

Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols

THÈSE PRÉSENTÉE À LA FACULTÉ ENVIRONNEMENT NATUREL,
ARCHITECTURAL ET CONSTRUIT

LABORATOIRE D'ÉCOHYDROLOGIE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE

POUR L'OBTENTION DU GRADE DE DOCTEUR ÈS SCIENCES

Par

Yéli Mariam SOU

Composition du jury :

Prof. J-L Scartezzini, président du jury

Prof. A. Mermoud, directeur de thèse

Prof. D. Xanthoulis, rapporteur

Prof. P. Boivin, rapporteur

Dr. C. Guenat, rapporteur

Lausanne, EPFL

2009

L'homme aux quarante écus : [...] si notre patrie était peuplée du double, si nous avions quarante millions d'habitants au lieu de vingt, qu'arriverait-il ?

Le géomètre : [...] il faudrait que la terre rendît le double de ce qu'elle rend [...] ou que la moitié de la nation mangeât l'autre.

[...] Je conviens que vous périrez de faim, et moi aussi [...] ; mais il faut espérer que Dieu aura pitié de nous.

L'homme aux quarante écus : on passe sa vie à espérer, et on meurt en espérant. Adieu, monsieur ; vous m'avez instruit, mais j'ai le cœur navré.

Le géomètre : c'est souvent le prix de la science.

Voltaire, L'Ingénu et autres contes.

Remerciements

Ce travail est né d'une initiative conjointe de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) et de l'Institut d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE) de Ouagadougou, grâce au financement de la Direction du Développement et de la Coopération Suisse (DDC). J'exprime ma profonde gratitude à toutes ces institutions.

Le Professeur André Mermoud m'a fait l'honneur d'accepter la direction de ce travail de thèse. Je lui suis sincèrement reconnaissante pour son soutien permanent, ses conseils avisés sans oublier l'excellente qualité de ses corrections. Merci également à l'ensemble du personnel du laboratoire d'Ecohydrologie de l'EPFL pour leur accueil chaleureux.

Sans la visite du Professeur Pascal Boivin sur mon site d'étude à Ouagadougou et la collaboration qui s'en est suivie, je peux dire que le volet de l'étude relatif à la qualité du sol n'aurait certainement pas été inclus dans ce travail; merci d'être venu, d'avoir vu et ... pour des sols aussi coriaces, c'est déjà beaucoup! Merci également à toute ton équipe, des laboratoires Sols et Substrats et Plantes et Pathogènes, de l'Ecole d'Ingénieur de Lullier (HEPIA, canton de Genève) de m'avoir accueilli parmi eux.

Le Professeur Dimitri Xanthoulis a eu l'amabilité de me recevoir dans son laboratoire de la Faculté de Gembloux (Belgique) et de me faire profiter tout au long de ma thèse de son expérience en matière de réutilisation des eaux usées en agriculture; qu'il trouve par ces mots toute ma reconnaissance.

Le Dr. Hamma Yacouba, Directeur de l'unité de recherche Gestion et Valorisation en Eau et Assainissement au 2iE, a assuré un co-encadrement scientifique et administratif qui m'a été indispensable. Qu'il me soit permis de lui témoigner toute ma gratitude. J'exprime aussi mes remerciements à l'ensemble des enseignants chercheurs et du personnel du 2iE pour leurs encouragements.

Pour la collecte et l'interprétation des données de terrain et des analyses de laboratoire en Suisse et au Burkina, je remercie très chaleureusement :

- Mr Mathieu Kaboré et Mr Moustapha Ouédraogo pour leur aide précieuse sur le terrain,
- Mr Jean-Marc Fröhlich pour les missions impossibles qu'il a toujours décidé d'accepter,
- les étudiants de Master (2iE et EPFL) qui ont contribué à collecter des données à travers leurs stages de projets masters,
- Mr Savadogo et son équipe du laboratoire du Bureau National des Sols, Ouagadougou,
- Mr Silga et son équipe du laboratoire du BUMIGEB, Ouagadougou,
- le Professeur P. Michel Sédego et son équipe du laboratoire Sol-Eau-Plante de l'INERA,
- la mairie de Nongr-Massom pour m'avoir autorisé l'accès au site de Kossodo,

- la direction de l'Office National de l'Eau et de l'assainissement et son personnel de Paspanga pour m'avoir facilité l'accès au site de Kossodo,
- Md Karine Vernez Thomas et Mr Jean-David Teuscher du laboratoire central de l'EPFL,
- Mr Dominique Robin du laboratoire de l'Ecole d'Ingénieur de Genève pour les analyses par ICP-MS,
- le Dr Raphael Angulo-Jaramillo, de l'Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat (Lyon) pour son aide dans l'interprétation des données d'infiltration,
- le Dr Christophe Roussel du laboratoire de chimie de l'EPFL pour l'accès privilégié au spectromètre UV/VIS auquel j'ai eu droit,
- l'équipe du Professeur Hans-Rudolf Pfeifer de l'université de Lausanne, notamment le Dr Mohammad Hassouna pour son aide dans l'interprétation des spectres de fluorescence,
- le Dr Jean-Marie Helbling de la section de mathématiques de l'EPFL pour son aide dans l'interprétation statistique des données.

Merci à mon comité de lecture, Mr Jaime Reina, Mlle Pegah Cheikhravat, Mr Marcellin Fagla et Md Marie Orantin, ainsi qu'à toutes les personnes que je n'ai pas citées et qui ont joué un rôle ponctuel mais important pour l'aboutissement de cette thèse.

Enfin, à ma famille, mon fiancé, le Dr. Denis Dakouré et mes amis au Nord et au Sud. Vous connaissant, je sais que toutes formes de remerciements seraient incomprises; pour caricaturer, les gens du Sud me diront que je suis restée trop longtemps au Nord et ceux du Nord me diront que décidément, je ne suis pas restée suffisamment longtemps avec eux, sans quoi je saurais qu'à bien des égards, ils ne sont pas si différents des gens du Sud ! Alors, pas de merci, mais sachez que je vous porte tous dans mon cœur.

Résumé

La présente étude s'est déroulée à Ouagadougou (Burkina Faso), une ville typique d'Afrique subsaharienne où la rareté de l'eau et la crise alimentaire contribuent à justifier l'usage agricole d'eaux usées. Différentes problématiques liées à cette pratique ont été étudiées en deux volets répartis sur deux sites expérimentaux. Le premier volet, qui traite des aspects agronomiques et sanitaires, a été étudié sur le site d'essai agronomique de l'Institut d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE) de Ouagadougou. Le second volet, lié à l'étude des propriétés physico-chimiques des sols irrigués avec des eaux usées à dominantes industrielles, a été étudié sur le site maraîcher de Kossodo, du nom de la zone industrielle située à la périphérie Nord-Est de Ouagadougou. Les deux sites sont équipés de station de traitement par lagunage.

Le site du 2iE est alimenté par des eaux usées traitées d'origine domestique. Elles ont été employées dans le premier volet dont les objectifs principaux étaient : (1) étudier les conditions d'une valorisation optimale des macronutriments contenus dans les eaux usées et (2) évaluer la qualité sanitaire des cultures irriguées et l'efficacité des méthodes d'analyse utilisées pour cette évaluation. Trois traitements ont été testés : (i) une irrigation avec les eaux usées traitées, (ii) une irrigation avec les eaux usées traitées, associée à un ajustement des apports en fertilisant par rapport aux besoins de la culture; (iii) et un traitement témoin par irrigation avec une eau de surface complétée par l'apport d'engrais aux doses recommandées pour la culture. Chaque traitement a été testé sur trois cultures maraîchères (laitue - *Lactuca sativa* - ; carotte - *Daucus carota* - ; aubergine - *Solanum melongena*) durant deux années consécutives. Le premier objectif a été réalisé par le suivi du rendement et de la biomasse sèche des cultures. L'irrigation exclusive avec les eaux usées traitées a entraîné à terme une réduction importante du rendement sur toutes les cultures alors que le traitement basé sur l'ajustement des fertilisants a permis de maintenir un niveau de production de laitue comparable à celui du traitement témoin. Des investigations complémentaires apparaissent nécessaires pour les cultures à cycle de croissance plus long (carotte et l'aubergine), où une modulation dans le mode d'apport des éléments fertilisants conviendrait davantage pour mieux prendre en compte l'évolution des besoins au cours du cycle végétatif. La méthodologie d'étude du second objectif a porté d'une part sur l'analyse des teneurs en métaux lourds (Cd, Pb, Ni, Cu, Cr) et d'autre part sur l'étude de la qualité bactériologique (coliformes fécaux, *Escherichia coli* et quatre bactéries pathogènes parmi lesquelles *Vibrio cholerae* et *Salmonella Typhimurium*). Sur le plan méthodologique, l'évaluation sanitaire a démontré que les coliformes fécaux, naturellement présents dans les sols et l'eau témoin, n'étaient pas suffisamment discriminants pour conclure à une contamination fécale des cultures irriguées avec les eaux usées. Quant à l'indicateur *Escherichia coli*, les résultats (obtenus par dénombrement avec un milieu de culture chromogène) restent présomptifs et traduisent la nécessité d'inclure un test confirmatif pour l'usage de ce type de milieux. Néanmoins, *Escherichia coli* s'est révélé plus discriminant que les coliformes fécaux et a permis de conclure à une plus forte contamination des

laitues irriguées avec les eaux usées traitées que celles irriguées avec l'eau témoin. Les laitues sont notamment plus contaminées que les fruits d'aubergine, plus exposés à l'effet bactéricide des radiations solaires. En revanche l'absence d'*Escherichia coli* sur les racines de carottes irriguées avec les eaux usées traitées s'explique plus difficilement et justifierait des études approfondies sur le choix des indicateurs bactériens les mieux adaptés à l'étude sanitaire des cultures en contact étroit avec le sol. L'analyse des bactéries pathogènes, effectuée par méthode moléculaire (Polymerase Chain Reaction) n'a révélé aucune présence sur les végétaux. Quant aux métaux lourds, leurs teneurs dans les légumes n'indiquent aucun risque spécifique associé à l'irrigation avec les eaux usées traitées.

La station de lagunage du site de Kossodo reçoit des eaux usées principalement industrielles, qui sont caractérisées par de teneurs en sodium élevées et un fort pouvoir alcalinisant. En fin de traitement, ces eaux alimentent un site maraîcher au sein duquel un espace a été délimité pour l'étude du second volet. L'objectif principal était d'évaluer l'impact des eaux usées traitées sur la qualité du sol durant deux années d'irrigation. Dès le début de la seconde année, la présence de taches noires suspectées d'être du salant noir à la surface des parcelles irriguées avec les EUT a conduit à formuler l'hypothèse d'une alcalinisation/sodisation du sol. L'approche méthodologique employée a reposé sur la mesure *in situ* de l'infiltration à la fin de la seconde année d'irrigation, complétée par une modélisation du retrait des sols en laboratoire et des analyses de leurs propriétés chimiques. Les résultats ont permis de valider, par les analyses chimiques, l'hypothèse d'une alcalinisation/sodisation et d'une dissolution de la matière organique (salant noir) au niveau des parcelles irriguées avec les eaux usées traitées. La modélisation du retrait des échantillons de sol a révélé une réduction de la porosité structurale au niveau de ces parcelles, réduction plus marquée dans les horizons de subsurface qu'en surface et sans doute imputable à une dispersion des argiles sodisées entraînées pour partie en profondeur. Ces changements de structure ont été confirmés *in situ* par une capacité d'infiltration fortement réduite sur les parcelles irriguées avec les eaux usées traitées, comparé aux parcelles témoins (irriguées avec de l'eau de surface) où la capacité d'infiltration est plus élevée et comparable à celle du sol non irrigué.

Ce travail a permis de confirmer la valeur fertilisante des eaux usées domestiques tout en mettant l'accent sur la nécessité d'orienter désormais les recherches vers des pratiques agricoles durables. La diversité des légumes étudiés s'est avérée très pertinente dans l'évaluation sanitaire puisqu'elle a montré que le contact plus ou moins étroit du légume avec le sol est un facteur déterminant, tant en ce qui concerne le choix de l'approche méthodologique que le degré de contamination du légume. L'étude des impacts des eaux usées sur la qualité des sols montre qu'il est impératif de procéder à une évaluation préalable des propriétés des eaux usées avant leur utilisation en irrigation. Dans la présente étude, les eaux usées d'origine majoritairement industrielle fortement sodiques et alcalines se sont révélées totalement inappropriées pour un usage agricole.

Mots clés : eaux usées traitées, irrigation, fertilisants, coliformes fécaux, *Escherichia coli*, métaux lourds, alcalinisation/sodisation, courbes de retrait.

Abstract

The present study takes place in Ouagadougou (Burkina Faso), a typical Sub-Saharan city where water shortage and food crisis necessitate wastewater reuse in urban agriculture. Different issues linked to this practice were studied in two components separated in two experimental sites. The first part treats about agronomic and sanitary aspects and take place in the 2iE (International Institute for Water and Environmental Engineering) experimental site of Ouagadougou. The second component was emphasised on industrial effluents impacts on irrigated soil quality and takes place in Kossodo, an industrial suburb of Ouagadougou.

The 2iE site is supply with treated wastewater from domestic origin. The effluent was used to realise the following objectives: (1) managed wastewater fertilizers to fit the plant needs; (2) assess different crops sanitary quality and the effectiveness of methods used for this assessment. Three treatments were tested: (i) irrigation with the treated wastewater (ii) irrigation with the treated wastewater and fertilizers management, adjusted to plant needs and (iii) conventional treatment i.e. fresh water irrigation and total doses of commercial fertilizers. Each treatment was tested on three different crops: lettuce (*Lactuca sativa*), carrot (*Daucus carota*) and eggplant (*Solanum melongena*). The first objective was achieved by comparing crops yields (on basis of wet and dry matter) obtained with the different treatments. The three crops, irrigated with only wastewater, led to yield reduction between the first and the second year. At the contrary, the adjusted treatment showed higher yield for lettuce, with comparable values to conventional treatment yield. However, the effects on carrot and eggplant did not demonstrate better results; indicating that further investigations must be completed for crops with longer growing periods. Most likely, the fertilizers management should better correspond to the crop period demand. The sanitary assessment (second objective) was performed by measuring the heavy metals concentration (Cd, Cu, Pb, Ni, Cr) and the faecal levels (faecal coliform, *Escherichia coli* and four pathogens among which *Salmonella typhimurium* and *Vibrio cholerae*). Chromocult Coliform Agar medium was used for simultaneous detection of faecal coliform and *Escherichia coli* whereas pathogens were analysed by Polymerase Chain Reaction (PCR). From methodological point of view, faecal coliform were not sufficiently discriminatory in the case of this study since they were naturally present in the soil as well as in the fresh water. At the contrary, *Escherichia coli* were better linked to wastewater contamination. However, some “false positive” results were detected meaning that each presumptive colony of *Escherichia coli* must be confirmed. Nevertheless, microbial quality assessment indicated no *Escherichia coli* on edible parts of carrot or eggplant irrigated with wastewater. Carrots were expected to have the poorest microbiological quality. Therefore carrot root bacterial quality must be further examined. Results on eggplant are not surprising as these vegetables are somewhat far from the ground and they receive significant solar radiation which acts like a disinfectant. Lettuce from wastewater treatment plots, however, exhibited presence of *Escherichia coli*, meaning that lettuce is likely to be contaminated by pathogens.

However, no pathogens were detected neither on crops irrigated with fresh water nor on those irrigated with wastewater. Heavy metals results demonstrated that the crop's consumption did not involve higher risk for consumers when the vegetables were irrigated with domestic wastewater, in comparison with fresh water irrigation.

Kossodo treatment plant receives mainly industrial wastewater, which are characterized by high levels of sodium and bicarbonates. The treated wastewater supplies a market garden in which space has been defined for the study of this second component. The main objective was to assess the impact of treated wastewater on soil quality during two years of irrigation. Early in the second year, the presence of black spots, suspected to be black alkali (dissolved organic matter), appeared at the surface of plots irrigated with treated wastewater. These indications led to put forward the hypothesis of alkalisation/sodisation on soil receiving wastewater. The methodological approach used was based on *in situ* measurement of infiltration at the end of the second year of irrigation, supplemented by shrinkage curve modelling and chemical analysis. The hypothesis of an alkalization/sodisation and dissolved organic matter (black alkali) presence in plots irrigated with treated wastewater were validated by the chemical analysis. Shrinkage curve modelling showed a reduction of the structural porosity on wastewater irrigated plots. The reduction was more marked in the subsurface horizons than in surface, which is probably caused by dispersed clay leached in depth. These structural changes were confirmed *in situ* by an infiltration capacity greatly reduced on plots irrigated with treated wastewater, compared to control plots (irrigated with fresh water) where the infiltration capacity is higher and comparable to that of non-irrigated soil.

The study confirmed the fertilizing value of domestic wastewater while emphasizing the need to concentrate future investigations on sustainable effluent/fertilizers management. The sanitary assessment with different crops regarding their respective distances to the soil was very useful since it showed the strong interaction of soil microbial community on the crop microbial quality. It also revealed the importance to determine a faecal indicator for the crop, specifically related to wastewater contamination. Soil quality assessment reiterated the necessity to verify wastewater quality before its reuse in agriculture. In the case of this study, the sodic and alkaline properties of the industrial effluents make them definitively unfit for irrigation.

Keywords: treated wastewater, irrigation, fertilizers, faecal coliform, *Escherichia coli*, heavy metals, alkalisation/sodisation, shrinkage curve.

Table des matières

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
A. CADRE DE L'ETUDE.....	5
1. Contexte physique et climatique	5
1.1 La région sahélienne	5
1.2 La ville de Ouagadougou	6
2. Contexte socio-économique	8
3. Enjeux et justifications du sujet	9
B. POUVOIR FERTILISANT DES EAUX USEES ET QUALITE SANITAIRE DES VEGETAUX	11
1. Introduction.....	11
1.1 Problématique et objectif général.....	11
1.2 Synthèse bibliographique	12
1.2.1 Pouvoir fertilisant des eaux usées	12
1.2.2 Qualité sanitaire des cultures irriguées avec les eaux usées traitées	17
1.3 Objectifs spécifiques et démarche méthodologique.....	26
2. Description du site expérimental.....	26
2.1 Dispositif expérimental	27
2.2 Caractérisation du sol.....	29
2.3 Caractérisation des eaux d'irrigation.....	30
2.3.1 Qualité physico-chimique	31
2.3.2 Qualité microbiologique.....	33
3. Matériel et méthodes	34
3.1 Valorisation des macronutriments contenus dans les eaux usées.....	34
3.1.1 Besoins en eau et méthode d'irrigation	34
3.1.2 Besoins en fertilisants.....	35
3.1.3 Conditions de mise en culture	38
3.2 Evaluation sanitaire des cultures irriguées avec les EUT.....	39
3.2.1 Analyse des indicateurs bactériens de contamination fécale.....	40
3.2.2 Recherche des bactéries pathogènes.....	51
3.2.3 Analyse des métaux lourds.....	51
4. Résultats et discussion.....	52
4.1 Pouvoir fertilisant des eaux usées traitées.....	52
4.1.1 Rendements	52
4.1.2 Production de biomasse sèche.....	54

4.2	Risques sanitaires microbiens	55
4.2.1	Charges en indicateurs de contamination fécale (dénombrements classiques)	55
4.2.2	Résultats des tests de vérification des hypothèses relatives aux charges en coliformes fécaux	59
4.2.3	Recherche des bactéries pathogènes.....	65
4.2.4	Evaluation du risque sanitaire lié à la qualité microbienne des légumes	66
4.3	Risques sanitaires liés aux métaux lourds	67
4.3.1	Concentration en métaux lourds des eaux d'irrigation.....	67
4.3.2	Concentration en métaux lourds des sols	68
4.3.3	Concentration en métaux lourds des légumes irrigués	70
4.3.4	Evaluation du risque sanitaire lié à la présence de métaux lourds dans les légumes	72
5.	Conclusion.....	73
C.	IMPACT DES EAUX USEES SUR LA QUALITE DES SOLS	77
1.	Introduction	77
1.1	Problématique et objectif général.....	77
1.2	Synthèse bibliographique	77
1.2.1	Concept d'alcalinité résiduelle	78
1.2.2	Processus de salinisation	79
1.2.3	Processus de sodisation et/ou d'alcalinisation.....	80
1.2.4	Colmatage physique et biologique par les eaux usées	86
1.3	Objectifs spécifiques et démarche méthodologique	86
2.	Description du site expérimental.....	86
2.1	Caractérisation du sol	88
2.2	Caractérisation des eaux d'irrigation.....	90
3.	Matériel et méthode.....	92
3.1	Méthodologie d'étude et disposition des parcelles.....	92
3.2	Etude <i>in situ</i> de la capacité d'infiltration du sol.....	93
3.3	Stabilité hydrostructurale et évolution chimique des sols irrigués.....	93
3.3.1	Mesure du retrait des sols.....	94
3.3.2	Modèle XP	97
3.3.3	Spectres de porosité.....	98
3.4	Caractérisation chimique des sols de Kossodo.....	99
3.4.1	Analyses chimiques des échantillons ayant fait l'objet de mesures de retrait.....	99
3.4.2	Etude de la matière organique	99
4.	Résultats et discussion.....	102

4.1	Aspects qualitatifs et rendements des parcelles au cours des 2 campagnes	102
4.2	Capacité d'infiltration	103
4.3	Propriétés hydrostructurales du sol	104
4.3.1	Résultats des analyses de retrait	104
4.3.2	Spectres de porosité.....	110
4.4	Résultats des analyses chimiques.....	112
4.4.1	Résultats relatifs aux horizons de surface	112
4.4.2	Résultats des horizons de subsurface	113
4.4.3	Caractérisation et quantification de la matière organique du sol	115
5.	Conclusion.....	119
CONCLUSION GENERALE.....		121
PERSPECTIVES DE RECHERCHE		125
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		127
ANNEXES		141

Liste des acronymes

AH	:	Acides Humiques
AF	:	Acides Fulviques
ARC	:	Alcalinité Résiduelle Calcique
AUP	:	Agriculture Urbaine et Périurbaine
CCA	:	Chromocult Coliforme Agar
CCC	:	Concentration Critique de Coagulation
CE	:	Conductivité Electrique
CEC	:	Capacité d'Echange Cationique
CCF	:	Concentration Critique de Flocculation
CF	:	Coliformes Fécaux
CMA	:	Concentration Maximale Admissible
COT	:	Carbone organique Total
CPCS	:	Commission de Pédologie et Cartographie des Sols
C _{tot}	:	Carbone total
DBO ₅	:	Demande Biochimique en Oxygène, en 5 jours
DCO	:	Demande Chimique en Oxygène
ESP	:	Exchangeable Sodium Pourcentage (Pourcentage de Sodium Echangeable)
ET	:	Eau Témoin
ETM	:	Eléments Traces Métalliques
EUT	:	Eaux Usées Traitées
EUT _a	:	Eaux Usées Traitées Ajustées
FAO	:	Food and Agriculture Organisation
GCS	:	Gélose Chromogène Sélective
ICMSF	:	International Commission on Microbiological Specifications for Food
IWMI	:	International Water Management Institute
KOP	:	Kystes et Œufs de Parasites
KP	:	Kystes de Parasites
MEE	:	Matrice d'Excitation Emission
MES	:	Matières En Suspension
MOEE	:	Matière Organique Extractible à l'Eau
OMS	:	Organisation Mondiale de la Santé
PNUD	:	Programme des Nations Unies pour le Développement
SAR	:	Sodium Absorption Ratio (Coefficient d'absorption du sodium)
STEP	:	Station d'Épuration
UFC	:	Unité Formant Colonie
UG	:	Unité Génome
USDA	:	United State Department of Agriculture
WHO	:	World Health Organisation

Introduction générale

Les eaux usées constituent l'une des principales ressources hydriques utilisées en agriculture urbaine dans les pays en développement. Le phénomène s'étend à travers le monde et concerne aussi bien la Chine que l'Inde et la majorité des grandes villes d'Afrique subsaharienne et d'Amérique latine. De nombreux rapports font état des évolutions scientifiques et socio-économiques relatives à cette problématique (FAO, 2003; WHO, 2006; World Bank, 2003). L'un d'entre eux, établi récemment par l'institut international de gestion des ressources en eau (IWMI, 2008) dans le cadre du sommet mondial de l'eau à Stockholm, dresse un bilan global de la situation et indique qu'au moins 20 millions d'hectares seraient irrigués dans le monde avec des eaux usées partiellement traitées ou non traitées, principalement pour produire des légumes et du riz. Le rapport conclut sur une note à la fois réaliste et préoccupante : « Le recours aux eaux usées est inévitable dans l'agriculture urbaine des pays en développement ».

La valorisation agricole des eaux usées est une démarche de plus en plus intégrée dans les politiques de gestion des ressources en eau, même dans les pays industrialisés ou émergents, comme en témoignent des études menées en Espagne (Cazurra, 2008), en Italie (Lopez et Vurro, 2008) ou en Chine (Wang et al., 2007). Ces études scientifiques démontrent qu'un traitement efficace des eaux usées permet de les rendre tout à fait conformes aux normes relatives aux eaux d'irrigation, normes qui par ailleurs sont souvent drastiques dans ces pays.

Dans les villes d'Afrique et d'Amérique latine, la rareté de l'eau et la crise alimentaire sont les causes majeures qui expliquent l'usage des eaux usées pour l'irrigation. En Afrique subsaharienne, tous les pays de la bande sahélienne sont confrontés à une saison sèche relativement longue. Durant cette période, l'offre alimentaire des zones urbaines est essentiellement assurée par l'agriculture urbaine et périurbaine (AUP). D'importants volumes d'eaux usées produits au niveau des maisons d'habitation, des hôpitaux ou des industries en tout genre sont déversés dans des caniveaux à ciel ouvert sans traitement préalable et ces eaux sont souvent les seules ressources hydriques pérennes et accessibles durant la saison sèche pour permettre une activité agricole.

La pratique du maraîchage dans ces villes est également une activité génératrice de revenus non négligeables, en particulier pour les couches les plus vulnérables (femmes et jeunes au chômage) dont le travail permet de répondre à une demande croissante des citoyens en légumes frais. Ainsi, à Accra (Ghana), 200 000 personnes achètent chaque jour des légumes produits sur 100 hectares de terres irriguées avec des eaux polluées (IWMI, 2008). A Ouagadougou (Burkina Faso), ce sont près d'une cinquantaine de sites maraîchers qui sont cultivés dans des conditions de salubrité médiocre (Cissé, 1997).

Le pouvoir fertilisant des eaux usées est un élément qui ressort très fréquemment des enquêtes menées auprès des maraîchers urbains (Cissé, 1997; Höglund, 2001). De nombreuses études ont confirmé l'impact positif des nutriments contenus dans les eaux usées sur les rendements des cultures irriguées (Aiello et al., 2007; Al-Nakshabandi et al., 1997; da Fonseca et al., 2007; Wang et Huang, 2008). Toutefois, l'irrigation avec des eaux usées peut néanmoins présenter des risques potentiels sur la santé humaine et l'environnement, bien que les études en ce domaine soient encore trop rares, notamment en Afrique.

Sur le plan sanitaire, les véritables problèmes liés à l'utilisation des eaux usées sont le manque de traitement approprié et le cadre informel qui accompagne souvent cette pratique. Or, les risques microbiologiques sont avérés, avec une transmission possible de maladies bactériennes, parasitaires ou virales. Les eaux usées à dominante industrielle présente des risques sanitaires davantage liés à des empoisonnements chroniques par ingestion de substances chimiques accumulées dans les cultures irriguées.

Sur le plan environnemental, les impacts potentiels se situent à deux niveaux : une possible dégradation des sols et, dans certains cas, une contamination des eaux souterraines par lessivage de substances chimiques. Ces problématiques sont le plus souvent liées à l'irrigation avec des eaux usées industrielles dont les caractéristiques physico-chimiques sont plus dommageables sur l'environnement.

La présente étude traite de diverses problématiques liées à l'utilisation agricole d'eaux usées dans un contexte subsaharien, et plus particulièrement dans la zone de Ouagadougou, important centre urbain et capitale du Burkina Faso.

Deux sites d'études, situés à l'aval de stations de traitement des eaux usées, ont été choisis pour y mener les expérimentations dont les objectifs principaux sont :

- étudier les conditions d'une valorisation optimale des macronutriments contenus dans les eaux usées,
- évaluer la qualité sanitaire des produits maraîchers et l'efficacité des méthodes d'analyse utilisées classiquement pour cette évaluation,
- estimer l'impact de l'irrigation avec les eaux usées industrielles sur les propriétés physiques du sol.

Sur le premier site qui dispose d'eaux usées traitées d'origine domestique, sont étudiés les aspects liés à la fertilité des eaux usées, ainsi que les problèmes sanitaires (agents biologiques pathogènes et métaux lourds) liés à la consommation de légumes irrigués avec ces eaux. L'étude du pouvoir fertilisant est basée sur la combinaison des apports d'eaux et d'engrais, en relation avec les besoins en éléments fertilisants de différentes cultures maraîchères. Les questions sanitaires sont traitées en évaluant la qualité microbiologique et chimique de différentes cultures en contact plus ou moins étroit avec le sol.

Sur le second site, alimenté majoritairement par des eaux usées à dominante industrielle et de nature sodique et alcaline, sont étudiées la qualité physico-chimique et la stabilité hydrostructurale des sols irrigués avec ces eaux. La méthode employée consiste essentiellement à mesurer et modéliser le retrait des sols en laboratoire, pour déceler d'éventuels changements de structure occasionnés par l'apport d'eaux usées.

Le document est structuré en trois parties :

- la première partie présente le cadre général de l'étude et inclut une description sommaire des contextes physique, climatique et socio-économique de la région subsaharienne en général et de la ville de Ouagadougou en particulier,
- la deuxième traite des problématiques de la fertilité et des aspects sanitaires liés à l'irrigation avec des eaux usées domestiques,
- la troisième partie se focalise sur l'étude des impacts des eaux usées d'origine industrielle sur la qualité des sols.

Une conclusion synthétise les principaux résultats de l'étude et est prolongée par un paragraphe évoquant les perspectives de recherche ouvertes par ce travail.

A. Cadre de l'étude

1. Contexte physique et climatique

Le présent chapitre est consacré à la description physique et climatique de la région sahéenne et de la ville de Ouagadougou, cadre de l'étude.

1.1 La région sahéenne

La figure 1 représente la carte de l'Afrique découpée en 7 zones climatiques. La zone sahéenne (ou soudano-sahéenne) y est matérialisée par la bande de couleur verte qui traverse le continent d'ouest en est, depuis le Sénégal jusqu'en Somalie.

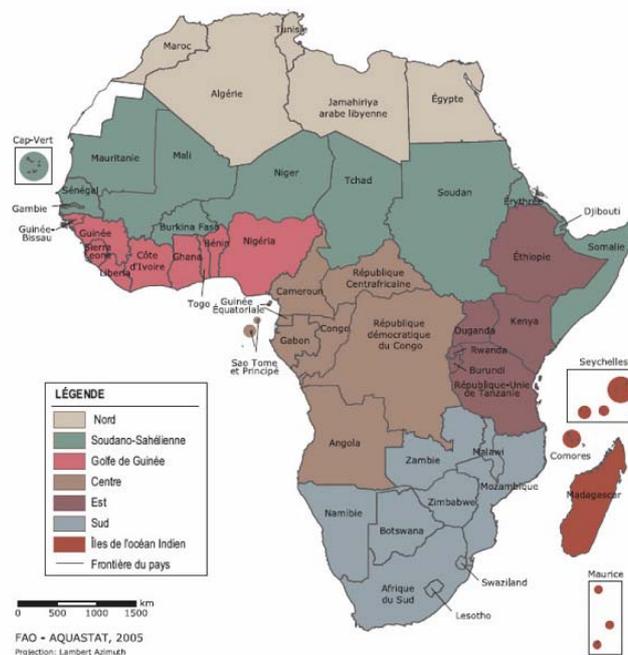


Figure 1 : Situation de la bande sahéenne (en vert) et localisation du Burkina Faso

Le climat sahéen est caractérisé par deux saisons très contrastées : une saison des pluies relativement courte (3 à 5 mois), suivie d'une longue période sèche (7 à 8 mois).

La bande est subdivisée en trois régions climatiques :

- la zone à climat sahéen à l'extrême nord, avec une pluviométrie moyenne annuelle inférieure à 500 mm,
- la zone à climat soudanien (soudano-guinéen) à l'extrême sud, avec une pluviométrie moyenne annuelle supérieure à 900 mm,
- une zone intermédiaire, dite sahélo-soudanienne, où la pluviométrie moyenne annuelle oscille entre 500 et 900 mm.

Le Burkina Faso est situé au cœur de la zone sahélienne, si bien qu'il est affecté par les trois types de climat précédemment cités. C'est un pays enclavé de 274 200 km² entouré par le Mali au nord-ouest, le Niger au nord-est et le Bénin, le Togo, le Ghana et la Côte d'Ivoire, au sud (Fig. 1).

A l'image de toute la zone Ouest africaine, la géologie du Burkina Faso est en grande partie constituée de terrains très anciens archéens et paléoprotérozoïques, regroupés au sein du vaste craton Ouest africain (Castaing et al., 2003a; 2003b).

Sur le plan géomorphologique, c'est un pays plat, couvert aux trois quarts d'une immense pénéplaine dont l'élévation moyenne ne dépasse pas 400 m.

Malgré sa faible élévation, le Burkina possède un réseau hydrographique assez important, surtout dans sa partie méridionale. De par sa géologie, il est principalement doté d'aquifères de socle, à l'exception de l'aquifère sédimentaire du bassin de Taoudenni, situé dans la partie sud-ouest du pays.

1.2 La ville de Ouagadougou

La ville de Ouagadougou (1°28 à 1°36 de longitude ouest et 12°20 à 12°26 de latitude nord) est située au centre du Burkina Faso (Fig. 2), dans une zone appelée Plateau Central (province du Kadiogo). C'est la capitale administrative et la première ville du Burkina Faso en terme démographique.

La ville est située dans la zone climatique sahélo-soudanienne. La saison pluvieuse s'étend de mai à octobre avec des pluies très intenses, notamment en juillet-août. La pluviométrie annuelle moyenne des 97 dernières années est estimée à 773 mm (Ouédraogo et al., 2007). Les températures varient autour d'une moyenne de 28°C, avec un minimum de 23°C en janvier et un maximum de 33°C en avril-mai. 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). Dans ce contexte de forte chaleur, la demande évaporative (évapotranspiration de référence) est très élevée et atteint 1900 mm/an, avec une moyenne mensuelle de 164 mm. Legros (2007) estime l'évapotranspiration annuelle réelle à Ouagadougou à 785 mm, soit à 40% de la demande évaporative. La fraction des précipitations susceptible d'alimenter les eaux de surface et de recharger les nappes est donc très faible devant la fraction de l'eau perdue par évaporation.

Sur le plan hydrologique, la ville de Ouagadougou est entièrement incluse dans les sous-bassins du Nazinon (ex Volta rouge) et du Nakambé (ex Volta blanche). Ces deux rivières auxquelles s'ajoute le Massili (affluent du Nakambé) constituent les principaux cours d'eau de la zone. De multiples cours d'eau temporaires correspondant aux ramifications du Massili viennent compléter le réseau hydrographique.

Les réserves hydrogéologiques de la ville sont exclusivement constituées d'aquifères cristallins, généralement composés de trois systèmes superposés, soit, du plus profond au plus superficiel :

- les aquifères à milieu fissuré,
- les aquifères de la zone altérée,
- les aquifères des latérites ou réservoirs d'altérite.

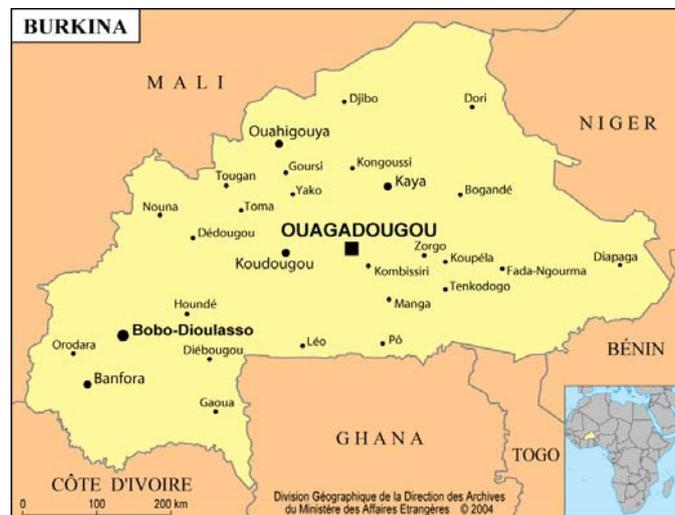


Figure 2 : Carte du Burkina Faso et localisation de Ouagadougou

A l'échelle de la province du Kadiogo (2826 km²), dans laquelle se trouve Ouagadougou, la géomorphologie est dominée par un vaste plateau d'où émergent par endroits des buttes cuirassées et démantelées. Entre ce relief résiduel et les axes de drainage (bas-fonds et plaines alluviales), s'organisent des glacis cuirassés (surfaces planes et rectilignes à pente douce). Ces glacis sont découpés en trois zones (haut, moyen et bas glacis) caractérisées par des pentes décroissantes du haut vers le bas.

Diverses études pédologiques (BUNASOL, 1998; Thiombiano et al., 2000) effectuées dans la province du Kadiogo permettent de regrouper les sols de la zone en quatre classes, selon la classification française CPC¹ de 1967 :

- les sols minéraux bruts, de la sous-classe des lithosols, localisés au niveau des buttes et plateaux cuirassés et sur les hauts glacis,
- les sols peu évolués, de la sous-classe des sols peu évolués climatiques et du groupe des apports alluviaux et/ou colluviaux. Ces sols sont localisés sur les bas glacis et au niveau de certaines terrasses alluviales où les apports alluvionnaires et/ou colluvionnaires recouvrent la cuirasse ou la carapace ferrugineuse,
- les sols à sesquioxydes de fer et/ou de manganèse, de la sous-classe des sols ferrugineux tropicaux lessivés, qui possèdent des horizons appauvris en surface et enrichis par lessivage en profondeur. Ces sols englobent notamment les sols ferrugineux tropicaux lessivés indurés qui constituent 61 % des sols de la province du Kadiogo. Ils se rencontrent au niveau des hauts glacis

¹ Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols.

- pour les sols superficielles (10-20 cm) et en moyens et bas glacis pour les profondeurs de sol plus élevées (sols peu à moyennement profonds de 20 à 60 cm et sols profonds > 60 cm),
- les sols hydromorphes qui regroupent les sols dont l'évolution est fortement dominée par la présence d'eau durant une certaine période de l'année. Les sols de cette classe, identifiés dans la province du Kadiogo, appartiennent à la sous-classe des sols hydromorphes peu humifères.

La majorité des sols de la province, à l'image des sols sahéliens, sont relativement pauvres en matières organiques et en éléments totaux (N, P, K). Ils sont généralement rattachés aux classes de fertilité moyenne à faible; certains, comme les sols minéraux, sont même considérés comme inaptes à l'agriculture (Boulet, 1976a).

La végétation de la province du Kadiogo est dominée par une savane arbustive claire sujette à une dégradation permanente liée aux activités humaines (déforestation, ramassage du sable, feux de brousse, etc.). Toutes ces actions exposent les terres cultivables à l'érosion hydrique (BUNASOL, 1998).

2. Contexte socio-économique

L'économie de la zone subsaharienne repose principalement sur le secteur primaire, dominé par une agriculture céréalière à faibles rendements, très dépendante des aléas climatiques et pratiquée sur des sols souvent pauvres et fragiles. Les cultures de rente sont essentiellement représentées par le coton qui constitue la principale source des recettes d'exportation.

La population du Burkina Faso est estimée à un peu plus de 14 millions d'habitants (INSD, 2008). C'est un pays à forte population rurale (77.3 % en 2006). Le revenu moyen annuel par habitant est compris entre 230 et 250 dollars, contre environ 500 dollars en Afrique subsaharienne, ce qui place le pays au 176^{ème} rang sur 177 au titre de l'indice de développement humain du PNUD (2007). A l'image de l'ensemble de la sous-région, cette pauvreté qui touchait principalement les familles rurales, concerne de plus en plus les ménages urbains. Les jeunes sont les premiers concernés et les plus nombreux à s'exiler en milieux urbains à la recherche d'un emploi mieux rémunéré, ce qui contribue significativement à l'explosion démographique que connaissent les villes. Selon les Nations Unies, la population de Ouagadougou pourrait atteindre 1.7 millions à l'horizon 2015. Cette population serait ainsi multipliée par 2.36 (contre 1.6 sur l'ensemble du pays) en l'espace de 20 ans ! L'explosion démographique, dans un tel contexte de pauvreté, accentue les besoins dans quatre principaux secteurs : la santé, l'éducation, l'énergie et la sécurité alimentaire qui inclut l'accès à l'eau potable. Or, selon une évaluation de la Direction Générale de l'Hydraulique du Burkina (DGH, 2001), le bassin du Nakambé, dont fait partie la ville de Ouagadougou, concentre déjà la quasi-totalité de la demande hydroélectrique du Burkina, ce qui contribue largement à plonger l'ensemble du pays dans un stress hydrique élevé. Cette situation hydrique défavorable, associée à la pauvreté urbaine, favorise

l'émergence de petites unités de productions maraîchères en zone urbaine et l'utilisation des eaux usées pour rendre cette activité pérenne.

L'Agriculture Urbaine et Périurbaine (AUP), qui inclut le maraîchage, est définie par la FAO comme l'ensemble des pratiques agricoles à l'intérieur ou à la périphérie d'une ville. A Ouagadougou, le domaine périurbain correspond à l'aire géographique qui s'étend des limites communales de la ville (province du Kadiogo) jusqu'à une distance d'environ 25 km. Si l'on y ajoute au Nord, le département de Loumbila (province d'Oubritenga), cela représente une surface totale de 2543 km² dénommée « la grande région de Ouagadougou » (Péhaut et al., 2003). Au sein de cette zone, à l'image de toutes les grandes villes d'Afrique (Bamako, Dakar, Accra, Niamey, Abidjan, Yaoundé, etc.), l'AUP, notamment le maraîchage, s'est largement développée et occupe une place importante dans l'économie informelle de ces villes. A Ouagadougou, 48 sites maraîchers répartis sur 175 ha ont été répertoriés (Cissé, 1997). Le grand nombre de maraîchers travaillant sur ces sites, estimé à 45000 (Bagré et al., 2002 cités par Ouédraogo et al., 2008) rend cette activité importante sur le plan social et économique. Le revenu mensuel d'un maraîcher à Ouagadougou est estimé entre 10 000 et 50 000 FCFA (Gerstl, 2001). En comparaison au seuil de pauvreté fixé à 72 690 FCFA/hab./an par la Banque mondiale, le maraîchage fournit une source de revenus substantielle pour les couches vulnérables (Ouédraogo, 2002). C'est également une activité qui contribue à la sécurité alimentaire puisque, selon Sangaré (2008), l'approvisionnement en légumes de Ouagadougou est assuré essentiellement par le maraîchage urbain. Cependant, cette activité, généralement informelle, implique une compétition avec d'autres activités institutionnelles (industries, lotissements, etc.) pour l'usage des ressources (sol, eau, énergie, main d'oeuvre). Par conséquent, elle est souvent tolérée, mais rarement reconnue par les autorités locales, ce qui complique l'identification des problèmes qu'elle soulève et la recherche de solutions adaptées.

3. Enjeux et justifications du sujet

Ce travail a été motivé par deux constats effectués dans la ville de Ouagadougou: d'une part, l'utilisation d'eaux usées non traitées sur plusieurs sites maraîchers de la ville (Cissé, 1997) et d'autre part, le peu d'informations scientifiques (notamment en zone sahélienne) relatives aux conséquences de cette pratique au niveau sanitaire, pédologique et hydrogéologique. La pertinence d'entreprendre une recherche sur ces questions s'est donc imposée avec évidence; toutefois, la nécessité d'en fixer précisément les limites est apparue rapidement, eu égard à la diversité des problématiques impliquées et à leur caractère très pluridisciplinaire. Trois axes de recherche ont été privilégiés :

1. l'étude du potentiel fertilisant des eaux usées,
2. l'évaluation des risques sanitaires,
3. l'étude des impacts sur les propriétés des sols.

Le premier axe a déjà été passablement documenté dans la littérature. Il est en effet reconnu que les eaux usées contiennent des quantités appréciables d'éléments nutritifs. Cependant, les bonnes pratiques permettant de valoriser au mieux ces nutriments pour, à la fois obtenir de bons rendements et sauvegarder l'environnement, méritent des développements complémentaires.

L'évaluation des risques sanitaires liés à l'usage agricole des eaux usées a également fait l'objet de nombreuses études. Toutefois, ces études concernent essentiellement deux types d'eaux usées particulières : les eaux usées non traitées, d'une part, et les eaux usées traitées de manière adéquate et répondant parfaitement aux normes relatives à la qualité des eaux d'irrigation, d'autre part. Dans le cas de l'irrigation avec des eaux usées non traitées, le risque sanitaire ne fait guère de doute; il est avéré, tant pour les maraîchers et leur famille, en contact plus ou moins étroit avec les eaux usées, que pour les consommateurs des produits issus de cette irrigation. Dans le cas des eaux usées traitées efficacement, les études ont montré qu'elles pouvaient être utilisées sans danger en agriculture, y compris pour irriguer des légumes consommés crus. Cependant, entre ces deux situations extrêmes, on se trouve fréquemment en présence d'eaux usées faisant l'objet d'un traitement insuffisant ou inadéquat dû à des moyens économiques limités. L'utilisation agricole de cette catégorie d'eaux usées s'observe majoritairement dans les pays en développement. Il nous est donc apparu pertinent d'intégrer l'étude du risque sanitaire lié à la consommation des cultures maraîchères irriguées avec ces eaux usées « traitées », mais pas forcément de façon optimale. Dans la suite du document, l'appellation eaux usées traitées (EUT) renverra à cette catégorie intermédiaire d'eaux usées.

Le dernier axe de recherche portant sur l'étude des impacts de l'irrigation avec des EUT sur les propriétés des sols constitue un terrain d'investigation scientifique très peu exploré jusqu'ici, notamment dans le contexte subsaharien. C'est cependant un enjeu de taille, lorsque l'on sait que le sol est une ressource non renouvelable et qu'une grande partie des sols du Burkina (pour ne citer que cet exemple dans toute la zone sahélienne) sont naturellement pauvres et peu favorables à une activité agricole. Ce sont par conséquent des sols fragiles, qu'il importe de préserver pour ne pas aggraver l'insécurité alimentaire à laquelle sont déjà confrontés les habitants des régions concernées. Cet aspect constitue donc un enjeu important en termes de protection des ressources naturelles, mais aussi et surtout, en termes de sécurité alimentaire et de lutte contre la pauvreté.

B. Pouvoir fertilisant des eaux usées et qualité sanitaire des végétaux

1. Introduction

1.1 Problématique et objectif général

L'usage des eaux usées en agriculture a débuté en Australie, en Europe et aux USA à la fin du 19^{ème} siècle, puis un peu plus tard au Mexique (WHO, 1989). Au fil des années, l'augmentation des besoins en eau et le dilemme d'une répartition équitable entre les principaux secteurs consommateurs (industrie, agriculture irriguée, besoins domestiques, etc.) ont contraint plusieurs pays, notamment ceux des régions arides et semi-arides, à utiliser des eaux usées pour irriguer des cultures destinées à la consommation humaine. Cette pratique est notamment répandue dans les pays en développement où les eaux usées sont employées généralement sans traitement préalable ou avec un traitement partiel, limité généralement à la réduction de la pollution organique.

Les eaux usées utilisées pour l'irrigation présentent différents niveaux de qualité. Une étude réalisée au Pakistan sur l'usage des eaux usées non traitées en irrigation (Ensink et al., 2002) a révélé une forte charge bactérienne, des concentrations en sels élevées (notamment en calcium et en sodium), ainsi que de fortes teneurs en métaux lourds (cuivre, plomb et manganèse). Des résultats similaires ont été obtenus dans d'autres études (Amoah et al., 2005; Kalavrouziotis et al., 2008).

Les quantités d'eaux usées utilisées sont considérables, ce qui traduit l'ampleur du phénomène et ses impacts potentiels, tant sur le plan sanitaire que sur l'environnement. En 2004, près de 20 millions d'hectares de terres agricoles étaient irriguées avec des eaux usées dans une cinquantaine d'agglomérations urbaines, situées majoritairement en Afrique, en Asie et en Amérique latine (IWMI, 2008). Au Mexique, 91% des 6.8 km³ d'eaux usées produites annuellement sont utilisées sans traitement préalable pour l'irrigation qui concerne 200 000 à 250 000 hectares (Scott et al., 2000).

L'utilisation des eaux usées non traitées en agriculture s'explique surtout par le manque de moyens techniques et financiers nécessaires à la mise en place d'un système de traitement efficace. C'est également un moyen de réduire le déversement de ces eaux polluées dans les cours d'eau, ce qui permet de limiter le phénomène d'eutrophisation (Halliwell et al., 2001). Les autorités sanitaires peinent généralement à faire respecter les normes législatives en vigueur, si bien qu'une tolérance de la pratique s'instaure progressivement.

L'utilisation agricole des eaux usées soulève pourtant de nombreuses questions car il s'agit d'une pratique dont les risques sanitaires sont reconnus (Blumenthal et al., 2001; Blumenthal et Peasey, 2002; Mara et al., 2007). Cependant, les impacts négatifs ne sont pas toujours perceptibles à court terme et il n'est pas simple d'établir des liens directs de causalité entre les eaux usées et les problèmes sanitaires ou environnementaux. En revanche, les effets bénéfiques tels que l'amélioration des

rendements des cultures sont plus aisément appréciables à une échelle de temps relativement courte (Al-Nakshabandi et al., 1997; Papadopoulos et al., 2009). Toutefois, de plus en plus d'études sur le potentiel fertilisant des eaux usées débouchent sur le constat de fréquents déséquilibres entre les concentrations en azote, souvent excessives, et celles en phosphore et potassium, généralement plus faibles (Chiou, 2008; Shende et Chakrabarti, 1987). A long terme, l'irrigation avec de telles eaux peut entraîner une baisse de rendement sur la plupart des cultures (da Fonseca et al., 2007), avec un risque important de lessivage des nitrates en excès vers la nappe phréatique.

Les problèmes sanitaires liés à la consommation des cultures irriguées avec des eaux usées demeurent toutefois les plus préoccupants, car ces eaux contiennent des agents biologiques pathogènes et des substances chimiques nocives. Les contaminants biologiques sont responsables de pathologies graves, telles que le choléra, la fièvre typhoïde ou les maladies diarrhéiques. Ils sont également associés à des maladies chroniques plus insidieuses comme les hépatites virales. Les polluants chimiques sont plus divers, ce qui rend l'étude de leur impact sanitaire plus complexe. Néanmoins, ils agissent généralement sur le long terme, par ingestion progressive de petites quantités contenues dans les produits agricoles. Plusieurs de ces substances sont reconnues comme mutagènes et cancérigènes (Aleem et Malik, 2003).

Les objectifs généraux de cette partie de l'étude sont, d'une part, d'étudier le pouvoir fertilisant des eaux usées, les modalités de gestion optimale des macronutriments et leur effet sur les rendements de différentes cultures maraîchères et, d'autre part, d'évaluer la qualité sanitaire des cultures.

1.2 Synthèse bibliographique

Avant d'aborder la partie expérimentale de l'étude, les principaux résultats d'une étude bibliographique approfondie sur le pouvoir fertilisant des eaux usées et la qualité sanitaire des cultures irriguées avec les eaux usées sont présentés ci-après.

1.2.1 Pouvoir fertilisant des eaux usées

1.2.1.1 Rôle des éléments fertilisants et leurs concentrations dans les eaux usées

La croissance des végétaux nécessite un approvisionnement en macronutriments (azote, phosphore et potassium) et en oligo-nutriments. Les trois macronutriments sont présentés soit sous forme élémentaire N/P/K, soit sous forme $N/P_2O_5/K_2O$, les deux dernières substances caractérisant les formes anhydres du phosphore et du potassium.

L'azote est impliqué dans la synthèse des acides aminés (constituants de base des protéines). Il favorise la croissance des tissus végétaux, ce qui en fait un facteur de rendement important. Il est présent dans les eaux usées sous forme minérale (N_{NO_3} et N_{NH_4}) ou organique, mais il est absorbé par les plantes uniquement sous forme minérale, essentiellement nitraté (N_{NO_3}). Une carence en

azote entraîne des baisses de rendement importantes, d'où l'intérêt d'apporter, si nécessaire, des compléments azotés sous forme d'engrais minéraux. Cependant un apport d'azote en quantité excessive est contre-productif, notamment sur les cultures de fruits et légumes. Cela entraîne une surcroissance végétale qui retarde la maturité des fruits et en détériore leur qualité (Ayers et Westcot, 1985; Gaye et Niang, 2002). Ce phénomène s'observe fréquemment dans le cas de réutilisation agricole des eaux usées, lorsque celles-ci n'ont pas fait l'objet d'un traitement préalable susceptible de réduire la charge en azote (Chiou, 2008; Wang et Huang, 2008).

Le phosphore est un constituant cellulaire et un transporteur d'énergie. En tant que constituant cellulaire, il participe, avec l'azote, à la croissance de la plante, notamment au développement des racines. Il favorise également la floraison, la nouaison des fruits et la formation des graines (Soltner, 1996). On le trouve principalement dans les eaux usées domestiques. Il y est présent sous forme minérale, constituée essentiellement par les orthophosphates (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) et, en plus faible quantité, sous forme organique.

Le potassium est nécessaire à la photosynthèse et à la synthèse des protéines. Il permet également à la plante de mieux résister à la sécheresse. Une carence ou un excès en potassium augmente la sensibilité de la plante au parasitisme (Soltner, 1996). Il se présente sous forme minérale K^+ dans les eaux usées.

Les micronutriments ou oligo-éléments sont des constituants de nombreux enzymes. Ils sont utilisés à des quantités relativement faibles par rapport aux trois éléments majeurs N, P, K.

Azote, phosphore et potassium sont naturellement présents dans les sols, mais un apport exogène peut s'avérer nécessaire pour atteindre les rendements culturaux escomptés. Les apports complémentaires se font généralement par le biais d'engrais synthétiques. Ces derniers sont onéreux et souvent inaccessibles pour les petits exploitants maraîchers des pays pauvres qui sont ainsi fréquemment tentés de profiter des nutriments contenus dans les eaux usées.

La concentration en macronutriments des eaux usées présente une variabilité journalière et saisonnière. (Vazquez-Montiel et al., 1996). Elle est également dépendante de la nature et du traitement appliqué. Ces derniers sont généralement classés en quatre catégories qui renvoient essentiellement au type de polluants traités :

- les traitements préliminaires ou prétraitements, qui visent à éliminer les déchets solides de tailles relativement importantes,
- les traitements primaires qui concernent la réduction des matières en suspension dont une partie se trouve sous forme organique biodégradable,
- les traitements secondaires ; ils sont destinés à compléter la diminution des déchets organiques, à réduire la charge en microorganismes et à éliminer une partie de l'azote et du phosphore minéral et organique,

- les traitements tertiaires qui constituent la phase ultime d'une chaîne de traitement. Ils sont souvent prévus pour affiner le traitement des effluents secondaires en ciblant un type de polluant particulier.

En Afrique subsaharienne, les traitements sont généralement limités au stade secondaire et l'un des procédés les plus utilisés est le lagunage naturel qui consiste à faire circuler l'eau usée en écoulement laminaire à travers trois bassins (anaérobie, facultatif et de maturation) disposés en série. Cette méthode est préconisée dans les pays où l'énergie solaire est abondante et de grands espaces encore disponibles (Botero et al., 1997; Hosetti et Frost, 1995).

La teneur en azote minéral des eaux usées urbaines, après traitement secondaire, est comprise généralement entre 20 et 60 mg l⁻¹ (FAO, 2003). Des valeurs plus importantes peuvent toutefois être observées dans des systèmes de traitement par lagunage et atteindre 85 mg l⁻¹ (Bahri, 2002); dans ce cas, l'azote ammoniacal, qui est moins lessivable que les nitrates, y est généralement prédominant, ce qui en fait une réserve azotée disponible pour les plantes (Gaye et Niang, 2002; Vazquez-Montiel et al., 1996).

La teneur en phosphore minéral (PO₄³⁻) dans les eaux usées après traitement secondaire varie de 6 à 15 mg l⁻¹, soit 15 à 35 mg l⁻¹ de P₂O₅ (FAO, 2003). Une estimation récente de da Fonseca et al. (2007) indique une gamme de variation plus réduite (4.2 - 9.7 mg l⁻¹ de PO₄³⁻). Diverses études débouchent sur des concentrations en N/P/K de 12/0.6/16 (Kalavrouziotis et al., 2008), 42/4/52 (Bahri, 2002) et 30/9/37 (Vazquez-Montiel et al., 1996), ce qui témoigne que le phosphore est, parmi les trois macronutriments, celui qui se trouve généralement en plus faible quantité dans les EUT.

La concentration du potassium dans les effluents de traitement secondaire varie en moyenne de 10 à 40 mg l⁻¹ (da Fonseca et al., 2007). Les systèmes de traitement biologique comme le lagunage ont très peu d'influence sur l'élimination de cet élément.

1.2.1.2 Effets observés sur la croissance et le rendement des cultures

Dans la majorité des cas, les études portant sur l'influence des eaux usées sur les cultures attestent d'une accélération de la croissance végétale et d'une augmentation significative du rendement, associées très clairement à l'apport d'éléments fertilisants par les eaux usées.

Au niveau de la croissance végétale, Manios et al. (2006) ont mené une étude sur la tomate et le concombre, en testant trois traitements : (i) eaux usées à des concentrations décroissantes en azote, (ii) solution nutritive optimale et (iii) traitement témoin avec l'eau du robinet. Les paramètres de croissance retenus étaient la hauteur de tige, le nombre de feuilles, la biomasse sèche des feuilles et des tiges, ainsi que la biomasse sèche des racines. Les résultats montrent que les paramètres de croissance les plus élevés sont obtenus avec les eaux usées à plus forte teneur en azote et la solution nutritive optimale. A contrario, les paramètres de croissance les plus faibles sont observés sur le traitement témoin.

Une augmentation de rendement s'observe aussi bien sur les cultures céréalières comme le sorgho (do Monte et e Sousa, 1992) ou le maïs (Adekula et Okunade, 2002) que sur les cultures maraîchères (Tab. 1). Toutefois, Khuda et Sarfraz (2005) précisent que les légumes tels que les épinards, les choux ou les choux-fleurs, sont mieux adaptés à l'irrigation avec les eaux usées que les légumes racinaires tels que la carotte, le navet ou le radis.

Tableau 1 : Rendements de cultures irriguées avec des eaux usées

Culture	Traitement ^a	Rendement (t ha ⁻¹)	Source
Aubergine	EUT / T+Eng.	56.3 / 28.5	Al-Nakshabandi et al. (1997)
Aubergine	EUT / EUT+Eng.	60.6 / 65.4	Xanthoulis et al. (2002)
	T / T+Eng.	61.1 / 65.1	<i>Idem</i>
Chou rouge	EU / EUTP / EUTI / T	46.9 / 41 / 40 / 32	Kiziloglu et al. (2008)
Chou-fleur	EU / EUTP / EUTI / T	28.5 / 25 / 23 / 21	<i>Idem</i>
Navet	EU / EUT / T	34.4 / 25.9 / 4	El Hamouri et al. (1996)
Tomate	EU / EUT / T	34.8 / 26.6 / 11	<i>Idem</i>
Tomate	EUT / EUT+Eng. / T	33.1 / 36.9 / 25	Gaye et Niang (2002)
Laitue	EUT / EUT+Eng. / T	26.4 / 25.9 / 27.4	<i>Idem</i>

^a EUT : eaux usées traitées; EU : eaux usées (non traitées); EUTP : traitement préliminaire; EUTI : traitement primaire
T: eau témoin (eau de forage dans toutes les études citées, excepté Gaye et Niang (2002) qui ont utilisé le réseau d'eau potable); Eng.: engrais aux doses recommandées pour les besoins de la plante.

Les résultats de rendements présentés dans le tableau 1 concernent des eaux usées généralement de type domestique, non traitées ou ayant subi un traitement secondaire (les autres traitements spécifiques sont précisés dans le tableau). Le type d'irrigation appliqué est majoritairement l'irrigation de surface.

Les traitements EU (eaux usées non traitées) aboutissent généralement à des rendements plus élevés que les traitements T (témoin) : 1.3 et 3 fois plus élevés sur des légumes non racinaires comme le chou-fleur (Kiziloglu et al., 2008) ou la tomate (El Hamouri et al., 1996) et jusqu'à 8.6 fois plus élevés sur le navet (El Hamouri et al., 1996). Ce dernier résultat permet de relativiser les conclusions de Khuda et Sarfraz (2005) sur la mauvaise adaptation des cultures racinaires irriguées avec les eaux usées.

Les résultats d'Al-Nakshabandi et al. (1997) montrent que les rendements obtenus avec les EUT peuvent être supérieurs à ceux obtenus par fertilisation usuelle (T+Eng. : eau conventionnelle + engrais aux doses optimales) ce qui, selon les auteurs, pourrait être attribué aux oligo-éléments contenus dans les EUT. Toutefois, comme l'attestent les résultats de Kiziloglu et al. (2008) et El Hanouri et al. (1996), le fait de traiter les eaux usées avant utilisation entraîne une légère baisse du rendement par rapport à ceux obtenus avec des eaux usées non traitées.

Dans l'étude de Gaye et Niang (2002), le traitement EUT+Eng. consistait à apporter les doses complètes en NPK nécessaires à la plante, sans prendre en compte les quantités éventuellement fournies par les EUT. Leurs résultats démontrent que les différences de rendement entre les

traitements EUT+Eng. et EUT ne sont pas importantes pour ces cultures. Dans le même ordre d'idée, les résultats de Xanthoulis et al. (2002) présentés dans le tableau 1 sont issus d'une étude qui consistait à suivre le rendement et la biomasse sèche d'une culture d'aubergines irriguée. Les eaux d'irrigation étaient soit de l'eau de forage, soit des eaux usées traitées appliquées dans le cadre de quatre traitements : un traitement N0, sans apport d'azote et trois traitements (N1 à N3) correspondant à des doses croissantes d'azote (50, 100 et 200 kg ha⁻¹). Les résultats du tableau 1 renvoient aux rendements des traitements N0 et N2. Les teneurs initiales en azote des eaux d'irrigation étaient de 30.3 mg l⁻¹ pour l'eau de forage et de 31 à 38 mg l⁻¹ pour les eaux usées, ce qui s'est traduit, dans le cas du traitement N0 (azote fourni exclusivement par les eaux d'irrigation), par des apports de 545 kg ha⁻¹ pour l'eau de forage et 674 kg ha⁻¹ pour l'eau usée. Les rendements en fruits d'aubergine des parcelles irriguées avec les eaux usées se sont avérés comparables pour les traitements N0 et N1 avec une moyenne de 60 t ha⁻¹. Le traitement N2, toujours pour l'eau usée, s'est traduit par des rendements de 8% supérieurs à N0, alors que le rendement du traitement N3 était de 7% inférieur à N0 et de 17% inférieur à N2. Les rendements obtenus avec l'eau de forage suivent les mêmes tendances, ce qui s'explique par la richesse en azote de cette eau. Les auteurs avancent l'hypothèse d'un excès d'azote pour expliquer la baisse importante de production observée sur le traitement N3. Ils ont noté également une croissance excessive des feuilles et tiges d'aubergines, au détriment des fruits, indice fréquent d'un apport excessif d'azote.

Il convient de mentionner que l'effet d'un excès d'azote sur le rendement des cultures irriguées avec des eaux usées a surtout été étudié sur des cultures de blé, de riz (Chiou, 2008; Shende et Chakrabarti, 1987) ou de maïs (da Fonseca et al., 2005; Vasquez-Montiel et al., 1995) et sur le coton (Feigin et al., 1977). Ces auteurs rapportent également un développement important des feuilles au détriment des graines (ou de l'ouate pour le coton) et donc du rendement. Dans le cas spécifique des cultures maraîchères, les études de Gaye et Niang (2002) et de Xanthoulis et al. (2002) illustrent les effets d'un apport excessif de macronutriments, en particulier d'azote, sur les cultures. Dans le meilleur des cas, cela n'a pas d'influence statistiquement significative sur le rendement des cultures et dans les cas les plus défavorables, le rendement diminue, par rapport à celui d'un traitement EUT sans engrais. Par ailleurs, sur le plan environnemental et sanitaire, l'excédent d'azote non utilisé par les plantes peut constituer une source de pollution des sols et des eaux souterraines. Ceci traduit l'importance d'une gestion appropriée de la fertilisation prenant en compte les nutriments contenus dans les eaux usées. Une telle gestion s'impose afin de valoriser efficacement les eaux usées en irrigation, avec le double objectif de maximiser les rendements et de limiter les apports excessifs ; elle repose sur deux principes généraux :

- combinaison « macronutriments des eaux usées + engrais synthétiques » pour compléter le déficit en macronutriments résultant des seuls apports des eaux usées (da Fonseca et al., 2007; Vasquez-Montiel et al., 1996),

- mélange « eaux usées + eaux conventionnelles » pour, le cas échéant, diluer les eaux usées trop concentrées en macronutriments avec des eaux conventionnelles faiblement minéralisées (Chiou, 2008; Shende et Chakrabarti, 1987).

Parmi les trois principaux macronutriments concernés, il ressort que l'azote est l'élément ayant la plus grande influence sur le rendement des cultures (Feigin et al., 1977). Comme indiqué précédemment, l'azote ammoniacal (N_{NH₄}) est la forme la plus efficace en termes de fertilisation car il est moins lessivable que les nitrates et plus facilement oxydable que l'azote organique, contrairement aux autres éléments qui sont adsorbés (phosphore) ou lessivés (N_{NO₃} et K). Néanmoins, une eau d'irrigation contenant exclusivement de l'azote ammoniacal peut s'avérer toxique pour la plante.

1.2.1.3 Influence d'autres paramètres chimiques sur la croissance des cultures

La salinité et le pH des eaux usées sont très variables selon l'origine des eaux, notamment lorsqu'il s'agit d'eaux usées industrielles. Des teneurs en sels élevées et/ou des pH extrêmes peuvent réduire, voire inhiber totalement la croissance des cultures. Le pH d'une eau d'irrigation devrait se situer idéalement entre 6 et 8.5 et la conductivité électrique ne devrait pas dépasser 3000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Ayers et Westcot, 1985).

Les chlorures et le sodium sont des paramètres à surveiller tout particulièrement car ils peuvent affecter la croissance des cultures les moins tolérantes et porter préjudice à la structure des sols. Selon Ayers et Westcot (1985), la concentration maximale admissible en chlorures des eaux d'irrigation est de 10 mmol_e l⁻¹ et le SAR² ne devrait pas dépasser 9.

Parmi les oligo-éléments, le bore est sans doute l'élément le plus sensible en termes de toxicité. Une teneur supérieure à 3 mg l⁻¹ dans les eaux d'irrigation est généralement préjudiciable à la majorité des plantes (FAO, 2003).

1.2.2 Qualité sanitaire des cultures irriguées avec les eaux usées traitées

1.2.2.1 Contamination microbiologique

La contamination microbiologique des cultures est une problématique complexe influencée par de nombreux facteurs autres que la qualité de l'eau d'irrigation. Ensink et al. (2007) ont identifié une quantité relativement importante d'œufs d'helminthes, immédiatement après récolte, sur des cultures maraîchères irriguées avec des eaux usées non traitées; cependant, cette étude a également révélé que 12 heures plus tard, au marché, ces mêmes légumes présentaient des taux de contamination en œufs d'helminthes deux fois plus élevés. Amoah et al. (2005) et Cissé (1997) ont également mis en évidence des taux de contaminations bactérienne et parasitaire importants sur des légumes prélevés sur

² Sodium Adsorption Ratio : concentration en sodium comparée à la concentration en calcium et en magnésium

les marchés d'Accra et de Ouagadougou, sans que l'origine des contaminations ne soit exclusivement imputable à l'irrigation avec des eaux usées. Selon Jackson et al. (2006) qui ont comparé les probabilités d'infections alimentaires entre les produits analysés immédiatement après récolte et ceux du marché, l'irrigation de légumes avec des eaux grises³ n'augmenterait pas de façon significative les risques sanitaires.

- **Organismes pathogènes associés aux eaux usées**

Les virus, parasites et bactéries sont les trois types de microorganismes pathogènes rencontrés dans les eaux usées, les plus susceptibles de contaminer les cultures irriguées. La majorité de ces pathogènes sont présents dans les fèces humaines et animales. On les qualifie donc de pathogènes entériques ou contaminants fécaux.

Les principales maladies virales associées à la contamination fécale des fruits et légumes sont la gastroentérite et l'hépatite A (Koopmans et Duizer, 2004).

Dans la famille des parasites, les genres protozoaires et helminthes sont les plus actifs en matière de contamination fécale. La particularité des parasites réside dans leur capacité à survivre longtemps, sous forme d'œufs pour les helminthes et de kystes pour les protozoaires, même dans des environnements très hostiles. Les protozoaires les plus fréquemment observés sur les fruits et légumes contaminés sont les genres *Cryptosporidium*, *Cyclospora* et *Giardia* (Scientific Committee on Food, 2002). Les helminthes les plus rencontrés sont les *Ascaris* (Erdogru et Sener, 2005).

Les bactéries pathogènes sont particulièrement menaçantes par la diversité des maladies qu'elles engendrent. Les plus couramment identifiées (Scientific Committee on Food, 2002) dans les infections alimentaires des pays en développement sont :

- le genre *Salmonella*, avec l'espèce *Typhimurium*, responsable de la fièvre typhoïde,
- les sérogroupes entérovirulents d'*Escherichia coli*, dont le plus fréquent est le O157, souvent lié à des contaminations fécales d'origine animale (bovins, porcs, etc.). Ils sont responsables d'infections gastro-intestinales et urinaires; certaines souches peuvent affecter le système nerveux (Snyder, 1998),
- *Vibrio cholerea*, sérogroupes O1 et O139, responsables du choléra.

Outre ces trois principaux pathogènes, d'autres bactéries comme *Shigella sonnei*, *Listeria monocytogène*, *Campylobacter jejuni*, ou encore *Staphylocoque aureus* sont également à l'origine d'infections alimentaires se traduisant généralement par des maladies diarrhéiques.

³ Ensemble des eaux usées domestiques, à l'exception des eaux de toilette

- Outils analytiques d'identification et de dénombrement

L'analyse des microorganismes pathogènes dans les eaux d'irrigation ou sur les fruits et légumes frais n'est pas une mesure sanitaire courante vu que, d'une part, un dénombrement exhaustif de tous les pathogènes n'est pas envisageable et, d'autre part, les méthodes de détection, notamment pour l'identification et le dénombrement des virus et parasites, sont rares et fastidieuses (U. S. Commission on Geosciences Environment and Resources, 1996). Le degré de contamination est généralement estimé par le dénombrement d'indicateurs de contamination fécale, dont les principaux sont les coliformes totaux, les coliformes fécaux ou thermotolérants (Minhas et al., 2006), *Escherichia coli* (Aiello et al., 2007) et les œufs et kystes de parasites (Bouhoum et Amahmid, 2002). La présence d'un ou plusieurs de ces indicateurs laisse supposer que l'échantillon analysé est susceptible d'être contaminé par des virus, parasites et bactéries pathogènes d'origine fécale. Il convient cependant de préciser qu'il n'existe pas à ce jour d'indicateur universel pour les études sanitaires relatives aux eaux usées. L'identification de coliformes dans un échantillon n'implique pas formellement la présence de virus ou de parasites pathogènes et ne renseigne pas sur la présence éventuelle de bactéries pathogènes d'origine non fécale (WHO, 2006). Il s'agit donc d'un outil analytique aboutissant à une forte présomption de présence de pathogènes, mais sans certitude absolue.

Le groupe des coliformes rassemble une grande diversité d'espèces bactériennes appartenant majoritairement à la famille des *Enterobacteriaceae*. Les principaux genres sont *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella* et *Serratia* (Institut national de santé publique du Québec, 2003b). La grande majorité des espèces bactériennes de cette famille vit dans le tractus intestinal des animaux à sang chaud d'où elles sont excrétées par les fèces, ce qui en fait des indicateurs de contamination fécale. Elles sont, pour la plupart non pathogènes, à l'exception de certaines souches d'*Escherichia coli* et de quelques espèces opportunistes.

Les coliformes fécaux (ou thermotolérants) ont des caractéristiques biochimiques et morphologiques identiques aux coliformes totaux, avec la particularité supplémentaire de fermenter le lactose à une température de 44°C (Institut national de santé publique du Québec, 2003a). *Escherichia coli* est sans équivoque une espèce bactérienne d'origine fécale, si bien qu'elle est de plus en plus utilisée en lieu et place des coliformes comme indicateur de contamination fécale de référence (Institut national de santé publique du Québec, 2003c).

- Indicateurs fécaux et organismes pathogènes dans les eaux usées et les végétaux

Les concentrations en coliformes fécaux des eaux usées n'ayant fait l'objet d'aucun traitement varient fortement, avec des valeurs en UFC⁴ comprises entre 6.5×10^6 100 ml⁻¹ (Al-Sa'ed, 2007) et 3.6×10^9 100 ml⁻¹ (Pivelli et al., 2008); ces eaux se sont également révélées très contaminées en kystes de

⁴ Unités Formant Colonies

protozoaires et œufs d'helminthes, avec des concentrations comprises entre 340 et 9000 kystes l⁻¹ et 2 à 4 œufs l⁻¹ (Armon et al., 2002; Bouhoum et Amahmid, 2002).

Le guide d'utilisation des eaux usées en agriculture de l'OMS (1989) préconise que les eaux usées destinées à l'irrigation aient une concentration en coliformes fécaux < 1000 UFC 100 ml⁻¹ et une charge en œufs d'helminthe < 1 œuf l⁻¹. Pour respecter de tels critères, Blumenthal et al. (2000a; 2000b) conseillent un traitement secondaire de type biologique suivi d'une désinfection des eaux usées avant leur utilisation. Plusieurs études indiquent une élimination totale des œufs et kystes de parasites après traitement par lagunage (Bouhoum et Amahmid, 2002; Ceballos et al., 1995; Kouraa et al., 2002; Madera et al., 2002); Kouraa et al. (2002) concluent que de telles EUT peuvent être utilisées en irrigation non restrictive (incluant les légumes consommés crus). Toutefois, d'autres études, comme celle de Mutengu et al. (2007), dénoncent l'inefficacité du lagunage sur l'élimination des coliformes; leurs conclusions concordent avec celles de Pivelli et al. (2008) qui rapportent des EUT non-conformes aux normes de l'OMS, suite à un traitement par lagunage. Les abattements en coliformes totaux et *Escherichia coli* obtenus par ce procédé seraient insuffisants si l'on en juge par les résultats de Pivelli et al. (2008): abattement en coliformes fécaux de 2.58 log₁₀ (avec une charge initiale dans les eaux usées de 3.6 × 10⁹ 100 ml⁻¹ et une charge après traitement de 9.3 × 10⁶ 100 ml⁻¹) et abattement d'*Escherichia coli* de 2.89 log₁₀ (avec une charge initiale de 1.9 × 10⁸ 100 ml⁻¹ et une charge après traitement de 2.4 × 10⁵ 100 ml⁻¹). Al-Sa'ed et al. (2007) obtiennent des abattements similaires (2.90 log₁₀) pour les coliformes fécaux.

Les légumes irrigués avec les eaux usées présentent généralement des degrés de contamination étroitement liés à la qualité des eaux utilisées. Ainsi, les légumes les plus contaminés en coliformes fécaux, KOP⁵ et bactéries pathogènes (*Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*, etc.) sont souvent ceux irrigués avec des eaux usées non traitées. Le niveau de contamination est également fonction du type de légumes, notamment de leur contact avec le sol et avec l'eau d'irrigation.

Le tableau 2 présente quelques résultats mettant en perspective la qualité microbiologique des eaux d'irrigation avec la qualité des légumes irrigués avec ces eaux. Les résultats sont classés selon une typologie fréquemment retenue dans la littérature (Bouhoum et Amahmid, 2002; Melloul et al., 2001) basée sur le contact de la partie comestible du légume avec le sol, à savoir :

- les légumes dont la partie comestible est de type racinaire,
- les légumes qui poussent à la surface immédiate du sol,
- les plantes à tige haute, dont la partie comestible se présente généralement sous forme de fruits situés au moins à 10 cm au dessus du sol.

⁵ Kystes et Œufs de Parasites

Tableau 2 : Qualité microbiologique de quelques légumes irrigués avec des eaux usées

Situation de la partie comestible des légumes par rapport au sol	Qualité des eaux usées		Qualité des légumes	Source
	<i>CF : UFC 100 ml⁻¹</i> <i>KP et OP : nb l⁻¹</i>			
	Carotte	KP : 9.1×10^3 (EU) OP : 4.2 (EU) CF : <10	KP : 300 OP : 3.1 CF : 10^3	(Bouhoum et Amahmid, 2002) (Kouraa et al., 2002)
Légumes racinaires	Pomme de terre	KP : 5.05×10^3 (EU)	KP : 99.7	(Bouhoum et Amahmid, 2002)
	Radis	OP : 4.3 (EU)	OP : 5.1	
	Chou	CF : 1.5×10^8 (EU)	CF 2.3×10^2 <i>Shigella</i> : 9×10^4	(Minhas et al., 2006)
Légumes affleurant le sol	Coriandre	KP : 8.5×10^3 (EU) OP : 2.44 (EU)	KP : 408 OP : 4.1	(Bouhoum et Amahmid, 2002)
	Menthe	KP : 5.05×10^3 (EU) OP : 4.3 (EU)	KP : 435 OP : 10.93	
	Laitue	CF : < 10	CF : $10^2 - 10^3$	(Kouraa et al., 2002)
	Gombo	CF : 1.5×10^8 (EU)	CF < 2	(Minhas et al., 2006)
Légumes aériens	Tomate	CF : 1.32×10^2 (EUT) <i>E. coli</i> : 1.32×10^2	CF ^a : 5×10^2 <i>E. coli</i> ^a : 5×10^2	(Aiello et al., 2007)
	Aubergine	CF : 2.1×10^3 à 1.8×10^4 (EUT) Absence de <i>Salmonella sp.</i> et <i>Shigella sp.</i>	CF : 18 (peau d'aubergine) Absence de <i>Salmonella sp.</i> et <i>Shigella sp.</i>	(Al-Nakshabandi et al., 1997)

CF : Coliformes Fécaux. KP : Kystes de Parasites. OP : Œufs de Parasites. ^aRésultat exprimé en UFC pour 100 ml d'eau de rinçage.

Les légumes qui poussent près du sol (laitue, choux, etc.) sont généralement les plus contaminés en KOP, suivis des légumes racinaires. Les légumes ou les épices feuillés (laitue, menthe, coriandre, etc.) sont particulièrement chargés en KOP (Bouhoum et Amahmid, 2002).

Concernant la contamination bactérienne, les légumes racinaires sont les plus contaminés, suivis par ceux qui poussent près du sol (Melloul et al., 2001). De manière générale, les fruits qui ne touchent pas le sol, tels que la tomate, le piment ou l'aubergine présentent une charge de contamination relativement faible. Outre une absence de contact avec le sol, ces derniers bénéficient également d'une exposition maximale aux radiations solaires qui réduit fortement la survie des bactéries présentes à leur surface (Minhas et al., 2006).

La contamination bactérienne et parasitaire des légumes dépend également du type d'irrigation pratiquée. L'irrigation localisée, notamment la micro-irrigation au goutte à goutte, permet de limiter au maximum le contact entre les fractions comestibles des légumes non racinaires et l'eau d'irrigation, ce qui conduit aux taux de contamination les plus faibles (Armon et al., 2002; Najafi, 2006). Cependant, le colmatage des réseaux de distribution par les matières en suspension limite fortement l'usage de ces techniques. Les techniques d'irrigation les plus couramment pratiquées demeurent donc l'aspersion (manuelle ou automatique) et les méthodes gravitaires (irrigation à la raie ou submersion). En Afrique, l'aspersion manuelle reste le principal mode d'irrigation utilisé par les maraîchers.

- **Risques sanitaires associés à l'irrigation avec les eaux usées**

Les risques sanitaires sont évalués de manière potentielle par analyses des pathogènes et/ou des indicateurs de contamination fécale dans les eaux usées et les cultures irriguées, ou de façon avérée (risque réel) par enquêtes épidémiologiques, souvent complétées par des modèles d'évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA en anglais).

Les risques avérés liés à la consommation de légumes contaminés par des eaux usées non traitées ressortent des études de Franco et al. (1997) et Shuval (1993) qui signalent des cas de choléra et de fièvre typhoïde décelés chez des patients ayant consommé des légumes crus (notamment de la laitue) irrigués avec des eaux usées. De même, Ensink et al. (2006) concluent à forte prévalence de giardiose parmi les maraîchers utilisant des eaux usées non traitées pour l'irrigation.

Les études de risques potentiels sont plus fréquentes. Elles consistent à rechercher sur les légumes la présence d'un ou plusieurs indicateurs de contamination fécale ou à dénombrer directement des microorganismes pathogènes. Les niveaux de contamination trouvés sur les végétaux sont comparés aux normes de qualité microbiologique utilisées en agroalimentaire. La norme HACCP-TQM⁶, l'une des plus utilisées (Aycicek et al., 2006; Minhas et al., 2006) établit la qualité microbiologique des denrées alimentaires crues selon 4 classes de concentrations en bactéries aérobies, exprimées en UFC g⁻¹ :

- < 10⁴ : bonne qualité,
- 10⁴ - 5 × 10⁶ : qualité moyenne,
- 5 × 10⁶ - 5 × 10⁷ : qualité médiocre,
- > 5 × 10⁷ : aliment souillé.

La norme HACCP-TQM estime la dose infectieuse d'*Escherichia coli* entre 10⁶ et 10¹⁰ UFC g⁻¹. Cependant, elle fixe la concentration maximale admissible d'*Escherichia coli* dans les aliments destinés au commerce à seulement 10 UFC g⁻¹. L'ICMSF⁷ (1974, cité par Aycicek et al., 2006)

⁶ HACCP-TQM : Hazard Analysis and Critical Control Point - Total Quality Management

⁷ ICMSF : International Commission on Microbiological Specifications for Foods

estime quant à elle, que la charge en coliformes fécaux dans les légumes frais ne devrait pas dépasser 10^3 UFC g^{-1} .

Tableau 3 : Risques infectieux associés à l'irrigation avec des eaux usées

Groupe exposé	Risques infectieux et seuils de contaminations bactériennes		
	Infections à nématodes (helminthes)	Infections à bactéries et virus	Infection à protozoaires
Consommateurs	<p>Augmentation significative des cas d'ascaridioses sur les enfants et les adultes consommant des produits irrigués avec des eaux usées non traitées.</p> <p>Pas de risque important quand les eaux usées sont traitées à moins de 1 œuf l^{-1} de nématode, sauf si les conditions environnementales favorisent leur survie.</p>	<p>Augmentation des maladies diarrhéiques chez les consommateurs de produits irrigués avec des eaux usées, lorsque la qualité bactériologique de l'eau excède 10^4 coliformes fécaux 100 ml^{-1} d'eau.</p>	<p>Mise en évidence de la présence de protozoaires à la surface de légumes irrigués avec des eaux usées, mais absence de preuve sur la transmission de maladies liées à la présence de ces protozoaires.</p>
Agriculteurs et leurs familles	<p>Augmentation significative des cas d'ascaridioses sur les enfants et les adultes en contact avec des eaux usées non traitées.</p> <p>Risque important, notamment pour les enfants en contact avec des eaux usées traitées contenant moins de 1 œuf l^{-1} de nématode.</p> <p>Risque élevé d'infection à ankylostome chez les agriculteurs.</p>	<p>Augmentation des risques de salmonellose chez les enfants en contact avec des eaux usées non traitées.</p> <p>Risque élevé de maladies diarrhéiques chez les enfants en contact avec des eaux usées dont la qualité bactériologique excède 10^4 coliformes fécaux 100 ml^{-1} d'eau.</p> <p>Séropositivité au Novovirus chez les adultes en contact avec des eaux usées partiellement traitées.</p>	<p>Risque d'infection important par <i>Gardia intestinalis</i> en cas de contact avec des eaux usées traitées ou non traitées.</p> <p>Différence non significative du pouvoir infectieux entre les eaux usées traitées et non traitées.</p> <p>Augmentation du risque d'amibiase chez les personnes en contact avec les eaux usées non traitées.</p>
Proche voisinage des sites irrigués	<p>Absence d'étude sur les risques d'ascaridiose liés à l'arrosage par aspersion automatique (sprinkler).</p> <p>Pour les irrigations en sillon ou par aspersion manuelle, les risques sont identiques à ceux des agriculteurs et leurs familles.</p>	<p>Augmentation du risque infectieux dans le voisinage en cas d'exposition aux aérosols générés par aspersion automatique avec des eaux usées contenant entre 10^6 et 10^8 coliformes totaux 100 ml^{-1}.</p> <p>Pas d'augmentation du risque infectieux avec des eaux usées partiellement traitées de charges en coliformes fécaux entre 10^4 et 10^5 100 ml^{-1}.</p>	<p>Absence d'étude sur les risques d'infections à protozoaire liés à l'arrosage par aspersion automatique avec des eaux usées (sprinkler).</p>

Source : traduit de Carr (2005)

Toutes ces normes sont basées sur des résultats scientifiques mettant en relation la présence des indicateurs de contamination fécale et des organismes pathogènes. Arridge et al. (1995) estiment

qu'une eau usée contenant 10^3 UFC 100 ml⁻¹ de coliformes fécaux (après traitement par lagunage) est totalement débarrassée de *Vibrio cholerea*.

L'évaluation du risque potentiel peut également se baser sur la recherche de bactéries pathogènes dont la présence sur les végétaux, même en très faible quantité, témoigne d'un risque important de transmission de maladies (Fasciolo et al., 2002; Melloul et al., 2001; Minhas et al., 2006). En complément au traitement des eaux usées, le risque sanitaire associé à l'utilisation agricole des eaux usées peut aussi être réduit par des mesures préventives après récolte, rappelées par Minhas et al. (2006). Ces mesures concernent notamment l'exposition des légumes au rayonnement solaire et leur lavage avant consommation (deux lavages successifs à l'eau potable). Le tableau 3 résume les principaux résultats épidémiologiques associés aux risques infectieux liés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Ces informations servent également d'outils préventifs, notamment pour conseiller les agriculteurs en contact avec les eaux usées sur la nécessité de porter des gants et des chaussures de protection. Par ailleurs, le tableau mentionne l'exposition aux aérosols des personnes vivant à proximité des sites maraîchers. Le risque est avéré notamment lorsque l'irrigation s'effectue par aspersion avec des eaux usées non traitées.

1.2.2.2 Contamination chimique

Selon leur origine et le type de traitement, les eaux usées traitées peuvent contenir des substances toxiques telles que les éléments traces métalliques (ETM) regroupant les métaux lourds et d'autres composés inorganiques non biodégradables. Ces éléments sont principalement d'origine agricole, industrielle et, dans une moindre mesure, domestique. Ils s'accumulent dans le sol et dans les végétaux où ils peuvent dépasser les concentrations maximales admissibles (CMA) pour l'alimentation humaine (Islam et al., 2007).

Les métaux lourds (Cd, Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, etc.) sont, pour la plupart, naturellement présents dans les sols et interviennent, pour certains, en qualité d'oligo-éléments dans la croissance des plantes.

Cependant ils deviennent toxiques, aussi bien pour la croissance végétale que pour la faune et la flore du sol, lorsque leur teneur dépasse un certain seuil, suite par exemple à des apports excessifs d'origine anthropique.

Le degré de contamination du sol en métaux lourds dépend de ses propriétés physico-chimiques (texture, pourcentage d'argile, pH, capacité d'échange cationique (CEC), teneur en matières organiques, etc.), de la concentration et du type de métaux lourds présents dans les eaux d'irrigation et enfin de la durée durant laquelle le sol a été soumis à des irrigations.

L'influence des propriétés physico-chimiques du sol est soulignée dans la grande majorité des travaux. Madyiwa et al. (2002) ont montré qu'il existe une forte corrélation entre le stockage des métaux lourds dans le sol, la concentration en matières organiques et la CEC. Lorsque ces deux derniers paramètres sont élevés, la distribution verticale des métaux lourds exogènes se limite aux 10-20 premiers

centimètres du sol où se trouve l'essentiel de la matière organique. Luo et al. (2003) rapportent que le cuivre, lorsqu'il est contenu en quantité importante dans le sol, se présente sous différentes formes physico-chimiques en association avec d'autres éléments tels que les composés organiques ou les oxydes de fer et de manganèse. Ces associations conditionnent la mobilité (stockage dans le sol ou lessivage) et la biodisponibilité des métaux lourds. Plus un sol est riche en matières organiques, plus il est en mesure d'immobiliser les métaux lourds et de prévenir leur lessivage vers les nappes phréatiques. Le pH du sol joue également un rôle important dans la mobilité des métaux lourds. Mireles et al. (2004) qui ont étudié l'accumulation de métaux lourds dans des sols mexicains irrigués avec des EUT durant plus d'un siècle, concluent que ces substances sont peu lessivées et présentent une biodisponibilité réduite que les auteurs attribuent à la richesse en matières organiques des sols et à leur pH basique (compris entre 6.9 et 8.6).

L'accumulation des métaux lourds dans le sol est également liée à leur concentration dans les eaux usées (Al-Nakshabandi et al., 1997; Luo et al., 2003; Madyiwa et al., 2002). Les traitements primaires et secondaires les plus fréquemment utilisés dans les pays en développement, tels que le lagunage, n'éliminent pas ces polluants peu biodégradables. L'irrigation à long terme avec des eaux usées contaminées peut donc occasionner une accumulation progressive dans le sol, ainsi que le transfert d'une fraction de ces substances (fraction biodisponible) vers les cultures irriguées et, par suite, engendrer des phénomènes de toxicité chez l'Homme (Aleem et Malik, 2003; Singh et al., 2004). De nombreuses recherches confirment une accumulation importante de telles substances dans les sols irrigués pendant une période prolongée avec des eaux usées (Dère et al., 2006; Huerta et al., 2002; Mireles et al., 2004; Wong et al., 2002; Yadav et al., 2002). Lucho-Constantino et al. (2005) ont mené une vaste campagne de mesures dans la vallée de Mezquital au Mexique, dans une zone irriguée depuis plusieurs décennies avec les eaux usées (domestiques et industrielles) de la ville de Mexico où sont cultivés des légumes et des céréales consommés crus et cuits. Les auteurs ont suivi différentes parcelles irriguées avec ces eaux usées depuis 6, 7, 10, 32, 38 et 41 ans. Les résultats indiquent une bonne corrélation entre le temps d'irrigation et la concentration en bore et en plomb du sol, les coefficients de corrélation étant respectivement de 0.74 et 0.66. A signaler toutefois que Al-Nakshabandi et al. (1997) ont observé sur des sols cultivés, initialement non contaminés, une légère augmentation de la teneur en métaux lourds (Zn, Pb, Mn, Cr) après seulement 3 mois d'irrigation avec des eaux usées.

Dans les végétaux, la contamination en métaux lourds varie avec la fraction biodisponible du sol, le type de culture (Islam et al., 2007), voire même d'une variété de culture à une autre (Al-Lahham et al., 2007). Il ressort de la plupart des études que les légumes feuillés (laitues, épinards, etc.) et racinaires (radis, carottes, etc.) sont ceux qui concentrent le plus de métaux lourds. Muchuweti et al. (2006) ont trouvé des concentrations en Cd, Cu, Pd et Zn nettement supérieures aux normes sanitaires européennes sur des légumes irrigués avec des eaux usées domestiques et industrielles au Zimbabwe.

Des résultats similaires ont été récemment publiés en Inde (Gupta et al., 2008), au Mexique (Lucho-Constantino et al., 2005) et au Bangladesh (Alam et al., 2003) et attestent d'un risque sanitaire potentiel lié à la consommation de légumes contaminés par les métaux lourds. Toutefois, Al-Lahham et al. (2007) parviennent à la conclusion qu'il est possible de maintenir la contamination des légumes par les métaux lourds en dessous des normes sanitaires, en diluant les eaux usées d'irrigation avec de l'eau potable.

1.3 Objectifs spécifiques et démarche méthodologique

Les objectifs spécifiques de cette partie de l'étude sont, d'une part, d'étudier les conditions d'une valorisation optimale des macronutriments contenus dans les eaux d'irrigation et, d'autre part, d'évaluer la qualité microbiologique et chimique des produits maraîchers irrigués avec des eaux usées.

La valorisation des macronutriments vise à apporter aux cultures les doses souhaitables pour une croissance favorable et un rendement satisfaisant; ceci nécessite fréquemment de réduire les apports d'azote présent en quantité excessive dans les eaux usées et de combler les déficits éventuels de phosphore et de potassium. Les essais effectués à cet effet reposent sur l'évaluation des rendements et de la biomasse sèche de cultures soumises à un traitement ajusté dont le principe repose sur l'utilisation alternée d'eau usée et d'eau conventionnelle peu minéralisée.

Les rendements du traitement ajusté sont comparés à ceux obtenus avec un traitement reposant sur l'usage exclusif d'eau usée et un traitement basé sur l'irrigation avec de l'eau témoin additionnée d'engrais synthétique N, P et K aux doses conseillées pour les besoins de la culture étudiée.

L'évaluation de la qualité microbiologique et chimique des cultures irriguées avec les eaux usées porte sur la détection et la quantification d'indicateurs bactériens de contamination fécale, de quelques bactéries pathogènes, ainsi que d'un certain nombre de métaux lourds dans différentes cultures maraîchères.

2. Description du site expérimental

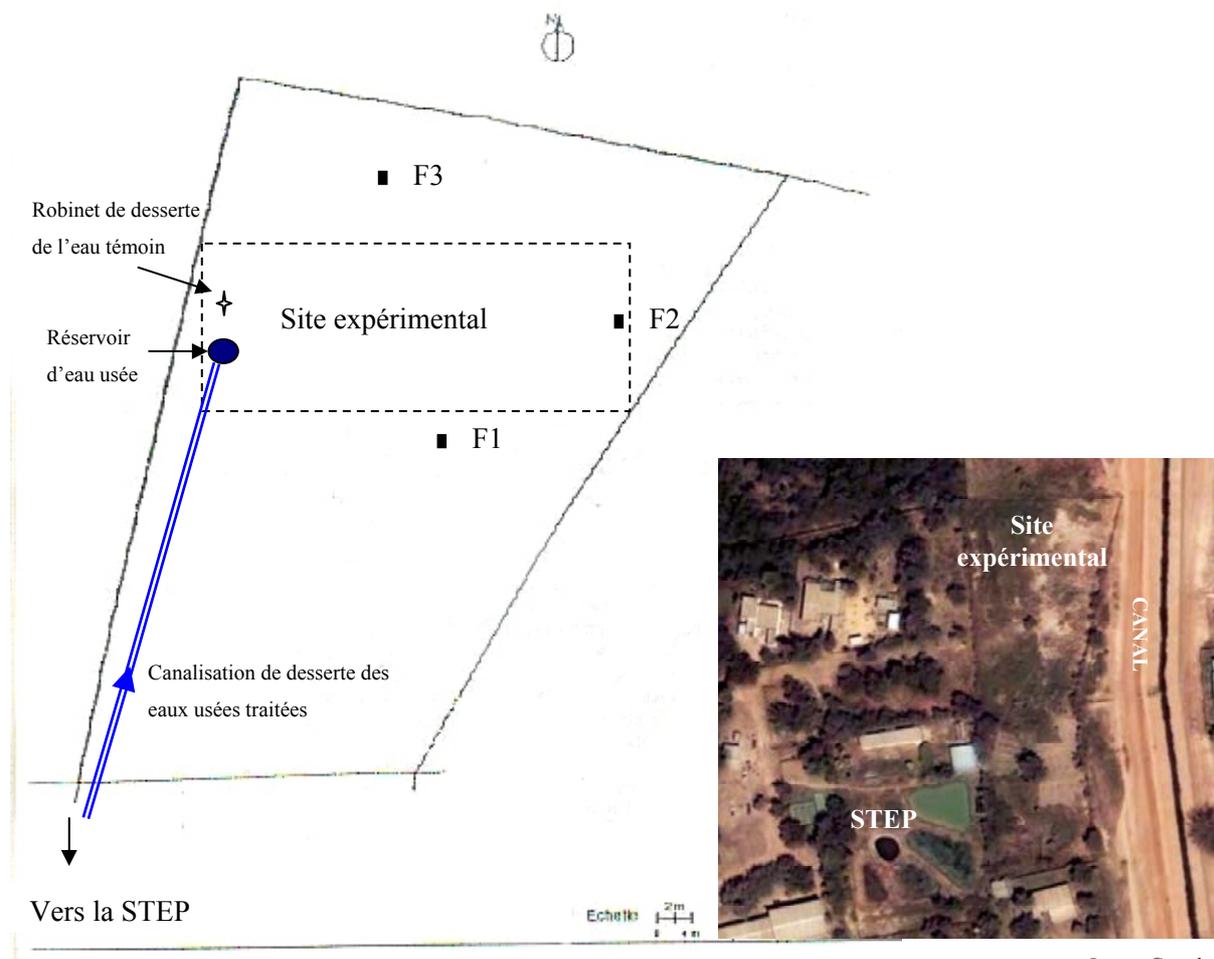
Le site expérimental est situé à l'aval de la station d'épuration (STEP) pilote des eaux usées de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE) de Ouagadougou (Fig. 3). Les EUT sont de type domestique. Elles proviennent exclusivement des bâtiments administratifs et des logements des étudiants de l'Institut. Les eaux sont traitées par lagunage à microphytes dans un dispositif composé de trois bassins disposés en série dont les principales caractéristiques sont résumées dans le tableau 4.

Les EUT utilisées pour l'irrigation sont pompées depuis le canal d'évacuation de la STEP et stockées dans un réservoir de 3 m³ situé à proximité du site expérimental. Le site dispose également d'une desserte en eau provenant d'une retenue située à 10 km au Nord Est de Ouagadougou (retenue de Loumbila). Cette eau, nommée ET, sert de témoin pour les essais agronomiques et sanitaires mis en place.

Tableau 4 : Caractéristiques des bassins de traitement de la STEP du 2iE

	Profondeur (m)	Surface (m ²)	Volume (m ³)	Temps de séjour (j)
Bassin anaérobie	2.6	69.7	181.2	3
Bassin facultatif	1.4	415.3	581.4	9.5
Bassin maturation	0.9	336.9	303.2	5.5

(Tinto, 2006)



Plan adapté de Bazié (1993)

Image Google

Figure 3 : Vue aérienne et schéma du site expérimental du 2iE

2.1 Dispositif expérimental

Les expérimentations relatives au pouvoir fertilisant et aux risques sanitaires liés à l'irrigation avec des EUT ont été conduites sur une série de parcelles disposées sur le site expérimental décrit précédemment.

Lors d'une campagne préliminaire, effectuée en 2005-2006, trois traitements ont été testés :

- 1) irrigation avec les eaux usées traitées (EUT),
- 2) irrigation avec les eaux usées traitées, complétées par un apport d'engrais aux doses correspondant aux besoins totaux de la culture testée (EUT+ENG),
- 3) irrigation avec l'eau témoin (ET), sans apport d'engrais.

Au vu des résultats de cette campagne préliminaire, il est apparu qu'une meilleure gestion des macronutriments contenus dans les EUT nécessitait, d'une part, de réduire la quantité d'azote présente en excès et, d'autre part, de combler les déficits éventuels de phosphore et de potassium. Le traitement 2) a donc été remplacé pour les campagnes de mesures 2006-2007 et 2007-2008, par un traitement EUTa, qui consiste à alterner l'irrigation entre l'EUT et l'ET peu minéralisée, afin de limiter l'azote apporté par les EUT. Il a été complété, le cas échéant, par un apport de phosphore et/ou de potassium sous forme d'engrais, en complément aux quantités fournies par les EUT.

Le traitement ET a également été complété par un apport d'engrais (ET+ENG), de sorte à avoir une base de comparaison avec des pratiques culturales proches de celles du maraîchage conventionnel. Les trois traitements pratiqués lors des deux dernières campagnes étaient donc :

- 1) irrigation avec les eaux usées traitées (EUT),
- 2) irrigation avec les eaux usées traitées, ajustées en fertilisants (N, P₂O₅ et K₂O) (EUTa),
- 3) irrigation avec l'eau témoin, complétée d'apports d'engrais aux doses recommandées pour satisfaire les besoins des cultures (ET+ENG).

Les cultures testées étaient: la laitue (*Lactuca sativa*), la carotte (*Dacus carota*) et l'aubergine (*Solanum melongena*). Les deux premières cultures sont parmi les plus répandues dans les exploitations maraîchères de la ville de Ouagadougou, puisque 96 à 100% des maraîchers des principaux sites de la ville (Tanghin et Boulmiougou) cultivent la laitue plusieurs mois dans l'année et 30 à 36% cultivent la carotte (Sanfo, 2005). Les variétés retenues étaient la Blonde de Paris pour la laitue, la Nantaise Tim Tom pour la carotte et la F1 Kalenda pour l'aubergine. Le choix de ces légumes répondait également à la typologie évoquée précédemment (légumes racinaires, affleurant le sol et aériens).

Les parcelles expérimentales ont été disposées selon le modèle split-plot (Fig. 4); les trois traitements étaient considérés comme traitements principaux et les trois cultures, leurs traitements secondaires. Chaque traitement principal a fait l'objet de trois répétitions, organisées en 3 blocs (blocs A, B, C) contenant chacun 3 grandes parcelles randomisées (soit 9 grandes parcelles au total). Ces dernières ont été subdivisées en quatre petites parcelles randomisées de 6 m², correspondant aux trois traitements secondaires et à des parcelles non cultivées mais irriguées avec les mêmes quantités d'eau que celles apportées aux parcelles d'aubergine. Ainsi, le dispositif expérimental comprenait au total 36 petites parcelles, dont 27 sous culture.

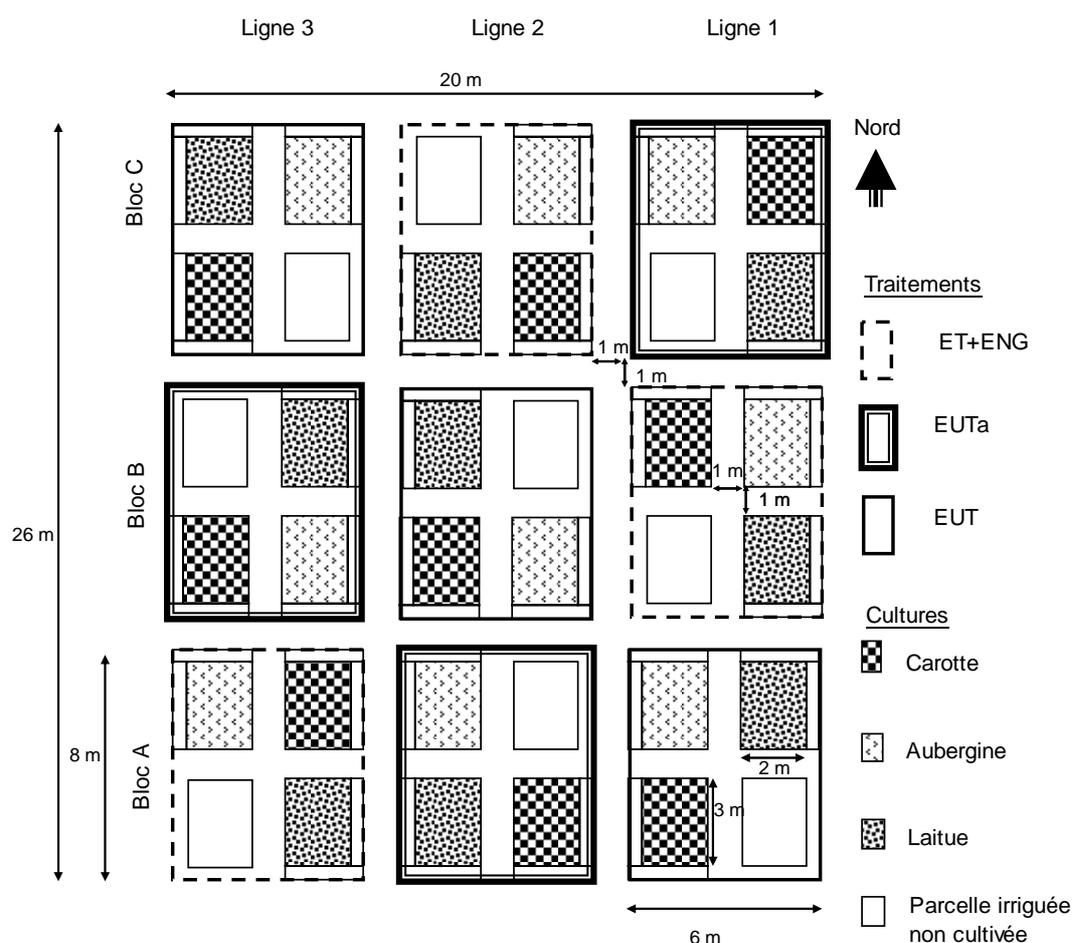


Figure 4 : Disposition des parcelles expérimentales

2.2 Caractérisation du sol

La caractérisation initiale du sol repose sur l'étude de trois fosses pédologiques (F1, F2 et F3) ouvertes à proximité des parcelles expérimentales du site (Fig. 3).

Les tableaux 5 et 6 présentent les valeurs moyennes de certaines caractéristiques granulométriques et physico-chimiques des sols de ces fosses. Le profil de sol laisse apparaître 3 horizons, dont 2 (H1 et H3) qui présentent des propriétés physico-chimiques relativement similaires. Les horizons H1 et H3 ont une texture argilo limoneuse, un pH basique et une CEC de l'ordre de $6.4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ tandis que l'horizon H2 présente une texture plus sableuse, un pH plus acide, ainsi qu'une CEC et un taux de carbone total plus faible. Par ailleurs, les sols présentent globalement une capacité d'échange cationique relativement faible et un bas niveau de taux de carbone.

Une analyse par diffractométrie de rayons X a révélé que la grande majorité des argiles minéralogiques du site était de la kaolinite, ce qui est en accord avec la gamme de faible CEC observées.

Tableau 5 : Caractéristiques granulométriques des sols du site expérimental

Horizon	Profondeur (cm)	S (%)	L (%)	A (%)	^a Classification
H1	0-25	30.9	40.0	29.1	Argilo-limoneux
H2	25-45	53.2	22.2	24.6	Sablo-argilo-limoneux
H3	45-120	33.2	38.4	28.3	Argilo-limoneux

^a US soil texture triangle

Tableau 6 : Caractérisation initiale des sols du 2iE : pH, complexe d'échange et carbone total

Prof. (cm)	pH _{eau}	pH _{KCl}	CE _{20°C} ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	CEC ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	Bases éch. ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)				S ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	C _{tot} (%)	
					Mg ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	K ⁺			
H1	0-25	7.7	6.5	200	6.6	0.96	0.81	4.38	0.05	6.2	0.35
H2	25-45	6.5	5.8	600	4.6	0.67	0.45	2.76	0.03	3.9	0.20
H3	45-120	7.7	6.1	200	6.3	0.93	0.95	4.04	0.06	6.0	0.40

CE : conductivité électrique, CEC : capacité d'échange des cations, S : Somme des bases échangeables, C_{tot} : Carbone total

Un profil d'échantillons composites, prélevé sur l'ensemble des parcelles expérimentales avant le démarrage de la campagne 2005-2006, a également permis d'évaluer les teneurs en éléments fertilisants initialement présents dans le sol (Tab. 7). Les éléments totaux (N, P, K) sont en très faibles quantités sous leurs formes disponibles pour les cultures. La réserve en azote organique est également réduite (de l'ordre de 0.03%). Deux autres séries d'analyses, effectuées avant le début des campagnes de mesures 2006-2007 et 2007-2008 (Annexes 1 et 2), montrent une certaine augmentation sans toutefois entraîner de changements majeurs sur le sol qui demeure relativement pauvre.

Tableau 7 : Teneur initiale en éléments fertilisants des sols du 2iE (avant la campagne 2005-2006)

Prof. cm	Différentes formes d'azote (mg kg^{-1})					Phosphore (mg kg^{-1})		Potassium disponible (mg kg^{-1})
	N _{tot}	N _{min}	Fraction N_NO ₃	Fraction N_NH ₄	N _{org.}	P _{tot}	Fraction assimilable	
0-25	370	23.73	81 %	19 %	346.3	151	3	31.3
25-45	330	19.39	85 %	15 %	310.6	109	4	18.8
45-60	300	11.76	82 %	18 %	288.2	101	4	20.8

N_{tot}: azote total, N_{org}: azote organique, P_{tot}: phosphore total

2.3 Caractérisation des eaux d'irrigation

Les paramètres chimiques des eaux d'irrigation (EUT et ET) ont été suivis durant les trois années d'essais (2005-2006, 2006-2007 et 2007-2008), entre octobre-novembre et fin mai de l'année suivante. Les échantillons d'EUT ont été prélevés dans le réservoir de stockage (sauf précision). L'ET a été prélevée directement au robinet de desserte installé sur le site. Les métaux lourds, ainsi que les œufs et kystes de parasites, ont été suivis uniquement durant la campagne de mesures 2006-2007.

2.3.1 Qualité physico-chimique

Les méthodes d'analyse utilisées sont décrites à l'annexe 3.

- Teneur en minéraux fertilisants (NPK)

Les concentrations moyennes et extrêmes en éléments fertilisants des EUT et de l'ET au cours des 3 campagnes sont fournies aux tableaux 8 et 9.

Tableau 8 : Teneur en minéraux fertilisants des EUT du 2iE (concentrations en mg l⁻¹)

	Campagne 2005-2006			Campagne 2006-2007			Campagne 2007-2008		
	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max
N_NO ₃	15	3.58	0.11 - 9.23	16	1.68	1.00 - 2.20	24	1.78	1.00 - 2.10
N_NH ₄	15	28.47	19.53 - 47.82	18	21.60	5.06 - 29.53	24	25.53	18.00 - 32.90
N _{min}		32.05			23.28			27.31	
PO ₄	16	17.73	9.39 - 31.99	14	19.04	10.20 - 24.50	24	20.18	17.00 - 26.98
K	5	27.13	15.80 - 46.32	11	5.54	0.38 - 10.24	24	21.34	17.40 - 31.41

n : nombre d'échantillons analysés ; N_{min} : Azote minéral ($\Sigma N_{NO_3} + N_{NH_4}$)

Les EUT sont moyennement riches en azote, en comparaison des données fournies dans la littérature. On retrouve néanmoins une large prédominance de la forme ammoniacale.

La teneur en phosphore est relativement élevée, avec des valeurs comparables sur les trois années de mesures. La concentration en potassium est plus variable, avec notamment une très faible valeur en 2006/2007. Une analyse comparative entre les laboratoires de chimie du 2iE et de l'EPFL a été effectuée sur un échantillon d'EUT prélevé le 1 juin 2006. La teneur en potassium dans cet échantillon était de 22.8 mg l⁻¹ selon l'analyse de l'EPFL et de 20.74 mg l⁻¹ d'après celle du 2iE. Les analyses ultérieures faites au 2iE sur les EUT indiquaient de plus faibles concentrations de potassium. Des travaux de mise en place d'un filtre à sable et gravier en fin de filière, entrepris en 2006 et ayant duré plusieurs mois, avec d'importantes perturbations sur les bassins de lagunage, pourraient être à l'origine des changements observés au cours de cette année.

Tableau 9 : Teneur en minéraux fertilisants de l'ET (concentrations en mg l⁻¹)

	Campagne 2005-2006			Campagne 2006-2007			Campagne 2007-2008		
	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max
N_NO ₃	5	1.30	0.10 - 2.00	17	1.00	0.00 - 2.10	29	1.39	0.00 - 2.00
N_NH ₄	15	1.30	0.10 - 2.30	17	1.70	0.28 - 5.06	30	1.55	0.56 - 3.66
N _{min}		2.60			2.70			2.94	
PO ₄	4	0.30	0.10 - 0.90	20	0.70	0.00 - 2.20	30	1.89	0.10 - 3.80
K	5	3.00	2.00 - 4.50	14	6.60	3.87 - 12.38	28	4.79	2.44 - 6.93

n : nombre d'échantillons analysés ; N_{min} : Azote minéral ($\Sigma N_{NO_3} + N_{NH_4}$)

L'ET (Tab. 9) est en moyenne 10 fois moins riche en azote minéral que les EUT. Le phosphore est présent à faible concentration. Le potassium reste l'élément le plus variable sur les trois années de mesures. Toutefois, les différences interannuelles sont moins importantes que dans le cas des EUT.

- **Valeurs du pH, de la salinité et présence de composés organiques**

Les tableaux 10 et 11 présentent une série de paramètres chimiques complémentaires analysés dans les eaux d'irrigation.

Tableau 10 : Valeurs du pH, des paramètres de salinité, de la DCO et de la DBO₅ des EUT

	Campagne 2005-2006			Campagne 2006-2007			Campagne 2007-2008		
	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max
pH	100	7.6	7.2 - 8.8	16	8	7.4 - 8.5	24	7.8	6.7 - 9.2
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	96	600	500 - 700	16	500	400 - 600	24	600	500 - 900
SAR	5	1.68	1.07 - 2.61	7	0.69	0.31 - 0.91	13	1.92	1.76 - 2.02
MES (mg l^{-1})	31*	114	48 - 317	8	74	52 - 112	18	75	4 - 184
DBO ₅ (mg l^{-1})	31*	218	52 - 343	4	41	10 - 55	19	96	10 - 180
DCO (mg l^{-1})	30*	103	30 - 200	8	168	21 - 277	17	168	68 - 251

n : nombre d'échantillons analysés ; * échantillons prélevés à la sortie du bassin de maturation (en fin de traitement)

Tableau 11 : Valeurs du pH, des paramètres de salinité, de la DCO et de la DBO₅ de l'ET

	Campagne 2005-2006			Campagne 2006-2007			Campagne 2007-2008		
	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max
pH	101	6.8	6.5 - 7.3	22	6.4	5.9 - 7.4	30	7.6	6.1 - 9.5
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	89	60	50 - 70	22	60	50 - 80	30	50	40 - 80
SAR	5	0.09	0.06 - 0.13	5	0.16	0.13 - 0.17	28	0.08	0.02 - 0.24

n : nombre d'échantillons analysés

Les résultats 2005-2006 (Tab. 10) des EUT, relatifs aux matières en suspension (MES), à la demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅) et à la demande chimique en oxygène (DCO) proviennent d'échantillons prélevés à la sortie du bassin de maturation de la STEP du 2iE (Konaté, 2007, données inédites; Tinto, 2006) tandis que les résultats 2006-2007 et 2007-2008 ont été obtenus dans le cadre de la présente étude. Le suivi 2007-2008 a été effectué simultanément sur des échantillons d'EUT prélevés à la sortie du bassin de maturation et dans le réservoir de stockage des EUT (Annexe 4); il permet de constater que le stockage a eu peu d'influence sur ces trois paramètres, ce qui s'explique par un temps de séjour très court dû à une importante fréquence de remplissage du réservoir.

Les concentrations en MES et la DBO₅ diminuent de façon importante entre la première campagne et les suivantes, contrairement aux valeurs de la DCO. Les travaux de 2006-2007, évoqués précédemment pourraient également être à l'origine de ces changements.

Les caractéristiques de l'ET (Tab. 11) sont globalement acceptables pour l'irrigation (FAO, 2003), même si occasionnellement, le pH peut atteindre des valeurs élevées dépassant largement la limite de 8.5. La CE des EUT ($250 < CE < 750 \mu\text{S cm}^{-1}$) correspond, selon la FAO (2003), à de faibles risques de salinisation des sols.

2.3.2 Qualité microbiologique

L'évaluation de la qualité microbiologique des eaux d'irrigation a consisté, d'une part, en un suivi des indicateurs bactériens de contamination fécale durant les 3 campagnes consécutives et, d'autre part, en une analyse en 2006-2007 des œufs et kystes de parasites.

Les résultats relatifs aux indicateurs bactériens sont présentés dans le tableau 12. On observe que les EUT sont toujours très largement contaminées par rapport à l'ET.

En 2006-2007 et 2007-2008, le suivi des indicateurs bactériens dans les EUT a été effectué simultanément dans le réservoir de stockage et à la sortie de la station de traitement (Annexe 5). Les résultats obtenus sont quasiment similaires, ce qui confirme, dans le cadre de cette étude, la faible influence du stockage des EUT sur les paramètres physico-chimiques et microbiologiques.

Tableau 12 : Indicateurs bactériens dans les EUT et l'ET

EUT (réservoir de stockage)

Année	Coliformes fécaux (\log_{10} UFC 100 ml ⁻¹)			<i>Escherichia coli</i> (\log_{10} UFC 100 ml ⁻¹)		
	n	Moyenne	Min-Max	n	Moyenne	Min-Max
2005-2006	10	4.3	3.3 - 5.1	10	3.5	< 1 - 3.9
2006-2007	15	6.3	4.5 - 7.3	15	4.2	< 1 - 5.2
2007-2008	17	5.9	4.9 - 6.3	17	4.4	< 1 - 5.0

ET

Année	Coliformes fécaux (\log_{10} UFC 100 ml ⁻¹)			<i>Escherichia coli</i> (\log_{10} UFC 100 ml ⁻¹)		
	n	Moyenne	Min-Max	n	Moyenne	Min-Max
2005-2006	10	< 1	< 1	10	< 1	< 1
2006-2007	25	2.2	<1 - 3.0	25	< 1	< 1 - 2
2007-2008	22	2.6	1.7 - 3.3	22	< 1	<1 - 2

n : nombre d'échantillons analysés ; < 1 traduit une absence de coliformes fécaux ou d'*Escherichia coli* sur le milieu de culture, avec toutefois la présence de germes banaux qui attestent de la validité de l'analyse.

En 2006-2007, un suivi des indicateurs bactériens a également été effectué dans les eaux usées entrant dans la station de traitement, d'une part, et dans les EUT sortant, d'autre part. Les résultats sont indiqués à l'annexe 6. Il ressort de cette analyse comparative que le traitement permet une réduction

des coliformes fécaux de l'ordre de $2 \log_{10}$ UFC 100 ml⁻¹ et d'*Escherichia coli* de $3 \log_{10}$.UFC 100 ml⁻¹. Ces niveaux d'abattement sont comparables à ceux obtenus par Pivelli et al. (2008) et conduisent à la même conclusion que ces auteurs, à savoir que les EUT restent fortement contaminées après traitement, avec des concentrations en coliformes fécaux nettement supérieures aux $3 \log_{10}$ UFC 100 ml⁻¹ recommandées par l'OMS (WHO, 1989) pour l'irrigation non restrictive.

L'écart observé sur les résultats de l'ET, entre 2005-2006 et les deux autres années, est sans doute imputable à un changement de méthode d'analyse. En 2005-2006, le dénombrement s'est fait par étalement direct de l'eau sur la gélose de culture, alors que par la suite, les analyses ont été effectuées après filtration préalable sur membrane, ce qui explique la détection des coliformes fécaux. Cependant, quelque soit la méthode employée, *Escherichia coli* est très rarement détectée (3 résultats positifs sur 23 analyses en 2007-2008) et la charge en coliformes fécaux reste toujours inférieure aux valeurs préconisées par l'OMS, ce qui atteste que l'ET est bactériologiquement conforme pour une irrigation non restrictive.

Les analyses parasitaires de 2006-2007 n'ont décelé aucun œuf ou kyste de parasite dans l'ET et dans les EUT (analyses effectuées aussi bien à la sortie de la station de traitement que dans le réservoir de stockage des EUT). Cependant, d'importantes quantités de kystes ont été détectées dans les eaux usées non traitées (Annexe 7). Cela témoigne de l'efficacité du système de lagunage à éliminer les œufs et kystes de parasites. Ces résultats concordent avec ceux de Bouhoum et Amahmid (2002) qui ont obtenu un rendement épuratoire de 100% sur l'élimination des kystes de parasites par lagunage.

3. Matériel et méthodes

3.1 Valorisation des macronutriments contenus dans les eaux usées

Comme mentionné précédemment, l'expérimentation a été menée durant trois ans. La première campagne (2005-2006) a servi d'étude exploratoire pour la mise en place des deux campagnes qui ont suivi (2006-2007 et 2007-2008). La méthodologie retenue les deux dernières années a donc été quelque peu réorientée en fonction des résultats obtenus durant la première campagne.

3.1.1 Besoins en eau et méthode d'irrigation

En 2005-2006, les quantités d'eau appliquées ont été fixées sur la base des pratiques observées sur les sites maraîchers, à savoir, 5 à 7 mm j⁻¹ pour la laitue, 6 à 8 mm j⁻¹ pour la carotte et 10 à 15 mm j⁻¹ pour l'aubergine. Les années suivantes, les quantités d'eau apportées ont été estimées sur la base de la compensation de l'évapotranspiration maximale (ETM) qui représente l'évapotranspiration d'une culture poussant dans des conditions optimales (FAO, 1986), calculée selon la formule :

$$ETM = Kc ET_0$$

ET₀ est l'évapotranspiration de référence et Kc le coefficient cultural de la culture considérée.

Les valeurs de l'évapotranspiration de référence mensuelle moyenne calculées sur la période 2000 à 2003 à partir des données climatiques de la station météorologique de Ouagadougou (données de la Direction Régionale de la Météorologie du Burkina) sont fournies au tableau 13.

Tableau 13 : Valeurs de l'évapotranspiration de référence ET₀ (mm) de la ville de Ouagadougou

	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avr.	Mai	Jun
2000	161.5	168.8	172,6	173	183.3	189.8	202.5	172.2	175.5	173
2001	143.1	174	174	186.4	181.9	186.1	205.7	206.7	202.2	173.4
2002	150.2	167.7	172.2	185.9	193.7	179.2	196.7	188.6	200.8	182.8
2003	139.5	178.7	172	184.4	178.6	172.6	205.2	206.6	205.7	154.5
Moyenne	148.6	172.3	172.7	182.4	184.4	181.2	202.5	193.5	196.1	170.9

En l'absence de pluies durant les campagnes de mesures (mi-novembre à avril) et avec un niveau piézométrique supérieur à 10 m en saison sèche (Laboratoire d'hydrogéologie de l'université de Ouagadougou), les calculs ont été basés sur l'hypothèse d'un apport exclusif de l'eau par irrigation. Le coefficient cultural mensuel a été calculé pour chaque culture et pour les différents stades de croissance (FAO, 1986).

Les quantités d'eau apportées en 2006-2007 et 2007-2008 (Tab. 14) sont sensiblement plus réduites que la première année, notamment pour l'aubergine, ce qui témoigne d'apports trop importants par les maraîchers.

L'irrigation a été effectuée par aspersion manuelle au moyen d'arrosoirs métalliques de 10 l, conformément aux pratiques les plus répandues sur les sites maraîchers d'Afrique subsaharienne. La fréquence d'irrigation, journalière lors de la première campagne, a été espacée à trois apports par semaine durant les deux campagnes suivantes, pour limiter la reprise évaporative et maintenir une humidité suffisante dans la zone racinaire, grâce à l'application de doses plus importantes.

Tableau 14 : Apports moyens (mm j⁻¹) d'eau d'irrigation en 2006-2007 et 2007-2008

Culture	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars
Aubergine	3	4	5	7	6	4
Carotte	3	5	6	6	-	-
Laitue	3	5	5		-	-

3.1.2 Besoins en fertilisants

Durant la première campagne (2005-2006), les quantités d'engrais apportés dans le cadre du traitement EUT+ENG ont correspondu aux besoins optimaux des cultures, sans prise en compte des apports par les EUT. Les engrais utilisés furent l'urée, à 40% d'azote minéral N, le phosphate Super-triple, à 26% de phosphore minéral P₂O₅ et le sulfate de potassium, à 46% de potassium K₂O. Ces pourcentages ont

été évalués par analyses au laboratoire du Bureau National des Sols de Ouagadougou. Les quantités d'engrais apportées sont fournies à l'annexe 8.

Au cours des deux campagnes suivantes, les apports d'engrais ont été modulés de sorte à prendre en compte les apports de fertilisants par les EUT (traitement EUTa). Les apports complémentaires d'engrais ont été estimés sur la base des teneurs moyennes en N, P₂O₅ et K₂O des EUT de la campagne de mesure précédente et du volume total d'EUT apportées sur l'ensemble du cycle de croissance de chaque culture. Il est apparu que l'azote apporté par les EUT (N_{EUT}) était toujours en quantité supérieure aux besoins de la culture (N₀), ce qui n'était pas le cas du potassium et du phosphore (Sou et al., 2008). En conséquence, l'ajustement de la fertilisation s'est basé, d'une part, sur une réduction de la quantité d'azote apportée, par dilution des EUT avec l'ET et, d'autre part, par un apport complémentaire d'engrais phosphaté et potassique. L'estimation reposait sur les hypothèses suivantes :

1. les apports de fertilisants par l'ET sont considérés comme négligeables,
2. les concentrations initiales en N, P₂O₅ et K₂O du sol, relativement faibles sur notre site expérimental, ne sont pas prises en compte,
3. les teneurs en fertilisants contenus dans les EUT sont relativement constantes d'une année à l'autre; les résultats des analyses effectuées au cours de la campagne 2005-2006 (32 g m⁻³ pour N, 13 g m⁻³ pour P₂O₅ et 31 g m⁻³ pour K₂O) ont donc été utilisés pour estimer les apports durant la campagne 2006-2007,
4. le volume total d'eau apporté pour une culture donnée sur l'ensemble de son cycle de croissance est comparable d'une année à l'autre; ainsi, les volumes totaux d'EUT apportés en 2005-2006 (1.8 m³ pour les laitues, 2.9 m³ pour les carottes et 9.1 m³ pour les aubergines) ont été utilisés pour estimer les apports prévisionnels de 2006-2007.

Les résultats des estimations pour la campagne 2006-2007 sont résumés dans le tableau 15. En pratique, EUT et ET ont été apportées de manière alternée au cours de chaque épisode d'irrigation, à raison d'un volume d'EUT suivi d'un volume d'ET pour la carotte et d'un volume d'EUT, suivi de 2 volumes d'ET pour les aubergines. Aucune dilution ne s'est avérée nécessaire pour les laitues.

Les quantités d'engrais appliquées en complément pour le traitement EUTa et en totalité pour le traitement ET+ENG sont fournies en annexe 9. Les trois engrais ont été apportés en fertilisation de fond, en début de culture.

A la fin de la campagne de mesures 2006-2007, les apports effectifs de fertilisants par les EUT ont été calculés et comparés aux estimations prévisionnelles, ce qui a permis de déduire d'éventuels apports déficitaires ou excessifs (Tab. 16). Le tableau témoigne d'une surestimation générale des apports des trois éléments fertilisants par les EUT, notamment pour l'azote et le potassium, sur les cultures de laitues et d'aubergines. Cet écart entre prévisions et apports réels s'explique essentiellement par les concentrations moyennes en azote et potassium des EUT qui sont passés respectivement de 32

à 23 g m⁻³ et de 27 à 5 g m⁻³ entre les campagnes 2005-2006 et 2006-2007. Par ailleurs, la quantité d'eau appliquée aux aubergines a été fortement réduite, ce qui a amoindri notablement la fraction de fertilisants apportés par les EUT.

Tableau 15 : Programme prévisionnel de fertilisation du traitement EUTa en 2006-2007

	Laitue			Carotte			Aubergine		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Besoins en fertilisants (kg ha ⁻¹)	80	120	120	70	90	180	140	180	180
Apports par les EUT (kg ha ⁻¹)	96	39	93	154	63	150	485	197	470
Apports par les EUT (% besoins)	120	32	77	220	70	83	346	109	261
Facteur de dilution des EUT (réduction de N)	Pas de dilution			1/2			1/3		
Apports par les EUT après dilution (kg ha ⁻¹)	96	39	93	77	31	75	160	65	157
Apports par les EUT après dilution (% des besoins)	120	32	77	110	34	42	115	36	87
Complément engrais (kg ha ⁻¹)	-	81	27	-	59	105	-	115	23
Complément engrais (% besoins)	-	68	23	-	66	58	-	64	13

Tableau 16 : Déficients en fertilisants pour le traitement EUTa en 2006-2007

	Laitue			Carotte			Aubergine		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Apports prévisionnels (kg ha ⁻¹)	96	39	93	77	31	75	160	65	157
Complément engrais (kg ha ⁻¹)	-	81	27	-	59	105	-	115	23
Apports réels EUT (kg ha ⁻¹)	50	30	15	71	43	21	80	49	24
Bilan des apports totaux (% de déficit par rapport aux besoins)	37	8	65	-	-	30	43	9	74

Le programme prévisionnel de fertilisation 2007-2008 (Tab. 17) pour le traitement EUTa a été basé sur les résultats de la campagne 2006-2007, à savoir des concentrations en N, P₂O₅ et K₂O des EUT valant respectivement 23 g m⁻³, 14 g m⁻³ et 7 g m⁻³ et des volumes totaux d'eau d'irrigation correspondant à 1.3 m³ pour les laitues, 3.7 m³ pour les carottes et 6.3 m³ pour les aubergines.

Comme en 2006-2007, les cultures de laitues n'ont pas nécessité de dilution des EUT. Le facteur de dilution pour les carottes a été maintenu à 1/2 et réduit à 2/3 pour les aubergines. Les quantités d'engrais apportés en complément pour le traitement EUTa et en apports totaux pour le traitement ET+ENG sont fournies en annexe 10.

Tableau 17 : Programme prévisionnel de fertilisation du traitement EUTa en 2007-2008

	Laitue			Carotte			Aubergine		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Besoins en fertilisants (kg ha ⁻¹)	80	120	120	70	90	180	140	180	180
Apports par les EUT (kg ha ⁻¹)	50	30	15	142	86	43	241	147	73
Apports par les EUT (% besoins)	62	25	12	203	96	24	172	82	41
Facteur de dilution des EUT (réduction de N)	Pas de dilution			1/2			2/3		
Apports par les EUT après dilution (kg ha ⁻¹)	50	30	15	71	43	21	160	98	49
Apports par les EUT après dilution (% des besoins)	62	25	12	99	48	12	114	54	23
Complément engrais (kg ha ⁻¹)	30	90	105	-	47	158	-	83	134
Complément engrais (% besoins)	38	75	88	-	52	88	-	46	77

La comparaison entre apports réels et apports prévisionnels en fertilisants pour l'année 2007-2008 est fournie au tableau 18. Les apports réels ont été calculés à partir des analyses 2007-2008 des EUT ainsi que les volumes réels en eau d'irrigation appliqués, à savoir des concentrations en N, P₂O₅ et K₂O des EUT valant respectivement 27 g m⁻³, 15 g m⁻³ et 25 g m⁻³ et des volumes totaux d'eau d'irrigation correspondant à 1.1 m³ pour les laitues, 3.1 m³ pour les carottes et 5.1 m³ pour les aubergines.

Tableau 18 : Déficits en fertilisants pour le traitement EUTa en 2007-2008

	Laitue			Carotte			Aubergine		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Apports prévisionnels (kg ha ⁻¹)	50	30	15	71	43	21	160	98	49
Complément engrais (kg ha ⁻¹)	30	90	105	-	47	158	-	83	134
Apports réels EUT (kg ha ⁻¹)	50	28	46	70	39	65	153	85	142
Bilan des apports totaux (% de déficit par rapport aux besoins)	-	2	-	-	4	-	-	7	-

Il apparaît que les estimations de 2007-2008 ont été proches des apports réels en fertilisants. De faibles déficits (< 10%) sont à noter pour le phosphore, alors que les apports en potassium ont été supérieurs aux estimations (non indiqué dans le tableau).

3.1.3 Conditions de mise en culture

Une pépinière de laitues et d'aubergines a été mise en place avant le démarrage de chaque campagne de mesures. Les plants ont été irrigués avec l'eau témoin, sans aucun apport d'engrais. La préparation des parcelles a consisté en un labour manuel (méthode traditionnelle à la « daba »).

La figure 5 illustre la disposition des plants de laitues et d'aubergines. Une parcelle d'aubergines (6 m²) comprend au total 14 plants, à savoir deux lignes de 7 plants, alors qu'une parcelle de laitues comporte 7 lignes de 11 plants, soit 77 plants au total. La zone hachurée en bordure des parcelles est également mise en culture pour limiter les effets de bord, mais n'a pas été prise en compte dans l'évaluation des rendements, ce qui fut également le cas des parcelles de carottes.

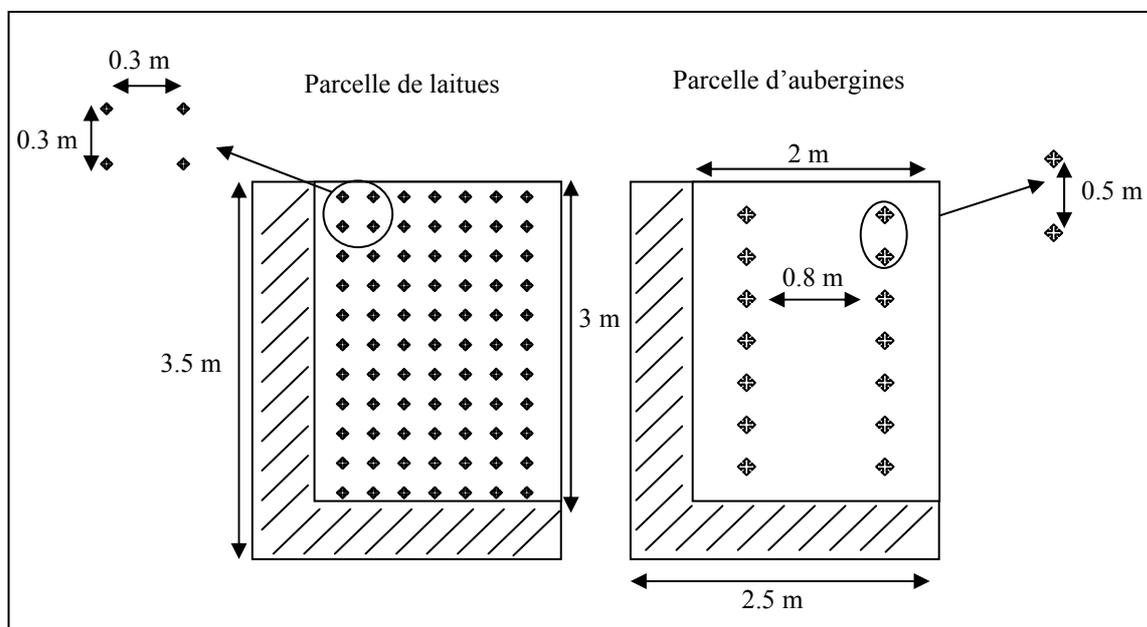


Figure 5 : Schéma d'implantation des plants de laitues et d'aubergines

Le démarrage des trois cultures s'est fait à la même période (cf. chronogramme des campagnes de mesure en annexe 11), après semis direct (à la volée) pour la carotte et repiquage des plants de laitues et d'aubergines. En 2005-2006, les récoltes d'aubergines ont duré 4 mois, avec une fréquence bimensuelle (8 récoltes au total). En 2006-2007, la campagne a démarré avec un retard d'un mois et la récolte d'aubergines a été réduite à une période de 2 mois, avec 5 récoltes au total. En 2007-2008, une seule récolte d'aubergines a pu être effectuée en toute fiabilité car à partir du 10 mars, de fréquents vols ont contraint à l'arrêt prématuré de la campagne.

Un traitement phytosanitaire a été appliqué sur tout le site avant la mise en culture. La liste des pesticides et les doses d'application utilisées sont fournies à l'annexe 12. Des applications curatives ont été nécessaires en cours de croissance des cultures, notamment de Furadan, pour éradiquer les fourmis. Toutefois, la dose de 5 g par plant de Furadan apportée en traitement préventif en 2005-2006, selon les recommandations du fournisseur, a occasionné des jaunissements des plants de laitues et d'aubergines, si bien que la dose a été réduite de moitié durant les campagnes suivantes.

3.2 Évaluation sanitaire des cultures irriguées avec les EUT

L'évaluation sanitaire des cultures considérées concerne à la fois leur qualité microbiologique et leur qualité chimique.

L'étude de la qualité microbiologique a été basée sur le suivi des indicateurs bactériens (coliformes fécaux et *Escherichia coli*) et sur la recherche de 4 bactéries pathogènes : *Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella typhimurium*, *Vibrio cholerae* et *Campilobacter jejuni*.

Les indicateurs bactériens ont été analysés durant les trois campagnes, alors que la recherche des bactéries pathogènes n'a concerné que la campagne 2007-2008. Les légumes testés sont ceux indiqués précédemment; ils présentent l'avantage de satisfaire également les critères reconnus comme particulièrement influents sur la charge bactérienne des cultures (Bouhoum et Amahmid, 2002; Melloul et al., 2001) et sur les conséquences sanitaires liées à leur consommation (Al-Lahham et al., 2003), à savoir :

- le contact plus ou moins étroit du légume avec le sol,
- la densité et la nature (rugueuse ou lisse) de la surface d'échange du légume avec les eaux d'irrigation et les radiations solaires,
- le mode de consommation (cru ou nécessitant une cuisson préalable).

Le choix de la laitue se justifie par la rugosité de surface des feuilles comestibles et la densité foliaire de la culture. Ces caractéristiques assurent aux microorganismes une certaine protection contre le pouvoir désinfectant des rayonnements solaires, si bien que ce type de légume consommé cru est un vecteur de microorganismes pathogènes particulièrement dangereux pour l'Homme. La carotte présente l'intérêt d'être un légume racinaire dont la partie comestible est entièrement enfouie dans le sol et donc totalement isolée des rayonnements solaires. Bien qu'elle puisse être cuite, la carotte est souvent consommée crue. Enfin, le fruit des aubergines se forme sur une tige, à une hauteur relativement élevée (> 10 cm du sol) et présente une surface lisse largement exposée aux rayonnements solaires.

L'étude sanitaire a été effectuée dans le cadre des expérimentations mises en place pour l'étude du pouvoir fertilisant des EUT et concerne donc les mêmes traitements, à savoir EUT, EUT+ENG et ET en 2005-2006 et EUT, EUTa et ET+ENG les années suivantes. Des arrosoirs différents ont été utilisés pour l'irrigation avec les EUT et l'ET afin d'écartier tout risque de contamination d'un traitement à l'autre.

La qualité chimique des cultures a été évaluée au moyen d'analyses de métaux lourds (Cd, Pb, Cr, Cu, Ni) et s'est limitée à la campagne 2006-2007.

3.2.1 Analyse des indicateurs bactériens de contamination fécale

3.2.1.1 Définitions et méthodes d'analyse sur milieux de culture chromogéniques

Les principaux indicateurs bactériens de contamination fécale sont les coliformes fécaux et *Escherichia coli*. Le groupe des coliformes rassemble une grande diversité de genres et d'espèces appartenant majoritairement à la famille des *Enterobacteriaceae*. Les définitions relatives aux

bactéries coliformes reposent surtout sur des caractéristiques morphologiques et biochimiques. Les coliformes totaux sont ainsi définis comme des bactéries en forme de bâtonnets, aérobies ou anaérobies facultatifs, Gram négatif, possédant l'enzyme β galactosidase qui permet l'hydrolyse du lactose à 35°C. Comme indiqué précédemment, les coliformes fécaux (ou thermotolérants) font partie du groupe des coliformes totaux, avec toutefois la propriété de fermenter le lactose à une température de 44°C (Institut national de santé publique du Québec, 2003a). Parmi les coliformes fécaux, *Escherichia coli* constitue l'indicateur de contamination fécale de référence (Institut national de santé publique du Québec, 2003c).

Il existe classiquement trois types de méthodes de référence pour identifier et dénombrer les coliformes fécaux et *Escherichia coli*: la technique du nombre le plus probable (NPP), le test de présence/absence (P/A) et la méthode par filtration sur membrane (FM). Les manuels de référence (Standard Methods for Water and Wastewater Examination et Normes ISO) préconisent l'application de ces méthodes sur des milieux de culture solides ou liquides.

Les coliformes fécaux et *Escherichia coli* sont identifiés sur des milieux de culture sélectifs. Ces milieux sont appelés ainsi car ils contiennent, en plus des constituants de bases, des inhibiteurs de croissance de la flore secondaire Gram négative qui permet une croissance sélective des coliformes fécaux et *Escherichia coli*. Ces tests d'identification sont fiables mais longs à mettre en œuvre (en moyenne 3 jours pour le NPP) car ils sont présomptifs et nécessitent des étapes complémentaires de tests biochimiques, destinés à confirmer la présence des indicateurs recherchés. Cependant, depuis une dizaine d'année, des tests plus rapides sont apparus. Ils contiennent spécifiquement des substrats enzymatiques fluorescents ou chromogènes, destinés à mettre en évidence la présence de deux enzymes : la β galactosidase et la β glucuronidase. La première enzyme caractérise généralement les coliformes tandis que la seconde est spécifique à plus de 90% à *Escherichia coli* (Grand et Baumgartner, 1996). Les tests enzymatiques contenant généralement les substrats d'identification des deux enzymes, ils offrent l'avantage d'une recherche simultanée des coliformes fécaux et d'*Escherichia coli*.

Les milieux de culture pour tests enzymatiques les plus usuels se présentent sous forme de géloses chromogènes sélectives (GCS), parmi lesquelles le Chromocult® Coliform Agar (CCA) (Merck, Darmstadt, Germany), utilisé dans cette étude. Le dénombrement sur GCS est simple à mettre en œuvre et permet l'obtention des résultats en moins de 24h. Plusieurs études ont démontré l'efficacité du milieu de culture CCA pour l'identification et le dénombrement des coliformes totaux ou fécaux et surtout d'*Escherichia coli*. Les échantillons testés concernent aussi bien les eaux de surface polluées, les denrées alimentaires, que les selles humaines (Finney et al., 2003; Fricker et al., 2008; Ogihara et al., 2004; Turner et al., 2000). L'efficacité du milieu et sa bonne sélectivité ont notamment été démontrées sur les eaux de surface polluées en zone tropicale par Byamukama et al. (2000). Cependant, Pitkanen et al. (2007) montrent que les milieux chromogènes ou fluorescents ont

généralement tendance à surestimer le nombre de coliformes, surestimation attribuée principalement à la croissance de bactéries non coliformes possédant l'enzyme β galactosidase, telles que *Klebsiella oxytoca* (résultats faux-positifs). Toujours selon ces auteurs, le tergitol incorporé dans le milieu CCA comme inhibiteur de croissance des bactéries non coliformes ne serait pas suffisamment efficace. Wang et Wanda (2008) confirment ces résultats et précisent que dans le cas des eaux peu contaminées par des coliformes (eaux potables ou eaux de surface peu polluées), la sélectivité du milieu CCA diminue sensiblement. Les auteurs indiquent notamment une forte interférence avec *Aeromonas*, une bactérie non coliforme qui présente le même aspect que les coliformes sur le milieu CCA. Ils préconisent que toutes les colonies présomptives d'*Escherichia coli* poussant sur le milieu CCA soient confirmées par le test biochimique de production d'indole (effectué avec le réactif de Kovacs).

3.2.1.2 Protocole d'analyse des échantillons

– Suivi des coliformes fécaux dans les végétaux

L'échantillonnage a consisté à prélever 1 kg de matière végétale au stade de maturité, sur chacune des trois répétitions, ce qui a représenté 9 échantillons au total pour chaque type de culture.

Les prélèvements ont été réalisés dans le respect des conditions d'hygiène et de stérilité requises et les échantillons conservés à 4°C jusqu'au moment des analyses qui ont eu lieu dans les 24 h suivant le prélèvement.

Les analyses ont porté sur la surface des végétaux, notamment sur les épluchures de carottes et d'aubergines, à l'exception de la première campagne (2005-2006) où ces deux légumes n'ont pas été préalablement épluchés. La terre présente à la surface des carottes a été supprimée par rinçage à l'eau courante, pour se rapprocher au mieux de l'aspect des légumes vendus sur les marchés. Les échantillons de carottes et d'aubergines ont d'abord été pesés (P1), puis épluchés avec des ustensiles stériles (flambés à l'alcool). Les épluchures de chaque échantillon ont ensuite été pesées (P2). Une quantité de 100 g de chaque échantillon à analyser (épluchures de carottes, d'aubergines ou feuilles de laitues) a été introduite dans des bouteilles stériles à col large munies d'un couvercle. Chaque bouteille a été complétée avec 900 ml d'une solution de NaCl à 1N (Kouraa et al., 2002), puis fermée et agitée pendant 15 min en position horizontale sur un plateau agitateur. Pour chaque eau de rinçage, représentant une suspension mère à 10^{-1} , deux dilutions décimales à 10^{-2} et 10^{-3} ont été réalisées avec la solution de NaCl à 1N. La suspension mère et les dilutions ont étéensemencées par étalement de 0.1 ml sur la gélose CCA coulée dans des boîtes de Pétri stériles de 90 mm de diamètre. Chaque dilution a fait l'objet de deux répétitions débouchant sur 18 échantillons de carottes et tout autant pour l'aubergine. Le traitement EUTa de la laitue n'ayant pas nécessité de dilution, il ne diffère pas du traitement EUT sur le plan sanitaire et n'a donc pas été pris en compte. Au final 48 mesures ont été réalisées pour les trois légumes testés.

Les boîtes de Pétri ont été incubées à l'étuve à 44°C pendant 24h. A noter que la température d'incubation recommandée par le fabricant du milieu CCA est de 37°C. Cependant la plupart des méthodes publiées à ce jour fixent à 44°C l'incubation des milieux de culture pour la recherche des coliformes fécaux (Al-Nakshabandi et al., 1997; Fricker et al., 2008; Minhas et al., 2006). Par ailleurs, Grand et Baumgartner (1996) ont testé l'influence de la température d'incubation sur la sélectivité du milieu CCA. Ils n'ont constaté, pour les souches d'*Escherichia coli*, aucune différence de croissance, d'aspect des colonies ou de sélectivité du milieu, entre les essais incubés à 37°C et ceux incubés à 44°C. Le test effectué par Grand et Baumgartner (1996) et repris dans cette étude (résultats non présentés), a aussi montré une meilleure sélectivité d'*Escherichia coli* à une température d'incubation de 44°C. Cette température a donc été retenue pour les dénombrements.

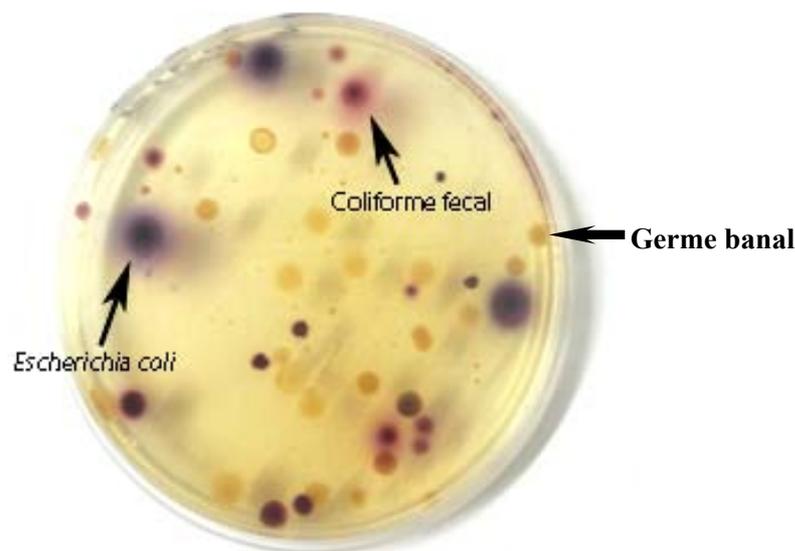


Figure 6 : Exemple d'échantillon d'eau usée ensemencé sur milieu Chromocult Coliform Agar

La figure 6 illustre le cas d'un échantillon d'EUT ensemencé sur le milieu CCA. Les coliformes fécaux sont identifiés par des colonies roses tandis que les colonies violettes représentent *Escherichia coli*. Les boîtes de Pétri font l'objet d'un comptage des colonies au terme de l'incubation. Les résultats sont exprimés au moyen de la formule :

$$N = \log_{10} \left[\left(\frac{\sum n}{(b_1 * v_1 * d_1) + (b_2 * v_2 * d_2) + \dots (b_i * v_i * d_i)} \right) \cdot \frac{P_2}{P_1} \right]$$

N : nombre d'Unités Formant Colonies, exprimé en \log_{10} UFC g^{-1} de culture

n : nombre total de colonies comptées sur les boîtes des dilutions d1 à di

bi : nombre de boîtes de Pétri ensemencées pour une dilution donnée

vi : volume de prise d'essai ensemencé sur une boîte

di : dilution appliquée (d1 à di) à la suspension à analyser

P1 et P2 : poids des carottes et des aubergines entières et poids de leurs épiluchures, respectivement

Les résultats obtenus par dénombrement sur la gélose chromogène sélective CCA ont débouché sur certaines incohérences. Les différences de charge en coliformes fécaux des carottes (et dans une moindre mesure des laitues et des aubergines) entre le traitement EUT et les traitements témoins (ET ou ET+ENG), sont non significatives ou indiquent une contamination plus élevée sur le traitement témoin que sur le traitement EUT. Ceci ne concorde pas avec les analyses effectuées sur les eaux qui révèlent une contamination en coliformes fécaux beaucoup plus importante dans les EUT que dans l'ET. Seuls les résultats sur l'aubergine témoignent d'une contamination plus importante sur les traitements EUT que sur les traitements témoins.

– Suivi des coliformes fécaux dans le sol

Ces résultats surprenants nous ont conduits, en 2006-2007, à effectuer un suivi des coliformes fécaux dans le sol sur 3 parcelles de carottes (parcelles du bloc A, Fig. 4). Ce suivi avait pour but de comparer les charges en coliformes du sol dans le cas de trois traitements: eaux usées traitées (EUT), eaux usées traitées diluées à 50% avec l'eau témoin (EUTa) et eau témoin (ET+ENG). Le suivi a consisté en 18 séries de prélèvements effectués entre le 27 mars et le 30 avril 2007 et analysés selon le protocole décrit en annexe 13.

Les résultats présentaient les mêmes tendances que ceux observés sur les végétaux, ce qui a conduit à prospecter la littérature relative à l'utilisation du milieu de culture CCA. Il apparaît qu'un certain nombre de limites analytiques ont été mises en évidence concernant le dénombrement des coliformes fécaux et d'*Escherichia coli* au moyen des analyses classiques sur gélose ou milieux liquides en général et sur les milieux GCS en particulier. Horakova et al. (2008) indiquent que certaines bactéries comme *Escherichia coli* O157, bien que possédant le gène codant la synthèse de l'enzyme β glucuronidase ne synthétisent pas cette enzyme, si bien que la présence de cette bactérie ne peut pas être détectée sur des milieux de culture chromogène; de tels résultats sont dits « faux négatifs ». A contrario, Gonzalez et al. (2003) ainsi que Tryland et Fiksdal (1998) ont montré que des bactéries non coliformes Gram négatifs (*Vibrionaceae*, *Pseudomonaceae* et *Neisseriaceae*) et plusieurs bactéries Gram positifs sont capables de produire l'un ou les deux enzymes (β glucuronidase et β galactosidase). Elles se développent donc sur les milieux chromogènes en présentant des colonies d'aspect similaire aux coliformes fécaux ou à *Escherichia coli*; ces résultats sont qualifiés de « faux positifs ». Par ailleurs, Oliver (2005) et Sardesai (2005) traitent de la présence de bactéries viables mais non cultivables (VBNC⁸) dans certains environnements (eaux, sols, denrées alimentaires, etc.) et en conditions hostiles (pH ou température extrêmes, faible teneur en éléments nutritifs, etc.). Il est impossible de dénombrer des bactéries en état de VBNC par les méthodes de dénombrement classiques car elles ne se multiplient pas dans les bouillons ou les géloses de culture. Cependant, ces bactéries, parfois pathogènes, demeurent dans l'échantillon ou le milieu considéré et conservent, le cas

⁸ Viable But Not Cultivable

échant, leur virulence. Lorsqu'elles retrouvent des conditions plus favorables de croissance, elles récupèrent toutes leurs facultés et prolifèrent dans le milieu. Les auteurs soulignent l'importance sanitaire de ce phénomène et préconisent des méthodes d'analyse capables de détecter les bactéries viables mais non cultivables.

A la lumière de ces travaux, deux hypothèses non exhaustives ont été émises pour tenter d'expliquer les résultats obtenus lors du dénombrement des coliformes fécaux dans le sol et les végétaux.

Hypothèse 1 : l'eau témoin (ET) contient des coliformes fécaux viables mais non cultivables qui, une fois dans le sol ou sur les végétaux, rencontrent des conditions plus favorables de croissance permettant leur dénombrement sur le milieu CCA.

Hypothèse 2 : les bactéries dénombrées sur les légumes irrigués avec l'ET proviendraient majoritairement du sol, ne seraient pas nécessairement des coliformes fécaux et se comporteraient sur le milieu de culture CCA comme des bactéries coliformes (bactéries faux positifs).

3.2.1.3 Mise en évidence de bactéries VBNC par analyse moléculaire (hypothèse 1)

La technique ACP (Amplification par Chaîne Polymérase), plus connue sous l'appellation PCR (Polymerase Chain Reaction), permet de s'affranchir de la condition de viabilité bactérienne; elle est basée sur le principe de la réplication *in vitro* d'un segment défini d'ADN qui est exclusive d'un groupe taxonomique donné. Pour vérifier la présence éventuelle de bactéries VBNC dans l'eau témoin, une série d'analyses comparatives a été effectuée, aussi bien dans les eaux d'irrigation que dans les sols et les végétaux des parcelles irriguées.

Les prélèvements d'eau, à savoir 6 échantillons d'EUT et 6 autres d'ET, ont été effectués à une fréquence mensuelle entre novembre 2007 et mai 2008 (à l'exception du mois de février). Les échantillons de légumes ont été prélevés au moment de la récolte 2007-2008, puis regroupés en échantillons composites. Il en a résulté 3 échantillons composites d'aubergines, correspondant aux trois traitements EUT, EUTa et ET+ENG et 2 échantillons composites de laitues, associés aux traitements EUT et ET+ENG. Six échantillons composites de carottes ont été analysés, vu qu'une distinction a été faite entre carottes lavées à l'eau courante pour les débarrasser de la terre et carottes non lavées. Trois séries de 8 échantillons de sol (3 échantillons pour chaque culture et 3 échantillons pour chaque traitement, à l'exception du traitement EUTa pour la laitue) ont été analysés, la première série ayant été prélevée avant le début de l'irrigation, la deuxième pendant la période d'irrigation et la troisième après l'arrêt de l'irrigation.

L'analyse moléculaire des échantillons comporte principalement 3 étapes :

1. l'extraction de l'ADN de l'échantillon considéré (eau, sol ou végétal). L'extrait contient les ADN de toutes les cellules vivantes présentes (bactéries, parasites, cellules végétales, etc.). Il est communément appelé ADN total,

2. amplification exponentielle par PCR d'un segment d'ADN cible, grâce aux sondes oligonucléotidiques spécifiques (amorces),
3. séparation et observation des segments amplifiés par électrophorèse sur gel d'aragose.

– **Extraction de l'ADN**

L'extraction de l'ADN des échantillons d'eau et de sol a été réalisée selon une procédure interne au laboratoire Plantes et Pathogènes de la Haute école du paysage, de l'ingénierie et de l'architecture de Lullier (HEPIA, canton de Genève), tandis que l'ADN des végétaux a été extraite selon le protocole du kit d'extraction DNeasy[®] Plant (Qiagen). Les analyses d'eau ont porté sur le résidu d'un volume de 50 ml filtré à 0.45 µm, alors que celles concernant les sols et les végétaux ont porté sur des quantités de 1 g. Le matériel végétal analysé a été prélevé au niveau de la pelure externe des carottes et des aubergines.

Le protocole d'extraction consiste à utiliser des détergents afin de libérer par lyse membranaire le contenu cellulaire composé de protéines, d'organites et de l'ADN que l'on cherche à extraire. Au moyen de solvants organiques, les débris cellulaires et les protéines sont éliminés. L'ADN total recueilli par centrifugation avant d'être lavé et purifié sur colonne de PVPP (polyvinylpolypyrrolidone), a été conservé en solution aqueuse à -20°C. L'extraction de l'ADN des échantillons environnementaux est l'étape la plus critique de l'analyse moléculaire. L'ADN extrait se trouve souvent mélangé à des débris protéiques et des composés organiques qui inhibent fortement la réaction de la PCR (Bachoon et al., 2001; Dong et al., 2006; Watson et Blackwell, 2000). L'étape de purification sert à réduire ces inhibiteurs; selon Rajendhran et Gunasekaran (2008), la purification sur colonne de PVPP est l'une des méthodes les plus efficaces pour l'élimination des composés humiques dans les échantillons environnementaux tels que les sols et les sédiments.

La concentration en ADN contenue dans l'échantillon a été mesurée par spectrophotométrie UV/VIS (Nano-drop[™] 1000 Thermo Scientific) à une longueur d'onde de 260 nm. L'absorbance des protéines et des acides humiques a également été mesurée dans l'échantillon, aux longueurs d'ondes respectives de 280 nm et 230 nm (Chaudhuri et al., 2006; Thakuria et al., 2008). Ces dernières mesures ont permis d'estimer la pureté de l'ADN à travers les rapports d'absorbance: $A_{260/280}$ (ADN/protéines) et $A_{260/230}$ (ADN/acides humiques). Un rapport $A_{260/280}$ inférieur à 1.7 traduit une contamination de l'ADN par des protéines (Rajendhran et Gunasekaran, 2008). L'interprétation du rapport $A_{260/230}$ est plus délicate. Thakuria et al. (2008) notent qu'une réduction de ce rapport traduit une contamination par les acides humiques, tandis que Krsek et Wellington (1999) estiment qu'il influence moins la qualité de la PCR que le rapport $A_{260/280}$. Rajendhran et Gunasekaran (2008) précisent que certains composés humiques absorbent l'UV à la même longueur d'onde que l'ADN, à savoir 260 nm; il est donc possible que certains résultats imputés à l'ADN soient en réalité la conséquence d'une absorbance des substances humiques. Les résultats des concentrations d'ADN et des rapports d'absorbance pour les eaux, les

végétaux et les sols sont fournis aux annexes 14, 15 et 16. Les concentrations d'ADN de l'ET sont en moyenne 10 fois inférieures à celles des EUT. Les rapports $A_{260/280}$ des ADN totaux des échantillons de sol sont quasiment tous supérieurs à 1.7 et s'apparentent à ceux obtenus par Chaudhuri et al. (2006). Ces rapports témoignent d'une bonne élimination des impuretés d'origine protéique. En revanche, les rapports $A_{260/230}$ sont extrêmement faibles, aussi bien pour les échantillons de sol que pour les échantillons d'eau et de végétaux. Le rapport moyen $A_{260/230}$ est de 0.7 pour les sols, alors que Chaudhuri et al. (2006) mentionnent des valeurs de l'ordre de 2. Cela laisse suspecter une forte contamination des extraits d'ADN des échantillons de sol par des acides humiques. Les valeurs du rapport $A_{260/230}$ relatif aux eaux et aux végétaux doivent être considérées avec circonspection, car en l'absence de données comparatives sur des extraits d'ADN de même nature, les faibles rapports obtenus ne sauraient être directement liés à une présence importante d'acides humiques.

– **Amplification des segments d'ADN cible**

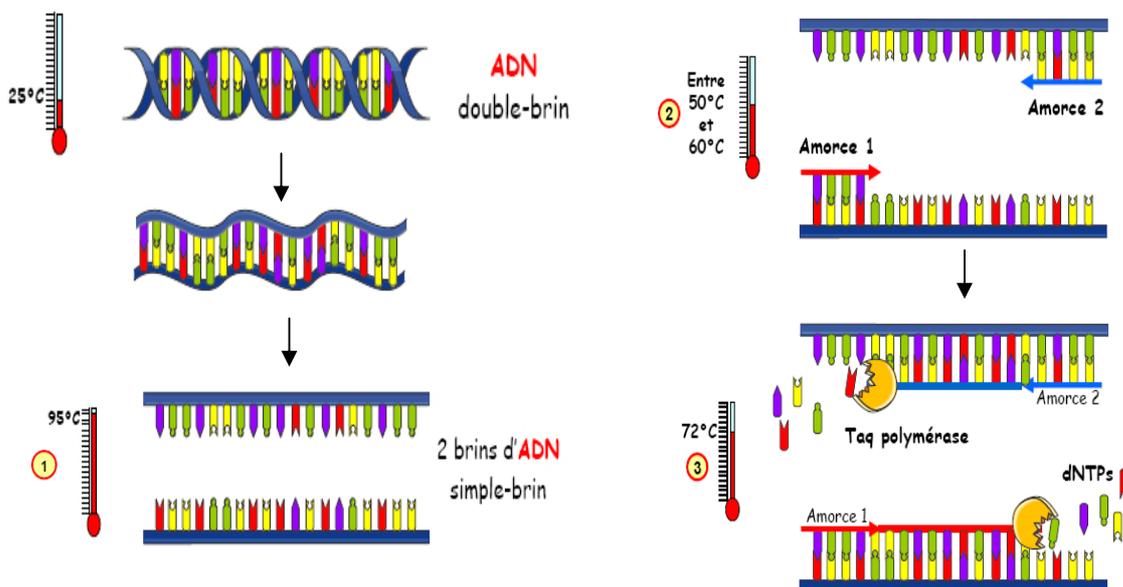
Les extraits d'ADN totaux se composent d'une multitude de séquences génétiques d'origines diverses (bactéries, végétaux, virus, etc.). Pour vérifier la présence de coliformes viables mais non cultivables, deux fragments d'ADN spécifiques ont été recherchés dans ces extraits. Le premier provient de l'ADNr 16S, le gène codant la synthèse de l'ARN ribosomal 16S. Des séquences de ce gène sont communes à tous les procaryotes, si bien que leur présence dans l'ADN total renvoie à l'existence de cellules bactériennes dans l'échantillon extrait. Le second fragment est contenu dans le gène codant la synthèse de l'enzyme β galactosidase. Il est recherché pour vérifier la présence de bactéries coliformes dans les extraits d'ADN totaux. A noter que deux couples d'amorces (LacZ et COL) ont été utilisés pour la recherche du gène codant la synthèse de cette enzyme. Ils diffèrent par la taille du fragment d'ADN qu'ils délimitent au sein du gène.

La PCR est réalisée dans un mélange réactionnel auquel a été ajouté l'extrait d'ADN total, en l'occurrence les extraits d'ADN de sol, d'eau ou de végétal. Le mélange réactionnel est composé :

- d'une enzyme, la Taq polymérase, qui catalyse la réplication de la séquence d'ADN cible,
- d'un couple d'amorces oligonucléotidiques spécifiques, qui sont des brins synthétiques d'ADN très courts. Leurs séquences sont choisies pour former les limites du fragment d'ADN à amplifier,
- de 4 nucléotides (Adénine, Thymine, Cytosine et Guanine) appelés dNTPs (désoxyribonucléiques triphosphates) qui sont les constituants de base nécessaires à la réplication des nouveaux brins d'ADN cibles,
- d'une solution tampon (pH 8) contenant des ions magnésium,
- d'une eau ultra pure (débarassée de tous débris d'ADN).

Le volume total du milieu réactionnel est généralement de 50 ou 100 µl selon les besoins ultérieurs du produit PCR. Les concentrations des différents composants doivent être extrêmement précises et déterminées pour chaque fragment d'ADN à amplifier, car elles conditionnent le bon déroulement de la PCR. Les tubes contenant le mélange réactionnel et l'ADN total sont soumis à des cycles de température répétés plusieurs fois (environ 35 cycles) dans le bloc chauffant d'un thermocycleur (appareil PCR, Biometra). Les programmes PCR sont spécifiques au type de fragment d'ADN à amplifier. Ils comprennent une étape de dénaturation initiale, plusieurs cycles de réplication et une étape d'élongation finale. Le cycle de réplication est subdivisé en 3 phases schématisées à la figure 7, à savoir :

- une phase de dénaturation (étape 1 sur la figure), où l'ADN total double brin est séparé en deux brins individuels (ADN monocaténares); la séparation s'effectue par rupture de liaisons hydrogène à haute température ($> 80^{\circ}\text{C}$),
- une phase d'hybridation (étape 2 sur la figure), où le couple d'amorces se fixe spécifiquement aux extrémités de la zone d'intérêt au niveau de l'ADN total pour délimiter la séquence à amplifier. La fixation s'effectue par formation de liaisons hydrogène grâce à l'abaissement de la température entre 50 et 60°C ,
- une phase d'élongation (étape 3 sur la figure), qui consiste à répliquer l'ADN cible. La réplication s'effectue grâce aux 4 nucléotides (dNTPs) et à l'enzyme de réplication (Taq polymérase).



Adapté d'un document pédagogique de l'université de Strasbourg (www-ed-sdvs.u-strasbg.fr/openlab/lyceens/PCR.pdf)

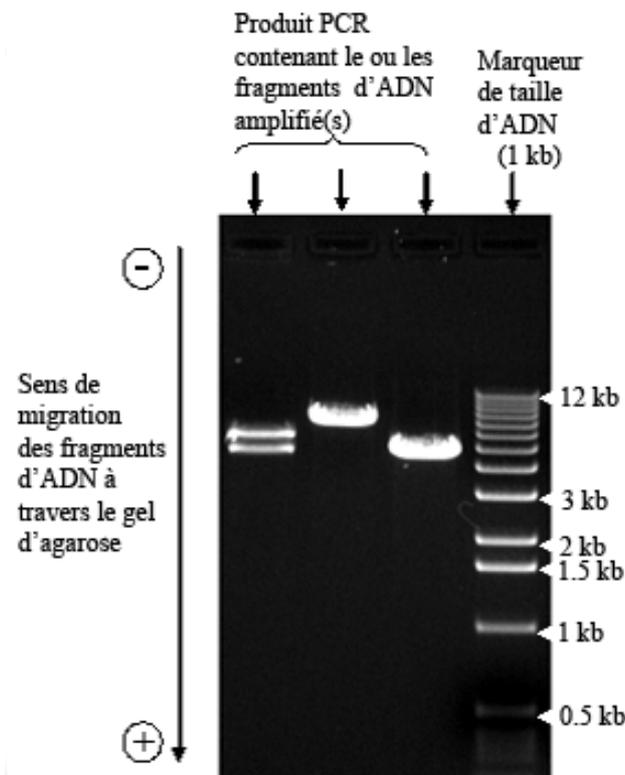
Figure 7 : Cycle de réplication d'un fragment d'ADN

A la fin du premier cycle, deux fragments double brins d'ADN cible sont répliqués et serviront à la réplication de 4 fragments lors du second cycle. Cependant, ces brins d'ADN répliqués ne correspondent pas encore à la séquence exacte du fragment recherché. Ce dernier n'est obtenu qu'à

partir du troisième cycle de réplication. Les réplications se poursuivent avec une amplification exponentielle du fragment d'ADN cible.

– Séparation du segment d'ADN amplifié par électrophorèse

A la fin de la réaction de PCR (après 20 à 30 cycles de réplication), la quantité extrêmement faible (de l'ordre de $1 \text{ ng } \mu\text{l}^{-1}$) d'ADN total contenue dans le produit PCR n'aura pas varié. En revanche, l'amplification de la séquence cible aura permis d'en former une grande quantité, qu'il est ensuite aisé d'isoler du produit PCR pour d'autres applications. Dans la présente étude, le fragment cible amplifié est isolé par électrophorèse. Le principe consiste à faire migrer un petit volume ($10 \mu\text{l}$) du produit PCR contenant le fragment d'ADN amplifié, à travers un gel d'agarose. Le gel est immergé dans une cuve électrophorétique remplie d'une solution tampon et l'ensemble est soumis à un champ électrique qui permet la migration de l'ADN, chargée négativement à pH 8. Le fragment d'ADN du produit PCR progresse à travers le gel à une vitesse spécifique, déterminée par sa taille (exprimée en nombre de paires de bases (bp) ou en kilobases (kb)) et par le champ électrique appliqué. L'échantillon d'ADN à migrer est associé à un fluorochrome, le GelRed[®], qui permet de révéler, sous forme d'une bande fluorescente sous UV, l'emplacement du fragment d'ADN au sein du gel d'agarose (Figure 8).



Source : http://en.wikipedia.org/wiki/DNA_ladder

Figure 8 : Exemple d'une migration électrophorétique de fragments d'ADN sur gel d'agarose

Les bandes sont comparées à un marqueur de taille (ayant également migré dans le gel, parallèlement aux échantillons). Il permet de confirmer, voire de déterminer la taille du fragment d'ADN amplifié. Dans l'exemple de la figure 8, trois produits PCR sont testés et comparés à un marqueur de taille. On remarque que le premier échantillon, à l'extrême gauche du gel, révèle deux fragments d'ADN de 5 et 6 kb, tandis que les deux autres échantillons n'en révèlent qu'un chacun, mais de taille différente.

3.2.1.4 Sélectivité du milieu de culture Chromocult Coliform Agar (hypothèse 2)

La sélectivité d'un milieu de culture tel que le CCA est sa capacité à ne laisser proliférer que les bactéries ciblées, en l'occurrence les coliformes fécaux et *Escherichia coli*. L'évaluation de la sélectivité du milieu a consisté à déterminer le pourcentage de coliformes fécaux détectés en fonction de l'origine de l'échantillon analysé. L'identification des colonies s'est faite d'une part, par méthode moléculaire et, d'autre part, au moyen de tests biochimiques. Les analyses ont porté sur les eaux d'irrigation (EUT et ET) et sur le sol de 3 parcelles situées à proximité immédiate du site expérimental. Deux des parcelles ont été arrosées, l'une avec les EUT et l'autre avec l'ET, à raison de 10 mm par jour durant une semaine. La dernière parcelle n'a pas été irriguée. L'irrigation et les prélèvements d'eau (EUT et ET) et de sol (sur les 5 premiers cm) ont été effectués en septembre 2008, pour l'identification par méthode moléculaire et en avril 2009, pour l'identification au moyen de tests biochimiques.

Les échantillons relatifs aux EUT ont étéensemencés avec 0.1 ml d'eau étalée à la surface de la gélose de culture CCA. L'ET a été analysée avec un volume de 10 ml filtré à 0.45 µm dont le résidu a été appliqué à la surface de la gélose. Les 3 échantillons de sol ont été mis en culture selon le protocole décrit en annexe 13. Plusieurs essais ont été effectués à des dilutions différentes pour obtenir le meilleur isolement possible de colonies. Les milieuxensemencés ont été incubés pendant 24h à 37°C et 44°C en 2008 et uniquement à 44°C en 2009.

L'identification des colonies isolées par l'approche moléculaire a consisté à amplifier la région 16S de chaque colonie (sans extraction préalable de l'ADN bactérien), puis de séquencer le fragment d'ADN amplifié. Les séquences obtenues ont ensuite été comparées à une base de données permettant d'identifier la bactérie ayant cette séquence d'ADN.

L'identification bactérienne effectuée par approche biochimique a consisté à mettre en culture chaque colonie isolée dans un ensemble de milieux de cultures miniaturisés (galeries API20E, Biomerieux Suisse) pour permettre la détermination de plusieurs caractères phénotypiques de la colonie bactérienne. Les résultats de présence/absence de ces caractères ont ensuite été comparés à une base de données pour identifier la bactérie correspondante. Dix colonies bactériennes par échantillons ont été identifiées, ce qui correspond au total à 50 identifications bactériennes, soit 50 galeries API20E. Les colonies ont été individuellement mises en suspension dans une solution d'eau distillée stérile et cette suspension a servi à ensemencer les galeries d'identification. Les 50 galeries ont été incubées à 36°C

pendant 24h, conformément aux instructions du fournisseur (Biomerieux Suisse), avant d'être lues et interprétées avec la base de données de Biomerieux.

3.2.2 Recherche des bactéries pathogènes

La recherche des bactéries pathogènes dans des échantillons d'eau, de sol et de végétaux a été effectuée en 2007-2008 par méthode moléculaire (PCR).

Les espèces pathogènes recherchées étaient :

- *Escherichia coli* 0157:H7,
- *Salmonella typhimurium*,
- *Vibrio cholerae*,
- *Campylobacter jejuni*.

Le protocole d'échantillonnage ainsi que le principe de l'analyse par PCR ont été indiqués au chapitre 3.2.1.3. Les informations relatives aux amorces spécifiques et aux programmes PCR sont indiquées en annexe 17.

3.2.3 Analyse des métaux lourds

La présence de métaux lourds dans les eaux usées, les sols et les cultures a été étudiée au cours de la campagne 2006-2007 dans le cadre d'un projet de Master (Friche, 2007). L'étude concernait le site expérimental du 2iE, mais également le site de Kossodo dont il sera question dans la partie C du présent document.

Les échantillons d'eau et de sol ont été prélevés à trois reprises entre avril et juin 2007, alors que les échantillons de légumes ont fait l'objet d'un seul prélèvement, à la récolte 2007. Les échantillons d'eau ont été récoltés dans des bouteilles en polyéthylène de 100 ml puis filtrés à 0.45 µm, acidifiés à l'acide nitrique à 1% et conservés à 4°C jusqu'au moment du dosage. Les échantillons de sol ont été prélevés dans les 20 premiers cm au moyen d'une tarière, puis séchés et tamisés à 2 mm. Les échantillons de légumes ont été séchés à température ambiante, puis réduits en poudre. Une description détaillée des méthodes d'échantillonnage et d'analyses est proposée par Friche (2007).

Les métaux lourds analysés étaient le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le chrome total (Cr), le cuivre (Cu) et le nickel (Ni). Les métaux lourds du sol ont été analysés en termes de concentration totale et de fraction biodisponible pour les plantes (OFEFP et FAC-Liebefeld, 1987). Les concentrations en métaux lourds dans les tissus végétaux des légumes ont été analysées au spectromètre d'absorption atomique après extraction acide à chaud (Perkin-Elmer, 1996).

4. Résultats et discussion

4.1 Pouvoir fertilisant des eaux usées traitées

Le pouvoir fertilisant des eaux usées a été apprécié sur les trois cultures considérées (laitues, carottes et aubergines), au moment de la récolte. Pour ce faire, deux paramètres ont été déterminés: le rendement d'une part par pesage de la récolte et la biomasse sèche d'autre part (après séchage pendant 48h à l'étuve à 105°C). Les résultats ont été traités statistiquement par une analyse de variance à 3 facteurs correspondant aux traitements appliqués. La comparaison des moyennes a été effectuée par le test de Tukey HDS (Honestly Significant Difference), avec un intervalle de confiance à 95% (logiciel XLSTAT).

4.1.1 Rendements

Les rendements obtenus pour les trois cultures étudiées et les trois campagnes de mesures successives sont fournis au tableau 19. Les rendements d'aubergines des deux premières années représentent chacun 5 récoltes tandis que le rendement en 2007-2008 n'en compte qu'une.

Tableau 19 : Rendements en t ha⁻¹ obtenus durant les 3 campagnes de mesures

Campagne 2005-2006

Traitements	Laitue	Carotte	Aubergine
EUT	40.5 ^a ± 22*	64.4 ^a ± 4	28.6 ^a ± 7
EUT+ENG	55.4 ^a ± 16.2	71.7 ^a ± 1.5	27.5 ^{a,b} ± 5
ET	11.8 ^a ± 0.7	37.5 ^b ± 10.4	14.9 ^b ± 5

Campagne 2006-2007

Traitements	Laitue	Carotte	Aubergine
EUT	18.7 ^a ± 3	63.7 ^a ± 0.9	33.9 ^a ± 7.4
EUTa	34.6 ^b ± 2.9	52.7 ^a ± 13.4	25.9 ^a ± 6.1
ET+ENG	25.3 ^{a,b} ± 2	41.3 ^a ± 6.8	22.5 ^a ± 3.6

Campagne 2007-2008

Traitements	Laitue	Carotte	Aubergine
EUT	15.3 ^a ± 1.1	34.5 ^a ± 1.7	15.0 ^a ± 1.3
EUTa	27.4 ^{a,b} ± 6.6	31.1 ^a ± 2.4	14.7 ^a ± 1.9
ET+ENG	31.6 ^b ± 1.5	28.7 ^a ± 4.3	10.4 ^a ± 4.7

Deux éléments identiques en exposant sur une colonne traduisent une différence non significative à 95% d'intervalle de confiance. * Ecart-type.

Durant la première campagne, il apparaît que les rendements obtenus sur les cultures irriguées avec les EUT sont très élevés et largement supérieurs à ceux des cultures irriguées avec l'ET. Ceci atteste de l'intérêt d'utiliser les EUT pour l'irrigation de légumes, comme l'ont montré par ailleurs plusieurs études (Aiello et al., 2007; Al-Nakshabandi et al., 1997; Gaye et Niang, 2002; Kiziloglu et al., 2008) qui concluent à un apport substantiel d'éléments fertilisants par les eaux usées. L'ajout d'engrais au traitement EUT ne conduit pas à des accroissements de rendements significatifs dans le cas des laitues et des carottes; on note même une légère baisse de production sur les aubergines.

La comparaison interannuelle des résultats obtenus sur le traitement EUT témoigne d'une baisse progressive des rendements. Cela s'observe particulièrement sur les laitues où l'on note dès la seconde campagne de mesures (2006-2007), des réductions de rendement de l'ordre de 50%. Cette baisse s'est poursuivie en 2007-2008 et confirme les conclusions de da Fonseca et al. (2007), à savoir que l'usage exclusif d'eaux usées pour l'irrigation peut entraîner, à moyen terme, une baisse sensible de rendement. A noter toutefois, concernant les deux dernières campagnes, que les rendements du traitement EUT de la laitue ne sont pas très éloignés de ceux rapportés par Gaye et Niang (2002) qui ont obtenu 26.40 t ha⁻¹ pour leur traitement « eaux épurées sans engrais » avec une variété de laitue différente de celle concernée par la présente étude et un amendement préalable du sol, à raison de 30 t ha⁻¹ de fumier. Ces mêmes auteurs ont testé deux autres traitements: l'un « eaux épurées avec engrais », a conduit à 25.92 t ha⁻¹ de rendement et l'autre, « eaux de ville avec engrais », a produit un rendement de 27.36 t ha⁻¹; ces rendements ne sont pas significativement différents, mettant ainsi en évidence la valeur fertilisante des eaux usées qui concurrencent favorablement le traitement « eau de ville + engrais ». Les résultats de ces auteurs montrent également qu'un ajout d'engrais aux eaux usées traitées est inefficace, voire contre productif, ce qui résulte également de notre étude (campagne 2005-2006). Ce dernier constat pourrait s'expliquer par un apport excessif d'azote, comme cela a été souligné par plusieurs auteurs (Chiou, 2008; da Fonseca et al., 2007; Shende et Chakrabarti, 1987; Vasquez-Montiel et al., 1995; Xanthoulis et al., 2002) qui aboutissent à la conclusion que les eaux usées utilisées en irrigation apportent fréquemment des quantités d'azote supérieures aux besoins des cultures, ce qui est à fortiori le cas, lorsque l'on ajoute encore un engrais azoté.

Les essais entrepris en 2006-2007 et 2007-2008 ont permis, à travers l'introduction du traitement EUTa, d'étudier les conditions d'une meilleure valorisation des fertilisants contenus dans les EUT. Ce traitement a débouché sur des rendements comparables, voire supérieurs pour la laitue, à ceux du traitement EUT. Les différences non significatives de rendements entre traitements EUT et EUTa témoignent des difficultés de mise en oeuvre du traitement EUTa. En effet, les besoins en azote des cultures ont été estimés constants sur toute la période de croissance. Or, comme le souligne Chiou (2008), la demande en azote d'une culture est généralement plus importante durant sa phase de maturation que durant sa phase de développement, si bien que les dilutions destinées à réduire les apports d'azote devraient être modulées durant le cycle de croissance.

On notera pour terminer que les rendements ne diffèrent pas significativement entre les traitements EUTa (eaux usées ajustées en fertilisants) et ET+ENG (eau témoin additionnée de fertilisants aux doses recommandées).

4.1.2 Production de biomasse sèche

La biomasse sèche obtenue pour les trois cultures étudiées et les trois campagnes de mesures successives est fournie au tableau 20. Les valeurs sont exprimées en % de la matière fraîche.

Tableau 20 : Biomasse sèche en % obtenue durant les 3 années de mesures

Campagne 2005-2006

	Laitue	Carotte	Aubergine
EUT	6.4 ^a	12.4 ^a	10.5 ^a
EUT+ENG	6.1 ^a	13.1 ^a	10.3 ^a
ET	8.1 ^a	16.0 ^b	9.5 ^a

Campagne 2006-2007

	Laitue	Carotte	Aubergine
EUT	9.0 ^a	11.7 ^a	13.7 ^a
EUTa	6.0 ^a	13.9 ^a	18.0 ^a
ET+ENG	5.9 ^a	11.7 ^a	16.0 ^a

Campagne 2007-2008

	Laitue	Carotte	Aubergine
EUT	5.4 ^a	10.3 ^a	10.6 ^a
EUTa	5.6 ^a	12.8 ^a	12.0 ^a
ET+ENG	6.2 ^a	11.3 ^a	12.0 ^a

Deux éléments identiques en exposant sur une colonne traduisent une différence non significative à 95% d'intervalle de confiance.

Les biomasses sèches de référence de l'USDA (United States Department of Agriculture) pour la laitue, la racine de carotte et le fruit d'aubergine sont respectivement de 5%, 12% et 8%. Les aubergines de la présente étude présentent des valeurs sensiblement supérieures à celles de l'USDA, notamment pour la campagne 2006-2007. Les résultats diffèrent également de ceux de Xanthoulis et al. (2002) qui ont obtenus des biomasses sèches d'aubergine situées entre 8.1 et 8.4%; ce dernier résultat correspondant à un traitement « eaux usées traitées sans apport d'engrais ». Les parts

de biomasse sèche de la carotte et de la laitue sont globalement constantes d'une campagne à l'autre et proches des valeurs de référence USDA.

Les comparaisons intra-annuelles des valeurs n'indiquent aucune différence significative d'un traitement à l'autre, excepté les résultats de la carotte en 2005-2006. Par conséquent, les traitements à base d'eaux usées traitées n'ont pas d'effets négatifs sur la production de matière sèche puisqu'ils débouchent sur des valeurs comparables à celles du traitement témoin. Le traitement ajusté conduit à une légère augmentation de la matière sèche de la carotte et de l'aubergine.

4.2 Risques sanitaires microbiens

4.2.1 Charges en indicateurs de contamination fécale (dénombrements classiques)

Les charges en coliformes fécaux pour les campagnes 2006-2007 et 2007-2008 dénombrés sur les feuilles de laitues, les racines de carottes et les fruits d'aubergines dans le cadre des différents traitements sont indiquées à la figure 9 (les histogrammes représentent les charges moyennes et les barres verticales les valeurs extrêmes).

Il apparaît clairement que, quelque soit le traitement, la racine de carotte est la culture la plus contaminée, suivie de la laitue et du fruit d'aubergine. Ces résultats suggèrent que les végétaux en contact direct avec le sol sont les plus contaminés. Ceci concorde avec les résultats de Melloul (2001) qui témoignent de contaminations plus élevées de *Salmonella* sur la laitue et le persil que sur le piment et la tomate.

Les comparaisons statistiques (Annexe 18) ne révèlent pas de différences significatives d'un traitement à l'autre, quelque soit le légume testé. Ces résultats semblent surprenants, mais pourraient s'expliquer par la grande variabilité des charges bactériennes illustrée par les valeurs minimales et maximales (Figure 9).

Toutefois, les niveaux de contamination observés pour les différents traitements ne sont pas cohérents avec la charge en coliformes fécaux des eaux d'irrigation. En effet, les racines de carottes présentent des charges comparables pour les trois traitements et pour les deux années d'observation. Les valeurs sont très proches dans le cas des traitements EUT et ET+ENG et quelque peu inférieures à celle du traitement EUTa (apports alternés d'EUT et d'ET). Quant aux résultats de la laitue et de l'aubergine, ils témoignent de valeurs équivalentes entre les différents traitements ou plus élevées pour le traitement EUT que pour le traitement ET+ENG. A noter toutefois une absence de coliformes fécaux en 2007-2008 (résultat de l'essai validé par la présence de nombreux germes banaux - Fig. 6 - sur les boîtes de culture) sur les aubergines irriguées avec les EUT, ce qui n'est pas le cas des deux autres traitements.

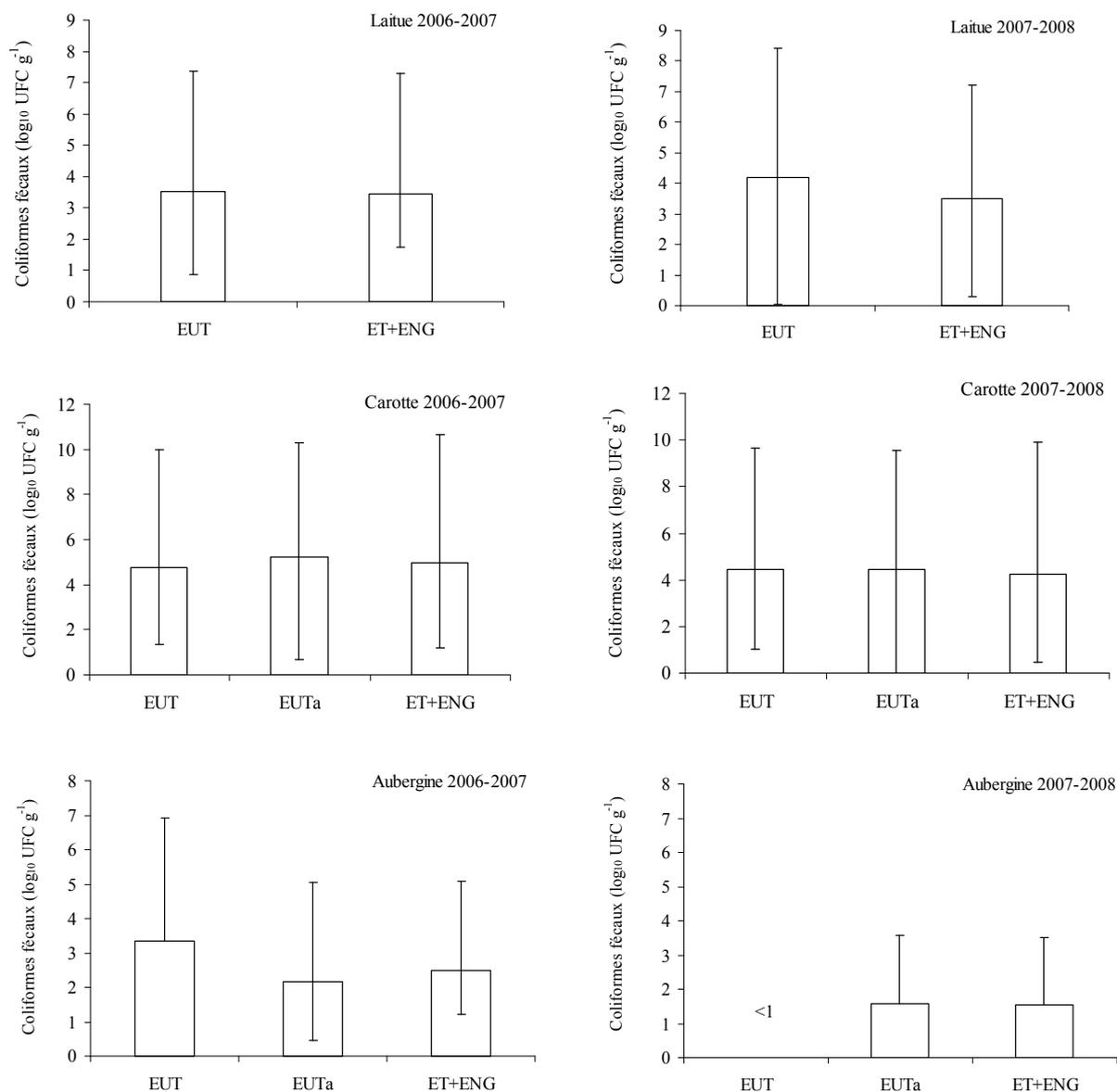


Figure 9 : Charges en coliformes fécaux des légumes

Les charges en *Escherichia coli* (campagnes 2006-2007 et 2007-2008) pour les trois cultures considérées sont fournies dans les tableaux 21 à 23.

Il apparaît que la bactérie *Escherichia coli* n'a jamais été détectée sur les aubergines. Les laitues par contre présentent un niveau de contamination plus prononcé, notamment lorsqu'elles sont irriguées avec les EUT; ceci démontre que l'indicateur de contamination fécale *Escherichia coli* fournit des résultats en meilleure adéquation avec la qualité des eaux d'irrigation que l'indicateur « coliformes fécaux ». Ces résultats confortent les recommandations de l'Institut National de Santé Publique du Québec (2003c) qui recommande le choix d'*Escherichia coli* comme indicateur de contamination fécale de référence.

Tableau 21 : Charge d'*Escherichia coli* sur les laitues

	<i>Escherichia coli</i> (UFC g ⁻¹) (tests positifs/ tests totaux)	
	EUT	ET+ENG
2006-2007	33 (2/6)	<1
2007-2008	467 (3/12)	136 (2/12)

Les résultats < 1 indiquent une absence d'*Escherichia coli*

Tableau 22 : Charge d'*Escherichia coli* sur les carottes

	<i>Escherichia coli</i> (UFC g ⁻¹) (tests positifs/ tests totaux)		
	EUT	EUTa	ET+ENG
2006-2007	<1	<1	1250 (2/6)
2007-2008	<1	<1	<1

Les résultats < 1 indiquent une absence d'*Escherichia coli*

Tableau 23 : Charge d'*Escherichia coli* sur les fruits d'aubergines

Année	<i>Escherichia coli</i> (UFC g ⁻¹) (tests positifs/ tests totaux)		
	EUT	EUTa	ET+ENG
2006-2007	<1	<1	<1
2007-2008	<1	<1	<1

Les résultats < 1 indiquent une absence d'*Escherichia coli*

Les pourcentages de tests « *Escherichia coli* positifs » pour le traitement EUT de la laitue, à savoir 33% en 2006-2007 et 25% en 2007-2008, sont comparables à ceux de Rai et Tripathi (2007) qui obtiennent 25% de résultats positifs sur des cultures d'épinards irriguées avec des eaux usées traitées; ces mêmes auteurs rapportent des valeurs plus faibles pour la tomate (13%) et pour le radis (10%).

Par ailleurs, des études effectuées sur des légumes achetés dans le commerce et notamment les marchés des pays en développement, indiquent des taux de contaminations par *Escherichia coli* nettement plus élevés que ceux relevés après récolte sur des légumes irrigués avec des eaux usées; à titre d'exemple, l'étude de Viswanathan et Kaur (2001) débouche sur une présence d'*Escherichia coli* sur 75% des échantillons de carottes et 50% des échantillons de laitues prélevés sur leur lieu de vente. Dans une étude similaire, Ensink et al. (2007) comparent le niveau de contamination bactérienne des légumes entre leur lieu de production (sites maraîchers) et leur lieu de vente (marché). Ils obtiennent des charges d'*Escherichia coli* 7 fois supérieures sur les prélèvements du marché.

Les incohérences de résultats notées précédemment sur la carotte (dénombrement des coliformes fécaux) sont confirmées par la détection en 2006-2007 d'*Escherichia coli* (dans deux cas sur six) au niveau du traitement ET+ENG (Tab. 22) alors que toutes les autres analyses effectuées sur les carottes ont abouti à des résultats négatifs (absence d'*Escherichia coli*). Compte tenu des récentes publications sur le milieu CCA (Wang et Wanda, 2008), il est plus prudent de considérer les résultats positifs d'*Escherichia coli* comme présomptifs, vu qu'aucun test de confirmation n'a pas été effectué.

4.2.1.1 Suivi des coliformes fécaux dans le sol

Les résultats de dénombrement des coliformes fécaux dans le sol sont présentés à la figure 10. Le suivi a été effectué entre le 29 mars et le 30 avril 2007 sur 3 parcelles de carottes (EUT, EUTa et ET+ENG). La tendance générale sur les 3 parcelles indique une augmentation de la charge en coliformes fécaux jusqu'au 23 avril, après quoi la tendance s'inverse. La charge en coliformes fécaux est globalement comparable d'un traitement à l'autre, d'autant plus que les écarts-types sur les mesures sont importants (en moyenne $4 \cdot 10^3$ UFC g^{-1}). De tels résultats ont été rapportés dans plusieurs études qui ont montré que le nombre de bactéries aérobies d'un sol ne variait pas de manière significative, que le sol soit irrigué avec des EUT ou de l'eau potable (Candela et al., 2007; Malkawi et Mohammad, 2003).

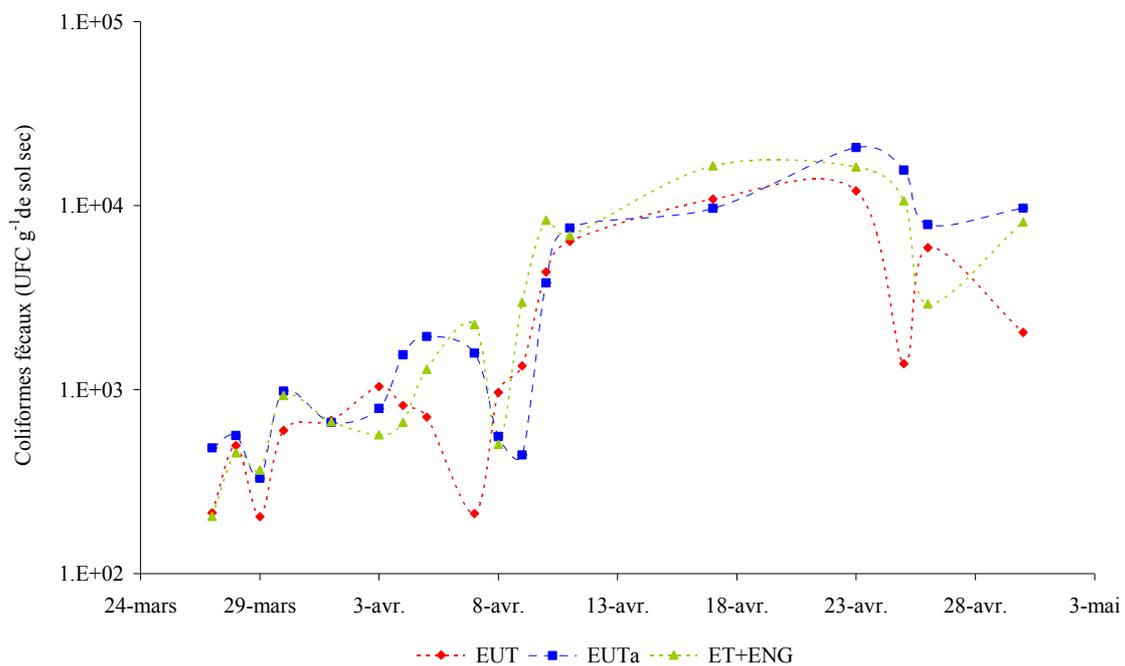


Figure 10 : Evolution temporelle des coliformes fécaux du sol dénombrés sur milieu de culture CCA

Ces résultats, à priori surprenants, eu égard à la charge en coliformes fécaux des EUT et de l'ET, peuvent être liés à plusieurs phénomènes physico-chimiques ou biologiques, mais également à des choix méthodologiques peu adaptés à la complexité des échantillons analysés. Malkawi et Mohammad (2003) rapportent par exemple qu'une partie des bactéries sont adsorbées dans le sol qui présente une capacité d'adsorption plus élevée après un arrosage avec des EUT que dans le cas d'une irrigation avec de l'eau potable; ces auteurs ajoutent que la survie des bactéries est meilleure dans un sol alcalin que dans un sol acide (pH entre 3 et 5). Des effets antagonistes entre bactéries apportées par les EUT et bactéries initialement présentes dans le sol sont également soulignés (Malkawi et Mohammad, 2003; McLain et Williams, 2008), avec pour principale conséquence une certaine difficulté à dénombrer les bactéries exogènes du sol, telles que les coliformes fécaux. Parmi toutes ces causes éventuelles, 2 hypothèses, exposées dans les paragraphes 3.2.1.1 et 3.2.2.2 ont été testées et les résultats sont indiqués ci-après.

4.2.2 Résultats des tests de vérification des hypothèses relatives aux charges en coliformes fécaux

4.2.2.1 Recherche des bactéries viables mais non cultivables (hypothèse 1)

- Résultats de PCR des échantillons d'eau

Les résultats de PCR sur la recherche d'ADN bactérien dans les échantillons d'eau d'irrigation du 2iE sont présentés sur les figures 11 à 13 (les rectangles rouges indiquent l'emplacement des fragments d'ADN amplifiés).

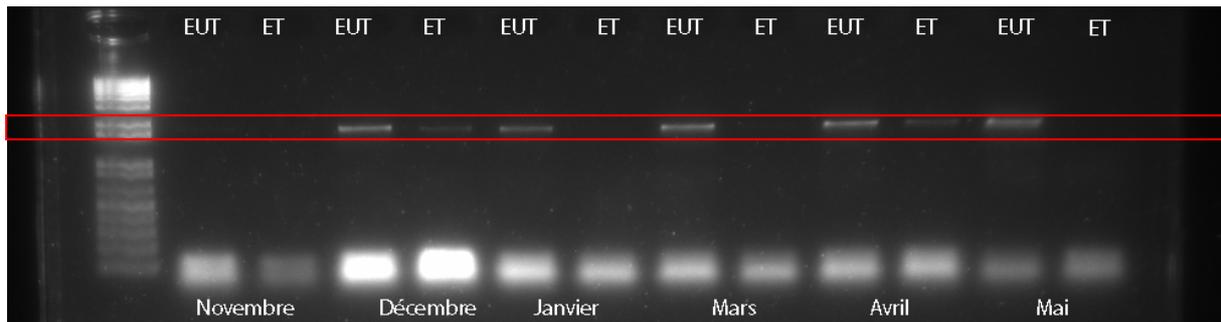


Figure 11 : Photo de gel d'agarose après PCR (région ADNr 16S) pour l'identification des bactéries dans les eaux d'irrigation

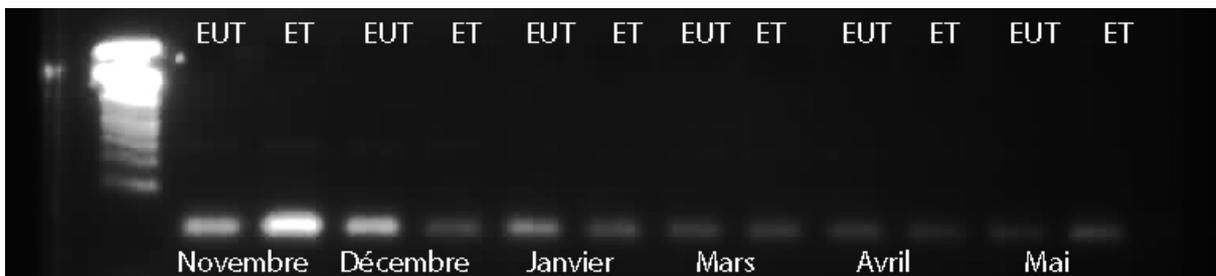


Figure 12 : Photo de gel d'agarose (gène β galactosidase, amorces LacZ) pour l'identification des coliformes dans les eaux d'irrigation

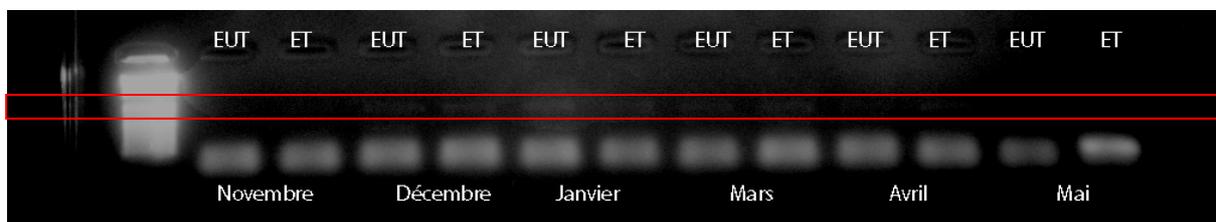


Figure 13 : Photo de gel d'agarose (gène β galactosidase, amorces COL) pour l'identification des coliformes dans les eaux d'irrigation

Les résultats sont délimités par les rectangles rouges; les bandes lumineuses situées en dehors de ces rectangles représentent les résidus d'amorces nucléotidiques.

Ces tests, semi quantitatifs, montrent qu'il y a plus d'ADN bactérien dans les EUT que dans l'ET (Figure 11). En revanche, les résultats des figures 12 et 13 indiquent une très faible amplification des

fragments d'ADN spécifiques aux coliformes totaux, ce qui traduit une présence relativement faible de telles bactéries dans les eaux d'irrigation. Les amorces LacZ et COL servent toutes deux à l'identification des coliformes totaux. Toutefois l'une des différences entre elles réside dans la taille de l'ADN cible qu'elles délimitent, à savoir 274 bp pour l'amorce LacZ et de 1000 bp pour l'amorce Col. L'amplification des fragments d'ADN de grande taille permet de réduire le risque d'une amplification de débris d'ADN contaminants, mais nécessite en contrepartie d'avoir des extraits d'ADN de très bonne qualité (peu segmentés durant l'extraction). Dans le cas des échantillons environnementaux, notamment lorsqu'il n'y a pas eu d'enrichissement préalable de l'échantillon, une telle qualité d'ADN est difficile à obtenir.

Les résultats de la figure 11 indiquent tout de même que la flore bactérienne totale des ET est nettement inférieure à celle des EUT, vu que l'intensité des bandes correspondant aux échantillons d'EUT est plus élevée que celle des échantillons d'ET. Par conséquent, on peut admettre que l'ET ne contient pas de Bactéries Viables mais Non Cultivables (VBNC). Ceci est d'ailleurs conforté par les résultats des figures 12 et 13 où les échantillons d'ET n'affichent pas d'amplification remarquable. Ces résultats permettent d'infirmer l'hypothèse de la présence de VBNC dans l'ET.

- Résultats de PCR des échantillons de végétaux

Les figures 14 et 15 montrent les résultats portant sur la recherche d'ADN bactérien (région ADN_r 16S) et de coliformes totaux (gène β galactosidase, amorces COL) dans les échantillons de légumes. Les mêmes analyses, effectuées sur les échantillons de sol sont indiquées en annexe 19. Les faibles résultats obtenus sur les extraits d'ADN de sol traduisent très probablement une inhibition importante du processus d'amplification imputable aux composés humiques du sol.

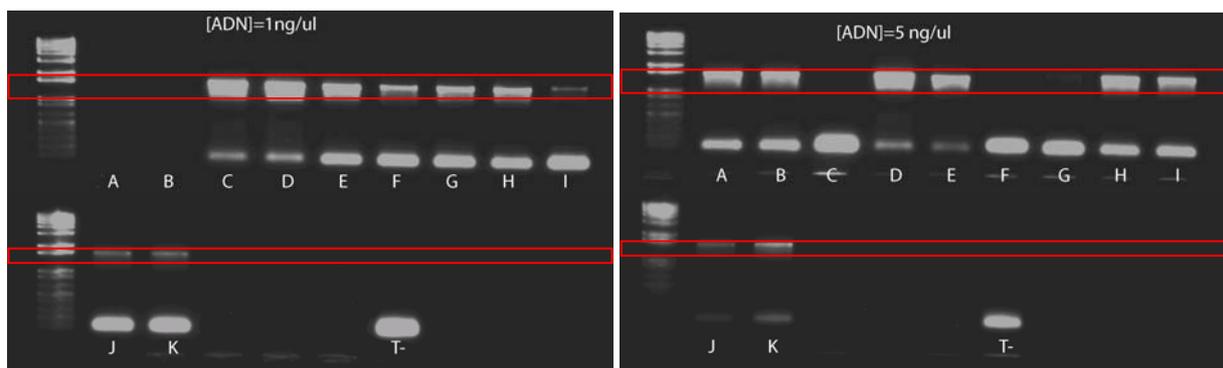


Figure 14 : Deux photos de gel d'agarose après PCR (région ADN_r 16S) pour identifier la présence de bactéries sur les végétaux

A : laitue EUT / **B :** Laitue ET / **C :** carotte EUT lavée / **D :** carotte EUTa lavée / **E :** carotte ET lavée / **F :** carotte EUT non lavée / **G :** carotte EUTa non lavée / **H :** carotte ET non lavée / **I :** aubergine EUT / **J :** aubergine EUTa / **K :** aubergine ET / **T- :** test PCR témoin négatif.

Les résultats sont délimités par les rectangles rouges; les bandes lumineuses situées en dehors de ces rectangles représentent les résidus d'amorces nucléotidiques.

La figure 14 indique la présence manifeste d'une flore bactérienne sur les légumes (résultats délimités par les rectangles rouges). Les résultats des échantillons A et B sont négatifs pour l'essai à 1 ng μ l⁻¹

d'ADN, mais positifs lorsque la concentration d'ADN passe à $5 \text{ ng } \mu\text{l}^{-1}$. A contrario, les résultats des échantillons C, F et G, sont positifs pour le premier essai et négatifs pour le second, ce qui suggère qu'un excès d'ADN peut aussi inhiber le processus d'amplification. On remarque également sur l'essai à $1 \text{ ng } \mu\text{l}^{-1}$ que les extraits d'ADN issus des carottes lavées (échantillons C à E) offrent de meilleurs résultats que ceux des carottes non lavées (échantillons F à H) qui contenaient des résidus de terre; ceci conforte l'hypothèse de la présence d'inhibiteurs PCR dans les sols.

Les résultats observés pour une même culture ne présentent pas de différences d'un traitement à l'autre, suggérant que les charges bactériennes sont approximativement comparables. Ces résultats sont concordants avec les charges de coliformes fécaux obtenues sur les légumes par dénombrement classiques.

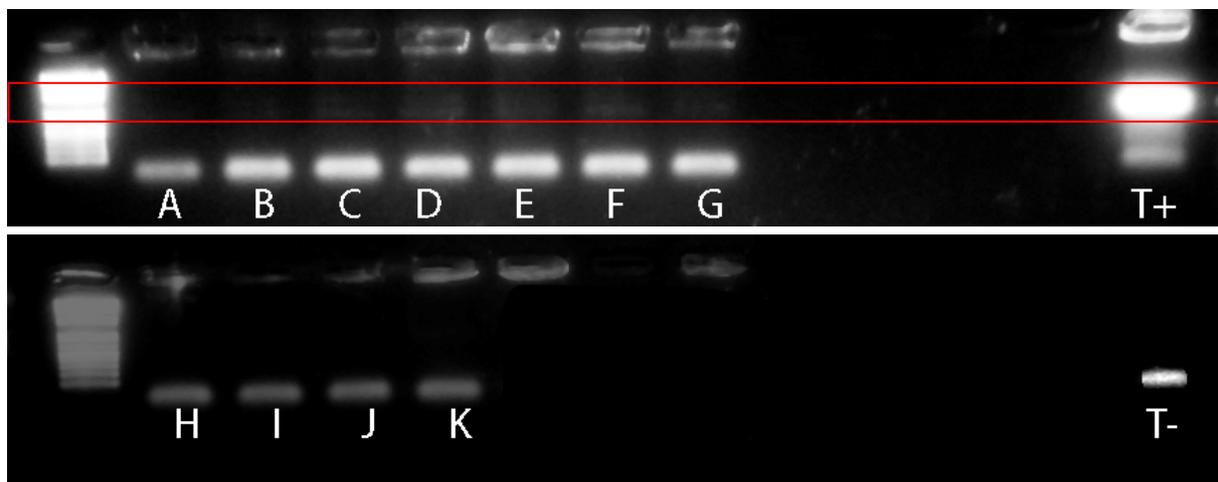


Figure 15 : Gel PCR (amorce COL) pour l'identification des coliformes sur les végétaux

A : laitue EUT / B : laitue ET / C : carotte EUT lavée / D : carotte EUTa lavée / E : carotte ET lavée / F : carotte EUT non lavée / G : carotte EUTa non lavée / H : carotte ET non lavée / I : aubergine EUT / J : aubergine EUTa / K : aubergine ET / T- : test PCR, témoin négatif / T+ : test PCR, témoin positif.

Les résultats sont délimités par les rectangles rouges; les bandes lumineuses situées en dehors de ces rectangles représentent les résidus d'amorce nucléotidiques.

La figure 15 montre des résultats négatifs sur les échantillons d'aubergine et une très faible amplification sur les échantillons de laitue et de carotte, signe d'une présence peu importante de coliformes totaux sur les végétaux. A titre comparatif, la figure présente le résultat positif (T+) d'une amplification d'ADN de coliformes. Les essais effectués avec l'amorce LacZ (résultats non présentés) indiquent également une très faible amplification.

Les limites de détection rapportées dans la littérature pour l'identification bactérienne par la méthode PCR qualitative expliquent les faibles amplifications observées aussi bien dans les échantillons d'eau que sur ceux de végétaux.

Il convient de préciser que le dénombrement bactérien par PCR s'exprime en unité génome (UG), alors que l'UFC est employée en dénombrement classique. Les UG englobent aussi bien les bactéries viables et cultivables que les débris de matériaux génétiques provenant de bactéries mortes, alors que

les UFC renvoient obligatoirement à une bactérie vivante qui s'est multipliée sur un milieu de culture pour former une colonie. Il n'existe pas de corrélation directe entre les deux unités, le rapport UFC/UG pouvant être extrêmement variable dans le temps et selon la nature de l'échantillon. Bastholm et al. (2008) fixent à 26 UFC le nombre minimal d'*Escherichia coli* nécessaire pour obtenir un résultat positif de PCR par amplification de l'ADNr 16S. Ce chiffre est obtenu par dénombrement classique d'*Escherichia coli* selon la méthode par filtration membranaire et représente 26 UFC/membrane filtrante (Bastholm, communication personnelle).

4.2.2.2 Evaluation de la sélectivité du milieu Chromocult Coliforme Agar (hypothèse 2)

La vérification de la sélectivité du milieu CCA consistait à identifier les colonies bactériennes poussant sur ce milieu. Pour ce faire, des échantillons d'eau d'irrigation (EUT et ET), de sols irrigués avec ces eaux et de sols non irrigués ont été utilisés pour l'ensemencement du milieu. L'identification des colonies bactériennes a été faite, d'une part, par méthode moléculaire (résultats présentés au tableau 24) et d'autre part, au moyen de la méthode biochimique des galeries API20E dont les résultats sont présentés aux tableaux 25 et 26.

Concernant les résultats obtenus par les galeries API20E, il convient de préciser que ces tests sont conçus uniquement pour l'identification des bactéries Gram négatif. Toutefois, pour des raisons techniques, les 50 colonies identifiées n'ont pas fait l'objet d'une coloration de Gram certifiant qu'il s'agit bien de bactéries Gram négatif. Néanmoins, les résultats de séquençage (Tab. 24) laissent penser que le milieu CCA est suffisamment sélectif pour inhiber la majorité des bactéries Gram positif puisque 5 souches sur 6 identifiées sont reconnues comme étant des bactéries Gram négatifs.

Tableau 24 : Résultats du séquençage du fragment d'ADN 16S de bactéries isolées sur CCA

Origine de l'échantillon	¹ Couleur	¹ T (° C)	Résultat de séquençage de gène 16S
Sol non irrigué	Colonie rose	44°C	<i>Enterobacter sp.</i> (Gram -)
			<i>Enterobacter sp.</i> (Gram -)
			<i>Streptococcus sp.</i> – non coliforme (Gram +)
Eaux usées traitées	Colonie rose	37°C	<i>Pantoea sp.</i> (Gram -)
Sol irrigué avec les eaux usées traitées	Colonie rose	37°C	<i>Enterobacter sp.</i> (Gram -)
			<i>Pantoea agglomerans</i> (Gram -)

¹Couleur de la colonie et température d'incubation sur le milieu CCA

Le tableau 24 montre également que toutes les bactéries Gram négatif séquencées sont de la famille des *Enterobacteriaceae*, ce qui permet de les qualifier de coliformes totaux ou fécaux, selon la température à laquelle elles ont été cultivées. Les premiers résultats du tableau 24 attestent donc d'une bonne sélectivité du milieu CCA, notamment sur les échantillons d'EUT et de sols irrigués avec ces eaux. Cependant, pour des raisons techniques, le séquençage d'un plus grand nombre de bactéries n'a

pas pu être réalisé comme prévu initialement, notamment sur les colonies issues des échantillons d'ET et celles provenant des sols irrigués avec cette eau. Ceci a conduit à effectuer des analyses complémentaires par méthode biochimique sur galerie API20E (Tab. 25 et 26). Certains essais ont été invalidés au cours de la lecture des galeries, ce qui a réduit le nombre d'identifications pour certains échantillons.

Tableau 25 : Identification phénotypique (API20E) de cultures bactériennes issues des eaux d'irrigation

Origine de l'échantillon	Couleur de la colonie sur CCA	Résultat d'identification	Fiabilité (%)
EUT	Colonie violette	Absence de profil – non coliforme	-
		Absence de profil – non coliforme	-
		<i>Escherichia coli</i> 1	63
		<i>Escherichia coli</i> 1	64
		<i>Klebsiella pneumoniae</i>	98
	Colonie rose	<i>Enterobacter cloacae</i>	91
		<i>Enterobacter cloacae</i>	91
		<i>Enterobacter cloacae</i>	91
		<i>Enterobacter cloacae</i>	91
	ET	Colonie rose	<i>Aeromonas hydrophila</i> – non coliforme
<i>Aeromonas hydrophila</i> – non coliforme			97.8
<i>Aeromonas hydrophila</i> – non coliforme			99.7
<i>Aeromonas hydrophila</i> – non coliforme			99.9
<i>Aeromonas hydrophila</i> – non coliforme			98.2
<i>Aeromonas hydrophila</i> – non coliforme			99.9
<i>Aeromonas hydrophila</i> – non coliforme			97.8
<i>Aeromonas hydrophila</i> – non coliforme			97.6
	<i>Shigella spp.</i>	77	

Les résultats du tableau 25 concernent l'identification de bactéries cultivées à partir des échantillons d'eau d'irrigation. Ces données révèlent que la grande majorité des souches isolées des EUT sont des coliformes fécaux, alors que pour l'ET, il s'agit très majoritairement de bactéries non coliformes du genre *Aeromonas*. Les résultats traduisent une faible sélectivité du milieu CCA dans le cas de l'ET, ce qui concorde avec les résultats de Wang et Wanda (2008) qui soulignent une forte interférence du genre *Aeromonas sp.* lorsque les échantillons analysés sont peu chargés en coliformes fécaux, comme cela est le cas de l'eau témoin.

Tableau 26 : Identification phénotypique (API 20E) de bactéries issues des sols

Origine de l'échantillon	Aspect sur CCA	Résultat d'identification	Fiabilité (%)
Sol non irrigué	Colonie rose	<i>Enterobacter cloaceae</i>	95.2
		<i>Enterobacter cloaceae</i>	99.4
		<i>Enterobacter sakazaki</i>	95.9
		<i>Enterobacter sakazaki</i>	99.5
		<i>Enterobacter cloaceae</i>	99.4
		<i>Enterobacter cloaceae</i>	99.6
		<i>Enterobacter cloaceae</i>	99.4
		<i>Enterobacter</i>	99.8
		<i>Enterobacter cloaceae</i>	97.9
Sol irrigué avec l'ET	Colonie rose	<i>Enterobacter sakazaki</i>	99.1
		<i>Enterobacter sakazaki</i>	99.9
		<i>Enterobacter sakazaki</i>	99.7
		<i>Enterobacter sakazaki</i>	99.7
		<i>Klebsiella oxytoca</i>	97.7
		<i>Enterobacter sakazaki</i>	99.7
		<i>Enterobacter sakazaki</i>	99.7
		<i>Enterobacter sakazaki</i>	88.6
	<i>Pantoea spp. 4</i>	64	
Sol irrigué avec les EUT	Colonie rose	Non coliforme (absence de profil)	-
		<i>Enterobacter cloaceae</i>	91
		<i>Enterobacter cloaceae</i>	98
	Colonie violette	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	99

Les résultats de l'identification bactérienne sur les échantillons de sol sont présentés au tableau 26. A l'exception d'une bactérie non coliforme identifiée sur l'échantillon de sol irrigué avec les EUT, toutes les autres colonies bactériennes provenant des échantillons de sol ont été identifiées comme étant des coliformes fécaux. Les résultats obtenus sur les échantillons de sol non irrigués démontrent que les coliformes fécaux sont naturellement présents dans le sol. Par ailleurs, si l'on compare les bactéries identifiées dans l'eau témoin (majoritairement le genre *Aeromonas sp.*) à celles identifiées

dans les sols irrigués avec cette eau, l'irrigation (de courte durée) ne paraît pas entraîner de changement notable sur la flore bactérienne du sol, puisqu'aucun *Aeromonas sp.* n'est décelé. Par conséquent, il est fortement probable que les coliformes fécaux dénombrés sur les végétaux en contact avec le sol (carottes et, dans une moindre mesure, laitues) proviennent essentiellement du sol, ce qui expliquerait les niveaux de charge comparables observés d'un traitement à l'autre.

Ces résultats démontrent finalement que, dans ce cas particulier, les coliformes fécaux ne constituent par un indicateur suffisamment discriminant pour que leur présence dans les végétaux puissent traduire le degré de contamination fécale induit par les EUT. En revanche, les colonies de couleur violette (*Escherichia coli*) détectées majoritairement dans les EUT, les végétaux et les sols irrigués avec ces eaux, présentent un caractère plus discriminant. Il apparaît donc plus pertinent de considérer exclusivement la présence d'*Escherichia coli* dans l'appréciation de la qualité sanitaire des végétaux. Toutefois, comme cela a été souligné par Wang et Wanda (2008), toutes les colonies violettes ne sont pas des *Escherichia coli*, puisque *Klebsiella pneumoniae*, ainsi que d'autres bactéries non coliformes, présentent la même coloration violette sur le milieu CCA (Tab. 25 et 26). La confirmation d'*Escherichia coli* par le test de Kovacs s'avère donc indispensable, avec toutefois l'inconvénient majeur d'un dénombrement plus fastidieux, notamment lorsqu'il s'agit d'un suivi à long terme avec une fréquence d'échantillonnage importante.

4.2.3 Recherche des bactéries pathogènes

Les analyses par PCR des quatre bactéries pathogènes (*Escherichia coli* 0157:H7, *Salmonella typhimurium*, *Vibrio cholerae*, *Campylobacter jejuni*) dans les eaux, les sols et les végétaux ont toutes débouché sur des résultats négatifs. Mao et al. (2008) estiment à 10^5 UFC 100 ml⁻¹ la limite de détection par PCR qualitative de bactéries pathogènes telles que *Campylobacter jejuni*, *Salmonella* et *Shigella*. Gutiérrez-Rojo et Torres-Chavolla (2007) rapportent des limites beaucoup plus élevées, de 10^8 UFC 100 ml⁻¹ d'*Enterobacter sakazakii* dans des échantillons de lait infantile. Arridge et al. (1995) expliquent par ailleurs que le traitement des eaux usées (par lagunage) réduit une part importante des bactéries pathogènes; ils le démontrent dans le cas d'eaux usées traitées dont la charge résiduelle en coliformes fécaux après traitement était de $5.6 \log_{10}$ UFC 100 ml⁻¹ (abattement de $1.75 \log_{10}$ UFC 100 ml⁻¹). Ces EUT ont été totalement débarrassées de *Vibrio cholerae* (présente avant traitement à 40 UFC l⁻¹) et le nombre de *Salmonella sp.* a été fortement réduit (passant de 130 à 40 UFC 100 ml⁻¹ avant et après traitement). La charge en coliformes fécaux relevée dans les EUT par Arridge et al. (1995) est comparable à celle des EUT de la présente étude; par conséquent, il est probable que ces EUT contiennent de très faibles quantités de bactéries pathogènes, pouvant justifier que les quatre souches recherchées n'aient pas été détectées par PCR qualitative.

4.2.4 Evaluation du risque sanitaire lié à la qualité microbienne des légumes

La qualité microbienne des légumes (laitues, carottes et aubergines) irrigués avec les EUT a été évaluée par deux indicateurs de contamination fécale: les coliformes fécaux et *Escherichia coli* et par la recherche de bactéries pathogènes. L'ICMSF⁹ (1974, cité par Aycicek et al., 2006) estime la quantité maximale admissible en coliformes fécaux dans les légumes frais à $3 \log_{10}$ UFC g⁻¹. Les trois légumes irrigués, aussi bien avec les EUT qu'avec l'ET, sont non conformes à cette norme. Toutefois, une trop forte interférence est apparue entre les coliformes fécaux dénombrés sur les légumes (notamment les carottes) et la flore bactérienne endogène du sol. Ceci rend l'évaluation de la qualité bactériologique des légumes à partir des charges en coliformes fécaux assez délicate.

En revanche, des colonies présomptives d'*Escherichia coli* sont apparues en nombre plus élevé sur les laitues irriguées avec les EUT que sur celles irriguées avec l'ET, faisant de cette bactérie un indicateur fécal en meilleure adéquation avec la qualité des eaux d'irrigation. Il ressort par conséquent que les laitues irriguées avec les EUT sont les plus susceptibles de présenter un risque sanitaire, alors que les aubergines, légumes plus exposés au rayonnement solaire et moins en contact avec le sol, sont les moins contaminés et ceux qui présentent le moins de risque potentiel à la consommation. L'appréciation du risque est confortée par le fait que la laitue est généralement consommée crue, tandis que l'aubergine requiert en général une cuisson préalable. Il convient de noter néanmoins que la recherche des bactéries pathogènes (*Escherichia coli* 0157:H7, *Salmonella typhimurium*, *Vibrio cholerae*, *Campylobacter jejuni*) n'a révélé aucune présence sur les laitues irriguées avec les EUT. Ce dernier résultat permet de relativiser le degré de risque sanitaire lié à la consommation des laitues irriguées avec les EUT, sans toutefois l'écarter totalement.

Les carottes présentent tantôt des colonies présomptives d'*Escherichia coli* au niveau des parcelles irriguées avec l'ET, tantôt une absence totale de cet indicateur sur l'ensemble des traitements. En comparaison avec les résultats de la laitue, il est très peu probable que les carottes ne soient pas contaminées par les eaux usées traitées. Il semble donc que l'influence de la flore bactérienne du sol soit déterminante, ce qui montre que le choix de l'indicateur fécal est primordial, notamment dans le cas des légumes racinaires.

On retiendra sur le plan bactériologique que la consommation des aubergines irriguées avec les eaux usées traitées ne présenterait pas de risques sanitaires notables. Les laitues par contre nécessiteraient une désinfection préalable avant consommation, du fait d'une présomption de présence d'*Escherichia coli* plus élevée que sur les laitues témoin. Quant à la carotte, des investigations complémentaires sont nécessaires pour mieux discerner l'effet des eaux usées sur ce type de légume en contact étroit avec le sol.

⁹ICMSF : International Commission on Microbiological Specifications for Foods

4.3 Risques sanitaires liés aux métaux lourds

4.3.1 Concentration en métaux lourds des eaux d'irrigation

Les concentrations moyennes (3 échantillons prélevés entre avril et juin 2007) en métaux lourds (Cd, Cu, Cr, Ni et Pb) détectées dans les eaux d'irrigation sont présentées à la figure 16.

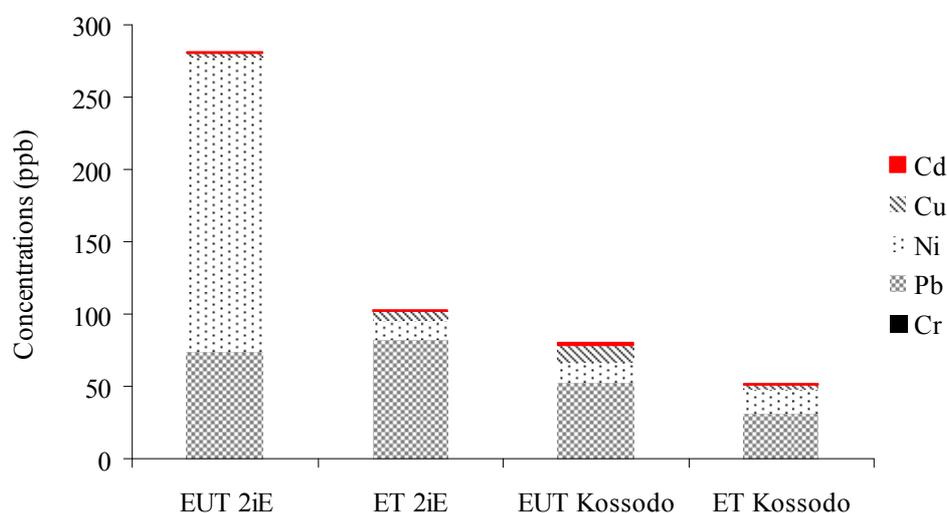


Figure 16 : Teneurs en métaux lourds dans les eaux d'irrigation

Tableau 27 : Concentrations maximales admissibles en métaux lourds dans les eaux d'irrigation

	Normes FAO (2003) pour les eaux d'irrigation, en ppb	Normes burkinabè (DGPE, 2001) pour les rejets d'eaux usées, en ppb
Cadmium	50	100
Chrome total	100	100
Cuivre	5000	1000
Plomb	10 000	500
Nickel	2000	2000

Les EUT du 2iE sont caractérisées par une forte présence de nickel, alors que les ET des 2 sites et les EUT de Kossodo contiennent majoritairement du plomb. La teneur relativement élevée en nickel dans les EUT du 2iE en font les eaux les plus chargées en métaux lourds. Toutefois, le cuivre, le cadmium et le chrome y sont présents à des teneurs plutôt faibles, si l'on considère que certaines EUT d'origine domestique (Sharma et al., 2007) peuvent contenir 10 fois plus de cadmium, 30 fois plus de cuivre et jusqu'à 100 ppb de chrome. Les EUT de Kossodo sont relativement peu contaminées par rapport à celles du 2iE, ce qui est sans doute imputable au fait qu'elles sont constituées majoritairement d'effluents de brasserie. Les EUT d'origine industrielle contiennent généralement plus de métaux lourds; Gupta et al. (2008) signalent des valeurs de concentration en plomb, cuivre, nickel et cadmium de 10 à 400 fois plus élevées que celles mesurées dans les EUT de Kossodo. Dans tous les cas, les

niveaux de métaux lourds détectés dans les eaux d'irrigation des 2 sites sont inférieurs aux normes présentées au tableau 27. A noter que le chrome est à l'état de trace dans toutes ces eaux, puisqu'il n'est pas détecté au spectromètre d'adsorption atomique.

4.3.2 Concentration en métaux lourds des sols

Les concentrations (moyenne de 3 échantillons prélevés entre avril et juin 2007) en métaux lourds dans les sols (entre 0 - 20 cm) des deux sites expérimentaux sont présentées sur les figures 17 à 19.

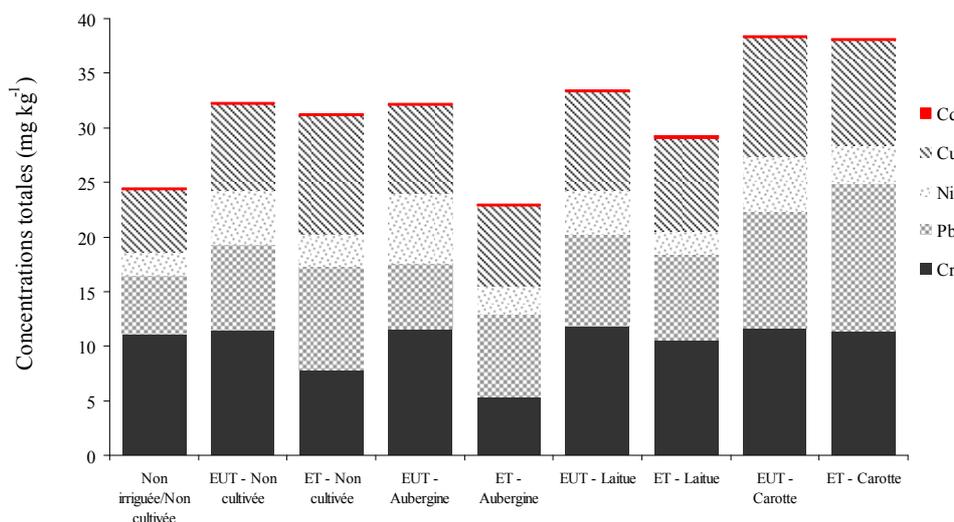


Figure 17 : Teneurs en métaux lourds dans le sol du site expérimental du 2iE

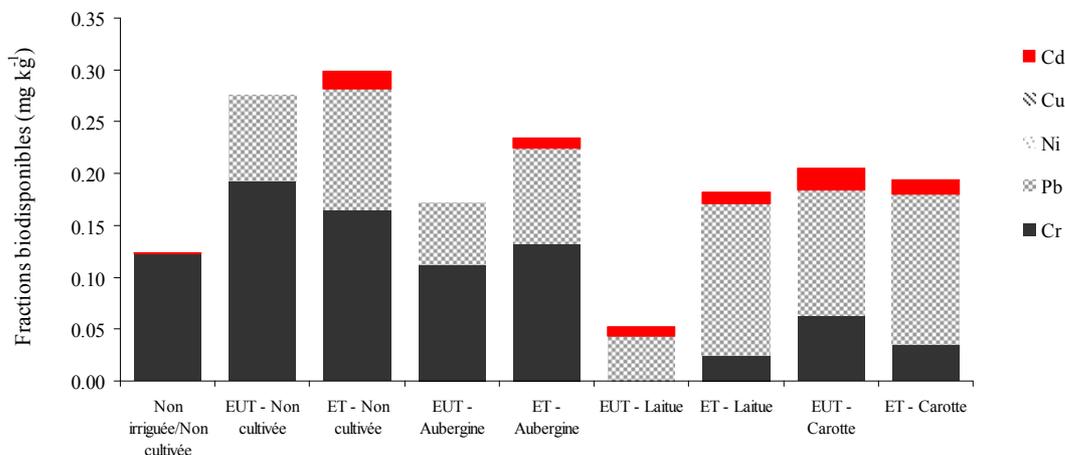


Figure 18 : Teneurs en métaux lourds biodisponibles dans le sol du site expérimental du 2iE

Sur le site du 2iE, la concentration totale en métaux lourds est généralement plus élevée sur les parcelles irriguées que sur la parcelle non irriguée (Figure 17). On constate notamment des teneurs sensiblement plus élevées en plomb, cuivre et nickel sur les parcelles irriguées avec les EUT, ce qui n'est guère étonnant, au vu notamment de la teneur élevée en nickel de ces eaux. S'agissant de la fraction biodisponible des métaux lourds (fraction facilement disponible pour les plantes), on constate (Figure 18) que le chrome et le plomb sont largement représentés, suivis par le cadmium, alors que le

cuivre et le nickel sont absents. A rappeler toutefois que les échantillons ont été prélevés à partir du sixième mois après la mise en culture des parcelles, si bien qu'il n'est pas certain que les valeurs mesurées reflètent précisément celles ayant prévalu durant la période de croissance des végétaux.

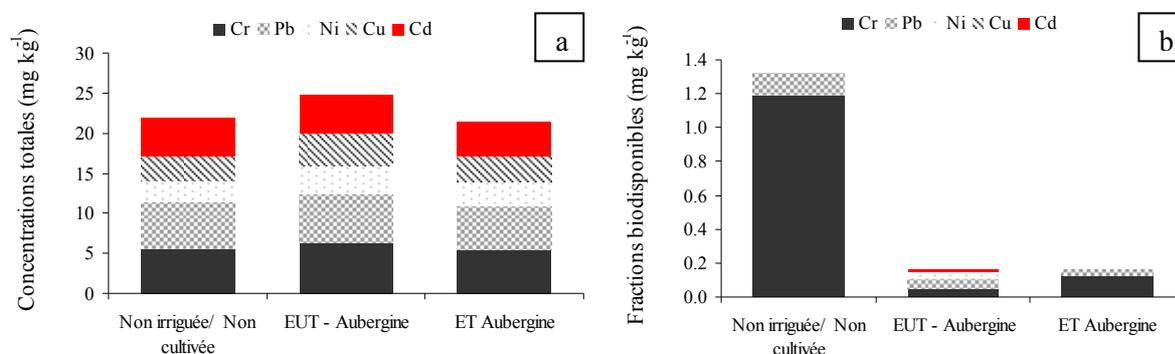


Figure 19 : Teneurs totales et biodisponibles en métaux lourds dans le sol du site expérimental de Kossodo

Sur le site de Kossodo, la parcelle non irriguée/non cultivée (Figure 19 a) présente une concentration totale en métaux lourds légèrement plus faible que sur le site du 2iE (Figure 17). On note toutefois une plus forte concentration en cadmium qui ne semble pas liée à des apports par les EUT (plutôt pauvres en cadmium), mais à une contamination générale du site. Les eaux d'irrigation (ET et EUT) n'ont guère modifié le faciès du sol, et cela pour tous les métaux lourds considérés.

La somme des fractions biodisponibles des métaux lourds à Kossodo (Figure 19 b) est comparable à celle des parcelles d'aubergines du 2iE (Figure 18). L'écart important entre le chrome biodisponible au niveau du site non irrigué/non cultivé et celui des parcelles irriguées de Kossodo est probablement lié au prélèvement de cet élément par les plantes d'aubergine.

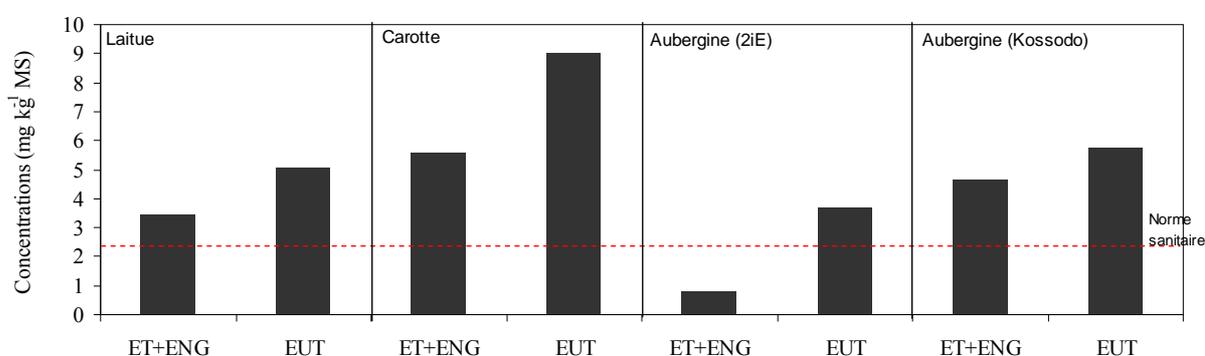
La législation burkinabè relative à la qualité des sols agricoles fixe les concentrations maximales autorisées (en mg kg⁻¹ de sol sec) à 5 mg kg⁻¹ pour le cadmium, 750 mg kg⁻¹ pour le chrome total, 200 mg kg⁻¹ pour le cuivre et 1000 mg kg⁻¹ pour le nickel et le plomb. Les sols des deux sites étudiés sont par conséquent conformes à la législation burkinabè avec toutefois, sur le site de Kossodo, une concentration en cadmium proche de la limite maximale autorisée. La législation burkinabè ne spécifie pas de limites pour les fractions biodisponibles des métaux lourds. Si l'on se réfère à la législation Suisse¹⁰, la concentration maximale admissible en cadmium biodisponible dans le sol est fixée à 0.02 mg kg⁻¹; les valeurs de la plupart des parcelles du site du 2iE sont proches de cette limite.

¹⁰ OSOL: ordonnance suisse du 1^{er} juillet 1998 sur les atteintes portées au sol

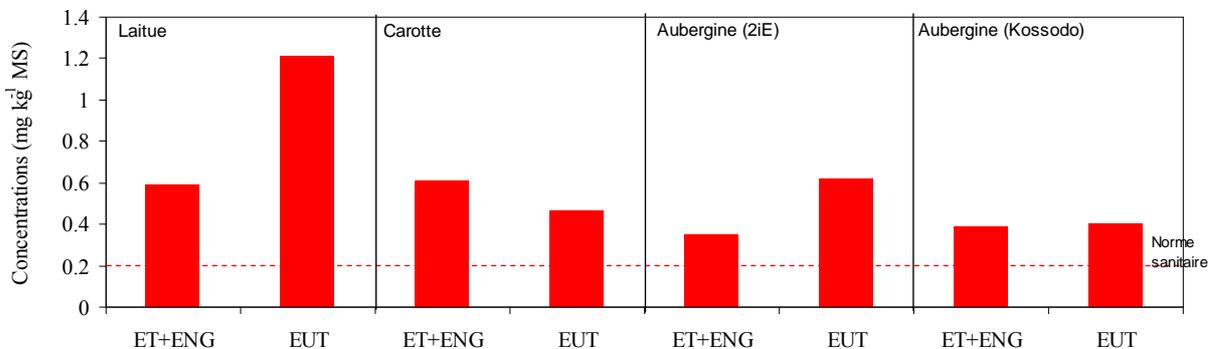
4.3.3 Concentration en métaux lourds des légumes irrigués

Les concentrations en chrome, cadmium et plomb dans les légumes sont indiquées à la figure 20. Elles sont supérieures aux normes sanitaires pour les deux traitements. Toutefois les laitues irriguées avec les EUT présentent des niveaux de contamination plus élevés que celles irriguées avec l'eau témoin. Quant aux carottes et aux aubergines, les différences de concentrations selon le type d'eau d'irrigation varient d'un métal à l'autre. La concentration moyenne en chrome dans les fruits d'aubergines de Kossodo représente 1/3 de la concentration en chrome biodisponible initialement contenue dans le sol (Fig. 19b). En admettant que les 2/3 restants soient répartis dans les tiges, les feuilles et les racines de la plante, ceci renforce l'idée précédemment émise d'un prélèvement du chrome biodisponible par les aubergines.

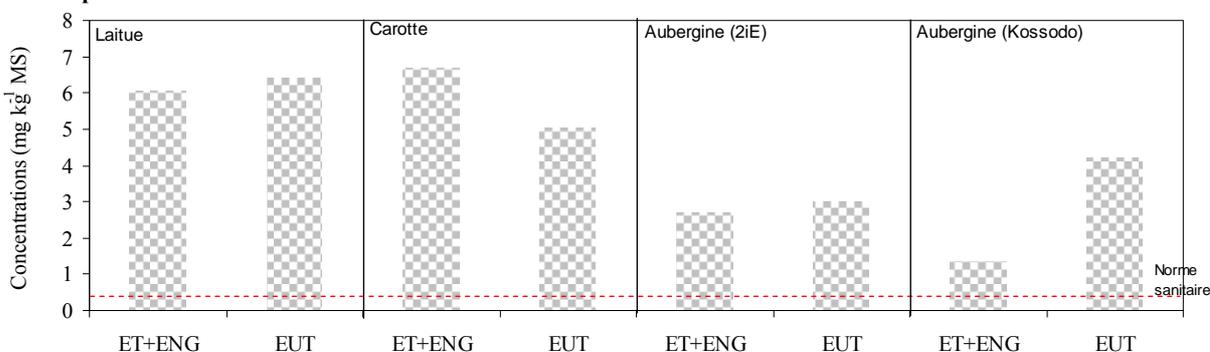
Teneur en chrome



Teneur en cadmium



Teneur en plomb

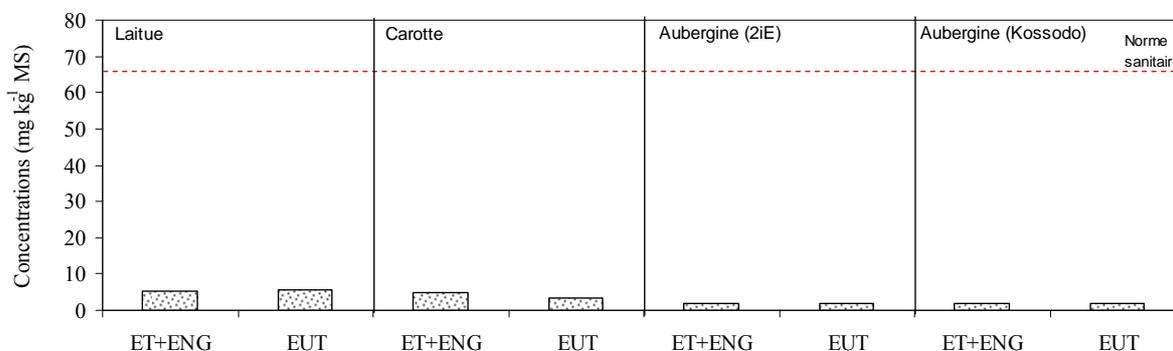


Les droites en pointillés rouges représentent les concentrations maximales admissibles des métaux lourds dans les légumes, selon le Codex alimentarius (OMS/FAO), Commission 2001, cité par Maleki et Zarasvand (2008) et Chary et al. (2008)

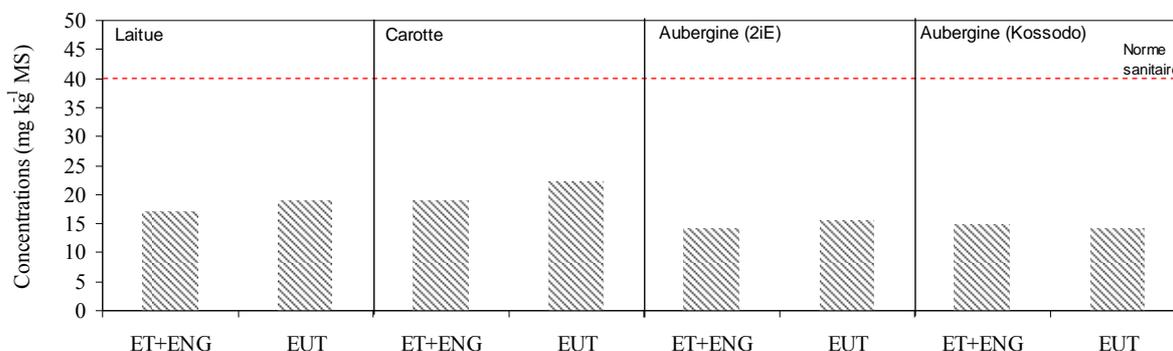
Figure 20 : Teneurs en chrome, cadmium et plomb dans les légumes

La figure 21 représente les teneurs en nickel (Ni) et en cuivre (Cu) des légumes. Ces deux éléments sont en quantités nettement inférieures aux normes sanitaires. Par ailleurs les concentrations sont globalement comparables que les légumes aient été irrigués avec les EUT ou les eaux témoins.

Teneur en nickel



Teneur en cuivre



Les droites en pointillés rouges représentent les concentrations maximales admissibles des métaux lourds dans les légumes, selon le Codex alimentarius (OMS/FAO), Commission 2001, cité par Maleki et Zarasvand (2008) et Chary et al. (2008)

Figure 21 : Teneurs en nickel et cuivre dans les légumes par rapport aux limites tolérées

Tableau 28 : Teneurs en métaux lourds de légumes irrigués avec des eaux usées dans différentes régions

Teneur en métaux lourds (mg kg ⁻¹ MS)	Légumes irrigués avec des eaux usées (fractions comestibles)														
	Laitues					Carottes					Aubergines				
	Cd	Pb	Cr	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	Cu	Ni	Cd	Pb	Cr	Cu	Ni
Tanzanie ⁽¹⁾	0.4	3.6		5.8											
Ghana ⁽²⁾	1.0	187.4				0.8	6.2								
Nigeria ⁽³⁾	2.0	1.2	2.4	1.1	11.0	0.6	1.3	3.3	0.7	5.3	0.3	0.3	0.2	0.4	2.6
Nigeria ⁽⁴⁾	0.02	2.2	1.7	2.1	1.7										
Inde - laitue ⁽⁵⁾ - carotte ⁽⁶⁾	13.4	34.9	61.4	24.9	52.2				16.8						
Turquie ⁽⁷⁾	0.3	9.7		59.9	6.3						0.4	7.2		37.4	4.6

(1) (Bahemuka et Mubofu, 1999) ; (2) (Mensah et al., 2008) ; (3) (Akan et al., 2008) ; (4) (Agbenin et al., 2009) ; (5) (Gupta et al., 2008) ; (6) (Arora et al., 2008) ; (7) (Demirezen et Aksoy, 2006)

En référence au tableau 28 qui montre des résultats d'étude similaires, la laitue irriguée avec les EUT au 2iE semble moyennement contaminée par le plomb, le chrome et le nickel et assez fortement contaminée par le cuivre. Les carottes et les aubergines présentent également des teneurs relativement importantes en cuivre et en chrome alors que le cadmium et le nickel se situent à des niveaux plutôt faibles. Les teneurs en plomb sont globalement comparables à celles indiquées dans le tableau.

4.3.4 Evaluation du risque sanitaire lié à la présence de métaux lourds dans les légumes

Le risque sanitaire lié à la présence de métaux lourds dans les légumes consiste à évaluer les quantités de métaux lourds qui seraient ingérés par la consommation de légumes contaminés. L'évaluation concernera les métaux lourds dont les concentrations dans les légumes sont supérieures aux normes sanitaires, à savoir le cadmium et le plomb. Le risque relatif au chrome ne sera pas traité vu que les normes actuelles ne fixent pas de taux d'ingestion journalière tolérable pour cet élément (Tab. 29).

Tableau 29 : Taux d'ingestion journalière tolérable

	Concentrations ¹ ($\mu\text{g j}^{-1}$ pour un adulte de 60 kg)
Cadmium	60
Plomb	210
Cuivre	900 - 30 000
Nickel	35 - 700
Chrome	-

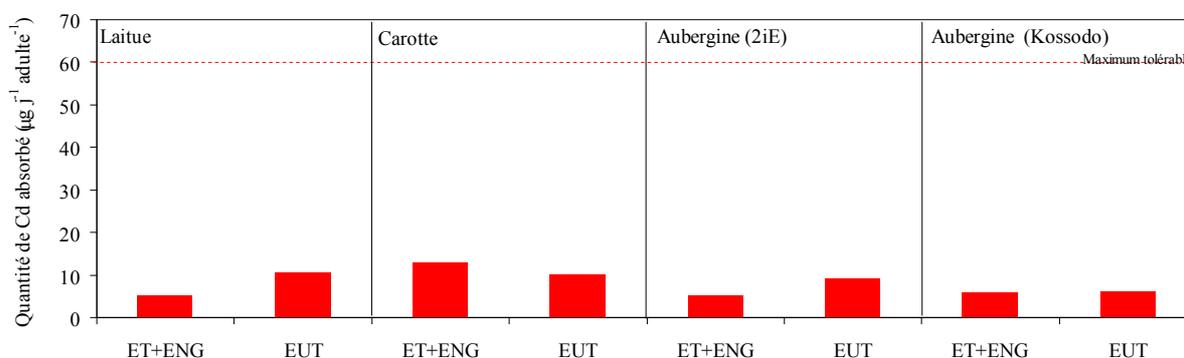
¹WHO (1982, 1989 et 1993), cité par Demirezen et Aksoy (2006)

En l'absence de données sur la quantité moyenne journalière de légumes consommés par la population de la ville de Ouagadougou, une valeur de $150 \text{ g pers}^{-1} \text{ j}^{-1}$ a été retenue. A titre comparatif, la consommation de légumes en Iran est estimée à $218 \text{ g pers}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Maleki et Zarasvand, 2008), à $345 \text{ g pers}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en Chine (Arora et al., 2008) et à $108 \text{ g pers}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en Tanzanie (Bahemuka et Mubofu, 1999). Les quantités de cadmium et plomb absorbables sont calculées à partir des concentrations de ces éléments dans les légumes, exprimées en mg kg^{-1} de matière fraîche.

Les résultats sont présentés à la figure 22 qui montre que la consommation des légumes (sur la base de 150 g par jour et par type de légume) n'entraînerait pas d'apports de cadmium et de plomb supérieurs aux quantités journalières tolérables pour un adulte. Toutefois, si l'on excepte les carottes, la consommation de légumes irrigués avec les EUT se traduirait par des apports de cadmium et de plomb sensiblement plus élevés que dans le cas de légumes irrigués avec les eaux témoins. On retiendra finalement que les carottes irriguées avec l'eau témoin présenteraient les risques sanitaires les plus élevés puisqu'une consommation de 150 g apporterait $1/4$ du cadmium et $3/4$ du plomb qu'il est permis à un adulte de 60 kg d'ingérer au quotidien sans danger pour sa santé. Cela étant, il convient de

conclure que, d'une manière générale, les légumes irrigués avec les eaux usées traitées des deux sites ne présentent pas de risques avérés d'intoxication par les métaux lourds (Cd, Cr, Ni, Cu, Pb).

Quantité de **cadmium** absorbé selon le légume consommé



Quantité de **plomb** absorbé selon le légume consommé

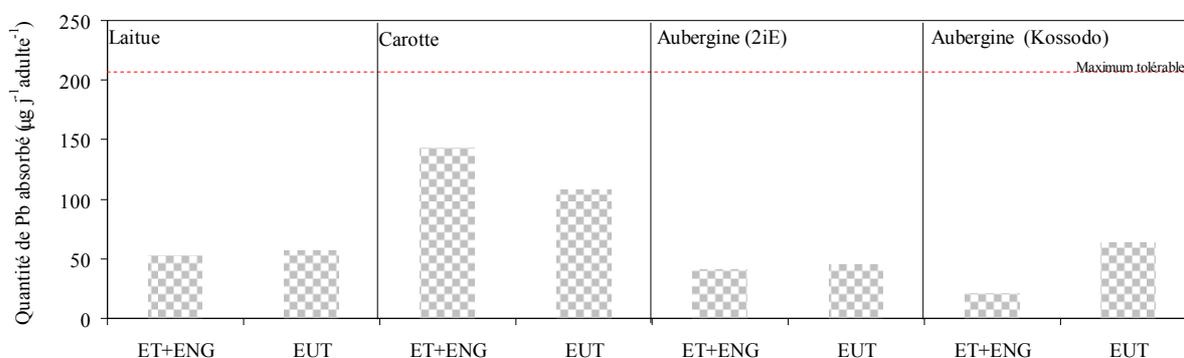


Figure 22 : Estimation des quantités de Cd et de Pb absorbés par la consommation des légumes

5. Conclusion

Cette partie de l'étude visait, d'une part, à étudier les conditions d'une valorisation optimale des macronutriments contenus dans les EUT et, d'autre part, à évaluer la qualité sanitaire des légumes irrigués avec ces eaux.

La valorisation du pouvoir fertilisant des eaux usées reposait sur un ajustement des apports en azote, phosphore et potassium, en réduisant l'azote présent en quantité excessive dans les EUT et en complétant, le cas échéant, les déficits en phosphore et potassium par des amendements minéraux. Les effets de cet ajustement, évalués par le rendement et la biomasse sèche de 3 cultures (laitues, carottes, aubergines), indiquent une production de niveau comparable à celle des pratiques habituelles (eaux conventionnelles + doses totales d'engrais minéraux). Le recours aux EUT est intéressant, notamment pour les cultures à cycle court telles que la laitue pour laquelle l'ajustement a permis de maintenir les rendements à des niveaux satisfaisants, alors que l'usage exclusif d'eaux usées traitées a entraîné une chute importante de rendement au fil des années. L'ajustement des macronutriments s'est également traduit par une légère augmentation de la biomasse sèche des légumes par rapport à un traitement

EUT + dose totale d'azote minéral. C'est donc une solution qui s'est révélée bénéfique, à la fois en termes d'économie d'engrais et de protection de l'environnement.

La méthode d'ajustement reste néanmoins perfectible, notamment pour les cultures à cycle plus long telles que l'aubergine ou la carotte, pour lesquelles la fourniture d'azote devrait être modulée dans le temps, en fonction de l'évolution des besoins au cours du développement végétatif.

Dans un deuxième temps, la qualité sanitaire des légumes irrigués avec les EUT a été évaluée au moyen d'analyses bactériologiques et de teneur en métaux lourds (Cd, Pb, Ni, Cu, Cr).

La qualité chimique des légumes a montré que le cuivre et le nickel sont à des teneurs nettement inférieures aux normes sanitaires de l'OMS, tandis que le plomb, le cadmium et le chrome présentent des concentrations supérieures aux valeurs maximales admissibles. Toutefois ces trois métaux lourds ne sont pas systématiquement à des teneurs plus élevées dans les légumes irrigués avec les EUT que dans ceux irrigués avec l'ET. On retiendra de l'évaluation sanitaire que la consommation quotidienne ($150 \text{ g j}^{-1} \text{ pers.}^{-1}$) de légumes irrigués avec les EUT n'entraîne pas un risque sanitaire notable. Il semble au contraire que la consommation des carottes irriguées avec l'ET présente plus de risque, notamment en apportant 3/4 de la quantité journalière maximale admissible de plomb pour un adulte.

La qualité bactériologique a été évaluée par le biais d'indicateurs de contamination fécale (coliformes fécaux et *Escherichia coli*) estimés à la fois par dénombrement classique sur un milieu de culture sélectif et par méthode moléculaire (PCR).

Sur le plan méthodologique, la technique PCR s'est révélée être un outil prometteur pour la recherche ciblée d'agents pathogènes. Toutefois, si le principe de la méthode est relativement simple et rapide, sa mise en application demande une évaluation préalable des performances de chacune des étapes (extraction de l'ADN, amplification, migration à l'électrophorèse); les performances peuvent varier d'un échantillon à un autre, ce qui constitue un gros handicap dans la mise en œuvre d'analyses de routine. Le dénombrement classique reste donc, à ce jour, la méthode la mieux adaptée, sous réserve que l'indicateur bactérien choisi soit adapté à la source de contamination étudiée; il doit notamment être quasiment absent dans l'environnement initial de l'étude ainsi que dans les traitements servant de témoin ce qui, dans le cadre de cette étude, n'était pas le cas des coliformes fécaux. Les milieux de culture sélectifs, tels que le Chromocult Coliform Agar, peuvent être employés en lieu et place des anciennes procédures de dénombrement plus longues et fastidieuses. Cependant, lorsque l'indicateur ciblé est *Escherichia coli*, un test de confirmation reste indispensable.

On retiendra de l'évaluation microbiologique des légumes que les *Escherichia coli* présomptifs dénombrés sur les laitues irriguées avec les EUT en font les légumes les plus susceptibles de présenter un risque sanitaire. L'apport des EUT semble la principale source de contamination puisque les laitues irriguées avec l'eau témoin contenaient nettement moins d'*Escherichia coli*. Les aubergines sont,

parmi les trois cultures irriguées avec les EUT, celles qui présentent le moins de risques sanitaires, a en juger par l'absence d'*Escherichia coli* sur les fruits. En ce qui concerne la carotte, l'influence des eaux usées sur sa qualité bactériologique mérite des investigations plus approfondies, particulièrement sur le choix de l'indicateur de contamination fécal. Il convient enfin de rappeler que la problématique de la qualité microbiologique des légumes est très complexe et dépend de nombreux facteurs autres que la qualité des eaux d'irrigation. Plusieurs travaux (Cissé, 1997; Ensink et al., 2007; Rai et Tripathi, 2007) ont en effet montré que dans les pays en développement, les charges en coliformes fécaux (et indirectement en agents pathogènes) des légumes, augmentaient considérablement entre le moment de la récolte (sur les sites maraîchers) et le moment de la vente sur les marchés. C'est notamment le cas de la ville de Ouagadougou, si l'on en juge par les résultats de Cissé (1997).

En travaillant avec des eaux usées partiellement traitées, associées à une irrigation par aspersion, l'étude a volontairement opté pour un scénario extrême qu'il est techniquement et économiquement possible d'améliorer par les précautions suivantes :

- favoriser les cultures dont les parties comestibles ne sont pas en contact direct avec le sol,
- pratiquer une irrigation à la raie, voire la micro-irrigation et, si possible, arrêter l'irrigation suffisamment tôt avant la récolte,
- laver et/ou exposer les légumes autant que possible au rayonnement solaire.

L'utilisation des EUT pour l'irrigation a donc un potentiel fertilisant intéressant qu'il convient de bien maîtriser et présente des risques sanitaires plutôt modérés, même dans le cas où des pratiques agricoles peu défavorables sont utilisées (aspersion manuelle, eaux partiellement traitées, etc.).

C. Impact des eaux usées sur la qualité des sols

1. Introduction

1.1 Problématique et objectif général

Comme déjà indiqué précédemment, dans les grandes villes africaines, les sites maraîchers occupent des espaces relativement importants, aussi bien au centre ville qu'en zones périphériques. Plusieurs études ont conclu que dans la majorité des cas, les eaux utilisées sur ces sites maraîchers ne respectent pas les critères de qualité exigés pour l'irrigation, ce qui peut, en particulier, avoir des effets indésirables sur la qualité des sols, effets encore très peu étudiés jusqu'ici.

Dans les régions arides et semi-arides, les impacts physico-chimiques des eaux usées sur le sol sont accentués et accélérés par la forte demande évaporative qui concentre rapidement les constituants minéraux et autres polluants apportés au sol par l'eau d'irrigation. Les impacts majeurs observés sont la salinisation, la sodisation/alcalinisation et les changements structuraux du sol. Les conséquences en sont une baisse générale de la fertilité liée à une accumulation de sels à la surface du sol et dans la zone racinaire, ainsi qu'une réduction notable de la conductivité hydraulique et de la capacité d'infiltration des sols. Ces phénomènes ont été étudiés le plus souvent de manière isolée et dans des contextes agricoles où les eaux d'irrigation sont de nature conventionnelle (eau de surface ou eau souterraine). Les eaux usées ont la particularité de contenir une large gamme de substances susceptibles d'engendrer des impacts défavorables sur les propriétés des sols. Les impacts peuvent se manifester à des échelles de temps très variables, selon le type de sol. Leur étude s'appuie sur des essais *in situ* et/ou des essais de laboratoire effectués sur des échantillons de sol remaniés ou non. Ces essais sont relativement longs, fastidieux et ciblés le plus souvent sur l'évaluation d'un seul paramètre.

Dans la présente étude, une approche récente et globale basée essentiellement sur la modélisation des courbes de retrait a été privilégiée. Cette approche est susceptible de fournir de nombreuses informations sur l'évolution des propriétés des sols soumis à des apports d'eaux usées. Elle fait l'objet du présent chapitre qui porte sur l'étude des impacts physico-chimiques sur un sol irrigué durant deux ans avec des eaux usées traitées d'origine principalement industrielle.

1.2 Synthèse bibliographique

Les dégradations physico-chimiques des sols irrigués avec des eaux usées sont étroitement liées à la qualité de ces eaux qui, à l'instar de toutes les eaux d'irrigation, doivent répondre à des normes de qualité spécifiques (Abbott et Hasnip, 1997; Ayers et Westcot, 1985; FAO, 2003; U.S.E.P.A, 2004). Les normes concernent notamment la concentration globale en sels, la proportion de sodium par rapport aux autres cations, la concentration en bicarbonate, la concentration en éléments toxiques pour

les plantes (Cl, B, Se, etc.) et la quantité de matière organique (DCO/DBO₅). Une attention particulière est accordée aux facteurs qui peuvent être à l'origine de processus de dégradation tels que la salinisation, la sodisation et/ou l'alcalinisation, qui conduisent à des sols qualifiés respectivement de salins, sodiques ou alcalins, selon l'alcalinité résiduelle de l'eau d'irrigation. Les études retenues dans cette synthèse bibliographique concernent surtout des sols similaires à celui de notre zone d'étude.

1.2.1 Concept d'alcalinité résiduelle

Le concept d'alcalinité résiduelle (vis-à-vis d'un minéral dissous dans l'eau) découle de la définition de l'alcalinité, elle-même définie comme la somme des anions de bases faibles susceptibles d'être neutralisés par apport d'ions H⁺ (Al-Droubi, 1976).

L'expression simplifiée de l'alcalinité s'écrit (selon l'équation d'électroneutralité de la solution et sous hypothèse que les ions considérés représentent les éléments majeurs) :

$$\text{ALC (mmol}_c \text{ l}^{-1}) = [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Na}^+] - [\text{SO}_4^{2-}] - [\text{Cl}^-]; [] \text{ en mmol}_c \text{ l}^{-1}$$

L'alcalinité de la solution augmente donc si la somme des cations augmente ou si celle des anions diminue.

Les dissolutions ou précipitations des sels sont les réactions les plus influentes sur l'alcalinité de la solution du sol, en cela qu'elles lui apportent (dissolution) ou lui retirent (précipitation) sélectivement des cations et des anions. Les sels les moins solubles sont ceux formés avec les carbonates (en comparaison avec les autres anions) et ceux formés avec le calcium (relativement aux autres cations). La calcite (CaCO₃) est donc généralement le premier minéral qui précipite dans un sol (par exemple, lorsque la solution du sol se concentre sous l'effet de la reprise évaporative) (Mermoud, 2005). Ceci enlève à la solution du sol des bases faibles (HCO₃⁻ ou CO₃²⁻) et des ions calcium. A l'issue de la précipitation, la composition de la solution et, par conséquent son alcalinité, évolueront selon les concentrations résiduelles en calcium et carbonates. C'est pour mieux comprendre ce processus que Beek et Van Breemen (1973, cité par Al-Droubi, 1976) ont introduit la notion d'alcalinité résiduelle, soit l'alcalinité d'une solution après précipitation d'une ou plusieurs espèces minérales. La calcite étant le principal minéral qui précipite de façon significative sous l'action de l'évaporation, il est donc généralement question d'alcalinité résiduelle calcique (ARC), qui s'exprime par l'expression suivante :

$$\text{ARC (mmol}_c \text{ l}^{-1}) = \text{ALC} - [\text{Ca}^{2+}]; [] \text{ en mmol}_c \text{ l}^{-1}$$

Lorsque la calcite a précipité, si la pression partielle de CO₂ est constante, la composition de la solution du sol évolue au cours de l'évaporation selon deux voies possibles déterminées par la valeur de l'ARC (Al-Droubi, 1976) :

- une ARC négative traduit un excès de calcium dont la concentration augmentera au cours de l'évaporation. Les sols évoluent vers une voie saline, avec un pH légèrement acide à neutre,

- une ARC positive traduit au contraire un déficit de calcium (ou un excès de carbonates/bicarbonates), si bien que le SAR et le pH augmentent, entraînant le sol vers une voie alcaline et sodique.

1.2.2 Processus de salinisation

La salinisation est l'accumulation excessive de sels solubles (chlorures, sulfates, etc.) dans la partie superficielle des sols (Cheverry et Bourrie, 1998). Lorsqu'elle est liée à la nature géologique du terrain, on parle de salinisation primaire par opposition à la salinisation secondaire, liée aux pratiques anthropiques telles que l'irrigation. C'est essentiellement de salinisation secondaire dont il sera question par la suite.

Les sols des régions chaudes, arides, semi-arides, tropicales ou méditerranéennes sont les plus touchés par cette accumulation de sels solubles en raison d'une forte demande évaporative dans un contexte de faible pluviométrie.

La salinisation est liée pour l'essentiel à l'utilisation d'une eau d'irrigation de qualité médiocre et/ou aux remontées capillaires en provenance d'une nappe peu profonde. Dans des sols peu drainants, la répétition d'irrigations avec des eaux de mauvaise qualité, telles que les eaux usées, peut entraîner une accumulation progressive de sels dans la zone racinaire, vu que les plantes et l'évaporation prélèvent l'eau du sol en y abandonnant une large part des sels apportés par l'eau d'arrosage. A chaque nouvelle irrigation la concentration augmente, rendant ainsi une salinisation du sol inévitable à plus ou moins long terme, en l'absence de lessivage naturel suffisant.

Les paramètres de caractérisation de la salinité de l'eau d'irrigation et du sol sont la conductivité électrique à 25 °C et/ou la quantité totale de sels dissous (TDS : Total Dissolved Solids). On estime qu'en dessous de 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$, une eau est de très bonne qualité pour l'irrigation. Elle demeure toutefois convenable jusqu'à 750 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Entre 750 et 3000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, des problèmes de salinisation légers à modérés peuvent se manifester. Au-delà de 3000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, une dégradation inéluctable du sol et des rendements est prévisible (FAO, 2003).

La salinisation du sol s'apprécie généralement sur la base de la valeur de la conductivité électrique d'un extrait de pâte saturée, c'est-à-dire de la solution retirée d'un échantillon de sol préalablement séché puis amené à la limite de liquidité. Des chutes de rendement s'observent à partir de 2000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ sur certaines cultures sensibles telles que les cultures fruitières et certaines cultures maraîchères. Au delà de 4000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, la plupart des cultures voient leur rendement diminuer (Ayers et Westcot, 1985; Legros, 2007; Mermoud, 2005).

La variabilité spatiale et temporelle de la salinité est conditionnée par des facteurs climatiques (intensité du rayonnement, importance du vent, humidité relative de l'air, caractéristiques des précipitations, etc.), eux-mêmes affectés de variations saisonnières. En Israël, la conductivité

électrique des sols irrigués avec des EUT atteint des valeurs maximales en automne (fin de la période d'irrigation). Elle diminue ensuite de façon progressive au printemps lorsque les sols sont lessivés par les précipitations (500 mm en moyenne annuelle) suffisantes pour éviter une accumulation progressive des sels (Ben-Hur, 2005). Dans le désert saharien (Nord de l'Algérie) ou dans certaines régions de la zone sahélienne (Bassin versant du Niger par exemple), on observe au contraire une accumulation des sels d'une année à l'autre, imputable sans doute à un déficit pluviométrique et à un lessivage naturel insuffisant des sols (Bertrand et al., 1994; Daoud et Halitim, 1994).

Certaines études (Al-Nakshabandi et al., 1997; Mitchell et al., 2000; Miyamoto et al., 2005) ont mis l'accent sur la répartition verticale et horizontale de la salinité. L'évolution verticale est fonction du type de sol. Dans un sol argilo-limoneux, les fortes teneurs en sels sont localisées dans les 10 premiers centimètres (Al-Nakshabandi et al., 1997) alors que dans un sol sablo-argilo-limoneux, les sels se trouvent pour l'essentiel dans les 20 premiers centimètres (Ben-Hur, 2005). Dans un sol à dominante argileuse (Ben-Hur, 2005), des concentrations élevées en sels peuvent être observées jusqu'à 1 m de profondeur. La distribution horizontale de la salinité est fonction du système d'irrigation. Sur un périmètre irrigué par aspersion, la salinité du sol augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne des asperseurs (Al-Nakshabandi et al., 1997).

La principale conséquence de la salinité est une baisse de la fertilité des sols. Cependant, le phénomène est généralement réversible et peut être traité par lessivage des sols.

1.2.3 Processus de sodisation et/ou d'alcalinisation

Les processus d'alcalinisation et de sodisation ont été longtemps considérés comme un même phénomène. Le terme de sol sodique a finalement été retenu. Il est défini comme « un sol non salin, contenant suffisamment de sodium échangeable pour entraîner des dommages sur la production agricole et la structure du sol de manière générale » (FAO, 1989).

La sodisation/alcalinisation peut également être d'origine primaire ou secondaire. L'origine primaire renvoie à l'altération de roches alcalines qui confère un faciès alcalin et sodique à la solution du sol. L'origine secondaire dont il sera question par la suite est essentiellement attribuée aux activités anthropiques, notamment l'irrigation.

Les risques de sodisation et/ou d'alcalinisation sont généralement évalués au moyen de deux paramètres faisant respectivement référence à la composition chimique du complexe d'échange et à celle de la solution du sol (Summer, 1993) :

- le pourcentage de sodium échangeable du sol ou ESP (Exchangeable Sodium Percentage) :

$$\text{ESP} = 100 \frac{[\text{Na}]_{\text{Echangeable}}}{\Sigma \text{ Cations Echangeables}}$$

A noter que dans certaines études, l'ESP est calculé sur la base de la Capacité d'Echange Cationique (CEC), à la place de la somme des cations échangeables. Cela peut aboutir à des valeurs très différentes. Si la CEC utilisée a été mesurée au pH du sol (CEC effective), cela conduit à une meilleure approximation des conditions *in situ*.

- le SAR (Sodium Adsorption Ratio), qui caractérise le risque sodique lié à une teneur excessive en sodium (facteur de dispersion) dans la solution par rapport aux concentrations en calcium et magnésium (agents de floculation). Il se calcule par le rapport suivant :

$$\text{SAR} = \frac{[\text{Na}]}{\sqrt{\frac{[\text{Ca}] + [\text{Mg}]}{2}}} \quad (\text{Concentrations exprimées en mmol}_c \text{ l}^{-1})$$

Dans les eaux usées utilisées en irrigation, certains ions calcium et magnésium peuvent être complexés avec des polymères organiques, ce qui contribue à augmenter le SAR (Summer, 1993).

Des relations empiriques permettent de déduire la valeur de l'ESP du sol à partir de celle du SAR de la solution du sol. Ces relations sont dépendantes du type de sol et d'extrait de sol (pâte saturée ou extrait dilué) ayant servi à la mesure du SAR, mais elles sont globalement de type linéaire.

Le terme alcalinisation est désormais employé pour caractériser l'augmentation du pH du sol. Souvent associé à la sodisation, l'alcalinisation peut se produire sur des sols au demeurant sodiques, tout comme les deux phénomènes peuvent se manifester simultanément. Le second cas de figure a été largement étudié sur des sols irrigués avec des eaux à alcalinité résiduelle calcique positive (Barbiéro et Van Vliet-Lanoe, 1998; Condom et al., 1999; Hammecker et al., 2009). La solution du sol se concentre progressivement sous l'effet de l'évaporation et entraîne une série de précipitations de sels qui débute généralement par la calcite (CaCO_3), jusqu'à un stade avancé de formation de carbonates ou bicarbonates de sodium (Na_2CO_3 et NaHCO_3) (Al-Droubi et al., 1980). Parallèlement et en lien avec l'augmentation du SAR dans la solution du sol, le complexe d'échange se sature en sodium au détriment des autres cations échangeables (Ca, Mg, K).

Sur ce type de sol ou sur des sols initialement sodiques, le processus d'alcalinisation s'enclenche généralement au cours d'un apport d'eau faiblement minéralisée. Sur les sols enrichis en Na_2CO_3 et NaHCO_3 , la dissolution de ces sels entraîne des élévations de pH variant de 8.5 à 9.8 mesurés sur extrait de pâte saturée (Marlet et al., 1998). Sur les sols initialement sodiques, les argiles sodisées

subissent une protonation ($\text{Argile.Na}^+ + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Argile.H}^+ + \text{NaOH}$) dont les produits de réaction forment de l'hydroxyde de sodium, hautement alcalin (McBride, 1994).

On retiendra que la salinisation, la sodisation et l'alcalinisation sont des processus complexes pouvant se manifester simultanément ou successivement. Un sol irrigué devient salin ou alcalin/sodique selon que la solution du sol (et indirectement l'eau d'irrigation) présente une alcalinité résiduelle calcique positive ou négative (cf. paragraphe 1.2.1). Le tableau 30 présente de façon synthétique différentes classes de sols salés. Il est adapté des critères d'évaluation de l'USDA (cité par la FAO (1989)) et des compléments d'informations rapportés par Summer (1993) et Legros (2007). Les paramètres caractéristiques de ces sols varient quelque peu selon le contexte géoclimatique et le type de sol.

Tableau 30 : Caractéristiques de quelques classes de sols salés

Classification	Caractéristiques
Sol salin	Sol non sodique, dont l'ESP est inférieur à 15 et la CE de la solution de sol saturé est supérieure à $4000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Le pH du sol (pH_s) est généralement inférieur à 8,5.
Sol alcalin/sodique, non salin (ou Solonetz)	Sols riches en Na_2CO_3 , EPS > 15% (sauf exceptions) - souvent peu salés avec une faible CE_s ($< 4000 \mu\text{S cm}^{-1}$) - pH_s basique, compris entre 8.5 et 10 qui entraîne la dissolution de la matière organique et l'apparition d'humâtes sodiques (salant noir visible à la surface du sol) - aspect de sols lessivés imputable à la dispersion des argiles entraînées vers les horizons inférieurs.
Sol alcalin/sodique et salin (ou salsodique)	Sol à la fois salé et sodique (sodium occupant plus de 60% de la CEC), fortement alcalin (pH_s pouvant atteindre 10) et présentant une structure plus ou moins dégradée.
Sol sodique salin	Sol à la fois sodique et riche en sels solubles, mais non alcalin.

CE : conductivité électrique ; CE_s : conductivité électrique mesurée sur extrait de pâte saturée ; pH_s : pH mesuré sur extrait de pâte saturée ; CEC : capacité d'échange cationique.

1.2.3.1 Principaux mécanismes de déstructuration des sols sodiques

La structure d'un sol se définit comme un agencement hiérarchique entre les agrégats et les pores de tailles variables (du nanomètre au centimètre) qui leurs sont associés (Oades, 1993). Parmi les agrégats du sol, on distingue les microagrégats (diamètre $< 250 \mu\text{m}$) des macroagrégats (diamètre $> 250 \mu\text{m}$) (Harris et Rengasamy, 2004). Les microagrégats se forment par assemblage des constituants élémentaires (argiles, limons, sables), puis évoluent vers des agrégats de tailles plus élevées (macroagrégats). L'ensemble conditionne la stabilité structurale du sol. Par conséquent, des agrégats fragmentés, voire réduits à l'état de constituants minéraux élémentaires, entraînent la disparition de tout ou partie de la structure du sol.

La désagrégation se produit au contact de l'eau, généralement lors des cycles d'humectation/dessiccation du sol. Les quatre principaux mécanismes de désagrégation par l'eau décrits par Le Bissonnais et Le Souder (1995) sont : (1) l'éclatement des agrégats par compression de l'air piégé lors de l'humectation; (2) la désagrégation mécanique sous l'impact des gouttes de pluie; (3) la microfissuration par gonflement différentiel des argiles et (4) la dispersion physico-chimique de argiles. La dispersion est le principal mécanisme de désagrégation des sols sodiques (Summer, 1993). Elle est due à la forte teneur en sodium du complexe d'échange. Son intensité dépend du taux et du type d'argile (notamment sa capacité d'échange cationique) et du pH du sol. Ces paramètres conditionnent, à la surface des particules d'argile, les charges positives et négatives tributaires des forces d'attraction et de répulsion. La résultante de ces forces détermine l'état de floculation/dispersion des argiles. Elle est traduite par la Concentration Critique de Floculation (CCF) du sol (cf. encadré).

Concentration Critique de Floculation (CCF) ou Concentration Critique de Coagulation (CCC)

La stabilité structurale d'un sol est conditionnée par le maintien de la fraction argileuse à l'état floculé (Dexter, 1988). La distribution des ions (notamment les cations de la solution du sol) à la surface des particules argileuses détermine leur état de dispersion/floculation. Schématiquement, les cations (chargés positivement) s'organisent autour de la particule argileuse (de charge négative) et l'ensemble forme deux couches. La couche de cations s'organise en gradient de charges positives qui diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la surface de l'argile; c'est le concept de Double Couche Diffuse (DCD) décrit par Summer (1993).

L'épaisseur de la DCD détermine la distance entre les particules argileuses (et par extension les particules colloïdales) et traduit l'interaction des forces d'attraction (attraction intermoléculaire de Van der Waals) et de répulsion entre elles. Une DCD de faible épaisseur augmente les forces d'attraction entre particules, ce qui leur permet de s'agglomérer par coagulation et floculation. A l'inverse, une DCD de large épaisseur favorise les forces de répulsion et maintient les particules à l'état dispersé. L'épaisseur de la DCD est inversement proportionnelle à la concentration totale en électrolytes de la solution du sol et au carré de la valence des cations (Summer, 1993). Les cations divalents comme le calcium sont par conséquent de bons agents de floculation alors que les ions monovalents tels que le sodium favorisent la dispersion.

La concentration critique de floculation est la concentration minimale d'électrolytes nécessaire pour qu'une suspension argileuse passe de l'état dispersé à l'état floculé. Plus généralement, elle représente la salinité minimale à laquelle la solution du sol doit être maintenue pour ne pas engendrer une dislocation des agrégats par la dispersion des constituants colloïdaux. Plus un sol présente une CCF élevée, plus sa structure est instable et sujette à des phénomènes de dispersion.

Parmi les différentes catégories d'argile, la kaolinite peu gonflante et de type 1:1 est celle qui présente la plus faible capacité d'échange, avec une CEC comprise entre 0 et 8 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Churchman et al., 1993). Le mécanisme de déstructuration prédominant sur les sols à kaolinite est donc la dispersion, (par opposition au gonflement différentiel des agrégats), et cela indépendamment de la concentration en sodium échangeable.

Selon plusieurs auteurs cités par Churchman et al. (1993), le pH du sol influence particulièrement la dispersion des sols à kaolinite. A pH acide, la CCF de la kaolinite est très faible, si bien qu'elle reste stable et à l'état floculé, même à de fortes teneurs en sodium échangeable ($ESP > 20$). En revanche, à pH basique, la kaolinite présente une CCF très élevée qui la rend instable et conduit à la dispersion, même à des teneurs en sodium échangeable relativement faibles ($ESP < 10$).

La matière organique et les ions métalliques (oxydes de fer et d'aluminium) concourent au maintien du sol à l'état floculé, donc à une meilleure stabilité de sa structure (Deshpande et al., 1968). Ces composés sont souvent associés aux argiles et agissent comme « ciment » inter-agrégats (Arias et al., 1996; Churchman et al., 1993). De récentes études (Graber et al., 2006; Wuddivira et Camps-Roach, 2007) ont montré que la stabilité structurale des agrégats et la conductivité hydraulique à saturation d'un sol à kaolinite étaient proportionnelles au taux de matière organique du sol. Par ailleurs la matière organique est reconnue pour exercer une certaine hydrophobie sur les agrégats du sol, ce qui augmente leur stabilité dans l'eau en réduisant les effets de gonflement et d'éclatement (Chenu et al., 2000).

Cependant, la présence de matière organique dans les sols n'induit pas toujours une meilleure stabilité structurale. A ce propos, Nelson et al. (1999) ont montré que les composés organiques à faible poids moléculaire tels que les aminoacides et les protéines favorisent la dispersion des argiles. L'association du sodium et de la matière organique persistante est également un facteur de dispersion important, notamment sur les argiles de type 1:1. Cela a été démontré par Yeqing et al. (1996) qui ont mesuré la CCF d'un échantillon de sol composé d'argile de type 1:1. Les essais ont été menés une première fois après avoir saturé l'échantillon avec une solution de sodium et une seconde fois après saturation avec un mélange Na-Acides Humiques (Na-AH). La CCF de l'échantillon est passée de 10 à 24.6 mmol l^{-1} , suggérant une augmentation de la dispersivité des argiles induite par les acides humiques. Yeqing, et al. (1996) précisent que les argiles de type 1:1 sont particulièrement sensibles à l'effet dispersif des acides humiques, notamment lorsqu'elles sont majoritairement saturées de sodium (par opposition à un complexe d'échange saturé en calcium).

L'effet dispersif des acides humiques augmenterait d'autant plus que le sol présente un pH basique. C'est ce que l'étude Yeqing et al. (1996) démontre également. Les auteurs ont testés l'influence du pH en renouvelant l'expérience (effectuée précédemment à pH 8) à pH 6 et à pH 10. Dans le premier cas, la CCF de l'échantillon passe de 4 à 10 mmol l^{-1} et dans le second de 26 à 52 mmol l^{-1} respectivement pour l'échantillon saturé avec une solution de sodium et pour l'échantillon saturé par le mélange Na-AH. Cette expérience confirme l'influence du pH sur la dispersivité des argiles à kaolinite, soulignée dans la revue bibliographique de Churchman et al. (1993).

A la lumière de ces travaux, on retiendra que les sols alcalins/sodiques riches en kaolinite sont particulièrement exposés au phénomène de dispersion qui est généralement atténué par les ions métalliques et la matière organique qui assurent un rôle de maintien des agrégats structuraux.

Toutefois, dans des conditions de pH alcalin et de teneurs élevées en sodium échangeable, les propriétés dispersives de la matière organique peuvent devenir prédominantes.

1.2.3.2 Caractéristiques physique et hydrodynamiques des sols sodiques déstructurés

Les mécanismes de déstructuration des agrégats évoqués au paragraphe précédent entraînent des changements physiques et hydrodynamiques à la surface des sols sodiques et au niveau de leurs horizons de subsurface. Certains changements surviennent durant les phases d'humectation (lors d'irrigations ou d'évènements pluvieux), tandis que d'autres ont plutôt lieu au cours des périodes de dessiccation.

En surface, l'éclatement mécanique des agrégats qui survient au cours de l'humectation est aggravé par la dispersion des argiles. Par la suite, la dessiccation peut conduire à la formation d'une croûte de battance (Condom et al., 1999). Cette croûte présente généralement un aspect lisse en surface (So et Aylmore, 1993) qui traduit la présence d'argiles dispersées dont une partie migre souvent vers les horizons inférieurs (Summer, 1993). En subsurface, immédiatement sous la croûte de battance et jusqu'à quelques dm de profondeur (Condom et al., 1999), la dispersion des argiles provoque un effondrement du réseau poral, ce qui confère au sol une structure massive de densité élevée. L'air comprimé au cours de l'effondrement contribue à l'éclatement des microagrégats et accentue la prise en masse des particules solides qui peut donner lieu à un affaissement sur l'ensemble des horizons dégradés (Bresson et Moran, 2004; So et Aylmore, 1993). Selon Condom et al. (1999), la dégradation en surface peut apparaître rapidement après quelques épisodes d'irrigation. Par contre, les phénomènes relatifs aux horizons de subsurface se manifestent à moyen et long terme, à la suite de plusieurs saisons d'irrigation.

Les changements hydrodynamiques sont remarquables en surface où la croûte de battance, peu perméable à l'eau, réduit la capacité d'infiltration du sol (So et Aylmore, 1993). Cela tend à accentuer le ruissellement et la sensibilité du sol à l'érosion (Bresson et Moran, 2004). La conductivité hydraulique à saturation diminue également dans les horizons déstructurés (Gonçalves et al., 2007) du fait d'une sévère réduction des pores. Ceci entrave la germination et le développement racinaire des cultures et les privent d'un apport optimum d'eau, d'air et de nutriments (Rengasamy et al., 2003), ce qui se traduit par de sévères baisses de rendement.

Plusieurs auteurs (Cheverry et Bourrie, 1998; Legros, 2007; Skinner, 1905) décrivent la présence de taches noires caractéristiques des sols alcalins/sodiques. Selon ces auteurs, l'augmentation du pH à l'origine de l'alcalinisation entraîne la dissolution de la matière organique du sol, créant des humâtes sodiques qualifiés de salants noirs. La matière organique dissoute dans la solution apparaît sous forme de taches noires à la surface du sol, sous l'effet de la reprise évaporative.

1.2.4 Colmatage physique et biologique par les eaux usées

La diminution de la conductivité hydraulique et de la capacité d'infiltration de l'eau peut également être liée au colmatage physique et/ou biologique du sol. Les deux phénomènes sont particulièrement fréquents sur les sols irrigués avec des eaux usées chargées de matières en suspension et présentant une demande biochimique en oxygène élevée.

Le colmatage physique résulte de l'action des particules colloïdales et des matières en suspension des eaux usées qui obstruent les pores des horizons superficiels et s'accumulent à la surface du sol, réduisant ainsi sa capacité d'infiltration (Magesan et al., 2000).

Le colmatage biologique est lié à l'accumulation de débris cellulaires dans les pores. Selon Magesan et al. (2000), l'accroissement du rapport C/N des eaux usées serait à l'origine de ce phénomène puisqu'il favorise l'augmentation de la biomasse microbienne et de la population de nématodes. Toutefois, ces mêmes auteurs précisent que le colmatage biologique intervient seulement dans le cas de rapports C/N > 50, alors que la majorité des eaux usées traitées domestiques présente un rapport de l'ordre de 2.5. Ce type de colmatage peut réduire la conductivité hydraulique à saturation du sol jusqu'à 80% de sa valeur initiale. Viviane et Iovino (2004) précisent également que le colmatage biologique s'observe généralement à la suite de longues périodes d'inondation des sols.

1.3 Objectifs spécifiques et démarche méthodologique

L'étude des impacts de l'irrigation avec des eaux usées sur le sol vise deux objectifs spécifiques :

1. Evaluer, par des mesures *in situ* de la capacité d'infiltration, l'évolution des propriétés hydrodynamiques de sols soumis à trois traitements différents : (1) un site de référence non irrigué, (2) un site sous culture irrigué avec de l'eau peu minéralisée et faisant l'objet d'apports d'engrais minéraux NPK et (3) un site sous culture irrigué avec des eaux usées semi industrielles riches en sels, notamment en sodium.
2. Déterminer l'évolution des propriétés hydrostructurales du sol en modélisant le retrait d'échantillons non remaniés, prélevés sur les trois sites décrits précédemment. Les résultats du modèle seront ensuite confrontés aux paramètres chimiques caractéristiques de l'alcalinisation/sodisation des sols.

2. Description du site expérimental

Le site expérimental est situé dans une zone maraîchère aménagée à l'aval d'une station d'épuration (Fig. 23) située à proximité d'une zone industrielle dans le quartier de Kossodo (périphérie Nord-Est de Ouagadougou).

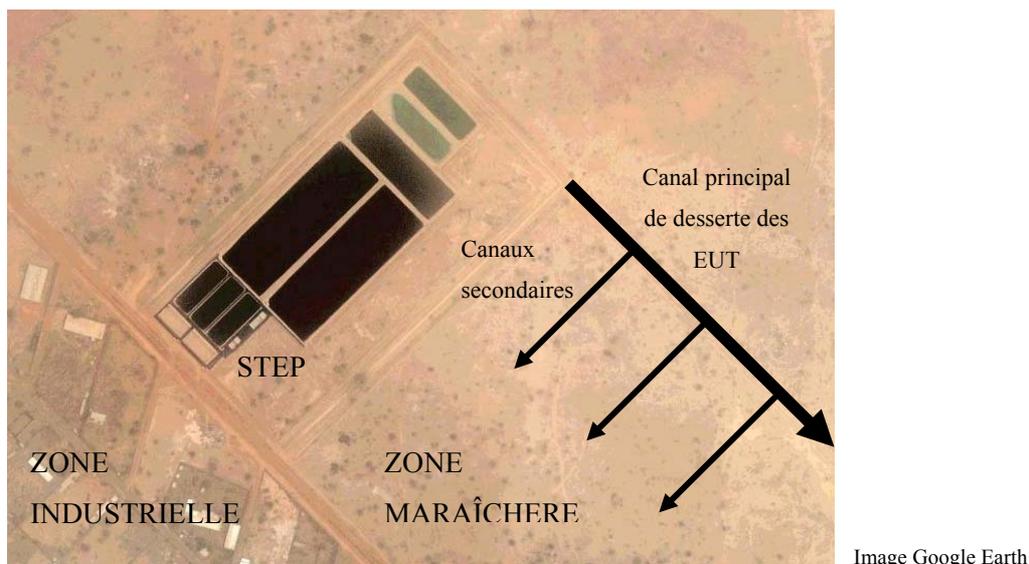


Figure 23 : Vue aérienne de la STEP et de la zone maraîchère de Kossodo

L'aménagement qui comprend une vaste station d'épuration (STEP) par lagunage à microphytes et un site maraîcher de 35 hectares, prévu pour valoriser les eaux usées traitées, s'intègre dans le Plan Stratégique d'Assainissement de la ville de Ouagadougou (PSAO) et le projet d'Amélioration des Conditions de Vie Urbaines (PACVU) entrepris par le Gouvernement du Burkina Faso. La STEP est dimensionnée pour traiter les eaux usées de la partie centrale de la ville, des quartiers administratifs et universitaire, ainsi que des principales industries et bâtiments publics (brasserie, abattoir, hôpital, etc.), pratiquement tous localisés dans la zone industrielle de Kossodo.

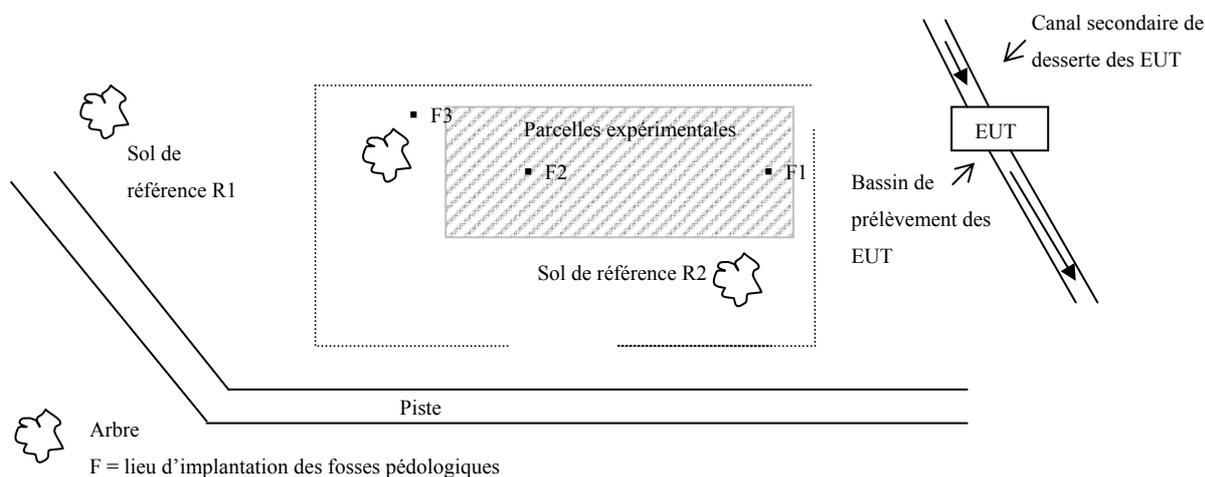


Figure 24 : Vue schématique du site expérimental de Kossodo

Les eaux usées traitées sont transportées sur le site maraîcher par un réseau de canaux équipés de bassins de prélèvement situés à proximité des parcelles, dans lesquels les maraîchers viennent puiser l'eau avec des arrosoirs manuels (Fig. 24).

2.1 Caractérisation du sol

La carte pédologique du Burkina au 1/500 000 - coupure Centre Sud - (Alboucq, 1968), rattache les sols de la région à la catégorie « lithosols sur cuirasses ferrugineuses et sols ferrugineux tropicaux remaniés sur matériaux argilo-sableux en profondeur ». A partir de cette carte, Boulet (1976b) a dressé une carte d'unités agronomiques dans laquelle il décrit les sols de la zone Centre Sud comme étant de qualité agronomique médiocre, avec une faible profondeur utile (< 40 cm) et des profils texturaux contrastés qui entraînent une discontinuité à la fois dans le régime hydrique et la pénétration racinaire (Boulet, 1976a).

La figure 25 présente, à titre d'exemple, deux profils hydriques caractéristiques mesurés sur le site expérimental, au début de la campagne 2007-2008. En dessous d'une profondeur de l'ordre de 20 à 30 cm, la teneur en eau reste plus ou moins constante et ne varie pratiquement pas dans le temps. Ces profils montrent que les échanges sol-atmosphère se limitent essentiellement aux premiers décimètres du sol, ce qui tend à corroborer les appréciations de Boulet (1976a).

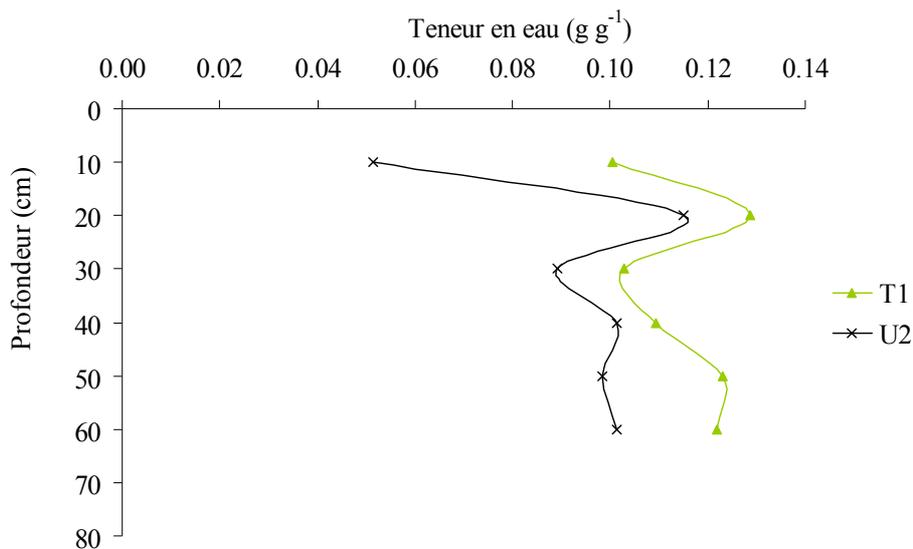


Figure 25 : Exemple de profils hydriques relevés à Kossodo

Trois fosses pédologiques ont été creusées sur le site. Leurs emplacements sont indiqués à la figure 24. Les profils correspondant sont donnés à la figure 26.

Le sol présente une profondeur relativement faible, comprise entre 50 et 60 cm. Au-delà, on rencontre une cuirasse ferrugineuse très dure et compacte. Selon la classification CPCPS de 1967 (citée par le Bureau National des Sols du Burkina (1998)), il s'agit de sols ferrugineux tropicaux lessivés indurés moyens à peu profonds. On note une présence de gravillons ferrugineux (entre 2 et 10% dans les horizons H1 et entre 40 et 60% dans les horizons inférieurs).

Les horizons H1 (de la surface à une profondeur de 10 à 24 cm) présentent une texture limono-sableuse. Les horizons H2 ont des textures plus hétérogènes, avec une prédominance d'argile dans le cas de la fosse 1 et un mélange sablo-limoneux pour la fosse 2 et limono-sableux pour la fosse 3 (Tab. 31).

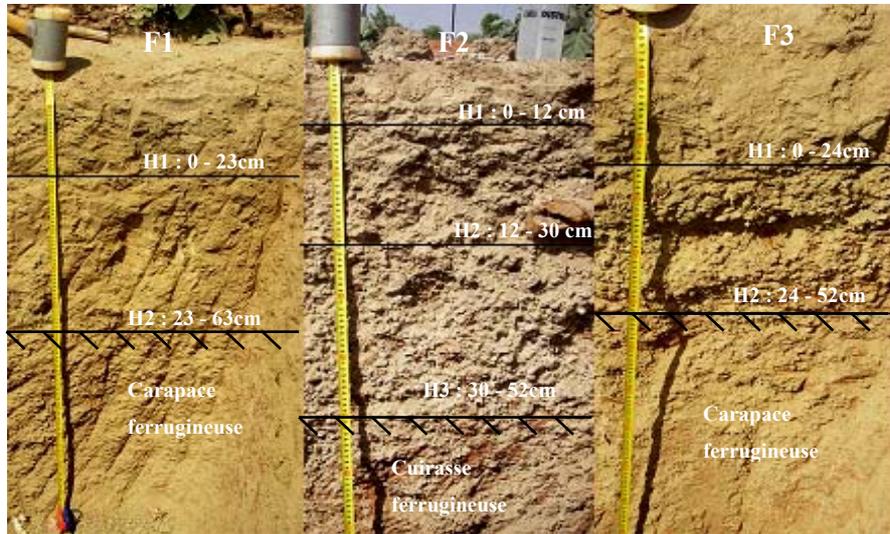


Figure 26 : Fosses pédologiques du site de Kossodo

Tableau 31: Granulométrie des sols de Kossodo

Fosses pédologiques	Profondeur cm	S (%)	L (%)	A (%)	Classification
Fosse 1					
H1	0-23	69.4	21.0	9.6	Limon sableux
H2	23-63	36.1	21.7	42.1	Argileux
Fosse 2					
H1	0-12	74.4	16.0	9.5	Limon sableux
H2	12-30	79.0	11.3	9.7	Sablo limoneux
H3	30-52	Echantillon majoritairement gravillonnaire			
Fosse 3					
H1	0-24	68.1	16.8	15.1	Limon sableux
H2	24-52	70.9	13.1	16.0	Limon sableux

Le pH_{eau} (extrait 1:5) des sols des horizons H1 se situe entre 5.7 et 6.2; l'acidité diminue avec la profondeur pour tendre vers des pH plus proches de la neutralité. La conductivité électrique (extrait 1:5) révèle une faible concentration en sels, avec des valeurs systématiquement inférieures à $70 \mu\text{S cm}^{-1}$.

La CEC effective¹¹ des fosses 2 et 3 (Tab. 32) décroît avec la profondeur, passant de 4 cmol_c kg⁻¹ en moyenne dans l'horizon H1, à 2.5 cmol_c kg⁻¹ dans l'horizon H2. Dans la fosse 1 en revanche, la CEC passe de 4 à plus de 6 cmol_c kg⁻¹ entre les horizons H1 et H2. Une analyse par diffractométrie de rayons X a révélé que les argiles minéralogiques du site étaient majoritairement de la kaolinite, argile à faible capacité d'échange.

Tableau 32 : CEC et bases échangeables du sol à Kossodo

	Profondeur (cm)	Bases échangeables (cmol _c kg ⁻¹)				Σ des bases échangeables (cmol _c kg ⁻¹)	CEC ¹⁰ (cmol _c kg ⁻¹)	MO (%)
		Mg ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	K ⁺			
Fosse 1								
H1	0-23	0.79	0.09	1.85	0.05	2.79	3.05	0.71
H2	23-63	1.71	0.09	3.67	0.06	5.52	6.62	0.62
Fosse 2								
H1	0-12	0.78	0.02	2.52	0.20	3.52	4.23	1.48
H2	12-30	0.61	0.01	1.07	0.06	1.76	2.95	0.42
Fosse 3								
H1	0-24	0.84	0.03	2.07	0.07	3.01	3.82	1.04
H2	24-52	0.58	0.05	1.27	0.03	1.93	2.24	0.46

Dans tous les horizons des trois fosses, le complexe d'échange est majoritairement saturé en calcium, avec un faciès Ca > Mg > Na > K. Le sol est pauvre en matière organique (entre 0.5 et 1.5 %), à l'instar de la grande majorité des sols du Burkina dont les teneurs dépassent rarement 2% (Boulet, 1976a); les valeurs tendent à diminuer avec la profondeur.

2.2 Caractérisation des eaux d'irrigation

Deux types d'eau d'irrigation ont été utilisées sur le site : les eaux usées traitées (EUT) sortant de la STEP et l'eau potable de la ville de Ouagadougou utilisée comme eau témoin (ET). Les paramètres caractérisant ces eaux sont indiqués au tableau 33. Les eaux présentent un pH supérieur à 7. Les EUT sont toutefois plus basiques et présentent des niveaux de conductivité électrique 20 fois plus élevés que l'eau témoin (ET). Le faciès chimique des EUT est très clairement bicarbonaté sodique, avec une valeur de SAR comprise entre 11 et 22 et une ARC positive dont la moyenne atteint 14.3 mmol_c l⁻¹. Les résultats d'analyses de l'eau témoin présentent des bilans ioniques relativement élevés. Cela peut s'expliquer par les faibles concentrations des ions en solution qui, à la limite de détection des méthodes employées, tendent à augmenter les incertitudes de mesure. Toutefois, la valeur de l'alcalinité suggère un faciès anionique bicarbonaté, tandis que le faciès cationique est dominé par le calcium. Le SAR est extrêmement faible (< 1). L'ARC présente également de faibles valeurs qui

¹¹ CEC mesurée au pH du sol, méthode au chlorure de cobaltihexammine.

demeurent cependant positives, ce qui n'est pas toujours sans conséquence sur les sols. Les études menées sur les sols de la vallée du fleuve Niger montrent en effet que les eaux d'irrigation impliquées dans la sodisation/alcalinisation de ces sols présentaient une ARC initiale de l'ordre de celle obtenue dans l'eau témoin de notre étude (Barbiéro et Van Vliet-Lanoe, 1998; Hammecker et al., 2009).

Tableau 33 : Caractéristiques des eaux d'irrigation de Kossodo

Paramètres	Unités	EUT			ET				
		n	Moyenne	Min.	Max.	n	Moyenne	Min.	Max.
pH		4	8.6	8.1	9.0	5	7.9	6.2	8.8
CE	($\mu\text{S cm}^{-1}$)	4	1600	1200	1800	5	90	80	100
Anions	($\text{mmol}_c \text{l}^{-1}$)								
Cl ⁻		6	2.14	0.19	4.47	5	0.18	0.12	0.28
NO ₃ ⁻		6	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd
PO ₄ ³⁻		6	0.44	0.01	0.72	5	nd	nd	nd
SO ₄ ²⁻		6	0.27	0.03	0.40	5	0.26	0.10	0.44
Alc		6	15.17	11.30	20.86	5	0.87	0.27	1.15
Σ anions	($\text{mmol}_c \text{l}^{-1}$)	6	18.03	11.56	23.34	5	1.31	0.53	1.87
Cations	($\text{mmol}_c \text{l}^{-1}$)								
NH ₄ ⁺		6	0.68	0.33	0.98	^a 5	0.13	0.11	0.15
Ca ²⁺		6	0.84	0.63	1.05	5	0.38	0.16	0.57
Na ⁺		6	14.19	9.04	19.09	5	0.11	0.09	0.13
K ⁺		6	0.85	0.66	1.35	5	0.08	0.02	0.10
Mg ²⁺		6	0.60	0.45	0.69	5	0.16	0.06	0.21
Σ cations		6	17.17	11.43	22.76	5	0.78	0.33	0.99
Bilan ionique	(%)	6	2.36	-3.71	5.75	5	24	16	31
SAR		6	16.7	11.0	22.1	5	0.2	0.2	0.3
ARC	($\text{mmol}_c \text{l}^{-1}$)	6	14.3	10.6	19.8	5	0.5	0.1	0.7

n : nombre de mesures, Min. : valeur minimale, Max. : valeur maximale

ALC : Alcalinité = $[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Na}^+] - [\text{SO}_4^{2-}] - [\text{Cl}^-]$; concentrations en $\text{mmol}_c \text{l}^{-1}$

ARC : Alcalinité Résiduelle Calcique = $\text{ALC} - [\text{Ca}^{2+}]$; concentrations en $\text{mmol}_c \text{l}^{-1}$

Toutefois, selon les critères d'évaluation de la FAO (2003), l'eau témoin présente globalement de bonnes aptitudes pour l'irrigation (FAO, 2003). En revanche, le pH des EUT est généralement supérieur à la gamme conseillée (entre 6.5 et 8.4), tandis que les valeurs de SAR et de conductivité électrique renvoient ces eaux à la catégorie "restriction légère à modérée pour un usage en irrigation" (FAO, 2003).

3. Matériel et méthode

L'étude de l'impact des eaux usées sur la qualité des sols repose sur deux années de suivi, une première année exploratoire (2006/2007) destinée à évaluer le comportement de cultures d'aubergines irriguées avec les EUT et une seconde année (2007/2008) où un accent particulier a été mis sur l'étude des impacts sur le sol.

3.1 Méthodologie d'étude et disposition des parcelles

Le site expérimental comprend 6 parcelles de 20 m² chacune, cultivées en aubergines (Fig. 27). L'attribution des traitements sur les différentes parcelles s'est faite selon un mode aléatoire, par tirage au sort. Trois d'entre elles sont irriguées avec l'ET et les trois autres avec les EUT.

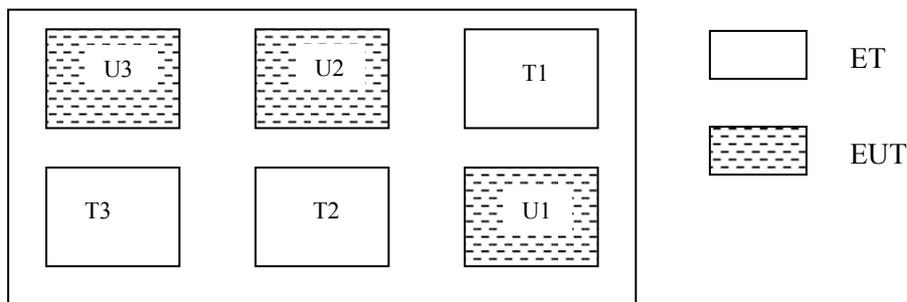


Figure 27 : Disposition des parcelles expérimentales de Kossodo

La procédure de mise en culture des aubergines, la technique d'irrigation et les traitements phytosanitaires ont été similaires à ceux utilisés pour les essais sur le site du 2iE. En 2007-2008, les parcelles témoins ont fait l'objet d'apports d'engrais minéraux (NPK) aux doses recommandées par les services agronomiques.

A l'issue de la première année d'étude et au vu de l'évolution des sols, l'hypothèse d'une altération de la structure du sol des parcelles irriguées avec les EUT a été émise. L'étude a été menée principalement dans le but de comprendre les mécanismes impliqués. La méthodologie d'étude s'est basée sur la mise en évidence de phénomènes de sodisation et/ou alcalinisation induits par l'apport des eaux usées. A cet effet, une étude conjointe de la qualité chimique et des propriétés hydrodynamiques et hydrostructurales des sols a été effectuée sur les parcelles irriguées et sur deux sites non irrigués (« sites de références » R1 et R2 sur la figure 24). Ces sites sont sensés représenter les propriétés initiales des sols de la zone d'étude. Il est peu probable qu'avant la construction de la STEP et l'aménagement du site maraîcher (novembre 2005), les emplacements R1 et R2 aient été utilisés pour des cultures de contre-saison, impliquant l'apport d'eaux de qualité médiocre ou de fertilisants minéraux. Cependant, la pratique dans le passé de cultures pluviales n'est pas à exclure sur ces sites de référence.

3.2 Etude *in situ* de la capacité d'infiltration du sol

L'étude *in situ* de l'évolution des propriétés hydrodynamiques du sol repose généralement sur le suivi de la conductivité hydraulique à saturation. Cependant, la plupart des méthodes utilisées à cet effet nécessitent que le régime permanent soit atteint et sont mal adaptées aux sols de la zone d'étude, peu drainants, pour lesquels le régime stabilisé peut ne pas se manifester avant plusieurs jours (Angulo 2008, communication personnelle).

L'étude des propriétés hydrodynamiques du sol a donc été basée sur la comparaison de l'infiltration cumulée en fonction du temps, mesurée selon la méthode Beerkan (Lassabatere et al., 2006). Les mesures ont été effectuées à la fin de la campagne 2007/2008 sur les parcelles irriguées (ET et EUT) et les sites de référence. A noter que l'évaporation n'a pas été prise en compte, car seules les variations relatives d'infiltration cumulée présentaient un intérêt pour cette étude.

3.3 Stabilité hydrostructurale et évolution chimique des sols irrigués

Pour définir la stabilité hydrostructurale du sol, il convient de rappeler brièvement les trois composantes de son organisation structurale schématisées à la figure 28 :

- (i) le squelette qui comprend les minéraux et fragments de roches de taille $> 50 \mu\text{m}$,
- (ii) le plasma qui est constitué de l'assemblage des matériaux autres que le squelette et caractérisé par une porosité plasmique (Brewer, 1964),
- (iii) les pores structuraux complémentaires (biopores, pores inter-agrégats, fissures, etc.).

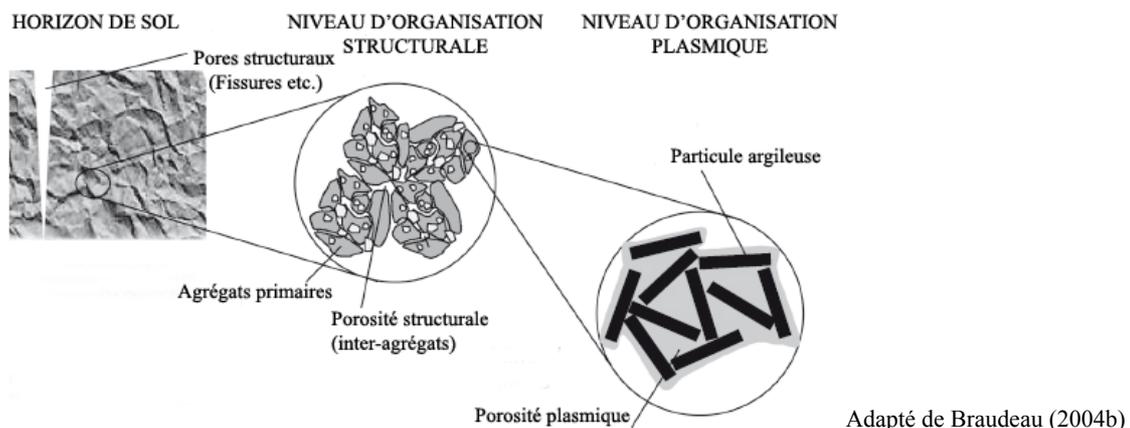


Figure 28 : Organisation hydrostructurale du sol

Le plasma, composé de constituants colloïdaux (argiles minéralogiques, matière organique et oxydes) organisés en agrégats, gonfle ou se rétracte en fonction de sa teneur en eau. Ce sont ces variations de volume qui sont principalement à l'origine du retrait global du sol. Les espaces interstitiels des agrégats du plasma forment des pores de petit diamètre (inférieur à $10\text{-}15 \mu\text{m}$) dotés d'une grande capacité de rétention. La porosité complémentaire à celle du plasma est la porosité structurale. Elle regroupe les fissures, les biopores, les espaces inter-agrégats, mais également les pores lacunaires de

plus petite taille, formés entre le plasma et le squelette (Brewer, 1964). La porosité structurale concerne donc les diamètres de pore supérieurs à 10-15 μm , la majorité se situant au delà de 50 μm .

Selon Schäffer et al. (2008), la stabilité hydrostructurale est le reflet de l'interaction entre l'eau et les espaces poreux, qu'ils soient de nature plasmique et structurale. Elle traduit les changements de structure et de constituants (tassement, gonflement, dispersion, lessivage, etc.) survenant dans les sols.

Les processus de sodisation/alcalinisation font partie des causes majeures d'instabilité hydrostructurale. Ils sont généralement mis en évidence par le suivi de la conductivité hydraulique à saturation *in situ* ou au laboratoire (Bagarello et al., 2006; Gonçalves et al., 2007). Nous avons retenu une approche novatrice, qui consiste à étudier la dynamique des pores structuraux et plasmiques grâce à la mesure et la modélisation du retrait des sols. Cette méthode a été utilisée récemment pour étudier l'impact du compactage sur l'organisation structurale du sol (Boivin et al., 2006b; Schäffer et al., 2008).

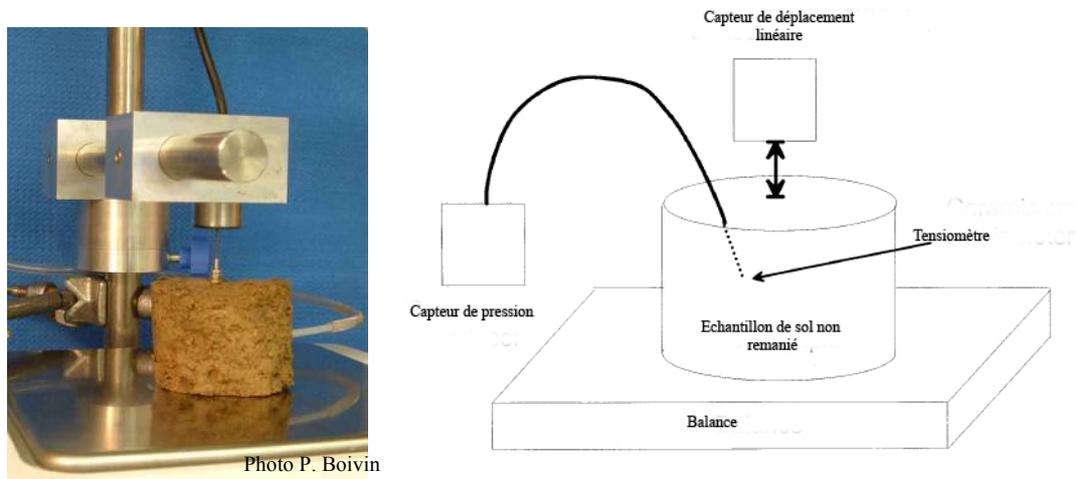
3.3.1 Mesure du retrait des sols

Le retrait d'un sol est défini par le changement de son volume spécifique observé au cours d'une phase de dessèchement. Le volume est suivi en continu, de l'état saturé à l'état sec. Les échantillons de sol non remaniés analysés dans le cadre de cette étude ont été prélevés à la surface des parcelles irriguées avec les eaux usées traitées (U1, U2 et U3) et avec l'eau témoin (T1, T2 et T3), ainsi que sur les sites de référence (R1 et R2). Par ailleurs, une tranchée traversant les parcelles U3, U2 et T1 (Fig. 27) a été creusée à la fin de la campagne de mesures 2007-2008 pour y prélever des échantillons supplémentaires à 10 et 20 cm de profondeur. Ces échantillons seront référencés dans la suite du document par le nom de la parcelle, suivi de la profondeur de prélèvement.

Au total, 16 échantillons de sol ont été prélevés au moyen d'un cylindre de 100 cm^3 (5 cm de hauteur et 5 cm de diamètre) avec le dispositif de prélèvement mis au point par Boivin (inédit). Les échantillons ont ensuite été conservés dans un sachet plastique à 4 °C pour éviter qu'ils ne se dessèchent.

Avant la mesure du retrait, l'échantillon est amené à une pression matricielle de -10 mbars (en son centre). Une telle pression garantit un gonflement maximum du plasma (stade de pseudo-saturation), tout en évitant la dislocation des échantillons les plus fragiles. La méthode de saturation consiste à humecter lentement l'échantillon durant 48h en le plaçant (avec une compresse gaze à sa base) sur une colonne de sable fin. L'ensemble est ensuite partiellement immergé dans un bac fermé contenant de l'eau déminéralisée de telle sorte que la distance comprise entre la surface de l'eau et le milieu de l'échantillon soit de 10 cm (- 10 mbars).

Un essai de retrait est ensuite réalisé selon une procédure résumée ici et détaillée par Schäffer et al. (2008). Le schéma du dispositif expérimental est présenté à la figure 29. L'essai commence par une mesure du volume de l'échantillon effectuée par la méthode de la poche plastique (Boivin et al., 1990). L'échantillon est ensuite équipé en son centre d'un mini tensiomètre en céramique relié à un capteur de pression pour enregistrer l'évolution de la succion durant le retrait. L'ensemble est placé sur une balance pour suivre la variation de poids. L'extrémité supérieure de l'échantillon est équipée d'un capteur de déplacement linéaire qui enregistre les variations de hauteur au cours du retrait. Les mesures sont enregistrées à intervalles réguliers (toutes les 5 minutes) et arrêtées lorsque le poids de l'échantillon est jugé constant.



(Boivin et al., 2004)

Figure 29 : Dispositif expérimental utilisé pour la mesure du retrait des sols

A la fin d'un essai, le volume apparent de l'échantillon est mesuré par la méthode de la poche plastique, puis le sol est séché à 105°C pendant 24 h en vue de définir sa teneur en eau résiduelle en fin de retrait. L'échantillon est finalement broyé et tamisé à 2 mm pour déterminer le volume et la masse des éléments grossiers (> 2 mm).

Le volume spécifique V_f (ou volume massique) de la fraction fine du sol (< 2 mm), exprimé en cm^3g^{-1} , représente le volume apparent par unité de masse de la fraction fine de l'échantillon de sol sec. Il est calculé par la relation :

$$V_f = \frac{V_{\text{échantillon}} - V_{E.G}}{m_{\text{échantillon}} - m_{E.G}}$$

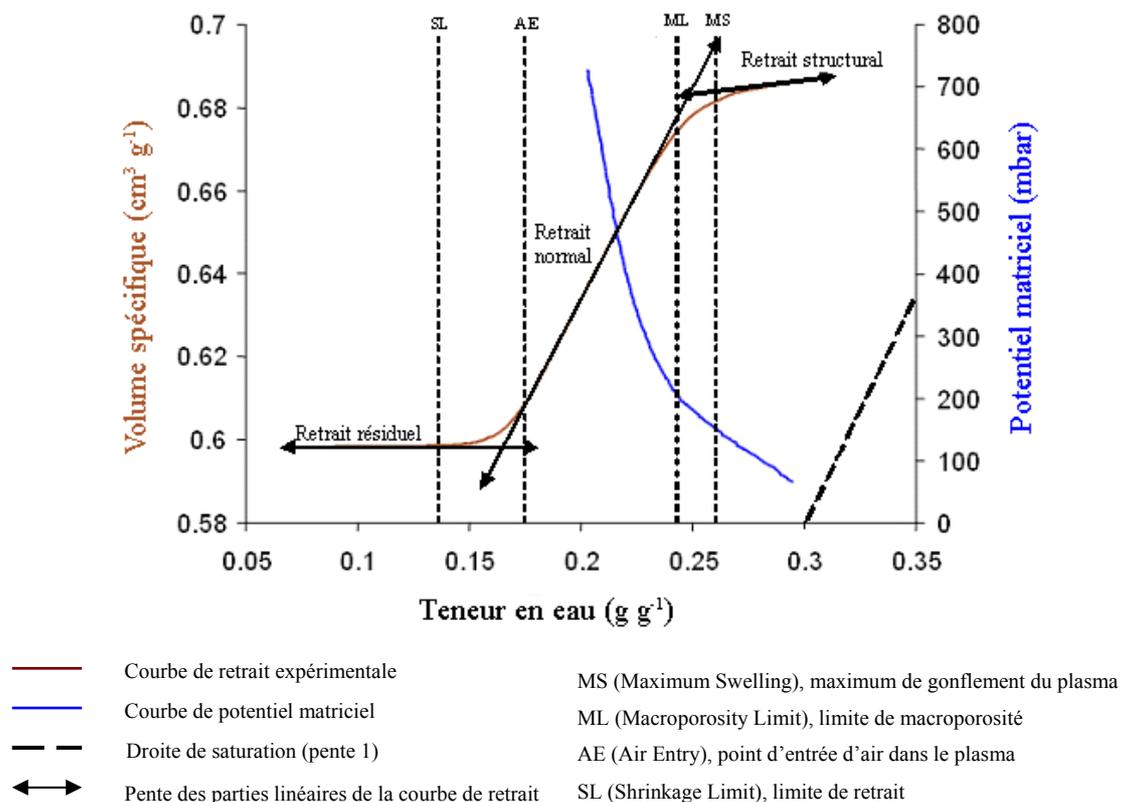
$V_{\text{échantillon}}$ (cm^3) et $m_{\text{échantillon}}$ (g) représentent le volume apparent et la masse de l'échantillon sec et $V_{E.G}$ et $m_{E.G}$, le volume apparent et la masse des éléments grossiers (> 2 mm).

A partir des valeurs de hauteurs H_x enregistrées par le capteur de déplacement au cours du retrait, on déduit les volumes spécifiques intermédiaires de l'échantillon au moyen de la formule (Schäffer et al., 2008) :

$$V_x = V_f \left(\frac{H_x}{H_f} \right)^n$$

V_x , H_x , V_f et H_f sont les volumes spécifiques et les hauteurs de l'échantillon de sol, respectivement au cours du retrait et à la fin de l'essai. $n = \log(V_f/V_i)/\log(H_f/H_i)$, V_i et H_i étant le volume initial et la hauteur initiale de l'échantillon (Boivin et al., 2004). Un facteur n proche de 3 traduit l'isotropie du retrait (Boivin, 2007).

La figure 30 présente une courbe de retrait expérimentale (courbe marron) et l'évolution du potentiel matriciel au sein de l'échantillon durant le retrait (courbe bleue).



Adapté de Boivin et al. (2008)

Figure 30 : Exemple de courbe de retrait expérimentale

La courbe de retrait est généralement de forme sigmoïdale caractérisée par trois phases de retrait linéaires séparées par deux zones de transition curvilignes (Braudeau, 1988b). La première phase linéaire, dite phase de retrait structural, intervient en début de retrait lorsque l'échantillon est à une teneur en eau proche de la saturation avec un maximum de gonflement du plasma désigné par le point MS (Maximum Swelling). La partie curviligne qui suit correspond à la vidange simultanée des pores

plasmiques et structuraux. Elle se termine par la limite de macroporosité (ML) qui indique la fin de vidange des pores structuraux. A ce stade, le retrait se poursuit par une seconde phase linéaire dite de retrait normal qui correspond à la vidange exclusive de la porosité plasmique. Plusieurs études (Braudeau et Bruand, 1993; Sposito et Giraldez, 1976) ont montré que le retrait d'un échantillon d'argile pure commence par la phase de retrait normal; dans ce cas, la droite présente une pente unitaire qui exprime qu'à un volume donné d'eau perdue correspond une diminution identique du volume de sol. Pour les sols structurés, la pente de la droite de retrait normal (K_{Bs}) est généralement inférieure à 1 (Boivin et al., 2006a; Braudeau et al., 2004a; Schäffer et al., 2008). Durant la phase de retrait normal, la perte en eau dans le plasma n'est pas compensée par des intrusions d'air qui n'interviennent qu'au point d'entrée d'air (AE) qui marque la fin du retrait normal. Le retrait se poursuit ensuite jusqu'à une troisième phase de retrait linéaire, dite phase de retrait résiduel (ou limite de retrait) qui débute au point SL (Shrinkage Limit).

L'état hydrostructural de l'échantillon est défini par le mode de répartition de l'eau et de l'air dans chacun des deux systèmes poreux. A chaque phase de retrait correspond par conséquent un état hydrostructural donné. Les points caractéristiques MS, ML, AE et SL indiquent les transitions entre les phases de retrait et représentent des états hydrostructuraux particuliers du sol.

Plusieurs modèles ont été développés pour permettre à la fois une identification précise des 4 points caractéristiques (MS, ML, AE et SL) et une interprétation quantitative des courbes de retrait (Braudeau, 1988b; Peng et Horn, 2005; Sposito et Giraldez, 1976). C'est à partir du modèle de Braudeau (1988a), lui-même dérivé de celui de Sposito et Giraldez (1976), qu'a été développé le modèle XP utilisé dans cette étude et décrit en détail dans plusieurs travaux (Boivin et al., 2004; Schäffer et al., 2008).

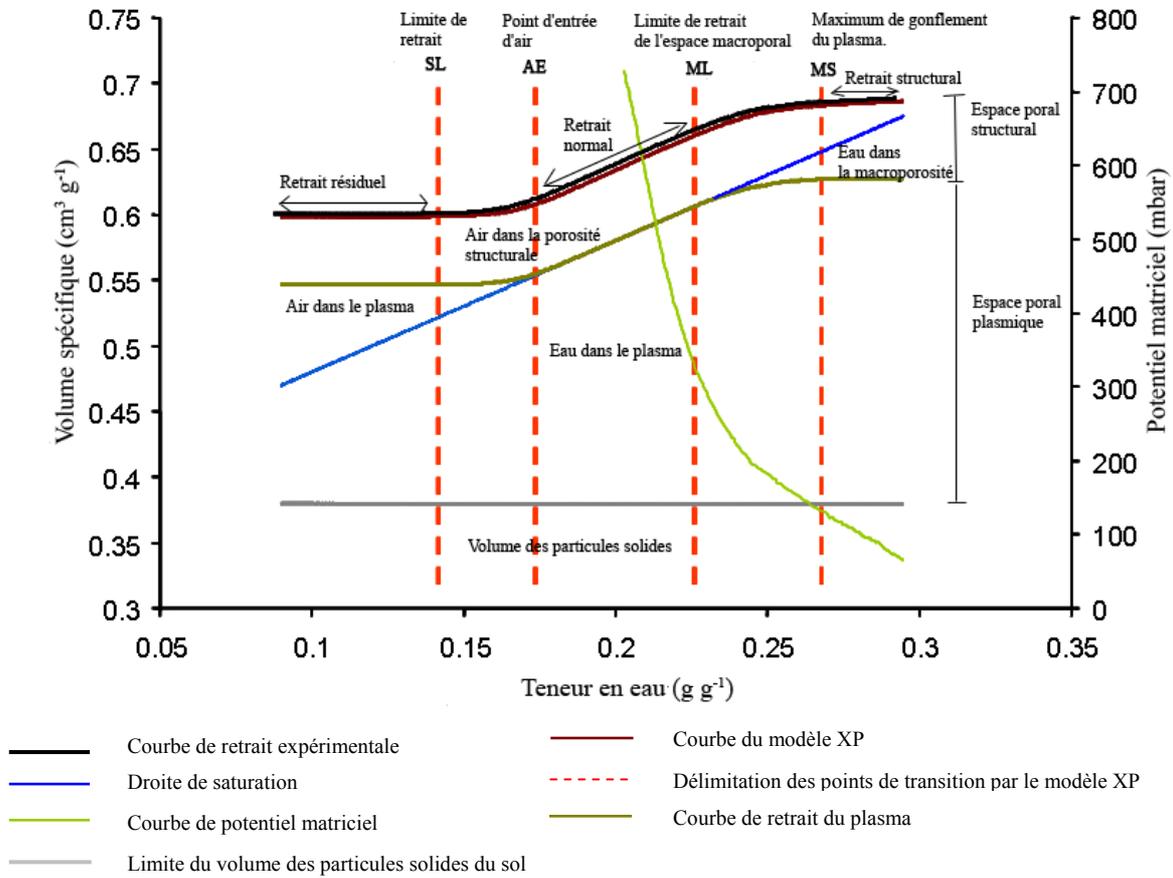
3.3.2 Modèle XP

Le modèle XP (Modèle Exponentiel) développé par Braudeau (1988a) et adapté par Boivin et al. (2004; 2006a) repose principalement sur deux hypothèses :

- le retrait global de l'échantillon résulte de la combinaison linéaire des retraits des deux systèmes poreux (structural et plasmique)
- le retrait du plasma est assimilé à celui d'une pâte d'argile, avec toutefois une pente de retrait normal < 1 , influencée par la structure et la stabilité des agrégats du sol.

La modélisation des courbes de retrait avec le modèle XP s'effectue par ajustement des données expérimentales. Le modèle permet, à partir de la mesure du retrait global d'un échantillon de sol non remanié, d'effectuer une répartition entre le retrait plasmique et le retrait structural et d'en déduire les fractions d'eau et d'air contenues dans les deux volumes fonctionnels. Le modèle fournit également les pentes des phases linéaires du retrait (Fig. 31). Les équations utilisées sont détaillées par Boivin et

al. (2006a). Notons que la mesure du retrait des sols est non destructive puisqu'elle ne nécessite pas d'extraction des constituants du plasma (argile, matière organique, colloïdes).



Adapté de Boivin et al. (2008)

Figure 31 : Courbe de retrait expérimentale et résultats du modèle XP

3.3.3 Spectres de porosité

Le spectre de porosité présente la distribution du rayon des pores dans un échantillon de sol non remanié. Le rayon r des pores peut être estimé à partir des valeurs de potentiel matriciel enregistrées au cours du retrait, en appliquant la loi de Jurin :

$$r = \frac{2T \cos \alpha}{\rho_e g h}$$

T est la tension superficielle de l'eau ($N m^{-1}$), α l'angle de contact estimé ici à zéro, ρ_e la masse volumique de l'eau ($kg m^{-3}$), g l'accélération de la pesanteur ($m s^{-2}$) et h la charge de pression de l'eau (m).

La séparation des deux systèmes poreux (structural et plasmique) effectuée par le modèle XP permet d'extraire les données de potentiels matriciels correspondant au retrait structural pour en déduire les spectres de porosité.

3.4 Caractérisation chimique des sols de Kossodo

Les caractéristiques chimiques des sols ont été étudiées dans le but de les associer à l'interprétation des courbes de retrait. Les paramètres analysés se composent, d'une part, des variables caractéristiques de la sodisation/alcalinisation des sols et, d'autre part, de la matière organique. Les premiers ont été analysés sur les échantillons ayant servi à la mesure des courbes de retrait, tandis que l'étude de la matière organique a été réalisée sur une autre série d'échantillons.

3.4.1 Analyses chimiques des échantillons ayant fait l'objet de mesures de retrait

Les paramètres étudiés sont : le pH_{eau} , la conductivité électrique (CE), les éléments majeurs dissous dans la solution du sol, la CEC et les cations échangeables. Le pH, la CE et les éléments majeurs ont été mesurés sur des extraits aqueux 1:1 de la fraction fine du sol (< 2 mm). Les cations (Na, Ca, K, Mg) ont été analysés par spectrométrie d'adsorption atomique et les anions (F, SO_4 , Cl et PO_4) par chromatographie ionique. La CEC et les cations échangeables ont été mesurés au pH du sol, selon la méthode normalisée (AFNOR NF X31-130) au chlorure de cobaltihexammine (Baize, 2000).

3.4.2 Etude de la matière organique

L'étude vise à caractériser la matière organique (notamment son stade d'humification évalué par le rapport C/N) des sols. Elle se propose également de vérifier si les dépôts noirâtres observés à la surface des sols irrigués avec les EUT résultent d'une dissolution de la matière organique apportée par les eaux usées.

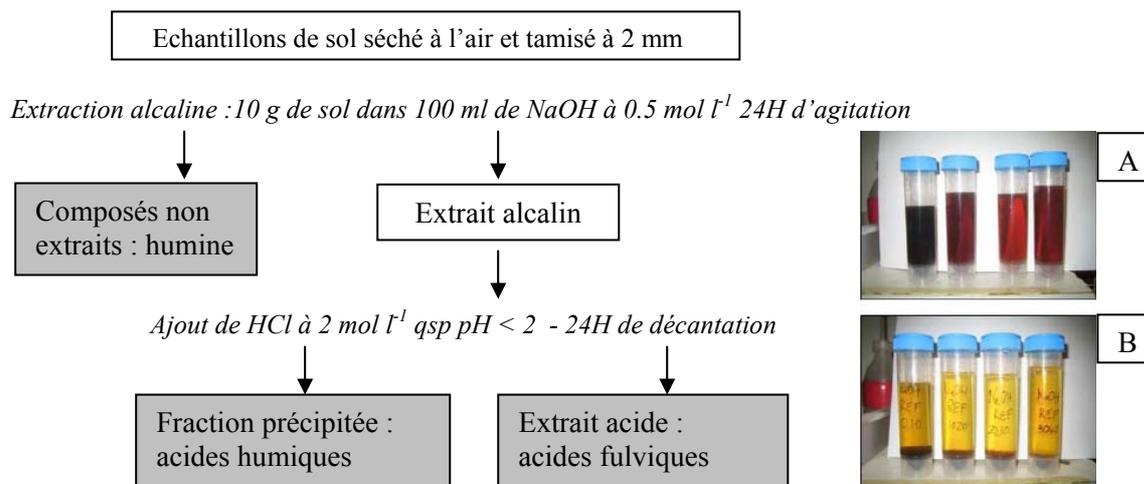
L'évaluation de la matière organique a été effectuée sur des échantillons prélevés à différentes profondeurs (0-10, 10-20 et 20-30 cm) sur les parcelles U2 et T2, à la fin de la seconde campagne (2007/2008) d'expérimentations.

Le carbone et l'azote total (respectivement C_{tot} et N_{tot}) ont été mesurés sur la fraction fine de ces échantillons (< 2 mm). Le C_{tot} a été déterminé par combustion des échantillons de sol à 1000°C sous flux d'oxygène, après quoi, le CO_2 libéré a été quantifié avec un analyseur de carbone (Casumat 8-Adge, Wösthöff). Le N_{tot} a été obtenu par colorimétrie (autoanalyseur TECHNICON), après minéralisation de la fraction organique (Méthode Kjeldahl modifiée).

L'étude qualitative de la matière organique a été effectuée sur des échantillons de sol prélevés entre 0-10 cm sur les parcelles U2 et T2, un échantillon d'EUT et des prélèvements de croûtes noires à la surface de la parcelle U2. Quatre fractions ont été extraites : la matière organique extractible à l'eau (MOEE), l'humine, les acides humiques et les acides fulviques, les trois derniers extraits formant les substances humiques du sol. A noter que les échantillons de sol ont été conservés à 4°C et l'échantillon d'eau congelé jusqu'au moment de l'extraction.

La MOEE des échantillons solides est préparée avec de l'eau distillée ultra pure (eau Milli-Q[®]) à partir d'un extrait aqueux (1:5). La MOEE de l'échantillon d'EUT a été obtenue par filtration à 0.45 μm . La

procédure d'extraction des substances humiques est indiquée à la figure 32. Elle est basée sur la solubilité respective des différentes fractions, selon le pH du solvant.



Le schéma d'extraction est adapté de Calvet (2003) avec la méthode d'extraction de Schnitzer (1982, cité par Calvet, 2003). Les photos de Daouk (2008) présentent des extraits de sols similaires à ceux de la présente étude.

Figure 32 : Fractionnement des substances humiques du sol

Les acides humiques et fulviques (solubles à pH alcalin, étape 1 et photo A) sont séparés des humines insolubles à ce pH. Les acides fulviques, solubles en milieu acide, sont ensuite séparés des acides humiques, insolubles à pH < 2 (étape 2 et photo B).

L'extraction des substances humiques des EUT a été effectuée avec la fraction des éléments solides obtenus après séchage de 90 ml d'eau à 100°C.

Le Carbone Organique Total (COT) a été mesuré sur les extraits (MOEE, AH et AF) avec un analyseur SHIMADZU. Ces extraits ont également servi à caractériser la matière organique par fluorescence UV/VIS en 3D. Il s'agit d'une méthode spectrométrique basée sur la capacité de certaines molécules d'émettre une lumière fluorescente à une longueur d'onde caractéristique. Pour ce faire, une source d'énergie lumineuse (de longueurs d'onde λ_{ex}) est projetée sur l'échantillon afin d'entraîner l'excitation des électrons présents au niveau des molécules; ces derniers émettent de la lumière, les fluorophores, lorsqu'ils reviennent à un niveau d'énergie plus stable. L'excitation s'opère à une longueur d'onde spécifique λ_{ex} et l'énergie lumineuse produite se caractérise également par une longueur d'onde d'émission λ_{em} . Les techniques récentes de fluorescence 3D permettent d'établir une carte de fluorescence, appelée Matrice d'Excitation - Emission (MEE), qui présente l'ensemble des fluorophores d'un échantillon selon trois paramètres : λ_{ex} , λ_{em} et l'intensité des pics. Cette technique est largement employée pour caractériser les composés organiques dont les fluorophores (Tab. 34) ont été caractérisés par Coble (1996). Ces fluorophores sont fréquemment utilisés pour étudier la matière organique des eaux usées (Baker, 2001; Henderson et al., 2009; Hudson et al., 2008), des eaux

naturelles (Huguet et al., *in press*), du compost (Droussi et al., 2009; Vieyra et al., *in press*) ou des sols (Corvasce et al., 2006).

Tableau 34 : Fluorophores des composés organiques

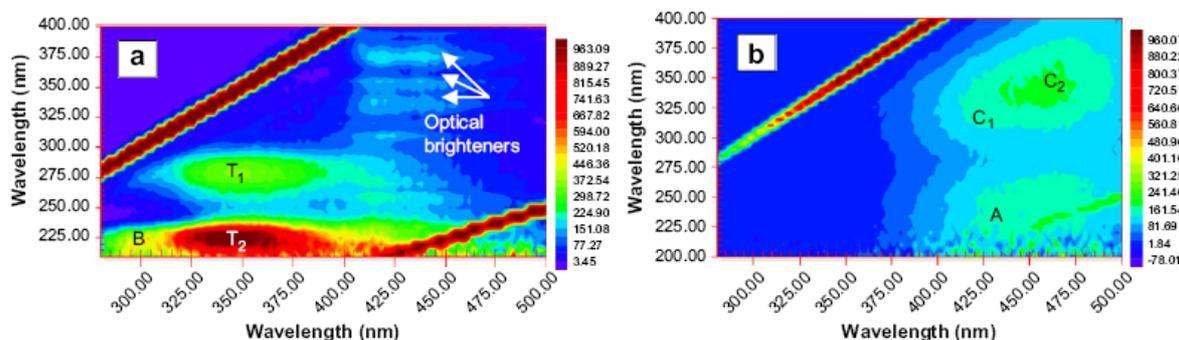
Fluorophores	Nature organique du fluorophore	$\lambda_{ex\ max}$ (nm)	$\lambda_{em\ max}$ (nm)
A	Dérivés humiques et/ou fulviques	260	380-460
C	<i>Idem</i>	350	420-480
M	Dérivés humiques d'origine marine	312	380-420
B	Dérivés protéiques et tyrosine	275	310
T	Dérivés protéiques et tryptophane	275	340

Selon Coble (1996)

Dans des études postérieures à celle de Coble (1996), les plages de longueurs d'onde présentent des variations, tantôt étroites, tantôt plus larges, selon l'origine des composés organiques. A noter également que les longueurs d'onde indiquées par Coble (1996) correspondent à des valeurs maximales.

Entre autres usages, les fluorophores issus des dérivés de composés organiques offrent une appréciation qualitative de la matière organique contenue dans un échantillon environnemental, selon qu'il contient des composés peu dégradés (fluorophores T et/ou B) ou plus ou moins décomposés (fluorophores A et C et M).

La figure 33 montre deux exemples de Matrices d'Excitation - Emission, l'une provenant d'une eau usée non traitée (graphique a) et l'autre d'une eau de rivière non polluée (graphique b).



Henderson et al. (2009)

Figure 33 : Exemples de Matrice d'Excitation-Emission d'échantillons d'eau (a : eau usée non traitée, b : eau de rivière non polluée)

Les fluorophores B et T (en 2 variantes T1 et T2) identifiés dans l'eau usée sont des fluorophores liés respectivement à la présence de la tyrosine et du tryptophane, acides aminés impliqués dans la synthèse des protéines. Leur détection suggère la présence de matière organique peu dégradée dans l'échantillon. Le fluorophore T en particulier, est souvent lié à l'existence d'une activité bactérienne. Il est notamment utilisé comme détecteur de contamination des réseaux d'eau potable par des eaux usées, à la suite d'interconnexions de réseaux (Hudson et al., 2008). Par ailleurs, plusieurs travaux

cités par Henderson et al. (2009) ont démontré une bonne corrélation ($0.77 < r < 0.98$) entre la DBO et la concentration en fluorophores T dans les eaux¹². L'échantillon d'eau usée de la figure 33 présente également des pics d'intensité plus faibles (Optical brighteners) que les auteurs associent à la présence d'éclaircissants optiques souvent contenus dans les lessives en poudre.

Les fluorophores A et C (en 2 variantes C1 et C2), indiquent la présence de dérivés humiques ou fulviques dans l'échantillon de l'eau de rivière, signe que les composés organiques de cet échantillon présentent un état d'humification avancé.

4. Résultats et discussion

4.1 Aspects qualitatifs et rendements des parcelles au cours des 2 campagnes

La figure 34 présente certaines parcelles irriguées, en 2006-2007 (photos a et b) et en 2007-2008 (photos c et d), quelques semaines après le repiquage des plants d'aubergine. Les autres parcelles du site (non représentées sur la figure) présentent des aspects similaires, aussi bien pour le traitement témoin que pour le traitement avec les eaux usées traitées.

Parcelle EUT, U3 (1 mois après repiquage 2007)



Parcelle témoin, T3 (1 mois après repiquage 2007)



Parcelle EUT, U3 (1 mois après repiquage 2008)



Parcelle témoin, T1 (1 mois après repiquage 2008)



Figure 34 : Aspect de parcelles cultivées lors des 2 campagnes sur le site de Kossodo

¹² A faibles teneurs en composés organiques, l'intensité d'un fluorophore est proportionnelle à sa concentration.

Durant la première campagne, les parcelles irriguées avec les EUT ont permis une meilleure croissance des plants d'aubergine que celles irriguées avec l'ET, comme en témoignent les photos a et b. En 2007-2008 par contre, la tendance s'est inversée. Les jeunes plants d'aubergine repiqués sur les parcelles EUT présentaient des brûlures et jaunissements au niveau des feuilles. Plusieurs plants ont séché quelques jours après le repiquage, ce qui ne fut pas le cas sur les parcelles ET (photos c et d). Par ailleurs, la surface des parcelles EUT présentait des taches noirâtres homogènes incrustées dans le sol (cf. agrandissement de la photo c). Ces taches, fortement suspectées d'être du salant noir, matière organique dissoute par alcalinisation du sol (Boivin, 2007, communication personnelle), sont apparues à la fin de la campagne 2006-2007. Elles ont persisté après l'arrêt de l'irrigation et n'ont été que très peu éliminées par les précipitations de la saison des pluies.

L'hypothèse d'une alcalinisation est confortée par le pH du sol mesuré *in situ*, au démarrage de la campagne 2007-2008. Toutes les parcelles EUT présentaient des pH nettement alcalins (> 8.5), alors que le pH des parcelles ET restait proche de la neutralité.

Au niveau de la production d'aubergines (résultats de la première récolte de chaque campagne), la moyenne 2006-2007 des parcelles EUT était de 3.4 t ha^{-1} , contre 2 t ha^{-1} pour les parcelles ET. En 2007-2008, la production moyenne du traitement EUT a diminué de 50% avec 1.5 t ha^{-1} contre 4.4 t ha^{-1} pour le traitement ET. A rappeler que le traitement ET a fait l'objet en 2007-2008 d'un apport d'engrais NPK aux doses correspondant aux besoins de la culture.

4.2 Capacité d'infiltration

Les résultats de mesures d'infiltration réalisées sur les parcelles irriguées et les sites de référence en 2007-2008 sont présentés à la figure 35. Chaque point correspond à une moyenne de 10 mesures.

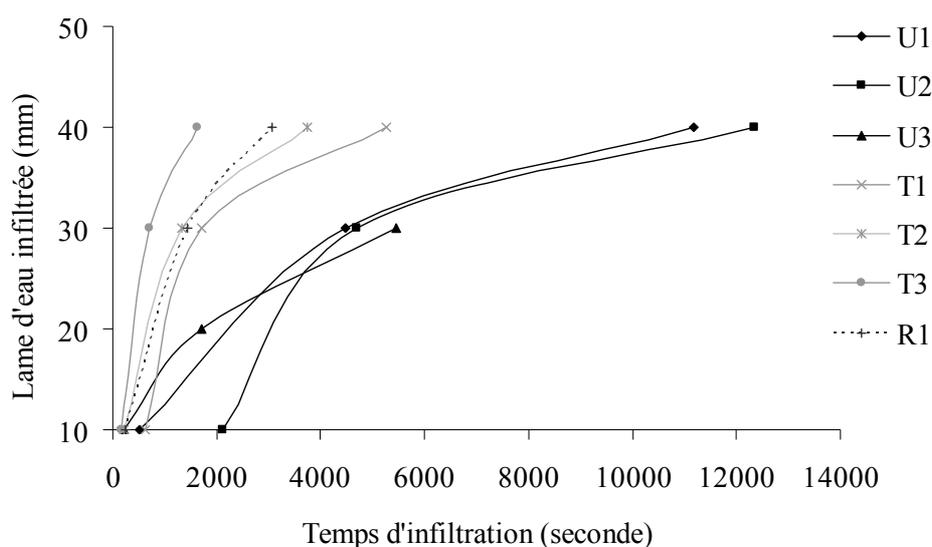


Figure 35 : Evolution temporelle de la lame d'eau infiltrée sur les différents sites

Il apparaît clairement que les capacités d'infiltration sont relativement faibles sur les parcelles irriguées avec les EUT, en comparaison avec celles des parcelles témoins et des sites de références dont les valeurs sont globalement similaires, y compris pour R2 (résultats non présentés).

4.3 Propriétés hydrostructurales du sol

4.3.1 Résultats des analyses de retrait

Les résultats d'analyses de retrait des échantillons prélevés en surface et en subsurface (10 et 20 cm de profondeur) seront présenté séparément.

4.3.1.1 Echantillons prélevés à la surface du sol

Les courbes de retrait des échantillons prélevés à surface des parcelles sont représentées à la figure 36. Le comportement au retrait des échantillons prélevés sur les parcelles irriguées avec les EUT suggère une réduction de la porosité du sol qui se traduit par des volumes spécifiques nettement plus faibles que ceux obtenus avec les échantillons relatifs aux deux autres traitements.

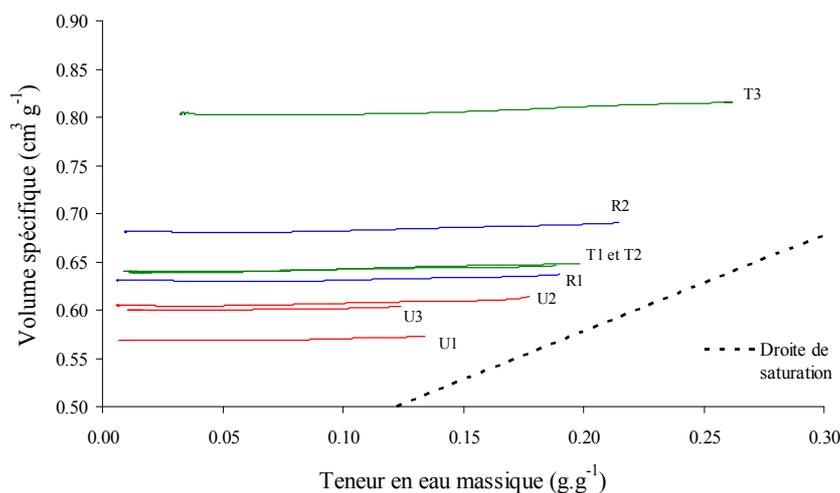


Figure 36 : Courbes de retrait expérimentales des échantillons prélevés à la surface du sol

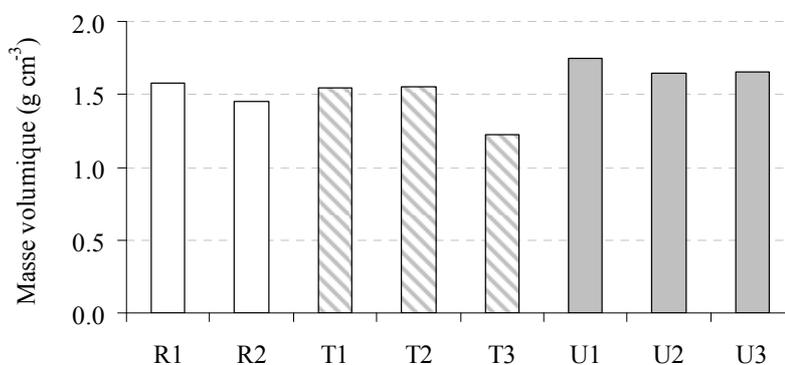


Figure 37 : Masse volumique des échantillons de surface

Les différences de traitement sont davantage marquées à la figure 37 qui présente la masse volumique des échantillons de sol relatifs aux différents traitements (résultats estimés au point MS du retrait). Les

échantillons EUT s'y démarquent clairement avec des valeurs de masse volumique sensiblement plus élevées.

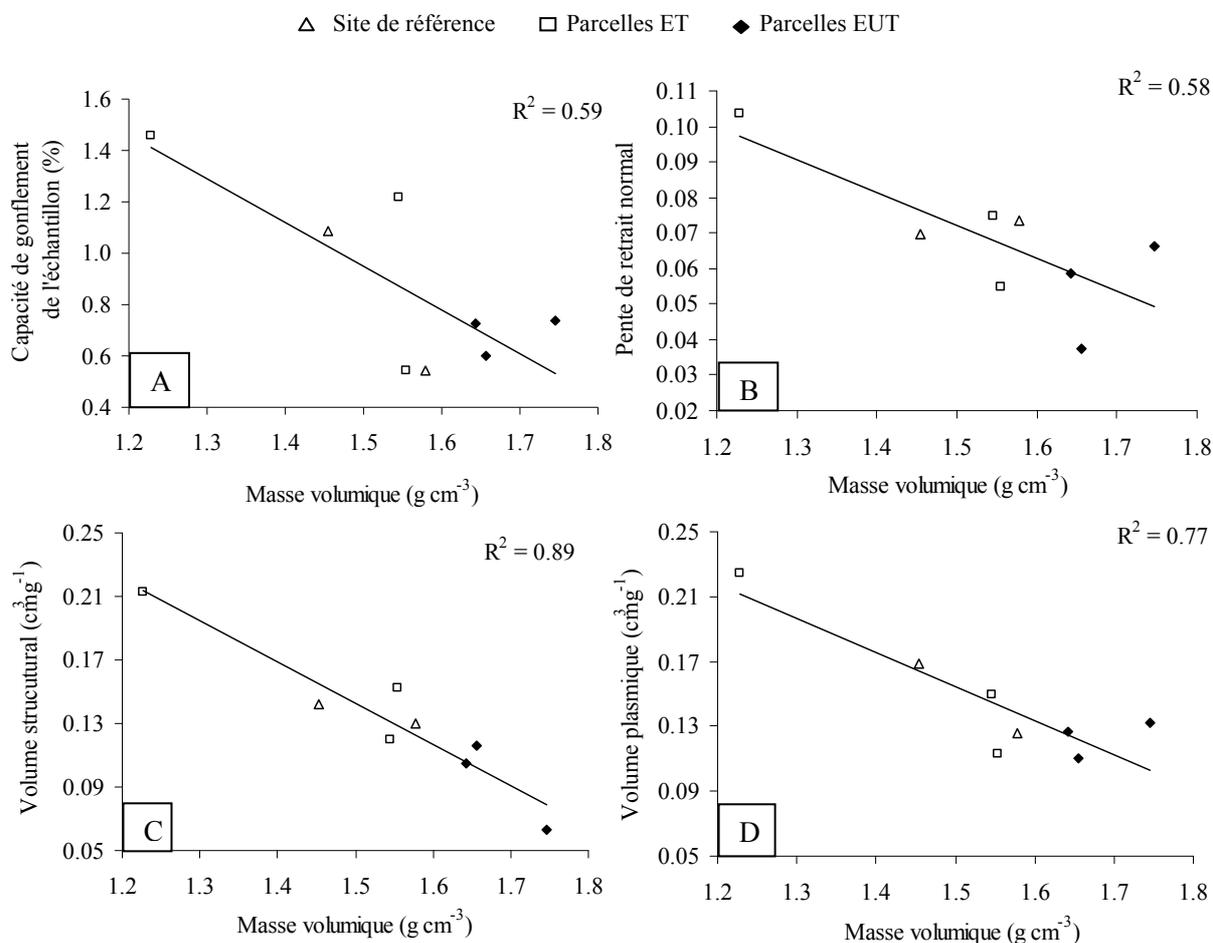


Figure 38 : Relation entre la masse volumique et d'autres caractéristiques du sol

La figure 38 présente la relation entre 4 propriétés des échantillons de sol (estimées au stade MS du retrait) et leurs masses volumiques respectives. Ces graphiques ont été établis à partir d'une matrice de corrélation des principaux paramètres physiques du sol fournie par le modèle XP (Cf. annexe 20). Les meilleures corrélations s'observent entre les volumes poraux (structural et plasmique) et la masse volumique. Les corrélations avec la capacité de gonflement, d'une part, et la pente de retrait normal, d'autre part, sont moins évidentes avec des coefficients plus faibles mais néanmoins significatifs.

On remarque aussi une certaine homogénéité de l'ensemble des paramètres mesurés sur les échantillons de sol du traitement EUT, alors que les autres traitements affichent une plus forte variabilité de résultats. C'est notamment le cas du graphique A qui atteste que le sol est peu gonflant et présente à certains endroits de très faibles valeurs de capacité de gonflement imputables à la prédominance de la kaolinite dans la composition minéralogique du sol.

La figure 39 illustre l'influence de la capacité de gonflement du sol sur sa réserve en eau utile (données déduites du modèle XP et correspondant aux volume massique d'eau contenue dans les échantillons entre les points MS et AE (Braudeau, 1988b)). Elle montre que les échantillons du traitement EUT présentent une réserve en eau utile en général sensiblement plus faible que celle des échantillons des parcelles témoins. Des observations similaires ont été rapportées par Rengasamy et al. (2003) qui relatent également les sévères baisses de rendement qui s'y rapportent.

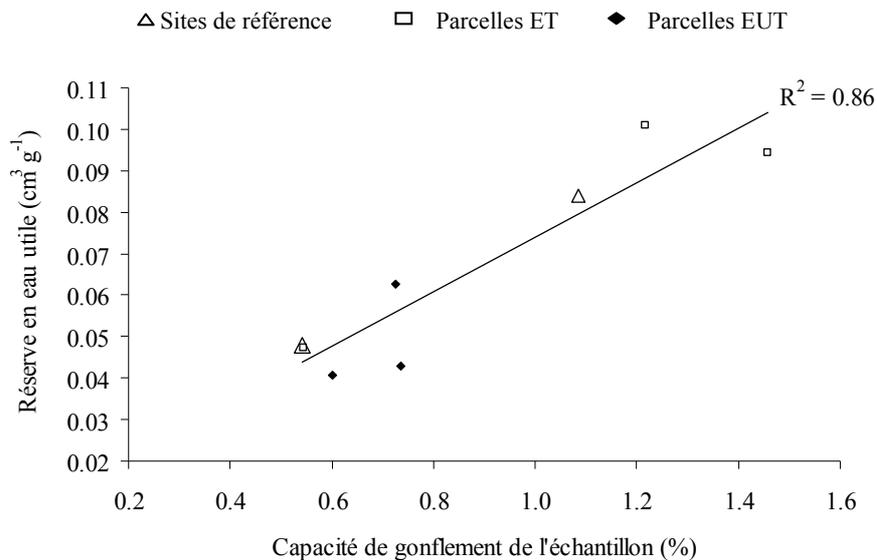
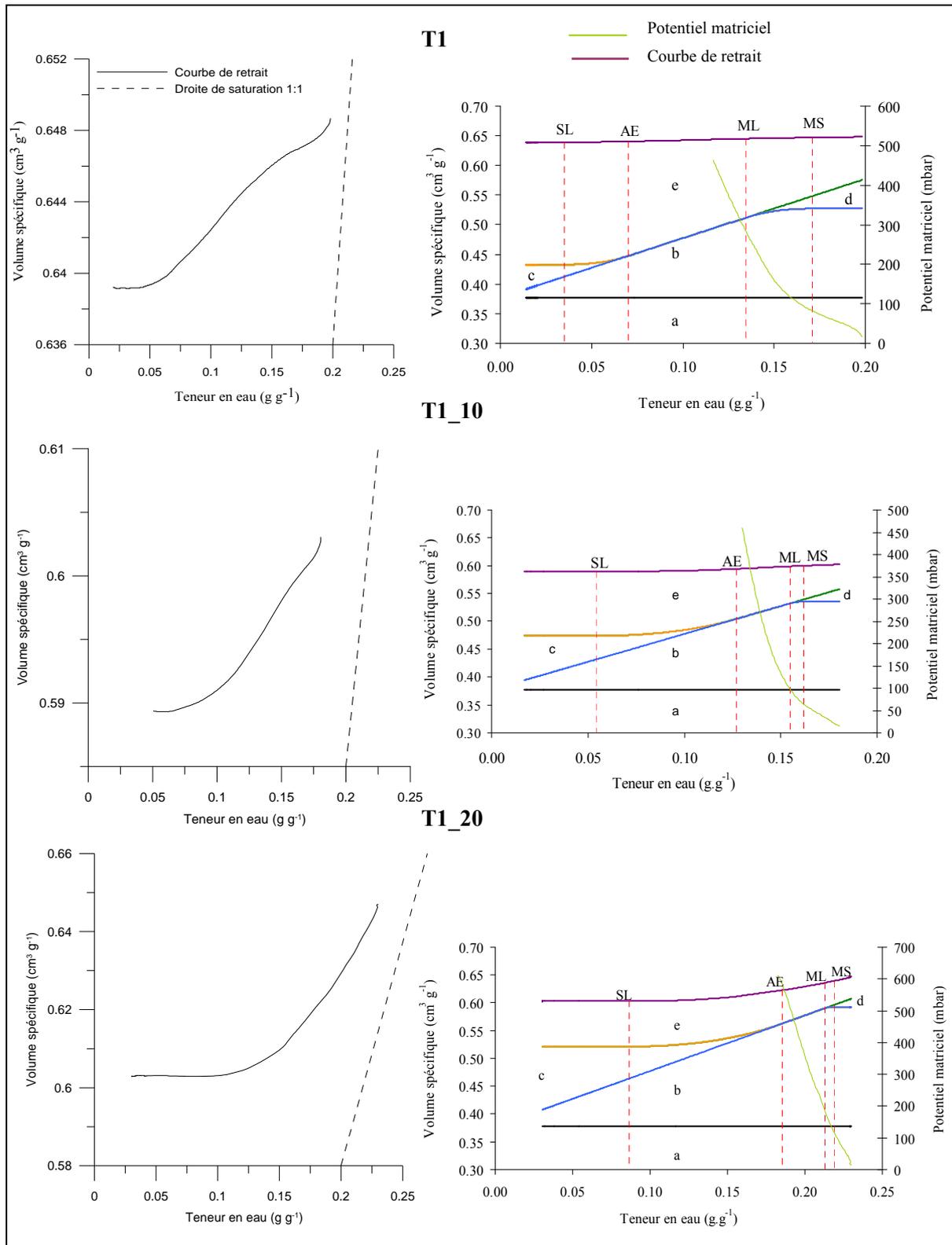


Figure 39 : Influence de la capacité de gonflement de l'échantillon sur la réserve en eau utile du sol

L'ensemble des paramètres physiques étudiés à la surface du sol tend à démontrer que l'irrigation avec les EUT a entraîné un effondrement des vides structuraux, phénomène décrit par Bresson et Moran (2004) et qui se traduit au niveau des échantillons étudiés par des masses volumiques plus élevées. Une réduction des capacités de gonflement est également à noter sur ces parcelles, traduisant un état de détérioration avancé au niveau des microagrégats du plasma. Dexter (1988) a montré que les sols sodiques affectés par le phénomène de dispersion pouvaient présenter de tels degrés de déstructuration.

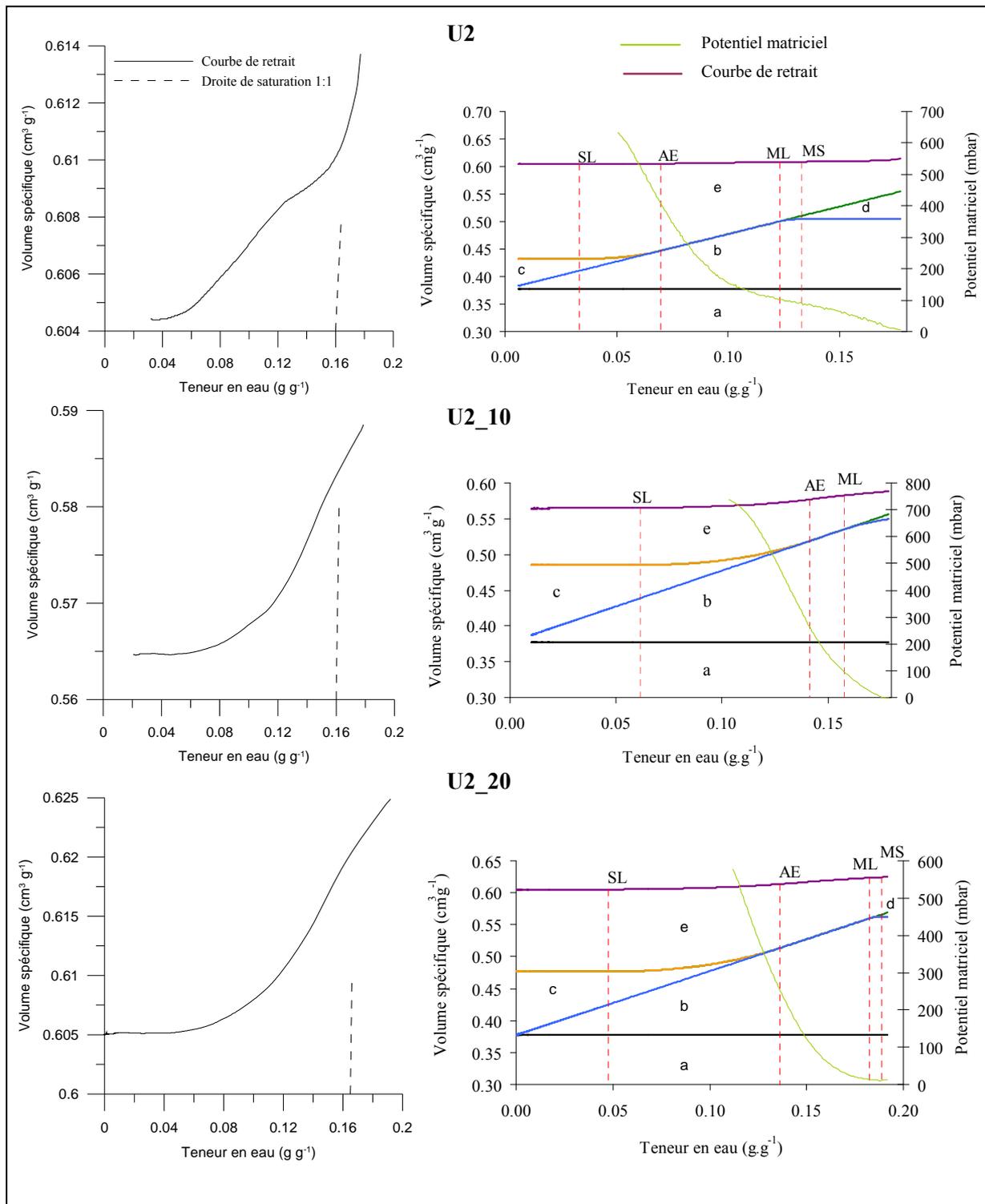
4.3.1.2 Echantillons de subsurface

Les courbes de retrait mesurées à 3 profondeurs différentes sur les parcelles T1, U2 et U3 sont présentées aux figures 40 à 42. Les figures de gauche montrent les courbes de retrait expérimentales. Elles sont reprises sur les figures de droite qui indiquent également les volumes d'eau et d'air des deux systèmes poreux, tels que fournis par le modèle XP. Il convient de préciser que la représentation du volume d'eau dans les pores structuraux (lettre d sur les graphiques de droite) est conditionnée par la détermination du point MS par le modèle. Par ailleurs, l'orientation quasi verticale des droites de saturation (graphiques de droite) est due à une importante dilatation de l'axe des ordonnées.



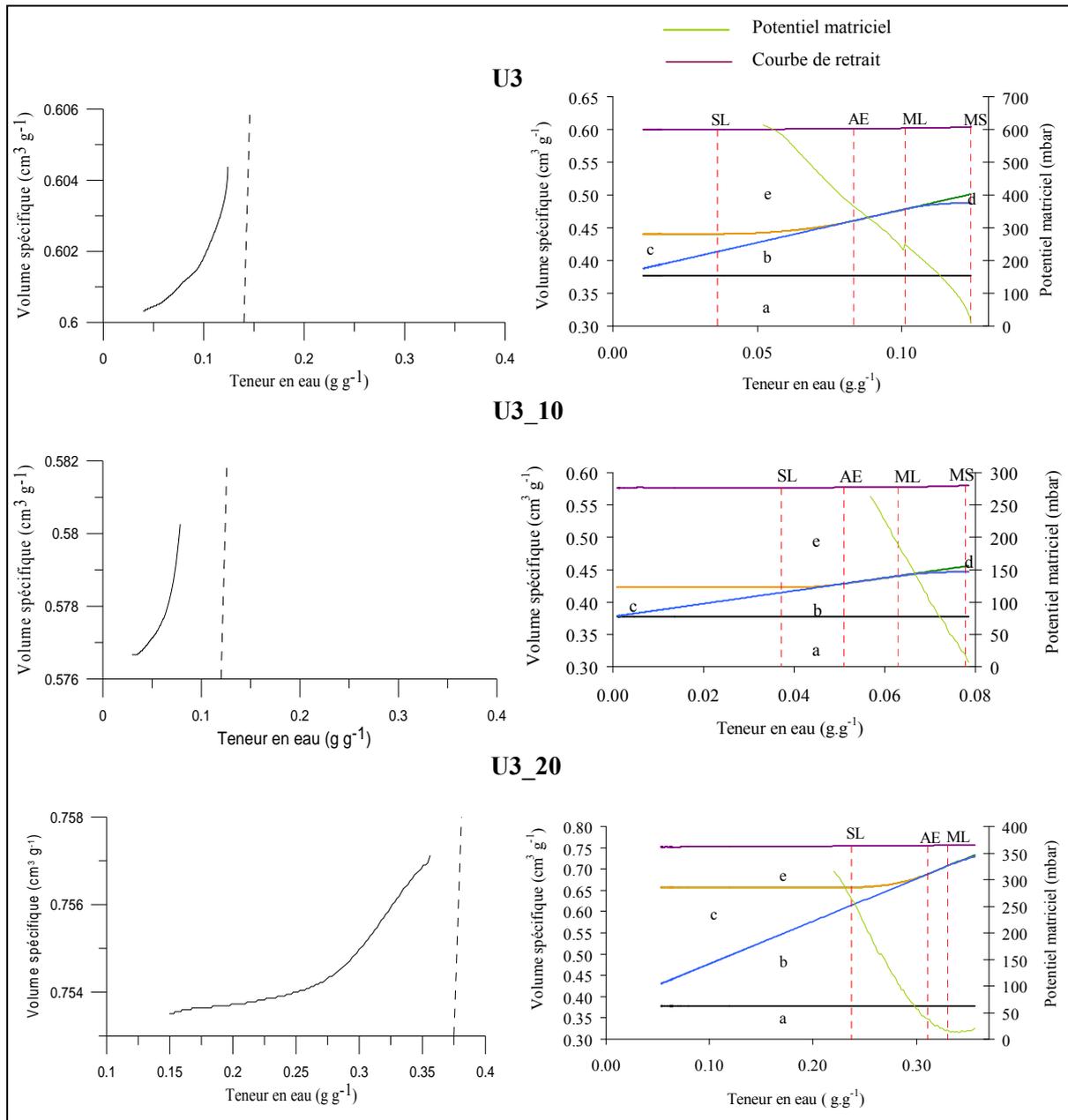
Légende : a, volume des particules solides; b, volume d'eau dans les pores du plasma; c, volume d'air dans les pores du plasma; d, volume d'eau dans les pores structuraux; e, volume d'air dans les pores structuraux.

Figure 40 : Courbes de retrait mesurées à 3 profondeurs différentes sur la parcelle témoin T1



Légende : a, volume des particules solides; b, volume d'eau dans les pores du plasma; c, volume d'air dans les pores du plasma; d, volume d'eau dans les pores structuraux; e, volume d'air dans les pores structuraux.

Figure 41 : Courbes de retrait mesurées à 3 profondeurs différentes sur la parcelle U2



Légende : a, volume des particules solides; b, volume d'eau dans les pores du plasma; c, volume d'air dans les pores du plasma; d, volume d'eau dans les pores structuraux; e, volume d'air dans les pores structuraux.

Figure 42 : Courbes de retrait mesurées à 3 profondeurs différentes sur la parcelle U3

La plupart des courbes de retrait expérimentales relatives aux échantillons du traitement EUT présentent des formes sigmoïdales incomplètes, similaires à celles obtenues avec des échantillons d'argile pure ou des échantillons de sols compactés (Boivin et al., 2006b). Des pores structuraux restent néanmoins visibles sur les échantillons de surface alors qu'à la subsurface des parcelles EUT, le point MS n'est souvent pas détecté par le modèle, signe que les volumes structuraux y sont très faibles.

L'ensemble des résultats montrent que les parcelles irriguées avec les EUT présentent des signes de détérioration de structure plus prononcée et systématique dans les horizons de subsurface qu'en surface où, comme le montre l'échantillon U2, une certaine porosité structurale persiste. L'étude de Gonçalves et al. (2007) sur la conductivité hydraulique des sols irrigués avec des eaux usées a également montré que les horizons de subsurface étaient davantage affectés par les changements de structure.

Les mesures de pression matricielle des échantillons au cours du retrait ont été utilisées pour caractériser la distribution du rayon des pores structuraux. Les résultats sont présentés au paragraphe suivant pour les différentes profondeurs d'investigation.

4.3.2 Spectres de porosité

La figure 43 présente le volume occupé par les pores structuraux en fonction de leur taille, à partir d'échantillons de sol provenant des parcelles irriguées et non irriguées.

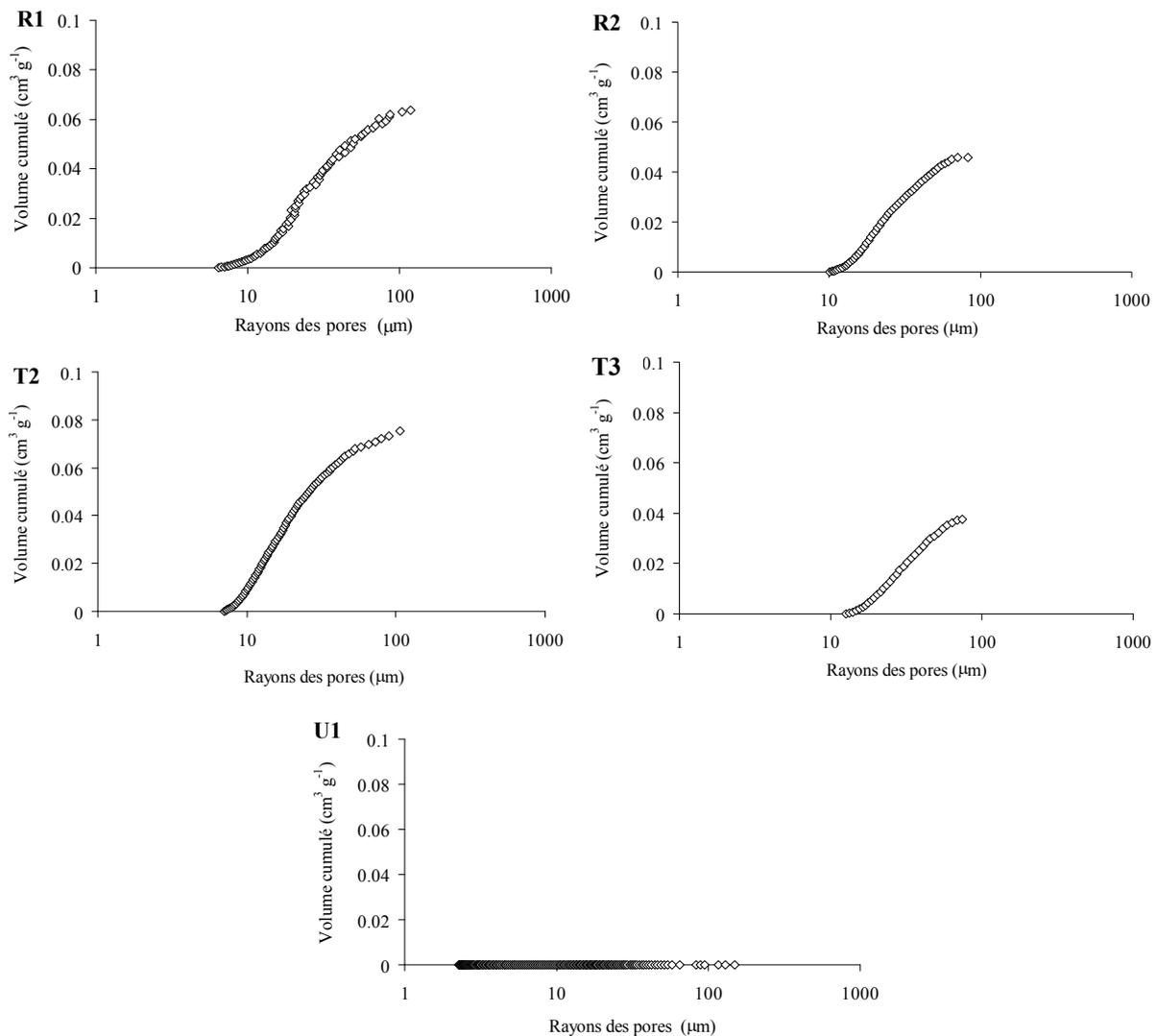
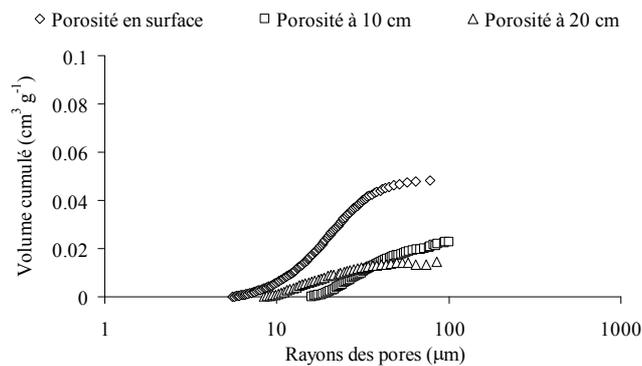


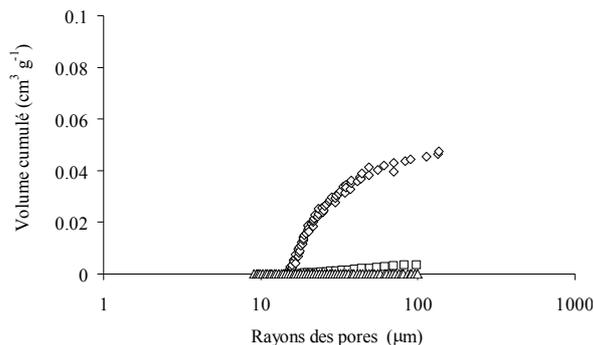
Figure 43 : Spectres de porosité structurale des échantillons de surface

La distribution du rayon des pores varie très peu d'un échantillon à l'autre. En revanche, les volumes structuraux des échantillons de référence (R1, R2) et des échantillons témoins (T2 et T3) sont comparables et contrastent assez fortement avec ceux des parcelles EUT, notamment la parcelle U1. Néanmoins, comme indiqué sur la figure 44, le volume structural diminue avec la profondeur sur l'ensemble des parcelles irriguées; toutefois sur les profils U2 et U3 (traitement EUT), l'ampleur du phénomène est telle qu'à 20 cm de profondeur il n'existe quasiment plus de pores structuraux.

Profil T1



Profil U2



Profil U3

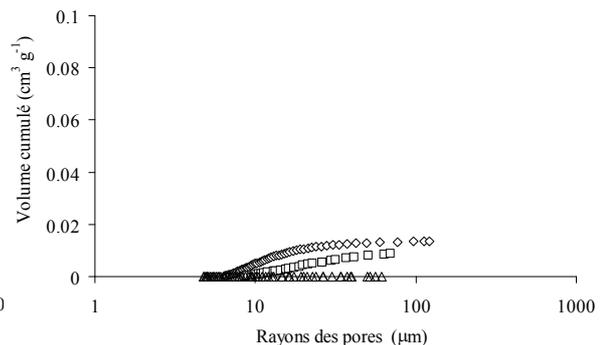


Figure 44 : Spectres de porosité structurale des échantillons de subsurface

L'interprétation des courbes de retrait et des spectres de porosité confirme que le sol des parcelles irriguées avec les EUT est plus dense et affiche de plus faibles volumes structuraux. Ces changements de structure sont plus prononcés dans les horizons de subsurface où certains échantillons indiquent une absence quasi totale de pores structuraux. La conséquence majeure, visible sur les spectres de porosité, est une réduction drastique de la réserve en eau disponible pour les plantes. Ces résultats confortent l'hypothèse d'une dispersion des argiles et permettent de proposer un scénario relatif aux mécanismes de déstructuration à l'origine des résultats observés sur les parcelles irriguées avec les eaux usées. En surface, une croûte de battance de faible épaisseur se forme par éclatement des agrégats superficiels. En dessous de cette croûte peu perméable, le sol est affecté par un effondrement des pores structuraux causé par la destruction des agrégats induite par la dispersion des argiles. Il s'en suit un entraînement par les eaux d'infiltration d'une partie des argiles dispersées qui s'accumulent

progressivement dans les horizons de subsurface jusqu'à aboutir à une obstruction presque totale des pores structuraux. Ce scénario repose pour une grande part sur la dispersion des argiles présentes dans les échantillons de sol étudiés. Le paragraphe suivant propose d'en vérifier la plausibilité par l'étude de leurs propriétés chimiques.

4.4 Résultats des analyses chimiques

La dispersion des argiles s'opère généralement lorsque la salinité de la solution du sol baisse à un niveau inférieur à la concentration critique de floculation (CCF) des particules colloïdales du sol. Plusieurs études ont montré que la CCF du sol atteint des valeurs élevées lorsque le complexe d'échange est saturé en sodium. L'analyse chimique des échantillons mesurés au rétractomètre devrait donc apporter plus d'informations sur l'éventualité d'une dispersion des argiles au niveau des parcelles irriguées avec les eaux usées traitées.

4.4.1 Résultats relatifs aux horizons de surface

La figure 45 présente un certain nombre de paramètres chimiques (ARC, SAR, CE et pH) mesurés dans les extraits aqueux des échantillons de sol (extraits 1/1) en comparaison avec ceux mesurés dans les eaux d'irrigation (EUT et ET). Les résultats correspondent à une moyenne de 3 échantillons de sol pour les traitements EUT et ET et de 2 échantillons pour les sites de référence. Les paramètres choisis représentent les principaux critères d'évaluation des sols alcalin/sodiques.

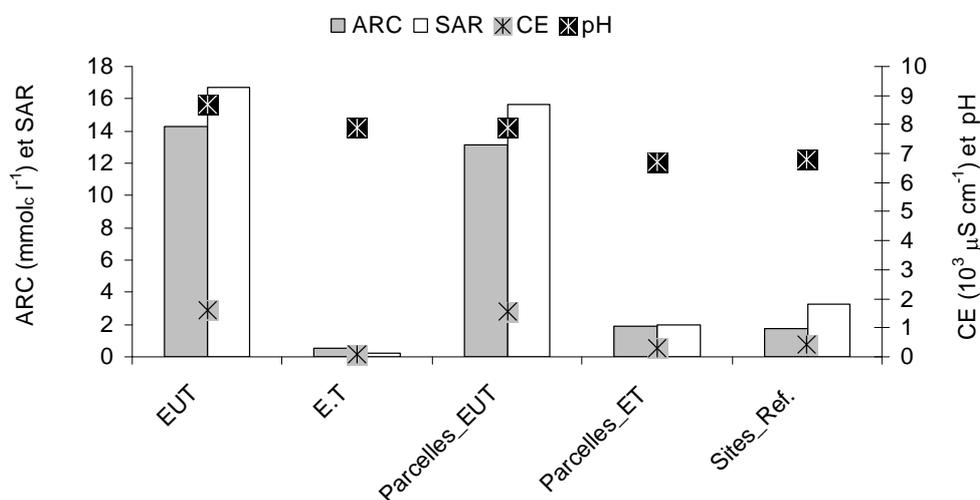


Figure 45 : Chimie des eaux d'irrigation et des extraits aqueux des échantillons de sol de surface

Les valeurs relatives aux parcelles ET sont nettement plus faibles et comparables à celles des sites de référence (non irrigués), ce qui montre que l'eau témoin ne modifie que très faiblement la chimie du sol. Ceci n'est pas le cas des EUT qui influencent fortement la chimie de la solution du sol, si l'on en juge par les valeurs de SAR et d'ARC très élevées obtenues sur les extraits aqueux des échantillons de sol irrigués avec ces eaux. L'irrigation avec les eaux usées traitées a entraîné une forte augmentation

de sodium et de bicarbonate dans le sol se traduisant par un pH_{eau} alcalin, alors que dans le cas des autres traitements le pH_{eau} est proche de la neutralité. La salinité des extraits analysés, bien que plus élevée sur les parcelles EUT, reste néanmoins $< 2000 \mu S cm^{-1}$, valeur caractéristique d'un sol non salin (Legros, 2007).

L'analyse chimique de la solution du sol est généralement complétée par celle du faciès chimique du complexe d'échange dont les résultats sont présentés à la figure 46.

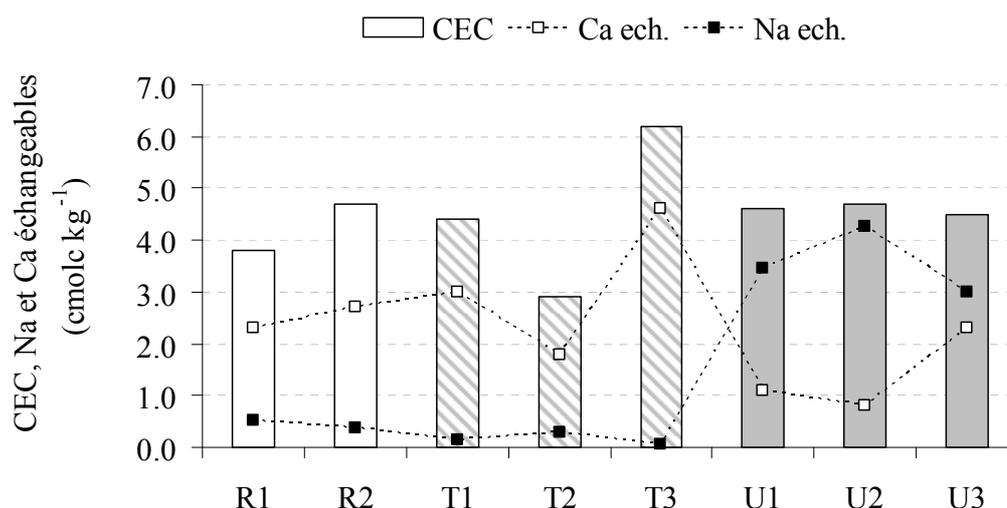


Figure 46 : Valeurs de la CEC et teneurs en Na et Ca échangeables des échantillons de surface

La CEC de tous les échantillons est comprise entre 3 et 6 $cmole kg^{-1}$, ce qui correspond à la gamme de valeurs mesurées initialement sur les fosses pédologiques de la zone. Les faciès chimiques du complexe d'échange des parcelles irriguées sont cohérents avec la qualité des eaux d'irrigation ainsi que la qualité chimique des extraits aqueux présentée à la figure 45. Le SAR élevé des parcelles EUT renvoie par conséquent à un complexe d'échange saturé en moyenne à 78% par le sodium (ESP), contre seulement 11 et 5 % respectivement pour les zones de référence et les parcelles témoins dont le complexe d'échange est dominé par le calcium (Fig. 46).

4.4.2 Résultats des horizons de subsurface

Les figures 47 et 48 présentent l'évolution en profondeur des paramètres chimiques évoqués précédemment sur les parcelles irriguées (T1, U2 et U3). A noter que les paramètres du complexe d'échange de l'échantillon U3_20 n'ont pas pu être analysés pour des raisons techniques.

La figure 47 montre une stationnarité des propriétés chimiques du sol du profil témoin alors que sur les profils U2 et U3, les valeurs tendent à diminuer avec la profondeur. On peut donc retenir l'idée d'une l'alcalinisation/sodisation du sol prononcée à la surface des parcelles EUT qui s'atténuerait dans les horizons de subsurface.

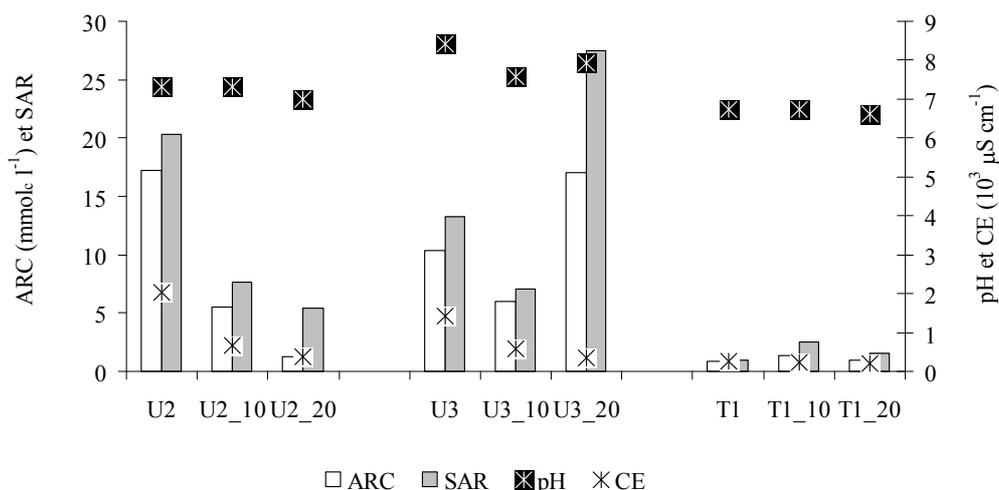


Figure 47 : Chimie de la solution du sol des horizons de subsurface

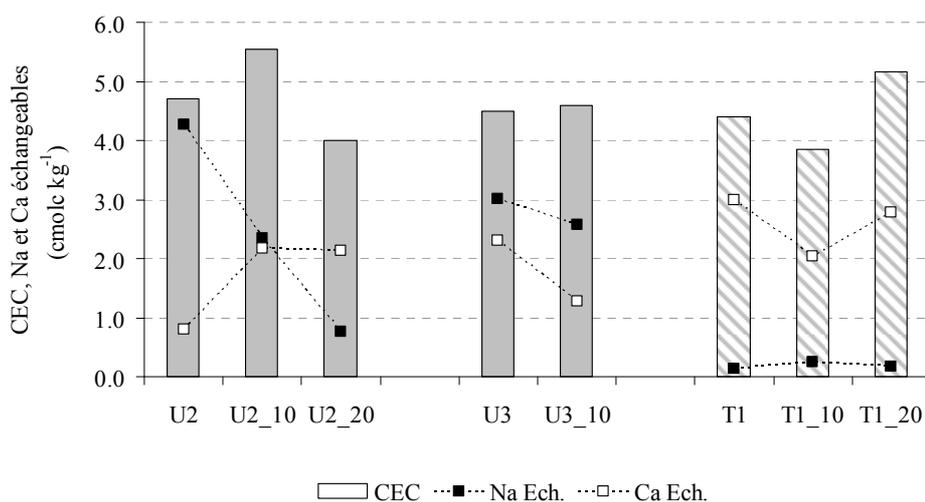


Figure 48 : Valeurs de la CEC et teneurs en Na et Ca échangeables des horizons de subsurface

Les valeurs relatives au traitement EUT témoignent de pH_{eau} alcalins (Fig. 47) et de faciès sodiques du complexe d'échange (Fig. 48). Il apparaît donc clairement que le sol est devenu alcalin/sodique, constat qui conforte l'hypothèse de la dispersion des argiles formulée précédemment. Par ailleurs, le processus de sodisation/alcalinisation est plus prononcé à la surface du sol qu'en subsurface, ce qui renforce l'idée d'un horizon de surface rendu peu perméable par une croûte de battance au dessus de laquelle les eaux d'irrigation stagnent et se concentrent par évaporation, entraînant une augmentation globale de la salinité et des teneurs élevées en sodium et bicarbonates.

La matière organique du sol, qui constitue également un facteur important dans l'étude des sols alcalin/sodiques, a fait l'objet d'une étude dont les résultats sont détaillés au paragraphe suivant.

4.4.3 Caractérisation et quantification de la matière organique du sol

La figure 49 présente le taux de carbone total (C_{tot}) et le rapport C/N des parcelles U2 et T2, à différentes profondeurs. Les teneurs en carbone sont relativement similaires, quelque soit la profondeur ou le traitement considérés, alors que le rapport C/N est plus réduit sur le traitement eaux usées traitées (U2), ce qui laisse penser à une meilleure cinétique de décomposition dans ce cas.

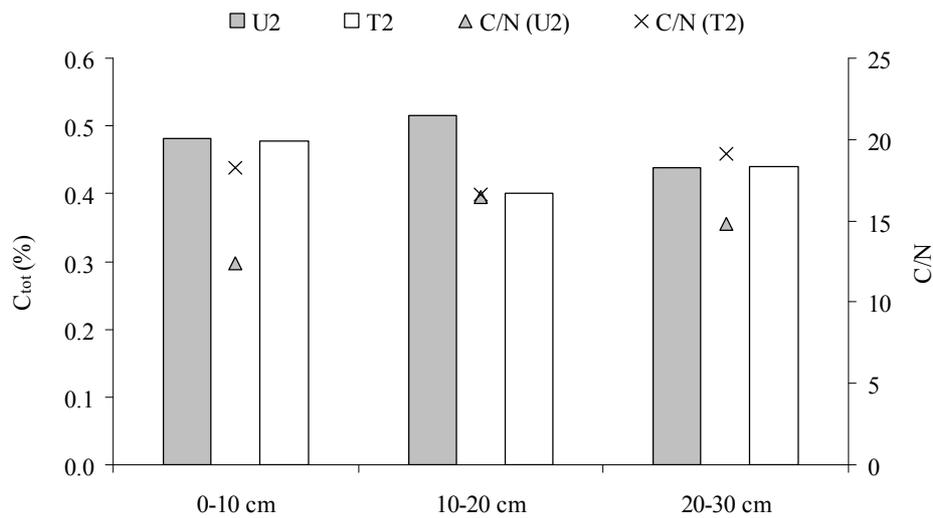


Figure 49 : C_{tot} et rapports C/N du sol des parcelles irriguées

La figure 50 présente les différentes fractions organiques du sol en comparaison avec celles des dépôts noirs observés en surface des parcelles irriguées avec les EUT. Malgré les différences au niveau des profondeurs de prélèvement, ces résultats attestent que les dépôts contiennent nettement plus de matière organique que les échantillons de sol (parcelles irriguées T2 et U2).

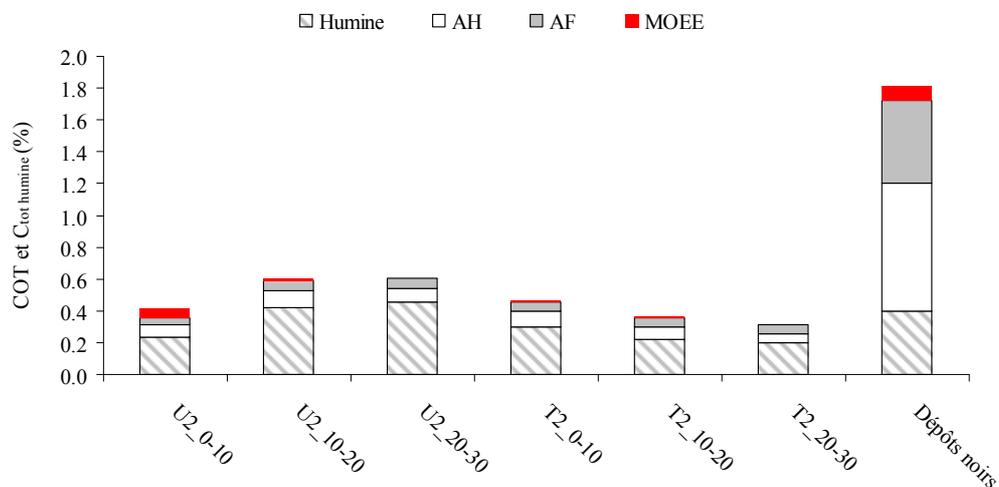
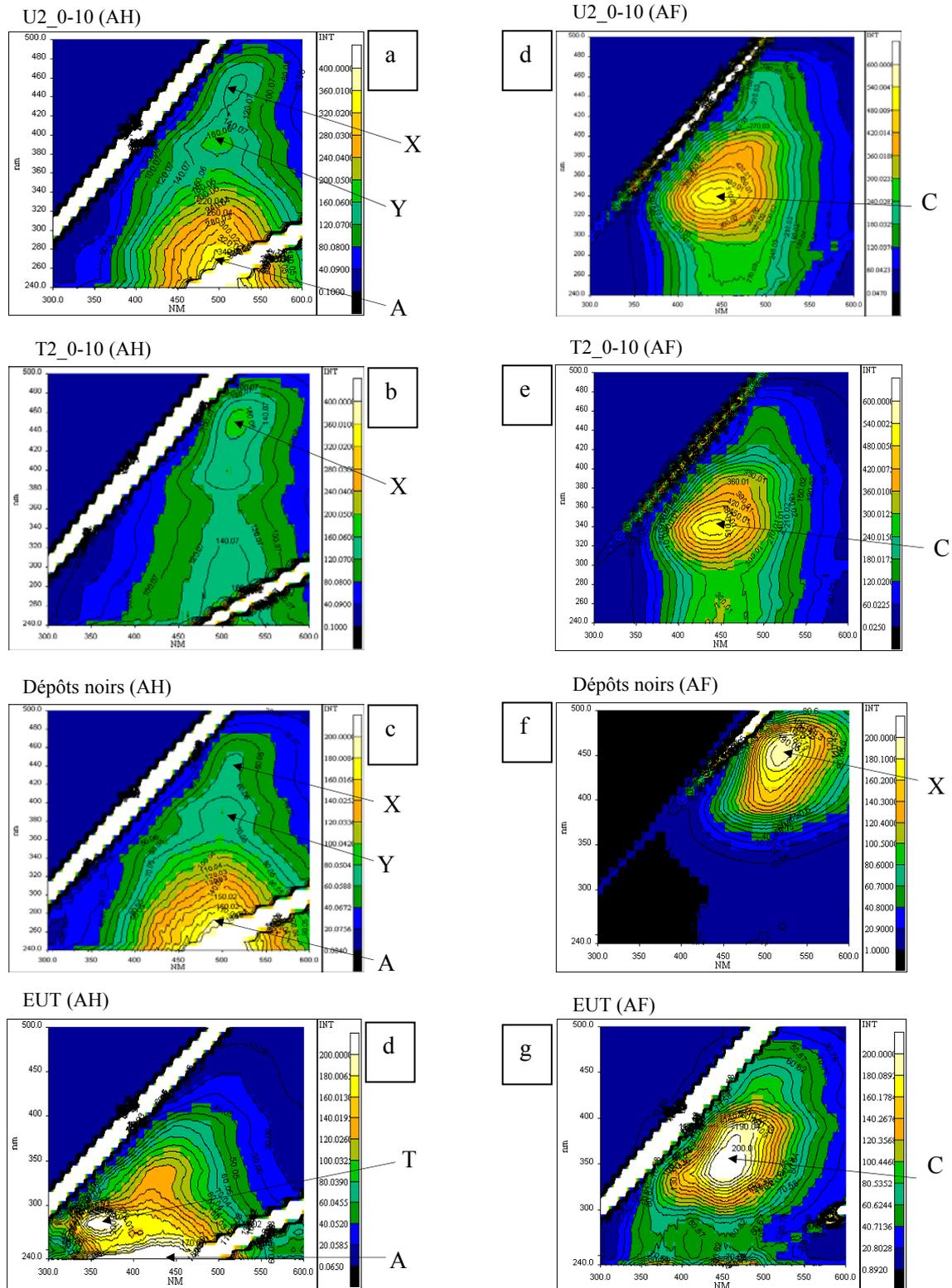


Figure 50 : Valeurs de COT (C_{tot} dans la fraction des humines) des parcelles irriguées et des dépôts noirs

Les spectres de fluorescence 3D obtenus par analyse des EUT ainsi que des extraits de sol et de dépôts noirs sont présentés à la figure 51.



Les longueurs d'onde d'excitation (λ_{ex}) sont indiquées en ordonnée et les longueurs d'onde d'émission (λ_{em}) en abscisse. AH : Acides Humiques; AF : Acides Fulviques; INT : intensité

Figure 51 : Matrice d'Excitation/Emission (MEE) d'extraits de matière organique du sol et des EUT

Le tableau 35 présente les principaux fluorophores identifiés à la figure 51, avec leurs caractéristiques respectives (λ_{ex} , λ_{em} et I). Les longueurs d'onde λ sont exprimées en nm. L'intensité des pics est sans unité.

Tableau 35 : Caractéristiques des fluorophores identifiés dans les échantillons de la zone d'étude

Fluorophore		Caractéristiques			Origines putatives identifiées dans la littérature (source)
Nom	Echantillon	λ_{ex}	λ_{em}	I	
X*	U2_0-10 (AH)	450	520	145	
	Dépôt noir (AH)	440	508	64	
	Dépôt noir (AF)	460	517	195	
	T2_0-10 (AH)	450	518	172	
C	U2_0-10 (AF)	340	444	536	Eaux usées de brasserie (1); eaux usées domestiques et industrielles (2); eaux de mer (3); eaux de rivière non polluées (4)
	T2_0-10 (AF)	340	444	538	
	EUT (AF)	350	452	227	
Y*	U2_0-10 (AH)	390	502	170	Sol amendé avec des boues de STEP (5)
	Dépôt noir (AH)	390	500	80	
A	U2_0-10 (AH)	270	496	355	Eaux usées de brasserie (1); eaux usées domestiques et industrielles (2)
	Dépôt noir (AH)	270	504	187	
	EUT (AH)	240	426	258	
T	EUT (AH)	280	356	223	Eaux usées de brasserie (1); Eaux usées domestiques et industrielles (2)

* Les fluorophores nommés X et Y sont des appellations propres à cette étude.

(1) (Janhom et al., 2009); (2) (Hudson et al., 2008); (3) (Huguet et al., *in press*); (4) (Henderson et al., 2009); (5) (Fernandez et al., 2009)

Une partie des fluorophores rencontrés dans la matière organique des échantillons environnementaux (eau, sol, etc.) se retrouvent sur la majorité des spectres de la figure 51. Toutefois 2 pics (X et Y), absents de la classification de Coble (1996), ont également été identifiés. Selon plusieurs auteurs cités par Fernandez et al. (2009), les fluorophores de faible longueur d'onde et de faible intensité suggèrent la présence de molécules organiques hétérogènes de petite taille, globalement peu humifiées, alors que les pics de longueurs d'onde plus élevées traduiraient la présence de substances humiques aux noyaux aromatiques plus condensés, avec des poids moléculaire élevés et un stade d'humification plus avancé. Nous nous baserons sur ces observations pour proposer une interprétation de l'origine des pics X et Y.

Le fluorophore C est généralement associé aux substances humiques ou fulviques. Il n'est pas très discriminant dans le cas de notre étude, vu qu'il est souvent identifié dans les échantillons environnementaux. Henderson et al. (2009) l'ont détecté dans les eaux de rivière non polluées, avec une plage de longueur d'onde $\lambda_{ex}/\lambda_{em}$ de 300-370/400-500 nm. Ce fluorophore peut se décliner en

plusieurs sous composants de longueurs d'onde ($\lambda_{\text{ex}}/\lambda_{\text{em}}$) variables selon le degré d'humification des composés humiques. Ce type de déclinaison s'observe aussi pour d'autres fluorophores, notamment le fluorophore T. Hudson et al. (2008) ont également identifié un pic C, localisé entre les longueurs d'onde λ_{ex} 318-347 nm et λ_{em} 405-445 nm, dans des eaux usées domestiques et industrielles; ils l'ont associé à la présence de composés humiques relativement peu humifiés. Une étude plus spécifique (Janhom et al., 2009) portant sur la caractérisation des eaux de brasserie montre également la présence du pic C (localisé à 335-355 λ_{ex} /405-465 λ_{em}) dans ces eaux.

Le fluorophore nommé X dans notre étude se localise dans une plage de longueurs d'ondes (440-460 λ_{ex} /508-520 λ_{em}) située au dessus de celle du fluorophore C. Ce pic X est présent aussi bien dans l'échantillon de la parcelle EUT que dans celui de la parcelle témoin. Il est probable qu'il s'agisse de substances humiques anciennes, ayant un degré d'humification plus élevé que celles caractérisées par le fluorophore C. Fernandez et al. (2009) ont identifié un fluorophore similaire (localisé à 440 λ_{ex} /508 λ_{em}) sur des acides humiques extraits d'un sol amendé avec des boues de station d'épuration.

Le fluorophore A est identifié exclusivement dans les échantillons associés aux EUT : sol, dépôts noirs et particules solides extraites des EUT. C'est par conséquent le fluorophore le plus discriminant dans le cadre de notre étude. Sa présence est associée aux substances humiques ayant un degré d'humification plus faible que celles du fluorophore caractérisé par le pic C (Huguet et al., *in press*).

Le fluorophore T, associé à la matière organique biodégradable, est détecté uniquement dans les EUT. Il a également été identifié dans des eaux de brasserie par Janhom et al. (2009) et dans d'autres effluents domestiques et industriels par Hudson et al. (2008).

Le pic nommé Y (localisé à 390 λ_{ex} /500 λ_{em}) est identifié uniquement sur la parcelle irriguée avec les EUT et dans les dépôts noirs prélevés à la surface de cette parcelle. Ce fluorophore semble donc caractéristique de la matière organique des EUT. A notre connaissance, aucune publication ne mentionne la présence d'un fluorophore similaire à celui-ci. Toutefois, les eaux de brasserie étudiées par Janhom et al. (2009) ont également révélé un pic inédit que les auteurs ont désigné par la lettre H; avec des longueurs d'ondes de 500 λ_{ex} /525 λ_{em} , leur fluorophore se situe au dessus de la zone habituelle des acides humiques et fulviques (fluorophore C) et se rapproche plus des longueurs d'onde d'émission du fluorophore X identifié dans nos échantillons.

L'étude de la matière organique a permis de confirmer que les dépôts noirs présents uniquement à la surface des parcelles irriguées avec les EUT sont de nature organique. Les analyses quantitatives montrent que ces dépôts contiennent une fraction importante de matières organiques extractibles. Une signature spectrale, commune aux eaux usées traitées, à un extrait de sol irrigué avec ces eaux et aux dépôts noirs, a été détectée et suggère que ces derniers résultent d'une dissolution/évaporation à pH alcalin de la matière organique du sol apportée par des eaux usées.

5. Conclusion

L'étude de l'impact de l'irrigation avec des eaux usées d'origine principalement industrielle sur la qualité des sols a été effectuée sur des parcelles sous culture d'aubergines mises en place et arrosées durant deux années consécutives avec des eaux usées traitées (EUT) par lagunage. Les résultats obtenus ont été comparés avec des parcelles témoins irriguées avec des eaux jugées de bonne qualité physico-chimique selon les critères d'évaluation de la FAO (2003). Quant aux EUT elles ont été jugées selon les mêmes critères, comme utilisable pour l'irrigation avec des restrictions moyennes à modérées. Des analyses complémentaires ont toutefois montré que les eaux usées traitées avaient un fort pouvoir alcalinisant et qu'elles étaient susceptibles d'apporter d'importantes quantités de sodium, ce qui constitue un danger potentiel pour des sols peu profonds et mal drainés tels que ceux de la zone d'étude.

Dès la fin de la première année d'irrigation, les parcelles arrosées avec les EUT présentaient des taches noires en surface, suspectées d'être du salant noir. Une étude plus poussée sur la dynamique hydrostructurale et l'évolution des propriétés chimiques du sol a donc été entreprise au cours de la seconde année d'étude. A la fin de la période d'irrigation, des échantillons de sol non remaniés, prélevés sur les parcelles irriguées à différentes profondeurs et à la surface de sites non irrigués, ont été analysés en laboratoire. Les analyses consistaient, d'une part, à modéliser le retrait des échantillons de sol pour en étudier les propriétés hydrostructurales et, d'autre part, à analyser les paramètres chimiques de ces échantillons, afin de vérifier l'hypothèse d'une alcalinisation/sodisation du sol causée par l'apport d'eaux usées. La matière organique du sol a également été caractérisée, afin de vérifier si les dépôts noirs apparus à la surface des parcelles irriguées avec les EUT étaient de nature organique, ce qui confirmerait la présence de salants noirs, fréquemment observés sur les sols alcalins/sodiques.

La modélisation du retrait des sols a montré que l'irrigation avec les EUT s'est traduite par un accroissement de la masse volumique du sol, notamment dans les horizons de subsurface où la porosité structurale a quasiment disparu, ce qui n'a pas été observé sur les parcelles témoins et les sites non irrigués. Les changements de structure constatés sur les parcelles irriguées avec les EUT ont été confirmés par les résultats de mesures *in situ* de la capacité d'infiltration qui ont débouché sur des valeurs nettement plus faibles sur les parcelles irriguées avec les eaux usées traitées que sur celles arrosées avec l'eau témoin. Ces dernières ont par ailleurs conservé une capacité d'infiltration comparable à celle des sites non irrigués.

L'analyse chimique a confirmé, au vu du pH alcalin du sol et d'un complexe d'échange saturé à plus de 70 % par du sodium, que le sol des parcelles ayant été arrosées avec les EUT a évolué vers un milieu alcalin/sodique durant les deux années d'irrigation. Au cours de la saison des pluies, les eaux de précipitation peu minéralisées ont probablement causé une dispersion des argiles qui a conduit à

l'effondrement des pores structuraux. Une fraction des argiles dispersées a sans doute été entraînée vers les horizons de subsurface, ce qui a conduit à l'obstruction des pores structuraux du sol au niveau des horizons inférieurs.

Les spectres de fluorescence 3D auxquels il a été fait appel pour caractériser la matière organique du sol, ont révélé une signature spectrale commune aux dépôts noirs, aux EUT et aux extraits aqueux de sol prélevés sur une parcelle irriguée avec ces eaux. Une évaluation quantitative du carbone organique total a par ailleurs montré que les parcelles du traitement EUT contenaient davantage de matières organiques, localisées pour l'essentiel en surface au niveau des taches noires. Il apparaît donc très probable que ces taches soient effectivement du salant noir formé par dissolution de la matière organique des eaux usées traitées et par évaporation de la solution du sol.

Sur une plus longue durée, il est à craindre qu'une telle dégradation n'occasionne une altération totale du sol se traduisant par des conséquences agronomiques extrêmement fâcheuses confirmées par une baisse de production d'aubergines de 50 %, entre la première et la deuxième année d'expérimentations.

Conclusion générale

L'utilisation des eaux usées en irrigation est fréquemment considérée comme indispensable pour assurer la pérennité de l'agriculture urbaine des pays en développement. Les avantages agronomiques et économiques sont souvent mis en avant pour en justifier l'usage, mais plusieurs études mettent en garde sur les risques sanitaires et environnementaux qui en résultent.

Trois problématiques essentielles dans l'approche d'un sujet d'étude aussi vaste et complexe que l'impact de l'utilisation des eaux usées en agriculture ont été privilégiées dans le cadre d'expérimentations réalisées à Ouagadougou, une ville typique d'Afrique subsaharienne. Deux de ces problématiques ont été étudiées au moyen d'essais effectués avec des eaux usées d'origine domestique traitées par lagunage; l'une concerne le potentiel fertilisant des eaux usées et les conditions de valorisation optimale des nutriments contenus dans ces eaux, l'autre, les risques potentiels liés à la consommation de légumes irrigués avec de telles eaux. Une thématique supplémentaire a été abordée, celle de l'impact d'eaux usées d'origine principalement industrielle sur la qualité des sols. La recherche a été effectuée sur deux sites expérimentaux largement instrumentés, l'un pour étudier les questions liées à l'usage des eaux usées domestiques, l'autre pour l'étude des sols irrigués avec des eaux usées industrielles.

Une gestion adéquate des fertilisants contenus dans les eaux usées est fort complexe. Il s'agit de valoriser les eaux usées, à la fois en tant que ressource hydrique et source d'engrais « naturelle » capable de fournir les éléments fertilisants nécessaires à la croissance des plantes, sans excès ni déficits. Pour étudier les modalités d'une telle gestion, un traitement ajusté (EUTa) a été élaboré, avec pour principe de diluer les eaux usées avec une eau peu minéralisée afin de réduire les éléments en excès (généralement l'azote) et de combler les éléments déficitaires (généralement le phosphore et/ou le potassium) par des apports complémentaires d'engrais minéraux. Ce traitement a été comparé à un traitement reposant exclusivement sur une irrigation avec des eaux usées traitées (EUT) et un traitement témoin basé sur des arrosages avec de l'eau conventionnelle et un apport d'engrais NPK aux doses totales recommandées pour les besoins de la culture (ET+ENG). L'étude a porté sur trois types de cultures (laitues, carottes et aubergines) et 3 campagnes de mesures; les différents traitements ont été évalués par comparaison du rendement global et de la biomasse sèche. L'utilisation exclusive d'eaux usées a débouché sur des rendements importants la première année, mais en forte baisse les années suivantes, notamment pour la laitue, dont la production a chuté de plus de 50%; dans ce cas, le traitement EUTa a permis d'obtenir de meilleurs rendements, plus proches des valeurs du traitement témoin. Pour les deux autres cultures (carottes et aubergines), il est apparu qu'une optimisation du traitement ajusté nécessite des améliorations dans le mode de fourniture des éléments fertilisants qui prenne mieux en compte l'évolution des besoins de la plante au cours de son cycle végétatif.

Les risques sanitaires associés aux cultures irriguées avec les eaux usées constituent sans aucun doute l'inconvénient majeur lié à cette pratique. Cette appréhension est justifiée puisque de nombreuses études ont démontré que les fruits et légumes consommés dans les pays en développement font partie des principaux vecteurs de maladies. Ce volet de l'étude se proposait donc d'évaluer la qualité chimique et microbienne des trois cultures soumises aux trois traitements précédemment évoqués. La qualité chimique a été évaluée par l'analyse des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni et Pb) dans les légumes, tandis que la qualité microbienne a reposé principalement sur la recherche d'indicateurs de contamination fécale. Deux questions annexes ont également été abordées dans le cadre de l'étude microbiologique, à savoir, d'une part, la recherche de la technique d'analyse la mieux adaptée et, d'autre part, l'influence du contact sol-légume sur la qualité du légume. Les bactéries coliformes fécales et *Escherichia coli* ont été choisies comme indicateurs et recherchées sur les parties comestibles des légumes. Deux méthodes d'analyses ont été utilisées : une procédure de dénombrement classique qui consiste en une mise en culture des bactéries contenues dans les échantillons sur un milieu sélectif et la PCR (Polymerase Chain Reaction) qualitative, un procédé plus récent qui se base sur l'identification génétique d'indicateurs bactériens ciblés. Cette méthode a également été utilisée pour la recherche de bactéries pathogènes sur les végétaux (*Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella typhimurium*, *Vibrio cholerae*, *Campylobacter jejuni*). L'influence du sol sur la qualité des légumes a été étudiée par identifications bactériennes sur des échantillons de sol prélevés sur des parcelles non irriguées et sur des parcelles irriguées avec les eaux usées traitées et l'eau témoin; ces bactéries ont ensuite été comparées aux bactéries présentes dans les eaux d'irrigation. Les résultats ont démontré que les eaux d'irrigation utilisées dans cette étude ne modifiaient pas significativement la flore bactérienne du sol, si bien que cette dernière représentait la principale source de contamination des légumes en contact permanent avec le sol, tels que la carotte. L'analyse par PCR offre un énorme potentiel en termes de précision de mesure et de recherche de pathogènes, mais son application sur des échantillons environnementaux complexes n'est pas encore suffisamment aboutie pour pouvoir être utilisée en analyses de routine. Les méthodes d'analyses classiques restent donc les mieux adaptées, à condition que l'indicateur recherché dans l'échantillon analysé soit suffisamment discriminant.

Globalement, la qualité sanitaire des légumes irrigués avec les eaux usées traitées est comparable à celle des légumes arrosés avec des eaux conventionnelles (eau de surface). Aucune augmentation des risques liés à l'ingestion de métaux lourds n'a été détectée pour les légumes irrigués avec les eaux d'origine principalement industrielle. En termes de risques microbiens, aucune des souches pathogènes recherchées n'a été détectée sur les légumes. Cependant l'évaluation par l'indicateurs bactérien *Escherichia coli* débouche sur des résultats cohérents entre les laitues et les aubergines irriguées avec les eaux usées traitées, les premières étant plus contaminées que les secondes, plus exposées à l'action bactéricide des rayonnements solaires. Les résultats relatifs aux carottes sont plus

étonnants puisqu'ils révèlent une absence d'*Escherichia coli* sur les parties comestibles; des recherches complémentaires sur la contamination des légumes racinaires s'imposent à l'évidence. A retenir également que plusieurs études, dont celle menée à Ouagadougou par Cissé (1997), témoignent que les niveaux de contamination observés au champ restent très inférieurs à ceux détectés sur les légumes vendus sur les marchés des pays en développement; ceci confirme que d'autres sources de contamination interviennent et doivent être prises en compte dans la problématique générale de la qualité microbienne des légumes.

L'impact des eaux usées industrielles sur la qualité des sols a été rarement étudié et pratiquement jamais en zone sahélienne, ce qui est d'autant plus regrettable que les sols de cette région sont souvent décrits comme fragiles et peu favorables à l'agriculture. L'irrigation avec des eaux usées, notamment en milieu urbain où elles sont fréquemment constituées d'effluents industriels, peut conduire potentiellement à des effets défavorables et accélérer la dégradation des sols. Cette problématique a été étudiée sur l'un des sites maraîchers de la ville de Ouagadougou, le site de Kossodo irrigué, pour l'instant tout au moins, avec des eaux usées traitées par lagunage et constituées principalement par les rejets d'une brasserie mélangés à une petite fraction d'eaux domestiques. Ces eaux présentent un pouvoir alcalinisant important et de fortes teneurs en sodium susceptibles de créer des dommages irréversibles aux sols. L'étude a été réalisée en comparant l'évolution des propriétés des sols de parcelles expérimentales cultivées en aubergines et arrosées avec les eaux usées sortant de la station de traitement et celles de parcelles témoins aménagées dans des conditions similaires, mais arrosées avec l'eau potable de la ville. Les niveaux de production d'aubergines ont été estimés durant deux années de mesures à l'issue desquelles, la capacité d'infiltration des différentes parcelles a été mesurée et comparée à celle d'un site situé à proximité et n'ayant jamais été irrigué. Par ailleurs, des échantillons de sol non remaniés ont été prélevés sur les sites irrigués et non irrigués afin de mener une étude détaillée en laboratoire sur les propriétés hydrostructurales et chimiques du sol. Ces travaux ont été motivés essentiellement par l'apparition de taches noires à la surface des parcelles irriguées avec les eaux usées dès la fin de la première année d'expérimentations, taches suspectées d'être du salant noir - c'était du moins l'hypothèse que nous avons cherché à vérifier - résultant d'une dissolution de la matière organique liée à une sodisation/alcalinisation du sol.

Les propriétés hydrostructurales ont été étudiées en modélisant le retrait des échantillons de sol mesuré au rétractomètre. Les données du modèle ont permis d'extraire des informations relatives à l'organisation structurale du sol. Les valeurs d'Alcalinité Résiduelle Calcique (ARC), du coefficient d'absorption du sodium (SAR), du pH_{eau} et de la conductivité électrique qui présentaient des niveaux très élevés dans les eaux usées traitées, ont été déterminées sur les échantillons de sol. Le complexe d'échange (CEC et cations échangeables) de ces échantillons a également été analysé. Enfin, la matière organique contenue dans les taches noires a été caractérisée sur des prélèvements analysés par des mesures de fluorescence UV/VIS en 3D. L'hypothèse d'une déstructuration du sol par les eaux

usées a été confirmée en laboratoire par la modélisation du retrait des échantillons de sol et *in situ* par de très faibles valeurs de capacité d'infiltration sur les parcelles irriguées avec les eaux usées. Les résultats du modèle ont notamment dévoilé une absence quasi totale de pores structuraux dans les horizons de subsurface et un volume très réduit en surface, ce qui n'a pas été observé sur les parcelles témoins et sur les sites non irrigués. Ces résultats sont confortés par les spectres de porosité établis à partir des valeurs de potentiel matriciel enregistrées durant les mesures de retrait. Ce constat est en accord avec l'hypothèse d'une sodisation/alcalinisation qui s'accompagne généralement de la dispersion des argiles dont une partie peut être entraînée dans les horizons de subsurface. Les analyses chimiques effectuées sur les échantillons ayant fait l'objet de mesures de retrait indiquent, dans le cas des parcelles EUT, que la solution du sol présente des valeurs de SAR et d'ARC aussi élevées que l'eau d'irrigation, valeurs caractéristiques d'un sol alcalin et sodique, avec un complexe d'échange constitué à plus de 70 % par du sodium. Par ailleurs, une signature spectrale caractéristique des composés organiques présents dans l'extrait de sol prélevé au sein des taches noires a été identifiée dans les eaux usées traitées. Ces informations, complétées par une teneur élevée en carbone organique total, laissent à penser qu'il s'agit effectivement de salant noir produit à la suite de l'alcalinisation du sol par les EUT.

Ce travail a permis de montrer que les eaux usées traitées d'origine domestique ont un réel potentiel de valorisation en agriculture puisqu'elles constituent une alternative en matière de ressources hydriques en saison sèche, tout en apportant d'importantes quantités d'éléments fertilisants, notamment d'azote. Sur le plan sanitaire, le risque microbien semble plus élevé que le risque chimique (ingestion de métaux lourds). En effet, les légumes irrigués avec ces eaux présentent des niveaux d'indicateurs bactériens supérieurs aux normes, ce qui montre que le traitement par lagunage reste insuffisant pour une réutilisation sans risque et non restrictive en culture maraîchère. Il convient toutefois de relativiser ces résultats, eu égard à la problématique générale de la contamination des légumes dans les pays en développement, notamment le parcours de contamination depuis l'étape de production jusqu'à celle de consommation.

En revanche, l'étude menée sur l'impact au niveau de la qualité des sols montre que, dans le cas de Kossodo et en l'état actuel des choses (effluents très majoritairement d'origine industrielle), les eaux usées sont totalement inappropriées pour un usage agricole. La détérioration rapide et très difficilement réversible du sol pose plusieurs problèmes d'ordre écologique mais également social et économique. Les maraîchers installés depuis peu, seront inévitablement confrontés à de grosses difficultés, à très court terme.

Perspectives de recherche

Ce travail ouvre de nombreuses perspectives de recherches intéressantes. Une valorisation adéquate des nutriments contenus dans les eaux usées domestiques nécessite une poursuite des essais afin de déterminer les modalités d'une gestion optimale des fertilisants, dans le cadre d'une approche économiquement et écologiquement viable. Par ailleurs, des travaux sur les moyens d'améliorer la qualité microbienne des légumes s'avèrent indispensables pour que la pratique du recyclage des eaux usées traitées en agriculture soit mieux acceptée par les consommateurs et les autorités sanitaires des pays concernés; l'association d'un traitement complémentaire des eaux usées et d'un système d'irrigation localisé pourrait par exemple apporter une nette amélioration du niveau de contamination des légumes, surtout ceux qui ne poussent pas en contact direct avec le sol. Le recours à des traceurs chimiques ou biologiques de contamination fécale faciles à détecter dans l'environnement est également un axe d'investigation intéressant et contribuerait à une meilleure prise en compte des problèmes sanitaires. Enfin, l'étude des impacts sur le sol interpelle indubitablement sur la détérioration d'un écosystème trop souvent négligé. La poursuite de travaux sur ce thème apparaît indispensable pour mieux comprendre les mécanismes d'altération, propres à chaque type de sol. C'est la condition sine qua non pour éviter la dégradation de sols précieux que, pour l'heure, aucune méthode satisfaisante ne permet de restaurer.

Références bibliographiques

- Abbott, C.L. et Hasnip, N.J., 1997. The safe use of marginal quality water in agriculture. A guide for the water resource planner. HR Wallingford Group - Department for International Development, Report OD 140, 92 pp.
- Adekula, K.O. et Okunade, D.A., 2002. Effects of pond water and sewage effluent treatments on yield and nutrient uptake of maize (*Zea mays* L.). *Trop. Agric. (Trinidad)*, 79 (2): 121-124.
- Agbenin, J.O., Danko, M. et Welp, G., 2009. Soil and vegetable compositional relationships of eight potentially toxic metals in urban garden fields from northern Nigeria. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 89 (1): 49-54.
- Aiello, R., Cirelli, G.L. et Consoli, S., 2007. Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: A case study in Sicily (Italy). *Agricultural Water Management*, 93 (1-2): 65-72.
- Akan, J.C., Abdulrahman, F.I., Dimari, G.A. et Ogugbuaja, V.O., 2008. Physicochemical determination of pollutants in wastewater and vegetable samples along the Jakara wastewater channel in Kano Metropolis, Kano State, Nigeria. *European Journal of Scientific Research*, 23 (1): 122-133.
- Al-Droubi, A., 1976. Géochimie des sels et des solutions concentrées par évaporation. Modèle thermodynamique de simulation. Application aux sols salés du Tchad. Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg, 177 pp.
- Al-Droubi, A., Fritz, B., Gac, J.Y. et Tardy, Y., 1980. Generalized residual alkalinity concept; application to prediction of the chemical evolution of natural waters by evaporation. *American Journal of Science*, 280: 560-572.
- Al-Lahham, O., El Assi, N.M. et Fayyad, M., 2003. Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit. *Agricultural Water Management*, 61: 51-62.
- Al-Lahham, O., El Assi, N.M. et Fayyad, M., 2007. Translocation of heavy metals to tomato (*Solanum lycopersicom* L.) fruit irrigated with treated wastewater. *Scientia Horticulturae*, In Press, Corrected Proof.
- Al-Nakshabandi, G.A., Saqqar, M.M., Shatanawi, M.R., Fayyad, M. et Al-Horani, H., 1997. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management*, 34: 81-94.
- Al-Sa'ed, R., 2007. Pathogens assessment in reclaimed effluent used for industrial crops irrigation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 4 (1): 68-75.
- Alam, M.G.M., Snow, E.T. et Tanaka, A., 2003. Arsenic and heavy metal contamination of vegetables grown in Samta village, Bangladesh. *The Science of Total Environment*, 308: 83-96.
- Alboucq, 1968. Carte pédologique de reconnaissance de la république de Haute-Volta (Centre Sud). 1/500000^{iem}, service cartographique de l'O.R.S.T.O.M.
- Aleem, A. et Malik, A., 2003. Genotoxic hazards of long-term application of wastewater on agricultural soil. *Mutation Research*, 538: 145-154.
- Amoah, P., Drechsel, P. et Abaidoo, R.C., 2005. Irrigated urban vegetable production in Ghana : sources of pathogen contamination and health risk elimination. *Irrigation and Drainage*, 54 (S1): S49-S61.
- Arias, M., Barral, M.T. et Diaz-Fierros, F., 1996. Effects of associations between humic acids and iron or aluminium on the flocculation and aggregation of the kaolin and quartz. *European Journal of Soil Science*, 47: 335-343.

- Armon, R., Gold, D., Brodsky, M. et Oron, G., 2002. Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of cryptosporidium oocysts in soil and on crops. *Water Science and Technology*, 46 (3): 115-122.
- Arora, M. et al., 2008. Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. *Food Chemistry*, 111 (4): 811-815.
- Arridge, H., Oragui, J.I., Pearson, H.W., Mara, D.D. et Silva, S.A., 1995. *Vibrio cholerae* 01 and salmonellae removal compared with the die-off of faecal indicator organisms in waste stabilization ponds in Northeast Brazil. *Water Science and Technology*, 31 (12): 249-256.
- Aycicek, H., Oguz, U. et Karci, K., 2006. Determination of total aerobic and indicator bacteria on some raw eaten vegetables from wholesalers in Ankara, Turkey. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 209 (2): 197-201.
- Ayers, R.S. et Westcot, D.W., 1985. Water quality for agriculture. FAO irrigation and drainage paper 29 Rev. 1. <http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.htm>.
- Bachoon, D.S., Otero, E. et Hodson, R.E., 2001. Effects of humic substances on fluorometric DNA quantification and DNA hybridization. *Journal of Microbiological Methods*, 47 (1): 73-82.
- Bagarello, V., Iovino, M., Palazzolo, E., Panno, M. et Reynolds, W.D., 2006. Field and laboratory approaches for determining sodicity effects on saturated soil hydraulic conductivity. *Geoderma*, 130: 1-13.
- Bahemuka, T.E. et Mubofu, E.B., 1999. Heavy metals in edible green vegetables grown along the sites of the Sinza and Msimbazi rivers in Dar es Salaam, Tanzania. *Food Chemistry*, 66 (1): 63-66.
- Bahri, A., 2002. Water reuse in Tunisia : states and prospects. Actes de l'atelier du PCSI, 28-29 mai, Montpellier, France.
- Baize, D., 2000. Guide des analyses en pédologie. INRA, 2^{ème} Edition revue et augmentée : Techniques et pratiques, Paris, 257 pp.
- Baker, A., 2001. Fluorescence Excitation & Emission Matrix Characterization of Some Sewage-Impacted Rivers. *Environmental Science & Technology*, 35 (5): 948-953.
- Barbiéro, L. et Van Vliet-Lanoe, B., 1998. The alkali soils of the middle Niger valley: Origins, formation and present evolution. *Geoderma*, 84 (4): 323-343.
- Bastholm, S., Wahlstrom, L., Bjergbaek, L.A. et Roslev, P., 2008. A simple bioluminescence procedure for early warning detection of coliform bacteria in drinking water. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 24 (10): 2323-2330.
- Bazié, P., 1993. Etude expérimentale et modélisation des transferts verticaux d'eau en milieu poreux non saturé: application à la recharge des nappes de socle en climat soudano-sahélien. Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur Strasbourg 1, 173 pp.
- Bazié, P., Dieng, B. et P., A., 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.
- Ben-Hur, M., 2005. Sewage water treatments and reuse in Israël. Institute of Soil, Water and Environment Science. The Volcani Center, 14 pp.
- Bertrand, R., N'Diaye, K.M. et Keita, B., 1994. L'alcalinisation/sodisation, un danger pour les périmètres irrigués sahéliens. *Sécheresse*, 5: 161-171.
- Blumenthal, U.J., Cifuentes, E., Bennett, S., Quigley, M. et Ruiz-Palacios, G., 2001. The risk of enteric infections associated with wastewater reuse: the effect of season and degree of storage of wastewater. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 95: 131-137.

- Blumenthal, U.J., Mara, D.D., Peasy, A., Ruiz-Palacios, G. et Stott, R., 2000a. Guidelines for the microbial quality of treated wastewater used in agriculture. *Bulletin of World Health Organization*, 78 (9): 1104-1116.
- Blumenthal, U.J. et Peasey, A., 2002. Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture. *London School of Hygiene and Tropical Medicine*, 42 pp.
- Blumenthal, U.J., Peasy, A., Ruiz-Palacios, G. et Mara, D.D., 2000b. Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture : recommended revisions based on new research evidence. *London School of Hygiene and Tropical Medicine, UK. WEDC, Loughborough University, UK*, 67 pp.
- Boivin, P., 2007. Anisotropy, cracking, and shrinkage of vertisol samples - Experimental study and shrinkage modeling. *Geoderma*, 138 (1-2): 25-38.
- Boivin, P., Brunet, D. et Gascuel-Oudou, C., 1990. Densité apparente d'échantillon de sol: méthode de la poche plastique. *Bulletin du Groupe Français d'Humidimétrie Neutronique et des Techniques Associées*, 28: 59-71.
- Boivin, P., Garnier, P. et Tessier, D., 2004. Relationship between clay content, clay type, and shrinkage properties of soil samples. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (4): 1145-1153.
- Boivin, P., Garnier, P. et Vauclin, M., 2006a. Modeling the soil shrinkage and water retention curves with the same equations. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (4): 1082-1093.
- Boivin, P., Milleret, R., Bayon, C.L., Lamy, F. et Gobat, J.-M., 2008. Impact of root growth, fungi and earthworms on soil physical properties as assessed by shrinkage analysis. *Eurosoil*, 26 août, Vienna, oral communication , 23 pp.
- Boivin, P., Schaffer, B., Temgoua, E., Gratier, M. et Steinman, G., 2006b. Assessment of soil compaction using modelling: Experimental data and perspectives. *Soil & Tillage Research*, 88 (1-2): 65-79.
- Botero, L., Montiel, M., Estrada, P., Villalobos, M. et Herrera, L., 1997. Microorganism removal in wastewater stabilisation ponds in Maracaïbo, Venezuela. *Water Science and Technology*, 35 (11-12): 205-209.
- Bouhoum, K. et Amahmid, O., 2002. Municipal wastewater reuse for irrigation: productivity and contamination level of irrigated crops by pathogens. *EPCOWM'2002 - International Symposium on Environmental Pollution control and Waste Management*, 7-10 January, Tunis, 582-587 pp.
- Boulet, 1976a. Notice des cartes de ressources en sol de la Haute-Volta. *ORSTOM*, 106 pp.
- Boulet, 1976b. Ressources en sols - Carte des unités agronomiques. République de Haute-Volta (Centre Sud), 1/5000 000 ^{iem}, Service Cartographique de l'ORSTOM.
- Braudeau, E., 1988a. Equation généralisée des courbes de retrait d'échantillons de sol structurés. *Comptes Rendus Académie des Sciences. Paris*, t. 307 (Série II): 1731-1734.
- Braudeau, E., 1988b. Essai de caractérisation quantitative de l'état structural d'un sol basé sur l'étude de la courbe de retrait. *Comptes Rendus Académie des Sciences. Paris*, t. 307 (Série II): 1933-1936.
- Braudeau, E. et Bruand, A., 1993. Détermination de la courbe de retrait de la phase argileuse à partir de la courbe de retrait établie sur échantillon de sol non remanié. Application à une séquence de sols en Côte-d'Ivoire. *C.R. Acad. Sci. Paris*, t. 316, Série II: 685-692.
- Braudeau, E., Frangi, J.-P. et Mohtar, R.H., 2004a. Characterizing Nonrigid Aggregated Soil-Water Medium Using its Shrinkage Curve. *Soil Sci Soc Am J*, 68 (2): 359-370.

- Braudeau, E., Sene, M. et Mohtar, R.H., 2004b. Hydrostructural characteristics of two African tropical soils. *European Journal of Soil Science*: 1365-2389.
- Bresson, L.M. et Moran, C.J., 2004. Micromorphological study of slumping in a hardsetting seedbed under various wetting conditions. *Geoderma*, 118 (3-4): 277-288.
- Brewer, R., 1964. *Fabric and Mineral Analysis of Soils*. John Wiley & Sons, New York.
- BUNASOL, 1998. Etude morpho-pédologique de la province du Kadiogo. Bureau National des Sols du Burkina, 46 pp.
- Byamukama, D., Kansiime, F., Mach, R.L. et Farnleitner, A.H., 2000. Determination of *Escherichia coli* contamination with Chromocult Coliform Agar showed a high level of discrimination efficiency for differing fecal pollution levels in tropical waters of Kampala, Uganda. *Applied and Environmental Microbiology*, 66 (2): 864-868.
- Candela, L. et al., 2007. Assessment of soil and groundwater impacts by treated urban wastewater reuse. A case study: Application in a golf course (Girona, Spain). *Science of the Total Environment*, 374 (1): 26-35.
- Carr, R., 2005. WHO guidelines for safe wastewater use - More than just numbers. *Irrigation and Drainage*, 54: S103-S111.
- Castaing, G. et al., 2003a. Carte géologique du Burkina Faso : feuille Ouagadougou. 1/200 000 ^{iem}, BRGM et ANTEA.
- Castaing, G. et al., 2003b. Note explicative de la carte géologique du Burkina Faso : feuille Ouagadougou. BRGM et ANTEA, 80 pp.
- Cazurra, T., 2008. Water reuse of south Barcelona's wastewater reclamation plant. *Desalination*, 218 (1-3): 43-51.
- Ceballos, B.S.O., Konig, a., Lomans, B., Athayde, A.B. et Pearson, H.W., 1995. Evaluation of a tropical single cell waste stabilization pond system for irrigation. *Water Science and Technology*, 31 (12): 267-273.
- Chary, N.S., Kamala, C.T. et Raj, D.S.S., 2008. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69 (3): 513-524.
- Chaudhuri, S.R., Pattanayak, A.K. et Thakur, A.R., 2006. Microbial DNA extraction from samples of varied origin. *Current Science*, 91 (12): 1697-1700.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y. et Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (4): 1479-1486.
- Cheverry, C. et Bourrie, G., 1998. La salinisation des sols. In: *Sol: interface fragile*; Nathan (Editor). INRA, 222 pp.
- Chiou, R.J., 2008. Risk assessment and loading capacity of reclaimed wastewater to be reused for agricultural irrigation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 142 (1-3): 255-262.
- Churchman, G.J., Skjemstag, J.O. et Oades, J.M., 1993. Influence of clay mineral and organic matter on effects of sodicity on soils. *Australian Journal of Soil Research*, 31 (6): 779-800.
- Cissé, G., 1997. Impact sanitaire de l'utilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine. Cas du maraîchage à Ouagadougou (Burkina Faso). Thèse, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 446 pp.
- Coble, P.G., 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, 51 (4): 325-346.
- Condom, N., Kuper, M., Marlet, S., Valles, V. et Kijne, J., 1999. Salinization, alkalization and sodification in Punjab (Pakistan): characterization of the geochemical and physical processes of degradation. *Land Degradation & Development*, 10 (2): 123-140.

- Corvasce, M., Zsolnay, A., D'Orazio, V., Lopez, R. et Miano, T.M., 2006. Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile. *Chemosphere*, 62 (10): 1583-1590.
- da Fonseca, A.F., Herpin, U., De Paula, A.M., Victoria, R.L. et Melfi, A.J., 2007. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. *Scientia Agricola*, 64 (2): 194-209.
- da Fonseca, A.F., Melfi, A.J. et Montes, C.R., 2005. Maize Growth and Changes in Soil Fertility After Irrigation with Treated Sewage Effluent. I. Plant Dry Matter Yield and Soil Nitrogen and Phosphorus Availability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36 (13): 1965 - 1981.
- Daoud, Y. et Halitim, A., 1994. Irrigation et salinisation au Sud algérien. *Sécheresse*, 3 (5): 151-160.
- Daouk, S., 2008. Caractérisation de la matière organique de différents amendements et évaluation de leurs impacts sur la matière organique d'un sol agricole de Pikine: Dakar, Sénégal. Université de Lausanne, Maîtrise universitaire en géosciences de l'environnement, 161 pp.
- Demirezen, D. et Aksoy, A., 2006. Heavy metal levels in vegetables in Turkey are within safe limits for Cu, Zn, Ni and exceeded for Cd and Pb. *Journal of Food Quality*, 29 (3): 252-265.
- Dère, C., Lamy, I., van Oort, F., Baize, D. et Cornu, S., 2006. Reconstitution des apports en éléments traces métalliques et bilan de leur migration dans un Luvisol sableux soumis à 100 ans d'irrigation massive par des eaux usées brutes. *Comptes Rendus Geosciences*, 338 (8): 565-573.
- Deshpande, T.L., Greenland, D.J. et Quirk, J.P., 1968. Changes in soil properties associated with the removal of iron and aluminium oxides. *Journal of Soil Science*, 19 (1): 108-122.
- Dexter, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 11: 199-238.
- DGH, 2001. Etat des lieux des ressources en eau du Burkina Faso et de leur cadre de gestion. Ministère Burkinabè de l'Environnement et de l'Eau, Secrétariat Général, Direction Générale de L'Hydraulique, 252 pp.
- DGPE, 2001. Décret n°2001-185/PRES/PM/MEE portant fixation des normes de rejets de polluants dans l'air, l'eau et le sol. Direction Générale de la Prévention Environnementale du Burkina Faso, 12 pp. www.faolex.fao.org/docs/pdf/bkf26794.pdf.
- do Monte, H.M. et e Sousa, M.S., 1992. Effects on crops of irrigation with facultative pond effluent. *Water Science and Technology*, 26 (7-8): 1603-1613.
- Dong, D., Yan, A., Liu, H., Zhang, X. et Xu, Y., 2006. Removal of humic substances from soil DNA using aluminium sulfate. *Journal of Microbiological Methods*, 66 (2): 217-222.
- Droussi, Z., D'Orazio, V., Hafidi, M. et Ouattmane, A., 2009. Elemental and spectroscopic characterization of humic-acid-like compounds during composting of olive mill by-products. *Journal of Hazardous Materials*, 163 (2-3): 1289-1297.
- El Hamouri, B. et al., 1996. Use of wastewater for crop production under arid and saline conditions: yield and hygienic quality of the crop and soil contaminations. *Water Science and Technology*, 33 (10-11): 327-334.
- Ensink, J.H.J., Mahmood, T. et Dalsgaard, A., 2007. Wastewater-irrigated vegetables: market handling versus irrigation water quality. *Tropical Medicine & International Health*, 12 (s2): 2-7.
- Ensink, J.H.J., van der Hoek, W. et Amerasinghe, F.P., 2006. *Giardia duodenalis* infection and wastewater irrigation in Pakistan. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 100 (6): 538-542.
- Ensink, J.H.J., van der Hoel, W., Matsuno, Y., Munir, S. et Aslam, M.R., 2002. Use of untreated wastewater in peri-urban agriculture in Pakistan: Risks and opportunities., International Water Management Institute, Research Report 64, 32 pp.

- Erdogrul, O. et Sener, H., 2005. The contamination of various fruit and vegetable with *Enterobius vermicularis*, *Ascaris* eggs, *Entamoeba histolyca* cysts and *Giardia* cysts. Food Control - 5th International Meeting of the Noordwijk Food Safety and HACCP Forum, 16 (6): 557-560.
- FAO, 1986. Les besoins en eau des cultures. Bulletin N° 24 d'irrigation et de drainage, 198 pp.
- FAO, 1989. Evaluation des terres pour l'agriculture irriguée : directives. Bulletin Pédagogique n° 55 <http://www.fao.org/DOCREP/003/S8500F/s8500f00.htm#Contents>.
- FAO, 2003. Irrigation avec les eaux usées traitées. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. Bureau Régional pour le Proche Orient et Bureau sous-régional pour l'Afrique du Nord, 73 pp.
- Fasciolo, G.E., Meca, M.I., Gabriel, E. et Morabito, J., 2002. Effects on crops of irrigation with treated municipal wastewater. Water Science and Technology, 45 (1): 133-138.
- Feigin, A., Bielorai, H., Dag, Y., Kipnis, T. et Giskin, M., 1977. The nitrogen factor in the management of effluent-irrigated soils. Soil Science, 125 (4): 248-254.
- Fernandez, J.M., Senesi, N., Plaza, C., Brunetti, G. et Polo, A., 2009. Effects of Composted and Thermally Dried Sewage Sludges on Soil and Soil Humic Acid Properties. Pedosphere, 19 (3): 281-291.
- Finney, M., Smullen, J., Foster, H.A., Brokx, S. et Storey, D.M., 2003. Evaluation of Chromocult coliform agar for the detection and enumeration of Enterobacteriaceae from faecal samples from healthy subjects. Journal of Microbiological Methods, 54 (3): 353-358.
- Franco, A.A. et al., 1997. Cholera in Lima, Peru, correlates with Prior isolation of *Vibrio cholerae* from the environment. American Journal of Epidemiology, 146 (12): 1067-1075.
- Friche, F., 2007. Détection de la présence de métaux lourds dans les eaux, sols et cultures de Ouagadougou. Travail pratique de Master, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 96 pp.
- Fricker, C.R., DeSarno, M., Warden, P.S. et Eldred, B.J., 2008. False-negative beta-d-glucuronidase reactions in membrane lactose glucuronide agar medium used for the simultaneous detection of coliforms and *Escherichia coli* from water. Letters in Applied Microbiology, 47 (6): 539-542.
- Fricker, E.J. et Fricker, C.R., 1994. Application of the polymerase chain reaction to the identification of *Escherichia coli* and coliforms in water. Letters in applied Microbiology, 19: 44-46.
- Gaye, M. et Niang, S., 2002. Epuration des eaux usées et agriculture urbaine. Enda Dakar, 130 pp.
- Gerstl, S., 2001. The Economic Costs and Impact of Home Gardening in Ouagadougou, Burkina Faso, Universität Basel, Stuttgart (Deutschland), 474 pp.
- Gonçalves, R.A.B. et al., 2007. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. Geoderma, 139 (1-2): 241-248.
- Gonzalez, R.D., Tamagnini, L.M., Olmos, P.D. et de Sousa, G.B., 2003. Evaluation of a chromogenic medium for total coliforms and *Escherichia coli* determination in ready-to-eat foods. Food Microbiology, 20 (5): 601-604.
- Graber, E.R., Fine, P. et Levy, G.J., 2006. Soil Stabilization in Semiarid and Arid Land Agriculture. Journal of Materials in Civil Engineering, 18 (2): 190-205.
- Grand, M. et Baumgartner, A., 1996. Dénombrement de *Escherichia coli* au moyen de géloses chromogènes sélectives - comparaison avec la méthode officielle. Travaux chimiques en alimentation et Hygiène, 87: 623-630.
- Gubala, A.J., 2006. Multiplex real-time PCR detection of *Vibrio cholerae*. Journal of Microbiological Methods, 65 (2): 278-293.

- Gupta, N., Khan, D. et Santra, S., 2008. An Assessment of Heavy Metal Contamination in Vegetables Grown in Wastewater-Irrigated Areas of Titagarh, West Bengal, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80 (2): 115-118.
- Gutiérrez-Rojo, R. et Torres-Chavolla, E., 2007. A rapid polymerase chain reaction assay for *Enterobacter sakazakii* detection in infant milk formulas. *Journal of Rapid Methods & Automation in Microbiology*, 15 (4): 345-358.
- Halliwell, D.J., Barlow, K.M. et Nash, D.M., 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. *Australian Journal of Soil Research*, 39 (6): 1259-1267.
- Hammecker, C., van Asten, P., Marlet, S., Maeght, J.-L. et Poss, R., 2009. Simulating the evolution of soil solutions in irrigated rice soils in the Sahel. *Geoderma*, 150 (1-2): 129-140.
- Harris, M.A. et Rengasamy, P., 2004. Sodium affected subsoils, gypsum, and green-manure: Interactions and implications for amelioration of toxic red mud wastes. *Environmental Geology*, 45 (8): 1118-1130.
- Henderson, R.K. et al., 2009. Fluorescence as a potential monitoring tool for recycled water systems: A review. *Water Research*, 43 (4): 863-881.
- Höglund, C., 2001. Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine. Doctoral thesis, Royal Institute of technology (KTH) and Swedish Institute of Infectious Disease Control (SMI), Stockholm, 87 pp.
- Horakova, K., Mlejnkova, H. et Mlejnek, P., 2008. Specific detection of *Escherichia coli* isolated from water samples using polymerase chain reaction targeting four genes: cytochrome bd complex, lactose permease, beta-D-glucuronidase, and beta-D-galactosidase. *Journal of Applied Microbiology*, 105 (4): 970-976.
- Hosetti, B.B. et Frost, S., 1995. A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. *Ecological Engineering*, 5 (4): 421-431.
- Hudson, N. et al., 2008. Can fluorescence spectrometry be used as a surrogate for the Biochemical Oxygen Demand (BOD) test in water quality assessment ? An example from South West England. *Science of the Total Environment*, 391 (1): 149-158.
- Huerta, L., Contreras-Valadez, R., Palacios-Mayorga, S., Miranda, J. et Calva-Vasquez, G., 2002. Total elemental composition of soils contaminated with wastewater irrigation by combining IBA techniques. *Beam Interactions with Materials and Atom - NIMB*, 189: 158-162.
- Huguet, A. et al., *in press*. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, Corrected Proof.
- Ibekwe, A.M., Watt, P.M., Grieve, C.M., Sharma, V.K. et Lyons, S.R., 2002. Multiplex Fluorogenic Real-Time PCR for Detection and Quantification of *Escherichia coli* O157:H7 in Dairy Wastewater Wetlands. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68 (10): 4853-4862.
- INSD, 2008. Recensement général de la population et de l'habitation de 2006. Institut National de la Statistique et de la Démographie du Birkinia Faso, Rapport, 52 pp.
- Institut national de santé publique du Québec, 2003a. Coliformes fécaux. Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Groupe scientifique sur l'eau, 3 pp.
- Institut national de santé publique du Québec, 2003b. Coliformes totaux. Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Groupe scientifique sur l'eau, 3 pp.
- Institut national de santé publique du Québec, 2003c. *Escherichia coli*. Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Groupe scientifique sur l'eau, 4 pp.
- Islam, E.u., Yang, X.-e., He, Z.-l. et Mahmood, Q., 2007. Assessing potential dietary toxicity of heavy metals in selected vegetables and food crops. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 8 (1): 1-13.

- IWMI, 2008. Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries - results from global assessment. International Water Management institute, 37 pp.
- Jackson, S., Rodda, N. et Salakazana, L., 2006. Microbiological assessment of food crops irrigated with domestic greywater. Water Institute of South Africa (WISA) biennial conference, 21 - 25 may, South Africa, 700-7005 pp.
- Janhom, T., Wattanachira, S. et Pavasant, P., 2009. Characterization of brewery wastewater with spectrofluorometry analysis. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 1184-1190.
- Kalavrouziotis, I.K., Robolas, P., Koukoulakis, P.H. et Papadopoulos, A.H., 2008. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of *Brassica oleracea* var. *Italica*, and *B. oleracea* var. *Gemmifera*. *Agricultural Water Management*, Corrected Proof.
- Khuda, B. et Sarfraz, H., 2005. Use of sewage water for radish cultivation: a case study of Punjab, Pakistan. *Journal of Agriculture & Social Sciences*, 1 (4): 322-326.
- Kiziloglu, F.M., Turan, M., Sahin, U., Kuslu, Y. et 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 (6): 716-724.
- Koopmans, M. et Duizer, E., 2004. Foodborne viruses: an emerging problem. *International Journal of Food Microbiology*, 90: 23-41.
- Kouraa, A., Fethi, F., Fahde, A., Lahlou, A. et Ouazzani, N., 2002. Reuse of urban wastewater treated by a combined stabilisation pond system in Benslimane (Morocco). *Urban Water*, 4 (4): 373-378.
- Krsek, M. et Wellington, E.M.H., 1999. Comparison of different methods for the isolation and purification of total community DNA from soil. *Journal of Microbiological Methods*, 39 (1): 1-16.
- Lassabatere, L. et al., 2006. Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through infiltration Experiments—BEST. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 521–532.
- Le Bissonnais, Y. et Le Souder, C., 1995. Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. *Etude et gestion des sols*, 2 (1): 43-56.
- Legros, J.-P., 2007. Les grands sols du monde. *Science de la terre*, Presses polytechniques et universitaires romandes, 574 pp.
- Lopez, A. et Vurro, M., 2008. Planning agricultural wastewater reuse in southern Italy: The case of Apulia Region. *Desalination*, 218 (1-3): 164-169.
- Lucho-Constantino, C.A., Prieto-Garcia, F., Razo, L.M.D., Rodrigue-Vasquez, R. et Poggi-Varaldo, H.M., 2005. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108: 57-71.
- Luo, Y. et al., 2003. Accumulation and chemical fractionation of Cu in a paddy soil irrigated with Cu-rich wastewater. *Geoderma*, 115: 113-120.
- Madera, C.A., Pen?a, M.R. et Mara, D.D., 2002. Microbiological quality of a waste stabilization pond effluent used for restricted irrigation in Valle Del Cauca, Colombia. *Water Science and Technology*, 45 (1): 139-143.
- Madyiwa, S., Chimbari, M., Nyamangara, J. et Bangira, C., 2002. Cumulative effects of sewage sludge and effluent mixture application on soil properties of sandy soil under a mixture of star and kikuyu grasses in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27: 747-753.
- Magesan, G.N., Williamson, J.C., Yeates, G.W. et Lloyd-Jones, A.R., 2000. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. *Bioresource Technology*, 71 (1): 21-27.

- Maleki, A. et Zarasvand, M.A., 2008. Heavy metals in selected edible vegetables and estimation of their daily intake in Sanandaj, Iran. *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, 39 (2): 335-340.
- Malkawi, H.I. et Mohammad, M.J., 2003. Survival and accumulation of microorganismes in soils irrigated with secondary treated wastewater. *J. Basic Microbiol.*, 43 (1): 47-55.
- Malorny, B., Lofstrom, C., Wagner, M., Kramer, N. et Hoorfar, J., 2008. Enumeration of *Salmonella* Bacteria in Food and Feed Samples by Real-Time PCR for Quantitative Microbial Risk Assessment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74 (5): 1299-1304.
- Manios, T. et al., 2006. Evaluation of primary and secondary treated and disinfected wastewater irrigation of tomato and cucumber plants under greenhouse conditions, regarding growth and safety considerations. *Water Environment Research*, 78 (8): 797-804.
- Mara, D.D., Sleigh, P.A., Blumenthal, U.J. et 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 (1): 39-50.
- Marlet, S., Barbiero, L. et Valles, V., 1998. Soil Alkalinization and irrigation in the Sahelian zone of Niger II: Agronomic consequences of alkalinity and sodicity. *Arid Land Research and Management*, 12 (2): 139 - 152.
- McBride, M.B., 1994. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University press Inc., New York.
- McLain, J.E.T. et Williams, C.F., 2008. Seasonal variation in accurate identification of *Escherichia coli* within a constructed wetland receiving tertiary-treated municipal effluent. *Water Research*, 42 (15): 4041-4048.
- Melloul, A.A., Hassani, L. et Rafouk, L., 2001. *Salmonella* contamination of vegetables irrigated with untreated wastewater. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 17 (2): 207-209.
- Mensah, E. et al., 2008. Cadmium (Cd) and lead (Pb) concentrations effects on yields of some vegetables due to uptake from irrigation water in Ghana. *International Journal of Agricultural Research*, 3 (4): 243-251.
- Mermoud, A., 2005. *Méthodes et techniques d'irrigation*. Ecole Polytechnique de Lausanne, 251 pp.
- Minhas, P.S., Sharma, N., Yadav, R.K. et Joshi, P.K., 2006. Prevalence and control of pathogenic contamination in some sewage irrigated vegetable, forage and cereal grain crops. *Bioresource Technology*, 97 (10): 1174-1178.
- Mireles, A. et al., 2004. Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico city. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 219-220: 187-190.
- Mitchell, J.P. et al., 2000. Impact of gypsum and winter cover crops on soil physical properties and crop productivity when irrigated with saline water. *Agricultural Water Management*, 45: 55-71.
- Miyamoto, S., Chacon, A., Hossain, M. et Martinez, I., 2005. Soil salinity of urban turf areas irrigated with saline water: I. Spatial variability. *Landscape and urban planning*, 71 (2-4): 233-241.
- Muchuweti, M. et al., 2006. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (1): 41-48.
- Mutengu, S., Hoko, Z. et Makoni, F.S., 2007. An assessment of the public health hazard potential of wastewater reuse for crop production. A case of Bulawayo city, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C. Mainstreaming Integrated Water Resources Management in the Development Process*, 32 (15-18): 1195-1203.
- Najafi, P., 2006. Effects of using subsurface drip irrigation and treated municipal waste water in irrigation of tomato. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 9 (14): 2672-2676.

- Nelson, P.N., Baldock, J.A., Clarke, P., Oades, J.M. et Churchman, G.J., 1999. Dispersed clay and organic matter in soil: their nature and associations. *Australian Journal of Soil Research*, 37 (2): 289-315.
- Oades, J.M., 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56: 377-400.
- OFEFP et FAC-Liebefeld, 1987. Directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et l'analyse de substances polluantes.
- Ogihara, H., Ogawa, M., Skura, B.J. et Nakai, S., 2004. Evaluation of chromogenic enzyme substrate mediums, chromocult coliform agar (CCA) and XM-G, by detection of freeze-, heat-, high-pressure-injured coliforms, and coliforms in food samples. *Food Science and Technology Research*, 10 (2): 168-173.
- Oliver, J.D., 2005. The viable but nonculturable state in bacteria. *The journal of Microbiology*, 43 (S): 93-100.
- Ouédraogo, B., 2002. Perceptions of Ouagadougou Market Gardeners on Water, Hygiene and Disease, *UA-Magazine*, 24-25 pp.
- Ouédraogo, D., Drissa, S. et Arlette T., T., 2008. Gestion des risques en agriculture urbaine irriguée et consentement à payer pour une amélioration de la qualité de l'eau pour le maraîchage dans les villes de Ouagadougou et de Bobo-Dioulasso au Burkina. The Ninth Global Development Conference on "Security for Development: Confronting Threats to Survival and Safety", Global Development Network (GDN), Brisbane, Australia, January 26-31, 22 pp.
- Ouédraogo, E., Mando, A., Brussaard, L. et Stroosnijder, L., 2007. Tillage and fertility management effects on soil organic matter and sorghum yield in semi-arid West Africa. *Soil and Tillage Research*, 94 (1): 64-74.
- Papadopoulos, F. et al., 2009. Assessment of Reclaimed Municipal Wastewater Application on Rice Cultivation. *Environmental Management*, 43 (1): 135-143.
- Péhaut, Y., Compaoré, G. et Vennetier, P., 2003. Etudes urbaines à Ouagadougou, Burkina Faso. Presses universitaire de Bordeaux, série Pays enclavés, 162 pp.
- Peng, X. et Horn, R., 2005. Modelling Soil Shrinkage across a wide range of soil types. *Soil sci. Soc. Am J.*, 69: 584-592.
- Perkin-Elmer, 1996. Analytical methods for atomic absorption spectroscopy, 310 pp <http://www.scribd.com/doc/13204148/Analytical-Methods-for-Atomic-Absorption-Spectroscopy>. Date downloaded: 15 juin 2009.
- Pitkanen, T. et al., 2007. Comparison of media for enumeration of coliform bacteria and *Escherichia coli* in non-disinfected water. *Journal of Microbiological Methods*, 68 (3): 522-529.
- Pivelli, R.P. et al., 2008. Sanitation assessment of wastewater treated by stabilization ponds for potential reuse in agricultural irrigation sanitation assessment. *Water Environment Research*, 80 (3): 205-211.
- PNUD, 2007. Rapport mondial sur le développement humain 2007/2008. Programme des Nations Unies pour le Développement, 399 pp.
- Rai, P.K. et Tripathi, B.D., 2007. Microbial contamination in vegetables due to irrigation with partially treated municipal wastewater in a tropical city. *International Journal of Environmental Health Research*, 17 (5): 389 - 395.
- Rajendhran, J. et Gunasekaran, P., 2008. Strategies for accessing soil metagenome for desired applications. *Biotechnology Advances*, 26 (6): 576-590.
- Rengasamy, P., Chittleborough, D. et Helyar, K., 2003. Root-zone constraints and plant-based solutions for dryland salinity. *Plant and Soil*, 257 (2): 249-260.

- Sanfo, L., 2005. Typologie des productions maraîchères dans les grands centres urbains : cas de la ville de Ouagadougou. Centre de recherches environnementales, agricoles et de formation de Kamboinsé. Ouagadougou, Burkina Faso, rapport de stage, 20 pp.
- Sangaré, D., 2008. Estimation de la valeur économique de l'eau en agriculture urbaine et périurbaine irriguée au Burkina : un éclairage sur le consentement à payer (CAP) des producteurs maraîchers pour une eau de qualité à Ouagadougou et Bobo-Dioulasso. SAFID, 28 - 31 janvier, Ouagadougou, Résumé 1 pp.
- Sardesai, Y.N., 2005. Viable but non-culturable bacteria: their impact on public health. *Current Science*, 89 (10): 1650.
- Schäffer, B., Schulin, R. et Boivin, P., 2008. Changes in shrinkage of restored soil caused by compaction beneath heavy agricultural machinery. *European Journal of Soil Science*, 59 (4): 771-783.
- Scientific Committee on Food, 2002. Risk profile on the microbiological contamination of fruits and vegetables eaten raw. European Commission, Report, 45 pp.
- Scott, C.A., Zarazua, J.A. et Levine, G., 2000. Urban-wastewater reuse for crop production in the water-short Guanajuato river basin, Mexico. International Water Management Institute, Research report, 32 pp.
- Sharma, R.K., Agrawal, M. et Marshall, F., 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66 (2): 258-266.
- Shende, G.B. et Chakrabarti, C., 1987. Optimum utilization of municipal wastewaters as a source of fertilizer. *Resource and Conservation*, 13: 281-290.
- Shuval, H.I., 1993. Investigation of typhoid fever and cholera transmission by raw wastewater irrigation in Santiago, Chile. *Water Science and Technology*, 27 (3-4): 167-174.
- Singh, K.P., Mohan, D., Sinha, S. et Dalwani, R., 2004. Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage treatment plants on health, agriculture, and environmental quality in wastewater disposal area. *Chemosphere*, 55: 227-255.
- Skinner, W.W., 1905. A method for the determination of black alkali in irrigating waters and soil extracts. A contribution of the bureau of chemistry, U.S. department of agriculture, N° 61, 78-80 pp.
- Snyder, O.P., 1998. *Escherichia coli* 0157:H7. Hospitality Institute of Technology and Management, 4 pp.
- So, H.B. et Aylmore, L.A.G., 1993. How do sodic soils behave? The effects of sodicity on soil physical behaviour. *Australian Journal of Soil Research*, 31 (6): 761-778.
- Soltner, D., 1996. Les bases de la production végétale - Phytotechnie générale. Sciences et techniques agricoles, 21^e édition, Tome 1, le sol et son amendement, 468 pp.
- Sou, M., Yacouba, H. et Mermoud, A., 2008. Valorisation du pouvoir fertilisant des eaux usées en irrigation maraîchère au Burkina Faso. *Science et technique*, Science naturelles et agronomie, 30 (1): 39-52.
- Sposito, G. et Giraldez, J.V., 1976. Thermodynamic stability and the law of corresponding states in swelling soils. *Soil sci. Soc. Am J.*, 40: 352-358.
- Summer, M.E., 1993. Sodic soil : new perspectives. *Australian Journal of Soil Research*, 31 (6): 683-750.
- Thakuria, D., Schmidt, O., Mac Siúrtáin, M., Egan, D. et Doohan, F.M., 2008. Importance of DNA quality in comparative soil microbial community structure analyses. *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (6): 1390-1403.

- Thiombiano, L., Nébié, A.K., Semde, A. et Yago, K.J., 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 (Editor), 36 pp.
- Tinto, H., 2006. Traitement des eaux usées domestiques par lagunage sous climat sahélien: performances épuratoires et influence de la photo-inhibition sur les indicateurs bactériens de pollution fécale. Mémoire de diplôme d'étude approfondie en biotechnologie, Université de Ouagadougou, 111 pp.
- Tryland, I. et Fiksdal, L., 1998. Enzyme Characteristics of beta -D-Galactosidase- and beta -D-Glucuronidase-Positive Bacteria and Their Interference in Rapid Methods for Detection of Waterborne Coliforms and *Escherichia coli*. Appl. Environ. Microbiol., 64 (3): 1018-1023.
- Turner, K.M., Restaino, L. et Frampton, E.W., 2000. Efficacy of chromocult coliform agar for coliform and *Escherichia coli* detection in foods. Journal of Food Protection, 63 (4): 539-541.
- U. S. Commission on Geosciences Environment and Resources, 1996. Public Health Concerns About Infectious Disease Agents In: Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production (Chapter 5 page 89-99) - National Academy Press (Editor). Water Science and Technology Board, Washington, D.C.
- U.S.E.P.A, 2004. Guideline for water reuse. United State Environmental Protection Agency: Municipal Support Division. Office of Wastewater Management - Office of Water., 478 pp.
- Vasquez-Montiel, O., Horan, N.J. et Mara, D.D., 1995. Effects of nitrogen application rates using treated wastewaters, on nitrogen uptake and crop yield based on pot trials with maize and soyabean. Wat. Res., 29 (8): 1945-1949.
- Vazquez-Montiel, O., Horan, N.J. et Mara, D.D., 1996. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. Water Science and Technology, 33 (10-11): 355-362.
- Vieyra, F.E.M., Palazzi, V.I., Sanchez de Pinto, M.I. et Borsarelli, C.D., in press. Combined UV-Vis absorbance and fluorescence properties of extracted humic substances-like for characterization of composting evolution of domestic solid wastes. Geoderma, Corrected Proof.
- Viswanathan, P. et Kaur, R., 2001. Prevalence and growth of pathogens on salad vegetables, fruits and sprouts. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 203 (3): 205-213.
- Viviane, G. et Iovino, M., 2004. Wastewater reuse effects on soil hydraulic conductivity. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 130 (6): 476-484.
- Wang, D.L. et Wanda, F., 2008. Evaluation of media for simultaneous enumeration of total coliform and *Escherichia coli* in drinking water supplies by membrane filtration techniques. Journal of Environmental Sciences-China, 20 (3): 273-277.
- Wang, J.-F., Wang, G.-X. et Wanyan, H., 2007. Treated wastewater irrigation effect on soil, crop and environment: Wastewater recycling in the loess area of China. Journal of Environmental Sciences, 19 (9): 1093-1099.
- Wang, X. et Huang, G., 2008. Evaluation on the irrigation and fertilization management practices under the application of treated sewage water in Beijing, China. Agricultural Water Management, 95 (9): 1011-1027.
- Watson, R.J. et Blackwell, B., 2000. Purification and characterization of a common soil component which inhibits the polymerase chain reaction. Canadian Journal of Microbiology, 46 (7): 633-642.
- Weisburg, W., Barns, S., Pelletier, D. et Lane, D., 1991. 16s ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. J Bacteriol 173: 697-703.
- Wéry, N., Lhoutellier, C., Ducray, F., Delgenès, J.-P. et Godon, J.-J., 2008. Behaviour of pathogenic and indicator bacteria during urban wastewater treatment and sludge composting, as revealed by quantitative PCR. Water Research, 42 (1-2): 53-62.

- WHO, 1989. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. World Health Organization, Guidelines, 76 pp.
- WHO, 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2, Wastewater use in agriculture., 213 pp.
- Wong, S.C., Li, X.D., Zhang, G., Qi, S.H. et Min, Y.S., 2002. Heavy metals in agricultural soils of the Peal River Delta, South China. *Environmental pollution*, 119: 33-44.
- World Bank, 2003. Wastewater Reuse. Water Resources and Environment. Technical Note F3, 36 pp.
- Wuddivira, M.N. et Camps-Roach, G., 2007. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. *European Journal of Soil Science*, 58 (3): 722-727.
- Xanthoulis, D. et al., 2002. Optimisation de la reutilisation des eaux usées traitées en irrigation. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux, Rapport de synthèse, 60 pp.
- Yadav, R.K., Goyal, B., Sharma, R.K., Dubey, S.K. et Minhas, P.S., 2002. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water - A case study. *Environment International*, 28 (6): 481-486.
- Yeqing, L., Qiongying, H. et Jiahua, X., 1996. Effects of humic acid and solution pH on dispersion of Na- and Ca-soil clays. *Pedosphere*, 6 (4): 349-354.

Annexes

ANNEXE 1 : Caractérisation initiale des sols du 2iE en 2006-2007 : éléments totaux

Traitements 2005/2006	Azote total (mg kg ⁻¹)	Phosphore (mg kg ⁻¹)		Potassium disponible (mg kg ⁻¹)
		P _{tot}	Fraction assimilable	
Parcelles de laitue, 0-25 cm				
EUT	730	188	7	39
EUT+ENG	80	29	9	98
ET	380	159	7	88
Parcelles de carotte, 0-25 cm				
EUT	440	174	7	37
EUT+ENG	450	174	9	44
ET	430	174	8	35
Parcelles d'aubergine, 0-25 cm				
EUT	100	15	10	59
EUT+ENG	60	15	13	40
ET	490	164	8	47
Parcelles d'aubergine, 25-45 cm				
EUT	330	90	7	40
EUT+ENG	350	100	10	47
ET	100	9	7	44
Parcelles d'aubergine, 45-65 cm				
EUT	240	47	6	37
EUT+ENG	280	58	7	40
ET	100	15	6	37

P_{tot} : phosphore total

ANNEXE 2 : Caractérisation initiale des sols du 2iE en 2007-2008 : éléments totaux

Parcelles de laitues : profondeur 0 - 25 cm

Référence : parcelle	Différentes formes d'azote (mg kg ⁻¹)					Phosphore assimilable (mg kg ⁻¹)	Potassium disponible (mg kg ⁻¹)
	N _{tot}	Azote minéral	Fraction N_NO ₃	Fraction N_NH ₄	N _{org.}		
A1L – EUT	590	76.07	85 %	15 %	514	3.4	48.4
B2L – EUT	710	12.47	87 %	13 %	697	2.7	51.5
C3L – EUT	570	61.78	96 %	4 %	508	4.1	40
A2L – EUTa	760	62.64	86 %	16 %	697	10	70.1
B3L – EUTa	630	14.52	74 %	26 %	615	4.6	82.4
C1L – EUTa	630	27.75	97 %	3 %	602	10.4	52.5
A3L – ET+ENG	630	34.27	79 %	21 %	595	4.6	63.9
B1L – ET+ENG	610	22.64	95 %	5 %	587	2.1	45.3
C2L – ET+ENG	610	45.54	95 %	5 %	565	4.4	49.5

Parcelle de carottes : profondeur 0 - 25 cm

Référence parcelle	Différentes formes d'azote (mg kg ⁻¹)					Phosphore assimilable (mg kg ⁻¹)	Potassium disponible (mg kg ⁻¹)
	N _{tot}	Azote minéral	Fraction N_NO ₃	Fraction N_NH ₄	N _{org.}		
A1C – EUT	540	52.69	92 %	8 %	487	2.4	39
B2C – EUT	590	30.22	89 %	11 %	560	5.8	47
C3C – EUT	630	43.99	98 %	2 %	586	2.2	39
A2C – EUTa	660	22.67	71 %	29 %	637	5.3	55
B3C – EUTa	570	65.45	99 %	1 %	504	2.6	55
C1C – EUTa	540	27.63	98 %	2 %	512	4.3	35
A3C – ET+ENG	810	18.90	57 %	43 %	791	10.2	83
B1C – ET+ENG	490	29.03	74 %	26 %	461	2.3	40
C2C – ET+ENG	440	59.65	99 %	1 %	380	2.4	49

N_{tot} : azote total ; N_{org.} : azote organique

Parcelle d'aubergine : profondeur 0 -25 cm

Référence : parcelle	Différentes formes d'azote (mg kg ⁻¹)					Phosphore assimilable (mg kg ⁻¹)	Potassium disponible (mg kg ⁻¹)
	N _{tot}	Azote minéral	Fraction N_NO ₃	Fraction N_NH ₄	N _{org.}		
A1A – EUT	570	23.60	91 %	9 %	546	4.8	49
B2A – EUT	520	38.38	97 %	3 %	482	6.8	55
C3A – EUT	690	16.58	98 %	2 %	673	2.6	37
A2A – EUTa	690	28.21	96 %	4 %	662	6.6	52
B3A – EUTa	540	38.93	97 %	3 %	501	5.7	113
C1A – EUTa	490	33.40	97 %	3 %	456	6	41
A3A – ET+ENG	600	23.56	92 %	8 %	576	5	55
B1A – ET+ENG	600	49.10	99 %	1 %	551	3	37
C2A – ET+ENG	550	17.45	93 %	7 %	532	1.2	43

Parcelle d'aubergine : profondeur 25 -45 cm

Référence : parcelle	Différentes formes d'azote (mg kg ⁻¹)					Phosphore assimilable (mg kg ⁻¹)	Potassium disponible (mg kg ⁻¹)
	N _{tot}	Azote minéral	Fraction N_NO ₃	Fraction N_NH ₄	N _{org.}		
A1A – EUT	440	33.99	95 %	5 %	406	4	46
B2A – EUT	410	27.96	97 %	3 %	382	4	41
C3A – EUT	500	11.80	91 %	9 %	488	2.3	30
A2A – EUTa	540	39.14	97 %	3 %	501	3.6	33
B3A – EUTa	450	61.03	97 %	3 %	389	3.1	74
C1A – EUTa	470	32.96	98 %	2 %	437	3	30
A3A – ET+ENG	590	50.58	75 %	25 %	539	5.6	60
B1A – ET+ENG	440	34.09	95 %	5 %	405	2.4	29
C2A – ET+ENG	490	11.89	91 %	9 %	478	3.9	33

N_{tot} : azote total ; N_{org} : azote organique

ANNEXE 3 : Méthodes d'analyse des eaux d'irrigation

Paramètre	Unités	Référence du protocole
pH		pH-mètre électrique WTW (mesure directe)
CE	μS/cm	Conductimètre électrique WTW (mesure directe)
NO ₃	ppm	Spectrophotomètre HACH DR 2000 Méthode 8039 : Nitrate Haute Gamme (0 à 30 mg/L N-NO3)
NH ₄	ppm	Analyse selon la norme NF T 90-015 d'août 1975
K	ppm	Spectromètre à flamme JENWAY PFP7 (analyses de 2005-2006) Spectromètre d'Adsorption Atomique (analyses de 2006-2007 et 2007-2008)
PO ₄	ppm	Spectrophotomètre HACH DR 2000 Méthode 8114- Molybdovanadate : Phosphate, Ortho (0 à 45 mg/l de PO ₄ ³⁻) Pour eau, eaux résiduaires et eau de mer. <i>Méthode adaptée du "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater"</i>
DBO ₅	ppm d'O ₂	Méthode manométrique. Appareil IS602
DCO	ppm d'O ₂	Spectrophotomètre HACH DR 2000 Méthode 8000, (digestion par réacteur) <i>Méthode approuvée par l'USEPA pour l'analyse des eaux résiduaires.</i> <i>Federal Register, April 21, 1980, 45(78), 26811-26812. The 0-15,000 mg/L range is not USEPA approved.</i>
MES	ppm	Mesure par pesée différentielle après filtration sur membrane GF/C

ANNEXE 4 : Comparaison de la DCO, de la DBO₅ et des MES entre la sortie de la STEP et le réservoir de stockage des EUT. Site du 2iE, campagne 2007-2008

Date	Sortie BM		Réservoir		Date	MES	
	DCO	DBO ₅	DCO	DBO ₅		BM	Polytank
07.11.2007		10			22.11.2007	124	18
09.11.2007		60			29.11.2007	95	60
15.11.2007		10			06.12.2007	122	32
22.11.2007		40			14.12.2007	88	48
06.12.2007		40		30	20.12.2007	32	23
12.12.2007		80		70	27.12.2007	59	4
20.12.2007		50		60	07.01.2008	11	5
07.01.2008	235	40	202	30	17.01.2008	10	6
24.01.2008	209	50	115	10	07.02.2008	4	184
31.01.2008	499	140	155	60	14.02.2008	77	70
07.02.2008	205	110	204	155	21.02.2008	115	124
14.02.2008	162	115	251	125	28.02.2008	52	27
21.02.2008	164	100	174	95	06.03.2008	82	120
28.02.2008	159	105	171	55	14.03.2008	91	116
06.03.2008	142	160	163	105	21.03.2008	90	123
14.03.2008		150	214	180	27.03.2008	151	86
21.03.2008	285	210	153	133	03.04.2008	61	182
27.03.2008	280	138	170	148	10.04.2008	66	
03.04.2008	230	183	164	135	17.04.2008	98	115
10.04.2008	240		205		08.05.2008		
17.04.2008	244	215	141	132.5	15.05.2008	115	
08.05.2008	204	75	90	55	n	20	18
15.05.2008	160	115	214	125	Moyenne	77	75
22.05.2008	166	120	68	130	Minimum	4	4
n	16	23	17	19	Maximum	151	184
Moyenne	224	101	168	96			
Minimum	142	10	68	10			
Maximum	499	215	251	180			

BM : bassin de maturation (prélèvement à la sortie du bassin de maturation, en fin de traitement)

ANNEXE 5: Comparaison des indicateurs bactériens à la sortie de la STEP et dans le réservoir

Concentration (log ₁₀ UFC/100 ml)	Campagne 2006-2007			Campagne 2007-2008		
	n	Moyenne	Min - Max	n	Moyenne	Min - Max
EUT (sortie du bassin de maturation)						
C. F	23	5.7	4.1 - 6.8	25	5.9	4.6 - 7.1
<i>Escherichia coli</i>	23	3.9	<1 - 3.9	25	4.4	<1 - 5.2
EUT (réservoir de stockage des eaux usées traitées)						
C. F	13	5.7	4.5 - 6.3	17	5.6	4.8 - 6.3
<i>Escherichia coli</i>	13	4.0	<1 - 4.6	17	4.2	<1 - 5.0

n : nombre d'analyse

ANNEXE 6: Indicateurs bactériens dans les eaux usées non traitées à l'entrée et à la sortie de la STEP en 2006-2007

	Eaux usées non traitées (log ₁₀ UFC/100 ml)			Eaux usées traitées – sortie step (log ₁₀ UFC/100 ml)		
	n	Moyenne	Min-Max	n	Moyenne	Min-Max
Coliformes fécaux	19	7.6	6.8 - 8.3	23	5.7	4.1 - 6.8
<i>Escherichia coli</i>	19	6.9	6.4 - 7.8	23	3.9	<1 - 3.9

n : nombre d'analyse

ANNEXE 7 : Indicateurs parasitaires dans les eaux usées non traitées en 2006-2007

Date	Kystes de parasites				Œufs de parasites		
	<i>Entamoeba coli</i>		<i>Entamoeba histolytica</i>	<i>Giardia sp.</i>	<i>total kystes</i>	<i>Ascaris</i>	<i>Ankylostomes</i>
	09.01.2007	114	57	85	256	(-)	(-)
16.01.2007	483	104	19	606	(-)	(-)	
06.02.2007	863	301	574	1738	(+)	(+)	
07.03.2007	809	477	77	1363	(-)	(-)	
03.04.2007	358	66	<1	424	(-)	(-)	
02.05.2007	1367	224	39	1630	(-)	(-)	
n	6	6	6	6			
Moyenne	666	205	132	1003			
Minimum	114	57	<1	256			
Maximum	1367	477	574	1738			

(-) : absence, (+) : présence

ANNEXE 8 : Engrais apportés en 2005-2006 pour le traitement EUT+ENG

	Laitue	Carotte	Aubergine
Fertilisation de fond	- P ₂ O ₅ : 120 kg ha ⁻¹ - K ₂ O : 120 kg ha ⁻¹	- P ₂ O ₅ : 90 kg ha ⁻¹ - K ₂ O : 180 kg ha ⁻¹	- P ₂ O ₅ : 180 kg ha ⁻¹ - K ₂ O : 180 kg ha ⁻¹
Fertilisation d'entretien	N : 80 kg ha ⁻¹ - 40 kg ha ⁻¹ à la reprise des plants - 40 kg ha ⁻¹ 15 à 20 jours plus tard	N : 70 kg ha ⁻¹ - 35 kg ha ⁻¹ , 5 semaines après le semis - 35 kg ha ⁻¹ 3 semaines plus tard	Apport d'N en bande le long des lignes de plantation : - 70 kg ha ⁻¹ , 2 semaines après repiquage - 70 kg ha ⁻¹ , à la nouaison des premiers fruits

ANNEXE 9 : Engrais apportés en g/parcelle, en 2006-2007 (traitements EUTa et ET+ENG)

Engrais (g/parcelle de 6 m ²)	Laitue		Carotte		Aubergine	
	EUTa	ET+ENG	EUTa	ET+ENG	EUTa	ET+ENG
Urée	-	104	-	91	-	183
Phosphate Super-triple	187	277	136	208	265	415
Sulfate de potassium	35	156	137	235	30	235

ANNEXE 10 : Engrais apportés en g/parcelle, en 2007-2008 (traitements EUTa et ET+ENG)

Engrais (g/parcelle de 6 m ²)	Laitue		Carotte		Aubergine	
	EUTa	ET+ENG	EUTa	ET+ENG	EUTa	ET+ENG
Urée	40	104	-	91	-	183
Phosphate Super-triple	208	277	77	208	185	415
Sulfate de potassium	135	157	198	235	170	235

ANNEXE 11 : Chronogramme des campagnes de mesures

	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fev.	Mar.	Avr.	Mai.
2005-2006									
Pépinière et préparation des parcelles									
Semis/croissance et date de récolte									
Laitue (41 j)			26/11		05/01				
Aubergine (76 j + 8 récoltes en 4 mois)			25/11			10/02			22/05
Carotte (88 j)			21/11			17/02			
2006-2007									
Pépinière et préparation des parcelles									
Semis/croissance et date de récolte									
Laitue (43 j)				22/12		02/02			
Aubergine (81 j + 5 récoltes en 2 mois)				21/12			23/03		25/05
Carotte (109 j)				24/12				13/04	
2007-2008									
Pépinière et préparation des parcelles									
Semis/ croissance et date de récolte									
Laitue (50 j)				02/12	10/01				
Aubergine (93 j + 1 seule récolte)				07/12			10/03		
Carotte (86j)				07/12			03/03		

ANNEXE 12: Produits phytosanitaires appliqués en traitement préventif

Nom commercial	Agents actifs	Applicables en traitement préventif.
Cyméthoate Super EC (Insecticide : acariens, pucerons...)	Cyperméthrine (36 g l ⁻¹) Diméthoate (400 g l ⁻¹)	1 l ha ⁻¹
Cypercal 50EC (Insecticide : coléoptère, criquets...)	Cyperméthrine (50 g l ⁻¹)	1 l ha ⁻¹
Furadan 3G (Insecticide/nématicide : fourmis, termites, vers gris et blanc...)	Carbofuran à 3%	5 g/plant de granules Doses réduites ultérieurement à 2 g/plant.
Calliman 80WP (Fongicide à large spectre)	Manèbe à 80%	3 kg ha ⁻¹

ANNEXE 13 : Analyses des coliformes fécaux et *Escherichia coli* dans le sol

Echantillonnage des sols :

✓ Matériel

- Une tarière
- Une spatule métallique
- Une glacière
- Bouteilles de prélèvement stériles de 100 ml munies d'un couvercle hermétique. (1 bouteille par d'échantillon)
- Boîte métallique de 100 ml munies d'un couvercle. (1 boîte par d'échantillon, mesure de la teneur en eau)
- Alcool à 90°
- Une boîte d'allumettes (flamber les ustensiles de prélèvement à l'alcool *in situ*)
- Papier nettoyant à usage unique

✓ Procédure

- ⇒ A l'aide de la tarière, prélever une carotte de sol à 10 cm de profondeur.
- ⇒ Avec une spatule stérilisée à l'alcool, prélever une petite fraction (au centre de la carotte) et l'insérer dans une bouteille de prélèvement. Répéter l'opération, avec la même bouteille 5 fois sur chaque parcelle. L'échantillon total doit peser environ 100 grammes de sol dans chaque contenant. Prélever environ 50 g dans une boîte (pour la teneur en eau).
- ⇒ D'une parcelle à l'autre, nettoyer la tarière et la spatule de prélèvement à l'eau du robinet, les essuyer avec du papier et les flamber à l'alcool à 90° avant de changer de parcelle.
- ⇒ Les échantillons de sol destinés au laboratoire sont conservés dans une glacière munie de cubes de congélation.
- ⇒ les échantillons de sol destinés à la mesure de la teneur en eau sont envoyés immédiatement en salle de Mécanique des sols : ils seront pesés et mis à l'étuve à 105°C pendant au moins 24H.

Préparation des échantillons du laboratoire (Kouraa et al. 2002)

✓ Matériel et réactifs

- NaCl à 1 N
- Eprouvette de 100 ml
- 1 balance (précision un centième)
- Agitateur mécanique
- Une spatule métallique
- Bouteilles de prélèvement stériles de 200 ml munies d'un couvercle hermétique. (1 bouteille par d'échantillon)
- Alcool à 90°
- Une boîte d'allumettes (flamber les ustensiles de prélèvement à l'alcool *in situ*)
- Papier nettoyant à usage unique

✓ Procédure

- ⇒ Prélever 10 g de sol des échantillons composites et les insérer dans une bouteille stérile
- ⇒ Ajouter 90 ml de NaCl à 1N
- ⇒ Fermer les bouteilles et agiter 25 min - horizontalement
- ⇒ Laisser décanter (bouteilles en position verticale) - 5 min

Ensemencement et incubation (Kouraa et al. 2002)

✓ Matériel et réactifs

- Milieu de culture, Chromocult Coliforme Agar, coulés en boîte de Pétrie de 90 mm de diamètre (2 boîtes par échantillon)
- Pipette automatique de 1 ml
- Pipette automatique de 0.1 ml
- Grands tubes à essai
- Vortex
- Alcool à 90°
- Camping gaz - ou Bec Hoffman
- Papier nettoyant à usage unique
- Etaleur stérile métallique ou à usage unique

✓ Procédure

- ⇒ Pour chaque échantillon, effectuer une série de dilution jusqu'à 0.001
- ⇒ Prélever 0.1 ml de chaque dilution et ensemercer en 2 essais sur gélose Chromocult Agar
- ⇒ Mettre à l'étuve 44°C pendant 24 heures

Lectures

Détermination de la teneur (w) en eau des échantillons (g g⁻¹)

$$w = \frac{(Poids_{humide} - Poids_{sec})}{Poids_{sec}}$$

Détermination de la charge bactérienne (en UFC/100 g de sol sec)

$$N = \log_{10} \left[\left(\frac{\sum n}{(b1.v1.d1) + (b2.v2.d2) + \dots (bi.vi.di)} \right) \cdot \frac{w}{10} \right]$$

- n = nombre de colonies lues sur toutes les boîtes d'une même dilution
- d = dilution appliquée lors de l'ensemencement
- prise d'essai (volume d'échantillon ensemercé)
- w/10 = pour exprimer les résultats en gramme de sol sec.
- nombre d'essai par dilution (chaque échantillon doit faire l'objet de 2 essais par dilution)

ANNEXE 14 : Résultats des extractions d'ADN sur les échantillons d'eau

Nom échantillon	Concentrations d'ADN ng μl^{-1}	Rapport d'absorbance 260/280	Rapport d'absorbance 260/230
EUT_Nov	19.54	1.90	0.05
ET_Nov	4.91	1.49	0.10
EUT_Dec	60.66	1.96	1.08
ET_Dec	6.37	1.54	0.50
EUT_Jan	106.61	2.04	0.86
ET_Jan	3.06	2.52	0.07
EUT_Mar	37.54	1.87	1.06
ET_Mar	11.09	1.51	0.52
EUT_Avr	57.21	1.98	0.67
ET_Avr	6.20	2.47	0.03
EUT_Mai	60.28	1.95	0.83
ET_Mai	12.05	1.63	0.27

ANNEXE 15 : Résultats des extractions d'ADN sur les échantillons de végétaux

Nom échantillon	Concentrations d'ADN ng μl^{-1}	Rapport d'absorbance 260/280	Rapport d'absorbance 260/230
L-EUT	55.19	1.76	1.03
L-ET+ENG	35.79	1.69	0.96
C-EUT_lavées	10.57	1.31	0.35
C-EUTa_lavées	5.36	1.48	0.20
C-ET+ENG_lavées	11.51	1.72	0.34
C-EUT_non lavées	25.08	1.53	0.57
C-EUTa_non lavées	22.58	1.50	0.54
C-ET+ENG_non lavées	17.63	1.47	0.45
A-EUT	15.88	1.50	0.57
A-EUTa	11.04	1.58	0.39
A-ET+ENG	25.91	1.66	0.66

L : laitues ; C : carottes ; A : aubergines

ANNEXE 16 : Résultats des extractions d'ADN sur les échantillons de sol

Nom échantillon	Concentrations d'ADN ng μl^{-1}	Rapport d'absorbance 260/280	Rapport d'absorbance 260/230
L-EUT_I	33.44	1.90	0.22
L_ET+ENG_I	31.15	1.83	0.88
L_EUT_II	41.01	1.84	1.01
L_ET+ENG_II	59.73	1.82	1.05
L_EUT_III	142.66	1.82	0.60
L_ET+ENG_III	54.11	1.71	0.86
C_EUT_I	26.44	1.90	0.16
C_EUTa_I	56.04	1.87	1.34
C_ET+ENG_I	34.30	1.78	0.63
C_EUT_II	64.92	1.81	1.12
C_EUTa_II	27.41	1.81	0.76
C_ET+ENG_II	18.22	1.72	0.26
C_EUT_III	23.57	1.86	0.10
C_EUTa_III	55.01	1.74	0.84
C_ET+ENG_III	40.83	1.70	0.46
A_EUT_I	21.88	1.66	0.34
A_EUTa_I	17.91	1.57	0.76
A_ET+ENG_I	12.77	1.78	0.30
A_EUT_II	55.62	1.56	0.82
A_EUTa_II	68.39	1.77	1.12
A_ET+ENG_II	45.71	1.63	0.82
A_EUT_III	39.92	1.53	0.84
A_EUTa_III	32.25	1.70	0.90
A_ET+ENG_III	32.60	1.69	0.53

L : laitues ; C : carottes ; A : aubergines.

I : prélèvement avant le début de l'irrigation ; II : prélèvement pendant l'irrigation ;

III : prélèvement après la période d'irrigation.

ANNEXE 17: Amorces spécifiques et programmes PCR

Nom de l'amorce	Séquences des amorces d'oligonucléotides Fournisseur : Microsynth Schützenstrasse 15, Postfach 63 CH-9436 Balgach Switzerland	Taille (bp) du fragment cible	Organisme ciblé	Programme PCR du cycle	Adapté de
Fd1/Rp2 (16S DNA)	f-5'-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG r-5'-ACGGCTACCTTGTTACGACTT	1500	Toutes les bactéries (cellules procaryotes)	Dénaturation : 95°C/ 30 sec Hybridation : 55°C/ 30 sec. Elongation : 72°C/ 120 sec Nombre de cycles : 40 cycles	(Weisburg et al., 1991)
lacZ	f-5' ATGAAAGCTGGCTACAGGAAGGCC r-5' GGTTTATGCAGCAACGAGACCGTCA	264	Coliformes totaux (gène codant de la β Galactosidase)	Dénaturation : 94°C/30 sec Hybridation : 60°C/30 sec. Elongation : 72°C/30 sec Nombre de cycles : 35 cycles	(Fricker et Fricker, 1994)
Col	f-5' ATGAAAGCTGGCTACAGGAAGGCC r-5' CCACCGCACGATAGAGATTCGGG	1000		Dénaturation : 94°C/ sec Hybridation : 60°C/ sec. Elongation : 72 °C/ sec Nombre de cycles : 35 cycles	Inédit
EAE	f- 5'GTAAGTTACTATAAAAAGCACCGTCCG r-5'TCTGTGTGGATGGTAATAAATTTTTG	106	<i>Escherichia coli</i> O 157 :H7	Dénaturation : 94 °C/ 20 sec Hybridation : 55 °C/ 30 sec. Elongation : 72 °C/ 40 sec Nombre de cycles : 35 cycles	(Ibekwe et al., 2002)
TTR	f-5'CTCACCAGGAGATTACAACATGG r-5'AGCTCAGACCAAAAGTGACCATC	94	<i>Salmonella typhimurium</i>	Dénaturation : 95°C/15 sec Hybridation : 65 °C/ 30sec. Elongation : 72°C/ 10 sec Nombre de cycles : 35 cycles	(Malorny et al., 2008)
V1	f-5'AGCAAGAGCATTGTTGTTCTACC r-5'ACTTCCCTGTACCGCACTTAGAC	120	<i>Vibrio cholerea</i>	Dénaturation : 95 °C/ 15 sec Hybridation : 60 °C/ 30 sec. Elongation : 72 °C/ 30 sec Nombre de cycles : 35 cycles	(Gubala, 2006)
VS	f-5'ACTTCCCTGTACCGCACTTAGAC r-5'GAATGAAATTTAGAAATGGGG	358	<i>Campylobacter jejuni</i>	Dénaturation : 95°C/ 20 sec Hybridation : 56°C/ 60 sec. Elongation : 72 °C/ 30 sec Nombre de cycles : 35 cycles	(Wéry et al., 2008)

ANNEXE 18 : Comparaison statistique des charges (\log_{10} UFC g^{-1}) en coliformes fécaux sur les végétaux. Charges en (site du 2ie)

		Laitue	Carotte	Aubergine
2005-2006 ¹	EUT	3.6 ^a	2.6 ^a	<1
	ET	2.3 ^a	2.3 ^a	<1
2006-2007	EUT	3.5 ^a	4.7 ^a	3.3 ^a
	EUTa	3.7 ^a	5.2 ^a	2.1 ^a
	ET+ENG	3.5 ^a	5 ^a	2.5 ^a
2007-2008	EUT	4.2 ^a	4.4 ^a	<1
	EUTa	3.9 ^a	4.5 ^a	1.6
	ET+ENG	3.5 ^a	4.2 ^a	1.5

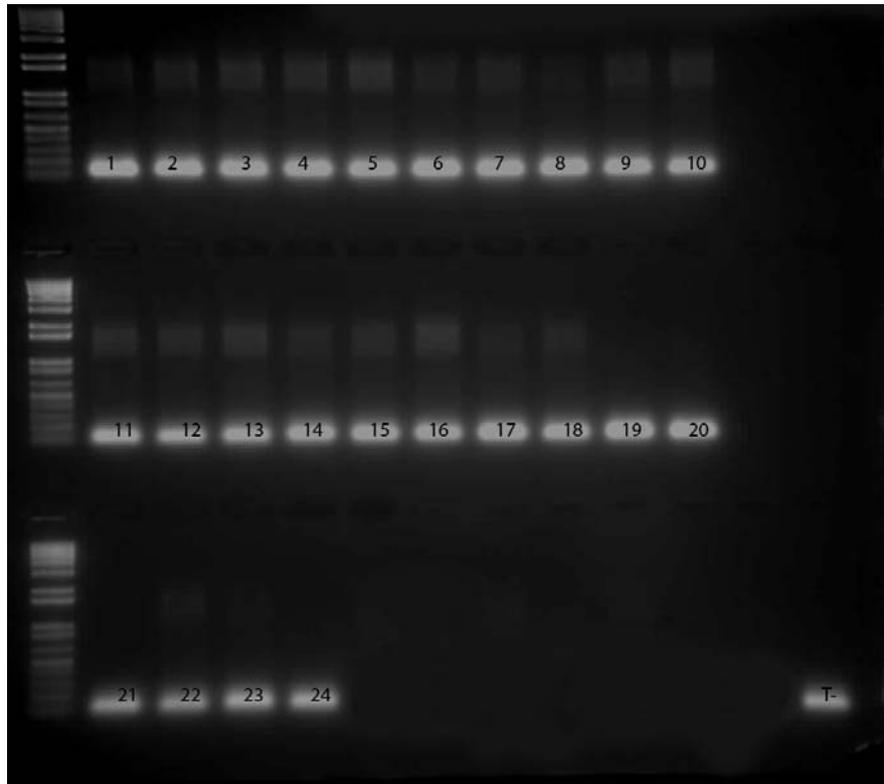
Les lettres en exposant sont le résultat de l'analyse de variance à 95% d'intervalle de confiance. La lecture, pour une culture donnée, s'effectue par colonne et par année d'année de mesure. Deux lettres identiques indiquent une différence de moyenne non significative.

¹Les analyses 2005-2006 sur la carotte et l'aubergine ont été effectuées sans épluchage préalable des légumes, contrairement aux années suivantes où les mesures ont été effectuées sur les épluchures.

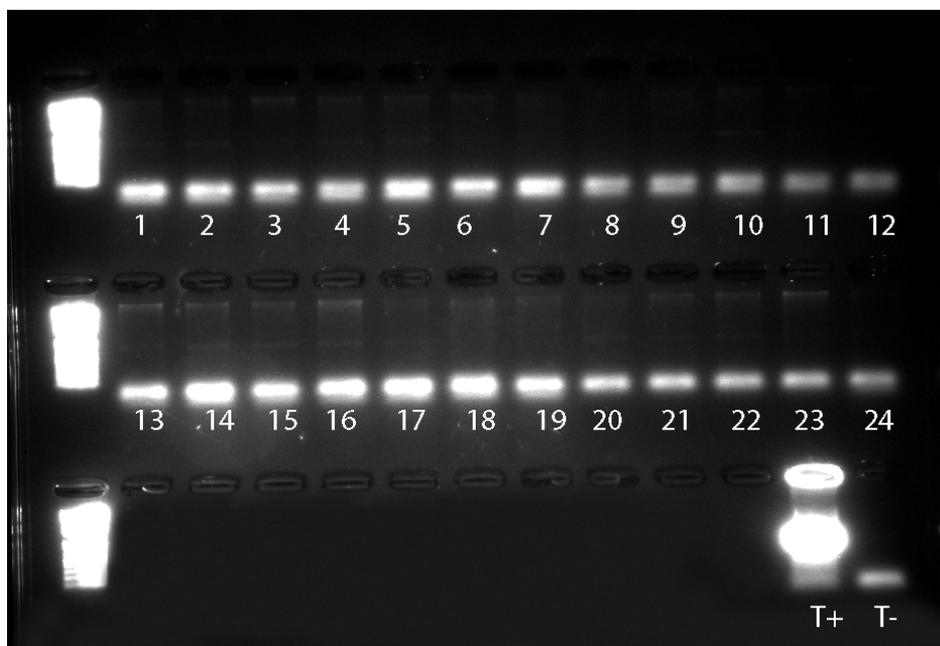
< 1 : absence de coliformes fécaux, tests validés par la présence de germes banaux sur les boîtes de culture.

ANNEXE 19 : Résultats PCR des extraits d'ADN du sol (16S, et Col)

16S



Col



1 à 6 : parcelles de laitues : EUT et ET, avant, pendant et après irrigation.
7 à 15 : parcelles de carottes : EUT, EUTa et ET, avant, pendant et après irrigation
16 à 24 : parcelles d'aubergines : EUT, EUTa et ET, avant, pendant et après irrigation
T+ : témoin positif avec une souche d'*Escherichia coli*
T- : Témoin négatif d'une absence de contamination des réactifs

ANNEXE 20 : Matrice de corrélation de paramètres physiques du retrait

Matrice (Cœff. de corrélation de Pearson)

	d SL	d AE	d ML	d MS	SC %	SC pls %	Kbs	RFU cm ³ g ⁻¹	Pstr. SL cm ³ g ⁻¹	Pstr. AE cm ³ g ⁻¹	Pstr. ML cm ³ g ⁻¹	Pstr. MS cm ³ g ⁻¹	Ppls SL cm ³ g ⁻¹	Ppls AE cm ³ g ⁻¹	Ppls ML cm ³ g ⁻¹	Ppls MS cm ³ g ⁻¹	V S %	V A %	ENU %	EDU %	EFU %
dSL	1.000	1.000	1.000	1.000	-0.752	0.016	-0.754	-0.724	-0.979	-0.975	-0.955	-0.952	-0.759	-0.786	-0.823	-0.871	1.000	-0.792	-0.490	-0.109	-0.572
dAE	1.000	1.000	1.000	1.000	-0.754	0.016	-0.755	-0.722	-0.979	-0.975	-0.954	-0.951	-0.761	-0.788	-0.825	-0.873	1.000	-0.790	-0.492	-0.111	-0.569
dML	1.000	1.000	1.000	1.000	-0.766	-0.002	-0.762	-0.718	-0.981	-0.977	-0.948	-0.945	-0.756	-0.785	-0.834	-0.880	1.000	-0.781	-0.487	-0.132	-0.565
dMS	1.000	1.000	1.000	1.000	-0.766	0.000	-0.760	-0.725	-0.980	-0.976	-0.950	-0.946	-0.757	-0.785	-0.831	-0.879	1.000	-0.781	-0.487	-0.127	-0.572
SC %	-0.752	-0.754	-0.766	-0.766	1.000	0.425	0.776	0.563	0.779	0.763	0.562	0.545	0.538	0.596	0.901	0.918	-0.766	0.260	0.349	0.603	0.420
SC plasma %	0.016	0.016	-0.002	0.000	0.425	1.000	0.003	-0.061	0.151	0.162	-0.142	-0.150	-0.514	-0.453	0.106	0.088	0.000	-0.173	-0.655	0.897	-0.046
K bs	-0.754	-0.755	-0.762	-0.760	0.776	0.003	1.000	0.585	0.685	0.689	0.603	0.584	0.790	0.767	0.861	0.884	-0.760	0.299	0.608	0.279	0.433
RFU cm ³ g ⁻¹	-0.724	-0.722	-0.718	-0.725	0.563	-0.061	0.585	1.000	0.664	0.689	0.752	0.698	0.570	0.522	0.445	0.566	-0.725	0.482	0.313	-0.140	0.976
Pstr.SL	-0.979	-0.979	-0.981	-0.980	0.779	0.151	0.685	0.664	1.000	0.997	0.934	0.935	0.629	0.673	0.798	0.838	-0.980	0.805	0.333	0.239	0.514
Pstr. AE	-0.975	-0.975	-0.977	-0.976	0.763	0.162	0.689	0.689	0.997	1.000	0.940	0.939	0.610	0.644	0.770	0.816	-0.976	0.814	0.296	0.232	0.548
Pstr. ML	-0.955	-0.954	-0.948	-0.950	0.562	-0.142	0.603	0.752	0.934	0.940	1.000	0.997	0.694	0.701	0.631	0.699	-0.950	0.908	0.400	-0.112	0.631
Pstr. MS	-0.952	-0.951	-0.945	-0.946	0.545	-0.150	0.584	0.698	0.935	0.939	0.997	1.000	0.689	0.702	0.634	0.693	-0.946	0.929	0.402	-0.107	0.569
Ppls SL	-0.759	-0.761	-0.756	-0.757	0.538	-0.514	0.790	0.570	0.629	0.610	0.694	0.689	1.000	0.987	0.775	0.803	-0.757	0.456	0.921	-0.229	0.412
Ppls AE	-0.786	-0.788	-0.785	-0.785	0.596	-0.453	0.767	0.522	0.673	0.644	0.701	0.702	0.987	1.000	0.831	0.846	-0.785	0.475	0.920	-0.153	0.349
Ppls ML	-0.823	-0.825	-0.834	-0.831	0.901	0.106	0.861	0.445	0.798	0.770	0.631	0.634	0.775	0.831	1.000	0.990	-0.831	0.374	0.640	0.418	0.253
Ppls MS	-0.871	-0.873	-0.880	-0.879	0.918	0.088	0.884	0.566	0.838	0.816	0.699	0.693	0.803	0.846	0.990	1.000	-0.879	0.419	0.638	0.363	0.386
V.S	1.000	1.000	1.000	1.000	-0.766	0.000	-0.760	-0.725	-0.980	-0.976	-0.950	-0.946	-0.757	-0.785	-0.831	-0.879	1.000	-0.781	-0.487	-0.127	-0.572
VA	-0.792	-0.790	-0.781	-0.781	0.260	-0.173	0.299	0.482	0.805	0.814	0.908	0.929	0.456	0.475	0.374	0.419	-0.781	1.000	0.183	-0.211	0.383
ENU	-0.490	-0.492	-0.487	-0.487	0.349	-0.655	0.608	0.313	0.333	0.296	0.400	0.402	0.921	0.920	0.640	0.638	-0.487	0.183	1.000	-0.319	0.173
EDU	-0.109	-0.111	-0.132	-0.127	0.603	0.897	0.279	-0.140	0.239	0.232	-0.112	-0.107	-0.229	-0.153	0.418	0.363	-0.127	-0.211	-0.319	1.000	-0.202
EFU	-0.572	-0.569	-0.565	-0.572	0.420	-0.046	0.433	0.976	0.514	0.548	0.631	0.569	0.412	0.349	0.253	0.386	-0.572	0.383	0.173	-0.202	1.000

En gras, valeurs significatives (hors diagonale) au seuil $\alpha=0.050$ (test bilatéral)

MS : Maximum de gonflement du plasma, **ML** : limite de macroporosité, **AE** : point d'entrée d'air dans l'échantillon, **SL** : limite de retrait

d : densité apparente

SC : capacité de gonflement, **SCpls**, capacité de gonflement du plasma

Kbs : pente du retrait normal

Pstr. : porosité structurale (ou macroporosité), **Ppls** : porosité plasmique

VS : volume de la phase solide, **VA** : volume d'air dans l'échantillon

ENU : eau non utilisable, **EDU** : volume de l'eau difficilement utilisable, **EFU** : volume de l'eau facilement utilisable.

M^{lle} Mariam, SOU

S/C Mme Palé, CNSS Laboratoire

BP 562, Ouagadougou 01

Burkina Faso

Tel : +226 70 18 18 82

Courriel : mariam_sou@yahoo.fr

31 ans

Célibataire

Franco-burkinabè

Formation

- 3-2006 à 12-2009 **Ecole Polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), Suisse**
Doctorante en environnement : recyclage des eaux usées en irrigation, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols.
- 9-2003 à 7-2004 **Université Paris Sud, Orsay, France**
Master en Hydrologie – Hydrogéologie – Géochimie et Géostatistique
Option : Géochimie isotopique.
- 9-2002 à 7-2003 **Université de Montpellier II, France**
Maîtrise en science de l'environnement.
- 9-2001 à 7-2002 **Université Nancy I, France**
Licence professionnelle en Science de l'eau.
- 9-1998 à 6-2000 **Institut de Formation et d'Appui aux Initiatives de Développement. (IFAID) Bordeaux, France.**
Titre de coordonnateur en programme de développement (titre certifié par l'Etat français au niveau 2 de la formation professionnelle, analogue au master 1).
- 9-1996 à 7-1998 **Ecole Nationale de Chimie Physique Biologie (ENCPB) Paris, France.**
Brevet de Technicien Supérieur « Métiers de l'eau ».

Expérience professionnelle

- 3-2005 à 12-2009 **Institut international d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE).**
Ingénieur de recherche au sein de l'unité de Gestion et de Valorisation en Eau et Assainissement.
- 8-2004 à 2-2005 **Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, (2iE).**
Stagiaire d'appui à la recherche - Ouagadougou, Burkina Faso.
- 3-2001 à 8-2001 **Vergnet SA. - Mission au Burkina Faso** (Bobo-Dioulasso et Kongolékan).
Chef de projet.
- 9-2000 à 2-2001 **Vergnet SA. - Mission au siège, Orléans, France.** Stagiaire au département R&D.

Compétence en laboratoire d'analyses chimiques et microbiologiques

- ✓ Spectromètre d'adsorption atomique (PerkinElmer),
- ✓ Spectrophotomètre de terrain (HACH-DR2010),
- ✓ Thermocycleur (Eppendorf) – Recherche/Amplification ADN,
- ✓ Electrophorèse – Identification ADN,
- ✓ Minéralisateur et Distillateur (BUCHI),
- ✓ Centrifugeuses et autoclaves.

Langues

- ✓ Français et Anglais courant (écrit et oral),
- ✓ Mooré, langue locale au Burkina Faso (bonne maîtrise de l'oral),
- ✓ Dioula, langue véhiculaire en Afrique de l'ouest, (bonne maîtrise de l'oral).

Informatique

- ✓ Outils de bureautique Microsoft,
- ✓ Logiciel de traitement statistique : XLSTAT,
- ✓ Autres : Grapher, Endnote, Dreamweaver, Surfer, moteurs de recherche Internet.