

UFR de Sciences et Technologies
Université Paris XII - Val de Marne

**Rapport de stage de fin de
Maîtrise de Sciences et Techniques
Génie Sanitaire et Environnement**

(MST GSE)

Nathalie RAHAINGOMANANA

Promotion GSE 14

Octobre 1993

**«ETUDE D'UN SYSTEME D'INFILTRATION-PERCOLATION
POUR LA REUTILISATION AGRICOLE DES EAUX USEES»**

Présentation du rapport effectuée le 2 novembre 1993
à l'Université de Paris XII - Val de Marne

*Stage effectué à l'Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération
(ORSTOM) et à l'Université Catholique du Nord (UCN), ANTOFAGASTA, CHILI*

Responsables : Pierre POURRUT, ORSTOM, Maître de stage
Claudio VERA G., UCN, Professeur
Richard MOREAU, Enseignant superviseur

Mots-clés : 1 - eaux usées 2 - traitement 3 - sol 4 - agriculture

A 38.779 ex 1

73027

- 5 JAN. 1994

ORSTOM Fonds Documentaire
N° : 38.779 ex 1
Cote : A p45 M

AVANT-PROPOS

Cette étude a été effectuée dans le cadre d'une convention souscrite entre l'Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM) et l'Université Catholique du Nord (U.C.N.) d'Antofagasta (Chili) qui ont mis en place un programme de recherche sur les ressources hydriques de la II Région du Chili, qui est non seulement la région la plus aride du pays mais aussi l'une des zones les plus sèches du monde (Désert d'Atacama). L'objectif général du programme est d'apporter les éléments nécessaires à l'élaboration d'une politique régionale d'utilisation rationnelle des ressources en eau, et le stage que j'ai effectué a donc porté sur un système de recyclage des eaux usées. Il s'est déroulé de Juin à Août 1993, période durant laquelle j'ai :

- participé à la conception et matérialisation du dispositif expérimental,
- défini le protocole expérimental à suivre (fonctionnement du système, analyses),
- assuré le fonctionnement journalier du dispositif, effectué les observations et mesures de terrain (conductivité électrique, vitesse d'infiltration, volumes de percolation),
- analysé les différentes données obtenues.

Il faut signaler que les analyses chimiques et microbiologiques de l'eau usée et percolée ont été réalisées par l'Institut du Désert (INDES) de l'Université d'Antofagasta et les analyses de sol, au Centre d'Analyse Chimique de l'U.C.N.

REMERCIEMENTS

L'Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération (ORSTOM) et l'Université Catholique du Nord (UCN) à Antofagasta, m'ont garanti la contribution financière nécessaire à la réalisation du dispositif expérimental, à l'exécution des analyses et ont mis à ma disposition les infrastructures d'accueil et informatiques requises. Que leurs plus hauts dirigeants, M. Gérard WINTER et le Recteur Juan MUSIC T. trouvent ici l'expression de ma gratitude, de même que M. Pablo REYES, Doyen de la Faculté d'Architecture et d'Ingénierie Civile et M. Hugo ALONSO, Coordinateur chilien de la convention.

J'ai par ailleurs eu, pour mon voyage et mon séjour au Chili, l'aide financière de la Fondation USHUAÏA, du Conseil Général du Val de Marne et de la M.J.C. de Chevilly-Larue. Je leurs dis merci du fond du coeur pour leur soutien si chaleureux.

Je voudrais aussi, de manière spéciale, faire part de toute ma reconnaissance à M. Claudio VERA, Professeur et Ingénieur en construction sanitaire, qui m'a accueillie avec bienveillance, a discuté avec compétence du sujet à traiter et a établi les contacts nécessaires avec les organismes d'appui, l'Institut du Désert et l'Entreprise de Service Sanitaire d'Antofagasta (ESSAN), permettant ainsi de concrétiser la mise en place et le suivi opérationnel du système expérimental. A ce propos, je dois souligner toute l'aide efficace qui m'a été apportée sur le terrain par M. Jorge FUENTESECA, étudiant chilien réalisant sa thèse sur le même dispositif.

Merci aussi à M. Ricardo ZULETA, Professeur à l'UCN, à M. Christian FELLER et M. Alain GIODA, chercheurs ORSTOM, et surtout à M. Christian JOSEPH, Ingénieur de Recherche au C.N.R.S. pour les informations et conseils qu'ils m'ont apportés.

Merci à Mario, Agronome à l'Institut du Désert (INDES), pour la visite du périmètre irrigué avec les eaux usées traitées de La Chimba; à Luis (ESSAN) pour la visite de la station d'épuration d'Antofagasta; à Hector (Service de la Santé) pour ses indications sur les émissaires de rejet des eaux usées; ainsi qu'à Juan et Raul (ESSAN), à Jacky et Lya (UCN) pour leur soutien amical.

Pour la saisie informatique du texte et des données, j'adresse un grand merci à M. Alex COVARRUBIAS, Professeur à l'UCN, ainsi qu'à Mesdames Monique Oï, Claudine DIEULIN, Nadine MUTHER, Brigitte JEANNY et surtout Patricia GARCIA du Laboratoire d'Hydrologie de l'ORSTOM de Montpellier, qui m'ont apporté leur aide avec beaucoup de gentillesse.

En dernier lieu, je remercie mon professeur superviseur M. Richard MOREAU tout comme je tiens à remercier très sincèrement M. Michel RIEU, Chef-Adjoint du Département Eaux Continentales de l'ORSTOM, ainsi que mon maître de stage, M. Pierre POURRUT, Ingénieur ORSTOM spécialiste des ressources en eau des régions arides dont l'appui amical inconditionnel et les conseils critiques ont été des plus précieux pour la réalisation du présent rapport.

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS

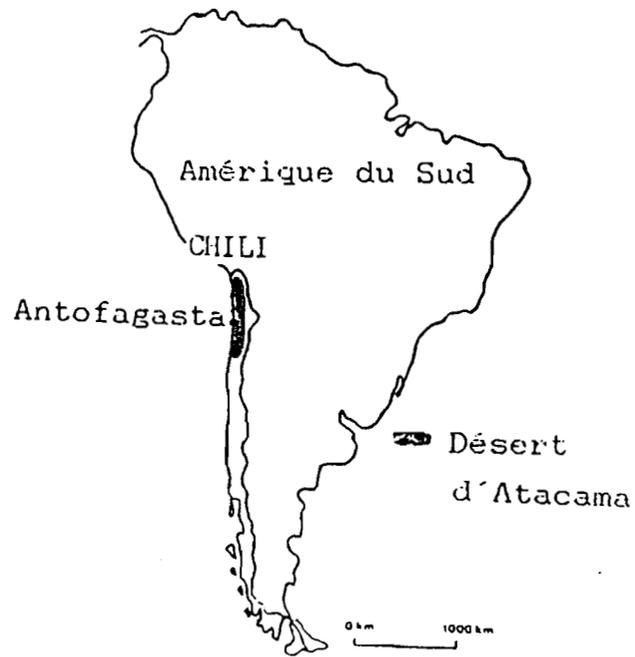
REMERCIEMENTS

INTRODUCTION.....	1
I - PRINCIPE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE.....	2
1 - Définition de l'infiltration percolation.....	2
A - Principe.....	2
B - Devenir des contaminants dans le sol.....	2
2 - Objet de l'étude.....	5
A - Evolution des propriétés du sol.....	5
B - Qualité de l'eau.....	6
II - MATERIEL ET METHODE.....	8
1 - Dispositif expérimental.....	8
2 - Protocole.....	8
A - Fonctionnement.....	8
B - Mesures.....	9
III - RESULTATS ET DISCUSSION.....	11
1 - Potentiel d'infiltration.....	11
2 - Evolution de la qualité de l'eau en fonction de la profondeur de percolation.....	14
A - Salinité et Taux d'absorption du sodium.....	14
B - Carbone organique.....	18

C - Azote.....	19
D - L'acide phosphorique.....	22
E - Eléments toxiques.....	22
F - Coliformes totaux et fécaux.....	22
3 - Evolution des caractéristiques chimiques du sol.....	24
A - Le carbone organique.....	26
B - L'Azote total.....	26
C - Le phosphore soluble	26
D - Les cations basiques.....	26
E - Le bore.....	26
F - Les éléments traces.....	29
CONCLUSION	30
ANNEXE A	
ANNEXE B	
ANNEXE C	
ANNEXE D	
ANNEXE E	
ANNEXE F	
BIBLIOGRAPHIE	

Figure 1

Localisation



INTRODUCTION

L'utilisation des eaux usées à des fins agricoles est une pratique déjà ancienne qui connaît un regain d'attention ces dernières décennies. Elle contribue en effet à résoudre partiellement les risques liés aux rejets d'eaux usées, même traitées, dans des milieux récepteurs souvent saturés. Elle permet, en outre, la valorisation d'une source d'eau dite de seconde main (nutriments et charge hydrique) qui représente une alternative intéressante face aux problèmes posés par la limitation des ressources en eau, en particulier dans les zones arides et semi-arides.

Situé dans le Désert d'Atacama au Chili (fig. 1), le port d'Antofagasta (200 000 hab.) est face à un problème particulièrement critique. D'un côté, l'eau qui alimente la ville est apportée à grand frais depuis divers captages situés à plus de 250 kilomètres dans les Andes, et, en raison de sa qualité chimique très médiocre due en particulier à une salinité très élevée et à la présence d'arsenic à haute dose (0,60 mg/l), elle est potabilisée par traitement physico-chimique. D'un autre côté, la quasi totalité des eaux usées étant rejetée dans l'Océan Pacifique, on assiste à une contamination du milieu marin associée à une menace sanitaire de plus en plus importante (7). Pourtant, le recyclage des eaux usées est ressenti ici comme une nécessité, d'une part pour protéger le littoral dont les produits constituent une ressource locale importante et d'autre part, pour développer une production agricole dans une zone où celle-ci est extrêmement limitée (5). Une initiative en ce sens a été prise il y a une vingtaine d'années et une station d'épuration à boue activée a été construite. Cependant, aujourd'hui moins de 10 % des eaux usées de la ville sont effectivement traitées et réutilisées pour l'irrigation d'environ 2 hectares (maraîchage et fruits de la passion) dans le secteur nord de la ville, au lieu-dit "La Chimba". Ce résultat décevant est en partie due à (7) :

- un coût d'exploitation élevé, un manque de personnel qualifié et de maintenance dans la station d'épuration ;
- une mauvaise qualité de sol présentant en particulier une teneur élevée en sels solubles.

Pour permettre le développement du traitement des eaux usées, l'infiltration-percolation peut dans ce contexte, représenter une alternative intéressante. En effet, cette technique d'épuration par le sol, simple, peu coûteuse et de maintenance facile, permet la production d'une eau apte à l'irrigation (11,19) et l'amélioration possible des caractéristiques agronomiques du sol.

Les systèmes d'infiltration-percolation depuis longtemps utilisés dans des régions arides, notamment en Israël (Dan Project) et aux U.S.A. (Flushing Meadows en Arizona et Whittier Narrows en Californie), pour affiner des effluents secondaires destinés à la recharge de nappes ou à divers usages tels que l'irrigation ou l'alimentation de lacs récréatifs (11). Mais à Antofagasta, l'approche est un peu différente car d'une part, c'est l'infiltration des eaux usées brutes qui est envisagée afin de tirer profit de la totalité des éléments fertilisants contenus dans les rejets, et d'autre part, l'eau percolée est susceptible d'être réutilisée sur le sol utilisé pour l'épuration. Ce mémoire rend ainsi compte d'un premier essai d'infiltration-percolation réalisé sur des colonnes de sol en vue d'étudier les réactions et transformations initiales du sol et la qualité de l'eau percolée, dans le but de fournir les premières indications relatives à l'efficacité, à la mise en oeuvre et à la gestion du système.

I - PRINCIPE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

1 - Définition de l'infiltration percolation

A - Principe

L'infiltration-percolation ou infiltration rapide est une technique d'épuration des eaux usées qui consiste à faire passer l'effluent à traiter à travers un sol hautement perméable (10 à 30 cm/jour). Elle est en général réalisée au moyen de bassins d'infiltration remplis de sable, inondés à raison de quelques centaines de litres par m² et par jour, pendant plusieurs jours ou plusieurs semaines (21). Les charges appliquées vont de 50 m à 150 m par an et sont fonction des caractéristiques de l'effluent et du sol, ainsi que des conditions climatiques (11).

Les phénomènes physiques, chimiques et biologiques mis en jeu pour l'épuration sont (3,15) :

- la filtration et la sédimentation des particules au niveau des pores du sol ;
- l'échange ionique, l'adsorption et la précipitation de sels dissous ;
- la biodégradation de la matière organique.

Après sa percolation à travers quelques mètres de sol dans lesquelles s'opère le traitement, l'eau épurée peut être récupérée par drainage ou bien par pompage si elle rejoint un système aquifère sous-jacent (recharge de nappes) (6,18,21).

Le fonctionnement du système est basé sur la succession de périodes d'inondation et de dessiccation, ces dernières étant destinées à éviter la prolifération d'algues et à maintenir des conditions aérobies dans le sol pour permettre l'oxydation de la matière organique et entretenir une capacité d'infiltration élevée. En effet, les dépôts accumulés dans les pores, entravant l'aération du sol et favorisant la prolifération de bactéries anaérobies, peuvent entraîner un colmatage limitant fortement le fonctionnement du système (3,6,21).

B - Devenir des contaminants dans le sol

- *Matières en suspension*

Les eaux usées contiennent généralement quelques centaines de mg/l de matières en suspension (M.E.S.) qui sont quasiment toutes retenues dans les premiers centimètres du sol. Cependant, en particulier dans le cas d'effluents très chargés, les M.E.S. peuvent provoquer des problèmes de colmatage importants (6,21). Ainsi, il est fortement recommandé d'effectuer un affinage préalable de l'effluent par filtration ou décantation lorsque les M.E.S. dépassent 20 mg/l (11).

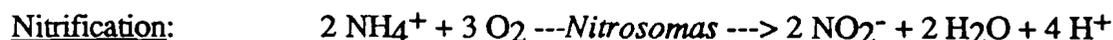
- *Matières carbonées*

La charge organique des eaux usées brutes est en générale caractérisée par une DBO₅ d'environ 300 mg/l et D.C.O. d'environ 450 mg/l (18). Le sol épure avec une très bonne efficacité les matières organiques apportées par les effluents qui sont oxydées sous l'action biodégradatrice des micro-organismes (15). L'élimination s'effectue essentiellement dans les horizons de surface, une part importante de la charge organique étant sous forme particulaire et l'oxygénation étant importante au niveau de la plage d'infiltration (6). Cependant, en profondeur, l'apport d'une D.B.O. soluble en excès par rapport à la capacité biodégradatrice du sol peut provoquer l'apparition de conditions anaérobies induisant un colmatage d'origine microbienne particulièrement difficile à corriger.

Les rendements observés pour l'épuration du carbone sont toujours très élevés (>90 %) et ce, pour des types d'effluents et des conditions d'application variables (21).

- Matières azotées

L'azote total dans les eaux usées est d'environ 100 mg/l et se trouve essentiellement sous la forme organique et ammoniacale. (18) Dans le sol, l'ammonification de l'azote organique soluble intervient rapidement sous l'action d'une microflore hétérotrophe, les autres transformations du cycle de l'azote se produisant plus tardivement:



Les bactéries intervenant dans ces transformations sont autotrophes aérobies strictes, et opèrent dans des conditions optimales de pH 6,8-9 et de température 24-35° C. L'oxygénation du sol est le principal facteur limitant la nitrification.



Les bactéries dénitrifiantes sont anaérobies facultatives et utilisent le nitrate et le nitrite comme accepteurs d'électrons lorsqu'elles se trouvent en conditions anaérobies et en présence d'une source carbonée. Les conditions optimales d'activité se situent entre pH 7 et 8,6, et entre 60 et 65° C.

Lors de l'infiltration-percolation des eaux usées, l'ammonium est fixé par le complexe d'absorption du sol et est nitrifié durant la période de séchage qui favorise l'aération du sol. La dénitrification peut ensuite se produire lors de l'inondation suivante si des conditions anaérobies apparaissent ou si l'azote nitrifié est entraîné dans un horizon profond peu aéré. D'autre part, une fraction de l'azote est susceptible d'être stockée dans la matière organique par réorganisation. Les rendements d'élimination de l'azote observés vont de 30% à plus de 90% selon le mode de fonctionnement adopté (11).

- Phosphore

Les eaux usées contiennent en général de 0 à 20 mg/l de phosphore, principalement sous les formes polyphosphates $(\text{PO}_3^{2-})_n^-$ et organiques, la dégradation de la matière organique entraînant la libération de l'orthophosphate PO_4^{3-} (21).

Les principaux mécanismes assurant la rétention du phosphore minéral dans le sol sont (11) :

- la fixation sur le complexe d'adsorption du sol par l'intermédiaire de l'ion calcium, qui varie de 71 à 95 % selon le type de sol;
- la précipitation de phosphates et pyrophosphates de fer ou d'alumine en présence de Fe ou d'Al dans les sols acides;
- la précipitation en phosphates calciques à des pH > 6 et sous la forme d'apatite dans les sols calcaires.

Les réactions chimiques mis en jeu sont fonction de divers facteurs tels que le pH et le potentiel redox du sol, la température et la concentration dans les effluents des éléments qui inter-réagissent avec le phosphore. Ce dernier peut aussi être immobilisé sous forme organique sous l'action de la microflore du sol, lorsque le rapport C/P est supérieur à 225. Les rendements d'élimination observés en infiltration-percolation vont de 50 à 100% pour des profondeurs d'infiltration allant de 3 à 9 mètres (21).

- *Métaux lourds*

Les éléments traces présents dans les effluents sont principalement adsorbés à la surface des particules en suspension et sous forme de complexes minéraux, de chélates organiques ou d'hydroxydes colloïdaux. Dans les sols, les cations métalliques sont en général fortement adsorbés par les substances colloïdales (argiles, humus, hydroxydes) et, en milieu alcalin, la majeure partie des métaux lourds précipitent sous forme d'hydroxydes ou de carbonates. Par contre, dans des conditions acides ou réductrices, ils sont remis en solution (3,10). En général, les métaux lourds ne constituent pas un problème pour l'infiltration-percolation d'effluents secondaires (14,18,21).

- *Micro-organismes*

Les eaux usées véhiculent un nombre important de germes pathogènes tels que parasites, bactéries et virus (2,14,20). Le pourcentage d'élimination lors de l'infiltration-percolation est fonction non seulement de leur rétention mais encore de leur capacité de survie dans le lit filtrant (3).

Les mécanismes de rétention de ces germes sont la filtration (parasites et bactéries) et la sédimentation (bactéries) dans les pores, ainsi que l'adsorption (bactéries et virus) sur le complexe du sol (16). L'élimination des micro-organismes est importante à la surface du sol, les parasites et leur oeufs étant efficacement filtrés de même qu'une part importante des bactéries et virus adsorbés sur les matières en suspension (6). Cependant, il existe des possibilités de transport des bactéries et virus dans le sol qui sont essentiellement fonction des caractéristiques du sol, de celles de l'effluent, du mode d'épandage, ainsi que des conditions climatiques (précipitations) (12). Il existe des différences selon les micro-organismes, mais il apparaît que les bactéries peuvent être retenues dans les premiers mètres du sol (21).

La survie des pathogènes est déterminée par de nombreux facteurs tels que la température, l'humidité, le pH, la présence de matière organique... (8). Bien que les données sur la persistance des germes dans le sol soient très variables dans la littérature, le tableau 1 présente, à titre d'exemple, quelques ordres de grandeur (14).

Tableau 1

TEMPS DE SURVIE DANS LE SOL
DE DIVERS MICRO-ORGANISMES

Micro-organisme	Temps survie à 20-30°C	
	maximum	moy. plus probable
Oeufs d' <i>Ascaris</i>	plusieurs mois	plusieurs mois
<i>Entamoeba histolytica</i>	<10 jours	<10 jours
<i>Esherichia coli</i>	<70 jours	<20 jours
<i>Salmonella</i>	<70 jours	<20 jours
<i>Vibrio cholerae</i>	<20 jours	<10 jours
<i>Enterovirus</i>	<100 jours	<20 jours

2 - Objet de l'étude:

Il s'agit d'appliquer aux sols sableux désertiques de la périphérie d'Antofagasta (Chili) le principe de l'infiltration-percolation, à partir des eaux usées brutes produites par la ville. L'objectif recherché est d'une part la production d'une eau de percolation apte à l'irrigation et d'autre part, l'amélioration des qualités agronomiques du sol. Ceci fait l'originalité de cette expérience puisque ce sont des eaux usées quasiment brutes qui sont appliquées sur un lit filtrant susceptible de devenir lui-même le support des cultures irriguées. L'essai d'infiltration-percolation qui fait l'objet de ce mémoire a donc tout spécialement été réalisé en vue de connaître l'évolution du sol et la qualité de l'eau de percolation obtenue par ce procédé, selon une perspective essentiellement agricole.

A - Evolution des propriétés du sol;

- *Capacité d'infiltration*

La texture et la structure du sol contrôlent le processus d'infiltration-percolation dont elles déterminent les capacités hydrauliques et épuratoires. Cependant, l'application des eaux usées brutes peut entraîner un colmatage important du sol en raison de la charge en M.E.S. et en matières organique. La phase de dessiccation doit permettre de reconstituer la porosité du sol et il est donc essentiel de définir les cycles submersion-séchage qui doivent être appliqués pour permettre le fonctionnement optimale du système. En outre, il faut éviter l'apparition d'un colmatage microbien en profondeur qui est plus difficile à traiter. Différents rythmes de submersion ont donc été testés.

- *Matière organique*

Le sol du désert est dépourvu de matières organiques qui sont en revanche présentes dans les eaux usées. Un certain apport peut donc se produire lors du passage des effluents à travers le sol et celui-ci est intéressant à déterminer car les matières organiques constituent un élément déterminant pour la qualité des sols. D'une part, elles influent sur les propriétés chimiques du sol, en intervenant dans le complexe d'absorption, qui conditionne la capacité d'échange du sol (17). Cette dernière détermine la quantité de bases échangeables que le sol peut absorber et qui sont disponibles pour la nutrition des plantes. Les matières organiques constituent aussi une réserve de nutriments susceptibles d'être libérés lors de la minéralisation (10). Les substances organiques jouent aussi un rôle majeur sur les propriétés physiques du sol en participant à l'élaboration des complexes organo-minéraux qui conditionnent les propriétés structurales du sol (17).

L'apport de matière organique durant l'infiltration-percolation peut donc favoriser la fertilisation du sol, mais il faut noter que son accumulation dans le lit filtrant peut toutefois provoquer des problèmes de colmatage gênant la capacité d'infiltration du système (6).

- *Nutriments majeurs (N,P)*

L'azote et le phosphore sont les éléments les plus importants pour la nutrition des plantes (18). Ces éléments peuvent être présents dans le sol initial sous forme minérale, mais lors de l'infiltration-percolation un apport peut provenir des eaux usées, notamment sous forme organique (18,21). Or, bien que les formes assimilables de l'azote soient: NH_4^+ et NO_3^- , la réserve d'azote dans le sol est essentiellement sous forme organique. Par contre, pour le phosphore, assimilable sous forme PO_4^{3-} , la réserve est aussi bien minérale qu'organique (10). L'évolution des concentrations dans le sol filtrant ont été suivies.

- *Le complexe absorbant*

Le complexe absorbant désigne l'ensemble des colloïdes dotés de charges négatives et susceptibles de retenir les cations basiques dit "échangeables" qui sont avec les formes solubles, directement assimilables par les plantes (10).

- Capacité d'échange

La capacité d'échange du sol est définie par la quantité de charges négatives présentes à la surface des particules du sol et détermine donc la quantité de cations échangeables que le sol peut adsorber. Par ailleurs, lors de l'infiltration-percolation, elle conditionne aussi la rétention des contaminants cationiques contenus dans les eaux usées tels les métaux lourds (11). Il faut souligner que bien que les sols sableux aient un pouvoir d'adsorption faible, l'apport de matières organiques durant l'infiltration-percolation peut permettre d'améliorer cette caractéristique essentielle.

- Cations basiques

Les cations basiques - Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ - jouent un rôle important pour la fertilité des sols. Ils interviennent en tant qu'éléments nutritifs et déterminent aussi la structure du sol en permettant la floculation des complexes organo-minéraux (10). Cependant, leur présence en excès peut être néfaste et les rapports entre les différents cations au sein du complexe absorbant doivent respecter certaines proportions. En effet, des phénomènes d'antagonisme pouvant se produire entre Ca, Mg et K au niveau de l'absorption racinaire, il existe un équilibre nutritionnel entre ces différents cations (10). D'autre part, la proportion de Na dans le complexe d'absorption est déterminant pour les propriétés physiques du sol. car son excès (>15-20%) peut affecter la structure et la perméabilité du sol en provoquant la dispersion des argiles (11). Ce phénomène ne doit pas intervenir ici de façon conséquente étant donné le caractère sableux dominant du sol présent.

- Salinité

Le sol de cette région désertique est un sol salin (halite et gypse principalement) et la présence excessive de sels dans la zone racinaire est un des facteurs limitant fortement le développement des cultures (5,7,10). Outre les effets toxiques qui peuvent être liés à la présence excessive de certains ions, ces sols agissent par leur pression osmotique élevée qui nuit à l'absorption de l'eau. Cependant, le processus d'infiltration-percolation peut avoir pour conséquence de produire le dessalage du sol en provoquant l'entraînement des sels solubles accumulés dans les horizons superficiels du sol(24). Ce phénomène a été vérifié.

- Eléments toxiques

Le Désert d'Atacama est une zone minière très riche et certains éléments minéraux à caractères toxiques pour les cultures, les consommateurs ou bien même pour l'activité microbiologique du sol, peuvent être présents en grande quantité dans les sols de la région. C'est par exemple le cas du bore qui pose fréquemment des problèmes de phytotoxicité (7,14,24). Par ailleurs, un apport peut provenir de l'application des eaux usées sur le sol, l'eau étant aussi naturellement très chargée en minéraux (5,7). Pour l'arsenic, présent à 3,2 mg/kg dans le sol d'Antofagasta, les problèmes de toxicité (bio-accumulation) sont en fait essentiellement liés aux teneurs dans l'eau d'irrigation (7,9). Les éléments dosés dans le sol ont été: B, Cu, Al et Fe

B - Qualité de l'eau;

L'eau usée brute et l'eau percolée ont été suivies pour déterminer ce qui est apporté au sol et les effets liés au passage des effluents à travers le sol. Les performances épuratoires du système sont intéressantes à déterminer mais la qualité de l'eau est surtout estimée selon des aspects agronomiques, et c'est donc la valeur fertilisante ou toxique des composés qui est considérée. Par ailleurs, il faut tenir compte du fait que l'eau percolée peut être destinée à l'irrigation d'un sol ayant antérieurement servi à l'épuration.

- *Principaux éléments fertilisants*

La présence de matière organique, d'azote, phosphore et potassium dans les eaux appliquées (pour l'infiltration-percolation puis l'irrigation) est favorable à la fertilisation du sol (18), la concentration de ces éléments dans les effluents a donc été mesurée.

- *Salinité et Taux d'adsorption du sodium (S.A.R.)*

La salinité et le S.A.R. de l'eau usée et percolée doivent être connus pour appréhender les risques de salinisation et de sodisation du sol qui peuvent intervenir lors de l'application des effluents. En effet, la répartition des bases échangeables sur le complexe d'absorption du sol est directement liée aux concentrations des éléments dans l'eau appliquée et le S.A.R. permet d'évaluer le risque de saturation du complexe par le sodium (11,24). Il est défini par le rapport suivant:

$$S.A.R = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{++} + Mg^{++}) / 2}} \quad (C \text{ en meq/l})$$

Le risque lié au sodium est d'autant plus important que la salinité de l'eau est faible, et c'est donc par comparaison avec la conductivité électrique de l'eau que ce coefficient est interprété.

- *Éléments toxiques*

La teneur en éléments toxiques de l'eau peut être limitante pour la réutilisation agricole de l'eau usée (annexe A1), mais ceci est à considérer en fonction de l'usage prévu.

Comme il a déjà été mentionné auparavant, les eaux usées de la ville d'Antofagasta sont susceptibles de contenir des éléments minéraux à des concentrations élevées, et c'est en particulier le cas du bore et du cuivre qui ont donc été dosés. En ce qui concerne l'arsenic, il est présent à haute dose dans l'eau des captages, mais il est partiellement éliminé par l'usine de production d'eau potable (qui ne répond cependant pas toujours à la norme internationale de 0,05 mg/l) et n'a donc pas été pris en compte. A ce propos, il faut souligner que le risque de contamination par l'arsenic est beaucoup plus réduit pour les cultures irriguées avec les eaux usées plutôt qu'avec l'eau naturelle (7).

Enfin, si l'eau percolée est destinée à être réutilisée sur le sol qui l'a épuré, seule la teneur en toxiques dans l'eau usée brute importe puisque c'est l'accumulation des composés dans le sol qui est déterminante pour la toxicité.

- *Qualité microbiologique*

Pour des raisons sanitaires évidentes, des recommandations concernant la qualité microbiologique des eaux usées réutilisées pour l'irrigation (annexe A2) ont été émises par l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S.) qui engage à un minimum de traitement avant réutilisation selon les usages prévus (9,11). Au Chili et notamment à Santiago, les eaux usées étaient utilisées brutes pour l'irrigation de cultures destinées à la consommation humaine, mais en raison des incidences infectieuses constatées (typhoïdes) et de l'épidémie de choléra apparue en Amérique du Sud, les recommandations de l'O.M.S. ont été fixées pour norme par le gouvernement chilien (7).

Bien que la valorisation agricole des eaux usées intervienne ici dès le phase d'infiltration-percolation, il ne s'agit pas à ce stade, d'irrigation", puisque les cultures ne seront implantées que plus tardivement, après une période de plusieurs mois qui devrait suffire à éliminer les germes présents à la surface du sol (parasites essentiellement) (2).

Par contre, il faut considérer le niveau de contamination de l'eau percolée qui doit servir à l'irrigation proprement dite. Les Coliformes utilisés pour la définition des normes ont donc été numérés, mais il faut signaler que leur valeur d'indicateur est dans ce cas très limitée, les différents germes ayant des capacités de résistance au traitement subit assez variables (25).

II - MATERIEL ET METHODE

1 - Dispositif expérimental

Il est situé à l'entrée de la station d'épuration d'Antofagasta et est composé d'une série de 7 tubes en P.V.C. de 30 cm de diamètre et de 50 à 200 cm de haut, remplis d'un sol sableux issu du site même et qui a été prélevé sur un horizon de 20 cm, le niveau sous-jacent étant constitué d'une couche pierreuse (annexe B.1).

Pour des raisons pratiques, les tubes ont été remplis en 5 couches compactées manuellement de façon à obtenir les épaisseur de sols requises. L'analyse granulométrique des différentes couches a été réalisée et a fait apparaître que le sol utilisé est un sable à tendance limoneuse (annexe C). La partie inférieure des tubes comporte un système de drainage formé par une épaisseur de 5 cm de graviers qui repose sur un socle cimenté où un cône profilé assure l'écoulement de l'eau vers un tube en P.V.C. de 125 mm de diamètre débouchant à l'extérieur. L'eau percolée est alors recueillie dans un récipient en plastique couvert, de 8 ou 12 litres (annexe B.2). Il faut signaler ici que les tubes 1, 2, 3 et 4 ont été réalisés un mois avant les tubes A, B et C.

Les tubes ont été installés à proximité d'un canal conduisant les effluents après dessablage et dégrillage. L'eau usée est prélevée à l'aide d'un seau et versée dans le tube sur un plateau circulaire afin d'éviter l'érosion de la surface du tube et pour assurer une répartition homogène (annexes B.3 et B.4).

2 - Protocole

L'expérimentation a été réalisée de façon croisée (fig 2) avec:

- 4 tubes de même hauteur (A, 1, B, C) recevant des charges journalières décroissantes afin d'étudier le potentiel d'infiltration;
- 4 tubes de hauteurs croissantes (1, 2, 3, 4) recevant une même charge journalière afin d'étudier la qualité de l'eau en fonction de la hauteur de percolation, et l'évolution du sol.

A - Fonctionnement

Le fonctionnement du système devant inclure des phases de submersion et des phases de séchage, nous avons choisi d'effectuer l'intermittence au cours de la journée, pour des raisons pratiques. Les apports d'eau ont donc été effectués au cours du jour, par doses constantes de 3 litres (correspondant à une charge de 42 mm) appliquées à des horaires précis selon le protocole explicité dans le tableau 2.

Tableau 2

MODE D'INONDATION DES DIFFÉRENTS TUBES

Tubes	A	B	C	1	2	3	4
Hauteur	50 cm	50 cm	50 cm	50 cm	100 cm	150 cm	200 cm
Nb charges par jour	4	2	1	3			
Heures des charges	9 h 12 h 15 h 18 h	9 h 15 h	9 h	9 h 13 h 30 18 h			
Charge tot. par jour	168 mm	84 mm	42 mm	126 mm			

L'expérience a duré du 08/07/1993 au 14/08/1993 et, certains jours, les apports d'eau ont été suspendus et des sarclages superficiels ont été effectués sur les tubes où l'infiltration devenait particulièrement difficile (annexe B.5).

B - Mesures

- *Capacité d'infiltration*

Le potentiel d'infiltration a été évalué en comparant les vitesses d'infiltration journalières (temps mis par la lame d'eau de chaque charge unitaire pour disparaître de la surface) dans les colonnes de sol ayant la même hauteur (50 cm) mais recevant des charges journalières différentes (tubes A, B, C et 1).

- *Qualité de l'eau de percolation*

Pour chaque tubes, la conductivité électrique (C.E.) de l'eau usée a été mesurée avant chaque apport d'eau, alors que le volume et la C.E. de l'eau de percolation étaient relevés en début et en fin de journée, avant que les récipients ne soient vidés (annexe B.6).

L'évolution de la qualité de l'eau de percolation au cours du temps et en fonction de la profondeur a pu être estimée grâce à toute une série d'analyses chimiques et microbiologiques qui ont été effectuées sur l'eau usée appliquée et l'eau percolée des tubes 1 (50 cm), 2 (100 cm), 3 (150 cm) et 4 (200 cm). Les apports d'eau usée de la première journée ont été systématiquement analysés ainsi que les 10 premiers litres percolés de chaque tube. Ensuite, l'eau d'apport et l'eau percolée en 24 heures ont été analysées une fois par semaine.

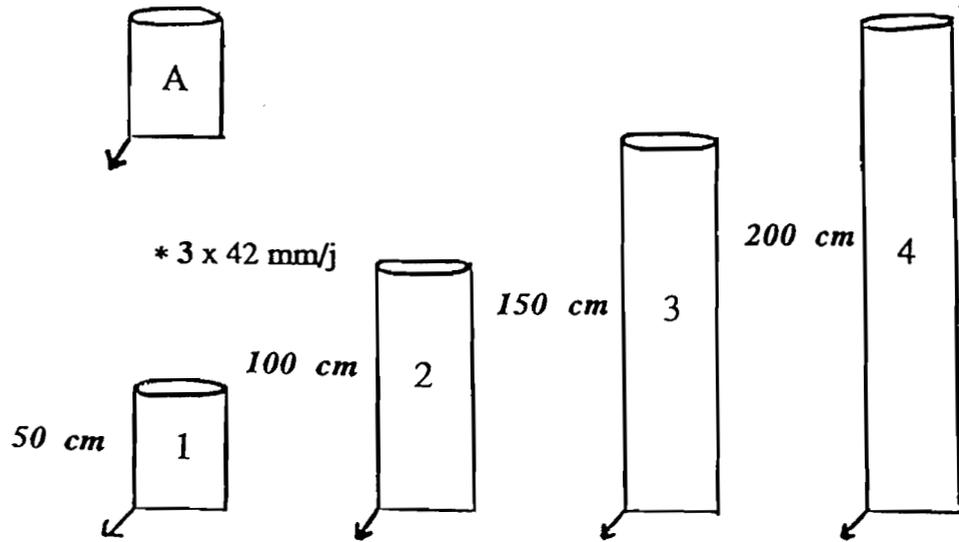
- Les paramètres mesurés ont été les suivants:
- D.B.O.5, D.C.O.
 - NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-
 - PO_4^{3-}
 - Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ (S.A.R.)
 - Cu^{2+} , B^+
 - Coliformes totaux et fécaux

Les méthodes d'analyse sont données en annexe E1.

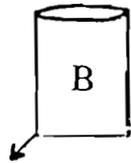
Figure 2

Présentation du dispositif expérimental

Apports d'Eau Usée : * 4 x 42 mm/j



* 2 x 42 mm/j



* 1 x 42 mm/j



Potentiel d'Infiltration ?
Salinité de l'Eau de Perculation ?

- Evolution du sol

Les analyses chimiques du sol ont été réalisées dans les tubes 1, 2, 3 et 4. Pour déterminer les caractéristiques du sol initial, des prélèvements ont été effectués à la surface des tubes, supposés homogènes avant le début des apports d'eau. Ensuite, après 2 et 5 semaines d'infiltration-percolation, les niveaux 0-5, 5-10 et 10-15 cm ont été échantillonnés en prélevant une à deux carottes de 20 mm de diamètre dans chaque tube (annexe B7). Les trous formés ont été comblés par des carottes prélevées dans une caisse de 50x 40x 35 cm remplie du même sol que les tubes et ayant subi le même traitement que ceux-ci.

Les éléments analysés sont les suivant:

- C organique, N total, P_2O_5
- Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+
- B, Fe, Cu, Al.

Les méthodes d'analyse sont données en annexe F1.

III - RESULTATS ET DISCUSSION

1 - Potentiel d'infiltration

- *Vitesses d'infiltration en fonction de la charge journalière*

Les vitesses d'infiltration journalière mesurées au démarrage de l'expérience sont d'environ 63 mm/h pour les tubes A, B et C et de 48 mm/h pour le tube 1. Ensuite, les vitesses d'infiltration ont diminué fortement et ont évolué tel qu'il est décrit ci-après:

- *Tube A : 168 mm/j (fig. 3)*

Au bout des quatre premiers jours, la vitesse d'infiltration a chuté à 10 mm/h. L'interruption des submersions pendant 2 jours (12-13/07) n'a permis qu'une très légère récupération du potentiel d'infiltration qui s'est stabilisé autour de 20 mm/h bien que des sarclages aient été réalisés les 15 et 18/07. Il faut signaler que lors de la reprise des apports d'eau, la présence d'huile en quantité importante a été observée dans l'eau usée de l'un des apports. L'intervalle de 3 heures entre chaque submersion n'étant pas toujours suffisant pour permettre l'infiltration complète de la lame d'eau, les apports ont été parfois suspendus pour éviter l'asphyxie du tube. L'interruption du 20 au 22/07 suivie d'un sarclage en surface a permis une certaine amélioration puisque la vitesse d'infiltration a alors dépassé 35 mm/h, avant de retomber à moins de 10 mm/h en 3 jours. Ainsi, le tube restant en permanence inondé, il a été décidé d'effectuer une pause un jour sur deux pendant les 2 dernières semaines. La vitesse d'infiltration s'est alors stabilisée à 15 mm/h puis est remontée à 25 mm/h après sarclage.

- *Tube 1 : 126 mm/j (fig. 4)*

La vitesse d'infiltration s'est stabilisée à 25-30 mm/h durant la première semaine. Ensuite, malgré l'interruption du 15/07, l'infiltration a chuté à moins de 10 mm/h durant les 3 jours suivant. Un sarclage effectué sur les 5 premiers centimètres du sol le 19/07 et l'interruption du 22/07 ont permis de retrouver le potentiel d'infiltration de la première semaine. Ensuite, malgré l'interruption du 24/07, la vitesse a continué à baisser jusqu'à 5 mm/h le 28/07. Une journée de pause et un sarclage en surface ont permis une récupération jusqu'à 15 mm/h, suivie d'une stabilisation à 5-10 mm/h les derniers jours, des interruptions étant effectuées tous les 2 jours. Signalons ici que les vitesses d'infiltrations moyennes ont été similaires pour ce tube et le tube 3 (100 cm): 17 mm/h, tandis que celles des tubes 2 (150 cm) et 4 (200 cm) ont été beaucoup plus grandes: 45 mm/h. Ceci est peut-être dû à des différences intervenues lors de la réalisation des tubes (compaction).

Figure 3

Evolution de la vitesse d'infiltration pour une charge journalière de 4 x 42 mm/j (tube A)

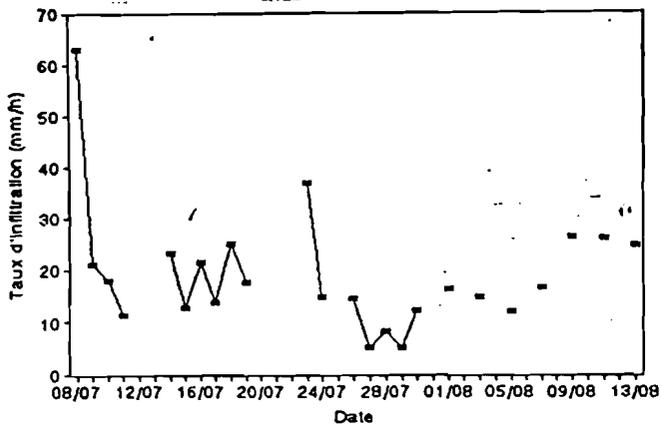


Figure 4

Evolution de la vitesse d'infiltration pour une charge journalière de 3 x 42 mm/j (tube 1)

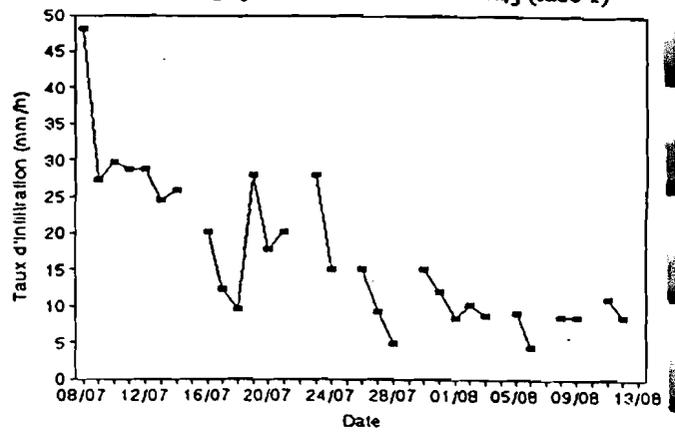


Figure 5

Evolution de la vitesse d'infiltration pour une charge journalière de 2 x 42 mm/j (tube B)

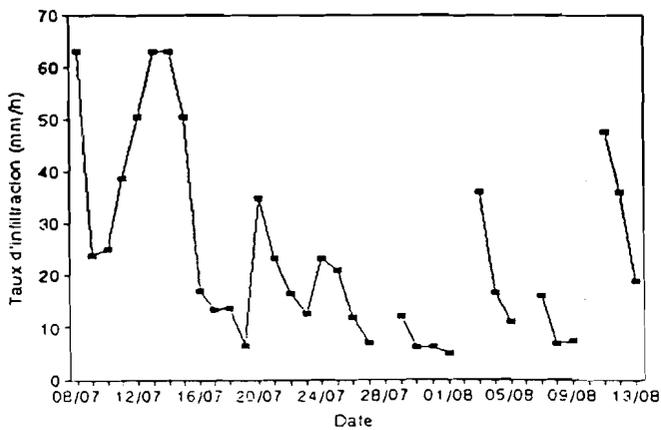
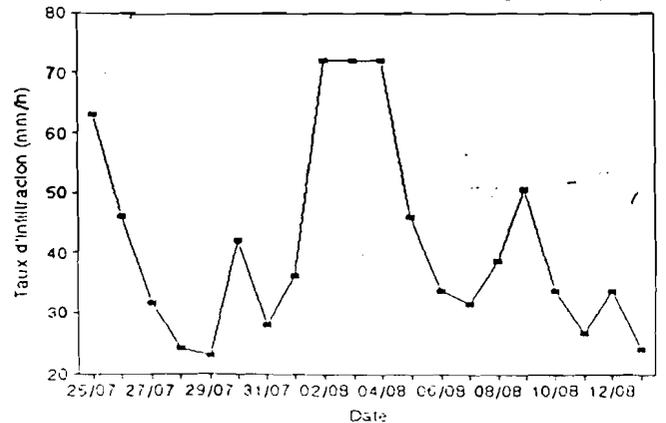


Figure 6

Evolution de la vitesse d'infiltration pour une charge journalière de 1 x 42 mm/j (tube C)



- *Tube B : 84 mm/j (fig. 5)*

La vitesse d'infiltration a chuté à 25 mm/h les 3 premiers jours, puis une récupération importante s'est produite les 4 jours suivants, avant que la vitesse ne rechute aux environs de 5 mm/h le 19/07 où l'apport de l'après-midi a donc été suspendu. Ceci a permis de retrouver une capacité d'infiltration de 35 mm/h qui est retombée à 10 mm/h au bout de 4 jours, puis à 5 mm/h les 4 jours suivants, bien qu'un sarclage en surface ait permis un léger rétablissement à 25 mm/h. L'intervalle entre les submersions étant de 6 heures et le temps d'infiltration d'un apport pouvant atteindre plus de 5 heures, il a finalement été décidé d'effectuer une interruption tous les 3 jours. Il est intéressant de constater que celle du 10/08, qui a été accompagnée d'un sarclage en surface, a permis une récupération importante de la capacité d'infiltration.

- *Tube C : 42 mm/j (fig. 6)*

Le tube C avait été gardé en réserve au début de l'expérience et, étant donné les phénomènes de colmatage importants observés dans les tubes précédents, il a été décidé de l'utiliser pour tester l'évolution de la capacité d'infiltration pour une charge journalière unique. Les apports ont commencé le 25/07 et la vitesse d'infiltration a baissé progressivement durant les 5 premiers jours jusqu'à environ 20 mm/h. Ensuite, la variation assez irrégulière constatée semble essentiellement liée aux conditions climatiques : les journées des 29/07, 31/07 - 03/08 et 08/07 ont été en effet particulièrement ensoleillées, ce qui a donc permis un séchage efficace du tube ces jours là.

- *Rendement hydraulique en fonction de la charge journalière*

Le rendement hydraulique du système est donné par le rapport de la hauteur d'eau percolée à la hauteur d'eau appliquée. Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau 3.

Tableau 3

FONCTIONNEMENT HYDRAULIQUE POUR LES TUBES A, B, C, 1 (50 CM)

Tubes	A	1	B	C
Charge journalière (mm/j)	168	126	84	42
Charge totale appliquée (m)	3,37 ^a	3,44 ^a	2,66 ^a	0,84 ^b
Moyenne journalière ^c (mm/j)	91	93	72	42
Percolation totale. (m)	3,08	3,05	2,27	0,70
Rendement hydraulique	91,3 %	88,6 %	85,3 %	93,3 %

a : en 37 jours, b : en 20 jours, c: les journées d'interruption sont comptées

- *Interprétation*

Les différentes vitesses d'infiltration observées au départ entre les tubes A, B, C (63 mm/h) et le tube 1 (48 mm/h) doivent être reliées au fait que le tube 1 a été réalisé un mois avant le début de l'expérience tandis que les autres tubes ont été remplis en même temps, une semaine seulement avant le début de l'expérience. Ainsi, bien que le sol utilisé soit issu du même endroit, il est possible que des différences soient intervenues lors de la réalisation des tubes. En outre, un tassement de 3 cm a été observé dans le tube 1 entre le jour de sa confection et le début des opérations, ce qui pourrait expliquer que ce tube ait été moins percolant.

Comme on pouvait le craindre, l'application des eaux usées brutes a engendré un colmatage rapide et important des tubes recevant 2 à 4 x 42 mm/j, ce qui démontre que le mode d'application choisi, basé sur une succession de cycles submersion-séchage au cours du jour, est inadéquat pour ce type d'effluent et pour les doses d'applications utilisées. Il semble plus raisonnable de réaliser des périodes d'interruption plus longues permettant d'assurer une bonne dessiccation du sol, celle-ci n'ayant pas été possible pour les apports d'eau effectués plusieurs fois dans la journée et les sarclages ne permettant qu'une amélioration provisoire. L'application d'une dose unique journalière (tube C) semble permettre un fonctionnement viable du système mais l'essai réalisé en ce sens a été de trop courte durée pour que des conclusions définitives puissent être formulées.

Il est intéressant de noter que le tube A a finalement reçu une charge hydraulique moins élevée que le tube 1 en raison de phénomènes de colmatage qui ont imposé de nombreuses interruptions. Dans le bilan hydrique, les quantités d'eau consommées par l'évaporation et la reconstitution de la réserve en eau du sol sont considérées ici comme des pertes. Le premier processus est fonction de la superficie de sol en contact avec l'atmosphère et le second du volume de sol. Ces deux paramètres étant identiques pour chaque tube, la quantité d'eau perdue quotidiennement est proportionnellement plus importante lorsque le volume d'eau appliqué est faible: c'est ce que l'on constate pour les tubes A, 1 et B. En revanche, le tube C présente un comportement inverse. Il est possible que, en raison de l'heure matinale des apports et de la rapidité avec laquelle l'eau s'infiltre, dans le sol, une faible quantité de l'eau appliquée ait été soumise à la demande évaporative.

2- Evolution de la qualité de l'eau en fonction de la profondeur de percolation

Les analyses correspondent à l'eau percolée des tubes 1 (50 cm), 2 (100 cm), 3 (150 cm) et 4 (200 cm) recevant 3 x 42 mm/j, la conductivité électrique ayant aussi été mesurée pour les tubes A, B et C (50 cm) recevant respectivement 4,2 et 1 x 42 mm/j. Les apports n'ont pas été effectués tous les jours mais cela n'intervient pas directement sur les mesures, celles-ci étant effectuées sur 24 heures.

A - Salinité et Taux d'absorption du sodium

- *Conductivité électrique (C.E.)*

La C.E. moyenne mesurée pour l'eau usée est de 2,85 mS/cm. L'évolution de la C.E. de l'eau percolée de chaque tube (annexe D) se caractérise dans un premier temps par une salinité très élevée qui décroît rapidement, traduisant l'entraînement massif des sels solubles abondamment présents dans le sol. Cette première phase, désignée ici sous le terme de lessivage, est fonction de la charge journalière appliquée (tab.4) et de la hauteur des colonnes de sol (tabl. 5)

Tableau 4

EVOLUTION DE LA SALINITE DE L'EAU PERCOLEE EN FONCTION DE LA CHARGE JOURNALIERE
APPLIQUEE POUR DES COLONNES DE SOL DE 50 CM

Charge journ.	C.E.i (mS/cm)	Lessivage		C.E.l (mS/cm)	C.E.f (mS/cm)
		Durée	Vol.cum.		
(A) 168 mm/j	155	5 jours	672 mm	9,06	4,94
(1) 126 mm/j	166	5 jours	644 mm	7,53	5,01
(B) 84 mm/j	168	7 jours	588 mm	7,42	5,08
(C) 42 mm/j	175	14 jours	588 mm	9,42	6,7

(C.E.i: 1er jour, C.E.l.: après lessivage, C.E.f.: 37ème jour)

Tableau 5

EVOLUTION DE LA SALINITE DE L'EAU PERCOLEE EN FONCTION DE LA HAUTEUR
DE SOL POUR UNE CHARGE JOURNALIERE DE 126 MM/J

Hauteur	C.E.i (mS/cm)	Lessivage		C.E.l (mS/cm)	C.E.f (mS/cm)
		Durée	Vol.cum.		
(1) 50 cm	166	5 jours	644 mm	7,53	5,01
(2) 100 cm	183	8 jours	882 mm	7,05	5,12
(3) 150 cm	189	10 jours	1 134 mm	7,01	5,29
(4) 200 cm	177	11 jours	1 260 mm	7,17	5,63

(C.E.i: 1er jour, C.E.l: après lessivage, C.E.f: 37ème jour)

Les C.E. mesurées le premier jour sont comprises entre 155 à 175 mS/cm, la salinité de l'eau étant évidemment d'autant plus élevée que la quantité d'eau appliquée est faible et que l'épaisseur de sol soumise à percolation est grande. Il en est de même pour la durée du lessivage, les volumes d'eau correspondants étant essentiellement fonction de la hauteur de sol. Les C.E. obtenues après cette phase sont inférieures à 10 mS/cm et continuent à diminuer progressivement. Les valeurs obtenues en fin d'expérience sont acceptables pour l'irrigation de cultures adaptées à des niveaux de salinité élevés, tel le coton qui donne des rendements fort satisfaisants pour des salinités comprises entre 5 et 7 mS/cm. Cependant, il aurait été intéressant de suivre plus longtemps l'évolution C.E., celle-ci étant susceptible de diminuer encore plus.

- *Taux d'adsorption du sodium (S.A.R.)*

La mesure des concentrations en Mg^{2+} , Ca^{2+} et Na^{+} (fig.7) a permis de déterminer le S.A.R. de l'eau percolée des tubes 1 à 4 le 14/07 (tab. 6).

Tableau 6

PROPORTION RELATIVES DE CA, MG, NA DANS L'EAU PERCOLEE
A DIFFERENTS NIVEAUX (14/07/93)

Niveau de percol.	(1) 50 cm	(2) 100 cm	(3) 150 cm	(4) 200 cm
Na^{+} meq/l	45,45	107,9	1 750	1 034
Ca^{2+} meq/l	67,50	67,50	187,5	160,4
Mg^{2+} meq/l	17,92	52,08	425,0	160,4
S.A.R	6,96	13,96	99,99	84,14
C.E (ms/cm)	5,68	11,8	62,94	96,10

Figure 7

Concentrations en Magnésium, Calcium et Sodium dans l'eau usée (E.U.)
et l'eau percolée à différentes profondeurs (14/07/93)

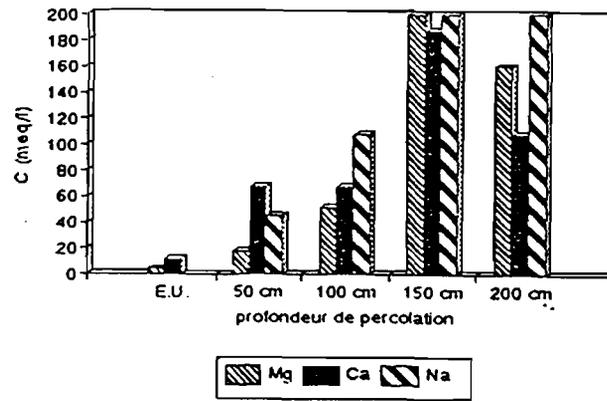


Figure 8

Concentration en Potassium dans l'eau usée (E.U.)
et l'eau percolée à différentes profondeurs (14/07/93)

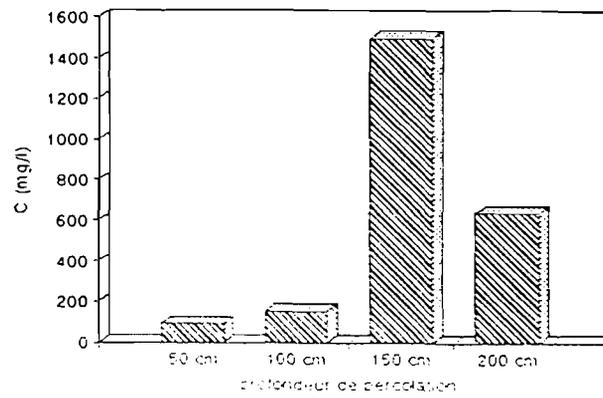


Figure 9

D.B.O.5 de l'eau usée (E.U.) et de l'eau percolée à différentes profondeurs, au cours du temps

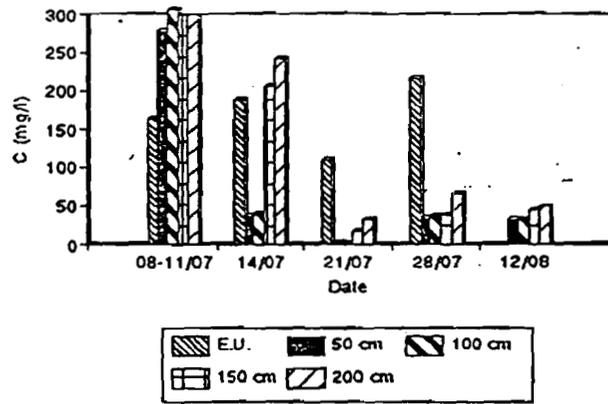
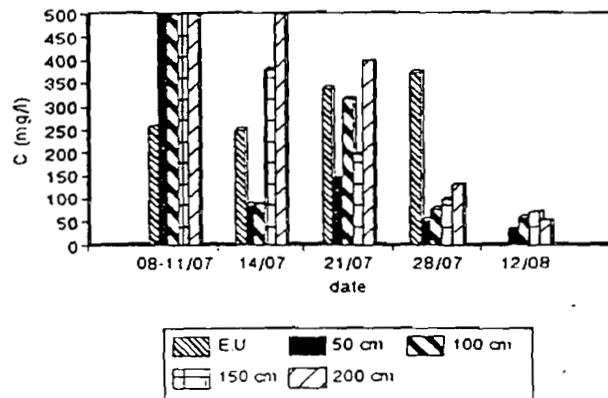


Figure 10

D.C.O. de l'eau usée (E.U.) et de l'eau percolée à différentes profondeurs, au cours du temps



La proportion de sodium entraînée augmente avec la profondeur tandis que celle du calcium diminue (tab.6). Les quantités de Mg^{2+} , Ca^{2+} et Na^+ lessivées ont été les plus importantes pour le tube 3. En fait, dans les tubes 2 et 4, l'infiltration était particulièrement rapide, témoignant ainsi de l'existence possible de voies d'infiltration rapides qui auraient limité le volume de sol soumis au lessivage.

Dans une perspective d'irrigation, les valeurs du S.A.R., interprétées par rapport aux C.E., indiquent :

- un risque moyen lié au sodium pour l'eau percolée du tube 1,
- un risque lié à la fois au sodium et à la salinité pour l'eau percolée des autres tubes.

Cependant, il faut souligner que ces valeurs ponctuelles ont été obtenues alors que la phase de lessivage des sols n'était pas encore terminée, notamment pour les tubes 2 à 4. Il aurait donc été plus intéressant de faire des mesures plus tardives.

- *Potassium (fig.8)*

Les concentrations en potassium de l'eau percolée du 14/07 évoluent en fonction de la hauteur de percolation, de la même façon que les autres cations.

B - Carbone organique

- *Demande Biochimique en Oxygène (D.B.O.5) (fig.9)*

La moyenne de la D.B.O.5 mesurée dans l'eau usée est de 170 mg/l. Au début de l'expérience le passage des effluents à travers le sol provoque une forte augmentation de la D.B.O.5. Par contre, après quelques jours, c'est une réduction importante qui apparaît pour l'eau percolée à 50 et 100 cm, diminution qui intervient ensuite pour les hauteurs de percolation supérieures, la D.B.O.5 résiduelle restant légèrement plus élevée pour les niveaux de percolations les plus importants (tab. 7).

- *Demande Chimique en Oxygène (D.C.O.) (fig.10)*

La moyenne de la D.C.O. mesurée dans l'eau usée est de 305 mg/l. L'évolution de la D.C.O. dans l'eau de percolation semble assez analogue à celle de la D.B.O.5. En effet, la forte augmentation de la D.C.O. des premiers volumes percolés est suivie d'une réduction importante qui intervient plus progressivement dans le cas des hauteurs de percolation les plus grandes. Cependant, le 21/07, on remarque que la D.C.O. de l'eau percolée à 100 cm reste assez importante par rapport à la réduction observée la semaine antérieure. Après 3 semaines, la diminution de la D.C.O. est observée à tous les niveaux, la D.C.O. résiduelle augmentant aussi avec la profondeur de percolation (tab. 7).

Tableau 7

TAUX D'ÉLIMINATION DE LA D.B.O.5 ET DE LA D.C.O
EN FONCTION DU NIVEAU DE PERCOLATION (28/07/93)

Niveau de perc.	D.B.O.5	D.C.O
(1) 50 cm	84.2%	85.2%
(2) 100 cm	82.4%	79.2%
(3) 150 cm	82.6%	73.8%
(4) 200 cm	69.8%	65.1%

- *Interprétation*

L'oxydation de la matière organique n'est pas le seul phénomène qui détermine la D.B.O.5 et la D.C.O. En effet, l'oxydation de corps réducteurs d'origine minérale (nitrites, ammonium, sulfures, chlorures.) est susceptible d'interférer sur les mesures (22). C'est ainsi que les valeurs extrêmes obtenues au début de l'expérience peuvent être attribuées à l'abondance des substances minérales oxydables entraînées par lessivage lors des premières applications d'eaux usées sur le sol. Ceci apparaît clairement si on se réfère à l'évolution de la salinité de l'eau percolée et permet aussi d'expliquer l'augmentation de la D.B.O.5 et de la D.C.O. avec la profondeur de percolation. Les performances épuratoires ne sont pas aussi bonnes que ce qui est généralement obtenu par infiltration-percolation, mais dans le cas présent cela ne constitue pas un inconvénient étant donné l'objectif de réutilisation.

C - Azote

- *Evolution*

Pour des raisons matérielles, seules les formes minérales NH_4^+ (fig.11), NO_2^- (fig.12) et NO_3^- (fig.13) ont été dosées. Dans les eaux usées, on trouve essentiellement la forme ammoniacale, la concentration moyenne mesurée étant de 49,4 mg/l. Lors des premières applications, l'eau percolante se charge abondamment en NH_4^+ , NO_3^- et, dans une certaine mesure, en NO_2^- . Le tube 2 (100 cm) semble cependant libérer relativement moins d'azote que les autres tubes. Lors de la seconde série de mesures, les quantités entraînées dans l'eau de percolation sont moins importantes en ce qui concerne NO_3^- et surtout NH_4^+ mais, en revanche, les concentrations en NO_2^- sont en augmentation sauf pour le tube 1 (50 cm). Après deux semaines, l'infiltration-percolation conduit à une diminution des teneurs en ammonium des effluents d'autant plus importante que la profondeur de percolation est grande. Les nitrates et les nitrites se trouvent aussi en quantités moins importantes. L'eau percolée du tube 2 (100 cm) se caractérise néanmoins par sa teneur particulièrement élevée en nitrites et nitrates.

- *Interprétation*

Dans un premier temps, c'est le lessivage de l'azote qui est donc abondamment présent et peu retenu dans le sol initial qui est observé. Lors de la seconde série d'analyses, alors que le nitrate continue à être entraîné en quantité importante au niveau des quatre tubes, l'ammonium ne l'est plus que dans le tube 4 (200 cm) et la part apportée par les effluents commence à être adsorbée dans les tubes 1, 2 et 3. La rétention optimale qui semble se produire dans le tube 2 (100 cm) peut s'expliquer par le fait que, dans le tube 1 (50 cm), la surface d'adsorption offerte est inférieure à celle du tube 2 et que, dans le tube 3 (150 cm), une certaine quantité d'ammonium continue d'être lessivée. En ce qui concerne le nitrite, il peut provenir de la transformation de l'ammonium suite à l'installation d'une population nitrifiante dans le sol où les conditions d'aérobioses seraient cependant insuffisante pour permettre une nitrification totale. A partir de la troisième semaine, les sels d'ammonium du sol ayant fini par être évacués des tubes 3 et 4, on peut observer la fixation de l'ammonium contenu dans les effluents. Cependant, la saturation progressive de la capacité d'adsorption peut être à l'origine de la diminution rétention qui est ensuite observée. Au cours de cette même période, les concentrations en nitrites et nitrates dans l'eau de percolation sont très faibles, sauf dans le tube 2. Il est probable que cela soit dû au fait que ce tube présentait un vitesse d'infiltration plus élevée (en moyenne 49 mm/h contre 17 mm/h pour les tubes 1 et 3) permettant une certaine aération du sol favorable aux processus de nitrification, le nitrite témoignant néanmoins d'une insuffisance en oxygène pour la réalisation complète du processus. Néanmoins, il faut signaler que ce phénomène n'apparaît pas aussi nettement dans le tube 4 qui, pourtant, présentait aussi un potentiel d'infiltration élevé. Il est intéressant de constater que les processus de nitrification apparaissent assez précocement puisque dans un sol non ensemencé, la période nécessaire à l'installation de la nitrification est d'au moins 3 semaines dans un sol non ensemencé (11). Il est donc probable que la flore était déjà présente dans le sol au début de l'expérimentation.

Figure 11

Concentration en NH_4^+ dans l'eau usée (E.U.) et de l'eau percolée à différentes profondeurs, au cours du temps

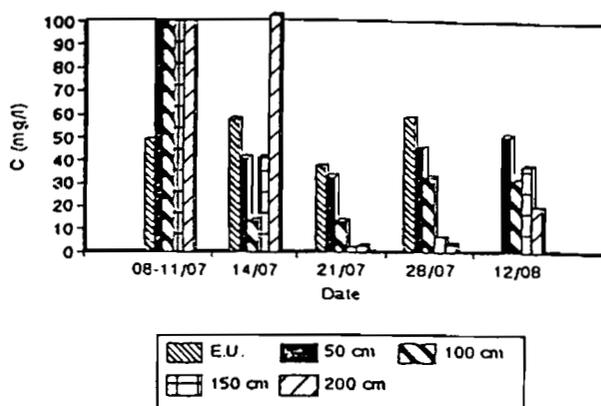


Figure 12

Concentration en NO_2^- dans l'eau usée (E.U.) et l'eau percolée à différentes profondeurs, au cours du temps

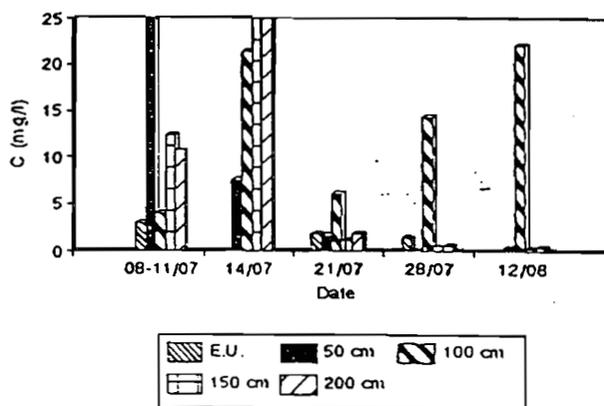


Figure 13

Concentration en NO_3^- dans l'eau usée (E.U.) et l'eau percolée à différentes profondeurs, au cours du temps

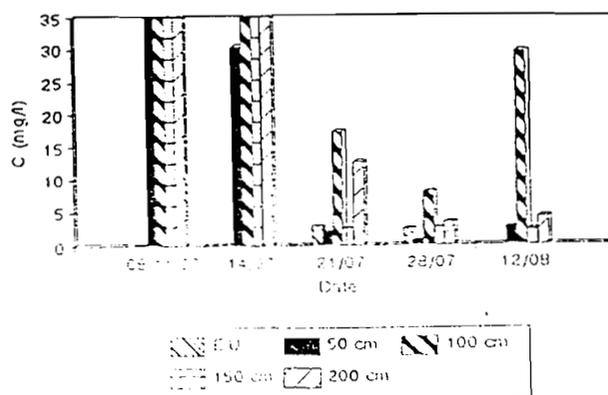


Figure 14

Concentration en PO_4^{3-} dans l'eau usée (E.U.) et l'eau percolée à différentes profondeurs (14/07/93 et 12/08/93)

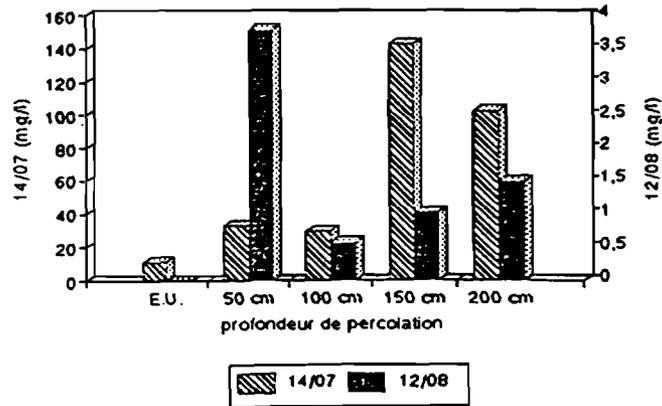
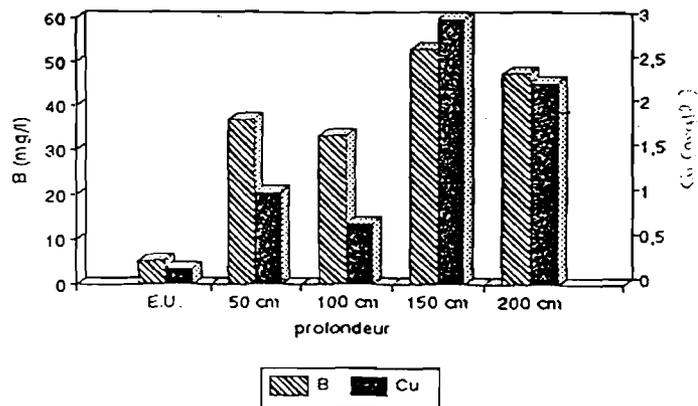


Figure 15

Concentration en Bore et en Cuivre dans l'eau usée (E.U.) et l'eau percolée à différentes profondeurs (14/07/93)



L'interprétation des données relatives à l'azote est assez difficile, pour différentes raisons:

- absence de données sur l'azote apporté sous la forme organique;
- nombre important des paramètres intervenant dans les transformations du cycle de l'azote et leur variation selon le tube considéré;
- faible stabilité des composés susceptibles d'évoluer entre la prise d'échantillon et l'analyse.
- analyses ponctuelles dans le temps ne permettant pas de faire bien apparaître les mécanismes se produisant.

D - L'acide phosphorique (fig.14)

L'acide phosphorique n'a pas été mesuré dans l'eau usée au cours de l'expérience mais une analyse, réalisée en septembre 92, fait état d'une concentration de 11,3 mg/l, ordre de grandeur qui est utilisé ici comme référence. Ainsi, on constate qu'au début de l'expérience l'effluent appliqué s'enrichit en phosphore lors de son passage dans le sol, surtout pour des profondeurs de percolation importantes; ceci correspond à la phase du lessivage du sol. Par contre, après un mois, c'est l'inverse qui se produit puisque les concentrations mesurées dans l'eau percolée sont fortement réduites, le sol fixant une partie du phosphore apporté.

E - Eléments toxiques (fig.15)

- *Bore*

La concentration du bore mesurée dans les eaux usées est de 5,6 mg/l, ce qui est une valeur particulièrement élevée dans une optique d'utilisation agronomique, le seuil limite de toxicité de l'eau d'irrigation étant de 4 mg/l pour des cultures adaptées aux teneurs élevées (11,18). Le passage des effluents à travers le sol ne fait qu'aggraver les choses puisque l'on obtient des teneurs supérieures à 30 mg/l dans l'eau de percolation. Ceci est dû au fait qu'à la date de l'analyse on se trouve encore dans la phase de lessivage du sol. Il eut été intéressant de connaître les concentrations atteintes plus tard.

- *Cuivre*

La concentration du cuivre dans les eaux usées était de 0.18 mg/l lors du dosage effectué en septembre 92. Les teneurs obtenues pour l'eau de percolation indiquent des valeurs encore plus élevées, en particulier pour les profondeurs de percolation les plus grandes et les concentrations mesurées sont supérieures à la teneur maximale de 0,2 mg/l recommandée pour les eaux d'irrigation; mais là encore, il eut fallu effectuer une mesure une fois passée la phase de lessivage du sol, la concentration pouvant alors avoir diminué.

F - Coliformes totaux et fécaux (fig. 16 et 17)

Les concentrations moyennes mesurées pour l'eau usée brute sont:

10⁸/100 ml Coli. T.
10⁶/100ml Coli. F.

L'abattement obtenu au début de l'expérience est important et lié à la profondeur de percolation. En outre, pour les Coliformes fécaux on obtient:

- 2,4	Unités Log	à 50 cm;
- 1,6	"	à 100 cm;
- 3,4	"	à 150 cm;
- 5,4	"	à 200 cm.

Figure 16

Coliformes fécaux dans l'eau usée (E.U.) et l'eau percolée à différentes profondeurs, au cours du temps

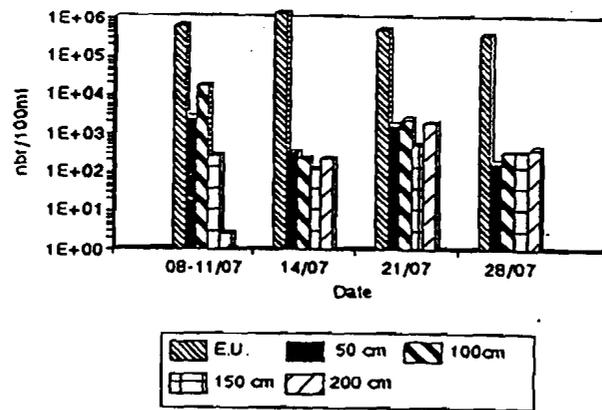
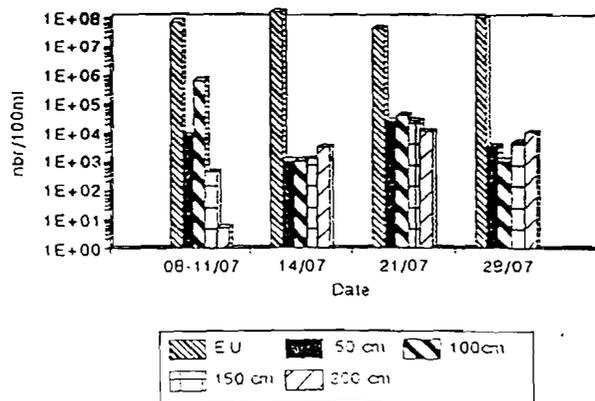


Figure 17

Coliformes totaux dans l'eau usée (E.U.) et l'eau percolée à différentes profondeurs, au cours du temps



Les phénomènes mis en jeu pour la rétention des bactéries, la filtration et l'adsorption, sont favorisés par des profondeurs de percolation croissantes qui augmentent les surfaces d'interaction sol-bactéries. En outre, les profondeurs de sol plus importantes permettent d'avoir un écoulement en condition insaturée qui facilite le contact des bactéries avec les particules. De même, la présence abondante de cations multivalents dans le sol joue aussi un rôle important pour l'adsorption. La faible rétention obtenue dans le tube 2 (100 cm) peut s'expliquer par la forte perméabilité du tube: il est probable que lors des premières mises en eau, des voies d'infiltration préférentielles aient été suivies par les effluents, limitant ainsi les possibilités d'interaction avec le sol.

Les semaines suivantes, on observe une relative homogénéité et stabilité des résultats aux environs de 3.10^2 Coli. F./100 ml, correspondant à un abattement de 3,5 U.L. Les résultats du 21/07 ne sont pas considérés pour cette estimation car les échantillons de ce jour ont été conservés dans des conditions de réfrigération peu satisfaisantes. L'amélioration de la rétention dans les tubes 1 et 2 peuvent être dus:

- à l'augmentation de la capacité de filtration grâce à l'apport de particules contribuant à réduire la taille des pores;
- la compaction du sol sous l'effet de la charge hydraulique qui permet de réduire les voies d'écoulement rapide.

Par contre, la diminution des performances épuratoires dans le tube 4 peuvent provenir de la diminution importante des teneurs en sels dans le sol et de la saturation en eau du profil. L'homogénéité des résultats, indépendamment de la profondeur de percolation, indique que la rétention des bactéries est déterminée dans le niveau superficiel du sol. Ceci peut-être lié en partie à une infiltration particulièrement efficace, en liaison avec l'accumulation des matières en suspension dans les premiers millimètres du sol.

D'autre part, il faut souligner l'effet bactéricide qui peut-être dû aux fortes concentrations en Cuivre et en Bore dans le sol.

La performance épuratoire obtenue est très intéressante car elle correspond au niveau requis pour l'usage de l'eau à des fins d'irrigation non restrictive (Coli. F.<1000/100 ml). Néanmoins, il faut rappeler ici que l'usage des indicateurs de contamination fécale pour l'évaluation d'un système épuratoire est fortement contesté, le devenir des micro-organismes étant en fait fonction de leur nature.

3 - Evolution des caractéristiques chimiques du sol

A - Le carbone organique (fig.18)

Etant donné son caractère désertique, le sol contient initialement une très faible teneur en carbone organique: 0,15%, et les 2 premières semaines d'infiltration-percolation n'ont pas conduit à évolution significative par rapport à cette valeur. Par contre, au bout de 5 semaines, il ne reste plus que 0,015% de carbone organique dans les 15 premiers centimètres du sol, indiquant qu'un processus de minéralisation conséquent est intervenu, avec un certain retard. Ce délai de quelques semaines peut être attribué au laps de temps nécessaire à l'installation d'une l'activité microbiologique dans un sol qui en était initialement dépourvu. Il faut par ailleurs souligner que durant les trois dernières semaines, les interruptions régulières qui ont été effectuées pour favoriser l'aération du sol ont aussi pu être bénéfiques à l'oxydation de la matière organique.

Figure 18

Teneurs en Carbone organique dans le sol,
à différentes profondeurs et au cours du temps

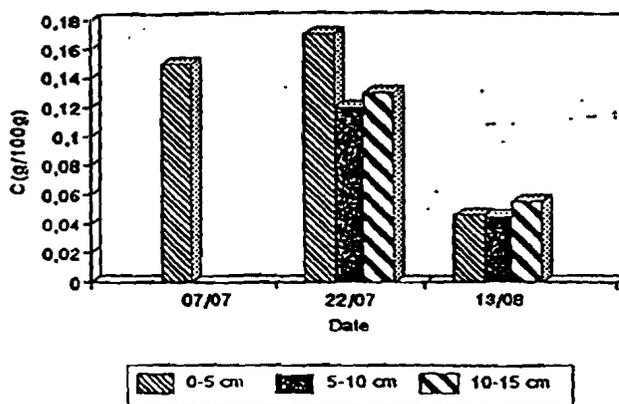


Figure 19

Teneurs en Azote total dans le sol,
à différentes profondeurs et au cours du temps

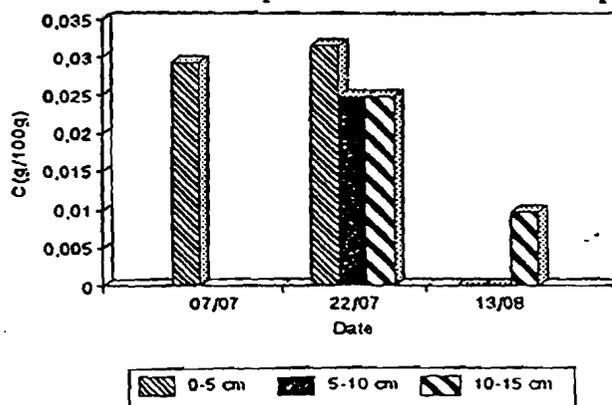
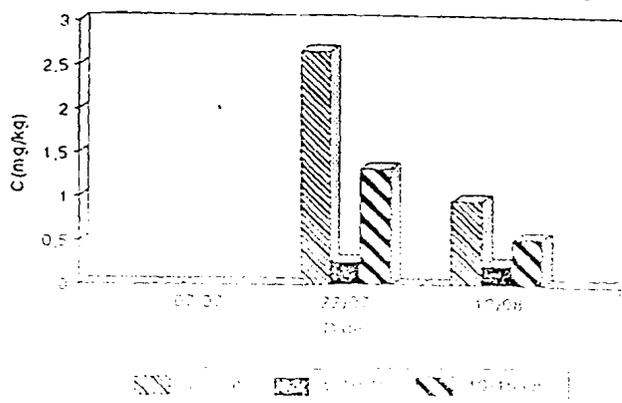


Figure 20

Teneurs en P₂O₃ dans le sol,
à différentes profondeurs et au cours du temps



B - L'Azote total; (fig.19)

Le sol initial présente une teneur en azote total de 0,03%. Après 2 semaines d'infiltration-percolation, une infime augmentation par rapport à cette valeur s'est produite dans les cinq premiers centimètres du sol tandis que les niveaux inférieurs contenaient 0,025%. Au bout de cinq semaines, l'azote n'a plus été détecté que dans le niveau 10-15 cm, à 0,01%. L'évolution observée est analogue à celle du carbone organique, en ce sens que des mécanismes importants de transformation de l'azote semblent s'être produits lors des dernières semaines. L'interprétation qui peut être donnée ici est que, dans un premier temps, l'azote organique et l'ammonium fixés par le complexe d'adsorption ont été retenus par le sol. Puis, une fois la population nitrifiante bien installée, la nitrification a permis l'élimination de l'azote entraîné sous forme de nitrate. D'autre part, il est possible qu'un processus de dénitrification ait été favorisé dans l'horizon superficiel, par l'alternance de périodes aérobies/anaérobies correspondant aux cycles d'inondations et par l'apport de substrats organiques nécessaires à la flore dénitrifiante.

C - Le phosphore soluble (fig.20);

L'épandage des effluents sur le sol sableux a permis un apport d'acide phosphorique en particulier dans les cinq premiers centimètres du sol. Cette augmentation en surface peut s'expliquer par la libération du phosphore d'origine organique d'une part, et par la fixation de l'acide phosphorique aux particules colloïdales par l'intermédiaire de Ca^{2+} . L'élévation de concentration qui apparaît avec la profondeur peut être due à la présence initiale d'une certaine quantité de phosphore dans le niveau 10-15 cm, non détectée lors de l'analyse du sol de départ qui n'a été échantillonné qu'en surface. Sinon, une certaine décroissance des teneurs en phosphore est observée au cours du temps; celle-ci est peut-être à relier à la diminution du calcium de ces niveaux.

D - Les cations basiques (fig. 21 a, b, c);

La somme des cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) est d'environ 20 meq/100 g dans le sol initial. Cette valeur est faible pour un sol qui apparaît comme étant très salé. Il est probable que ce sol soit de nature salsodique étant donnée la forte proportion de Na qui est observée. Le processus d'infiltration-percolation a induit une diminution rapide de la teneur en sel, atteignant environ 90% dans les 15 premiers centimètres du sol. Il est intéressant de remarquer qu'après deux semaines, le pourcentage de sodium a fortement diminué au profit du calcium mais que la situation est de nouveau inversé au bout des 5 semaines où la somme des cations a légèrement augmenté et où le pourcentage de sodium atteint 75%. L'évolution constatée peut s'expliquer par le lessivage qu'ont dû subir dans un premier temps les ions Na^+ qui sont les plus facilement entraînés lors du drainage, puis ensuite par la diminution de la teneur en matière organique qui a pu favoriser l'entraînement du Ca^{2+} lors des dernières semaines de l'expérience. Le potassium et le magnésium sont par contre en augmentation après les cinq semaines d'infiltration-percolation. La très faible teneur en cations basiques indique que la capacité d'échange doit l'être aussi, ce qui peut être relié à la très faible teneur en matière organique dans le sol. D'autre part, il est probable que le pourcentage de sodium adsorbé soit très élevé. Il aurait été intéressant de préciser ces deux paramètres importants pour les propriétés du sol.

E - Le bore (fig.22);

Le bore est l'élément toxique généralement associé aux sols salés des zones arides et il apparaît en quantité élevée dans le sol initial (>10-15 ppm). Le bore étant bien retenu par le sol, on constate que le lessivage n'a pas vraiment de conséquences sur la teneur en bore dans le sol, bien qu'un certain entraînement par l'eau de percolation ait été mis en évidence. En fin d'expérience, le bore est au delà des 5-10 ppm qui constitue le seuil de toxicité pour les plantes les plus résistantes.

Figure 21 a.b.c

Teneurs en Calcium, Magnésium, Sodium et Potassium dans le sol, à différentes profondeurs et au cours du temps

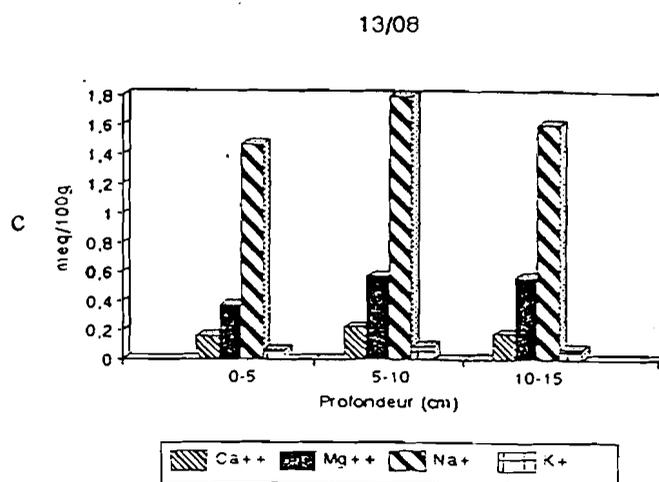
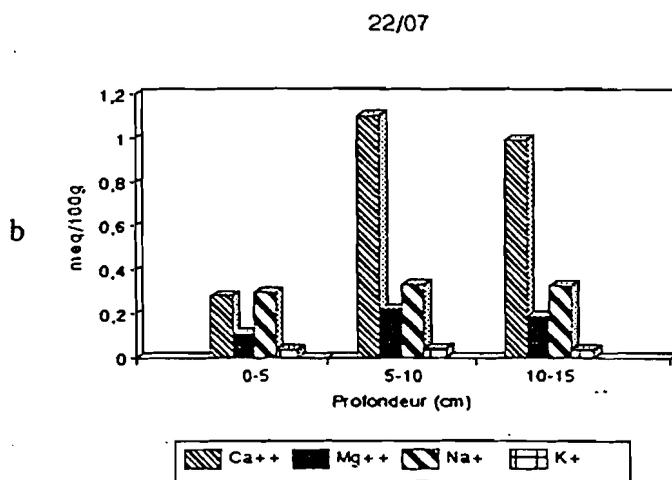
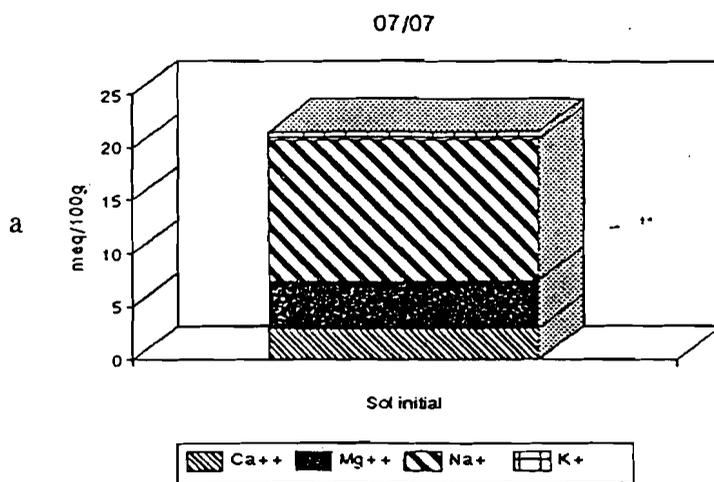


Figure 22

Teneurs en Bore dans le sol,
à différentes profondeurs et au cours du temps

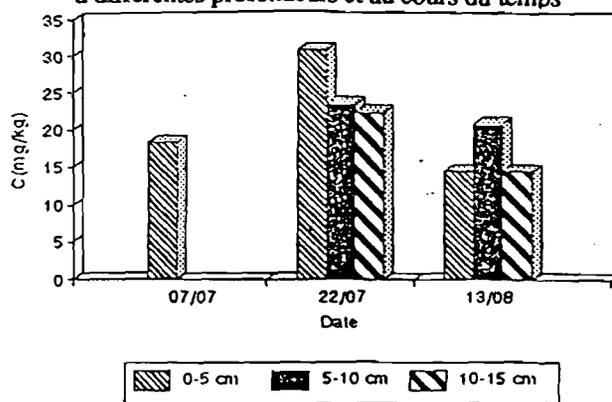


Figure 23

Teneurs en Fer dans le sol,
à différentes profondeurs et au cours du temps

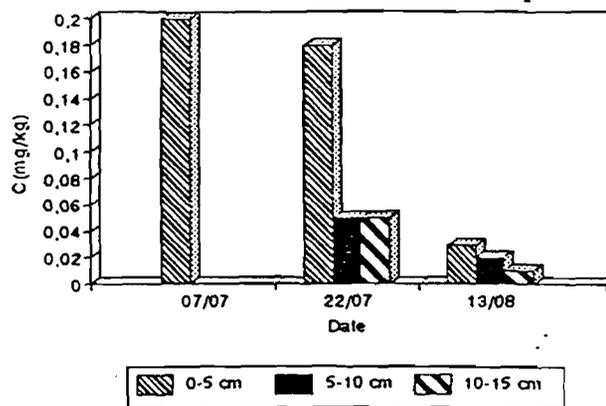
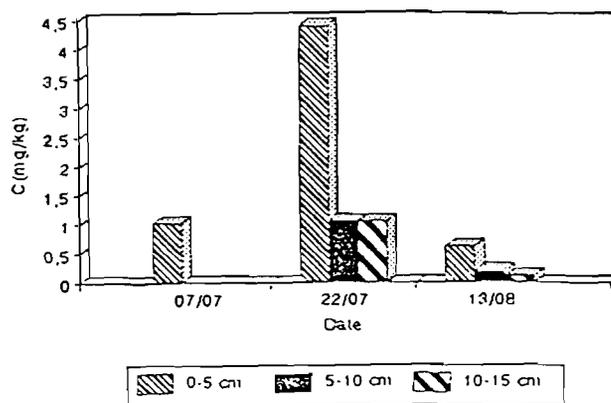


Figure 24

Teneurs en Cuivre dans le sol,
à différentes profondeurs et au cours du temps



F - Les éléments traces;

- L'aluminium n'a pas été détecté dans le sol au cours de l'expérience.
- Le fer (fig.23) est présent à 0,2 ppm dans le sol initial, valeur qui chute à moins de 0,04 ppm au bout de cinq semaines d'infiltration-percolation .
- Le sol initial contient une certaine quantité de cuivre (fig.24), mais il faut signaler ici que des particules de cuivre ont autrefois été réparties sur le site de l'expérimentation par une industrie qui se trouvait à proximité. Le sol utilisé est donc plus ou moins contaminé et ceci peut expliquer le pic qui a été détecté dans l'échantillon du 22/07. L'analyse de l'eau a montré que celle-ci entraîne une partie du cuivre lors de l'infiltration-percolation, ce qui se traduit ici par une diminution des concentrations dans le sol au cours du temps.

CONCLUSION

L'infiltration-percolation est un système d'épuration des eaux usées dont les caractéristiques de fonctionnement sont déjà bien connues, et l'étude expérimentale qui a été réalisée dans le Désert d'Atacama avait pour objectif d'être un premier essai dans une région où cette technique pourrait déboucher sur des perspectives de recyclage des eaux usées fort intéressantes. Cependant, la brièveté de l'expérience (3 semaines) et la faible fréquence des analyses (1 fois par semaine) font que les résultats de l'expérience correspondent à un état transitoire du système et sont donc peu représentatifs. Néanmoins, les observations et mesures réalisées ont permis de mettre en évidence certains mécanismes qui présentent un intérêt incontestable en vue de poursuivre une plus ample expérimentation sur l'infiltration-percolation des effluents urbains d'Antofagasta à travers le sol sableux du désert atacaménien.

Le fonctionnement hydraulique du système a été fortement perturbé par les problèmes de colmatage qui se sont manifestés dans les colonnes recevant 84 à 168 mm/j. Il faudrait donc que le rythme d'alimentation soit effectué selon des périodes d'inondation et de séchage se comptant en journées et non pas en heures et de nouveaux essais, prenant en compte les résultats obtenus, devraient permettre de définir un mode de gestion plus performant et moins aléatoire. D'autre part, afin d'augmenter l'infiltrabilité de l'effluent il serait envisageable d'effectuer un prétraitement de l'eau usée brute de type décantation-digestion qui permettrait d'avoir une liquéfaction de la matière sans diminuer la valeur fertilisante de l'effluent.

Les analyses de sols ont fait apparaître une évolution positive au plan du lessivage des sels en excès, qui semble cependant s'être accompagné d'une forte augmentation de la proportion en sodium dans le sol. La capacité d'échange paraissant très faible, il est probable que la proportion de sodium échangeable soit très élevée et bien que le sol soit de type sableux, les risques de sodisation devraient être pris en compte en raison de leur conséquences sur la perméabilité du sol. En outre, la mesure du S.A.R. de l'eau usée permettrait de préciser si c'est la composition de l'effluent appliqué qui est à l'origine de cette évolution. En ce qui concerne les éléments toxiques, une diminution des teneurs en fer et en cuivre a été observée, mais le bore est par contre resté en quantité très élevée au bout des cinq semaines d'infiltration-percolation et la concentration mesurée dépasse largement le seuil de toxicité admissible pour les cultures les plus résistantes. Il faut ici déplorer que la brièveté de l'expérience n'ait pas permis de mesurer les diminutions qui pourraient être intervenues à long terme. C'est aussi le cas pour d'autres phénomènes tels que l'accumulation de matières organiques ou l'augmentation de la capacité d'échange qui sont espérées mais qui n'ont pas été observées. Il faut, par ailleurs, souligner que le fait que le sol utilisé ait été jadis l'objet de diverses contaminations (ordures, poussières industrielles, débris de construction) constitue un inconvénient majeur s'ajoutant aux doutes raisonnables que l'on peut avoir sur l'homogénéité des colonnes de sol et la représentativité des échantillons analysés.

En ce qui concerne l'analyse des effluents, elle n'a malheureusement pu être réalisée que de façon ponctuelle pour certains éléments. Ainsi, des dosages effectués après une semaine de fonctionnement ont fait apparaître que le passage des effluents à travers le sol s'accompagnait d'un apport en phosphore et aussi en éléments toxiques: cuivre et bore, mais la précocité de l'analyse par rapport au lessivage du sol rend le résultat peu indicatif. L'analyse des cations basiques, faite aussi de manière ponctuelle, a permis d'établir une relation entre l'augmentation de la proportion de sodium drainé et la profondeur de percolation. Il est regrettable que des mesures du S.A.R. de l'eau percolée n'aient pas été plus fréquentes, ce paramètre étant essentiel pour appréhender l'impact des irrigations sur les caractéristiques du sol. Une fois le dessalage du sol effectué, l'infiltration-percolation conduit à un abattement de la charge oxydable dans les effluents, mais l'absence de mesure des apports d'azote organique rend par contre les analyses de l'azote difficilement interprétables. L'épuration microbiologique constatée durant l'expérience conduit, selon les directives de l'O.M.S., à la production d'une eau qui serait utilisable pour l'irrigation non restrictive. Cependant il faut rester très vigilant en ce domaine étant donné la faible représentativité des germes témoins numérotés par rapport aux germes pathogènes qui peuvent avoir un comportement dans le sol différent de celui des Coliformes.

Il est cependant intéressant de constater à ce niveau que au delà de 50 cm, la hauteur de percolation n'influe pas sur l'abattement microbiologique. Il est en fait probable que ce soit la présence des éléments toxiques à pouvoir germicides (Cu, B, As) qui soit plus déterminant pour l'élimination des bactéries. En outre, les hauteurs de percolations élevées constitue même un inconvénient puisqu'elles favorisent les fortes concentrations en minéraux dans les effluents. Néanmoins, cette considération n'a plus cours si on procède en vrai grandeur à des épandages sur le sol en place où une nappe pourrait se former à faible profondeur, la remontée capillaire pouvant alors entraîner une forte salinisation du sol en surface.

Pour terminer, il faut aussi signaler que l'expérience a été réalisée pendant l'hiver austral (forte couverture nuageuse, température moyenne journalière de l'ordre de 16° C), à une époque où les conditions climatiques sont relativement tempérées: il ne fait aucun doute que les résultats auraient probablement été différents durant l'été qui présente des caractéristiques climatiques extrêmes (hautes températures, radiations lumineuses intenses...).

BIBLIOGRAPHIE

- (1) **A.P.H.A.** (1985) - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16ème éd. - New York.
- (2) **BERRON Ph.** (1984) - Valorisation agricole des boues de stations d'épuration, Aspects microbiologiques - *TSM l'Eau*, 11/1984, pp. 549-556.
- (3) **BILLAUT C.** (1989) - Le Rôle Epurateur du Sol, tome 1 : le sol, l'eau et les polluants - Etude de synthèse, A.F.E.E., Paris.
- (4) **BONNEAU M., SOUCHIER B.** (1979) - Méthodes pratiques d'analyses de sol, in : *Pédologie, tome 2* - Masson, Paris.
- (5) **BORDE J., SANTANA-AGUILAR R.** (1980) - Le Grand Nord, in : *Le Chili : la Terre et les Hommes* - Editions du C.N.R.S., Paris, pp. 105-126.
- (6) **BRISSAUD F., LEFEVRE F., JOSEPH C., ALAMY Z., LANDREAU A.** (1989) - Waste Water, Infiltration-percolation for aquifer recharge or Water reuse, in : *Groundwater Management : Quantity and Quality* (Proceedings of the Benidorm Symposium, October 1989) - IAHS Publ. n° 188, pp. 443-456.
- (7) **CACERES L., GRUTTNER V. E., CONTRERAS D. and R.** (1992) - Water Recycling in Arid Regions : Chilean Case - *Ambio*, 21, 2, p. 138-144.
- (8) **CRANE S. R., MOORE J.A.** (1984) - Bacterial Pollution of Groundwater : a Review - *Water, Air and Soil Poll.*, 22, pp. 67-83.
- (9) **C.S.H.P.** (1991) - Recommandations sanitaires concernant l'utilisation, après épuration, des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation des cultures et des espaces verts - Circulaire DGS/SD1.D./91/n° 51, Direction Générale de la Santé, Paris.
- (10) **DUCHAUFOR Ph.** (1991) - Pédologie 3ème éd. : sol, végétation, environnement - Abrégés, Masson, Paris.
- (11) **E.P.A.** (1981) - Process Design Manual Land Treatment of Municipal Waste Water - EPA Document PA - 625/1-81-013, U.S. Environment Protection Agency.
- (12) **GERBA C. P., BITTON G.** (1984) - Microbial Pollutants : their Survival and Transport Pattern to Groundwater, in : *Groundwater Pollution Microbiology* (Bitton G., Gerba C. P.) - John Wiley and Sons, New York, pp. 65-88.
- (13) **GUILBOT A., JOSEPH C., SOULIE M.** (1991) - Nouvelles technologies en matière de réutilisation des eaux résiduaires urbaines : l'exemple du Languedoc-Roussillon - *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, 149, pp. 45-48.
- (14) **INSTITUT MEDITERRANEEN DE L'EAU** (1987) - Appréciation des risques sanitaires liés à la réutilisation des Eaux Usées, in : *Recherche sur la mise au point d'un protocole d'appréhension des risques sanitaires liés à l'utilisation des Eaux Usées* - Ministère de l'Environnement, pp. 1-16.
- (15) **MARESCA B.** (1979) - L'Épandage des Eaux Usées : manuel et recommandations techniques - La Documentation Française, Paris.

- (16) MOREAU R. (1993) - Les mouvements des bactéries et des virus dans les sols - *Ac. Agric. de France*, 10/1993.
- (17) MOREL R. (1989) - La fertilité des sols, in : *Les Sols Cultivés - Technique et Documentation*, Lavoisier, Paris, pp. 341-363.
- (18) OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU (S.D.) - La Réutilisation des Eaux Usées - Projet, Limoges.
- (19) PREUL H. C. (1988) - Wastewater Treatment Alternatives for Villages in Developing Countries, in : *Water for World Development Vol III - Proceedings of the VIth IWRA World Congress on Water Resources*, May 29 - June 3, 1988 - Ottawa, Canada, pp. 507-516.
- (20) PROST A., BOUTIN P. (1989) - Le risque infectieux lors de l'utilisation d'eaux usées en agriculture - *T.S.M. l'Eau*, 1/1989, pp. 25-33.
- (21) RABHI M. (1988) - La Réutilisation des Eaux Usées, Infiltration-Percolation sur Sable : recherche des conditions de dénitrification - Mémoire de fin d'étude, Institut National Agronomique de Tunisie.
- (22) RODIER J. (1978) - L'Analyse de l'Eau - Dunod.
- (23) SOLTNER D. (1983) - Les Bases de la Production Végétale, tome 1 : le sol, 12ème éd. - Coll. Sciences et Techniques Agricoles, Angers.
- (24) UNITED STATES SALINITY LABORATORY STAFF (1954) - Quality of Irrigation Water, in : *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali soils - Agriculture Handbook n° 60*, United States Department of Agriculture, pp. 69-82.
- (25) VIAL J., MOREAU R. (1993) - Survie des bactéries et des virus dans les sols, conséquences épidémiologiques. *Ac. Agric. de France*, 10/1993.

ANNEXE A

QUALITE DES EAUX USEES POUR L'UTILISATION AGRICOLE

A1 - Concentration maximales en éléments tracés recommandées dans les eaux d'irrigation

Element	Recommended Maximum Concentration 2 (mg/l)	Remarks
Al (Aluminum)	5.0	Can cause non-productivity in acid soils (pH < 5.5, but more alkaline soils at pH > 7.0 will precipitate the ion and eliminate any toxicity.
As (arsenic)	0.10	Toxicity to plants varies widely, ranging from 12 mg/l for Sudan grass to less than 0.05 mg/l for rice.
Be (beryllium)	0.01	Toxicity to plants varies widely, ranging from 5 mg/l for kale to 0.5 mg/l for bush beans.
Cd (cadmium)	0.01	Toxic to beans, beans and turnips at concentrations as low as 0.1 mg/l in nutrient solution. Conservative limits recommended due to its potential for accumulation in plants and soils to concentrations that may be harmful to humans.
Co (cobalt)	0.05	Toxic to tomato plants at 0.1 mg/l in nutrient solution. Tends to be inactivated by neutral and alkaline soils.
Cr (chromium)	0.10	Not generally recognized as an essential growth element. Conservervative limits recommended due to lack of knowledge on the toxicity to plants.
Cu (copper)	0.20	Toxic to a number of plants at 0.1 to 1.0 mg/l in nutrient solutions.
F (fluoride)	1.0	Inactivated by neutral and alkaline soils.
Fe (iron)	5.0	Not toxic to plants in serated soils, but can contributive to soil acidification and loss of availability of essential phosphorus and molybdenum. Overhead sprinkling may result in unsightly deposits an plants, equipment and building.
Li (Lithium)	2.5	Tolerated by most crops up to 5 mg/l : mobile in soil. Toxic to citrus at low concentrations (< 0.075 mg/l). Acts similarly to boron.
Mn (Manganèse)	0.20	Toxic to a number of crops at a few-tenths to a few mg/l, but usually only in acid soils.
Mo (Molybdenum)	0.01	Not toxic to plants at normal concentratins in soil and water. Can be toxic to livestock if forage is grown in soils with high concentrations of available molybdenum.
Ni (Nickel)	0.20	Toxic to a number of plants at 0.5 mg/l to 1.0 mg/l ; reduced toxicity at neutral or alkaline pH.
Pb (lead)	5.0	Can inhibit plan cell growth at very high concentrations.
Se (Selenium)	0.02	Toxic to plants at concentrations as low as 0.025 mg/l and toxic to livestock if forage is grown in soils with relatively high levels of added selenium. An essential element to animals but is very low concentrations.
Sa (tin) Ti (Titanium) W (Tmogateen)	—	Effectively excluded by plants ; specific tolerance unknow.
V (Vanadium)	0.10	Toxic to many plants at relatively low concentrations.
Zn (Zinc)	2.0	Toxic to many plants at videly varying concentrations ; reduced toxicity at pH > 6.0 and in fine textured or organic soils.

Adapted from National Academy of Sciences (1972) and Pratt (1972)
 The maximum concentration is based on water application rate which is consistent with good irrigation practices (10 000 ml hectare per year). If the water application rate greatly exceeds this, the maximum concentrations should be adjusted do?? according Mo adjustment are for water used on a continuous bases at one site.

A2 - Directives concernant la qualité microbiologique des eaux usées utilisées en agriculture (brochure O.M.S. 778)

Catégorie	Conditions de réutilisation	Groupe exposé	Nématodes intestinaux (nombre d'œufs par litre - moyenne arithmétique)*	Coliformes intestinaux (nombre par 100 ml - moyenne géométrique)**	Procédé de traitement susceptible d'assurer la qualité microbiologique voulue
A	Irrigation de cultures destinées à être consommées crues, des terrains de sport, des jardins publics*	Ouvriers agricoles, consommateurs, public	≤ 1	≤ 1000	Une série de bassins de stabilisation conçus de manière à obtenir la qualité microbiologique voulue ou tout autre procédé de traitement équivalent
B	Irrigation des cultures céréalières, industrielles et fourragères, des pâturages et des plantations d'arbres	Ouvriers agricoles	≤ 1	Aucune norme n'est recommandée	Rétention en bassins de stabilisation pendant 8-10 jours ou tout autre procédé d'élimination des helminthes et des coliformes intestinaux
C	Irrigation localisée des cultures de la catégorie B, si les ouvriers agricoles et le public ne sont pas exposés	Néant	Sans objet	Sans objet	Traitement préalable en fonction de la technique d'irrigation, mais au moins sédimentation primaire

* Dans certains cas, il faut tenir compte des conditions locales épidémiologiques, socio-culturelles et environnementales et modifier les directives en conséquence

** Espèces *Ascaris* et *Trichuris* et ankylostomes

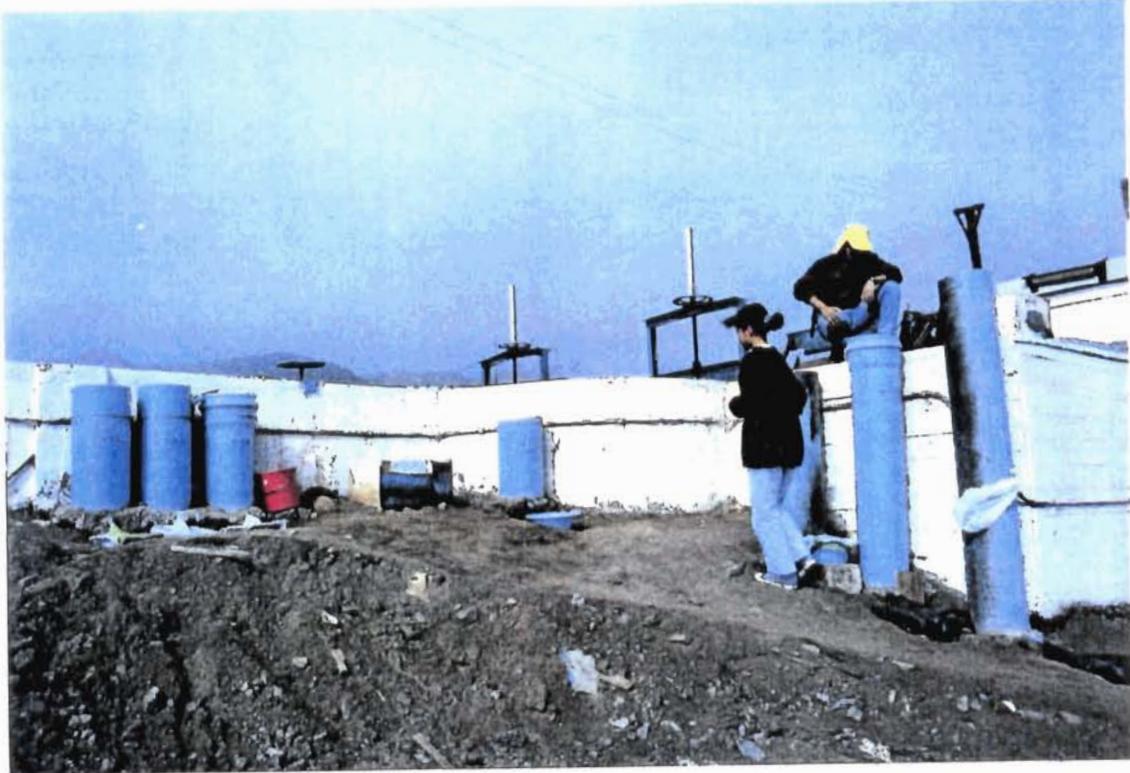
* Pendant la période d'irrigation.

** Une directive plus stricte (≤ 200 coliformes intestinaux par 100 ml) est justifiée pour les pelouses avec lesquelles le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels

* Dans le cas des arbres fruitiers, l'irrigation doit cesser deux semaines avant la cueillette et les fruits tombés ne doivent jamais être ramassés. Il faut éviter l'irrigation par aspersion.

ANNEXE B

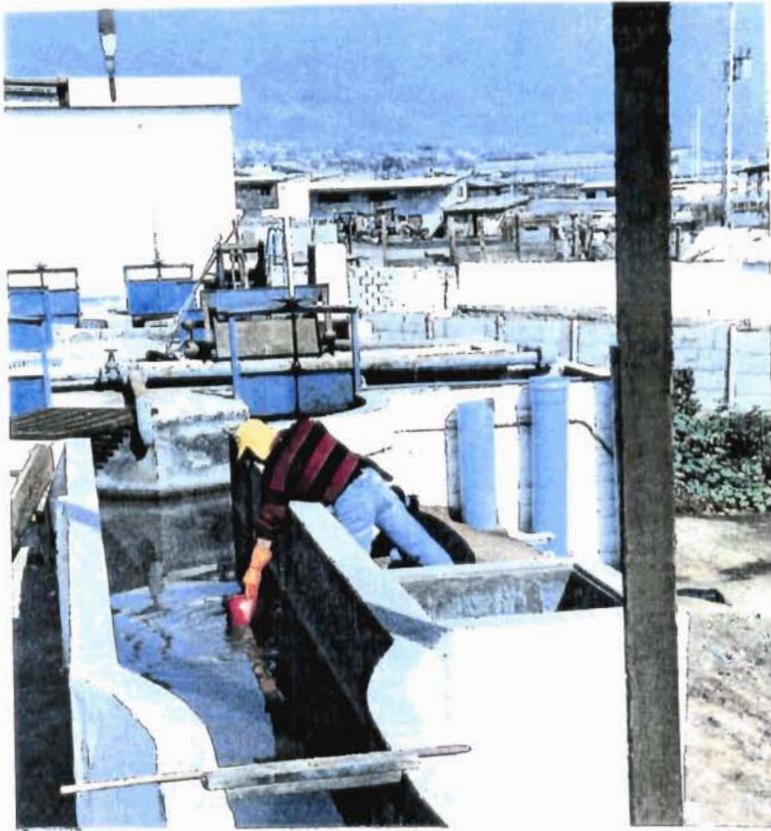
DISPOSITIF EXPERIMENTAL



B1 - Vue d'ensemble



B2 - Tubes A, B et C (50 cm)



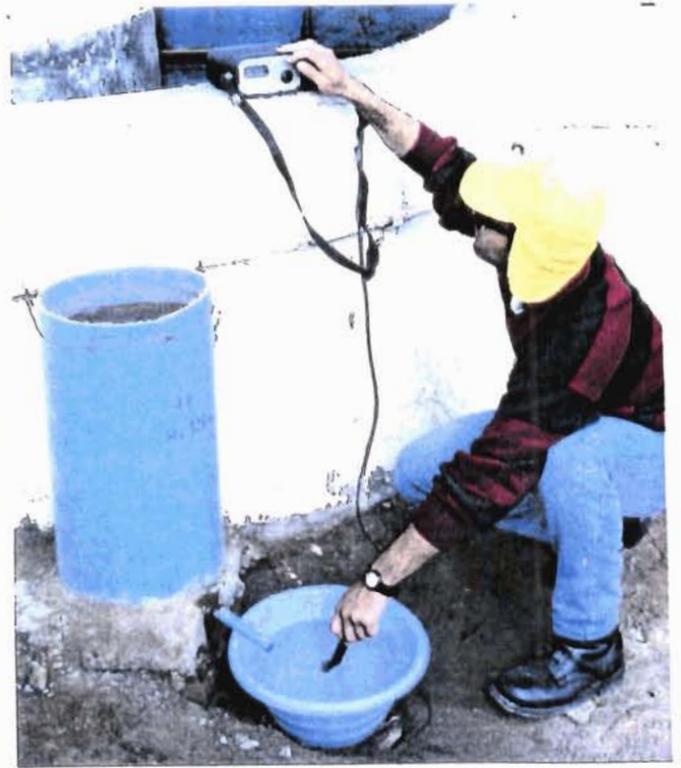
B3 - Prise d'eau usée



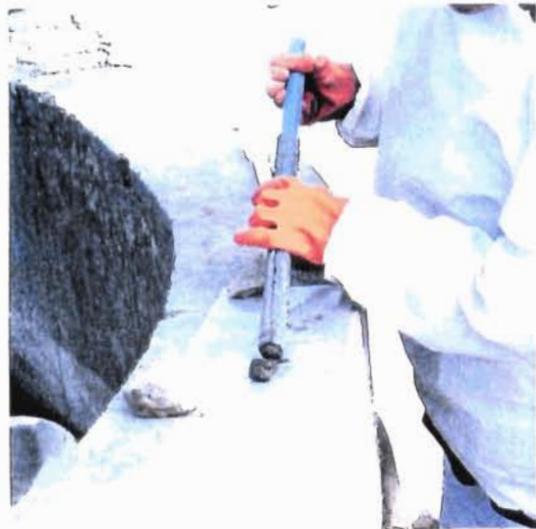
B4 - Application de l'eau usée



B5 - Surface après grattage



B6 - Mesure de la salinité de l'eau percolée



B7 - Prélèvement d'un échantillon de sol

ANNEXE C

ANALYSE GRANULOMETRIQUE DU SOL

GRANULOMETRIE DES COUCHES DE SABLES CONSTITUANT LES COLONNES DE SOL (POURCENTAGES)

n° maille	Ø (mm)	Echantillon				
		1	2	3	4	5
(3/4")	>19,0	1,2	0	0	?	1,1
(1/2")	>12,7	0,6	0,4	1,3	?	1,6
4	>4,76	3,0	3,8	3,0	9,9	1,9
8	>2,38	7,6	9,2	8,5	10,5	2,3
10	>2,00	3,1	3,5	3,1	3,6	0,8
16	>1,19	13,3	12,7	12,6	14,6	3,2
30	>0,69	20,2	19,8	19,7	19,6	30,7
40	>0,42	12,7	11,7	12,4	11,1	13,1
50	>0,30	6,4	6,4	6,5	7,2	6,3
100	>0,15	10,7	10,1	10,1	11,3	10,2
200	>0,08	7,3	7,6	7,31	7,0	11,6
	<0,08	13,5	14,1	15,1	?	16,6

(" 1 inch = 2,54 cm)

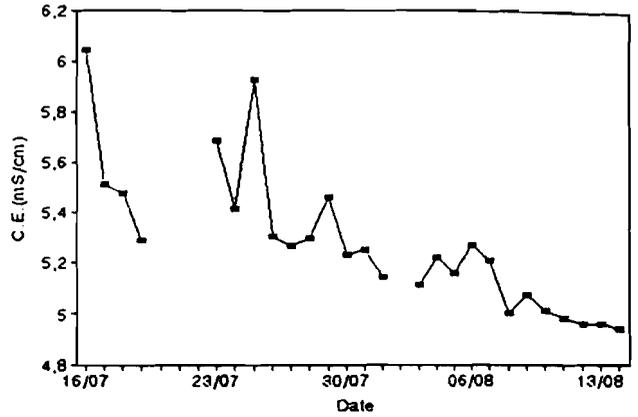
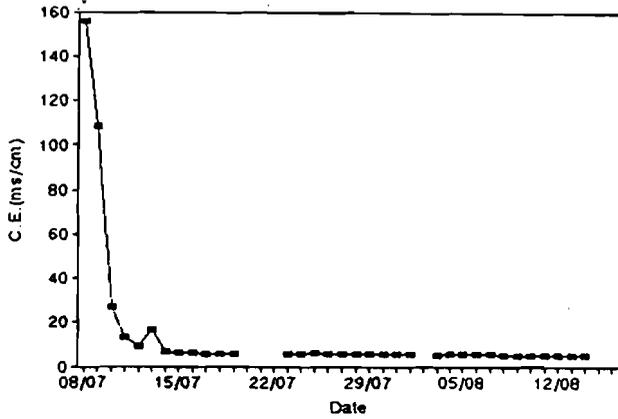
GRANULOMETRIE MOYENNE DE LA TERRE (d<2mm)

Echantillons	1	2	3	4	5	Moyenne
Sables (>50 µm)	83,95 %	82,83 %	81,96 %		81,9 %	82,66 %
Éléments fins	16,05 %	17,17 %	18,04 %		18,10 %	17,34 %

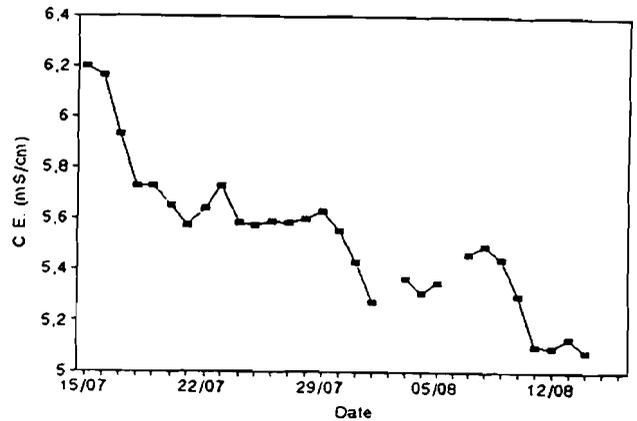
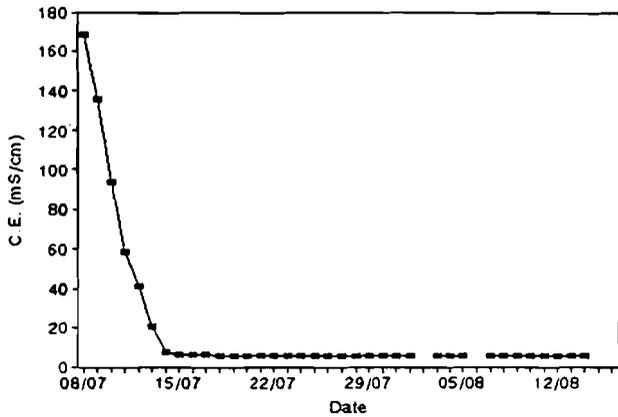
ANNEXE D

EVOLUTION DE LA SALINITE DE L'EAU DE PERCOLATION

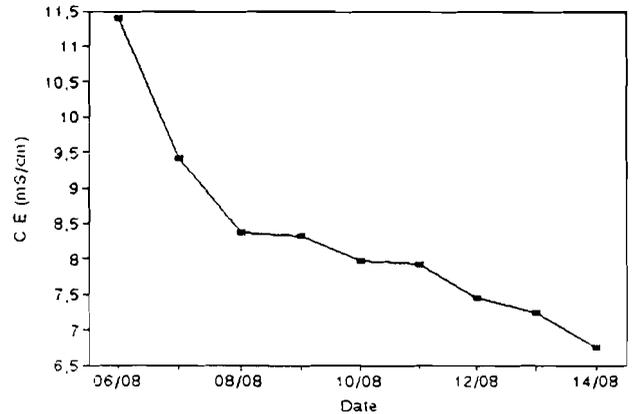
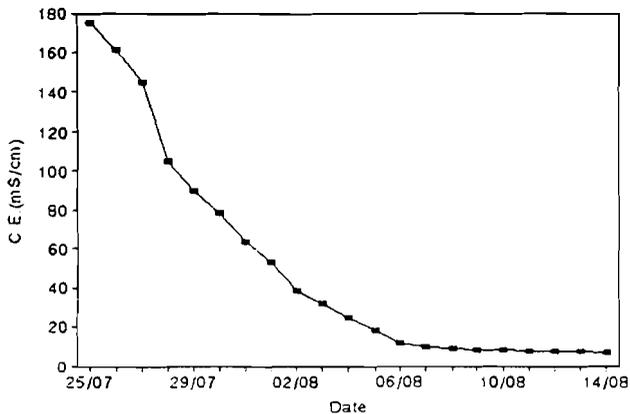
TUBE A (4x42 mm/j)
Eau percolée à 50 cm



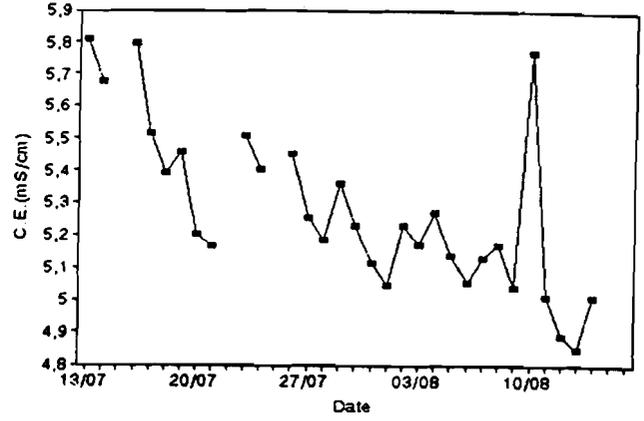
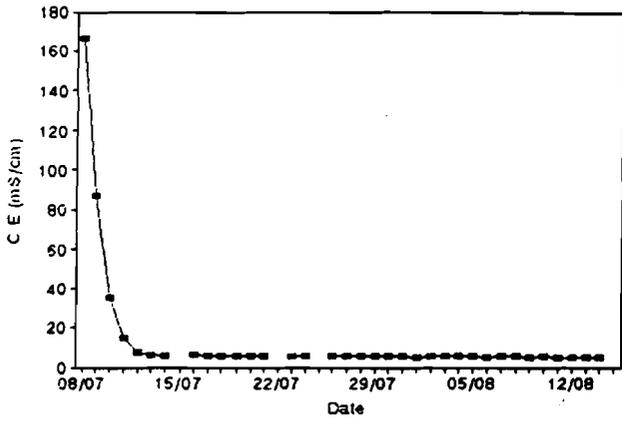
TUBE B (2x42 mm/j)
Eau percolée à 50 cm



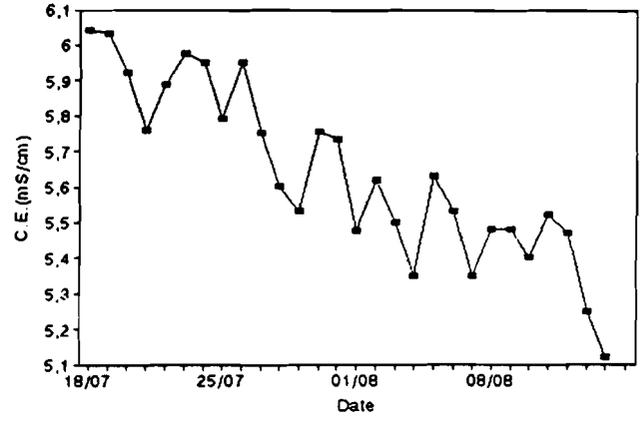
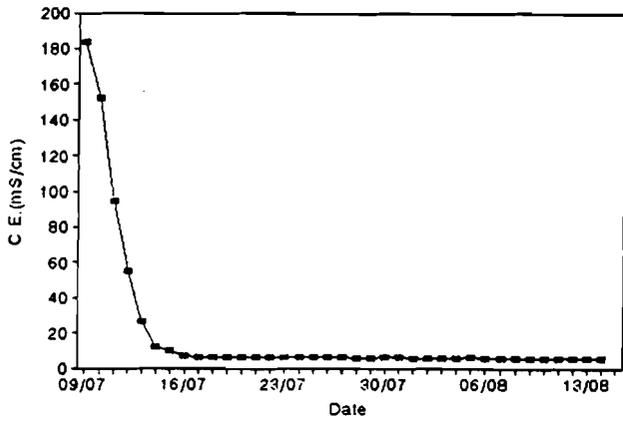
TUBE C (1x42 mm/j)
Eau percolée à 50 cm



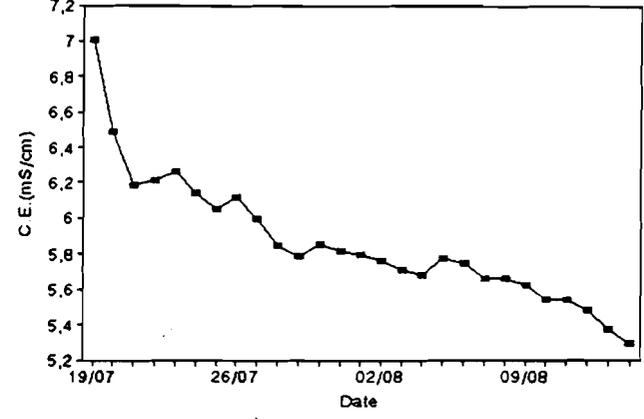
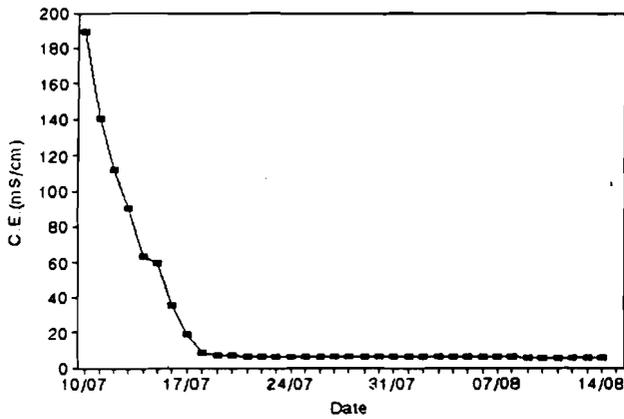
TUBE 1 (3x42 mm/j)
Eau percolée à 50cm



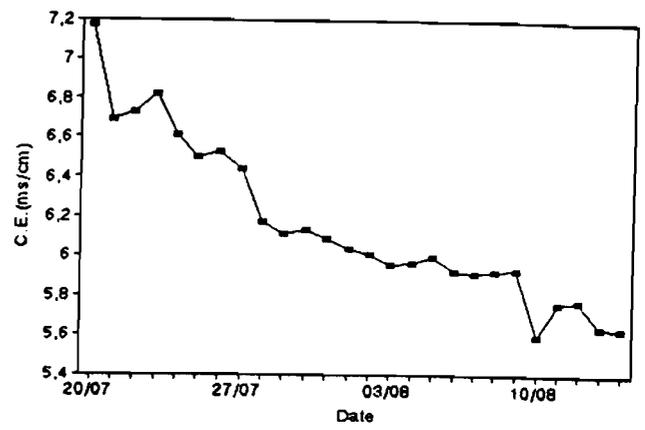
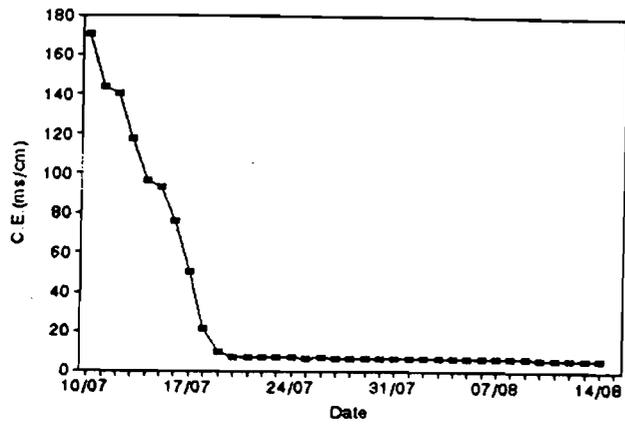
TUBE 2 (3x42 mm/j)
Eau percolée à 100 cm



TUBE 3 (3x42 mm/j)
Eau percolée à 150 cm



TUBE 4 (3x42 mm/j)
Eau percolée à 200 cm



ANNEXE E

ANALYSES DE L'EAU

E.1 - MÉTHODES D'ANALYSES

* Echantillonnage

Les analyses ont été effectuées de façon hebdomadaire pour l'eau usée appliquée et l'eau percolée en 24 heures.

Les échantillons d'eau usée étaient prélevés au moment de chaque apport tandis que l'eau percolée était échantillonnée en fin de journée et en début de matinée suivante.

Les échantillons ont été conservés dans des récipients en verre stérilisés de 350 ml gardés au frais. Les analyses ont généralement été effectuées le jour même du prélèvement.

* Méthodes d'analyses

Les analyses ont été réalisées selon le "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (1) excepté pour le dosage du nitrate.

- *Demande Biochimique en Oxygène (D.B.O.5)*
The Standard Bottle Test (1)
- *Demande Chimique en Oxygène (D.C.O)*
Dichromate Reflux Method (1)
- *Nitrites*
Colorimetric Method (1)
- *Nitrates*
Méthode N.A.S. (Acide diphenylamine sulfonique chromogène) : méthode colorimétrique basée sur l'apparition d'une coloration violette lorsque le réactif Szechrome NAS se trouve en présence de nitrates.
- *Amonium*
Direct Nesslerisation Method (1)
- *Orthophosphate*
Vanadomolybdophosphoric Acid Colorimetric Method (1)
- *Bore*
Curcumin Method (1)
- *Mg, Ca, K, Na, Cu*
Atomic Absorption (1)
- *Coliformes totaux et fécaux* (1)
Standard Total Coliform MPN Test
Standard Total Coliform Membrane filter Procedure
Fecal Coliform MPN Procedure
Fecal Coliform Membrane Filter Procedure

E2 - RÉSULTATS

* Analyses chimiques

	Tubes (a)	08-11/07 (b)	14/07	21/07	28/07	12/08
DBO ₅ (ppm)	EU	163,33	189,00	110,33	218,17	-
	T1	279,61	37,50	4,07	34,42	32,70
	T2	447,67	42,60	2,00	38,48	33,80
	T3	538,62	206,40	17,29	37,93	44,70
	T4	538,06	243,90	32,43	65,84	49,10
DCO (ppm)	EU	256,69	249,85	339,63	373,55	-
	T1	1 598,86	87,00	144,98	55,32	35,90
	T2	1 592,74	87,57	316,30	77,74	58,97
	T3	1 301,32	379,40	195,84	97,80	70,51
	T4	1 624,50	2 130,80	397,67	130,43	53,21
NH ₄ ⁺ (ppm)	EU	49,32	58,22	38,03	59,17	-
	T1	170,89	41,39	33,27	45,64	51,25
	T2	176,89	13,80	13,78	32,61	31,87
	T3	248,52	41,39	2,08	6,40	37,73
	T4	211,95	161,00	2,93	3,32	19,76
NO ₃ ⁻ (ppm)	EU	0,10	0,00	2,94	2,50	-
	T1	1 185,55	30,36	2,38	0,77	2,73
	T2	386,07	137,70	17,28	8,15	29,64
	T3	1 921,42	1 283,30	2,44	2,44	2,16
	T4	2 317,67	1 371,70	12,71	3,32	4,11
NO ₂ ⁻ (ppm)	EU	2,95	0,18	1,87	1,44	-
	T1	41,69	7,64	1,74	0,03	0,48
	T2	4,02	21,38	6,10	14,39	22,10
	T3	12,37	87,55	1,13	0,53	0,28
	T4	10,75	207,70	1,89	0,63	0,47
PO ₄ ³⁻ (ppm)	EU		11,30			-
	T1		33,20			3,78
	T2		29,60			0,57
	T3		143,00			1,03
	T4		103,00			1,49
K ⁺ (ppm)	EU		-			
	T1		91,50			
	T2		153,00			
	T3		1 500,00			
	T4		637,50			
Mg ²⁺ (meq/l)	EU		5,00			
	T1		17,92			
	T2		52,08			
	T3		425,00			
	T4		160,42			

	Tubes (a)	08-11/07 (b)	14/07	21/07	28/07	12/08
Ca ²⁺ (meq/l)	EU T1 T2 T3 T4		12,60 67,50 67,50 187,50 108,75			
Na ⁺ (meq/l)	EU T1 T2 T3 T4		- 45,45 107,95 1 750,00 1 034,09			
Cu (ppm)	EU T1 T2 T3 T4		0,18 ^(c) 1,03 0,68 3,00 2,28			
B (ppm)	EU T1 T2 T3 T4		5,60 ^(c) 36,84 33,20 52,93 47,62			

* Analyses microbiologiques

	Tubes ^a	08-11/07 ^b	14/07	21/07	28/07
Coli. T.	EU	6,8E+07	3,1E+08	4,4E+07	9,8E+07
	T1	7,6E+03	9,9E+02	2,7E+04	3,4E+03
	T2	6,4E+05	9,9E+02	3,8E+04	9,8E+02
	T3	4,0E+02	1,1E+03	2,6E+04	4,9E+03
	T4	5,0E+00	3,0E+03	1,1E+ 04	9,9E+03
Coli. F.	EU	6,3E+05	2,4E+06	5,4E+05	3,7E+05
	T1	2,5E+03	3,3E+02	1,7E+03	1,8E+02
	T2	1,7E+04	2,3E+02	2,2E+03	3,3E+02
	T3	2,5E+02	1,1E+02	5,3E+02	3,2E+02
	T4	2,5E+00	2,1E+02	1,8E+03	4,0E+02

(a) E.U. : Eau Usée appliquée; T1 : eau percolée à 50 cm
T2 : eau percolée à 100 cm
T3 : eau percolée à 150 cm
T4 : eau percolée à 200 cm

(b) E.U. appliquée le 1er jour et 10 premiers litres percolés

(c) Mesures obtenues en Septembre 1992

ANNEXE F

ANALYSE DE SOL

F1 - MÉTHODES D'ANALYSES

*** Echantillon**

Les analyses ont été effectuées de façon hebdomadaire en prélevant des carottes de 2 cm de diamètre et de 15 cm de long dans les colonnes de sol.

Les carottes sectionnées en 3 tranches étaient alors mis dans des pochettes plastiques correspondant à chaque niveau, et contenant 50 à 100 g de sol : les pochettes ont été conservées au frais avant d'être analysées.

*** Méthodes d'analyse**

- Pâte saturée du sol

Elle a été réalisée pour l'analyse des ions solubles Ca, Mg, Na, K, Fe, Al, Cu, B, P₂O₅.

- mettre 100 g de sol dans un récipient,
- ajouter de l'eau distillée peu à peu en remuant le tout jusqu'à la formation d'une pâte saturée,
- laisser reposer au moins 1 heure. Si de l'eau apparaît en superficie, il y a excès d'humidité et il faut ajouter plus d'échantillon de sol. Si la pâte est trop épaisse, il faut ajouter plus d'eau distillée. La pâte est à point lorsque la superficie brille et se détache lentement lorsqu'on incline le récipient,
- transférer la pâte dans un récipient Buchner avec son filtre et extraire l'eau sous vide dans un matras de kilasato,
- détermination de :
 - Ca, Mg, Na, K, Fe, Cu par absorption atomique,
 - Al, P₂O₅ par spectroscopie d'absorption moléculaire,
 - B par volumétrie Na OH 0,01N.

- Azote

- peser 5 g de sol tamisé à 0,5 mm et disposer dans un Kjeldahl de 800 ml,
- ajouter 5 g de K₂SO₄ + 20 ml d'acide sulfurique concentré et digérer par réchauffement jusqu'à l'obtention d'un résidu clair,
- laisser reposer et diluer avec 200 ml d'eau distillée, puis ajouter 30 ml de Na OH à 30 % p/v,
- distiller en recevant le distillat dans une solution d'acide borique (3 gr) de 100 ml, avec 5 gouttes d'indicateurs rouge de methyl à 1 % d'alcool,
- après 45 mn ou après avoir distillé 300 ml, titrer avec H₂SO₄ 0,01 N.

- Matière organique

Le taux de matière organique a été déterminé en dosant le carbone organique ($MP = C_{org} \times 1,92$), selon le principe de la Méthode Anne.

- peser 5 g de sol tamisé à 0,5 mm,
- ajouter 10 ml de $K_2Cr_2O_7$ 1 N en agitant doucement pour imbiber tout le sol,
- ajouter 20 ml de H_2SO_4 concentré rapidement et agiter durant 1 mn pour éviter une surchauffe locale,
- laisser reposer environ 30 mn,
- ajouter 200 ml d'eau distillé et 5 gouttes d'indicateur (ferroïne 0,025 M),
- titrer avec une solution de $FeSO_4$ 0,05N jusqu'au virage de l'indicateur,
- effectuer un blanc (sans sol) pour déterminé la normalité exacte du $FeSO_4$.

F2 - RÉSULTATS

	Profondeur (cm)	07/07	22/07	13/08
C (g/100 g)	0-5	0,150	0,170	0,047
	5-10		0,120	0,046
	10-15		0,130	0,055
N (g/100 g)	0-5	0,029	0,032	0,000
	5-10		0,025	0,000
	10-15		0,025	0,010
P ₂ O ₅ (mg/kg)	0-5	0,00	2,66	0,96
	5-10		0,27	0,23
	10-15		1,33	0,53
K ⁺ (meq/100g)	0-5	0,833	0,033	0,066
	5-10		0,043	0,87
	10-15		0,039	0,073
Ca ²⁺ (meq/100 g)	0-5	2,941	0,281	0,170
	5-10		1,103	0,222
	10-15		0,994	0,178
Mg ²⁺ (meq/100 g)	0-5	4,450	0,110	0,370
	5-10		0,222	0,576
	10-15		0,188	0,563
Na ⁺ (meq/100 g)	0-5	13,295	0,298	1,474
	5-10		0,331	1,795
	10-15		0,324	1,605
Fe (mg/kg)	0-5	0,20	0,18	0,03
	5-10		0,05	0,02
	10-15		0,05	0,01
Al (mg/kg)	0-5	0,00	0,00	0,00
	5-10		0,00	0,00
	10-15		0,00	0,00
Cu (mg/kg)	0-5	1,02	4,39	0,61
	5-10		1,05	0,18
	10-15		1,04	0,11
B (mg/kg)	0-5	18,37	30,65	14,63
	5-10		23,42	20,90
	10-15		22,30	14,63