge de l'exploitation et de l'usage du sol.

Les résultats de l'étude des propriétés en fonction de la chronoséquence et de la profondeur des sols sur deux sites sélectionnés confirment la baisse des indices de fertilité dans les sols cultivés depuis dix ans et plus. Quand elle est significative, la baisse de fertilité concerne les bases échangeables, la CEC, les métaux nutritifs comme Cu, Mn et

Zn, l'augmentation de l'aluminium disponible malgré une différence de comportement du métal pseudo-total sur les deux sites. La baisse du pH dans l'horizon de surface est associée à la perte relative de la matière organique du sol et à la variation des fractions granulométriques dans le sol (notamment diminution des fractions argileuses). En effet, des corrélations significatives ont été observées entre le pH et les autres paramètres que sont la matière organique, les fractions sableuse et limoneuse, indiquant la contribution de la matière organique et des minéraux du sol aux variations du pH du sol. Le suivi des métaux en fonction de la profondeur a montré une accumulation du cuivre et du manganèse à la surface des sols et une concentration de l'aluminium, du fer et du plomb dans les couches profondes, indiquant l'origine anthropique des deux premiers métaux et l'origine lithogène des trois autres.

Le fractionnement chimique des métaux dans le sol est significativement corrélé au pH. Le manganèse, le plomb et le zinc présentent une fraction labile plus importante que l'aluminium, le cuivre et le fer, confirmant ainsi leur relative bonne mobilité dans les sols de la région de Libreville. Ces derniers, à l'instar des autres sols tropicaux, sont fortement lessivés en bases échangeables et autres métaux qui sont en partie liés à une matière organique dont la teneur reste elle aussi faible dans les sols les plus impactés. Le fractionnement de cette matière organique révèle un taux de la fraction fulvique plus important que celui des acides humiques. Ces résultats indiquent que l'activité biologique dans ces sols est réduite et la matière organique peu humifiée. Ces vulnérabilités biophysico-chimiques des sols, liées aux effets climatiques, ont montré que les sols dans la région de Libreville sont très sensibles au maraîchage, particulièrement après 10 ans d'exploitation en plein air. La dégradation de ces sols est principalement liée à l'usage de techniques agricoles inadaptées conduisant à l'érosion continue et à l'épuisement rapide de la matière organique du sol qui par ailleurs n'est pas suffisamment humifiée.

Dans ce contexte, une première proposition d'étude, afin d'évaluer les effets d'apports d'amendements sur l'évolution des paramètres physico-chimiques des sols et donc sur leur vulnérabilité, a été proposée. Elle a consisté en une modélisation de l'impact d'apports de chaux brûlée sur les caractéristiques des sols cultivés, en particulier sur les métaux dans la solution du sol à des pH allant du pH du sol à pH 8. Ce travail a été réalisé à l'aide du code géochimique PHREEQC appliqué en mode statique.

Les résultats de la modélisation indiquent une forte diminution de la concentration de l'aluminium alors que celle des autres métaux augmente ou reste stable dans la solution du sol. Ces métaux demeurent majoritairement sous forme d'ions libres (exception faite de l'aluminium qui est sous formes hydroxylées), et donc disponibles aux plantes. Le modèle a montré qu'une stabilisation du pH entre les valeurs 6 et 7 conduirait à une meilleure mobilité des ions libres des éléments nutritifs et à la réduction des formes toxiques de l'aluminium et du plomb.

Si l'objectif général de ce travail de recherche de contribuer à l'évaluation de la vulnérabilité des sols urbains intertropicaux soumis aux pratiques maraîchères a été atteint, il n'en reste pas moins que des questions restent toujours en suspens.

La question la plus immédiate porte sur la validation de la simulation du chaulage des sols cultivés en plein air depuis au moins 10 ans et fortement acidifiés. L'analyse en pots de cette pratique sur ce type de sol permettra de valider ou d'affiner les résultats obtenus avec le code géochimique PHREEQC.

Une deuxième question tout aussi immédiate est l'évaluation de la qualité nutritive et sanitaire des légumes cultivés et consommés dans la région de Libreville. Pour ce faire, des légumes pourraient être échantillonnés sur les sites maraîchers et dans les marchés, et les teneurs des éléments et des intrants agricoles (en particulier les pesticides) déterminées.

Des études à plus ou moins long terme pourraient être conduites pour déterminer l'origine de l'acidification des sols. L'enjeu de ces études est la compréhension des processus dans le système sol-plante qui sont responsables de la baisse du pH et de la concentration des nutriments et des métaux du sol, et qui peuvent affecter le développement des plantes maraîchères.

Que représenteraient ces études si elles n'influencent pas la production maraîchère ? Aussi pourrait-il être réalisé des essais d'épandage d'amendements minéraux et/ou organiques en plein champ ou en pots. Le suivi temporel de l'impact de ces traitements sur les caractéristiques physicochimiques des sols et sur la productivité maraîchère pourrait permettre de proposer des solutions concrètes de remédiation à la vulnérabilité des sols en zone tropicale.

ANNEXES

ANNEXE A – exploitations maraîchères et analyses des échantillons

Annexe A.1 : Enquêtes auprès des maraîchers de Libreville et Ntounm

QUESTIONNAIRE DE L'ENQUETE AUPRES DES MARAICHERS DE LIBREVILLE ET SES ENVIRONS

Questionnaire N°1 (premier passage)

N°.....

Date.....

Enquête auprès du producteur :

Informations concernant le producteur

1) Nom et Prénom.....

2) Age..... 3) Nationalité..... 4) Sexe

5) Quartier/Village.....

6) Statut Matrimonial :

Célibataire (Veuf (Divorcé (Marié Monogame (Marié Polygame(

7) Niveau d'instruction :

(N'a jamais été à l'école

(Primaire

(Secondaire

(Universitaire

8) Formation technique agricole (précisez)

.....

9) Profession Actuelle.....

10) Composition de la famille de l'exploitant :

11) Depuis quand pratiquez-vous le maraîchage ?.....

12) Quelles sont vos sources d'information technique (Radio, Journaux, Réunion des producteurs, Association...) ?

- Situation de l'exploitation ancienneté de la mise en culture ;

13) Où est localisée votre parcelle (bas-fonds, pente, terrain plat) ?

14) Quelle sont la surface de l'exploitation et le nombre de parcelles

15) Depuis combien de temps cultivez-vous cette surface ?.....

16) A-t-elle les mêmes dimensions qu'à vos débuts ?

17) Si non, Donnez les dimensions :

Au début :.....

Après

3

ans :.....

Après 5 ans :.....

Autre

(précisez) :.....

18) Comment avez-vous en accès à la terre ? ☐Héritage ☐Don ☐Achat ☐En emprunt ☐Etat ☐Autre (précisez).....

19) Critère du choix de la parcelle :

- ☐ Proximité d'un point d'eau ☐ Qualité du sol ☐ Accès facile ☐ Marché
☐ Autre.....

Main-d'œuvre de l'exploitation

20) Parmi tous les membres de la famille, quels sont ceux qui travaillent sur la parcelle ?

Régulièrement

Ponctuellement

21) Disposez-vous d'une main-d'œuvre salariée permanente ?

Nombre de salariés	Coût unitaire

22) Faites-vous appel à de la main-d'œuvre temporaire pour des travaux à la tâche ?

Nombre de temporaires	Quel type de travail ?	Coût unitaire

23) Vous ou d'autres membres de votre famille vendez-vous votre force de travail sur des parcelles d'autres maraîchers ? ☐ Oui ☐ Non

a) Si oui, à qui (association, individu, autre).....

b) Pour quel type de travail.....

c) A quel prix par personne.....

d) A quelle époque de l'année.....

Cultures

24) Quelles sont les espèces, variétés et superficies cultivées

Rappel : Tomate, céleri, poivron, courgette, persil, gombo, piment, amarante (folon), laitue, basilic, oignon, oignon vert, pastèque, aubergine locale, aubergine importée, chou, haricot vert, menthe, oseille de guinée, maïs...

N°	Espèces	Variétés	Nbre de cycles par an	Surface (Nbre et taille des billons)

25) Hiérarchisez ces espèces cultivées par ordre d'importance en utilisant la 1^{ère} colonne du tableau ci-dessus.

26) Ce classement varie-t-il d'une année à l'autre ? ☐ Oui ☐ Non

27) Quels facteurs déterminent le choix de la culture maraîchère (facteur culturel, abondance sur le marché, effet de mode...) ?

Fertilisation

28) Donner le type (organique ou minérale) et le nom des fertilisants utilisés :.....

Questionnaire N°2 (deuxième passage)

N°.....

Date.....

Enquête auprès du producteur :

Rappel des informations concernant le producteur

Nom et Prénom.....

Age..... Nationalité..... Sexe

Quartier/Village.....

Pratiques culturelles

29) Liste de l'équipement utilisé et son coût

Matériel	Coût unitaire	Nombre
	Total :	

30) Où vous procurez-vous les semences ?.....

31) Faites-vous des pépinières ?.....

Si oui

a. Pour quelles cultures ?

b. Où ?.....

c. A quelle période de l'année ?.....

d. Après combien de temps a lieu le semis ?.....

32) Donnez les étapes de préparation de la parcelle : (désherbage, billons, planches, mottes, labour, semis direct...).....

33) Exercez-vous une activité d'élevage ? ☐Oui ☐Non

34) Si oui, précisez le type (bovin, porcin, volaille...) et la taille?.....

Fertilisation

35) Fertilisation du sol et défense des cultures

Fertilisation	Culture	Qualité	Quantité	Mode	Période
Fertilisation organique					
Fertilisation Minérale					

Défense					

Mode = sur toute la planche, au pied des plantes, après dissolution...

Période = stade de culture (pépinière, semis, floraison...)

Pratiques d'irrigation

36) Où vous procurez-vous l'eau d'arrosage ?

37) L'eau est-elle disponible suffisamment toute l'année ? ☐ Oui ☐ Non

Si non, donner la (ou les) période(s) de sa raréfaction.....

38) Combien de fois arrosez-vous par jour ? Par semaine ?

39) L'arrosage est effectué

☐ au pied des plantes (spécifiez les cultures).....

☐ sur toute la parcelle ☐ autre (précisez)

.....

La récolte

40) Où vendez-vous votre récolte ?

(Au champ (au marché (aux revendeuses

(Autre (précisez).....

41) La vente de votre récolte nécessite-t-elle d'autres dépenses ? (Oui (Non

42) Si oui, précisez lesquelles et donnez-en le coût (différents transports p. ex.)

43) Analyse de la récolte

Culture	Quantité récoltée	Quantité autoconsommée	Quantité vendue	Prix de vente total

Notes complémentaires

Ce pourrait être intéressant de discuter avec les producteurs sur les points suivants :

- Comment l'agriculteur perçoit la fertilité du sol qu'il cultive (donner les critères utilisés)
- Classer la parcelle au regard de la fertilité chimique et des contraintes liées à l'accès à l'eau

Annexe A2 : Caractéristiques des exploitations maraîchères

	Libreville	Ntoum
Age du maraîcher (ans)	34,9	50,9
Région d'origine		
Gabon (%)	22,2	75,0
Afrique Centrale (%)	11,1	12,5
Afrique de l'Ouest (%)	66,7	12,5
Sexe		
Femme (%)	5, 6	18,8
Homme (%)	94, 4	81,2
Statut conjugal		
Marié	66,7	68,8
Célibataire	33,3	31,2
Niveau d'étude		
Primaire (%)	63,2	31,3
Secondaire (%)	21,0	62,5
Supérieur (%)	15,8	6,3
Participation aux formations agricoles		
Oui	33,3	100
Non	66,7	0,0
Régime foncier		
Don de l'Etat (%)	5,6	100
Location (%)	94,4	0,0
Site écologique		
Marécage (%)	55,6	0,0
Terrain plat (%)	33,3	100,0
Pente (%)	11,1	0,0
Superficie exploitée (m²)	1563,2	10000
Durée de l'exploitation (ans)	6,5	38,0
Irrigation		
Puits + arrosoir (%)	55,6	0,0
SEEG (%)	5,6	0,0
Rivière + arrosoir (%)	22,2	0,0
Rivière + pompe (%)	16,7	100
Main-d'œuvre permanente (personnes)		
0	61,1	56,3
1	33,3	31,3
2 ou plus	5,6	12,5
Main-d'œuvre ponctuelle		
Non	16,7	25,0
Familiale	11,1	25,0
Salariée	72,2	50,0
Système de culture		
Sous abri	33,3	0,0
Plein air	50,0	100,0
Sous abri et plein air	16,7	0,0
Fertilisants utilisés		
Fiente	100,0	43,8
Compost	5,6	6,3
NPK	94,4	93,8
Urée	84,2	93,8

	Superphosphate ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$)	16,8	0,0
Activité d'élevage			
	Oui	5,6	94,4
	Non	6,3	93,8
Facteurs de choix des cultures			
	Effet de mode	0,0	75,0
	Appréciation du marché	100,0	18,8
	Facilité de travail	0,0	6,3
Légumes prioritaires (3/exploitant)			
	Amarante (%)	57,9	0,0
	Oseille (%)	15,8	12,5
	Laitue (%)	89,5	6,3
	Chou (%)	42,1	0,0
	Tomate (%)	21,1	6,3
	Oignon (%)	31,6	0,0
	Basilic (%)	15,8	0,0
	Melon (%)	5,3	0,0
	Poivron (%)	5,3	0,0
	Persil (%)	5,3	0,0
	Maïs (%)	0,0	87,5
	Piment (%)	5,3	6,3
	Aubergine (%)	0,0	87,5
	Gombo (%)	0,0	93,8
	Pastèque (%)	0,0	6,3

Annexe A.3 : Répartition des analyses de laboratoire effectuées par étude

Analyse	Méthode	Quantité de l'échantillon	Étude
Densité	Pesée, volume	10 cm ³	4
Porosité	Pesée	50 g	4
Teneur en eau sur le terrain	Pesée	50 g	4
pH _{eau} et pH _{KCl}	Dilution, électrochimie	10 g	1, 2, 3, 4
Conductivité électrique	Dilution, électrochimie	10 g	3, 4
Granulométrie	Tamissage, sédimentation	10 g	1, 2, 3, 4
Phosphore assimilable	colorimétrie	2,5 g	1, 4
CEC	Percolation, colorimétrie	2,5 g	1, 2, 3, 4
Cations échangeables H, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al	ICP-AES	2,5 g	1, 4
COT	Oxydation par combustion, détection par infrarouge non dispersif	100 mg	1, 2, 3, 4
NTK	Minéralisation, distillation, volumétrie	1 g	1, 2, 3, 4
Substances humiques	Extraction séquentielle, UV-visible, fluorescence	5 g, 2 mL	4
Minéralogie	Diffraction des rayons X	Quelques mg	3, 4
Métaux pseudo-totaux	Minéralisation, ICP-MS	0,5 g	1, 2, 3, 4
Métaux mobilisables	Extraction, ICP-MS	4 g	2, 3, 4
Spéciation chimiques	Extractions successives, ICP-MS	1 g	4
Métaux dans les plantes	Minéralisation, ICP-MS	0,5 g	1, 2, 3

Étude réalisée sur :

1 : le sol manganésifère de Moanda

2 : 2 sols maraîchers de Libreville

3 : les statistiques des sols de Libreville

4 : la chronoséquence

ANNEXE B : Characteristics of a manganese-rich soil and metal accumulation in consumed parts of plants in the region of Moanda, Gabon

Jean Aubin ONDO^{1,2}, François EBA¹, Richard MENYE BIYOGO¹, Pascale PRUDENT²,
Magloire OLLUI-MBOULOU¹, Joseph OMVA-ZUE¹

¹Laboratoire pluridisciplinaire des sciences de l'Ecole Normale Supérieure, B.P 17009 Libreville
Gabon

²Aix-Marseille Université, Laboratoire Chimie Provence (UMR CNRS 6264) – Chimie Environnement
Continental, 3 Place Victor Hugo, Case 29, 13331 Marseille, France

Summary : Moanda region in southeastern Gabon is rich in manganese ores. This study aims to determine the physico-chemical properties of cultivated and uncultivated soils and the metal content in consumed parts of 9 different plants cultivated in this area. The studied soils were sandy loam clay. Cultural practices induced a significant acidification, decrease in fertility and loss of metals in soils. Mn contents in soils varied from 8,672 to 17,956 mg.kg⁻¹, and were significantly higher in uncultivated than in cultivated soils. Concentrations of metals in plants seemed to depend more on the type of plant than the concerned part. Except for Nkoumou (*Gnetum africanum*), Ca, Mg and K contents were in large quantities in all plants so they could be good sources of macronutrients for humans and animals. Mn levels in leaves of cassava and sorrel and Fe levels in the red sorrel leaves were greater than 1,000 mg.kg⁻¹. Sorrel and amaranth presented the highest daily intake of nutrients.

Keywords : *manganese-rich soil - metal nutrients - food plants – BioConcentration Factor - daily nutrient intake*

1. Introduction

Metals occur naturally in the earth's crust. Almost all metals present in the environment have been biogeochemically cycled since the formation of the earth (Garret, 2000). They are present in all compartments of the environment in large or small quantity, even in trace levels. Some chemical elements are not essential to life. For example, aluminum can be toxic to plants, animals and humans (Poschenrieder et al. 2008; Gonzalez-Muñoz et al., 2008). Others are essential for growth and life of plants, animals and humans. Thus, magnesium is one of the most vital elements of the body. It activates about 300 enzymes and is involved in the regulation of cellular permeability and neuromuscular excitability. An insufficient level of this element

seriously disrupts cardiovascular, neuromuscular, and renal functions (Ebel and Gunther, 1980). Zn is an essential nutrient that is required in humans and animals for many physiological functions, including immune and antioxidant function, growth, and reproduction (Young-Eun et al., 2007). Proteins and enzymes containing zinc are involved in all aspects of metabolism, including the replication and translation of genetic material (Galdes and Vallée, 1983).

Essential or not for biological systems, metals can accumulate in some areas to levels above levels of the earth's crust and become mines exploited by men. Mining activity can lead to metal accumulation in biological tissues through inhalation, ingestion or absorption through the skin (De Miguel et al. 2007; Ferreira-Baptista and De Miguel, 2005, Lu et al. 2003). The populations in these regions sometimes practice agricultural activities for food.

Leafy vegetables hold an important place in well-balanced diets. The idea itself of a well-balanced diet changed in recent years and lesser amounts of red meat and more vegetable and fruits are advised (Kawashima and Soares, 2003). For example, leafy vegetables may represent an important source of minerals for people without financial means. These vegetables can be grown all year round and thus contribute to food in families, school canteens, hospitals... Vegetables contain proteins, vitamins and essential metals and form an important part of the diet as well as act as buffering agents for acidic products formed during the digestion process. However, the plants contain a range of concentrations of both essential and toxic elements (Akbar Jan et al., 2010). The fact of consume little quantity or toxic vegetables can result in poor diets and increased incidence of nutritional disorders and diseases. This is observed particularly in many parts of Africa (Odhav et al., 2007 ; Kwapata and Maliro, 1995). It is reported that approximately 300 million people go hungry, one-third of the population of the continent. Among them, 31 million children less than 5 years are undernourished (Tchibambelela, 2009). Leafy vegetables are commonly consumed as meals, mixed or not with fruiting vegetables and/or tubers (cassava, yam, and taro). All these products are found all year in the markets.

There is little information currently on food composition in Gabon and on metals contents in cultivated soils and their transfer to crops. The present work aims to assess the accumulation of seven major nutritional metals (calcium, magnesium,

potassium, sodium, iron, manganese, and zinc) and a non-essential metal, aluminum, in food plants by the determination of their content in manganese-rich soil of Moanda and in consumed parts of these plants. This is complemented by the study of the impact of agriculture on the soils characteristics, by the calculation of BioConcentration Factor of metals in plants, and by the calculation of the daily nutrient intake of major nutritional metals.

2. Materials and methods

2.1. Study Area

The study area is located in the Haut-Ogooué Province, South-East Gabon. Moanda is a city of about 30,000 people. It is located 571 meters above sea level, between 13°10' and 13°15' east longitude and 1°25' and 1°35' South latitude (Figure 1). Its superficial is 86 km² (Emane Mba, 1997). It is covered by a mosaic of forest and secondary grassland savannah. The climate deals with a transitional equatorial climatic type with an annual rainfall of 1800-2000 mm and an average temperature of 23-24°C. Two dry seasons can be distinguished: the small dry season between December and February and the large dry season between June and September (Guichard and Tercinier, 1979). Moanda is one of the most important manganese mining towns in the world with an estimated 230 million tons of manganese, some one-fifth of the world's deposits. The total manganese and ferromanganese ore reserve exceeds 200 Gt. They are confined to the Lower Proterozoic Franceville Formation that fills the intracratonic Franceville basin. The Franceville Formation is composed of the dominant marine terrigenous rocks and the subordinate carbonate varieties, volcanics, and jaspilites. The rocks are virtually undeformed, but divided by faults into blocks. The formation is approximately 4000 m thick and is divided into several lithostratigraphic units (Kuleshov, 2011 ; Vizier, 1971).



Figure 1 : Localization of Moanda city

2.2. Sampling and samples preparation

Samples of soil and plants analyzed in this study were collected in the forest (control soil) and plantations located 15 km from Moanda. The soil was black, a soil characteristic of this region, manganese- rich. The crops were grown in a deforested area in the following sequence: clearing, burning, cleaning and planting.

Samples of surface soil (0-10 cm) were collected in five different points, according to a cross pattern, in cultivated (soil in the root zone) and uncultivated parcels. They were air-dried. The aggregates were broken and soils were sieved to 2 mm mesh before being stored in polythene bags. A part of this fraction was crushed with a tungsten-carbide blade grinder and subsequently sieved with a 0.2 mm titanium mesh.

2 to 5 kg of the consumed parts of each plant species were randomly selected and collected. All collected plants samples had reached the same degree of maturation. These plants were produced for the domestic consumption. Samples were washed three times with distilled water first, and with de-ionized water thereafter. They were dried in a stove at 70°C until constant weights. Samples were fine grinded (0.2 mm) and kept in polyethylene bags. The plants selected are listed in Table 1.

Table 1: Studied plants and consumed parts.

Usual name of plant	Part consumed	Scientific name of plant
pimento	<i>Fruits</i>	<i>Capsicum frutescens</i>
Nkoumou	<i>Leaves</i>	<i>Gnetum africanum</i>
Okra	<i>Fruits</i>	<i>Abelmoschus calei</i>
Eggplant	<i>Fruits</i>	<i>Solanum melongena</i>
Lemon grass	<i>Leaves</i>	<i>Cymbopogon citratus</i>
Yam	<i>Tubers</i>	<i>Dioscorea spp</i>
Cassava	<i>Leaves</i>	<i>Manihot esculenta</i> <i>Crantz</i>
	<i>Tubers</i>	
amaranth	<i>Leaves</i>	<i>Amaranthus cruentus</i> L.
Sorrel with small red leaves	<i>Leaves</i>	<i>Hibiscus sabdariffa</i>
Sorrel with large green leaves	<i>Leaves</i>	<i>Hibiscus sabdariffa</i>

2.3. Physico-chemical characterization of the soils

Soil properties have been assessed according to the ISO standard (AFNOR, 1994). They include: particle size (3 fractions), pH_{water} , pH_{KCl} , total organic carbon TOC, total Kjeldahl nitrogen TKN, available phosphorus $P_{ass.}$, cation exchange capacity CEC, exchangeable bases Ca_{exch} , Mg_{exch} , K_{exch} , Na_{exch} . Considering that the average content of carbon in soil organic matter is equal to 58%, the conversion factor 1.724 was used to calculate the percentage of organic matter (OM) from the content of organic carbon (Abollino et al., 2002). The sum of exchangeable bases S was calculated.

2.4. Metals in soils

Soil samples were mineralized in aqua regia (1/3 HNO_3 +2/3 HCl) according the AFNOR NF X31 - 151 (AFNOR, 1994) standard using a microwave mineralizer. The mineralization product were filtered with a 0.45 μm mesh and the mineral concentrations determined by the ICP-AES method (Jobin Yvon, Spectra 2000). Accuracy of the method was tested by analysing 2 soils certified reference materials (SCP-Science SS-2, Canada and SRM-2586, USA). Accuracy results ranged from 3.9 to 7.6%.

2.5. Metals in plants

Plant samples were digested at 150°C for 1 hour in a microwave mineralizer using a mixture of nitric acid, hydrogen peroxide and ultra-pure water with a volume proportion ratio 2:1:1 (Nardi et al., 2009). The resulting solution was filtered with a 0.45 µm mesh and stored at 4°C before ICP-AES analysis for determination of metal concentrations.

2.6. Bioconcentration factor (BCF)

The capacity of plants to accumulate metals present in soils can be assessed using BCF, defined as the ratio of their concentrations measured in plant tissues and soils, expressed in dry weight (Li et al., 2010; Juarez-Santillan et al., 2010; Sun et al., 2007; Komarek et al., 2007).

$$BCF = \frac{\text{Metal concentration in consumed part of plant}}{\text{Metal concentration in soil}}$$

2.7. Daily intake of metals

The daily intake of metals (DIM) was calculated by the following equation:

$$DIM = \frac{[M] \times K \times I}{W}$$

where [M] represents heavy metal concentrations in plants (mg.kg⁻¹),

K : conversion factor used to convert fresh part consumed of plant weight to dry weight, estimated to 0.085,

I : daily intake of consumed plants in kg,

W : average body weight.

The average adult and child body weights were considered to be 55.9 and 32.7 kg, respectively, while average daily vegetable intakes for adults and children were

considered to be 0.345 and 0.232 kg/person/day, respectively, as reported in the literature (Arora et al., 2008 ; Wang et al., 2005).

2.8. Statistical analysis

The means and standard deviations were calculated for all data. The influence of agriculture on soil fertility parameters were analyzed through ANOVA statistical tests. Statistical significance was set at 95% ($p = 0.05$) and the calculations were conducted with Microsoft Excel 2010 software and his macro XLSTAT PRO 2010.

3. Results and discussion

3.1. Soil characteristics

Table 2 shows the physico-chemical characteristics of the soils. The loam content is significantly higher in the control soil (uncultivated) than in cultivated soil ($p = 0.025$ and $F = 12.3$ – with F : variance). Furthermore, the sand content is significantly higher in the cultivated soil than in the control soil ($p = 0.035$ and $F = 9.8$). The cultivation is lead to increase the sand content of 41% and to decrease the silt content of 24%. Several authors have also found that tillage of land affects the particle size of soil (Agoumé and Birang, 2009; Béliveau et al., 2009; Korkanc et al., 2008).

The uncultivated soil is slightly alkaline and its pH significantly higher compared with the cultivated soil pH ($p = 0.006$ and $F = 27.8$ for pH_{water} , $p = 0.005$ and $F = 31.2$ for pH_{KCl}). Cropping systems on the site contribute to acidify the soil. This land use destroys forest cover that protected the soil from the impact of rainfall water which becomes more important. This could result in more leaching of soil bases and subsequent reduction in soil pH. Several authors have found that agriculture led to a soil pH change (Khresat et al., 2008; Sa et al., 2009, Haynes et al., 2003) through use of fertilizers. The decrease in pH in the surface layer also may be associated with changes in particle size and with a relative loss of soil organic matter. pH_{water} is always higher than pH_{KCl} . So ΔpH is ever positive. This indicates that the soil minerals present negative charge surfaces and so they retain the free cations in the soil solution.

There is a significant decrease in the concentration of TOC from 39.9 mg.g⁻¹ in the uncultivated soil to 24.7 mg.g⁻¹ in the cultivated one ($p = 0.013$ and $F = 18.4$). Organic matter in cultivated soils is less physically protected than in forest soils, due to the removal of large quantities of biomass during cultivation, to the quality of agricultural inputs and to the combination of its decomposition and its mineralization faster in this soil (Mills and Fey, 2003).

The concentration of available P decrease significantly from 26.3 mg.kg⁻¹ in the control soil to 13.6 mg.kg⁻¹ in the cultivated one ($p = 0.021$ and $F = 13.7$), a decrease of almost 50%. Available P is influenced by the mineralogy and soil texture and is concentrated in the organic fraction of most tropical soils (McAlister *et al.*, 1998; Kamprath and Watson, 1980). Phosphorus stimulates growth and root development. The predominant form of phosphorus in soils that contain clay minerals of type 1/1 and Fe- and Al-rich soils as soils of Moanda, is aluminum phosphate which is transformed over time in iron phosphate (Sanchez, 1976) and reduces the availability of P by adsorption of this element on the large area of iron and hydrated aluminum oxides (McAlister *et al.*, 1998).

Exchangeable bases seem to be the parameters for which the concentration decrease is higher as a result of agricultural practices. Indeed, there is a decrease from 74 to 98% of their content in the cultivated soil: from 4601 to 64 mg.kg⁻¹ for Ca ($p < 0.001$ and $F = 97.4$), 460.9 to 18.2 mg.kg⁻¹ for Mg ($p < 0.001$ and $F = 468.1$), 318.2 to 3.9 mg.kg⁻¹ for K ($p < 0.001$ and $F = 186.2$) and 9.0 to 2.3 mg.kg⁻¹ for Na ($p = 0.002$ and $F = 51.6$). Agricultural practices therefore induce significant loss of these elements in the soil. A major consequence of soil acidification is the decline in basic cations, leading to a deficiency of these cations for plant growth. In acid soils, most of the Ca present would exist in soluble form, but both soluble and exchangeable Ca decreases with decreasing soil pH (Haynes and Ludecke, 1981). Furthermore at low pH, the bioavailability of Ca is retarded by high concentration of Al (Bolan *et al.*, 2003). With increasing soil acidification, decreasing amounts of Mg remain in exchangeable form due to reduction in variable charge, and more is present in solution, liable to leaching losses. Also since Mg is a poor competitor with Al and Ca for the exchange sites, it tends to accumulate in the solution phase and is therefore prone to leaching (Myers *et al.*, 1988; Edmeades *et al.*, 1985) which could be one of the main causes of decrease in the concentration of Mg in the cultivated soil. The

sum of exchangeable bases is low in cultivated soils compared to control soils. Calcium, and also magnesium, are the two main exchangeable cations and they determine the pH of the soil as noted by Dabin (1985).

CEC, another parameter of soil, decreases from 25.1 meq/100g in the control soil to 13.1 meq/100g in the cultivated soil ($p = 0.005$ and $F = 32.0$). Tillage also reduced the soil CEC. Generally, the CEC is related to organic matter level and type of clay minerals in the soil (Bewket and Stroosnijder, 2003). Therefore, any change in the content and quality of OM can affect the soil CEC.

Table 2: Physico-chemical characteristics of soils

		Uncultivated	Cultivated
Particle size	Clay (mg.g^{-1})	$275.1 \pm 12.9a$	$234.3 \pm$
	Loam (mg.g^{-1})	$332.3 \pm 24.5a$	$252.7 \pm$
	Sand (mg.g^{-1})	$361.1 \pm 43.4a$	$511.3 \pm$
pH	$\text{pH}_{\text{-water}}$	$7.4 \pm 0.8a$	$4.8 \pm 0.3b$
	$\text{pH}_{\text{-KCl}}$	$6.3 \pm 0.8a$	$3.7 \pm 0.1b$
	ΔpH	$1.1 \pm 0.5a$	$1.1 \pm 0.1a$
Organic matter	TOC (mg.g^{-1})	$39.9 \pm 5.8a$	$24.7 \pm 1.3b$
	OM (mg.g^{-1})	$69.0 \pm 9.2a$	$42.7 \pm 1.4b$
	TKN (mg.g^{-1})	$2.9 \pm 0.7a$	$2.6 \pm 0.2a$
	TOC/TKN	$13.8 \pm 0.3a$	$10.7 \pm 1.2b$
Phosphorus	$\text{P}_{\text{ass.}} (\text{mg.kg}^{-1})$	$26.3 \pm 0.6a$	$13.6 \pm 0.1b$
Basic exchangeable cations	Ca (mg.kg^{-1})	$4601 \pm 837a$	$64.1 \pm 12.6b$
	Mg (mg.kg^{-1})	$460.9 \pm 48.5a$	$18.2 \pm 11.0b$
	K (mg.kg^{-1})	$318.2 \pm 41.4a$	$3.9 \pm 1.4b$
	Na (mg.kg^{-1})	$9.0 \pm 1.5a$	$2.3 \pm 0.6b$
Cation exchange capacity	CEC (meq/100g)	$25.1 \pm 2.9a$	$13.1 \pm 2.9b$
Sum of exchangeable basic	S (meq/100g)	$27.2 \pm 2.6a$	$4.9 \pm 0.7b$

a, b : Means ($\pm$ standard deviation) followed by different letters in a same line are significantly different at the 0.05 level.

3.2. Levels of metals in soils

Concentrations of metals in soils are presented (in mg.kg^{-1} of dry mass) in Table 3. They are always more important in the uncultivated soil than in cultivated one, except for Al and Fe. Mn concentration in the cultivated soil as well as in control soil is greater than $10,000 \text{ mg.kg}^{-1}$, it is $15,725$ and $10,070 \text{ mg.kg}^{-1}$ in uncultivated and cultivated soils respectively. The pH and aluminum and manganese concentrations (4.8 , $36,529 \text{ mg.kg}^{-1}$ and $10,070 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectively) in cultivated soil are so higher that the risk of toxicity of soil for plants could be real (Kabata-Pendias and Mukherjee,

2007). For soils with a pH decrease to values below 5, acidification will result in an increase in the acidity of the soil solution. So aluminum and manganese in solution will preferentially be in free form. Their transport and reactivity in soil will thus be facilitate and their toxic level could be reached (Gauthier, 2002; Pedro, 2007). Indeed, yellow areas could appear between the veins on the green leaves that sometimes take a red-brown color. Many purple spots could be formed on stems and under leaves. The stems of okra and cassava are suffering from dwarfism. These symptoms are characteristic of manganese and aluminum toxicity to plants (Tremel-Schaub and Feix, 2005; Silvestre and Arraudeau, 1983).

Table 3: Concentrations of metals in soils

Metal (mg.kg ⁻¹)	Uncultivated soil	Cultivated soil
Ca	36,823 ± 3,847a	178.6 ± 24.8b
Mg	4,380 ± 694a	1,037 ± 430b
K	14,940 ± 1,464a	8,796 ± 785b
Na	1,323 ± 319a	891.1 ± 47.2a
Al	14,823 ± 1,673a	36,529 ± 3,508b
Fe	15,210 ± 1,498a	20,869 ± 1,124b
Mn	15,725 ± 2,231a	10,070 ± 1,398b
Zn	463.3 ± 53.2a	248.3 ± 37.9b

a, b : Means (±standard deviation) followed by different letters in a same line are significantly different at the 0.05 level.

3.3. Fertility parameters of soils

Based on the classification of Landon (1991) of different parameters of agricultural tropical soils, levels of TOC and TKN in cultivated soils (24.7 and 2.6 mg.kg⁻¹ respectively) are still significant for a good agricultural performance (23-58 and 2-5 g/kg respectively, Landon, 1991). But means are reduced due to practices that seems unsuitable to crops environment. In addition, cultivated soil pH is very low, with a low CEC and levels of available P and exchangeable bases very low. So there is loss and/or more or less deficient in several important indicators of fertility: TOC, OM, TKN, P_{ass.}, exchangeable basic cations. This observation was also made by Guichard (1975) who analyzed soil samples from gardens in this study area. Fertilizers applied to soils are almost exclusively minerals, mainly urea and NPK.

Edou Edou (2006) observed also that the organic fertility of cultivated land was renewed through an annual or temporary abandonment of cultivated area. This fallow only occurred after the observation of infertility signs, including the decline in performance. The levels of organic matter and nutrients then could decrease greatly depending on the duration of the operation of the cultivated plot.

Ca mobility is more elevated than Mg mobility in cultivated soil. Exchangeable Ca represents nearly 36% of the total concentration of this element and 2% for exchangeable Mg of the total level of this element in the cultivated soil. This is consistent with the results of Guichard and Tercinier (1979) and Weber (1971), which showed that the proportion of illitic clays, manganese, calcium and magnesium carbonate complexes was important in these soils. In these complexes, Ca is relatively mobile, while Mg is poorly soluble (Legros, 2007).

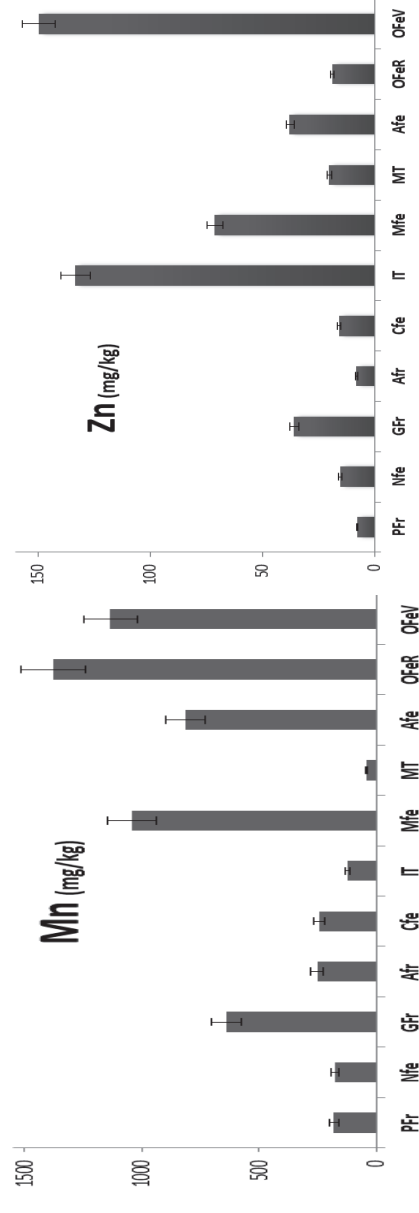
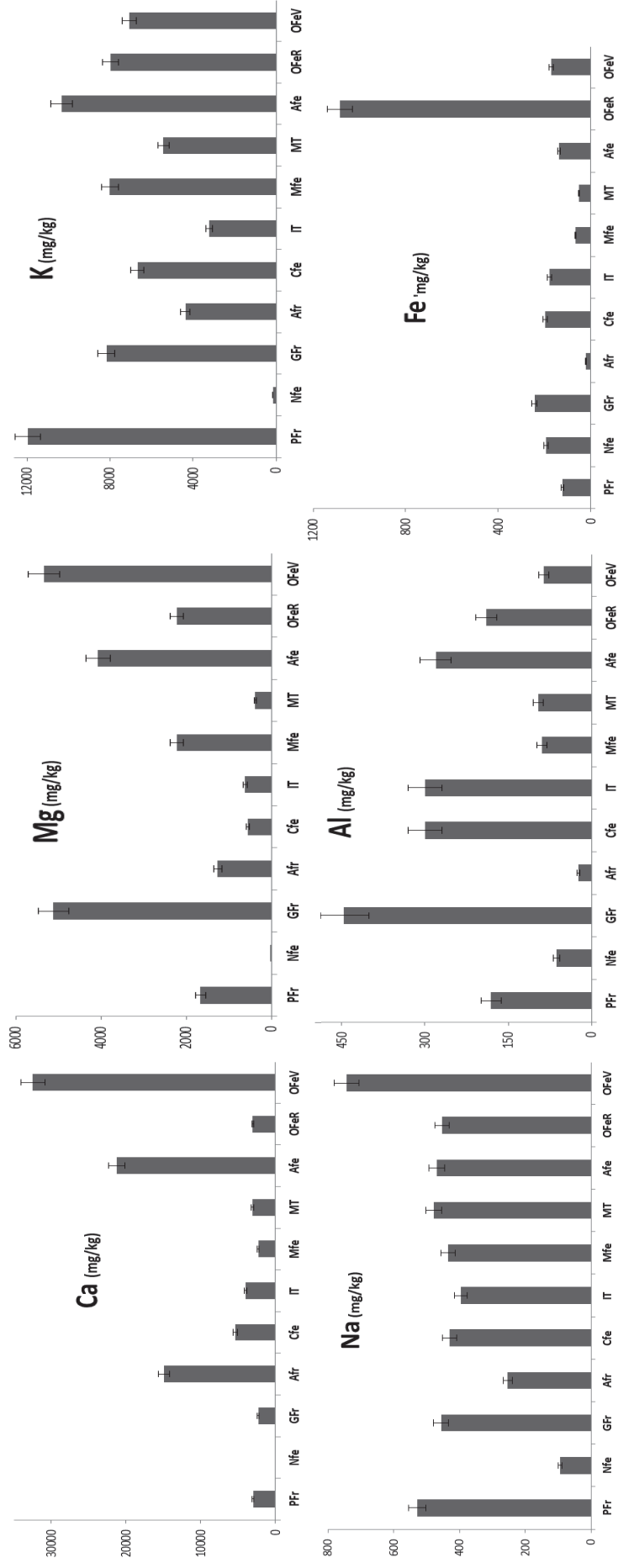
3.4. Metal concentrations in plants

The concentrations of metals in consumed parts of plants (dry weight) are shown in Figure 2. They range from 0.5 to 5346 mg.kg⁻¹ for Mg, up to 21242.4 mg.kg⁻¹ for Ca, 168.9 to 11964.6 mg.kg⁻¹ for K, 94.1 to 742.9 mg.kg⁻¹ for Na, 23.9 to 486.3 for Al, 22.0 to 1375.0 mg.kg⁻¹ for Mn, 20.0 to 1083.5 mg.kg⁻¹ for Fe and 7.6 to 149 mg.kg⁻¹ for Zn. These data show that metals accumulation in plants seems to follow the order: Ca > K > Mg > Mn > Na > Fe > Al > Zn. These concentrations seem to depend more on the type of plants that the consumed part concerned. All plants accumulate significant amounts of Ca, Mg and K, except for Nkoumou which is so a very minerals poor leafy vegetable. The plants studied in the region of Moanda could be an important source for the intake dietary of these nutrients for people and animals. Barlett (1999) described Mn as a "key of life" because of its importance in photosynthesis, the vital link in a large amount of processes occurring in human or animal organism. Mn levels in several parts of plants (Okra fruits, Cassava leaves, Amaranth leaves and Sorrel leaves) are higher than plant toxic level of 500 mg/kg proposed by Kabata-Pendias and Mukherjee (2007). Here, cassava and sorrel leaves accumulate values above 1000 mg.kg⁻¹ of Mn. Greger (1999) reported that these plants can be named accumulators of Mn but not hyperaccumulators (up to 10,000 mg.kg⁻¹ for Mn). Iron is important in the diets of pregnant and lactating mothers, of

infants, of convalescents and of the elderly to reduce the incidence of diseases associated with iron deficiency such as anemia (Awoyinka et al., 1995). The red leaf sorrel contains iron levels well above those of other plants (1083 mg / kg).

3.5. Bioconcentration factor (BCF)

The rate of elements absorption by the plant depends on the plant cultivated and soil properties such as pH, cation exchange capacity and distribution of metals in different soil fractions (Kos et al., 2003, Cui et al., 2004). The metal bioconcentration factor BCF in plants is used to describe the extent of the accumulation of a compound in a biological system identified. Table 4 presents the BCF values of metals in consumed parts of studied plants. Al and Fe are less accumulated than other elements. Their BCF ranged from 0.0003 to 0.0265 for Al and from 0.0010 to 0.0519 for Fe. Zn is more accumulated than other metals. Values of Zn BCF are in the ranges from 0.0306 to 0.6033. Nkoumou is the leafy vegetable that accumulates the least amount of metal. However, this traditional leafy vegetable is the most popular and most consumed by people in the Moanda region. The best accumulators are sorrel with small red leaves for Al, Fe and Mn (BCF = 0.0265, 0.0519 and 0.1673 respectively), and sorrel with large green leaves for Zn (BCF = 0.6033). Ondo (2011) indicated that sorrel or *Hibiscus sabdariffa*, was a plant that preferentially concentrated metals in its leaves, the consumable part of the plant.



PFr : Pimento fruits ; **NFe** : Nkounou leaves ; **GFr** : Okra fruits ; **Afr** : Eggplant fruits ; **CFe** : Lemon grass fruits ; **IT** : Yam tubers ; **MFe** : Cassava leaves ; **MT** : Cassava tubers ; **AFe** : Amaranth leaves ; **OFeR** : Sorrel red leaves ; **OFeV** : Sorrel green leaves.

Figure 2: Metal concentrations in consumed parts of dry plants (mg.kg⁻¹)

Table 4: Bioconcentration factor of metal in consumed parts of plants

Usual name of plant	Al	Mn	Fe	Zn
Pimento	0.0025	0.022	0.0058	0.0306
Nkougou	0.0009	0.0211	0.0093	0.0616
Okra	0.0062	0.0777	0.0116	0.1442
Eggplant	0.0003	0.0308	0.001	0.0322
Lemon grass leave	0.0042	0.0298	0.0093	0.0636
Yam	0.0042	0.0149	0.0086	0.5373
Cassava leave	0.0012	0.1265	0.0031	0.2872
Cassava tuber	0.0013	0.005	0.0024	0.0818
Amaranth	0.0039	0.0991	0.0066	0.1518
Sorrel with small red leaves	0.0265	0.1673	0.0519	0.0761
Sorrel with large green leaves	ND	0.1379	0.0081	0.6033

3.6. Daily intake of nutritional metals

The daily intake of nutritional metals was estimated (Table 5) and was compared with the recommended daily intakes (World Health Organization, 1996; Institute of Medicine from United States, 2007). Comparisons with the recommended daily intakes present results in the range from 0.53 to 21.62% for Mn, 0.06 to 3.41% for Fe and less than 2% for other nutritional metals. The highest contributions come from the sorrel and amaranth. The high potassium values for pimento are not significant because this fruit-vegetable is used only in very small quantities because of his prickly flavor. In general, these values are higher than those found by Arora et al. (2008). The results of this study suggest that daily intakes of nutritional metals from plants cultivated in manganese-rich soils of Moanda are high, and could be free of risk because the recommended daily intakes are much higher: 270-1200 mg/day for

Ca, 10-30 mg/day for Fe, 75-420 mg/day for Mg, 1-6 mg/day for Mn, 700-2000 mg/day for K, 200-500 mg/day for Na, 5-19 mg/day for Zn (World Health Organization, 1996; Institute of Medicine from United States, 2007).

Conclusion

The agricultural practices on manganese-rich soil of Moanda significantly led to a strong acidification, a reduction of fertility indexes and a loss of metals in soil. Mn concentrations in several consumed parts of plants are higher than toxic level for plants (500 mg.kg^{-1}). The increasing consumption of vegetables in the region of Moanda could be a significant source of essential metals for animals and humans. But dietary intake of food results in long-term low level body accumulation of heavy metals and the detrimental impact becomes apparent only after several years of exposure. The determination of more toxic metals in agricultural soils, like Pb or Cd, and their transfer in consumed plants, is thus necessary. Regular monitoring of these toxic metals in soils, plants and human or animal bodies are essential to prevent their excessive build-up in the food chain. Other studies, such as education on food requirements, tillage, and new methods of conservation and preservation of agricultural soils, are of prime importance to improve crop yields. Particularly because it is an important element of the alimentation in West Africa, laboratory studies and experiments carried out in cultivated field would be necessary to determine the capacity of sorrel, the best accumulator plant in this study, to accumulate toxic metals such as Pb or Cd.

Acknowledgements

Many thanks to Laurent VASSALO and Jean Félix NDZIME for their technical assistance in laboratory analysis.

Table 5: Estimated daily intake of nutritional metals

		Pimento	Nkoumou	Okra	Eggplant	Lemon grass	Yam	Cassava leaves	Cassava tuber	Amaranth	Sorrel with small red leaves	Sorrel with large green leaves
Mn (mg.day⁻¹)	Children	0.114	0.109	0.402	0.159	0.154	0.077	0.654	0.026	0.512	0.865	0.713
	Adult	0.095	0.091	0.335	0.133	0.128	0.064	0.545	0.021	0.427	0.721	0.594
Fe (mg.day⁻¹)	Children	0.077	0.122	0.152	0.013	0.123	0.112	0.041	0.031	0.086	0.682	0.107
	Adult	0.064	0.101	0.127	0.01	0.102	0.094	0.034	0.026	0.072	0.568	0.089
Zn (mg.day⁻¹)	Children	0.005	0.01	0.023	0.005	0.01	0.084	0.045	0.013	0.024	0.012	0.094
	Adult	0.004	0.008	0.019	0.004	0.008	0.07	0.037	0.011	0.02	0.01	0.079
Mg (mg.day⁻¹)	Children	1.052	0	3.225	0.795	0.352	0.39	1.399	0.241	2.568	1.405	3.363
	Adult	0.877	0	2.69	0.663	0.293	0.325	1.166	0.201	2.142	1.172	2.804
Ca (mg.day⁻¹)	Children	1.895	ND	1.465	9.404	3.404	2.506	1.445	1.931	13.363	1.904	20.447
	Adult	1.58	ND	1.222	7.843	2.838	2.09	1.205	1.611	11.144	1.587	17.052
K (mg.day⁻¹)	Children	7.526	0.106	5.141	2.755	4.206	2.034	5.042	3.419	6.493	5.018	4.452
	Adult	6.277	0.089	4.287	2.297	3.508	1.696	4.205	2.851	5.415	4.185	3.713
Na (mg.day⁻¹)	Children	0.333	0.059	0.286	0.159	0.271	0.249	0.273	0.301	0.295	0.285	4.673
	Adult	0.278	0.049	0.239	0.133	0.226	0.208	0.228	0.251	0.246	0.238	3.897

References

- Abollino O, Aceto M, Malandrino M, Mentasti E, Sarzanini C, Petrella F (2002). Heavy metals in agricultural soils from Piedmont, Italy. Distribution, speciation and chemometric data treatment. *Chemosphere* 49 : 545–557.
- AFNOR (1994). Qualité des sols. Recueil de normes françaises. *AFNOR, Paris France* 533 p.
- Agoumé V, Birang AM (2009). Impact of Land-use Systems on some Physical and Chemical Soil Properties of an Oxisol in the Humid Forest Zone of Southern Cameroon. *Tropicultura* 27(1): 15-20.
- Akbar Jan F, Ishaq M, Khan S, Ihsanullah I, Ahmad I, Shakirullah M (2010). A comparative study of human health risks via consumption of food crops grown on wastewater irrigated soil (Peshawar) and relatively clean water irrigated soil (lower Dir), *J. Hazard. Mater.* 179 (1-3): 612-621.
- Arora M, Kiran B, Rani S, Rani A, Kaur B, Mittal N (2008). Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. *Food Chem.* 111 (4): 811-815.
- Awoyinka AF, Abegunde VO, Adewusi SRA (1995). Nutrient content of young cassava leaves and assessment of their acceptance as a green vegetable in Nigeria. *Plant Food Hum. Nutr.* (47): 21–28.
- Bartlett RJ (1999). Characterizing soil redox behavior, in: Sparks DL (ed) *Soil Phys. Chem.* 2nd ed., CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 371-397.
- Béliveau A, Lucotte M, Davidson R, Lopes LO, Paquet S (2009). Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon. *Sci. Total Environ.* 407(15): 4480-4489.
- Bewket W, Stroosnijder L (2003). Effects of agroecological land use succession on soil properties in Chemoga watershed, Blue Nile basin, Ethiopia. *Geoderma* 111: 85–98.
- Bolan NS, Adriano DC, Curtin D (2003). Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy* 78: 215-272.
- Cui YJ, Zhu YG, Zhai RH, Chen DY, Huang YZ, Qiu Y, Liang JZ (2004). Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environ. Int.* 30 : 785– 791.
- Dabin B (1985). Les sols tropicaux acides. *Cahiers ORSTOM, Série Pédologie* 21(1) : 7-19.
- De Miguel E, Irribarren I, Chacon E, Ordonez A, Charlesworth S (2007). Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere* 66: 505–513.
- Ebel H, Gunther T (1980). Magnesium metabolism : a review. *J. Clin. Chem. Clin. Biochem.* (18) 257–270.
- Edmeades DC, Wheeler DM, Crouchley G (1985). Effects of liming on soil magnesium on some soils in New Zealand. *Soil Sci. Plant Anal.* 16 : 727–739.
- Edou Edou G (2006). Etude des systèmes maraîchers urbains et périurbains de Libreville (Gabon), *Rapport de l'Institut Gabonais d'Appui au Développement (I.G.A.D.)* 126 p.
- Emane Mba S (1997). Evolution morphologique et pédogénique du plateau manganifère d'Okouma (Haut-Ogooué, Gabon). Conséquence sur l'environnement. *Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg - France* 261 p.
- Ferreira-Baptista L, De Miguel E (2005). Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola : a tropical urban environment. *Atmos. Environ.* 39: 4501–4512.
- Galdes A, Vallée BL (1983). Categories of zinc metalloenzymes. In : Sigel H, editor. Metal ions in biological systems. New York. USA: *Marcel Dekker*, pp. 1–47.
- Garrett RC (2000). Natural sources of metals to the environment. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 6: 945–963.
- Gauthier C (2002). Contribution à l'étude du fractionnement de l'aluminium libéré dans des solutions de sols forestiers : Influence de la quantité et de la nature de la matière organique. *Thèse de Doctorat Université de Limoges, France* 184 p.
- Gonzalez-Munoz MJ, Meseguer I, Sanchez-Reus MI, Schultz A, Olivero R, Benedi J, Sanchez-Muniz FJ (2008). Beer consumption reduces cerebral oxidation caused by aluminum toxicity by normalizing gene expression of tumor necrotic factor alpha and several antioxidant enzymes, *Food Chem. Toxicol.* 46(3): 1111-1118.

Greger M (1999). Metal availability and bioconcentration in plants, in: Prasad MN and Hagemeyer J editots, Heavy metal stress in plants, *Springer-Verlag, Berlin Heidelberg*, pp. 1-27.

Guichard E (1975). Prélèvement d'échantillons de terre dans les jardins de la COMILOG en bordure de la rivière Makima-Moanda. *ORSTOM Outremer Centre de Libreville. Rapport* 6 p.

Guichard E, Tercinier G (1979). Les oxydisols alumino-manganésifères du plateau d'Okouma au Gabon. Contribution à l'étude cristallographique et géochimique des phénomènes de ferrallitisation. *Cahiers de l'ORSTOM, série Pédologie* 17(1) : 9-35.

Haynes RJ, Dominy CS, Graham MH (2003). Effect of agricultural land use on soil organic matter status and the composition of earthworm communities in KwaZulu-Natal, South Africa. *Agr. Ecosyst. Environ.* 95(2-3): 453-464.

Haynes RJ, Ludecke TE (1981). Effect of lime and phosphorus applications on concentrations of available nutrients and on P, Al and Mn uptake by 2 pasture legumes in an acid soil. *Plant Soil* 62: 117-128.

Institute of Medicine from United States (2007). DRI values definitions in: Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, National Academies, available from: <<http://www.iom.edu/CMS/54133.aspx>>.

Juarez-Santillan LF, Lucho-Constantino CA, Vazquez-Rodriguez GA, Ceron-Ubilla NM, Beltran-Hernandez RI (2010). Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. *Bioresource Technol.* 101(15): 5836-5841.

Kabata-Pendias A, Mukherjee AB (2007). Trace Elements from Soil to Human. *NewYork : Springer-Verlag*. 82, 550 p.

Kamprath EJ, Watson ME (1980). Conventional soil and tissue tests for assessing the phosphorus status of soils, in F. E. Khasawneh Editor, The Role of Phosphorus in Agriculture. *Am. Soc. Agr.*, Madison, WI, pp. 433-469.

Kawashima LM, Soares LMV (2003). Mineral profile of raw and cooked leafy vegetables consumed in Southern Brazil. *J. Food Compos. Anal.* 16(5): 605-611.

Khresat S, Al-Bakri J, Al-Tahhan R (2008). Impacts of land use/cover change on soil properties in the Mediterranean region of northwestern Jordan. *Land Degrad. Dev.* 19: 397-407.

Komarek M, Chrastny V, Stichova J (2007). Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soils originating from a smelting area. *Environ. Int.* 33: 677-684.

Kos B, Greman H, Lestan D (2003). Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants, *Plant Soil Environ.* 49(12): 548-553.

Korkanc SY, Ozyuvaci N, Hizal A (2008). Impacts of land use conversion on soil properties and soil erodibility. *J. Environ. Biol.* 29(3): 363-370.

Kuleshov VN (2011). Manganese deposits : Communication 1. Genetic models of manganese ore formation. *Lithol. Miner. Resour.* 46(5): 473-493.

Kwapata B, Maliro MF (1995). Indigenous vegetables in Malawi : germplasm collecting and improvement of production practices, in L. Guarino, Editor, Traditional African Vegetables. *Proceedings of the IPGRI International Workshop on Genetic Resources of Traditional Vegetables in Africa: Conservation and Use*, IPGRI, Kenya, pp. 132-135.

Landon JR (1991). Booker tropical soil manual, Harlow, UK. *Longman* 474 p.

Legros JP (2007). Les grands sols du monde. *Presses Polytechniques et Universitaires Romandes (PPUR)* 592 p.

Li F, Ni L, Yuan J, Sheng GD (2010). Cultivation practices affect heavy metal migration between soil and *Vicia faba* (broad bean). *Chemosphere* 80: 1393-1398.

Lu Y, Gong ZT, Zhang GL, Burghardt W (2003). Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. *Geoderma* 115: 101-111.

McAlister JJ, Smith BJ, Sanchez B (1998). Forest clearance: impact of land use change on fertility status of soils from the Sao Francisco area of Niteroi, Brazil. *Land Degrad. Dev.* 9: 425-440.

Mills AJ, Fey MV (2003). Declining soil quality in South Africa: effect of land use on soil organic matter and surface crusting. *South Afr. J. Sci.* 99: 429-436.

- Myers JA, McLean EO, Bingham JM (1988). Reductions in exchangeable magnesium with liming acid Ohio soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 131–136.
- Nardi EP, Evangelist ES, Tormen L, Saint-Pierre TD, Curtius AJ, de Souza SS, Barbosa JrF (2009). The use of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) for the determination of toxic and essential elements in different types of food samples, *Food Chem.* 112(3): 727-732.
- Odhav B, Beekrum S, Akula U, Baijnath H (2007). Preliminary assessment of nutritional value of traditional leafy vegetables in KwaZulu-Natal, South Africa. *J. Food Compos. Anal.* 20(5) : 430-435.
- Ondo JA (2011). Vulnérabilité des sols maraîchers du Gabon (région de Libreville): acidification et mobilité des éléments métalliques. *Thèse de Doctorat, Université de Provence, France* 317 p.
- Pedro G (2007). Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux. *Acad. Sci. Paris* 482 p.
- Poschenrieder C, Gunsé B, Corrales I, Barcelo J (2008). A glance into aluminum toxicity and resistance in plants. *Sci. Total Environ.* 400(1-3): 356-368.
- Sa JCM, Cerri CC, Lal R, Dick WA, Piccolo MC, Feigl BE (2009). Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Till. Res.* 104(1): 56-64.
- Sanchez PA (1976). Properties and Management of Soils in the Tropics, *Wiley Intersci.* New York,
- Silvestre P, Arraudeau M (1983). Le manioc. Techniques agricoles et productions tropicales. *Masson*, Paris 262 p.
- Sun L, Niu Z, Sun T (2007). Effects of amendments of N, P, Fe on phytoextraction of Cd, Pb, Cu, and Zn in soil of Zhangshi by Mustard, Cabbage, and Sugar Beet. *Environ. Toxicol.* 22 : 565–571.
- Tchibambelela B (2009). Le Commerce Mondial de la Faim : Stratégie de Rupture Positive au Congo-Brazzaville. *L'Harmattan*, Paris 530 p.
- Tremel-Schaub A, Feix I (2005). Contamination des sols–Transferts des sols vers les plantes. *ADEME/EDP Sci.*, Paris 413 p.
- Wang X, Sato T, Xing B, Tao S (2005). Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. *Sci. Total Environ.* 350: 28–37.
- Vizier JF (1971). Etude de l'état d'oxydoréduction du sol et de ses conséquences sur la dynamique du fer dans les sols hydromorphes. *Cah. ORSTOM, Ser. Pédol.* 9(4): 373-397.
- World Health Organization (1996). Health criteria other supporting information, in: Guidelines for Drinking water Quality 2 (2nd ed.) pp. 31–388.
- Young-Eun C, Ria-Ann RL, Sang-Hoon R, Ho-Yong S, Hong-In S, John H B, In-Sook K (2007). Zinc deficiency negatively affects alkaline phosphatase and the concentration of Ca, Mg and P in rats, *Nutr. Res. Pract.* 1(2): 113–119.

ANNEXE C : Etude statistique des sols de surface de la région de Libreville

Annexe C.1 : Propriétés des sols de surface témoins

Site	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH _{eau}	pH _{KCl}	ΔpH	NTK (mg/g)	COT (g/kg)	MO (g/kg)	C/N	Sables (%)	Limons (%)	Argiles (%)	CEC (méq/100g)
Alibandeng	21	5,1	3,8	1,2	0,79	5,9	10,2	7,5	91,8	5,6	2,6	1,6
	21	5,0	4,1	0,9	0,65	6,4	11,1	9,9	78,5	16,8	4,7	4,1
	30	5,2	4,0	1,3	0,53	3,1	5,3	5,8	90,8	6,5	2,7	1,1
Bas de Gué-Gué	176	6,6	6,3	0,3	1,69	18,9	32,5	11,2	85,0	5,9	9,1	6,7
	151	6,6	6,3	0,3	1,95	20,1	34,7	10,3	85,0	5,9	9,1	6,7
	176	6,6	6,3	0,3	1,82	17,7	30,4	9,7	85,0	5,9	9,1	6,7
Charbonnages	24	5,7	5,1	0,6	1,15	11,4	19,7	9,9	79,5	12,0	8,5	4,1
	34	5,7	5,1	0,6	1,01	11,9	20,6	11,8	79,8	10,7	9,5	3,7
	30	5,7	5,1	0,6	1,04	12,5	21,6	12,1	79,2	10,9	9,9	4,2
Premier campement	88	6,0	5,3	0,6	1,64	16,2	27,9	9,9	71,1	21,3	7,6	4,8
	87	6,1	5,3	0,8	1,76	16,4	28,3	9,3	71,0	21,4	7,6	4,7
	97	6,1	5,3	0,9	1,72	15,5	26,7	9,0	71,2	21,3	7,5	4,4
Sibang-Iphamétra	180	5,5	4,8	0,7	1,90	18,8	32,4	9,9	71,6	13,3	15,1	5,3
	172	5,5	4,9	0,7	1,91	22,7	39,1	11,9	71,6	13,3	15,1	5,3
	178	5,5	4,9	0,6	1,91	21,6	37,2	11,3	71,6	13,3	15,1	5,3

Camp de Gaulle	208	6,5	5,9	0,6	1,88	24,1	41,5	12,8	72,4	10,6	17,0	12,3
	210	6,6	6,0	0,6	1,46	12,3	21,3	8,5	76,2	9,0	14,8	9,1
	202	6,5	6,0	0,5	1,27	16,7	28,7	13,1	78,7	8,7	12,6	6,6
Sibang-Melen	37	5,8	5,1	0,7	1,62	12,9	22,2	7,9	53,8	24,8	21,4	5,1
	34	5,9	5,1	0,8	1,57	5,3	9,1	3,4	53,2	24,6	22,2	5,0
	34	5,9	5,1	0,8	1,38	12,2	21,1	8,9	53,4	24,7	21,9	5,0
Sibang-PK8		7,5	7,1	0,4	1,54	31,3	54,0	20,3	41,1	35,5	23,4	19,3
		7,6	6,5	1,1	1,56	35,4	61,0	22,7	68,1	18,9	13,0	9,8
		7,4	7,2	0,2	1,53	34,5	59,4	22,5	54,0	27,1	18,2	14,6
Ntoun	665	7,4	7,1	0,3	3,17	24,1	41,5	7,6	54,6	34,4	11,0	12,0
	730	7,3	6,8	0,5	3,22	31,1	53,5	9,6	41,6	42,5	15,9	17,6
	645	7,3	6,9	0,4	3,17	23,6	40,7	7,4	50,0	36,6	13,4	12,2

Annexe C.2 : Métaux dans les sols de surface témoins

Site	Métaux pseudo-totaux (mg/kg)						Métaux mobilisables par EDTA 0,05 M (mg/kg)					
	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Alibandeng	2523	38,5	16029	321	8,4	32,2	107	0,6	103	10	3,3	2,2
	2697	32,6	13599	287	6,8	29,3	107	0,8	103	11	3,9	1,9
	2929	28,3	12045	276	7,4	31,0	101	0,8	159	9	3,7	2,0
Bas de Gué-Gué	12439	14,0	20740	121	36,0	51,2	36	1,8	79	9	11,6	8,1
	11628	12,0	20640	112	34,6	49,9	44	1,9	88	10	11,9	8,2
	12254	13,7	20701	118	35,2	50,0	40	1,8	84	10	11,7	8,1
Charbonnages	11639	26,2	12461	295	7,4	20,7	253	0,6	192	8	0,0	1,6
	11728	29,9	17077	304	7,4	27,4	241	0,5	186	10	0,0	1,6
	12496	21,8	15506	242	7,4	25,9	259	0,5	238	7	0,0	2,1
Premier campement	12115	7,9	13055	145	6,8	55,7	147	0,6	175	10	0,8	7,8
	12631	7,7	12275	146	6,8	48,0	147	0,7	164	13	0,8	10,3
	12009	7,4	12518	138	6,3	47,8	131	0,6	156	11	0,8	8,2
Sibang-Iphamétra	43132	32,1	44319	844	17,1	57,7	158	1,0	137	21	1,2	2,2
	40255	32,3	45284	852	17,0	56,5	147	1,0	130	21	1,3	2,3
	43999	33,1	41358	826	17,4	58,4	147	1,0	127	21	1,4	3,1
Camp de Gaulle	19331	11,7	21382	122	59,0	73,9	105	2,5	175	16	23,1	10,9
	18829	12,2	23368	122	56,5	71,9	105	1,8	153	13	24,0	10,6
	19877	12,0	24807	122	53,7	76,6	85	2,3	153	15	23,3	12,8
Sibang-Melen	33599	16,1	27872	271	23,3	47,0	58	2,2	55	22	2,4	4,6
	33501	15,7	27451	271	22,6	46,5	60	2,3	58	21	2,5	3,8
	33438	15,4	26738	271	22,1	45,9	57	2,1	57	20	2,5	4,1
Sibang-PK8	37309	28,9	34528	359	58,4	163,6	26	8,2	216	72	13,4	33,5
	38879	30,1	36247	383	61,9	170,5	30	8,4	225	72	13,0	32,9
	38299	29,8	35941	379	60,0	168,3	30	8,0	212	73	12,9	32,5
Ntoun	10837	39,5	16592	303	7,4	22,3	46	1,0	109	46	0,8	2,3
	14350	32,8	14606	292	6,9	23,6	44	1,2	149	51	0,8	3,2
	13908	35,9	17386	295	9,3	25,4	45	1,1	130	52	0,9	2,6

Annexe C.3 : Propriétés des sols de surface cultivés

Site	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH _{eau}	pH _{KCl}	ΔpH	NTK (mg/g)	COT (g/kg)	MO (g/kg)	C/N	Sables (%)	Limons (%)	Argiles (%)	CEC (méq/100g)
Alibandeng	225	6,2	6,1	0,1	0,99	6,9	11,8	6,9	95,6	2,2	2,2	2,1
	246	6,2	6,1	0,1	0,75	5,8	10,1	7,7	96,5	1,7	1,8	2,2
	307	6,4	6,2	0,3	1,09	5,6	9,6	5,1	95,4	2,6	2,0	2,2
Bas de Gué- Gué	448	6,0	5,5	0,4	1,46	12,1	20,9	8,3	85,1	7,0	7,9	3,1
	378	6,4	6,1	0,3	1,49	12,5	21,5	8,4	80,1	12,4	7,5	6,0
	473	5,8	5,7	0,2	1,40	12,9	22,2	9,2	78,4	11,2	10,4	5,5
Charbonnages	168	6,4	5,5	0,9	1,28	12,6	21,7	9,8	79,5	13,1	7,4	5,3
	255	6,1	5,5	0,6	1,26	14,5	25,0	11,6	77,7	14,9	7,4	6,2
	214	5,9	4,8	1,1	1,24	12,4	21,4	10,0	68,6	18,4	13,0	5,5
Premier campement	255	6,7	6,5	0,1	1,61	12,8	22,1	8,0	75,4	14,3	10,3	5,4
	279	6,7	6,5	0,2	1,08	11,0	19,0	10,2	75,7	15,3	9,0	5,0
	279	6,7	6,5	0,2	1,32	10,6	18,3	8,1	75,0	15,1	9,9	5,3
Alibandeng	203	5,3	3,7	1,6	0,86	12,6	21,7	14,7	93,9	2,5	3,6	1,0
	213	5,6	5,1	0,5	1,10	15,4	26,5	14,0	94,3	2,5	3,2	3,7
	180	5,0	4,6	0,4	1,05	15,3	26,4	14,5	94,7	1,6	3,7	2,6
Sibang- Iphamétra	509	6,6	5,9	0,6	2,64	30,8	53,0	11,7	17,4	52,0	36,2	25,8
	497	6,5	5,8	0,7	2,99	26,3	45,4	8,8	19,5	46,7	33,8	27,1
	663	6,7	5,9	0,8	2,89	24,9	42,9	8,6	11,8	49,2	39,0	28,9
Camp de Gaulle	187	7,1	6,8	0,3	1,74	18,2	31,4	10,5	74,8	9,6	15,6	6,2
	176	7,1	6,9	0,3	1,45	19,8	34,0	13,6	75,5	10,4	14,1	8,5
	174	7,2	6,8	0,3	1,68	17,1	29,5	10,2	79,6	8,9	11,5	5,9
Sibang-Melen	131	6,9	5,5	1,3	1,94	16,3	28,1	8,4	52,5	25,6	21,9	6,1
	127	6,9	5,5	1,4	1,81	15,7	27,1	8,7	50,3	27,0	22,7	6,2
	92	6,9	5,5	1,4	1,95	15,0	25,9	7,7	49,7	27,9	22,4	6,4

Charbonnages	67	4,3	3,6	0,7	1,37	7,2	12,4	5,3	69,2	11,5	19,3	3,5
	78	4,6	3,8	0,8	1,13	4,8	8,3	4,3	68,9	11,9	19,2	3,6
	58	4,6	3,7	0,9	1,29	6,5	11,2	5,1	65,8	12,0	22,2	4,1
Sibang-PK8		4,2	3,9	0,2	0,99	16,1	27,7	16,2	59,3	27,3	13,4	3,0
		4,3	3,9	0,4	0,97	15,5	26,7	15,9	59,3	27,3	13,4	3,0
		4,1	3,7	0,3	0,97	16,4	28,3	16,9	59,3	27,3	13,4	3,0
Ntoun	134	6,2	5,8	0,5	1,88	18,9	32,6	10,1	78,3	13,0	8,7	6,6
	129	5,7	5,2	0,5	1,24	15,8	27,2	12,7	59,7	32,3	8,0	3,8
	134	5,0	4,4	0,7	1,33	14,1	24,3	10,6	66,3	25,3	8,4	3,2

Annexe C.4 : Métaux dans les sols de surface cultivés

Site	Métaux pseudo-totaux (mg/kg)						Métaux mobilisables par EDTA 0,05 M (mg/kg)					
	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Alibandeng	769	40,9	11675	316	0,1	38,2	75	2,5	329	42	0,1	15,6
	760	38,9	11299	301	0,1	36,9	77	3,3	590	48	0,1	14,7
	747	37,6	11139	290	0,1	34,5	91	2,6	605	45	0,1	14,7
Bas de Gué-Gué	10729	14,3	13027	130	7,3	24,7	138	0,8	120	9	0,5	3,3
	10877	15,9	17062	161	16,2	52,1	80	1,6	268	19	4,2	9,0
	10809	15,2	20535	147	16,1	79,2	87	2,2	325	17	4,7	8,9
Charbonnages	12387	23,6	14249	253	5,4	42,4	271	2,1	221	21	0,0	10,5
	14645	22,1	12578	221	5,3	48,9	263	2,5	239	26	0,0	12,3
	18615	15,3	15700	193	5,2	40,3	271	2,4	186	25	0,0	10,3
Premier campement	13808	13,8	12578	181	2,7	60,7	190	3,7	204	35	0,8	28,9
	13787	12,9	12897	179	3,2	54,6	147	2,6	166	28	0,9	24,4
	13769	11,2	13148	166	3,8	49,3	149	2,4	169	24	0,9	18,9

Alibandeng	4738	49,6	16997	394	2,8	49,1	179	2,2	169	34	0,4	11,2
	4287	43,0	18462	457	2,8	60,9	187	2,2	207	36	0,4	10,7
	4476	51,4	21928	569	3,6	56,0	208	2,4	259	45	0,6	12,2
Sibang-Iphamétra	36413	23,3	39196	791	13,1	50,5	134	4,6	241	158	2,2	5,1
	23402	22,1	31774	531	11,3	40,0	122	4,9	187	155	2,2	5,1
	37368	25,7	36688	658	11,2	39,9	111	5,8	174	173	2,3	5,7
Camp de Gaulle	13889	9,7	20017	102	26,8	42,8	123	1,0	122	8	7,1	3,3
	15230	9,6	18999	101	26,8	42,0	141	1,0	135	8	8,1	3,7
	15603	8,9	18105	99	26,7	40,7	127	1,0	114	8	7,7	3,9
Sibang-Melen	34228	23,8	27982	570	21,1	53,5	100	3,9	58	87	1,7	5,5
	33599	23,0	27521	536	20,0	50,5	88	4,4	54	79	1,8	5,8
	33054	22,4	27179	496	18,5	48,4	92	4,5	59	86	1,7	5,9
Charbonnages	29882	10,1	19794	152	7,5	15,9	391	0,2	148	3	0,7	0,5
	34101	9,1	16908	198	5,6	13,7	360	0,2	136	3	0,9	0,6
	29180	8,9	21994	153	5,3	18,1	455	0,3	169	3	0,9	0,6
Sibang-PK8	19155	12,5	14574	247	11,0	25,0	204	2,5	134	67	0,0	3,5
	19390	12,7	17112	258	11,1	27,1	196	2,4	129	66	0,0	3,4
	19254	12,5	16010	250	10,6	26,8	185	2,5	127	67	0,0	3,5
Ntoum	12947	24,0	8632	477	3,0	29,1	63	1,0	92	48	0,5	3,7
	12774	19,2	7259	424	2,5	24,3	75	1,2	91	46	0,4	3,5
	12885	19,2	7895	401	2,6	26,9	71	0,9	96	43	0,4	4,5

Annexe C.5 : Résultats des métaux accumulés dans l'amarante

Feuilles																					
Métal (mg/kg)	ALH			CHAI			ALI2			PRE			IPH			NTO			Feuilles SIB		
Al	320	206	212	224	237	244	138	149	275	283	249	251	283	303	360	281	290	235	181	173	185
Cu	9,2	8,8	8,9	7,1	7,1	7,2	13,6	14,3	14,0	12,5	12,2	12,3	15,1	15,0	24,9	30,4	30,8	26,3	42,2	43,2	46,7
Fe	346	422	433	343	361	352	176	185	204	326	307	288	405	460	496	344	359	289	307	308	323
Mn	362	366	375	83	82	83	177	180	178	164	164	163	17	17	18	166	163	153	40	40	45
Pb	0,18	<ldd	0,14	0,39	0,50	0,75	<ldd	<ldd	<ldd	0,41	0,24	0,15	0,13	0,50	0,33	0,63	0,24	0,21	<ldd	0,46	0,36
Zn	137	136	139	70	65	78	154	159	159	56	54	55	37	49	47	67	66	66	41	37	40
Racines																					
	ALH			CHAI			ALI2			PRE			IPH			NTO			SIB		
Al	130	108	121	668	664	650	385	362	372	297	300	294	1068	1082	1150	386	404	288	540	514	588
Cu	9,7	10,0	1,8	5,2	5,1	5,2	13,8	13,2	13,7	5,9	5,9	5,4	9,3	10,0	10,0	10,3	11,0	9,0	11,2	10,9	11,3
Fe	161	159	162	456	450	440	278	258	265	192	190	199	1365	1424	1445	211	222	162	430	412	488
Mn	61	60	60	43	42	43	63	60	62	97	97	99	20	21	21	24	25	22	21	20	22
Pb	<ldd	<ldd	<ldd	0,25	0,82	0,35	0,53	0,04	<ldd	0,43	0,20	0,39	0,55	0,84	0,55	0,75	0,83	<ldd	0,69	0,87	0,78
Zn	99	100	99	36	36	37	118	118	118	48	49	47	25	25	29	38	54	36	30	28	29

ANNEXE D : Résultats de la chronoséquence

Annexe D.1 : Résultats bruts des propriétés physico-chimiques des sols de Charbonnages et Ntoun

Site	Sol	Horizon	Densité (%)	Porosité (%)	TEC* (%)	pH _{eau}	pH _{KCl}	ΔpH	NTK (mg/g)	COT (g/kg)	C/N	Sable	Limons	Argile	P _{ass} (ppm)	CEC (méq/100g)
CHARBONNAGES	Témoin TC	0-20 cm TC	1,29	45,9	41,1	5,7	5,1	0,6	1,15	11,41	9,9	79,5	12	8,5	0,128	4,09
			1,28	56,9	50,0	5,69	5,09	0,6	1,01	11,94	11,8	79,8	10,7	9,5	0,129	3,71
			1,28	50,2	45,9	5,71	5,07	0,64	1,04	12,54	12,1	79,2	10,9	9,9	0,076	4,23
		20-40 cm 2TC	1,36			4,47	3,81	0,66	0,56	5,64	10,1	80,8	10	9,2	0,021	2,99
	Cultivé 5 ans depuis 5 SC	0-20 cm SC	1,33			4,39	3,79	0,6	0,80	7,25	9,1	79,9	9,9	10,2	0,017	3,17
			1,34			4,33	3,86	0,47	0,93	9,75	10,4	80,85	9,5	9,3	0,012	2,78
			1,33	50,3	47,5	6,35	5,46	0,89	1,28	12,61	9,8	79,5	13,1	7,4	0,224	5,31
			1,33	50,3	48,0	6,14	5,49	0,65	1,26	14,52	11,6	77,7	14,9	7,4	0,256	6,21
			1,34	50,2	47,7	5,88	4,83	1,05	1,24	6,43	5,2	68,6	18,4	13	0,062	5,45
	Cultivé 10 ans depuis 10 HC	20-40 cm 2SC	1,33			5,71	4,76	0,95	0,86	9,71	11,3	76,1	15,4	8,5	0,05	3,48
			1,34			5,36	4,51	0,85	0,79	14,69	18,5	72,2	16,9	10,9	0,052	4,11
			1,34			5,7	4,57	1,13	0,63	4,92	7,8	66,9	20,2	12,9	<0,005	4,76
			1,26	63,6	54,4	4,33	3,62	0,71	1,37	7,19	5,3	69,2	11,5	19,3	0,017	3,48
NTOUN	Cultivé SA	0-20 cm SA	1,28	64,5	59,6	4,61	3,78	0,83	1,13	4,8	4,3	68,9	11,9	19,2	0,021	3,64
			1,28	64,0	56,3	4,56	3,71	0,85	1,29	9,52	7,4	65,8	12	22,2	0,031	4,07
			1,32			4,32	3,77	0,55	0,51	5,71	11,1	68,5	12	19,5	0,013	3,4
		20-40 cm 2HC	1,3			4,48	3,78	0,7	0,59	4,52	7,7	68,5	12,2	19,3	0,013	3,45
	Cultivé SA	20-40 cm 2SA	1,29			4,42	3,77	0,65	0,52	7,86	15,2	64,5	11,7	23,8	0,012	4,36
			1,44	38,0	36,1	6,08	5,36	0,72	1,09	9,11	8,3	56,7	29,1	14,2	20	3,22
			1,44	37,0	34,9	5,6	4,89	0,71	1,22	17,41	14,3	58,6	27,7	13,7	22	4,53
			1,34	37,6	35,6	5,8	5,01	0,79	1,27	14,41	11,4	58,6	26,7	14,7	38	4,46
	Cultivé SA	40-60 cm 3SA	1,46			5,11	4,31	0,8	0,52	5,73	11,0	49,1	28,6	22,3	<0,005	3,23
			1,51			5,67	5,12	0,55	0,67	15,74	23,7	57	27,7	15,3	10	3,61
			1,44			5,28	4,42	0,86	0,55	4,54	8,2	50,8	26,6	22,6	8	3,43
			1,44			5,22	4,46	0,76	0,50	4,34	8,7	47,9	28,3	23,8	<0,005	3,13
			1,43			5,23	4,23	1	0,52	5,4	10,3	52,7	26,5	20,8	9	3,56
			1,41			5,7	4,73	0,97	0,43	3,33	7,7	50,7	26,5	22,8	<0,005	3,38

Forêt primaire TSA1	0-20 cm TSA1	1,27	61,8	50,8	7,86	7,26	0,6	2,27	31,53	13,9	18,5	45,5	36	17	21,6
		1,29	55,0	32,7	7,81	7,13	0,68	1,91	22,5	11,8	22,5	40,3	37,2	10	16,7
		1,32	58,4	43,8	7,11	6,55	0,56	2,52	23,95	9,5	33	37,2	29,8	26	16,4
	20-40 cm 2TSA1	1,39			7,61	7,17	0,44	0,91	5,97	6,6	36,8	32,9	30,3	6	8,54
		1,36			7,58	7,01	0,57	0,66	5,45	8,3	35,8	33,9	30,3	<0,005	7,12
		1,36			6,99	5,96	1,03	0,81	10,57	13,0	28,5	29,2	42,3	14	12,5
	40-60 cm 3TSA1	1,43			7,48	6,98	0,5	0,47	3,67	7,8	41,5	36,6	21,9	<0,005	5,69
		1,43			7,48	6,98	0,5	0,47	3,67	7,8	41,5	36,6	21,9	<0,005	5,69
		1,39			6,87	5,92	0,95	0,42	3,39	8,1	36,2	34,7	29,1	6	6,03
	Forêt secondaire TSA2	1,24	41,9	39,4	7,38	7,05	0,33	2,17	24,09	11,1	54,6	34,4	11	28	12
		1,23	49,3	46,8	7,29	6,82	0,47	3,22	31,06	9,6	41,6	42,5	15,9	38	17,6
		1,27	46,3	42,3	7,32	6,94	0,38	3,17	23,58	7,4	50	36,6	13,4	27	12,2
		1,48			6,91	6,27	0,64	0,85	6,98	8,2	49,1	36,9	14	<0,005	5,43
		1,48			6,86	6	0,86	0,86	7,44	8,7	44,1	39,9	16	<0,005	5,19
		1,44			7,02	6,12	0,9	1,07	7,89	7,4	36,4	44	19,6	<0,005	4,88
	40-60 cm 3TSA2	1,44			6,62	5,59	1,03	0,55	4,42	8,1	35,4	43	21,6	<0,005	4,38
		1,48			6,94	5,95	0,99	0,55	4,28	7,8	37,8	43,7	18,5	<0,005	4,22
		1,44			6,62	5,59	1,03	0,55	4,42	8,1	35,4	43	21,6	<0,005	4,38

Annexe D.2 : Résultats bruts des métaux dans les sols de Charbonnages et Ntounm

SITE	Sol	Horizon	Cations échangeables (cmol/kg)										Métaux pseudo-totaux (mg/kg)										Métaux mobilisables par EDTA 0,05 M (mg/kg)					
			Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Al	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	
CHARBONNAGES	Témoïn TC	0-20 cm TC	3,6	0,0749	0,0382	0,0674	0,0153	0,0051	0,357	11639	16,17	12461	195,1	7,4	20,7	253	0,99	192	5,4	<1dd	1,65							
			3,29	0,0718	0,0214	0,0621	0,0147	<0,005	0,418	11728	29,92	17077	303,6	18,4	27,4	241	0,46	186	9,7	<1dd	1,61							
			3,69	0,103	0,03	0,0561	0,0176	0,0052	0,412	12496	21,75	15506	242,2	7,4	25,9	259	0,54	238	7,3	<1dd	2,11							
		20-40 cm 2TC	1,41	0,0406	0,0263	0,0778	0,0246	<0,005	1,55	12489	6,7	9778	122,2	5,8	9,4													
			1,37	0,0366	0,0134	0,0735	0,0206	<0,005	1,9	15153	7,32	11019	122,5	5,8	4,4													
			1,7	0,0435	0,0209	0,0495	0,0135	<0,005	1,18	13539	7,54	10430	119,6	6,0	3,2													
Cultivé depuis 5 ans SC	0-20 cm SC	5,94	0,481	0,0875	0,277	0,0164	0,0204	0,0855	12387	23,57	14249	253,4	5,4	42,4	271	2,07	221	20,6	<1dd	7,47								
		6,18	0,539	0,13	0,386	0,0163	0,0307	0,0823	10645	22,12	12578	221,4	5,3	48,9	263	2,53	239	26,3	<1dd	12,31								
		4,61	0,394	0,0782	0,317	0,0198	<0,005	0,227	18615	15,31	15700	193	5,2	20,3	271	0,39	186	5,0	<1dd	0,29								
	20-40 cm 2SC	3,04	0,257	0,046	0,145	0,0091	<0,005	0,303	16917	17,02	14986	185,4	6,0	13,1														
		3,26	0,293	0,0545	0,159	0,0177	0,0063	0,523	17527	32,5	19598	316,7	13,0	17,3														
		1,9	0,0135	0,0315	0,156	0,0219	0,0127	2,23	18755	14,1	16507	198,1	7,2	5,1														

NTOM	Cultivé depuis 10 ans HC	0-20 cm HC	0,52	0,0866	0,0117	0,16	0,0428	<0,005	2,76	29882	10,1	19794	151,5	8,5	15,9	391	0,16	148	2,9	0,62	0,47
			0,62	0,0978	0,013	0,118	0,05	<0,005	2,7	34101	9,12	16908	197,8	5,6	11,7	360	0,18	136	3,0	0,88	0,64
	20-40 cm 2HC		0,93	0,201	0,0167	0,165	0,0456	0,0056	2,8	29180	8,85	21994	152,7	4,3	18,1	455	0,28	169	3,2	0,94	0,63
			0,571	0,0965	0,0136	0,162	0,0499	<0,005	2,86	33462	14,33	23706	204	8,9	18,5						
			0,728	0,107	0,0121	0,135	0,0448	<0,005	2,62	32983	17,95	24670	227,2	9,2	12,8						
			0,875	0,211	0,0155	0,147	0,0504	<0,005	3,15	38000	11,5	25239	169,6	8,2	9,3						
	Cultivé SA	0-20 cm SA	2,03	0,212	0,0114	0,0738	0,023	0,0141	0,583	14940	43,27	15277	233,9	6,6	15,3	141	0,41	89	8,2	0,69	1,19
			3,59	0,277	0,0137	0,0868	0,0161	0,0292	0,408	14799	21,95	10358	149,8	24,2	27,0	146	0,50	131	12,1	0,65	2,37
		20-40 cm 2SA	3,39	0,296	0,0263	0,128	0,023	0,0124	0,497	19054	14,29	10876	133,7	7,6	23,5	142	0,42	137	7,4	0,55	2,64
			1,5	0,139	0,0153	0,0643	0,0358	<0,005	1,27	28097	9,74	13156	66,52	9,9	22,8						
NTOM	40-60 cm 3SA		2,6	0,23	0,0197	0,0818	0,0232	0,0099	0,533	18487	26	15422	330,5	16,9	36,3						
			1,77	0,34	0,0306	0,2	0,029	<0,005	0,808	28660	8,6	13937	65,6	6,9	20,3						
			1,03	0,114	0,0142	0,0653	0,0334	<0,005	1,69	25545	9,74	12500	55,69	25,6	26,3						
			2,05	0,247	0,0325	0,0872	0,0265	0,0065	0,859	27955	2,32	11856	55,98	7,4	40,7						
	0-20 cm TSA1		1,57	0,334	0,026	0,266	0,0397	<0,005	1,03	30063	27,02	16978	142,7	8,4	24,7						
			23	1,27	0,0388	0,365	0,0246	<0,005	0,173	42430	12,46	28992	124,8	12,0	48,8	9	1,07	76	21,2	0,56	1,77
			19,1	0,925	0,0426	0,293	0,0214	<0,005	0,157	40403	21,74	27184	140,9	12,1	51,7	13	1,06	78	15,4	0,58	1,29
			16,6	0,78	0,0311	0,177	0,0159	0,0074	0,18	59393	17,7	16185	137,9	12,3	59,9	12	3,16	217	21,2	1,28	3,36
	Forêt primaire TSA1	20-40 cm 2TSA1	10,6	0,496	0,0193	0,295	0,0531	<0,005	0,288	47575	25,06	36778	133,7	12,9	42,2						
			8,47	0,351	0,0187	0,223	0,0637	<0,005	0,371	50265	9,48	32227	47,71	10,8	55,4						
			12,4	0,574	0,0526	0,187	0,0203	<0,005	0,253	40694	11,38	19355	72,62	13,7	54,8						
		40-60 cm 3TSA1	6,16	0,259	0,0147	0,218	0,0757	<0,005	0,248	35185	7,26	62860	50,38	14,0	44,4						
TEC : Teneur en Eau au Champ	Forêt secondaire TSA2		6,16	0,259	0,0147	0,218	0,0757	<0,005	0,248	35185	7,26	62860	50,38	14,0	44,4						
			6,57	0,254	0,0202	0,114	0,0524	<0,005	0,249	43270	11,1	44119	64,48	12,7	48,8						
		0-20 cm TSA2	11,9	1,47	0,019	0,249	0,0156	0,0296	0,103	10837	39,46	16592	302,9	4,4	22,3	46	0,98	109	45,9	0,78	2,31
			16,6	2,19	0,0282	0,283	0,0227	0,0457	0,136	14350	12,82	14606	191,5	6,9	23,6	44	1,24	149	50,5	0,83	3,20
	20-40 cm 2TSA2		12,3	1,38	0,0157	0,148	0,0144	0,0402	0,0958	13908	35,94	17386	295,1	9,3	25,4	75	1,14	130	52,1	2,64	2,62
			4,75	0,651	0,0143	0,162	0,0376	0,0242	0,281	17275	20,6	14760	225,2	5,9	25,9						
			4,33	0,696	0,0376	0,157	0,0274	0,0085	0,198	21058	24,2	17771	197,1	6,7	20,9						
			4,43	0,209	0,0174	0,0897	0,053	0,0052	0,383	22913	7,64	18655	71,17	7,2	22,4						
	40-60 cm 3TSA2		3,56	0,439	0,0345	0,0785	0,0422	<0,005	0,289	29663	10,96	28789	81,98	9,5	23,4						
			3,44	0,365	0,0227	0,0836	0,0471	<0,005	0,344	25278	21,03	23075	137,9	8,8	20,2						
			3,56	0,439	0,0345	0,0785	0,0422	<0,005	0,289	29663	10,96	28789	81,98	9,5	23,4						

TEC : Teneur en Eau au Champ

Annexe D.3 : Significativité p et variance F de Fisher-Snedecor des différences de moyennes (ANOVA à 1 ou 2 facteurs)

		Charbonnages						Ntoum					
		Horizon			Type sol			Horizon x Type sol			Horizon		
		Horizon		F	Type sol		F	Horizon x Type sol		F	Type sol		F
		p	F		p	F		p	F		p	F	
	Densité	0,003	41,3		< 0,0001	26,8		0,003	9,9		0,000	13,3	9,6
	Porosité				0,003	17,5					0,000	38,9	
	TEC*				0,008	11,8					0,287	1,5	
	pH _{eau}	< 0,0001	253,6		< 0,0001	104,2		0,000	19,7		< 0,0001	106,1	0,3
	pH _{KCl}	0,002	59,9		< 0,0001	81,4		< 0,0001	25,0		< 0,0001	68,6	1,0
	ΔpH	0,573	0,4		0,002	10,4		0,199	1,8		0,074	2,6	4,2
	NTK	0,000	122,0		0,241	1,6		0,027	4,9		< 0,0001	20,7	10,7
	COT	0,020	14,1		0,179	2,0		0,688	0,4		< 0,0001	2,6	4,0
	MO	0,020	14,1		0,179	2,0		0,688	0,4		< 0,0001	2,6	4,0
	C/N	0,003	43,0		0,545	0,6		0,288	1,4		0,204	1,8	0,7
	Sable	0,609	0,3		< 0,0001	32,2		0,367	1,1		0,807	52,6	8,9
	Limon	0,688	0,3		< 0,0001	105,6		0,228	0,3		0,089	49,9	4,4
	Argile	0,588	0,2		< 0,0001	22,3		0,767	1,7		0,456	62,6	10,3
	P _{ass.}	0,030	10,9		0,009	7,1		0,044	4,1		0,000	0,6	2,2
	CEC	0,016	15,8		0,000	18,4		0,024	5,1		< 0,0001	62,2	12,0
Cations échangeables	Ca	0,000	161,0		< 0,0001	57,2		0,002	10,6		< 0,0001	77,2	10,9
	Mg	0,004	33,6		0,001	13,7		0,038	4,3		< 0,0001	18,2	7,4
	Na	0,007	25,2		< 0,0001	26,0		0,016	5,9		0,360	1,1	2,2
	K	0,001	69,6		< 0,0001	48,7		0,000	16,3		0,012	5,7	1,3
	Fe	0,159	3,0		< 0,0001	74,8		0,675	0,4		< 0,0001	4,4	1,6
	Mn	0,133	3,5		0,053	3,8		0,416	0,9		< 0,0001	17,2	8,3

	Al	0,020	14,1	< 0,0001	34,5	0,222	1,7	0,027	7,1	< 0,0001	27,6	0,138	2,0
Métaux pseudo-totaux	Al	0,030	10,8	< 0,0001	104,3	0,742	0,3	0,132	2,9	< 0,0001	83,5	0,001	7,3
	Cu	0,350	1,1	0,028	4,9	0,009	7,2	0,080	4,0	0,387	1,0	0,912	0,2
	Fe	0,339	1,2	< 0,0001	45,2	0,001	12,5	0,001	29,1	< 0,0001	35,3	0,003	6,1
	Mn	0,312	1,3	0,105	2,7	0,007	7,8	0,044	5,5	0,055	3,4	0,802	0,4
	Pb	0,863	0,0	0,730	0,3	0,070	3,3	0,682	0,4	0,078	2,9	0,996	0,0
Métaux mobilisables	Zn	0,009	22,0	0,067	3,4	0,045	4,1	0,980	0,0	< 0,0001	58,9	0,234	1,5
	Al			0,001	25,1					0,049	5,1		
	Cu			0,090	3,7					0,150	2,6		
	Fe			0,039	5,9					0,970	0,0		
	Mn			0,086	3,8					< 0,0001	142,0		
	Pb									0,369	1,2		
	Zn			0,157	2,6					0,593	0,6		

*TEC : Teneur en Eau au Champ

Annexe D.4 : Matrice de corrélation de Pearson des propriétés des sols de Charbonnages

	Cations échangeables							Métaux pseudo-totaux							Métaux mobilisables						
	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Al	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn		
Densité	0,300	0,243	0,424	0,256	-0,488	0,313	-0,351	-0,453	0,000	-0,478	-0,118	-0,260	-0,087	-0,323	0,448	0,357	0,431	0,133	0,396		
Porosité	-0,695	-0,332	-0,555	-0,203	0,618	-0,174	0,684	0,604	-0,379	0,385	-0,241	0,057	-0,387	0,843	-0,583	-0,785	-0,483	0,022	-0,432		
TEC	-0,595	-0,172	-0,401	-0,040	0,613	-0,019	0,636	0,605	-0,377	0,337	-0,219	-0,074	-0,317	0,794	-0,464	-0,722	-0,356	0,150	-0,301		
pH _{eau}	0,915	0,608	0,772	0,481	-0,684	0,312	-0,823	-0,635	0,674	-0,330	0,592	0,062	0,690	-0,600	0,505	0,580	0,504	0,066	0,432		
pH _{KCl}	0,942	0,574	0,765	0,406	-0,722	0,340	-0,872	-0,704	0,703	-0,385	0,598	0,127	0,753	-0,701	0,573	0,673	0,573	0,033	0,500		
ΔpH	0,212	0,335	0,289	0,444	-0,090	0,002	-0,096	0,042	0,119	0,092	0,177	-0,226	-0,002	0,173	-0,080	-0,152	-0,086	0,144	-0,108		
NTK	0,478	0,435	0,425	0,379	-0,207	0,163	-0,387	-0,261	0,118	-0,263	0,083	-0,208	0,554	0,150	0,058	-0,056	0,034	-0,089	0,056		
MO	0,717	0,521	0,572	0,192	-0,589	0,146	-0,717	-0,593	0,693	-0,251	0,534	0,248	0,660	-0,358	0,489	0,581	0,496	0,041	0,473		
C/N	0,236	0,182	0,162	-0,107	-0,292	-0,060	-0,300	-0,230	0,557	0,091	0,439	0,441	0,139	-0,383	0,333	0,503	0,360	0,058	0,324		

	Sable	0,481	-0,008	0,260	-0,257	-0,759	0,165	-0,691	-0,852	0,199	-0,817	0,031	0,058	0,271	-0,561	0,389	0,489	0,391	-0,076	0,335
	Limon	0,372	0,425	0,495	0,573	-0,230	0,146	-0,242	-0,072	0,335	0,097	0,338	-0,058	0,111	-0,116	0,150	0,094	0,134	0,030	0,129
	Argile	-0,721	-0,219	-0,549	-0,029	0,950	-0,258	0,881	0,965	-0,394	0,837	-0,213	-0,029	-0,350	0,670	-0,503	-0,581	-0,497	0,065	-0,433
	P	0,883	0,711	0,820	0,556	-0,485	0,610	-0,704	-0,563	0,572	-0,340	0,467	0,025	0,931	-0,508	0,767	0,612	0,763	0,028	0,727
	CEC	0,756	0,798	0,835	0,837	-0,213	0,530	-0,422	-0,215	0,423	-0,013	0,390	-0,184	0,723	-0,306	0,573	0,492	0,563	0,095	0,559
cations échangeables	Ca	1	0,752	0,902	0,575	-0,718	0,466	-0,896	-0,714	0,627	-0,449	0,489	-0,032	0,795	-0,637	0,672	0,698	0,668	0,032	0,606
	Mg	0,752	1	0,884	0,882	-0,228	0,597	-0,500	-0,181	0,443	-0,012	0,353	-0,223	0,749	-0,191	0,643	0,442	0,645	0,097	0,634
	Na	0,902	0,884	1	0,820	-0,520	0,678	-0,707	-0,518	0,467	-0,354	0,336	-0,221	0,771	-0,437	0,772	0,605	0,757	0,022	0,754
	K				1	-0,022	0,700	-0,244	-0,003	0,237	0,081	0,195	-0,307	0,643	-0,059	0,568	0,282	0,574	-0,024	0,592
	Fe					1	-0,135	0,898	0,946	-0,426	0,754	-0,224	-0,075	-0,263	0,627	-0,385	-0,550	-0,386	0,056	-0,311
Métaux pseudo-	Mn						1	-0,208	-0,177	0,105	-0,227	0,032	-0,198	0,565	-0,261	0,770	0,370	0,841	-0,145	0,847
	Al							1	0,862	-0,613	0,611	-0,444	-0,099	-0,566	0,688	-0,455	-0,604	-0,455	0,001	-0,377
	Al								1	-0,362	0,835	-0,171	-0,037	-0,357	0,600	-0,432	-0,589	-0,432	0,020	-0,367
	Cu									1	0,121	0,957	0,649	0,608	-0,538	0,329	0,464	0,413	-0,030	0,315
	Fe										1	0,264	0,308	-0,087	0,380	-0,309	-0,286	-0,269	0,018	-0,263
Métaux mobilisables	Mn											1	0,669	0,546	-0,447	0,197	0,306	0,285	0,058	0,191
	Pb												1	0,058	-0,315	-0,206	-0,059	-0,062	-0,216	-0,178
	Zn													1	-0,367	0,654	0,572	0,684	0,000	0,657
	Al														1	-0,467	-0,663	-0,486	0,119	-0,379
	Cu															1	0,728	0,959	0,029	0,964
	Fe																1	0,736	0,078	0,700
	Mn																	1	0,008	0,976
	Pb																		1	0,011
	Zn																			1

Annexe D.5 : Matrice de corrélation de Pearson des propriétés des sols de Ntoum

Variables		Cations échangeables								Métaux pseudo-totaux								Métaux mobilisables							
		Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Al	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn					
Cations échangeables	Densité	-0,825	-0,806	-0,268	-0,643	0,369	-0,522	0,420	-0,128	-0,188	0,031	-0,202	0,181	-0,301	0,436	-0,179	-0,013	-0,418	-0,138	-0,183					
	Porosité	0,651	0,327	0,474	0,496	0,021	-0,111	-0,173	0,629	-0,306	0,199	-0,196	0,006	0,567	-0,639	0,670	0,069	0,146	0,072	0,069					
	TEC	0,443	0,490	0,164	0,371	0,018	0,206	-0,139	0,212	-0,232	0,083	-0,022	-0,124	0,172	-0,428	0,435	0,190	0,497	0,221	0,401					
	pH _{eau}	0,742	0,527	0,172	0,626	0,274	0,252	-0,809	0,369	0,110	0,555	0,085	-0,190	0,463	-0,488	0,232	-0,105	0,290	0,116	-0,028					
	pH _{KCl}	0,759	0,575	0,059	0,659	0,234	0,318	-0,784	0,313	0,181	0,533	0,180	-0,150	0,450	-0,472	0,234	-0,078	0,339	0,153	0,009					
	ΔpH	-0,486	-0,508	0,425	-0,493	0,036	-0,440	0,329	0,053	-0,387	-0,201	-0,486	-0,081	-0,194	0,191	-0,135	-0,064	-0,383	-0,233	-0,155					
	NTK	0,760	0,874	0,122	0,428	-0,571	0,532	-0,468	-0,136	0,377	-0,262	0,509	-0,177	0,063	-0,286	0,279	0,169	0,455	0,325	0,286					
	COT	0,788	0,813	0,225	0,460	-0,650	0,425	-0,433	-0,118	0,330	-0,293	0,522	-0,032	0,156	-0,347	0,199	0,038	0,284	0,066	0,166					
	C/N	0,110	0,024	0,163	-0,059	-0,456	-0,117	0,014	-0,157	0,108	-0,291	0,393	0,350	0,173	-0,064	-0,093	-0,114	-0,159	-0,246	-0,077					
	Sable	-0,660	-0,229	-0,572	-0,458	-0,235	0,067	0,404	-0,707	0,353	-0,423	0,411	-0,025	-0,604	0,572	-0,384	0,127	0,003	0,088	0,130					
	Limon	0,481	0,452	0,228	0,234	0,217	0,147	-0,611	0,130	-0,098	0,326	-0,019	-0,261	0,046	-0,497	0,249	-0,073	0,270	0,059	0,026					
	Argile	0,504	-0,053	0,588	0,430	0,142	-0,208	-0,055	0,848	-0,396	0,308	-0,539	0,243	0,776	-0,372	0,317	-0,113	-0,220	-0,165	-0,196					
	P	0,446	0,619	0,062	0,197	-0,656	0,414	-0,306	-0,296	0,355	-0,388	0,477	-0,125	-0,059	0,142	0,006	0,246	0,168	0,065	0,337					
	CEC	0,988	0,802	0,450	0,707	-0,360	0,366	-0,539	0,319	0,101	0,038	0,190	-0,063	0,494	-0,572	0,394	0,007	0,305	0,063	0,112					
	Métaux pseudo-totaux	Ca	1	0,750	0,426	0,738	-0,265	0,333	-0,594	0,393	0,096	0,143	0,156	-0,046	0,565	-0,582	0,374	-0,036	0,265	0,055	0,054				
Mg			1	0,262	0,580	-0,439	0,674	-0,520	-0,176	0,294	-0,148	0,468	-0,319	0,007	-0,551	0,189	0,025	0,660	0,204	0,272					
Na				1	0,300	-0,340	-0,168	-0,251	0,345	-0,239	-0,122	-0,190	-0,173	0,324	-0,373	0,216	-0,058	-0,068	-0,180	-0,035					
K					1	0,045	0,312	-0,393	0,366	0,075	0,306	0,047	-0,160	0,429	-0,605	0,145	-0,196	0,226	-0,138	-0,042					
Fe						1	-0,166	-0,012	0,360	-0,458	0,806	-0,566	0,051	0,194	-0,029	-0,046	-0,059	-0,051	-0,079	-0,052					
Mn							1	-0,227	-0,342	0,247	-0,007	0,293	0,014	-0,195	-0,291	-0,176	-0,059	0,639	0,311	0,217					
Al								1	-0,115	-0,216	-0,353	-0,299	0,314	-0,291	0,203	-0,138	-0,030	-0,206	-0,112	-0,087					
Al									1	-0,415	0,468	-0,570	0,193	0,832	-0,136	0,573	0,218	-0,244	-0,066	0,047					
Cu										1	-0,297	0,856	-0,188	-0,328	0,108	-0,167	-0,178	0,116	0,214	-0,253					
Fe											1	-0,399	0,136	0,462	-0,207	0,039	-0,139	0,005	-0,020	-0,129					
Mn											1	-0,219	-0,330	-0,017	-0,093	-0,069	0,295	0,248	-0,029						
Pb													1	0,317	0,169	0,006	0,066	-0,256	-0,064	0,002					

	Zn									1	-0,221	0,470	0,141	-0,131	-0,029	0,040
Métaux mobilisables	Al										1	-0,060	0,482	-0,479	0,028	0,226
	Cu											1	0,721	0,213	0,315	0,560
	Fe												1	0,158	0,328	0,886
	Mn													1	0,590	0,457
	Pb														1	0,361
	Zn															1

Annexe D.6 : Résultats bruts de la spéciation des métaux dans les sols de Charbonnages et Ntoum

SITE	Sol	Horizon	Fraction échangeable						Fraction adsorbable						Fraction oxydable					
			Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
CHARBONNAGES	Témoïn TC	0-20 cm TC	0,84	0,00	0,16	0,20	0,00	0,03	360	0,14	261	19,4	4,14	0,20	910	0,54	1257	5,6	0,29	0,64
			0,70	0,02	0,19	0,24	0,00	0,03	308	0,09	184	15,2	3,70	0,20	1246	1,09	1807	10,2	0,17	1,15
			0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	214	0,24	84	53,4	0,00	0,00	1024	2,58	1838	12,9	0,95	3,42
		20-40 cm 2TC	6,03	0,00	0,47	0,11	0,03	0,01	740	0,05	213	4,5	1,93	0,02	1164	0,30	2587	3,8	0,43	2,36
			7,93	0,00	0,43	0,10	0,03	0,01	1132	0,06	253	3,3	2,21	0,57	1639	0,00	3162	2,8	0,37	1,41
			4,28	0,00	0,46	0,11	0,03	0,01	1113	0,03	251	2,6	0,52	0,16	1494	0,32	2823	4,6	0,83	1,90
Cultivé depuis 5 ans SC		0-20 cm SC	1,78	0,00	1,21	0,84	0,02	0,06	545	0,66	282	30,5	0,45	5,64	2402	2,86	2478	9,3	0,44	8,29
			0,05	0,00	0,00	1,11	0,02	0,09	410	0,58	211	28,4	0,25	8,95	2011	3,78	2358	10,4	0,61	10,33
			0,18	0,00	0,16	0,27	0,02	0,01	725	0,14	334	10,2	1,43	0,44	1639	0,64	2861	4,8	0,26	4,78
		20-40 cm 2SC	0,36	0,00	0,11	0,22	0,02	0,01	1258	0,33	362	7,8	0,63	1,64	2664	1,27	2529	4,0	0,72	2,85
			0,40	0,00	0,10	0,55	0,01	0,01	1419	0,21	437	9,0	0,47	1,09	2665	1,43	3157	7,7	0,32	3,52
			6,57	0,00	0,41	0,37	0,02	0,01	581	0,17	287	3,1	0,00	0,00	807	0,46	1765	2,2	0,36	1,77

	Cultivé depuis 10 ans HC	0-20 cm HC	10,60	0,00	0,55	0,17	0,02	0,02	858	0,00	149	1,6	1,03	15,90	2054	0,00	4209	1,8	0,74	1,27
			8,97	0,00	0,41	0,22	0,01	0,03	752	0,09	147	1,9	0,75	3,04	1626	0,00	2930	2,1	0,71	1,54
NTOM	Cultivé SA	20-40 cm 2HC	7,58	0,00	0,39	0,18	0,02	0,02	510	0,69	110	3,3	2,04	3,33	1080	0,02	2780	1,9	0,42	1,49
			9,23	0,00	0,40	0,26	0,01	0,03	1058	0,00	241	2,1	1,75	1,08	1992	0,00	3634	2,4	0,27	1,96
		0-20 cm SA	6,37	0,00	0,17	0,30	0,01	0,21	951	0,00	292	3,7	1,02	0,44	1753	0,02	3418	3,0	0,46	1,47
			9,49	0,00	0,31	0,18	0,01	0,03	763	0,05	149	3,3	0,08	0,30	1440	0,00	2317	1,6	0,00	0,98
	Cultivé SA	20-40 cm 2SA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	84	0,02	40	3,5	0,00	0,00	690	1,08	1111	21,5	0,46	2,62
			0,99	0,00	0,36	0,62	0,00	0,08	236	0,79	105	14,6	0,15	13,68	713	0,84	1575	18,6	0,52	2,10
		40-60 cm 3SA	0,48	0,00	0,28	0,29	0,01	0,06	228	0,04	75	14,9	0,00	1,17	713	0,49	1422	13,9	0,94	1,78
			2,15	0,00	0,27	0,04	0,01	0,16	374	0,00	117	1,5	1,33	0,24	773	0,00	1113	2,4	0,00	0,54
	Forêt primaire TSA1	20-40 cm 2SA	0,76	0,00	0,47	0,44	0,01	0,14	382	1,13	195	34,1	0,68	1,06	885	3,46	2179	25,3	0,20	2,20
			1,04	0,00	0,21	0,05	0,01	0,06	282	0,01	81	2,1	0,00	10,25	536	0,00	766	1,6	0,16	0,37
		0-20 cm TSA1	1,77	0,00	0,57	0,05	0,01	0,02	765	0,13	209	2,2	0,19	1,20	1351	0,00	861	1,6	0,17	1,70
			1,13	0,00	0,27	0,06	0,01	0,02	202	0,03	64	4,5	0,53	0,98	446	0,00	1014	4,0	0,15	0,85
	Forêt primaire TSA1	20-40 cm 2TSA1	0,04	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	55	0,22	91	59,0	3,88	1,66	115	0,00	425	1,5	0,00	2,94
			0,03	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	68	0,12	110	57,5	3,90	1,79	443	0,30	1284	3,6	0,00	0,44
		0-20 cm TSA1	0,01	0,00	0,00	0,42	0,00	0,00	440	0,16	105	44,0	0,55	1,14	1013	1,26	1238	1,8	0,14	1,60
			0,02	0,00	0,00	0,34	0,00	0,01	285	0,39	66	49,7	1,15	3,48	1117	2,42	1409	8,8	0,66	3,80
		20-40 cm 2TSA1	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	872	0,09	250	16,1	1,96	0,75	927	0,19	664	0,8	0,11	0,78
			0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,04	256	0,09	54	4,7	2,22	0,06	496	0,12	592	0,3	0,01	0,56
			0,01	0,00	0,00	0,13	0,00	0,03	211	0,26	35	19,8	0,41	0,15	715	0,72	700	3,3	0,20	1,91

Forêt secondaire TSA2	40-60 cm 3TSA1	0,02	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	168	0,00	13	4,3	1,23	0,00	346	0,00	452	0,1	0,06	0,22
		0,01	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	1053	0,13	183	8,6	2,15	0,30	1104	0,28	653	0,5	0,00	1,23
		0,01	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	584	0,06	97	6,4	1,69	0,15	704	0,14	550	0,3	0,03	0,73
	0-20 cm TSA2	0,01	0,00	0,00	1,26	0,00	0,00	0,00	0,00	126	0,23	162	107,6	0,96	2,76	481	0,45	1456	11,7	0,26	1,98
		0,04	0,00	0,00	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	33	0,01	16	102,4	2,23	3,54	360	0,11	1208	12,0	0,34	2,14
		0,02	0,00	0,00	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00	327	0,56	201	108,7	3,03	5,04	790	0,84	1429	10,0	0,78	1,95
	20-40 cm 2TSA2	0,00	0,00	0,00	0,60	0,00	0,01	0,00	0,00	413	0,00	159	67,9	1,69	1,07	639	0,08	1284	14,7	0,37	1,28
		0,01	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	551	0,08	205	40,1	1,82	1,51	688	0,00	1093	7,2	0,33	1,16
		0,02	0,00	0,00	0,04	0,00	0,03	0,00	0,00	155	0,00	31	5,7	0,73	0,00	267	0,00	463	0,9	0,33	0,77
	40-60 cm 3TSA2	0,02	0,00	0,00	0,11	0,00	0,01	0,00	0,00	419	0,00	152	12,5	0,50	0,58	587	0,00	825	2,3	0,21	0,54
		0,01	0,00	0,00	0,93	0,00	0,04	0,00	0,00	827	0,01	206	6,9	2,33	3,09	870	0,00	870	1,7	0,01	1,01
		0,01	0,00	0,00	0,52	0,00	0,02	0,00	0,00	623	0,01	179	9,7	1,41	1,83	728	0,00	848	2,0	0,11	0,77

Annexe D.6 : Résultats bruts de la spéciation des métaux dans les sols de Charbonnages et Ntoum (suite)

SITE	Sol	Horizon	Fraction liée aux oxydes amorphes						Fraction liée aux oxydes cristallins					
			Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
CHARBONNAGES	Témoïn TC	0-20 cm TC	903	1,23	470	4,4	0,91	3,47	814,4	0,43	1244	5,2	1,5	6,1
			850	1,20	456	4,2	0,85	3,25	808,4	0,49	1302	5,7	1,0	7,9
			869	1,31	568	4,5	0,85	3,60	1160,6	1,21	2293	4,2	3,1	17,1
		20-40 cm 2TC	1378	0,95	497	3,3	0,56	1,56	494,5	<ldd	461	1,2	0,5	<ldd
			1588	1,05	552	2,9	0,46	1,59	657,1	<ldd	494	1,4	0,9	<ldd
			1234	0,79	528	3,9	0,75	1,29	439,5	<ldd	418	1,4	1,2	<ldd

Cultivé depuis 5 ans SC	0-20 cm SC	1610	1,97	736	12,0	0,92	5,26	671,4	1,66	937	5,7	1,0	21,2
		1441	2,11	672	9,1	0,80	4,61	620,0	1,44	684	4,2	2,5	19,0
	20-40 cm 2SC	2480	1,32	906	7,6	0,86	2,34	1329,2	0,46	985	4,2	1,3	6,1
		2127	1,38	761	6,4	0,61	3,14	603,3	0,01	508	2,3	2,4	<ldd
		2954	2,22	1522	18,7	0,92	4,01	1331,1	1,08	1209	10,1	10,2	0,3
		1615	1,02	1259	5,7	0,87	3,44	1036,9	0,22	2315	4,1	4,6	<ldd
	0-20 cm HC	2212	0,57	738	3,3	1,52	1,79	800,9	<ldd	940	2,2	3,6	<ldd
		2198	0,50	596	4,2	0,57	1,80	1525,2	<ldd	1408	3,1	0,6	<ldd
		1795	0,65	727	3,9	0,89	2,27	1218,3	0,01	1880	2,8	<ldd	1,1
		3010	0,96	1298	7,6	1,06	2,44	1562,7	<ldd	1891	3,4	3,8	6,6
NTUM	20-40 cm 2HC	2419	1,05	1238	9,0	0,75	3,12	1652,0	<ldd	2110	4,9	4,3	<ldd
		2315	0,75	837	4,7	0,78	2,18	1072,4	<ldd	1124	2,1	4,7	<ldd
	0-20 cm SA	1245	1,11	759	25,3	0,56	2,58	962,7	1,91	3117	10,6	1,6	2,7
		1164	1,25	825	28,3	0,59	2,69	527,0	1,21	923	5,3	19,9	1,4
		1300	0,82	610	22,9	0,52	2,42	859,1	0,33	1170	5,6	4,9	5,6
		2576	0,75	769	5,3	0,33	3,16	839,2	0,00	783	3,1	5,1	6,2
	20-40 cm 2SA	1816	2,71	1524	64,0	1,19	3,61	821,7	6,67	1366	11,6	12,1	19,4
		2320	0,76	838	5,8	0,51	3,69	1107,0	<ldd	1411	4,2	0,9	<ldd
	40-60 cm 3SA	3208	1,10	878	4,8	0,60	4,07	975,8	<ldd	916	2,9	20,9	8,2
		1360	0,69	632	8,1	0,36	2,18	613,0	<ldd	797	2,6	6,4	5,1
		1925	1,76	2125	8,9	1,31	4,56	786,2	<ldd	864,9	2,7	3,7	18,7

Forêt primaire TSA1	0-20 cm TSA1	1899	1,66	2065	8,6	1,42	5,29	854,1	<ldd	1468	1,3	2,3	24,3
		4528	2,18	3846	25,8	2,04	8,25	964,2	0,53	1380	1,4	2,2	14,2
		3868	1,82	2271	23,2	2,09	9,00	813,1	<ldd	1632	1,0	2,0	10,4
		4472	2,68	4763	11,7	1,57	6,07	1220,7	0,08	4054	1,3	3,5	12,4
	20-40 cm 2TSA1	3437	2,08	4186	4,0	1,38	10,25	1013,2	0,53	2388	0,5	0,9	16,0
		4602	2,74	3264	13,1	1,84	6,34	1198,5	0,04	4249	0,7	2,6	16,1
		5685	2,04	6541	6,3	1,48	7,29	883,6	<ldd	5549	0,5	4,4	13,4
		7953	2,70	7501	8,3	1,72	8,81	718,9	0,55	2506	1,1	3,2	17,9
	40-60 cm 3TSA1	6788	2,38	6997	7,3	1,60	8,05	812,9	0,27	4039	0,8	3,8	15,7
		991	1,75	1710	30,5	1,17	4,52	185,1	0,07	592	1,2	0,3	1,2
		1036	1,00	1524	23,8	1,27	5,12	257,8	0,74	885	1,8	1,0	5,6
		1426	1,89	2137	37,0	2,27	5,81	385,9	<ldd	1144	2,2	0,9	2,9
Forêt secondaire TSA2	0-20 cm TSA2	2084	2,84	2462	62,1	1,27	4,73	469,3	<ldd	1233	2,0	0,7	11,4
		2782	2,55	2654	39,1	1,20	4,53	408,1	<ldd	1318	1,8	0,3	<ldd
		1560	0,00	2106	14,9	1,00	3,11	362,7	<ldd	1331	1,8	0,4	3,7
		2552	2,50	3229	25,7	1,22	3,24	779,4	<ldd	2601	2,8	3,5	6,5
	20-40 cm 2TSA2	4514	0,88	3707	15,8	1,03	3,74	657,5	0,59	3317	6,0	2,4	3,1
		3533	1,69	3468	20,7	1,13	3,49	718,5	0,29	2959	4,4	2,7	6,1
	40-60 cm 3TSA2												

Annexe D.7 : Matrice de corrélation de Pearson entre spéciation des métaux et propriétés des sols de Charbonnages et Ntoum

		Fraction échangeable						Fraction adsorbée						Fraction adsorbée					
		Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Ntoum	pH	0,000	0,000	-0,825	0,616	-0,866	-0,628	-0,232	-0,161	0,121	0,901	0,743	-0,006	0,004	-0,084	-0,110	-0,299	0,188	0,442
	COT	0,000	0,000	-0,493	0,774	-0,683	-0,272	-0,131	0,091	0,111	0,858	0,704	0,279	0,003	0,010	0,159	-0,142	0,161	0,414
	Argile	0,000	0,000	-0,114	-0,382	0,043	-0,121	0,224	-0,083	-0,379	-0,216	0,000	-0,135	0,503	0,327	-0,173	-0,428	0,064	0,503
Charbonnages	pH	0,500	0,709	0,652	0,610	0,608	0,747	-0,524	0,910	-0,325	0,324	-0,207	0,775	0,144	0,685	-0,082	0,270	0,150	0,771
	COT	-0,423	-0,216	-0,270	0,612	0,614	0,313	0,625	0,271	0,416	-0,330	-0,657	0,470	0,737	0,459	0,846	0,212	-0,002	0,529
	Argile	-0,447	-0,512	-0,488	-0,596	-0,489	-0,842	0,576	-0,759	0,271	-0,131	-0,126	-0,754	0,018	-0,490	0,290	0,007	0,051	-0,636

		Fraction liée aux oxydes amorphes						Fraction liée aux oxydes cristallins						Fraction résiduelle					
		Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Ntoum	pH	0,207	-0,259	0,723	0,098	0,726	0,687	-0,583	-0,384	-0,121	-0,588	-0,685	-0,212	0,046	-0,254	0,826	0,058	-0,042	0,273
	COT	0,296	-0,065	0,764	0,361	0,729	0,735	-0,639	-0,194	-0,366	-0,538	-0,313	-0,029	0,019	-0,103	0,573	-0,128	-0,047	0,136
	Argile	0,828	-0,070	0,300	-0,196	0,312	0,565	0,369	-0,181	0,115	-0,304	-0,117	0,370	0,977	-0,151	-0,112	-0,499	0,945	0,894
Charbonnages	pH	-0,220	0,216	-0,300	-0,115	0,157	0,449	-0,878	0,647	-0,463	-0,608	-0,762	0,881	-0,921	-0,542	-0,620	-0,401	-0,123	-0,350
	COT	0,666	0,588	0,654	0,668	0,187	0,307	0,224	0,467	-0,375	0,472	0,663	-0,123	-0,213	0,617	0,516	0,607	-0,509	-0,095
	Argile	0,227	-0,276	0,297	0,170	-0,331	-0,532	0,995	-0,343	0,602	0,651	0,823	-0,710	0,889	0,605	0,622	0,407	0,265	0,114

ANNEXE E : Fichier de commande d'entrée PHREEQC.pqi pour la modélisation de la solution du sol HC de Charbonnages

Ce fichier ajuste la concentration des cations échangeables dans la solution du sol pour une CEC de 0,1 Eq/L.
La composition de la solution du sol est ensuite modélisée pour des valeurs de pH comprises entre 4,5 et 8,0.

PHASES

Fix_H+
H+ = H+
log_k 0.0

EXCHANGE_SPECIES

Cu+ + X- = CuX
log_k 0.7
-gamma 3.5 0.015
delta_h -4.3 # Estimé à partir de K+

SOLUTION 1

temp 25
pH 4.5
pe 4
redox pe
units mmol/kgw
density 1
Ca 0.025
Mg 0.0066
K 0.1
Na 0.05
Fe 0.005
Al 0.021
Cu 2e-005
Zn 0.000037
Cd 0
Pb 0.00001
S(6) 5 charge
-water 1 # kg

#Intermediate CO2 production.

EQUILIBRIUM_PHASES 2

Fix_H+ -4.5 Ca(OH)2 10.0
CO2(g) -2.5 10

EXCHANGE 1

X 0.1
-equilibrate with solution 1

SAVE exchange 1

SAVE solution 1

END

SELECTED_OUTPUT

-file CharbonnagesCECbasseJA.xls
-totals Al Cu Fe Pb Cd Ca Mg Na
K Zn
-molalities Cd+2 CdX2 Ca+2 CaX2
Cu+2 CuX2 Fe+2 FeX2
Mn+2 MnX2 Pb+2 PbX2

Zn+2 ZnX2 Mg+2 MgX2
 Cu+ Cu(OH)2 Fe+3 Fe(OH)3
 Na+

```

USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -4.5 Ca(OH)2 10.0
Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -4.75 Ca(OH)2 10.0
Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -5.0 Ca(OH)2 10.0
Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -5.25 Ca(OH)2 10.0
Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -5.5 Ca(OH)2 10.0
Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -5.75 Ca(OH)2 10.0
    Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -6.0 Ca(OH)2 10.0
    Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -6.25 Ca(OH)2 10.0
    Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_H+ -6.5 Ca(OH)2 10.0
    Gibbsite 0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1

```

```

        Fix_H+    -6.75  Ca(OH)2    10.0
        Gibbsite  0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
        Fix_H+    -7.0   Ca(OH)2    10.0
        Gibbsite  0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
        Fix_H+    -7.25  Ca(OH)2    10.0
        Gibbsite  0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
        Fix_H+    -7.5   Ca(OH)2    10.0
        Gibbsite  0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
        Fix_H+    -7.75  Ca(OH)2    10.0
        Gibbsite  0 10
END
USE solution 1
USE exchange 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
        Fix_H+    -8.0   Ca(OH)2    10.0
        Gibbsite  0 10
END

```

Résumé

L'urbanisation est en forte croissance dans le monde, surtout en Afrique. Nourrir cette population urbaine nécessite de doubler la production agricole d'ici 2030. Une des solutions semble être l'agriculture urbaine. Le Gabon, comme d'autres pays d'Afrique, connaît un essor de l'agriculture urbaine, en particulier à Libreville. Mais aucune étude concrète de l'impact dans le pays de l'agriculture en milieu urbain sur les propriétés bio-physico-chimiques, et le comportement des métaux dans les sols n'a encore été réalisée. Dans ce contexte, l'objectif de ce travail était d'étudier l'impact des cultures maraîchères urbaines sur les propriétés des sols, ainsi que la présence de certains métaux dans les sols et les plantes cultivées.

Le maraîchage urbain est pratiqué sous abri ou en plein air et souffre encore de maux qui freinent son développement (niveau d'études des maraîchers, précarité du foncier, accès limité aux fertilisants, à l'eau d'irrigation...). Les sols de Libreville sont sablo-limoneux ou argilo-sablo-limoneux. La teneur des métaux est en général faible et les risques de contamination dans la chaîne alimentaire limités. Les sols cultivés depuis moins de 10 ans et les sols sous abri ne subissent pas un impact significatif vis-à-vis des sols non cultivés. En outre, les sols cultivés en plein air depuis au moins 10 ans sont acidifiés et leurs paramètres de fertilité et la teneur des métaux diminuent significativement. Le pH est bien corrélé à la spéciation chimique des métaux et il y a une bonne mobilité de Mn, Pb et Zn dans les sols. La teneur en métaux dans les légumes cultivés à Libreville était inférieure aux limites autorisées par la FAO. L'amarante et l'oseille accumulent bien les métaux, en particulier dans les feuilles qui sont consommées. La simulation du chaulage des sols cultivés en plein air depuis au moins 10 ans à l'aide du logiciel PHREEQC, montre qu'une stabilisation du pH à 6-7 améliorerait la fertilité des sols. Des expériences *in situ* et au laboratoire sont nécessaires pour confirmer ces résultats et tester d'autres apports minéraux et/ou organiques.

Mots-clés : agriculture urbaine – sols ferrallitiques – métaux – légumes – spéciation chimique – PHREEQC – Libreville

Summary

Urbanization increases rapidly worldwide, especially in Africa. Feed this urban population requires to double agricultural production before 2030. One of the solutions seems to be urban agriculture. Gabon, like other African countries, is experiencing a boom of urban agriculture, particularly in Libreville. But no recent study of the impact of urban agriculture on the bio-physico-chemical properties and behavior of metals in soils has yet been carried out in the country. In this context, the objective of this work was to study the impact of urban gardening on soil properties, and the behavior of metals in soils and crops.

The urban gardening is practiced under cover or in open air and some factors hinder its development (instruction level of gardeners, land insecurity, price of fertilizers, limited access to water ...). Soils in Libreville are sandy-loamy or clayey-sandy-loamy. The content of metals is generally low and the risk of contamination in the food is limited. Soils cultivated for less than 10 years and soils cultivated under cover do not show a significant impact of agricultural use. In contrast, soils cultivated in open air for at least 10 years are acidified, their fertility parameters and metal content decreased significantly. The pH is correlated with the chemical speciation of metals and there is an important mobility of Mn, Pb and Zn in soils. Metal content in vegetables grown in Libreville was below the limits allowed by the FAO. Amaranth and sorrel accumulated many metals, especially in the leaves that are the consumed parts. The simulation of liming the agricultural soils cultivated in open air for at least 10 years with the PHREEQC software shows that stabilization to pH 6-7 would improve soils fertility. Experiments *in situ* and in the laboratory are needed to confirm these results and the use of other mineral and/or organics amendments.

Keywords : urban agriculture – ferrallitic soils – metals – vegetables – chemical speciation – PHREEQC – Libreville