



# THÈSE en Cotutelle

Présentée par

**Drissa SANGARE**

Pour l'obtention du grade de

**Docteur**

De

**L'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE)**

**Ecole Doctorale Sciences et Technologies de l'Eau, l'Energie et l'Environnement**

*Spécialité : EAU*

Et de

**L'Université Nangui Abrogoua (UNA)**

Domaine : **Sciences et Technologies**

Mention : **Sciences et Gestion de l'Environnement**

Option : **Ingénierie Environnementale**

N° Réf/2015-07 (2iE)

N° de série: (UNA)

---

## **Incidence de l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique sur les sols et la production des cultures en zone Sahélienne**

---

Soutenue le 25 juin 2015

### **JURY**

M. Karimou J.M. AMBOUTA	<i>Professeur Titulaire</i>	Université Abdou Moumouni de Niamey	Président
M. Prosper N. ZOMBRE	<i>Professeur Titulaire</i>	Université de Ouagadougou	Rapporteur
M. Droh Lanciné GONE	<i>Maître de Conférences</i>	Université Nangui Abrogoua, Abidjan	Rapporteur
M. Edmond HIEN	<i>Maître de Conférences</i>	Université de Ouagadougou	Examineur
M. Hamma YACOUBA	<i>Maître de Conférences</i>	2iE, Ouagadougou	Directeur de Thèse
M. Lacina COULIBALY	<i>Professeur Titulaire</i>	Université Nangui Abrogoua, Abidjan	Directeur de Thèse

**Laboratoire Eau, Dépollution Ecosystème et Santé (LEDES), 2iE**

**Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique (LEBA), UNA**

## Dédicace

*A mon père, El Hadj Amara SANGARE «Amara Badjan»*

*A ma mère, Rokia TRAORE*

*Et à toute ma famille*

## **Avant-propos**

*Le travail qui fait l'objet de cette thèse a été réalisé au laboratoire Eau, Dépollution Ecosystème et Santé (LEDES) de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), Ouagadougou, Burkina Faso, en collaboration avec le Laboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique (LEBA) de l'Université Nangui Abrogoua (UNA), Abidjan, Côte d'Ivoire. Cette thèse a été conduite dans le cadre du projet d'Amélioration de l'accès à l'Eau potable et l'Assainissement en zone Urbaine et Rurale (Améli-EAUR), financé par l'Agence de Coopération Internationale Japonaise (JICA).*

## Remerciements

Au terme de ce travail, nos remerciements s'adressent particulièrement à nos deux Directeurs de thèse, M. Hama YACOUBA, Maître de Conférences à 2iE, Burkina Faso et M. Lacina COULIBALY, Professeur Titulaire à l'UNA, Côte d'Ivoire, pour l'opportunité qu'ils nous ont offerte de mener cette thèse sur un sujet d'une importance certaine quant à l'amélioration des conditions de vie des populations en Afrique sub-saharienne.

Nous sommes très reconnaissants et exprimons nos remerciements aux membres de l'équipe du projet Améli-EAUR et particulièrement à Mme Mariam SOU-DAKOURE, Maître Assistant, coordonnatrice dudit projet pour ses conseils, sa disponibilité et ses encouragements dès les premiers instants de ce travail. Puissiez-vous trouver ici, l'expression de notre profonde considération.

Nous exprimons notre profonde gratitude et nos sincères remerciements aux membres de notre comité de thèse, M. Rabah LAHMAR, Chercheur au Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), pour son sens d'appréciation scientifique et ses suggestions pertinentes pour la réalisation de ce travail de recherche.

Egalement, une pensée pieuse à M. Moussa BONZI, Maître de Recherche, ex-chef du centre de l'Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA) Kamboinsin, qui a été d'un apport inestimable au cours de ce travail. Malheureusement Dr BONZI n'aura pas l'occasion de voir le fruit de sa collaboration car il nous a quittés le 21 janvier 2015. Une fois encore que son âme repose en paix auprès de notre Seigneur.

Nos remerciements vont à l'endroit de l'équipe de chercheurs de l'université d'Hokkaido au Japon, partenaires dans le projet Améli-EAUR, M. Naoyuki FUNAMIZU, Professeur, Directeur du Department of Environmental Engineering, M. Ruysei ITO, et particulièrement à M. Nowaki HIJKATA pour leurs contributions scientifiques au cours de ce travail.

Nos remerciements vont à l'endroit de M. Amadou Hama MAIGA, Directeur Général de 2iE, M. Harouna KARAMBIRI, Maître de Conférences, Directeur de l'École Doctorale, Yacouba KONATE, Maître assistant, responsable du LEDES, qui ont bien voulu m'accepter au sein de l'institution pour la formation doctorale.

Nous tenons à remercier les membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'examiner ce travail. Nos remerciements les plus sincères vont à M. Prosper N. ZOMBRE, Professeur Titulaire et M. Droh L. GONE, Maître de Conférences, qui nous ont fait l'honneur d'être les rapporteurs de cette thèse, et qui ont bien voulu nous faire part de leurs pertinentes critiques et suggestions, à M. Karimou J.M. AMBOUTA, Professeur Titulaire et Président du jury de la soutenance et M. Edmond HIEN, Maître de Conférences, qui nous ont fait l'honneur d'être examinateurs de ce travail.

Nous tenons à remercier les enseignants-chercheurs de 2iE, Mahamadou KOITA, Awa NDIAYE-KOITA, Dial NIANG, Anderson H. ANDRIANISA, Maïmouna BOLOGO-TRAORE, Hela KAROU, Abdoulaye DIARRA, Adjadi MOUNIROU et Malicki ZOROM, pour leurs conseils et encouragements.

Nous traduisons particulièrement notre reconnaissance à Dr Mahamadou KOITA et à son épouse, Awa NDIAYE-KOITA, qui m'ont grandement ouvert les portes de leur demeure. Merci.

Nous exprimons notre profonde gratitude à Dr Ynoussa MAIGA, pour ses remarques pertinentes lors de la relecture du manuscrit et également pour ses conseils et suggestions.

Un grand merci à Katherine LOWNSBERY et M. Ettien Lambert ANNE pour avoir révisé nos articles en Anglais.

Nos remerciements vont aussi à l'endroit des enseignants-chercheurs de l'UNA et particulièrement à ceux de l'équipe d'Ingénierie Environnementale et Assainissement du LEBA, Dr Sylvain K. AKPO, Dr Lydie C. ALLALY-MANGOUA, Dr Beatrice AMA, Dr Tiangoua KONE, Dr Jean-Marie P. OUATTARA, Dr Lassina S. COULIBALY et des Doctorants Aman MESSOU, Patricia O. TCHEHUIE, Mahamadou KAMAGATE, Eudes D. KPANIEU et Germain M. EBA, pour leur collaboration et leurs encouragements.

Nous sommes reconnaissant aux Ingénieurs de recherche, techniciens et agents d'appui tant au laboratoire que sur le site expérimental qui ont contribué à la collecte des données : MM. Boukary SAWADOGO, Seryam SOSSOU, Moustapha OUEDRAOGO, Noel TINDOURE, Hema SOMAÏ, Bernard ZONGO, Innocent D. ZERBO et le chauffeur IDO KOALE.

A tous les Doctorants de 2iE, en particulier à Noellie KPODA, Hamidatu S. DARIMANI, Dimitri D. SORO, Tazen FOWE, Aïda ZARE, Abdouramane D. GADO, Vivien C. DOTO, Beteo ZONGO, Djafarou A. MOUMOUNI, David B. TSUANYO, Tadjouwa KOUAWA, Amare T. ADUGNA, Maxime G. AHOULE, Kpai N. NATTY, Cheick O. ZOURE et Christine L. RAZANAMAHANDRY pour l'ambiance amicale et fraternelle dans laquelle s'est déroulée cette thèse. Également, notre reconnaissance à Geneviève YAMEOGO, Chargée de Coordination et Animation à l'École Doctorale de 2iE. Merci à tous.

Nous n'oublions pas nos stagiaires de Master de 2iE: Patricia V. TAGRO, Benedict C. NIKIEMA, Florence G. KAGABIKA, Danielle S.M. OUEDRAOGO, Yves A. KABORE, Fatoumata SAVADOGO, Alexis L. BROU et Idrissa TOURE, pour leur contribution dans la réalisation de ce travail à travers leur stage de fin d'étude.

Nos remerciements vont aussi à l'endroit de toute la communauté Ivoirienne au Burkina Faso en particulier M. Kouassi KOUAME et M. Marcelin KOUAKOU pour les marques de fraternité et de sympathie durant ces moments passés au Burkina Faso.

Durant ces années de thèse, nous avons bénéficié des soutiens et la bonne humeur de certaines personnes, M et Mme Issiaka GUENDE, M et Mme Hamado OUEDRAOGO, M. DIALLO, Chef du village de Barkoundouba à Ziniaré, Mme Aïssata DIALLO, Mlle Mawa et Orokiatou BARO, Mlle Kadiata DIALLO au Burkina Faso, et Dr Souleymane MEITE, M. et Mme Seydou TRAORE, M. et Mme Mamadou DIALLO, M. et Mme Lamine KARIDIOULA, MM. Ibrahim BAMBA, Hamidou DEMBELE et Mlle Fatoumata M. TRAORE, en Côte d'Ivoire.

Enfin, que tous ceux et celles qui n'ont cessé de nous soutenir et encourager au cours de la réalisation de ces travaux de thèse, veuillent bien trouver, ici, l'expression de notre profonde reconnaissance et le témoignage de notre amitié.

## Résumé

Les sous-produits de l'assainissement écologique regroupent les eaux grises qui constituent une ressource hydrique non négligeable pour l'irrigation tandis que les urines et le compost à base de fèces, renferment les éléments fertilisants qui contribuent à l'amélioration des rendements et des propriétés des sols agricoles. Cependant, les doses correspondantes aux besoins des cultures, les impacts sur la qualité des sols et les risques sanitaires associés à leur utilisation sont peu connus en zone Sahélienne. L'objectif de cette recherche est de proposer un modèle de valorisation agronomique durable et sécurisé des sous-produits de l'assainissement écologique en zone Sahélienne. A cet effet, quatre expérimentations agricoles ont été conduites, dont deux en condition contrôlée et deux en plein champ. En condition contrôlée, le meilleur ratio urine/compost basé sur l'apport d'azote pour une productivité des sols a été déterminé. Ensuite, la salinité à travers la conductivité électrique des sols argilo-sableux amendés avec l'urine a été évaluée de façon continue avec des capteurs. Les effets combinés des sous-produits comparés à ceux des engrais chimiques (NPK) sur la production agricole, la salinité et la sodisation traduite par le rapport d'adsorption de sodium (SAR) des sols ont été évalués en plein champ. Enfin, les risques d'infection annuelle par les salmonelles et les *Ascaris lumbricoides* ont été estimés pour les agriculteurs et les consommateurs de laitue.

Les résultats ont montré que le ratio 75 % N\_urine + 25 % N\_compost s'avère plus efficace sur la culture du gombo avec un rendement significativement supérieur ( $15,0 \pm 2,0$  g/pot) à celui de l'amendement conventionnel (NPK) ( $11,3 \pm 2,0$  g/pot) et à 100% N\_urine ( $6,6 \pm 1,0$  g/pot). En plein champ, l'irrigation avec les eaux grises associée à 75 % N\_urine + 25 % N\_compost ont donné des rendements ( $0,67$  t/ha) significativement plus élevés que ceux du traitement contrôle constitué de l'eau du barrage et de NPK ( $0,22$  t/ha). La salinité, les valeurs de SAR et l'acidité ont augmenté de manière significative dans les sols traités uniquement par les urines et dans une moindre mesure ceux irrigués avec les eaux grises traitées contrairement aux sols témoins. Le suivi continu avec les capteurs a révélé que la conductivité électrique des sols traités avec l'urine était plus élevée, d'environ 40%, que celle des sols fertilisés par la combinaison urine/compost. Toutefois, la salinité et l'accumulation de sodium sont localisées principalement au niveau des couches supérieures comprises entre 0-15 cm des sols. Les résultats ont aussi révélé que le sodium est le principal sel accumulé dans les échantillons de sols après apport des urines.

Enfin, les risques d'infection annuelle par les salmonelles suite à l'ingestion de sols contaminés par les urines ( $9,55 \times 10^{-1}$  par personne et par an) et ceux relatifs aux *Ascaris* ( $3,97 \times 10^{-1}$  pppa) lors de l'utilisation combinée des sous-produits dépassent le risque tolérable ( $10^{-6}$  pppa). Cependant, les risques sont faibles ( $8,89 \times 10^{-6}$  pppa) pour les agriculteurs après ingestion de sols irrigués avec les eaux grises. Pour la consommation de laitue, les risques d'infection aux salmonelles sont faibles lors de l'utilisation combinée des urines, compost et eaux grises ( $5,00 \times 10^{-7}$  pppa), par contre ceux liés aux *Ascaris* sont élevés. Ces risques pourraient être réduits en appliquant les mesures de protection et d'hygiène préconisées par les directives de l'OMS sur l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères.

Dans la perspective d'une valorisation durable, l'apport combiné de l'urine et du compost peut réduire la salinité, la sodisation et corriger l'acidité des sols. La valorisation rationnelle et efficiente des sous-produits de l'assainissement écologique se présente comme une solution prometteuse pour favoriser la petite agriculture de contre saison par l'accès aux engrais moins coûteux.

**Mots clés :** Compost, Eaux grises, Risques sanitaires, Salinité, Sol, Urine, Zone sahélienne

## Abstract

By-products from ecological sanitation include greywater which can be a significant source of water for irrigation and urine and compost from human faeces which contain nutrients that contribute to improved crop yields and soil properties. However, the dosing is required for various crops; the impacts on soil quality and health risk are poorly understood in the Sahelian zone. The aim of this research is to provide a sustainable agricultural model and safe of ecological sanitation by-products in the Sahelian areas. Four agricultural experiments were conducted, two under controlled conditions and two field studies.

For the controlled experiment, the best urine/compost ratio for soil productivity based on supplying nitrogen was determined. Salinity was evaluated by continuous sensing of electrical conductivity in sandy clay soils where urine was added. Finally, the effects of by-products compared to the effects of chemical fertilizers (NPK) on agriculture production, salinity, and sodium accumulation (using sodium adsorption ratio SAR) of the soil were evaluated in the case study. The combined effects of by-products compared to those of chemical fertilizers (NPK) on agricultural production, salinity and SAR of soil were evaluated in the field. At the end, *Salmonella* and *Ascaris* annual risks infections were estimated for farmers and lettuce consumers in worst case.

The results showed that a combination urine and compost is better than only urine (100% N<sub>urine</sub>) as a nitrogen source. A ratio of 75% N<sub>urine</sub> + 25% N<sub>compost</sub> is more effective for okra crops with a yield ( $15.0 \pm 2.0$  g/pot) significantly higher compared to yields from conventional fertilizer (NPK) ( $11.3 \pm 2.0$  g/pot) and 100% N<sub>urine</sub> ( $6.6 \pm 1.0$  g pot).

In the case study, greywater irrigation associated with 75% N<sub>urine</sub> + 25% N<sub>compost</sub> gave yields (0.67 t/ha) significantly higher than the control treatment which was dam water and NPK (0.22 t/ha). Compared to the control soil, the salinity, SAR values, and acidity increased significantly in soils treated only with urine and increased to a lesser extent in soils irrigated with treated greywater.

Continuous monitoring with sensors revealed that the electrical conductivity of soils treated with the urine was higher than soils fertilized with urine and compost and control soils by approximately 40 and 60%, respectively. The results showed that sodium is the main salt accumulated in soil samples after intake of urine as fertilizer. Moreover, salinity and sodium accumulation are located mainly in the upper soil layer of 0-15 cm.

Concerning health risks, *Salmonella* annual risk infection following the ingestion of soil contaminated with the urine treatment ( $9.55 \times 10^{-1}$  per person per year) and those relating to *Ascaris* ( $3.97 \times 10^{-1}$  pppy) after using combined urine, compost and greywater exceed the tolerable risk ( $10^{-6}$  pppy). However, the risks are low ( $8.89 \times 10^{-6}$  pppy) after ingestion of soils irrigated with gray water by farmers. For lettuce consumption, *Salmonella* annual risk infection is low after combined reuse of urine, compost and greywater ( $5.00 \times 10^{-7}$  pppy), but *Ascaris* infection annual risk ( $2.41 \times 10^{-2}$  pppy) is exceed the tolerable risk. Nevertheless, these risks could be reduced by applying the WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater.

For sustainable reuse, the combined use of urine and compost can reduce salinity, sodisation and correct soil acidity. Nutrient recovery through by-products of ecological sanitation is a promising and in-expensive fertilizer solution for small-scale agriculture during the dry season.

**Keywords:** Compost, Greywater, Health risks, Sahelian areas, Salinity, Soil, Urine

## Liste des abréviations

<b>Améli-EAUR</b>	Amélioration des conditions d'accès à l'Eau potable et l'Assainissement en zone Urbaine et Rurale
<b>APHA</b>	American Public Health Association
<b>C</b>	Compost
<b>CAHR</b>	Chenal Algal à Haut Rendement
<b>CE</b>	Conductivité Electrique
<b>CF</b>	Coliformes Fécaux
<b>CNUEH</b>	Centre des Nations Unies pour les Etablissements Humains
<b>CO</b>	Carbone organique
<b>EBK</b>	Eaux Barrage de Kamboinsin
<b><i>E. coli</i></b>	Escherichia coli
<b>Ecosan</b>	Ecological Sanitation (Assainissement écologique)
<b>EGT</b>	Eaux Grises Traitées
<b>EQRM</b>	Evaluation Quantitative des Risques Microbiens
<b>ESP</b>	Exchangeable Sodium Pourcentage (Pourcentage de Sodium Echangeable)
<b>FAO</b>	Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture)
<b>GEPPA</b>	Groupe d'Etude pour les Problèmes de Pédologie Appliquée
<b>INERA</b>	Institut de l'Environnement et des Recherches Agricoles
<b>JAS</b>	Jours Après Semis
<b>JAT</b>	Jours Après Transplantation
<b>JMP</b>	Joint Monitoring Program
<b>MARHASA</b>	Ministère de l'Agriculture, des Ressources Hydrauliques, de l'Assainissement et de la Sécurité Alimentaire
<b>MOS</b>	Matière Organique du Sol
<b>NPK</b>	Nitrogen Phosphorus Potassium (Azote Phosphore Potassium)
<b>OMD</b>	Objectifs du Millénaire de Développement
<b>OMS</b>	Organisation Mondiale de la Santé
<b>ONEA</b>	Office National de l'Eau et de l'Assainissement
<b>ONU</b>	Organisation des Nations Unies
<b>pppa</b>	Par personne et par an (pppy : per person per year)
<b>PET</b>	Polyéthylène Téréphtalate
<b>ROSA</b>	Resource Oriented Sanitation in Africa
<b>SAR</b>	Sodium Absorption Ratio (rapport d'absorption du sodium)
<b>SODIS</b>	Solar DISinfection
<b>STEP</b>	Station d'Épuration
<b>T<sub>90</sub></b>	Nombre de jours nécessaires pour une réduction décimale (90 %) Réduction d'une unité logarithmique)
<b>U</b>	Urine
<b>UC</b>	Urine/Compost
<b>UFC</b>	Unité Formant Colonie
<b>UNICEF</b>	United Nations Children's Fund
<b>UV</b>	Ultra-Violet
<b>WHO</b>	World Health Organization
<b>% N<sub>compost</sub></b>	Pourcentage d'azote dans le compost
<b>% N<sub>urine</sub></b>	Pourcentage d'azote dans l'urine

## Liste des figures

<b>Figure 1:</b> Pratiques d'assainissement à Ouagadougou, Burkina Faso ( <b>Spuhler, 2008</b> ).....	8
<b>Figure 2 :</b> Représentation du concept « don't mix and don't collect » .....	9
<b>Figure 3:</b> Prototype de toilette sèche à séparation d'urine ou toilette écologique (Adaptée et modifiée de <b>Larsen et Gujer, 1996</b> ). .....	10
<b>Figure 4 :</b> Toilette écologique type assis en Suède (a) et type accroupi en Ouganda (b) ( <b>Niwagaba, 2009</b> ) .....	11
<b>Figure 5:</b> Différentes toilettes écologiques en Chine ( <b>Sanres, 2000</b> ) .....	11
<b>Figure 6:</b> Toilettes écologiques à Aguié, Niger (a) et à Pouytenga, Burkina Faso (b).....	12
<b>Figure 7:</b> Cycle de vie des excréta humains d'un projet Ecosan ( <b>Spuhler, 2008</b> ).....	13
<b>Figure 8:</b> Différents scénarios pour la production d'engrais à partir d'urine (Adaptée et modifiée de <b>Pronk et Koné, 2009</b> ).....	24
<b>Figure 9 :</b> Teneur en éléments nutritifs des excréta d'un habitant en Afrique de l'ouest ( <b>FAO, 2005</b> ).....	31
<b>Figure 10:</b> Valeur éco-fertilisante des excréta humains d'un habitant de Ouagadougou ( <b>Spuhler, 2008</b> ).....	31
<b>Figure 11:</b> Approche de multiples barrières pour l'utilisation des sous-produits de l'assainissement.....	36
<b>Figure 12:</b> Situation géographique de la zone d'étude .....	43
<b>Figure 13:</b> Toilette à compost type Améli-EAUR en milieu rural et péri-urbain Sahélien ....	45
<b>Figure 14:</b> Réacteur de la toilette à compost type Améli-EAUR (a) coupe transversale (b) ..	46
<b>Figure 15:</b> Collecte (a) et hygienisation des urines par la méthode SODIS (b) .....	47
<b>Figure 16:</b> Illustration schématique du chenal algal à haut rendement .....	47
<b>Figure 17:</b> Chenal algal (a) et réservoir de stockage des eaux grises traitées (b).....	48
<b>Figure 18:</b> Dimensions du pot de culture utilisé sous serre.....	53
<b>Figure 19:</b> Dimensions des pots (a et b) et illustration du dispositif expérimental (c).....	56
<b>Figure 20 :</b> Appareillage de mesure de la conductivité électrique ponctuelle,.....	58
<b>Figure 21:</b> Profondeurs de mesure de la conductivité avec les capteurs.....	59
<b>Figure 22:</b> Dispositif des parcelles expérimentales en plein champ .....	60
<b>Figure 23:</b> Dispositif expérimental pour l'évaluation des risques sanitaires.....	62
<b>Figure 24:</b> Différentes étapes de la simulation de Monte Carlo .....	68
<b>Figure 25:</b> Hauteurs des plants de gombo par traitements .....	70
<b>Figure 26:</b> Production moyenne des fruits frais de la plante de gombo .....	71

<b>Figure 27:</b> Evolution de la conductivité électrique des sols en fonction du traitement contrôle (a), urine (b) et compost + urine (c) durant la période culturale .....	76
<b>Figure 28:</b> Conductivités électriques des sols des trois traitements aux profondeurs 0-15 cm (a) et 15-25 cm (b).....	77
<b>Figure 29:</b> Conductivité électrique intra-traitements des échantillons de sol aux différentes profondeurs suivant le contrôle (a), urine (b) et compost + urine (c) .....	79
<b>Figure 30:</b> SAR moyens des sols des trois traitements suivant les trois profondeurs .....	80
<b>Figure 31 :</b> Biomasse sèche totale des plantes en fonction des différents traitements .....	81
<b>Figure 32 :</b> Evolution de la hauteur des plantes durant le cycle de culture .....	82
<b>Figure 33 :</b> pH moyens des sols aux profondeurs comprises entre 0-15 et 15-30 cm.....	84

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1.</b> Production des eaux grises dans quelques pays à travers le monde (Adaptée et modifiée de <b>Morel et Diener, 2006</b> ) .....	17
<b>Tableau 2.</b> Temps d'inactivation de différents pathogènes dans les urines brutes .....	22
<b>Tableau 3.</b> Valeurs guides pour le suivi et la vérification des systèmes de traitement à grande échelle des eaux grises, des excréta et des boues de vidange pour une utilisation en agriculture (Adapté et modifié de <b>WHO, 2006b</b> ) .....	37
<b>Tableau 4.</b> Caractéristiques physico-chimiques des excréta humains .....	49
<b>Tableau 5.</b> Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'irrigation.....	50
<b>Tableau 6.</b> Caractéristiques microbiologiques des sous-produits de l'assainissement .....	51
<b>Tableau 7.</b> Caractéristiques initiales des trois différents types d'échantillons de sol .....	52
<b>Tableau 8.</b> Quantité totale d'azote, de sodium et ion chlorure apportée.....	61
<b>Tableau 9.</b> Charges initiales microbiennes des sous-produits et du sol .....	63
<b>Tableau 10.</b> Différents scénarios d'exposition des agriculteurs et des consommateurs .....	66
<b>Tableau 11.</b> Paramètres exponentiels et dose-réponse .....	67
<b>Tableau 12.</b> Effets des différents ratios sur les rendements du gombo .....	72
<b>Tableau 13.</b> Propriétés physico-chimiques des échantillons de sols.....	73
<b>Tableau 14.</b> Teneur en azote total et matière organique des échantillons de sols.....	75
<b>Tableau 15.</b> Composantes des rendements du gombo avec les différents traitements.....	83
<b>Tableau 16.</b> Conductivité électrique moyenne des sols .....	85
<b>Tableau 17.</b> SAR moyen des sols.....	86
<b>Tableau 18.</b> Carbone organique et CEC des sols .....	87
<b>Tableau 19.</b> Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles et <i>Ascaris</i> associées à l'ingestion de sols amendés avec du compost et de la consommation de laitue.....	87
<b>Tableau 20.</b> Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion de sol fertilisé avec les urines, ingestion des urines et à la consommation de laitue.....	88
<b>Tableau 21.</b> Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion de sol irrigué avec les eaux grises, à l'ingestion des eaux grises et à la consommation de la laitue..	88
<b>Tableau 22.</b> Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles et aux <i>Ascaris</i> associées à l'ingestion de sol traité avec la combinaison compost, urine et eaux grises et à la consommation de laitue.....	89

# Valorisations scientifiques

## Publications parues

**Sangare D.**, Sou/Dakoure M., Hijikata N., Lahmar R., Yacouba H., Coulibaly L., Funamizu N. 2015. Toilet compost and human urine used in agriculture: fertilizer value assessment and effect on cultivated soils properties. *Environmental Technology*, 36 (10), 1291-1298.

**Sangare, D.**, Sawadogo, B., Sou/Dakoure, M., Ouedraogo, D.M.S., Hijikata, N., Yacouba, H., Bonzi, M., and Coulibaly, L. 2015. Ecological sanitation products reuse for agriculture in Sahel: effects on soil properties, *SOIL Discuss.*, 2, 291-322, doi:10.5194/soild-2-291-2015.

N. Hijikata, T. Fujii, **D. Sangare**, M. Sou, K. Ushijima and N. Funamizu. 2014. Salts Monitoring and Management for Human Urine Fertilization and Treated Greywater Irrigation in Sub-Sahel Region. *Journal of Arid Land Studies*, 24-1, 85-88.

Boukary SAWADOGO<sup>\*</sup>), Mariam SOU<sup>1)</sup>, Nowaki HIJIKATA<sup>1), 2)</sup>, **Drissa SANGARE<sup>1)</sup>**, Amadou Hama MAIGA<sup>1)</sup> and Naoyuki FUNAMIZU<sup>2)</sup> 2014. Effect of Detergents from Greywater on Irrigated Plants: Case of Okra (*Abelmoschus esculentus*) and Lettuce (*Lactuca sativa*). *Journal of Arid Land Studies*, 24-1, 117-120.

H. S. Darimani, M. Sou/Dakoure, N. Hijikata, **D. Sangare**, F. Sawadogo, R. Ito, AH. Maiga. 2014. Inactivation of *Enterococcus* in Compost-Amended Soils. *Journal of Japan Society of Civil Engineers*, 70 (7), 323-330.

## Communications

**D. Sangare**, B. Sawadogo, M. Sou/Dakoure, N. Hijikata, D.S.M. Ouedraogo, H. Yacouba, M. Takahashi, N. Funamizu. Effects of greywater irrigation treated by high rate algal ponds on soil chemical properties and vegetable production in dry season of Soudano-Sahelian climate conditions. *AGRO'2014 : 9<sup>th</sup> IWA International Symposium on Waste Management Problems in Agro Industries*. Kochi, Japan, 24-26 November 2014.

**D. Sangare**, B. Sawadogo, M. Sou/Dakoure, N. Hijikata, D.S.M. Ouedraogo, H. Yacouba, and N. Funamizu. 2014. Soil chemical properties, production in okra cultivation irrigated with greywater treated in High Rate Algal Ponds, case of Burkina Faso. *Africa Water Forum*, Ouagadougou, Burkina Faso, 12-14 Juin 2014.

**D. Sangare**, M. Sou/Dakoure, B. Sawadogo, H. Yacouba et A. H. Maiga. 2013. Mise en œuvre de l'assainissement écologique en milieu rural sahélien : une réponse au faible taux d'assainissement et à l'insécurité alimentaire. *Premières Journées Scientifiques du CAMES*, Abidjan, Côte d'Ivoire, 5-7 Décembre 2013.

## Table des matières

Dédicace .....	i
Avant-propos.....	ii
Remerciements .....	iii
Résumé.....	v
Abstract .....	vi
Liste des abréviations.....	vii
Liste des figures.....	viii
Liste des tableaux.....	x
Valorisations scientifiques.....	xi
Table des matières .....	xii
INTRODUCTION .....	1
Chapitre I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE .....	6
1.1.Systèmes d’assainissement conventionnels et leurs limites.....	7
1.2 Systèmes d’assainissement, fractions des eaux usées et excréta humains.....	8
1.3. Origines et composition des sous-produits de l’assainissement écologique.....	13
1.3.1. Origine et composition des urines humaines.....	13
1.3.1.1. Quantité des urines .....	13
1.3.1.2. Composition des urines.....	13
1.3.2. Origines et composition des matières fécales.....	14
1.3.2.1.Quantité des matières fécales.....	14
1.3.2.2.Composition des matières fécales .....	15
1.3.3.Origines et composition des eaux grises.....	16
1.3.3.1.Quantité des eaux grises .....	16
1.3.3.2.Composition des eaux grises.....	18
1.4.Traitements et récupération des éléments nutritifs.....	20
1.4.1. Traitements des urines.....	20
1.4.1.1. Hygienisation par stockage .....	21
1.4.1.2. Autres technologies pilotes de traitement des urines .....	22
1.4.2.Traitements des matières fécales .....	24
1.4.2.1.Stockage .....	25
1.4.2.2.Compostage.....	25
1.4.3.Traitement des eaux grises .....	27
1.5.Valorisation des sous-produits de l’assainissement écologique .....	28
1.5.1.Valorisation agricole des urines .....	28

1.5.2.Valorisation agricole des matières fécales.....	29
1.5.3.Valorisation agricole des eaux grises traitées .....	30
1.5.4.Valeurs fertilisantes des excréta humains.....	30
1.6.Impacts sanitaires de l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture .....	31
1.6.1.Risques sanitaires relatifs à l'utilisation des urines.....	32
1.6.2.Risques sanitaires relatifs à l'utilisation des matières fécales .....	33
1.6.3.Risques sanitaires relatifs à l'utilisation des eaux grises.....	33
1.6.4.Mesures de protection sanitaires .....	34
1.7.Impacts environnementaux de l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture .....	37
1.7.1.Impacts environnementaux liés à l'utilisation des urines.....	37
1.7.2.Impacts environnementaux liés à l'utilisation des matières fécales.....	38
1.7.3. Impacts environnementaux liés à l'utilisation des eaux grises .....	39
Chapitre II : MATERIEL ET METHODES.....	41
2.1.Description du site d'étude .....	42
2.1.1.Contexte physique.....	42
2.1.2.Contexte socio-économique .....	44
2.1.3.Situation de l'assainissement.....	44
2.2.Présentation des technologies d'assainissement Améli-EAUR utilisés.....	44
2.2.1.Toilette à compost.....	45
2.2.2.Procédés de traitement des urines .....	46
2.2.3.Procédés de traitement des eaux grises .....	47
2.3.Caractéristiques physico-chimiques des sous-produits de l'assainissement écologique .....	49
2.3.1.Caractéristiques physico-chimiques des urines et du compost .....	49
2.3.2.Caractéristiques physico-chimiques des eaux grises .....	49
2.4.Caractéristiques microbiologiques des sous-produits de l'assainissement écologique .....	50
2.5.Caractéristiques initiales des sols.....	51
2.6.Identification du meilleur ratio urine/compost pour une productivité des sols cultivés en conditions contrôlées.....	52
2.6.1. Dispositif expérimental et traitements .....	52
2.6.2. Choix du matériel végétal.....	53
2.6.3. Données agronomiques .....	54
2.6.4. Caractérisation des sols après période de culture .....	54
2.7. Evaluation de la salinité des sols amendés par les urines.....	55
2.7.1. Dispositif expérimental et traitements .....	55
2.7.2. Choix du matériel végétal.....	56

2.7.3. Données agronomiques .....	57
2.7.4. Caractérisation des sols pendant et après la période culturale .....	57
2.7.4.1. Suivi continu de la salinité des sols amendés.....	57
2.7.4.2. Suivi ponctuel de la salinité des sols amendés.....	58
2.8. Evaluation des effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur la culture gombo ( <i>Abelmoschus esculentus</i> (L.) Moench) en plein champ .....	59
2.8.1. Dispositif expérimental et traitements .....	59
2.8.2. Données agronomiques .....	61
2.8.3. Caractérisation des échantillons de sol.....	61
2.9. Analyses statistiques .....	62
2.10. Evaluation des risques sanitaires associés à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique .....	62
2.10.1. Dispositif expérimental et traitements .....	62
2.10.2. Choix du matériel végétal.....	63
2.10.3. Caractéristiques microbiologiques des différentes matrices.....	63
2.10.4. Analyse microbiologique des laitues.....	63
2.10.5. Evaluation quantitative du risque microbien (EQRM) .....	64
2.10.5.1. Identification des dangers .....	64
2.10.5.2. Evaluation de l'exposition .....	64
2.10.5.3. Evaluation de la relation dose-réponse.....	66
2.10.5.4. Caractérisation des risques .....	67
Chapitre III : RESULTATS ET DISCUSSION.....	69
3.1. Résultats .....	70
3.1.1. Identification du meilleur ratio urine/compost sur la productivité du gombo.....	70
3.1.1.1. Croissance de la plante.....	70
3.1.1.2. Rendement des fruits récoltés .....	70
3.1.1.3. Rendement de la biomasse sèche totale .....	71
3.1.2. Impacts des différents ratios urine/compost sur les sols cultivés .....	72
3.1.2.1. pH des sol .....	72
3.1.2.2. Sodisation et salinité des échantillons de sols .....	73
3.1.2.3. Impacts sur la réserve en azote totale et en matière organique des sols .....	73
3.1.3. Salinité des échantillons de sol induite par la valorisation agricole des urines .....	75
3.1.3.1. Conductivité électrique des échantillons de sols .....	75
3.1.3.1.1. Conductivité électrique continue des échantillons de sol avec les capteurs.....	75
3.1.3.1.2. Conductivité électrique des échantillons de sol .....	77
3.1.3.1.3. Conductivité électrique ponctuelle des échantillons de sol suivant les profondeurs.....	78
3.1.3.1.4. Rapport d'adsorption du sodium (SAR) des échantillons de sol .....	80
3.1.3.2. Production de biomasse sèche totale .....	81

3.1.4. Effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur la culture gombo ( <i>Abelmoschus esculentus</i> (L.) Moench) .....	81
3.1.4.1. Croissance des plantes .....	81
3.1.4.2. Rendement des fruits récoltés .....	82
3.1.5. Effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur les sols cultivés ...	83
3.1.5.1. Etat du pH des sols .....	83
3.1.5.2. Conductivités électriques moyennes des sols.....	84
3.1.5.3. SAR moyens des sols .....	85
3.1.5.4. Carbone organique et la capacité d'échange cationique des sols .....	86
3.1.6. Evaluation des risques sanitaires associés à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique.....	87
3.1.6.1. Evaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'amendement du compost.....	87
3.1.6.2. Evaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'utilisation des urines .....	87
3.1.6.3. Evaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'irrigation des eaux grises.....	88
3.1.6.4. Evaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'utilisation combinée du compost, des urines et des eaux grises.....	88
3.2. Discussion.....	90
3.2.1. Effets des sous-produits de l'assainissement écologique sur la productivité des cultures	90
3.2.1.1 Effets des différents ratios urine/compost sur la productivité du gombo.....	90
3.2.1.2. Effets de la fertilisation des urines sur la productivité de la tomate .....	91
3.2.1.3. Effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur la culture gombo ( <i>Abelmoschus esculentus</i> (L.) Moench) en plein champ .....	92
3.2.2. Impacts des sous-produits de l'assainissement écologique sur des sols cultivés .....	93
3.2.2.1. Impacts des différents ratios sur les échantillons de sol.....	93
3.2.2.2. Impacts des urines sur la salinité des sols des bas-fonds.....	95
3.2.2.3. Impacts de l'utilisation combinée des sous-produits de l'assainissement écologique sur les sols en plein champ.....	96
3.2.3. Risques sanitaires associés à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique .....	98
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES .....	102
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	105
ANNEXES.....	127

# **INTRODUCTION**

Le développement durable et l'amélioration des conditions de vie des populations à travers la sécurité alimentaire, l'approvisionnement en eau potable et l'assainissement constituent des défis majeurs aux Objectifs du Millénaire de Développement (OMD). L'assemblée générale de l'ONU (2000) a demandé aux états et aux organisations internationales de fournir des ressources financières, de renforcer les capacités et de procéder à des transferts de technologies, en particulier en faveur des pays en développement. Pourtant en 2011, on estimait à 800 millions le nombre de personnes dépourvues d'un accès à l'eau potable à travers le monde, ainsi que 2,6 milliards d'individus n'ayant pas accès à des installations sanitaires améliorées (WHO/UNICEF, 2012).

En Afrique, l'accès à l'assainissement reste très faible avec une moyenne de 24% en zone rurale subsaharienne (WHO/UNICEF/JMP, 2013). Comme le révèle Moe (2009), des pays comme le Congo, le Tchad ou l'Ethiopie ont des taux de couverture inférieurs à 10%. Au Burkina Faso, les taux d'accès en eau potable en milieu rural et urbain étaient de 64,1 et 87% et ceux de l'assainissement représentaient respectivement 9 et 32% en milieu rural et urbain (MARHASA, 2015). Si un effort significatif en matière d'accès à l'eau potable est à noter, la question de l'assainissement reste un défi majeur au Burkina Faso. La question est d'autant plus importante que pour l'heure, seule l'installation des latrines est le moyen d'évacuation des eaux usées domestiques, ce qui indique que leur collecte et leur traitement, notamment en milieu rural sont totalement inexistantes. La conséquence majeure du manque d'assainissement est la persistance du péril fécal, qui constitue un véritable problème de santé publique exposant plus de 80% de la population à cause notamment du moyen de transport et d'élimination des déchets (WHO/UNICEF, 2010).

Dans les centres urbains des villes d'Afrique Subsaharienne notamment, le modèle d'assainissement conventionnel est l'installation de latrines ou fosses septiques dans les ménages, ce qui engendre des boues de vidange dont la gestion n'est pas toujours assurée convenablement. Par ailleurs, les fosses septiques peuvent entraîner la pollution des eaux souterraines si la conception et la gestion ne sont pas faites de façon efficiente (Gill *et al.*, 2008). Un tel échec s'explique par l'absence d'une filière structurée de collecte et de traitement des boues de vidange, avec notamment le manque de main-d'œuvre qualifiée, l'utilisation très importante d'énergie et le coût très élevé pour l'installation, l'exploitation et l'entretien des systèmes de traitement (Carr et Strauss, 2001). L'autre alternative, plus rare (1% en Afrique contre 35% en Asie) est la collecte et l'acheminement des eaux usées vers une station de traitement (WHO/UNICEF, 2000).

Dans un tel contexte, il convient d'apporter des changements novateurs en vue d'améliorer le traitement des eaux usées et excréta. C'est dans ce sens qu'une recommandation de **Habitat Agenda (1996)** exhorte les gouvernements et l'ensemble de acteurs du secteur à promouvoir le développement et l'utilisation de systèmes d'assainissement intégré qui englobe tous le cycle de vie des déchets, de la collecte au recyclage, en passant par un traitement favorisant la valorisation agricole ou énergétique des produits et sous-produits de l'assainissement. Cette recommandation a favorisé le développement et la conception de nouveaux systèmes sanitaires plus durables et écologiques (**Berndtsson, 2006; Mihelcic et al., 2011**) avec comme orientation une meilleure gestion des éléments nutritifs qui représentent, selon **Kärrman (2001)**, l'un des aspects les plus importants de la durabilité. C'est ainsi qu'au niveau des ménages, les fèces, l'urine et les eaux grises doivent être séparés, traités en vue d'offrir de nombreux avantages comme la récupération, le recyclage des éléments nutritifs, le contrôle des micropolluants et des agents pathogènes mais également la réduction de l'écoulement des eaux usées pour préserver l'environnement (**Lopez et al., 2002**).

En Afrique subsaharienne, le faible taux d'assainissement adéquat combiné à la forte demande alimentaire mondiale encourageraient l'utilisation des sous-produits de l'assainissement comme matières fertilisantes en vue d'augmenter les rendements et d'améliorer la protection de l'environnement (**Esrey et al., 2001; Heinonen-Tanski et al., 2010; Useni et al., 2013**). Cette démarche constitue une opportunité pour l'agriculture en ce sens qu'elle peut favoriser l'utilisation de plus en plus fréquente de fertilisants comme le phosphore (**Vaccari, 2009**). Le recyclage des éléments nutritifs peut aider à l'atténuation de la malnutrition, de la pauvreté (**Raschid-Sally et al., 2005; Koné, 2010**) et à l'amélioration de la balance commerciale des pays africains importateurs d'engrais dont les coûts sont deux à huit fois plus élevés que dans le reste du monde (**Bationo et al., 2006**).

La faible disponibilité des engrais minéraux combinée à la pénurie des ressources en eau constitue l'une des contraintes pour l'agriculture en zones semi-arides et arides (**Jury et al., 2007**). Dans un tel contexte, l'utilisation des eaux usées est une option pour lutter contre l'apparition de plus en plus fréquente de poches de sécheresse synonymes de stress hydrique. **Christova-Boal et al. (1996)** ont montré que l'utilisation des eaux grises dans le jardinage permet d'économiser entre 31 et 54% de l'eau potable des ménages. Leur utilisation en agriculture est fortement encouragée parce qu'elles représentent la fraction la plus importante des eaux usées domestiques en termes de volume tout en étant la fraction la moins polluée du fait de l'absence des eaux vannes (**Bhausahab et al., 2010**).

La récupération et l'utilisation des eaux usées et excréta en agriculture ont été pratiquées sur des millénaires par presque toutes les cultures à travers le monde (**Winker et al., 2009**). Pendant des siècles, les agriculteurs en Asie ont utilisé les excréta humains et animaux comme fertilisants, particulièrement en Chine (**CNUEH, 2008**) et au Vietnam (**Jensen et al., 2008**).

D'autres peuples ont connu cette pratique, notamment les Aztèque et Inca en Amérique du nord qui ont collecté et traité les urines et fèces humaines pour la production de maïs (**Bracken et al., 2007**). L'ancienneté de cette pratique s'explique par le pouvoir fertilisant des urines et fèces, riches en azote, phosphore et potassium sous formes minérales indispensables à la croissance des plantes. Ces éléments nutritifs issus de ces biofertilisants sont sous formes ioniques et leur absorption par les plantes est plus rapide que ceux des engrais chimiques (**Jönsson et al., 2004**). En outre, les excréta humains contiennent de grandes quantités de micronutriments disponibles pour les plantes qui ne sont pas présents dans les engrais inorganiques (**Simons et Clemens, 2004**). En conséquence, une prise de conscience de la nécessité d'utiliser les eaux usées et excréta en particulier dans la zone sahélienne qui souffre des aléas du changement climatique s'avère nécessaire.

Malgré tous ces avantages pour l'agriculture, l'utilisation des eaux usées et excréta comporte un risque potentiel pour les sols cultivés, les cultures, les agriculteurs et aussi pour les consommateurs. A priori, l'urine humaine ne contient pas de pathogènes. Toutefois, par la contamination fécale croisée, des organismes pathogènes peuvent se retrouver dans les urines (**Langergrabe et Muellegger, 2005**). Il est généralement reconnu que l'urine humaine contient une quantité importante de micropolluants. **Lienert et al. (2007)** ont signalé que deux tiers des micropolluants tels que les résidus pharmaceutiques et les hormones sont excrétés dans l'urine et un tiers par les fèces lors du métabolisme humain. Les matières fécales sont la principale source de risques d'hygiène des eaux usées. Bien que les fèces contiennent également des polluants organiques et inorganiques, ces aspects sont normalement éclipsés par les risques élevés de pathogènes. En effet, l'épandage du compost à base de fèces humaines pourrait être dangereux à cause du potentiel de contamination fécale croisée liée aux agents pathogènes (**Ottoson et Stenström, 2003**). Du point de vue des risques sanitaires, l'exposition aux matières fécales non hygiénisées est toujours considérée comme dangereuse, en raison de la présence avérée de charges élevées de pathogènes, en fonction de leur prévalence dans une population donnée (**WHO, 2006b**). L'évaluation quantitative du risque microbien (EQRM) a été largement utilisée pour établir les risques sanitaires associés à

l'utilisation des eaux usées suivant différents scénarios à travers le monde (**Schönning et al., 2007; Seidu et al., 2008; Mara et Sleigh, 2010; Nana et Esi, 2012**).

Quant à l'urine humaine, elle contient en particulier une grande quantité de sels (**Ganrot et al., 2007**) dont l'accumulation dans les sols fertilisés peut entraîner une salinisation voire une sodisation. Des niveaux excédentaires de certains ions, tel que le sodium ( $\text{Na}^+$ ) et le chlorure ( $\text{Cl}^-$ ), entraînent une toxicité ou une carence en certains éléments nutritifs dans les plantes (**Grattan et Grieve, 1999**). Les effets négatifs de salinité élevée du sol ont également montré un retard de croissance causé par l'inhibition de la germination, qui est responsable de la baisse des rendements agricoles (**Duan et al., 2010**). Ces problèmes sont plus accentués dans les régions arides et semi-arides en raison des faibles précipitations, insuffisantes pour faciliter la lixiviation des excès de sels (**Lamsal et al., 1999; Sou/Dakoure et al., 2013**). La limitation du phosphore dans l'urine a été également montrée dans la croissance d'épinards (**Sene et al., 2012**) et dans celle des citrouilles (**Pradhan et al., 2009**). A cet effet, ces chercheurs ont suggéré de compléter l'urine avec du compost à partir de matières fécales ou de la cendre de bois. Dans cette optique, la combinaison de l'urine et les fèces humaines pourraient répondre aux besoins de potassium (K) et de phosphore (P) de la plante et d'améliorer la structure du sol (**Heinonen-Tanski et Wijk-Sijbesma, 2005; Shrestha et al., 2013**).

A tous ces effets négatifs provenant de l'urine et du compost à base de fèces, s'ajoutent les composants indésirables des eaux grises tels que les huiles et graisses et les tensioactifs ou surfactants qui, à long-terme, conduiraient à une faible perméabilité des sols irrigués avec des conséquences néfastes sur la productivité agricole et la durabilité de l'environnement (**Shafran et al., 2005; Wiel-Shafran et al., 2006; Al-Hamaiedeh et Bino, 2010; Travis et al., 2010**). En ce qui concerne le phénomène d'accumulation de sels dans les sols irrigués, **Simmons et al. (2009)** ont trouvé dans les sols irrigués avec des eaux usées des niveaux de salinité et de sodisation de 51 à 63 % supérieurs à ceux irrigués avec de l'eau douce. Ces excès de concentrations de sodium ( $\text{Na}^+$ ) et de l'hydrogénocarbonate de sodium ( $\text{NaHCO}_3$ ) dans les eaux usées se traduisent par un problème de sodisation croissant dans les sols, entraînant ainsi des problèmes structuraux liés à certains processus physiques (**Qadir et Minhas, 2008**). En somme, la fertilisation combinée urine/compost et l'irrigation avec des eaux grises présentent des risques potentiels pour la santé humaine et l'environnement, bien que les études en ce domaine soient encore rares, notamment en Afrique et particulièrement au Burkina Faso. Suite à tout ce qui précède, le ratio optimal urine/compost doit tenir compte

de la disponibilité des nutriments, des sels responsables de la salinité des sols amendés et des risques émanant des eaux grises. C'est dans ce cadre de complémentarité des sous-produits de l'assainissement en agriculture que s'inscrit notre travail. Peu d'études ont été consacrées à cet aspect en zone sahélienne. Ainsi, cette thèse questionne d'emblée la valorisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture comme solution potentielle de gestion intégrée des déchets liquides à travers une analyse approfondie des apports d'éléments nutritifs, du suivi de la qualité des sols cultivés et des risques sanitaires associés.

L'objectif général de la thèse est de proposer un modèle de valorisation agronomique durable et sécurisé des sous-produits de l'assainissement écologique (compost à base de fèces, urines et eaux grises traitées) en zone sahélienne. Ce travail se décline en quatre objectifs spécifiques :

- identifier le meilleur ratio urine/compost pour une productivité des sols cultivés en conditions contrôlées ;
- évaluer la salinité des sols induite par la valorisation agricole des urines comme fertilisant azoté ;
- évaluer les effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur la culture du gombo (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench) en plein champ ;
- évaluer les risques sanitaires associés à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture.

A la suite de la présente introduction, le document de thèse est structuré comme suit:

- le chapitre I fait un état de l'art sur l'assainissement écologique;
- le chapitre II décrit la méthodologie de l'étude;
- le chapitre III expose les différents résultats et la discussion.

Enfin, la conclusion regroupe les principaux résultats de ce travail et suggère une perspective pour les travaux futurs.

# **Chapitre I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE**

### 1.1. Systèmes d'assainissement conventionnels et leurs limites

Les excréta humains sont communément collectés avec les eaux usées et autres déchets liquides des ménages ou industries pour être rejetés après ou sans traitement préalable dans la nature. Il faut noter que jusqu'à présent, deux principes ont été utilisés dans l'élimination des excréments humains. Le système le plus répandu ayant pour principe « flush and discharge » représenté par les toilettes à chasse d'eau qui repose sur l'usage excessif de l'eau potable pour évacuer les déchets, tandis que l'autre a pour principe « drop and store » représenté par les latrines à fosses (**Drangert, 1998**). Les systèmes d'égout conventionnels dont le fonctionnement est basé sur l'eau ont prouvé leur incapacité à résoudre les besoins en assainissement dans les pays en développement. L'évacuation des eaux usées à partir de systèmes centralisés de collecte des eaux forme la composante majeure de la pollution de l'eau, contribuant à une surcharge d'éléments polluants dans l'environnement. Environ 90% des effluents des villes des pays en développement sont aujourd'hui déversés dans l'environnement sans traitement préalable, polluant ainsi les milieux récepteurs (**Esrey et al., 1998**). En conséquence, plus de 4 millions de décès infantiles par an sont enregistrés dans ces pays à revenu faible et intermédiaire (**Lubis, 1999**). A titre d'exemple, **Narain (2002)** a signalé que plus de 50% des eaux usées brutes sont encore déversées dans la rivière Yamuna qui est la source d'alimentation en eau de la ville de New Delhi en Inde.

Par ailleurs, les systèmes d'assainissement autonome dont le principe est basé sur le stockage au niveau du ménage, nécessite la construction des fosses septiques (latrine à fosse) qui exigent un accès au sol ayant un niveau d'eau souterraine profonde. La technologie est simple et l'utilisation adaptée dans les ménages à faible revenus puisque divers types de matériaux (papier, objets solides ou faible quantité d'eau) peuvent être utilisés pour le nettoyage anal. Dans ces latrines, les urines et matières fécales sont stockées dans la même fosse durant plusieurs mois en attendant la vidange. La figure 1 illustre la collecte et l'épandage anarchique des boues de vidange dans les pays en développement (cas du Burkina Faso). Ces pratiques soulignent les risques sanitaires majeurs que représente la vidange de ces fosses et l'impact environnemental qu'entraîne l'épandage non contrôlé au niveau des sols et des cours d'eau.



**Figure 1:** Pratiques d'assainissement à Ouagadougou, Burkina Faso (Spuhler, 2008).

En dépit de ces améliorations, le système montre de gros inconvénients que sont : la contamination du sol, de la nappe souterraine et des rivières, les mauvaises odeurs, la prolifération des mouches et l'effondrement de la fosse.

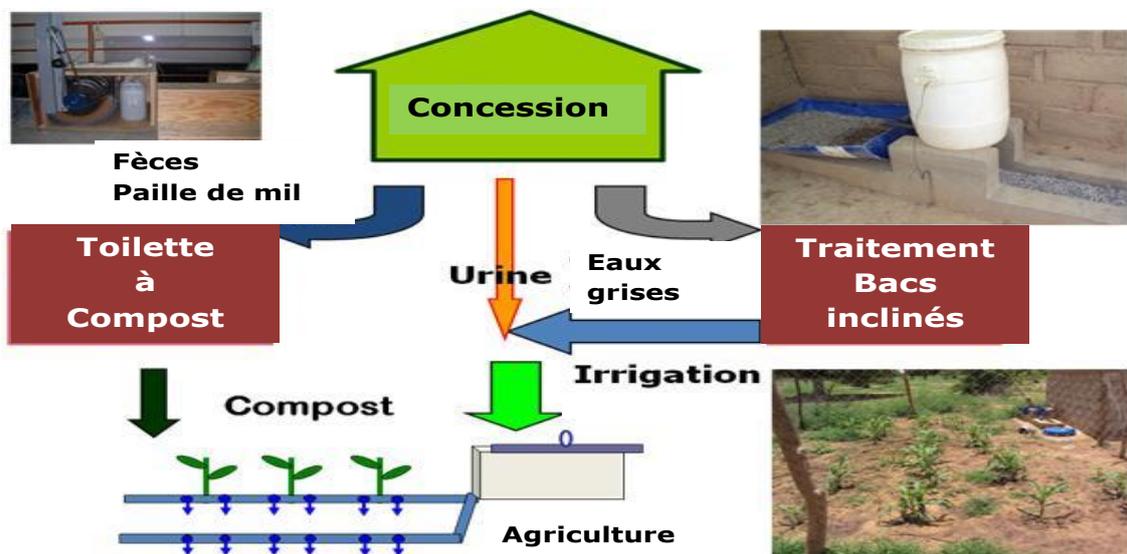
De plus, les sous-produits issus des deux systèmes ont une application limitée en agriculture car, au cours du traitement des eaux usées, les nutriments précieux ne peuvent pas être séparés correctement des substances potentiellement dangereuses comme les organismes pathogènes et les métaux lourds. A cela, il faut noter que la toxicité des boues de vidange pose des problèmes qui poussent à renoncer à l'épandage agricole au profit de l'enfouissement en décharge ou de l'incinération (CNUEH, 2008).

Pour pallier aux limites des systèmes conventionnels, l'assainissement de demain doit permettre d'économiser l'eau, de valoriser le potentiel fertilisant des excréta et d'assurer le contrôle des pathogènes et des polluants.

### **1.2 Systèmes d'assainissement, fractions des eaux usées et excréta humains**

En matière d'assainissement, les décideurs politiques et les collectivités locales ont principalement deux options : (1) étendre les systèmes d'assainissement existants avec toutes leurs limites et contraintes, ou (2) chercher des solutions alternatives durables que les systèmes conventionnels n'offrent pas. Ces systèmes alternatifs doivent nécessairement se baser sur le principe « sanitise-and-reuse ou assainir et recycler ». Par ce principe, il a été

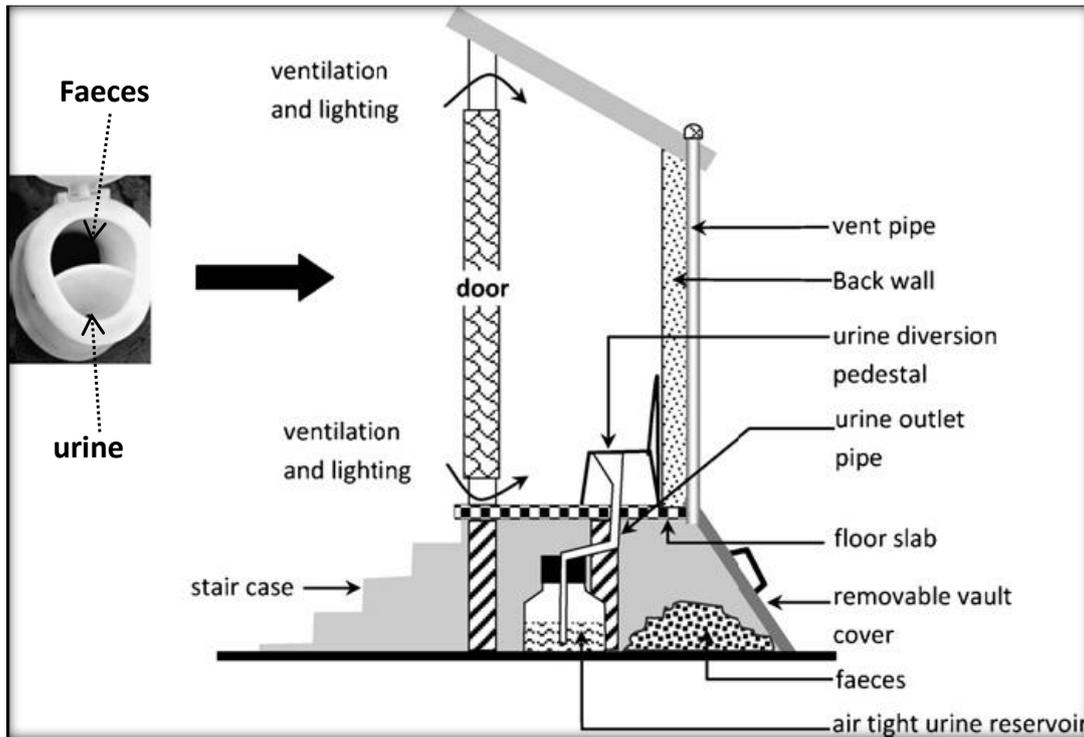
retenu notamment la collecte sélective des déchets liquides à la source pour un traitement adapté à chaque type de déchet et donc une meilleure valorisation. La figure 2 présente un concept d'assainissement « don't mix and don't collect ou ne pas mélanger et ne pas collecter » développé par Lopez *et al.* (2002) qui découle du principe « assainir et recycler ». Les technologies sont toutes de type autonome et reposent sur l'idée de réduire au maximum la collecte et le mélange des différents flux d'excréments (eaux usées, urine, matières fécales). Au sein du ménage, d'une part les fèces sont collectées séparément des urines dans une toilette à compost, et d'autre part une douche avec un système de déviation d'urine qui permet de récupérer les eaux qui sont traitées. Ces sous-produits collectés séparément et traités sont ensuite valorisés en agriculture dans les champs de case. Ce nouveau système peut s'appliquer dans les zones urbaines et rurales et dans les ménages à faible ou revenu intermédiaire.



**Figure 2** : Représentation du concept « don't mix and don't collect »

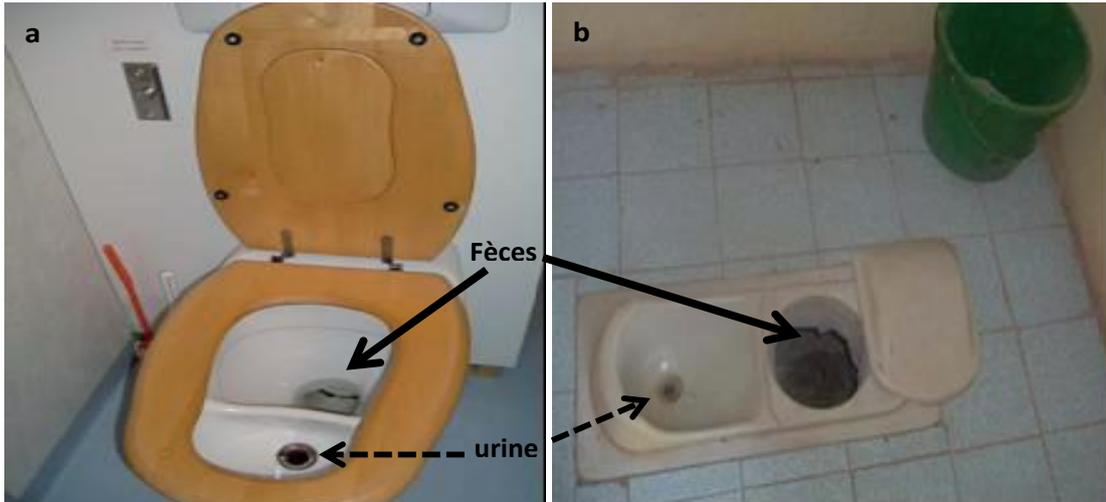
La séparation de l'urine et des fèces à la source est une solution technique destinée à une prise en charge plus efficace du recyclage des nutriments et une diminution de la consommation d'eau. Cette solution est basée sur trois aspects fondamentaux: assainir les eaux usées et excréta humains, prévenir la pollution plutôt que de la traiter à posteriori, et utiliser ces déchets traités pour les activités agricoles (Esrey *et al.*, 1998). La valorisation agricole contribue à enrichir les sols en Afrique où 85% des terres arables perdent en moyenne 30 kg de nutriments par hectare par an (Morin, 2006). Plusieurs techniques sont développées pour la construction de toilettes à séparation d'urine et des fèces ou toilettes écologiques. La figure 3 montre le schéma simplifié d'une toilette écologique. Elle se compose à sa partie inférieure d'une fosse de réception des fèces et d'un réservoir pour

recueillir les urines, ce qui permet d'éviter un excès d'humidité dans la chambre de traitement. Ainsi, l'urine reste relativement exempte d'organismes pathogènes. Depuis 1999, des essais à grande échelle, environ trois mille (3000) toilettes écologiques ont été réalisées dans des zones résidentielles en Suède, pays le plus avancé sur cette nouvelle approche de gestion des eaux usées et excréta.



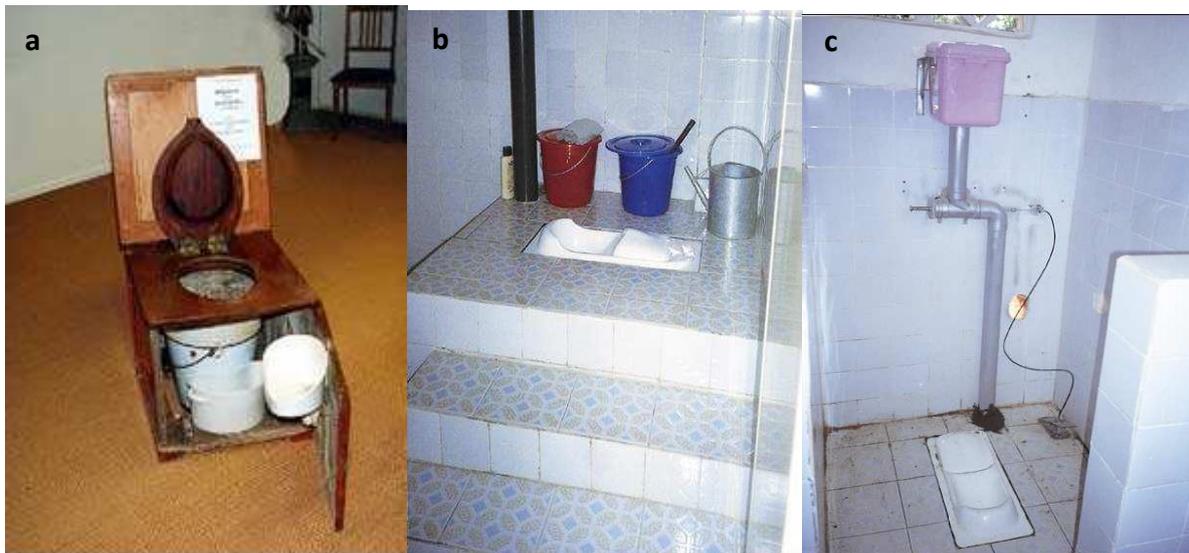
**Figure 3:** Prototype de toilette sèche à séparation d'urine ou toilette écologique (Adaptée et modifiée de **Larsen et Gujer, 1996**).

Cette technologie se caractérise par sa simplicité, ce qui entraîne des coûts d'investissement réduits, ainsi que l'exploitation et la maintenance simplifiées. Plusieurs modèles de toilette écologiques existent à travers le monde avec des variantes pour tenir compte des contextes sociaux, culturels et religieux. L'urine et les fèces sont collectées séparément à l'aide des toilettes simples ou doubles (Figure 4 a et b)



**Figure 4** : Toilette écologique type assis en Suède (a) et type accroupi en Ouganda (b) (Niwagaba, 2009)

La Chine s'est lancée dans la promotion et l'amélioration des toilettes écologiques en vue d'une utilisation contrôlée et sécurisée des nutriments générés en agriculture. La figure 5 présente différents modèles adaptés à divers usagers (personne âgées ou handicapées, familles, etc.).

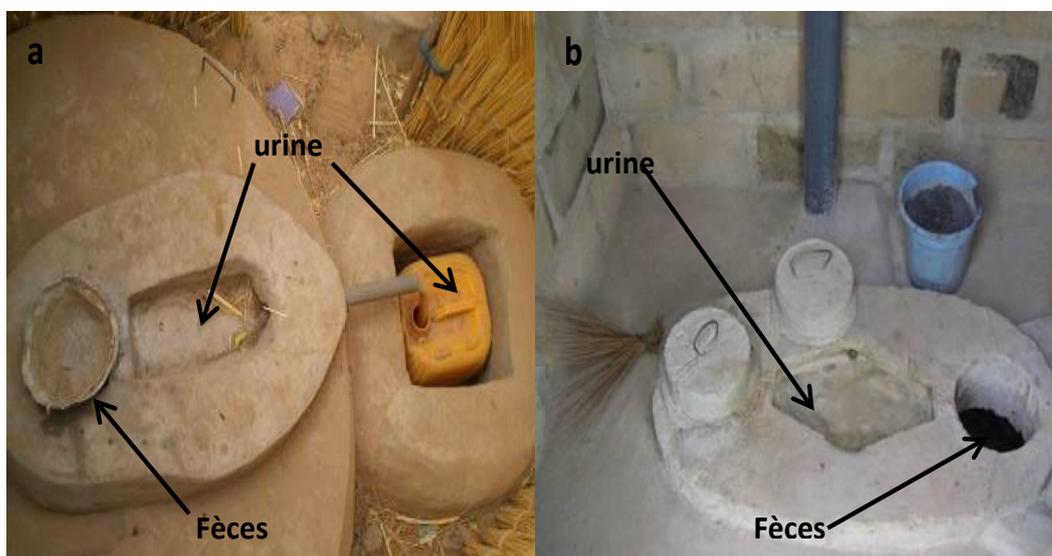


**Figure 5**: Différentes toilettes écologiques en Chine (Sanres, 2000)

En Afrique de l'Est, quatre villes pilotes Arba Minch en Ethiopie, Nakuru au Kenya, Arusha en Tanzanie et Kitgum en Ouganda, ont expérimenté cette nouvelle technologie dans le cadre d'un projet financé par Resource Oriented Sanitation in Africa (ROSA). Le projet visait l'utilisation des produits de l'assainissement comme une voie à l'assainissement durable pour atteindre les OMD. Dans la ville de Kitgum, 8000 toilettes écologiques ont été installées. Ce nombre important s'explique d'autant plus qu'aucune étude dans la zone n'a souligné des

réticences culturelles ou des tabous de nature à réprocher l'utilisation de biofertilisant issus d'excréments humains (Niwagaba et Asimwe, 2005).

En Afrique de l'Ouest, notamment au Burkina Faso et au Niger, les toilettes écologiques ont été testées à travers les projets Européens Ecosan (Ecological Sanitation ou assainissement écologique) visant également la valorisation agricole des urines et fèces hygiénisées. Les toilettes écologiques installées dans le cadre de ces projets (Figure 6a et b) respectent le principe de séparation des urines récupérées dans un réservoir (bidon) hors des toilettes (Figure 7a) et une fosse recouverte d'une dalle où les fèces sont stockées et hygiénisées par ajout de cendre dans la fosse après chaque utilisation de la toilette. La séparation facilite le traitement et réduit les problèmes d'odeurs et de mouches dans les toilettes



**Figure 6:** Toilettes écologiques à Aguié, Niger (a) et à Pouytenga, Burkina Faso (b)

Au Burkina Faso, le projet a permis de développer une filière (Figure 7) dans la ville de Ouagadougou. Cette filière assure la gestion des fèces et des urines, depuis la collecte dans les ménages et les latrines publiques, jusqu'à l'utilisation en agriculture. Entre ces deux étapes, les fèces et les urines transitent sur un site de stockage et d'hygiénisation avant leur commercialisation auprès des maraîchers.

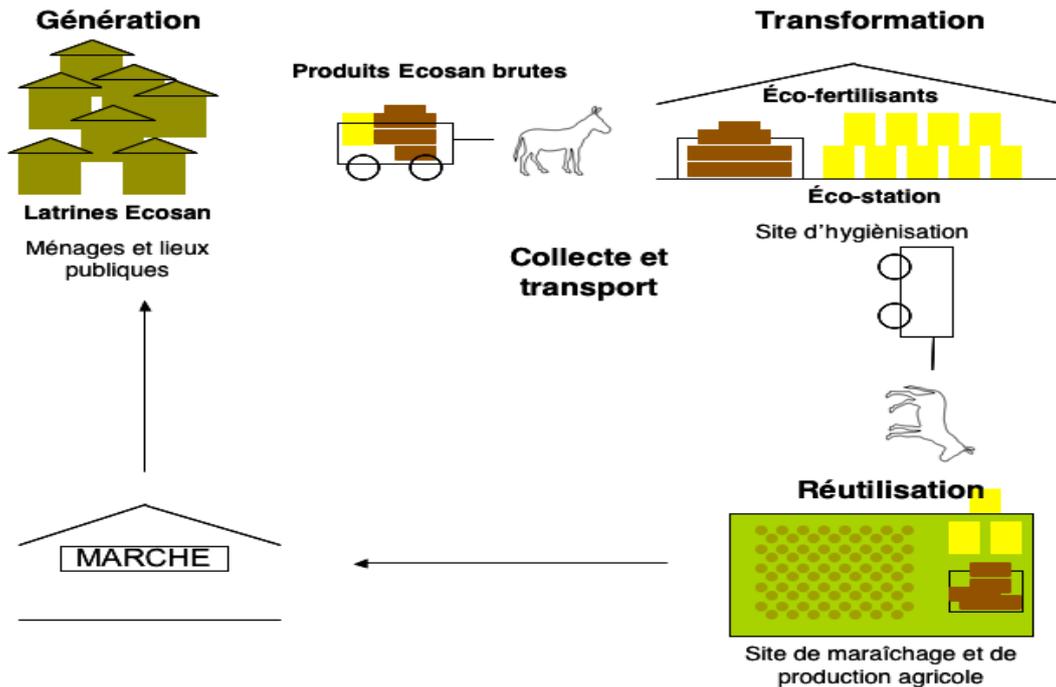


Figure 7: Cycle de vie des excréta humains d'un projet Ecosan (Spuhler, 2008)

### 1.3. Origines et composition des sous-produits de l'assainissement écologique

#### 1.3.1. Origine et composition des urines humaines

##### 1.3.1.1. Quantité des urines

L'urine représente environ 1% des volumes d'eaux usées domestiques totales produites par habitant soit 1 à 1,5 L/jour /personne (Jönsson *et al.*, 2000; Jjemba, 2006). Une personne adulte produit en moyenne 500 L d'urine par an environ et 250 L/an pour un enfant (Jönsson *et al.*, 2004).

##### 1.3.1.2. Composition des urines

La composition de l'urine humaine varie d'une personne à une autre et d'une région à une autre et aussi en fonction des habitudes alimentaires, la quantité d'eau potable consommée, l'activité physique, la taille du corps, et des facteurs environnementaux (Vinnerås et Jönsson, 2002). A la miction, les urines ont un pH  $6 \pm 2$  (Lentner, 1981). En générale, les pH enregistrés des urines stockées sont basiques (Neina et Dowuona, 2013; Makaya *et al.*, 2014). Karak et Bhattacharyya (2011) ont montré, à travers de nombreuses données sur la composition physique, chimique et microbiologique des urines dans le monde, que l'urine est la fraction qui contient la majeure partie des éléments nutritifs des excréta, soit respectivement 90%, 50-60 % et 50-80 % d'azote, de phosphore et de potassium (Heinonen-

**Tanski et van Wijk-Sijbesma, 2005**) et près de 100% de soufre (**Larsen et Gujer, 1996**). Plusieurs travaux ont évalué les valeurs précises des quantités d'éléments nutritifs excrétés quotidiennement à 80% d'azote (N), 50 % de phosphore (P) et 70 % de potassium (K) des eaux usées (**Kirchmann et Pettersson, 1995; Schönning, 2001; Munch et Winker, 2009**). Selon **Lentner (1981)**, 75 à 90 % de l'azote contenu dans les urines est sous forme d'urée, le résiduel étant sous forme de créatinine, d'acides aminés et d'acide urique. D'autre part, certains chercheurs ont estimé qu'une personne produit environ 2,5 à 5,7 kg/N/an, 0,3-0,6 kg/P/an et 0,1-1,2 kg/K/an (**Kirchmann et Pettersson, 1995; Jönsson et al., 2004; Mihelcic et al., 2011**). A partir des données fournies par la FAO sur la consommation de protéines par habitant sur une base spécifique aux pays, on peut estimer l'azote (N) et le phosphore (P) excrétés par personne sur une base spécifique d'un pays comme suit (**Jönsson et al., 2004**):

$$N = 0,13 \times \text{Protéine alimentaire total} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$P = 0,011 \times [\text{Protéine alimentaire totale} + \text{Protéine végétale alimentaire}] \quad (\text{Eq. 2})$$

L'urine humaine contient également des sels solubles qui dépendent de la quantité de sels excrétés ainsi que de la quantité de liquide qui passe à travers le corps. Une étude réalisée en Suède par **Ganrot et al. (2007)** a montré la présence d'une teneur de 150 mL de chlorure de sodium (NaCl), correspondant à une concentration de 8,8 g/L.

Les urines peuvent contenir des organismes pathogènes par contamination fécale (**Esrey et al., 2001 ; Schönning et al., 2002**). **Vinneras et al. (2008)** ont observé la présence de pathogènes entériques (*Salmonella*), *Enterococcus faecalis*, bactériophages *S. typhimurium* 28B, MS2 et  $\phi \times 174$ ) dans des échantillons d'urine humaine.

La présence de résidus pharmaceutiques dans les urines est également considérée comme préoccupante en termes de risque sanitaire (**Winker et al., 2010**). Environ 70% des résidus pharmaceutiques et des hormones sont excrétés dans les urines (**Lienert et al., 2007**). Ce pourcentage dépend toutefois de l'âge et l'état de santé du sujet (fonctionnement des reins, maladie du foie, interactions médicamenteuses etc.) selon **Faigle et Schenkel (1998)**.

### 1.3.2. Origines et composition des matières fécales

#### 1.3.2.1. Quantité des matières fécales

Les fèces humaines sont constituées principalement de matière organique non digérée telles que les fibres provenant du carbone qui confèrent la couleur brune caractéristique (**Featherstone, 1999**). La quantité et la composition des fèces sont variables, en fonction de la physiologie des individus, l'activité physique, le régime alimentaire et la digestibilité de la ration alimentaire. Ainsi, les aliments faibles en fibres, telle que la viande, se traduisent par

une excrétion de petite quantité de matières fécales contrairement aux aliments riches en fibres (Guyton, 1992). La production fécale dans les pays développés est d'environ 80 à 140 g/jour/personne (g/j/p) (poids humide) qui correspond à environ 25 à 40 g/j/p de matière sèche (Jönsson *et al.*, 2005; Vinnerås *et al.*, 2006). Les taux d'excrétion fécale moyens dans les pays en développement est de 350 g/j/p dans les zones rurales et 250 g/j/p dans les zones urbaines (Feachem *et al.*, 1983). Par exemple, Jönsson *et al.* (2004) ont évalué 520 g/j/p au Kenya. Gao *et al.* (2002) ont quantifié 315 g/j/p en Chine et Schouw *et al.* (2002) ont évalué des taux de production de matières fécales humides à 120-400 g/j/p.

### 1.3.2.2. Composition des matières fécales

Les matières fécales ont la propriété d'améliorer la fertilité des sols bien que contenant moins de nutriments que les urines. Selon Trémolières *et al.* (1961), 50% de l'azote fécale est soluble dans l'eau. Plusieurs études ont été faites particulièrement en Suède où les nutriments contenus dans les matières fécales sont en moyenne de 550 g de N, 183 g de P et 365 g de K par personne/an (Jönsson *et al.*, 2005; Vinnerås *et al.*, 2006). Caldwell et Rosemarin (2008) ont évalué sur la base de 50 kg de fèces produit par personne/an, des quantités moyennes en N, P, K de 4 kg, 0,5 kg et 1 kg respectivement. Strauss (2000) a montré qu'en complément de N, P, K, l'homme excrète quotidiennement environ 90 g de matière organique dont 30 g de carbone. Des concentrations respectives de 33, 15 et 22 g/kg en N, P et K ont été trouvées dans les matières fécales provenant des toilettes Ecosan dans la zone de Saaba à la périphérie de Ouagadougou (Kiba, 2005). Selon ce même auteur, le rapport C/N était de 16,4. Contrairement aux urines, les matières fécales contiennent plus de métaux lourds. Schouw *et al.* (2002) ont mesuré des teneurs en métaux lourds dans de excréments humains en Thaïlande : 9 à 16 mg de zinc (Zn), 1,4 à 1,5 mg de cuivre (Cu), 0,3 mg de nickel (Ni), 0,02-0,03 mg de cadmium (Cd), 0,07-0,14 mg de plomb (Pb), 0,01 mg de mercure (Hg) et de 0,8 à 1,1 mg de bore (B). En Suède, Vinnerås *et al.* (2006) ont signalé la présence de 11 mg de Zn, 1,1 mg de Cu, 0,07 mg de Ni, 0,02 mg de chrome (Cr), 0,02 mg de (Pb), et 0,01 mg Hg dans les matières fécales par jour par personne. Dans ce même ordre, les matières fécales peuvent contenir de fortes concentrations de virus pathogènes, de bactéries, de kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes (WHO, 2006b). Les agents pathogènes qui peuvent être excrétés dans les fèces comprennent les bactéries de plusieurs espèces (*Aeromonas spp.*, *Campylobacter jejuni/coli*, *E. coli*, *Salmonella typhi / paratyphi*, *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Vibrio cholerae et Yersinia spp.*), les virus (entérique adénovirus 40 et 41, le virus de l'hépatite A, le virus de l'hépatite E, et rotavirus), parasites protozoaires (*Cryptosporidium*, *Entamoeba histolytica*) et

les helminthes (*Ascaris* et *Schistosoma spp.*) (Schönning et Stenström, 2004; WHO, 2006b).

### 1.3.3. Origines et composition des eaux grises

#### 1.3.3.1. Quantité des eaux grises

Les eaux grises représentent l'ensemble des eaux usées domestiques à l'exception des eaux vannes, c'est-à-dire les eaux provenant des toilettes (Morel et Diener, 2006). Elles regroupent donc les eaux de vaisselle, de douche, de lessive (Ottozon et Stenström, 2003; Bhausheeb *et al.*, 2010). Une part non négligeable de ces eaux sont générées par les ablutions dans les ménages à concession musulmane (Ahmed *et al.*, 2008).

La quantité d'eaux grises produites par ménage dépend des activités au sein de celui-ci. Ces activités sont directement influencées par la quantité d'eau douce disponible, la distance et le coût d'approvisionnement de l'eau ainsi que le nombre de personnes vivant dans le ménage, leur âge et leur sexe (Mungai, 2008). La production moyenne d'eaux grises est estimée entre 50% et 80% des eaux usées domestiques (Prathapar *et al.*, 2006). Dans les pays développés particulièrement en Allemagne, Morel et Diener (2006) ont révélé que la production d'eaux grises est de 70 litres/jour/personne (L/j/p). La douche contribue à 60 % de la production totale des eaux grises (Morel et Diener, 2006). Toutefois, les eaux grises produites dans les pays à moyen et faible revenu et/ou en stress hydrique sont en deçà de 20 à 30 L/j/p (Tableau 1). De plus, ces volumes d'eaux grises sont encore plus faibles dans les régions où les rivières ou les lacs sont utilisés pour l'hygiène personnelle, la lessive et la vaisselle (Morel et Diener, 2006). En zone sahélienne au Burkina Faso, Maiga *et al.* (2014a) ont estimé une production moyenne de 8 L/j/p en milieu rural. Dans cette estimation, les eaux de douche représentaient entre 56 et 70 % de la production totale. Des études menées par Lina *et al.* (2008) ont montré que les eaux grises de lavabos et douche sont importantes en zone urbaine tandis que les sources de production en zone rurale sont plutôt les eaux de cuisines et de lessives. Les quantités d'eaux grises générées sont de l'ordre de plusieurs centaines de litres par jour dans les ménages qui ont accès à l'eau courante à partir d'un robinet individuel (Tableau 1).

**Tableau 1.** Production des eaux grises dans quelques pays à travers le monde (Adaptée et modifiée de **Morel et Diener, 2006**)

Activités	Vietnam	Mali	Afrique du Sud	Jordanie	Israël	Nepal	Suisse	Australie	Malaisie
Domestiques	L/j/p	L/j/p	L/j/p	L/j/p	L/j/p	L/j/p	L/j/p	L/j/p	L/j/p
<b>Total</b>	80-110	30	20	50	98	72	110	113	225
<b>Cuisine</b>	15-20	-	-	-	30	-	28	17	-
<b>Douche</b>	30-60	-	-	-	55	-	52	62	-
<b>Lessive</b>	15-30	-	-	-	13	-	30	34	-
<b>Sources d'eau</b>	Robinet interne de la maison	Robinet unique	Robinet communautaire, borne fontaine ou puits	Robinet interne de la maison					

### 1.3.3.2. Composition des eaux grises

La composition des eaux grises dépend des activités domestiques dans lesquelles on intègre les habitudes culinaires ainsi que le type de savon et de détergent utilisés. Les eaux grises contiennent donc des résidus de détergent, des particules de nourriture et de sol, des huiles et graisses, des cheveux, des agents pathogènes, des éléments traces et d'autres produits chimiques (Crites et Tchobanoglous, 1998).

#### 1.3.3.2.1. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physiques pertinents sont la température, la couleur, la turbidité et les matières en suspension. Les températures sont généralement comprises entre 18 et 30°C (Morel et Diener, 2006), ce qui favorise la croissance microbienne (Mara, 2004) ainsi que la précipitation de la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ).

Le pH des eaux grises dépend fortement de celui des sources d'eau d'approvisionnement et des activités effectuées dans le ménage. Les eaux grises de lessive sont alcalines avec des pH compris entre 8-10 (Christova-Boal *et al.*, 1996; Eriksson *et al.*, 2002; Maiga *et al.*, 2014a). Cette alcalinité provient en partie des savons à base d'hydroxyde de sodium ( $\text{NaOH}$ ) et de l'eau de javel utilisée au cours de la lessive. Les eaux grises provenant des autres activités domestiques ont des pH généralement plus acides que celle des eaux de lessive (5 à 8). Les eaux grises des ablutions sont proches de la neutralité (Gross *et al.*, 2005; Maiga *et al.*, 2014a). Des valeurs de pH neutre ont été signalées par Adugna *et al.* (2014), dans les eaux grises traitées par vermifiltration.

Les paramètres de demande biochimique en oxygène ( $\text{DBO}_5$ ) et la demande chimique en oxygène (DCO) caractérisent la pollution organique facilement biodégradable ( $\text{DBO}_5$ ) et peu biodégradable (DCO) dans l'eau. Les charges de  $\text{DBO}_5$  observées dans les eaux grises sont entre 20 et 50 g/j/p (Friedler, 2004). En Palestine, où l'écoulement des eaux grises provenant de sources comparables (bain, cuisine, buanderie) atteint seulement 40 L/j/p, la  $\text{DBO}_5$  moyenne est élevée (590 mg/L), dans des cas isolés elle dépasse 2000 mg/L (Burnat et Mahmoud, 2005).

Les eaux grises contiennent de faibles teneurs en nutriments par rapport aux autres fractions d'eaux usées domestiques. La source la plus courante de l'azote dans les eaux usées est l'urine, qui n'est généralement pas présente dans les eaux grises, sauf pour les petits volumes résultants de la douche et le lavage des couches des enfants (Jefferson *et al.*, 2004). Henze *et al.* (2001) ont montré que la concentration totale en azote des eaux grises est relativement plus faible que dans les autres composantes des eaux usées domestiques, de 0,6 à

74 et 20-80 mg/L, respectivement. La cuisine est la principale source de l'azote (40 à 74 mg/L) dans les eaux grises domestiques; les niveaux d'azote plus faibles sont généralement observés dans la salle de bains et la buanderie. L'azote dans les eaux grises provient de l'ammoniac et des produits de nettoyage ainsi que des protéines dans la viande, des légumes et des shampooings et d'autres produits ménagers (**Del Porto et Steinfeld, 2000**).

En revanche, dans les pays où les détergents contenant du phosphore ne sont pas interdits, la vaisselle et la lessive sont les principales sources de phosphore dans les eaux grises. Ainsi, dans ces régions, les concentrations moyennes de phosphore se trouvent généralement dans une plage de 45 à 280 mg/L comme celles observées en Thaïlande (**Schouw et al., 2002**) ou en Israël (**Friedler, 2004**). Cependant, cette plage est de 4 à 14 mg/L dans les régions où des détergents non-phosphorés sont utilisés (**Eriksson et al., 2002**).

Les eaux grises contiennent également des sels, qui se signalent par la conductivité électrique (CE). La valeur de CE des eaux grises se situe entre 300 et 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  mais des valeurs élevées de 2700 et 4500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ont été rapportées respectivement en Palestine (**Burnat et Mahmoud, 2005**) et en Jordanie (**Li et al., 2008**). Les eaux grises issues des ablutions ont une conductivité faible qui avoisine 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (**Ahmed et al., 2008**). De plus, la salinité des eaux grises est également évaluée par le rapport d'adsorption de sodium (SAR) qui décrit la quantité de sodium ( $\text{Na}^+$ ) en excès par rapport aux cations calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) (**Metcalf et Eddy, 1991**). Les SAR moyens des eaux grises s'inscrivent dans une plage de 2 à 10, et ceci en fonction de l'emploi de savon et détergent lors des lessives (**Bino, 2004; Gross et al., 2005**).

Les eaux grises peuvent contenir des quantités importantes de matières grasses, telles que l'huile et la graisse provenant principalement des éviers de cuisine. Des concentrations importantes d'huiles (37 à 78 mg/L) et de graisses (8 à 35 mg/L) sont observées dans les eaux grises générées par les salles de bain et buanderies respectivement (**Christova Boal et al., 1996**).

Enfin, plusieurs travaux ont montré que les eaux grises peuvent contenir des métaux lourds et environ 900 composés organiques xénobiotiques (**Eriksson et al., 2002**). Ces composés organiques dans les eaux grises proviennent à plus de 95% des détergents. Les tensioactifs ou surfactants sont les principaux composants de détergents présents dans les eaux grises (**Shafran et al., 2005**). Les teneurs en tensioactifs dans les eaux grises varient en fonction du type et de la quantité de détergent utilisé. Des études ont révélé des concentrations de tensioactifs dans les eaux grises comprises entre 1 et 60 mg/L, et une moyenne de 17 à 40

mg/L (Friedler, 2004; Shafran *et al.*, 2005). Les concentrations maximales ont été observées dans la lessive, la douche et les éviers. Tout comme les tensio-actifs, le bore (B) dans les eaux grises a pour principale source les détergents. Une concentration maximale de 3 mg/L a été observée dans les eaux grises générées par les lessives (Gross *et al.*, 2005).

### 1.3.3.2.2. Paramètres microbiologiques

Les eaux grises contiennent des agents pathogènes, comme les virus, les bactéries, les protozoaires et les parasites intestinaux (Madungwe et Sakuringwa, 2007). Ces agents pathogènes particulièrement ceux de la contamination fécale sont signalés dans les ménages où les enfants en bas âge et le lavage de leurs vêtements souillés de selles constituent des sources de contamination fécale (Morel et Diener, 2006). Le lavage des légumes et de la viande crue au niveau de la cuisine peut également contribuer à contaminer les eaux grises par des organismes pathogènes (Ottozon et Stenström, 2003). La contamination fécale des eaux grises, est estimée par le dénombrement de bactéries dites « indicateurs fécaux ». Il s'agit notamment des coliformes fécaux dont les concentrations moyennes sont de  $10^3$ - $10^6$  UFC/100 mL (Friedler, 2004). Des valeurs extrêmes de  $10^7$ - $10^8$  UFC/100 mL sont toutefois à signaler notamment dans des eaux grises générées par des blanchisseries ou des douches (Al-Jayyousi, 2003; Dallas *et al.*, 2004). Outre les indicateurs de contamination fécale, Kotut *et al.* (2011) ont signalé la présence de *Salmonella*, *Shigella* et *Vibrio cholerae* (agents bactériens) à des proportions respectives de 31, 18 et 7% dans les eaux grises. Les organismes pathogènes opportunistes généralement associés avec la peau comme *Staphylococcus aureus* et *Pseudomonas aeruginosa*, se trouvent parfois dans les eaux grises (Gilboa *et al.*, 2008).

## 1.4. Traitements et récupération des éléments nutritifs

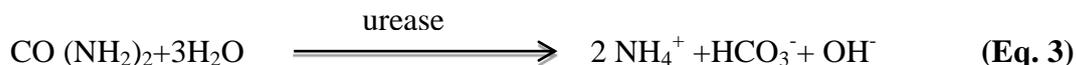
La collecte séparée de l'urine et des matières fécales humaines à la source est l'une des étapes les plus importantes pour un traitement simple des excréta humains (Heinonen-Tanski *et al.*, 2007).

### 1.4.1. Traitements des urines

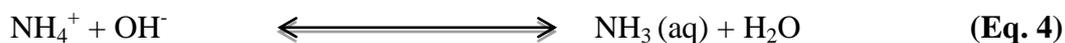
Le traitement de l'urine est nécessaire d'une part pour éliminer les organismes pathogènes et d'autre part pour concentrer et stabiliser les éléments nutritifs ou retirer les micropolluants (Udert *et al.*, 2006; Lienert *et al.*, 2007).

L'urée, principale source d'azote dans les urines, se dissocie en ammonium dans une réaction catalysée par l'uréase à pH 9 (Eq. 3), puis l'ammonium est oxydé en ammoniac aqueux (Eq. 4) et ce dernier produit est en équilibre avec l'ammoniac gazeux (Eq. 5). L'enjeu

des traitements de l'urine en vue d'une valorisation agricole est de limiter au maximum la perte en azote par dégagement gazeux de l'ammoniac.



Ensuite, l'ammonium est en équilibre avec de l'ammoniac dissous :



Et enfin, l'ammoniac dissous est en équilibre avec l'ammoniac gazeux :



**Maurer *et al.* (2006)** ont inventorié les technologies existantes à l'échelle pilote pour le traitement de l'urine :

- l'hygienisation par stockage visant notamment le traitement des pathogènes ;
- la concentration par évaporation pour réduire le volume des urines ;
- la stabilisation par acidification et nitrification ;
- la récupération ciblée du phosphore par précipitation du struvite ;
- l'électrodialyse pour l'élimination des micropolluants.

### 1.4.1.1. Hygienisation par stockage

L'hygienisation par stockage est le seul procédé actuellement utilisé à grande échelle en Afrique subsaharienne pour le traitement des urines avant valorisation agricole (**Maurer *et al.*, 2006; Golder *et al.*, 2007**).

Les facteurs contribuant à l'hygienisation des urines par stockage sont : le pH, la concentration en ammoniac et la température.

Au cours de la transformation de l'ammonium en ammoniac, le pH atteint 9 (**Udert *et al.*, 2003**) or la plupart des bactéries ont une croissance optimale dans les conditions neutres (**Chandran *et al.*, 2009**). De plus, la teneur élevée de l'ammoniac libre ( $\text{NH}_3$ ) agit comme un biocide sur la plupart des microorganismes (**Pecson et Nelson, 2005**).

La température affecte également l'inactivation des microorganismes dans l'urine stockée. Le tableau 2 montre les temps d'inactivation de plusieurs types de microorganismes à différentes températures de stockage. Les longs temps de survie concernent principalement les œufs et kystes de parasites ainsi que les virus, stockés à faible température (4-5°C). Cependant, en condition tropicale, le traitement par stockage est particulièrement adapté du fait des conditions climatiques favorables. Le temps de stockage préconisé varie d'une source à une autre dans la littérature. Cette différence s'explique essentiellement par les conditions climatiques de la zone d'étude. **Vinneras *et al.* (2008)** préconisent 6 mois de stockage à une

température moyenne de stockage 20°C. Tandis que **Chandran *et al.* (2009)** suggèrent un temps de stockage d'une semaine à 30°C. Le temps de survie des microorganismes est important à faibles températures dans les urines diluées contrairement aux urines non diluées.

**Tableau 2.** Temps d'inactivation de différents pathogènes dans les urines brutes et diluées stockées à pH 9 (Adapté et modifié de **Decrey *et al.*, 2011**)

Type	Espèce	T(°C)	Dilution (urine : eau)	T <sub>90</sub> <sup>a</sup>	References
<b>Bactéries</b>	Entérocoques fécaux	34	1:0	< 1 jour	<b>(Vinnerås <i>et al.</i>, 2008)</b>
	Salmonelles	24		1-2 jours	
	Typhimurium	4		2-6 jours	
<b>Virus</b>	Phage X174	34	1:0	< 6 jours	<b>(Vinnerås <i>et al.</i>, 2008)</b>
		24		12 jours	
		4		120 jours	
	Rotavirus	20	1:2	35 jours	<b>(Höglund <i>et al.</i>, 2002)</b>
		5		ATOD <sup>b</sup>	
<b>Protozoaire</b>	Cryptosporidium Parvum	20	1:2	< 7 jours	<b>(Höglund et Stenstrom, 1999)</b>
		5		29 jours	
<b>Helminthes</b>	Œufs d' <i>Ascaris</i>	34	1:0	3 jours <sup>c</sup>	<b>(Nordin <i>et al.</i>, 2009)</b>
		24		48 jours <sup>c</sup>	
		4		> 480 jours <sup>c</sup>	

<sup>a</sup> T<sub>90</sub>: Temps pour 90% ou 1 log<sub>10</sub> inactivation.

<sup>b</sup> ATOD = Aucune Tendance Observable en Décomposition

<sup>c</sup> T<sub>99</sub>= Temps pour 99% ou 2 log<sub>10</sub> inactivation

#### 1.4.1.2. Autres technologies pilotes de traitement des urines

Une série de scénarios qui peuvent être mis en œuvre dans les pays en développement qui sont entre autres l'électrodialyse (Figure 8a), la précipitation de la struvite (Figure 8b) et l'évaporation aux rayons solaires (Figure 8c) est proposée par **Pronk et Koné (2009)**.

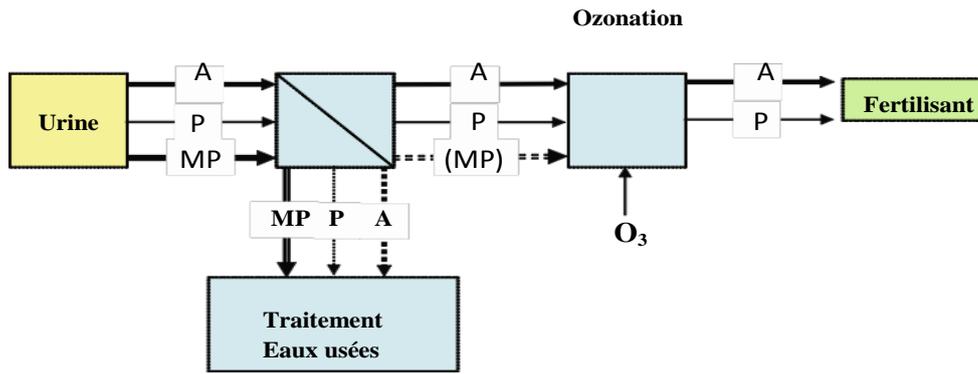
Les procédés d'électrodialyse peuvent être appliqués pour éliminer les sels contenus dans les eaux usées (**Gotor *et al.*, 2001**). L'application de ce traitement à l'urine a été effectuée par **Pronk *et al.* (2006)** qui ont indiqué que tous les nutriments présents sont concentrés à un facteur de 1,6-4,1. Selon ces mêmes auteurs, ce processus permet également d'éliminer certains produits pharmaceutiques (ibuprofène, diclofénac, carbamazépine et propranolol).

La struvite représente une possibilité de produire de l'engrais solides à partir de l'urine par précipitation. **Udert *et al.* (2003)** ont montré que la struvite (MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub>, 6H<sub>2</sub>O) est formée par l'addition de magnésium (Mg), généralement sous la forme de oxyde de magnésium (MgO), hydroxyde de magnésium (Mg(OH)<sub>2</sub>) ou MgCl<sub>2</sub>. La récupération des nutriments sous formes solides par précipitation de struvite avec adsorption sur les minéraux est probablement le moyen le plus efficace pour résoudre les problèmes de manipulation, de transport et

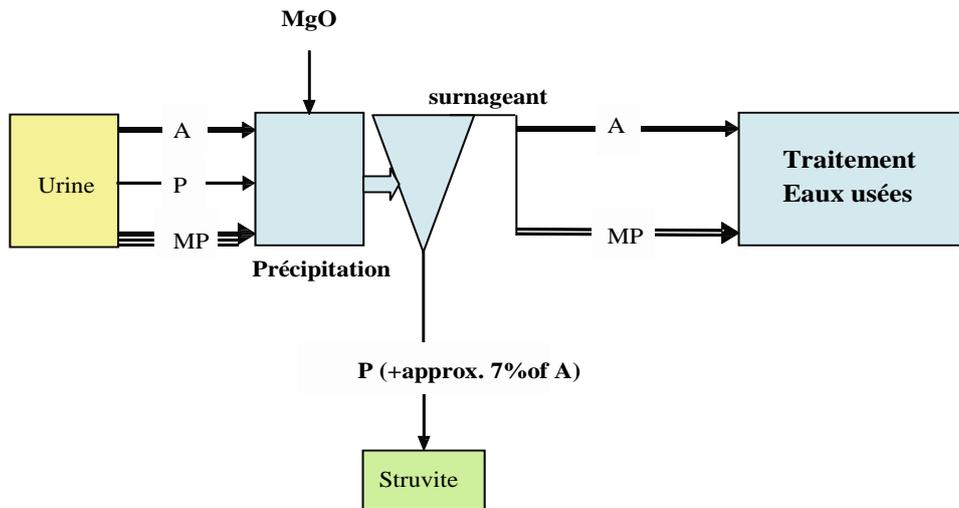
d'hygiène que posent les urines humaines (**Ganrot *et al.*, 2007**). Cette technologie pourrait offrir des possibilités pour récupérer le phosphore durable des flux de déchets et de préserver les réserves mondiales de phosphore.

Au cours du processus d'évaporation, l'urine fraîche non hydrolysée est sous la forme d'urée qui est très volatile. A cet effet, il existe deux options pour la stabilisation de l'ammoniac à savoir l'addition d'acide (acide phosphorique, nitrique et/ou sulfurique) ou un acide organique et la nitrification. Cette dernière associée à l'évaporation permet d'avoir la formation de nitrate et une baisse de pH qui stabilise l'ammoniac. **Udert *et al.* (2003)** ont signalé qu'environ 50% d'ammoniac disponible dans l'urine était nitrifié en solution de nitrate-ammonium.

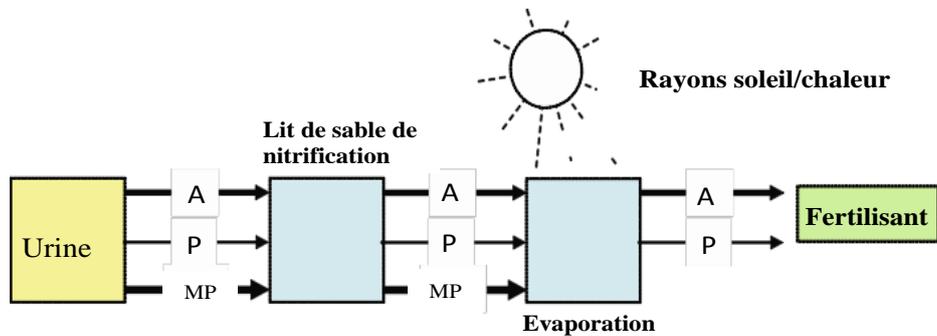
Il faut également signaler qu'en zone sèche, l'effet de la température, les rayons UV participent également à l'inactivation des organismes pathogènes ainsi qu'à la dégradation des micropolluants organiques (**Tungudomwongsa *et al.*, 2006; Makaya *et al.*, 2014**).



Scénario basé sur l'électrodialyse (a)



Scénario basé sur la précipitation (b)



Scénario basé sur la nitrification et l'évaporation solaire (c)

Figure 8: Différents scénarios pour la production d'engrais à partir d'urine (Adaptée et modifiée de Pronk et Koné, 2009)

### 1.4.2. Traitements des matières fécales

Les matières fécales fraîches sont dangereuses par la présence en forte concentration d'agents pathogènes (WHO, 2006a). Une réduction de ces organismes pathogènes est indispensable pour réduire les risques sanitaires relatifs à l'utilisation des biofertilisants dérivés de ces matières fécales.

Les principaux processus de traitement sont le stockage, le compostage, l'incinération et le traitement chimique (Niwagaba, 2009). Les recommandations actuelles pour le traitement des matières fécales séparées à la source pour le recyclage des éléments nutritifs selon WHO (2006a) sont:

- le stockage à température ambiante (2-20°C) pendant 1,5 à 2 ans;
- le stockage entre 20 à 35°C au minimum pendant 1 an;
- l'augmentation de pH à 9 par ajout d'agent alcalinisant comme la chaux suivie d'un stockage de 6 mois à plus de 35°C et un taux d'humidité maximum de 25 %;
- Le compostage avec une phase thermophile atteignant au moins 50°C avec un temps minimal d'une semaine.

### 1.4.2.1. Stockage

Le stockage dans un endroit sec à température ambiante est un traitement secondaire des fèces. Les microorganismes contenus dans les fèces diminuent naturellement après l'excrétion. Cette réduction n'étant pas suffisante, le traitement par stockage s'avère donc nécessaire, en permettant une réduction importante des agents pathogènes grâce à la combinaison de plusieurs facteurs que sont : le pH, l'humidité, la température, la disponibilité des nutriments, de l'oxygène, la concentration en l'ammoniac et l'exposition aux rayons UV (Wichuk et McCartney, 2007; Austin et Cloete, 2008; Winker *et al.*, 2009). En zone tropicale, à une température ambiante de 35°C, une durée de stockage de 12 mois permet une réduction satisfaisante des pathogènes (Schönning et Stenström, 2004; WHO, 2006a). Par contre en zone tempérée avec 17 à 20°C de température moyenne, cela nécessite une prolongation du temps de stockage à 18 mois (Strauss et Blumenthal, 1990). Moe et Izurieta (2004) ont démontré que le temps d'élimination des œufs d'*Ascaris* à une température comprise entre 22 et 37°C était de 2 à 3 ans.

### 1.4.2.2. Compostage

Le compostage est un processus naturel par lequel les micro-organismes convertissent la matière organique biodégradable essentiellement en dioxyde de carbone et en ammonium dans les conditions aérobies (Lopez *et al.*, 2004; Hotta et Funamizu, 2007). Le compostage des fèces s'effectue essentiellement via les toilettes à compost ou toilettes écologiques. Il s'agit d'une technologie à faible coût qui permet le traitement autonome des fèces humaines préalablement séparées de l'urine (Ushijima *et al.*, 2011). Ces toilettes ne nécessitant pas d'eau pour l'évacuation des fèces, elles suscitent un intérêt croissant dans les régions où l'eau

potable est une denrée rare réservée en priorité aux besoins domestiques de base (**Wang et Wang, 2008**). Le principe de ces toilettes est de permettre un compostage des fèces pendant l'utilisation de la toilette. Pour ce faire, avant la première utilisation de la toilette, le réacteur est rempli d'une source de carbone (sciure de bois ou résidus agricoles) appelée communément la matrice. Au fur et à mesure que le réservoir de la toilette se remplit de fèces, les utilisateurs assurent un apport régulier de matrice dans le réservoir. Le mélange des fèces et de matrice composté permet d'obtenir de la fumure organique utilisée pour l'amendement des sols pauvres en matières organiques et autres nutriments indispensables à la fertilité des sols. Le processus de compostage élimine une partie des pathogènes, ainsi que les odeurs au cours de l'utilisation des toilettes à compost (**Remy et al., 2006**). L'inactivation des pathogènes dans les toilettes à compost dépend de plusieurs facteurs tels que la température, la teneur en humidité, la disponibilité de l'oxygène et du pH et le temps de stockage (**Mehl et al., 2011**). La température est l'un des facteurs le plus important qui affecte la croissance microbienne et les réactions biologiques. La température peut agir sur les réactions biologiques en influençant d'une part les taux de réactions catalysées par voie enzymatique et d'autre part en affectant la vitesse de diffusion du substrat aux cellules (**Grady et al., 1999**). Cette température dans un processus de compostage peut varier considérablement de la phase mésophile (inférieure à 40°C) à la phase thermophile (supérieure à 50°C) selon **Grewal et al. (2006)**. Dans la plupart des systèmes des toilettes à compost, les bactéries mésophiles sont dominantes. Cependant, dans le réacteur de compostage de bio-toilette, la température de distribution peut varier considérablement de 20 à 70°C, et des températures thermophiles entre 50 et 60°C sont dominantes à 44,5% du volume du réacteur (**Nataka et al., 2003**).

Le compostage thermophile est un processus réalisé en condition aérobie qui se fonde sur la chaleur de la matière organique en dégradation pour atteindre une température supérieure à 50°C, pendant une semaine en vue d'assurer une importante réduction des agents pathogènes (**Vinnerås et al., 2003; Schönning et Stenström, 2004**). Mais, il est généralement difficile d'atteindre une phase thermophile sans chauffage artificiel (**Lopez et Funamizu, 2006**).

Dans un compostage réussi, le pH du substrat s'élève jusqu'à 8-9, même si le pH initial est inférieur à 5 (**Beck-Friis et al., 2003**). L'augmentation du pH est en grande partie due à l'ammoniac formé quand l'azote sous forme organique est dégradé selon ces mêmes auteurs.

La conservation de l'azote après le compostage des fèces est un élément important dans l'évaluation du pouvoir fertilisant du compost. Des taux de conservation compris entre 50 et

80 % ont été enregistrés suivant différentes conditions expérimentales (**Lopez et al., 2002; Nataka et al., 2003; Hotta et Funamizu, 2007; Wang et Wang, 2009**)

### 1.4.3. Traitement des eaux grises

Il existe plusieurs systèmes de traitement des eaux grises. La revue de **Morel et Diener (2006)**, permet de présenter les plus répandus, qui vont de la simple infiltration à des systèmes sophistiqués basés sur l'anaérobie/aérobie combinée à des filtres. Le choix de la technologie la plus appropriée est tributaire de nombreux facteurs tels que les caractéristiques des eaux grises, l'échelle de fonctionnement, l'utilisation finale de l'eau traitée, les facteurs socio-économiques relatifs au coût de l'eau, les coutumes ainsi que les risques sanitaires (**Jefferson et al., 2004; Eklund et Tegelberg, 2010**). Ainsi, plusieurs systèmes de traitement et d'utilisation des eaux grises à petite échelle ont été testés ou étudiés. Les systèmes de traitement par bacs inclinés favorisent un abattement de plus de 50% des matières organiques (MES, DCO et DBO) et un abattement inférieur à 2 u.log pour la pollution microbiologique (**Maiga et al., 2014b**). Le traitement par vermifiltration des eaux grises de la zone urbaine de Ouagadougou a permis également d'enregistrer une élimination moyenne respective de 71%, 62%, 91% de DBO<sub>5</sub>, DCO, MES ainsi que 0,95 et 0,98 u.log des *E. coli* et coliformes thermotolérants (**Adugna et al., 2014**). **Dallas et Ho (2005)** ont développé les filtres plantés à écoulement horizontal dont les rendements épuratoires sont 80-90% (DBO), 80-95% (MES), 15-40% (azote total), 30-45% (phosphore total), supérieur à 90% (surfactants) et inférieur à 2-3u.log pour les coliformes fécaux. Toutefois, ces systèmes sont soumis à un colmatage si le prétraitement n'est pas régulier.

Le chenal algal à haut rendement (CAHR) a été utilisé avec succès pour le traitement des eaux usées domestiques (**Craggs, 2005**) et eaux grises (**Derabe, 2014**). Le principe de fonctionnement est basé sur l'absorption des rayons solaires et la réaction photosynthétique. Selon **Gutzeit et al. (2005)**, le CAHR est un système biologique de traitement des eaux usées basé sur la symbiose entre microalgues et bactéries. En raison de la forte assimilation de l'azote et du phosphore par les microalgues (**El Halouani et al., 1993**), une importante biomasse algale est produite lors de l'épuration des eaux usées (**Dekayir, 2008**). Grâce à la fonction chlorophyllienne, les microalgues synthétisent la matière organique à partir de l'énergie solaire, du gaz carbonique et des sels dissous en libérant de l'oxygène qui peut être consommé par les bactéries minéralisantes (**Gutzeit et al., 2005**). Les bassins de faibles profondeurs favorisent la pénétration de la radiation solaire, ce qui assure une bonne croissance algale et une bonne désinfection. Par ailleurs, la radiation solaire qui est un facteur

important dans la réduction de la survie des bactéries entériques telles que *E. coli* et entérocoques dans les eaux usées (Maiga *et al.*, 2009; Toscano *et al.*, 2013). Le CAHR diffère du lagunage classique par sa faible profondeur, un brassage intermittent ou continu, un temps de séjour court et une absence d'accumulation de boues, combinés à la présence d'énergie lumineuse et d'ions inorganiques dans l'effluent qui favorisent le développement intensif des microalgues (Dekayir, 2008). La radiation solaire favorise le développement des algues qui dans les bassins à faible profondeur, produisent à leur tour l'oxygène et augmentent le pH suite à la consommation de gaz carbonique. L'absence des œufs d'helminthes pourrait s'expliquer principalement par la sédimentation au cours du traitement primaire des eaux usées brutes (Bouhoum *et al.*, 2000).

Cependant, certains points négatifs concernant la mise en œuvre de CAHR à savoir une grande superficie requise et le largage continu des algues qui augmente les matières en suspension dans les étangs. Pour pallier ce largage, un dispositif expérimental grandeur nature a été mis en place selon le modèle de Derabe (2014) qui a été testé au laboratoire en vue de réduire le taux de MES par un retour répété et une décantation des algues au niveau du chenal.

En revanche, certains systèmes de traitement à haute technologie qui comprennent les disques biologiques et filtration sur membrane tel que la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration, et l'osmose inverse sont techniquement complexes, coûteux contrairement aux systèmes à faibles coûts et nécessitent une main-d'œuvre qualifiée pour l'installation et l'entretien.

### **1.5. Valorisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture**

La récupération et l'utilisation des eaux usées et excréta en agriculture est une pratique ancestrale reconnue dans plusieurs civilisations à travers le monde (Jönsson *et al.*, 2004). Cependant, l'intérêt de la communauté scientifique sur la valorisation agricole des urines et des matières fécales est relativement récent, avec les premiers travaux de Kirchmann et Pettersson (1995).

#### **1.5.1. Valorisation agricole des urines**

Actuellement, on note une quantité appréciable de travaux sur la valeur fertilisante de l'urine humaine (Morgan, 2003; Mnkeni *et al.*, 2008; Germer *et al.*, 2011; Akpan-Idiok *et al.*, 2012; Sene *et al.*, 2012; Boh *et al.*, 2013).

L'urine humaine est généralement recueillie dans les toilettes à séparation pour être utilisée après traitement comme engrais liquide (Jönsson *et al.*, 2000; Jönsson et Vinnerås, 2007). La valeur fertilisante de l'urine pure est en moyenne de 18:02:05 en N, P et K (Lindén, 1997). La plupart des nutriments indispensables aux plantes sont sous forme ionique dans les urines, donc directement assimilables par les plantes (Jönsson *et al.*, 2004).

Sur le plan agronomique, Mnkeni *et al.* (2008) ont testé l'urine humaine sur plusieurs types de cultures (chou, épinards, maïs et tomate). Les essais réalisés au Zimbabwe ont montré une augmentation des rendements des légumes et maïs cultivés sur des sols sableux à la suite de l'apport des urines comme engrais liquide (Morgan, 2003). Simons et Clemens (2004) ont observé que la production de l'orge était supérieure avec l'urine comparée à celle des fertilisants minéraux. Pradhan *et al.* (2007) ont également démontré que l'urine est un bon fertilisant d'une part pour la croissance des choux et d'autre part permet la résistance de ces plantes aux ravageurs contrairement aux engrais chimiques. En outre, Båth (2003) a rapporté que l'efficacité de l'azote de l'urine était 47-66 % plus élevée que celle des engrais chimiques.

### 1.5.2. Valorisation agricole des matières fécales

Les matières fécales ont des teneurs élevées en phosphore et en potassium sous forme ionique, mais l'azote est libéré lentement car il reste organiquement lié aux aliments non digérés (Kirchmann et Pettersson, 1995). Heinonen-Tanski et van Wijk-Sijbesma (2005) ont évalué l'utilisation des excréments humains pour la production agricole. Shrestha *et al.* (2013) ont signalé que l'application unique de compost à base de fèces donne des rendements de fruits du piment inférieur à ceux issus de sa combinaison avec l'urine. Cette même observation a été signalée par Kutu *et al.* (2011) avec les plants d'épinards. Morgan (2007) a signalé une augmentation des rendements en utilisant du compost à base de fèces humaines par rapport aux cultures non fertilisées. Similairement à l'usage du compost seul, Guzha *et al.* (2005) ont signalé l'amélioration des qualités du sol ainsi que l'augmentation des rendements de maïs après l'application combinée de l'urine avec les fèces humaines comparativement à ceux fertilisés uniquement avec l'urine. La bonne croissance des plantes était due à la présence des oligo-éléments, à une variété de composés minéraux et organiques dans l'urine et l'ajout d'amendement organique qui améliore la structure, la stabilité de l'agrégat et la capacité de rétention des sols (Bhattacharyya *et al.*, 2008; Munch et Winker, 2009; Sridevi et Srinivasamurthy, 2010). Cependant, les effets bénéfiques à long terme de compost en général sur les propriétés chimiques et biologiques des sols ont été largement rapportés

(**Ouédraogo *et al.*, 2007**). **Useni *et al.* (2013)** ont montré que deux apports de 30 et 50 t/ha de compost à base de fèces recyclées ont permis d'augmenter le rendement du maïs par rapport à celui amendé avec les fertilisants inorganiques.

### 1.5.3. Valorisation agricole des eaux grises traitées

La pénurie des ressources en eau est une préoccupation de plus en plus inquiétante dans le monde entier et en particulier dans les régions arides (**Jury *et al.*, 2007**). **Al-Hamaiedeh et Bino (2010)** ont évoqué l'importance de l'utilisation des eaux grises en agriculture en zone aride où l'eau est rare et pourrait réduire l'utilisation de l'eau potable de 50%. Les nutriments contenus dans les eaux grises facilement disponibles pourraient augmenter la croissance des plantes (**Kiziloglu *et al.*, 2008**) tout en réduisant le coût des intrants (**Faruqui et Jayyousi, 2002; Redwood, 2004; WHO, 2006a**). L'utilisation des eaux grises pour l'irrigation dans l'agriculture permet de produire des aliments durant toute l'année assurant ainsi la sécurité alimentaire (**Holtzhausen, 2005**). C'est le cas au Mali où elle a permis surtout aux femmes de cultiver des légumes à la maison (**Drabo et Keipp, 2002**). Les cultures irriguées avec les eaux usées et/ou eaux grises avaient une meilleure croissance et des rendements supérieurs à celles irriguées avec l'eau douce (**Kulabako *et al.*, 2009; Sou, 2009; Travis *et al.*, 2010; Singh *et al.*, 2012**) Cependant, **Pinto *et al.* (2010)** ont rapporté qu'il n'existe aucune différence significative de croissance des cultures de betterave lorsqu'elles sont irriguées avec l'eau douce ou les eaux grises pendant plus de 60 jours. Selon **Morel et Diener (2006)**, l'irrigation des champs de case avec les eaux grises contribue ainsi à une alimentation plus équilibrée et allège les charges des ménages. La récupération des nutriments dans les eaux grises améliore la qualité des sols irrigués. L'apport mesuré des eaux grises sur les plantes est aussi un bon moyen de recharger les nappes phréatiques (**Al-Jayyousi, 2003**).

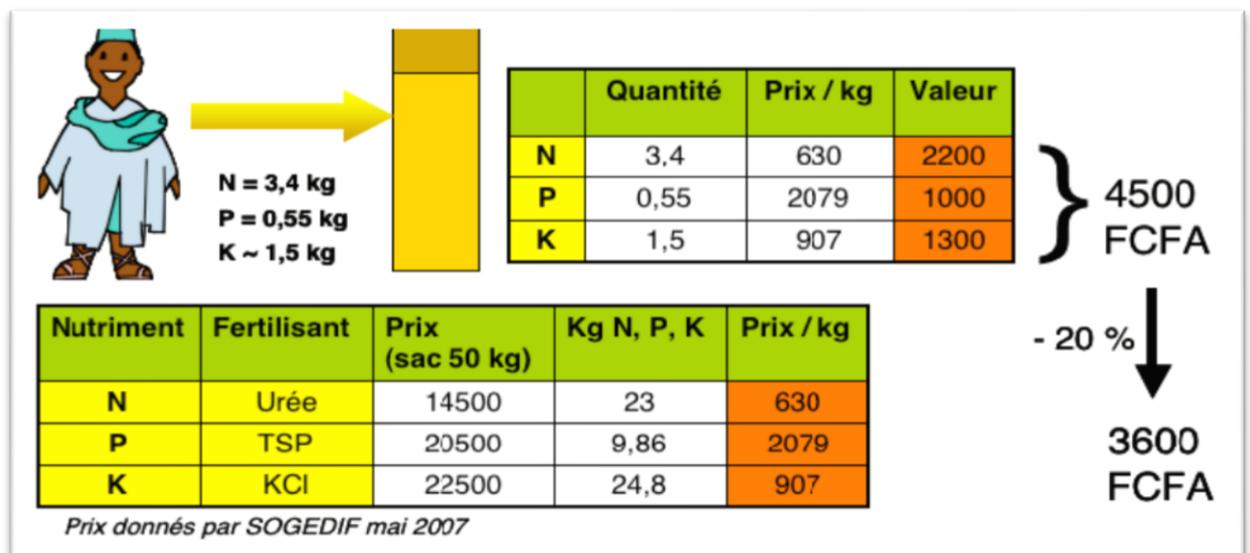
### 1.5.4. Valeurs fertilisantes des excréta humains

La quantité annuelle d'urine générée par une personne correspond à la quantité d'engrais requise pour produire 250 kg de céréales ce qui est équivalent aux besoins en céréales qu'un individu doit consommer par an (**Wolgast, 1993**). Vue les fortes proportions de nutriments générées par les urines et les fèces humaines et leur effets bénéfiques sur la productivité des cultures agricoles, **FAO (2005)** a estimé leurs quantités en se basant sur les équations 1 et 2 dans dix pays de l'Afrique de l'Ouest dont le Burkina Faso (Figure 9).



**Figure 9** : Teneur en éléments nutritifs des excréta d’un habitant en Afrique de l’ouest (FAO, 2005)

En conséquence, le calcul pour la population burkinabé illustre très bien que les nutriments contenus dans les excréta suffiraient pour remplacer largement les quantités de fertilisant consommées chaque année. En somme, la valeur économique de ces nutriments générés est d’environ 3 600 FCFA par an et par personne (Figure 10)



**Figure 10** : Valeur éco-fertilisante des excréta humains d’un habitant de Ouagadougou (Spuhler, 2008)

### 1.6. Impacts sanitaires de l’utilisation des sous-produits de l’assainissement écologique en agriculture

Les risques sanitaires sont principalement de deux types: les risques microbiologiques (contamination des sujets exposés par des bactéries, virus ou parasites pathogènes) et les risques chimiques se traduisant essentiellement par l’ingestion de légumes contaminés par des éléments traces métalliques ou des résidus pharmaceutiques initialement présents dans les sous-produits de l’assainissement valorisés. Les risques sanitaires sont généralement évalués

par l'évaluation quantitative du risque microbien (EQRM). EQRM est une méthode peu onéreuse de prédiction des risques d'infection ou de maladie et qui facilite les comparaisons entre différentes voies d'exposition (OMS, 2012). L'analyse microbiologique des eaux usées et excréta ont généralement porté sur la quantification des paramètres d'origine fécale (*Escherichia coli*: *E. coli*, coliformes fécaux et salmonelles) et également des parasites tels que des œufs d'helminthes considérés comme les particules biologiques les plus résistantes dans le domaine de l'ingénierie environnementale (Drechsel *et al.*, 2011).

Les groupes les plus touchés sont les travailleurs agricoles, en raison de la durée et de l'intensité de leur contact avec les sous-produits et les sols contaminés (Blumenthal et Peasey, 2002; WHO, 2006a). Les plus grands risques de santé pour les consommateurs des produits agricoles provenant de l'utilisation des eaux usées et excréta sont notamment les cultures consommées crues, telles que les cultures racinaires (carotte, oignons) ou les cultures à proximité de la surface du sol (laitue, chou) (WHO, 2006b). A cet effet, Stine *et al.* (2005) ont rapporté que les surfaces des laitues conservent plus les agents pathogènes suite à l'irrigation avec les eaux usées mais pas les poivrons, qui sont lisses. Les dangers sont réels car les agents pathogènes présents dans les excréta humains et les eaux grises non traitées pourraient se retrouver sur les légumes et sols irrigués (Nana et Esi, 2012).

### 1.6.1. Risques sanitaires relatifs à l'utilisation des urines

Les risques sanitaires associés à l'utilisation de l'urine humaine dans la production agricole sont généralement faibles car l'urine des personnes en bonne santé est généralement stérile (Höglund *et al.*, 2002). Toutefois les urines peuvent être contaminées selon deux manières: d'une part au cours de la collecte séparée dans les toilettes à compost, une fraction des fèces peut contaminer les urines, entraînant ainsi la présence d'organismes pathogènes dans les urines collectées, d'autre part des agents pathogènes spécifiques (*Schistosoma haematobium*, *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi*, *Leptospira interrogans* etc.) peuvent être trouvés dans l'urine des personnes infectées (Feachem *et al.*, 1983).

Le volume d'ingestion accidentelle est supposée être 1 mL lors du remplissage des fûts et de la manipulation (Asano *et al.*, 1992). Pour l'inhalation d'aérosols, l'exposition dans le scénario le plus grave qui en résulte est de 0,83 m<sup>3</sup> d'aérosols par heure à une distance de 100 m du point d'application (Dowd *et al.*, 2000). Le risque d'exposition à des aérosols des travailleurs agricoles lors de l'épandage des urines dépendra de la technique de diffusion de l'urine (Höglund *et al.*, 2002; WHO, 2006b). Dans un rayon de 100 m de la zone d'application de l'urine, les risques pour les infections bactériennes et protozoaires étaient

faibles lorsque les urines ont été stockées. Cependant, les risques d'infection à rotavirus étaient de 0,72 pour l'urine non stockée ou l'urine stockée à 4°C. Si l'urine a été stockée pendant six mois à 20°C avant la fertilisation, le risque moyen estimé est de  $3,3 \times 10^{-5}$  par personne par année (pppa). **Pradhan et al. (2007)** ont montré que les qualités microbiologiques des choux fertilisés avec l'urine et des choucroutes obtenus à partir de ces plantes sont similaires aux choux fertilisés avec l'engrais chimique et ceux non fertilisés. Cependant, l'utilisation des urines humaines insuffisamment traitées dans l'agriculture peut entraîner la transmission d'agents pathogènes (**Höglund et al., 2002; Heinonen-Tanski et al., 2007**).

### 1.6.2. Risques sanitaires relatifs à l'utilisation des matières fécales

Les risques d'exposition sont grands, tant pour les travailleurs agricoles que pour les consommateurs des produits agricoles lors l'utilisation des matières fécales ou compost à base de fèces humaines. La majorité des agents pathogènes présents dans les sous-produits proviennent de la matière fécale (**Höglund, 2001**) et leur réduction est une étape critique dans la réduction du risque de propagation. L'exposition humaine a lieu si la population entre en contact avec les excréments ou ingère accidentellement le matériau lors du vidange du réservoir et pendant l'amendement des sols. **Schönning et al. (2007)** ont indiqué que les agriculteurs peuvent ingérer accidentellement 100 mg de compost à chaque fois qu'ils labourent les parcelles agricoles. Les *Ascaris* et les pathogènes viraux (Norovirus) sont connus pour être les plus résistants aux procédés de traitement (**Kazama et al., 2011**). Dans les matières fécales d'une personne infectée, environ 50 000 œufs par gramme de *Ascaris lumbricoides* sont excrétés (**Hotez et al., 2003**), ce qui est une source potentielle de santé publique. A la suite d'une revue de littérature, **Larsen (1998)** a indiqué que l'apport des fèces-sol entraîne une ingestion d'environ 200 mg par jour en moyenne pour les enfants tandis que les adultes ingèrent 15-50% de ce volume.

Il faut noter que les travailleurs agricoles sont les plus exposés au risque d'infections parasitaires en raison de la longue survie des protozoaires et des *Ascaris* dans le compost (**Carr, 2005**).

### 1.6.3. Risques sanitaires relatifs à l'utilisation des eaux grises

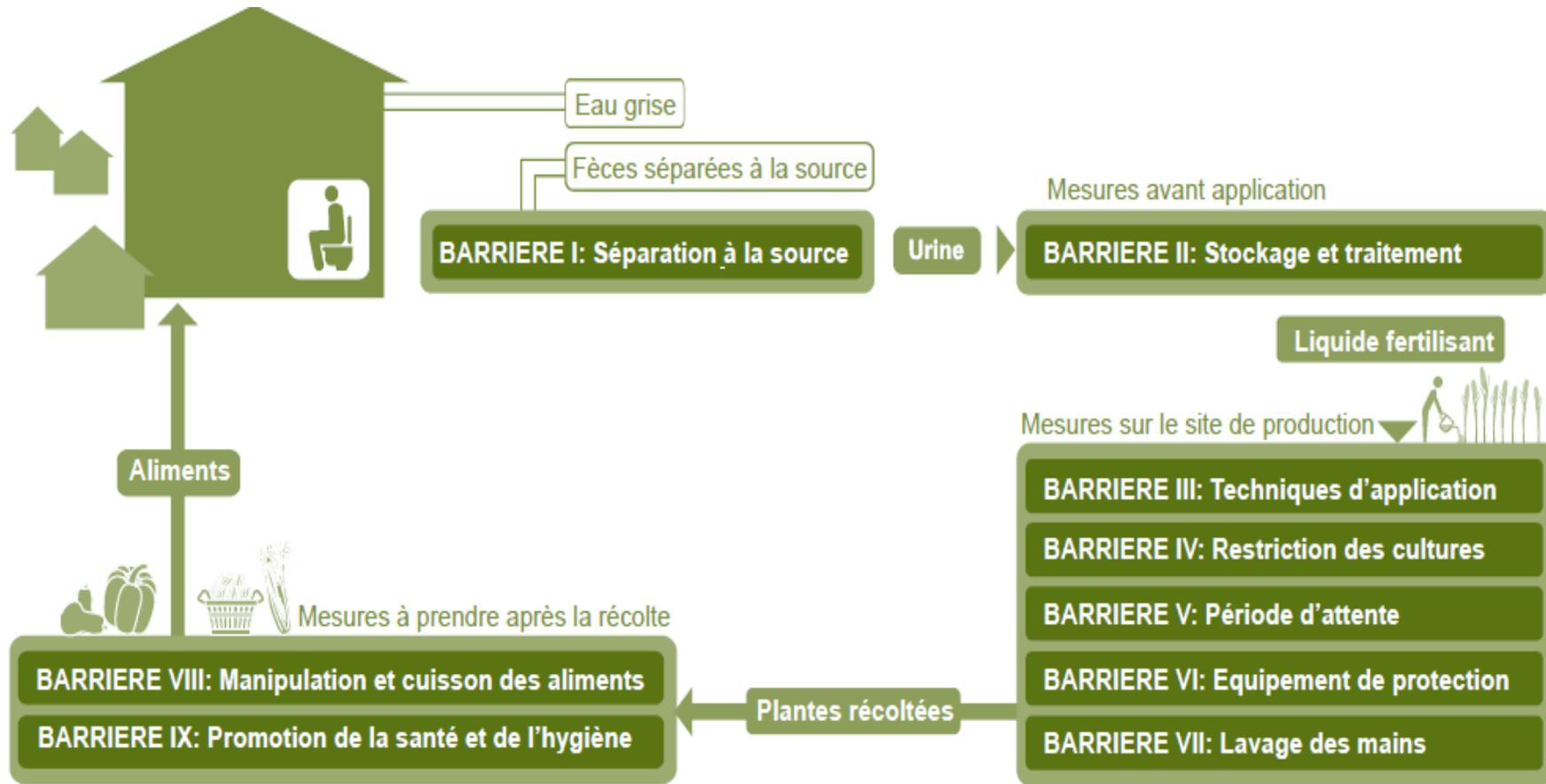
L'utilisation agricole des eaux grises présente moins de risques sanitaires que celle du compost ou des urines du fait d'une pollution initiale en germes pathogènes fortement réduite par l'exclusion des matières fécales (**Neal, 1996**). Les travailleurs agricoles et leurs familles

ainsi que les consommateurs, en fonction des pratiques d'irrigation avec les eaux grises sont exposés par inhalation des aérosols ainsi que par la consommation de cultures irriguées contaminées (Carr, 2005; Maimon *et al.*, 2010). Pour les eaux d'irrigation, une quantité de 1-2 mL peut être ingérée involontairement par les agriculteurs lors de l'arrosage des cultures (Nana et Esi, 2012). Par ailleurs, une évaluation des risques sanitaires menée par Ottoson et Stenstrom (2003) a révélé que les rotavirus constituent le risque le plus important provenant de l'irrigation avec les eaux grises. WHO (2006a) indique une correspondance entre 0,1 à 1 rotavirus et  $10^5$  *E. coli*/100 mL d'eaux usées. Nana et Esi (2012) ont évalué respectivement le risque annuel d'infection de  $10^{-2}$  et  $10^{-1}$  pppa par les *Ascaris* et les *E. coli* suite à l'ingestion des eaux usées et de la consommation des légumes respectivement. Ces risques étaient élevés et dépassent le risque tolérable de  $10^{-6}$  pppa recommandé par WHO (2006a). Une étude a montré qu'il n'y avait pas d'augmentation du taux de maladies hydriques sur un site après utilisation d'eaux grises pour l'irrigation (Al-Hamaiedeh *et al.*, 2010).

### 1.6.4. Mesures de protection sanitaires

Malgré ces nombreux avantages, l'utilisation en agriculture doit être adaptée d'une part aux conditions locales, en tenant compte du climat, des caractéristiques du sol, de la demande en eau des plantes, et d'autre part, elle doit se faire de façon contrôlée avec des mesures de protection. Ces mesures nécessitent la connaissance des chemins d'expositions qui sont relatés en annexe 1. Vu tous ces risques liés à l'utilisation des eaux usées et excréta dans l'agriculture, les directives de WHO (2006b) font la promotion d'une approche souple, à multiples barrières (Figure 11). Cette approche intégrée a pour mesure initiale la séparation à la source des eaux usées et excréta avant la collecte et leur traitement avant l'application sur les cultures. Une troisième grande mesure est appliquée au niveau des espaces agricoles suivant les modes et périodes d'application et les types de cultures appropriées. La réduction de la contamination devrait minimiser le contact entre les parties comestibles de la plante et les sous-produits en particulier les urines. Les pathogènes se déplacent facilement par le biais des aérosols, donc les méthodes d'irrigation par aspersion ou avec les arrosoirs ont un grand potentiel de transférer ces pathogènes sur les légumes-feuilles tels que la laitue, le chou (Pescod, 1992). Cependant, les méthodes d'irrigation par submersion et par rigoles épandent l'eau sur la surface et sont moins susceptibles de contaminer des cultures à croissance élevée et aussi les techniques localisées comme le goutte à goutte. Keraita *et al.* (2007) ont rapporté que l'utilisation des systèmes d'irrigation au goutte à goutte entraîne une forte réduction de la contamination des cultures irriguées (jusqu'à six unités logarithmiques), surtout pendant la

saison sèche. La dernière mesure de protection intervient à la période post-récolte. Il s'agit du lavage des produits agricoles consommés crus avec une solution faiblement détergente et leur rinçage avec de l'eau potable. Cette mesure réduit le nombre de bactéries à la surface des cultures (**Lang *et al.*, 2004, WHO, 2006b**). La cuisson est aussi préconisée pour les autres aliments et la cessation de l'irrigation avant la récolte peuvent être adoptées afin de minimiser le risque d'infection de la consommation des légumes-feuilles telle que la laitue (**Kerita *et al.*, 2007**).



**Figure 11** : Approche de multiples barrières pour l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique sans risque en agriculture (WHO, 2006b)

En vue de protéger la santé publique des populations et de faciliter l'utilisation rationnelle des eaux grises, excréta et fèces en agriculture, **WHO (2006b)** a publié le quatrième volume de ses directives pour une réduction nécessaire des pathogènes avant utilisation en agriculture (Tableau 3).

**Tableau 3.** Valeurs guides pour le suivi et la vérification des systèmes de traitement à grande échelle des eaux grises, des excréta et des boues de vidange pour une utilisation en agriculture (Adapté et modifié de **WHO, 2006b**)

	<b>Oeufs helminthes</b>	<b><i>E. coli</i></b>
<b>Fèces hygiénisées et boue vidange</b>	< 1/g solides totaux	<1000 g/ solides totaux
<b>Eaux grises utilisées en :</b>		
• <b>Irrigation restrictive</b>	< 1/litre	< 10 <sup>5a</sup> Etendu à < 10 <sup>6</sup> Exposition limitée ou probable croissance
• <b>Irrigation non restrictive</b> <b>Légumes consommés crus</b>	< 1/litre	< 10 <sup>3</sup> Etendu à < 10 <sup>4</sup> pour les légumes-feuilles de haute croissance ou irrigation goutte à goutte

<sup>a</sup> Ces valeurs sont acceptables en raison du potentiel de *E. coli* et d'autres coliformes fécaux dans les eaux grises

### 1.7. Impacts environnementaux de l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture

Les principales menaces liées à l'utilisation des sous-produits en termes d'impacts environnementaux sur le sol sont: les sels, les métaux lourds, les composés organiques persistants, les hormones et les nutriments.

#### 1.7.1. Impacts environnementaux liés à l'utilisation des urines

L'urine humaine contient une forte concentration en sel dont le ratio N: NaCl est estimé à 1:1,4 ± 0,1, ce qui signifie que l'apport de 50 kg N<sub>urine</sub> comme engrais équivaut à 70 kg de NaCl. Cette quantité importante de sodium (Na<sup>+</sup>) peut modifier les propriétés du sol et la croissance des plantes (**Germer et al., 2011**). L'excès de Na<sup>+</sup> dans le complexe d'échange du sol conduit à une sodisation qui peut causer des dommages irréversibles à la structure du sol (**Sou/Dakoure et al., 2013**). Les plantes qui poussent dans un tel environnement sont également affectées par l'inhibition de Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> et l'absorption de P (**Ghoulam et al., 2002**). **Mnkeni et al. (2005)** ont observé un retard de croissance des plantes d'épinards et des choux suite à la salinité causée par l'apport des taux élevés de l'urine (1600 kg N/ha). Egalement, des taux moins élevés de 140 kg N/ha ont augmenté la salinité des sols fertilisés ce qui a affecté la

croissance et le rendement des poivriers (Villa-Castorena *et al.*, 2003). Suivant ces mêmes observations, Jönsson *et al.* (2004) ont noté le ralentissement de la croissance des plantes lié aux quantités élevées de Na<sup>+</sup> des sols fertilisés avec les urines. Ceci s'est également traduit par la diminution du pH probablement dû à la nitrification de l'ammoniac, en produisant des ions H<sup>+</sup> provenant des urines (Mnkeni *et al.*, 2008). Ces problèmes peuvent être plus graves dans les régions arides et semi-arides (zones sahéliennes) où la sodisation pourrait se produire plus rapidement (Mnkeni *et al.*, 2008; Preciado-Rangel *et al.*, 2010). Dans ces zones, ce phénomène s'accroît à cause de la faible pluviométrie qui ne facilite pas une lixiviation suffisante des sels des sols exposés (Lamsal *et al.*, 1999). Les périodes et le mode d'application auraient également des conséquences néfastes sur les sols et les cultures. Par exemple, Sene *et al.* (2012) ont rapporté que l'apport d'urine doit se faire de façon fractionnée pour éviter les pertes en azotes et un trop grand apport en sels au niveau des sols. Leur étude a montré que l'urine humaine appliquée à intervalle de temps est relativement favorable pour la croissance des épinards sur des sols sableux. Pour une gestion durable de cette salinité, Brady *et al.* (1999) ont proposé des plantes suivant leur capacité à tolérer la salinité car une bonne sélection des cultures est un élément important pour une optimisation du rendement de celles-ci dans les zones semi-arides et arides (Annexe 2).

L'excès d'azote des urines peut également affecter négativement la quantité de sucre et de vitamines dans les légumes et s'accumuler dans les tissus de la plante provoquant ainsi des problèmes de santé et de goût pour les consommateurs (Turan et Sevimli, 2005). La valorisation agricole des urines comporte également un risque de transfert de résidus pharmaceutiques excrétés par les urines (Lienert *et al.*, 2007; Winker *et al.*, 2010). Cependant les mécanismes de transfert urine-sol-plante et les conséquences sont peu documentés.

### 1.7.2. Impacts environnementaux liés à l'utilisation des matières fécales

La teneur en métaux lourds est relativement plus élevée dans les matières fécales que dans les urines (WHO, 2006a). A titre d'exemple, les fèces renferment respectivement de fortes concentrations de cuivre (6667 µg/kg), Zinc (65000 µg/kg) et Plomb (122 µg/kg), en revanche les urines contiennent respectivement 67, 30 et 1 µg/kg pour le Cuivre, Zinc et Plomb (WHO, 2006a). Cette forte charge en métaux pourrait être néfaste pour les cultures et les sols. Cependant, les impacts de métaux lourds sur les cultures sont complexes, car il peut y avoir des interactions antagonistes qui affectent l'absorption par les plantes (Drakatos *et al.*, 2002). Certains produits chimiques pourraient subir une dégradation microbienne rapide ou une

adsorption par les matières organiques du sol et seraient ainsi peu susceptibles de pénétrer le tissu végétal à partir de la racine (**Chang et al., 2002**).

### 1.7.3. Impacts environnementaux liés à l'utilisation des eaux grises

Les eaux grises sont des sources potentielles de sels tout comme les urines ayant des impacts sur les sols irrigués. Elles contiennent des composants indésirables tels que le sodium ( $\text{Na}^+$ ), l'huile et graisses ainsi que les tensioactifs ou surfactants (**Wiel-Shafran et al., 2006; Al-Hamaiedeh et Bino, 2010; Travis et al., 2010**). L'irrigation à long terme avec les eaux grises conduit à une élévation accrue de la conductivité électrique (CE), du rapport d'adsorption du sodium (SAR) et du pH des sols irrigués (**Al-Hamaiedeh et Bino 2010 ; Pinto et al., 2010**). Plusieurs études, dont celle menée par **Gross et al. (2005)** a montré que l'irrigation à long terme en zones arides peut provoquer une accumulation de sels et des tensioactifs dans les sols irrigués, ce qui provoque des changements des propriétés du sol et une toxicité pour les plantes. L'accumulation de sels dans le sol peut également avoir des conséquences pour les plantes qui y poussent et ceci a été rapporté par **Yermiyahu et al. (2008)**, où les rendements des plantes avaient considérablement diminué à cause des concentrations élevées de salinité dans la zone racinaire du sol. Cependant, les valeurs limites admissibles de la CE des eaux grises dépendent fortement des caractéristiques du sol. Selon **Grattan (2002)**, les valeurs de CE en dessous de  $1300 \mu\text{S}/\text{cm}$  ne devraient normalement pas poser de problèmes, alors que l'irrigation avec des eaux grises plus salées (CE dépassant  $1300 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) nécessite des précautions particulières (utilisation de plantes tolérantes au sel, bon fonctionnement du système de drainage, etc.). Selon les directives de la **FAO (2003)**, les valeurs de CE inférieures à  $3000 \mu\text{S}/\text{cm}$  ne sont pas considérées comme nocives pour les sols irrigués.

Il faut noter aussi que la sodisation est une dégradation irréversible des sols qui touche 25-50% des surfaces irriguées en zone arides et semi-arides selon **Tanji et Kielen (2002)**. En effet, l'excès de sodium peut être préjudiciable aux structures des sols et peut réduire considérablement la capacité du sol à transmettre l'eau (**Mace et Amrhein, 2001**). Le danger de sodium est indiqué par le rapport d'adsorption de sodium (SAR), qui quantifie la proportion  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ . Les SAR élevés peuvent entraîner la dégradation des sols bien structurés (dispersion des sols minéraux argileux), limitant ainsi l'aération et la perméabilité à l'eau. Les sols ayant des valeurs de SAR au-dessus de 13 sont souvent cités comme problématiques pour une agriculture durable. Les valeurs élevées de SAR sont à l'origine de la diminution de la perméabilité et de la réduction des rendements des cultures en raison

d'effets toxiques et osmotiques (**Halliwell *et al.*, 2001**). L'augmentation des valeurs de SAR pourrait s'expliquer par une forte évaporation qui concentre les sels en surface, la faible pluviométrie pour les lessiver et l'absence de système de drainage.

**Sumner (1995)** a révélé que les sols sont généralement classés comme salins lorsqu'ils ont une conductivité électrique de 400 mS/m ou plus et sodiques quand ils ont une valeur de SAR supérieure à 13 ou une teneur en sodium échangeable (ESP) supérieure à 15.

Enfin, les eaux grises ont le pouvoir d'augmenter l'alcalinité du sol si elles sont appliquées à long terme sur les terres agricoles. Ainsi, **Christova-Boal *et al.* (1996)** ont observé que l'utilisation des eaux grises avec un pH supérieur à 8 peut conduire à une augmentation du pH du sol et réduire la disponibilité de certains micronutriments pour les plantes, affectant ainsi la croissance des plantes.

## **Chapitre II : MATERIEL ET METHODES**

### 2.1. Description du site d'étude

#### 2.1.1. Contexte physique

Les expérimentations ont été conduites sur le site expérimental de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE) basé à Kamboinsin (Longitude 1°32'56''O et Latitude 12°27'39''N), dans l'arrondissement 9 de Ouagadougou, capitale du Burkina Faso (Figure 12). La zone est dominée par un climat de type sahélo-soudanien caractérisé par l'alternance d'une longue saison sèche allant de novembre à mai avec une courte saison de pluies, de mai/juin à octobre. La moyenne annuelle des précipitations est d'environ 773 mm (**Ouédraogo et al., 2007**). Les températures moyennes minimale et maximale durant les différentes périodes d'essai étaient respectivement de 26°C et 40°C (février à juillet, 2013 et 2014). L'humidité de l'air se situe entre 22% en février et 78% en août, avec une moyenne annuelle de 47% (**Bazié et al., 1995**). Le taux d'évaporation est élevé avec une moyenne de plus de 6 mm/jour (**Mermoud et al., 2005**). Ce qui implique que les sols sont soumis à des longues périodes de déficit hydrique et des possibilités culturales limitées en zones non irriguées.

Sur le plan géologique, la ville de Ouagadougou est située sur le socle granito-gneissique mis en place au Précambrien inférieur couvrant près de 85 % du socle du Burkina Faso. Quatre types de sols sont rencontrés dans la province du Kadiogo où se trouve Ouagadougou suivant la classification française CPCS de 1967: les sols minéraux bruts, les sols peu évolués, les sols à sesquioxydes de fer et/ou de manganèse (sols ferrugineux tropicaux) et les sols hydromorphes (**Thiombiano et al., 2000**). Cependant, la majorité de ces sols sont relativement pauvres en éléments fertilisants et présentent une mauvaise structure (**Dembele et Somé, 1991**). Au vu de cette carence, ces sols ont été rattachés aux classes de fertilité moyenne à faible et ont été même considérés comme inaptes à l'agriculture (**Boulet, 1976**). Sur le plan hydrologique, la ville de Ouagadougou est drainée par les sous-bassins du Nazinon (ex-Volta rouge) et du Nakambé (ex-Volta blanche). L'axe hydrographique principal de la ville suit une direction générale d'écoulement Sud-Ouest et Nord-Est matérialisé successivement par les trois barrages (1, 2 et 3), le marigot de la forêt classée et le marigot principal qui rejoint le Massili (affluent du Nakambé) à 15 km au nord-est de la ville. La végétation de la province du Kadiogo est dominée par une savane arbustive anthropisée. Sous l'impulsion des autorités, quelques aires protégées, des réserves foncières et le parc Bangrewogo ont été créés à travers la ville de Ouagadougou.

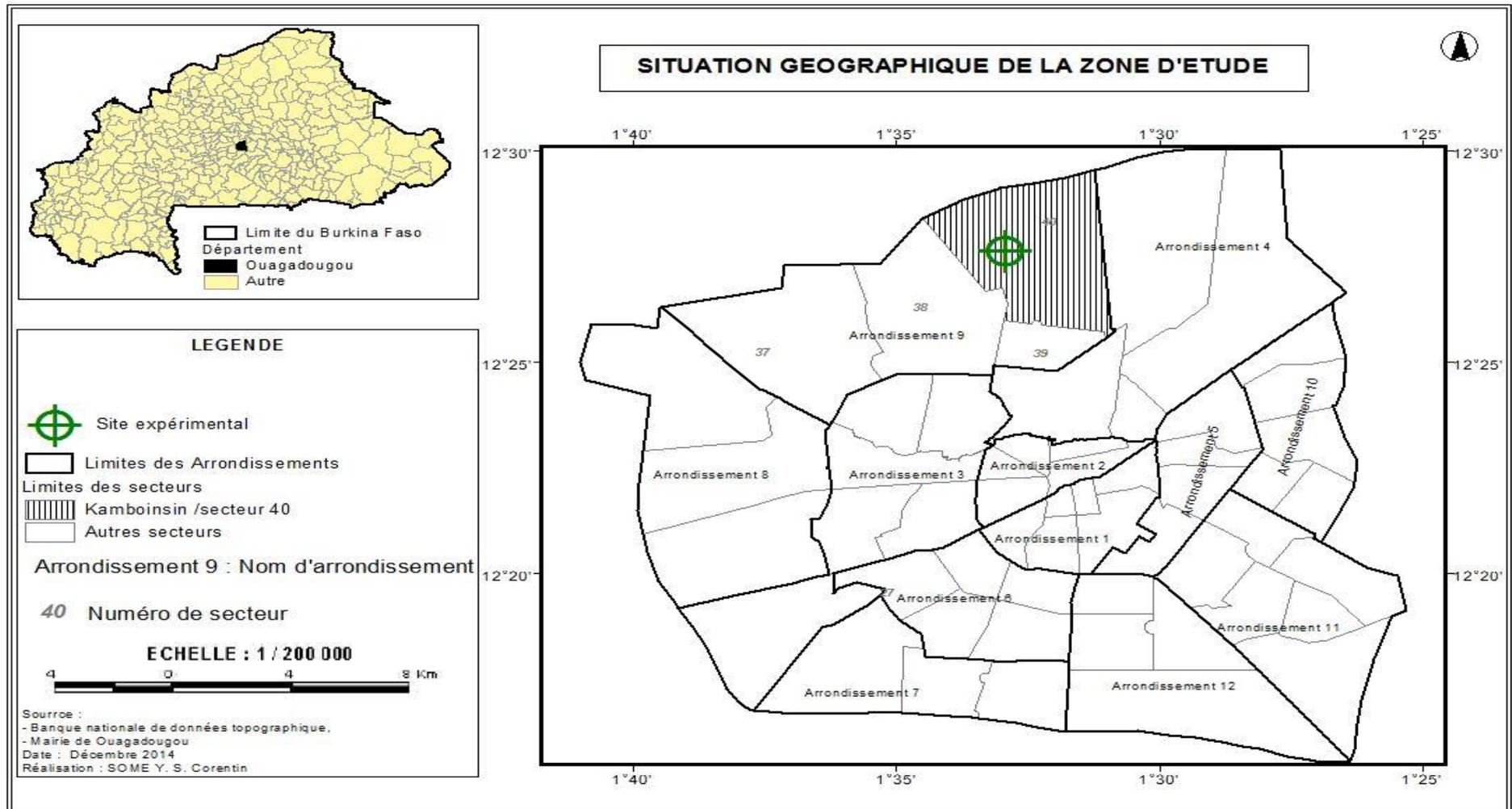


Figure 12: Situation géographique de la zone d'étude

### 2.1.2. Contexte socio-économique

La croissance de la population de Ouagadougou est à la fois imputable au dynamisme économique de la ville et à l'exode rural. Cette population pourrait atteindre 2,9 millions à l'horizon 2020 (INDS, 2006). Ainsi, elle a pour effet immédiat un étalement croissant de l'espace urbain avec des problèmes d'éducation, d'énergie, de santé qui impliquent l'assainissement et la sécurité alimentaire qui en découlent. Avec cette urbanisation galopante, le secteur informel devient chez les citadins la forme prédominante d'activité économique. L'agriculture urbaine figure parmi les secteurs en développement au niveau de l'économie urbaine informelle. Le maraîchage fait partie du système d'agriculture urbaine qui participe dans un environnement urbain de façon intégrée à la lutte contre la pauvreté et à l'assainissement environnemental (Compaoré *et al.*, 2010). Ce maraîchage se concentre autour des grands barrages, des canaux centraux d'évacuation des eaux et le long des cours d'eau de la ville de Ouagadougou (Kedowide *et al.*, 2010).

### 2.1.3. Situation de l'assainissement

Au Burkina Faso, il existe une politique nationale d'assainissement mise en place depuis 1997, qui vise à protéger et améliorer la santé par l'éradication du péril fécal. Le taux d'accès à l'assainissement à Ouagadougou est de 39,4% (ONEA, 2014). Généralement, les systèmes d'évacuation des eaux usées domestiques sont essentiellement constitués de latrines et de puisards. Un volume d'eaux usées domestiques de 14 456 056 m<sup>3</sup> soit 40 000 m<sup>3</sup> par jour est rejeté par la ville de Ouagadougou (Zongo *et al.*, 2012). En outre, 68% des ménages à Ouagadougou déversent leurs eaux grises dans les rues et seulement 5% de ces eaux sont réutilisés. En terme de gestion des boues de vidange, 22% des ménages de Ouagadougou vident leur installation de façon manuelle et les boues sont déversées parfois sur le sol en face des concessions ou dans une nouvelle fosse, fermée avec du sable. Il faut admettre que des décharges non contrôlées de boues de vidange qui sont répandues dans la nature, ce qui crée une pollution visuelle et olfactive. Ces décharges présentent des risques de santé pour la population et l'environnement.

## 2.2. Présentation des technologies d'assainissement Améli-EAUR utilisés

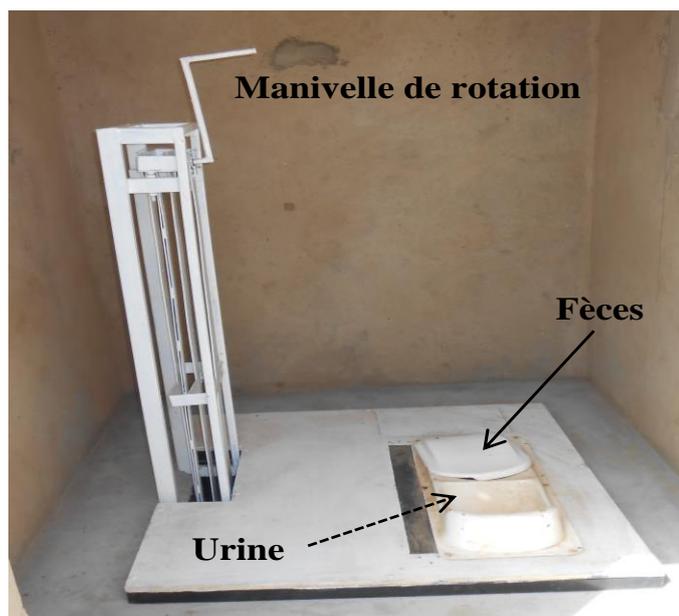
Les technologies d'assainissement Améli-EAUR se composent :

- de toilette à compost pour le traitement séparé des fèces et des urines en milieu rural et péri-urbain;
- d'un procédé de traitement des eaux grises en milieu rural;

- d'un procédé de traitement des eaux grises en milieu urbain.

### 2.2.1. Toilette à compost

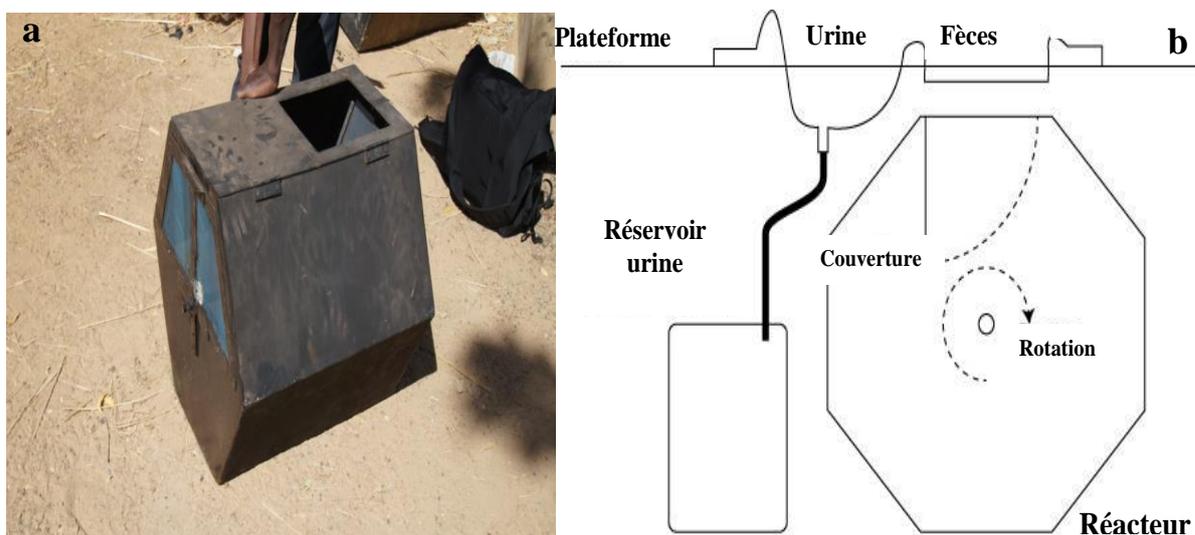
La toilette à compost est une toilette sèche à séparation d'urine et des fèces qui permet de recueillir séparément l'urine dans un réservoir et des matières fécales dans un réacteur. Les matières fécales sont compostées dans le réacteur. Le réacteur est équipé d'une fenêtre recouverte de maille pour la ventilation, et un système de rotation à poignée (Figure 13).



**Figure 13:** Toilette à compost type Améli-EAUR en milieu rural et péri-urbain Sahélien

Les fèces sont collectées en continu dans le réacteur (Figure 14 a, b) préalablement rempli d'une matrice organique (paille de mil ou sciure de bois). Les facteurs importants dans la bonne mise en œuvre du compostage dans le réacteur sont l'humidité, la température et l'oxygène. La température moyenne au niveau du réacteur lors de la toilette à compost de la présente étude est inférieure à 40°C (phase mésophile). L'oxygénation est favorisée par le système de mélange qui est activé manuellement après chaque utilisation de la toilette. Le compostage accélère la biodégradation de la matière organique des fèces. Le temps de séjour estimé pour une biodégradation avancée de la matière fécale dans le réacteur est de 2 jours. L'approvisionnement en continu du réacteur en matière fécale permet de maintenir une bioactivité importante ainsi qu'un taux de matière organique biodégradable. Les toilettes sont dimensionnées pour être vidangé en moyenne tous les 2-3 mois. A l'issue de cette période, le contenu du réacteur est vidé de son compost (Figure 14 a). Enfin, il est à noter qu'au cours du compostage seule la phase mésophile a été atteinte, donc certaines bactéries pathogènes ne

sont pas totalement inactivées. A cet effet, le compost extrait du réacteur subit un post traitement qui consiste en une exposition solaire répétée de 15 jours successifs entre 8h et 16h (période de la journée où la température est comprise entre 35 et 45°C). Ce post traitement permet de compléter le traitement microbiologique du compost en ciblant notamment les bactéries et des agents pathogènes.



**Figure 14:** Réacteur de la toilette à compost type Améli-EAUR (a) coupe transversale (b)

### 2.2.2. Procédés de traitement des urines

Les urines collectées séparément au niveau des toilettes sont conditionnées dans des bouteilles plastiques en polyéthylène Téréphtalate (PET) de 1,5 L (Figure 15a). Ce conditionnement sert à inactiver les bactéries pathogènes contenues dans les urines après exposition au soleil (Figure 15b). Ce traitement, inspiré de la méthode SODIS (Solar DISinfection) permet d'inactiver les micro-organismes pathogènes par l'effet de l'irradiation solaire et l'augmentation du pH au cours de l'exposition solaire. Ce système de collecte et d'hygiénisation a été choisi pour son efficacité prouvée par des tests au laboratoire et en condition réelle. C'est également un procédé de traitement simple à mettre en œuvre dans les ménages en zone rurale. Dans sa mise en œuvre, les bouteilles en PET de 1,5 L sont remplies avec l'urine puis exposées aux rayons solaires pendant 7 jours consécutifs en saison sèche et 15 jours en saison pluvieuse. Cette exposition permet d'atteindre des températures au sein des bouteilles comprises entre 35-50°C (entre 8h et 16h), ce qui contribue efficacement à l'inactivation des agents pathogènes.



Figure 15: Collecte (a) et hygiénisation des urines par la méthode SODIS (b)

### 2.2.3. Procédés de traitement des eaux grises

Deux systèmes de traitement des eaux grises ont été développés dans le cadre du projet Améli-EAUR pour servir l'un en milieu rural et l'autre en milieu urbain. La présente étude a été menée principalement par l'utilisation des eaux grises traitées provenant du système de traitement en milieu urbain. La présentation de ce chapitre concernera donc une description détaillée de ce procédé. Le procédé de traitement est un chenal algal à haut rendement (CAHR), dont une description schématique est faite à la Figure 16.

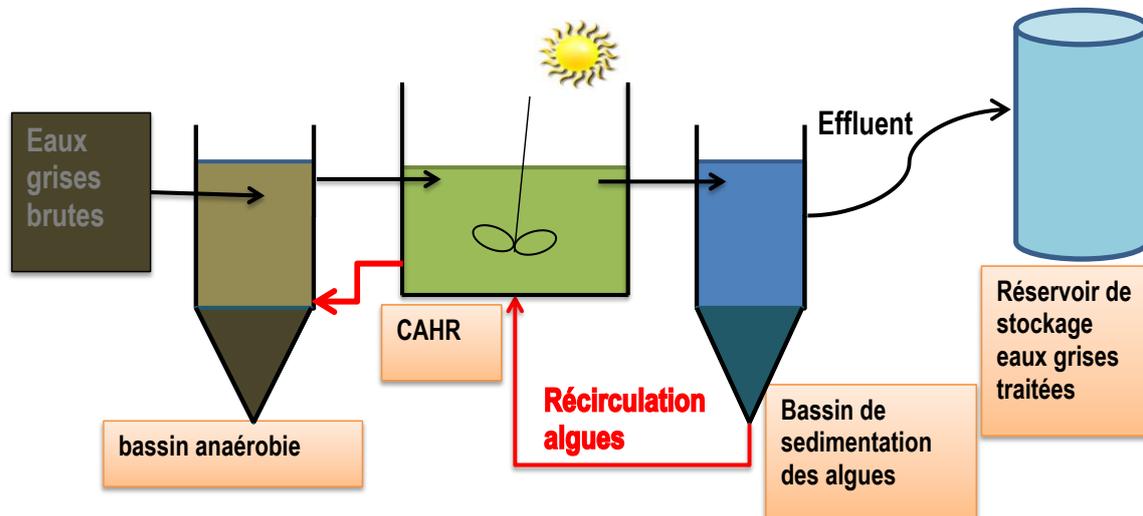
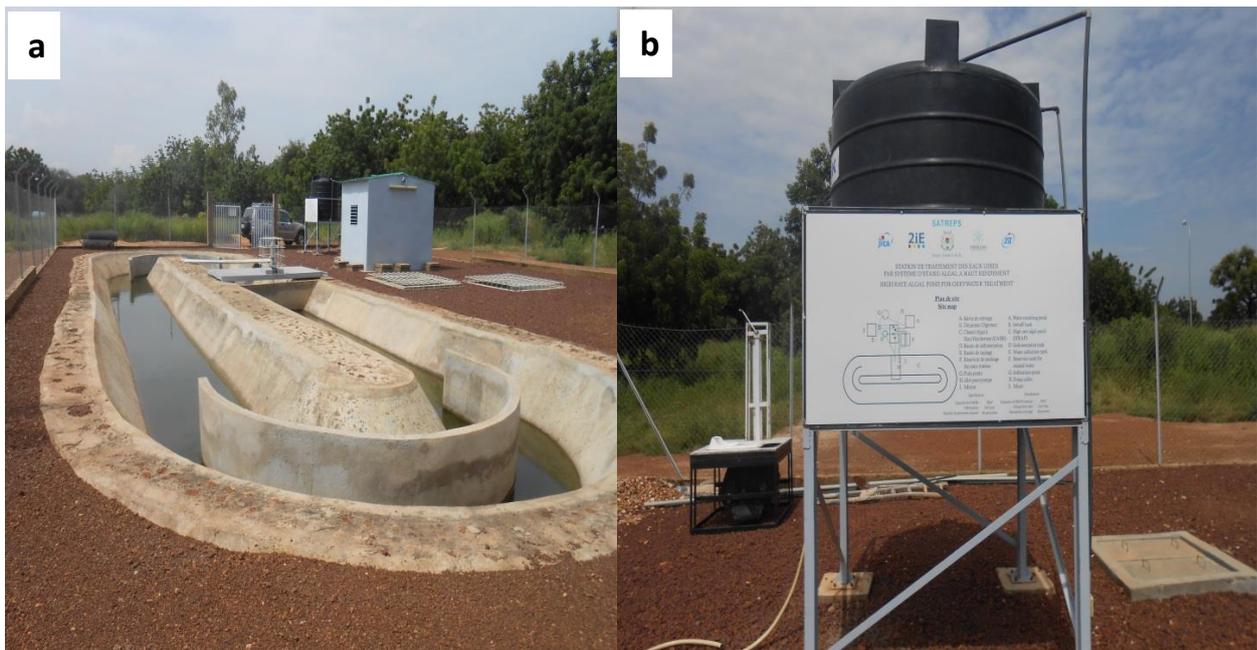


Figure 16: Illustration schématique du chenal algal à haut rendement

La station a une capacité de  $30 \text{ m}^3$  (volume utile de  $21 \text{ m}^3$ ) composé de bassins en série qui assurent le traitement des eaux grises brutes de manière continue. Un premier bassin dit facultatif aérobie/anaérobie servant de réacteur digesteur-décanteur (profondeur de 1 m pour le premier et de 2,97 m pour le second, largeur totale du bassin de 2,24 m) et la lagune du

chenal algal proprement dite (forme crousselle de 17,16 m de long et de 8 m de large muni d'un chenal de 0,9 m de rayon à chaque extrémité). Un bassin de décantation (forme conique et de 1m de diamètre pour une profondeur de 1,5 m ; la profondeur totale du bassin de 2,45 m), qui permet de recueillir les algues des effluents par simple décantation et enfin, un bassin de maturation (forme carré de 1,04 m de côté et 1,15 m de profondeur) qui remplit la double fonction de stockage et d'amélioration de l'inactivation des germes pathogènes par le prolongement du temps de séjour global. La station est alimentée par les eaux de douches du campus 2iE (site de Kamboinsin). Elles sont pompées dans un réservoir tampon puis acheminée vers le bassin de décantation primaire avant de rejoindre par gravité la lagune du chenal algal. Les algues sont maintenues en suspension par un mixeur électromécanique. Les eaux grises ont un temps de séjour de 7,5 jours dans le chenal algal (Figure 17a). C'est à l'intérieur de cette lagune que se déroule la plus grande partie des mécanismes et réactions visant à épurer les eaux grises. L'excès de la biomasse algale produite dans le CAHR est recirculé vers le décanteur-digesteur afin d'optimiser les rendements et favoriser une élimination de l'excès d'algues qui pourrait perturber la symbiose algo-bactérie. En retour, les algues décantées sont reversées dans le bassin de décantation. L'effluent traité est stocké dans un bassin où il est finalement pompé vers un réservoir de stockage (Figure 17b). Les eaux grises traitées contenues dans ce réservoir sont utilisées pour irriguer les plantes au niveau d'un site experimental situé en aval.



**Figure 17:** Canal algal (a) et réservoir de stockage des eaux grises traitées (b)

## 2.3. Caractéristiques physico-chimiques des sous-produits de l'assainissement écologique

Les caractéristiques physico-chimiques des sous-produits de l'assainissement écologique ont été déterminées au Laboratoire Eau, Dépollution Ecosystème et Santé (LEDES) situé sur le campus 2iE, Ouagadougou.

### 2.3.1. Caractéristiques physico-chimiques des urines et du compost

Les urines ont été prélevées dans les familles pilote et stockées dans des fûts en plastique suivie de leur hygienisation. Les échantillons de compost ont été collectés dans un sachet en plastique pour des analyses au laboratoire avant son utilisation. Les méthodes d'analyse physico-chimique utilisées sont décrites en annexe 3. Les caractéristiques physico-chimiques de l'urine et du compost sont mentionnées dans le tableau 4. L'urine et le compost présentent des pH basiques avec des valeurs moyennes de 9,20 et 8,80 respectivement. La valeur moyenne de la conductivité électrique enregistrée au niveau de l'urine est deux fois supérieure à celle du compost. Les teneurs en N étaient de 2,70 g/L et 54,70 g/kg respectivement pour l'urine et le compost. La teneur en sodium ( $\text{Na}^+$ ) est de 1,80, g/L et 159,50 g/kg respectivement pour l'urine et le compost. Le rapport d'adsorption de sodium (SAR) enregistré au niveau de l'urine était de 14,26 et celui du compost 14,20.

**Tableau 4.** Caractéristiques physico-chimiques des excréta humains

Paramètres	Urine	Compost
pH	9,20	8,80
CE	24800 $\mu\text{S}/\text{cm}$	13300 $\mu\text{S}/\text{cm}$
N total	2,70 g/L	54,7 g/kg
C	-	780 g/kg
Rapport C/N	-	14,25
P total	0,28 g/L	29,8 g/kg
$\text{K}^+$	0,24 g/L	24,6 g/kg
$\text{Na}^+$	1,80 g/L	159,5 g/kg
$\text{Mg}^{2+}$	0,44 g/L	106,9 g/kg
$\text{Ca}^{2+}$	0,48 g/L	145,2 g/kg
SAR	14,26	14,20

*Données Laboratoire 2iE*

### 2.3.2. Caractéristiques physico-chimiques des eaux grises

Les eaux utilisées pour l'irrigation lors des essais agronomiques sont les eaux grises traitées (EGT) provenant du CAHR et des eaux du barrage de Kamboinsin (EBK). Les prélèvements des eaux d'irrigation ont été réalisés chaque fois qu'on renouvelle le stock des

différents réservoirs de stockage pour évaluer la variabilité temporelle de la qualité des eaux d'irrigation. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux utilisées pour l'irrigation sont présentées dans le tableau 5. De façon générale, les valeurs moyennes du pH des eaux d'irrigations sont relativement neutres. Les EGT se caractérisent par une plage de conductivité électrique (CE) élevée (589,2  $\mu\text{S/cm}$ ) contrairement à celle des EBK (193,6  $\mu\text{S/cm}$ ) qui respecte la valeur limite (< 3000  $\mu\text{S/cm}$ ) (Pescod, 1992).

**Tableau 5.** Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'irrigation

Paramètres	Unités	Eaux grises traitées (EGT)	Eaux de barrage Kamboinsin (EBK)	Normes
<b>pH</b>	-	7,84	7,34	6,5-8 <sup>a</sup>
<b>CE</b>	$\mu\text{S/cm}$	589,2	193,6	1-3000 <sup>a</sup>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</b>	mg/L	15,90	1,67	
<b>P total</b>	mg/L	11,90	2,80	
<b>K<sup>+</sup></b>	mg/L	23,10	11,50	
<b>Na<sup>+</sup></b>	mg/L	70,30	6,40	
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	mg/L	19,80	20,40	
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	mg/L	4,40	4,00	
<b>SAR</b>	-	3,17	0,30	15 <sup>a</sup>
<b>Surfactant</b>	mg/L	1,40	n.d.	

<sup>a</sup> Pescod (1992), n.d: non détecté  
Données Laboratoire 2iE

## 2.4. Caractéristiques microbiologiques des sous-produits de l'assainissement écologique

Les analyses microbiologiques ont été effectuées conformément à la procédure de la méthode standard pour l'analyse de l'eau et des eaux usées (APHA, 1998). Les différentes protocoles et méthodes de dénombrements des paramètres microbiologiques sont détaillés en annexe 4 et 5.

Les urines et le compost renferment des charges moyennes de coliformes fécaux légèrement supérieures à  $10^3$  UFC/100 mL qui correspond à la valeur maximale recommandée par WHO (2006b) pour l'utilisation des eaux usées et excréta en agriculture (Tableau 6). En revanche, la population moyenne des œufs d'helminthes ne dépasse pas la valeur guide, fixée à  $\leq 1$  œuf/L et  $\leq 1$  œuf/g respectivement pour l'urine, les eaux grises traitées et le compost (WHO, 2006b). Les germes indicateurs de contamination fécale ont été détectés dans les eaux grises avec une charge moyenne en coliformes fécaux de  $4,05 \times 10^3$  UFC/100 mL.

**Tableau 6.** Caractéristiques microbiologiques des sous-produits de l'assainissement

Paramètres	Urine	Compost	Eaux grises traitées	Normes (WHO,2006b)
<b>Coliformes fécaux</b>	$3,78 \times 10^3$ UFC/100 mL	$2,60 \times 10^3$ UFC/100g	$4,05 \times 10^3$ UFC/100 mL	$\leq 10^3$ <sup>b</sup>
<i>E.coli</i>	n.d.	n.d.	n.d.	$\leq 10^3$ <sup>b</sup>
<i>Oeufs helminthes</i>	n.d.	n.d.	n.d.	$\leq 1$ <sup>b</sup>

n.d. non détecté

Données Laboratoire 2iE

## 2.5. Caractéristiques initiales des sols

Au cours de l'étude, les échantillons de sols ont été prélevés à différentes profondeurs suivant les différentes expérimentations agricoles qui ont été menées. Les profondeurs du sol étaient en lien avec la profondeur de l'enracinement de la plante considérée. Pour les cultures annuelles dans lesquelles nous avons inclus les cultures maraichères, il a été estimé que 70-80% de l'apport nutritionnel provient de la couche superficielle (0 à 20-30 cm) selon **Mathieu et Pielain (2003)**. Les échantillons prélevés à la tarière, ont été préalablement séchés à l'air libre puis tamisés à 2 mm Cette fraction du sol inférieure à 2 mm a été utilisée pour faire les analyses physico-chimiques dont les méthodes sont décrites en annexe 3.

La texture des échantillons de sol a été déterminée selon le diagramme de classification du Groupe d'Etude pour les Problèmes de Pédologie Appliquée (**GEPPA, 1963**) qui comporte 17 classes. Dans l'ensemble, la proportion d'éléments grossiers (sable) est plus importante. Les échantillons de sols utilisés sont de texture : sable limoneux et argilo-sableux respectivement pour les expérimentations sous serre et celles du suivi de la salinité (Tableau 7). Les échantillons de sol des expérimentations en plein champ ont une texture : sable argilo-limoneux et limon argilo-sableux pour les horizons respectifs 0-15 et 15-30 cm (Tableau 8). Le pH eau (extrait 1:5) des sols sont acides à l'exception du celui du sol argilo-sableux qui est neutre. La conductivité électrique (extrait 1:5) révèle des valeurs comprises entre 80 et 130  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Le complexe d'échange est majoritairement saturé en calcium, avec un faciès  $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na}$  pour les trois différents échantillons de sol.

**Tableau 7.** Caractéristiques initiales des trois différents types d'échantillons de sol

Paramètres	Expérimentation sous serre	Expérimentation Suivi de la salinité	Expérimentation En plein champ			
Profondeur (cm)	0-25	0-25	0-15		15-30	
Sable (%)	63	55	54		48	
Limon (%)	29	20	27		29	
Argile (%)	8	25	19		23	
Classification	Sable limoneux	Argilo-sableux	Sable limoneux	argilo-	Limon sableux	argilo-
pH	6,2	6,80	5,30		5,56	
C E (µS/cm)	128,9	81,00	96,6		92,41	
Na <sup>+</sup> (mg/kg)	35,6	25,6	9,3		9,3	
Ca <sup>2+</sup> (mg/kg)	97,7	50,6	48,8		32	
Mg <sup>2+</sup> (mg/kg)	52,7	29	19,2		28,8	
SAR	0,64	0,21	0,95		0,38	
Azote total (%)	0,04					
P total (mg/kg)	143	48,78				
Carbone (%)	0,54					
Matière organique	0,93					
Rapport C/N	13,5					

*Données de laboratoire 2iE*

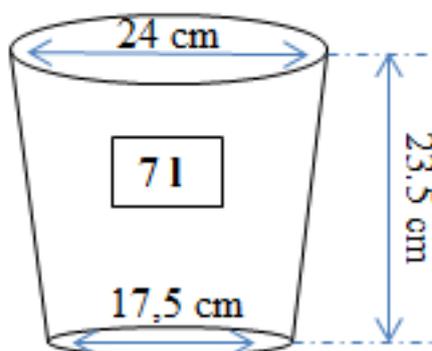
## 2.6. Identification du meilleur ratio urine/compost pour une productivité des sols cultivés en conditions contrôlées

### 2.6.1. Dispositif expérimental et traitements

Cette expérimentation est basée sur 7 traitements testés dans des pots (seau) percés superposés sur des planches gardant une distance moyenne de 50 cm du sol et placés sous serre. Chaque traitement est testé en 4 répétitions, ce qui représente au total 28 pots. Six graines de gombo ont été plantées dans chaque pot en seau de 7 litres (Figure 18)

- (T0) pas d'engrais (contrôle);
- (T1) d'engrais chimiques (NPK, 14:23:14);
- (T2) : 100 % N\_urine;
- (T3) 100 % N\_compost;
- (T4) 75 % N\_urine + 25 % N\_compost;
- (T5) 50 % N\_urine + 50 % N\_compost ;
- (T6) 25 % N\_urine + 75% N\_compost.

Les traitements ont été définis en fonction des besoins en azote (N) du gombo qui est 100 kg/ha (Grubben *et al.*, 2004). Quatorze (14) jours après semis (JAS), un démariage a permis d'isoler un plant par pot. Les pots en seau, d'une capacité de 7 L ont été remplis à la base de gravier puis complétés avec les échantillons de sol composite (Figure 18) de type sable limoneux (Tableau 7).



**Figure 18:** Dimensions du pot de culture utilisé sous serre

Pendant le cycle cultural, les plantes de gombo ont été arrosées manuellement deux fois par jour (7 h et 17 h), totalisant environ 0,5 L d'eau par jour, afin d'éviter le stress hydrique et réduire le lessivage.

L'azote provenant des engrais chimiques a été apporté sous la forme composite de NPK 14:23:14. Cet engrais chimique (NPK) a été incorporé dans les échantillons de sol avant le semis. Les urines non diluées ont été apportées en trois fractions à 14, 35 et 50 JAS. Chaque apport est suivi par une petite quantité d'eau pour réduire les pertes d'azote. Ainsi, les différents volumes d'urine ont été appliqués: 156, 117, 78 et 39 mL/pot équivalent à 100, 75, 50 et 25 N kg/ha. En ce qui concerne le compost, il a été appliqué avant le semis à la quantité de 2, 4, 6 et 8 g/pot correspondant à 25, 50, 75 et 100 N kg/ha. L'engrais chimique (NPK) et le compost ont été mélangés avec les échantillons de sol à la profondeur de 10 cm dans chaque pot de culture. Enfin, la concentration initiale en azote (N) des échantillons de sol a été prise en compte dans le calcul de l'apport, par contre celle du phosphore et du potassium relativement faibles ont été négligées.

### 2.6.2. Choix du matériel végétal

Le gombo (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench) est une plante modérément tolérante à la salinité (Ünlükara *et al.*, 2008). C'est aussi l'un des légumes tropicaux populaires, bien connus et appréciés dans la région sub-saharienne et ses fruits peuvent être récoltés et séchés pour la consommation hors saison (Nana *et al.*, 2009). La variété *Indiana* utilisée au cours de cette expérimentation est très prisée par les producteurs et les habitants de la ville de Ouagadougou et de ses environs (Sawadogo *et al.*, 2009), son cycle est court, de 45 à 55 jours. Cette même variété a été utilisée dans la troisième activité qui s'est déroulée en plein champ.

### 2.6.3. Données agronomiques

Les paramètres suivis au cours de cette expérience sont : la hauteur des plantes, le nombre de fruits frais, les rendements des fruits et le poids de la biomasse sèche (racine, tige et fruits) à la récolte.

Les hauteurs moyennes des plantes par traitement ont été mesurées à partir de la surface du sol au collier de la plus jeune feuille à 7, 15, 35, 50 et 65 JAS. Les rendements des fruits ont été évalués après les récoltes successives avec un intervalle de 5 jours entre 2 récoltes. Ensuite, le total des fruits a été obtenu en faisant la somme de l'ensemble des fruits récoltés par pot et par traitement.

La végétation des pots a été récoltée, mise dans des sachets en papier kraft et ramenée au laboratoire pour des mesures biométriques. La totalité des échantillons de sol de chaque pot de végétation a été retirée, mise dans des bassines en plastique et puis lavée avec de l'eau de robinet pour faciliter l'extraction du système racinaire dont le poids frais et sec ont été déterminés. Les fruits, racines et tiges frais ont été pesés puis mise à sécher à l'étuve à 105°C pendant 48 heures pour avoir la biomasse sèche totale.

### 2.6.4. Caractérisation des sols après période de culture

Les échantillons de sol ont été prélevés à 0-25 cm de profondeur autour du site expérimental. Ensuite, ces échantillons de sol ont été mélangés pour obtenir des échantillons composites qui ont servi de substrats pour les cultures dans les pots de sept (7) litres. Un échantillon représentatif de sol de ces échantillons composites a été utilisé pour les analyses physico-chimiques de l'état initial. Après les récoltes, des échantillons ont été prélevés dans les différents pots de culture pour évaluer l'impact des biofertilisants. Le pH et la conductivité électrique (CE) ont été mesurés. L'état de sodisation des sols a été évalué à partir du rapport d'adsorption du sodium (SAR) dont la formule est (**Richards, 1954**):

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}} \quad (\text{Eq. 6})$$

La capacité d'échange cationique (CEC) et la matière organique du sol (MOS) ont été également déterminées. Les différentes méthodes de caractérisation de ces paramètres sont établies en annexe 3.

## **2.7. Evaluation de la salinité des sols amendés par les urines**

### **2.7.1. Dispositif expérimental et traitements**

Cette deuxième expérimentation a été basée sur trois (3) traitements testés dans des pots en plastiques de 60 L placés en plein champ (Figure 19 a, b c).

- (1) Contrôle (C);
- (2) Urine (U);
- (3) Compost + Urine (C+U).

Chaque traitement est testé en 3 répétitions, ce qui représente au total 9 pots. Le sol utilisé pour cette expérimentation était de type argilo-sableux (Tableau 7) provenant des bas-fonds du barrage de Kamboinsin.

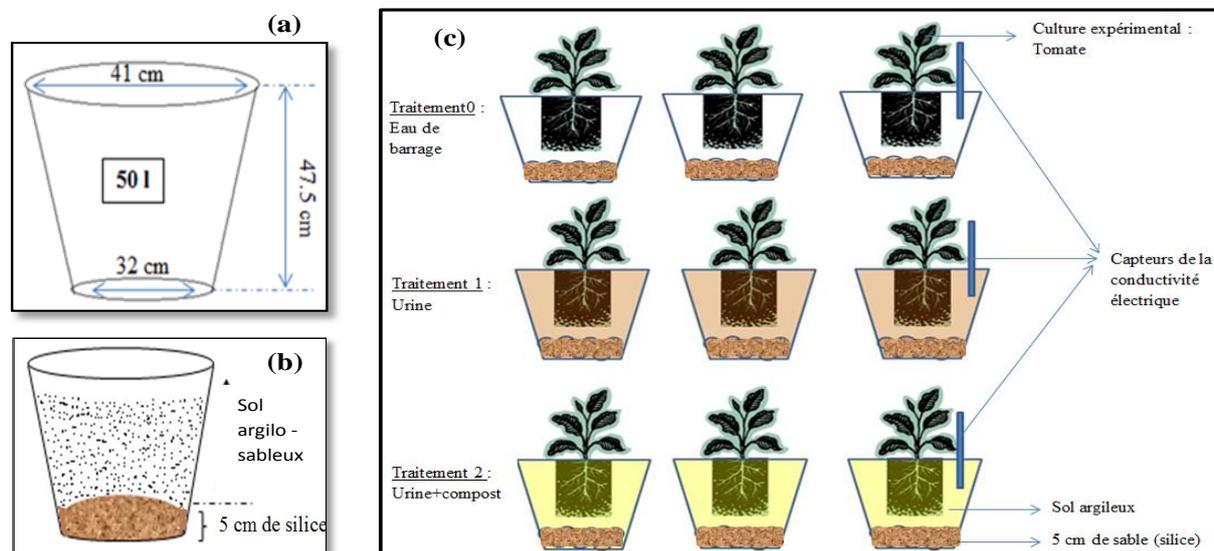
Les recommandations de l'Institut de l'Environnement et des Recherches Agricoles (INERA) sur la demande de la tomate en nutriments est de 150-200 N kg/ha, 60-80 P kg/ha et 190-200 K kg/ha. Pour simplifier la quantification d'apport en nutriments, la moyenne de différentes valeurs données pour chaque nutriment a été utilisée comme la quantité nécessaire pour la plante. Ainsi, les besoins ont été estimés comme suit : 175 N: 70 P: 195 K (kg/ha).

Dans le traitement urine, le volume apporté a été uniquement basé sur le besoin de la plante en azote. Cependant, le phosphore et le potassium ont été apportés dans tous les traitements en utilisant les fertilisants commerciaux tels que le Potassium sulfate ( $K_2SO_4$ ) et le Potassium dihydrogène phosphate ( $KH_2PO_4$ ). Se référant aux besoins de la plante, 4g de  $KH_2PO_4$  et 3g de  $K_2SO_4$  ont été appliqués dans chaque pot avant semis pour compenser la demande de la plante en K et P.

L'apport en nutriments de la plante à partir des différentes sources d'engrais a été faite en plusieurs étapes. Ainsi, 24 jours après transplantation (JAT), les quantités de potassium et phosphore correspondantes aux besoins de la plante ont été appliquées dans les échantillons de sols des pots de culture. A 25 JAT, l'urine et le compost ont été appliqués suivant les besoins en azote de la plante.

L'urine utilisée contenait environ 2,9 N g/L et en fonction de la surface du pot qui était de 0,87 m<sup>2</sup>; 0,7 L était nécessaire pour satisfaire le besoin en azote de la plante durant le cycle cultural. Ainsi, ce volume de 0,7 L a été fractionné en 3, ce qui correspondait environ à 250 mL par pot à chaque phase d'application (25, 40 et 55 JAT).

En ce qui concerne le traitement compost + urine, 50% d'azote provenait de l'urine et correspondait à 125 mL/pot de culture. La teneur en azote du compost était de 54,7 mg/g, 50 % d'azote a été fourni à partir du compost ce qui correspondait à 18 g/pot.



**Figure 19:** Dimensions des pots (a et b) et illustration du dispositif expérimental (c)

Les tomates ont été mises en pépinières sous la serre du site expérimental. Après trois semaines du semis, les jeunes plants ont été transplantés dans des pots placés en plein air. Au début, chaque pot avait 5 poquets avec 2 à 3 plantes par poquet.

Les besoins en eaux de la plante étaient de 1 litre par jour (1 L/j). Cette quantité a été obtenue en multipliant le coefficient de la plante à chaque phase de croissance de la plante par le potentiel d'évapotranspiration de chaque mois durant toute la période de l'essai. L'évapotranspiration de chaque mois a été calculée selon Cropwat, les données d'entrée (données climatiques de Ouagadougou: humidité, radiation, température) ont été générés sur Climwat (Annexe 6). L'apport en eau ne consistait qu'à compenser l'eau perdue par évapotranspiration. Les apports d'eau à la plante à différentes phases de croissance ont été obtenus par Cropwat 8, un logiciel d'irrigation de la FAO (Annexe 7). L'irrigation des plantes a été effectuée manuellement deux fois par jour à 7 h et 17 h pour tous les traitements.

### 2.7.2. Choix du matériel végétal

La Tomate (*Solanum Lycopersicum* ancien *lycopersicon Esculentum*) a été choisie comme la plante expérimentale à cause de sa haute sensibilité à la salinité (Brady *et al.*, 1999). La variété utilisée était Tomato Petomech, une variété locale dont le cycle est de 70 à 80 jours depuis le semis jusqu' à l'apparition des premiers fruits.

### 2.7.3. Données agronomiques

Le pouvoir fertilisant des différents traitements a été apprécié sur les différentes parcelles cultivées à l'issue de l'expérimentation. Pour ce faire, un seul paramètre a été déterminé à savoir la biomasse fraîche et sèche obtenue après séchage pendant 48 heures à l'étuve à 105°C.

### 2.7.4. Caractérisation des sols pendant et après la période culturale

Les échantillons de sol ont été collectés après l'essai, deux semaines après la dernière application de l'urine. Les échantillons de sol prélevés après la récolte ont été collectés séparément suivant les trois différentes profondeurs (0-15 cm, 15-25 cm, et 25-35 cm) en fonction des différents traitements appliqués. Le prélèvement a été fait à l'aide d'une tarière. Après prélèvement, un échantillon composite de sol a été formé à partir des échantillons élémentaires du même traitement à la même profondeur ; au total 9 échantillons composites ont été constitués. Tous les échantillons ont été conservés dans des sachets du terrain jusqu'au laboratoire. Les mêmes protocoles et méthodes d'analyse des sols adoptés dans la première expérimentation ont été utilisés au cours de cette présente activité.

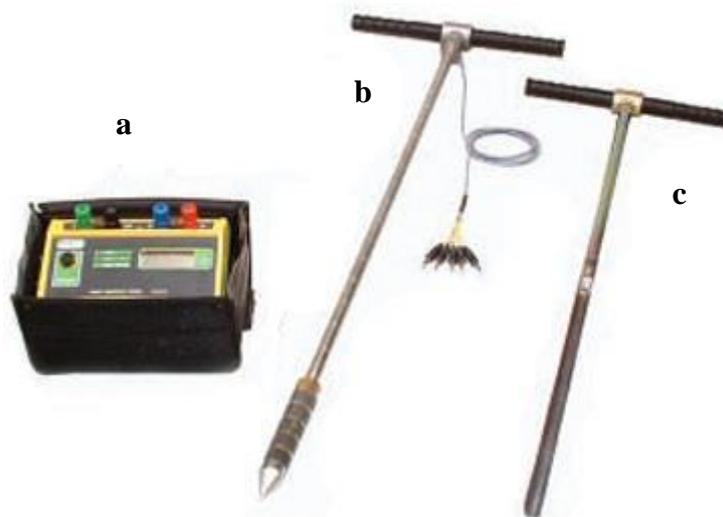
#### 2.7.4.1. Suivi continu de la salinité des sols amendés

La salinité du sol a été déterminée par les mesures de la conductivité électrique. La conductivité a été évaluée au laboratoire ainsi que sur le terrain directement dans les pots de culture. Au laboratoire, la conductivité a été mesurée par un multi-paramètre du type WTW 350i. Au niveau du terrain, la salinité a été évaluée en utilisant deux appareillages différents: (1) un appareillage électronique intégré constitué des capteurs du type SOIL MCT (e+ sensor) pour les enregistrements en continue, mesurant la conductivité, l'humidité et la température des échantillons de sol. Dans un pot de chaque traitement, un capteur a été implanté à 15 cm de profondeur. Les capteurs ont été réglés afin d'enregistrer les premières mesures à intervalle de 90 minutes avant l'application de l'urine, et qui a été ensuite ramené à 30 minutes après la première application d'urine jusqu'à la fin de l'expérience. Les données enregistrées par les capteurs étaient récupérées en utilisant l'outil e+ sensor (Annexe 8). Une fois récupérées, les données ont été transférées sur l'ordinateur pour être traitées avec le logiciel LDM.

### 2.7.4.2. Suivi ponctuel de la salinité des sols amendés

Les mesures ponctuelles étaient prises en une fréquence de deux fois par semaine dans tous les pots et sur deux profondeurs différentes respectivement 25 cm et 35 cm dans chaque pot.

La sonde CE a été connectée au resistivimètre ce qui permet de faire des lectures directes et la tarière gouge sert à faire un avant trou pour enfoncer la sonde à différentes profondeurs dans tous les pots. Ce dispositif de suivi ponctuel de la salinité est présenté à la figure 20.



**Figure 20** : Appareillage de mesure de la conductivité électrique ponctuelle, resistivimètre (a), sonde de CE (b) et tarière gouge (c)

A l'aide d'une tarière des conduites de 25 cm et 35 cm ont été creusées dans chaque pot pour faciliter les mesures ponctuelles (Figure 21). Chaque conduite a été couverte par un tube en PVC pour faciliter les séances de mesures. Cette procédure a été adoptée pour éviter les pertes de sol à chaque fois qu'il fallait creuser avec la tarière ou encore perturber les propriétés du sol à différentes profondeurs du pot. La valeur lue sur le « resistivimètre » était la résistivité de l'échantillon de sol. Ainsi, l'équation suivante était utilisée pour obtenir la valeur correspondante de conductivité électrique :

$$CEs = k \times f_t / R_t \quad (\text{Eq. 7})$$

Où CEs : Conductivité électrique du sol en (mS/cm) ou (mmho/cm) à 25°C,

k : Constante empirique ou constante de cellule (cm<sup>-1</sup>)

Constante empirique de Eijkelkamp Agrisearch Equipment EC-sonde est 17,5 cm<sup>-1</sup>,

f<sub>t</sub> : Facteur de correction de la température pour convertir CE mesurée en CE à 25°C.

R<sub>t</sub> : Résistivité mesurée à la température qui règne dans l'échantillon de sol en ohm (Ω)

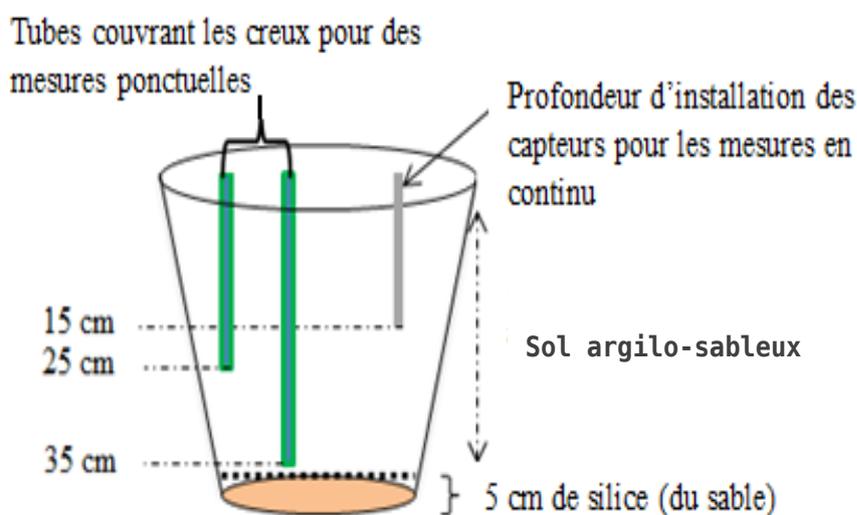


Figure 21: Profondeurs de mesure de la conductivité avec les capteurs

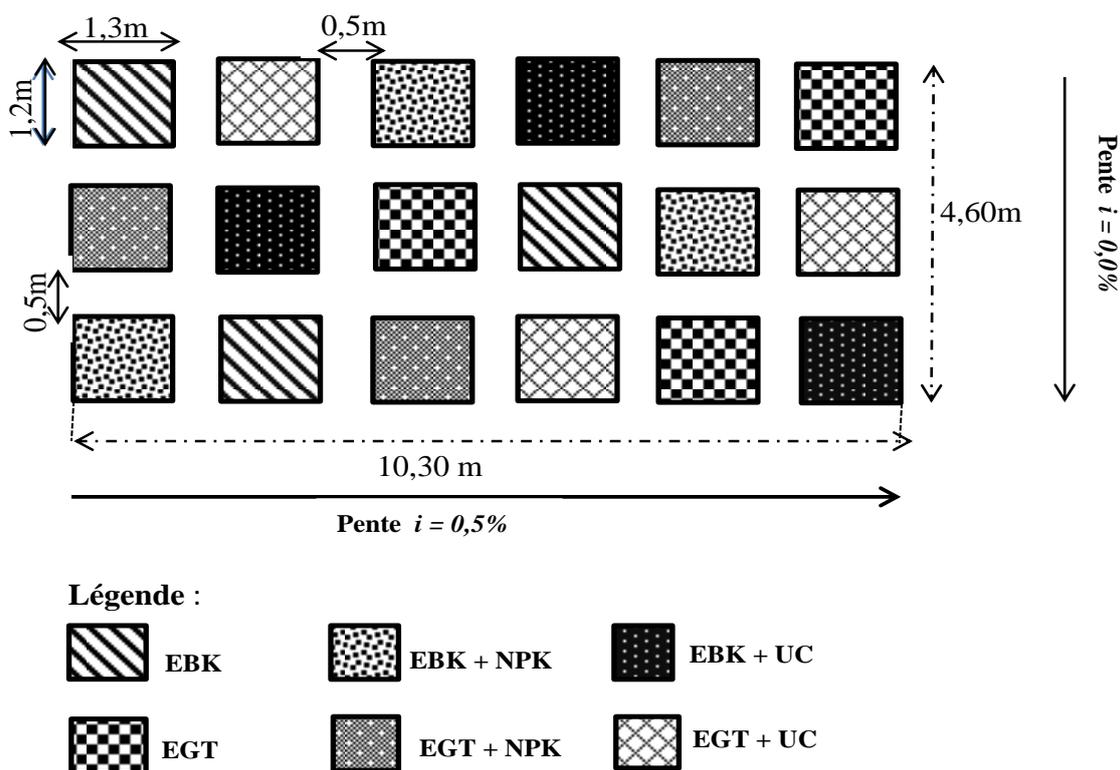
## 2.8. Evaluation des effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur la culture gombo (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench) en plein champ

### 2.8.1. Dispositif expérimental et traitements

Les expérimentations relatives au pouvoir fertilisant des sous-produits de l'assainissement écologique ont été conduites sur une série de parcelles disposées sur le site expérimental. Les graines de gombo ont été semées dans des parcelles élémentaires de 1,56 m<sup>2</sup> à raison de 4 graines par poquet pour 6 poquets par parcelle. Les six différents traitements appliqués sur les parcelles expérimentales étaient constitués de :

- (1) Eau du barrage de Kamboinsin (EBK);
- (2) Eaux grises traitées (EGT);
- (3) Eaux du barrage de Kamboinsin + NPK (EBK + NPK);
- (4) Eaux grises traitées + NPK (EGT + NPK);
- (5) Eaux du barrage de Kamboinsin + urine/compost (EBK + UC);
- (6) Eaux grises traitées + urine/compost (EGT + UC).

Les parcelles expérimentales ont été disposées en blocs aléatoires et les traitements répliqués trois (3) fois (Figure 22). Ainsi, au total dix-huit (18) parcelles de 1,56 m<sup>2</sup> chacune espacées de 0,5 m ont été utilisées pour cette étude. La préparation des parcelles a consisté en un gravage manuel (méthode traditionnelle à la daba).



**Figure 22:** Dispositif des parcelles expérimentales en plein champ

Similairement aux traitements de la première expérimentation, ces traitements ont été basés sur le besoin en azote de la plante (gombo) qui est de 100 N kg/ha. Les proportions de 75% azote provenant des urines (75 % N<sub>urine</sub>) et 25 % azote provenant du compost (25 % N<sub>compost</sub>) ont été appliquées. Ces proportions ont été choisies sur la base des résultats de la première activité où ces ratios donnaient de meilleurs rendements pour la culture du gombo.

L'urine a été appliquée 15 JAS, à raison de 250 mL/poquet ce qui équivaut à 9 615 l/ha. Cette première application a été suivie d'une deuxième et troisième respectivement au 35 et 50 JAS. Les urines ont été appliquées au niveau de sillons de 5-10 cm de profondeur autour de la plante afin de réduire le contact avec les parties comestibles de celle-ci.

En ce qui concerne l'engrais chimique, NPK 14:23:14 a été appliqué à la dose de 0,147 t/ha soit 23 g/parcelle suivant la méthode de l'anneau. Pour le compost, l'apport a été fait en une seule fois, avant les semis, avec une quantité de 70 g/parcelle soit 4,44 t/ha.

Les parcelles ont été désherbées manuellement 3 fois durant la période de culture et périodiquement traitées avec les insecticides (K-Lambda et Pacha) pour lutter contre les insectes, les nématodes et les champignons ravageurs.

Le volume total des eaux d'irrigation apporté, la quantité d'azote total, sodium (Na<sup>+</sup>) et de chlorure (Cl<sup>-</sup>) provenant des sous-produits de l'assainissement au cours de cette

expérimentation sont mentionnés dans le tableau 8. Le volume total d'eaux d'irrigation apportée par parcelle était 5 litres par jour pendant les 15 jours après le semis (JAS) et cette quantité a été augmentée à 10 litres par jour par parcelle jusqu'à la récolte. La période culturale a duré 68 jours. Les quantités de sels étaient plus importantes au niveau des sols irrigués avec les eaux grises et amendés avec les urines, tandis que ceux irrigués avec les eaux du barrage avaient une quantité plus faible de sels.

**Tableau 8.** Quantité totale d'azote, de sodium et ion chlorure apportée au cours de l'expérimentation

Différents Traitements	Total N (g/parcelle)	Total Na <sup>+</sup> (g/parcelle)	Total Cl <sup>-</sup> (g/parcelle)
	68 jours	68 jours	68 jours
EBK	0,96	3,68	1,81
EGT	9,14	40,42	11,27
EBK + NPK	7,27	3,68	1,81
EGT + NPK	15,46	40,42	11,27
EBK + UC	18,93	77,93	58,24
EGT + UC	27,12	114,67	67,70

### 2.8.2. Données agronomiques

Comme lors de la première activité, les paramètres agronomiques mesurés sont la hauteur de la plante, la production de fruits frais et la biomasse aérienne. Ainsi, les tiges et fruits ont été pesés pour la biomasse aérienne fraîche et ensuite séchés à l'étuve à 105°C pendant 48 heures pour obtenir la biomasse aérienne sèche totale.

### 2.8.3. Caractérisation des échantillons de sol

Les échantillons de sol de cette expérimentation en plein champ étaient de type sable argilo-limoneux et limon argilo-sableux pour les horizons respectifs 0-15 et 15-30 cm (Tableau 7). Les échantillons de sol ont été prélevés sur le site expérimental dans les parcelles de culture après la récolte. Des échantillons composites ont été prélevés au niveau de chacune des 18 parcelles suivant deux horizons différents, 0-15 cm et 15-30 cm, à l'aide d'une tarière. Chaque échantillon correspond à un mélange composite de trois prélèvements effectués en diagonale sur chacune des parcelles. Ainsi, environ 1 kg de chaque niveau a été prélevé dans des sacs en polyéthylène ou en plastique et conservé au laboratoire. Ensuite, l'échantillon composite a été divisé en quatre parties égales dont on n'a retenu que la moitié en réunissant deux quarts opposés (Afnor, 1996). Les protocoles et méthodes d'analyse des sols adoptés sont les mêmes que ceux des précédentes expérimentations.

## 2.9. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R version 2.15.1 pour l'ensemble des données agronomiques et des sols obtenues au cours des trois expérimentations. Les paramètres des échantillons de sol et des plantes déterminés à chaque traitement ont été comparés en utilisant une analyse de la variance (ANOVA) suivie d'une comparaison des moyennes à l'aide du test post hoc de Tukey ( $p < 0,05$ ). Pour le rendement des récoltes et de la biomasse totale, les différences entre les traitements ont été déterminées à l'aide du test de Kruskal-Wallis qui est une alternative à l'ANOVA lorsque l'hypothèse de normalité ou test de variance n'est pas acceptable.

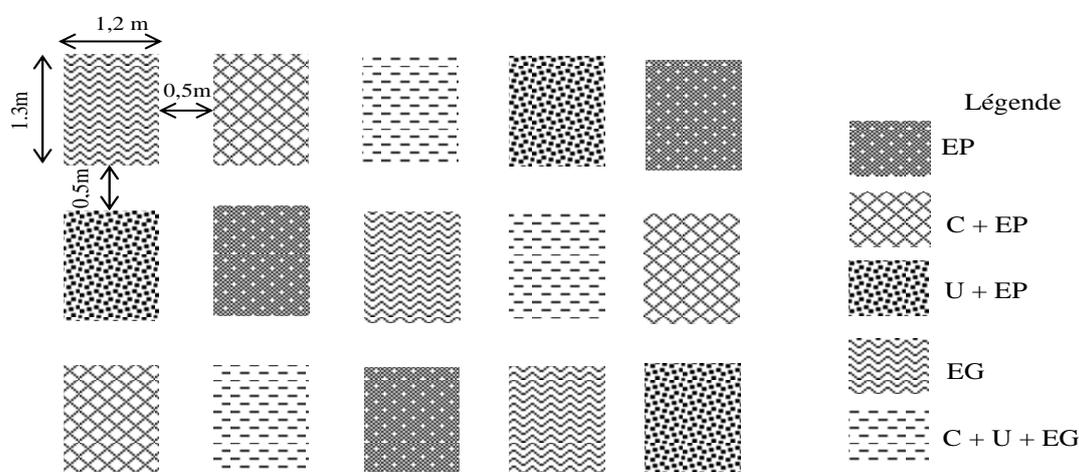
## 2.10. Evaluation des risques sanitaires associés à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique

### 2.10.1. Dispositif expérimental et traitements

L'expérimentation a été conduite sur le site expérimental de Kamboinsin avec la culture de laitue. Les différents traitements appliqués sur les parcelles expérimentales étaient :

1. Compost + Eau potable (C + EP);
2. Urine + Eau potable (U + EP);
3. Eaux grises (EG);
4. Compost + Urine + Eaux grises (C+ U + EG).
5. Eau potable

Les parcelles expérimentales ont été disposées en blocs aléatoires et les traitements répliqués trois (3) fois (Figure 23). Ainsi, au total quinze (15) parcelles de  $1,56 \text{ m}^2$  chacune espacées de de 0,5 m ont été mises en place.



**Figure 23:** Dispositif expérimental pour l'évaluation des risques sanitaires

### 2.10.2. Choix du matériel végétal

La principale préoccupation des risques sanitaires associés à la consommation a trait aux légumes mangés crus, tels que la laitue, les choux et carottes (Harris *et al.*, 2003). La laitue (*Lactuca sativa* L.) est un légume affleurant le sol donc susceptible d'être contaminée par les microorganismes pathogènes (Kouraa *et al.*, 2002). Cependant, elle a une densité foliaire importante qui assure une protection aux microorganismes contre le pouvoir désinfectant des rayonnements solaires (Stine *et al.*, 2005).

### 2.10.3. Caractéristiques microbiologiques des différentes matrices

Les différentes charges initiales ont été obtenues à partir des analyses effectuées au laboratoire (LEDES) de microbiologie de 2iE. Les charges microbiennes initiales des sous-produits de l'assainissement écologique et du sol avant culture sont mentionnées dans le tableau 9. Les urines étaient exemptes des *E. coli* et des *Ascaris lumbricoides* mais très chargées en coliformes fécaux. Une absence des *Ascaris* a été également observée dans les eaux grises, cependant les salmonelles sont présentes en fortes concentrations.

Le compost renfermait initialement d'importantes quantités de bactéries telles que les entérocoques ( $5,82 \log_{10}$  UFC/g Ps), tandis que le sol contenait uniquement que les *E coli* à une charge moyenne de  $2,10 \log_{10}$ UFC/g Ps.

**Tableau 9.** Charges initiales microbiennes des sous-produits et du sol

Matrice	<i>E. coli</i> ( $\log_{10}$ UFC/100mL)/ ( $\log_{10}$ UFC/gPs)	Coliformes ( $\log_{10}$ UFC/100mL)/ ( $\log_{10}$ UFC/gPs)	Entérocoques ( $\log_{10}$ UFC/100mL)/ ( $\log_{10}$ UFC/gPs)	Salmonelles ( $\log_{10}$ MPN/100mL)/ ( $\log_{10}$ MPN/g Ps)	<i>Ascaris</i> (eggs/L) (eggs/gPs)
Urine	0	$5,2 \pm 0,71$	$4,00 \pm 0,41$	$3,95 \pm 2,27$	0
Eaux grises	$4,73 \pm 1,73$	$5,35 \pm 1,4$	$4,42 \pm 1,63$	$156,63 \pm 199,80$	0
Compost	$4,21 \pm 3,53$	$4,40 \pm 3,55$	$5,82 \pm 4,32$	3,31	27
Sol	$2,10 \pm 2,20$	0	0	0	0

*Données de laboratoire 2iE*

### 2.10.4. Analyse microbiologique des laitues

L'échantillonnage a consisté à prendre 100 g de matière végétale au stade de la maturité sur chacune des trois répétitions des différents traitements. La collection a été réalisée dans le respect des conditions d'hygiène et de stérilité nécessaire et les échantillons sont conservés à 4 °C jusqu'au moment des analyses au plus tard 24 h. Une quantité de 10 g de feuilles de laitue de chaque traitement a été introduite dans des flacons stériles. Dans chaque bouteille, une

quantité de 90 mL de solution de NaCl à 1 N a été introduite, puis la bouteille a été fermée et agitée pendant 15 minutes dans la position horizontale sur un agitateur de plaque. Pour chaque eau de rinçage représentant une solution mère de  $10^{-1}$ , et ensuite des dilutions appropriées ont été réalisées. Une suspension de 0,1 mL de la solution mère et de chacune des dilutions ont été ensemencées et étalées sur les boîtes de Pétri stériles 90 mm de diamètre contenant des milieux de culture (Chromocult Agar ou Slanetz Bartley suivant les indicateurs).

### 2.10.5. Evaluation quantitative du risque microbien (EQRM)

L'évaluation quantitative du risque microbien (EQRM) selon **Hamilton *et al.* (2006)** est une estimation des risques résultant de dangers spécifiques et de différentes voies ou scénarios d'exposition. **Haas *et al.* (1999)** ont identifié quatre principales étapes pour l'EQRM qui sont décrites ci-dessous.

#### 2.10.5.1. Identification des dangers

Cette étape consiste à identifier les éléments de preuve disponibles et déterminer si une substance ou constituant présente une nocivité particulière. Le choix a été porté sur les helminthes en particulier les *Ascaris* à cause de leur longue survie pendant des années dans le sol dans des conditions difficiles pour être transmissibles aux hommes (**Amoah *et al.*, 2005**). Ce qui en fait un organisme de référence idéal pour EQRM dans les pays en développement tel que Burkina Faso (**Nana et Esi, 2012**). Les bactéries comme les salmonelles ont été également identifiées comme dangereuses. Avec des concentrations variant de  $10^2$  à  $10^4$  pour 100 mL, salmonelle est le genre pathogène prédominant dans les eaux usées (**Jiménez et Chavez, 2000**) et peuvent aussi survivre dans l'environnement suffisamment longtemps des risques de santé publique (**WHO, 2006a**).

#### 2.10.5.2. Evaluation de l'exposition

Cette étape fait référence à l'estimation de l'intensité, la fréquence et la durée de l'exposition humaine à un agent particulier, dans le but de déterminer la quantité d'organismes qui corresponde à une exposition unique ou la quantité totale d'organismes qui comprennent un ensemble d'expositions. Les scénarios d'exposition ont été identifiés à partir de deux groupes cibles de la population: les agriculteurs et les consommateurs. Pour cette étude, il n'y pas eu d'inactivation notable des pathogènes avant utilisation, ce qui correspond au cas le plus défavorable.

Au niveau des agriculteurs, il a été supposé qu'aucune mesure de protection n'a été prise lors la manipulation des sous-produits provenant des familles pilotes. Il a été supposé que les agriculteurs ne portent pas de vêtements de protection et sont en contact direct avec les sous-produits qui n'ont pas été hygiénisés.

Pour la culture choisie qui est la laitue, le cycle cultural est d'environ 50 jours pour cette étude. Cette culture est considérée comme pratiquée que pendant la saison sèche qui dure 9 mois. Ainsi, dans ces conditions les agriculteurs sont exposés cinq (5) fois) au cours de l'année suite à l'utilisation du compost. Concernant l'urine, elle est appliquée trois (3) fois par cycle pour la laitue. Les agriculteurs peuvent ingérer accidentellement 0,43 mL d'urine durant la fertilisation, déterminé par le protocole mentionné en annexe 9. La fréquence d'exposition a été estimée à 15 fois par an. Pour les eaux d'irrigation, une quantité de 1-2 mL peut être ingérée involontairement par les agriculteurs lors de l'arrosage des cultures (**Nana et Esi, 2012**). Il a été supposé que les cultures sont irriguées avec les eaux grises durant tout le cycle cultural, donc les jours d'exposition ont été estimés à 275 jours pour les agriculteurs.

En ce qui concerne l'ingestion accidentelle des sols irrigués et/ou cultivés par les agriculteurs, **Haas et al. (1999)** ont estimé une quantité 10-100 mg à chaque labour et désherbage des parcelles agricoles. Ces activités de labour ont été réalisées quatre (4) fois par cycle culturale. Par conséquent, le temps d'exposition par an pour ces activités a été estimé à 20 jours.

Enfin, pour le scénario basé sur les consommateurs, il a été pris en compte la quantité de laitue consommée par personne durant toute une année. Dans les pays en voie de développement, il a été montré que 100g de laitue sont consommés une fois par semaine par personne (**Shuval et al., 1997**). A partir de ces données, l'exposition à la consommation de laitue a été estimée à 52 jours durant l'année. Selon ces mêmes auteurs, 10,8 mL d'eau d'irrigation sont conservées sur une laitue de 100g après la récolte. Ce qui conduit à une ingestion accidentelle de 10,8 mL/100g de laitue (**Shuval et al., 1997**). Les scénarios d'exposition des agriculteurs et des consommateurs aux différents sous-produits de l'assainissement et à la laitue après récolte sont mentionnés dans le tableau 10.

**Tableau 10.** Différents scénarios d'exposition des agriculteurs et des consommateurs

Population cible	Matrice de manipulation	Scenarios exposition	Quantité ingérée	Fréquence exposition (événements/année)
Agriculteurs	Compost	Manipulation sans protection (gants, masque)	10-100 mg	5 jours
	Urine	Manipuler l'urine sur le terrain avec un seau et manger, sans se laver les mains	0,39-0,45 mL *	15 jours
	Sol	Ingestion de sol contaminé par les eaux grises, le compost ou l'urine.	10-100 mg	20 jours
	Eaux grises	Ingestion des eaux grises du système d'irrigation (des arrosoirs ou seau)	1-2 mL	275 jours
Consommateurs	Laitue	Ingestion accidentelle à partir de la laitue non lavée	10,8 mL/100g	52 jours

\* Protocole de détermination de la quantité d'urine ingérée (annexe 9).

### 2.10.5.3. Evaluation de la relation dose-réponse

Il s'agit d'établir une relation (mathématique) entre la quantité (concentration) d'un micro-organisme auquel la personne ou la population est exposée et le risque que cette concentration produise des effets indésirables. La relation dose-réponse a été appliquée aux salmonelles et *Ascaris*. Les directives de l'OMS ont adopté une approche d'EQRM normalisée pour l'analyse des risques associés à la simulation de Monte Carlo (Mara *et al.*, 2007).

Les équations de base sont :

Modèle dose-réponse Bêta-Poisson :

$$P_j(d, \alpha, N_{50}) \approx 1 - \left[1 - \frac{d}{N_{50}} \left(2^{1/\alpha} - 1\right)\right]^{-\alpha} \quad (\text{Eq. 7})$$

$P_j$  : risque d'infection journalière,

$N_{50}$  est la dose infectieuse médiane ;

$\alpha$  et  $r$  : constantes d'infectiosité des pathogènes

Risque d'infection annuelle :

$$P_{an} = 1 - (1 - P_j)^n \approx nP_j \quad (\text{Eq. 8})$$

$P_{an}$  : risque annuel d'infection d'une personne découlant de  $n$  expositions par année à la dose unique de pathogènes  $d$  ;

Les paramètres exponentiels  $r$  et la dose-réponse modèles bêta-Poisson ( $\alpha$  et  $\beta$ ) de diverses ingestions de pathogènes étudiés par différents auteurs sont présentés dans le tableau 11. Les

valeurs minimales et maximales des charges de pathogènes (Annexe 11 et 12) ont été utilisées pour évaluer le risque microbien pour chaque traitement.

**Tableau 11.** Paramètres exponentiels et dose-réponse modèle bêta-Poisson de divers pathogènes ingérés

Pathogènes	Exponential		beta-Poisson	
	<i>r</i>	<i>a</i>	<i>β</i>	<i>N</i> <sub>50</sub>
<i>E. coli</i>		0,1705 <sup>a</sup>	1,61 x 10 <sup>6a</sup>	
Salmonelles	0,00752 <sup>a</sup>	0,313 <sup>b</sup>		23600 <sup>b</sup>
<i>Ascaris</i>	1 <sup>b</sup>	0,104 <sup>c</sup>		859 <sup>c</sup>

(Metcalf et Eddy, 2007)<sup>a</sup>; (Schönning *et al.*, 2007)<sup>b</sup>; (Mara et Sleight, 2010)<sup>c</sup>

#### 2.10.5.4. Caractérisation des risques

Il s'agit de l'intégration des évaluations de l'exposition et de la dose-réponse pour arriver aux probabilités quantitatives que les effets se produiront chez les hommes pour un ensemble donné de conditions d'exposition. Ainsi, une comparaison a été faite avec le risque annuel acceptable d'infection selon **WHO (2006a)** qui recommande 10<sup>-6</sup> par personne et par an (pppa). Les étapes de la simulation de Monte Carlo sont décrites à la figure 24.

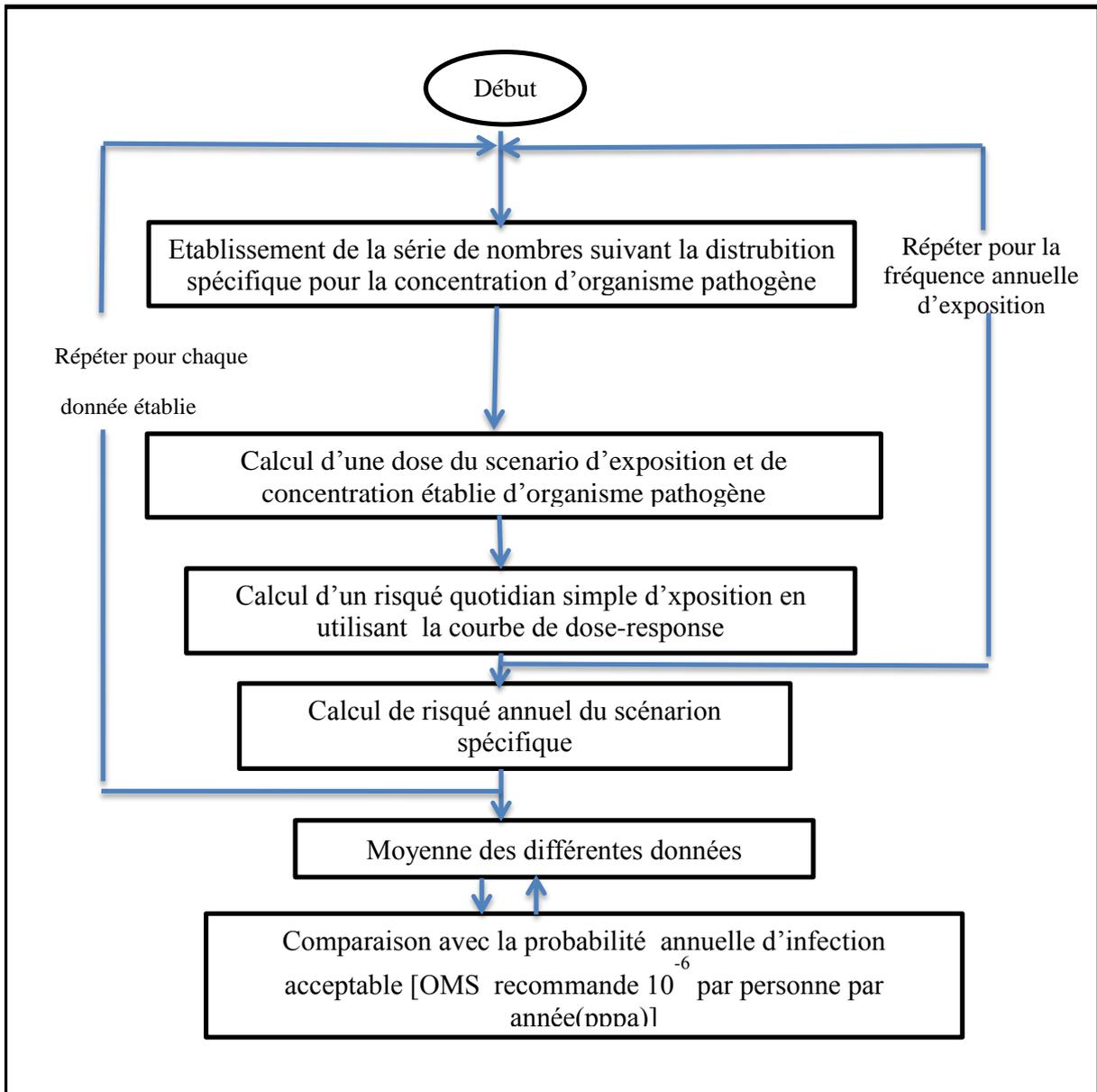


Figure 24: Différentes étapes de la simulation de Monte Carlo

## **Chapitre III : RESULTATS ET DISCUSSION**

### 3.1. Résultats

#### 3.1.1. Identification du meilleur ratio urine/compost sur la productivité du gombo

##### 3.1.1.1. Croissance de la plante

A partir du 50<sup>ème</sup> JAS, une différence significative (test de Tukey,  $p < 0,05$ ) entre les traitements a été observée (Figure 25). Le traitement T4 (ratio 75 % N\_urines + 25 % N\_compost) présente la plus grande hauteur ( $36,00 \pm 2,16$  cm) comparée à celle obtenue avec la fertilisation 100% N\_urine ( $15,00 \pm 3,65$  cm) et le control négatif T0 ( $21,75 \pm 3,30$  cm). A contrario, la plus petite hauteur des plants a été enregistrée avec 100% N\_urine (T2). Ce traitement montre notamment un fléchissement des plants, ce qui indique que la fertilisation avec l'urine uniquement influence négativement la croissance des plantes de gombo.

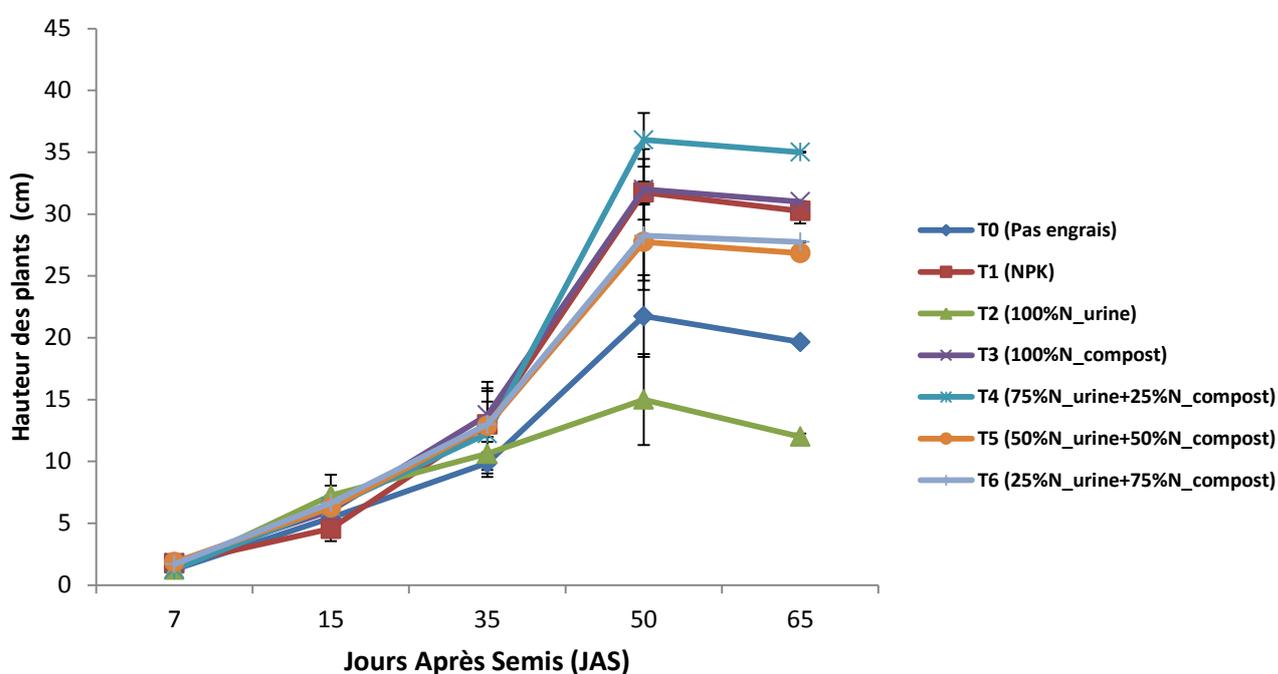
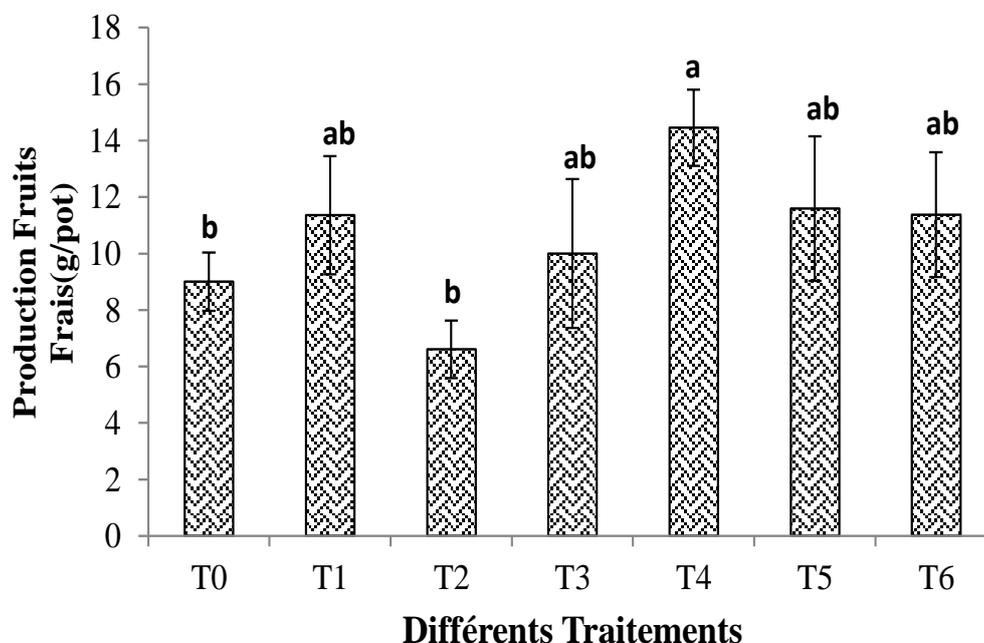


Figure 25: Hauteurs des plants de gombo par traitements

##### 3.1.1.2. Rendement des fruits récoltés

Les productions moyennes des fruits frais récoltés par pot en fonction des différents traitements sont présentées à la figure 26. Les grandes productions ont été obtenues avec T4 ( $15,00 \pm 2,00$  g/pot) suivi de T5 ( $12,00 \pm 2,50$  g/pot). En revanche, la plus faible production ( $6,60 \pm 1,02$  g/pot) a été enregistrée avec T2 (100 % N\_urine) confirmant ainsi l'effet négatif de l'amendement exclusif de l'urine sur les plantes de gombo en milieu sahélien. Le meilleur rendement enregistré avec T4 (75 % N\_urine + 25 % N\_compost) est en conformité avec la bonne croissance observée avec ce traitement illustré à la figure 25. Ces résultats confirment ceux présentés précédemment concernant l'efficacité de T4 par rapport aux autres traitements

appliqués lors de la période de culture. Cependant, il n'y a pas de différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les différents ratios urine/compost, ce qui suggère que les différentes proportions urine/compost appliquées ont les mêmes effets sur la production des plantes. Toutefois, une optimisation supplémentaire du ratio 75 % N\_urine + 25 % N\_compost doit être effectuée en augmentant la proportion de l'urine par rapport à celle du compost.



**Figure 26:** Production moyenne des fruits frais de la plante de gombo en fonction des différents traitements

### 3.1.1.3. Rendement de la biomasse sèche totale

Les effets des différents traitements sur les rendements de la tige sèche, les racines séchées et la biomasse sèche totale du gombo sont indiqués dans le tableau 12. Le rendement moyen des tiges sèches obtenu avec les combinaisons de l'urine et du compost (T4 à T6) sont environ trois fois plus élevés que celui du traitement utilisant uniquement l'urine (T2). Aucune différence significative ( $p < 0,05$ ) n'a été enregistrée entre le rendement des tiges sèches des plantes traitées avec T4 ( $6,69 \pm 0,95$  g/pot) et celui de T5 ( $6,61 \pm 2,10$  g/pot) et T6 ( $5,49 \pm 0,56$  g/pot). Comme les précédents résultats, le rendement moyen des tiges sèches des plantes traitées avec T2 présente la plus faible valeur qui est de  $2,40 \pm 0,01$  g/pot confirmant encore l'effet négatif du traitement unique avec l'urine.

Pour la matière sèche des racines, aucune différence significative ( $p < 0,05$ ) n'a été observée entre les différents traitements. Le rendement de la biomasse sèche totale se distingue de celui des autres composantes agronomiques. Similairement aux résultats antérieurs, les plantes traitées avec T2 présentent un rendement de biomasse totale sèche ( $4,29$

$\pm 0,62$  g/pot) significativement inférieur ( $p < 0,05$ ) à celui des autres traitements à l'exception de celui de T0 (contrôle négatif). Dans l'ensemble, les réponses agronomiques indiquent clairement que le ratio 75 % N\_urine + 25 % N\_compost (T4) semble assez suffisant pour obtenir de meilleurs rendements, car en deçà de cette dose, les valeurs moyennes des variables mesurées ne s'améliorent pas de manière significative.

**Tableau 12.** Effets des différents ratios sur les rendements du gombo

Traitements	Tiges sèches	Racines sèches	Fruits secs	Biomasse sèche totale
(g/pot)				
T0	$2,86 \pm 0,85b$	$0,75 \pm 0,31ab$	$2,00 \pm 0,13b$	$5,61 \pm 0,96b$
T1	$6,65 \pm 0,42a$	$1,44 \pm 0,26a$	$2,52 \pm 0,67ab$	$10,61 \pm 0,93a$
T2	$2,40 \pm 0,01b$	$0,43 \pm 0,01b$	$1,46 \pm 0,62b$	$4,29 \pm 0,62b$
T3	$6,64 \pm 1,73a$	$1,38 \pm 0,60a$	$2,32 \pm 0,32ab$	$10,34 \pm 2,05a$
T4	$6,69 \pm 0,95a$	$1,76 \pm 0,08a$	$3,24 \pm 0,53a$	$11,69 \pm 1,10a$
T5	$6,61 \pm 2,18a$	$1,46 \pm 0,57a$	$2,56 \pm 0,6ab$	$10,63 \pm 2,32a$
T6	$5,49 \pm 0,56a$	$1,01 \pm 0,66ab$	$2,53 \pm 0,54ab$	$9,03 \pm 1,38a$

### 3.1.2. Impacts des différents ratios urine/compost sur les sols cultivés

#### 3.1.2.1. pH des sol

L'échantillon de sol à l'état initial est acide avec 6,20 de valeur moyenne de pH. Une différence significative ( $p < 0,05$ ) a été observée entre les différents ratios (T4, T5 et T6) et T2. Une légère augmentation des valeurs moyennes de pH des échantillons de sol après culture a été constatée au niveau de tous les traitements appliqués à l'exception de 100 % N\_urine ( $5,4 \pm 0,1$ ), où une baisse a été enregistrée comparativement à celui de l'échantillon initial (Tableau 13). L'application exclusive d'urine conduit à une acidification du sol. Il convient de noter qu'il y a une différence significative entre la valeur moyenne de pH des échantillons de sol traités avec T2 (100 % N\_urine) par rapport à celle de T3 (100 % N\_compost). L'apport du compost a eu un effet de neutralisation des échantillons de sol acides qui peut être observé avec les différents ratios urine/compost. Ainsi, une élévation de la valeur moyenne du pH des échantillons de sol a été enregistrée au niveau des échantillons de sol traités avec T4 ( $6,6 \pm 0,4$ ), T5 ( $7,3 \pm 0,1$ ) et T6 ( $7,4 \pm 0,1$ ). Ces résultats indiquent que la combinaison urine et compost tend à atténuer les effets de l'acidification observée lorsque que l'urine est appliquée seule.

### 3.1.2.2. Sodisation et salinité des échantillons de sols

L'accumulation du sodium ( $\text{Na}^+$ ) traduite par le SAR dans les échantillons de sol avant et après les périodes des cultures est indiquée dans le tableau 13. Les résultats montrent que la valeur moyenne du SAR des échantillons de sol était significativement élevée ( $p < 0,05$ ) au niveau de T2 ( $1,70 \pm 0,36$ ) comparée à celles des autres traitements et des échantillons de sol avant culture (Tableau 7). L'application 100 % N\_urine (T2) conduit systématiquement à une sodisation des échantillons de sol. Cependant, la présente étude a montré que les valeurs moyennes du SAR sont dans l'ensemble faibles ce qui signifie que les échantillons de sols de la zone d'étude avant culture étaient pauvres en cations.

Pour la salinité, l'application du compost contribue à diminuer les valeurs moyennes de conductivité électrique (CE) des échantillons de sol comparées à celle du sol avant culture (Tableau 7). De faibles valeurs moyennes de CE ont été enregistrées au niveau des échantillons de sol traités avec les trois ratios urine/compost (T4, T5 et T6) et également avec 100 % N\_compost (T3). Il n'y a pas de différence significative de valeurs moyennes de CE entre ces différents ratios urine/compost et 100 % N\_compost. Cependant, la valeur moyenne de CE enregistrée avec T2 ( $175,3 \pm 15,2 \mu\text{S/cm}$ ) était significativement supérieure à celles des autres traitements et de l'état initial (Tableau 13).

**Tableau 13.** Propriétés physico-chimiques des échantillons de sols

Traitements	Paramètres physico-chimiques		
	pH	CE ( $\mu\text{S/cm}$ )	SAR
Avant culture	$6,2 \pm 0,5\text{cd}$	$128,9 \pm 23,3\text{b}$	$0,64 \pm 0,13\text{a}$
T0	$7,0 \pm 0,1\text{abc}$	$119,3 \pm 4,4\text{bc}$	$0,84 \pm 0,03\text{a}$
T1	$6,8 \pm 0,5\text{abc}$	$123,2 \pm 22,3\text{bc}$	$1,01 \pm 0,14\text{a}$
T2	$5,4 \pm 0,1\text{d}$	$175,3 \pm 15,2\text{a}$	$1,70 \pm 0,36\text{b}$
T3	$7,5 \pm 0,1\text{a}$	$87,0 \pm 10,7\text{c}$	$0,95 \pm 0,12\text{a}$
T4	$6,6 \pm 0,4\text{bc}$	$94,5 \pm 8,2\text{bc}$	$1,09 \pm 0,11\text{a}$
T5	$7,3 \pm 0,1\text{ab}$	$90,4 \pm 6,7\text{bc}$	$1,01 \pm 0,16\text{a}$
T6	$7,4 \pm 0,1\text{ab}$	$90,9 \pm 5,2\text{bc}$	$0,98 \pm 0,11\text{a}$

### 3.1.2.3. Impacts sur la réserve en azote totale et en matière organique des sols

Le tableau 14 présente les teneurs en azote totale (N total), en matière organique (MOS) et le rapport C/N des échantillons de sols avant et après la période de culture. Le taux d'azote total (N total) des échantillons de sol ne varie presque pas quel que soit le traitement appliqué.

Les résultats montrent qu'il n'y a pas de différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les taux de N total des échantillons de sols cultivés et celui de l'échantillon avant culture. Néanmoins, la tendance est à l'augmentation au niveau de T1 (NPK) et T3 (100 % N\_compost) avec un taux de N total de  $0,05 \pm 0,01\%$ . Pour les ratios urine/compost (T4, T5 et T6), le taux de N total est resté inchangé dans les échantillons de sol après la période de culture. Ces résultats suggèrent que le compost est un réservoir appréciable de N total même après absorption par les cultures. Par contre, les échantillons de sol non traités T0 (contrôle négatif) et traités par T2 (100 % N\_urine) montrent un épuisement du Ntotal ( $0,03 \pm 0,01\%$ ) comparés à celui de l'état initial ( $0,04 \pm 0,01\%$ ).

Les valeurs moyennes de la matière organique du sol (MOS) ont tendance à diminuer au niveau des tous les traitements et du contrôle négatif (T0) à l'exception de T3, T5 et T6 par rapport au sol avant culture (Tableau 14). Les plus faibles taux de MOS ont été observés avec T1 (NPK) et T2 (100 % N\_urine). Cependant, les taux de MOS étaient significativement plus élevés ( $p < 0,05$ ) au niveau de T3 (100 % N\_compost), T5 (50 % N\_urine + 50 % N\_compost) et T6 (25 % N\_urine + 75% N\_compost) par rapport à T1 et T2. En revanche, ces résultats suggèrent qu'en termes d'amélioration de la fertilité des sols, le ratio 25 % N\_urine + 75 % N\_compost était approprié pour l'enrichissement convenable en matière organique des sols cultivés.

Le rapport C/N a varié entre 8 et 28, alors que dans les échantillons de sol initial, il était de l'ordre de 12. Le rapport C/N des échantillons de sol est plus réduit avec T1 contrairement aux autres traitements et avant la période de culture (Tableau 14). En revanche, une augmentation du rapport C/N a été enregistrée au niveau des échantillons de sol ayant reçus des apports de compost à l'exception de T4 ce qui a accéléré par conséquence le renouvellement de leur teneur en matière organique. Au niveau de T4, la proportion de compost (25%) était insuffisante pour influencer positivement le stock de matière organique.

**Tableau 14.** Teneur en azote total et matière organique des échantillons de sols

Traitements	Paramètres		
	Ntotal (%)	MOS (%)	C/N
Avant culture	0,04 ± 0,01	0,93 ± 0,03a	12,48b
T0	0,03 ± 0,01	0,59 ± 0,09b	11,46b
T1	0,05 ± 0,01	0,71 ± 0,01b	8,23a
T2	0,03 ± 0,01	0,64 ± 0,08b	12,30b
T3	0,05 ± 0,01	1,43 ± 0,05c	16,55c
T4	0,04 ± 0,01	0,71 ± 0,04 b	10,33ab
T5	0,04 ± 0,01	1,01 ± 0,11a	14,60b
T6	0,04 ± 0,01	1,95 ± 0,11d	28,31d

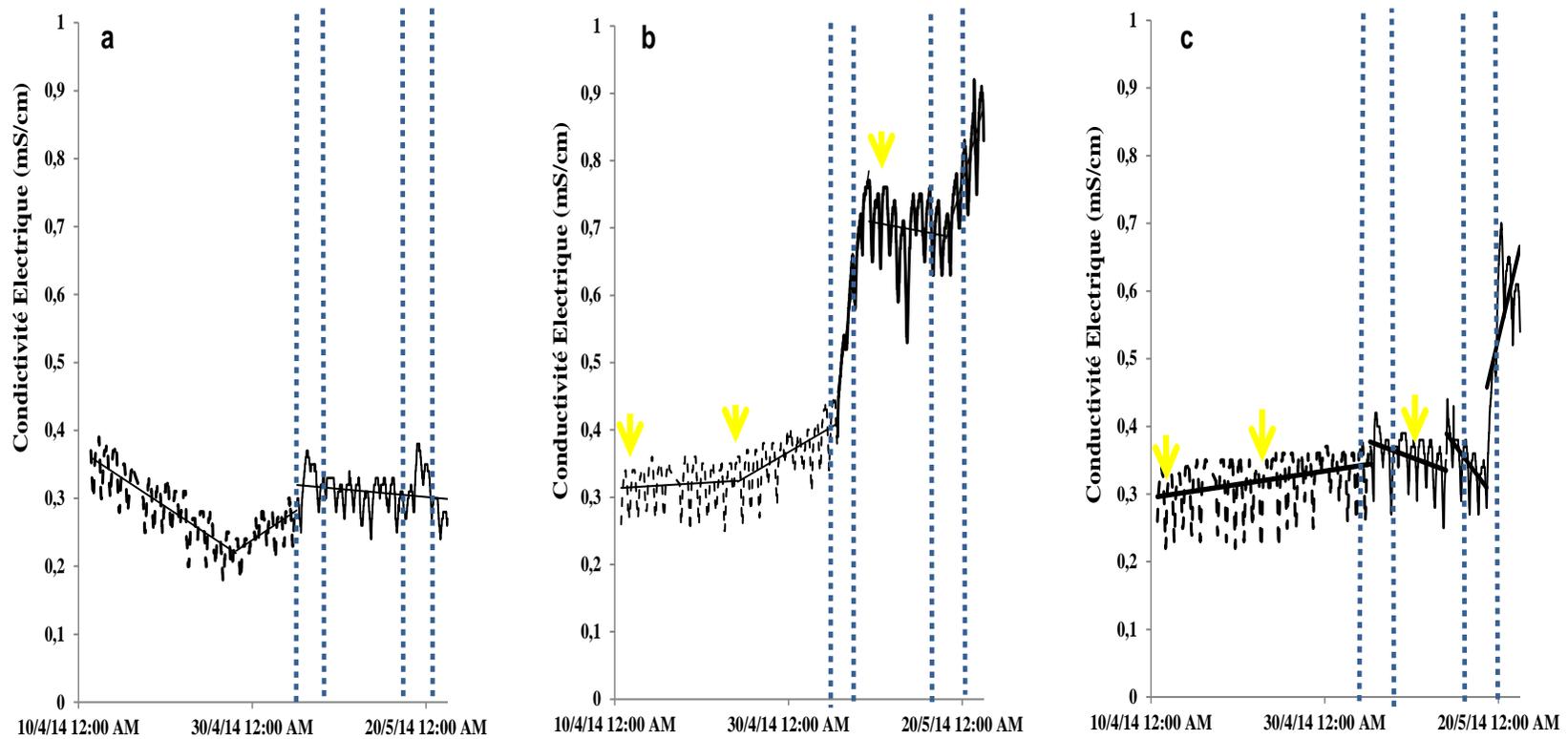
### 3.1.3. Salinité des échantillons de sol induite par la valorisation agricole des urines

#### 3.1.3.1. Conductivité électrique des échantillons de sols

##### 3.1.3.1.1. Conductivité électrique continue des échantillons de sol avec les capteurs

La Figure 27 présente l'évolution de la conductivité électrique (CE) des échantillons de sol à 0-25 cm au cours de la période de cultures suivant les différents traitements appliqués. Les valeurs de CE des échantillons de sol traités avec urine uniquement varient très peu de 0,24 à 0,34 mS/cm après la première application (Figure 27a). En revanche, après le deuxième et le troisième apport d'urine, la valeur de CE a augmenté considérablement de 0,34 à 0,70 mS/cm et de 0,70 à 0,91 mS/cm respectivement. Il convient de noter que ces augmentations ont été significativement influencées par les pluies survenues au cours de l'expérimentation. A l'issue de la première (23 mm) et la quatrième (51 mm) pluie, la CE a augmenté de 0,40 à 0,68 mS/cm et de 0,70 à 0,91 mS/cm correspondant (Figure 27a). Les résultats ont également montré que la valeur de CE des échantillons de sol est significativement liée à l'apport des eaux de pluies ( $r^2 = 0,7878$ ) et ( $r^2 = 0,5454$ ) comme indiqué en annexe 10.

En ce qui concerne le traitement compost + urine (C + U), la CE a varié légèrement de 0,26 à 0,34 mS/cm à l'issue des deux premiers apports d'urine (Figure 27b). Cette tendance a été observée également après le troisième apport d'urine. Par contre, il a été constaté une augmentation significative de la valeur de CE de 0,35 à 0,70 mS/cm après 51 mm de précipitation comme dans le précédent traitement.



**Figure 27:** Evolution de la conductivité électrique des sols en fonction du traitement contrôle (a), urine (b) et compost + urine (c) durant la période culturale

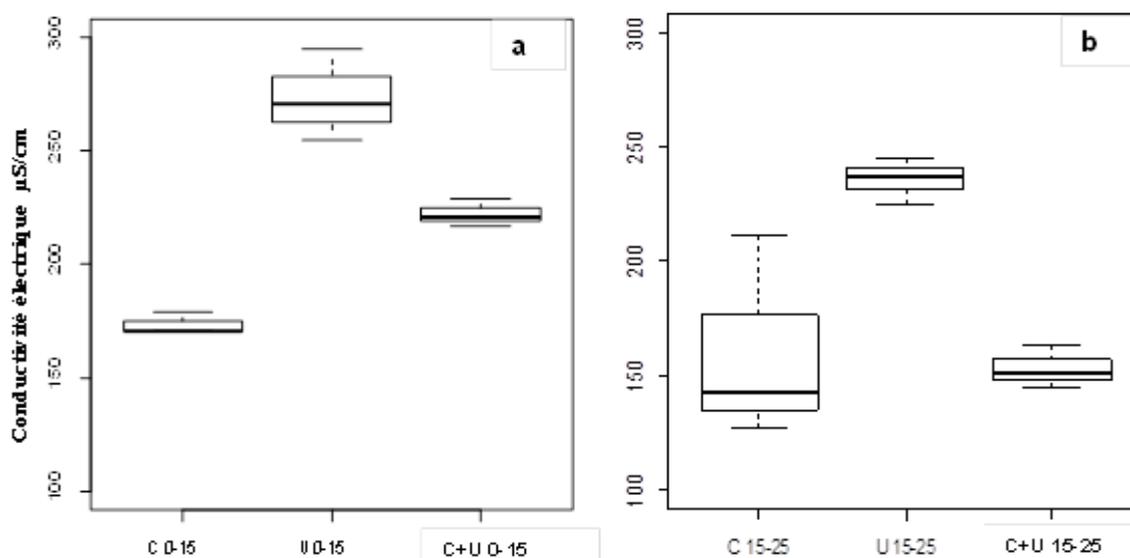
Contrairement aux profils des traitements précédents, la valeur de CE du traitement contrôle a varié faiblement de 0,26 à 0,38 mS/cm durant la période culturale (Figure 27c). Les différentes précipitations n'ont véritablement pas influencé les valeurs de CE des échantillons de sol du contrôle. Il convient de noter que les précipitations ne modifient pas directement la salinité mais plutôt indirectement par la dissolution des ions contribuant à une hausse de la conductivité électrique (Figure 27 a et b).

Enfin, les résultats confirment d'une part, que l'usage exclusif de l'urine cause la salinisation des sols amendés et d'autre part, l'apport de compost tend à réduire l'impact de cette salinité induite par les urines.

### 3.1.3.1.2. Conductivité électrique des échantillons de sol

Les valeurs moyennes des conductivités électriques des échantillons du sol prélevés après la récolte suivant les profondeurs 0-15 et 15-25 cm sont présentées à la figure 28a et b. La valeur moyenne de CE des échantillons de sols traités avec l'urine uniquement ( $273,70 \pm 20,50 \mu\text{S/cm}$ ) est significativement supérieure ( $p < 0,05$ ) à celle du traitement compost + urine ( $222,30 \pm 6,00 \mu\text{S/cm}$ ) et également à celle du contrôle ( $173,40 \pm 5,00 \mu\text{S/cm}$ ) à la profondeur de 0-15 cm (Figure 28 a).

Similairement à la profondeur 0-15 cm, la valeur moyenne de CE des échantillons de sol de la couche 15-25 cm est significativement élevée avec le traitement urine ( $235,70 \pm 10,00 \mu\text{S/cm}$ ) comparée à celle du contrôle et du traitement compost + urine (Figure 28 b). Ces résultats viennent confirmer ceux obtenus avec les capteurs qui indiquent que l'urine augmente la salinité des échantillons de sol amendés.

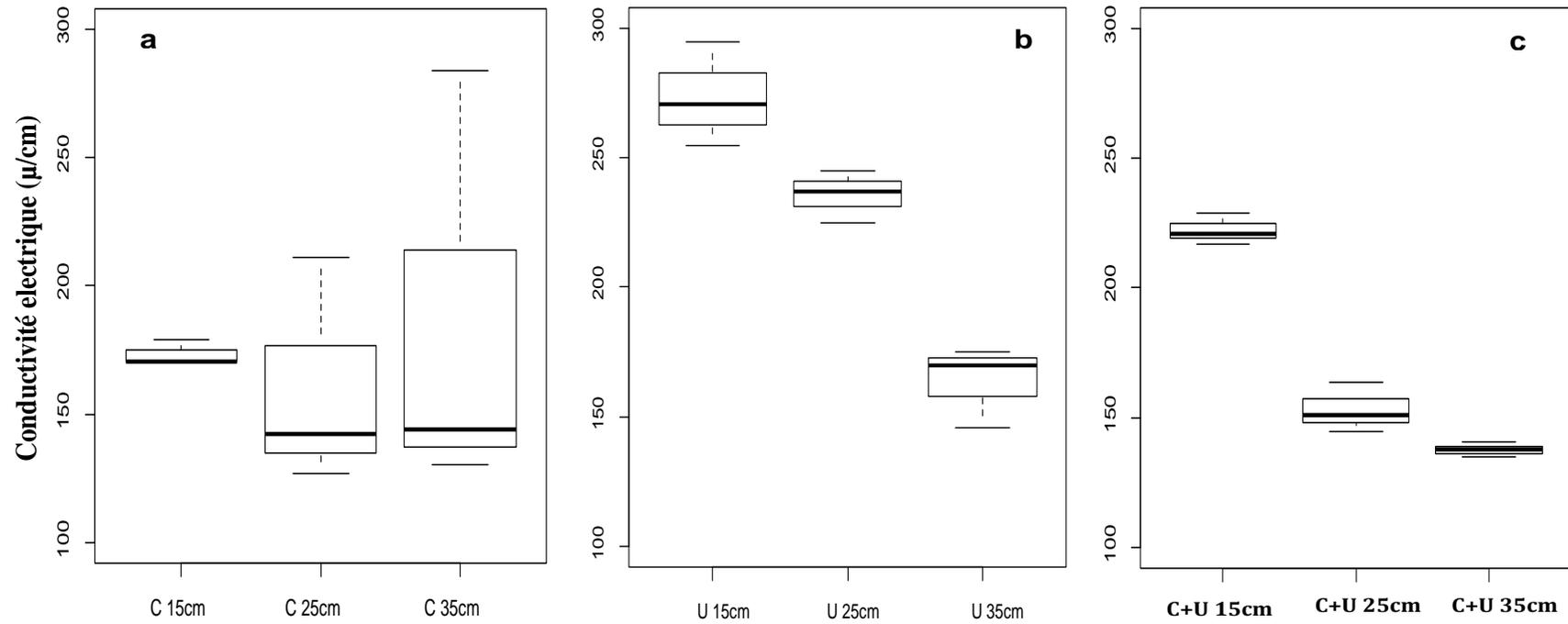


**Figure 28:** Conductivités électriques des sols des trois traitements aux profondeurs 0-15 cm (a) et 15-25 cm (b)

### *3.1.3.1.3. Conductivité électrique ponctuelle des échantillons de sol suivant les profondeurs*

La Figure 29 présente la distribution des sels (CE) en fonction des différentes profondeurs de chaque traitement appliqué à partir des mesures ponctuelles. Les valeurs de CE sont élevées au niveau de la couche supérieure 15 cm et tendent à décroître en profondeur suivant les couches. Les comparaisons intra-traitement des valeurs moyennes de CE indiquent une différence significative au niveau des traitements urine (Figure 29a) et compost + urine (Figure 29b). A la profondeur 15 cm, la valeur moyenne de CE du traitement urine est supérieure à 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et celle du compost + urine est comprise entre 200 et 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Il faut noter que l'amendement avec l'urine conduit à une augmentation de la salinité jusqu'à 25 cm de profondeur, tandis que l'augmentation de la salinité suite à l'amendement du compost + urine se limite à la profondeur 15 cm.

Par contre, pas de différence significative observée entre les valeurs de CE des trois profondeurs du traitement contrôle (Figure 29c). De plus, les valeurs moyennes de CE de ce traitement sont inférieures à 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  comparées à celles des autres traitements.

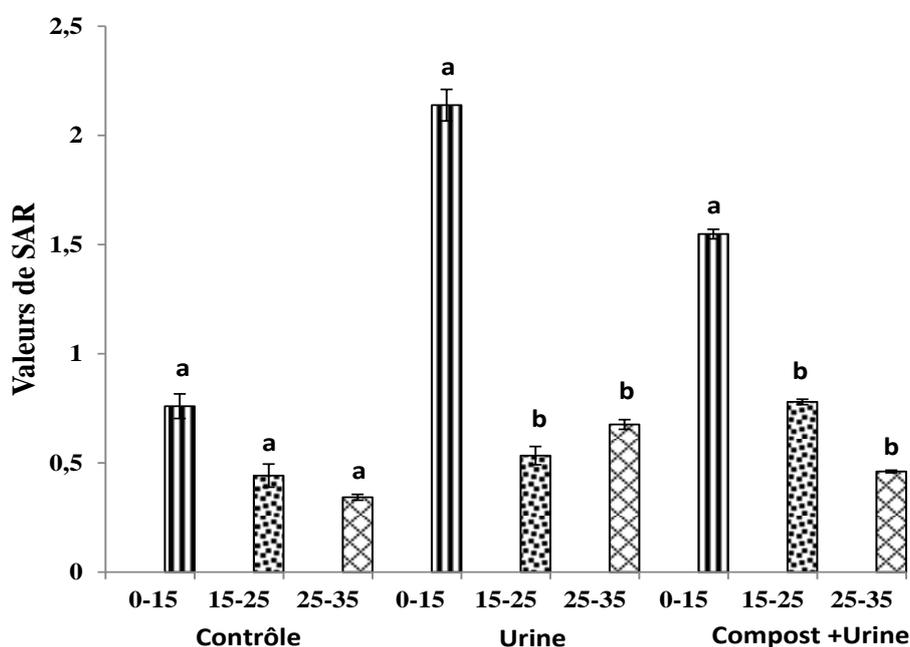


**Figure 29:** Conductivité électrique intra-traitements des échantillons de sol aux différentes profondeurs suivant le contrôle (a), urine (b) et compost + urine (c)

**3.1.3.1.4. Rapport d'adsorption du sodium (SAR) des échantillons de sol**

Les SAR moyens des échantillons de sol des différents traitements appliqués aux différentes profondeurs après la récolte sont indiqués à la figure 30. Il faut rappeler que la valeur de SAR des échantillons de sol avant culture était de 0,21. Les valeurs de SAR des échantillons de sol de la couche supérieure (0-15 cm) des traitements urine, compost + urine et contrôle ont augmenté respectivement de 10, 7 et 3 fois par rapport à celle des échantillons initiaux avant culture. Il apparaît clairement que les valeurs de SAR des échantillons de sol étaient élevées dans les couches supérieures de tous les traitements avec une tendance à la baisse dans les couches inférieures (Figure 30). L'analyse de variance a aussi montré qu'il y a une différence significative ( $p < 0,05$ ) sur la variation des valeurs de SAR entre la profondeur 0-15 cm et 15-25 cm et également entre 0-15 et 25-35 cm. Cependant, il n'y a pas de différence significative ( $p = 0,86$ ) de valeurs de SAR entre les profondeurs inférieures de 15-25 cm et 25-35 cm.

Par ailleurs, la comparaison des SAR entre les traitements a montré que les valeurs moyennes de SAR sont importantes au niveau du traitement urine que celles enregistrées sur les sols traités avec compost + urine et le traitement contrôle (Figure 30).



**Figure 30:** SAR moyens des sols des trois traitements suivant les trois profondeurs

### 3.1.3.2. Production de biomasse sèche totale

La biomasse sèche totale des cultures obtenue pour les trois traitements est présentée à la figure 31. Les résultats montrent que la biomasse sèche totale sur les plantes de tomate du contrôle est significativement supérieure ( $p < 0,05$ ) à celle des plantes traitées avec l'urine uniquement et avec le traitement compost + urine. Par contre, il n'y a pas de différence significative ( $p < 0,30$ ) entre la biomasse sèche totale des plantes fertilisées avec l'urine uniquement et celles ayant reçues l'amendement compost + urine.

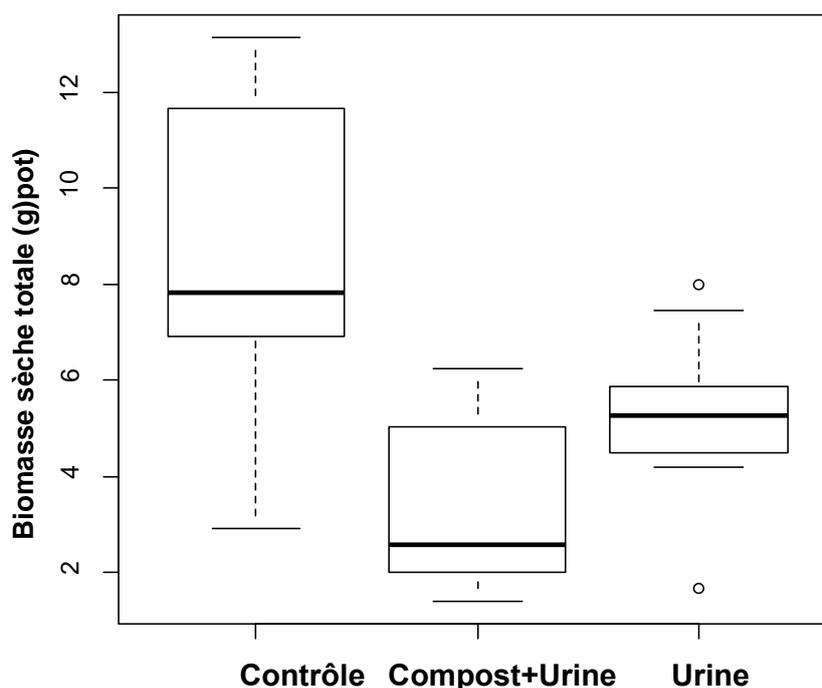


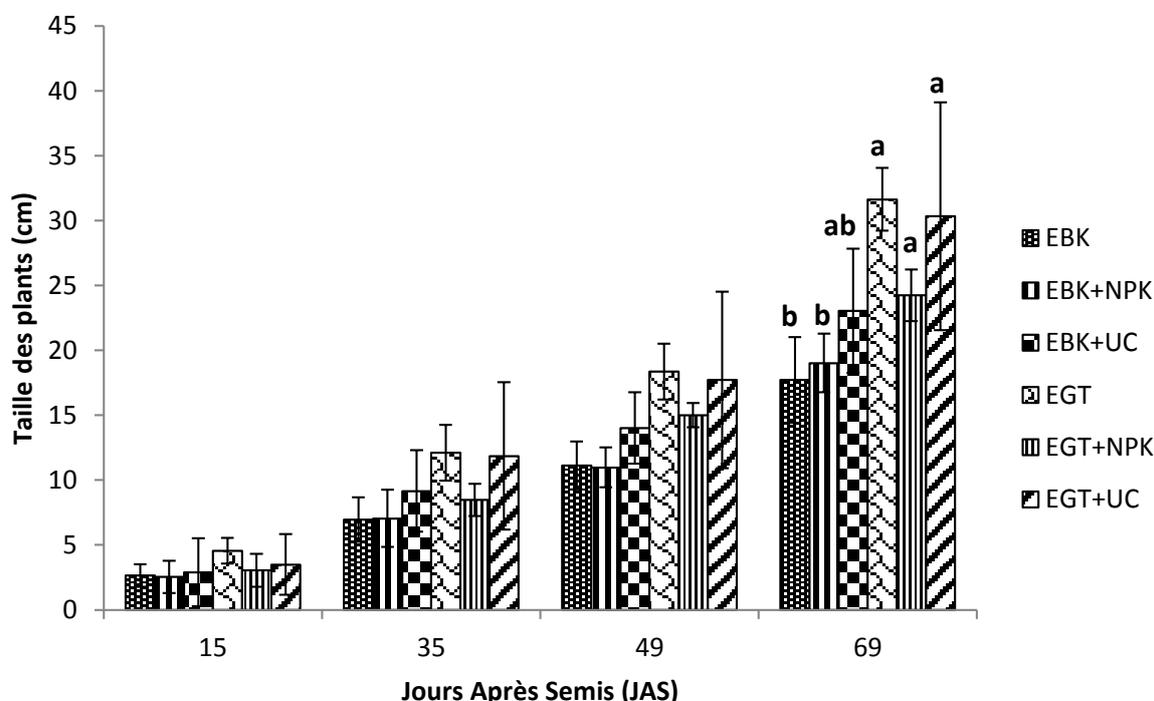
Figure 31 : Biomasse sèche totale des plantes en fonction des différents traitements

### 3.1.4. Effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur la culture gombo (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench)

#### 3.1.4.1. Croissance des plantes

La figure 32 présente la croissance des plantes durant le cycle cultural suivant les différents traitements appliqués. Les plantes irriguées avec EGT ont montré des tailles relativement grandes comparativement à celles irriguées avec EBK. De façon générale, il n'y a pas de différence significative ( $p < 0,05$ ) de croissance entre les plantes du 15<sup>ème</sup> au 35<sup>ème</sup> JAS pour tous les traitements. A partir du 49<sup>ème</sup> JAS, deux tendances de croissance se dégagent à savoir celle des plantes irriguées avec EBK et celle des EGT. Les plantes irriguées uniquement avec EGT présentent des hauteurs significativement plus élevées ( $p < 0,05$ ) comparées à celles irriguées avec EBK au 69<sup>ème</sup> JAS. La hauteur des plantes irriguées avec EGT uniquement ( $32,00 \pm 2,50$  cm) est significativement plus élevée ( $p < 0,05$ ) que celle des plantes irriguées avec EBK

(17,00 ± 3,30 cm) et avec EBK + NPK (19,00 ± 2,25 cm) à cette même période des cultures. Cependant, il n'y a pas de différence significative de hauteur entre les plantes irriguées avec EGT (32,00 ± 2,50 cm), EGT + NPK (30,00 ± 8,90 cm), EGT + UC (25,00 ± 2,00 cm) et EBK + UC (23,50 ± 4,50 cm).



**Figure 32** : Evolution de la hauteur des plantes durant le cycle de culture

### 3.1.4.2. Rendement des fruits récoltés

Le nombre de fruits frais diffère significativement ( $p < 0,05$ ) entre tous les traitements (Tableau 15). Les plantes irriguées avec EGT + UC ( $11,33 \pm 2,57$ ), EGT + NPK ( $8,08 \pm 2,81$ ) et EGT ( $9,50 \pm 2,71$ ) produisent suffisamment de fruits que celles irriguées avec EBK ( $4,90 \pm 2,25$ ) et EBK + NPK ( $4,25 \pm 2,86$ ) qui correspondent au contrôle négatif et positif respectivement.

Similairement aux nombre de fruits frais, les rendements en fruits frais des plantes irriguées avec les EGT sont significativement supérieurs ( $p < 0,05$ ) à ceux des plantes arrosées avec les EBK (Tableau 15). Il faut mentionner que même l'apport des excréta humains et des engrais chimiques (NPK) n'influence pas véritablement les rendements de ces plantes comparés avec ceux des plantes ayant reçues les EGT. Leurs rendements en fruits restent inférieurs à ceux des EGT. Ces résultats viennent confirmer les faibles proportions de nutriments dans les EBK contrairement aux EGT.

La production du gombo obtenue avec EGT + UC ( $0,67 \pm 0,32$  t/ha) n'est pas significativement plus élevée par rapport à celle de EGT + NPK ( $0,60 \pm 0,42$  t/ha). En revanche, la production du gombo avec EBK + UC ( $0,47 \pm 0,18$  t/ha) est environ deux fois supérieure à celle obtenue avec EBK + NPK ( $0,22 \pm 0,17$  t/ha).

En ce qui concerne la matière sèche aérienne, il y a une différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les rendements des plantes irriguées avec les EGT et celles irriguées avec les EBK à l'exception de celles ayant reçu l'urine + compost (UC) en plus des EBK (EBK + UC). En résumé, les rendements diffèrent significativement entre les plantes traitées avec EGT et celles traitées avec EBK. Cependant, quelles que soient les eaux d'irrigation, la fertilisation des parcelles avec UC présente de meilleurs rendements agricoles comparés à celles recevant les engrais chimiques NPK.

**Tableau 15.** Composantes des rendements du gombo avec les différents traitements

Traitements	Nombre de fruits frais	Rendement fruits frais (t/ha)	Tige + feuille sèches (t/ha)	Biomasse sèche aérienne (t/ha)
<b>EBK</b>	$4,90 \pm 2,25c$	$0,23 \pm 0,16b$	$0,20 \pm 0,10a$	$0,25 \pm 0,08b$
<b>EGT</b>	$9,50 \pm 2,71ab$	$0,71 \pm 0,33a$	$0,30 \pm 0,20a$	$0,46 \pm 0,20a$
<b>EBK + NPK</b>	$4,25 \pm 2,86c$	$0,22 \pm 0,17b$	$0,21 \pm 0,10a$	$0,26 \pm 0,08b$
<b>EGT + NPK</b>	$8,08 \pm 2,81b$	$0,61 \pm 0,42a$	$0,24 \pm 0,09a$	$0,36 \pm 0,09a$
<b>EBK + UC</b>	$6,66 \pm 2,53bc$	$0,47 \pm 0,18ab$	$0,31 \pm 0,14a$	$0,41 \pm 0,14a$
<b>EGT + UC</b>	$11,33 \pm 2,57a$	$0,67 \pm 0,32a$	$0,33 \pm 0,01a$	$0,48 \pm 0,06a$

### 3.1.5. Effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur les sols cultivés

#### 3.1.5.1. Etat du pH des sols

Les valeurs moyennes de pH des sols aux différentes profondeurs (0-15 et 15-30 cm) avant et à la fin des périodes de culture sont indiquées à la figure 33. Dans l'ensemble, les valeurs moyennes du pH des sols de toutes les parcelles traitées ont augmenté à la fin de la culture par rapport à celle du sol avant culture à la profondeur 0-15 cm. Les valeurs moyennes du pH évoluent vers la neutralité à cette profondeur. Une différence significative ( $p < 0,05$ ) entre la valeur moyenne du pH du sol initial ( $5,42 \pm 0,23$ ) et celles des sols irrigués avec EGT ( $7,07 \pm 0,80$ ), EGT + UC ( $7,74 \pm 0,11$ ) et EBK + UC ( $7,04 \pm 0,88$ ) a été constatée. En revanche,

aucune différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les pH moyens des sols des différents traitements à cette profondeur n'a été enregistrée.

Contrairement à la profondeur 0-15 cm, aucune différence significative ( $p < 0,05$ ) n'a été observée entre les valeurs moyennes de pH des sols avant et après la période de culture à la profondeur 15-30 cm.

La comparaison intra-profondeur a montré que les valeurs moyennes des pH des sols en surface sont relativement neutres tandis que celles des horizons inférieurs sont acides.

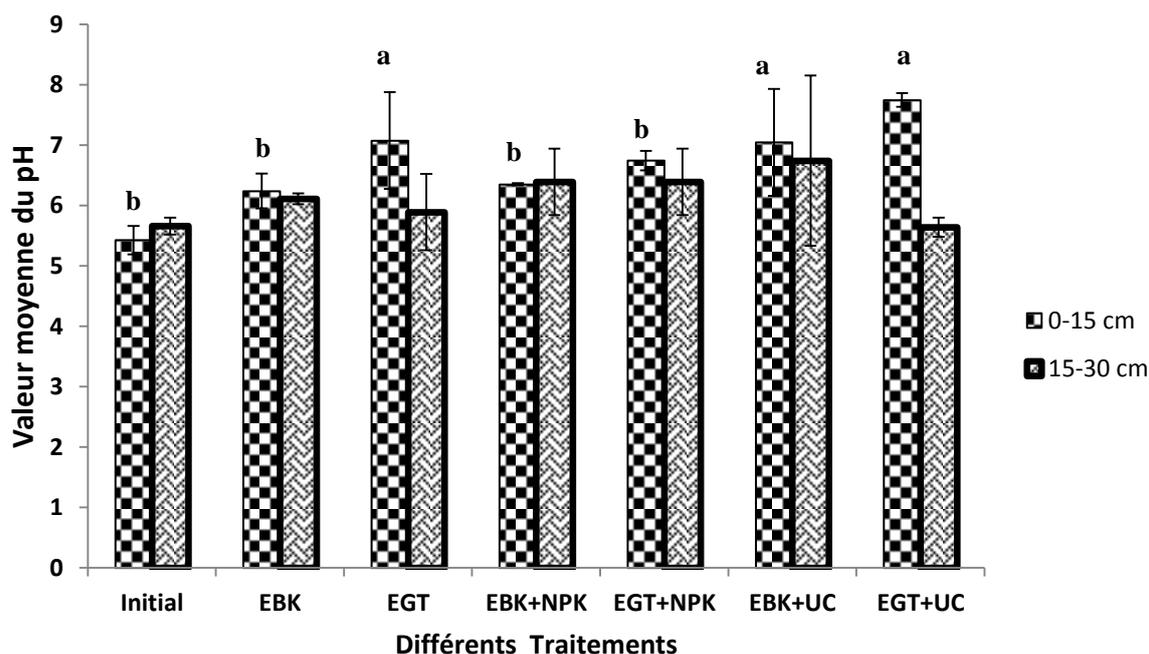


Figure 33 : pH moyens des sols aux profondeurs comprises entre 0-15 et 15-30 cm

### 3.1.5.2. Conductivités électriques moyennes des sols

La salinité à travers les valeurs de conductivité électrique (CE) des sols avant et après la période de culture des profondeurs suivantes 0-15 et 15-30 cm est mentionnée au tableau 16. Les principaux résultats ont montré que les valeurs moyennes de CE des sols sont plus élevées en surface qu'en profondeur quel que soit le traitement appliqué. A la profondeur 0-15 cm, la valeur moyenne de CE obtenue avec EGT + UC ( $447,25 \pm 81,75 \mu\text{S/cm}$ ) est significativement plus élevée ( $p < 0,05$ ) que celle enregistrée sur les sols irrigués avec EBK ( $211,50 \pm 21,00 \mu\text{S/cm}$ ), EBK + NPK ( $222,30 \pm 53,50 \mu\text{S/cm}$ ) ainsi que celle du sol non cultivé ( $96,10 \pm 3,50 \mu\text{S/cm}$ ). Il convient de noter que les sols irrigués avec les EGT ont des valeurs moyennes de CE supérieures à celles des sols irrigués avec les EBK et du sol initial ou non cultivé. Similairement à la précédente profondeur, les valeurs moyennes de CE des sols sont significativement plus élevées dans les sols traités avec EGT + UC ( $350,10 \pm 92,50 \mu\text{S/cm}$ ) par rapport à celles des sols fertilisés avec EBK + NPK ( $174,9 \pm 9,2 \mu\text{S/cm}$ ) et celles du sol

avant culture ( $92,40 \pm 7,00 \mu\text{S/cm}$ ) à la profondeur de 15-30 cm. Toutefois, aucune différence significative ( $p < 0,05$ ) n'a été observée entre les sols irrigués avec EGT ( $147,80 \pm 18,80 \mu\text{S/cm}$ ) et ceux irrigués avec EBK ( $138,25 \pm 11,25 \mu\text{S/cm}$ ).

**Tableau 16.** Conductivité électrique moyenne des sols

Traitements	Conductivité Electrique ( $\mu\text{S/cm}$ )	
	0-15 cm	15-30 cm
<b>Etat initial</b>	$96,20 \pm 3,50c$	$92,40 \pm 7,00c$
<b>EBK</b>	$211,50 \pm 21,00bc$	$138,25 \pm 11,25bc$
<b>EGT</b>	$221,25 \pm 16,25bc$	$147,80 \pm 18,80bc$
<b>EBK + NPK</b>	$222,33 \pm 53,46bc$	$174,90 \pm 9,20bc$
<b>EGT + NPK</b>	$385,00 \pm 68,00ab$	$202,66 \pm 14,35bc$
<b>EBK + UC</b>	$278,40 \pm 44,30bc$	$252,90 \pm 19,60ab$
<b>EGT + UC</b>	$447,25 \pm 81,75a$	$350,10 \pm 92,50a$

### 3.1.5.3. SAR moyens des sols

Le tableau 17 présente l'état de sodisation des sols à partir des valeurs moyennes du SAR au niveau des profondeurs 0-15 et 15-30 cm à l'état initial et après culture. Les valeurs moyennes de SAR sont faibles à la profondeur 15-30 cm pour tous les sols traités contrairement à celles enregistrées au niveau de la profondeur 0-15 cm qui représente la couche supérieure.

Tout comme la conductivité électrique, les valeurs moyennes de SAR des sols traités avec les EGT sont significativement supérieures ( $p < 0,05$ ) à celles des sols non traités au niveau des deux profondeurs. En revanche, il n'y avait pas de différence significative entre les valeurs moyennes des sols irrigués avec les EBK et celles du sol initial aux mêmes profondeurs. La valeur moyenne de SAR des sols traités avec EGT + UC ( $10,55 \pm 1,85$ ) est significativement plus élevée ( $p < 0,05$ ) comparée à ceux traités avec EBK ( $5,60 \pm 1,45$ ) et EBK + NPK ( $2,71 \pm 0,67$ ) à 0-15 cm de profondeur. Cependant, il n'y avait pas de différence significative entre les valeurs moyennes de tous les sols irrigués avec les EGT à cette même profondeur.

L'étude a aussi montré que les valeurs moyennes de SAR sont significativement plus élevées dans les sols traités avec EGT + UC ( $4,91 \pm 1,41$ ) contrairement à ceux traités avec EBK ( $1,68 \pm 0,24$ ) et EBK + NPK ( $1,85 \pm 1,29$ ) à la profondeur 15-30 cm. Par contre, il n'y a pas de différence significative entre tous les sols irrigués avec les EGT et ceux traités avec EBK + UC (Tableau 17).

Tableau 17. SAR moyen des sols

Traitements	SAR	
	0-15 cm	15-30 cm
<b>Etat initial</b>	0,95 ± 0,20c	0,38 ± 0,05c
<b>EBK</b>	5,60 ± 1,45bc	1,68 ± 0,24bc
<b>EGT</b>	8,86 ± 1,52ab	2,13 ± 0,22ab
<b>EBK + NPK</b>	2,70 ± 0,67bc	1,85 ± 1,29bc
<b>EGT + NPK</b>	12,40 ± 2,47a	4,13 ± 0,28a
<b>EBK + UC</b>	7,58 ± 3,29ab	3,87 ± 2,58ab
<b>EGT + UC</b>	10,55 ± 1,85a	4,91 ± 1,41a

#### 3.1.5.4. Carbone organique et la capacité d'échange cationique des sols

Le tableau 18 montre l'effet de différents traitements sur le carbone organique (CO) des sols avant et après les périodes de culture aux différentes profondeurs (0-15 et 15-30 cm). Il n'y a pas de différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les valeurs moyennes de CO des sols traités et de celles des sols non traités. Cependant, le CO des sols traités avec EGT + UC ( $6,09 \pm 0,99$  g/kg) était significativement plus élevée par rapport à ceux de EBK + NPK ( $4,46 \pm 0,22$  g/kg) et le sol avant la culture ( $4,00 \pm 0,20$  g/kg) à la profondeur de 0-15cm (Tableau 18). En revanche, aucune différence significative n'a été observée entre les sols traités avec EGT ( $5,79 \pm 0,66$  g/kg) et EGT + UC ( $6,09 \pm 0,99$  g/kg).

L'étude a également montré que la capacité d'échange cationique (CEC) des sols a diminué dans l'ensemble après la période des cultures à l'exception de celle des sols ayant reçus urine + compost (Tableau 18). Cependant, pas de différences significatives de CEC entre les sols initiaux et ceux irrigués avec les EGT et ceux fertilisés avec urine + compost.

**Tableau 18.** Carbone organique et CEC des sols

Traitements	CO (g/kg)		CEC (cmol <sup>+</sup> /kg)
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm
<b>Etat initial</b>	4,00 ± 0,20b	2,67 ± 0,16	2,95 ± 0,02a
<b>EBK</b>	4,05 ± 0,26b	2,69 ± 0,35	0,78 ± 0,53b
<b>EGT</b>	5,79 ± 0,76a	0,33 ± 0,04	1,61 ± 0,62ab
<b>EBK + NPK</b>	4,46 ± 0,36b	3,03 ± 0,36	0,88 ± 0,25b
<b>EGT + NPK</b>	5,29 ± 0,09a	0,32 ± 0,09	1,03 ± 0,74ab
<b>EBK + UC</b>	5,67 ± 0,84a	3,08 ± 0,28	1,32 ± 0,69ab
<b>EGT + UC</b>	6,06 ± 0,99a	3,44 ± 0,41	2,83 ± 0,09a

### 3.1.6. Evaluation des risques sanitaires associés à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique

#### 3.1.6.1. Evaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'amendement du compost

Les estimations du risque d'infection annuelle associé aux salmonelles et *Ascaris* suite à l'utilisation du compost et à la consommation de la laitue issue de ce traitement sont fournies dans le tableau 19. Les risques annuels d'infection associés aux salmonelles dans les scénarios où il est supposé que 1000 agriculteurs peuvent ingérer accidentellement le sol, sont de  $3,87 \times 10^{-3}$  pppa (Annexe 13). En ce qui concerne les *Ascaris*, les risques annuels d'infection sont  $4,67 \times 10^{-2}$  pppa suite à une ingestion accidentelle de sol contaminé pour 100 agriculteurs (Annexe 14). Pour la consommation de laitue issue de l'amendement du compost, les risques annuels d'infection pour 10 consommateurs sont élevés, particulièrement pour les salmonelles (Annexe 15). Pour les *Ascaris*, le risque d'infection pour 100 consommateurs de laitue par an est estimé à  $2,41 \times 10^{-2}$  pppa (Annexe 16).

**Tableau 19.** Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles et *Ascaris* associées à l'ingestion de sols amendés avec du compost et de la consommation de laitue

Pathogènes	Ingestion de sol		Consommation de laitue	
	P <sub>j</sub>	P <sub>an</sub> (n=20)	P <sub>j</sub>	P <sub>an</sub> (n=52)
<b>Salmonelles</b>	$1,94 \times 10^{-4}$	$3,87 \times 10^{-3}$	$2,96 \times 10^{-3}$	$1,54 \times 10^{-1}$
<b><i>Ascaris</i></b>	$2,33 \times 10^{-3}$	$4,67 \times 10^{-2}$	$4,63 \times 10^{-4}$	$2,41 \times 10^{-2}$

#### 3.1.6.2. Evaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'utilisation des urines

Les probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion de sol fertilisé avec les urines, à l'ingestion des urines et à la consommation de laitue sont résumées

dans le tableau 20. Les risques annuels d'infection par les salmonelles dans un scénario qui suppose que les agriculteurs peuvent ingérer accidentellement du sol sont évalués à  $9,55 \times 10^{-1}$  pppa (Annexe 17). Quant à l'ingestion de l'urine lors des différentes périodes de fertilisation, les risques sanitaires sont estimés à  $8,48 \times 10^{-3}$  pppa (Annexe 18). Pour la consommation de laitue, le risque annuel d'infection est  $1,30 \times 10^{-7}$  pppa pour 10000000 consommateurs de laitue (Annexe 19).

**Tableau 20.** Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion de sol fertilisé avec les urines, ingestion des urines et à la consommation de laitue

Pathogènes	Ingestion de sol		Ingestion des urines		Consommation de laitue	
	$P_j$	$P_{an}(n=20)$	$P_j$	$P_{an}(n=15)$	$P_j$	$P_{an}(n=52)$
<b>Salmonelles</b>	$4,78 \times 10^{-2}$	$9,55 \times 10^{-1}$	$5,7 \times 10^{-4}$	$8,48 \times 10^{-3}$	$2,50 \times 10^{-9}$	$1,30 \times 10^{-7}$

### 3.1.6.3. Evaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'irrigation des eaux grises

Les risques annuels d'infection des salmonelles dans le scénario qui suppose que  $10^6$  agriculteurs ingèrent accidentellement 10-100 mg de sols irrigués avec des eaux grises pendant une exposition de 20 jours sont évalués à  $8,89 \times 10^{-6}$  pppa (Annexe 20). Pour une ingestion des eaux grises au cours de l'irrigation, les risques annuels d'infection sont estimés à  $1,9 \times 10^{-1}$  pppa pendant 275 jours d'exposition par an (Annexe 21). En ce qui concerne la consommation de laitue, les risques annuels d'infection aux salmonelles sont estimés à  $9,42 \times 10^{-4}$  pppa pour 10 000 consommateurs de feuilles de laitue (Annexe 22).

**Tableau 21.** Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion de sol irrigué avec les eaux grises, à l'ingestion des eaux grises et à la consommation de la laitue

Pathogènes	Ingestion de sol		Ingestion des eaux grises		Consommation de laitue	
	$P_j$	$P_{an}(n=20)$	$P_j$	$P_{an}(n=275)$	$P_j$	$P_{an}(n=52)$
<b>Salmonelles</b>	$4,45 \times 10^{-7}$	$8,89 \times 10^{-6}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-1}$	$1,81 \times 10^{-5}$	$9,42 \times 10^{-4}$

### 3.1.6.4. Evaluation quantitative des risques sanitaires liés à l'utilisation combinée du compost, des urines et des eaux grises

Le Tableau 22 fournit les estimations des risques d'infection annuelle associés aux salmonelles et aux *Ascaris* suite à l'utilisation combinée du compost, des urines et des eaux grises et à la consommation de la laitue. Ces risques ont été établis suivant trois (3) scénarios : ingestion de sol, ingestion d'eaux grises et consommation de laitue.

Pour l'ingestion du sol, le risque d'infection annuelle aux salmonelles est estimé à  $1,44 \times 10^{-4}$  pppa pour les agriculteurs exposés pendant 20 jours au cours de l'année (Annexe 23). Pour les *Ascaris*, le risque d'infection est de  $4,67 \times 10^{-2}$  pppa pour 100 agriculteurs durant 20 jours d'exposition par an (Annexe 24).

En ce qui concerne la consommation de laitue, il a été estimé un faible risque d'infection annuelle par les salmonelles de l'ordre de  $5,00 \times 10^{-7}$  pppa (Annexe 25). Ce risque concerne 1 000 000 consommateurs de feuilles de laitue par année au cours de 52 jours d'exposition. Pour l'infection par les *Ascaris*, il a été estimé un risque élevé de  $2,41 \times 10^{-2}$  pppa pour 100 consommateurs durant 52 jours d'exposition par an (Annexe 26).

**Tableau 22.** Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles et aux *Ascaris* associées à l'ingestion de sol traité avec la combinaison compost, urine et eaux grises et à la consommation de laitue

Pathogènes	Ingestion de sol		Consommation de laitue	
	$P_j$	$P_{an}(n=20)$	$P_j$	$P_{an}(n=52)$
<b>Salmonelles</b>	$7,21 \times 10^{-6}$	$1,44 \times 10^{-4}$	$2,50 \times 10^{-8}$	$5,00 \times 10^{-7}$
<i>Ascaris</i>	$2,33 \times 10^{-3}$	$4,67 \times 10^{-2}$	$4,63 \times 10^{-4}$	$2,41 \times 10^{-2}$

Enfin, l'étude comparative a révélé qu'au niveau des agriculteurs, les risques d'infection annuelle par les salmonelles suite à l'ingestion accidentelle des sols contaminés sont plus importants pour les urines ( $9,55 \times 10^{-1}$  pppa) et faibles ( $8,89 \times 10^{-6}$  pppa) pour les eaux grises. Pour ce même groupe, les risques d'infection annuelle par les *Ascaris* sont relativement importants suite à l'ingestion involontaire des eaux grises ( $3,97 \times 10^{-1}$  pppa) et également l'ingestion de sols contaminés par le compost ( $4,67 \times 10^{-2}$  pppa). En ce qui concerne les consommateurs, les risques d'infection annuelle par les salmonelles associés à la consommation de laitue contaminée sont très importants pour le compost ( $1,54 \times 10^{-1}$  pppa), par contre ces risques sont faibles pour les urines et la combinaison urine, compost et eaux grises de l'ordre de  $10^{-7}$  pppa. En revanche, ces risques sont très élevés pour les *Ascaris* lors de l'utilisation du compost ( $2,41 \times 10^{-2}$  pppa) et celle de la combinaison urine, compost et eaux grises.

## **3.2. Discussion**

### **3.2.1. Effets des sous-produits de l'assainissement écologique sur la productivité des cultures**

#### **3.2.1.1 Effets des différents ratios urine/compost sur la productivité du gombo**

L'apport complémentaire de la présente étude est d'apporter des compléments d'informations scientifiques que la répétabilité d'une telle pratique en fournissant des données quantitatives sur les doses d'urine et de compost nécessaires pour une culture donnée. A partir des différents ratios testés sur la culture du gombo, le meilleur ratio obtenu est l'apport de 75 % N\_urine + 25 % N\_compost (T4). Ce ratio permet à la fois d'obtenir un rendement supérieur au traitement conventionnel (100 % engrais minéral) tout en entraînant une salinité relativement faible au niveau des sols cultivés. Ce type de test est indispensable pour tendre vers une optimisation des procédés d'amendements des sols avec les biofertilisants. Il convient donc de multiplier ce genre de test sur plusieurs types de cultures, et à ce titre, **Shrestha et al. (2013)** ont effectué des tests similaires sur le poivron avec un ratio 50 % N\_human urine + 50 % N\_compost comme étant le meilleure ratio pour cette culture. De même, **Kutu et al. (2011)** ont obtenu un ratio optimal urine/compost pour l'épinard (*Spinacia oleracea*) 175 N\_urine/25 N\_fèces humaines correspondant à 90 % N\_urine + 10 % N\_fèces humaines. Ces exemples montrent que chaque culture doit être testée pour atteindre une valorisation maximale de ces sous-produits.

Le traitement basé exclusivement sur l'apport d'urine a produit le plus faible rendement qui est inférieur au traitement négatif (sans aucun apport d'engrais). Il s'agit d'une confirmation des travaux de **Jönsson et al. (2004)**, où les urines ont été testées sur des cultures de groseille. En similitude avec la présente étude, ces auteurs ont noté un ralentissement de croissance des plantes. Ceci peut s'expliquer par l'augmentation de la teneur en sodium provenant des apports urines. En effet, le sodium inhibe la croissance des plantes à travers la dispersion des particules de sol, ce qui réduit l'absorption d'eau et de nutriments par les racines (**Franzen, 2007; Lee, 2012**). Néanmoins, la toxicité du sodium dépend de la sensibilité de la plante aux sels. Certaines cultures, comme le Komatsuna (*Brassica rapa var. Peruviridis*) de la famille des Brassicacées présente une grande tolérance aux sels si bien que l'application exclusive de l'urine n'affecte pas sa croissance (**Sene et al., 2013**).

La plus faible croissance de plantes fertilisées avec uniquement l'urine pourrait également être associée à une grande perte d'azote sous forme gazeuse lors de la fertilisation selon

**Kirchmann et Petterson (1995)**. Des pertes d'azote de 6-7 % et 17-28 % au niveau des sols fertilisés avec l'urine ont été rapportées respectivement par **Kirchmann et Petterson (1995)** et **Sene et al. (2013)** au cours de leurs expérimentations. Et, ces pertes d'azote favorisent l'augmentation du  $\text{Na}^+$  de l'urine par rapport à N, ce qui est nuisible aux plantes. Une observation identique a été faite par **Boh et Sauerborn (2013)**, qui ont signalé une diminution de la balance  $\text{N}:\text{Na}^+$  de l'urine de 3,1:1 à 2,2:1 suite à la perte d'azote au cours de leurs travaux. Ainsi, le risque d'augmentation de  $\text{Na}^+$  suite à la perte de l'azote pendant l'application des urines doit être évité ou minimisé.

Cette faible production observée peut être aussi tributaire du déficit de phosphore (P) et de potassium (K) dans l'urine. Les carences de ces deux éléments nutritifs sont connues pour ralentir la floraison et la nouaison des fruits avec des conséquences sur le poids sec des cultures (**Reidel et al., 2004; Sene et al., 2012**). Ces conséquences sont observées au niveau de traitement 100 % N\_ urine de la présente étude avec les plus faibles valeurs de biomasse sèche.

### 3.2.1.2. Effets de la fertilisation des urines sur la productivité de la tomate

Suite à cette étude, une seconde activité visant à évaluer les effets des urines et la combinaison compost/urine sur la culture de la tomate très sensible à la salinité dans les échantillons de sol des bas-fonds (argilo-sableux) a été conduite. Les résultats ont montré que le rendement de la biomasse sèche totale est paradoxalement inférieur pour les plantes fertilisées compost + urine comparé à celui obtenu avec les urines et le contrôle. Ces résultats sont contraires à ceux de la précédente étude réalisée avec les différents ratios urine/compost sur la culture du gombo sur le sol sablo-limoneux. Contrairement à cette étude, plusieurs travaux ont montré que la combinaison urine/compost conduit à de meilleurs rendements agricoles (**Guzha et al., 2005; Boh et al., 2013**). Les faibles rendements obtenus sur les sols argilo-sableux avec le traitement compost + urine pourraient être attribués à la libération lente des nutriments et/ou son indisponibilité au stade critique de l'évolution de la plante (**Shrestha et al., 2013**). Ce qui supposerait que le compost n'a pas eu assez de temps pour se décomposer et libérer à temps les nutriments nécessaires pour la plante. Une étude sur la minéralisation du compost s'avère donc nécessaire. Il faut rappeler également que la tomate est une plante très sensible à la salinité d'où l'apport d'urine pourrait entraîner cette baisse significative de la production de la biomasse.

L'absence de fruits observée au niveau de tous les traitements serait selon toute vraisemblance liée à la température très élevée pendant la période de culture. Cette

observation est en accord avec les travaux de **Adams *et al.* (2001)**, selon lesquels la tomate produit peu de fruits à des températures élevées. Une interprétation similaire a été faite par **Sato *et al.* (2000)**, qui ont signalé que la faible productivité des cultures résulterait des températures élevées qui agissent d'une part sur la germination et d'autre part sur la libération des grains de pollen.

### **3.2.1.3. Effets combinés des sous-produits de l'assainissement écologique sur la culture gombo (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench) en plein champ**

A l'issue de l'identification de ratio optimal urine/compost pour la production de gombo, cette culture a été testée en appliquant le ratio optimal (25 % N\_urine, 75 % N\_compost) en association avec l'irrigation aux eaux grises. Sachant que les eaux grises contiennent également des nutriments, il était intéressant d'observer le rendement du gombo en associant toutes les sources de nutriments valorisables. Cette activité a montré des résultats satisfaisants suite à l'irrigation avec les eaux grises traitées (EGT) associée à la fertilisation azotée (urine) et amendements organiques (compost à base de fèces humaines), des cultures du gombo. Une bonne croissance et de meilleurs rendements de la culture du gombo irriguée avec les EGT sont observés contrairement à celles irriguées avec EBK et EBK + NPK. Ces résultats corroborent d'autres études qui ont démontré que l'utilisation des eaux usées et/ou eaux grises traitées peut favoriser une bonne croissance des plantes, principalement en raison de leur richesse en nutriments biodisponibles et en oligoéléments libérés de façon continue lors de l'irrigation (**Akponikpè *et al.*, 2011**). Ces derniers ont obtenu de meilleurs rendements sur les plantes de tomate et d'aubergine irriguées avec les eaux usées domestiques traitées par la STEP de 2iE comparativement aux eaux du barrage de Loumbila. Des tendances similaires ont été rapportées par **Sou (2009)** et **Singh *et al.* (2012)**. De plus, une augmentation similaire des rendements a été trouvée avec d'autres spéculations telles que le blé, le haricot, la pomme de terre, le coton et le riz irrigué avec les eaux usées brutes comparée à ceux obtenus avec l'eau douce + NPK (**Shende, 1985**). Ces rendements obtenus avec les eaux usées traitées pourraient être dus à l'augmentation de la concentration totale d'azote avec l'activité microbienne du sol, laquelle favoriserait la libération des nutriments selon **Ramirez-Fuentes *et al.* (2002)**.

Outre les eaux grises, le compost augmenterait la teneur en carbone organique et l'activité microbienne dans le sol (**Nakhro et Dkhar, 2010**). Il améliore également la structure du sol, la stabilité des agrégats et la capacité de rétention de l'humidité (**Bhattacharyya *et al.*, 2008**). Ces différentes conditions sont favorables à une bonne productivité des cultures. De plus,

**Pradhan et al. (2009)** ont montré également que le compost ou la cendre contribuerait à réduire les émissions ou pertes d'azote au cours de la période de culture. A cela, il faut retenir que les nutriments et une variété de composés inorganiques et organiques dans l'urine humaine favorisent la croissance des cultures (**Kirchmann et Pettersson, 1995**).

En revanche, les faibles rendements en fruits des plantes traitées par EBK + NPK pourraient être associés d'une part à l'insuffisance de nutriments dans ces eaux. Les engrais chimiques (NPK) couramment utilisés comprennent uniquement les seules macronutriments classiques : azote (N), phosphore (P) et potassium (K) et pas d'autres minéraux et oligo-éléments tels que  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , zinc (Zn), Fer (Fe), bore (B) qui interviennent dans la croissance et la productivité végétale. Aussi, ces résultats pourraient s'expliquer d'une part par le fait que l'apport de l'azote (NPK) est confronté à une volatilisation en raison de la forte évaporation. **Mermoud et al. (2005)** ont signalé dans les études de la dynamique des nitrates de la zone de Kamboinsin que la forte évaporation de la région conduit à une importante volatilisation de l'azote. Par contre avec les eaux grises riches en éléments nutritifs, l'apport est continu et régulier et les pertes sont compensées. Toutefois, l'irrigation avec les EGT très riches en azote pourrait favoriser une surfertilisation et entraîner une croissance végétative excessive, une maturité retardée des cultures (**Jiménez, 2006; Qadir et al., 2007; Sou, 2009**). A cet effet, il faut maintenir un ratio urine/compost identique lorsque les eaux d'irrigation telles que les eaux grises qui contiennent également des nutriments sont apportées.

### 3.2.2. Impacts des sous-produits de l'assainissement écologique sur des sols cultivés

#### 3.2.2.1. Impacts des différents ratios sur les échantillons de sol

Après avoir mis en évidence le pouvoir fertilisant des sous-produits de l'assainissement écologique, il convient d'évaluer leurs impacts sur les propriétés physico-chimiques des sols irrigués et/ou fertilisés. Vu la pauvreté et la vulnérabilité des sols en zone sahélienne, cette investigation représente un enjeu important en termes de protection des ressources naturelles. Ces impacts potentiels ont concerné la salinité et/ou la sodisation du sol qui est une menace mondiale à la production agricole (**Läuchli et Lüttge, 2002**). Ceci est particulièrement important dans des zones semi-arides et arides où les quantités de précipitations sont généralement trop faibles pour faciliter la lixiviation des sels.

L'expérience sur le gombo a principalement mis en évidence une acidification sensible du sol au niveau du traitement 100 % N\_urine (T2). Des observations semblables ont été rapportées par **Neina et Dowuona (2013)** au Ghana suite également à l'amendement exclusif avec des urines. Cette acidification s'explique par la nitrification de l'ammoniac contenu dans

l'urine, qui entraîne une libération d'ions  $H^+$  (Mnkeni *et al.*, 2008). L'acidification du sol ( $pH < 6,2$ ) impact fortement sur la croissance des plantes à travers une solubilisation de l'aluminium, toxique sous forme biodisponible pour les plantes (Mathieu et Pieltain, 2003). Le pH joue également un rôle important au niveau de la rhizosphère. Cette zone à proximité immédiate des racines est connue pour modifier le pH en libérant les ions  $H^+$  ou  $OH^-$  dans le milieu environnant afin de maintenir l'électroneutralité. Cette régulation se trouve fortement perturbée en présence de fortes teneurs en  $NH_4^+$  (Tisdale *et al.*, 2002). Les perturbations du pH peuvent être atténuées. Il semble possible d'atténuer l'acidification du sol en apportant de l'humus (via le compost). L'humus a un effet tampon sur le pH, ce qui a sans doute atténué l'effet de l'acidification au niveau des traitements composés des différents ratios urine/compost et 100 % N\_compost. Mnkeni et Austin (2009) ont indiqué que l'application des fèces entraîne un effet de neutralisation des sols acides. Des observations identiques ont été faites dans l'étude de Khalid *et al.* (2014).

L'apport de 100 % N\_urine a provoqué une augmentation significative de la conductivité électrique (CE) des sols comparée à celle des autres traitements et du sol initial. Ceci est en accord avec les travaux de Neina et Dowuona (2013). Pradhan *et al.* (2009) ont également enregistré des résultats similaires dans les sols cultivés avec des tomates. Néanmoins, cette valeur de CE des échantillons de sol reste inférieure à 4 mS/cm considérée comme valeur seuil des sols non salins (FAO, 1997).

Mnkeni *et al.* (2008) ont reporté que l'augmentation de la CE était fonction du type de culture et du volume d'urine appliqué. Ainsi, ces auteurs ont montré que l'application des urines au taux de 160 mL/5 kg de sol (400 kg N/ha) et 270 mL/5 kg de sol (800 kg N/ha) conduit à une CE de 4,90 et 13,40 dS/m dans les sols où sont cultivés la betterave et les carottes respectivement. En revanche, la CE a diminué avec l'augmentation de l'application d'urine sur les sols riches en carbone selon Ndzana et Otterpohl (2009). Avec ces observations, il peut être conclu que le même type de sol avec différentes cultures aura de valeurs de CE variées suivant les volumes d'urine apportés lors de la fertilisation.

Cependant, l'apport du compost a contribué à diminuer la valeur de CE des échantillons de sol comparée à celle du sol initial et à celle des échantillons des sols fertilisés avec 100 % N\_urine. La conductivité électrique diminue avec l'augmentation de la quantité de compost apportée. Par conséquent, les échantillons des sols traités avec 100 % N\_compost présentent la plus petite valeur de CE.

En terme de sodisation, l'étude a montré que les valeurs moyennes du SAR sont dans l'ensemble faibles ce qui signifie que les échantillons de sols de la zone avant culture sont pauvres en sodium. La valeur moyenne du SAR était inférieure à 13 dans les sols étudiés, ce qui indique selon les travaux de **Davis et al. (2007)** que la teneur en sodium est à un niveau compatible avec une bonne croissance des plantes.

L'application de 100 % N\_urine (T2) conduit à une forte accumulation du Na<sup>+</sup> dans les échantillons de sol comparativement aux sols des autres traitements. Ces observations ont été évoquées par plusieurs auteurs. **Germer et al. (2011)** ont signalé une légère accumulation du Na<sup>+</sup> résultant de l'application d'urine sur des sols où sont cultivés le sorgho (*Sorghum bicolor*) au Ghana. L'application de 200 mg-N urine a augmenté de manière significative la concentration de Na<sup>+</sup> dans les tissus des plantes de maïs et dans le sol au cours d'une expérience en pots en Afrique du Sud (**Mnkeni et al., 2008**). Ce phénomène pourrait être attribué à l'importante quantité de sels en particulier du sodium que contiennent les urines. **Boh et Sauerborn (2013)** ont montré que généralement la concentration de Na<sup>+</sup> dans l'urine est supérieure à celle du Ca<sup>2+</sup> et Mg<sup>2+</sup>, par conséquent une attention particulière doit être faite dans l'usage de l'urine comme engrais dans des conditions arides.

La réserve fertilisante se définit comme étant les taux d'azote total (N total) et de matière organique des sols (MOS) après culture. Les résultats montrent des fluctuations de la réserve fertilisante des échantillons de sols suivant les différentes applications d'urine, de compost et d'eaux grises. Le taux de N total des échantillons de sol a enregistré une légère augmentation avec le traitement T3 (100 % N\_compost) appliqué au niveau des essais sur le gombo, ce qui traduit la constitution progressive d'un réservoir N total après culture. **N'Dayegamiye et al. (2005)** ont rapporté que la MOS influence positivement les propriétés biologiques, chimiques et physiques qui seraient à la base de la qualité globale des sols. En termes de matière organique, on observe des teneurs élevées sur les sols amendés avec le compost à l'exception du ratio 25 % N\_urine + 75 % N\_compost. Cette faible teneur en MOS pourrait s'expliquer par le fait que la minéralisation de la MO est plus forte lors de la phase de croissance de la culture à ce traitement. Enfin, ces résultats montrent qu'en termes d'amélioration de la fertilité des sols, le ratio 25 % N\_urine + 75 % N\_compost n'est pas approprié pour l'enrichissement en matière organique des sols cultivés.

### 3.2.2.2. Impacts des urines sur la salinité des sols des bas-fonds

La majeure partie des zones de maraîchage se situent dans des bas-fonds où les sols sont argilo-sableux. En apportant des urines aux quantités équivalentes aux besoins en azote de la

tomate, l'expérience a montré qu'au niveau des pots, il y avait une accumulation de sels durant la saison sèche suivi une dissolution de ces sels en saison pluvieuse, qui se traduit par une augmentation marquée de la conductivité électrique dans la solution du sol.

Contrairement au phénomène de dissolution, la pluie pourrait également entraîner la dilution des concentrations de sels mais ceci n'a pas été observé au cours de cette étude. Il a été plutôt observé une augmentation de la CE. En revanche, la diminution de la CE juste après le troisième apport de l'urine du traitement urine est attribuable à la hausse de la température durant cette période (25 à 45°C) qui a stimulé la reprise évaporatoire. Cette reprise évaporatoire entraînerait une réduction de la solution de sels du sol à travers la précipitation des sels à la surface du sol. Ceci peut être expliqué par le fait que, l'augmentation de la température entraîne une augmentation de l'évaporation de l'eau du sol diminuant ainsi la solution du sol. Ces observations ont été confirmées par les résultats des échantillons de sols analysés au laboratoire après la récolte. Les valeurs de CE des sols traités avec l'urine uniquement sont significativement supérieures à celles des sols traités avec compost + urine et évidemment supérieures à celles des sols non traités aux différentes profondeurs 0-15 et 15-25 cm. En ce qui concerne la distribution des sels suivant les trois différentes profondeurs, il est à noter que les sels se retrouvent dans la couche supérieure comprise entre 0-15 cm pour l'ensemble des sols amendés. Plusieurs études ont montré que les fortes teneurs en sels sont localisées dans les 20 premiers centimètres des sols sablo-argilo-limoneux (**Ben-Hur, 2005**) tandis que dans les sols argilo-limoneux, les sels se trouvent pour l'essentiel dans les 10 premiers centimètres (**Al-Nakshabandi et al., 1997**). Ce phénomène est plus marqué au niveau des sols traités avec l'urine uniquement.

Similairement aux valeurs de CE, celles du SAR des échantillons de sol étaient élevées dans les couches supérieures de tous les traitements avec une tendance à la baisse dans les couches inférieures. **Qureshi et Qadir (1992)** ont rapporté que  $\text{Na}^+$  remplacé au niveau des sites d'échange de cations, séjourne adsorbé ou se déplace peu vers les couches inférieures.

### **3.2.2.3. Impacts de l'utilisation combinée des sous-produits de l'assainissement écologique sur les sols en plein champ**

La troisième activité qui a fait intervenir les eaux grises traitées (EGT) en plus des urines et du compost a également signalé une tendance à la hausse du pH, de la salinité et la sodisation des sols après culture en plein champ. Cette étude a montré que l'irrigation avec EGT pourrait conduire à une augmentation de l'alcalinité du sol à long terme. Des observations similaires ont été faites à l'issue de plusieurs travaux (**Pinto et al., 2010; Travis et al., 2010**). Cette

augmentation du pH du sol serait probablement due à l'intense activité microbienne et/ou à un taux élevé de dénitrification qui produit des ions hydroxydes. Ce résultat contredit les conclusions tirées des études de **Wiel-Shafran et al. (2006)**, selon lesquelles les pH des sols irrigués avec les eaux grises et les eaux douces ont tendance à diminuer.

La conductivité électrique des sols irrigués avec les EGT est élevée et significativement élevée lorsque ces eaux sont combinées avec l'urine lors de la période de culture. L'élévation de la conductivité électrique des sols suite à l'irrigation exclusive avec les EGT a été rapportée par **Al-Hamaiedeh et Bino (2010)**. Cette augmentation de la CE des sols irrigués avec les EGT aurait pour origine les sels que celles-ci renferment suite à l'usage des détergents. Cependant, ces valeurs de CE étaient inférieures à 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , valeur considérée comme valeur limite. Par conséquent, les effets de la salinité seraient donc négligeables sur la croissance de la plupart des plantes irriguées selon **Gwenzi et Munondo (2008)**. Néanmoins, les problèmes de salinisation des sols peuvent être sévères dans les zones arides et semi-arides où les besoins accrus en eau combinés aux taux d'évapotranspiration élevés peuvent entraîner une diminution de la capacité du sol à absorber et retenir l'eau (**Mungai, 2008**). L'ensemble des résultats ont aussi montré que les valeurs de CE des sols irrigués et/ou fertilisés avec l'urine/compost à la profondeur 0-15 cm sont supérieures à celles des profondeurs 15-30 cm. Ce résultat confirme les conclusions de l'étude de **Ben-Hur (2005)** qui a montré que les sels sont principalement localisés à la profondeur de 0 à 20 cm dans les sols sableux.

Comparativement aux deux premières activités, les valeurs de SAR des sols irrigués avec EGT uniquement et fertilisés avec urine/compost sont également importantes comparées à celles des autres traitements. Ces observations sont en accord avec celles de **Travis et al. (2010)**. Il faut signaler que ces valeurs élevées de SAR proviendraient probablement des détergents et notamment des savons qui renferment une forte proportion de sodium, utilisés lors des lessives et des vaisselles (**Christova-Boal et al., 1996; Gross et al., 2005**). En outre, un grand nombre de constituants minéraux apportés par l'eau d'irrigation se concentre très rapidement à la surface des sols (**Sebastian et al., 2009**) suite aux taux d'évapotranspiration élevés dans la zone d'étude (**Mermoud et al., 2005**). Cette observation a été confirmée par **Johnston et al. (2013)**, selon lesquels les horizons de surface sont souvent plus sensibles à une augmentation des concentrations de  $\text{Na}^+$ . Cependant, ce phénomène pourrait être atténué par le système de rotation des cultures qui favorise la lixiviation du  $\text{Na}^+$  et d'autres ions (**Ahmad et al., 2013**). **Johnston et al. (2013)** ont indiqué que la salinité du sol peut diminuer avec l'apport du gypse et/ou du soufre. Cependant, ces auteurs conseillent que l'application de

la dose requise doit être apportée avant semis pour la remise en état des sols salins-sodiques et éviter une phytotoxicité des plantes. Cette dernière activité vient confirmer que les urines qui contiennent une grande teneur en  $\text{Na}^+$  peuvent être à l'origine de la sodisation des sols fertilisés comme évoqué dans les précédentes observations. Il ressort clairement que les sous-produits de l'assainissement écologique en particulier l'urine et les eaux grises ont un effet plus prononcé sur la salinité et la sodisation des sols en milieu sahélien d'où une surveillance de ces sols afin de prévenir des situations irréversibles qui seraient contre productives pour leur usage en agriculture.

Une tendance à l'augmentation de matière organique a été remarquée au niveau des sols irrigués avec les eaux grises traitées en plus du compost. Des observations comparables ont été faites par certains auteurs (**Yadav et al., 2002; Srinivasarao et al., 2014**). Selon **Rattan et al. (2005)**, les eaux usées à travers leur pouvoir fertilisant entraînent une augmentation du taux de la MOS et des éléments nutritifs du sol. L'amendement avec le compost pourrait aussi augmenter le réservoir de carbone organique des sols, ce qui a été corroboré par **Rivero et al. (2004)**. **Jaiarree et al. (2011)** ont montré également que le stock du carbone augmente de façon significative après l'application de compost sur les sols sablonneux tropicaux.

Enfin, la diminution de la CEC pourrait être due à la minéralisation du carbone organique (matière organique) du sol. **Toutain (1979)** a signalé que la matière organique du sol est détruite rapidement dans les climats chauds sous irrigation dans le Sahara. Des observations similaires ont été faites par **Herpin et al. (2007)**, selon lesquelles la CEC diminue suite à la stimulation de l'activité microbiologique du sol par les eaux usées traitées favorisant la minéralisation du carbone organique du sol. Ces problèmes peuvent se produire particulièrement sur des sols argileux et limoneux dans les régions arides avec des taux d'évaporation élevés.

### **3.2.3. Risques sanitaires associés à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique**

Les précédentes études ont montré que l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture permet le recyclage de l'eau et des nutriments, et l'amélioration de l'alimentation des ménages à faible revenus. Cette utilisation doit cependant s'effectuer sans risque afin que ses bénéfices pour la santé publique et l'environnement soient les plus importants possibles. A cet effet, les risques sanitaires associés à l'exposition humaine aux agents pathogènes (*Salmonelles* et *Ascaris*) présents dans les sous-produits utilisés en agriculture ont été estimés à partir de l'évaluation quantitative du risque microbien (EQRM).

Cette évaluation a montré que les risques d'infection annuelle à ces agents pathogènes sont élevés au niveau des agriculteurs.

Les risques d'infection annuelle aux salmonelles lorsque les agriculteurs ingèrent accidentellement des sols contaminés par les urines sont estimés à  $9,55 \times 10^{-1}$  pppa par personne par année (pppa) et plus élevés que ceux provenant de l'utilisation du compost et des eaux grises. En effet, ces risques sont élevés et dépassent le risque sanitaire tolérable fixée à  $10^{-6}$  pppa de cinq (5) ordres de grandeurs (**WHO, 2006a**). Ces risques élevés pourraient s'expliquer par le fait que les urines utilisées pour la fertilisation étaient faiblement hygiénisées (environ une semaine de stockage) et n'ayant pas subies le traitement par SODIS, donc renferment de fortes charges d'agents pathogènes. Ainsi, ces agriculteurs sont exposés à la fièvre typhoïde et les paratyphoïdes (**Höglund, 2001; Westrell, 2004; Nana et Esi, 2012**). Un traitement est donc nécessaire pour réduire le risque d'une telle infection chez les agriculteurs. Les risques d'infection aux salmonelles suite à l'ingestion des eaux grises au cours de l'irrigation par les agriculteurs sont également élevés et dépassent de cinq (5) ordres de grandeurs le risque sanitaire admissible. Une étude effectuée par **Amoah (2014)** a révélé que les producteurs avaient un risque d'infection plus élevé de *Ascaris lumbricoides* due à l'ingestion accidentelle de sols irrigués comparé à celle des eaux d'irrigation. Toutefois, ces risques peuvent être réduits en encourageant les travailleurs agricoles à se protéger avec le port de masques et de gants, et également mettre en place des systèmes de traitement à faible coût pour l'élimination des agents pathogènes.

En revanche, les risques d'infection annuelle aux salmonelles de l'ordre de  $1,30 \times 10^{-7}$  pppa pour les consommateurs de laitue amendée avec les urines sont les plus faibles et respectent le risque sanitaire tolérable. Cette situation pourrait s'expliquer par le fait que le dernier apport d'urine est effectué environ plusieurs jours avant la récolte. Pour ce scénario, les consommateurs peuvent manger sans risque les feuilles de laitue (**Carr, 2005**).

Par ailleurs, les risques d'infection annuelle aux salmonelles évalués à  $8,89 \times 10^{-6}$  pppa suite à l'ingestion accidentelle de sols irrigués par les eaux grises pendant 20 jours sont conformes avec le risque annuel tolérable. Cette exposition ne constitue donc pas un problème de santé publique pour ces agriculteurs (**Zuma et Tandlich, 2010**).

En ce qui concerne les *Asacris*, les risques d'infection annuelle pour les agriculteurs suite à l'ingestion des sols amendés avec le compost dépassent le risque sanitaire admissible de quatre (4) ordres de grandeurs. Cela est attribuable à la forte présence des *Ascaris* exclusivement dans le compost avant culture. Cette même observation a été faite par **Carr**

(2005), qui a mentionné que les travailleurs agricoles sont les plus exposés au risque d'infections parasitaires en raison de la longue survie des protozoaires et des *Ascaris* dans le compost. Cette situation sanitaire est propice à l'ascaridiose chez les agriculteurs (**Mara et Sleigh, 2010**).

Outre les agriculteurs, les risques d'infection annuelle aux *Ascaris* sont également élevés pour les consommateurs découlant de l'amendement du sol de production de laitues par le compost. Ainsi, ces consommateurs sont exposés à l'ascaridiose selon **Amoah et al. (2011)**. Toujours avec le compost, les risques d'infection annuelle aux salmonelles pour les consommateurs de laitue sont élevés et dépassent largement le risque sanitaire admissible. Ces risques pourraient être réduits si un post traitement basé sur une exposition au soleil est appliqué avant tout apport du compost aux sols cultivés.

Dans une moindre mesure, les risques d'infection annuelle ( $9,42 \times 10^{-4}$  pppa) aux salmonelles pour consommateurs de feuilles de laitue irriguées avec les eaux grises sont élevés et dépassent le risque tolérable. Ces feuilles de laitue ne doivent pas être consommées. Toutefois, la cessation de l'irrigation avant la récolte (deux jours) peut être adoptée afin de minimiser ces risques d'infection liés à la consommation de laitue. **Keraita et al. (2007)** ont indiqué que l'arrêt de l'irrigation avant la récolte réduit la contamination microbienne de laitue irriguée avec des eaux usées. Aussi, les bonnes pratiques d'hygiène post-récolte tels que le lavage et la désinfection facilitent l'élimination des bactéries (**Lang et al., 2004; WHO, 2006a**). Il convient de retenir que les agriculteurs sont les plus exposés lors de l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique mais ces risques peuvent être réduits en adoptant des mesures de protection sanitaire et les stratégies de réduction des risques.

# **CONCLUSION GENERALE**

### CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Ce travail de thèse a été entrepris dans l'objectif de contribuer à une meilleure valorisation des sous-produits de l'assainissement écologique que sont l'urine, le compost à base de fèces humaines et les eaux grises traitées en agriculture dans la zone sahélienne, confrontée à la rareté de l'eau, à la baisse de la fertilité des sols et au péril fécal. Dans cette optique, l'incidence de l'utilisation de ces sous-produits sur les cultures et les sols cultivés et/ou irrigués en conditions contrôlées et en plein champ a été évaluée. Des expériences en conditions contrôlées, il ressort que la combinaison urine/compost entraîne une bonne productivité des sols. Le ratio 75 % N\_urine avec 25 % N\_compost a donné le meilleur rendement de gombo comparé aux autres ratios et l'utilisation d'engrais chimique (NPK). En revanche, les plantes fertilisées exclusivement avec l'urine (100 % N\_urine) durant la période culturale ont enregistré de faibles croissance et de faibles rendements.

L'utilisation combinée du compost et des urines avec l'irrigation des eaux grises traitées en plein champ a été évaluée. Cette étude a montré que les rendements obtenus avec les eaux grises traitées (0,7 t/ha) et la combinaison des eaux grises avec urine + compost (0,67 t/ha) sont significativement plus élevés que ceux du traitement témoin (0,22 t/ha) qui représentaient les pratiques culturales [eaux de barrage et engrais chimique (NPK)] de la zone d'étude. Toutefois, l'application combinée de l'urine et du compost suivie de l'irrigation avec les eaux grises traitées n'augmentent pas de manière significative les rendements agricoles par rapport à ceux des plantes irriguées avec les eaux grises exclusivement. De cette étude, il ressort également que les eaux grises traitées ont un réel potentiel de valorisation en agriculture en zone Sahélienne puisqu'en plus d'apporter d'importantes quantités d'éléments fertilisants, elles constituent une alternative en matière de ressources hydriques en saison sèche. Ce dernier résultat est une alternative intéressante pour les agriculteurs qui sont réticents à l'utilisation des excréta humains pour des problèmes sociologiques et religieux. Les risques de salinisation et de sodisation des sols associés à la valorisation des sous-produits de l'assainissement écologique représentent l'un des réels dangers de cette pratique en zone Sahélienne. En effet, la fertilisation exclusive des sols avec l'urine (100 % N\_urine) comme source d'azote favorise une salinisation, une accumulation du sodium et une acidification du sol qui a conduit à un faible rendement de la culture du gombo. Les résultats rapportés par cette étude ont conduit à examiner de façon continue la salinité des sols argilo-sableux amendés par l'urine comme source d'engrais azotés. Le suivi continu avec les capteurs a

révélé que la conductivité électrique des sols traités avec l'urine était plus élevée, d'environ 40 et 60%, que celle des sols amendés par la combinaison compost + urine et du témoin respectivement. Cette tendance s'est vérifiée au laboratoire avec les échantillons de sol prélevés après les récoltes. Cette étude sur le sol argilo-sableux a également montré que le coefficient d'adsorption de sodium (SAR) était dix (10) fois supérieur avec le traitement urine comparée au traitement compost + urine. Ces résultats révèlent clairement que le sodium est le principal sel accumulé dans les échantillons de sols après apport d'urine comme fertilisant azoté. De manière générale, les impacts des sous-produits sur les sols se sont avérés plus ou moins préoccupants avec une salinité et sodisation élevée comparativement à ceux des traitements conventionnels. Les couches supérieures des sols (0-15 et 15-25 cm) sont les plus exposées à la salinité ainsi qu'à l'accumulation du sodium. Pour atténuer ces effets, il conviendrait d'apporter du compost et d'alterner l'irrigation des sols entre les eaux grises et celles du barrage ou de puits. Le sol doit avoir une bonne capacité de drainage et un suivi régulier pour prévenir toute accumulation de sels. Dans l'amélioration de la fertilité des sols, en occurrence la matière organique, il serait intéressant d'appliquer davantage de compost (par exemple en traitement de fond) avant de procéder à l'application du traitement urine/compost comme amendement organo-minéral pendant le cycle cultural de la plante. Ce traitement de fond permettrait de maintenir les taux de matière organique du sol (MOS) et des nutriments. Le compost joue également un rôle tampon des sols acides présents en zone Sahélienne.

Les risques sanitaires associés à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique non hygiénisés ont été évalués suivant les scénarios liés aux agriculteurs et consommateurs des produits agricoles (laitue). L'étude a montré que les risques d'infection annuelle par les salmonelles sont très élevés en cas d'ingestion accidentelle de sols contaminés par les urines ( $9,55 \times 10^{-1}$  pppa) et d'ingestion involontaire des eaux grises ( $1,9 \times 10^{-1}$  pppa) et ceux relatifs aux *Ascaris* sont aussi très élevés ( $3,97 \times 10^{-1}$  pppa) lors de l'utilisation combinée de urine + compost et eaux grises par les agriculteurs. Mais les risques d'infection annuelle par les salmonelles suite à l'ingestion involontaire des sols irrigués avec les eaux grises par les agriculteurs sont faibles ( $8,89 \times 10^{-6}$  pppa). Egalement, pour la consommation de laitue, les risques d'infection aux salmonelles sont relativement faibles lors de l'utilisation combinée du compost, des urines et des eaux grises ( $5,00 \times 10^{-7}$  pppa), par contre ceux liés aux *Ascaris* sont élevés. Il convient de noter que ces risques pourraient être réduits en appliquant les mesures de protection préconisées par les directives OMS pour

l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères. L'étude a montré que les agriculteurs sont les plus exposés si les sous-produits de l'assainissement ne sont pas convenablement hygiénisés avant leur utilisation.

Il convient de retenir qu'en zone péri-urbaine et rurale sahélienne où les paysans ont de faibles revenus, l'assainissement écologique combiné à la production maraîchère se présente comme une solution prometteuse pour favoriser la petite agriculture de contre saison par le recyclage des eaux grises et par l'amélioration des rendements par l'accès à des engrais naturels (urine et compost), économiquement accessibles. Cependant, le compromis entre les risques avérés de salinisation et/ou de sodisation, les risques sanitaires et l'intérêt agronomique doit trouver un point d'équilibre pour que cette pratique s'installe de manière durable.

Par ailleurs, l'utilisation des sous-produits comme biofertilisants et la consommation des cultures fertilisées sont influencées par des perceptions culturelles et religieuses plus que par les préoccupations d'hygiène. La santé publique devrait demeurer une préoccupation importante dans les projets d'utilisation des sous-produits. A cet égard, des mesures de contrôle strictes à l'utilisation doivent être imposées.

Les résultats acquis dans le cadre de la valorisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture en zone sahélienne ont permis d'identifier plusieurs perspectives de recherches :

- établir un modèle qui prédit les effets de l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique sur des grandes parcelles avec plusieurs types de sols non remaniés et différentes cultures ;
- évaluer les risques sanitaires suite à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique dans les conditions rurales ;
- quantifier les gains économiques associés aux éléments nutritifs des sous-produits de l'assainissement écologique dans les conditions rurales ;
- mener des études socio-anthropologiques afin de cerner les réticences liées à l'utilisation des sous-produits de l'assainissement écologique en agriculture.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adams S., Cockshull K., Cave C., 2001. Effect of temperature on the growth and development of tomato. *Annals of Botany*, 88, 869 – 877.
- Adugna TA., Andrianisa HA., Konate Y., Ndiaye A., Maiga A., 2014. Greywater treatment by vermifiltration for sub-Saharan urban poor. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 4, 625–632.
- Afnor. 1996. Qualité des sols, échantillonnage, méthodes de prélèvement d'échantillon de sol, NF X 31-100. Paris, France.
- Ahmad S., Ghafoor A., Akhta M., Khan M., 2013. Ionic displacement and reclamation of saline-sodic soils using chemical amendments and crop rotation. *Land Degradation & Development*, 24, 170–178.
- Ahmed M., Sidairi S., Prathapar S., Al-Adawi S., 2008. Evaluation of custom-made and commercial greywater treatment systems: a case study from Oman. *International Journal of Environmental Studies*, 65, 33–40.
- Akpan-Idiok AU., Udo A., Ekanem IB., 2012. The use of human urine as an organic fertilizer in the production of okra (*Abelmoschus esculentus*) in South Eastern Nigeria. *Resources, Conservation and Recycling*, 62, 14–20.
- Akponikpè PBI., Wima K., Yacouba H., Mermoud A., 2011. Reuse of domestic wastewater treated in macrophyte ponds to irrigate tomato and eggplant in semi-arid West-Africa: Benefits and risks. *Agricultural Water Management*, 98, 834–840.
- Al-Hamaiedeh HD., 2010. The Impact of Greywater Reuse in Irrigation on Public Health and Safety. *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, 15, 1131–1138.
- Al-Hamaiedeh HD., Bino M., 2010. Effect of treated greywater reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination*, 256, 115–119.
- Al-Jayyousi O., 2003. Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156, 181–192.
- Al-Nakshabandi GA., Saqqar M., Shatanawi M., Fayyad M., Al-Horani H., 1997. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management*, 34, 81–94.
- Amoah P., Drechsel P., Abaidoo R.C., 2005. Irrigated urban vegetable production in Ghana: sources of pathogen contamination and health risk elimination. *Irrigation and Drainage*, 54, 49–61.
- Amoah P., Keraita B., Akple M., Drechsel P., Abaidoo RC., Konradsen F., 2011. Low-cost options for reducing consumer health risks from farm to fork where crops are irrigated with polluted water in West Africa. IWMI Research. Report. 2011, 1–37.

- Amoah ID., 2014. Helminth infection risk associated with the use of wastewater in urban agriculture in Kumasi, Ghana. Master of philosophy (Parasitology) to the Department of Theoretical and Applied Biology, College of Science, Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Ghana, 84p.
- APHA. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. Washington. ed. DC: American Public Health Association.
- Asano T., Leong LYC., Rigby MG., Sakaji RH., 1992. Evaluation of the California Wastewater Reclamation Criteria Using Enteric Virus Monitoring Data. *Water Science and Technology*, 26 (7-8), 1513–1524.
- Austin L., Cloete T., 2008. Safety aspects of handling and using fecal material from urine-diversion toilets – a field investigation. *Water Environment Research*, 80, 308–315.
- Båth B., 2003. Field trials using human urine as fertilizer to leeks (In Swedish). Manuscript, Department of Ecology and Plant Production Science, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Sweden.
- Bationo A., Hartemink A., Lungo O., Naimi M., Okoth P., Smaling E., Thiombiano L., 2006. African soils: their productivity and profitability of fertilizer use: background paper for the African Fertilizer. IFDC, Abuja, Nigeria.
- Bazié P., Dieng B., Ackerer P., 1995. Bilan des transferts verticaux d'eau en zone non-saturée sous climat soudano-sahélien : application à l'estimation de la recharge des nappes. *Revue des Sciences de l'Eau*, 8, 237–260.
- Beck-Friis B., Smårs S., Jönsson H., Eklind Y., Kirchmann H., 2003. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Science & Utilization*, 11, 41–50.
- Ben-Hur M., 2005. Sewage water treatments and reuse in Israël. Institute of Soil, Water and Environment Science, 14p.
- Berndtsson C., 2006. Experiences from the implementation of a urine separation system: Goals, planning, reality. *Building and Environment*, 41, 427–437.
- Bhattacharyya R., Kundu S., Prakash V., Gupta H., 2008. Sustainability under combined application of mineral and organic fertilizers in a rainfed soybean-wheat system of the Indian Himalayas. *European Journal of Agronomy*, 28, 33–46.
- Bhausahab L., Saroj B., Sane M., 2010. Design and Economical Performance of grey Water Treatment Plant in Rural Region. *International Journal of Environmental Science and Engineering*, 2, 1–5.
- Bino M., 2004. Greywater Reuse for Sustainable Water Demand Management. Presented at the International, Water Demand Management Conference, Amman, Jordan.

- Blumenthal UJ., Peasey A., 2002. Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture, Genève, document non publié préparé pour l'Organisation Mondiale de la Santé, <[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/wastewater/whocriticalrev.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/whocriticalrev.pdf)>.
- Boh M., Müller T., Sauerborn J., 2013. Maize (*Zea mays* L.) response to urine and wood ash fertilization under saline (NaCl) soil conditions. *International Journal of AgriScience*, 33, 333–345.
- Boh M., Sauerborn J., 2013. Effect of NaCl-induced salinity and human urine fertilization on substrate chemical properties. *Open Journal of Soil Science*, 4, 16–25.
- Bouhoum K., Amahmid O., Asmama S., 2000. Occurrence and removal of protozoan cysts and helminth eggs in waste stabilization ponds in Marrakech. *Water Science and Technology*, 42, 159–164.
- Boulet R., 1976. Notice des cartes de ressources en sol de la Haute-Volta. ORSTOM, 106p.
- Bracken P., Wachtler A., Panesar A., Lange, J., 2007. The road not taken: how traditional excreta and greywater management may point the way to a sustainable future. *Water Science and Technology: Water Supply*, 7, 219–227.
- Burnat J., Mahmoud N., 2005. Evaluation of On-Site Grey Wastewater Treatment Plants Performance in Bilien and Biet- Diko Villages / Palestine. Regional greywater Expert Meeting, IDRC and CSBE, Aqaba-Jordan.
- Caldwell I., Rosemarin A., 2008. Human urine and faeces as a fertilizer, *The Environment & Poverty Times*, no. 5: 11.
- Carr R., Strauss M., 2001. Excreta-related infections and the role of sanitation in the control of transmission, in: *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*, International water Association (IWA) on behalf on the World Health Organization, London, UK, pp. 89–113.
- Carr R., 2005. WHO guidelines for safe wastewater use - More than just numbers. *Irrigation and Drainage*, 54, 103–111.
- Chandran A., Pradhan S.K., Heinonen-Tanski H., 2009. Survival of enteric bacteria and coliphage MS2 in pure human urine. *Journal of Applied Microbiology*, 1651–1657.
- Christova-Boal A., Eden E., McFarlane S., 1996. An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*, 106, 391–397.
- Chang AC., Pan G., Page AL., Asano T., 2002. Developing Human Health-related Chemical Guidelines for Reclaimed Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture. World Health Organization. 105 p.

- CNUEH. 2008. Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management : Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource. ONU Habitat, Nairobi, Kenya.
- Compaoré E., Nanema L., Bonkougou S., Sedogo M., 2010. Évaluation de la qualité de composts de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso pour une utilisation efficiente en agriculture. *Journal of Applied Biosciences*, 33, 2076 – 2083.
- Craggs R., 2005. Advanced integrated wastewater ponds. Shilton A., ed. Pond treatment technology. IWA, London, UK, pp. 282-310.
- Crites R., Tchobanoglous G., 1998. Small and decentralized wastewater management systems. Water Resources and Environmental Engineering, WCB/McGraw-Hill, Boston. ed. Boston, USA, 1084p.
- Dallas S., Scheffe B., Ho G., 2004. Reedbeds for greywater treatment -Case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America. *Ecological Engineering*, 23, 55–61.
- Dallas S., Ho G., 2005. Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America. *Water Science and Technology*, 52 (10), 119-128.
- Davis J., Waskom R., Bauder T., Cardon G., 2007. Managing Sodic Soils, Crop Series / Soil. Colorado State University Extension, USA.
- Decrey L., Udert K., Tilley E., Pecson B., Kohn T., 2011. Fate of the pathogen indicators phage FX174 and *Ascaris suum* eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. *Water Research*, 4960–4972.
- Dekayir S., 2008. Gestion, récupération et valorisation de la biomasse produite dans une filière d'épuration des eaux usées par Chenal Algal à Haut Rendement. Thèse de doctorat, Université de Liège, Belgique, 184p.
- Del Porto D., Steinfeld C., 2000. What about graywater, the composting toilet system book. The Center for Ecological Pollution Prevention (CEPP), Concord, Massachusetts, USA, pp. 167–193.
- Dembele Y., Somé L., 1991. Propriétés hydrodynamiques des principaux types de sol du Burkina Faso. Proceedings of the Niamey Workshop, February, IAHS Publ. 199, 217–227.
- Derabe MH., 2014. High rate algal pond for greywater treatment in arid and semi-arid areas. PhD Dissertation, Graduate School of Engineering, Hokkaido University, Japan, 80 p.
- Dowd SE., Gerba CP., Pepper IL., Pillai SD., 2000. Bioaerosol transport modeling and risk assessment in relation to biosolid placement. *Journal of Environmental Quality*, 29, 343–348.

- Drabo B., Keipp W., 2002. Expérience Genre et Eau No.6: Projet d'Assainissement gestion des eaux usées domestiques à Koulikoro au Mali, info CREPA. CREPA, 3p.
- Drakatos P., Kalavrouziotis IK., Hortis TC., Varnavas SP, Bladenopoulou S., Fanariotou IN., 2002. Antagonistic action of Fe and Mn in Mediterranean-type plants irrigated with wastewater effluents following biological treatment. *International Journal of Environmental Studies*, 59 (1), 125–132.
- Drangert J., 1998. Urine blindness and the use of nutrients from human excreta in urban agriculture. *Geochemical Journal*, 45, 201–208.
- Drechsel P., Scott C., Raschid-sally L., Redwood M., Bahri A., 2011. L'irrigation avec des eaux usées et la santé : évaluer et atténuer les risques dans les pays à faible revenu, Presse l'université du Québec. Centre de Recherches pour le Développement International (CRDI), Ottawa, Ontario, Canada, 429p.
- Duan R., Sheppard C., Fedler C., 2010. Short-Term Effects of Wastewater Land Application on Soil Chemical Properties. *Water Air Soil Pollution*, 165–176.
- Eklund O., Tegelberg L., 2010. Small-scale Systems for Greywater Reuse and Disposal A Case Study in Ouagadougou. Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural sciences, Box 7070, SE - 750 07, Uppsala, Sweden, 136p.
- El Halouani H., Picoti B., Casellas C., Pena G., Bontoux J., 1993. Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Revue des sciences de l'eau*, 6, 47–61.
- Eriksson E., Auffarth K., Henze M., Ledin A., 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4, 85–104.
- Esrey S., Gough J., Rappaport D., Sawyer R., Simpson-Hébert M., Vargas J., Winblad U., 1998. Ecological Sanitation. Swedish International Cooperation Development Agency (SIDA) Stockholm, Sweden.
- Esrey S., Andersson I., Hillers A., Sawyer R., 2001. Closing the loop: ecological sanitation for food security. *Water Resource*, 18, 43–47.
- Faigle J., Schenkel L., 1998. Pharmacokinetics of estrogens and progestogens. *in*: I. Fraser, R. Jansen, R. Lobo, M. Whitehead (Eds.) Estrogens and Progestogens in Clinical Practice. Churchill Livingstone, London, pp.273–294.
- FAO. 1997. Small-scale irrigation for arid zone: principles and options, FAO development series 2. Rome, Italy, 65p.
- FAO. 2003. FAOSTAT Nutrition data – Food Supply – Crops Primary Equivalent, nutrition. FAO.

- FAO. 2005. Notions de nutrition des plantes et de fertilisation des sols (Manuel de formation), Projet Promotion de l'Utilisation des Intrants agricoles par les Organisations de Producteurs du Niger. FAO, Rome, Italy.
- Faruqui N., Jayyousi O., 2002. Greywater reuse in urban agriculture for poverty alleviation: a case study in Jordan. *Water International*, 27, 387–394.
- Feachem RG., Bradley DJ., Garelick H., Mara DD. 1983. Sanitation and Disease. Health aspects of excreta and wastewater management. World Bank studies in Water Supply and Sanitation 3. John Wiley and Sons. New York. 501p.
- Featherstone D., 1999. Why are faeces always brown ?
- Franzen D., 2007. Managing Saline Soils in North Dakota. NDSU Extension Service, , North Dakota State University, Fargo, ND, 58105, SF-1087, pp. 1-11.
- Friedler E., 2004. Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on site treatment and reuse possibilities. *Environmental Technology*, 25, 997–1008.
- Ganrot Z., Dave G., Nilsson E., 2007. Recovery of N and P from human urine by freezing, struvite precipitation and adsorption to zeolite and active carbon. *Bioresource Technology*, 98, 3112–3121.
- Gao Xz., Shen T., Zheng Y., Sun X., Huang S., Ren Q., Zhang X., Tian Y., Luan G., 2002. Practical manure handbook. (In Chinese). Chinese Agricultural Publishing House. Beijing, China.
- GEPPA. 1963. Réunion du GEPPA. Bulletin Bibliographique de Pédologie - ORSTOM, 12 (4), pp. 14-17. Réunion du GEPPA, Nîmes (FR), 1963/10/16-18.
- Germer J., Addai S., Sauerborn J., 2011. Response of grain sorghum to fertilization with human urine. *Field Crops Research*, 122, 234–241.
- Ghoulam C., Foursy A., Fares K., 2002. Effects of salt stress on growth, inorganic ions and proline accumulation in relation to osmotic adjustment in five sugar beet cultivars. *Environmental and Experimental Botany*, 47, 39–50.
- Gilboa Y., Friedler E., 2008. UV disinfection of RBC-treated light greywater effluent: Kinetics, survival and regrowth of selected microorganisms. *Water Research*, 42 (4-5), 1043–1050.
- Gill L., O'Suilleabhain C., Misstear B., Johnston P., Patel T., O'Lunaigh N., 2008. Nitrogen loading on groundwater from the discharge of on-site domestic wastewater effluent into different subsoils in Ireland. *Water Science and Technology*, 57, 1921–1926.
- Golder D., Rana S., Sarkar V., Jana B.B., 2007. Human urine is an excellent liquid waste for the culture of fish food organism, *Moinamicrura*. *Ecological Engineering*, 30, 326–332.

- Gotor AG., Perez Baez SO., Espinoza CA., Bachir SI., 2001. Membrane processes for the recovery and reuse of wastewater in agriculture. *Desalination*, 137(1-3), 187-192.
- Grady C., Daigger G., Lim H., 1999. Biological wastewater treatment. 2nd ed. Marcel Dekker Inc, New York, USA.
- Grattan S., Grieve C., 1999. Salinity-mineral nutrient relations in horticultural crops. *Scientia Horticulturae*, 78, 127–157.
- Grattan S., 2002. Irrigation water salinity and crop production. ARN Publication 8066, University of California, Oakland, CA, USA.
- Grewal SK., Rajeev S. Sreevatsan S., Michel FC., 2006. Persistence of Mycobacterium avium subsp. Paratuberculosis and Other Zoonotic Pathogens during Simulated Composting, Manure Packing and Liquid Storage of Dairy Manure. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 565–574.
- Gross A., Azulai N., Oron G., Ronen Z., Arnold M., Nejidat A., 2005. Environmental impact and health risks associated with greywater irrigation: a case study. *Water Science and Technology*, 52, 161–169.
- Grubben H., Denton O., Messiaen C., Schippers R., Lemaneus R., Oyen L., 2004. Plant resources of tropical Africa 2. Prota Foundation, Wageningen, Netherland, pp.27-29.
- Gutzeit G., Lorchb D., Weber A., Engels M., Neis U., 2005. Bioflocculent algal-bacterial biomass improves low-cost wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 52, 9–18.
- Guyton A., 1992. Human physiology and mechanisms of disease. (5th ed.) Saunders, Co Philadelphia USA, pp. 201–202. USA.
- Guzha E., Nhapi I., Rockstrom J., 2005. An assessment of the effect of human faeces and urine on maize production and water productivity. *Physics and Chemistry of the Earth*, 30, 840–845.
- Gwenzi W., Munondo R., 2008. Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on nutrient status of a sandy soil in Zimbabwe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 82, 197–207.
- Habitat Agenda., 1996. Report on UNCHS conference on human settlements, habitat II, No. item 14lj, chapter IV. United Nations, Istanbul Turkey.
- Halliwell D., Barlow K., Nash D., 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. *Australian Journal of Soil Research*, 29, 1259–1267.

- Hamilton AJ., Stagnitti F., Premier R., Boland AM., Hale G., 2006. Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 3284–3290.
- Haas C.N., Rose JB., Gerba CP., 1999. Quantitative Microbial Risk Assessment. John Wiley & Sons, New York, USA, 464 p.
- Harris LJ., Farber JN., Beuchat LR., Parish ME., Suslow TV., Garrett EH., Busta FF., 2003. Outbreaks associated with fresh produce: Incidence, growth, and survival of pathogens in fresh and fresh-cut produce. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, volume 2, Chapter III, pp78-141.
- Heinonen-Tanski H., van Wijk-Sijbesma C., 2005. Human excreta for plant production. *Bioresource Technology*, 96, 403–411.
- Heinonen-Tanski H., Sjöblom A., Fabritius H., Karinen P., 2007. Pure human urine is a good fertiliser for cucumbers. *Bioresource Technology*, 98, 214–217.
- Heinonen-Tanski H., Pradhan SK., Karinen P., 2010. Sustainable Sanitation-A Cost Effective Tool to Improve Plant Yields and the Environment. *Sustainability*, 2, 341–353.
- Henze M., Harremos P., la Cour Jansen J., Arvin E., 2001. Wastewater treatment biological and chemical processes, 3rd edition. Springer, Berlin.
- Herpin U., da Fonseca A., Mendoza F., Piveli R., Breulmann G., Forti M., Melfi A., 2007. Chemical effects on the soil–plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation-A pilot field study in Brazil. *Agricultural Water Management*, 89, 105–115.
- Höglund C.E., Stenstrom TAB., 1999. Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts in source separated human urine. *Canadian Journal of Microbiology*, 45, 740-746.
- Höglund C., 2001. Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine. Doctoral thesis, KTH, Superseded Departments, Biotechnology, Stockholm, Sweden, 78p.
- Höglund C., Ashbolt N., Stenstrom T., Svensson L., 2002. Viral persistence in source separated human urine. *Advances in Environmental Research*, 6, 265–275.
- Holtzhausen L., 2005. Greywater recycling: From grey to green: Reusing greywater for food. *The Water Wheel*, 4, 10–12.
- Hotez PJ., de Silva N., Brooker S., Bethony J., 2003. Soil Transmitted Helminth Infections: The Nature causes and Burden of the Conditions. DCPD working Paper No. 3. <http://www.dcp2.org/file/19/wp3.pdf> (accessed 15 February 2014).
- Hotta S., Funamizu N., 2007. Biodegradability of fecal nitrogen in composting process. *Bioresource Technology*, 98, 3412–3414.

- INDS. 2006. Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) et 2006. Institut National de Démographie et des statistiques.
- Jaiarree S., Chidthaisong A., Tangtham N., Polprasert C., Sarobol E., Tyler S., 2011. Carbon budget and sequestration potential in a sandy soil treated with compost. *Land Degradation & Development*, 25, 120–129.
- Jefferson B., Palmer A., Jeffrey P., Stuetz R., Judd S., 2004. Grey water characterization and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology*, 50, 157–164.
- Jensen P., Phuc P., Line L., Dalsgaard A., Konradsen F., 2008. Hygiene versus fertilizer: The use of human excreta in agriculture – A Vietnamese example. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 211, 432–439.
- Jiménez B., Chavez A., 2000. Chlorine disinfection of advanced primary effluent for reuse in irrigation in Mexico. AWWA water Reuse conf. Proc., Jan 30-Feb. 2, 2000. San Antonio, Texas.
- Jiménez B., 2006. Irrigation in developing countries using wastewater. *International Review for Environmental Strategies*, 6, 229–250.
- Jjemba P., 2006. Excretion and ecotoxicity of pharmaceutical and personal care product in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63, 113–130.
- Johnston R., Vance G., Ganjegunte G., 2013. Soil property changes following irrigation with coal-bed natural gas water: role of water treatments, soil amendments and land suitability. *Land Degradation & Development*, 24, 350–362.
- Jönsson H., Vinneras B., Höglund C., Stenstrom T., Dalhammar G., Kirchmann H., 2000. Recycling source separated human urine. (VA-Forsk Report No. 2000-1). VAV AB, Stockholm, Sweden.
- Jönsson H., Stinzing A., Vinneras B., Salomon E., 2004. Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production. EcoSanRes Publication Series, Report No. 2004-2, Stockholm Environment Institute, Sweden.
- Jönsson H., Baky A., Jeppsoon U., Röm D., Kärrman E., 2005. Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilization in the URWARE model (Urban Water), 41p.
- Jönsson H., Vinnerås B., 2007. Experiences and suggestions for collection systems for source-separated urine and faeces. *Water Science and Technology*, 56, 71–76.
- Jury W., Vaux JH., Donald L., 2007. The emerging global water crisis: managing scarcity and conflict between water users. *Advances in Agronomy*, 1–76.
- Karak T., Bhattacharyya P., 2011. Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality. *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 400–408.

- Kärrman E., 2001. Strategies towards sustainable wastewater management. *Urban Water*, 3, 63–72.
- Kazama S., Tameike N., Nakagawa N., Otaki M., 2011. A fate model of pathogenic viruses in a composting toilet based on coliphage inactivation. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (7), 1194–1198.
- Kedowide C., Sedogo M., Cissé G., 2010. Dynamique spatio temporelle de l'agriculture urbaine à Ouagadougou : cas du maraîchage comme une activité montante de stratégie de survie. *Vertigo – La revue en sciences de l'environnement*, 10, 1–21.
- Keraita B., Konradsen F., Drechsel P., Abaidoo RC., 2007. Reducing Microbial Contamination on Wastewater-irrigated Lettuce by Cessation of Irrigation before Harvesting. *Tropical Medicine and International Health*, 1, 8–14.
- Khalid I., Nadeem A., Ahmed R., Husnain A., 2014. Conjunctive and mineralization impact of municipal solid waste compost and inorganic fertilizer on lysimeter and pot studies. *Environmental Technology*, 35, 487–498.
- Kiba ID., 2005. Valorisation agronomique des excréta humains: utilisation des urines et fèces humaines pour la production de l'Aubergine (*Solanum melongena*) et du Maïs (*Zea mays*) dans la zone centre du Burkina Faso. Mémoire de fin d'études, Diplôme d'Ingénieur du Développement Rural, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 55p.
- Kirchmann H., Pettersson S., 1995. Human urine -Chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research*, 40, 149–154.
- Kiziloglu F., Turan M., Sahin U., Kuslu Y., Dursun A., 2008. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. *Agricultural Water Management*, 95, 716–724.
- Koné D., 2010. Making urban excreta and wastewater management contribute to cities' economic development. A paradigm shift. *Water Policy*, 12, 602–610.
- Kotut K., Nganga V., Kariuki F., 2011. Physico-Chemical and Microbial Quality of Greywater from Various Households in Homa Bay Town. *The Open Environmental Engineering Journal*, 4, 162–169.
- Kouraa A., Fethi F., Fahde A., Lahlou A., Ouazzani N., 2002. Reuse of urban wastewater treated by a combined stabilisation pond system in Benslimane (Morocco). *Urban Water*, 4 (4); 373-378.
- Kulabako R., Kinobe J., Mujunga J., Olwenyi S., Sleytr K., 2009. Greywater use in periurban households in Kitgum, Uganda (No. issue 1). Resource oriented Sanitation concepts in peri-urban areas in Africa (ROSA-Project), Uganda, pp. 16-24.

- Kutu F., Muchaonyerwa P., Mnkeni P., 2011. Complementary nutrient effects of separately collected human faeces and urine on the yield and nutrient uptake of spinach (*Spinacia oleracea*). *Waste Management & Research*, 29, 532–539.
- Lamsal K., Paudyal G., Saeed M., 1999. Model for assessing impact of salinity on soil water availability and crop yield. *Agricultural Water Management*, 41, 57–70.
- Lang MM., Harris LJ., Beuchat LR., 2004. Survival and Recovery of *Escherichia coli* 0157:H7, *Salmonella*, and *Listeria monocytogenes* on Lettuce and Parsley as Affected by Method of Inoculation, Time between Inoculation and Analysis, and Treatment with Chlorinated Water. *Journal of Food Protection*, 67, 1092–1103.
- Langergrabe G., Muellegger E., 2005. Ecological sanitation – a way to solve global sanitation problems? *Environment International*, 31, 433–444.
- Larsen T., Gujer W., 1996. Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). *Water Science and Technology*, 34, 87–94.
- Larsen PB., 1998. Allowable pollution loads for contaminated soil. Copenhagen Danish Environmental Protection Agency, Miljöproject 425: ISBN 87-7909-068-0.
- Läuchli A., Lüttge U., 2002. Salinity: Environment – Plants – Molecules. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands.
- Lee T., 2012. Irrigation System and Practices in Challenging Environments, In Tech, Janeza Trdine 9. 51000 Rijeka, Croatie, pp. 169-190.
- Lentner C., 1981. Geigy Scientific Tables, 8th edition, Volume 1. Units of measurement, body fluids, composition of the body, nutrition, West Caldwell, NJ: Ciba-Geigy Corporation.
- Lienert J., Gude K., Escher B., 2007. Screening method for ecotoxicological hazard assessment of 42 pharmaceuticals considering human metabolism and excretory routes. *Environmental Science & Technology*, 41, 4471–4478.
- Li F., Behrendt J., Wichmann K., Otterpohl R., 2008. Resources and nutrients oriented greywater for non-potable reuses. *Water Science and Technology*, 57, 1901–1907.
- Lina A., Zeeman G., Van Lier J., Fayyed M., 2008. Quantitative and qualitative characteristics of greywater for reuse requirement and treatment alternatives: the case of Jordan. *Water Science and Technology*, 58, 1385–1396.
- Lindén B., 1997. Human urine as a nitrogen fertilizer applied during crop growth to winter wheat and oats in organic farming. Department of Agricultural Research, Skara, Series-B, Crop and Soil Report 1. Sweden.
- Lopez ZMA., Funamizu N., Takakuwa T., 2002. Onsite wastewater differential treatment system: modelling approach. *Water Science and Technology*, 46, 317–324.

- Lopez ZMA., Funamizu N., Takakuwa T., 2004. Modeling of aerobic biodegradation of using sawdust as a matrix. *Water Research*, 34, 1327–1339.
- Lopez ZMA., Funamizu N., 2006. Design and Operation of the Bio-toilet System. *Water Science and Technology*, 53, 55–61.
- Lubis A., 1999. Water watch: a Community action guide (No. ISBN: 9839941607), Asia-Pacific People's Environmental Network.
- Mace J., Amrhein C., 2001. Leaching and Reclamation of a Soil Irrigated with Moderate SAR Waters. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 199–204.
- Madungwe E., Sakuringwa S., 2007. Greywater reuse: A strategy for water demand management in Harare ? *Physics and Chemistry of the Earth*, 32, 1231–1236.
- Maiga Y., Denyigba K., Wethe J., Ouattara A., 2009. Sunlight inactivation of Escherichia coli in waste stabilization microcosms in a sahelian region (Ouagadougou, Burkina Faso). *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 94, 113–119.
- Maiga Y., Moyenga D., Ushijima K., Sou M., Maiga HA., Funamizu N., 2014a. Greywater characteristics in rural areas of the sahelian region for reuse purposes: the case of Burkina Faso. *Revue des Sciences de l'Eau*, 27, 39–54.
- Maiga Y., Moyenga D., Nikiema C., Ushijima K., Maiga HA., Funamizu N., 2014b. Designing slanted soil system for greywater treatment for irrigation purposes in rural area of arid regions. *Environmental Technology*, 35, 3020–3027.
- Maimon A., Tal A., Friedler E., Gross A., 2010. Safe on-Site Reuse of Greywater for Irrigation - A Critical Review of Current Guidelines. *Environmental Science & Technology*, 44, 3213–3220.
- Makaya J., Savadogo A., Somda M., Bour J-B., Barro N., Traoré A., 2014. Quality of Human Urine Used as Fertilizer: Case of an Ecological Sanitation System in Ouagadougou Peri-Urban Areas-Burkina Faso. *Journal of Environmental Protection*, 5, 467– 474.
- Mara D., 2004. Domestic wastewater treatment in developing countries. arthscan, London, UK, 293p.
- Mara D.D., Sleight P.A., Blumenthal U.J., Carr R.M., 2007. Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. *Journal of Water and Health*, 5, 39–50.
- Mara D., Sleight A., 2010. Estimation of norovirus and *Ascaris* infection risks to urban farmers in developing countries using wastewater for crop irrigation. *Journal of Water and Health*, 8 (3), 572–576.
- Mara D., Hamilton A., Sleight A., Karavarsamis N., 2010. Updating the 2006 WHO Guidelines: More appropriate tolerable additional burden of disease Improved

- determination of annual risks Norovirus and *Ascaris* infection risks Extended health-protection control measures Treatment and non-treatment options. WHO, IDRC, FAO, IWMI 8.
- MARHASA. 2015. Rapport de performance annuelle 2014 du secteur « Eau et Assainissement ».SCADD, CSD-EA, 39p.
- Mathieu C., Pieltain F., 2003. Analyses chimiques des sols: Méthodes choisies, Tec et Doc., ed, Lavoisier. Paris, 388p.
- Maurer M., Pronk W., Larsen T., 2006. Treatment processes for source-separated urine. *Water Research*, 40, 3151–3166.
- Mehl J., Kaiser J., Hurtado D., Gibson D., Izurieta R., Mihelcic J., 2011. Pathogen Destruction and Solids Decomposition in Composting Latrines: Study of Fundamental Mechanisms and User Operation in Rural Panama. *Journal of Water and Health*, 9, 187–199.
- Mermoud A., Tamini T., Yacouba H., 2005. Impact of different irrigation schedules on the water balance components of an onion crop in a semi-arid zone. *Agricultural Water Management*, 77, 282–295.
- Metcalf., Eddy., 1991. Wastewater engineering-treatment, disposal and reuse, 3rd edition, Tata McGraw Hill Publishing Co. Ltd., New Delhi.
- Metcalf., Eddy., 2007. Water Reuse: Issues, Technologies, and Application, MC Graw Hill. ed. RR Donnelley, USA.
- Mihelcic J., Fry L., Shaw R., 2011. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. *Chemosphere*, 84, 832–839.
- Mnkeni PNS., Austin A., Kutu FR., 2005. Preliminary studies on the evaluation of human urine as a source of nutrients for vegetables in the Eastern Cape Province, South Africa. In : Ecological Sanitation : a Sustainable Integrated Solution. Presented at the 3rd International Ecological Sanitation Conference, Durban, South Africa, pp. 418–426.
- Mnkeni PNS., Kutu FR., Muchaonyerwa P., 2008. Evaluation of human urine as a source of nutrients for selected vegetables and maize under tunnel house conditions in the Eastern Cape, South Africa. *Waste Management & Research*, 26, 132–139.
- Mnkeni PNS., Austin L., 2009. Fertilizer value of human manure from pilot urine-diversion toilets. *Water SA*, 35, 133–138.
- Moe C., Izurieta R., 2004. Longitudinal study of double vault urine diverting toilets and solar toilets in El Salvador. Presented at the 2nd International Symposium on Ecological Sanitation, 7th-11th April, 2003, GTZ, Postfach 5180, 65726 Eschborn, Germany, Lübeck, Germany.

- Moe C., 2009. Improving Water and Sanitation Access in Developing Countries: Progress and Challenges . In Christine Coussens (Rapporteur Roundtable on Environmental Health Sciences, Research, and Medicine (Research Gap and Barriers for providing sustainable water, Sanitation and Hygiene Services.)). Global Environmental health.
- Morel A., Diener S., 2006. Greywater management in low and middle-income countries, review of different treatment systems for households and neighbourhood (No. 14/06). Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland, 107p.
- Morgan P., 2003. Experiments using urine and humus derived from ecological toilets as a source of nutrients for growing crops. Presented at the Third World Water Forum, Kyoto, Japan.
- Morgan P., 2007. Toilets that Make Compost: Low cost, Sanitary Toilets that Produce Valuable Compost for Crops in an African Context, EcoSanRes Programmer. Stockholm Environment Institute, Sweden.
- Morin H., 2006. L'Afrique Agricole. Le Monde Diplomatique.
- Munch E., Winker M., 2009. Technology review, urine diversion components overview of urine diversion components such as waterless urinals, urine diversion toilets, Urine Storage and Reuse Systems. GTZ, Germany. Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. Eschborn, Germany. [www.susana.org/Langen/library?view=ccbctypeitem&type=2&id=875](http://www.susana.org/Langen/library?view=ccbctypeitem&type=2&id=875)
- Mungai GG., 2008. Impacts of long-term greywater disposal on soil properties and reuse in urban agriculture in an informal settlement-a case study of Waruku, Nairobi. MSc Thesis, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Eawag, Delft, The Netherlands, 81p.
- Nakhro N., Dkhar M., 2010. Impact of organic and inorganic fertilizers on microbial populations and biomass in paddy field soil. *Journal of Agronomy*, 9, 102–110.
- Nana R., Zombre G., Zoumbiessé T., Sawadogo M., 2009. Effet du régime hydrique sur les rendements du gombo en culture de contre-saison. *Sciences & Nature*, 6, 107 – 116.
- Nana OBA., Esi A., 2012. Microbial Risk Assessment of Urban Agricultural Farming: A Case Study on Kwame Nkrumah University of Science and Technology Campus, Kumasi, Ghana. *International Journal of Science and Technology*, 1 (3), 118–125.
- Narain S., 2002. The flush toilet is ecologically mindless. Down to earth. Centre for science and environment, New Delhi, India, pp. 29-37.
- Nataka S., Lopez ZMA., Funamizu N., Otaki M., Takakuwa T., 2003. Temperature effect on pathogens decline in the bio-toilet system. Presented at the Proceedings of the 1st International Dry Toilet Conference: Dry Toilet, Tampere, Finland.

- N'Dayegamiye A., Drapeau A., Laverdière M., 2005. Effets des apports de composts de résidus ménagers sur les rendements des cultures et certaines propriétés du sol. *Agrosol*, 16, 135–144.
- Ndzana J., Otterpohl R., 2009. Urine reuse as fertilizer for bamboo plantations. Presented at the International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams, IWA Publishing, London, UK.
- Neal J., 1996. Wastewater reuse studies and trials in Canberra. *Desalination*, 106, 399–405.
- Neina D., Dowuona GNN., 2013. Short-term effects of human urine fertiliser and wood ash on soil pH and electrical conductivity. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics*, 89–100.
- Niwagaba C., Asiimwe A., 2005. Documentation and evaluation of ecosan experiences ~ preliminary do's and don't's in ecosan implementation in Uganda (Research report). Directorate of Water Development (DWD), Ministry of Water, Lands and Environment, Government of Uganda.
- Niwagaba C., 2009. Treatment Technologies for Human Faeces and Urine. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala and Faculty of Technology Makerere University Kampala, Uganda, 90p.
- Nordin A., Nyberg K., Vinnerås B., 2009. Inactivation of *Ascaris* eggs in source-separated urine and faeces by ammonia at ambient temperatures. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 662–667.
- OMS. 2012. Version révisée des Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères. Volume 2, Utilisation des eaux usées en agriculture. Editions de l'OMS, Organisation Mondiale de la Santé, 20 avenue Appia, 1211 Genève 27, Suisse. 219p.
- ONEA. 2014. Rapport d'activités annuelles Direction de l'assainissement, ONEA
- ONU. 2000. United Nations Millennium Declaration, Resolution A/RES/55/2. New York, USA.
- Ottoson J., Stenström T., 2003. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, 37, 645–655.
- Ouédraogo E., Mando A., Brussaard L., Stroosnijder L., 2007. Tillage and fertility management effects on soil organic matter and sorghum yield in semi-arid West Africa. *Soil & Tillage Research*, 94, 64–74.
- Pecson B., Nelson K., 2005. Inactivation of *Ascaris* suum eggs by ammonia. *Environmental Science & Technology*, 39, 7909–7914.
- Pescod M., 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. Bulletin FAO No. vol. 47, Rome, Italy: FAO, 125p.

- Pinto U., Maheshwari B., Grewal H., 2010. Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 429–435.
- Pradhan S., Nerg AM., Sjöblom A., Holopainen J., Heinonen-Tanski H., 2007. Use of Human Urine Fertilizer in Cultivation of Cabbage (*Brassica oleracea*) – Impacts on Chemical, Microbial, and Flavor Quality. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55, 8657–8663.
- Pradhan S., Holopainen J., Heinonen-Tanski H., 2009. Stored Human Urine Supplemented with Wood Ash as Fertilizer in Tomato (*Solanum lycopersicum*) Cultivation and Its Impacts on Fruit Yield and Quality. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57, 7612–7617.
- Prathapar S., Ahmed M., AL Adawi S., AL Sidairi S., 2006. Design, construction and evaluation of an ablution water treatment unit in Oman: a case study. *International Journal of Environmental Studies*, 63, 283–292.
- Preciado-Rangel P., Torres AG., Segura-Castruita MA., Fortis-Hernández M., García-Hernández JL., Rueda-Puente EO., Sánchez-Chávez E., 2010. Evaluation of human urine as a source of nutrients in the production of tomato seedlings. *Universidad Y Ciencia Tropico Humedo*, 26, 171–178.
- Pronk W., Biebow M., Boller M., 2006. Electrodialysis for recovering salts from a urine solution containing micropollutants. *Environmental Science & Technology*, 40 (7), 2414-2420.
- Pronk W., Koné D., 2009. Options for urine treatment in developing countries. *Desalination*, 248, 360–368.
- Qadir M., Sharma B., Bruggeman A., Choukr-Allah R., Karajeh F., 2007. Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *Agricultural Water Management*, 87, 2–22.
- Qadir M., Minhas P., 2008. Wastewater use in agriculture: Saline and sodic waters, Encyclopedia of Water Science. Taylor and Francis, New York, USA, pp. 1307-1310.
- Qureshi R., Qadir M., 1992. Is the reclamation of dense saline-sodic soils uneconomical? Myths and facts. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 29, 317–318.
- Ramirez-Fuentes E., Lucho-Constantino C., Escamilla-Silva E., Dendooven L., 2002. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresource Technology*, 85, 179–187.
- Raschid-Sally L., Carr R., Buechler S., 2005. Managing wastewater agriculture to improve livelihoods and environmental quality in poor countries. *Irrigation and Drainage*, 54, 11–22.

- Rattan R., Datta S., Chhonkar P., Suribabu K., Singh A., 2005. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater- a case study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 109, 310–322.
- Redwood M., 2004. Wastewater use in urban agriculture. International Development Research Centre IDRC.
- Reidel E., Brown P., Duncan R., Heerema R., Weinbaum S., 2004. Sensitivity of yield determinants to potassium deficiency in “Nonpareil” almond (*Prunus dulcis* (Mill.) DA Webb). *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 79, 906–910.
- Remy C., Ruhland A., Jekel M., 2006. Ecological assessment of alternative sanitation concepts with LCA. Technische Universität Berlin, Institute of Environmental technology, department of Water Quality control.
- Richards L., 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils, Agriculture Handbook 60. United States Salinity Laboratory Staff, United States Department of Agriculture, Washington D. C., 160p.
- Rivero C., Chirenje T., Ma L., Martinez G., 2004. Influence of compost on soil organic matter quality under tropical condition. *Geoderma*, 123, 355–361.
- Sanres., 2000. Sanitation research web page maintained by Uno Winblad, Sweden.
- Sato S., Peet M., Thomas J., 2000. Physiological factors limit fruit set of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) under chronic, mild heat stress. *Plant, Cell & Environment*, 23, 719–726.
- Sawadogo M., Balma D., Nana R., Sumda R-K., 2009. Diversité agronomique et commercialisation du gombo (*Abelmoschus esculentus* L.) à Ouagadougou et ses environs. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3, 326–336.
- Schönning C., 2001. Recommendation for the re-use of urine and faeces in order to minimize the risk for disease transmission. Swedish Institute for Infectious disease control, Sweden: Stockholm.
- Schönning C., Leeming G., Stenstrom T., 2002. Faecal contamination of source-separated Human urine based on the content of faecal sterols. *Water Research*, 36, 1965–1972.
- Schönning C., Stenström T., 2004. Guidelines for the safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation (No. Report 2004-1). Ecosanres, SEI.
- Schönning C., Westrell T., Stenström T., Arnbjerg-Nielsen K., Hasling A., Høibye L., Carlsen A., 2007. Microbial risk assessment of local handling and use of human faeces. *Journal of Water and Health*, 5, 117–128.
- Schouw N., Danteravanich S., Mosbaek H., Tjell J., 2002. Composition of human excreta – a case study from Southern Thailand. *Science of the Total Environment Journal*, 286, 155–166.

- Sebastian S., Udayasoorian C., Jayabalakrishnan RM., 2009. Influence of amendments on soil fertility status of sugarcane with poor quality irrigation water. *Sugar Tech*, 11, 338–346.
- Seidu R., Heistad A., Amoah P., Drechsel P., Jenssen P., Stenstrom T., 2008. Quantification of the health risk associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: a contribution toward local guidelines. *Journal of water and health*, 6 (4), 461-471.
- Sene M., Hijikata N., Ushijima K., Funamizu N., 2012. Adequate human urine application pattern for agriculture. *International Research Journal of Agricultural Science and Soil Science*, 2, 38–45.
- Sene M., Hijikata N., Ushijima K., Funamizu N., 2013. Effects of extra human urine volume application in plant and soil. *International Research Journal of Agricultural Science and Soil Science*, 3, 183–193.
- Shafran A., Gross A., Ronen Z., Weisbrod N., Adar E., 2005. Effects of surfactants originating from reuse of greywater on capillary rise in the soil. *Water Science and Technology*, 52, 157–166.
- Shende G., 1985. Status of Wastewater Treatment and Agricultural Reuse with Special Reference to Indian Experience and Research and Development Needs. London, UK., pp. 230-251.
- Shrestha D., Srivastava A., Shakya M., Khadka J., Acharya S., 2013. Use of compost supplemented human urine in sweet pepper (*Capsicum annuum* L.) production. *Scientia Horticulturae*, 153, 8–12.
- Shuval H., Lampert Y., Fattal B., 1997. Development of a Risk Assessment Approach for Evaluating Wastewater Reuse Standards for Agriculture. *Water Science and Technology*, 35, 15–20.
- Simmons R., Ahmad W., Noble A., Blummel M., Evans A., Weckenbrock P., 2009. Effect of long-term un-treated domestic wastewater reuse on soil quality, wheat grain and straw yields and attributes of fodder quality. *Irrigation and Drainage Systems*, 24, 95–112.
- Simons J., Clemens J., 2004. The use of separated human urine as mineral fertilizer. In: ECOSAN-closing the loop. Proceeding of the second international symposium. Ecological sanitation, incorporation of the IWA specialist group conference on sustainable sanitation.
- Singh P., Deshbhratar P., Ramteke D., 2012. Effects of sewage wastewater irrigation on soil properties, crop yield and environment. *Agricultural Water Management*, 103, 100–104.
- Sou YM., 2009. Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols. Faculté Environnement Naturel, Architectural et construit Laboratoire d'Ecohydrologie, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Suisse, 141p.

- Sou/Dakoure M., Mermoud A., Yacouba H., Boivin P., 2013. Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. *Geoderma*, 200–201, 31–39.
- Spuhler D., 2008. Intégration d'une approche durable d'un projet de coopération Nord / Sud pour l'amélioration de l'accès à un assainissement abordable, sain et écologique dans quatre secteurs périphériques de Ouagadougou, Burkina Faso (Projet SHS de 1ère année master, Version abrégée, 2ième édition.). Sciences et Ingénierie de l'Environnement, EPFL, Lausanne, Suisse, 41p.
- Sridevi G., Srinivasamurthy C., 2010. Utilization of Human Urine as a Supplement to Fertilizers in Maize Production. *The Madras Agricultural Journal*, 97, 261–264.
- Srinivasarao C., Venkateswarlu B., Lal R., Singh A., Kundu S., Vittal K., Patel J., Patel M., 2014. Long-term manuring and fertilizer effects on depletion of soil organic carbon stocks under pearl millet-cluster bean-castor rotation in western India. *Land Degradation & Development*, 25, 173–183.
- Stine SW., Song I., Choi CY., Gerba CP., 2005. Application of microbial risk assessment to the development of standards for enteric pathogens in water used to irrigate fresh produce. *Journal of Food Protection*, 68 (5), 913–918.
- Strauss M., Blumenthal U., 1990. Use of human wastes in agriculture and aquaculture (No. 08/90). IRCWD, Duebendorf, Switzerland.
- Strauss M., 2000. Human Waste (Excreta and Wastewater) Reuse. SANDEC, Switzerland.
- Sumner M., 1995. Sodic soils: new perspectives. In: Naidu R., Sumner ME., Rengasamy P. (Eds.), *Australian Sodic Soils: Distribution, Properties and Management*. Melbourne, Australia, pp. 1-34.
- Tanji K., Kielen N., 2002. *Agricultural Drainage Water Management in Arid and Semi-Arid Areas*, Irrigation and Drainage Paper (FAO). FAO, Rome, Italy.
- Thiombiano L., Nebié A., Semde A., Yago K., 2000. La base mondiale de données sur les sols: avantages et faiblesses pour la connaissance et l'utilisation des milieux édaphiques au Burkina Faso., In: *Rapport sur les ressources en sols du monde*. FAO, 36p.
- Tisdale S., Nelson W., Beaton J., Havlin J., 2002. *Soil fertility and fertilizers*, 5th Edition. ed. Prentice Hall of India, New Delhi.
- Toscano A., Hellio C., Marzo A., Milani M., Lebret K., Giuseppe L., Cirelli L., Langergraber G., 2013. Removal efficiency of a constructed wetland combined with ultrasound and UV devices for wastewater reuse in agriculture. *Environmental Technology*, 34, 2327–2336.
- Toutain G., 1979. *Éléments d'agronomie saharienne De la recherche au développement*. I.N.R.A, Paris, France, 276p.

- Travis M., Wiel-Shafran A., Weisbrod N., Adar E., Gross A., 2010. Greywater reuse for irrigation: Effect on soil properties. *Science of the Total Environment*, 408, 2501–2508.
- Trémolières J., Bonfilis S., Carré L., Sautier C., 1961. Une méthode d'étude de la digestibilité chez l'homme, le fécalogramme. *Nutrition et Diète; European Review of Nutrition and Dietetics*, 3, 281–289.
- Tungudomwongsa H., Leckie J., Mill T., 2006. Photocatalytic oxidation of emerging contaminants kinetics and pathways for photocatalytic oxidation of pharmaceutical compounds. *Journal of Advanced Oxidation Technologies*, 9, 59–64.
- Turan M., Sevimli F., 2005. Influence of Different nitrogen sources and levels ion content of cabbage (*Brassica oleracea* var. capitata). *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 33, 241–249.
- Udert K., Larsen T., Biebow M., Gujer W., 2003. Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. *Water Research*, 37, 2571–2582.
- Udert K., Larsen T., Gujer W., 2006. Fate of major compounds in source-separated urine. *Water Science and Technology*, 54, 413–420.
- Ünlükara A., Kurunç A., Kesmez G., Yurtseven E., 2008. Growth and Evapotranspiration of Okra (*Abelmoschus Esculentus* L.) as Influenced by Salinity of Irrigation Water. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 160–166.
- Useni S., Chukiyabo K., Tshomba K., Muyambo M., Kapalanga K., Ntumba N., Kasangij A., Kyungu K., Baboy L., Nyembo K., Mpundu M., 2013. Utilisation des déchets humains recyclés pour l'augmentation de la production du maïs (*Zea mays* L.) sur un ferralsol du sud-est de la RD Congo. *Journal of Applied Biosciences*, 66, 5070 – 5081.
- Ushijima K., Yabui K., Hijikata N., Ito R., Funamizu N., 2011. Development self-buildable simple composting toilet. Presented at the In: Proceedings of IWA aspire (USB-memory) Conference and Exhibition, Tokyo, Japan.
- Vaccari D., 2009. Phosphorus : a looming crisis. *Scientific American*, 300, 54–59.
- Villa-Castorena M., Ulery A., Catalán-Valencia E., Remmenga M., 2003. Salinity and Nitrogen Rate Effects on the Growth and Yield of Chile Pepper Plants. *Soil Science Society of America Journal*, 67, 1781-1789.
- Vinnerås B., Jönsson H., 2002. The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater. *Bioresource Technology* 84, 275–282.
- Vinnerås B., Björklund A., Jönsson H., 2003. Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method – laboratory-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, 88, 47–54.

- Vinnerås B., Palmquist H., Balmér P., Weglin J., Jensen A., Andersson A., Jönsson H., 2006. The characteristics of household wastewater and biodegradable waste - a proposal for new Swedish norms. *Urban Water*, 3, 3–11.
- Vinnerås B., Nordin A., Niwagaba C., Nyberg K., 2008. Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate. *Water Research*, 42, 4067–4074.
- Wang H., Wang X., 2008. Evaluation on the effect of human feces composting in new type composting reactor. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2, 97–100.
- Wang H., Wang X., 2009. Variation characteristics of sawdust as matrix in human feces composting reactor and its effect on microorganisms. *Environmental Science & Technology*, 32, 122–125.
- Westrell T., 2004. Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems. Doctoral thesis, Department of Water and Environmental Studies. Linköping University, Linköping. Sweden, 71p.
- WHO/UNICEF. 2000. Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report, New York, WHO/UNICEF Joint Monitoring Program for Water and Sanitation
- WHO. 2006a. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Volume 1, Policy and regulatory aspects. WHO press, Geneva, Switzerland, 95p.
- WHO. 2006b. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Excreta and greywater use in agriculture. Volume 4, WHO press, Geneva, Switzerland, 177p.
- WHO/UNICEF. 2010. Progress on Sanitation and Drinking water, WHO/UNICEF Joint Monitoring Program for Water Supply and Sanitation, Geneva, Switzerland, 60p.
- WHO/UNICEF. 2012. Progress on sanitation and drinking water. WHO/UNICEF Joint monitoring Program for Water Supply and Sanitation, Geneva: WHO and New York: UNICEF.
- WHO/UNICEF/JMP. 2013. Water, sanitation and hygiene.
- Wichuk K., McCartney D., 2007. A review of the effectiveness of current time temperature regulations on pathogen inactivation during composting. *Journal of Environmental Engineering Science*, 6, 573–586.
- Wiel-Shafran A., Ronen Z., Weisbrod N., Adar E., Gross A., 2006. Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecological Engineering*, 26, 348–354.
- Winker M., Vinnerås B., Muskolus A., Arnold U., Clemens S., 2009. Fertilizer products from new sanitation systems: Their potential values and risks. *Bioresource Technology*, 100, 4090–4096.

- Winker M., Clemens J., Reich M., Gulyas H., Otterpohl R., 2010. Ryegrass uptake of carbamazepine and ibuprofen applied by urine fertilization. *Science of The Total Environment*, 408, 1902–1908.
- Wolgast M., 1993. Recycling System. Uppsala, Sweden, 186 p.
- Yadav R., Goyal B., Sharma R., Dubey S., Minhas P., 2002. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and groundwater - A case study. *Environmental International*, 28, 481–486.
- Yermiyahu U., Ben-Gal A., Keren R., Reid R., 2008. Combined effect of salinity and excess boron on plant growth and yield. *Plant and Soil*, 304, 73–87.
- Zongo I., Diallo-Koné M., Palm K., Tiemtoré A., Sanogo O., Guiguemdé E., Lapique F., Leclerc J., 2012. Bilan des eaux usées de la ville de Ouagadougou : capacité auto-épuratoire en vue de la production de biogaz. *Scientific Study & Research : Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry*, 13, 153–167.
- Zuma BM., Tandlich R., 2010. Public health implications of greywater generation in South Africa: testing a greywater treatment model: reflections on the Millennium Development Goals-profile. *South African Health Review*, 13, 123–126.

## ANNEXES

**Annexe 1. Différents chemins d'exposition associés à l'utilisation des eaux usées en agriculture dans les pays en développement (Tableau adapté des données de WHO (2006b) in Drechsel *et al.* (2011))**

Dangers	Chemin d'exposition	Importance relative
Pathogènes associés aux excréta		
Bactéries ( <i>E. coli</i> , <i>Vibrio cholerae</i> , <i>Salmonella</i> spp., <i>Shigella</i> spp.)	Contact ; consommation	Faible-élevée
Helminthes (vers parasites)		
Transmis par le sol ( <i>Ascaris</i> , ankylostomes, <i>Taenia</i> spp.)	Contact ; consommation	Faible-élevée
<i>Schistosoma</i> spp.	Contact	Nulle-élevée
Protozoaires ( <i>Giardia intestinalis</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Entamoeba</i> spp.)	Contact ; consommation	Faible-moyenne
Virus (par exemple le virus de l'hépatite A, de l'hépatite E, adénovirus, rotavirus, norovirus)	Contact ; consommation	Faible-élevée
Irritants et infections cutanés	Contact	Moyenne-élevée
Pathogènes à transmission vectorielle ( <i>Filaria</i> spp., virus de l'encéphalite japonaise, <i>Plasmodium</i> spp.)	Contact avec le vecteur	Nulle-moyenne
Produits chimiques		
Métaux lourds (par exemple l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure)	Consommation	Généralement faible
Hydrocarbures halogènes (dioxines, furanes, BPC)	Consommation	Faible
Pesticides (aldrine, DDT)	Contact ; consommation	Faible

## Annexe 2. Tolérance relative des plantes ordinaires à la salinité (Brady et al., 1999)

<b>Tolérant</b>	<b>Modérément tolérant</b>	<b>Modérément sensible</b>	<b>Sensible</b>
Orge (grain)	Frêne (blanc)	Luzerne	Amandes
Cynodon	Tremble	Fève	Pomme
Cérise noire	Orge (fourrage)	Chou-fleur	Abricot
Coton	Betterave (jardin)	Chou	Haricot
Datte	Brocoli	Céleri	Mûre
Olive	Niébé	Trèfle	Mûre de Boysen
Romarin	Féтуque (haute)	Maïs	Carotte
	Figue	Concombre	Céleri
	Harding grass	Raisin	Pamplemousse
	Chou frisé	Laitue	Citron
	Dactile	Pois	Oignon
	Avoirie	Arachide	Orange
	Grenade	Radis	Pêche
	Seigle (foin)	Riz (paddy)	Poire
	Ivraie (vivace)	Courge	Ananas
	Carthame	Canne à sucre	Pomme de terre
	Sorgho	Mélilot clover	Framboises
	Soja	Patate douce	Fraises
	Courge (zucchini)	Navet	Tomate
	Blé		

## Annexe 3. Méthodes d'analyse physico-chimique des sous-produits de l'assainissement écologique et des sols

Paramètres	Sous-produits de l'assainissement écologique				Méthodes et Matériel
	Eaux grises	Urine	Compost	Sol	
pH			1:2.5	1:2.5	pH-mètre WTW 3310
Conductivité Electrique			1:5	1:5	conductimètre WTW multi 350i
Nitrates (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	x	x	x		Méthode de réduction au Cadmium, Spectrophotomètre, HACH DR 5000
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	x	x	x		Méthode Nessler, Spectrophotomètre, HACH DR 5000
Orthophosphate (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	x	x			Méthode PhosVer 3, Spectrophotomètre, HACH DR 5000
Sulfates (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	x	x			Méthode SulfaVer, Spectrophotomètre, HACH DR 5000
Phosphore Total	x	x	x		Méthode de digestion au persulfate de potassium, Molybdovanadate, Spectrophotomètre Absorption Moléculaire à 800nm
Azote Total	x	x	x		Méthode kjeldahl
Ion chlorure (Cl <sup>-</sup> )	x	x			Argentimétrie, Titration avec AgNO <sub>3</sub>
Sodium (Na <sup>+</sup> )	x	1:250	1:10		Spectrophotomètre à émission de flamme de type JENWAY PFP7
Potassium K <sup>+</sup>	x	1:250	1:10		
Calcium (Ca <sup>2+</sup> )	x	1:250	1:10		Complexométrie Titration avec EDTA
Magnesium (Mg <sup>2+</sup> )	x	1:250	1:10		
Carbone ou Carbone organique (CO)					Dosage par la méthode (Walkley et Black, 1934)
Matière organique sol (MOS)					% MOS= 1,724 × COT %
Capacité d'échange cationique (CEC)					Méthode au chlorure de cobaltihexamine (Orsini et Remy, 1976).
Surfactants	x				Méthode au bleu de méthylène

#### Annexe 4. Protocoles et méthode d'analyse microbiologique des sous-produits de l'assainissement écologique

##### Dénombrements des indicateurs de contamination fécale dans les eaux grises et urines

Le dénombrement de *E. coli*, des coliformes a été réalisé selon la méthode d'étalement en surface avec comme milieux de culture Chromocult Agar. L'incubation s'est déroulée dans un incubateur Memmert à  $44 \pm 0,5^\circ\text{C}$  pour les coliformes fécaux et *E. coli*. Le dénombrement statistique a été fait en utilisant 100  $\mu\text{L}$  d'échantillon brut ou convenablement dilué, puis rapporté à 100 mL et le nombre de colonies pour 100 mL d'échantillon est obtenu par la relation suivante (Rodier, 2009) :

$$N \text{ (UFC/100 mL)} = \frac{n}{v \times d} \times 100$$

N : nombre de bactéries recherché pour 100 mL d'échantillon ;

n : nombre de colonies caractéristiques comptées sur la boîte de Pétri ;

d : taux de dilution de l'échantillon ensemencé ;

v : volume d'essai (mL).

##### Dénombrement des indicateurs de contamination fécale dans le compost et le sol

Des échantillons de 25 g de compost ou de sol irrigué et/ou cultivé ont été mélangés à 225 mL d'une solution tampon phosphate pour obtenir une solution initiale de compost puis une série de dilutions au 1/10 a été effectuée à l'aide d'une solution physiologique de Ringer. Les coliformes fécaux, *E. coli* et les entérocoques ont été cultivés selon la méthode 9215 A suivant les méthodes standard pour l'analyse de l'eau et des eaux usées (APHA, 1998). Les dilutions adéquates ont été étalées sur des boîtes de pétri contenant d'une part le milieu sélectif Chromocult Coliformes Agar ES (Difco, France) incubé à  $44,5^\circ\text{C}$  pendant 24 h pour les coliformes fécaux et *E. coli*, et d'autre part sur le milieu Slanetz Bartley Agar à  $37^\circ\text{C}$  pendant 48 h pour les entérocoques. La charge des bactéries est exprimée en ( $\log_{10}$  UFC/g Ps-compost ou  $\log_{10}$  UFC/g Ps-sol) :

$$N = \left( \log_{10} \left( \frac{n}{\frac{P}{V_1} \times V \times d} \right) \right) \times Ps$$

N = Charge de bactéries ;

n = Nombre de colonies compté sur la boîte de pétri;

P = Poids de l'échantillon de compost (25g);

$V_1$  = Volume de solution tampon utilisé;

V = Volume d'essai (1 mL);

d = Taux de dilution.

Ps= Poids sec exprimé par l'équation ci-dessous:

$$\frac{M_1 - M_0}{M_2 - M_0}$$

où:

M<sub>1</sub>= 10g Poids humide + poids vide du tube;

M<sub>2</sub>= 10g Poids sec + poids vide du tube;

M<sub>0</sub>= Poids vide du tube.

### **Dénombrement des salmonelles dans le compost et le sol**

Des échantillons de compost 25 g ont été mélangés dans 225 mL d'une solution tampon phosphate et une série de dilutions de 10 fois a été effectuée avec une solution de Ringer. Neuf (9) mL de milieu Rappaport Vassiliadis ont été ajoutées dans des tubes à essais de différentes dilutions (10<sup>0</sup> à 10<sup>6</sup>). Trois (3) à cinq (5) répétitions ont été effectuées par dilution et 1 mL de l'échantillon a été ajouté dans les tubes à essai. Puis, les tubes ont été introduits dans l'incubateur à 37°C pendant 24 à 48h pour le processus de test avant le semis. Ensuite, les tubes ayant virés sont ensemencés par strie sur les boîtes de Pétri contenant le milieu selectif Chrom Agar et incubés à 37°C pendant 24h pour confirmer le résultat de la première observation. La concentration bactérienne est déduite statistiquement par la méthode du nombre le plus probable par gramme (MNP/g) à partir du résultat final en utilisant la table de Mac Grady. (Annexe 5).

### **Dénombrement des œufs d'helminthes (*Ascaris*) dans le compost et le sol**

L'énumération des parasites du compost a été basée sur la reconnaissance des formes et de la structure des œufs d'helminthes à l'aide du microscope à Epi-fluorescence OPTIKA (PL 10×22). La boue a été préparée en ajoutant 225 mL de Tween 80 à 0,1% pour un échantillon de 25 g de compost. Le mélange a été homogénéisé pendant 1 minute en utilisant le vortex. Le filtrat a été recueilli dans des flacons à fond rond et puis laissé reposer pendant 3 heures avant d'être soumis à l'analyse. Les œufs d'helminthes ont été déterminés avec une densité modifiée de solution saline de sulfate de zinc (ZnSO<sub>4</sub>) suivant le protocole de **Schwartzbrod (2003)**. Les œufs d'helminthes ont été quantifiés suivant l'équation ci-dessous :

$$N = \left( \sum \frac{\text{presence oeuf helminth}}{v} \right) \times k$$

N = Nombre d'œufs helminthes/l;

V= Volume initial échantillon de compost (225 mL);

k = Constante reliée à la performance de la méthode (k = 1,42).

où le résultat final est exprimé par œufs/g.

Annexe 5. Table de Mac Grady pour les analyses microbiologiques

<i>2 tubes par dilution</i>		<i>3 tubes par dilution</i>					
Nombre caractéristique	Nombre de cellules	Nombre caractéristique	Nombre de cellules	Nombre caractéristique	Nombre de cellules	Nombre caractéristique	Nombre de cellules
000	0.0	000	0.0	201	1.4	302	6.5
001	0.5	001	0.3	202	2.0	310	4.5
010	0.5	010	0.3	210	1.5	311	7.5
011	0.9	011	0.6	211	2.0	312	11.5
020	0.9	020	0.6	212	3.0	313	16.0
100	0.6	100	0.4	220	2.0	320	9.5
101	1.2	101	0.7	221	3.0	321	15.0
110	1.3	102	1.1	222	3.5	322	20.0
111	2.0	110	0.7	223	4.0	323	30.0
120	2.0	111	1.1	230	3.0	330	25.0
121	3.0	120	1.1	231	3.5	331	45.0
200	2.5	121	1.5	232	4.0	332	110.0
201	5.0	130	1.6	300	2.5	333	140.0
210	6.0	200	0.9	301	4.0		
211	13.0						
212	20.0						
220	25.0						
221	70.0						
222	110.0						
<i>5 tubes par dilution</i>							
Nombre caractéristique	Nombre de cellules	Nombre caractéristique	Nombre de cellules	Nombre caractéristique	Nombre de cellules	Nombre caractéristique	Nombre de cellules
000	0.0	203	1.2	400	1.3	513	8.5
001	0.2	210	0.7	401	1.7	520	5.0
002	0.4	211	0.9	402	2.0	521	7.0
010	0.2	212	1.2	403	2.5	522	9.5
011	0.4	220	0.9	410	1.7	523	12.0
012	0.6	221	1.2	411	2.0	524	15.0
020	0.4	222	1.4	412	2.5	525	17.5
021	0.6	230	1.2	420	2.0	530	8.0
030	0.6	231	1.4	421	2.5	531	11.0
100	0.2	240	1.4	422	3.0	532	14.0
101	0.4	300	0.8	430	2.5	533	17.5
102	0.6	301	1.1	431	3.0	534	20.0
103	0.8	302	1.4	432	4.0	535	25.0
110	0.4	310	1.1	440	3.5	540	13.0
111	0.6	311	1.4	441	4.0	541	17.0
112	0.8	312	1.7	450	4.0	542	25.0
120	0.6	313	2.0	451	5.0	543	30.0
121	0.8	320	1.4	500	2.5	544	35.0
122	1.0	321	1.7	501	3.0	545	45.0
130	0.8	322	2.0	502	4.0	550	25.0
131	1.0	330	1.7	503	6.0	551	35.0
140	1.1	331	2.0	504	7.5	552	60.0
200	0.5	340	2.0	510	3.5	553	90.0
201	0.7	341	2.5	511	4.5	554	160.0
202	0.9	350	2.5	512	6.0	555	180.0

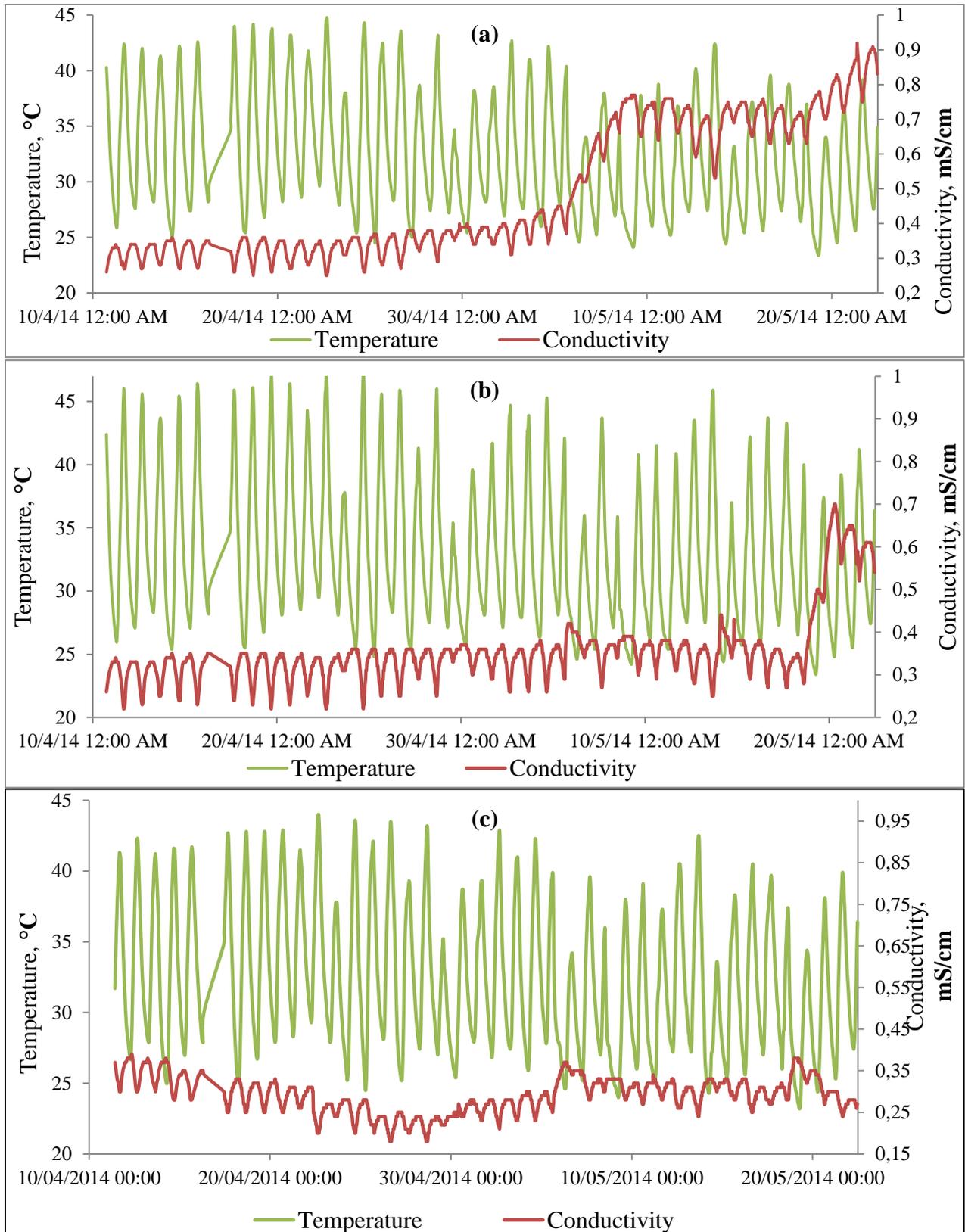
## Annexe 6. Données climatiques générées par climwat

Pays: Location 5		Station: OUAGADOUGOU					
Altitude: 306 m.		Latitude: 12.35 °N		Longitude: 1.51 °O			
Mois	Temp Min °C	Temp Max °C	Humidité %	Vent km/jour	Insolation heures	Ray. MJ/m <sup>2</sup> /jour	ETo mm/jour
Janvier	16.1	33.3	32	199	8.2	18.9	5.77
Février	19.1	36.2	32	199	8.1	20.2	6.38
Mars	23.1	38.3	33	207	8.0	21.3	7.12
Avril	25.9	38.9	41	233	7.1	20.5	7.38
Mai	25.6	37.2	58	268	7.8	21.3	6.88
Juin	23.7	34.2	70	251	7.6	20.6	5.63
Juillet	22.4	31.8	87	225	6.8	19.6	4.29
Août	21.9	30.8	85	190	6.1	18.8	4.06
Septembre	21.9	32.0	79	164	6.5	19.1	4.33
Octobre	22.6	35.3	63	164	8.2	20.5	5.29
Novembre	19.3	35.8	47	156	8.6	19.6	5.38
Décembre	16.8	33.6	41	173	8.2	18.3	5.22
Moyenne	21.5	34.8	56	202	7.6	19.9	5.64

## Annexe 7. Calcul des besoins en eau, Cropwat culture de la tomate

		March	April	May	June
<b>A</b>	Days	30,0	30,0	30,0	30,0
<b>B</b>	ET0 (mm/day)	7,1	7,4	6,9	5,6
<b>C</b>	kc	0,6	0,9	1,1	1,1
<b>D = B*C</b>	ETP (mm/day)	4,3	6,6	7,3	6,3
<b>E = D*30</b>	ETP (mm/month)	128,2	199,3	218,8	189,2
<b>F</b>	Pe (mm)	0,0	0,0	0,0	89,3
<b>G = -(F-E)</b>	Irrigation water requirement (mm)	128,2	199,3	218,8	99,9
<b>H=G*10</b>	Irrigation water requirement (m3/ha)	1281,6	1992,6	2187,8	998,7
<b>I=H*0.00013</b>	Irrigation water requirement (m3/pot/month)	0,0167	0,0259	0,0284	0,0130
<b>J=I*1000</b>	Irrigation water requirement (l/pot/month)	16,7	25,9	28,4	13,0
<b>H = J/30</b>	Irrigation water requirement (l/pot/month)	0.6	1	1	0.4

**Annexe 8. Suivi continu de la salinité échantillons de sol argileux à travers la température et la conductivité électrique, Urine (a), Compost + urine (b) et contrôle (c)**



### **Annexe 9. Protocole de détermination de la quantité d'urine ingérée accidentellement par les agriculteurs**

La détermination de la quantité d'urine ingérée accidentellement à concerner les agriculteurs. Le scénario prévoit que les producteurs utilisent les gants de protection pendant la fertilisation des cultures avec l'urine. Après la fertilisation, ils retirent les gants qui sont conservés dans des sachets stériles. Ensuite, les gants sont rincés dans un volume de 100 mL d'eau distillée, ce qui a permis de déterminer la quantité d'azote. La quantité d'azote a été déterminée en cette rincée à l'eau. Cependant, nous devons tremper les gants avant analyse pour savoir si l'azote n'est pas sur ces gants où le résultat pourrait s'avérer utile pour le contrôle.

En supposant que toutes les quantités d'azote provenant de l'urine ont été conservées, l'équation ci-dessous a permis de déterminer la quantité d'urine ingérée.

$$V_i = \frac{C_f \times V_f}{C_i}$$

Où:

$V_i$  = Volume d'urine ingérée (l)

$C_i$  = Concentration initial d'azote de 'urine avant application (mg/L),

$V_f$  = Volume d'eau de rinçage des gants (l),

$C_f$  = Concentration d'azote de l'urine contenue dans l'eau de rinçage (mg/L).

**Annexe 10. Equations de droite des différentes tendances d'évolution des conductivités électriques pour le traitement urine et compost + urine**

<b>Section</b>	<b>Traitement urine</b>		<b>Traitement compost + urine</b>	
<b>1</b>	$y = 00012 x - 49,13$	$R^2 = 0,0243$	$y = 0,019 x - 79,566$	$R^2 = 0,1081$
<b>2</b>	$y = 0,0073 x - 305,3$	$R^2 = 0,3343$	$y = -0,0047 x + 198,68$	$R^2 = 0,1337$
<b>3</b>	$y = 0,0683 x - 2852$	$R^2 = 0,7878$	$y = -0,0172 x + 720,18$	$R^2 = 0,4423$
<b>4</b>	$y = -0,0012 x + 50,79$	$R^2 = 0,00047$	$y = 0,2046 x - 8547,3$	$R^2 = 0,901$
<b>5</b>	$y = 0,004 x - 187$	$R^2 = 0,5454$	$y = -0,0311 x + 1300,9$	$R^2 = 0,2704$

**Annexe 11. Charges microbiennes des urines et eaux grises durant la période culturale**

Matrices	Salmonelles		<i>Ascaris</i>	
	min	max	min	max
Urine (MNP/100 mL)	$1,20 \times 10^2$	$3 \times 10^6$	n.d.	n.d.
Eaux grises	$7,4 \times 10^4$	$1,4 \times 10^6$	n.d.	n.d.

n.d.: non détecté

**Annexe 12. Charges microbiennes des sols amendés par les sous-produits durant la période culturale**

Traitements	Salmonelles (MPN/g DW sol)		<i>Ascaris</i> (egg/g)	
	min	max	min	max
<b>C + EP</b>	$7,19 \times 10^3$	$2,33 \times 10^4$	$10^{-1}$	$2,75 \times 10^{-1}$
<b>U + EP</b>	$10^4$	$10^5$	n.d.	n.d.
<b>EG</b>	$1,17 \times 10^3$	$3,44 \times 10^3$	n.d.	n.d.
<b>C + U + EG</b>	$7,54 \times 10^1$	$1,72 \times 10^4$	$10^{-1}$	$2,75 \times 10^{-1}$

n.d.: non détecté

### Annexe 13. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles suite à l'ingestion de sols amendés avec du compost

<b>RESTRICTED IRRIGATION: Soil ingestion</b>			
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)			
Enter Values in the yellow boxes			
Variable	Range		
Faecal coliform count per g soil	7,19E+03	2,33E+04	
Number of pathogens per 100,000 FC	71,19	233	
Quantity of soil ingested per day (g)	0,01	0,1	
Exposure (No. of working days per year)	20		
Disease/infection ratio	1	1	
<b>Pathogen coefficients</b>			
Variation from default values (+/-%)	25		Default values
N_50	17700	29500	N_50 23600
Alpha	0,23475	0,39125	Alpha 0,313
			<input type="radio"/> Rotavirus <input type="radio"/> Campylobacter <input type="radio"/> Vibrio cholerae <input type="radio"/> Shigella <input checked="" type="radio"/> Salmonella
Mid Percentile	50,0%		
Upper Percentile	95,0%		
Number of simulations	10000		
Do Monte Carlo Simulation			
<b>RESULTS</b>			
<b>PI Annual</b>			
50% value =	0,00297473		
95% value =	0,00387305		
Minimum =	0,0013962		
Maximum =	0,00519719		

### Annexe 14. Probabilités annuelles d'infection aux *Ascaris* suite à l'ingestion accidentelle de sols amendés avec du compost

<b>RESTRICTED IRRIGATION: Soil ingestion (Karavarsamis-Hamilton method)</b>					
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation					
Enter Values in the yellow boxes					
Variable	Range				
Number of <i>Ascaris</i> eggs per g soil	1,00E-01	2,75E-01			
Quantity of soil ingested (g per day)	0,01	0,1			
Exposure (number of working days per year)	20				
Disease/infection ratio	1	1			
<b>Ascaris coefficients</b>					
Variation from default values +/-%	25		Default raw coefficients		
N_50	644,25	1073,75	Reset Ascaris Defaults	N_50	859
Alpha	0,078	0,13		Alpha	0,104
Mid Percentile	50,0%				
Upper Percentile	95,0%				
Number of simulations	1000		Do Monte Carlo Simulation		
<b>RESULTS</b>					
PI Annual					
50% value =	0,031417				
95% value =	0,04667731				
Minimum =	0,01364296				
Maximum =	0,06472022				

**Annexe 15. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à la consommation de laitue amendée par le compost**

Variable	Range				
Faecal coliform count per 100 mL	7,19E+03	2,33E+04			
No. of pathogens per 100,000 FC	7,19	100			
Wastewater on 100 g lettuce (mL)	10	15			
Quantity of lettuce consumed (g/day)	100	100			
Reduction factor (n log)	0	0	Factor	1	1
Exposure (every n days)	7	7	Exposure (days/year)	52,142857	52,14286
Disease/infection ratio	1	1			
<b>Pathogen coefficients</b>					
Variation from default value (+/-%)	25		<input type="radio"/> Rotavirus	Default values:	
N_50	17700	29500	<input checked="" type="radio"/> Salmonella	N_50	23600
Alpha	0,23475	0,39125	<input type="radio"/> Shigella	Alpha	0,313
			<input type="radio"/> Campylobacter		
			<input type="radio"/> Vibrio cholerae		
Mid Percentile	50,0%				
Upper Percentile	95,0%				
Number of simulations	10000		Do Monte Carlo Simulation		
	<b>RESULTS</b>				
	<b>PI Annual</b>				
50% value =	0,00620572				
95% value =	0,0072455				
Minimum =	0,00413519				
Maximum =	0,00852683				

### Annexe 16. Probabilités annuelles d'infection *Ascaris* associées à la consommation de laitue amendée par le compost

UNRESTRICTED IRRIGATION: <i>Ascaris</i>					
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)					
Enter Values in the yellow boxes					
Variable	Range				
Number of <i>Ascaris</i> eggs per litre of treated wastewater	0,1	0,275			
Irrigation water remaining on 100 g food (mL)	10	15			
Quantity of food consumed (g/day)	100	100			
[No <i>Ascaris</i> die-off]			Factor	1	1
Exposure (every n days)	7	7	Exposure (days/year)	52,14286	52,1429
Disease/infection ratio	1	1			
<b><i>Ascaris</i> coefficients</b>					
Variation from default values (+/-%)	25		Default values		
N_50	644,25	1073,75	Reset <i>As caris</i> Defaults	N_50	859
Alpha	0,078	0,13		Alpha	0,104
Mid Percentile	50,0%				
Upper Percentile	95,0%				
Number of simulations	1000	Do Monte Carlo Simulation			
<b>RESULTS</b>					
<b>PI Annual</b>					
50% value =	0,01941851				
95% value =	0,0240759				
Minimum =	0,01177122				
Maximum =	0,02877247				
Mean P_I_d =	0,00037964				
(mean infection risk per person per exposure event)					

### Annexe 17. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion de sol fertilisé avec les urines

<b>RESTRICTED IRRIGATION: Soil ingestion</b>			
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)			
Enter Values in the yellow boxes			
Variable	Range		
Faecal coliform count per g soil	1,00E+04	1,00E+05	
Number of pathogens per 100,000 FC	7,10E+01	9,71E+04	
Quantity of soil ingested per day (g)	0,01	0,1	
Exposure (No. of working days per year)	20		
Disease/infection ratio	1	1	
<b>Pathogen coefficients</b>			
Variation from default values (+/-%)	25		
N_50	17700	29500	
Alpha	0,23475	0,39125	
			<input type="radio"/> Rotavirus <input type="radio"/> Campylobacter <input type="radio"/> Vibrio cholerae <input type="radio"/> Shigella <input checked="" type="radio"/> Salmonella
			<b>Default values</b> N_50 23600 Alpha 0,313
Mid Percentile	50,0%		
Upper Percentile	95,0%		
Number of simulations	10000		<input type="button" value="Do Monte Carlo Simulation"/>
<b>RESULTS</b>			
	<b>PI Annual</b>		
50% value =	0,90469912		
95% value =	0,95516976		
Minimum =	0,63215401		
Maximum =	0,98475049		

### Annexe 18. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion des urines

<b>RESTRICTED IRRIGATION: Urine ingestion</b>									
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation ( <b>Karavarsamis-Hamilton method</b> )									
<b>Enter Values in the yellow boxes</b>									
Variable	Range								
Faecal coliform count per <b>ml</b> urine	1,20E+02	3,00E+06							
Number of pathogens per 100,000 FC	0,1	1							
Quantity of urine ingested per day ( <b>ml</b> )	0,39	0,45							
Exposure (No. of working days per year)	15								
Disease/infection ratio	1	1							
<b>Pathogen coefficients</b>									
Variation from default values (+/-%)	25								
N_50	17700	29500							
Alpha	0,23475	0,39125							
Mid Percentile	50,0%								
Upper Percentile	95,0%								
Number of simulations	10000								
<input type="radio"/> Rotavirus <input type="radio"/> Campylobacter <input type="radio"/> Vibrio cholerae <input type="radio"/> Shigella <input checked="" type="radio"/> Salmonella									
<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2">Default values</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>N_50</td> <td>23600</td> </tr> <tr> <td>Alpha</td> <td>0,313</td> </tr> </tbody> </table>				Default values		N_50	23600	Alpha	0,313
Default values									
N_50	23600								
Alpha	0,313								
Do Monte Carlo Simulation									
<b>RESULTS</b>									
<b>PI Annual</b>									
50% value =	0,00600612								
95% value =	0,00848828								
Minimum =	0,00194107								
Maximum =	0,01250771								

### Annexe 19. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à la consommation de laitue fertilisée avec les urines

UNRESTRICTED IRRIGATION: Lettuce ingestion					
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)					
Enter Values in the yellow boxes					
Variable	Range				
Faecal coliform count per 100 mL	100	1,52E+02			
No. of pathogens per 100,000 FC	0,1	0,152			
Wastewater on 100 g lettuce (mL)	10	15			
Quantity of lettuce consumed (g/day)	100	100			
Reduction factor (n log)	0	0	Factor	1	1
Exposure (every n days)	7	7	Exposure (days/year)	52,14286	52,1429
Disease/infection ratio	1	1			
Pathogen coefficients					
Variation from default value (+/-%)	25		<input type="radio"/> Rotavirus	Default values:	
N_50	17700	29500	<input checked="" type="radio"/> Salmonella	N_50	23600
Alpha	0,23475	0,39125	<input type="radio"/> Shigella	Alpha	0,313
			<input type="radio"/> Campylobacter		
			<input type="radio"/> Vibrio cholerae		
Mid Percentile	50,0%				
Upper Percentile	95,0%				
Number of simulations	10000		Do Monte Carlo Simulation		
RESULTS					
	<b>PI Annual</b>				
50% value =	0,00000012				
95% value =	0,00000013				
Minimum =	0,0000001				
Maximum =	0,00000015				

### Annexe 20. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion de sol irrigué avec les eaux grises pendant 20 jours d'exposition

<b>RESTRICTED IRRIGATION: Soil ingestion</b>			
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)			
Enter Values in the yellow boxes			
Variable	Range		
Faecal coliform count per g soil	1,17E+03	3,44E+03	
Number of pathogens per 100,000 FC	1,17	3,44	
Quantity of soil ingested per day (g)	0,01	0,1	
Exposure (No. of working days per year)	20		
Disease/infection ratio	1	1	
Pathogen coefficients			
Variation from default values (+/-%)	25		
N_50	17700	29500	
Alpha	0,23475	0,39125	
		<input type="radio"/> Rotavirus <input type="radio"/> Campylobacter <input type="radio"/> Vibrio cholerae <input type="radio"/> Shigella <input checked="" type="radio"/> Salmonella	
		Default values N_50 23600 Alpha 0,313	
Mid Percentile	50,0%		
Upper Percentile	95,0%		
Number of simulations	10000		
Do Monte Carlo Simulation			
RESULTS			
	<b>PI Annual</b>		
50% value =	0,00000683		
95% value =	0,00000889		
Minimum =	0,0000037		
Maximum =	0,00001171		

### Annexe 21. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion des eaux grises pendant 275 jours d'exposition

<b>RESTRICTED IRRIGATION: Greywater ingestion</b>			
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)			
Enter Values in the yellow boxes			
Variable	Range		
Faecal coliform count per ml greywater	7,00E+04	1,40E+06	
Number of pathogens per 100,000 FC	0,1	1	
Quantity of greywater ingested per day (ml)	1	2	
Exposure (No. of working days per year)	275		
Disease/infection ratio	1	1	
<b>Pathogen coefficients</b>			
Variation from default values (+/-%)	25		
N_50	17700	29500	
Alpha	0,23475	0,39125	
			<input type="radio"/> Rotavirus <input type="radio"/> Campylobacter <input type="radio"/> Vibrio cholerae <input type="radio"/> Shigella <input checked="" type="radio"/> Salmonella
			Default values N_50 23600 Alpha 0,313
Mid Percentile	50,0%		
Upper Percentile	95,0%		
Number of simulations	10000		<input type="button" value="Do Monte Carlo Simulation"/>
<b>RESULTS</b>			
<b>PI Annual</b>			
50% value =	0,17773657		
95% value =	0,19171037		
Minimum =	0,15008799		
Maximum =	0,21319765		

### Annexe 22. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à la consommation de la laitue irriguée avec les eaux grises

UNRESTRICTED IRRIGATION: Lettuce ingestion					
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)					
Enter Values in the yellow boxes					
Variable	Range				
Faecal coliform count per 100 mL	1000	1,92E+04			
No. of pathogens per 100,000 FC	1	19,2			
Wastewater on 100 g lettuce (mL)	10	15			
Quantity of lettuce consumed (g/day)	100	100			
Reduction factor (n log)	0	0	Factor	1	1
Exposure (every n days)	7	7	Exposure (days/year)	52,14286	52,1429
Disease/infection ratio	1	1			
Pathogen coefficients					
Variation from default value (+/-%)	25		<input type="radio"/> Rotavirus	Default values:	
N_50	17700	29500	<input checked="" type="radio"/> Salmonella	N_50	23600
Alpha	0,23475	0,39125	<input type="radio"/> Shigella	Alpha	0,313
			<input type="radio"/> Campylobacter		
			<input type="radio"/> Vibrio cholerae		
Mid Percentile	50,0%				
Upper Percentile	95,0%				
Number of simulations	10000		Do Monte Carlo Simulation		
RESULTS					
	<b>PI Annual</b>				
50% value =	0,00077694				
95% value =	0,00094233				
Minimum =	0,00047578				
Maximum =	0,00122148				

**Annexe 23. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à l'ingestion de sol contaminé suite à l'utilisation combinée du compost, urine et eaux grises pendant 20 jours d'exposition**

<b>RESTRICTED IRRIGATION: Soil ingestion</b>			
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)			
Enter Values in the yellow boxes			
Variable	Range		
Faecal coliform count per g soil	7,54E+01	1,72E+04	
Number of pathogens per 100,000 FC	7,50E-01	1,72E+01	
Quantity of soil ingested per day (g)	0,01	0,1	
Exposure (No. of working days per year)	20		
Disease/infection ratio	1	1	
<b>Pathogen coefficients</b>			
Variation from default values (+/-%)	25		
N_50	17700	29500	
Alpha	0,23475	0,39125	
		<input type="radio"/> Rotavirus <input type="radio"/> Campylobacter <input type="radio"/> Vibrio cholerae <input type="radio"/> Shigella <input checked="" type="radio"/> Salmonella	
		<b>Default values</b> N_50 23600 Alpha 0,313	
Mid Percentile	50,0%		
Upper Percentile	95,0%		
Number of simulations	10000		
<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; display: inline-block;">Do Monte Carlo Simulation</div>			
<b>RESULTS</b>			
<b>PI Annual</b>			
50% value =	0,00009842		
95% value =	0,00014425		
Minimum =	0,00003009		
Maximum =	0,0002107		

**Annexe 24. Probabilités annuelles d'infection aux *Ascaris* associées à l'ingestion de sol contaminé suite à l'utilisation combinée du compost, urine et eaux grises pendant 20 jours d'exposition**

<b>RESTRICTED IRRIGATION: Soil ingestion (Karavarsamis-Hamilton method)</b>					
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation					
Enter Values in the yellow boxes					
Variable	Range				
Number of <i>Ascaris</i> eggs per g soil	1,00E-01	2,75E-01			
Quantity of soil ingested (g per day)	0,01	0,1			
Exposure (number of working days per year)	20				
Disease/infection ratio	1	1			
<b><i>Ascaris</i> coefficients</b>					
Variation from default values +/-%	25		Default raw coefficients		
N_50	644,25	1073,75	Res et <i>Ascaris</i> Defaults	N_50	859
Alpha	0,078	0,13		Alpha	0,104
Mid Percentile	50,0%				
Upper Percentile	95,0%				
Number of simulations	1000		Do Monte Carlo Simulation		
<b>RESULTS</b>					
<b>PI Annual</b>					
50% value =	0,031417				
95% value =	0,04667731				
Minimum =	0,01364296				
Maximum =	0,06472022				

**Annexe 25. Probabilités annuelles d'infection aux salmonelles associées à la consommation de laitue contaminée par la combinaison compost, urine et eaux grises**

<b>UNRESTRICTED IRRIGATION: Lettuce ingestion</b>					
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)					
Enter Values in the yellow boxes					
Variable	Range				
Faecal coliform count per 100 mL	100	3,79E+02			
No. of pathogens per 100,000 FC	0,1	0,379			
Wastewater on 100 g lettuce (mL)	10	15			
Quantity of lettuce consumed (g/day)	100	100			
Reduction factor (n log)	0	0	Factor	1	1
Exposure (every n days)	7	7	Exposure (days/year)	52,14286	52,1429
Disease/infection ratio	1	1			
<b>Pathogen coefficients</b>					
Variation from default value (+/-%)	25		<input type="radio"/> Rotavirus	Default values:	
N_50	17700	29500	<input checked="" type="radio"/> Salmonella	N_50	23600
Alpha	0,23475	0,39125	<input type="radio"/> Shigella	Alpha	0,313
			<input type="radio"/> Campylobacter		
			<input type="radio"/> Vibrio cholerae		
Mid Percentile	50,0%				
Upper Percentile	95,0%				
Number of simulations	10000		<div style="border: 1px dashed gray; padding: 5px; display: inline-block;">Do Monte Carlo Simulation</div>		
<b>RESULTS</b>					
<b>PI Annual</b>					
50% value =	0,00000044				
95% value =	0,0000005				
Minimum =	0,00000033				
Maximum =	0,0000006				

### Annexe 26. Probabilités annuelles d'infection aux *Ascaris* associées à la consommation de laitue contaminée par la combinaison compost, urine et eaux grises

UNRESTRICTED IRRIGATION: <i>Ascaris</i>					
Quantitative Microbiological Risk Analysis Monte Carlo simulation (Karavarsamis-Hamilton method)					
Enter Values in the yellow boxes					
Variable	Range				
Number of <i>Ascaris</i> eggs per litre of treated wastewater	0,1	0,275			
Irrigation water remaining on 100 g food (mL)	10	15			
Quantity of food consumed (g/day)	100	100			
[No <i>Ascaris</i> die-off]			Factor	1	1
Exposure (every n days)	7	7	Exposure (days/year)	52,14286	52,1429
Disease/infection ratio	1	1			
<b><i>Ascaris</i> coefficients</b>					
Variation from default values (+/-%)	25			Default values	
N_50	644,25	1073,75		N_50	859
Alpha	0,078	0,13	<input type="button" value="Reset As caris Defaults"/>	Alpha	0,104
Mid Percentile	50,0%				
Upper Percentile	95,0%				
Number of simulations	1000			<input type="button" value="Do Monte Carlo Simulation"/>	
<b>RESULTS</b>					
	<b>PI Annual</b>				
50% value =	0,01941851				
95% value =	0,0240759				
Minimum =	0,01177122				
Maximum =	0,02877247				
Mean P_I_d =	0,00037964				
(mean infection risk per person per exposure event)					

## Annexe 27. Besoins en eau de la laitue

## BESOINS EN EAU DES CULTURES

Station ETo: OUAGADOUGOU  
 Station Pluie: OUAGADOUGOU

Culture: Small Vegetables  
 Date de plantation: 20/03

Mois	Décade	Phase	Kc coeff	ETc mm/jour	ETc mm/dec	Pluie eff. mm/dec	Bes. Irr. mm/dec
Mar	2	Init	0.70	5.33	5.3	0.0	5.3
Mar	3	Init	0.70	5.28	58.1	0.0	58.1
Avr	1	Crois	0.70	5.24	52.4	0.0	52.4
Avr	2	Crois	0.79	5.83	58.3	0.0	58.3
Avr	3	Crois	0.90	6.60	66.0	0.0	66.0
Mai	1	Mi-sais	1.02	7.31	73.1	0.0	73.1
Mai	2	Mi-sais	1.05	7.42	74.2	0.0	74.2
Mai	3	Mi-sais	1.05	6.99	76.9	0.0	76.9
Jui	1	Arr-sais	1.05	6.53	65.3	0.0	65.3
Jui	2	Arr-sais	0.99	5.76	57.6	0.0	57.6
Jui	3	Arr-sais	0.95	5.25	10.5	0.0	10.5
					597.7	0.0	597.7

---

**Annexe 28. Article****Toilet compost and human urine used in agriculture: fertilizer value assessment and effect on cultivated soil properties**

D. Sangare<sup>a,b\*</sup>, M. Sou/Dakoure<sup>a</sup>, N. Hijikata<sup>c</sup>, R. Lahmar<sup>a,d</sup>, H. Yacouba<sup>a</sup>, L. Coulibaly<sup>b</sup> and N. Funamizu<sup>c</sup>

<sup>a)</sup> International Institute for Water and Environmental Engineering (2iE), Burkina Faso

<sup>b)</sup> Université Nangui Abrogoua, Abidjan, 02 BP 801 Abidjan 02 Côte d'Ivoire

<sup>c)</sup> Department of Environmental Engineering, Hokkaido University, Kita 13-nishi 8, Kita-ku, Sapporo-shi, Hokkaido 060-8628, Japan

<sup>d)</sup> Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), France.

\* **Corresponding author:** Drissa SANGARE, International Institute for Water and Environmental Engineering (2iE), 01 BP 594 Ouagadougou 01 Burkina Faso.

Tel: +226 50 49 28 00 or +226 71 94 77 44 or + 225 58 48 48 52

E-mail: [drissa.sangare@2ie-edu.org](mailto:drissa.sangare@2ie-edu.org) or [dsangare2012@gmail.com](mailto:dsangare2012@gmail.com)

**Article paru dans *Environmental Technology***

<http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2014.984774>

This article was downloaded by: [212.52.151.186]

On: 11 December 2014, At: 23:42

Publisher: Taylor & Francis

Informa Ltd Registered in England and Wales Registered Number: 1072954 Registered office: Mortimer House, 37-41 Mortimer Street, London W1T 3JH, UK



## Environmental Technology

Publication details, including instructions for authors and subscription information:

<http://www.tandfonline.com/loi/tent20>

### Toilet compost and human urine used in agriculture: fertilizer value assessment and effect on cultivated soil properties

D. Sangare<sup>ab</sup>, M. Sou/Dakoure<sup>a</sup>, N. Hijikata<sup>c</sup>, R. Lahmar<sup>ad</sup>, H. Yacouba<sup>a</sup>, L. Coulibaly<sup>b</sup> & N. Funamizu<sup>c</sup>

<sup>a</sup> International Institute for Water and Environmental Engineering, Ouagadougou, Burkina Faso

<sup>b</sup> UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire

<sup>c</sup> Department of Environmental Engineering, Hokkaido University, Kita 13-nishi 8, Kita-ku, Sapporo-shi, Hokkaido 060-8628, Japan

<sup>d</sup> Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), Montpellier, France

Accepted author version posted online: 05 Nov 2014. Published online: 09 Dec 2014.

To cite this article: D. Sangare, M. Sou/Dakoure, N. Hijikata, R. Lahmar, H. Yacouba, L. Coulibaly & N. Funamizu (2014): Toilet compost and human urine used in agriculture: fertilizer value assessment and effect on cultivated soil properties, *Environmental Technology*, DOI: [10.1080/09593330.2014.984774](https://doi.org/10.1080/09593330.2014.984774)

To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2014.984774>

PLEASE SCROLL DOWN FOR ARTICLE

Taylor & Francis makes every effort to ensure the accuracy of all the information (the "Content") contained in the publications on our platform. However, Taylor & Francis, our agents, and our licensors make no representations or warranties whatsoever as to the accuracy, completeness, or suitability for any purpose of the Content. Any opinions and views expressed in this publication are the opinions and views of the authors, and are not the views of or endorsed by Taylor & Francis. The accuracy of the Content should not be relied upon and should be independently verified with primary sources of information. Taylor and Francis shall not be liable for any losses, actions, claims, proceedings, demands, costs, expenses, damages, and other liabilities whatsoever or howsoever caused arising directly or indirectly in connection with, in relation to or arising out of the use of the Content.

This article may be used for research, teaching, and private study purposes. Any substantial or systematic reproduction, redistribution, reselling, loan, sub-licensing, systematic supply, or distribution in any form to anyone is expressly forbidden. Terms & Conditions of access and use can be found at <http://www.tandfonline.com/page/terms-and-conditions>

## Toilet compost and human urine used in agriculture: fertilizer value assessment and effect on cultivated soil properties

D. Sangare<sup>a,b\*</sup>, M. Sou/Dakoure<sup>a</sup>, N. Hijikata<sup>c</sup>, R. Lahmar<sup>a,d</sup>, H. Yacouba<sup>a</sup>, L. Coulibaly<sup>b</sup> and N. Funamizu<sup>c</sup>

<sup>a</sup>International Institute for Water and Environmental Engineering, Ouagadougou, Burkina Faso; <sup>b</sup>UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire; <sup>c</sup>Department of Environmental Engineering, Hokkaido University, Kita 13-nishi 8, Kita-ku, Sapporo-shi, Hokkaido 060-8628, Japan; <sup>d</sup>Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), Montpellier, France

(Received 23 August 2014; accepted 2 November 2014)

Toilet compost (TC) and human urine are among natural fertilizers, which raise interest due to their double advantages to combine sanitation and nutrient recovery. However, combination of urine and TC is not so spread probably because the best ratio (urine/TC) is still an issue and urine effect on soil chemical properties remains poorly documented. This study aims to determine the best ratio of urine and TC in okra cultivation, by targeting higher fertilization effect combined with lower impact on soil chemical properties. Based on Nitrogen requirement of okra, seven treatments were compared: (T0) no fertilizer, (T1) chemical fertilizer (NPK: 14-23-14), (T2) 100% urine, (T3) 100% TC, (T4) ratio of 75% urine + 25% TC, (T5) 50% urine + 50% TC and (T6) 25% urine + 75% TC. Results indicated that T4 (75% urine + 25% TC) gave the highest plant height and yield. In contrast, T2 (100% urine) gave the lowest results among all treatments, indicating toxicity effects on plant growth and associated final yield. Such toxicity is confirmed by soil chemical properties at T2 with soil acidification and significant increase in soil salinity. In contrast, application of urine together with TC mitigates soil acidification and salinity, highlighting the efficiency of urine and TC combination on soil chemical properties. However, further investigation is necessary to refine better urine/TC ratio for okra production.

**Keywords:** best ratio; biofertilizers; human urine; soil properties; toilet compost

### Introduction

In recent years, nutrient recovery sanitation systems have received significant attention as a way to increase sanitation access while recycling nutrients for bioenergy or agriculture.[1,2] For agriculture, human urine and toilet compost (TC) are efficient as biofertilizer supplement or alternative to chemical fertilizers that are always out of the reach for poor farmers in developing countries.[3]

Human urine is mainly used as nitrogen fertilizer due to its relative high concentration in nitrogen. Indeed, proportions of nitrogen, phosphorus and potassium (as N/P/K) in human urine are on average 18:2:5 [4] indicating a predominance of nitrogen compared with chemical fertilizers (NPK:14/23/14 or 15/15/15).

The major form of this nitrogen is urea, one part of which is precipitated. Ito et al. [5] showed that the precipitates in urine were the same compound as found in the urea solution. Such urea has a longer residence time in the soil, meaning that urine constitutes a stock of nitrogen compared with the nitrate form ( $\text{NO}_3^-$ ) readily available for plant.[6] However, phosphorus, as the lowest macronutrient in urine, is usually supplemented with TC or wood ash.

The compost considered in our study is defined by WHO [7] as faecal compost and by many other references

as faecal-based fertilizer product, TC or biocompost.[8–10] In the present study, the term TC will be used. This TC is characterized by a mixed matter of faeces and a matrix which can be sawdust or charcoal.[11,12] TC is mainly used as a soil conditioner. However, amendment of TC slowly releases mineral fertilizers (organically bounded) and then represents a good combination with urine amendment. Shrestha et al. [13] tested the combination of urine and TC on sweet pepper. They obtained higher significant fruit yield ( $553 \text{ g plant}^{-1}$ ) with human urine in combination with compost compared with chemical fertilizer ( $390 \text{ g plant}^{-1}$ ) and urine alone ( $363 \text{ g plant}^{-1}$ ). Despite these results, the best ratio of human urine and TC is still an issue. Kutu et al.[14] have reported that fresh and dry matter yields of spinach increased in treatments having a higher N proportion of urine than human faeces (7:1 ratio).

Despite many advantages of human urine and TC as biofertilizers, they could represent a potential risk to human health and the environment.

Concerning human health risk, faecal matters contain a wide range of pathogenic bacteria, parasites and viruses likely to remain in TC and then contaminate workers and consumers.[15] These pathogens are normally inactivated during composting process.[9] The safe TC without

\*Corresponding author. Email: [drissa.sangare@2ie-edu.org](mailto:drissa.sangare@2ie-edu.org)

pathogenic organisms was produced when the process reached high temperatures ( $> 50^{\circ}\text{C}$ ) during 1–2 weeks.[7] Human urine normally does not contain pathogens. However, it is frequently subject to cross-contamination by faecal matters.[16] Urine is usually treated by storage process for 4–6 months, a time scale necessary to inactivate the pathogens by high pH and the concentration of ammonia.[18] In addition, human urine contains high amount of pharmaceuticals, which may cause health risk for farmers. Thus, Kemacheevakul et al. [17] have reduced the amount of pharmaceuticals through struvite crystallization followed by improvement in phosphorus recovery.

From the environmental point of view, major potential impact concerns urine application on soil. Indeed, N:NaCl ratio in urine is estimated at  $1:1.4 \pm 0.1$ , meaning that application of 50 kg N-urine also provides 70 kg of NaCl. Excess of  $\text{Na}^+$  in soil exchange complex leads to sodisation which may cause irreversible damages to soil structure and water properties.[19] Plants growing in such environment are also affected through inhibition of  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  and P uptake.[20] These problems may be more severe in arid and semi-arid regions where sodisation could occur faster [21] because the low rainfall is not sufficient to leach salts out of the soil.[22] The second reason is related to large evaporative demand, which quickly concentrates the mineral constituents and other contaminants brought by the irrigation water.[23] Thereby, the combined use of human urine and TC as biofertilizers in arid and semi-arid contexts seeks the best ratio urine-compost that allows meeting the plant nutrients demand while minimizing  $\text{Na}^+$  accumulation in the soil.

This study was therefore carried out with the objective of finding out the best ratio of urine–TC to improve crop productivity along with a minimum  $\text{Na}^+$  accumulation in the soil. For this purpose, okra (*Abelmoschus esculentus* (L.), *Indiana* specy) was cultivated in controlled conditions to: (1) evaluate the fertilizer value of a range of urine–TC ratios and (2) evaluate the associated  $\text{Na}^+$  accumulation rate. Okra is a good plant indicator as it is moderately

tolerant to salinity.[24] Besides, it is widely grown and consumed in West Africa.[25]

## Materials and methods

### Study area

The experiment took place in a greenhouse tunnel located within the site of the International Institute for Water and Environmental Engineering campus at Kamboinsin, close to Ouagadougou, Burkina Faso ( $12^{\circ}27'40.6''\text{N}$ ,  $01^{\circ}32'56.0''\text{W}$ ) during the dry season 2013. Soil was collected from the 0–25 cm horizon of a common ferruginous tropical soil, taken in four positions randomly distributed in the experimental field, and mixed to obtain a composite material. Plastic pots of 7.0 L volume (top diameter 24.0 cm, bottom diameter 17.5 cm and height 23.5 cm) were then filled with the composite material; six seeds were planted and thinned to one plant per pot two weeks after sowing. During the life cycle, okra plants were manually watered twice a day, totalling approximately 0.5 L water, in order to avoid plant water stress and reduce leaching of soil solution.

### Human faeces and urine treatment processes

The composting toilet presented in Figure 1 is urine diverting dry toilet type. Such type of toilet allows to separately collect urine in a tank and faeces in a reactor.

Faeces were treated by composting process. The reactor was equipped with window covered with a mesh for ventilation, and a rotation system the handle of which is presented in Figure 1(a). Faeces were then continuously collected in the reactor (Figure 1(b)) previously filled with millet husk as matrix. This reactor had favourable composting conditions of temperature moisture content and oxygen due to the mixing system which was manually activated by users after each use.[26] This system had a rapid biodegradation rate of organic matter of faeces which finished in 2 days after final input of faeces. Unlike

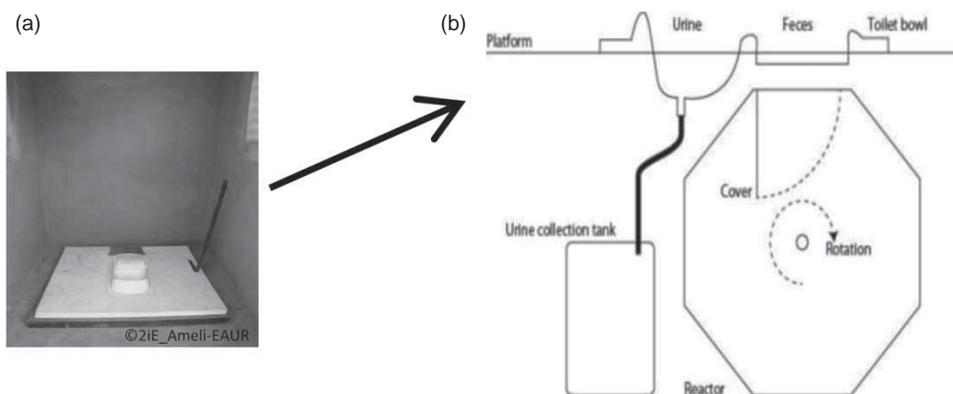


Figure 1. Schematic diagram of composting toilet in Sahelian rural area.[26]

the traditional composting systems, biodegradation rates of organic matter were very important in such kind of toilet due to continuous provision of faeces which maintained a high level of bioactivity.[11] In addition, removal of the compost was easy. After 2–3 months, when reactor was full, it was taken off to the hole under the platform (Figure 1(b)) emptied and replaced into the hole. The compost in such a kind of reactor reached the temperature of 45–50°C during composting process, which was sufficient to inactivate main pathogens from faeces. However before reuse, the TC was spread to the sun for two weeks which highest temperature were 35–50°C during 8 h per day. This treatment completed inactivation of bacteria and pathogens as advised by Ozdemir et al.[27]

Urine collected in the tank was treated by solar inactivation. This treatment consisted of filling polyethylene terephthalate bottles of 1.5 L of capacity with urine and exposing them to sunlight for 7 days.

The bottles were exposed in sunlight for 6 h per day at 35–50°C which was necessary to inactivate pathogens. Indeed, UV light was shown efficient for degradation of micropollutants [28] and also for removal of pathogenic microorganism.[29] In this way, Toscano et al.[30] reported that the UV system significantly improved wastewater quality in terms of pathogens indicators such as total Coliforms, *Escherichia coli*, Salmonella and Enterococci cells with an average decrease from 0.35 to 1.23 log units.

### Experimental design and treatments

The experimental design was randomized complete blocks with seven treatments replicated four times. Treatments were: (T0) no fertilizers (control); (T1) chemical fertilizer (NPK, 14:23:14); (T2) 100% urine; (T3) 100% TC; (T4) ratio of 75% urine + 25% TC; (T5) ratio of 50% urine + 50% TC and (T6) ratio of 25% urine + 75% TC. Each treatment was replicated four (4) times in the pot experiment. Treatments were based on N requirement of okra that is 100 kg ha<sup>-1</sup>. [31] N mineral in a commercial composite form NPK 14:23:14, formula expressed in per cent, was incorporated into the soil before seeding okra. Concentrated urine supply was split over three times: 14, 35 and 50 days after sowing (DAS) and each time followed by small water supply to reduce nitrogen losses. Urine was applied at the amounts of 156, 117, 78 and 39 ml pot<sup>-1</sup> equivalent to 100, 75, 50 and 25 kg ha<sup>-1</sup>. At the same time, TC was applied before sowing at the amounts of 2, 4, 6 and 8 g pot<sup>-1</sup> equivalent to 25, 50, 75 and 100 kg ha<sup>-1</sup>.

Treatment effects were evaluated based on plant height and yields (plant shoot, root and fruits) in fresh and dry weight pot<sup>-1</sup>, number and fresh weight of fruit pot<sup>-1</sup> at harvest. Mean plant height pot<sup>-1</sup> was measured from soil surface to collar of the youngest fully expanded leaf at 7, 15, 35, 50 and 65 DAS. Fruits were harvested on a 5-day

interval and total fruits yield were obtained by the summation of the whole harvested fruits and expressed in number of fruits pot<sup>-1</sup>. Dry matter measurements were obtained after oven-drying the fresh plants (shoot and root) at 105°C during two days.

### Sampling and data collection

Soil, urine and TC were analysed prior to experimentation. Three composite soil samples were air-dried at room temperature (25°C) and passed through a 2-mm mesh sieve. Particle size analysis was obtained by sieving and sedimentation methods. Soil pH and electrical conductivity (EC) were measured in aqueous extract at 1:2.5 and 1:5 soil/water ratios, respectively. Cations K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup> of soil and TC were measured, respectively, in aqueous extract (1:10 soil/water); (1:20 TC/water) using Atomic Absorption Spectrometry. Sodium adsorption ratio (SAR) was calculated according to the following equation (1):

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\text{Mg}^{2+} + \text{Ca}^{2+}/2}}, \quad (1)$$

Total P was measured on soil and TC samples by performing acid digestion with nitric acid and hydrogen peroxide, followed by a dosage with colorimetric ammonium vanadomolybdate.[32] Total P was determined by colorimetric procedure with PhosVer 3 and Acid Persulphate Digestion for urine sample. The percentage of soil organic carbon was determined by Walkley and Black [33] wet oxidation method. Soil organic matter (SOM) was obtained by multiplying the percentage of organic carbon by a factor of 1.724. Total N in soil, urine and TC was determined by Kjeldahl method. The pH and EC of urine samples were measured directly with, respectively, WTW 3310 pH meter and a WTW 3310i conductivimeter fitted with calibrated electrodes using the manufacturer's instructions.

The soil profile had a sandy-loam texture and pH indicates a slightly acidic soil condition. The EC of soil was below 4 mS cm<sup>-1</sup> revealing a non-saline soil.[34] The total N and P content were low, showing a poor fertility of this soil. The organic matter of soil was low like majority soils in Burkina Faso whose levels rarely exceed 2%.[35]

For microbiological aspects, faecal coliforms and *E. coli* were cultured following the APHA method 9215 in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [36] for TC sample. Concerning bacteria in urine, description of *E. coli* and faecal coliforms was done by the method of culture of spreading out in depth. Parasite (helminth eggs) density was estimated by using the modified Bailenger method as recommended by Ayers and Mara.[37]

Physico-chemical and microbiological properties of TC and human urine are summarized in Table 1. The total

Table 1. Physico-chemical and microbiological qualities of TC and human urine.

Parameters	Toilet compost	Human urine
pH	8.80	9.20
EC	13.3 mS cm <sup>-1</sup>	24.8 mS cm <sup>-1</sup>
Total N	54.7 g kg <sup>-1</sup>	2.70 g L <sup>-1</sup>
C	780 g kg <sup>-1</sup>	—
C:N ratio	14.25	—
Total P	29.8 g kg <sup>-1</sup>	0.28 g L <sup>-1</sup>
K <sup>+</sup>	24.6 g kg <sup>-1</sup>	0.24 g L <sup>-1</sup>
Na <sup>+</sup>	159.5 g kg <sup>-1</sup>	1.80 g L <sup>-1</sup>
Mg <sup>2+</sup>	106.9 g kg <sup>-1</sup>	0.44 g L <sup>-1</sup>
Ca <sup>2+</sup>	145.2 g kg <sup>-1</sup>	0.48 g L <sup>-1</sup>
SAR	—	14.26
Faecal coliforms	2.60 × 10 <sup>3</sup> CFU/100 g	3.78 × 10 <sup>3</sup> CFU/100 mL
<i>E. coli</i>	n.d.	n.d.
Helminths eggs	n.d.	n.d.

Note: n.d. no detected.

N in urine was four times lower than those of other previous studies.[38,39] However, human urine composition varies from one person to another and one region to another depending on feeding habits.[40] TC was rich in carbon content, and C/N ratio was lower, suggesting that it could decompose and release its N and P more readily (Table 1).

TC and urine samples during the study period showed mean faecal coliform levels, slightly exceeding the mean count of  $1 \times 10^3$  CUF/100 mL recommended by WHO [7] for unrestricted irrigation of crops likely to be eaten raw. But, the mean helminth eggs population did not exceed the recommended level of  $\leq 1$  egg L<sup>-1</sup> or  $\leq 1$ egg g<sup>-1</sup>. General microbial results showed that the biofertilizers can be used for cooking vegetables such as Okra, cereal crops, industrial crops, fodder crops, pasture and trees.

### Statistical analyses

Statistical analyses were performed using the free access software package R for windows version 2.15.1. Soil and plant parameters determined at each treatment were compared using one-way ANOVA followed by a *post hoc* comparison of means using Tukey's *post hoc* test ( $p < .05$ ). For fresh fruits weight (FFW), differences between treatments were determined using Kruskal–Wallis when normality test or equal variance test failed.

## Results and discussion

### Plants height

Figure 2 presents height values for plant growth assessment. Results have indicated that combination of urine and TC – T4 – (75% urine + 25% TC) presented the tallest plant compared with all other treatments at 50 DAS. Indeed, this treatment has presented significantly higher values ( $36.00 \pm 2.16$  cm) (Tukey test,  $p < .05$ ) compared

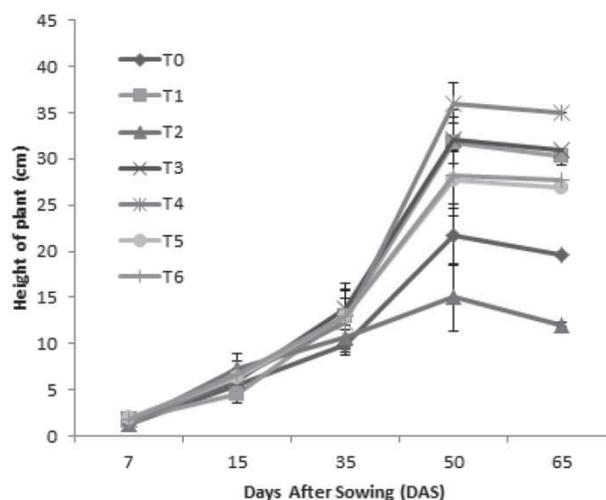


Figure 2. Okra growth at different DAS as affected by the treatments (arithmetic mean (AM) and standard deviation (SD) bar:  $n = 4$ ).

with the results obtained with only urine amendment – T2 – ( $15.00 \pm 3.65$  cm) at the same DAS. Our results are in agreement with those of Shrestha et al. [13] who also used combination of compost and urine at comparable ratio and found better results than only urine application.

The height of okra amended only with urine was the lowest one and it was even lower than the control treatment (T0), meaning that urine has toxicity effect on plant growth. Comparable results were reported by Jönsson et al. [41] who observed a depressed growth due to high sodium through urine application. Toxicity effect of sodium, however, depends on the plant sensitivity. With vegetable less sensitive to sodium like Komatsuna (*Brassica rapa var. peruviridis*) tested by Sene et al.,[42], exclusive application of urine did not affect the plant height growth.

### Plant yields

Okra yields were estimated by total harvested FFW per pot. Results presented in Figure 3 shows that the ratio of 75% urine + 25% TC (T4) gave the best yields in accordance with the highest height shown in Figure 2. This treatment was especially two times higher than T2 ( $p < .05$ ) which was the lowest yield obtained, confirming also urine toxicity effect. These results also highlight at T2 treatment the effect of P and K deficits in urine and the consequence observed on plant yield. Indeed, Reidel et al.[43] noticed that K deficit reduced the number of flowers and fruits of almond (*Prunus dulcis*). These results finally confirm the previous one presented in Figure 2 concerning T4 efficiency compared with the others urine/TC ratios tested. In fact, the greatest plant height of T4 (Figure 2) correlated with the highest productivity of the plant (Figure 3) which is in accordance with several other study results.[6,44] Omotoso and Shittu [45] have particularly reported that

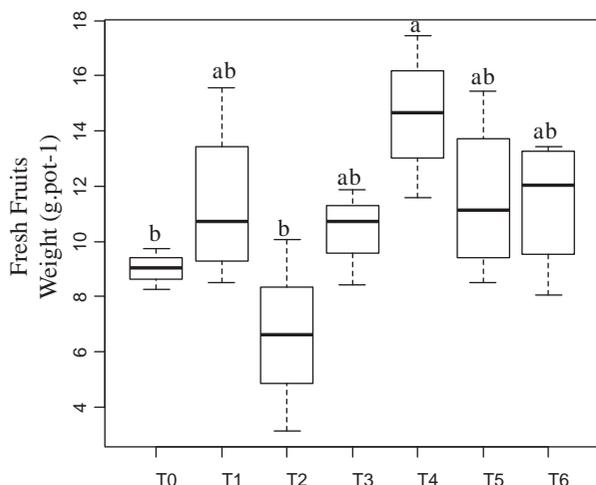


Figure 3. Fresh fruits weight of okra plants from different biofertilizer treatments (arithmetic mean (AM) and standard deviation (SD) bar) ( $n = 4$ ); different alphabetical letters show significant difference (Tukey test,  $p < .05$ ).

the height of Okra plant is an important character directly linked to the productive potential of the plant in terms of fruit yield.

Concerning the best ratio of urine/TC, there was no significant difference from one ratio to another, meaning that the different proportions of urine and TC tested have the same effect on okra yield. The ratio of Kutu et al. [14] was more contrasted so that the best one founded by these authors was 175 N<sub>urine</sub>/25 N<sub>human faeces</sub> equivalents to 90% N<sub>urine</sub> + 10%N<sub>human faeces</sub> for spinach (*Spinacia oleracea*). In the case of okra plant and based on T4 treatment which provided 75% urine and 25% TC, further optimization of urine/TC should be carried out by increasing the proportion of urine compared with TC.

#### Dry shoot, root and biomass of Okra plant

The effects of different treatments on dry shoot, root and total biomass of okra are presented in Table 2. Similar to plant growth and yield, shoot and biomass dry weight values obtained with combined urine and TC treatments (T4 to T6) were significantly higher ( $p < .05$ ) compared

with treatment using only urine (T2). These findings have reported for T2 exhibit the lowest value of dry shoot and biomass and then confirming that exclusive urine application on okra was highly toxic to the plant. However, treatment performed on spinach Kutu et al. [14] showed, in contrast, greater dry matter when only urine was applied instead of a combination of urine and compost at 90%N<sub>urine</sub>:10%N<sub>human faeces</sub> ratio. Such difference indicates that toxicity effects of urine strongly depend on the type on crop cultivated. In addition, among different ratios of urine/TC tested, dry shoot and biomass of plants treated with T4 were not significantly higher ( $p < .05$ ) than the other ones (T5; T6) nor higher than T3 (TC only).

Concerning root dry weight values, no significant difference ( $p < .05$ ) was observed among different treatments. The reason for this result could be the small volume (7 L) of the pots as previously supposed by Pradhan et al. [6] who also showed root growth limitation on tomatoes grown in pots. Despite no significant difference revealed by statistical analysis, it should be, however, mentioned that the lowest dry root weight ( $0.4 \pm 0.1 \text{ g pot}^{-1}$ ) was observed in 100% urine (T2) which is in accordance with the previous toxicity effect observed for this treatment. In the case of toxicity on roots, too much volume of human urine applied may cause sodium accumulation in root zone and then inhibits root growth.[46] For this treatment T2, we observed equally leaf-tip burning symptoms, early leaf senescence and death of plants. Conversely, Shrestha et al. [13] showed that the sweet pepper treated with compost only showed higher root weight than combined treatments and urine only.

#### Urine application impact on soil chemical properties

Physical and chemical soil properties collected before and after cultivated soil are presented in Table 3.

SAR of soil after cultivation was significantly ( $p < .05$ ) important in soil amended with only urine (T2) compared with all other treatments (Table 3). This highest SAR ( $1.70 \pm 0.36$ ) value is associated with a significant increase in soil EC ( $175.3 \pm 15.2 \mu\text{S cm}^{-1}$ ).

However, these EC and SAR values were not severe conditions for the plant which is confirmed by FAO [34]

Table 2. Effect of different treatments on root, shoot and total biomass (arithmetic mean (AM) and standard deviation (SD) bar) ( $n = 4$ ); different alphabetical letters show significant difference (Tukey test,  $p < .05$ ).

Treatments	Shoot dry weight (g pot <sup>-1</sup> )	Root dry weight	Fruit dry weight	Total biomass
T0	2.86 ± 0.85b	0.75 ± 0.31ab	2.00 ± 0.13b	5.61 ± 0.96b
T1	6.65 ± 0.42a	1.44 ± 0.26a	2.52 ± 0.67ab	10.61 ± 0.93a
T2	2.40 ± 0.01b	0.43 ± 0.01b	1.46 ± 0.62b	4.29 ± 0.62b
T3	6.64 ± 1.73a	1.38 ± 0.60a	2.32 ± 0.32ab	10.34 ± 2.05a
T4	6.69 ± 0.95a	1.76 ± 0.08a	3.24 ± 0.53a	11.69 ± 1.10a
T5	6.61 ± 2.18a	1.46 ± 0.57a	2.56 ± 06ab	10.63 ± 2.32a
T6	5.49 ± 0.56a	1.01 ± 0.66ab	2.53 ± 0.54ab	9.03 ± 1.38a

Table 3. Chemical and physical properties of soils before and after different fertilizations (arithmetic mean (AM) and standard deviation (SD) bar ( $n = 3$ ); different alphabetical letters show significant difference (Tukey test,  $p < .05$ ).

Treatments	Soil parameters			
	pH	EC ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	SAR	Total N (%)
Before	6.2 $\pm$ 0.5cd	128.9 $\pm$ 23.3b	0.64 $\pm$ 0.13a	0.04 $\pm$ 0.01
T0	7.0 $\pm$ 0.1abc	119.3 $\pm$ 4.4bc	0.84 $\pm$ 0.03a	0.03 $\pm$ 0.01
T1	6.8 $\pm$ 0.5abc	123.2 $\pm$ 22.3bc	1.01 $\pm$ 0.14a	0.05 $\pm$ 0.01
T2	5.4 $\pm$ 0.1d	175.3 $\pm$ 15.2a	1.70 $\pm$ 0.36b	0.03 $\pm$ 0.01
T3	7.5 $\pm$ 0.1a	87.0 $\pm$ 10.7c	0.95 $\pm$ 0.12a	0.05 $\pm$ 0.01
T4	6.6 $\pm$ 0.4bc	94.5 $\pm$ 8.2bc	1.09 $\pm$ 0.11a	0.04 $\pm$ 0.01
T5	7.3 $\pm$ 0.1ab	90.4 $\pm$ 6.7bc	1.01 $\pm$ 0.16a	0.04 $\pm$ 0.01
T6	7.4 $\pm$ 0.1ab	90.9 $\pm$ 5.2bc	0.98 $\pm$ 0.11a	0.04 $\pm$ 0.01

Besides, SAR was lower than 13, indicating acceptable level of sodium in soil which might not affect plant growth.[47]

Therefore, the greater toxicity from 100% urine treatment was a soil acidification which affects the okra plant. Indeed, urine application led to soil acidification as indicated in the T2 treatment (pH = 5.40) with significant difference ( $p < .05$ ) compared with the T3 treatment (100% TC). Our results were supported by Ritchey et al. [48] who reported a decrease in soil pH resulting from goat-urine fertilization on grasslands. Soil pH is an important property that affects crop performance and may affect nutrient availability to plants by controlling microbial immobilization rates, denitrification and P solubility.[49] Indeed, a long-term use could lead to acidification in addition to urine toxicity effect on plants previously highlighted in this study. Such acidification is explained by the nitrification of ammonia, which produces  $\text{H}^+$  ions.[20]

In contrast to urine effect, results also showed that treatments containing at least 50% TC improve soil pH from acidic (before cultivation; treatment T0) to neutral condition (around  $7 \pm 0.5$ — treatments T6, T5 and T3). These findings indicate that mixing of urine and TC tends to mitigate acidification effect observed when only urine was applied. Mnkeni and Austin [50] showed that the pH of human manure was alkaline, indicating that their application to acidic soils would have a liming effect, increasing the soil pH. The same observations were found in the study of Khalid et al.[51] These authors have explained that soil pH increase may be due to bacteria oxidizing the nitrifiers of ammonia.

Total N amount contained in soil after cultivation was not significantly different from all treatments compared to that in the soil before cultivation.

### TC application impact on SOM

Residual values of carbon (C %) and SOM % in cultivated soils tend to decrease when more than 50% of urine was

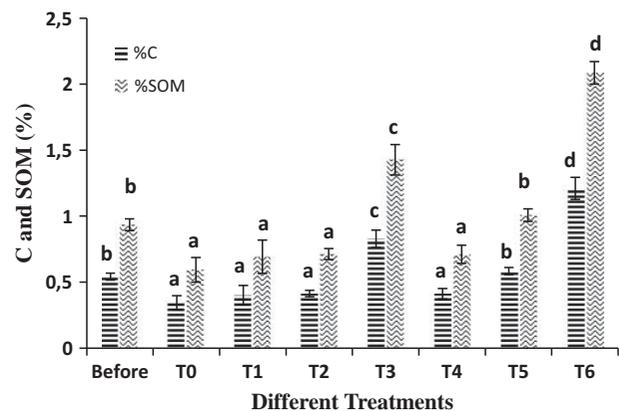


Figure 4. Organic matter contents on soil before and after cultivation (arithmetic mean (AM) and standard deviation (SD) bar ( $n = 3$ ); different alphabetical letter showed significant difference (Tukey test,  $p < 0.05$ ).

applied (T5, T4, T2) as presented in Figure 4. The lowest residual concentrations (both for C and SOM) were T2 (100% urine). In contrast, C and SOM were significantly higher on T6 (25% urine + 75% TC), even higher than on T3 (100% TC). These results suggest that in terms of soil fertility improvement, combination of urine (25%) and TC (75%) was better than only TC amendment. In this order, N'Dayegamiye et al. [52] have reported that SOM content of soil influences many physical chemical and biological soil properties, which were the basis of their overall quality.

### Conclusion

The present study highlights importance in combining urine and TC as fertilization programme in the resource-oriented sanitation system. Such combination is, no doubt, better than using only urine since this later treatment indicated important toxicity effects both on plant and on soil chemical properties. Indeed, results show that application of 100% urine as nitrogen source leads to yield decrease

along with sodium accumulation and soil acidification after cultivation. In contrast, combining 75% urine with 25% TC (T4) gave the best production of okra (even better than conventional practice with chemical fertilizer).

However, in soil fertility improvement, it seems like higher proportion of TC is necessary to get residual carbon (C) and SOM after cultivation. The better treatment in the present study which gave higher C and SOM was 25% urine combined with 75% TC (T6). So, further investigation is necessary to find the best combination between T4 (75% urine with 25% TC) and T6 (25% urine with 75% TC) to associate good productivity with long-term soil fertility improvement in dry areas where acidity and salinity are major issues.

### Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the author(s).

### Funding

This work was supported by the JST-JICA and SATREPS.

### References

- [1] Surendra KC, Takara D, Jasinski J, Khanal SK. Household anaerobic digester for bioenergy production in developing countries: opportunities and challenges. *Environ Technol.* 2013;34:1671–1689.
- [2] Larsen TA, Maurer M, Udert KM, Lienert J. Nutrient cycles and resource management: implications for the choice of wastewater treatment technology. *Water Sci Technol.* 2007;56:229–237.
- [3] Esrey SA, Andersson I, Hillers A, Sawyer R. Closing the loop: ecological sanitation for food security. *Water Resour.* 2001;18:43–47.
- [4] Lindén B. Human urine as a nitrogen fertilizer applied during crop growth to winter wheat and oats in organic farming. Department of Agricultural Research. Skara, Series-B, Crop and Soil Report 1. Sweden; 1997.
- [5] Ito R, Eri Takahashi E, Funamizu N. Production of slow-released nitrogen fertilizer from urine. *Environ Technol.* 2013;34:2809–2815.
- [6] Pradhan SK, Holopainen JK, Heinonen-Tanski H. Stored human urine supplemented with wood ash as fertilizer in tomato (*Solanum lycopersicum*) cultivation and its impacts on fruit yield and quality. *J Agric Food Chem.* 2009;57:7612–7617.
- [7] WHO. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater; Volume 4: Excreta and greywater use in agriculture. Geneva: WHO; 2006.
- [8] Lopez ZMA, Funamizu N. Effect of moisture content on the composting process in a biotoilet system. *Compost Sci Util.* 2005;13:208–216.
- [9] Tønner-Klank L, Møller J, Forslund A, Dalsgaard A. Microbiological assessments of compost toilets: in situ measurements and laboratory studies on the survival of fecal microbial indicators using sentinel chambers. *Waste Manage.* 2007;27:1144–1154.
- [10] Niwagaba CM, Nalubega M, Vinnerås B, Sundberg C, Jönsson H. Substrate composition and moisture in composting source-separated human faeces and food waste. *Environ Technol.* 2009;30(5):487–497.
- [11] Lopez ZMA, Funamizu N, Takakuwa T. Modeling of aerobic biodegradation of using sawdust as a matrix. *Water Res.* 2004;38:1327–1339.
- [12] Sossou SK, Hijikata N, Sou M, Tezuka R, Maiga AH, Funamizu N. Inactivation mechanisms of pathogenic bacteria in several matrixes during the composting process in a composting toilet. *Environ Technol.* 2014;35:674–680.
- [13] Shrestha D, Srivastava A, Shakya MS, Khadka J, Acharya SB. Use of compost supplemented human urine in sweet pepper (*Capsicum annuum* L.) production. *Sci Hort.* 2013;153:8–12.
- [14] Kutu FR, Muchaonyerwa P, Mkeni PNS. Complementary nutrient effects of separately collected human faeces and urine on the yield and nutrient uptake of spinach (*Spinacia oleracea*). *Waste Manage Res.* 2011;29:532–539.
- [15] Heinonen-Tanski H, Wijk-Sijbesma VC. Human excreta for plant production. *Bioresour Technol.* 2005;96:403–411.
- [16] Winker M, Vinnerås B, Muskolus A, Arnold U, Clemens J. Fertilizer products from new sanitation systems: their potential values and risks. *Bioresour Technol.* 2009;100:4090–4096.
- [17] Udert KM, Larsen TA, Biebow M, Gujer W. Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. *Water Res.* 2003;37:2571–2582.
- [18] Kemacheevakul P, Chuangchote S, Otani S, Matsuda T, Shimizu Y. Phosphorus recovery: minimization of amount of pharmaceuticals and improvement of purity in struvite recovered from hydrolysed urine. *Environ Technol.* 2014;35:3011–3019.
- [19] Sou/Dakouré YM, Mermoud A, Yacouba H, Boivin P. Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. *Geoderma.* 2013;200–201:31–39.
- [20] Ghoulam C, Foursy A, Fares K. Effects of salt stress on growth, inorganic ions and proline accumulation in relation to osmotic adjustment in five sugar beet cultivars. *Environ Exper Bot.* 2002;47:39–50.
- [21] Mkeni PNS, Kutu FR, Muchaonyerwa P. Evaluation of human urine as a source of nutrients for selected vegetables and maize under tunnel house conditions in the Eastern Cape, South Africa. *Waste Manage Res.* 2008;26:132–139.
- [22] Lamsal K, Paudyal GN, Saeed M. Model for assessing impact of salinity on soil water availability and crop yield. *Agric Water Manage.* 1999;41:57–70.
- [23] Sebastian SP, Udayasoorian C, Jayabalakrishnan RM, Parameswari E. Performance of sugarcane varieties under organic amendments with poor quality irrigation water. *Aust J Basic Appl Sci.* 2009;3:1674–1684.
- [24] Ünlükara A, Kurunç A, Kesmez DG, Yurtseven E. Growth and evapotranspiration of okra (*Abelmoschus Esculentus* L.) as influenced by salinity of irrigation water. *J Irrigat Drain Eng.* 2008;134:160–166.
- [25] Hamon S, Charrier A.: Les gombos. In: Amélioration des plantes tropicales. CIRAD et ORSTOM, 1977, p. 313–333.
- [26] Ito R, Ushijima K, Hijikata N, Funamizu N. Survey of sanitation conditions in Burkina Faso for design of toilet. Proceedings of 4th dry toilet conference, Tampere, Finland; 2012.
- [27] Ozdemir S, Aslan T, Celebi A, Dede G, Dede OH. Effect of solarization on the removal of indicator microorganisms from municipal sewage sludge. *Environ Technol.* 2013;34:1497–1502.
- [28] Tungudomwongsa H, Leckie J, Mill T. Photocatalytic oxidation of emerging contaminants kinetics and pathways for

- photocatalytic oxidation of pharmaceutical compounds. *J Adv Oxidat Technol.* 2006;9:59–64.
- [29] Rainey RC, Harding AK. Drinking water quality and solar disinfection: effectiveness in peri-urban households in Nepal. *J Water Health.* 2005;3:239–248.
- [30] Toscano A, Hellio C, Marzo A, Milani M, Leuret K, Giuseppe L, Cirelli LG, Langergraber G. Removal efficiency of a constructed wetland combined with ultrasound and UV devices for wastewater reuse in agriculture. *Environ Technol.* 2013;34:2327–2336.
- [31] Grubben HG, Denton OA, Messiaen CM, Schippers RR, Lemaneus RH, Oyen LP. *Plant resources of tropical Africa 2.* Wageningen, Netherland: Prota Foundation; 2004. p. 27–29.
- [32] Tandon HLS, Cescas MP, Tyner EH. An acid-free Vanadate-molybdate reagent for the determination of total phosphorus in soils. *Soil Sci Soc Am Pro.* 1968;32:48–51.
- [33] Walkley A, Black IA. An examination of the Degtfareff method for determining soil organic matter and a proposed modification if the chronic acid titration method. *Soil Sci.* 1934;37:29–38.
- [34] FAO. *Small-scale irrigation for arid zone: principles and options.* FAO development series 2, FAO Rome, Italy. 1997. p. 65. Available from: <http://agris.fao.org/agrissearch/search.do?recordID=SO2005100131>
- [35] Boulet R. *Notice des cartes de ressources en sol de la Haute-Volta.* ORSTOM-Ministère de la Coopération, Paris, 1976. p. 106.
- [36] APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* 20th ed. Washington, DC: American Public Health Association; 1998.
- [37] Ayres RM, Mara DD. *Analysis of wastewater for use in agriculture: a laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques.* Geneva: World Health Organization; 1996.
- [38] Munch EV, Winker M. *Technology review, urine diversion components overview of urine diversion components such as waterless urinals, urine diversion toilets.* GTZ, Germany: Urine Storage and Reuse Systems; 2011.
- [39] Akpan-Idiok AU, Idorenyin AU, Ekanem IB. The use of human urine as an organic fertilizer in the production of okra (*Abelmoschus esculentus*) in South Eastern Nigeria. *Resour Conserv Recy.* 2012;62:14–20.
- [40] Vinnerås B, Jönsson H. The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater. *Bioresour Technol.* 2002;84:275–282.
- [41] Jönsson H, Stinzing AR, Vinnerås B, Salomon E. *Guidelines on the use of urine and faeces in crop production.* EcoSanRes Publication Series Report 2. Sweden: Stockholm Environment Institute; 2004. p. 43.
- [42] Sene M, Hijikata N, Ushijima K, Funamizu N. Effects of extra human urine volume application in plan and soil. *Int Res J Agric Sci Soil Sci.* 2013;3:182–191.
- [43] Reidel EJ, Brown PH, Duncan RA, Heerema RJ, Weinbaum SA. Sensitivity of yield determinants to potassium deficiency in ‘Nonpareil’ almond (*Prunus dulcis* (Mill.) DA Webb). *J Hortic Sci Biotech.* 2004;79:906–910.
- [44] Saeed IM, Abbasi K, Kazim M. Response of maize (*Zea mays*) to nitrogen and phosphorus fertilization under agroclimatic condition of Rawalokot Azad Jammu and Kashmir. *Pak J Biol Sci.* 2001;4:949–952.
- [45] Omotoso SO, Shittu OS. Effect of NPK fertilizer rates and method of application on growth and yield of Okra (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench) at Ado-Ekiti South western, Nigeria. *Int J Agr Res.* 2007;2: 614–619.
- [46] Asano TFL, Burton HL, Leverenz R, Tsuchihashi G. *Tchobanoglous water reuse: issues technologies and applications.* New York: McGraw-Hill; 2007. p. 959–962.
- [47] Davis JG, Waskom RM, Bauder TA, Cardon GE. *Managing sodic soils.* Colorado State University Extension. Crop Series/Soil, Fact sheet No. 0.504.2007.
- [48] Ritchey KD, Boyer DG, Turner KE, Snuffer JD. Goat urine and limestone affect nitrogen and cation distribution in an acidic grassland. *Soil Sci Soc Am J.* 2008;72:626–633.
- [49] Chapin CT, Bridgham SD, Pastor J. pH and nutrient effects on above-ground net primary production in a Minnesota, USA Bog and Fen. *Wetlands.* 2004;24:186–201.
- [50] Mkeni PNS, Austin LM. Fertilizer value of human manure from pilot urine-diversion toilets. *Water SA.* 2009;35:133–138.
- [51] Khalid I, Nadeem A, Ahmed R, Husnain A. Conjunctive and mineralization impact of municipal solid waste compost and inorganic fertilizer on lysimeter and pot studies. *Environ Technol.* 2014;35:487–498.
- [52] N’Dayegamiye A, Drapeau A, Laverdière MR. Effets des apports de composts de résidus ménagers sur les rendements des cultures et certaines propriétés du sol. *Agrisol.* 2005;16:135–144.

**Annexe 29. Article**

**Salts Monitoring and Management for Human Urine Fertilization and Treated Greywater Irrigation in Sub-Sahel Region**

Nowaki HIJIKATA <sup>\*1), 2)</sup>, Takahisa FUJII <sup>2)</sup>, Drissa SANGARE<sup>1)</sup>, Mariam SOU<sup>1)</sup>, Ken USHIJIMA <sup>2)</sup> and Naoyuki FUNAMIZU<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Department of Teaching and Research in Water Efficiency Management and Sanitation, International Institute for Water and Environmental Engineering (2iE), Burkina Faso

<sup>2)</sup> Department of Environmental Engineering, Graduate School of Engineering, Hokkaido University, Japan

Article paru dans *Journal of Arid Land Studies*

# Salts Monitoring and Management for Human Urine Fertilization and Treated Greywater Irrigation in Sub-Sahel Region

Nowaki HIJIKATA<sup>\*1),2)</sup>, Takahisa FUJII<sup>2)</sup>, Drissa SANGARE<sup>1)</sup>, Mariam SOU<sup>1)</sup>,  
Ken USHIJIMA<sup>2)</sup> and Naoyuki FUNAMIZU<sup>2)</sup>

**Abstract:** Human urine and greywater are available as liquid fertilizer and irrigation sources. However, salt in the materials might accumulate in soil, particularly in semi-arid regions, such as the sub-Sahel. Salt loading was monitored in pilot gardens where urine and greywater were reused. Sodium distribution was observed in a pot scale experiment to assess the potential of leaching and phytoremediation by sorghum during rainy season cultivation. The chemical properties and usage estimation of the urine and greywater inferred that applied Na and major cations in pilot-garden might be mainly derived from greywater. Salt monitoring in pilot-gardens showed that soil SAR in two sites decreased significantly and in others remained stable during the reuse cultivation. Sorghum culture under sufficient irrigation showed that leaching potentially contributed to Na removal compared to phytoremediation. Supplemental amendment of gypsum and ash as Ca agents did not affect the Na removal. Therefore, we concluded that Na might be potentially removed by leaching in rainy season, when urine and greywater were reused under semi-arid zone.

**Key Words:** Human urine, Leaching, Phytoremediation, Salts accumulation, Sorghum

## 1. Introduction

Human urine and greywater, which is domestic waste water except human excreta, have been recognized as potential resources for agriculture as nutrients and irrigation. This reuse, particularly, would be an attractive option for small scale farmers in sub-Sahel regions, who suffer from limited irrigation resources and poor access to chemical fertilizers. Separation of human feces from urine and greywater would reduce the organic load and pathogens (Lopez *et al.*, 2002). Thus, the separation simplifies each treatment which leads to reduced overall investment for sanitation (Winblad, 2004).

Although many have shown the advantage of urine fertilization for various crops and vegetables because of its nutrient elements (Kirchmann and Pettersson, 1995; Mnkeni *et al.*, 2008; Mullegger *et al.*, 2010), it has been also reported that urine fertilization caused competitive uptake of potassium (K) and sodium (Na) in plants (Pradhan *et al.*, 2010; Sene *et al.*, 2013) and excessive urine application inhibited plant growth due to increasing soil electrical conductivity (EC) (Mnkeni *et al.*, 2008). Furthermore, greywater also contains undesirable components such as Na, oil and surfactants (Wiel-Shafran *et al.*, 2006; Al-Hamaiedeh and Bino, 2010; Travis *et al.*, 2010). Long term irrigation with greywater leads to increased soil EC and sodium adsorption ratio (SAR) (Al-Hamaiedeh and Bino,

2010). This might cause low water permeability and compacted soil. Furthermore, oil and surfactant accumulation in soil potentially disturbs water permeability and capillarity (Wiel-Shafran *et al.*, 2006; Travis *et al.*, 2010). Although simple greywater treatment facilities have been developed that successfully remove organic matter, surfactants and pathogens (Al-Hamaiedeh and Bino, 2010; Ushijima *et al.*, 2013), the facilities allowed soluble minerals, such as Na<sup>+</sup>, to pass through. Therefore, salt monitoring and management of fields is essential when the urine and greywater are reused especially in sub-humid and semi-arid zone, where applied minerals are easily accumulated in soil surface due to high evaporation.

In order to remove excess salts from soil, leaching with sufficient irrigation, amending with gypsum or phytoremediation have been proposed (Qadir *et al.*, 2005). Small scale farmers in sub-Sahel region lack sufficient water resources, appropriate irrigation systems and funds to purchase gypsum in the local market. Thus, we hypothesize rainfall may provide sufficient irrigation, sorghum may serve as a remediation plant and ash derived from cook stoves can facilitate Na removal. In the present study, we monitored salt accumulation in pilot-gardens of small scale farmers, who amend their vegetable gardens with their own urine and greywater, in rural Burkina Faso. Additionally, Na distribution was observed in a pot experiment to determine Na phytoremediation and leaching capacity.

\* Corresponding Author: nowaki@eng.hokudai.ac.jp

(Received, September 15th, 2013; Accepted, November 26th, 2013)

01 BP 594, Ouagadougou 01, Burkina Faso

1) Department of Teaching and Research in Water Efficiency Management and Sanitation, International Institute for Water and Environmental Engineering (2iE), Burkina Faso

2) Department of Environmental Engineering, Graduate School of Engineering, Hokkaido University, Japan

## 2. Materials and Methods

### 2.1.1. Pilot-garden

Six pilot-gardens (KB1, KB2, KD1, KD2, BK1 and BK2) of 50 m<sup>2</sup>, of small scale farmers in rural Burkina Faso, were located on their premises. Experiments were conducted from the end of June to the first of October 2012. Okra and eggplant were cultivated with the farmers own urine and greywater. The urine was separately collected, stocked for a few months, and applied 3 times during the growing season (at the rate of 0.5 L, 0.5 L and 0.3 L per one plant; totally 1.3 L/plant, 7.8 L/m<sup>2</sup>). The greywater was treated by a slanted soil system (Ushijima *et al.*, 2013). The applied amount was estimated by questionnaire survey of the family. Total minerals input of urine and greywater were estimated with the applied amount and its concentration described as below.

### 2.1.2. Chemical property of urine and greywater

Source-separated urine and treated greywater were sampled before and after cultivation. pH and EC value in the urine and greywater were measured by electrode. Chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (N) and total phosphorus (P) were measured with Hach kit (DR6500, Hach); and potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), sodium (Na) and minor cations were determined ICP-AES (ICPE 9000, Shimadzu) after filtration (0.45 µm pore, ADVANTEC). SAR was calculated with following equation:

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])/2}}$$

### 2.1.3. Chemical property of pilot-garden soil

Pilot-garden soil was sampled in July and October. Soil pH (1:2.5) and EC (1:5) were measured after 3 hours shaking with pure water. In the case of SAR in soil, soil was saturated with pure water (1:10) and the soil suspension was centrifuged at 3000 rpm for 10 min and the supernatant filtered with 0.45 µm membrane filter (ADVANTEC). Na, K, Ca and Mg in the filtered samples were determined by ICP-AES.

### 2.1.4. Pot experiment

A pot experiment was conducted in a greenhouse with sorghum as a model of a phytoremediation plant. Assumed as pilot-garden soil which Na was accumulated, red ocher color soil (en-tout-cas; clay particles of crushed brick) and black soil was mixed at the ratio of 3:1. The calcium and magnesium ratio in the soil mixture was adjusted at 10:1 with magnesium sulfate, and the SAR value was adjusted to 6 with sodium hydrogen carbonate. The pH and EC of the soil mixture was 7.74 and 3.48, respectively. The soil (2 kg) was mixed with 37 g (dry base) of compost in a plastic pot (200 cm<sup>2</sup> surface, 159φ × 190 mm depth). Polyvinyl tubing was connected to a drain of the pot and leachate was collected. To determine the effect of Ca on Na-removal, 9.56 g of ash (corresponded 0.42 g-Ca) or 2.62 g of CaSO<sub>4</sub> (gypsum, 0.42

g-Ca) were applied. Five replications of each treatment were prepared. Germinated sorghum seeds (6) were transplanted in the pot, and thinned to two plants per pot after two weeks. Mimicking precipitation from July to August in Ouagadougou, Burkina Faso, the pots were irrigated with tap water and the amount was 75 ml/day for first two weeks and 150 ml/day afterwards. Eight weeks after planting, sorghum stem and leaf were harvested and oven dried at 60°C for 5 days to determine dry weight.

### 2.1.5. Sorghum and leaching water cation

Leachate from each pot was collected every two weeks and determined the weight. K, Ca, Mg and Na concentration in the leachate were determined by same method with greywater analysis described above. Total amount of leached cations was calculated as a sum from one pot during planting period (4 times sampling) and the each mass was calculated with the leachate weight and its concentration. Dried sorghum samples (0.25 g) were ground with mortar and pestle, digested by nitrate and hydrogen peroxide at 140°C, diluted and filtered. The sample cations concentration was determined by ICP-AES as described above. Cation content in the shoot was calculated with the concentration and the dry weight. To observe early Na stress symptom (Tuna *et al.*, 2007), K/Na and Ca/Na ratio was calculated with the concentration in sorghum.

### 2.1.6. Statistical analysis

Statistical analysis was conducted with IBM SPSS statistic 21 software. Significant difference of pilot-garden soil before and after vegetation was evaluated with t-test ( $p < 0.05$ ). Significant difference of Ca treatments in pot experiment was evaluated with ANOVA and Tukey-HSD test ( $p < 0.05$ ).

## 3. Result and Discussion

### 3.1.1. Quality of urine and greywater in pilot-garden

Chemical properties of urine were shown in **Table 1**. N, P and K in source-separated storage urine of 6 pilot-families, were 3.6 ± 0.7 g/L, 0.7 ± 0.3 g/L and 0.6 ± 0.3 g/L, respectively. In the case of minor cations, only boron and iron was detected. Others found these chemical properties varied from 1.7-8.4 g-N/L, 0.3-0.8 g-P/L, 0.9-2 g-K/L and 2.3-9.0 g-Na/L (Kirchmann and Pettersson, 1995; Mnkeni *et al.*, 2008; Pradhan *et al.*, 2010; Mullegger *et al.*, 2010). The present results were similar and most of values were inside of these ranges.

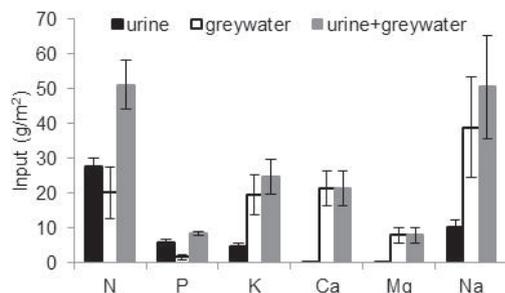
Differences among samples reflect family lifestyle, food culture or differences in rainfall contribution. Similar to the urine, chemical properties of greywater also varied particularly in EC, SAR, COD, total N and Na (**Table 2**). The ranges were also followed by a previous report (Al-Hamaiedeh and Bino, 2010). However, relatively high bacteria were observed. This might be caused by lack of on-site maintenance. Therefore, simplified maintenance should be further investigated.

**Table 1. Chemical properties of urine.**

	Min	Max	Mean	STDEV
pH	8.6	9.0	8.8	0.1
EC [dS/m]	20.7	37.1	28.1	7.1
SAR	8.5	36.2	15.2	10.6
Total N [g/L]	2.4	4.4	3.6	0.7
Total P [g/L]	0.4	1.2	0.7	0.3
Na [g/L]	0.8	2.3	1.3	0.7
K [g/L]	0.4	1.2	0.6	0.3
Ca [mg/L]	2.0	26.3	10.9	9.1
Mg [mg/L]	2.0	32.8	10.1	11.5
B [mg/L]	0.5	2.0	1.1	0.6
Fe [mg/L]	n.d.	1.3	0.3	1.7
Zn [mg/L]	n.d.	n.d.	-	-
Mn [mg/L]	n.d.	n.d.	-	-
Cu [mg/L]	n.d.	n.d.	-	-
<i>E. coli</i> [cfu/ml]	n.d.	n.d.	-	-
Total Coliform [cfu/ml]	n.d.	n.d.	-	-

**Table 2. Chemical properties of treated greywater.**

	Min	Max	Mean	STDEV
pH	7.1	8.4	7.8	0.4
EC [dS/m]	$4.7 \times 10^{-1}$	1.5	$8.5 \times 10^{-1}$	$2.8 \times 10^{-1}$
SAR	0.7	3.0	1.8	0.7
COD [mg/L]	42	195	79.4	46.3
Total N [g/L]	$1.0 \times 10^{-2}$	$7.7 \times 10^{-2}$	$3.3 \times 10^{-2}$	$1.9 \times 10^{-2}$
Total P [g/L]	$1.3 \times 10^{-4}$	$7.6 \times 10^{-3}$	$2.1 \times 10^{-3}$	$2.2 \times 10^{-3}$
Na [g/L]	$2.3 \times 10^{-2}$	$1.1 \times 10^{-1}$	$6.1 \times 10^{-2}$	$2.4 \times 10^{-2}$
K [g/L]	$2.2 \times 10^{-2}$	$4.5 \times 10^{-2}$	$3.3 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-2}$
Ca [mg/L]	28.4	42.6	35.7	6.9
Mg [mg/L]	3.7	22.2	12.4	5.8
<i>E. coli</i> [cfu/ml]	$4.0 \times 10$	$2.2 \times 10^4$	$3.0 \times 10^3$	$6.3 \times 10^3$
Total Coliform [cfu/ml]	$8.0 \times 10^2$	$3.3 \times 10^5$	$5.1 \times 10^4$	$9.3 \times 10^4$

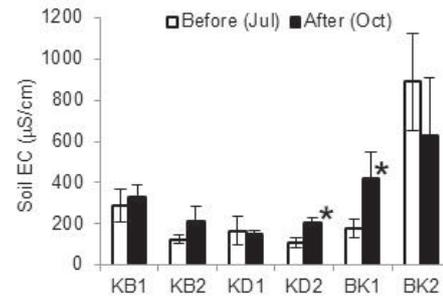
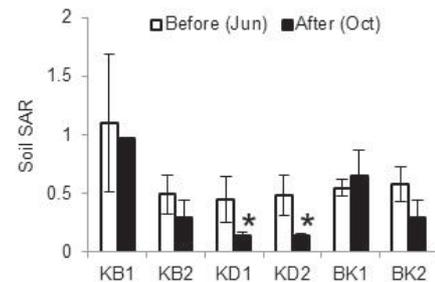
**Fig. 1. Estimated total mineral input from urine and greywater.**

### 3.1.2. Estimation of total mineral input into pilot-garden (Fig. 1)

From the survey with pilot-family, the total input of irrigation was estimated at 2.6-9.0 (mean  $5.7 \pm 2.7$ ) L/m<sup>2</sup>/day. The impact of greywater on the major cations input was higher than urine and large amount of Na was derived from greywater. Even the combined application of urine and greywater, total phosphorus was insufficient for okra and eggplant. Sene *et al.* (2012) showed low phosphorus content of plant in urine reuse. Therefore, it was suggested that additional materials such as wood ash (Pradhan *et al.*, 2009, 2010) or human feces (Guzha *et al.*, 2005) would be beneficial for vegetable production.

### 3.1.3. Salt monitoring in soil of pilot-garden

Soil EC in KD2 and BK1 site increased significantly from before cultivation to after cultivation (Fig. 2). EC at other sites did not change significantly. High urine application elevates soil EC (Mnkeni *et al.*, 2008; Sene *et al.*, 2013), but

**Fig. 2. Change of soil EC in pilot-gardens before and after vegetation.****Fig. 3. Change of soil SAR in pilot-gardens before and after vegetation.**

smaller urine applications did not alter soil EC more than chemical fertilizer (Pradhan *et al.*, 2009, 2010). Furthermore, greywater irrigation also increases soil EC (Weil-Shafran *et al.*, 2006; Al-Hamaiedeh and Bino, 2010). Therefore, the combination application of urine and greywater has the potential to increase soil EC value even during the rainy season.

Soil SAR in pilot-garden responded differently than soil EC with two sites (KD1 and KD2) observing a decrease in SAR over the course of the experiment (Fig. 3). All other locations did not observe a change in SAR. Soil SAR has been shown to increase with large amount of urine (Sene *et al.*, 2013) and long-term greywater irrigation (Al-Hamaiedeh and Bino, 2010) with less irrigation and rainfall than this experiment.

### 3.1.4. Distribution of Na and salt management

In the pot experiment, sorghum shoot dry weight of control, ash and CaSO<sub>4</sub> was 1.0, 1.0 and 0.8 g after 60 days, respectively (Fig. 4). The CaSO<sub>4</sub> treatment was significantly lower than the others. Shoot K content was lower with the +CaSO<sub>4</sub> treatment the control or +Ash. Ca, Mg and Na shoot content were not affected by treatment (Table 3). K/Na and Ca/Na ratios are not different among amendment treatments. Leaching amount of Ca, Mg and Na were not different among amendment treatments (Table 4). However, leached Ca, Mg and Na were higher than plant uptake. In the case of Na leaching, particularly, the amount was more than thousand times higher than plant uptake. This indicates the capacity of Na leaching under sufficient irrigation was much larger than phytoremediation or the effect of Ca amendment on Na removal. Similar results have been reported by Qadir *et al.* (2003) who showed larger contribution of Na leaching

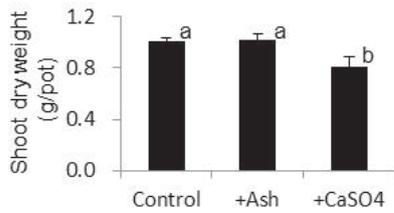


Fig. 4. Shoot dry weight of sorghum with sufficient irrigation.

Table 3. Cation shoot content 60 days after treatment.

	Control	+Ash	+CaSO <sub>4</sub>
K [mg/pot]	5.0±0.5a	5.0±0.4a	3.7±0.1b
Ca [mg/pot]	4.5±1.6	4.3±0.1	3.2±0.6
Mg [mg/pot]	2.6±0.3	2.7±0.2	2.3±0.3
Na [mg/pot]	0.29±0.14	0.17±0.03	0.14±0.08
K/Na	19.7±11.4	27.3±3.3	33.0±15.2
Ca/Na	19.0±14.6	23.4±4.1	29.6±15.6

Table 4. Total amount of leached cations.

	Control	+Ash	+CaSO <sub>4</sub>
Ca [mg/pot]	40.0±15	41.9±21.4	77.7±9.8
Mg [mg/pot]	25.1±10.9	32.9±13.1	40.8±5.0
Na [g/pot]	7.6±1.2	6.4±0.9	5.9±0.5

compared to Na phytoremediation.

The present experiment was conducted under the following conditions; (i) artificial soil mixture which chemical parameter were adjusted with reagent powder, (ii) plastic pot which had only 20 cm depth. Compared to the experimental condition, the real pilot-garden was different in that; (i') natural soil constructs complicated precipitation and the soil might be lower permeability (ii') leached water would rise up by capillary force after irrigation and rainfall or water could flush nutrients through the soil profile or lost through run-off. Therefore, more detail monitoring in pilot-garden or fields and more specific and larger scale experiment could be required to manage salt accumulation with urine and greywater reuse.

#### 4. Conclusion

The present study aimed to monitor salt accumulation in pilot-gardens where human urine and treated greywater were reused and to observe a capacity of Na-leaching and Na-phytoremediation. Soil SAR may be of lesser concern when using urine and greywater during periods of rainfall, but sodium related problems may be a larger concern when these alternative water sources would be in higher demand during periods of low rainfall. Therefore, additional techniques for Na removal should be further investigated.

#### Acknowledgement

This study was supported by SATREPS (JICA/JST).

#### References

- Al-Hamaiedeh H., Bino M. (2010): Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination*, **256**: 115-119.
- Guzha E., Nhapi I., Rockstrom J. (2005): An assessment of the effect of human feces and urine on maize production and water productivity. *Physics and Chemistry of the Earth*, **30**: 840-845.
- Kirchmann H., Pettersson S. (1995): Human urine -Chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fert. Res.*, **40**: 149-154.
- Lopez Z.M.A., Funamizu N., Takakuwa T. (2002): Onsite wastewater differential treatment system: modelling approach. *Water Science Technology*, **46**: 317-324.
- Mnkeni P.N.S., Kutu F.R., Muchaonyerwa P. (2008): Evaluation of human urine as a source of nutrients for selected vegetables and maize under tunnel house conditions in the Eastern Cape, South Africa. *Waste Management and Res.*, **26**: 132-139.
- Mulleger E., Angergraber G.L., Lechner M. (2010): *Sustainable sanitation practice, use of urine, EcoSan club 3*.
- Pradhan S.K., Holopainen J.K., Heinonen-Tanski H. (2009): Stored Human urine Supplemented with wood ash as fertilizer in tomato (*Solanum lycopersicum*) cultivation and its impacts on fruit Yield and quality. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, **57**: 7612-7617.
- Pradhan S.K., Holopainen J.K., Weisell J., Heinonen-Tanski H. (2010): Human urine and wood ash as plant nutrients for red beet (*Beta vulgaris*) cultivation: impacts on yield quality. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, **58**: 2034-2039.
- Qadir M., Steffens D., Yan F., Schubert S. (2003): Sodium removal from a calcareous saline-sodic soil through leaching and plant uptake during phytoremediation. *Land Degrad. Develop.*, **14**: 301-307.
- Qadir M., Noble A.D., Oster J.D., Schubert S., Ghafoor A. (2005): Driving forces for sodium removal during phytoremediation of calcareous sodic and saline-sodic soils: a review. *Soil Use and Manage.*, **21**: 173-180.
- Sene M., Hijikata N., Ushijima K., Funamizu N. (2012): Adequate Human urine application pattern for agriculture. *Int. Res. J. Agric. Sci. Soil Sci.*, **2** (1): 038-045.
- Sene M., Hijikata N., Ushijima K., Funamizu N. (2013): Effects of extra human urine volume application in plant and soil. *Int. Res. J. Agric. Sci. Soil Sci.*, **3**(6): 182-191.
- Travis M.J., Weil-Shafran A., Weisbrod N., Adar E., Gross A. (2010): Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties. *Science of Total Environment*, **408**: 2501-2508.
- Tuna L.A., Kaya C., Ashraf M., Altunlu H., Yokas I., Yagmur B. (2007): The effects of calcium sulphate on growth, membrane stability and nutrient uptake of tomato plants grown under salts stress. *Environ. Exp. Bot.*, **59**: 173-178.
- Ushijima K., Ito K., Ito R., Funamizu N. (2013): Greywater treatment by slanted soil system. *Ecological Engineering*, **50**: 62-68.
- Wiel-Shafran A., Ronen Z., Weisbrod N., Adar E., Gross A. (2006): Potential change in soil properties following irrigation with surfactant rich greywater. *Ecological Engineering*, **26**: 348-354.
- Winblad U., Hebert M. S., Calvert P., Morgan P., Rosemarin A., Sawyer R., Xiao J. (2004): *Ecological Sanitation revised and enlarged edition*. Stockholm Environment Institute, Stockholm.

**Annexe 30. Article**

**Effect of Detergents from Greywater on Irrigated Plants: Case of Okra (*Abelmoschus esculentus*) and Lettuce (*Lactuca sativa*)**

Boukary SAWADOGO<sup>\*1)</sup>, Mariam SOU<sup>1)</sup>, Nowaki HIJIKATA<sup>1), 2)</sup>, Drissa SANGARE<sup>1)</sup>, Amadou Hama MAIGA<sup>1)</sup> and Naoyuki FUNAMIZU<sup>2)</sup>

**Article paru dans *Journal of Arid Land Studies***

# Effect of Detergents from Greywater on Irrigated Plants: Case of Okra (*Abelmoschus esculentus*) and Lettuce (*Lactuca sativa*)

Boukary SAWADOGO<sup>\*1</sup>, Mariam SOU<sup>1</sup>, Nowaki HIJIKATA<sup>1,2</sup>, Drissa SANGARE<sup>1</sup>,  
Amadou Hama MAIGA<sup>1</sup> and Naoyuki FUNAMIZU<sup>2</sup>

**Abstract:** Laundry detergent containing anionic surfactants was used to test their effects on plant growth through irrigation water. Lettuce and okra were cultivated in pot experiment and irrigated with distilled water containing domestic detergent at three different concentrations: low concentration (LC) of 0.1 g L<sup>-1</sup>; normal concentration (NC) of 1.0 g L<sup>-1</sup> and high concentration (HC) of 5.0 g L<sup>-1</sup> and distilled water (DW) used as control. The experiment was conducted during three months from July to October in a green house in Ouagadougou, Burkina Faso. Lettuce leaves, okra fruits and both crops shoots were measured at harvest period as dry and/or fresh weights. Soil pH and electrical conductivity (EC) were analyzed to evaluate changes caused by watering. Soil pH and EC tended to increase with detergent concentration in irrigation solutions. There were no significant difference in okra's fruit growth (fresh and dry weight) for DW, LC and NC treatments. However plants in HC died 20 days after planting (DAP). Similarly, no significant difference was noticed in lettuce shoots (dry weight) between LC, NC and DW treatments but lettuce in HC died 12 DAP. After harvest, irrigated soils EC for all treatments were significantly increased in contrast to pH where no significant difference was obtained. The study shows that more than 1.0 g L<sup>-1</sup> of laundry detergent can inhibit plant growth and application of high concentrate greywater on detergent can exacerbate soil salinity.

**Key Words:** Greywater, Irrigation, Laundry detergents, Soil salinity, Surfactants

## 1. Introduction

Water scarcity is an ever-increasing concern worldwide. The reasons are manifold including low rainfall and excessive demand due to the combined effect of increased water consumption per capita and population growth. Population has increased at a rate faster than food production and will add up to 3 billion more people by the middle of the twenty-first century, mostly in poor and water - short countries (Jury *et al.*, 2007). One important consequence of population growth is the necessity of wastewater reuse particularly in the Sahelian area that suffers from the consequences of climate change. In this context wastewater reuse in agriculture seems to be the most explored strategy in most water management programs as agriculture is by far the leading user of freshwater worldwide, accounting for almost 85% of global consumption (Jury *et al.*, 2007). Wastewater reuse in agriculture requires implementation of good practices and particular attention to the protection of environment.

Along with the irrigation plans in the urban centers with conventional wastewater treatment systems, greywater (GW) reuse appears as the right solution for rural and peri-urban areas. Greywater includes all washing domestic water produced with

the exception of the toilet water. Despite its apparent clarity these waters should not be used directly on crops without sufficient treatment as it is often the case (Gross *et al.*, 2007). Generally greywater is the result of the using of detergents, vegetable oils, soaps, water and other kitchen and washing residues. Indeed, grey water is often a source of elevated levels of compounds such as surfactants, oils, boron and salt which can alter soil properties, damage plants and contaminate groundwater (Travis *et al.*, 2008; Wiel-Shafran *et al.*, 2006). Detergents are used in several domestic washing activities. Their efficiency is due to presence of surfactants (surface -active agents) together with components which provide cleaning and solubilization properties. Surfactants in prepared irrigation solutions with detergent water have been recognized as a major contributor to the reduction of hydraulic conductivity of soils and as component that can lead to water repellent soils with adverse impacts on agricultural productivity and environmental sustainability (Lado and Ben-Hur, 2009; Shafran *et al.*, 2005). When untreated greywater is used to irrigate plants growing in soil, the fate of surfactants in greywater irrigated soil-plant systems is not well known (Misra *et al.*, 2012).

Therefore this work aimed to evaluate the impact of laundry detergents on lettuce (*Lactuca sativa*) and okra

\* Corresponding Author: boukary.sawadogo@2ie-edu.org

(Received, September 14th, 2013; Accepted, January 3rd, 2014)

01 BP 594, Ouagadougou 01, Burkina Faso

1) International Institute for Water and Environmental Engineering (2iE), Ouagadougou, Burkina Faso

2) Graduate School of Engineering, Hokkaido University, Japan

**Table 1. Properties of the soil used for experiments.**

Properties	Mean value
Sand % (2.0-0.02 mm)	51.8
Silt % (0.02-0.002 mm)	28.7
Clay % (<0.002 mm)	19.5
Organic matter %	2.5
pH (soil-water ratio 1:2.5)	6.4
EC ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	311
Bulk density of soil	1.6
Sodium Adsorption Ration (SAR)	3

(*Abelmoschus esculentus*), two common plants in Sahelian region. The plants behavior after the application of three different concentrations of detergent was studied and plants growth was measured and compared.

## 2. Material and Methods

### 2.1. Experimental design

The experiment was conducted in a green house on the experimental agricultural field station of the International Institute for Water and Environmental Engineering (Ouagadougou, Burkina Faso). The study was conducted with six (6) liter cultivation pots. Local field sandy-loam soil has been used for crop cultivation during July to October. Soil was sieved to reduce aggregate size with a 2 mm porosity sieve. The properties of soil used for the experiments are shown in **Table 1**. The pots were perforated and a system of wick and gravel provided aeration for the bottom and allowed the collection of drainage.

Lettuce was selected because of its short life cycle and its sensitivity to environmental conditions (Castillo *et al.*, 2000) and surfactants (Eriksson *et al.*, 2006). Okra was chosen because it is a popular tropical leafy vegetable, well-known and appreciated in the sub-Saharan area as its fruits can be harvested and dried for off-season consumption (Nana *et al.*, 2009). Four (4) replicates were conducted for each crop and for each watering greywater solution. At least 32 cultivation pots for the experiment were used during around seventy (70) days treatment.

### 2.2. Irrigation treatments

For the watering of crops, distilled water (DW) and three (3) watering solutions were prepared by dissolving in distilled water respectively 0.1 gram (low concentration, LC), 1 gram (normal concentration, NC) and 5 grams (high concentration, HC) of a commercial laundry detergent (Omo, manufactured by Unilever). Prior to irrigation, each watering solution was freshly prepared to assure consistency and repeatability. Frequency of irrigation varied over time and

**Table 2. Irrigation solutions selected parameters value.**

Watering solutions	DW	LC	NC	HC
pH	6.9	9.1	9.9	10.2
EC ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	28	159	1082	4870
LAS ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) <sup>a</sup>	nd	13.5	135.6	678
Ntotal ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) <sup>a</sup>	nd	0.01	0.12	6.6
Ctotal ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) <sup>a</sup>	nd	15.3	153	765.1
Ptotal ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) <sup>a</sup>	nd	13.2	132.3	661.6

nd : not detected.

a: concentrations estimated based on the findings of the analyzes of the detergent used.

crop so as to satisfy the daily water needs of both cultures to avoid any hydric stress (Misra *et al.*, 2012; Nana *et al.*, 2009) : 65 ml every day for lettuce and 130 ml every two days for okra. The properties of the watering solution were described in the **Table 2**.

### 2.3. Chemical measurements and statistical analyses

The pH and electrical conductivity (EC) of irrigation water samples were measured with a pH meter and a conductivimeter fitted with calibrated electrodes using the manufacturer WTW instructions. For soils, pH<sub>w</sub> and EC were determined respectively in a soil-distilled water suspension of 1-2.5 and 1-5. Total C and Total N in the detergents were measured by Sumigraph NC-220F (Sumika Chemical Analysis Service, Japan). Total phosphorus (P), was analysed by ascorbic acid method using a spectrophotometer at 880 nm (Hack Lange, DR 5000). Linear alkylbenzene sulphonate (LAS) which is one of surfactant widely used in the world (Cirelli, 2008), were assessed by LC/MS (W3100, Waters) following Huelgas and Funamizu (2010) method but the separation condition of LC/MS was slightly modified to isocratic mode with 60% of 0.2 mM ammonium acetate and 40% of acetonitrile. The concentration of Na, Ca and Mg were determined by atomic absorption spectrometry with flame analyzer (Perkin Elmer; Model Analyst 200).

Plant growth parameters were measured every week. At harvest, shoots were severed close to the soil surface and sorted into stems and leaves. The root system of each plant was removed from soil after overnight soaking of each pot in tap water. The whole root system of the plant with some soil attached to the root system was removed first. The remaining soil with roots was washed over a sieve with a 2 mm pore size to reduce root loss during washing. Fresh roots were dried with a paper towel before drying at 70°C for 48 hours in a convection oven to determine dry weight. The dry weight of stems and leaves of all plants was also measured in a similar way. Statistical analysis was conducted with SPSS statistic

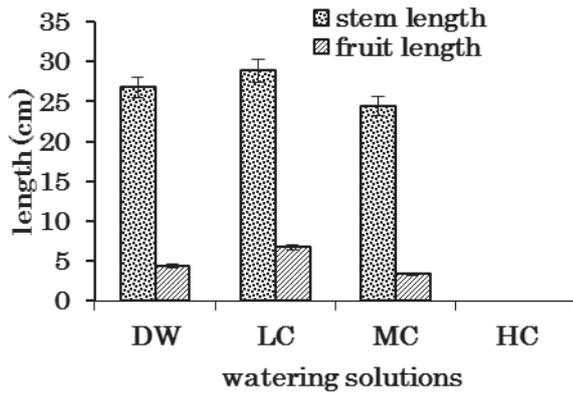


Fig. 1. Effects of different irrigation waters on okra stem and fruit length.

21 software (IBM). Significant difference in each comparison group was evaluated with one-way ANOVA and turkey-HSD test ( $p < 0.05$ ) under equal variance (F-test,  $p > 0.05$ ). In the case of unequal variance, Dunnett test was conducted.

### 3. Result and Discussion

Higher concentration of detergent led to higher pH and EC of irrigation waters. The pH and EC of MC values were comparable to those of grey water used in previous studies (Pinto *et al.*, 2010; Wiel-Shafran *et al.*, 2006). The increase of detergent concentration leads to more salts in irrigation waters. The salinity of the treatment with 5 grams of detergent (HC) was around  $1800 \mu\text{S cm}^{-1}$ . This is very high compared to the normal salinity level in laundry greywater given by Anwar Faisal (2011). This means, irrigation with HC could have negative effect on plant production and health. Therefore, this can explain the death of plants in all the pots irrigated with high concentration of detergent. Indeed for the concentration of  $5 \text{ g L}^{-1}$ , there was slow growth of plants and the complete death of plants during the 20th DAP for okra and 12th DAP for lettuce. Okra is therefore more resistant to salts than lettuce.

For okra, the plants irrigated with LC had the best results in term of fruit and stems length (Fig. 1).

The results show an increasing of organic matter and nutrient with the quantity of detergent in the treatment solutions. This contribution of organic matter and nutrients through greywater can explain the good behavior of plants in the pots watered with LC. Increasing the concentration of surfactants and salts explains the decrease in the length of stems and fruits when we pass from LC to NC.

Figures 2 and 3 show the effects of the different irrigation solutions on the shoot and root dry biomass. The results obtained are in the following order  $\text{DW} > \text{LC} > \text{NC} > \text{HC}$  both

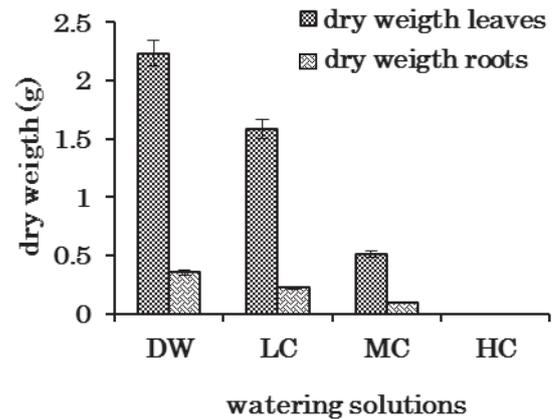


Fig. 2. Effects of different treatments on lettuce root and leaf dry weight.

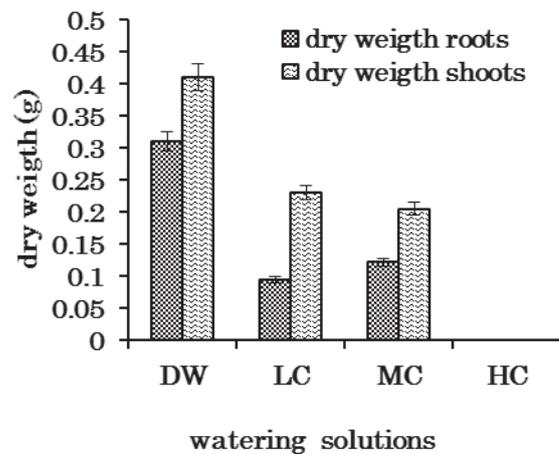


Fig. 3. Effects of different irrigation waters on okra root and shoot dry weight.

Table 3. Soil pH and EC values before and after cultivation in a green house during around 70 days.

	pH		EC ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	
	lettuce	okra	lettuce	okra
Initial soil	6.4±0.2	6.4±0.2	311±7	311±7
Distilled water	8.2±0.2	8.3±0.3	149±6	178±13
Low conc.	8.3±0.2	8.3±0.2	187±9	211±12
Normal conc.	8.3±0.3	8.5±0.3	433±17	437±26
High conc.	8.5±0.2	8.7±0.2	1537±23	1772±52

conc.: concentration.

for okra and lettuce (Figs. 2 and 3). The statistical analyses indicate that shoot and root dry biomass were significantly affected by the irrigation with HC. As reported in previous studies, the high contents of salts combined to the action of other pollutants such as surfactants led to the gradual degradation of soil structure and affected plant health (Wiel-Shafran *et al.*, 2006; Gross *et al.*, 2005).

Table 3 summarized the pH and EC values of cultivated soil before and after crops harvest. There was no significant difference of soil pH for watering solution. Compared to initial soil, pH values increased from 6.4 to 8.5 and 8.7

respectively for lettuce and okra. The same range of increase has been reported by Anwar Faisal (2011) who reported that high pH liquids act as dispersing agents, causing the soil particles to separate and led to soil structure decline. The normal pH range for vegetables biological activity is between 5 to 9. Finally he concluded that, if pH value reached more than 9, biological activity would decrease and dissolved organic material could leach out of soil. On the other hand, there is a large gap between the DW EC compared to irrigated soil. This increase in soil pH and EC after greywater application has been also noted by Pinto *et al.* (2010) in a similar study. This can be explained by a contribution of nutrients to the soil by irrigation solutions through the detergent (Fig. 2).

#### 4. Conclusions

The use of water with high concentrations of detergent is not suitable for application in agricultural irrigation, because they have a very alkaline pH and high electrical conductivity. Compared to the control, the use of greywater in agriculture could be a minor source of nutrients for crops but can also negatively affect plant growth and health if the detergent content is high. This study confirms the greater sensitivity of lettuce following application of greywater with high salt content. After irrigation, there is a significant increase of soil pH. However the EC increases with increasing detergent content which in the long term can increase soil salinity and make it unfavorable for the growth of crops.

#### References

- Al-Jayyousi O.R. (2003): Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, **156**: 181-192.
- Anwar Faisal A.H.M. (2011): Effect of laundry greywater irrigation on soil properties. *Journal of Environmental Research and Development*, **5**(4): 863-869.
- Castillo G.C., Vila I.C., Neild E. (2000): Ecotoxicity assessment of metals and wastewater using multitrophic assays. *Environmental Toxicology*, **15**: 370-375.
- Cirelli A.F., Ojeda C., Castro M.J.L., Salgot M. (2008): Surfactants in sludge-amended agricultural soils: a review. *Environ. Chem. Lett.*, **6**: 135-148.
- Eriksson E., Baun A., Henze M., Ledin A. (2006): Phytotoxicity of grey wastewater evaluated by toxicity tests. *Urban Water Journal*, **3**(1): 13-20.
- Gross A., Shmueli O., Ronen Z., Raveh E. (2007) : Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW) - a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*, **66**(5): 916-923.
- Huelgas A., Funamizu N. (2010): Flat-plate submerged membrane bioreactor for the treatment of higher-load greywater. *Desalination*, **250**(1): 162-166.
- Jury W.A., Vaux Jr. H.J. (2007): The emerging global water crisis: managing scarcity and conflict between water users. *Advances in Agronomy*, **95**: 1-76.
- Lado M., Ben-Hur M. (2009): Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review. *Soil Tillage Res.*, **106**: 152-163.
- Misra R.K., Patel J.H., Baxi V.R. (2012): Reuse potential of laundry greywater for irrigation based on growth, water and nutrient use of tomato. *Journal of Hydrology*, **386**(1-4): 95-102.
- Nana R., Zombre G., Tamini Z., Sawadogo M. (2009): Effet du régime hydrique sur les rendements du gombo en culture de contre-saison. *Sciences & Natur*, **6**(2): 107-116.
- Pinto U., Maheshwari B.L., Grewal H.S. (2010): Effects of greywater on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conserv. and Recy.*, **54**: 429-435.
- Shafran A.W., Gross A., Ronen Z., Weisbrod N., Adar E. (2005): Effects of surfactants originating from reuse of greywater on capillary rise in the soil. *Water Science Technology*, **52**: 157-166.
- Travis M.J., Weisbrod N., Gross A. (2008): Accumulation of oil and grease in soils irrigated with greywater and their potential role in soil water repellency. *Sci Total Environ.*, **394**: 68-74.
- Wiel-Shafran A., Ronen Z., Weisbrod N., Adar E., Gross A. (2006): Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecological Engineering*, **26**: 348-354.