IMPACT DE LA QUALITÉ DES EAUX D'IRRIGATION SUR L'ACTIVITÉ MICROBIENNE DU SOL : CAS DES *NIAYES* DE *PIKINE*.

TITRE DU MEMOIRE : Impact de la qualité des eaux d'irrigation sur l'activité microbienne du sol : cas des *Niayes* de *Pikine.*

NOM DU CANDIDAT : Mountakha SECK né le 06-03-1977

Année d'obtention de l'AEA : 2003

Jury :

Président : Amadou Tidiane BA Professeur titulaire, UCAD

Membres : Aliou GUISSÉ Maître Assistant, UCAD

Alain BRAUMAN Directeur de Recherche, IRD

Ndèye Yacine NDOUR Chercheur, ISRA

Seydou NIANG Maître Assistant, UCAD

RESUME

L'agriculture péri urbaine constitue une activité économique très importante dans la plu part des grandes villes d'Afrique de l'Ouest. Elle est, cependant, confrontée à un problème d'espace nécessaire à sa survie. À Dakar, au niveau de la zone des *Niayes* de *Pikine*, ce problème est accentué par la forte pression démographique associée à un taux d'urbanisation élevé. Cette situation a entraîné l'introduction de nouvelles pratiques culturales comme l'intensification et l'utilisation des eaux résiduaires pour irriguer les cultures. Ces pratiques culturales ont des impacts environnementaux principalement sur le sol et son fonctionnement micro biologique. Ces impacts, jusque-là, peu ou pas connus ont été l'objet de notre étude.

Nous nous sommes ainsi fixé pour objectif, dans le cadre de cette étude, de déterminer l'impact de l'utilisation des eaux résiduaires sur l'environnement, principalement le sol. L'étude a consisté à la comparaison de la densité et de l'activité microbiennes au niveau de trois sols irrigués avec trois types d'eau (eaux usées brutes ; eaux de *céanes* et mélange eaux usées-eaux de *céanes*). Les sols sableux sont ferrugineux et pauvres en matière organique. Toutes les eaux sont riches en matière organique biodégradable, les eaux usées sont plus riches en ammonium alors que les eaux de *céanes* sont plus riches en nitrates.

Aucune variation significative n'a été observée entre les différents types de sols étudiés aussi bien pour la densité microbienne que pour l'activité enzymatique globale. Par contre pour la minéralisation du carbone, les sols irrigués avec les eaux usées et eaux de *céanes* ont montré des valeurs significativement plus élevées que celles qui sont obtenues au niveau des sols irrigués avec les eaux de mélange. Les variations de la densité et de l'activité microbiennes semblent surtout lier aux caractéristiques du sol notamment à sa teneur en carbone, azote et phosphore. Ces variations pourraient également être expliquées par l'acidification du sol et la richesse des eaux d'irrigation en nutriments qui empêche les micro-organismes naturels de fonctionner correctement.

Mots clés : eaux d'irrigation, activité microbienne, azote minéral, agriculture périurbaine, *Niayes* Pikine.

AVANT-PROPOS

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet Jeune Équipe Associée Agriculture Péri-urbaine *Niayes* (JEA-APN). Ce projet, financé par le Département Soutien et Formation (DSF) de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), est mené depuis février 2004 dans la grande *Niaye* de *Pikine*. Il est le fruit d'un partenariat entre l'IRD, l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD), l'Institut Sénégalais de Recherche Agricole (ISRA), l'Institut Fondamental d'Afrique Noir (IFAN) et l'Université de Lausanne (UNIL).

Je voudrais saisir l'occasion qui m'est offerte à travers la rédaction de ce mémoire pour dire toute ma reconnaissance, ma gratitude et mes remerciements à Monsieur Aliou GUISSÉ pour la confiance qu'il a bien voulu m'accorder en me confiant un si important travail. Je voudrais également le remercier d'avoir contribué à la satisfaction des conditions matérielles et morales nécessaires au bon déroulement d'un tel travail. À travers sa personne, je remercie tous les enseignants de la faculté des sciences et techniques, particulièrement ceux du département de Biologie Végétale, pour leur contribution de près ou de loin à ma formation. Je remercie singulièrement monsieur Amadou Tidiane BA qui, en plus d'avoir contribué à ma formation, me fait l'honneur de présider le jury constitué pour la soutenance de mon mémoire de DEA.

Je remercie très sincèrement Madame NDOUR Ndèye Yacine Badiane de s'être beaucoup investie dans le suivi et l'évaluation réguliers de ce travail depuis sa conception jusqu'à sa réalisation totale. J'exprime également mes remerciements à Monsieur Saïdou SALL, responsable du pôle matière organique du Laboratoire d'Écologie Microbienne des Sols et Agrosystèmes Tropicaux (LEMSAT), pour sa contribution très appréciable dans l'étude de la densité microbienne et de la respiration du sol. Il en est de même pour Mahécor DIOUF qui, par sa disponibilité, a grandement contribué à ma formation à l'étude des activités enzymatiques.

Ce travail essentiellement effectué au LEMSAT n'aurait pu être bien mené sans le soutien et la collaboration de son personnel technique, des stagiaires et des responsables du laboratoire. Je voudrais à cet effet leur exprimer toute ma gratitude de m'avoir chaleureusement accueilli et d'avoir facilité mon intégration au sein de l'équipe. Je leur en suis tellement reconnaissant que je me permettrais même de personnaliser mes remerciements. D'abord à mes camarades et amis avec lesquels j'ai eu à partager la même sale : Mariama Dalanda DIALLO qui m'a beaucoup apporté sur la bibliographie et certains aspects informatiques notamment en traitement de données sur Excel et Super *Anova*, Ndèye Hélène DIALLO, Madame CISSÉ Mame Farma NDIAYE et Pakome PIKA puis à tous les autres étudiants notamment Siré Diedhiou, Jonh Logbo, Thierno Sow, Ampa Kandé Badiatte. Je remercie également Alain Brauman directeur du laboratoire, Komi Assigbetse responsable du pôle de biologie moléculaire, Ezeckiel Baudouin, Paul Sawadogo, Djibril Djigal jeunes chercheurs, les techniciens Omar Faye, Amadou Diop, Moustapha Sané, Tidjane Badji, Mariama Guèye, Lamine

Dieng, Lamine Sagna, Saliou Faye, Madame Fatou Guèye, Pourméra Gassama et Hyacinthe.

Une importante partie du travail a été effectuée sur le terrain. Elle aurait été difficile sans la collaboration des maraîchers notamment du président du G.I.E. (Groupement d'Intérêt Économique) Omar Cissokho, du secrétaire général Pape Ndiaye et du trésorier Amadou Dia à qui j'adresse mes vifs remerciements. Toujours dans ce registre, je remercie l'équipe de Botanique du Département de biologie végétale, particulièrement Mame Samba Mbaye, pour sa contribution à l'étude de la végétation et Monsieur François Matty pour sa contribution à l'étude des profils pédologiques. Je remercie également les responsables du garage de l'IRD d'avoir toujours répondu favorablement à nos requêtes en mettant à notre disposition des véhicules et chauffeurs très disponibles lors de nos différents travaux sur le terrain.

Enfin je remercie tous nos partenaires particulièrement Seydou Niang (IFAN) pour son importante contribution dans la caractérisation des eaux d'irrigation, Anne Guèye et Mamadou Lamine Ndiaye (UNIL) pour le bon esprit qui a prévalu lors de nos travaux de terrain, Patricia Moulin (LAMA-IRD) pour sa contribution dans la caractérisation physico-chimique des eaux et du sol.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GÉNÉRALE 3

CHAPITRE PREMIER : ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE 6

1. LES EAUX D'IRRIGATION 6

1.1. DEFINITION ET GENERALITES 6
1.2. LES EAUX NON USEES 6
1.2.1. L'eau de pluie 6
1.2.2. Les eaux souterraines 7
1.2.3. Les eaux de surface 8
1.3. LES EAUX USEES DOMESTIQUES 9

2. LE SOL 12

2.1. FORMATION DU SOL 14
2.1.1. L'altération de la roche mère 14
2.1.2. Intégration de la matière organique 14
2.1.3. Transfert de matières et formation d'horizons 15
2.2. STRUCTURE DU SOL 15
2.3. LES COMPOSANTS DU SOL 16
2.3.1. Les composants inertes du sol 16
2.3.2. Les composants vivants du sol 16
2.4. LA MATIERE ORGANIQUE DU SOL 17
2.4.1. La décomposition de la matière organique du sol 17
2.4.1.1. La minéralisation 18
a) Minéralisation du carbone organique 18
b) Minéralisation de l'azote organique 20
c) Minéralisation du phosphore 23
2.4.1.2. L'humification 24
2.4.2. Rôles de la matière organique dans le sol 25

CHAPITRE 2 : MATÉRIELS ET MÉTHODES 26

1. MATÉRIELS 26

1.1. PRESENTATION ET CHOIX DU SITE D'ETUDE 26
1.2. VEGETATION 32
1.3. LES EAUX ET LE SOL 33
1. 4. LE FONCTIONNEMENT MICROBIOLOGIQUE 36

2. MÉTHODES 36

2.1. LA VEGETATION 36
2.2. ANALYSES DES EAUX ET DU SOL (PHYSICO-CHIMIE) 37
2.3. LES PROFILS PEDOLOGIQUES 38
2.4. LE FONCTIONNEMENT MICROBIOLOGIQUE 38
2.4.1. Dosage de la biomasse microbienne totale 38
2.4.2. Mesure de la respiration du sol 38
2.4.3. Mesure de l'activité enzymatique globale : FDA (FLUORESCÉINE DIACÉTATE) 39
2.5. ANALYSES STATISTIQUES 39

CHAPITRE 3 : RÉSULTATS 40

1. VÉGÉTATION 40

2. CARCTÉRISATION DES EAUX ET DU SOL 42

2.1. CARACTERISATION DES EAUX 42
2.2. CARACTERISATION DU SOL 44
2.2.1. Physico-chimie du sol 44
2.2.2. Profils pédologiques 48

3. LE FONCTIONNEMENT MICROBIOLOGIQUE 50

3.1. BIOMASSE MICROBIENNE TOTALE 50

3.2.RESPIRATION DU SOL 51
3.3.ACTIVITE ENZYMATIQUE GLOBALE 52
CHAPITRE 4 : DISCUSSIONS 53
1. DESCRIPTION DE LA VÉGÉTATION 53
2. CARACTÉRISATION DES EAUX ET DU SOL 53
2.1. PHYSICO-CHIMIE DES EAUX ET DU SOL 53
2.2. PROFILS PEDOLOGIQUES 57
3. LE FONCTIONNEMENT MICROBIOLOGIQUE 58
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES 60
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 62
LISTE DES ILLUSTRATIONS 70
ANNEXES I……71
ANNEXES II……..73
ANNEXES III……74

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La relation eau-agriculture est très complexe aussi bien sur les aspects de quantité que de qualité en particulier dans le secteur de l'agriculture péri-urbaine. Cette dernière est définie comme celle qui se trouve à la périphérie de la ville, quelle que soit la nature de ses systèmes de production (Fleury et Donadieu, 1997). Son rôle a toujours été de satisfaire les besoins alimentaires de la ville voisine, elle jouait également un rôle dans la gestion environnementale des effluents urbains (Fournier et *al.*, 2002). Mais de plus en plus, « les espaces qui lui sont réservés ne constituant plus que la réserve foncière en attente d'urbanisation » (Fournier et *al.*, 2002), l'agriculture urbaine et périurbaine continue de se faufiler dans les interstices et les espaces non occupés (S. T. Fall et A. S. Fall, 2000).

La zone des *Niayes*, principal site de l'agriculture péri-urbaine à Dakar, est confrontée, en plus d'un taux d'urbanisation élevé de 4 %, à l'ensablement des cuvettes entraînant la réduction des surfaces cultivables. Les producteurs confrontés au problème d'espace ont opté, afin d'améliorer les rendements, pour l'intensification ; 84 % des producteurs exploitent moins de 0,5 hectare (Diao, 2004). Cela entraîne des dommages très importants au niveau de l'environnement avec l'usage massif de pesticides mais aussi le pompage excessif, des ressources en eaux souterraines, qui favorise l'intrusion de l'eau de mer dans les nappes. La conséquence de cette surexploitation des ressources en eaux souterraines est la salinisation avec la remontée du biseau salé à certains endroits et le rabattement de la nappe en profondeur rendant l'eau impropre à une exploitation pour les activités agricoles.

Cette situation, ajoutée à la péjoration climatique et à une diminution de la pluviométrie dans la zone des *Niayes* (zone soudano-sahélienne), a conduit à une raréfaction des ressources en eaux. Pour palier à cette situation de manque d'eau, les exploitants se sont rabattus sur les eaux résiduaires domestiques. L'utilisation des eaux usées est largement justifiée par leurs effets bénéfiques sur les cultures, et les énormes volumes disponibles (sans frais ou à faible coût). En effet, 450 km^3 d'eaux usées sont actuellement rejetés chaque année dans le monde (FAO, 1993) dont 30 m^3/seconde soit 2 592 000 m^3/j, pour l'agglomération parisienne (Miquel, 2003) et 100 000 m^3/j pour Dakar (Niang, 1999). À Paris, ces eaux sont, majoritairement, épurées avant d'être rejetées au point que les petites stations d'épuration peuvent même devenir à certaines périodes la principale source d'alimentation des cours d'eau (Miquel, 2003). À Dakar, par contre, seuls

9 600 m^3 sont traités avant d'être rejetés en mer avec les autres 90 400 m^3 non traités. Seulement, une importante part de ces eaux est déviée du système d'évacuation avant d'atteindre la station d'épuration pour être utilisée dans l'agriculture péri-urbaine.

La pratique est très courante dans la zone des Niayes**,** à Dakar. Une bonne partie des agriculteurs urbains de Dakar utilise des eaux usées, urbaines et brutes soit comme unique source d'approvisionnement en eau d'arrosage, soit comme appoint pour compenser le déficit des eaux de « céanes[1] » (Niang, 1999). La pratique est également très ancienne dans la zone, c'est en 1975, à la suite de la rupture d'un canal de conduite des eaux usées à la station d'épuration des Niayes de Pikine que ces eaux ont été utilisées pour la première fois à Pikine (Niang, 1999). Elles demeurent, depuis lors, une source essentielle d'approvisionnement en eau d'irrigation pour combler les besoins en eau (Niang, 1999) de l'agriculture péri-urbaine.

L'utilisation des eaux usées pour l'irrigation des cultures peut être avantageuse pour la sauvegarde des ressources en eaux souterraines dans les zones où la surexploitation de ces ressources pour l'agriculture pose le problème de l'épuisement et de l'intrusion du biseau salé (FAO, 2003). Les avantages se retrouvent aussi dans la conservation des sols et dans leur amélioration par l'apport d'humus sur les terres agricoles (FAO, 2003).

En revanche il existe des inconvénients particulièrement au niveau du sol :

— la salinisation ;

— l'alcalinité et la réduction de la perméabilité du sol ;

— l'accumulation d'éléments potentiellement toxiques ;

— l'accumulation de nutriments ;

— la perturbation de l'activité microbienne du sol.

L'ensemble de ces effets négatifs conduit à la réduction de la fertilité et du rendement des terres (FAO, 2003).

De ce fait, la zone des *Niayes* de Dakar mérite une attention particulière, compte tenu de son importance économique. Une importance économique d'autant plus justifiée que la région fournit, à elle seule, une importante production horticole *:* 40 % de la production nationale, soit 64 000 tonnes, pour

1 — « *céane* » :trou creusé dans le sol, de forme plus ou moins évasée suivant sa profondeur (Niang, 1999).

l'année 1994-1995 (**N**iang, 1999) sur les 80 % fournis par l'ensemble de la zone allant de Dakar à St-Louis.

Notre sujet intitulé « *Impact de la qualité des eaux d'irrigation sur l'activité microbienne du sol : cas des Niayes de Pikine* » s'intéresse aux aspects environnementaux relatifs au sol particulièrement à son fonctionnement micro biologique. L'étude de ces aspects devrait, à terme, nous permettre de comprendre un certain nombre de problèmes environnementaux liés à l'activité maraîchère dans cette zone.

Nous nous sommes ainsi fixé, 2 objectifs dans le cadre de cette étude :

— étudier certains composants environnementaux majeurs en relation avec l'activité maraîchère ;

— déterminer l'impact des eaux d'irrigation sur le fonctionnement micro biologique du sol.

Pour atteindre ces objectifs nous avons fait une caractérisation de la végétation et une caractérisation physico-chimique des eaux et du sol. Nous avons également étudié les effets des eaux d'irrigation sur les biomasses microbiennes totales, sur la minéralisation du carbone et sur l'activité enzymatique globale.

Nous avons aussi testé trois hypothèses qui sont les suivantes :

— La biomasse microbienne totale est-elle plus importante dans les sols arrosés avec les eaux usées brutes ou mélangées par rapport aux sols arrosés avec les eaux de céanes ?

— Les eaux usées brutes ou mélangées entraînent-elles une minéralisation plus importante du carbone que les eaux de céanes ?

— L'activité enzymatique globale est-elle plus grande dans les sols arrosés avec les eaux usées brutes ou mélangées par rapport aux sols arrosés avec les eaux de céanes ?

Nous commencerons par une étude bibliographique sur le sujet afin d'avoir un niveau d'information correct pour la discussion que nous aurons à faire après avoir décrit les matériels et méthodes utilisés et exposé les résultats.

CHAPITRE PREMIER : ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE

1. LES EAUX D'IRRIGATION

1.1. DEFINITION ET GENERALITES

Lorsqu'on parle de la qualité de l'eau, on se réfère essentiellement aux aspects relatifs à la protection de l'environnement, à la santé et à l'hygiène.

Les méthodes utilisées pour déterminer la qualité de l'eau relèvent souvent de la chimie. Parmi les indicateurs chimiques de la qualité de l'eau, on peut citer les mesures de l'acidité, de la salinité, des diverses formes d'oxygène, de phosphore, d'azote, de pesticides et de métaux lourds. Les indicateurs chimiques ne représentent cependant qu'un moyen d'évaluer la qualité de l'eau. On est de plus en plus conscient de la nécessité d'aborder l'évaluation de la qualité de l'eau d'une façon plus globale, en examinant toutes les propriétés d'un plan d'eau, tant sur le plan physique et chimique que sur le plan biologique et écologique. Par exemple la détermination de la santé d'une communauté biologique qui vit dans un plan d'eau peut constituer une mesure indirecte de la chimie de l'eau ; par conséquent, aucune mesure seule ne peut garantir la qualité des eaux de surface (Chambers et *al*., 2000).

Les eaux d'irrigation, auxquelles nous nous intéresserons dans ce chapitre, sont de deux ordres : les eaux non usées et les eaux usées.

1.2. LES EAUX NON USEES

Par eaux non usées, nous entendons les eaux de pluie, les eaux souterraines et les eaux de surface. Les nappes souterraines et les eaux de surface ont une même origine : les précipitations atmosphériques (Miquel, 2003).

1.2.1. L'eau de pluie

En arrivant au sol, l'eau de pluie s'évapore, s'infiltre ou ruisselle et rejoint les cours d'eau. La part prise par chaque processus dépend de la température, de la nature du sol, notamment de sa perméabilité (Miquel, 2003). L'importance du ruissellement est une variable déterminante car au cours de son parcours au sol, l'eau se charge de divers résidus et polluants sous formes particulaires, qui vont modifier sa composition.

En hydrologie urbaine, on appelle eau pluviale, l'eau de pluie récupérée après ruissellement (Miquel, 2003). Les particules qui chargent l'eau de pluie, au cours de son parcours vers son exutoire, vont générer des matières en suspension qui augmentent la turbidité de l'eau. Ainsi 75 % à 85 % de la pollution contenue dans l'eau pluviale sont imputables au ruissellement (Miquel, 2003) source majeure de matières en suspension. Ce qui fait que plus de 90 % de la pollution sont sous forme solide, et non sous forme dissoute. Des polluants métalliques, notamment le plomb et le zinc (issus des toitures) sont également rencontrés dans les eaux de ruissellement qui deviennent ainsi toxiques ; une toxicité, particulièrement, aggravée par le ruissellement des eaux sur les chaussées.

1.2.2. Les eaux souterraines

Il est d'usage de distinguer les eaux souterraines et les eaux de surface, bien qu'il s'agisse d'une même eau circulant en permanence dans les bassins versants et alimentant les fleuves en période de basses eaux. La différence entre les deux tient au mode d'exploitation, au rythme de renouvellement et aux protections dont elles bénéficient. Les eaux souterraines sont peu renouvelables et vulnérables aux pollutions diffuses, longues à produire leurs effets, qui se manifestent souvent après un temps d'accumulation.

Les nappes d'eaux souterraines sont formées par la percolation de l'eau de pluie et de ruissellement à travers les sols et les roches (Miquel, 2003). Au Sénégal, l'eau souterraine provenant de formations aquifères dont 30 % seulement sont utilisées (M.H., 1990) constitue une source majeure d'approvisionnement (85 % de l'approvisionnement). Cette eau contribue, de manière appréciable, à l'alimentation des terres humides, des cours d'eau et des lacs. Elle est, cependant exposée aux contaminations (pollutions) naturelles et aux contaminations par les produits agrochimiques qui s'infiltrent dans la nappe phréatique.

Les principaux contaminants agricoles qui filtrent dans l'eau souterraine sont les nitrates, les pesticides et les bactéries (Fairchild et *al*., 2000). La contamination par les nitrates est le principal impact environnemental de l'agriculture sur la qualité de l'eau souterraine. Les nitrates, généralement, mal absorbés par les particules du sol peuvent filtrer dans les eaux souterraines s'ils ne sont pas assimilés par les végétaux. La contamination des eaux souterraines par les nitrates se produit surtout aux endroits où le sol a une texture grossière, dans les régions où l'on pratique la culture irriguée ou à fortes précipitations, de même que dans les régions de culture ou d'élevage intensifs (Fairchild et *al*., 2000). Les pollutions nitratées d'origines agricoles sont le plus souvent associées à certaines pratiques

comme le labourage, le défrichage d'une forêt, l'assèchement d'une zone marécageuse. Ces pratiques engendrent une augmentation du flux de nitrates vers les nappes, car le stock de matière organique se décompose et s'oxyde plus vite, libérant ainsi des nitrates (de Marsily, 2003). Cette augmentation des teneurs en nitrates dans les nappes sous-jacentes, même sans apport d'engrais, peut durer pendant quelques dizaines d'années, jusqu'à ce que le système retrouve un nouvel équilibre toujours selon de Marsily (2003). Il existe aussi une source majeure de pollution d'origine agricole constituée par l'apport d'engrais azotés. Cet apport peut se faire soit directement sous forme de nitrates, soit sous forme d'ammoniac, ou d'urée, lesquels se transformeront dans le sol en nitrates consommés par les plantes. Cependant, comme pour les nitrates d'origine naturelle, une fraction de ces nitrates est lessivée par l'eau de pluie et peut s'infiltrer vers les nappes. La dégradation des eaux souterraines liée à la présence du nitrate est, par conséquent, un phénomène préoccupant (Miquel, 2003).

L'agriculture peut aussi entraîner une pollution par les pesticides qui sont des produits dont les propriétés chimiques contribuent à la protection des végétaux. Ce sont des « produits phytosanitaires » destinés à détruire, à limiter ou à repousser les éléments indésirables à la croissance des plantes. Cependant ils sont le plus souvent mal ou abondamment utilisés ; 100 000 tonnes en France dont 90 % en agriculture (de Marsily, 2003), près de 123 produits recensés rien que dans la zone des *Niayes* au Sénégal d'après les études exploratoires de S. T. Fall et A.S. Fall (2000). Cette forte utilisation entraîne une détérioration de la qualité de l'eau, et de l'environnement dans son ensemble, d'autant plus inquiétante que certains pesticides ne se dégradent pas rapidement. « Des traces de DDT et de dieldrine ont été détectées dans les cours d'eau de Guadeloupe 27 ans après avoir été interdits ! » (de Marsily, 2003).

Quand la dégradation est constatée, la restauration de la qualité des eaux souterraines est d'autant plus difficile et longue, de quelques années à quelques dizaines d'années (Miquel, 2003), ce qui souligne l'importance de la préserver pour l'avenir.

1.2.3. Les eaux de surface

Les eaux de surface s'opposent aux eaux souterraines par leur fluidité qui les exposent immédiatement aux pollutions ponctuelles et accidentelles. Elles regroupent des eaux des lacs, des cours d'eau et des estuaires (Chambers et *al*.,2000).,

La qualité des eaux de surface peut être appréciée par sa chimie fondamentale qui est déterminée par le sol, les formations géologiques, la topographie, la végétation présente dans le bassin versant et les substances introduites à la suite d'une activité humaine (Chambers et *al*., 2000).

L'agriculture a un impact sur les principaux indicateurs physiques, chimiques et biologiques associés à la qualité des eaux de surface. Elle entraîne une pollution par les matières en suspension, les éléments nutritifs (l'azote et le phosphore), les pesticides, les agents pathogènes, les métaux et la matière organique. En fonction du travail du sol (amendement avec du fumier), il y a une quantité de sédiments, de nutriments, de pesticides et de bactéries, entraînée dans les eaux superficielles par le ruissellement et l'érosion des terres agricoles. De ce fait, les teneurs en éléments nutritifs dans les eaux de surface dépassent souvent les seuils recommandés pour la qualité de l'eau dans les régions où l'agriculture est intensive (Chambers et *al*., 2000). Les améliorations apportées aux pratiques de travail du sol, de stockage du fumier et d'utilisation des engrais atténuent certains de ces problèmes.

Les nitrates dans les eaux de surface ont deux origines principales : les apports d'origine agricole et les rejets d'eaux usées urbaines (de Marsily et Meybeck, 2003). Les travaux du PIREN-Seine[2] (1998) montrent que, dans la Seine, à l'arrivée dans l'estuaire, 70 % des nitrates sont d'origine agricole, et 30 % d'origine urbaine.

1.3. LES EAUX USEES DOMESTIQUES

Les eaux usées domestiques sont de deux natures : les eaux usées ménagères, ou eaux grises, et les eaux-vannes, ou eaux noires. Les eaux ménagères proviennent de la cuisine, de la salle de bains (baignoire, douche, lavabo, bidet) et de la buanderie. Les eaux-vannes sont essentiellement les eaux des WC (Farinet et Niang, 2004). Les eaux usées génèrent quatre types de pollutions (Miquel, 2003) :

— les pollutions traditionnelles, matières en suspension (MES), demandes en oxygène ;

— les contaminations bactériennes ;

— le phosphore ;

— les micropolluants.

2 — programmes interdisciplinaires de recherche sur l'environnement de la Seine

Les rejets d'eaux usées apportent avec eux des quantités de matières en suspension et de microorganismes générant de la turbidité et surtout, une grande consommation d'oxygène (Miquel, 2003). Les matières en suspension, encore appelées résidu non filtrable, exprimées en mg par litre constituent les matières non dissoutes contenues dans l'eau. Elles se subdivisent en deux catégories : les matières fixes et les matières volatiles (Danielle et. *al.,* 1997 ; Pettygrove et Asano, 1984). Elles comportent à la fois des éléments minéraux et organiques (Pettygrove et Asano, 1984). C'est-à-dire qu'une partie des MES se volatilise lorsqu'elles sont chauffées à haute température (550 degrés Celsius) ; cette partie constitue la fraction organique et les sels inorganiques volatils (Danielle et. *al.,* 1997). Les MES font partie de la charge polluante des eaux usées urbaines (Farinet et Niang, 2004). Cette charge polluante est égale à la somme des MES et des matières oxydables d'après la Direction de l'environnement et des établissements classés du Sénégal (2001). Les caractéristiques physiques des eaux résiduaires, principalement les matières en suspension (MES) peuvent altérer le milieu récepteur dans lequel elles se déversent (Farinet et Niang, 2004).

La consommation d'oxygène, résultant du rejet des eaux usées, est évaluée grâce à deux paramètres : la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO).

La demande biochimique en oxygène (DBO), est exprimée en mg d'oxygène par litre d'eau. Elle exprime la quantité, de matières organiques biodégradables, présente dans l'eau. En effet, l'absorption d'oxygène due aux déversements d'eau usée est fonction de la concentration de matières biodégradables qu'elle contient (Danielle et. *al.,* 1997). Ce paramètre mesure, donc, la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie. En général, on mesure la quantité d'oxygène consommée au bout de cinq jours (DBO5) qui ne représente qu'une fraction de la DBO ultime, soit environ 70 %. En effet, la minéralisation complète des matières organiques peut demander jusqu'à 20 jours ou plus (Danielle et. *al.,* 1997). La DBO est donc une façon d'exprimer la concentration en matières biodégradables que contient une eau. Cette biodégradabilité de la matière organique est souvent déterminée par le rapport carbone/azote et bien que sa pertinence soit maintenant contestée, on considère qu'un rapport carbone/azote de l'ordre de 30 est nécessaire pour une bonne dégradation de la matière organique (Farinet et Niang, 2004).

La demande chimique en oxygène (DCO), exprimée en mg d'oxygène par litre d'eau représente la teneur totale de l'eau en matières oxydables. Ce paramètre correspond à la quantité d'oxygène qu'il faut fournir pour oxyder par voie chimique ces matières.

Les eaux usées contiennent également, des microorganismes d'origine fécale, potentiellement pathogènes (Miquel, 2003). Elles présentent une charge bactériologique très élevée caractérisée par les germes de la flore intestinale, de l'ordre de 10 milliards de germes tests pour 100 ml (Farinet et Niang, 2004). C'est particulièrement le cas des bactéries dites coliformes, surtout présentes dans les intestins des animaux à sang chaud. Dans les eaux brutes, le nombre de coliformes est un indicateur de probabilité de la présence de bactéries (Miquel, 2003).

Le phosphore ou ses dérivés, surtout utilisé dans les lessives à cause de ses propriétés adoucissantes d'eau qui facilite le lavage, est massivement présent dans les eaux usées d'origine urbaine (Miquel, 2003). Par exemple, en France, 70 000 tonnes de phosphore sont rejetées par an, dont 51 % d'origine urbaine malgré les recommandations qui ont été faites pour sa diminution dans les lessives.

Enfin les eaux usées renferment également beaucoup de micros polluants d'origine domestique. Ces derniers recouvrent une large gamme de molécules chimiques utilisées dans la vie quotidienne : additifs, enzymes utilisées dans les lessives, solvants, plastifiants que l'on retrouve dans les combustions, produits cosmétiques, médicaments... (Miquel, 2003). Cependant leur faible teneur de l'ordre de quelques nanogrammes fait que leur recherche est très délicate et par conséquent ne sont pas toujours mesurés.

Les eaux usées malgré leur mauvaise qualité sont recyclées dans l'agriculture urbaine, essentiellement dans les pays réputés agricoles, mais dont les ressources hydriques sont faibles (Ecosse, 2001), comme le bassin méditerranéen, le Sud des États-Unis. Dans l'espace périurbain de la zone de Dakar, où l'utilisation des eaux usées comme eau d'irrigation est courante, les principaux canaux d'évacuation des eaux usées subissent des dérivations vers les champs (S.T.Fall et A.S.Fall, 2000). La grande *Niaye* de *Pikine* et les périmètres de *Cambérène* qui semblent être les zones les plus affectées par cette pratique courent un danger écologique bien réel. Les déchets constituent un gisement de matière organique fraîche et transitoire, précurseur de l'humus. Ils contiennent également des composés minéraux sous diverses formes, qui peuvent contribuer à

la fertilisation des sols. Cependant lorsque ces éléments nutritifs ne sont pas absorbés par les plantes, ils vont entraîner la pollution des eaux souterraines et du sol.

2. LE SOL

Un sol peut être défini comme une formation naturelle d'épaisseur variable constituant la couche superficielle de l'écorce terrestre et résultant de l'altération des roches mères sous l'action des facteurs physiques, chimiques et biologiques et des échanges qui s'y manifestent. Le sol, que l'on peut, également, définir comme la mince couche supérieure de la croûte terrestre (pédosphère) où s'interpénètrent la roche (lithosphère), l'air (atmosphère), l'eau (hydrosphère) et les organismes vivants (biosphère), est un milieu plus complexe que l'air ou l'eau (Montanarella, 1999). Le sol peut être considéré comme le support des plantes racinaires et comme l'habitat naturel d'un grand nombre d'organismes divers comme les bactéries, les champignons, les protozoaires, les invertébrés qui contribuent à la conservation et à la productivité des agrosystèmes (Giller et *al*., 1997). Il est de ce fait un composant environnemental majeur situé à l'interface entre agriculture et environnement, en tant que substrat pour toutes les activités agricoles (Montanarella, 1999).

Au Sénégal dominent largement les sols ferrugineux tropicaux (Dubois, 1948 ; Khouma, 2000). On y rencontre également des sols ferrallitiques et des sols peu évolués sur matériaux meubles. La zone des Niayes est dominée par la présence de sols pauvres : sols diors, sols minéraux bruts d'apport qui constituent les formations dunaires (Cissé et Fall, 2000).

Les sols assurent plusieurs fonctions significatives, pour la vie des êtres humains, parmi lesquelles nous pouvons citer :

— support pour l'agriculture et la sylviculture ;

— action de filtrage, de tampon et de transformation entre l'atmosphère, les eaux souterraines et le couvert végétal, protégeant l'environnement par la préservation des réserves d'eau potable ;

— les sols constituent des habitats biologiques et des réserves de gènes beaucoup plus importants des points de vue quantitatif et qualitatif que toute la biomasse au-dessus.

Les sols sont, cependant, exposés à une dégradation physique, chimique et biologique. Certaines activités agricoles contribuent à ces effets nocifs.

L’érosion, la désertification, la saturation en eau et le tassement constituent les principales formes de dégradation physique des sols liée à l'agriculture. Les besoins croissants en eau ainsi que la mécanisation et les labours parfois excessifs ne sont pas étrangers à cette forme de dégradation.

La dégradation chimique du sol, par contre, se traduit par une acidification, une salinisation et une contamination par des micro-polluants, comme les pesticides et leurs métabolites, les métaux lourds et les nutriments, c'est-à-dire l'azote et le phosphore. Cette contamination a des conséquences, principalement la toxification et l'eutrophisation.

Les pratiques agricoles en cause sont la sur-utilisation d'engrais organiques et d'engrais minéraux, l'émission de polluants par l'élevage intensif ; l'épandage de boues d'épuration sur les terres agricoles, l'utilisation de pesticides ayant des effets secondaires indésirables.

En ce qui concerne la dégradation biologique, « il faut garder à l'esprit que la qualité d’un sol se définit essentiellement par son activité biologique, laquelle est affectée par la minéralisation importante de l'humus et les changements en matière de biodiversité » (Montanarella, 1999).

Dans la zone des *Niayes*, la dégradation des sols est à la fois liée à la dégradation des conditions pluviométriques et à la longue pratique de l’agriculture, particulièrement sur les sols « *diors* » (Cissé et Fall, 2000). Le développement du maraîchage, sur pratiquement tous les types de sols de la zone des *Niayes*, contribue en outre à l’appauvrissement des sols, à leur dégradation par l’érosion hydrique et éolienne et au comblement des dépressions jouxtant les systèmes dunaires. À cela s’ajoute la surexploitation des dépressions qui, avec le déficit pluviométrique de la région, a entraîné par endroits une salinisation des sols. L’irrigation amène une nouvelle dynamique du sol et selon la méthode employée, « les effets de l'apport d'eau sur le sol peuvent être plus ou moins prononcés » (Farinet et Niang, 2004).

Le sol doit, dès lors, être considéré comme une ressource qu'il importe de préserver (dispositifs anti-érosion, intégration des substances organiques, l'assolement, etc.). Cette préservation est d’autant plus nécessaire que le sol constitue une ressource non-renouvelable contrairement à la conception qu’on en avait en agriculture. En effet, l’agriculture, est longtemps reposée sur l’hypothèse selon laquelle le sol constituait une ressource inépuisable pour une production en croissance perpétuelle. Cependant, au cours des dernières décennies, l’état de

dégradation avancée des sols résultant des pratiques agricoles, les difficultés à restaurer leur fertilité et l'extrême lenteur de leur formation (100-400 ans par cm de terre végétale) nous imposent plus de prudence. Cette formation se fait sous l'influence de la végétation qui apporte de la matière organique influençant la structure du sol.

2.1. FORMATION DU SOL

La formation du sol se déroule en 3 phases :

— altération de la roche mère ;

— intégration de la matière organique ;

— transfert de matières et formation d'horizons bien différenciés :

2.1.1. L'altération de la roche mère

Elle fait intervenir deux processus principaux qui sont successivement :

— la désagrégation physique : fractionnement par des agents climatiques (vent, eau, gel) conservant la composition minéralogique de la roche ;

— l'altération géochimique qui est un processus faisant intervenir l'eau, associée ou non à l'oxygène, au CO_2 ou à des acides organiques ; (Gobat et *al*., 1998).

Au terme de cette première phase, on obtient un matériel minéral apte à intégrer le matériel organique.

2.1.2. Intégration de la matière organique

Elle fait intervenir prioritairement les organismes du sol dont les uns apportent de la matière organique, essentiellement de la litière qui peut être aérienne : matière organique morte en surface ou souterraine : bactéries et racines mortes, animaux, champignons morts etc. et les autres transforment cette matière organique suivant plusieurs voies :

- la minéralisation : processus physique, chimique et biologique assurant la transformation des constituants organiques en constituants minéraux ;
- l'humification, processus biochimique entraînant la synthèse de matière organique stabilisée, formant l'humus et l'incorporation au complexe argilo-humique (Gobat et *al*., 1998) ;

– l’assimilation par les organismes vivants (chaînes de décomposition).

2.1.3. Transfert de matières et formation d’horizons

Les principaux agents de transfert de matières sont : l’eau, les animaux du sol, le mycélium des champignons, les plantes vasculaires et la gravité.

L’ensemble des processus de transformation et de transfert de matières entraîne au niveau du sol, l’apparition de caractères morphologiques (structure, couleur etc.) ou chimiques (décalcification, acidification etc.) conduisant à l’apparition d’horizons pédologiques. Ces derniers sont des couches de sol bien typées séparées par des transitions souvent nettes ; par exemple :

— l’horizon O : horizon organique (litière)

— l’horizon A : horizon organo-minéral de surface (site du complexe argilo-humique)

— l’horizon B : horizon minéral « illuvial » d’accumulation.

2.2. STRUCTURE DU SOL

Elle désigne la manière dont sont disposées les unes par rapport aux autres les particules minérales élémentaires. Suivant la taille des unités cohérentes qui constituent le sol on distingue :

— des micro-agrégats qui sont les plus petites unités cohérentes du sol constituées de grains de sable, de limon, de quelques particules d’argile et de matière organique. Leur taille est inférieure à 250 μm et ils ne se dispersent pas en présence d’eau ;

— des macro-agrégats de taille comprise entre 250 μm et quelques millimètres, constitués par la réunion de plusieurs micro-agrégats ;

— des mottes formées par la réunion de plusieurs agrégats.

La structure normale d’un sol apte à la culture est une structure fragmentaire : le sol est constitué de petits grains ou agrégats eux-mêmes agglomérés en mottes. La structure est bonne si, dans un sol sec exposé à la pluie, les agrégats n’éclatent pas sous l’action des gouttes. La stabilité des agrégats dans le sol est sous l’influence de plusieurs facteurs notamment la concentration en C organique et l’eau du sol (Dutartre et *al.*, 1993) d’une part et les composés humiques (Chaney et Swift, 1984), les composés solubles (Capriel et *al.*, 1990) et les polysaccharides produits par la faune du sol (Haynes et Swift, 1990) d’autre

part. Les cations jouent également un rôle dans la stabilité de la structure des sols. En effet, l'ion Ca_2^+ augmente cette stabilité alors que les cations monovalents entraînent une structure moins stable. Enfin selon Feller et Beare (1997) la formation d'agrégats stables dans le sol est influencée par la minéralogie, la texture, la qualité et la quantité de matière organique apportée.

2.3. LES COMPOSANTS DU SOL

2.3.1. Les composants inertes du sol

Ils sont représentés par la fraction minérale solide constituée de débris de roche-mère (argile, sable, limon etc.), la fraction liquide (eau et solution du sol), la fraction gazeuse qui constitue l'atmosphère du sol avec des gaz divers (O_2, CO_2, H_2, N_2O, NH_3, SO_2, SH_2 etc.) et la matière organique inerte (débris divers d'origine biologique). Ces composants inertes représentent environ 93 à 95 % du poids total du sol. Les fractions liquide et gazeuse sont colonisées par des organismes vivants.

2.3.2. Les composants vivants du sol

Ce sont aussi bien des procaryotes que des eucaryotes notamment des champignons ; composante majeure de la biomasse des décomposeurs (Ascomycètes, Zygomycètes, Basidiomycètes, etc.) selon Hawksworth (1991). Ces décomposeurs sont responsables de beaucoup de transformations dans la décomposition de la matière organique (Dighton et Boddy, 1989 ; Wainwright, 1992 ; Cromack et Caldwell, 1992). On distingue aussi des bactéries proliférant dans les milieux les plus riches en azote et intervenant, en particulier, dans les processus d'oxydo-réduction (Paul et Clark, 1989). D'un point de vue numérique, les bactéries constituent le groupe vivant le plus important du sol, suivies des champignons, algues, protozoaires et nématodes. On peut également citer, parmi les composants vivants du sol les virus, la microfaune (Micro arthropodes dont les Acariens et Collemboles) et enfin les organes souterrains des plantes.

On peut distinguer suivant la taille 3 principaux groupes d'organismes vivants dans le sol ; la microflore et la microfaune, la mésofaune et la macrofaune (Swift et *al*., 1979). À l'intérieur de ces groupes, on rencontre une classification des organismes selon leur activité (Verhoef et Brussard, 1990). Le pool de la biomasse microbienne contient 1 à 3 % du carbone organique du sol (Feller, 1993).

2.4. LA MATIERE ORGANIQUE DU SOL

La matière organique du sol est constituée par l'ensemble des débris d'origine biologique incorporés au sol soit naturellement, soit artificiellement et comprenant principalement :

— des débris végétaux : litière constituant la masse végétale provenant des feuilles, branches et tiges encore peu transformée qui recouvre le sol (Mangenot, 1980) ; source essentielle de la matière organique du sol (Duchaufour, 1977) ;

— des débris animaux : cadavres, excréments,déchets ;

— des déchets microbiens : édaphon ;

— des déchets divers : ordures ménagères et industrielles.

À son arrivée au sol, l'ensemble de cette matière organique va subir une décomposition, essentiellement biologique, qui entraîne la formation presque immédiate de composés humiques. Suivant le niveau de décomposition de la matière organique on va distinguer :

— la matière organique fraîche : matière organique non décomposée avec un rapport C/N très élevé (>20) (Feller, 1979), constituée essentiellement par la litière qui recouvre le sol minéral et qui engendre l'humus (Duchaufour, 1991);

— la matière organique humifiée : c'est l'humus qu'on appelle aussi la fraction organo-minérale ou encore matière organique partiellement décomposée, représentée par des molécules organiques adsorbées aux éléments fins du sol (argiles, limons). Elle a un rapport C/N faible (10).

La matière organique du sol renferme divers éléments chimiques parmi lesquels, le carbone et l'azote jouent un rôle fondamental dans le cycle biologique des plantes et des micro-organismes. Cependant, l'azote ne peut être assimilé par les plantes qu'après consommation et minéralisation par les micro-organismes.

2.4.1. La décomposition de la matière organique du sol

La décomposition de la matière organique du sol consiste essentiellement en 3 types de réactions chimiques de biodégradation qui sont :

— la consommation et l'émiettement de la matière organique par la faune détritivore essentiellement ;

— la minéralisation de la matière organique qui est un processus biologique assuré par les microorganismes ;

— l'humification qui est un processus biochimique assuré par les enzymes microbiennes.

L'ensemble de ces réactions est assuré par les décomposeurs (la microflore et la faune) dont l'activité dépend de la qualité et de la quantité de la litière et dans une large mesure des facteurs physiques, chimiques et micro-climatiques de la station (Swift et *al*., 1979 ; Reddy, 1984 ; Tian et *al*., 1993).

Selon Aggangan et *al*. (1999), la décomposition de la matière organique apporte énergie et nutriments à la population microbienne du sol, augmente la biomasse microbienne dans le sol, le taux d'azote minéral ainsi que l'activité et la respiration microbienne dans le sol.

2.4.1.1. La minéralisation

Les molécules simples (acides aminés, acides organiques, certains glucides, les tannins) de la matière organique fraîche du sol vont subir une minéralisation primaire (M1) rapide (quelques mois) pour donner des éléments minéraux solubles : CO_2, NH_3, NO_3^-, Sulfate, Phosphate, Fer.

Les molécules complexes (cellulose, hémicellulose, lignine) vont, pour leur part, subir d'abord une lente humification pour donner de l'humus plus ou moins dégradé qui à son tour va subir une lente minéralisation secondaire (M2) de quelques années. Celle-ci constitue donc l'étape qui suit dans le sol le processus d'humification (Touffet, 1982).

Les deux types de minéralisation (M1, M2) s'accompagnent d'une production et d'une libération d'énergie. Certains éléments minéraux issus de M1 vont être fixés ou immobilisés au niveau de l'humus plus ou moins dégradé. D'autres éléments minéraux de M1 vont être immobilisés par les microorganismes qui concurrencent ainsi la nutrition des végétaux en assimilant une partie de ces éléments. La partie restante est perdue soit par volatilisation soit par lessivage.

a) Minéralisation du carbone organique

Les composés glucidiques $(CH_2O)_n$, comme les sucres simples (glucose, fructose etc.) ou les sucres polymérisés (amidon, cellulose, lignine), par l'intermédiaire des enzymes microbiennes des groupements fonctionnels vont donner du glucose. Ce dernier va évoluer pour donner du CO_2, de l'eau (H_2O) et

de l’énergie après oxydation totale (en aérobie) ou bien il va donner différents types d’alcools et d’acides organiques (acides citrique, lactique, oxalique, succinique, carbonique), du CO_2, de l’énergie après fermentation partielle (en anaérobies) suivant ces réactions généralisées :

$$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + \text{ÉNERGIE}$$

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CH_2OH + 2CO_2 + \text{ÉNERGIE}$$

D’une manière générale, on peut retenir pour le cycle du carbone le schéma suivant :

Figure 1 Cycle du carbone (Bourque, 2004)

La figure ci-dessus résume les deux cycles, terrestre et marin, du carbone. Le processus de base du recyclage du carbone à court terme est le couple photosynthèse-respiration, c'est-à-dire la conversion du carbone inorganique du CO_2 en carbone organique par la photosynthèse, et subséquemment l'inverse, la conversion du carbone organique de la matière organique en carbone inorganique par la respiration. Ces conversions se font à partir de trois réactions de base : d'abord, la photosynthèse, la respiration et la fermentation. La respiration et la fermentation sont d’ailleurs fréquemment utilisées pour mesurer l’activité microbienne du sol. Cependant, du fait que la mesure de l’activité microbienne en anaérobie est plus complexe qu’en aérobie, l’activité microbienne est déterminée

en mesurant soit le CO_2 ou O_2 (Paul et Clark, 1996). Dans le cadre de notre travail, on mesurera la respiration pour déterminer l'impact de la qualité des eaux d'irrigation sur la minéralisation du carbone.

Dans ce cycle de conversion du carbone, les processus physiques, chimiques et biologiques agissent ensemble et sont si intimement liés qu'il devient difficile de les départager. Le carbone de la matière organique décomposée par les microbes peut suivre 3 voies différentes :

— rejeté dans l'atmosphère sous forme de CO_2 (ou CH_4 dans une moindre mesure) ;

— assimilé et transformé en biomasse ;

— incorporé dans les substances humiques

b) Minéralisation de l'azote organique

On estime qu'un sol normal contient environ 1000 kg d'azote (N) par hectare, sous forme de matière organique plus ou moins fraîche ou en cours de décomposition (Miquel, 2003). L'azote organique est obtenu soit à partir de l'azote minéral soit par fixation biologique de l'azote moléculaire. Cette dernière c'est-à-dire la fixation de l'azote correspond à la conversion de l'azote atmosphérique en azote utilisable par les plantes et les animaux. Elle se fait par certaines bactéries qui vivent dans les sols ou dans l'eau et qui réussissent à assimiler l'azote diatomique N_2. Il s'agit en particulier des cyanobactéries et de certaines bactéries vivant en symbiose avec des plantes (symbiose *Rhizobium*-Légumineuses). La réaction chimique type est :

$$2N_2 + 3\,(CH_2O) + 3H_2O \rightarrow 4NH_4^+ + 3CO_2$$

Dans les sols où le pH est élevé, l'ammonium se transforme en ammoniac gazeux :

$$NH_4^+ + OH^- \rightarrow NH_3 + H_2O$$

La réaction nécessite un apport d'énergie de la photosynthèse (cyanobactéries et symbiotes de légumineuses). Cette fixation tend à produire des composés ammoniaqués tels l'ammonium NH_4^+ et son acide conjugué l'ammoniac NH_3. Il s'agit d'une réaction de réduction qui se fait par l'intermédiaire de substances organiques (CH_2O).

La fixation biologique est souvent désignée comme responsable de l'acidification des sols. Cependant, cela ne se fait pas directement, mais seulement

après que l'azote fixé est transformé par ammonification et nitrification (Paul et Clark, 1996).

i) L'ammonification

C'est le processus de transformation de l'azote de la matière organique (protéines, sucres aminés, bases puriques et pyrimidiques) en azote ammoniacal : ammoniac (NH_3) ou sels d'ammonium (NH_4^+) aussi bien en aérobie qu'en anaérobie. La réaction type est :

$$\text{PROTEINE} \rightarrow \text{PEPTIDES} \rightarrow \text{ACIDES AMINES} \rightarrow \text{AMMONIAC}$$

Ce processus de transformation, micro biologique de l'azote organique est assuré par les bactéries et champignons. Le pH de l'eau détermine la forme ammoniacale produite (Danielle et *al*., 1997).

ii) La nitrification

La nitrification transforme les produits de la fixation ou azote ammoniacal (NH_4^+, NH_3) en azote nitrique, des nitrites et nitrates (NO_2^-et NO_3^-). C'est une réaction d'oxydation qui se fait en 2 étapes (Warington, 1878) par catalyse enzymatique reliée à des bactéries autotrophes aérobies de la famille des Nitrobacteriacées (*Nitrosomonas* et *Nitrobacter*) qui en assurent la plus importante part au niveau de l'écosystème (Head et *al*., 1993). Les bactéries du genre *Nitrosomonas* (exemple : *Nitrosomonas europeae*) assurent la transformation de l'ammonium en nitrites alors que le passage des nitrites en nitrates est assuré par les bactéries du genre *Nitrobacter* (exemple : *Nitrobacter winogradskyi ; Nitrobacter vulgaris*). Dans le cas des sols acides, la transformation de l'ammonium en nitrites est assurée par les bactéries du genre *Nitrosospira* (exemple : *Nitrosospira briensis*) (Paul et Clark, 1996). Selon Prosser (1986) la transformation de l'ammonium en nitrates est assurée par des bactéries autotrophes et des bactéries nitrifiantes hétérotrophes. La transformation biologique de l'ammonium en nitrates (nitrification) est l'une des réactions les plus sensibles au pH du sol (Paul et Clark, 1996). En effet, dans certains cas, elle peut se dérouler dans un large spectre de pH compris entre 4 et 9,5 (Guissé, 1989) alors que dans d'autres, elle est négligeable en dessous de 4,5 de pH (Paul et Clark, 1996). Cependant, ce qui semble constant c'est que la nitrification est plus importante aux pH basiques. La réaction en chaîne est de type :

$$NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^- \quad (1)$$

soit :

$$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+ \quad (2)$$

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^- \quad (3)$$

(2) : nitritation.

(3) : nitratation.

iii) La dénitrification

C'est le processus de réduction des nitrates en nitrites qui vont donner, à leur tour, de l'azote moléculaire lorsque la teneur en oxygène de l'atmosphère du sol diminue. Il peut s'agir aussi d'une réduction des nitrites en ammoniac ou en oxyde nitreux puis en azote moléculaire qui s'échappe dans l'air. Cette réaction peut se faire par l'intermédiaire des bactéries nitrifiantes. En effet, en milieu anaérobie, les bactéries nitrifiantes sont capables d'inverser leur métabolisme en réduisant les nitrites et les nitrates (Féray, 2000).

La dénitrification entraîne le retour de l'azote à l'atmosphère sous sa forme moléculaire N_2, avec comme produit secondaire du CO_2 et de l'oxyde d'azote N_2O, un gaz à effet de serre (qui contribue à détruire la couche d'ozone dans la stratosphère). Il s'agit d'une réaction de réduction de NO_3^- par l'intermédiaire de bactéries transformant la matière organique. La réaction est de type :

$$4NO_3^- + 5(CH_2O) + 4H^+ \rightarrow 2N_2 + 5CO_2 + 7H_2O$$

Cette réaction, comme on peut le constater, entraîne une perte de fertilité du sol avec la transformation des nitrates en azote moléculaire.

L'activité humaine contribue à l'augmentation de la dénitrification par l'utilisation des engrais qui ajoutent aux sols des composés ammoniaqués (NH_4^+, NH_3) et des nitrates (NO_3^-). La dénitrification est également favorisée par les pH élevés (≈9) et les fortes températures.

Le cycle de l'azote se présente ainsi :

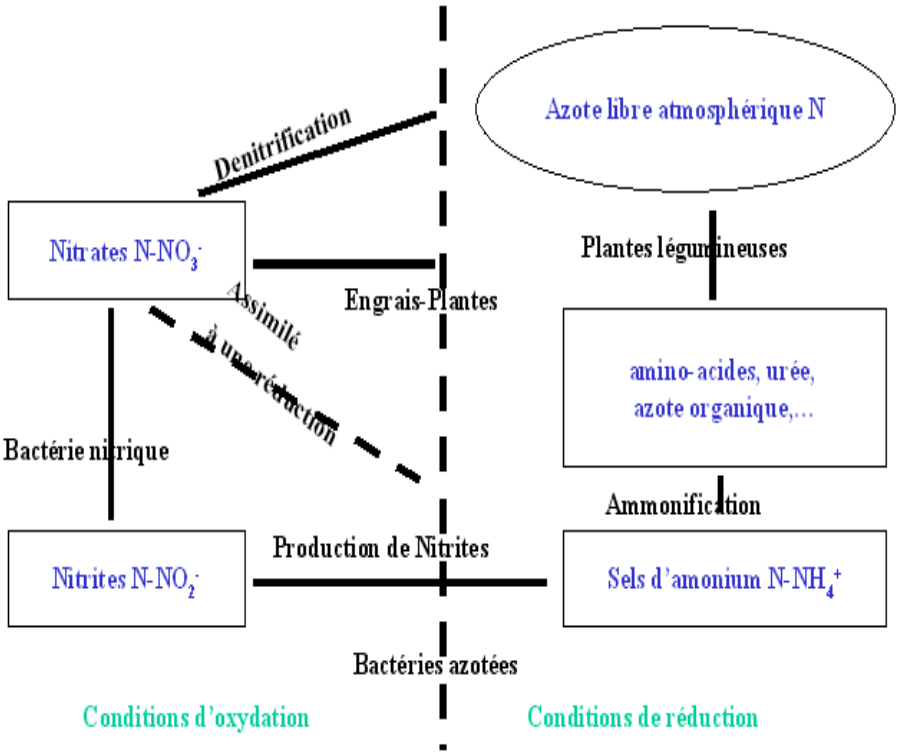

Figure 2: Cycle de l'azote (LENNTECH, 1998)

Il existe un flux permanent d'azote atmosphérique vers le sol, où il est fixé et transformé en matière organique. Cette dernière va subir une ammonification pour donner de l'azote ammoniacal oxydé en nitrites puis en nitrates (également apportés par les eaux de pluie). Ammoniaque et nitrates sont assimilés par les plantes pour produire de la matière organique alors que l'oxyde nitrique (N_2O) en excès va subir une dénitrification (maintien l'équilibre dans les écosystèmes naturels) pour retourner, à l'état gazeux (N_2), dans l'atmosphère.

La qualité et la quantité du carbone organique du sol influence largement la dynamique de l'azote du sol et sa rétention au niveau de l'écosystème (Aber et *al.*, 1998 ; Emmett et *al.*, 1998 ; Gundersen et *al.*, 1998).

c) Minéralisation du phosphore

Le phosphore se trouve dans le sol sous formes organique et minérale. Bien que les sols contiennent un grand volume de phosphore, une petite partie seulement est accessible aux organismes vivants. En effet, la plus grande partie de ce phosphore est insoluble ; cela entraîne de faibles concentrations en phosphore au niveau de la solution du sol (0,03 mg/l). Les teneurs normales du sol en

phosphore varient entre 0,1 et 1 μg/g de sol (Paul et Clark, 1996). Les besoins de la végétation sont, de ce fait, difficiles à satisfaire (Hayman, 1975).

La minéralisation du phosphore est assurée par les phosphatases des organismes du sol pour donner, en fonction du pH du milieu, soit du PO_4^{3-}, soit du HPO_4^{2-}ou alors du $H_2PO_4^-$.

L'ion $H_2PO_4^-$ est plus facilement utilisable par les plantes et caractérise les sols acides tan disque les ions HPO_4^{2-} et PO_4^{3-} caractérisent respectivement les sols neutres et alcalins.

Le cycle du phosphore ne possède pas de composante gazeuse, du moins en quantité significative (seulement le phosphure d'hydrogène[3]), et par conséquent n'affecte pratiquement pas l'atmosphère (LENNTECH, 1998). Ce cycle s'effectue, principalement, entre les océans et les continents (cycle sédimentaire) et se distingue ainsi des autres cycles (C et N) dont une partie se déroule dans l'atmosphère.

2.4.1.2. L'humification

L'humification est un processus par lequel la matière organique du sol est décomposée et partiellement transformée en une substance brute, noirâtre et colloïdale appelée humus. Au cours de l'humification, des enzymes spéciales des microorganismes telluriques telles que les phénol oxydases et les tyrosinases vont intervenir sur l'oxydation des résidus résultants de la matière organique résistante (lignine, pectine, chitine) qui se cyclisent en composés aromatiques. Ces derniers se polymérisent et se condensent en humus. L'humus est chimiquement constitué de :

— acides fulviques (AF) constitué d'un petit noyau aromatique et de longues chaînes latérales avec de nombreux radicaux ;

— acides humiques (AH) constitués d'un gros noyau et de courtes chaînes latérales peu ramifiées ;

— humine qui est la fraction minérale non extractable, insoluble, fixée sur les éléments fins du sol (argile, limon).

L'humification est accélérée par l'azote. Les tissus végétaux à C/N bas (< 25) se décomposent vite, s'humifient bien et libèrent en même temps une forte

3 — phosphure d'hydrogène: dérivé gazeux du phosphore qui peut se former par fermentation anaérobie dans des sols saturés d'eau et dans les vases benthiques des marécages (LENNTECH, 1998).

proportion d'azote minéral : ammonification. C'est le cas de *Faidherbia albida* (Diallo et *al.*, 2004) et, d'une manière générale, des litières dites « améliorantes » telles que celles des Aunes, Robiniers, Frênes, Graminées et Légumineuses parmi les plantes de sous-bois (Wittich, 1961 ; Lemée, 1973, 1975).

2.4.2. Rôles de la matière organique dans le sol

La matière organique qui représente seulement 5 % du contenu du sol est probablement son constituant le plus important du point de vue structural. En effet, elle assure plusieurs fonctions notamment la rétention de l'ensemble des particules afin de former des agrégats et d'améliorer la structure du sol. Elle libère aussi des éléments nutritifs et participe à l'amélioration de la rétention d'eau.

La perte en matière organique du sol, directement causée par des mauvaises rotations de culture et des travaux excessifs du sol, est associée à un certain nombre de problèmes :

— amplification de la compaction ;

— augmentation de l'érosion du sol ;

— accroissement du durcissement de la surface du sol ;

— réduction de l'infiltration de l'eau et du drainage du sol ;

— abaissement de la capacité du sol à retenir l'eau ;

— diminution de la capacité du sol à retenir les éléments nutritifs ;

— réduction de l'activité biologique dans le sol.

En revanche des pratiques comme le travail de conservation, une bonne rotation des cultures, les cultures couvre-sol, l'apport de fumier et d'autres sources de matière organique de même que la lutte contre l'érosion permettent d'améliorer ou de stabiliser le bilan de la matière organique qui est un élément primordial du cycle des nutriments et qui permet de retenir l'humidité et de protéger la structure du sol.

CHAPITRE 2 : MATÉRIELS ET MÉTHODES

1. MATÉRIELS

1.1. PRESENTATION ET CHOIX DU SITE D'ETUDE

Notre site d'étude est constitué par la *Niaye* de Pikine qui est un îlot dont les caractéristiques écologiques rappellent la partie sub-guinéenne. Cette zone est un espace de repliement d'une horticulture urbaine, ravitaillant directement la ville en divers produits frais (Fall et *al.*, 2000). Elle fait partie de la grande zone éco-géographique des *Niayes* qui est une bande de terre bordant la frange maritime du nord du pays, de Dakar au sud du Delta du fleuve Sénégal.

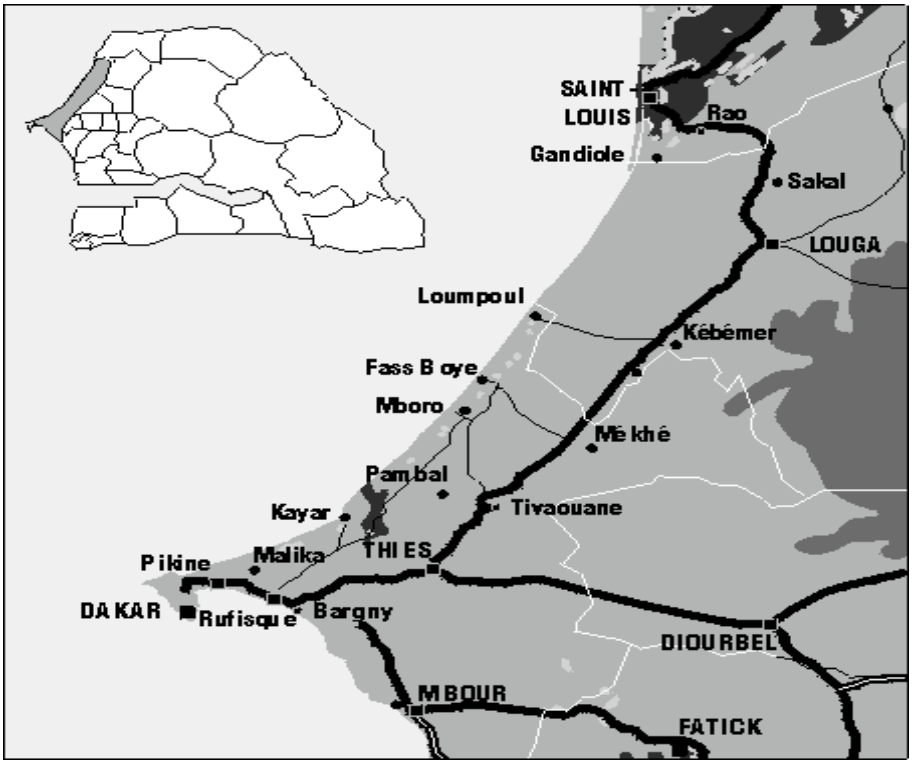

Figure 3: Situation de la zone des *Niayes* (Fall et *al*., 2000)

— Géographie

La zone des Niayes est comprise entre 14°37 et 16°02 de latitude nord (ISRA, 1997) et s'étire sur une longueur de 180 km, et sa largeur varie de 5 à 30 km à l'intérieur des terres (Fall et *al*., 2000 ; ISRA, 1997). Elle traverse 4 régions administratives : Dakar, Thiès, Louga et Saint Louis.

La *Niaye* de *Pikine* se trouve administrativement dans la région de Dakar et constitue la plus grande partie des *Niayes* de Dakar (Fall et *al*., 2000). Elle est limitée au nord par le Golf nord (*Guédiawaye*), au sud par la *Patte d'oie*, à l'est

par la ville de *Pikine* et enfin à l'ouest par la commune de *Cambérène* (Fall et *al.*, 2000).

— Climat

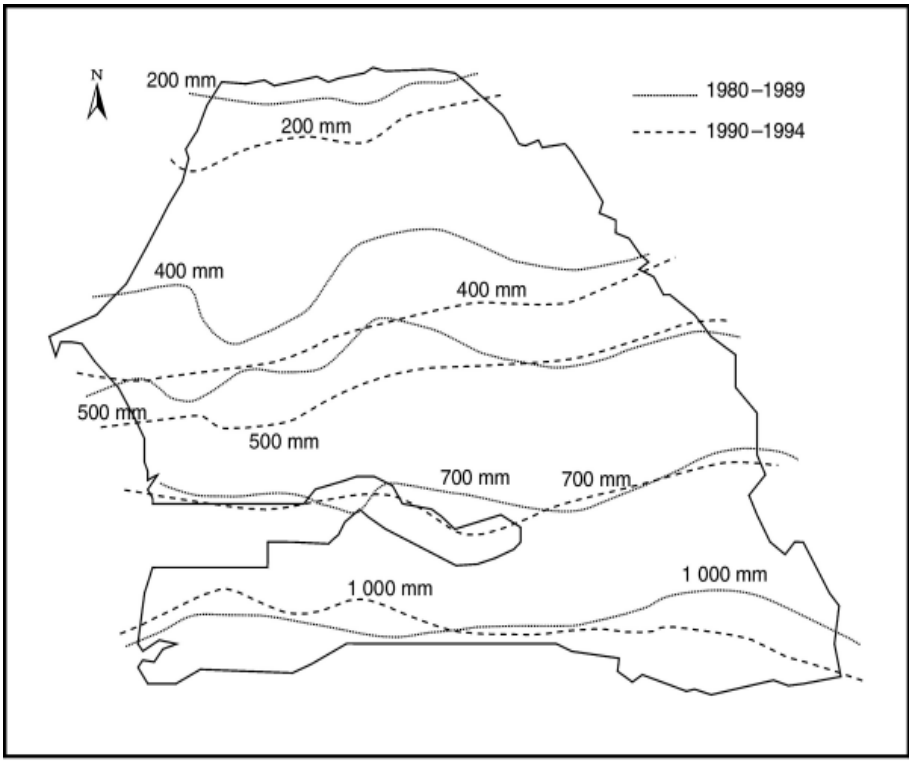

Figure 4: Les isohyètes (Fall et *al*., 2000)

La *Niaye* de *Pikine* qui se trouve en plein milieu soudano-sahélien se caractérise par l'alternance de 2 saisons annuelles : une saison humide de 3 mois (juillet, août et septembre) et une saison sèche de 9 mois. Les précipitations sont peu abondantes et dépassent rarement 500mm/an. Des précipitations appelées « *heug* » ou pluies des mangues surviennent souvent en saison sèche, notamment durant la période froide (décembre, janvier et février). Ces précipitations issues d'intrusion de masses d'air polaire, irrégulières et peu abondantes, sont cependant d'une grande importance pour la pratique des cultures de contre-saison dans ce milieu (Pereira Barreto, 1963). La détérioration climatique consécutive au changement global du climat a entraîné une irrégularité inter annuelle des précipitations, mais aussi une diminution des volumes précipités.

Les températures modérées sont influencées par la circulation des alizés maritimes soufflés par les courants froids du nord (Açores). La température moyenne mensuelle la plus chaude oscille autour de 27,5°C et survient en juillet et août. De novembre à février, la température maximale est inférieure à 28°C et la

température minimale est inférieure à 18°C. En mai et juin, la présence de l'harmattan peut élever la température à un maximum de 31°C.

On peut noter dans ce milieu, un fort taux d'humidité relative qui peut atteindre 90 % à partir du mois d'avril (Fall et *al*., 2000). Cette humidité est favorisée par la proximité de l'océan.

Dans la zone des *Niayes* de Pikine, il existe un microclimat plus doux favorisé par la couverture végétale et la présence de l'eau douce provenant de la nappe phréatique des sables quaternaires.

— Géomorphologie

La zone des *Niayes* se caractérise par des formations sédimentaires du quaternaire reposant sur des formations plus anciennes, essentiellement du secondaire et du tertiaire. Ces formations quaternaires sont caractérisées par une succession de dunes d'âge, de textures et de couleurs différentes depuis la côte jusqu'à l'intérieur des terres avec une prédominance de trois systèmes dunaires :

— les dunes littorales, appelées également dunes blanches ou dunes vives à cause de leur mobilité sont caractérisées par des plages de sable coquillier constamment repris par le vent ;

— les dunes jaunes ou dunes semi-fixées occupent l'arrière-plan des dunes vives. Par endroits, elles sont interrompues par des lacs, surtout dans la région de Dakar (*Retba, Mbeubeuss, Youi, Malika*, etc.) et de nombreuses mares temporaires dans la région de Thiès ;

— les dunes rouges continentales, ou dunes intérieures, ou encore dunes ogoliennes forment un important erg depuis le sud-ouest de la Mauritanie jusqu'à l'ouest du Sénégal. Elles sont constituées de sols rouges, appelés communément sols « *diors* » dans la terminologie locale (Fall et *al*., 2000).

Tous ces systèmes de dunes existent dans la *Niaye* de *Pikine* (micro-échelle) dont la morphologie est complexe : elle laisse apparaître plusieurs formes de reliefs allant des sommets dunaires aux dépressions et couloirs interdunaires où affleure la nappe phréatique. La grande *Niaye* de *Pikine* est encadrée par l'erg de *Cambérène* et de *Pikine* qui constitue les zones d'occupation humaine (Fall et *al*., 2000).

— Pédologie

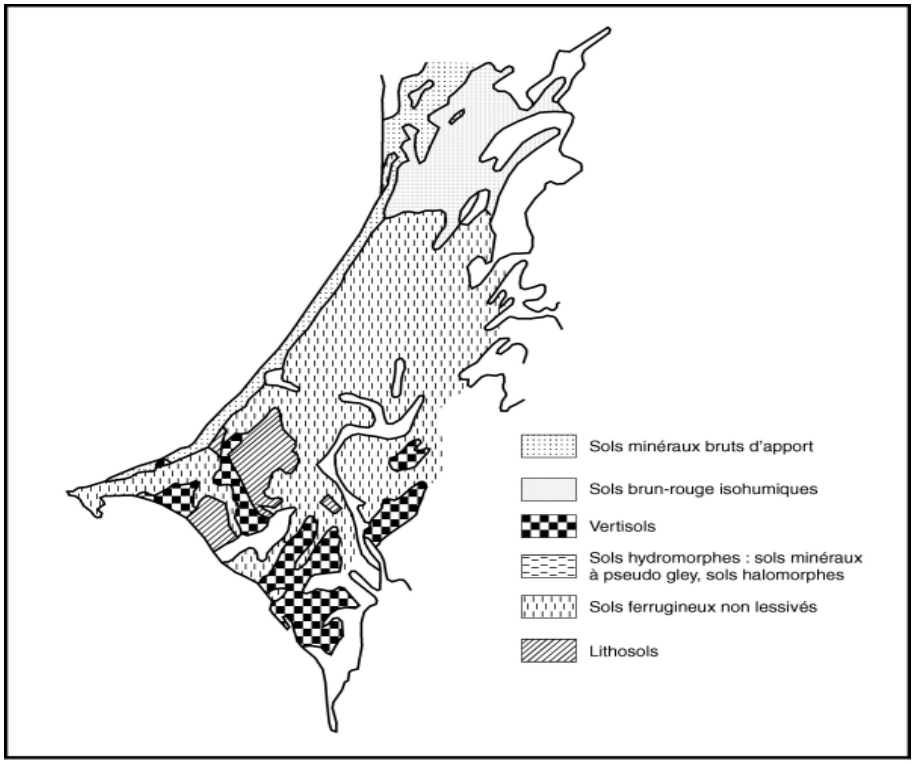

Figure 5: Typologie des sols (Fall et *al*., 2000)

La pédologie est assez diverse du nord au sud. On détermine ainsi six types de sols dans la zone des *Niayes* parmi lesquels :

— les sols minéraux bruts d'apport (dunes vives) pauvres en matière organique avec l'inexistence d'horizons humifères ;

— les sols ferrugineux tropicaux non lessivés (dunes rouges) occupent la majeure partie de la région des *Niayes*. Ils sont pauvres en matière organique et sont sujets à l'érosion éolienne et aux eaux de ruissellement. Ils servent à la fois de terres de cultures vivrières, notamment mil et arachide, et de parcours pastoraux ;

— les sols halomorphes, se situant souvent aux environs des lagunes côtières barrées par les cordons dunaires dans la partie sud des *Niayes* (région de Dakar et Thiès) et au niveau du delta du fleuve Sénégal ;

— les sols minéraux à pseudo gley très déterminant dans les dépressions que constituent les *Niayes*. Ils sont riches en matière organique et, tout comme les vertisols, ils sont d'un grand intérêt dans la production agricole, particulièrement maraîchère (Fall et *al*., 2000).

À Pikine, les sols sont majoritairement hydromorphes, gorgés d'eaux, parce que constamment submergés par la nappe phréatique (Fall et *al.*, 2000). Du point de vue minéralogique, ce sont des sols minéraux à pseudo gley qu'on retrouve dans la partie humide, tandis que sur les parties exondées, c'est un sol « *dior* » caractérisé par un substrat très poreux et une végétation moins exigeante en eau. Les sols sont riches et très humifères.

— Hydrologie

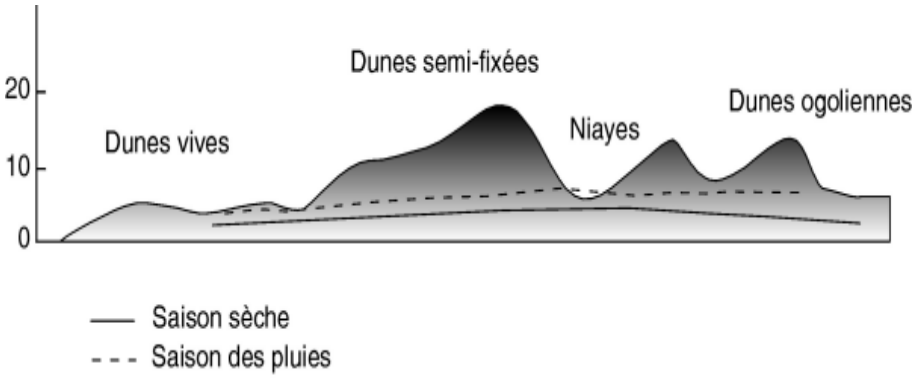

Figure 6: Ressources en eau : niveau de fluctuation de la nappe suivant les saisons (Fall et *al.*, 2000)

Les écoulements de surface devenant de plus en plus rares, les ressources en eau dans les *Niayes* proviennent, de nos jours, essentiellement de la nappe phréatique des sables quaternaires. Cette nappe est d'une importance capitale par ces multiples usages. Elle est utilisée pour l'alimentation en eau de la population riveraine, particulièrement pour la ville de Dakar (Martin, 1970), l'alimentation des animaux et, enfin, pour les besoins agricoles qui confèrent à la région toute son importance. Cependant, cette nappe qui se trouve à de très faibles profondeurs, et qui, parfois, est même affleurante, entre 0,5 et 2 mètres dans les bas-fonds tourbeux (Niang, 1999), est essentiellement utilisée pour l'agriculture et l'alimentation en eau des populations dont la forte concentration a contribué à la pollution de la nappe par les nitrates avec des pics dépassant 350 mg/l (Tandian et *al*., 1997).

La *Niaye* de *Pikine* est la partie la plus évasée, où la présence de l'eau est plus permanente que dans le reste de la zone littorale des *Niayes* septentrionales (vers Thiès et Saint-Louis). L'eau affleure toute l'année, occasionnant le développement d'une végétation luxuriante.

— Population et activités socio-économiques

En 1976, la zone des *Niayes*, avec les quatre régions qui la composent, comptait une population de 2 549 694 habitants sur un total national de 4 978 850

habitants. Au dernier recensement de la population du Sénégal (1988), cette zone représentait une population totale de 3 590 359 habitants, soit la moitié de la population du Sénégal (6 896 808 habitants) (Fall et *al*., 2000) avec un taux de croissance de 3 %. On note donc une augmentation de 1 040 665 habitants en 12 ans, soit une population avec un temps de doublement de 25 ans.

La densité moyenne de cette zone des *Niayes* qui était de 44,6 habitants au km^2 en 1988 avoisinerait 62,5 habitants au km^2 en 2000 (Fall et *al.*, 2000). Toutefois on note de grandes disparités interrégionales et intrarégionales. C'est ainsi que dans la région de Dakar la densité moyenne est de 3 399 habitants au km^2 et à *Pikine* elle est de 10 500 habitants au km^2 (Fall et *al.*, 2000).

Cette forte concentration d'individus entraîne, au niveau de la zone des *Niayes*, une croissance urbaine assez importante, particulièrement dans la région de Dakar où le taux d'urbanisation est de 4 % ; ce qui pose de réels problèmes de survie des espaces réservés à l'agriculture périurbaine.

Les activités socio-économiques sont très diversifiées dans l'ensemble de la zone agro-écologique des *Niayes* et concernent l'élevage (1 % du cheptel bovin, 3 % des petits ruminants) et l'horticulture (au moins 80 % de la production nationale). À Dakar, la tomate, la pomme de terre, la salade verte, le haricot vert, le *Gombo*, le piment, l'aubergine, l'oignon, le navet, la pastèque, le chou pomme, le *jaxatou*, le manioc constituent les principales spéculations pratiquées (Niang, 1999). On note aussi comme activité socio-économique la pêche et ses activités connexes (mareyage, transformation, maintenance et transport) et enfin l'extraction minière (phosphate, sel, coquillage).

Le site de *Pikine* a été mis en valeur au plan agricole, particulièrement en maraîchage, arboriculture et aviculture. Dans la partie humide où il y a un affleurement d'eau, la riziculture est largement pratiquée (Fall et *al.*, 2000). En période de décrue, une agriculture se développe avec des spéculations comme la tomate, le chou ou la patate. Sur les parties hautes dominées par les sols « *dior* », diverses cultures maraîchères sont exploitées : aubergine, laitue, oignon, *jaxatu*, piment, persil, poireau, fraise. On note cependant une dominance de la laitue, du chou et de l'oignon. Cette partie est plus valorisée au plan agricole par le moyen des « *céanes* » pour l'approvisionnement en eau à une faible profondeur. L'arboriculture est dominée par les cocotiers. Ensuite viennent les autres espèces : la papaye, les agrumes (citron, mandarine, mangue, corossol, sapotier), les « *guerté tubab* » (*Terminalia catapa*), les cerisiers, les anacardiers, etc. On note

aussi, vers *Cambérène* et la *Patte d'oie*, les palmiers à huile où les *Manjak*[4] tirent des quantités importantes de vin de palme.

— choix du site et des parcelles d'étude

Le choix du site a été guidé par l'intensité de l'activité maraîchère mais aussi par la qualité des eaux utilisées pour arroser les cultures. À ce niveau, la *Niaye* de *Pikine* présente plus d'avantages que les principales autres zones de maraîchage de la région de Dakar (*Ouakam, Cambèrène-Thiaroye, Patte d'Oie*). En effet, la *Niaye* de *Pikine* est la seule zone où l'on note l'utilisation de 3 types d'eaux d'irrigation : eaux usées brutes, eaux de *céanes* (puits peu profonds) et mélange eaux usées-eaux de *céanes*. L'activité maraîchère y est aussi très importante avec une production élevée qui approvisionne beaucoup de marchés de Dakar en divers produits (salade verte, aubergine, tomate, haricot vert, gombo, oignon, navet, chou pomme, manioc, pomme de terre, *jaxatou*, piment, oseille).

Une fois le site choisi, une liste des maraîchers a été dressée, puis, à travers un tirage au sort neuf (9) maraîchers, dont les champs devront servir à l'échantillonnage des sols et eaux, ont été choisis en fonction du type d'eau utilisée pour l'arrosage. Ces neuf maraîchers sont répartis en trois (3) groupes de trois (3) personnes utilisant le même type d'eau.

1.2. VEGETATION

La zone des *Niayes*, qui se trouve en milieu soudano-sahélien, se présente, du point de vue végétation, comme appartenant à la zone sub-guinéenne notamment dans les régions de Dakar et Thiès. La zone se présente comme une zone de végétation-relique très diversifiée. En fonction de la topographie, de la pédologie et de la présence de l'eau, une végétation typique se profile. Ainsi, au niveau de la zone de contact entre le bas du système dunaire et la dépression, caractérisée par une présence quasi permanente de la nappe phréatique et des sols très humifères, domine *Elaeïs guineensis* avec également une bonne représentation de *Cocos nucifera*.

La strate herbacée, également conditionnée par la topographie et par l'eau, est bien représentée, en particulier *Nymphaea lotus* et *Phragmites vulgaris* (espèces aquaphiles) au centre des dépressions, et sur les marges, on trouve des espèces moins exigeantes en eau.

4 — ethnie originaire du sud du Sénégal.

Dans le système de dunes rouges, dominent les espèces ligneuses (*Acacia albida, Acacia seyal, Balanites ægyptiaca* etc.). Les strates arbustives et herbacées y sont essentiellement composées d'euphorbiacées (*Euphorbia balsamiphera*), de combrétacées (*Guiera senegalensis, Combretum glutinosum*, etc.) et de graminées saisonnières (*Cenchrus biflorus, Andropogon sp*, etc.).

Sur le système de dunes jaunes et de dunes blanches, la végétation reste maigre, parfois même inexistante sur les dunes vives. En dehors de la végétation d'origine anthropique implantée dans le cadre du projet de fixation des dunes littorales, les rares espèces présentes sont *Opuntia tuna* et *Maytenus senegalensis*. Dans le cadre du projet de fixation des dunes, *Casuarina equisetifolia* a été beaucoup utilisée.

Dans la zone des *Niayes* de *Pikine*, la végétation est, spécifiquement, caractérisée par des essences propres à la partie sub-guinéenne (basse Casamance). On y rencontre le palmier à huile (*Elaeis guineenis*), le cocotier (*Cocos nucifera*), le « *mbarax* » (*Phragmites vulgaris*), un tapis herbacé de nénuphars (*Phyloxerux vermicularis, Nymphea lotus*). Le paysage est de type azonal à cause d'un milieu « relique » offrant des conditions écologiques qui sont celles du sud du pays. Les cocotiers marquent la zone la plus basse des Niayes (partie submergée) et les zones de contact avec les flancs dunaires alors que la végétation aquaphile est caractéristique des zones très basses.

Au total, 412 espèces végétales herbacées et ligneuses existent dans l'ensemble de la zone des *Niayes* (Durand et Lévêque, 1981) avec des formes soudaniennes, subéquatoriales et toutes les espèces forestières présentes dans le nord du Sénégal.

Cette grande diversité est de nos jours menacée par le contexte climatique actuel, la croissance urbaine, surtout dans la région de Dakar, et par l'activité agricole. Cette dernière nécessite, de plus en plus, d'espace pour assurer la sécurité alimentaire et favoriser l'exportation vers l'étranger des produits cultivés, particulièrement les produits maraîchers et horticoles, considérés comme une nouvelle source de croissance.

1.3. LES EAUX ET LE SOL

Les échantillons d'eaux usées, de mélange et de « *céanes* » sont prélevés directement dans les puits des champs qui ont servi à l'échantillonnage des sols avec des flacons en plastique de 250ml remplis à ras.

Une partie, de ces eaux, est analysée aussitôt pour déterminer la DBO5 et le reste est gardé à –20°C pour les autres analyses. Ces dernières ont porté sur les paramètres ci-dessous :

- pH ;
- EC (mS/cm à 25°C),
- Salinité (‰) ;
- Cations ;
  - Ca^{2+} (mg/l),
  - Mg^{2+} (mg/l),
  - Na^{+} (mg/l),
  - K^{+} (mg/l),
- Anions ;
  - Cl^{-} (mg/l),
  - SO_4^{2-} (mg/l),
  - PO_4^{3-} (mg/l),
- Azote minéral ;
  - NO_3^{-} (mg/l),
  - NH_4^{+} (mg/l),
- Charge polluante (matière organique) ;
  - MES (mg/l),
  - DBO_5 (mg O_2/l),
  - DCO (mg O_2/l).

Les échantillons de sol sont prélevés, à l'aide d'une tarière, en fonction de la topo-séquence du champ en bas, en mi et en haut de pente. À chacun de ces différents niveaux, on effectue un échantillonnage composite c'est-à-dire on prélève, à 3 endroits différents, sur une surface de $7m^2$ (L =7m et l =1m), du sol de 0 à 20cm de profondeur puis on mélange les 3 prélèvements pour en faire l'échantillon 0-20cm représentatif d'un niveau (bas de pente par exemple). Pour la profondeur 20-40cm, on prélève aux mêmes endroits qui ont servi pour le 0-20cm, on mélange les différents prélèvements et l'on en fait l'échantillon 20-40cm représentatif du même niveau. On s'est arrêté à 40cm de profondeur car au-delà,

l'activité microbienne est faible ou absente. On procède de la même manière pour les autres niveaux. À chaque échantillonnage, on note le type de culture trouvée sur le sol.

Au laboratoire, une partie, des échantillons, est conservée dans une chambre froide à 4°C et une autre partie est séchée puis tamisée à 2mm. Il a été effectué sur ces échantillons une caractérisation physico-chimique qui a porté sur les paramètres suivants :

— la granulométrie (texture) exprimée en % : permet de connaître la proportion relative des particules minérales ;
  - argiles (< 2μ),
  - limon fin (2-20μ) et limon grossier (20-50μ),
  - sable fin (50-200μ) et sable grossier (200μ),
— le carbone total C (%) ;
— l'azote total N (%) ;
— le phosphore total P (ppm) ;

C, N et P, éléments majeurs, permettant d'apprécier la teneur du sol en matière organique.

— Azote minéral : permet d'apprécier la fertilité du sol ;
  - NH_4^+ (μN/g)
  - NO_3^- (μN/g)
— CEC (meq %) : c'est la **C**apacité d'Echange **C**ationique qui est la somme de cations échangeables (Ca : Mg ; K ; Na) qu'un sol peut adsorber ;
— EC (mS/cm à 25°C) : c'est la Conductivité Electrique qui est une mesure de salinité : 1dS/m = 640 mg/l (FAO, 1985) ;
— pH : indique le degré d'acidité ou d'alcalinité.

Toujours pour ce qui concerne le sol, 4 profils pédologiques (PA ; PB ; PC ; PD) ont été creusés en fonction de la topographie du site : PA au niveau d'une dune, PB au niveau d'un bas-fond, PC à proximité de la marre et PD sur une surface plate et moins élevée que la dune. Tous les profils ont été creusés sur une surface qui n'excède pas 1km^2.

1. 4. LE FONCTIONNEMENT MICROBIOLOGIQUE

L'étude du fonctionnement micro biologique a porté sur la densité (biomasse microbienne totale) et les activités microbiennes (respiration, FDA).

La détermination de la biomasse microbienne est un outil indispensable à l'étude du fonctionnement micro biologique des sols (Fardoux et *al.*, 2001). Les mesures ont été effectuées sur du sol frais conservé à 4°C environ une semaine (Chaussod et *al.*, 1986).

L'activité microbienne du sol peut être déterminée de différentes manières. La mesure de la respiration du sol en est une, par mesure du CO_2 dégagé ou de O_2 consommé. Cependant du fait que la concentration atmosphérique du CO_2 est seulement de 0,036 % contre 20 % pour O_2, les mesures du CO_2 sont plus sensibles que celles de O_2 (Paul & Clark, 1996). C'est pourquoi nous avons choisi de mesurer le CO_2. Pour l'eau, on utilise des eaux d'irrigation et pour le sol du sol prélevé à la profondeur 0-20 cm, séché à l'air libre puis tamisé à 2mm afin d'éliminer les gravillons et les résidus végétaux.

À côté de la respiration, l'hydrolyse de la fluorescéine diacétate (FDA) est largement acceptée comme une méthode habituelle et simple de mesure de l'activité microbienne totale dans la plu part des échantillons provenant de l'environnement et incluant le sol (Adam et Duncan, 2001). Elle permet de corréler quelques-unes des mesures de biomasse microbienne les plus utilisées. Les mesures ont été effectuées sur du sol frais conservé à 4°C pendant près de 3 semaines.

2. MÉTHODES

Il s'agit des méthodes classiques utilisées pour :

— décrire la végétation ;

— caractériser les eaux et le sol ;

— étudier l'activité microbienne : biomasse, respiration et activité enzymatique.

2.1. LA VEGETATION

L'étude de la végétation comporte des analyses de sa *composition*, de sa *structure* et de sa *dynamique*. Cette étude s'intéresse essentiellement à la composition de la végétation herbacée présente sur le site. Nous avons utilisé des

méthodes d'inventaire systématiques associées à des relevés phytosociologiques qui nous permettent de connaître l'essentiel des espèces présentes dans le milieu.

2.2. ANALYSES DES EAUX ET DU SOL (PHYSICO-CHIMIE)

Les cations (Bases échangeables : Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}) sont déterminés par dosage au Spectrophotomètre de flamme Varian 220FS.

Les anions (Cl^{-}, SO_4^{2-}, NO_3^{-}, PO_4^{3-}) sont déterminés par dosage à l'électrophorèse capillaire (CIA) Waters.

Les carbonates sont déterminés par dosage potentiométrique avec HCl.

L'azote minéral (NH_4^{+}, NO_3^{-}) est dosé par colorimétrie.

Le dosage de l'ammonium est réalisé par la réaction de Berthelot modifiée au bleu d'indophénol. Le magnésium, ainsi que les métaux tels que l'aluminium, le fer et le titane qui pourraient interférer sur le dosage sont complexés par un mélange d'EDTA et de tartrate double de sodium et de potassium. Le maximum de coloration pour la réaction avec l'indophénol s'obtient à un pH compris entre 10 et 13 (Bremner, 1965). À la place du phénol (toxique), nous avons utilisé le salicylate de sodium et l'eau de javel est remplacée par le dichloroisocyanurate de sodium. La réaction de Berthelot donne une coloration bleue à la longueur d'onde 660nm. Les résultats sont exprimés en **$\mu g\ N\ g^{-1}$** sol.

Le dosage des nitrates est réalisé par réduction en nitrites puis réaction colorée avec la sulfanilamide en milieu acide pour former un composé avec le N-1 naphtiléthylène diamine dichlorohydrate (réactif de Griess). Les nitrates ont été séparés des matières organiques par dialyse. La coloration rose est mesurée à la longueur d'onde 525 nm. Les résultats sont exprimés en **$\mu g\ N\ g^{-1}$** sol.

La mesure de la DCO s'effectue grâce à des tubes de marque Hach contenant les réactifs nécessaires :

— sulfate de mercure pour complexer les chlorures qui pourraient créer des interférences ;

— dichromate de potassium permettant l'oxydation des matières oxydables

— acide sulfurique

— sels d'argent qui constitue le catalyseur

Après introduction de l'échantillon dans le tube de réactif, il est digéré à chaud pendant deux heures. L'ion dichromate (Cr_2O_{72}) est alors réduit en Cr^{3+}

vert, entraînant ainsi un changement de coloration de la solution. Les tubes sont, ensuite, passés au spectrophotomètre à 420 nm. Le programme utilisé donne directement la DBO de l'échantillon.

La DBO est déterminée, en prenant comme référence la quantité d'oxygène consommé au bout de cinq jours. C'est la DBO5, demande biochimique en oxygène sur cinq jours. La mesure de la DBO5 consiste à calculer la différence entre la quantité d'oxygène dissous initialement présente dans l'échantillon d'eau et celle existant après incubation de cinq jours.

Les matières en suspension (MES) sont déterminées par centrifugation de 500 ml d'échantillon dans une bouteille tarée. Ensuite on enlève le surnageant séché a l'étuve jusqu'à stabilisation du poids.

2.3. LES PROFILS PEDOLOGIQUES

Les horizons ont été distingués à partir de leur couleur, de leur texture, de leur structure, de leur dureté et du pH. Cette lecture nous a permis d'obtenir des informations sur les différents types de sols présents dans le milieu et le nombre d'horizons qu'ils comportent.

2.4. LE FONCTIONNEMENT MICROBIOLOGIQUE

Les méthodes portent sur le dosage de la biomasse microbienne totale, l'activité enzymatique globale et la respiration du sol.

2.4.1. Dosage de la biomasse microbienne totale

La biomasse microbienne est déterminée par la méthode de Fumigation-Extraction (Amato et Ladd, 1988). Cette méthode repose sur le dosage de l'azote alpha-aminé libéré par les parois bactériennes au bout de 10 jours d'incubation au chloroforme. Le dosage de l'azote alpha-aminé s'effectue par colorimétrie à la ninhydrine. L'extraction de l'azote alpha-aminé se fait par la méthode de Keeney et Nelson (1982).

2.4.2. Mesure de la respiration du sol

L'expérience a pour but de mesurer la quantité de CO_2 dégagé, par l'échantillon de sol incubé dans une enceinte close, par rapport au volume total d'air en fonction du type d'eau d'irrigation sur une durée de 40 jours. La mesure se fait par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et permet ainsi d'obtenir des

informations sur la minéralisation du carbone dont la formation du CO_2 constitue la dernière étape.

2.4.3. Mesure de l'activité enzymatique globale : FDA (FLUORESCÉINE DIACÉTATE)

L'étude a pour but de mesurer l'activité enzymatique globale, des micro-organismes du sol, en fonction du type d'eau utilisée pour arroser les cultures. L'activité FDA a été mesurée selon la méthode de Adam et Duncan (2001). La méthode repose sur le dosage de la quantité de fluorescéine produite par l'hydrolyse de la fluorescéine diacétate (3' 6'-diacetyl-fluorescéine). Ce composé incolore est hydrolysé aussi bien par les enzymes libres (exo-enzymes) et les enzymes membranaires (Stubberfield et Shaw, 1990), les estérases non spécifiques, les protéases et les lipases (Adam Duncan, 2001), libérant un produit final coloré, la fluorescéine. Ce composé absorbe grandement à la longueur d'onde 490 nm ; il est mesuré par spectrophotométrie.

2.5. ANALYSES STATISTIQUES

Le traitement statistique, des résultats, a été fait sur Excel grâce au rapport de tableau croisé dynamique. Il a été complété par une méthode classique de comparaison de moyenne sur *SuperANOVA* avec le test de Fisher (Fisher's Protected LSD).

CHAPITRE 3 : RÉSULTATS

1. VÉGÉTATION

Deux groupes se distinguent nettement au niveau de la strate herbacée en fonction des caractéristiques de l'appareil reproducteur. Par ordre d'importance les phanérogames (appareil reproducteur apparent) : les Dicotylédones et les Monocotylédones, ensuite les Cryptogames (sans fleurs et sans graines).

La composition floristique du site indique une grande richesse en espèces ; 180 espèces d'herbacées ont été trouvées dans la zone des *niayes* de *Pikine* dont 127 espèces (70 %) de Dicotylédones, 51 espèces (28 %) de Monocotylédones et très peu de Cryptogames (1 %).

Cependant, même si les Dicotylédones ont le nombre le plus élevé d'espèces, les familles qui ont le plus grand nombre d'espèces, les Poacées (28) et les Cypéracées (16) appartiennent aux Monocotylédones.

Parmi les Dicotylédones, les Fabacées (10,6 %) ont le plus grand pourcentage alors que les cryptogames ne présentent pas une grande diversité avec deux familles (*Marsileaceae* et *Parkeriaceae*) et deux espèces.

Tableau I:Structure de la flore herbacée de la grande Niayes de Pikine

	Famille		Genres		Espèces	
	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%
Cryptogames	2	4,55	2	1,59	2	1,11
Dicotylédones	36	81,82	88	69,84	127	70,56
Monocotylédones	6	13,64	36	28,57	51	28,33
TOTAL	**44**	**100,00**	**126**	**100,00**	**180**	**100,00**

Tableau II:Répartition par famille des espèces recensées

N°	TAXONS	Nombre d'espèces	Pourcentage
1	POACEAE	28	15,6
2	FABACEAE	19	10,6
3	CYPERACEAE	16	8,9
4	AMARANTHACEAE	11	6,1
5	CONVOLVULACEAE	10	5,6
6	ASTERACEAE	9	5,0
7	EUPHORBIACEAE	8	4,4
8	MALVACEAE	8	4,4
9	RUBIACEAE	6	3,3
10	CUCURBITACEAE	5	2,8
11	ACANTHACEAE	4	2,2
12	AIZOACEAE	4	2,2
13	CEASALPINIACEAE	4	2,2
14	COMMELINACEAE	3	1,7
15	NYCTAGINACEAE	3	1,7
16	SOLANACEAE	3	1,7
17	TILIACEAE	3	1,7
18	ASCLEPIADACEAE	2	1,1
19	LAMIACEAE	2	1,1
20	LEMNACEAE	2	1,1
21	MENISPERMACEAE	2	1,1
22	NYMPHEACEAE	2	1,1
23	ONAGRACEAE	2	1,1
24	PEDALIACEAE	2	1,1
25	PORTULACACEAE	2	1,1
26	SCROPHULARIACEAE	2	1,1
27	ARACEAE	1	0,6
28	BORRAGINACEAE	1	0,6
29	CAPPARIDACEAE	1	0,6
30	CERATOPHYLLACEAE	1	0,6
31	CHENOPODIACEAE	1	0,6
32	LAURACEAE	1	0,6
33	LYTHRACEAE	1	0,6
34	MARSILEACEAE	1	0,6
35	MENYANTHACEAE	1	0,6
36	MOLLUGINACEAE	1	0,6
37	PARKERIACEAE	1	0,6
38	PASSIFLORACEAE	1	0,6
39	SPHENOCLEACEAE	1	0,6
40	STERCULIACEAE	1	0,6
41	TRIBULACEAE	1	0,6
42	TYPHACEAE	1	0,6
43	URTICACEAE	1	0,6
44	VERBENACEAE	1	0,6
	TOTAL	**180**	**100,0**

2. CARCTÉRISATION DES EAUX ET DU SOL

2.1. CARACTERISATION DES EAUX

Les concentrations en PO_4 sont significativement plus élevées dans les eaux de mélange et les eaux usées. Les concentrations en Mg, par contre, sont significativement plus élevées dans les eaux de *céanes* et ne présentent pas de différences significatives entre les eaux usées et mélange. Pour tous les autres paramètres, il n'y a pas de différences significatives de concentration entre les différentes eaux.

Tableau III: Caractéristiques physico-chimiques des eaux d'irrigation.

Eaux	pH	EC mS/cm 25°C	Salinité ‰	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	PO4 mg/l
Céanes	7,01	3,06	1,57	170,27	111,60	446,53	34,32	551,34	81,14	1,51
Eaux Usées	7,28	3,87	2,00	88,20	40,97	401,00	70,60	484,09	17,54	28,62
Mélange	7,35	4,43	2,37	134,27	73,00	663,67	118,60	822,07	107,97	39,68

— Azote minéral

Les eaux usées présentent les plus fortes concentrations en ammonium et les eaux de *céanes* sont les plus riches en nitrates. On note des différences significatives de concentration en ammonium entre tous les types d'eaux. Pour les nitrates, les eaux de *céanes* présentent les concentrations significativement plus élevées par rapport aux eaux usées et de mélange. Il n'y a pas de différences significatives de concentration en nitrates entre les eaux usées et mélanges.

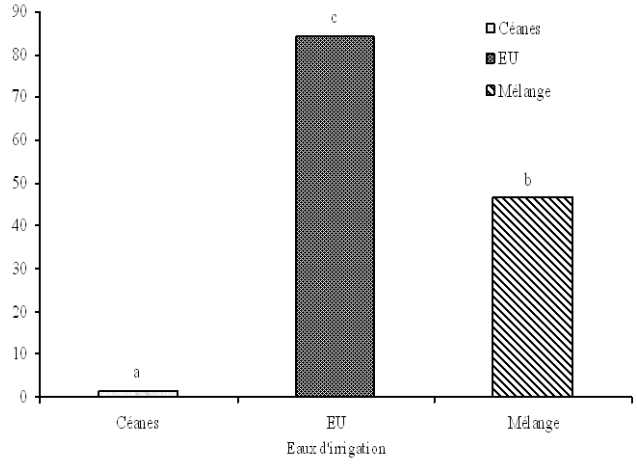

Figure 7 : Concentrations en ammonium dans les eaux d'irrigation.

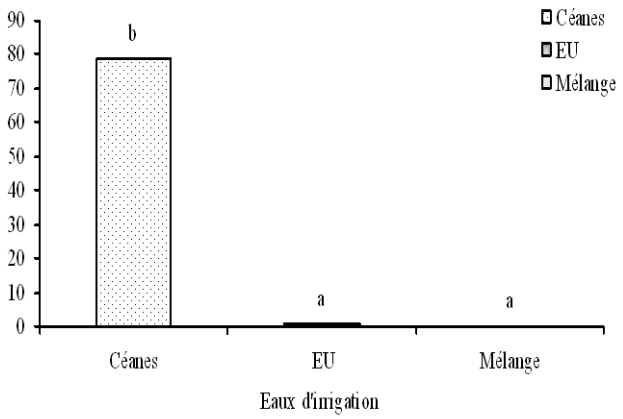

Figure 8 : Concentrations en nitrates dans les eaux d'irrigation

— Charge polluante (matière organique)

Les eaux usées présentent des valeurs de DBO5 significativement plus élevées que les eaux de *céanes ;* cependant il n'y a pas de différences significatives entre les eaux usées et les eaux de mélange. Pour les MES et la DCO, il n'y a pas de différences significatives entre les différentes eaux.

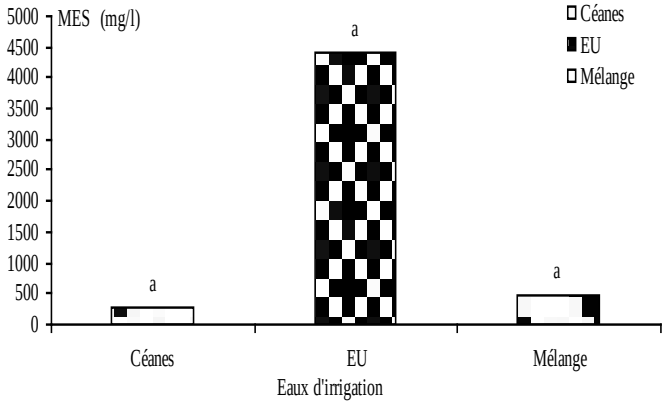

Figure 9:Valeurs des MES dans les eaux d'irrigation

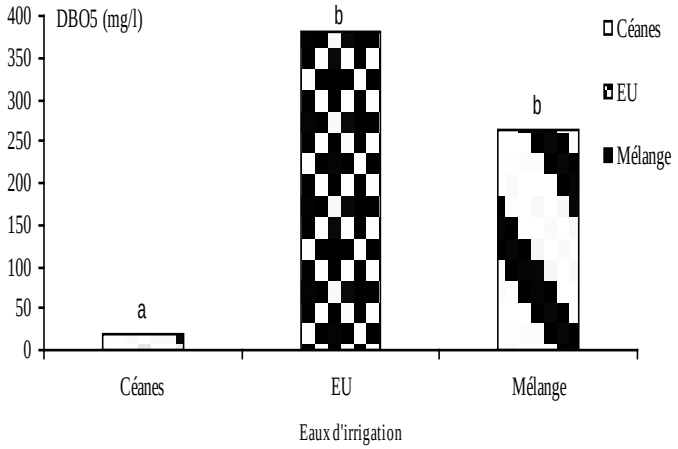

Figure 10:Valeurs de la DBO5 dans les eaux d'irrigation

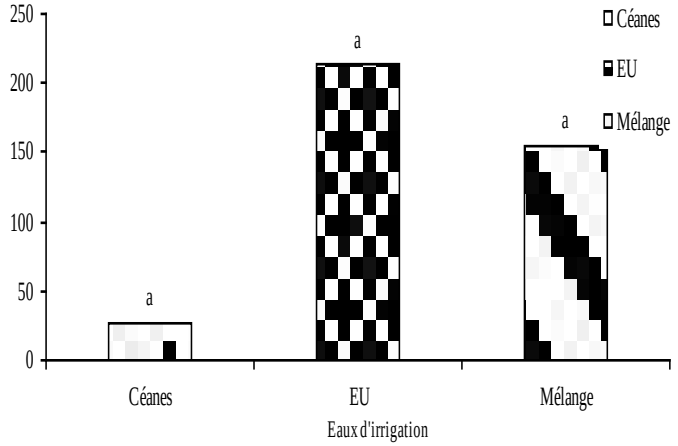

Figure 11: Valeurs de la DCO dans les eaux d'irrigation

2.2. CARACTERISATION DU SOL

2.2.1. Physico-chimie du sol

— Granulométrie

Les trois types de sols (sols arrosés avec eaux usées ; sols arrosés avec eaux de mélange ; sols arrosés avec eaux de *céanes*) ne présentent pas entre eux des différences significatives de pourcentage en fonction de la pente pour les différents éléments. Cependant au niveau de chaque type de sol, on note des différences significatives pour la granulométrie.

Ainsi, au niveau des sols irrigués avec de l'eau de *céanes*, l'argile et le sable grossier ont des pourcentages significativement plus élevés en haut de pente et

moins élevés en milieu de pente. Les pourcentages de limon grossier sont significativement plus élevés en bas de pente, et moins élevés en milieu de pente. Les limon et sable fins ne présentent pas de différences significatives de pourcentage en fonction de la pente.

Au niveau des sols irrigués avec des eaux usées, il y a des différences significatives de pourcentage de limon grossier en fonction de la pente ; les pourcentages les plus élevés sont trouvés en bas de pente et les moins élevés en haut de pente. C'est l'inverse qui est noté pour le sable fin avec les pourcentages significativement plus élevés en haut de pente et moins élevés en bas de pente. Pour les autres paramètres, il n'y a pas de différences significatives.

Pour les sols irrigués avec les eaux de mélange, on note des différences significatives de pourcentage en fonction de la pente pour le limon fin avec les pourcentages significativement plus élevés en haut de pente et moins élevés en milieu de pente. Le sable fin présente aussi des différences significatives de pourcentage en fonction de la pente avec des pourcentages significativement plus élevés en haut de pente et moins élevés en bas de pente. Il n'y a pas de différences significatives de pourcentage en fonction de la pente pour les argiles, limon grossier et sable grossier.

Les sols irrigués avec les eaux de *céanes* ont des pourcentages en argile significativement plus élevés que les sols irrigués avec les eaux de mélange, il n'y a pas de différences significatives de pourcentage entre les sols irrigués avec les eaux usées et les deux autres types de sols (sols irrigués avec eaux de *céanes* et mélange). On a la même variation pour le limon grossier. Pour le sable fin, les sols irrigués avec de l'eau de *céanes* présentent des pourcentages significativement plus élevés que les sols irrigués avec les eaux usées et mélange qui ne présentent pas de différences significatives. C'est l'inverse pour le sable grossier pour lequel les sols irrigués avec les eaux usées et mélange présentent des pourcentages significativement plus élevés que les sols irrigués avec de l'eau de *céanes* et ne présentent pas de différences significatives entre eux.

Tous les sols présentent un pourcentage de sable (fin et grossier) au moins égal à 92 %. Les sols irrigués avec les eaux de *céanes* sont plus argileux et plus limoneux et les sols irrigués avec les eaux de mélange sont plus sableux (sables fin et grossier) suivis des sols irrigués avec des eaux usées.

Tableau IV: Texture des sols en fonction de la pente dans les différentes parcelles

Sols	Pente	argile %	limon fin %	limon grossier%	sable fin%	sable grossier%
Céanes	Bas	4,17	1,77	2,4	47,7	43,87
Céanes	Haut	5,05	1,2	2,25	45,7	45,9
Céanes	Milieu	3,8	0,75	1,75	54,53	40,2
Eaux usées	Bas	4,1	1,23	1,87	34,4	59,4
Eaux usées	Haut	2,73	1,13	1,57	38,97	56,07
Eaux usées	Milieu	4,13	1,37	1,77	36,37	57,83
Mélange	Bas	3,17	0,97	1,33	33,43	61,43
Mélange	Haut	2,17	1,07	1,37	35,4	59,93
Mélange	Milieu	2,7	0,67	1,5	34	61

Tableau V: Texture des sols dans les différentes parcelles

Sols	argile %	limon fin %	limon grossier%	sable fin%	sable grossier%
Céanes	4,34	1,24	2,13	49,31	43,32
Eaux usées	3,65	1,24	1,73	36,58	57,77
Mélange	2,68	0,9	1,4	34,28	60,79

— Caractéristiques physico-chimiques

Il n'y a pas d'effet de pente significatif sur les paramètres physico-chimiques du sol, mais en fonction de la qualité des eaux d'irrigation les teneurs en P, C et N sont significativement plus importantes dans les sols irrigués avec les eaux de *céanes* que dans les sols irrigués avec les eaux usées et eaux de mélange. Ces derniers ne présentent pas de différences significatives pour ces trois éléments. La CEC présente la même variabilité que le P. Le pH est significativement plus faible au niveau des sols irrigués avec les eaux usées et il est significativement plus élevé au niveau des sols irrigués avec les eaux de *céanes*. La conductivité électrique EC ne présente pas de variations significatives en fonction de la qualité des eaux d'irrigation.

Tableau VI: Caractéristiques physico-chimiques des sols en fonction de la pente

Sols	Pente	P (ppm)	CEC (meq%)	pH	EC (mS/cm) 25°C)	N %	C %
Céanes	Bas	1611	3,73	7,25	0,33	0,13	1,27
Céanes	Haut	1468,67	3,10	7,19	0,44	0,11	1,07
Céanes	Milieu	917	2,22	7,25	0,28	0,06	0,70
Eaux usées	Bas	829,67	1,77	5,62	0,41	0,10	0,90
Eaux usées	Haut	434,67	1,34	5,71	0,32	0,08	0,68
Eaux usées	Milieu	454,33	1,66	5,70	0,38	0,09	0,77
Mélange	Bas	649,67	1,52	6,37	0,33	0,06	0,61
Mélange	Haut	388	1,17	6,35	0,25	0,05	0,49
Mélange	Milieu	491,67	1,28	6,37	0,41	0,05	0,55

Tableau VII: Caractéristiques physico-chimiques des sols

Sols	P (ppm)	CEC meq%	pH	EC (mS/cm)	N (%)	C (%)
Céanes	1332,22	3,01	7,23	0,35	0,10	1,01
Eaux Usées	572,89	1,59	5,68	0,37	0,09	0,78
Mélange	509,78	1,32	6,36	0,33	0,05	0,55

— Azote minéral

Il n'y a pas d'effet de pente sur les concentrations en azote, pour tous les sols pris aussi bien individuellement que dans leur ensemble, à l'exception des sols irrigués avec les eaux usées. Au niveau de ces sols, les concentrations en nitrates sont significativement plus élevées en bas de pente, moins élevées en haut de pente et intermédiaires en milieu de pente.

En fonction de la qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation, on note des différences significatives de concentration en azote minéral. Les concentrations en ammonium sont significativement plus élevées au niveau des sols irrigués avec les eaux usées. Il en est de même pour les concentrations en nitrates qui sont significativement plus élevées au niveau des sols irrigués avec les eaux usées.

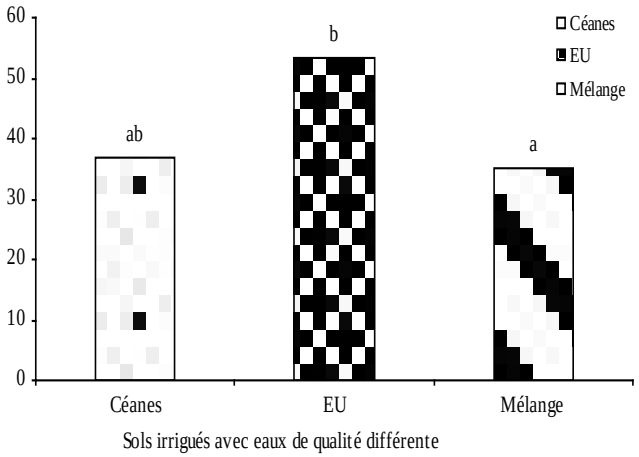

Figure 12:Concentrations en nitrates dans le sol en fonction de la qualité des eaux d'irrigation

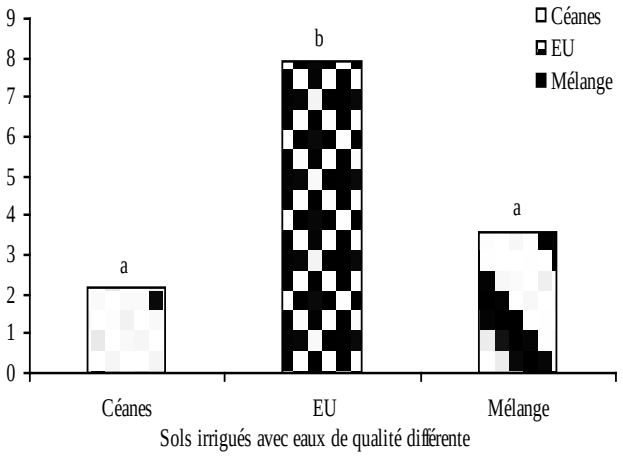

Figure 13: Concentrations en ammonium dans le sol en fonction de la qualité des eaux d'irrigation

2.2.2. Profils pédologiques

Les 4 profils de sol présentent des caractéristiques différentes.

Le profil A (PA) est profond et comprend 4 horizons :

— A_1 brun (10YR 5/3) en surface et brun-gris foncé (10YR 3/2) à la base, barioléavec 90 % de tâches, mixte contenant en mélange de la matière organique et de la matière minérale de structure polyédrique fine à grumeleuse, fragile, pH 5-6 ;

— A_2 brun très pâle (10YR 7/4) au sommet et gris foncé (10 YR 3/1) à la base, bariolé avec 30 % de tâches, structure polyédrique fine, fragile, pH 4-5 ;

— B_t brun pâle (10YR 6/3) au sommet et brun fort (7,5 YR 6/6) à la base, renfermant une bande d'oxydes de fer rouge-jaunâtre (5YR 5/8) avec une structure continue (particulaire), friable au sommet puis polyédrique moyenne compacte, peu poreuse à la base, pH 4 ;

— Z_t jaune rougeâtre (7,5 YR 6/6) avec une structure continue, friable, pH 4.

L'ensemble de ces caractères correspond à ceux d'un sol ferrugineux tropical peu lessivé.

Le profil B (PB) comprend 3 horizons :

— A_0 gris foncé (10YR 3/1) tâches noires et ocres, organique, sablo-argileux à structure polyédrique fine à grumeleuse, pH 6 ;

— G_0 gris (10YR 4/1), sableux et moins argileux que A_0, gley oxydé à tâches et concrétions de fer fines, pH 4-5 ;

— CG_r noir (10YR 2/1) très bariolé vers le bas de l'horizon, présence de soufre avec une coloration jaune-verdâtre à 50 % (5Y 6/3), argilo-sableux à structure polyédrique, pH<4.

Il s'agit donc d'un sol sulfaté acide salé, sur substrat argilo-sableux.

Le profil C (PC) comprend 3 horizons :

— A_1 brun foncé (7,5YR 3/2), sablo-argileux à structure polyédrique fine à grumeleuse, pH 6-7 ;

— A_{2g} brun (7,5YR 5/4), sable fin à structure polyédrique moyenne, pH 7 ;

— B_g beige (10YR 5/4), sable fin, structure massive, pH 6-7.

Ces caractères définissent un sol minéral sableux.

Le profil D (PD) comprend 4 horizons :

— A_1 brun (7,5YR 3/4) sablo-argileux, pH8 ;

— B_g brun gris (7,5YR 2/1), très argileux, compact, pH8 ;

— B_h noir (N 2/0), argileux, pH8 ;

— G_0 brun gris (7,5YR 2/1), argilo-sableux, pH7-8.

Le profil D correspond à un sol hydromorphe organique.

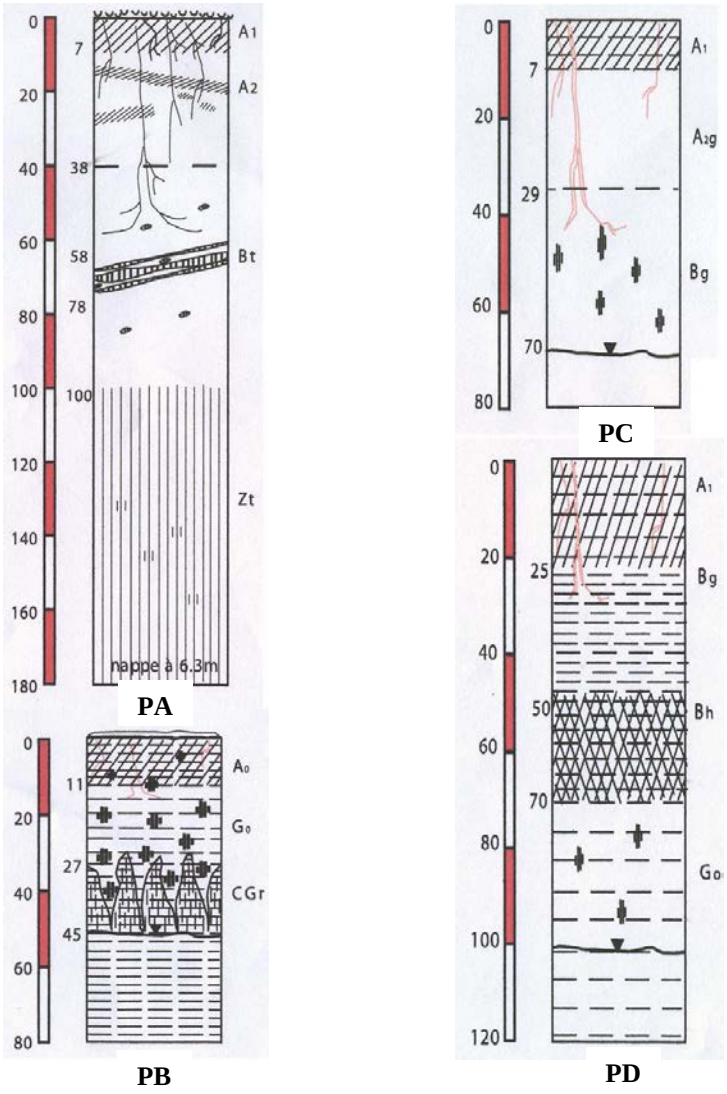

Figure 14: Profils pédologiques

3. LE FONCTIONNEMENT MICROBIOLOGIQUE

3.1. BIOMASSE MICROBIENNE TOTALE

Il n'y a ni effet significatif pente, ni effet significatif qualité eaux sur les biomasses microbiennes totales, pour tous les sols pris aussi bien individuellement que dans leur ensemble.

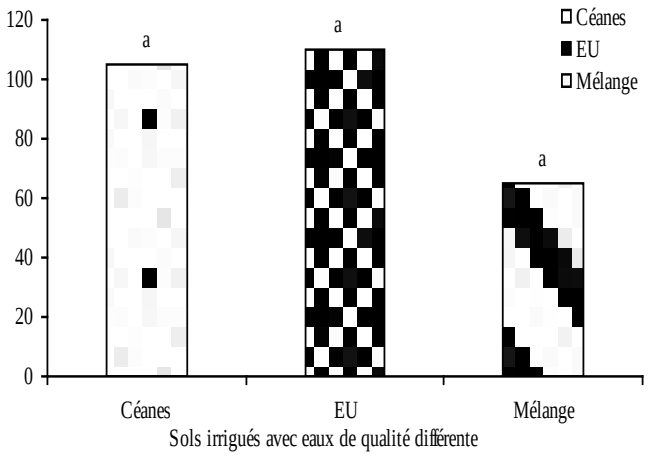

Figure 15: Biomasses microbiennes totales en fonction de la qualité des eaux d'irrigation

3.2. RESPIRATION DU SOL

Il n'y a pas d'effet significatif de la pente pour tous les sols pris aussi bien individuellement que dans leur ensemble. On note cependant des variations significatives du taux de minéralisation du carbone entre les différents types de sols. La minéralisation du carbone est significativement plus importante au niveau des sols irrigués avec les eaux usées (462 µg/g) et *céanes* (435 µg/g) par rapport aux sols irrigués avec les eaux de mélange (268 µg/g). Il n'y a pas de variations significatives entre les sols irrigués avec les eaux usées et les eaux de *céanes.*

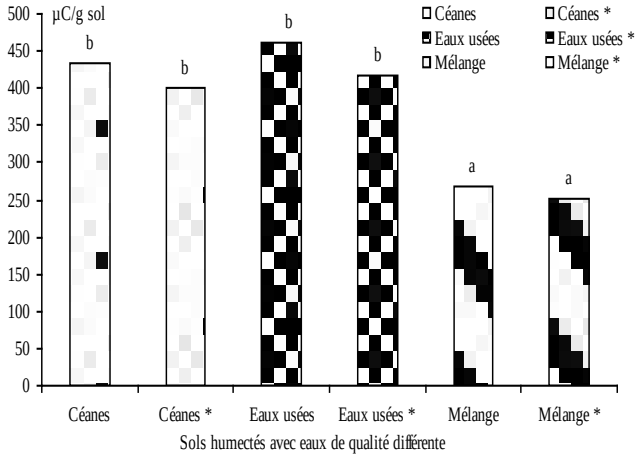

Figure 16: Minéralisation du carbone en fonction de la qualité des eaux d'irrigation

5 — Céanes*, Eaux usées*, Mélange* correspondent aux témoins.

3.3. ACTIVITE ENZYMATIQUE GLOBALE

Il n'y a ni effet significatif pente, ni effet significatif qualité eaux sur l'activité enzymatique globale, pour tous les sols pris aussi bien individuellement que dans leur ensemble.

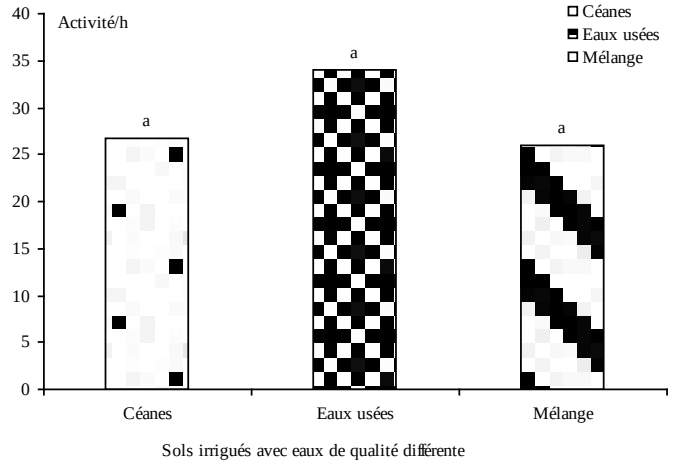

Figure 17: Activité enzymatique globale dans le sol en fonction de la qualité des eaux d'irrigation

CHAPITRE 4 : DISCUSSIONS

1. DESCRIPTION DE LA VÉGÉTATION

La zone des *niayes* présente une grande diversité au niveau des espèces avec une prédominance des *POACEAE* (graminées) sur les autres familles. Cette importante diversité est confirmée par d'autres auteurs (Fall et *al*., 2000 ; Durand et Lévêque, 1981). Elle est sans doute liée à l'hétérogénéité du milieu : différents types de sols, nappe affleurante ou profonde, présence ou non de l'eau de surface, topographie diverse. Les conditions du milieu, principalement la topographie et l'eau, conditionnent la répartition de la végétation (Fall et *al*., 2000). Ainsi certaines familles sont exclusivement rencontrées en milieu terrestre (ACANTHACEAE, CEASALPINIACEAE, EUPHORBIACEAE, MALVACEAE etc.), d'autres exclusivement en milieu aquatique (SPHENOCLEACEAE, TYPHACEE, MARSILEACEAE , PARKERIACEAE, LEMNACEAE etc.) ou en milieu humide (VERBENACEAE). Il existe aussi des familles qui se repartissent aussi bien en milieu terrestre qu'en milieu aquatique (CYPERACEAE, RUBIACEAE, SCROPHULARIACEAE etc.), en milieu terrestre et en milieu humide (AMARANTHACEAE, FABACEAE), en milieu aquatique et en milieu humide (ONAGRACEAE). Les POACEAE sont les seules à occuper tous les milieux (aquatique, humide et terrestre) ; ce qui explique leur plus grande diversité. Cependant elles sont plus répandues en milieu terrestre. Les EUPHORBIACEAE, NYMPHEACEAE et POACEAE constituent les principales familles qui ont été recensées dans la zone par Fall et *al*. (2000).

La zone des *niayes*, grâce à son hétérogénéité, apparaît ainsi comme un écosystème très favorable à l'implantation d'une végétation très diversifiée.

2. CARACTÉRISATION DES EAUX ET DU SOL

2.1. PHYSICO-CHIMIE DES EAUX ET DU SOL

Les eaux présentent des pH légèrement alcalins qui restent dans les limites fixées par les recommandations européennes (6,5-8,5) pour la qualité de l'eau destinée à la consommation. Elles répondent également aux normes fixées par la FAO (1985) pour l'irrigation (6,5-8,4). Les concentrations des ions sont très élevées et dépassent les recommandations européennes. La conductivité électrique très élevée dans les eaux, les soumet à un sévère degré de restriction à l'usage pour l'irrigation (á 3,0 dS/m) d'après la FAO (1985). Les concentrations en nutriments (SO_4, K) ne sont pas élevées et restent dans les limites des

recommandations européennes par contre les concentrations en PO_4 sont très élevées par rapport aux directives européennes (5000 µg/l).

Les eaux présentent, dans l'ensemble, des concentrations en azote minéral très élevées par rapport aux normes européennes qui sont de 0,5 mg/l pour l'ammonium et 50 mg/l pour les nitrates. Elles sont également soumises, sur ce plan, à un sévère degré de restriction à l'usage pour l'irrigation (FAO, 1985).

Les eaux usées sont très riches en ammonium et très pauvres en nitrates contrairement aux eaux de *céanes* très riches en nitrates et pauvres en ammonium. Cette situation est très intéressante dans la mesure où elle permet de dire que la pollution dans ces eaux est récente : les eaux usées n'ont pas été stockées pendant longtemps dans les puits. En effet, « une grande quantité d'azote ammoniacal dans une eau usée veut dire que la pollution est récente » (G. Danielle et *al.* 1997). Cette opposition en termes de concentration en azote minéral dans les 2 types d'eaux est également intéressante car la richesse des eaux usées en ammonium permet d'expliquer, partiellement, les fortes concentrations en nitrates au niveau des sols arrosés avec ces mêmes eaux. En effet, les sols arrosés avec les eaux usées sont ceux qui présentent les concentrations les plus élevées en nitrates bien qu'ils ne soient pas amendés avec de l'engrais organique ou minéral. L'azote ammoniacal (NH_3 et NH_4^+) apporté par les eaux usées se dégrade progressivement dans le sol. Cette dégradation est biologique. Les bactéries nitritantes du genre *Nitrosomonas* ou *Nitrosospira* dans le cas d'un sol acide (Paul et Clark, 1996), dont il est question dans cette étude, oxydent l'azote ammoniacal pour donner naissance aux nitrites (NO_2^-). Cette forme intermédiaire de l'azote est par la suite transformée en nitrates (NO_3^-) par les bactéries nitratantes du genre *Nitrobacter* en milieu aérobie. Une telle expérience a déjà été réalisée par Schloesing et Muntz (1877). Ils avaient ajouté de l'eau usée sur du sable stérile en présence de $CaCO_3$ et l'ammonium avait disparu au bout de 20 jours alors que les nitrates étaient présents. Les nitrates libérés à travers cette minéralisation lorsqu'ils ne sont pas absorbés par les plantes seront entraînés vers la nappe. En effet, les nitrates très solubles, peuvent être entraînés dans la nappe phréatique (Pau Vall et Vidal, 1999) ; expliquant ainsi les fortes concentrations de nitrates trouvées dans les eaux de *céanes*. Les variations de concentrations en nitrates, significativement plus élevées en bas de pente qu'en haut de pente, sont indicatrices de ce ruissellement (lessivage) qui pourrait être facilité par la texture sableuse des sols. Cette nitrification très importante dans des sols aussi acides (pH = 5,6 à 5,7) entre en contradiction avec les résultats obtenus par Paul et Clark, (1996) qui avancent que les taux de nitrification dans les sols agricoles diminuent

avec des pH inférieurs à 6,0 et deviennent négligeables avec des pH en dessous de 4,5. Cependant, Guissé (1989) a obtenu une nitrification avec des souches isolées des sols de lande à pH 4, ce qui permet aussi de confirmer nos résultats. Les fortes concentrations en nitrates dans la nappe (*céanes*) se retrouvent dans les travaux de Tandia et *al*. (1997) qui ont mis en évidence la pollution nitratée, de la nappe avec une teneur moyenne de nitrates de 200 mg/l dans la zone de Yeumbeul, due en partie à l'usage d'eaux résiduaires domestiques dans l'agriculture. Faruqui et *al*. (2004) ont, par contre, trouvé des teneurs en nitrates ($N\text{-}NO_3^-$ = 37 mg/l) dans les *céanes* inférieures à nos résultats et la même valeur pour les eaux usées (0,33 mg/l). Pour l'ammonium, des résultats similaires, à ceux que nous avons obtenus, ont été trouvés par Niang (1999), 127 mg N/l pour les eaux usées.

Ces taux élevés d'ammonium dans les eaux usées expliquent l'acidité des sols sur lesquels elles sont appliquées. L'ammoniac (NH_3), provenant principalement d'activités agricoles, constitue l'un des principaux polluants qui contribuent à l'acidification selon Sensi, (1999). En outre, la CEC, plus faible au niveau des sols irrigués avec les eaux usées, pourrait influencer l'acidité constatée au niveau de ces sols. L'acidité des sols, influencée par un ensemble complexe de transformations chimiques, physiques et biologiques (Sensi, 1999) étant tous des processus naturels, est aussi une conséquence de l'appauvrissement des sols en cations basiques (Ca_2^+ ; Mg ; Na^+ ; K^+) comme c'est précisé dans Environnement en Europe, évaluation DOBRIS, AEE[6], 1995.

Ainsi les excédents de substances azotées, différence entre les apports et les exportations par les cultures, peuvent constituer une menace pour l'environnement, par une pollution de l'eau et du sol (Pau Vall et Vidal, 1999).

À côté de l'azote, l'autre paramètre étudié pour définir la qualité des eaux est le phosphore compte tenu de son importance dans le développement végétatif des plantes et de ses impacts sur l'environnement en particulier le sol. Les valeurs obtenues sont légèrement différentes de celles de Niang (1999) qui a trouvé 0 mg/l et 16 mg/l respectivement pour les eaux de *céanes* et eaux usées. Les concentrations en phosphates dans les eaux usées, dans les 2 cas, dépassent de loin les directives européennes qui fixent la norme, de concentration en phosphate dans l'eau de boisson, entre 37 et 5000 µg/l. Il y a donc une pollution, des eaux usées, par les phosphates. Cependant contrairement à l'azote, cette pollution n'a pas entraîné une importante contamination au niveau des eaux souterraines (*céanes*) qui restent dans les normes européennes. Cette faible pollution serait due

6 — AEE = Agence européenne pour l'environnement.

au fait que le phosphore, principalement présent sous forme de phosphate, n'est pas aussi soluble que l'azote (Pau Vall et Vidal, 1999). La solubilité du phosphore étant rendue difficile par l'association d'ions fréquemment rencontrés et le pH (Paul et Clark, 1996). Les sols arrosés avec les eaux usées et *céanes* présentent aussi des teneurs normales en phosphore. Par contre, ces teneurs sont élevées dans les sols arrosés avec de l'eau de *céanes* au niveau desquels nos valeurs (1332,22 ppm soit 1,33 µg/gde sol) dépassent celles qui sont obtenues par Paul et Clark (1996) et qui vont de 0,1 à 1 µg/g. Ce qui témoigne donc d'une pollution de ces sols par le phosphore.

Les valeurs obtenues sur la charge polluante dépassent, toutes, les normes françaises qui sont en moyenne journalière de 25 mg/l pour la DBO5, 125 mg/l pour la DCO et 35 mg/l pour les MES. Les pollutions organiques (carbonées) sont par conséquent bien présentes dans les eaux d'irrigation. Les valeurs en DBO5 dans les eaux usées indiquent une forte présence en matières organiques biodégradables qui, même si elles contribuent à l'enrichissement des sols, posent des problèmes de pollution lorsque les éléments libérés ne sont pas absorbés par les plantes. Les résultats sur la DBO5 se rapprochent de ceux qui sont obtenus par Niang (1999) avec 500 mg/l et 50 mg/l respectivement dans les eaux usées et eaux de *céanes*. Par contre, pour les MES nos valeurs dépassent très largement celles de Niang (1999) qui a obtenu 1200 mg/l et 20 mg/l respectivement pour les eaux usées et eaux de *céanes*. D'autres auteurs Faruqui et *al*, (2004) ont travaillé à *Pikine* et obtenu des résultats intermédiaires entre *nos résultats et ceux de* Niang (1999)*)* avec 3891 mg/l de MES dans les eaux usées. Pour les eaux de *céanes* les valeurs que Faruqui et *al*. (2004) ont obtenues sur les MES (438 mg/l) dépassent nos valeurs. Il en est de même pour la DCO où ils ont obtenu 282 mg/l et 1350 mg/l respectivement pour les eaux de *céanes* et eaux usées. Cependant, quels que soient les résultats cités ci-dessus la pollution carbonée est toujours très importante dans les eaux usées par rapport aux eaux de *céanes*. Ces dernières sont, d'ailleurs, les seules qui semblent se prêter aux normes européennes sauf pour les MES pour lesquelles, elles présentent des valeurs supérieures deux fois à la normale. Cette pollution carbonée a un impact environnemental réel *;* le déversement continuel des MES peut à long terme aboutir au colmatage des espaces interstitiels, du sol, qui sont indispensables à la respiration des plantes (Niang, 1999). Cela aboutit à une altération du milieu sol (récepteur) comme l'ont déjà montré Farinet et Niang, (2004).

Toutes les eaux répondent aux normes de qualité pour les paramètres tels que le pH et les chlorures. En effet, une eau de bonne qualité, destinée au

maraîchage, doit avoir un pH variant entre 5,5 et 7,5 selon les légumes cultivés. Elle ne doit pas être très salée : la concentration en chlorures pour une eau douce est évaluée à moins de 600 mg/l (Delvaque, 1980b).

La salinité légèrement plus élevée dans les eaux de mélange n'a pas d'incidence sur les sols au niveau desquels elles sont appliquées. La salinité la plus élevée est rencontrée au niveau des sols où sont appliquées les eaux usées. Cette situation qui pourrait prêter à confusion ne l'est pas en réalité, dans la mesure où, ce n'est pas la quantité de sels dans les eaux d'irrigation qui est le facteur le plus déterminant de la salinité du sol. C'est surtout la surexploitation des ressources en eau, du fait de l'irrigation des cultures, qui constitue l'une des principales causes de la salinisation (Montanarella, 1999). En effet, la surexploitation des ressources en eau souterraine dans les zones côtières favorise l'intrusion de l'eau de mer et la remontée du biseau salé qui contamine le sol. Par contre l'addition d'éléments nutritifs aux eaux naturelles salines permet de diminuer l'effet de la salinité (Snousi et Halitim, 1998). C'est d'ailleurs un des arguments utilisés par les maraîchers pour justifier l'usage des eaux usées au niveau des parcelles irriguées avec les mélanges. La salinisation selon Farinet et Niang, (2004) se présente sous la forme d'un déséquilibre minéral (excédent de sel) et d'une altération de la structure du sol (envasement, encroûtement, compactage).

En définitive, dans la zone des *Niayes*, les sols sont exposés à une dégradation physique, chimique et biologique. Certaines activités agricoles comme l'utilisation des eaux usées et la surexploitation des eaux souterraines aggravent ces effets nocifs (Montanarella, 1999).

2.2. PROFILS PEDOLOGIQUES

On constate une très grande variabilité au niveau des sols de la zone. Des sols très évolués (PA), caractérisés par un profil profond, on passe à des sols peu évolués (PB) avec la présence de matériau originel comme en témoigne l'horizon CG_r. La présence de l'horizon B_t au niveau de PA indique que celui-ci correspond à un sol ferrugineux au sens strict (Duchaufour, 1977) alors que la bande d'oxydes de fer indique les fluctuations du niveau de la nappe en certaines périodes de l'année comme l'hivernage ; fluctuation déjà démontrée par Fall et *al*. (2000). Les sols profonds des profils PA et PD sont les plus aptes à l'irrigation avec les eaux usées contrairement aux autres sols PB et PC au niveau desquels la nappe est affleurante à moins de 70 cm. L'application des eaux usées sur ces sols entraînerait une pollution rapide de la nappe. En effet, dans les bas-fonds

tourbeux, l'eau est proche de la surface et est disponible entre 0,5 et 2 mètres. Au niveau des dunes rouges (sol sableux), cette profondeur augmente jusqu'à 5 mètres et parfois même 6 mètres *(*Niang, 1999*).*

3. LE FONCTIONNEMENT MICROBIOLOGIQUE

Les fortes teneurs en matière organique dans les eaux n'ont pas eu d'effet significatif sur la biomasse microbienne totale du sol. Mieux, les sols irrigués avec des eaux de *céanes*, plus pauvres en matière organique, présentent des biomasses un peu plus élevées que celles qui sont obtenues au niveau des sols irrigués avec de l'eau de mélange. De même les biomasses obtenues sur les sols irrigués avec les eaux de *céanes* sont sensiblement égales à celles qui sont obtenues au niveau des sols irrigués avec les eaux usées. Des résultats similaires ont été obtenus par Sastre et *al*. (1996). Ces auteurs ont utilisé deux sols sableux renfermant 2,51 % et 3,26 % de matière organique et sur lesquels deux traitements d'eaux usées urbaines, respectivement 50t/ha/an et 100t/ha/an sont appliquées pendant 8 ans. Ils ont obtenu, au niveau du sol moins riche en matière organique et recevant moins d'amendement organique, des biomasses bactériennes 100 fois plus élevées que celles qui sont obtenues sur l'autre sol plus riche en matière organique et recevant plus d'amendement organique. Alors que pour les biomasses de champignons c'est le sol plus riche en matière organique avec plus d'amendement organique qui a donné les biomasses les plus élevées. Ils en ont déduit que, même si les biomasses de champignon augmentent avec l'application des eaux usées, la mesure des biomasses bactériennes du sol ne permet pas de déterminer l'impact des eaux usées sur la densité microbienne. Ainsi selon Sastre et *al.* (1996), l'analyse de la densité microbienne ne peut être utilisée comme indicatrice de l'activité microbienne dans le cas de l'utilisation d'eaux usées urbaines. La même remarque a été confirmée par d'autres auteurs, qui ont utilisé une mesure de l'activité enzymatique comme indicatrice de l'activité biologique au lieu des biomasses microbiennes (Ladd et Butler, 1975).

Dans le cadre de notre étude, l'activité enzymatique globale au niveau du sol n'a pas également présenté de variations significatives en fonction de la qualité des eaux d'irrigation. Ce constat semble être justifié par le fait que l'activité FDA est surtout fonction des paramètres physico-chimiques du sol comme la texture et le pH. Dans le cas des sols sableux comme ceux que nous avons étudiés, l'activité enzymatique FDA est très faible (Adam et Duncan, 2000). Alors qu'un maximum d'activité est obtenu pour des pH compris entre 7,0 et 8,0 (Guibault et Kramer, 1964). Swisher et Caroll (1980) ont obtenu cette

activité maximale exactement à un pH 7,6. Ainsi, Sastre et *al.* (1996) ont suggéré la mesure d'autres activités spécifiques comme l'uréase et la phosphatase qui pourraient mieux indiquer l'effet de l'apport de matière organique par les eaux d'irrigation.

Pour la minéralisation du carbone (respiration), un même sol humecté avec de l'eau d'irrigation et de l'eau de déminéralisée ne montre pas de différences significatives sur le taux de carbone minéralisé et ce pour tous les types de sols étudiés. Cela signifie que la matière organique apportée par les eaux d'irrigation n'est pas le facteur déterminant dans la respiration des microorganismes du sol. Ce constat est confirmé par les différences non significatives entre les sols arrosés avec les eaux usées et les eaux *céanes*. Tout comme les différences significatives entre les sols arrosés avec les eaux de *céanes* et les eaux de mélanges avec une minéralisation plus élevée au niveau des sols irrigués avec les eaux de *céanes* plus pauvres en matière organique. Ces résultats sont en contradiction avec ceux qui sont obtenus par Bernal et *al.* (1997). Ces auteurs ont utilisé un sol (51 % de limon et 30 % de sable) traité avec deux qualités de boue renfermant 81,5 % de matière organique légèrement dégradée et 64,8 % de matière organique plus dégradée. Au bout de 70 jours d'incubation, ils ont obtenu une minéralisation de 62,3 % au niveau de la matière organique légèrement dégradée et 19,8 % au niveau de la matière organique plus dégradée. Le facteur déterminant dans notre cas serait la teneur en matière organique du sol car les minéralisations les plus élevées ont été obtenues sur les sols, irrigués avec les eaux usées et les eaux de *céanes,* qui sont les plus riches en matière organique.

On observe la même tendance aussi bien sur la FDA que sur les biomasses qui, même si les différences ne sont pas significatives, montrent que les valeurs les plus élevées se situent au niveau des sols irrigués avec les eaux usées suivis des sols arrosés avec l'eau de *céanes* et en dernier lieu les mélanges. Cette situation pourrait être liée aux taux de carbone, d'azote et de phosphore plus faibles dans les sols irrigués avec l'eau de mélange que dans les autres sols. Il se pourrait aussi que les concentrations excessives, d'azote et de phosphore dans l'eau, empêchent les micro-organismes naturels de fonctionner correctement (Sensi, 1999) en exposant les sols au risque d'eutrophisation par la raréfaction de l'oxygène. L'acidification qui affecte particulièrement le fonctionnement micro biologique des sols (Sensi, 1999) pourrait aussi constituer un élément d'explication de la tendance observée.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

La zone des *Niayes* de *Pikine* est caractérisée par une importante activité maraîchère avec une production importante et très diversifiée. Elle présente une très grande diversité aussi bien au niveau des espèces végétales que des types de sols. Cette diversité est, cependant, sérieusement menacée. En effet, la zone est confrontée à un problème d'espaces face à l'urbanisation et tend à une intensification de plus en plus importante. Celle-ci est accompagnée d'une sur-exploitation des ressources en eaux souterraines avec des *céanes* qui sont complètement vidées le jour pour les besoins de l'irrigation. Il en a résulté une salinisation des eaux souterraines et l'utilisation des eaux résiduaires pour compenser les déficits. L'utilisation de ces eaux usées très riches en nutriments (ammonium et phosphates) a des impacts environnementaux, notamment sur les sols sableux de la zone des *Niayes*, comme en témoignent les plus fortes concentrations en nitrates au niveau des sols irrigués avec les eaux usées. Les concentrations sur-élevées de nitrates dans les eaux de *céanes* (souterraines) ne sont pas étrangères à la richesse des eaux usées en ammonium. Les teneurs en phosphates dans les eaux souterraines et les sols commencent à atteindre des niveaux inquiétants. La charge polluante (MES, DBO5, DCO) de l'ensemble des eaux est très importante ; ce qui peut entraîner des perturbations au niveau de l'activité microbienne.

La densité et l'activité microbiennes ne semblent pas être affectées par l'utilisation des eaux résiduaires. Quelle que soit la qualité de l'eau d'irrigation utilisée, la densité microbienne et l'activité des microorganismes varient toujours de la même manière. Elles sont toujours plus importantes au niveau des sols plus riches en carbone, en azote et en phosphore. Ce qui pourrait signifier que la densité et l'activité microbiennes seraient plus fonction de ces paramètres du sol que de l'apport des matières organiques par les eaux d'irrigation.

Les rapports entre les eaux d'irrigation et certains composants de l'environnement comme les eaux souterraines d'une part, les eaux d'irrigation et le fonctionnement micro biologique du sol d'autre part apparaissent ainsi très complexes. Ils sont déterminés à la fois par la réunion de plusieurs facteurs physiques, chimiques et micro biologiques aussi bien des eaux d'irrigation que du sol. En effet, si l'apport de matière organique par les eaux usées n'entraîne pas d'effets significatifs sur l'activité enzymatique globale et sur la respiration du sol qui sont surtout dépendantes de la texture et des paramètres chimiques du sol

comme l’acidité, cet apport entraîne des différences nettes sur la minéralisation de l’azote qui, à la fois, dépend des caractéristiques chimiques et biologiques du sol.

De telle sorte que, dans les perspectives, il serait souhaitable d’envisager :

— une étude de l’impact des variations saisonnières sur l’activité microbienne en comparant les activités dans des échantillons de sol prélevés en saison sèche et froide et en saison sèche et chaude pour démontrer la variabilité saisonnière ;

— l’activité FDA n’ayant pas montré de variations significatives, envisager une étude de l’impact de la qualité des eaux d’irrigation sur les activités enzymatiques spécifiques liées aux cycles de l’azote et du phosphore ;

— l’azote étant le facteur qui montre les variations les plus nettes, suivre la dynamique de l’azote par mesure du potentiel de nitrification et sa variation en fonction des saisons ;

— déterminer l’impact de la qualité des eaux d’irrigation sur la production végétale notamment sur les rendements et sur la qualité micro biologique (contamination par les agents pathogènes).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABER, (J.), W. MCDOWELL, K. NADELHOFFER, A. MAGILL, G. BERNTSON, M. KAMAKEA, S. MCNULTY, W. CURRIE, L. RUSTAD and I. FERNANDEZ , 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *BioScience* **48** (1998), pp. 921–934.

ADAM, (G.) & H. DUNCAN, 2000. — Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology & Biochemistry.* 33 (2001) 943-951.

AGGANGAN, (R. T.), A. M. O'CONNELL, J. F. MC GRATH and B. DELL, 1999. The effects of *Eucalyptus globulus* Labill. Leaf litter on C and N mineralization in soils from pasture and native forest. *Soil Biol. Biochem.*, 31 : 1481-1487.

AEE. 1995. L'environnement de l'Europe : l'évaluation de Dobris, *Office des publications officielles des Communautés européennes*, Luxembourg. Disponible à l'adresse : *www.themes.eea.eu.int/* [> all available reports].

AMATO, (M.) and J. N. LADD, 1988. — Essay for microbal biomass based on ninhydrin – reactive nitrogen in extracts of fumigated soils. *Soil Biol.and Biochem. 20*, pp. 107-114.

BERNAL, (M. P.), A. F. NAVARRO, M. A. SANCHEZ-MONEDERO, A. ROIG & J. CEGARRA, 1997. — Influence of sewage sludge compost stability and maturity on Carbon and Nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.* Vol, 30. No. 3, pp. 305-313. 1998.

BOURQUE, (P. A.), 2004. — « Les grands cycles biogéochimiques et les changements climatiques », *Planète Terre*-un cours d'introduction et de culture scientifique en Sciences de la Terre. Disponible à l'adresse http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete_terre.html

BREMNER, (J. M.), 1965. Nitrogen availability indexes. In : Black, C.A. (Ed). Methods of Soil Analysis, Part 2. *American Society of Agronomy*, Madison, WI, pp. 1324-1345.

CHAMBERS, (P.A.), A.-M. ANDERSON, C. BERNARD, L. J. GREGORICH, B. MCCONKEY, P.H. MILBURN, J. PAINCHAUD, N. K. PATNI , R. R. SIMARD et L.J.P. VAN VLIET, 2000. — « La qualité des eaux de surface », *La santé de l'eau : Vers une agriculture durable au Canada*. *Chap V*. pp. 47-65.

CAPRIEL, (P.), T. BECK, H. BORCHERT and P. HARTER, 1990. Relationship between aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass, and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J*;*54* : pp. 415-420.

CHANEY, (K.) and R.S. SWIFT 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *J. Soil Sci*; *35* : pp. 223-230.

CHAUSSOD, (R.), B. NICOLARDOT et G. CATROUX, 1986. — Mesure en routine de la biomasse microbienne des sols par la méthode de fumigation au Chloroforme. *Science du sol, 2,* pp. 201-211.

CISSE, (I.) et S. T. FALL, 2000. — « Impact du système de production horticole sur l'environnement des Niayes », *CITÉS HORTICOLES EN SURSIS ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal* : *IDRC 2001,* 120p. *Chapitre. V.*

CROMACK, (K.) and B.A. CALDWELL, 1992. The role of fungi in litter decomposition and nutrient cycling. In: G.C. Carroll and D.T. Wicklow, Editors, *The Fungal Community, its Organization and Role in the Ecosystem*, Marcel Dekker, New York (1992), pp. 601–618.

DE MARSILY, (G.), 2003. — « Les pollutions diffuses d'origine agricole : les nitrates », *La qualité de l'eau et de l'assainissement en France :* pp. 54-58

DE MARSILY, (G.) et M. MEYBECK, 2003. — « Les pollutions diffuses d'origine agricole : les nitrates », *La qualité de l'eau et de l'assainissement en France* : pp. 71-74

DELVAQUE, (J.), 1980b. Étude pour une planification des cultures maraîchères au Sénégal, *tome 2, Étude analytique, Économique, technique et commerciale,* Centre pour le Développement de l'Horticulture du Sénégal, 72 p.

DIALLO, (M.-D.), A. GUISSE, A. BADIANE-NIANE, S. SALL and J.-L. CHOTTE, 2004. In Situ Effect of Some Tropical Litters on N Mineralization. In Taylor & Francis Group, *Arid Land Research and Management*, 19 : 1-9, 2005.

DIAO, (M. B.), 2004. — « Situation et contraintes des systèmes urbains et périurbains de production horticole et animale dans la région de Dakar », *Cahiers d'études et de recherches francophones / Agricultures. Volume 13, Numéro 1, 39-49, Janvier-Février 2004 - L'alimentation des villes, Étude originale.*

DIGHTON, (J.) and L. BODDY, 1989. Role of fungi in nitrogen, phosphorus and sulphur cycling in temperate forest ecosystems. In: L. Boddy, R. Marchant and D.J. Read, Editors, *Nitrogen, Phosphorus and Sulphur Utilization by Fungi*, Cambridge University Press, Cambridge (1989), pp. 269–298.

DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET DES ETABLISSEMENTS CLASSES, 2001. — « normes sénégalaises de rejet des eaux usées », *NS 05-061* :*chap. I*, pp. 5-7.

DUBOIS, (J.), 1948. — Les sols du Sénégal. Confér. Agric. des sols, *Bull. Agric. déc.*, pp. 789-797.

DUCHAUFOUR, (PH.), 1977 — « Dynamique de la matière organique » *Pédologie, 1. Pédogenèse et Classification, chap. II*, pp. 28-70.

DUCHAUFOUR, (PH.), 1991. — « Pédologie : sol, végétation, environnement ». Troisième édition. *Masson, Paris,* 189 p.

DURAND, (J.R.) & C. LEVEQUE, 1981. — Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne. *ORSTOM, Paris, Coll.Doc.Tech*. No.44 (Tome 1, 1980, 389 p.); No.45 (Tome 2, 1981, 484 p.)

DUTARTRE, (P.), F. BARTOLI, F. ANDREUX and J. M. PORTAL, 1993. Influence of content and nature of organic matter on the structure of some sandy soils from West Africa. *Geoderma*, 56 : 459-478.

ECOSSE, (D.), 2001 — « Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde », *Mém. D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau »***,** *Fac. Sciences, Amiens*, 62 p.

EMMETT, (B.A.), D. BOXMAN, M. BREDEMEIER, P. GUNDERSEN, O.J. KJONAAS, F. MOLDAN, P. SCHLEPPI, A. TIETEMA and R.F. WRIGHT , 1998. Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: evidence from the NITREX ecosystems-scale experiments. *Ecosystems* **1** (1998), pp. 352–360.

FAIRCHILD, (G.L.), D.A.J. BARRY, M.J. GOSS, A.S. HAMILL, P. LAFRANCE, P.H. MILBURN, R.R. SIMARD et B.J. ZEBARTH, 2000. — « La qualité de l'eau souterraine », *La santé de l'eau : Vers une agriculture durable au Canada : chap. VI*, pp. 67-79.

FALL, (S. T.) et A. S. FALL, 2000. — « Quelle agriculture urbaine pour le Sénégal ? », *CITÉS HORTICOLES EN SURSIS ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal* : *IDRC 2001*, 120p.

FALL, (A. S.), S. T. FALL, I. CISSE, A. N. BADIANE, M. B. DIAO et C. A. FALL, 2000. — « Caractéristiques de la zone des Niayes », *CITÉS HORTICOLES EN SURSIS ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal* : *IDRC 2001, 120p. Chapitre. I.*

FALL, (A. S.), I. CISSE, M.B. DIAO et S. T. FALL, 2000. — Intégration de l'horticulture et de l'élevage : études de cas, *CITÉS HORTICOLES EN SURSIS ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal* : *IDRC 2001,* 120p.

FAO, 1985. — « Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation », *L'irrigation avec des eaux usées traitées-Manuel d'utilisation,* pp. 4-23.

FAO, 1993. — La Situation Mondiale de l'Alimentation et de l'Agriculture. *Collection FAO: Agriculture, n° 26.* ISBN 92-5-203360-2. Rome 1993.

FAO, 2003 — L'irrigation avec des eaux usées traitées-Manuel d'utilisation. 65p.

FARDOUX, (J.), P. FERNANDES, A. NIANE-BADIANE et J.-L. CHOTTE, 2001. — Effet du séchage d'un sol ferrugineux tropical sur la détermination de la biomasse microbienne, Comparaison de deux méthodes biocidales de référence. *Étude et Gestion des sols,* 7, 4, 2000 — numéro spécial, pp.385-394.

FARINET, (J.-L.) et S. NIANG, 2004. — « Le recyclage des déchets et effluents dans l'agriculture urbaine », *Développement durable de l'agriculture urbaine en afrique francophone enjeux, concepts et méthodes CIRAD/CRDI. Chapitre. V,* pp. 143-173.

FARUQUI, (N.I.), S. NIANG and M. REDWOOD, 2004. — « Untreated Wastewater Use in Market Gardens: A Case Study of Dakar, Senegal. », *Wastewater use in irrigated agriculture : CABI/IWMI/IDRC (2004).* 240p.

FELLER, (C.), 1979. — Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols, application aux sols tropicaux, à textures grossières, très pauvres en humus. *Cah. ORSTOM, série Pédol., 17 (4)* : 339-346.

FELLER, (C.), 1993. — « Organic inputs, soil organic matter and functional soil organic compartments in low-acidity clay soils in tropical zones », Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture. K. Mulongoy and R. Merckx (Eds), *Jonh Wiley & Sons, New York,* 77-88.

FELLER, (C.) and M.H. BEARE, 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma 79* : 69– 116.

FERAY, (C.), 2000. — Nitrification en sédiment d'eau douce : incidence de rejets de station d'épuration sur la dynamique des communautés nitrifiantes. *Thèse de Doctorat, Univ. Claude-Bernhard-Lyon I*. 130p.

FLEURY (A.) et P.DONADIEU, 1997. « De l'agriculture périurbaine à l'agriculture urbaine. » *Courrier de l'environnement de l'Inra*, 31 : 45-61.

FOURNIER (B.), S. BOURGEOIS et A. FLEURY, 2002. — Agriculture périurbaine, une infrastructure de la ville. *INA P-G, Département Agronomie Environnement (AGER).* Disponible à l'adresse *http://www.inapg.fr/ens_rech/ager/enseignement/cycle2/uv/agriperiu.htm*

GILLER (K. E.), M. H. BEARE, P. LAVELLE, A. -M. N. IZAC & M. J. SWIFT, 1997. — Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology, Volume 6, Issue 1,* Pages 3-16.

GOBAT, (J.-M.), M. ARAGNO, & W. MATTHEY, 1998. — « Le sol vivant », *Bases de pédologie et de biologie des sols. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, Suisse.* ISBN 2-88074-367-2.

GUIBAULT, (G.G.) and D. N. KRAMER, 1964. — Fluometric determination of lipase, acylas, alpha- and gamma-chymotrypsin and inhibitors of these enzymes. *Analytical Chemistry* 36, 409-412.

GUISSE, (A.), 1989. — Influence allélopathique des acides phénoliques des litières sur l'activité nitrifiante des sols de lande. *Thèse de Doctorat. Université de Rennes I,* U.F.R. Sciences de la vie et de l'environnement, p.208.

GUNDERSEN, (P.), I. CALLESEN and W. DE VRIES , 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* **102** S1 (1998), pp. 403–407.

HARKER, (D.B.), P.A. CHAMBERS, A.S.CROWE, G.I. FAIRCHILD & E. KIENHOLZ, 2000. — « La qualité de l'eau », *La santé de l'eau : Vers une agriculture durable au Canada : chap. IV,* pp. 29-45.

HAWKSWORTH, (D.L.), 1991. The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation. *Mycol. Res.* **95** (1991), pp. 641–655.

HAYNES, (R. J.) and R. S. SWIFT, 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *J. Soil Sci*. 41 : 73-83.

HEAD, (I. M.), W. D. HIOMS, T. M. EMBLEY, A. J. MC CARTY and J. R. SAUNDERS, 1993. — The phylogeny of autotrophic ammonia-oxydizing bacteria as determined by analysis of 16S ribosomial RNA gene sequences. *J. Gen. Microbiol.,* 139 : 1147-1153.

INSTITUT SENEGALAIS DE RECHERCHES AGRICOLES (ISRA). *Plan stratégique de l'ISRA. Zone des Niayes*. Dakar : Isra-CDH, 1997 ; 75 p.

KEENEY, (D. R.) and D. W. NELSON, 1982. — « Nitrogen-inorganic forms », *Methods of soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties.* ASA-SSSA. Madison, WI, USA, 2 : 643-700.

KHOUMA, (M.), 2000. — « Les grands types de sols du Sénégal », *Quatorzième réunion du sous-comité ouest et centre africain de corrélation des sols pour la mise en valeur des terres* : Abomey, Bénin, 9-13 octobre 2000, (2002). ISBN : 9252048030, ISSN : 1014-8531. p.227.

LADD, (J. N.) & J. H. A. BUTTLER, 1975. — Humus enzyme systems and synthétic organ polymer-enzyme analog. In *Soil Biochemistry*, vol.3, pp. 143-194, *ed. E. A. Paul & A. D. McLaren. Marcel Dekker, New York.*

LEMEE, (G.), 1973. — *Oecol. Plant.,* 8 (2), 153-174.

LEMEE, (G.), 1973. — *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 12 (1), 157-167.

LENNTECH, 1998. — « Cycle de l'azote », *Traitement de l'eau et de l'air. Rotterdamseweg 402 M 2629 HH Delft, The Netherlands.*

LENNTECH, 1998. — « Cycle du phosphore», *Traitement de l'eau et de l'air. Rotterdamseweg 402 M 2629 HH Delft, The Netherlands.*

LENNTECH, 1998. — « Règlements concernant la qualité de l'eau destinée à la consommation », *Traitement de l'eau et de l'air. Rotterdamseweg 402 M 2629 HH Delft, The Netherlands.*

M.H., 1990. — *Rapport sectoriel sur l'hydraulique*, Ministère de l'Hydraulique, République du Sénégal, mars 1990, 152 p.

MANGENOT, (F.), 1980. — Les litières forestières, signification écologique et pédologique. *Rev. For. Fr., 4* : 339-355.

MARTIN, (A.), 1970. Les nappes de la presqu'île du Cap-Vert, leur utilisation pour l'alimentation en eau de Dakar, *Pub. BRGM*, 50 pp.

MIQUEL, (G.), 2003 — « La qualité de l'eau et de l'assainissement en France », *RAPPORT 215 SÉNAT : tome I*, 193p.

MONTANARELLA, (L.), 1999. — « Le sol à l'interface de l'agriculture et de l'environnement », *Agriculture, environnement, développement rural : faits et chiffres. UE. Union européenne. Commission européenne. Bruxelles*. http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/index_fr.htm

NIANG, (S.), 1999. — « L'utilisation des eaux usées brutes dans l'agriculture urbaine au Sénégal : bilan et perspectives », *Agriculture urbaine en afrique de l'ouest / urban agriculture in west africa, crdi/cta*, 240 p.

PAU VALL, (M.) et C. VIDAL, 1999. — « L'azote en agriculture », *Agriculture, environnement, développement rural : faits et chiffres. Union européenne. Commission européenne. Bruxelles*. http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/index_fr.htm

PAUL, (E. A.) & F. E. CLARK, 1989. — Soil Microbiology and Biochemistry. *Academic Press, London.* p. 340.

PEREIRA BARETO, (S.), 1962. Étude pédologique des « Niayes » méridionales *(entre Cayar et Mboro), rapport général CRP, Hann, Dakar (Sénégal), MERC,* p. 9.

PETTYGROVE, (G. S.) et T. ASANO, 1984. — « Constituants d'intérêt spécial dans le traitement des eaux résiduaires et de l'irrigation avec des eaux usées traitées », *Irrigation avec des eaux usées traitées-Manuel d'utilisation,* p. 60.

PIREN-SEINE, 1998. Rapport d'activité :La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé, M. MEYBECK, G. DE MARSILY, E. FUSTEC, (1998). *Elsevier,* Paris p.749.

PROSSER, (J. I.), 1986. — « Experimental and theoretical models of nitrification », *J. I. Prosser (ed.), Nitrification, vol. 20. IRL Press, Oxford,* United Kingdom. pp. 63-78.

REDDY, (M.V.), 1984. Ecology of soil and litter inhabiting arthropods. *Indian Rev. Life Sci.* **4** (1984), pp. 169–217.

SASTRE, (I.), M. A. VICENTE & M. C. LOBO, 1996. — « Influence of the application of sewage sludges on microbial activity », *Bioresource Technoligy* 57 (1996), pp. 19-23.

SCHLOESING, (J. J. T.), & A. MUNTZ, 1877. Sur la nitrification par les ferments organisés. *Comp. Rendus Acad. Sci (Paris)* **84**, pp 301-303.

SENSI, (A.), 1999. — « Agriculture et acidification », *Agriculture, environnement, développement rural : faits et chiffres. Union européenne. Commission européenne. Bruxelles*. http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/index_fr.htm

SNOUSSI, (S.A.) et A. HALITIM, 1998 — « Valorisation des eaux salines pour la nutrition minérale des plantes cultivées : cas de la tomate et de l'haricot », *Étude et Gestion des sols*, 5, 4, 1998 — pp 289-298.

STUBBERFIELD, (L.C.F.), and P.J.A.SHAW, 1990. A comparison of tetrazolium reduction and FDA hydrolysis with other measurements of microbial activity. *Journal of Microbiological Methods* **12**, pp. 151–162.

SWIFT, (M.J.), O.W. HEAL and J.M. ANDERSON, 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. In: *Studies in Ecology* **Vol. 5**, Blackwell, Oxford (1979), p. 372.

SWISHER, (R.) and G. C. CARROLL, 1980. — Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. *Microbial Ecology* 6, 217-226.

TANDIA, (A. A), I. CISSE et E.S. DIOP, 1997. Pollution des nappes phréatiques côtières sous environnement semi-urbain par les nitrates et gestion participative *: Yeumbeul, Sénégal, rapport EPEEC,* Dakar (Sénégal). p. 35.

TIAN, (G.), L. BRUSSAARD and B.T. KANG, 1993. Biological effects of plant residues with contrasting chemical composition under humid tropical conditions: effects on soil fauna. *Soil Biol. Eiochem.* **25** (1993), pp. 731–737.

TOUFFET, 1982. — Dictionnaire essentiel d'écologie. *Ed. Ouest-france*. Rennes, 180p.

VERHOEF, (H.A.) and L. BRUSSAARD, 1990. Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* **11** (1990), pp. 175–211.

WAINWRIGHT, (M.), 1992. The impact of fungi on environmental biogeochemistry. In: G.C. Carroll and D.T. Wicklow, Editors, *The Fungal Community, its Organization and Role in the Ecosystem*, Marcel Dekker, New York (1992), pp. 601–618.

WARINGTON, R. (1878). Nitrification. *J. Chem. Soc*.**33**, *pp. 44-51*.

WITTICH (W.), 1961. — *Der Stickstoff : seine Bedeutung für die Landwirtschaft,* Verlag G. Stalling Oldenburg, 335-369.

LISTE DES ILLUSTRATIONS

FIGURE 1 CYCLE DU CARBONE (BOURQUE, 2004) 19
FIGURE 2: CYCLE DE L'AZOTE (LENNTECH, 1998) 23
FIGURE 3: SITUATION DE LA ZONE DES *NIAYES* (FALL ET *AL*., 2000) 26
FIGURE 4: LES ISOHYETES (FALL ET *AL*., 2000) 27
FIGURE 5: TYPOLOGIE DES SOLS (FALL ET *AL*., 2000) 29
FIGURE 6: RESSOURCES EN EAU : NIVEAU DE FLUCTUATION DE LA NAPPE SUIVANT LES SAISONS (FALL ET *AL*., 2000) 30
FIGURE 7 : CONCENTRATIONS EN AMMONIUM DANS LES EAUX D'IRRIGATION. 42
FIGURE 8 : CONCENTRATIONS EN NITRATES DANS LES EAUX D'IRRIGATION 43
FIGURE 9:VALEURS DES MES DANS LES EAUX D'IRRIGATION 43
FIGURE 10:VALEURS DE LA DBO5 DANS LES EAUX D'IRRIGATION 44
FIGURE 11: VALEURS DE LA DCO DANS LES EAUX D'IRRIGATION 44
FIGURE 12:CONCENTRATIONS EN NITRATES DANS LE SOL EN FONCTION DE LA QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION 48
FIGURE 13: CONCENTRATIONS EN AMMONIUM DANS LE SOL EN FONCTION DE LA QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION 48
FIGURE 14: PROFILS PEDOLOGIQUES 50
FIGURE 15: BIOMASSES MICROBIENNES TOTALES EN FONCTION DE LA QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION 51
FIGURE 16: MINERALISATION DU CARBONE EN FONCTION DE LA QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION 51
FIGURE 17: ACTIVITE ENZYMATIQUE GLOBALE DANS LE SOL EN FONCTION DE LA QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION 52

TABLEAU I:STRUCTURE DE LA FLORE HERBACEE DE LA GRANDE NIAYES DE PIKINE 40
TABLEAU II:REPARTITION PAR FAMILLE DES ESPECES RECENSEES 41
TABLEAU III: CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX D'IRRIGATION. 42
TABLEAU IV: TEXTURE DES SOLS EN FONCTION DE LA PENTE DANS LES DIFFERENTES PARCELLES . 46
TABLEAU V: TEXTURE DES SOLS DANS LES DIFFERENTES PARCELLES 46
TABLEAU VI: CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS EN FONCTION DE LA PENTE 47
TABLEAU VII: CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMQUES DES SOLS 47

ANNEXES I

DOSAGE DE LA BIOMASSE MICROBIENNE

Nous effectuons 2 prises d'essai de 20 g de sol par échantillon, la première pour la mesure de la biomasse au temps zéro (T_0) et la seconde pour la mesure de la biomasse après 10 jours d'incubation (T_{10}).

L'incubation se fait à 28°C pendant 10 jours dans une atmosphère obscure et saturée en chloroforme (Fumigation) destiné à tuer les micro-organismes du sol. On utilise, pour cela, des dessiccateurs à vide, entouré de papier aluminium afin de faire l'obscurité à l'intérieur. Les piluliers en verre contenant 20 g de sol sont placés à l'intérieur du dessiccateur avec 2 bêchers. L'un, des bêchers, contient quelques billes de verre et 30 à 40 ml de chloroforme préalablement filtré sur l'oxyde d'alumine activé par passage à l'étuve à 105°C pendant 4 heures ($CHCl_3$ débarrassé de l'éthanol qui le stabilisait), l'autre contient un morceau de coton imbibé d'eau afin de maintenir une humidité convenable à l'intérieur du dessiccateur. À l'intérieur du dessiccateur, fermé hermétiquement, on fait le vide puis on renouvelle l'air ; opération qu'on répète 2 à 3 fois avant de garder le dessiccateur dans l'étuve à 28°C pendant 10 jours au bout desquels nous procédons à l'extraction.

L'extraction au KCl (2M) de l'azote alpha aminé se fait de la même façon pour tous les échantillons, que ce soit avant (T0), ou après fumigation (T10). Vingt (20) grammes de sol sont placés dans un pot à agitation en plastique de 150 ml fermant hermétiquement. Ensuite on ajoute à ces 20g de sol 75 ml de KCl 2M (74,56 g de KCl pour 1l d'eau déminéralisée) à l'aide d'un distributeur Optifix 100ml. Le mélange ainsi obtenu est agité pendant une heure à l'aide d'un agitateur va et vient réglé à 100 tours/mn puis on le laisse décanter à la paillasse pendant au moins une heure avant de prélever avec une seringue 10 ml du surnageant. Ce dernier est filtré à 0,45µm à l'aide d'unités de filtration de type swinnex et le filtrat est recueilli dans un flacon à scintillation, puis conservé à –20°C si le dosage n'est pas effectué dans les 48 heures.

Le dosage de l'azote alpha aminé des extraits ainsi obtenus se fait sur une chaîne d'analyseur à flux continus segmentés (Evolution II, Alliance-Instruments, France). Les échantillons sont mis à décongeler 4 heures avant le dosage à la température ambiante ; en même temps, on prépare une gamme étalon à trois points (0, 7 et 14) contenant respectivement 0, 7 et 14 mg/ml d'azote alpha aminé. Les points de gammes sont préparés à partir d'une solution de leucine. La droite

de régression obtenue à partir de ces trois points de gamme nous permet de calculer les quantités, d'azote alpha aminé, contenues dans les extraits après le dosage. Nous utilisons la solution de KCl 2M comme solution de complément pour la préparation de la gamme. Le dosage de l'azote alpha aminé se fait en présence de réactif à la ninhydrine. Les échantillons et les points de gamme sont préparés en mélangeant 1 ml d'extrait avec 1 ml de réactif dans un tube à essai de 70 ml. Les tubes sont bouchés avec du parafilm et plongés dans un bain marie à 100°C pendant 15 minutes. Après avoir refroidi les tubes sous un courant d'eau, on ajoute 13 ml d'éthanol à 50 % avant de faire rapidement la colorimétrie. Lorsque l'azote alpha aminé est chauffé en présence de réactif à la ninhydrine, il se forme un composé de couleur pourpre qui peut être mesuré en colorimétrie. La lecture de la densité optique se fait à la longueur d'onde 570 nm.

La quantité, d'azote alpha aminé, obtenue est la différence entre les quantités d'azote alpha aminé aux temps T_{10} et T_0. Elle est fonction de la biomasse microbienne présente dans le sol avant fumigation. On l'exprime en µgN/g sol sec par la relation suivante :

$$N_m = \{(NT_{10} \times V) / P_{10} - (P_{10} \times H)\} - \{(NT_0 \times V) / P_0 - (P_0 \times H)\}$$

— N_m = Azote microbien (µgN/g) ;

— NT_0 = azote alpha dans les extraits KCl à T_0 (µgN/ml) ;

— NT_{10} = azote alpha dans les extraits KCl à T_{10} (µgN/ml) ;

— V = Volume KCl utilisé pour l'extraction (ml) ;

— P_0 et P_{10} = Poids du sol frais (g) ;

— H = Humidité du sol (%).

La conversion de l'azote microbien (N_m) en carbone microbien (C_m exprimé en µgC/g sol sec) se fait en multipliant l'azote par 21 (facteur de corrélation) :

$$C_m \text{ (µgC/g)} = 21 \times N_m \text{ (µgN/g)}.$$

ANNEXE II

MESURE DE LA RESPIRATION DU SOL

Pour chaque échantillon de sol, on effectue 4 prises de 10 g placés dans des flacons en verre de 60 ml munis de bouchons bien étanches pour éviter les échappements de gaz au cours des analyses. Ainsi on a, pour chaque échantillon, 4 flacons contenant chacun 10 g, de sol, humectés à 100 % à la capacité au champ, soit 600 ml, avec de l'eau d'irrigation pour les trois premiers et de l'eau déminéralisée pour le quatrième qui sert de témoin.

L'humectation se fait à l'aide d'une pipette (PIPETMAN P 1000~5000ml) et les eaux d'irrigation conservées à –20°C sont filtrés à l'aide d'un entonnoir verre tige courte Duran et d'un papier-filtre plissé Whatman Grade 114V de 25μm de porosité.

Trente minutes après l'humectation, on barbote avec de l'air comprimé pour standardiser la pression du CO_2 (0,033 %) dans l'ensemble des flacons.

Après cela, on incube les échantillons dans l'étuve à des températures variant entre 26°C et 28°C pendant cinq heures au bout desquelles on mesure, à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse en présence d'un gaz vecteur Hélium, le pourcentage de CO_2 dans les flacons.

Les échantillons sont ensuite incubés dans l'étuve, aux mêmes températures citées plus haut, toute la durée de l'analyse. Les mesures du pourcentage de CO_2 dans les flacons sont effectuées toutes les vingt-quatre heures (24h) la première semaine d'incubation, quarante-huit heures la deuxième semaine, soixante-douze heures la troisième semaine et enfin tous les 4, 5, 6 jours jusqu'à la fin des analyses. Pour chaque série d'analyse, on associe un flacon à vide (témoin air) qui donne le volume total du flacon. De même, pendant les analyses, les flacons saturés (pourcentage de CO_2 supérieur à 1,5) sont flushés[7] car le chromatographe ne peut déterminer que des pourcentages de CO_2 autour de 2 %.

7 — le flush consiste à chasser du gaz (CO_2) de l'intérieur du flacon en saturation.

ANNEXE III

MESURE DE L'ACTIVITE ENZYMATIQUE GLOBALE : FDA (FLUORESCEINE DIACETATE)

La mesure est réalisée sur des échantillons de sol conservés avec leur humidité d'origine à 4°C.

Pour chaque échantillon de sol, on fait 4 prises de 300 mg placés dans des tubes à essai de 55 ml. Parmi les 4 tubes, 1 (un) sert de témoin enzyme (TE) et les 3 autres servent de répétitions de mesure (Essais). À ces 4 tubes, on adjoint 2 autres tubes, ne contenant pas de sol, qui servent de témoins substrat (TS).

Ce substrat est constitué de fluorescéine diacétate (10 mg de fluorescéine diacétate dissous dans 5 ml d'acétone soit 2 mg de fluorescéine diacétate par ml d'acétone).

Ensuite on ajoute :

— 250 µl de solution tampon Mac IIvaine pH 7 dans tous les tubes à essai ;

— 25 µl d'eau uniquement dans les tubes à essai servant de témoin enzyme (TE) ;

— 25 µl de substrat dans les tubes servant de témoin substrat (TS) et répétitions de mesure (Essais).

Les mélanges ainsi obtenus sont homogénéisés à l'aide d'un agitateur vortex. Ensuite, on recouvre de papier aluminium les tubes à essai contenant les mélanges qui sont incubés dans l'étuve à 37°C pendant 2 heures tout en les agitant avec un agitateur va et vient.

Après incubation, on ajoute dans les témoins enzyme et témoins substrat 25 µl de substrat. On prélève ensuite dans chaque tube à essai, 750 µl placés dans un tube eppendorf contenant déjà 750 µl d'acétone puis on centrifuge ce mélange pendant 3 minutes à 15000 tours/mn. La DO (densité optique) du surnageant est ensuite lue au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 490 nm en faisant le zéro du spectrophotomètre avec le témoin substrat.