

ROYAUME DU MAROC
MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE
DU DÉVELOPPEMENT RURAL ET DES PÊCHES MARITIMES

Administration du Génie Rural et
Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Ouarzazate

PNUD - FAO - OMS

EPURATION ET REUTILISATION DES EAUX USEES A DES FINS AGRICOLES

Projet MOR 86/018

ROYAUME DU MAROC

PNUD -FAO -OMS

**MINISTRE DE L'AGRICULTURE
DU DEVELOPPEMENT RURAL
ET DES PECHES MARITIMES**

**Administration du Génie Rural &
Office Régional de Mise en Valeur
Agricole de Ouarzazate**

**EPURATION ET REUTILISATION
DES EAUX USEES
A DES FINS AGRICOLES**

Mai 1998

Projet MOR 86/018

Dépôt Legal: 1998/757

IMP. EL MAARIF AL JADIDA RABAT

SOMMAIRE

INTRODUCTION	15
1. ORGANISATION DU PROJET	15
2. OBJECTIFS DU PROJET	16
3. PHASES DU PROJET	16
3.1. PHASE I	16
3.2. PHASE II	16
4. PRINCIPALES CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DU PROJET	17
4.1. EPURATION DES EAUX USEES	17
4.2. IMPACT SUR LE MATRIEL D'IRRIGATION	18
4.3. PRODUCTION VEGETALE	19
4.4. IMPACT SUR LE SOL ET LES EAUX SOUTERRAINES	20
4.5. IMPACT SUR LA SANTE HUMAINE	21
4.6. IMPACT SUR LA SANTE ANIMALE	21
4.7. ASPECTS ECONOMIQUES	22

INVESTIGATIONS MENEES DANS LE SITE EXPERIMENTAL (PHASE I)

EPURATION DES EAUX USEES	25
INTRODUCTION	26
MATERIEL ET METHODES	27
1. SITE DES EXPERIMENTATIONS	27
2. INSTALLATIONS D'EPURATION	27
2.1. Les deux trains BDS	27
2.2. La filière Lagunage à Haut Rendement (LHR)	27
2.3. Lits de séchage	29
3. ECHANTILLONNAGE ET MESURES <i>in situ</i>	30

PERFORMANCES DE LA FILIERE BASSINS DE STABILISATION	32
1. PERFORMANCES DU BASSIN ANAEROBIE	32
2. PERFORMANCE DES BASSINS FACULTATIFS	34
2.1. Performances globales	34
2.2. Dimensionnement des bassins facultatifs	34
3. PERFORMANCES DES BASSINS DE MATURATION :	
ABATTEMENT DES COLIFORMES FECAUX	37
3.1. Qualité bactériologique de l'effluent final	37
3.2. Fiabilité des résultats obtenus	39
3.2.1. Programme de surveillance et de contrôle du LEHM	39
3.2.2. Duplication des analyses	40
3.3. Constante K_B de premier ordre de mortalité des CF	40
4. SYSTEME ANTI-ODEURS	42
4.1. La couche photique	42
4.2. Application aux bassins anaérobies de la station de Ouarzazate	42
5. ACCUMULATION DES BOUES	43
6. ELIMINATION DES ŒUFS D'HELMINTHES	43
6.1. Performances d'élimination	44
6.2. Traitement des boues en lits de séchage et devenir des œufs d'helminthes	45
FILIERE LAGUNAGE A HAUT RENDEMENT	47
1. PERFORMANCES DU BASSIN ANAROBIE A_2	47
2. PERFORMANCES DU CHENAL ALGAL A HAUT RENDEMENT	47
3. ROLE DES BASSINS DE MATURATION : ABATTEMENT DES COLIFORMES FECAUX	48
COMPARAISON DES PERFORMANCES DES FILIERES BDS ET LHR	49
1. COMPARAISON DES TAUX D'ABATTEMENTS APPARENTS	49
1.1. Paramètres physico-chimiques	49
1.2. Œufs d'helminthes	50
1.3. Germes de contamination fécale	50
2. UTILISATION DE LA NOTION DU FLUX SPECIFIQUE ELIMINE	50
3. COMPARAISON DES FSE GLOBAUX DES DEUX FILIERES	51
3.1. Paramètres physico-chimiques	51
3.2. Germes de contamination fécale	52

4. DISCUSSION DES RESULTATS DE LA COMPARAISON	52
5. PERTES PAR EVAPORATION	53
REFERENCES	55
IMPACT SUR LE MATERIEL D'IRRIGATION	57
1. IRRIGATION LOCALISEE	59
1.1. Sensibilité des distributeurs au bouchage sur parcelles cultivées	59
1.1.1. Suivi du colmatage des distributeurs	60
1.1.2. Uniformité d'arrosage à la parcelle	62
1.2. Sensibilité des distributeurs au bouchage sur sol nu	62
1.2.1. Variation du débit	63
1.2.2. Sensibilité au colmatage	63
1.2.3. Uniformité d'arrosage à la parcelle	64
2. IRRIGATION PAR ASPERSION	66
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	66
ESSAIS AGRONOMIQUES	69
Introduction	71
1. Généralités	71
1.1. Programme des cultures	71
1.2. Besoins en eau et gestion des irrigations	72
1.3. Paramètres cultureux	73
1.4. Problèmes rencontrés en cours de culture	74
2. Résultats des différentes cultures	74
2.1. Culture de la luzerne	74
2.1.1. Réalisation de la culture	74
2.1.2. Rendements	75
2.2. Culture du maïs	78
2.2.1. Germination, levée et croissance de la culture	78
2.2.2. Rendement de la culture	78
2.3. Culture de la courgette	80
2.3.1. Germination, levée et suivi de la culture	80
2.3.2. Rendement de la culture	80
2.4. Culture de la fève	81
2.4.1. Germination, levée et suivi de la culture	81
2.4.2. Rendement de la culture	82

2.5. Culture du concombre	82
2.5.1. Germination, levée et suivi de la culture	82
2.5.2. Rendement de la culture	83
2.6. Culture du pois	83
2.6.1. Germination, levée et suivi de la culture	83
2.6.2. Rendement de la culture	84
2.7. Culture de tomate	84
2.7.1. Germination, levée et suivi de la culture	84
2.7.2. Rendement de la culture	85
2.8. Culture de navet	86
2.8.1. Germination, levée et suivi de la culture	86
2.8.2. Rendement de la culture	86
3. SYNTHÈSE	87
4. QUALITÉ HYGIÉNIQUE DES PRODUCTIONS	93
5. CONSÉQUENCE DE LA REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES SUR LA CONTAMINATION DU SOL ET DES EAUX SOUTERRAINES	95
5.1. Contamination bactériologique du sol	95
5.2. Contamination bactériologique des eaux souterraines	97
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	97
Climat et cycles des cultures	97
Effet des eaux d'irrigation	98
Irrigation	98
Estimation des besoins en eau des cultures	98
Conduite des irrigations	98
Performances agronomiques des systèmes d'irrigation	99
Comportement de certaines cultures	99
Luzerne	99
Courgettes et concombres	99
Pois	99

IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT : EAU ET SOL	101
INTRODUCTION	103
1. CARACTERISATION DU SOL ETUDIE	103
2. QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX D'IRRIGATION	104
3. VALEUR FERTILISANTE DES EAUX	105
4. VALEUR ECONOMIQUE DES EUE	107
5. IMPACT DE L'UTILISATION AGRICOLE DES EAUX USEES SUR LA NAPPE	108
6. IMPACT DE L'UTILISATION AGRICOLE DES EAUX USEES SUR LE SOL	109
7. PRINCIPAUX PROBLEMES ENVIRONNEMENTAUX LIES A LA REUTILISATION DES EAUX USEES EN AGRICULTURE	111
7.1. Risque de pollution de la nappe par les nitrates	111
7.1.1. Danger de la pollution nitrique des eaux souterraines	111
7.1.2. Evolution de l'azote minéral dans le sol	113
7.1.3. Lixiviation des nitrates	115
7.2. Salinisation du sol	121
7.2.1. Dangers de la salinité des sols	121
7.2.2. Effets de l'irrigation par les EUE sur la salinité du sol	121
CONCLUSIONS	122
RECOMMANDATIONS	122
REFERENCES	123

**MISE A LA DISPOSITION DES AGRICULTEURS DE L'EAU EPUREE
DANS LA STATION D'EPURATION DE OUARZAZATE
(PHASE II)**

1. PROBLEMES POSES ET ORIENTATION DES ETUDES	127
2. MISE EN ŒUVRE DE LA PHASE II	129
2.1. Implication des Services Techniques Provinciaux	129
2.1.1. Comité Technique Provincial de Suivi du Projet	130
2.1.2. Actions préliminaires	130
2.2. Mise en place du périmètre-pilote	131
2.2.1. Délimitation du périmètre	131
2.2.2. Organisation des agriculteurs	132
2.2.3. Moyens d'incitation des agriculteurs	132
 ASPECTS EPIDEMIOLOGIQUES : IMPACT SUR LA SANTE HUMAINE	133
 OBJECTIFS DE L'ETUDE	135
1. PARASITES D'INTERET SANITAIRE RECHERCHES DANS L'ETUDE	136
1.1. Les protozoaires	136
1.2. Les helminthes	136
2. PREVALENCE DES PARASIToses DANS LE PERIMETRE DE AIT KDIF A L'ETAT INITIAL : IMPACT DE L'UTILISATION DES EAUX USEES BRUTES.	136
2.1. Parasitoses intestinales	136
2.2. Cas de protozooses	137
2.3. Cas des helminthiases	137
3. COMPARAISON DE L'INCIDENCE CUMULEE DES PARASIToses INTESTINALES APRES 6 MOIS : le risque de contracter une helminthiase reste-t-il inchangé après le remplacement des eaux usées brutes par les eaux épurées ?	139
3.1. Cas des protozooses	139
3.2. Cas des helminthiases	140
3.3. Facteurs de risque	141
 CONCLUSIONS	141

ASPECTS EPIDEMIOLOGIQUES : IMPACT SUR LA SANTE ANIMALE	143
OBJECTIFS DE L'ETUDE	145
1. QUALITE PARASITOLOGIQUE DES EAUX USEES A L'ENTREE DES PARCELLES DU PERIMETRE CONTROLE (PC)	145
2. QUALITE PARASITOLOGIQUE DES EAUX USEES A L'ENTREE DES PARCELLES DE LA ZONE TEMOIN (EUB)	145
3. CINETIQUE DE DISPARITION DES OEUF D'HELMINTHES SUR LA LUZERNE	146
4. CINETIQUE DE DISPARITION DES OEUF D'HELMINTHES SUR LE SOL DE LA ZONE TEMOIN	147
5. INFESTATION PARASITAIRE CHEZ LES ANIMAUX DES DEUX ZONES	148
CONCLUSIONS	150
ASPECT ECONOMIQUE	151
OBJECTIFS DE L'ETUDE	153
1. ANALYSE DU COUT DE L'EAU EPUREE DURANT LA PHASE II DU PROJET	153
2. COUT DE LA VALORISATION DES EAUX EPUREES EN AGRICULTURE	153
2.1. Base d'établissement des charges	153
2.2. Analyse des dépenses d'adduction et de distribution des eaux épurées	155
2.2.1. Adduction	155
2.2.2. Distribution	155
3. VALORISATION DE L'EAU EPUREE DANS LE PERIMETRE CONTROLE DE AIT KDIF	156
3.1. Parcelles encadrées par les techniciens du projet	156
3.2. Parcelles non encadrées par les techniciens du projet	156
CONCLUSIONS	156
RESUME EN ARABE	157

INSTITUTIONS IMPLIQUEES DANS LE PROJET

◆ **Ministère de l'Agriculture, du Développement Rural et des Pêches Maritimes**

- Administration du Génie Rural (AGR)
 - Direction du Développement et de la Gestion de l'Irrigation
 - ✓ Division de l'Hydraulique Agricole
 - ✓ Division des Etudes (Service des Expérimentations des Essais et de Normalisation).
- Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Ouarzazate (ORMVAO)
- Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (IAVH II)

◆ **Ministère de la Santé**

- Direction de l'Epidémiologie et des Programmes Sanitaires (DEPS)
 - ✓ Division de l'Hygiène du Milieu (DEM)
- Institut National d'Hygiène (INH)
- Province Médicale de Ouarzazate

◆ **Système des Nations Unies**

- Représentation à Rabat du PNUD
- Représentation à Rabat de la FAO
- Représentation à Rabat de l'OMS

EQUIPE DU PROJET PHASE I

Comité de Coordination

Mohamed LAHRECH	Responsable national du projet, AGR
Nour-Eddine TAHSA	Coordonnateur national, AGR
Haddou OUTHABIT	Coordonnateur local, ORMVA de Ouarzazate
Taïeb BENCHOKROUN	Responsable des expérimentations, AGR
Mohamed KOYESS	Représentant du Ministère de la Santé

Représentants du système des Nations Unies

Khadija KABBAJ	Coordinatrice PNUD
Abdelwahab BOUCHANINE	Coordonnateur FAO
Farih FASSI-FIHRI	Coordonnateur OMS

Personnel national attaché au projet

Brahim NEBRI	Ingénieur génie sanitaire
Moha HADDOUCH	Ingénieur agronome
Addi KHANA	Ingénieur pédologue, responsable de la station
Brahim KEJJI	Ingénieur hydraulicien
Aomar JEMALI	Responsable du laboratoire de pédologie à Rabat
Lahcen LJOUAD	Ingénieur pédologue
Mustapha NAJI	Technicien de laboratoire
L'Hassane AIT BAMOUSSA	Technicien en agronomie
Mohamed CHKICHAKCH	Technicien, Ministère de la Santé

Personnel de coopération technique

- Consultants nationaux

Bouchaïb EL HAMOURI	Epuration des eaux usées
Abderrahim HANDOUFE	Agronomie
Mohamed TOUZANI	Irrigation
Naima JELLAL	Physico-chimie des sols
Halima BERDAÏ	Physico-chimie des sols
Mohamed MEKRANE	Biométrie
Mohamed BAJEDDI	Economie
El Hassan ABOULFOUYOUD	Epidémiologie (santé humaine)

- Consultants internationaux

Dimitri XANTHOULIS

Coordonnateur international - professeur à la Faculté Universitaires des Sciences agronomiques de Gembloux - Belgique.

Ivan HESPANHOL

Coordonnateur OMS - Community Water Supply and Sanitation - Division of Environmental Health, OMS Genève. – Suisse.

Denis ZMIROU

Epidémiologie - Professeur à la Faculté de Médecine Université Joseph Fourier – Grenoble – France.

Martin STRAUSS

Génie sanitaire - Chercheur à l'Institut Fédéral Suisse pour l'Aménagement, l'Épuration et la Protection des Eaux, Dubendorf - Suisse.

Pierre LAGACHE

Economie - Consultant à l'INPG, Grenoble – France.

EQUIPE DU PROJET PHASE II

Comité de Coordination

Mohamed LAHRECH	Responsable national du projet, AGR
Taïeb BENCHOKROUN	Coordonnateur national, AGR
Brahim NEBRI	Coordonnateur local, ORMVAO
Taoufik CHATI	Responsable des expérimentations, AGR
Bouchaïb EL HAMOURI	Coordonnateur scientifique
Mohamed KOYESS	Représentant du Ministère de la Santé

Représentants du système des Nations Unies

Meryem ZNIBER	Coördinatrice PNUD
Abdelwahab BOUCHANINE	Coordonnateur FAO
Farih FASSI-FIHRI	Coordonnateur OMS

Personnel national attaché au projet

Addi KHANA	Ingénieur pédologue, responsable de la station
Aomar JEMALI	Responsable du laboratoire de pédologie à Rabat
Saadia KHALLOUK	Technicienne de laboratoire ORMVAO
L'Hassane AIT BAMOUSSA	Technicien en agronomie
Mohamed CHKICHAKCH	Technicien, Ministère de la Santé
Fatiha EL HAFIANE	Ingénieur Agronome

Personnel de coopération technique

- Consultants nationaux

Bouchaïb EL HAMOURI	Epuration des eaux usées
Abderrahim HANDOUFE	Agronomie
Halima BERDAÏ	Physico-chimie des sols
Mohamed MEKRANE	Biométrie
Mohamed BAJEDDI	Economie
Salaheddine OTTMANI	Epidémiologie (santé humaine)
Khalid KHALLAAYOUN	Santé Animale

- Consultant international

Dimitri XANTHOULIS	Professeur à la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux - Belgique.
--------------------	---

INTRODUCTION

L'accroissement de la population urbaine et de la consommation individuelle en eau potable ont entraîné une importante augmentation du volume des rejets des eaux usées. Ces volumes ont évolué de 129 à 470 Mm³ par an entre 1970 et 1994, soit une progression annuelle de 5,3%. Vers l'horizon 2020, ces rejets atteindront 900 Mm³ /an.

Les eaux superficielles, qui servent de milieu récepteur pour les zones urbaines et industrielles éloignées du littoral, souffrent de cette pratique. La poursuite de ces rejets risque de conduire à une dégradation profonde des ressources en eau avec notamment des conséquences néfastes sur l'approvisionnement en eau potable pour de nombreuses régions du pays.

Dans le contexte climatique du Maroc caractérisé par des sécheresses récurrentes, les eaux usées peuvent constituer une ressource en eau non négligeable pouvant être réutilisée de façon bénéfique, en agriculture notamment. Cette réutilisation exige, toutefois, la maîtrise des problèmes relatifs à la santé publique et à l'environnement.

Par ailleurs, l'association de l'épuration par systèmes extensifs à la réutilisation en irrigation possède l'avantage de réduire le coût de l'épuration, d'une part et de bénéficier des éléments fertilisants pour la production agricole, d'autre part.

Les travaux menés dans le cadre du projet MOR 86/018 ont pour but de démontrer le double avantage que l'on peut tirer d'une telle association à savoir : la protection de la santé publique et du milieu récepteur, d'une part et l'utilisation d'une ressource en eau supplémentaire, d'autre part.

1. ORGANISATION DU PROJET

Lancé dans cette optique par le Ministère de l'Agriculture et le Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD), le projet MOR 86/018 a démarré en 1990. Il a bénéficié du soutien technique de la FAO et de l'OMS, la première étant en plus l'agence d'exécution du projet.

La coordination et la supervision du projet ont été assurées, au niveau central, par l'Administration du Génie Rural et, localement, par l'Office Régional de Mise en Valeur Agricole de Ouarzazate. Certaines institutions nationales notamment, l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II et l'Institut National d'Hygiène ont contribué à la réalisation du projet.

2. OBJECTIFS DU PROJET

Les principaux objectifs du projet ont consisté à :

- démontrer la faisabilité technique de la valorisation des eaux épurées en agriculture dans les conditions marocaines ;
- déterminer un ordre de grandeur du prix de revient de l'épuration par lagunage dans les conditions locales et,
- contribuer à l'élaboration d'un cadre normatif, organisationnel et institutionnel de la réutilisation contrôlée en agriculture, seul cadre permettant d'assurer une réutilisation sûre et durable.

3. PHASES DU PROJET

3.1. PHASE I

La première phase du projet (1990-1993) a été consacrée à la réalisation d'une série d'expérimentations au niveau d'une installation d'épuration (bassins de stabilisation et lagunage à haut rendement) associée à un dispositif d'essais agronomiques utilisant l'eau usée comme source d'irrigation.

Les objectifs des essais menés en site clos consistaient à :

- déterminer les qualités physico-chimique, bactériologique et parasitologique des eaux usées épurées ,
- comparer l'effet des eaux épurées avec celui des eaux témoins (eau de puits) sur les rendements des cultures, sur leur qualité hygiénique, sur le matériel d'irrigation ainsi que sur le sol et les eaux souterraines.

Les essais agronomiques menés consistaient en une série de cultures dont la luzerne (culture pérenne), le maïs, la courgette. De même trois systèmes d'irrigation ont été testés. Il s'agit des systèmes gravitaire, localisé et par aspersion

3.2. PHASE II

La phase II du projet (1994-1996) a fait suite aux recommandations de la 8ème session du Conseil Supérieur de l'Eau et du Climat (1994) sur la nécessité d'approfondir l'étude des aspects organisationnel, institutionnel et épidémiologique relatifs à la valorisation des eaux épurées en agriculture. Au cours de cette phase, un périmètre irrigué de 10 Ha, délimité dans la zone d'épandage de Ouarzazate, a été associé aux

installations d'épuration du projet. L'eau usée brute, utilisée jusqu'alors par les exploitants du périmètre délimité, a été remplacée par les eaux épurées de la station expérimentale. Des investigations agronomiques, environnementales et épidémiologiques ont été menées pendant cette phase.

4. PRINCIPALES CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DU PROJET

4.1. EPURATION DES EAUX USEES

Les principales conclusions et recommandations qui peuvent être dégagées dans le domaine de l'épuration des eaux usées sont :

- l'épuration des eaux usées dans les bassins de stabilisation sous les conditions climatiques de Ouarzazate conduit à un effluent de catégorie A selon les directives de l'OMS.
- le temps de séjour permettant d'obtenir une eau de catégorie A selon les directives de l'OMS (moins de 1000 coliformes fécaux par 100 ml et absence des œufs d'helminthes) est de 25 jours.
- la superficie requise par équivalent habitant est de l'ordre de 4 m².
- les modèles empiriques établis pour le dimensionnement des bassins facultatifs se sont avérés trop restrictifs dans les conditions climatiques marocaines. Ces dernières autorisent des charges surfaciques bien supérieures à celles des modèles précités.
- la moyenne globale de la constante de premier ordre de mortalité des coliformes fécaux obtenue dans les bassins de stabilisation à Ouarzazate est de 3 j⁻¹.
- l'émanation des mauvaises odeurs au niveau des unités anaérobies a constitué une gêne pour les populations avoisinantes. En dépit de la mise en place d'un système anti-odeurs au cours de la phase II du projet, les populations ont continué à protester. L'expérience acquise par l'équipe du projet a permis de mettre au point une nouvelle approche pour résoudre le problème des émanations des mauvaises odeurs au niveau des bassins anaérobies. Cette approche est expérimentée dans la station d'épuration de l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II à Rabat, depuis décembre 1996.

4.2. IMPACT SUR LE MATRIEL D'IRRIGATION

Les essais menés sur les distributeurs ainsi que les précautions prises pour limiter les problèmes liés au bouchage dans le cas de l'utilisation des eaux épurées permettent de dégager les pratiques recommandables suivantes :

i) Le filtre à sable

- Le diamètre moyen du sable doit être équivalent ou inférieur au diamètre des distributeurs utilisés, puisque le filtre à sable arrête toutes particules dont la dimension est supérieure au 1/10 du diamètre du granulat utilisé.
- Le nettoyage du filtre à sable doit s'effectuer lorsque la différence de pression entre l'amont et l'aval du filtre atteint 0,8 à 1 bar.
- Le sable doit être changé lorsque la perte de charge dans le filtre atteint 0,5 à 0,6 bar après son nettoyage.

ii) Le filtre à tamis

Un filtre à tamis doit être installé à l'aval du filtre à sable pour arrêter les grains de sable entraînés par l'eau. Il doit être lavé lorsque la différence de pression entre l'amont et l'aval atteint 0,8 bar. La taille des mailles du tamis doit être au plus égale à 80% du diamètre des particules qui s'échappent du premier filtre.

iii) Les rampes

Les rampes doivent être purgées régulièrement à une fréquence minimale hebdomadaire afin d'évacuer les particules qui se déposent sur le fond et aux extrémités.

iv) Les distributeurs.

Les distributeurs doivent avoir un diamètre supérieur à 1 mm. Les distributeurs à jet tournant sont à proscrire car l'élément tournant est parfois bloqué par les toiles d'araignée ou les éléments organiques transportés par les eaux usées.

v) Précautions à prendre.

- Pendant les opérations de labour ou de récolte les rampes doivent être déplacées et rangées avec précaution, en veillant à ce que les orifices des distributeurs soient tournés vers le haut pour éviter que des particules de sol n'adhèrent aux distributeurs.

- L'irrigation doit être effectuée chaque jour ou tous les 2 jours pour limiter le développement des algues à l'amont immédiat des distributeurs.

4.3. PRODUCTION VEGETALE

Pour réaliser une réutilisation des eaux usées épurées dans des conditions optimales, les points suivants sont à considérer :

- Les eaux usées brutes (EUB) couvrent, voire dépassent, les besoins en azote de la plupart des cultures. Le taux de couverture de ces besoins varie entre 40 et 95% pour l'eau épurée (EUE) et entre 12 à 27% pour l'eau témoin (EPT).
- Concernant le potassium, les apports des trois types d'eau dépassent, d'une façon générale, les besoins théoriques des cultures.
- Les quantités de phosphore véhiculées par l'eau témoin sont négligeables. Par contre, les apports en cet élément représentent entre 55 et 100% des besoins théoriques pour l'EUB et entre 33 et 100% pour l'EUE.

En ce qui concerne les rendements des cultures, les résultats obtenus au cours des expérimentations ne permettent pas de tirer une conclusion quant à un impact positif des éléments nutritifs apportés par les eaux usées comparativement à l'eau témoin.

D'autres facteurs peuvent intervenir. Parmi ces facteurs, certains ont eu un rôle déterminant : le sol, la qualité de l'eau (salinité) et le système d'irrigation.

Effet du sol

Le sol de Ouarzazate a été capable de fournir à la culture de luzerne, pendant trois ans, une quantité d'azote, de 1 280 Kg/ha représentant 81% de ses prélèvements en cet élément. Ainsi, la quantité d'azote fournie par le sol a dépassé celle apportée par les eaux usées, ce qui masque l'effet fertilisant des eaux usées.

Effet du système d'irrigation

Le système d'irrigation "ajutage calibré" a été le plus performant pour la luzerne, les cultures d'automne et les cultures de printemps. Par contre, il s'est révélé le moins adapté pour les cultures d'été sous les conditions de Ouarzazate.

L'irrigation par micro-jet appliquée exclusivement la nuit a donné les meilleurs résultats pour les cultures d'été.

Effet de la salinité

A l'instar de la plupart des villes du sud marocain, Ouarzazate est alimentée par une eau potable dont la conductivité électrique varie entre 2 et 3 mmhos/cm.

Pour les cultures sensibles à la salinité, l'application de l'EUE a atténué l'effet négatif de la salinité. Ceci s'observe en comparant les rendements obtenus avec cette eau et ceux obtenus avec les EPT.

L'effet atténuant de l'EUE résulte probablement du contenu résiduel de cette eau en matière organique (DBO₅ résiduelle et DBO₅ algale).

Qualité hygiénique des productions

- Le degré de contamination des denrées récoltées diminue quand on passe de l'eau brute à l'eau témoin ; la contamination résultant de l'utilisation des eaux épurées étant intermédiaire.
- Les denrées du marché local présentent le même degré de contamination que celles irriguées avec les eaux usées épurées.
- Le degré de contamination observé chez les cultures à feuillage touffu et dense comme la luzerne était supérieur à celui des cultures à feuillage épars comme la fève et le pois. Ces dernières permettent au rayonnement solaire d'atteindre le fruit ce qui entraîne un effet létal de ce rayonnement sur les germes. Cet effet est conjugué, dans le cas de la fève et du pois, au port dressé qui minimise le contact entre l'eau d'irrigation et le fruit.

4.4. IMPACT SUR LE SOL ET LES EAUX SOUTERRAINES

Pour lutter contre la dégradation de la qualité des eaux souterraines notamment par les nitrates, il est recommandé de :

- introduire dans la rotation culturale des spéculations grandes consommatrices d'azote.
- mélanger les EUE avec les eaux conventionnelles quand cela est possible.
- rationaliser les apports en eau et en azote à travers le contrôle des doses et des fréquences des arrosage.
- éviter d'implanter les périmètres de réutilisation des eaux purées dans les zones où l'eau souterraine est vulnérable.

4.5. IMPACT SUR LA SANTE HUMAINE

L'étude épidémiologique menée au niveau du périmètre de substitution des eaux usées épurées aux eaux usées brutes a permis de dégager les conclusions suivantes :

- La réutilisation prolongée des eaux usées sans épuration à Ouarzazate conduit à la conclusion suivante : il est **3 à 4 fois plus probable** qu'une personne ayant utilisé les eaux usées brutes pendant plusieurs années, contracte une helminthiase comparativement à une personne ayant utilisé une eau conventionnelle.
- Le remplacement des eaux usées brutes par les eaux épurées sur une période de six mois n'a pas permis d'éliminer le risque de contracter des helminthiases.

Ces résultats mettent en lumière des aspects primordiaux pour l'amélioration de l'état sanitaire des populations des périmètres de réutilisation qui, sans l'expérimentation menée à Ouarzazate, seraient restés ignorés.

Il s'agit, d'une part de prendre en considération la persistance des formes de résistance des parasites dans le sol transformant ce dernier en un réservoir de parasites au moins pendant une durée de six mois (voir chapitre relatif à la santé animale) et, d'autre part, d'éviter le maintien d'une zone limitrophe où les eaux usées brutes continuent d'être utilisées en irrigation.

4.6. IMPACT SUR LA SANTE ANIMALE

Les résultats montrent que les œufs des parasites véhiculés par les eaux usées brutes parviennent à survivre sur la luzerne et dans le sol, ce qui représente le principal moyen d'infestation des animaux dans les zones de réutilisation des eaux usées brutes.

Il est par conséquent recommandé d'éliminer les parasites au niveau des installations d'épuration. Cette intervention reste le meilleur moyen d'atténuer les effets négatifs des maladies parasitaires sur la santé et la production animale dans les zones concernées.

4.7. ASPECTS ECONOMIQUES

Le coût de traitement du m³ d'eau épurée est de l'ordre de 1,00 DH pour la filière bassins de stabilisation (BDS) et de 0,99 DH pour la filière Lagunage à Haut Rendement (LHR).

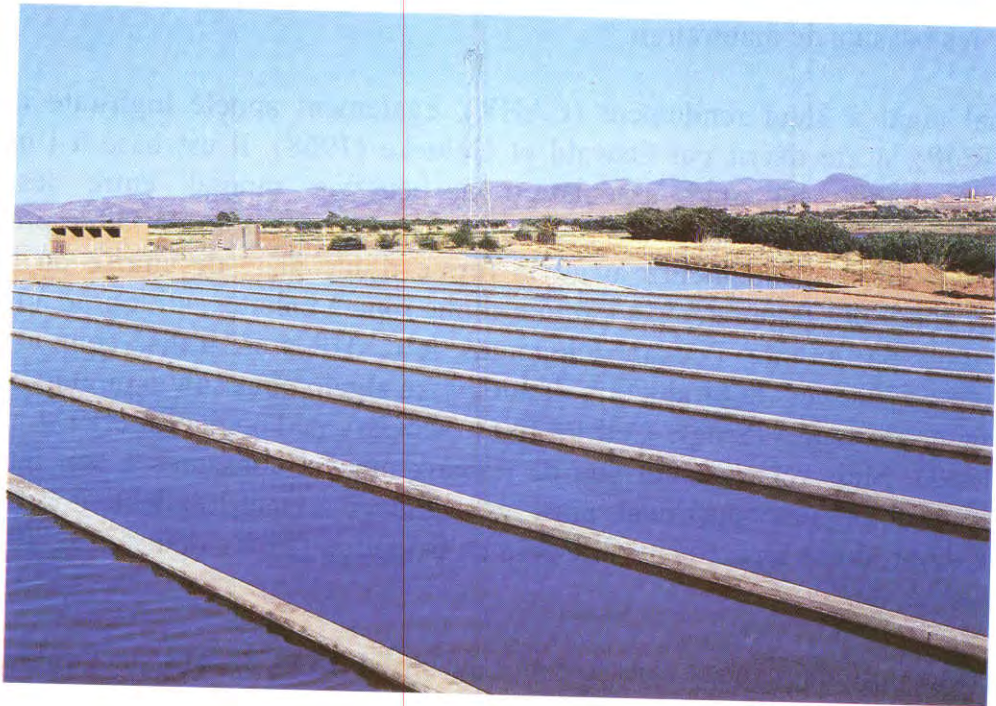
Le coût marginal du traitement de l'eau comprenant les charges de fonctionnement et de maintenance des installations s'élève à 0,43 et 0,45 DH/ m³ respectivement pour les filières BDS et LHR.

Pour ce qui est des frais de mobilisation des eaux épurées entre le site de la station et la parcelle, les estimations réalisées dans ce travail conduisent à un coût de l'adduction de 0,17 DH/m³ et un coût de distribution de l'ordre de 0,10 DH/m³.

En ce qui concerne la valorisation de l'eau épurée dans le périmètre contrôlé, l'étude a montré qu'elle dépend du degré d'encadrement des agriculteurs. Les rendements en blé tendre obtenus avec les parcelles encadrées par les techniciens du projet a atteint 25,5 q/ha, en moyenne, contre seulement 16 q/ha en absence de cet encadrement, soit une augmentation d'environ 63%.

**INVESTIGATIONS MENEES
DANS LE SITE EXPERIMENTAL
(PHASE I)**

EPURATION DES EAUX USEES



INTRODUCTION

Depuis le milieu des années 1980, les systèmes d'épuration des eaux usées de type extensif sont systématiquement recommandés pour les pays en voie de développement là où la disponibilité de l'eau pose problème (Shuval, 1986). L'intérêt pour ces systèmes tire son origine du fait que leur mise en œuvre nécessite des investissements initiaux et des frais de fonctionnement accessibles pour ces pays en plus de leur capacité de produire un effluent réutilisable en agriculture.

Parmi les systèmes extensifs les plus recommandés on peut citer les bassins de stabilisation (BDS) ou lagunage. Il s'agit d'une série de bassins où l'eau séjourne une à deux dizaines de jours. Généralement, un train de BDS comprend 3 catégories de bassins : les bassins anaérobies, les bassins facultatifs et les bassins de maturation (MARAIS, 1961 et 1966 ; GLOYNA, 1971 ; ARTHUR, 1983 ; MARA & PEARSON, 1992). Les BDS se caractérisent par une forme géométrique de section trapézoïdale et une profondeur de 3 m pour les bassins anaérobies, 1,5 m pour les bassins facultatifs et 1 m pour les bassins de maturation.

Le Chenal algal à Haut rendement (CAHR), également appelé high-rate oxidation pond (HROP), a été décrit par Oswald et Golueke (1968). Il est basé à l'instar des bassins facultatifs sur une association à bénéfice mutuel entre les algues microscopiques et les bactéries. Le CAHR consiste en un bassin de faible profondeur (0,5 m) de section rectangulaire ayant la forme d'une piste de course où l'eau est maintenue en circuit fermé grâce à l'action d'une roue à palettes qui tourne à la vitesse de 6 à 8 tours par minute. Pendant longtemps, le CAHR a été utilisé comme élément d'épuration orienté vers la production de biomasse algale pour son exploitation en tant que source de protéines (Single Cell Protein) (McGary et Tongkasame, 1971 ; Azov et Shelef, 1982). Mais relativement peu de travaux ont été consacrés à son intégration dans un train de bassins constituant ainsi un Lagunage à Haut Rendement (LHR) avec la finalité de produire un effluent utilisable en irrigation (El Hamouri *et al.* 1994b ; El Hamouri *et al.*, 1995).

Les expérimentations menées dans le cadre du Projet MOR 86/018 sur l'épuration des eaux usées ont pour objectif de déterminer le comportement de deux variantes du lagunage : les BDS et le LHR. Les travaux visent également à comparer leur performances dans les conditions climatiques de Ouarzazate.

MATERIEL ET METHODES

1. SITE DES EXPERIMENTATIONS

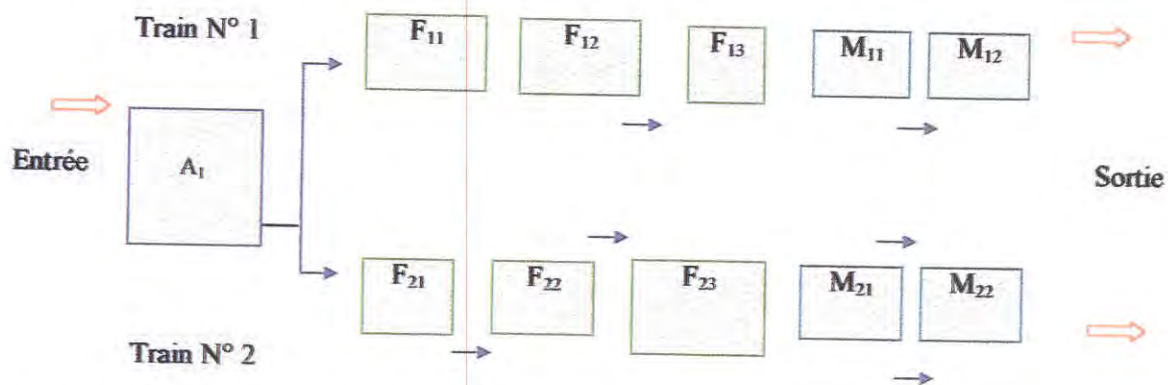
La ville de Ouarzazate est située au sud du Maroc. Sa latitude est de $30^{\circ}56' N$. et son altitude moyenne de 1160 m. Le climat de Ouarzazate est de type pré-saharien à hiver frais. La température moyenne est de l'ordre de $19^{\circ}C$ avec $6,4^{\circ}C$ comme moyenne des minima et $31,2^{\circ}C$ comme moyenne des maxima. L'humidité de l'air atteint 21% au mois de juillet et 57% au mois de décembre. Les précipitations annuelles ne dépassent pas une moyenne de 108 mm.

2. INSTALLATIONS D'EPURATION

2.1. Les deux trains BDS

Les deux trains BDS possèdent chacun un bassin anaérobie, trois bassins facultatifs et deux bassins de maturation. Le même bassin anaérobie, A_1 alimente les deux trains. Les superficies de ces deux trains diffèrent d'environ 10% (figure 1 et tableau 1).

Figure 1. Configuration des deux trains BDS de la station de Ouarzazate



A : bassin anaérobie, F : bassin facultatif, M : bassin de maturation, F_{11} : facultatif 1 du train N° 1 ; F_{21} : facultatif 1 du train N° 2 ...etc.

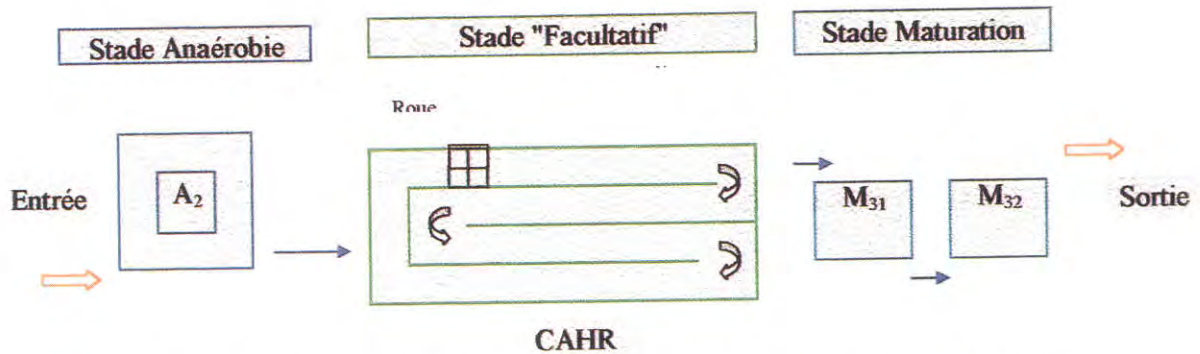
2.2. La filière Lagunage à Haut Rendement (LHR)

La filière LHR comporte un bassin anaérobie, un Chenal Algal à Haut Rendement et deux bassins de maturation (figure 2).

Le CAHR consiste en une série de canaux en piste de course faisant 817 m de longueur totale. Les pistes ont 0,45 m de profondeur et 3,70 m de largeur. La filière occupe une superficie de $3023 m^2$ où l'eau est maintenue en circuit fermé pour un temps de rétention hydraulique de 8,8 jours environ.

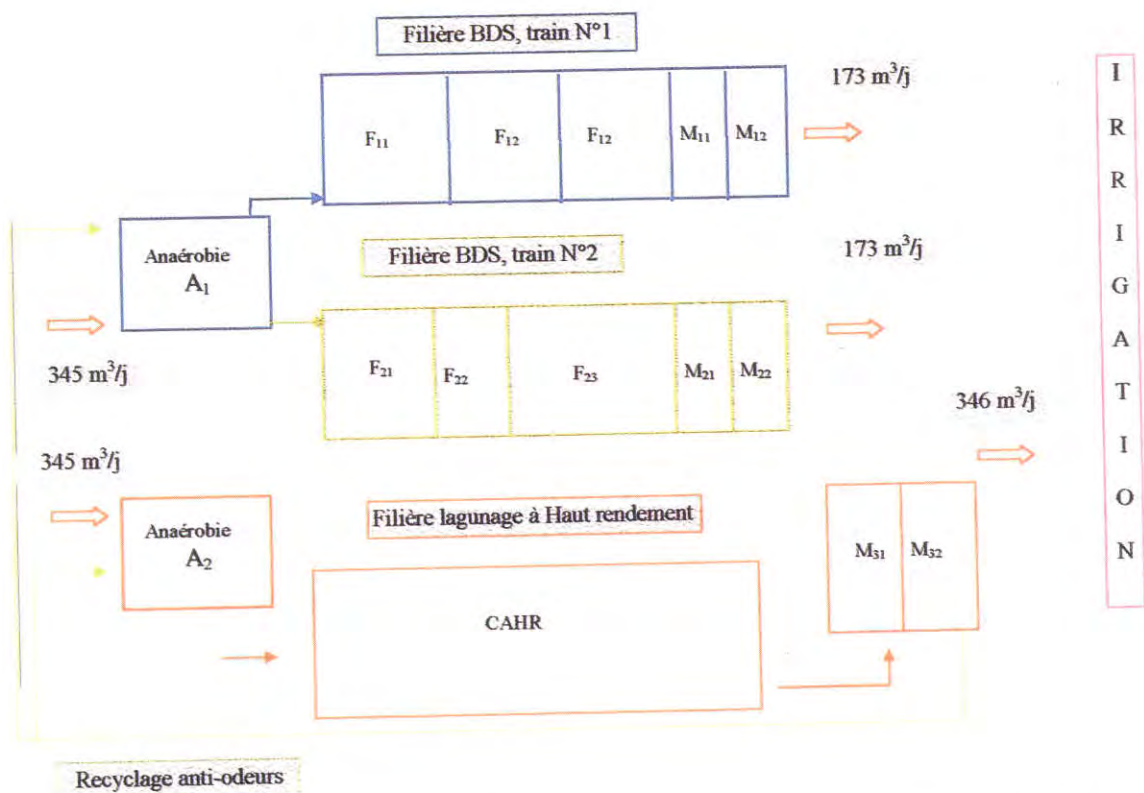
Le contenu du CAHR est agité en permanence grâce à une roue à palettes mue par un moteur de 2 kW. Le moteur électrique est associé à un réducteur de vitesse à réglage variable assurant une vitesse de l'eau à la surface de 20 cm/s.

Figure 2. Configuration du Lagunage à Haut Rendement de Ouarzazate



A : anaérobie, CAHR : chenal algal à haut rendement, M : maturation, M₃₁ : Maturation 1 de la filière LHR.

Figure 3. Schéma hydraulique de la station d'épuration de Ouarzazate



BDS : bassins de stabilisation, CAHR : chenal algal à haut rendement, F1 : bassin facultatif N°1, M1 : bassin de maturation 1, CAHR : chenal algal à Haut Rendement .etc. \Rightarrow : Eau usée brute ou épurée

Le diagramme de la figure 3 représente le circuit hydraulique de l'ensemble de l'installation. La superficie, la profondeur et le temps de rétention hydraulique de chacune des composantes des filières mises en place sont regroupés dans les tableaux 1 et 2.

Tableau 1. Composition et dimensions des différentes composantes de la filière BDS N°2 prise comme modèle.

Composante	Superficie (m ²)	Profondeur (m)	Volume (m ³)	Temps de séjour (jour)
Anaérobie, A ₁	443	3,0	913	4,2
Facultatif F ₂₁	661	1,5	994	4,6
Facultatif F ₂₂	436	1,5	444	2,0
Facultatif F ₂₃	1530	1,5	1820	8,4
Total facultatifs	2627		3258	15,0
Maturation M ₂₁	300	1,0	300	0,9
Maturation M ₂₂	300	1,0	300	0,9
Total Maturation	600	-	600	1,8
Total Global	3670	-	4771	21,9

Débit qui transite : 216 m³/jour ; débit traité : 173 m³/jour.

Tableau 2. Composition et dimensions des différentes composantes de la filière LHR.

Composante	Superficie (m ²)	Profondeur (m)	Volume (m ³)	Temps de séjour (jours)
Anaérobie A ₂	887	3,0	1826	4,2
CAHR	3023	0,4	1209	2,8
Maturation M ₃₁	400	1,0	400	0,9
Maturation M ₃₂	400	1,0	400	0,9
Total maturation	800	-	800	1,8
Total Global	4710	-	3835	8,8

Débit qui transite: 432 m³/jour ; débit traité : 346 m³/jour

2.3. Lits de séchage

Deux lits de séchage ont été construits pour le traitement des boues extraites des bassins anaérobies. Ils ont les dimensions suivantes : 25 x 5 x 0,40. Le volume utile par lit est 37,5 m³ d'où une capacité totale de la station de 75 m³.

Les lits de séchage ont été construits en dur. La surface des lits a été couverte successivement des matériaux suivants : blocage (0,20 m), béton de propreté (0,05 m), lit de sable (0,10 m), pierre plates poreuses (0,05 m). Au milieu du lit, un drain en PVC de diamètre 100 mm a été placé dans un caniveau rempli de gravier.

Sur la base de ces dimensions et étant donné que la station traite l'équivalent de 4320 habitants (à raison de 100 litres par habitant et par jour). La superficie immobilisée par les lits de séchage atteint 0,06 m² par tête d'habitant. Ceci correspond à 1,5% de celle nécessaire aux bassins.

3. ECHANTILLONNAGE ET MESURES *in situ*

Pour réaliser les suivis analytiques, des échantillons ont été prélevés à l'entrée et à la sortie de chacune des trois trains. Le prélèvement à l'entrée est effectué à la sortie du prétraitement. Il constitue l'échantillon commun "entrée" pour les trois trains de bassin.

Deux types d'échantillons ont été prélevés :

- i) un prélèvement ponctuel de 0,5 litre, généralement effectué à 11 heures.
- ii) un prélèvement de 2 litres, effectué toutes les 2 heures de 8 à 20 heures. Les 7 échantillons ainsi prélevés sont mélangés, homogénéisés puis utilisés pour la confection d'un échantillon composite de 2 litres.

Le tableau 3 reprend les différents types d'échantillons et les analyses auxquelles l'échantillon est destiné.

Parallèlement aux deux types d'échantillons, cités ci-dessus, des mesures ont été effectuées *in situ*, à l'aide d'instruments portatifs à raison d'une mesure toutes les 2 heures de 8 à 20 heures. La moyenne des lectures est reportée comme valeur journalière du paramètre concerné.

Tableau 3. Type d'échantillon prélevé ou de mesure pratiquée *in situ* pour la détermination des performances d'épuration.

Type de l'échantillon	Fréquences de prélèvement (ou de mesure)	Nombre total des prélèvements (ou mesures)	Analyses effectuées sur l'échantillon
Echantillon unique	1/jour	1	Bactériologiques
Echantillon composite	Toutes les 2 h (08 à 20 h)	7	Parasitologiques physico-chimiques (DBO ₅ , DCO, NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻)
Mesure <i>in situ</i>	Toutes les 2 h (08 à 20 h)	7	Physico-chimiques (CE, OD, pH, T°)

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène, DCO : Demande Chimique en Oxygène, CE : Conductivité Electrique, OD : Oxygène Dissous.

Analyses physico-chimiques

Les caractéristiques physico-chimiques sont déterminées à partir de prélèvements bimensuels. Ces derniers servent à confectionner des échantillons composites débarrassés des algues par centrifugation à 1500 x g pendant 10 mn avant de subir les diverses analyses physico-chimiques.

La DBO₅ est déterminée par la méthode de dilution décrite dans RODIER (1985). Les incubations sont réalisées dans des flacons en verre à bouchon rodé. La concentration d'oxygène avant et après incubation est déterminée par la méthode chimique de Winkler.

La DCO est déterminée selon la méthode décrite dans RODIER (1985). Un DCO-mètre type GEBR 14, modèle 2202, est utilisé pour l'attaque acide à chaud.

L'azote ammoniacal, N-NH₄⁺ et le phosphore sous forme d'orthophosphates, P-PO₄³⁻, sont déterminés par les méthodes décrites dans Standard Methods (APHA, 1985).

L'oxygène dissous est mesuré, *in situ*, à l'aide d'un oxymètre portatif type JENWAY modèle 9070.

Le pH est également mesuré, *in situ*, à l'aide d'un pH-mètre type JENWAY modèle 3100.

La chlorophylle a (Chl a) est déterminée après extraction au méthanol chaud à 90% selon la technique décrite par PEARSON *et al.* (1987).

Analyses bactériologiques

Les prélèvements sont effectués le matin vers 11 heures avec la même fréquence que les prélèvements destinés aux analyses physico-chimiques.

Le dénombrement des coliformes fécaux (CF) est effectué selon deux méthodes différentes:

- i) par incorporation en milieu solide, ELSAB agar (Enriched Lauryl Sulfate Aniline Blue) sélectif pour les CF (Wright, 1984).
- ii) en milieu liquide selon la méthode de fermentation en tube dans un bouillon lactosé. Le dénombrement est indirecte. Il est déduit statistiquement par la méthode du Nombre le Plus Probable (APHA, 1985).

Analyses parasitologiques

Les œufs d'helminthes sont concentrés à partir d'un échantillon composite de 2 litres par centrifugation à 1000 x g pendant 15 mn puis isolés par flottaison suivant la méthode d'Arther-Fitzgerald-Fox (1981) qui utilise le saccharose comme milieu dense de flottaison. Les œufs sont énumérés sur une lame Mac Master sous un microscope standard.

PERFORMANCES DE LA FILIERE BASSINS DE STABILISATION

La station d'épuration de Ouarzazate a fonctionné avec deux trains parallèles de BDS. Les résultats enregistrés sur les deux trains sont comparables. Les détails exposés, ci-dessous, ne concernent que le train N°2 et le bassin anaérobie, commun aux deux trains.

1. PERFORMANCES DU BASSIN ANAEROBIE

Le bassin anaérobie A₁ constitue une unité commune aux deux trains BDS. Il est placé en tête de filière. Il reçoit 5 l/s dont 4 d'eau usée brute et 1l/s de recyclage provenant de l'effluent final de la filière LHR. Il alimente chacun des deux trains BDS avec un débit de 2l/.

Le tableau 4 présente les moyennes annuelles des caractéristiques de l'effluent à l'entrée et à la sortie de chacune des trois composantes de la filière BDS.

Tableau 4. Moyennes annuelles des principales caractéristiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie de chacune des trois composantes de la filière BDS.

Paramètres	Entrée	Bassin Anaérobie A ₁		3 bassins facultatifs		2 Bassins de maturation	
		Valeur	TA ⁽¹⁾	Valeur	TA	Valeur	TA
T (°C)	23,1	21,6	-	20,3	-	21,4	-
pH	7,57	7,78	-	8,54	-	8,66	-
Oxygène Dissous (mg/l)	0	0	-	5,1	-	7,6	-
Chlorophylle a (mg/l)	0	0	-	0,85	-	1,15	-
DCO ⁽²⁾ (mg/l)	500	210	58	160	68	156	69
DBO ₅	340	152	55	122	64	115	66
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	37,4	32,8	12	24,8	34	19,6	48
P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	20,2	16,4	19	11,8	42	11,3	44
Coliformes fécaux /100ml	4,1 10 ⁶	5,85 10 ⁵	0,85 ⁽³⁾	5,8 10 ³	2,85	4 10 ²	4,01
Œufs d'helminthes/litre	13	1,2	91	00	100	00	100

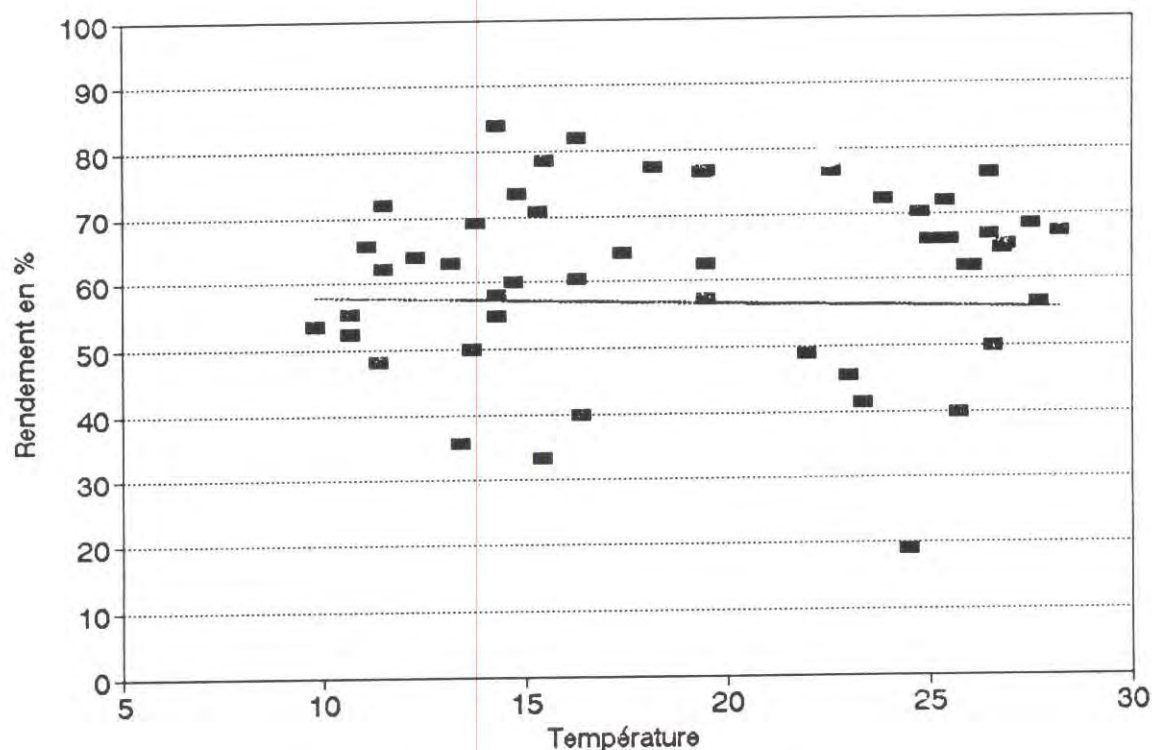
⁽¹⁾ TA : taux d'abattement cumulé en % (entrée - sortie)/entrée x 100 ; ⁽²⁾ effectuée sur effluent centrifugé 10 mn à 1500 x g ; ⁽³⁾ Taux d'abattement des coliformes fécaux en unités logarithmiques. DBO₅ : demande biochimique en oxygène ; DCO : demande chimique en oxygène A₁ : Bassin anaérobie; BF : sortie du troisième bassin facultatif ; BM : sortie du deuxième bassin de maturation;.

Les résultats montrent que le bassin anaérobie remplit sa fonction principale de décanteur comme en témoigne la réduction opérée dans les concentrations des MES.

En ce qui concerne l'abattement de la matière organique, le bassin reçoit environ 70g de DBO₅/m³ j⁻¹ (figure 4) et assure un taux d'abattement moyen d'environ 60%. Ce

taux ne change pas notablement avec la température. Ceci correspond aux valeurs données par Gambrill *et al.*, 1986 qui obtiennent des abattements de 40% avec une charge de $100 \text{ g DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ à des températures, en dessous de 10°C et de 60% avec une charge de $300 \text{ g DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ à des températures au dessus de 20°C .

Figure 4. Evolution du rendement d'épuration, exprimée en % de la DBO_5 initiale, en fonction de la température dans le bassin anaérobie.



En tenant compte du taux d'accumulation des boues dans le bassin anaérobie, les abattements obtenus dans les conditions de la station de Ouarzazate correspondent aux valeurs établies par Mara en 1976. Ce dernier rapporte, en effet, des rendements de 50, 60 et 70% respectivement pour les temps de rétention hydraulique de 1 ; 2,5 et 5 jours.

Les travaux menés sur le site de Ouarzazate ont permis de déterminer un temps de séjour optimum de 1,5 jours pour un rendement de 50% (Jellal, 1994; El Hamouri *et al.*, 1995).

Cependant et malgré le fait que les charges appliquées à Ouarzazate restent bien inférieures à celles retenues par Gambrill *et al.*, 1986, d'une part et en dehors de la fourchette 100–400 g établie par Meiring *et al.*, 1968, d'autre part, les émanations d'odeurs désagréables par le bassin anaérobie sont restées importantes. Ceci conduit à penser que ces émanations ne semblent pas liées à une surcharge du bassin anaérobie ni à une concentration excessive en ion sulfate (Mara & Pearson, 1987; Pescod, 1992).

Elles semblent intimement liées aux mécanismes biochimiques qui se déroulent dans ce type de bassin. L'expérience de Ouarzazate conduit à penser que les problèmes d'émanation de mauvaises odeurs par les bassins anaérobies ouverts sont, hélas, totalement inévitables en tous cas dans les conditions de conduite du lagunage retenues à Ouarzazate.

2. PERFORMANCE DES BASSINS FACULTATIFS

2.1. Performances globales

Le tableau 4 montre que les 3 Bassins Facultatifs (BF) réunis éliminent 10% de DBO₅, 22% d'azote ammoniacal, 23% d'orthophosphate, 2 Unités Log. de CF et environ 10% des œufs d'helminthes.

Ceci constitue une part importante de l'abattement global de la filière BDS. Toutefois, nous sommes amenés à constater la faiblesse de la part relative d'abattement de la DBO₅ comparativement à celle des CF qui atteint 2 U. Log sur 4 soit pratiquement 50% de l'abattement global.

2.2. Dimensionnement des bassins facultatifs

L'analyse par régression de la charge surfacique, λ_s , exprimée en Kg DBO ha⁻¹ x j⁻¹ et de la température au niveau du facultatif F₁ de la filière Bassins de stabilisation de Ouarzazate donne la courbe représentée dans la figure 5 et qui répond à l'équation (1).

$$\lambda_s = 22 T + 350 \quad (1)$$

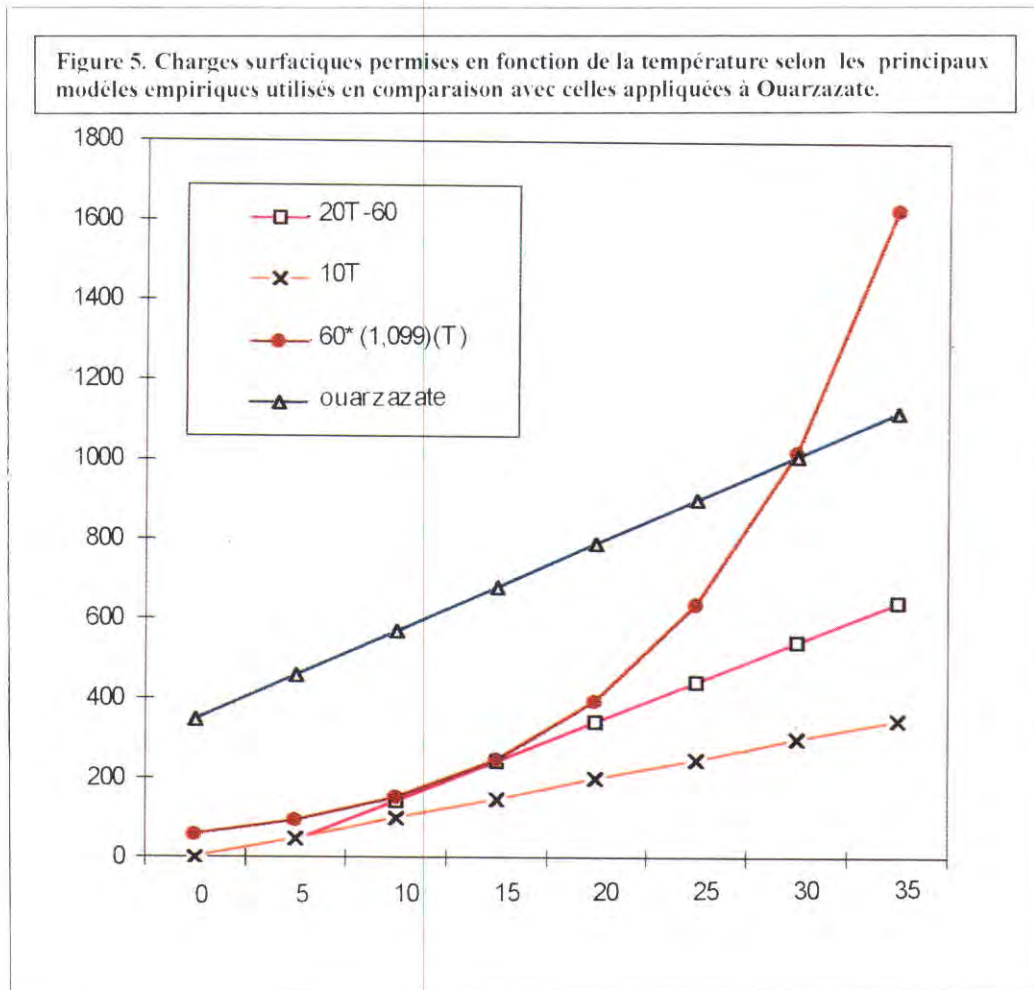
où λ_s représente la charge surfacique, exprimée en Kg DBO ha⁻¹ x j⁻¹ et T, la température en °C.

Toutefois, la courbe n'est valable que dans l'intervalle des températures réellement subies dans le site et qui vont de 10 à 30°C. Les valeurs situées en dehors de cet intervalle constituent une extrapolation de la droite de l'équation (1).

Pour évaluer les résultats, la courbe obtenue a été comparée à certains modèles couramment utilisés pour le dimensionnement des bassins facultatifs. Une attention particulière a été donnée à l'équation (2), recommandée par McGary et Pescod en 1970 parce qu'elle donne les charges surfaciques admissibles, extrêmes en fonction de la température.

$$\lambda_s = 60 (1,099)^T \quad (2)$$

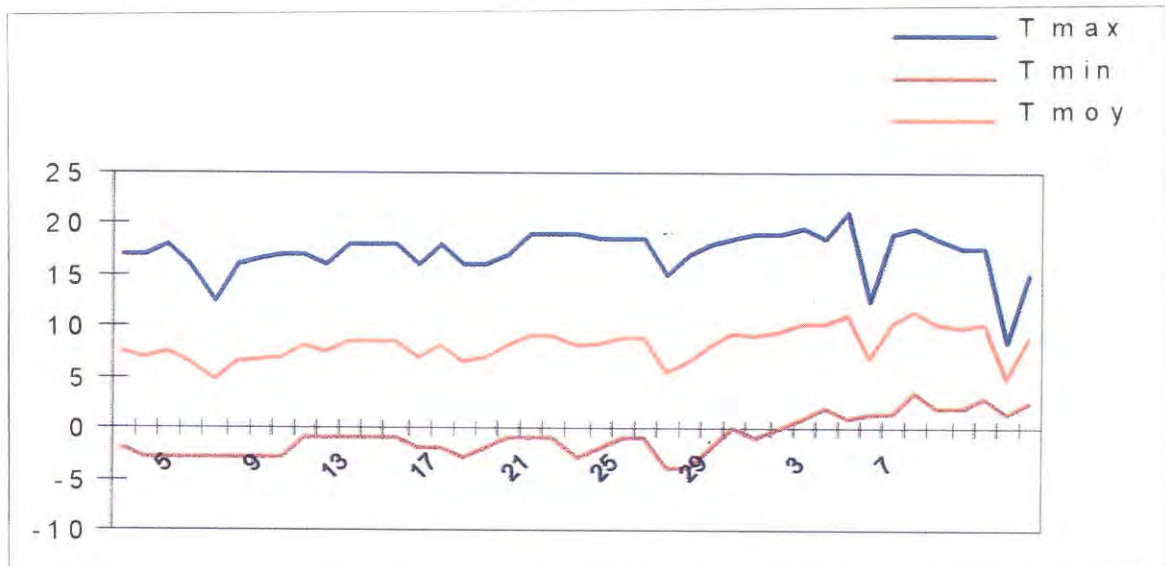
Cette équation a été obtenue par compilation de données recueillies sur divers sites expérimentaux dans le monde. Les auteurs ont déterminé les valeurs de λ_s au delà desquelles le facultatif ne remplit plus sa fonction normalement et bascule vers l'anaérobiose.



La figure 6 montre que pour les températures allant de 10 à 30°C, les valeurs obtenues à Ouarzazate se situent en dehors des limites de la courbe de l'équation (2) sans pour autant que l'on note une déstabilisation quelconque du F_1 .

Ainsi, il est possible d'appliquer des charges surfaciques qui atteignent en moyenne 2 fois celles autorisées par l'équation de McGary et Pescod dans l'intervalle de température allant de 10 à 30°C. Ceci reste valable pour les valeurs résultant de l'extrapolation de la courbe entre 0 et 10°C. Mais les caractéristiques des eaux usées admises n'ont pas permis de vérifier la branche de la courbe située entre 30 et 35°C. Dans cette partie, les charges admises n'ont pas dépassé les 2/3 de celles préconisées par l'équation (2).

Figure 6. Evolution de la température quotidienne, moyenne pendant les mois les plus froids de l'année (décembre, janvier et février).



Dans les conditions climatiques de Ouarzazate on peut noter des données particulièrement favorables pour le lagunage et qui ne sont pas prises en considération dans le dimensionnement.

Ainsi,

- la moyenne annuelle de la durée d'insolation quotidienne atteint 3405 heures (Buret-Bahraui, 1986) soit près de 80% de la durée éclairée de l'année.
- la moyenne annuelle de l'irradiation globale quotidienne atteint 5864 Wh/m² (Buret-Bahraui, 1986) soit, à titre d'exemple, 18% de plus que la valeur enregistrée à Rabat.
- la température maximum quotidienne pendant les mois les plus froids de l'année atteint des valeurs de 17-18°C en moyenne (figure 6) alors que celle retenue pour le dimensionnement est de 10°C.

Ces données laissent penser que la température moyenne du mois le plus froid (10°C), le seul paramètre retenu lors du dimensionnement de la station de Ouarzazate, ne reflète pas les conditions réelles dans lesquelles se déroulent les divers processus métaboliques bactériens et algaux à l'origine de l'épuration des eaux usées.

Précisément, quand on considère le métabolisme algal, on pourrait faire valoir que l'effet bénéfique à la fois d'une température maximum autour de 17-18°C, et d'un ensoleillement intense et prolongé pendant les mois les plus froids de l'année sur la photosynthèse ne peut pas être annulé par une baisse de température pendant la nuit (figure 6).

L'ensoleillement relativement important en durée et en intensité pourrait expliquer les performances favorables du facultatif F_1 obtenues entre 10 et 30°C.

De même, Il y a lieu de penser que le dépassement des valeurs obtenues, par extrapolation, pour les températures situées au delà de 25°C, en période estivale, serait difficile. En effet, l'ensoleillement particulièrement intense en cette période conduit à favoriser la multiplication des algues mobiles, capables de fuir la zone exposée du bassin, au détriment des algues, non mobiles, plus bénéfiques.

3. PERFORMANCES DES BASSINS DE MATURATION : ABATTEMENT DES COLIFORMES FECAUX

Le tableau 4 montre que les bassins de maturation remplissent essentiellement une fonction de désinfection. Ils éliminent 1,2 U. Log. soit 30% de l'abattement global des CF par toute la filière alors qu'ils n'occupent que 17% de sa superficie. En effet, la comparaison avec les BF qui réalisent un abattement de 50% mais qui occupent 70% de la superficie de la filière démontre l'efficacité des bassins de maturation dans le processus de désinfection dans les systèmes dérivés du lagunage.

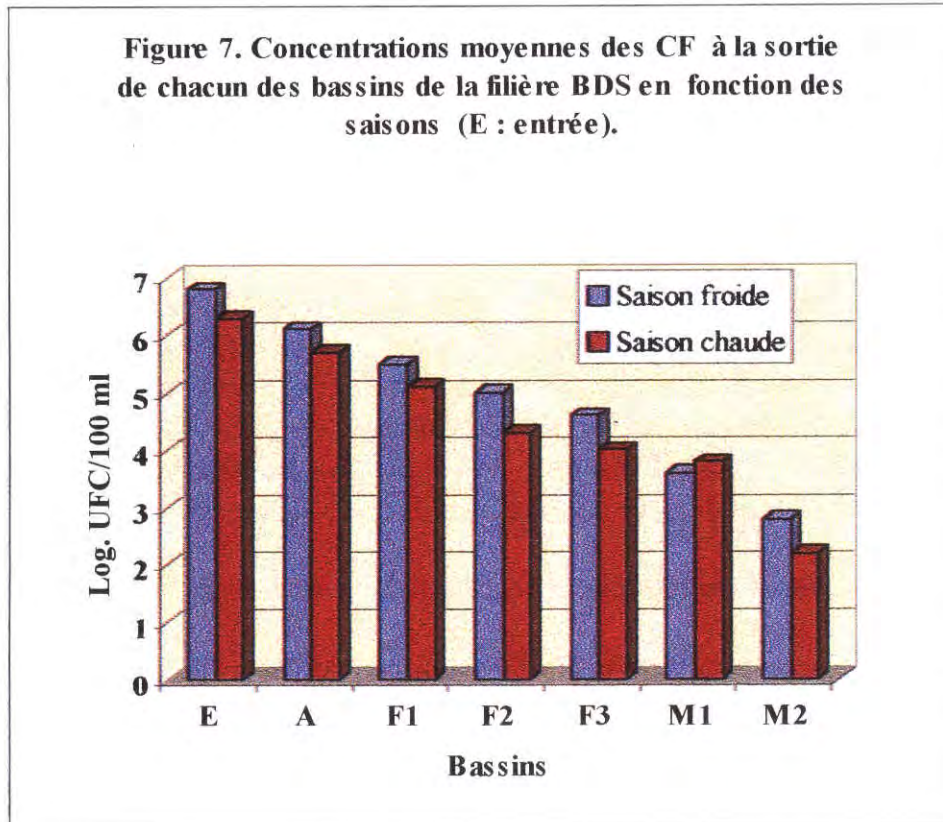
Les performances d'abattement des coliformes fécaux sont analysées à deux niveaux :

- le premier concerne la qualité bactériologique de l'effluent final en relation avec les directives de l'OMS de 1989.
- le deuxième concerne la détermination de la constante de première ordre de mortalité des CF, K_B qui met en relief le rôle des bassins de maturation dans la désinfection naturelle au cours de l'épuration. La détermination de cette constante revêt une grande importance dans le dimensionnement des bassins de stabilisation, notamment. Jusqu'à présent, c'est la valeur 2 j^{-1} rapportée par MARAIS qui reste la plus utilisée.

3.1. Qualité bactériologique de l'effluent final

La qualité bactériologique de l'effluent final est analysée à la lumière de la concentration limite de 1000 CF/100 ml recommandée par l'OMS pour une réutilisation en irrigation sans restriction.

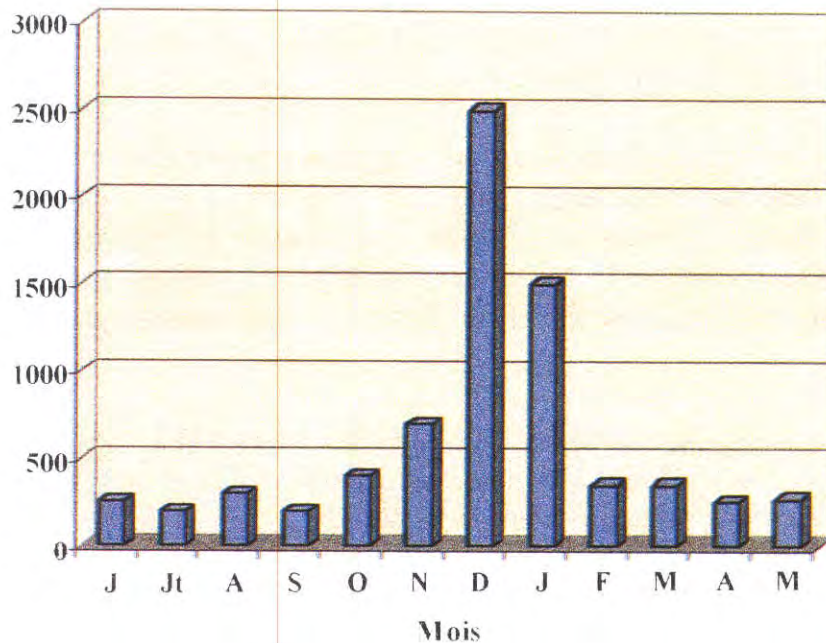
La concentration moyenne annuelle en CF de l'effluent est inférieure à 1000 CF/100ml ce qui place l'effluent dans la catégorie A (figure 7). Celui-ci peut alors être destiné à irriguer les denrées consommées à l'état cru à condition que cet effluent ait, par ailleurs, moins d'un œuf d'helminthes par litre (voir plus loin).



Cependant et au delà des directives de l'OMS, l'analyse des résultats sur une base mensuelle, montre que la concentration en CF de l'effluent final dépasse les 1000 CF/100ml pendant les mois les plus froids de l'hiver à Ouarzazate (décembre et janvier).

Pendant cette période, l'effluent est donc de catégorie B selon les directives de l'OMS (figure. 8). Ceci n'est, du reste, pas très contraignant étant donné que cette période coïncide, justement, avec une faible demande climatique des cultures ce qui ne nécessite que rarement le recours à l'irrigation.

Figure 8. Concentration moyenne des CF à la sortie de la filière BDS en fonction des mois (en UFC/100 ml).



3.2. Fiabilité des résultats obtenus

Plusieurs actions ont été menées pendant le déroulement du projet pour tester la fiabilité des analyses bactériologiques de l'effluent final de la station d'épuration. L'évaluation de la fiabilité des résultats des analyses bactériologiques revêt une importance capitale puisqu'elle conditionne la détermination de l'usage ultérieur de l'effluent. En effet, et étant donné que les œufs d'helminthes sont totalement éliminés et de manière fiable par la station, la catégorie dans laquelle sera placé l'effluent et donc l'usage qui pourra en être fait dépendra de sa concentration finale en CF.

3.2.1. Programme de surveillance et de contrôle du LEHM

Outre le suivi permanent effectué à intervalles réguliers, un prélèvement tous les 15 jours, par le laboratoire de l'IAV Hassan II installé pour l'occasion dans les locaux de l'ORMVA de Ouarzazate, la qualité bactériologique de l'effluent faisait l'objet d'un programme parallèle de surveillance de la part du Laboratoire d'Epidémiologie et d'Hygiène du Milieu (LEHM) de la Délégation Provinciale de la Santé Publique à Ouarzazate. Ce programme de surveillance revêtait la forme d'un contrôle ponctuel en fonction des saisons et des périodes d'irrigation des cultures.

Les bulletins d'analyse de laboratoire précité ont constamment présenté des résultats qui concordaient avec ceux du laboratoire de l'IAV Hassan II et n'ont, à aucun moment, signalé des valeurs qui dépassaient la concentration limite des 1000 coliformes fécaux/100 ml.

3.2.2. Duplication des analyses

Par ailleurs et sur recommandation du Consultant International en épidémiologie du Projet, une campagne de duplication des analyses a été menée. Les échantillons prélevés ont été divisés en deux portions l'une remise au laboratoire de l'IAV Hassan II installé à Ouarzazate et la seconde à l'antenne du laboratoire de Microbiologie de l'Institut National d'Hygiène (INH) de Rabat installée spécialement à cette occasion à Ouarzazate.

La campagne a été organisée les 21, 22 et 23 Mars 1992. Les échantillons ont été simultanément analysés par les deux laboratoires. Les méthodes d'analyses et les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 5.

3.3. Constante K_B de premier ordre de mortalité des CF

la constante de premier ordre K_B de mortalité des CF peut être calculée selon l'équation de Marais généralement appliquée dans le dimensionnement des bassins de maturation :

$$K_B = \frac{N_i - N_e}{N_e \times t} \quad (2)$$

où :

N_i , la concentration des CF à l'entrée du bassin ;

N_e , la concentration des CF à la sortie du même bassin et

t , le temps de séjour dans ce bassin.

La figure 9 montre que la mortalité des CF est accélérée dans les bassins de maturation. On obtient respectivement 7 et 8,2 j^{-1} pour M1 et M2.

La valeur de 1,34 j^{-1} obtenue sur le bassin anaérobie est comparable à celle qu'on attribue habituellement à ce type de bassin. Elle est supérieure à celle obtenue avec les bassins facultatifs F1, F2 et F3. L'abattement observé dans les bassins anaérobie est généralement attribué à une fixation des germes sur les matières en suspension qui les entraînent vers le sédiment.

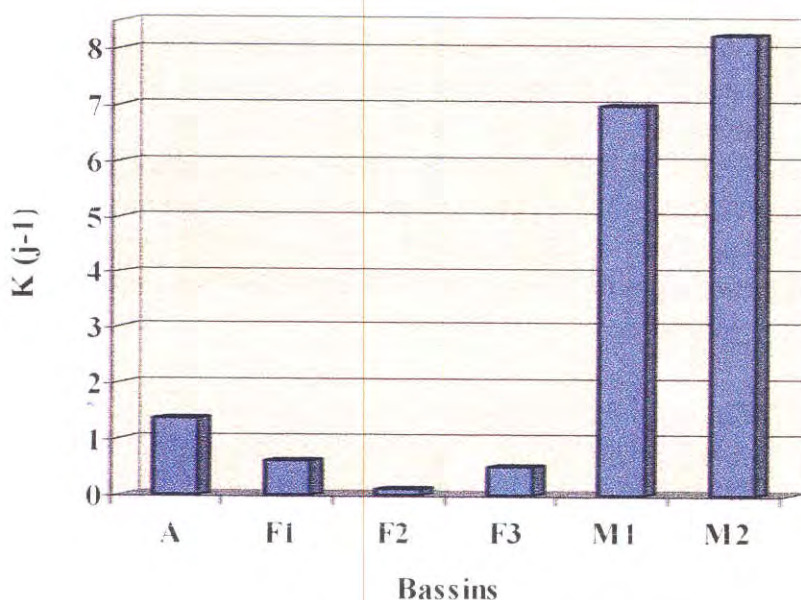
La moyenne globale de la station est de 3,1 j^{-1} . Cette valeur est supérieure à 2 j^{-1} déterminée par MARAIS et qui a été retenue lors du dimensionnement de la station. Elle permet ainsi de disposer pour le dimensionnement, au Maroc, d'une valeur obtenue en conditions réelles.

Tableau 5. Comparaison des résultats des analyses bactériologiques effectuées par divers organismes ayant été impliqués dans le contrôle de la qualité de l'eau épurée.

	Laboratoire	
	Institut National d'Hygiène Rabat	IAV Hassan II Rabat
Technique d'analyse	- Fermentation en tubes multiples - Dénombrement selon la méthode statistique du nombre le plus probable)	- Incorporation en milieu gélosé - Comptage des unités formant colonies
Milieu adoptée	- Milieux bouillon lauryl sulfate - Tests : présomption + confirmation	- Enriched Lauryl Sulfate Aniline Blue Agar (LSAB).
Eau usée brute ⁽¹⁾	1,2 10 ⁶ 1,1 10 ⁶ 1,1 10 ⁶	4,5 10 ⁶ 1,6 10 ⁶ 1,2 10 ⁶
Effluent final ⁽¹⁾	93 43 non détecté	110 70 160
Catégorie de l'effluent final selon OMS	A	A

⁽¹⁾CF/100ml

Figure 9. Moyenne annuelle de la constante de premier ordre de mortalité des CF dans les différents bassins de la filière BDS.



4. SYSTEME ANTI-ODEURS

L'émission des mauvaises odeurs est indissociable des mécanismes biochimiques qui se déroulent dans le bassin anaérobie et qui, dans les conditions réductrices régnant dans ces bassins, conduisent au dégagement des gaz comme CH_4 , CO_2 , H_2S et NH_3 . C'est principalement l'acide sulfhydrique, H_2S qui est mis en cause dans l'émanation des mauvaises odeurs.

Pour lutter contre le dégagement des mauvaises odeurs dans l'atmosphère, la seule solution efficace reste la couverture des unités anaérobies de la station.

4.1. La couche photique

Or, comme ceci n'avait pas été prévu lors de la réalisation de la station de Ouarzazate, il a fallu recourir à une solution de rechange. C'est une variante de la technique de la "couche photique" qui a été adoptée. Elle consiste à maintenir, à la surface du bassin anaérobie, une couche d'eau riche en algues et donc fortement oxygénée où H_2S est oxydé en ions sulfates inodores. Cette technique a été appliquée avec succès aux puisards anaérobies de la station-pilote de l'IAV Hassan II à Rabat depuis 1992 (ElHamouri, résultats non publiés).

4.2. Application aux bassins anaérobies de la station de Ouarzazate

Les bassins anaérobies ont été construits selon la méthode classique qui ne prend pas en considération l'aspect lutte contre les mauvaises odeurs et qui, par conséquent, ne prévoit pas l'infrastructure nécessaire au fonctionnement de la couche photique.

Pour remédier à ce problème, c'est une variante plus simple de la couche photique qui a été adoptée. Elle a consisté à faire un recyclage d'eau épurée du Chenal algal, riche en algues et en oxygène et de l'appliquer à la surface des bassins anaérobies à une vitesse légèrement supérieure à celle de l'effluent mais qui restait relativement faible. L'idée était de produire un écoulement laminaire et de le maintenir sur la plus grande distance possible, le long du bassin anaérobie. L'écoulement laminaire se maintient grâce à la légère différence de température et de densité constatée entre l'eau du chenal algal et celle du bassin anaérobie.

Ainsi, l'effluent du chenal algal a été appliqué à la surface des deux bassins anaérobies de la station de Ouarzazate au début de la phase II (septembre 1996). Le recyclage était réalisé avec un débit continu de 1 l/s. l'effluent recyclé était appliqué en surface à l'aide d'un déversoir crénelé.

Pour constater le maintien ou l'absence de la couche photique et évaluer l'efficacité du dispositif anti-odeurs, la mesure de la concentration en oxygène dissous (OD) a été effectuée à différentes profondeurs à intervalles réguliers le long du bassin anaérobie.

Ces mesures ont montré qu'une couche oxygénée couvrait les 30 premiers centimètres à partir du point d'alimentation jusqu'à une distance qui correspond au 2/3 environ de la longueur du bassin. Au delà, un mélange de la couche photique avec celle sous-jacentes du bassin avait lieu et la concentration en oxygène dissous chutait fortement.

Par ailleurs, les réponses aux questions posées aux travailleurs et aux techniciens de la station, allaient toutes dans le même sens : l'émission des mauvaises odeurs a diminué de façon notable comparativement à la situation qui prévalait avant la mise en place du dispositif anti-odeurs. De même, aucune protestation n'a été enregistrée par les services techniques de la Province sur les émanations des odeurs depuis la mise en place du dispositif anti-odeurs.

5. ACCUMULATION DES BOUES

Les différentes mesures effectuées sur le bassin anaérobie ont permis d'estimer la quantité de boues qui se dépose par m^3 d'eau traitée et donc la détermination du taux spécifique d'accumulation des boues (m^3 de boues par habitant et par an).

Entre fin février 1991 et début octobre 1992, soit après 19 mois de fonctionnement en continu, une hauteur de 60 cm de boues a été mesurée dans le bassin anaérobie ce qui correspond à un volume de $380 m^3$. Ceci équivaut à une vitesse d'accumulation de $240 m^3/an$, soit un taux de comblement du bassin anaérobie d'environ 13% /an et une réduction du temps de séjour dans le bassin anaérobie d'un taux annuel équivalent.

Dans les conditions de fonctionnement du bassin anaérobie de Ouarzazate, où le temps de séjour de fonctionnement est de 4,2 jours, l'optimal de 1,5 j, défini au cours des investigations citées plus haut, n'est atteint qu'au bout de la 7ème année. Ceci permet de fixer l'intervalle optimum d'évacuation des boues du bassin anaérobie à 7 ans.

Par ailleurs, le taux spécifique d'accumulation des boues calculé sur la base d'un volume quotidien consommé de $100 l/hab \times j$ conduit à environ $0,055 m^3$ de boues/habx an. Ce chiffre dépasse légèrement celui de $0,04 m^3$ rapporté par l'OMS (WHO, 1987).

6. ELIMINATION DES ŒUFS D'HELMINTHES

Les suivis réalisés au cours du déroulement du projet démontrent l'efficacité des BDS dans l'élimination des œufs d'helminthes (El Maaroufy, 1992).

6.1. Performances d'élimination

Ainsi, les 4 bassins en série totalisant un temps de séjour d'environ 20 jours sont suffisants pour éliminer totalement les œufs d'helminthes de l'effluent (figure 10). Ceci confirme les recommandations de l'OMS de 1989 concernant le choix des systèmes d'épuration en cas de réutilisation des eaux.

Le bassin anaérobie permet d'éliminer 91% des œufs d'helminthes admis. Ses performances d'élimination des œufs d'helminthes sont voisines des valeurs obtenues selon le modèle publié par Ayres *et al.*, 1992.

$$R = 100 [1 - 0,41 \exp (- 0,49 t + 0,0085 t^2)] \quad (1)$$

où R représente le % d'œufs enlevé et t le temps de rétention hydraulique dans le bassin considéré.

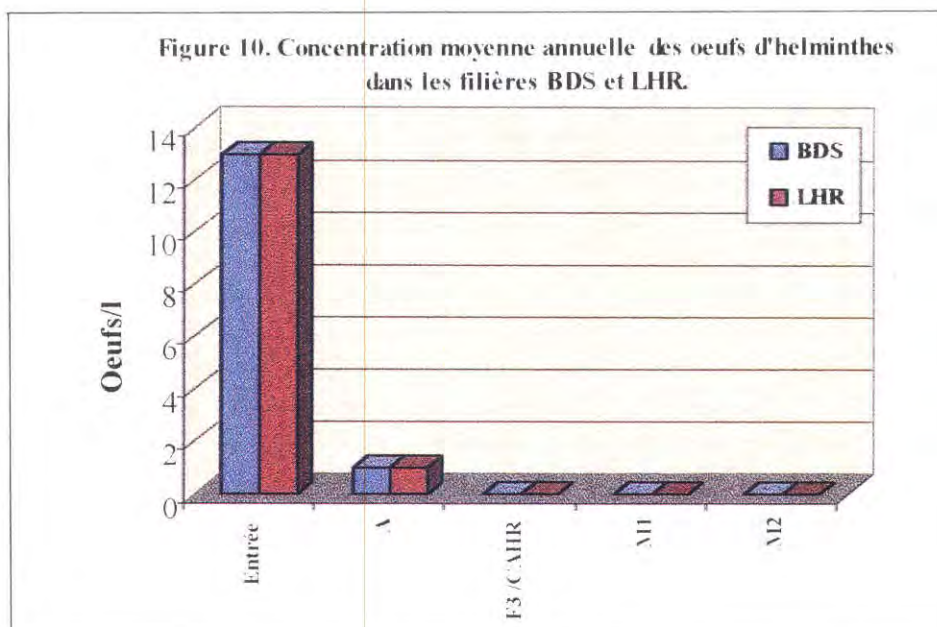
Appliqué au cas du bassin anaérobie, la relation devient :

$$R = 100 [1 - 0,41 \exp (- 0,49 \times 4 + 0,0085 \times 4^2)]$$

Ce qui donne la valeur de 95%, soit 12,35 œufs/litre éliminés. Ces valeurs sont voisines de 91% et des 11,83 œufs éliminés.

Le même modèle permet de calculer la concentration des œufs d'helminthes à la sortie du facultatif 1, 2 et 3. On obtient une concentration résiduelle de 0,65 après le F₁, 0,032 après le F₂ et 0,001 après le F₃ ce qui confirme les données du suivi analytique.

Les performances d'élimination des œufs d'helminthes par le LHR sont également satisfaisantes. Le chenal algal à haut rendement assure, à l'instar de la série des trois facultatifs, l'élimination de la totalité des œufs qui passent le stade du bassin anaérobie.



6.2. Traitement des boues en lits de séchage et devenir des œufs d'helminthes

La valorisation des boues des stations d'épuration des eaux usées domestiques (absence de substances toxiques comme les métaux lourds, les pesticides ...etc.) en agriculture peut se révéler intéressante. Pour en tirer les avantages escomptés, à savoir, enrichir le sol en matière organique et apporter des éléments nutritifs, il faut que ces boues soient, au préalable, débarrassées des pathogènes. Ces derniers sont représentés essentiellement par les œufs d'helminthes.

Le tableau 6 présente le suivi du contenu en œufs d'*Ascaris* des boues extraites du bassin anaérobie au cours de leur traitement en lits de séchage et donne une explication à cette disparition : la dessiccation et la disparition des œufs d'*Ascaris* présentent des tendances similaires. La dessiccation prive, en effet, l'œuf de l'humidité nécessaire à sa survie et empêche la partie de son développement qui se déroule dans le sol (figure 11).

Le choix du genre d'*Ascaris* parmi les helminthes, pour effectuer les suivis de la survie des œufs d'helminthes dans les boues, se justifie par le fait qu'il est le plus résistant aux facteurs de l'environnement. La disparition de ces œufs des boues indique forcément la disparition des œufs des autres genres.

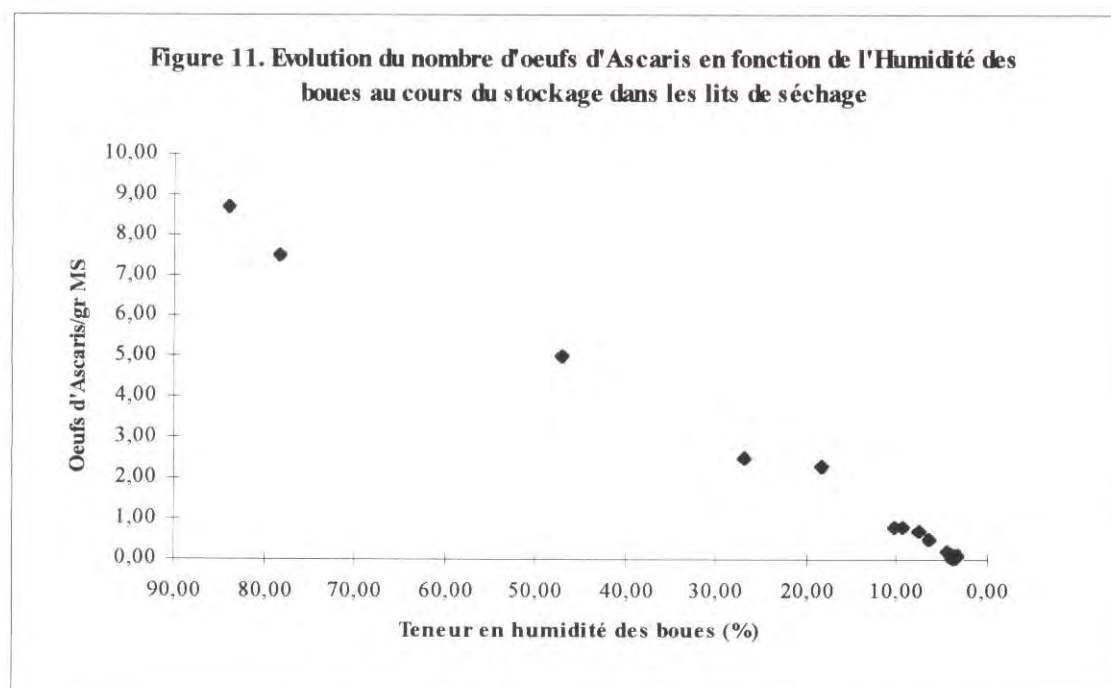
Les résultats du suivi montrent que les œufs d'*Ascaris* ne sont plus isolés des boues mises en lit de séchage à partir du 8ème mois de traitement. Ces résultats démontrent l'efficacité du traitement en lits de séchage sous les conditions climatiques marocaines

Cependant, il faut signaler que, même dans le cas d'une présence des œufs d'helminthes dans les boues, celle-ci ne signifie pas forcément qu'il y a danger. En effet, pour que ces œufs soient dangereux pour l'Homme, il faut qu'ils soient viables et qu'ils soient en possession de leur pouvoir infectant.

Tableau 6. Evolution de l'humidité relative et du nombre d'œufs d'*Ascaris* dans les boues étalées sur les lits de séchage.

Date du prélèvement	Humidité de la boue en % du PS	Œufs d' <i>Ascaris</i> Par g de boues sèches
22 Février	93,7	8,7
08 Mars	78,2	7,5
15 Mars	46,9	5
22 Mars	26,8	2,5
05 Avril	18,2	2,3
19 Avril	10,2	0,8
26 Avril	9,2	0,8
03 Mai	7,4	0,7
17 Mai	6,3	0,5
21 Juin	4,2	0,2
22 Juillet	3,2	0,11
20 Août	3,7	0,10
20 Septembre	3,2	0,08
20 Octobre	3,5	0

* Echantillon composite préparé à partir de 8 échantillons pris au hasard à travers le lit de séchage ; PS : poids sec.



L'étude de la viabilité des œufs isolés au cours du séchage permet de mieux préciser le danger associé à ces œufs en sens qu'elle pourrait permettre de raccourcir la durée du traitement en lits de séchage si l'on se rend compte, plus tôt, que les œufs isolés ne sont plus viables.

FILIERE LAGUNAGE A HAUT RENDEMENT

La filière LHR est composée des unités suivantes : un bassin anaérobie, A₂, un Chenal Algal à Haut Rendement (CAHR) et deux bassins de maturation, M₃₁ et M₃₂. La superficie, le volume des composantes et le temps de rétention hydraulique sont repris dans le tableau 1.

Le CAHR consiste en une série de canaux en piste de course totalisant 817 m de longueur. Les pistes ont 3,70 m de largeur et 0,45 m de profondeur. Cette composante occupe une superficie de 3023 m² où l'eau est maintenue en circuit fermé pour un temps de rétention hydraulique de 8,8 jours environ.

Le contenu du CAHR est agité en permanence grâce à une roue à palettes mue par un moteur de 2 kW. Le moteur électrique est associé à un réducteur de vitesse à réglage variable assurant une vitesse de l'eau à la surface de 20 cm/s.

1. PERFORMANCES DU BASSIN ANAROBIE A₂

Les résultats obtenus sur le bassin anaérobie, A₂, sont équivalents à ceux obtenus sur le bassin, A₁ placé en tête de la filière BDS dont les résultats sont détaillés plus haut. Ce résultat n'est pas surprenant étant donné que les deux bassins ont les mêmes dimensions, le même temps de séjour et reçoivent la même eau usée brute.

2. PERFORMANCES DU CHENAL ALGAL A HAUT RENDEMENT

La principale intervention du Chenal Algal à Haut Rendement (CAHR) dans l'épuration se manifeste dans le prélèvement des éléments eutrophisants N et P. En effet, cette unité réalise un abattement en azote ammoniacal et en orthophosphates d'environ 50%, ce qui est équivalent aux prélèvements opérés par la filière BDS entière.

Sur le plan de la désinfection, on constate que le CAHR réalise, seul, 0,54 U. Log. sur les 3,65 opérés par la filière LHR prise globalement.

Par ailleurs, on constate l'absence des œufs d'helminthes dans l'effluent du CAHR. Ceci constitue une surprise. En effet, les arguments avancés, jusqu'à présent, considèrent que ces œufs sont principalement éliminés par décantation. Or, le contenu du CAHR est maintenu en mouvement 24 heures sur 24 grâce à l'action de la roue à palettes ce qui devrait gêner la sédimentation des œufs. Une telle efficacité est probablement due à d'autres facteurs non encore totalement définis.

Tableau 7. Moyennes annuelles des principales caractéristiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie de chacune des trois composantes de la filière LHR.

Paramètres	Entrée	Sortie					
		A ₂	TA ⁽¹⁾	CAHR	TA	BM	TA
T (°C)	23,1	21,6	-	20,6	-	21,4	-
MES	190	140	26	200	-	190	-
pH	7,57	7,68	-	9,28	-	9,2	-
Oxygène Dissous (mg/l)	0	0	-	20,3	-	16,2	-
Chlorophylle a (mg/l)	-	-	-	4,9	-	3,9	-
DBO ₅	340	155	55	118	65	115	
DCO (mg/l)	500	220	56	173	65	170	66
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	37,4	34,0	09	19,4	48	15	60
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	20,2 ₆	15,2 ₅	25	9,2 ₄	54	8,8 ₃	56
Coliformes fécaux/100ml	4,1 10 ⁶	5,1 10 ⁵	0,90 ⁽²⁾	1,5 10 ⁴	1,44	0,910 ³	3,65
Œufs d'helminthes/litre	13	1	92	00	100	00	100

⁽¹⁾ TA : taux d'abattement en % ; ⁽²⁾ effectuée sur effluent centrifugé 10 mn à 1500 x g ; ⁽³⁾ Taux d'abattement des coliformes fécaux en unités logarithmiques. A₂ : Bassin anaérobie desservant la combinaison comprenant le CAHR ; CAHR : sortie du chenal algal à haut rendement ; BM : sortie du deuxième bassin de maturation de la combinaison comprenant le CAHR ; DCO : demande chimique en oxygène ; DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène.

3. ROLE DES BASSINS DE MATURATION : ABATTEMENT DES COLIFORMES FECAUX

L'examen des moyennes annuelles d'abattement des CF montre que la filière LHR assure un abattement de 3,65 U. Log. L'effluent ainsi produit a une qualité équivalente à celle de la catégorie A de l'OMS de 1989 (moins de 1000 CF/100 ml et zéro œuf d'heminthes/litre)

Toutefois et à l'instar de la situation de la filière BDS, l'analyse des résultats mensuels, pris séparément, montre que la concentration en CF de l'effluent final dépasse les 1000 CF/100ml pendant les mois de janvier et février. Pendant ces mois, l'effluent est donc de catégorie B selon les directives de l'OMS.

Dans ce cas également, le fait que l'effluent soit de catégorie B pendant les mois de janvier et février ne pose pas de problèmes étant donné que cette période coïncide avec une faible demande climatique des cultures et ne nécessite pas généralement le recours à l'irrigation.

COMPARAISON DES PERFORMANCES DES FILIERES BDS ET LHR

Dans les faits, le train LHR se distingue de celui des BDS par le remplacement de la série des 3 bassins facultatifs, F_1 , F_2 et F_3 par un Chenal Algal à Haut Rendement (CAHR). Outre ce changement, les deux trains de bassins comportent les mêmes composantes : 1 bassin anaérobie et 2 bassins de maturation. Ces composantes ont été dimensionnées sur la base des mêmes paramètres. Toutefois, une légère différence existe entre les superficies des deux trains BDS 1 et 2. Les deux trains ont respectivement une superficie de 3115 et 3670 m² soit une différence de 555 m² en faveur du train BDS 2 (+ 15%).

Pour être valable, la comparaison entre la filière BDS et la filière LHR doit être réalisée entre les performances du train BDS 2 qui occupe la plus petite superficie, d'une part, et celles du LHR, d'autre part.

Cependant, nous avons noté, à plusieurs reprises, que le phénomène des eaux rouges (développement de bactéries photosynthétiques sulfito-réductrices) a touché régulièrement le train BDS 1 pendant la saison estivale. Ce phénomène diminue, de manière passagère, les performances du train BDS 1 comparativement à celles du train 2 et conduit à penser que le premier est légèrement sous-dimensionné. Pour cette raison, la comparaison des performances des filières BDS et LHR sera basée sur les données obtenues sur le train BDS 2 uniquement.

Comparer les deux filières revient en fait à déterminer l'effet du remplacement des trois facultatifs de la filière BDS par un chenal algal à haut rendement.

1. COMPARAISON DES TAUX D'ABATTEMENTS APPARENTS

Le taux d'abattement apparent est défini comme étant $[C_i - C_e/C_i] \times 100$. Il renseigne sur la performance d'une unité d'épuration donnée et s'exprime en % de la quantité de pollution reçue par l'unité en question.

1.1. Paramètres physico-chimiques

les tableaux 4 et 7 présentent les caractéristiques physico-chimique, bactériologique et parasitologique des effluents des deux filières : la filière LHR et la filière BDS. Les valeurs du pH, de la concentration en oxygène dissous et en Chl a augmentent quand on remplace les 3 BF par le CAHR. La concentration en Chl a dans l'effluent est multipliée par un facteur allant de quatre à cinq.

De même, le remplacement des 3 BF par le CAHR n'a pratiquement pas d'incidence sur le taux d'abattement de la DCO. Le bassin anaérobie placé en amont des 3 BF et

celui placé en amont du CAHR, éliminent chacun une quantité équivalente de matière organique, soit plus de 50% de la charge admise.
Dans le même temps, les 3 BF, réunis, au même titre que le CAHR, ne dépassent pas un taux d'abattement de 10%.

Par ailleurs, on constate que le remplacement des 3 BF par un CAHR améliore l'abattement des éléments nutritifs N et P. Les concentrations finales de ces deux éléments atteignent 15 et 8,8 mg/l respectivement pour N-NH_4^+ et P-PO_4^{3-} dans le cas de la filière LHR contre 19,6 et 11,3 mg/l pour la filière BDS. Les taux d'abattement de ces deux éléments sont de 60 et 56 % respectivement pour N-NH_4^+ et P-PO_4^{3-} dans la filière LHR contre 48 et 44% dans la filière BDS ; soit une différence allant de 10% environ en faveur de la première (tableaux 4 et 7).

1.2 Œufs d'helminthes

Les œufs d'helminthes sont totalement éliminés dans les deux filières. Chacun des deux bassins anaérobies élimine 90% des œufs admis dans la filière. Les 10% des œufs restants sont éliminés soit dans le CAHR soit dans les 3 BF. Aucun œuf d'helminthe n'est détecté dans les bassins de maturation des deux filières.

1.3. Germes de contamination fécale

La filière BDS donne un abattement apparent de l'ordre de 4,01 Unités logarithmiques contre 3,66 pour la filière LHR. Cependant et malgré cette différence, la concentration annuelle moyenne en CF de l'effluent des deux filières ne dépasse pas 1000 UFC/100 ml. Ainsi, selon les directives de l'OMS (OMS, 1989) et étant donné que les œufs d'helminthes sont totalement éliminés par les deux filières, on peut classer les deux effluents dans la catégorie "A" pouvant servir à l'irrigation de denrées consommées à l'état cru.

2. UTILISATION DE LA NOTION DU FLUX SPECIFIQUE ELIMINE

Si l'on se réfère aux seuls abattements apparents, on pourrait penser que le remplacement de la série des 3 BF par un CAHR n'a pas d'effet notable. En fait, le calcul du taux d'abattement apparent ne tient compte ni du débit quotidien traité ni de la superficie occupée par les composantes des filières.

Pour comparer valablement les deux filières, il est nécessaire d'exprimer les performances d'épuration en termes de Flux Spécifique Eliminé (FSE). Celui-ci tient compte de la superficie occupée et du débit quotidien traité par chacune des deux filières ; il peut être défini comme suit :

$$\text{FSE} = (C_i - C_e) \times Q/A \quad (1)$$

Où, C_i et C_e sont, respectivement la concentration, en g/m^3 de l'élément polluant considéré, ou en UFC/ m^3 de coliformes fécaux, à l'entrée et à la sortie de la filière entière. Q , représente le débit traité, en $m^3/jour$ et A , la superficie couverte en m^2 . Dans ces conditions, le FSE s'exprime en g ou en UFC $m^{-2}.j^{-1}$.

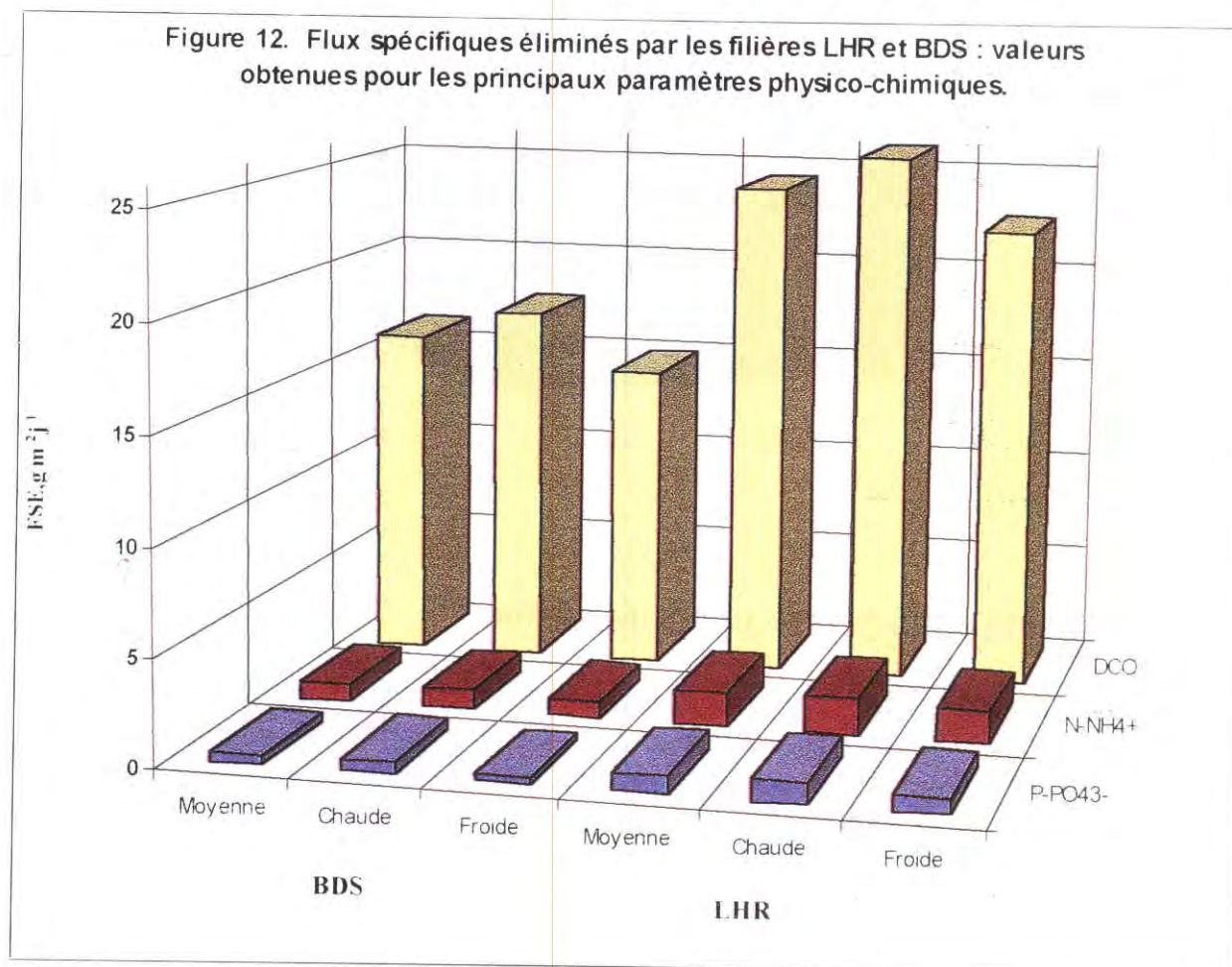
Cependant, l'équation (1) ne permet de comparer valablement les flux éliminés que si les concentrations à l'entrée, C_i sont équivalents pour les deux filières à comparer. De ce fait, les valeurs des FSE ne peuvent pas être considérées comme des performances absolues des filières ou de leurs composantes.

L'équation (1) peut être appliquée pour la comparaison globale des LHR et BDS puisqu'elles reçoivent, toutes les deux, la même eau usée brute.

3. COMPARAISON DES FSE GLOBAUX DES DEUX FILIERES

3.1. Paramètres physico-chimiques

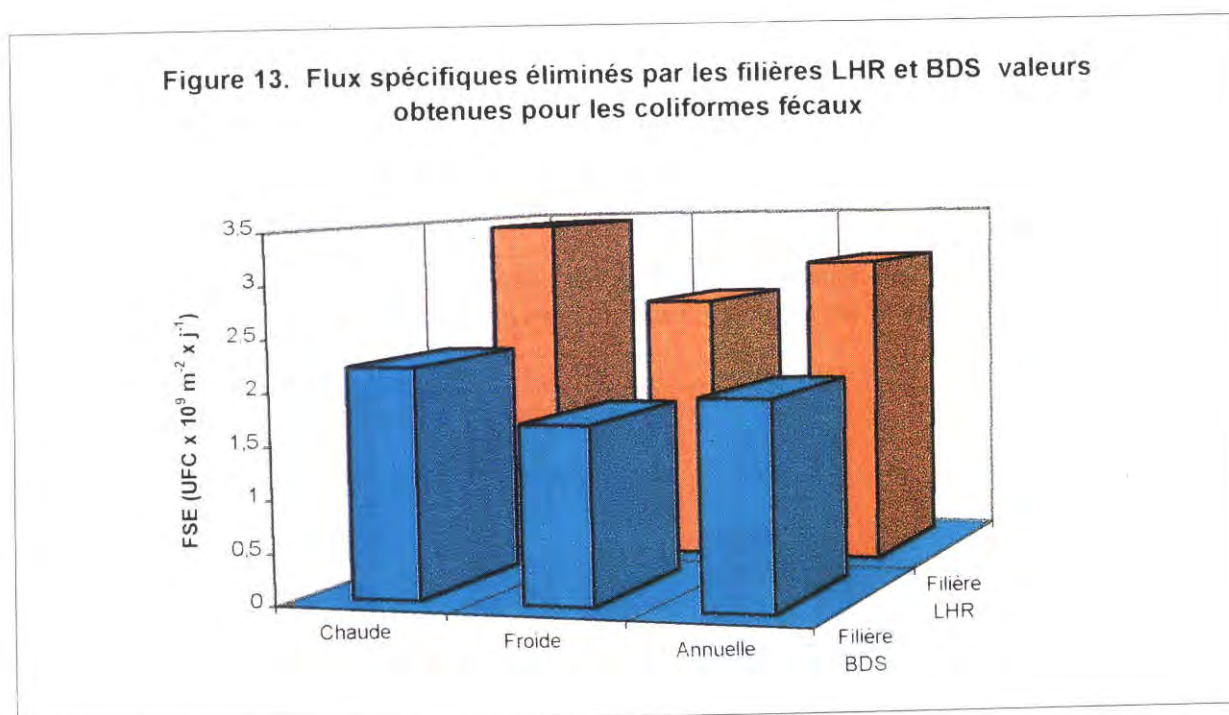
L'examen des FSE des principaux paramètres physico-chimiques montre une supériorité de la filière LHR sur celle des BDS. On obtient dans le cas de la filière LHR : 24,1 pour la DCO, 1,6 pour $N-NH_4^+$ et 0,8 $g m^{-2}.j^{-1}$ pour $P-PO_4^{3-}$ contre, respectivement, 16,1 ; 0,8 et 0,4 $g m^{-2}.j^{-1}$ pour la filière BDS (figure 12).



Selon le paramètre considéré, le remplacement de la série des 3 BF par un CAHR permet une augmentation des FSE allant de 50 à 100% environ. La figure 12 montre, par ailleurs, que la différence enregistrée entre les deux filières ne dépend pas de la saison.

3.2. Germes de contamination fécale

L'examen des FSE des CF montre que la filière LHR domine nettement celle des BDS. On enregistre 3.10^9 pour la première et $1,9 10^9$ UFC $m^{-2}.j^{-1}$ pour la seconde, ce qui correspond à une augmentation du FSE de 60% environ quand on remplace la série des 3 BF par un CAHR. Cette amélioration des FSE ne dépend pas de la saison comme le montre la figure 13.



4. DISCUSSION DES RESULTATS DE LA COMPARAISON

Les résultats montrent que les composantes CAHR et BF sont le siège d'une dégradation aérobie de la matière organique. Cette dégradation a lieu selon le mécanisme, bien connu, de la complémentarité métabolique qui s'établit entre les bactéries aérobies et les algues photosynthétiques (OSWALD and GOTAAS, 1957 ; MARAIS, 1961 ; MARA, 1984 ; EL HAMOURI *et al.* 1987).

On peut attribuer la supériorité du CAHR sur les BF à l'importance de l'activité photosynthétique qui se déroule dans le premier. En effet, les données montrent que les algues connaissent un taux de croissance plus élevé dans le CAHR que dans les BF comme en témoigne la concentration de la chlorophylle a dans les deux composantes (tableaux 4 et 7).

L'important taux de croissance algale et, par conséquent, la forte activité photosynthétique enregistrée dans le CAHR, résulte de la géométrie de ce dernier qui favorise la pénétration de la lumière sur toute la colonne d'eau. Elle tire également son origine de l'agitation, appliquée en permanence à l'aide de la roue à palettes, ce qui assure le contact de la plupart des cellules algales avec la lumière et avec la zone d'interface eau-air. Cette forte croissance se confirme par le niveau élevé des prélèvements des éléments nutritifs, N et P (tableau 4 et 7).

Outre le taux de croissance algal élevé, le transfert de NH_3 vers l'atmosphère est favorisé dans le CAHR grâce aux valeurs de pH élevées que connaît cette composante pendant la mi-journée par suite d'une photosynthèse plus active en comparaison avec les BF. Ceci contribue à la supériorité du CAHR sur les BF dans l'efficacité d'enlèvement de la pollution azotée (WASH *et al.*, 1972 ; SHIRT 1981 ; PICOT 1991 ; EL HAMOURI *et al.*, 1994b).

L'autre conséquence de l'activité photosynthétique plus soutenue dans le CAHR que dans les BF est la forte élimination des germes de contamination fécale comme en témoigne l'amélioration de FSE des CF réalisée par le CAHR. En effet, plusieurs auteurs ont fait le lien entre, d'une part, l'activité photosynthétique et ses conséquences (élévation du pH et de la concentration d'oxygène dissous dans les bassins) et, d'autre part, la mortalité des coliformes fécaux (PEARSON *et al.*, 1987; QUIN *et al.*, 1991 ; FERNANDEZ *et al.*, 1992 ; CURTIS and MARA 1994 ; EL HAMOURI *et al.*, 1994 b). La comparaison, dans ce travail, du CAHR et des BF, deux unités ayant des activités photosynthétiques différentes, le confirme. Le CAHR, véritable réacteur photosynthétique, permet des abattements de CF bien supérieurs à ceux obtenus par les BF où l'activité photosynthétique est limitée en raison de nombreuses conditions non favorables à son déroulement.

5. PERTES PAR EVAPORATION

L'une des principales données à maîtriser dans une station d'épuration des eaux usées destinées à l'irrigation est le bilan hydraulique. Ce bilan permet, outre l'évaluation avec précision des quantités d'eau épurées disponibles, d'estimer les pertes d'eau par évaporation et par infiltration afin de mieux dimensionner à la fois les installations d'épuration et le périmètre irrigué par les eaux épurées.

Cette approche a été retenue par les chercheurs du projet et a bénéficié d'une attention particulière. En effet et afin d'éliminer totalement les pertes par infiltration, les bassins ont été imperméabilisés à l'aide de béton malgré la répercussion d'une telle approche sur le coût du projet.

Les mesures effectuées ont permis d'évaluer les pertes par évaporation repris dans le tableau 8.

Tableau 8 Pertes par évaporation obtenues dans les installations d'épuration de Ourzazate

Filière d'épuration	Pertes par évaporation (en % du débit admis)	
	Saison froide	Saison chaude
BDS	4	13
LHR	3	8

La différence dans les pertes entre les deux filières peut s'expliquer par la différence dans le temps de séjour. Ce temps atteint 8,2 jours dans la filière LHR contre 21,9 jours dans la filière BDS.

Dans les deux cas, les pertes restent faibles autour de 10%, et ne constituent pas un handicap pour l'adoption de l'une des deux filières étudiées. Ceci contredit les données publiées par certains auteurs affirmant que les pertes par évaporation du lagunage constituent une proportion importante des débits traités. Probablement que les temps de séjours adoptés étaient trop longs ce qui favorise les pertes.

Par ailleurs, on constate que le LHR offre un avantage non négligeable sur les BDS. Les quantités d'eau perdues par évaporation sont réduites d'environ 1/3 en comparaison avec les BDS.



Bassin Facultatif

REFERENCES

- APHA, 1985. Standard methods for examination of water and wastewater, 16th edition. American Public Health Association, New York.
- Arther R.G. Fitzgerald R.R. and Fox J.C. (1981). Parasite ova in an aerobically digested sludge *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.* **53**, 1333-1338.
- Arthur J.P. , 1983. *Notes on the design and operation of waste stabilisation ponds in warm climates of developing countries*. In world Bank technical papers (7).
- Azov Y. and Shelef G. 1982. Operation of high-rate oxidation ponds ; theory and experiments. *Wat res.* **16** : 1153-1160.
- Biuret-Bahraoui J. (1986). Caractéristiques du gisement solaire marocain – Etude spécifique du site de Rabat. Thèse de Doctorat d'Etat, Faculté des Sciences, Rabat.
- Curtis T. P and Mara D.D. 1994. *The effect of sunlight on the mechanisms for the die-off of coliform bacteria in wast stabilization ponds* . in Research Monograph N1, University of leeds.
- El Hamuori B., Jellal J., Belkhadir R., Moundib R., Berrada R.,and Rhallabi N. 1994a. Metabolic interactions between algae and bacteria during wastewater treatment in a high rate algal pond in algal Biotechnology in the Asia-Pacific Region, Phang et al. (eds), University of Malaya.
- EL Hamouri B., Khallayoune K., Bouzoubaa K., Rhallabi N. and Chalabi M. 1994b. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. *Wat. Res* **28**, (1), 171-174.
- EL Hamouri B., Jellal J., Outabiht H., Nebri B., Khallyoune K., Benkerroum A., Hajli A. and Firadi R. ,1995. The performances of a high-rate algal pond in the moroccan climate *Wat. Sci. Technol.* **31**, 12, 67-74.
- Fernandez A.,Tejedor C.,Chordi A. ,1992. *in effet of different factors on the die-off of faecal bacteria in a stabilization ponds purification plant* .*Wat. Res.* **26**,168, 1093-1098.
- Gloyna E. F. 1971. *In Waste stabilization ponds* World Health Organization, Geneva.
- Jellal J. (1994). Thèse de Doctorat Es-Sciences. Faculté des Sciences de Dhar Mehraz, Fès.
- Mara. D.D., Pearson,1987. *Waste stabilisation ponds : design manual for mediterranean europe* Ed.W.H.O.regional office for europe copenhagen
- Marais G.V.R. and Shaw V.A. 1961. A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in central and south Africa. *Transactions of the South African Institution of Civil Engineers*, **3**, 205-227.
- Marais G. v. R.,1966. New factors in the design, operation and performance of wast stabilization ponds. *Bulletin of the World Health Organization*, **34**, 737-763.
- McGarry M.G. and Tongkasame C.(1971) . *Water reclamation and algae harvesting* . *J. Wat. Pollut. Control. Fed.* **5**, 824-835.
- Oswald W. J. and Gotaas H. B., 1957. Photosynthesis in sewage treatment. *Transaction of the american Society of Civil Engineering*, **122**, 73-105.
- Pearson H.W, Mara, D.D and Mills, S.W. 1987. *in Physico-chemical parametrs influencing feacl bacterial survival in waste stabilization ponds*. *Wat. Sci. Tech.nol.* **19**, 12, 145-152.
- Picot B. El Halouani H., Casellas C., Moersidik S. and Bontoux J.,1991. Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France).*Wat. Sc. Technol.* **23**, 1535-1541.
- Quin D. , Bliss P.J, Barness D. and Firtz Gerald P.A. ,1991.Bacterial (Total Coliform) die-off in maturation ponds. *Wat Sc. Technol.***23**, 1525-1534
- Shirt E. ,1981. Role of hydrodynamic factors in ammonia desorption by diffused aeration. *Wat. Res.*,**15**,739-743.
- Wash A.M.,Folkman Y. and shemesh ,1972. Use of surface stirrers for ammonia desorption from ponds. *Prog.Wat.Tech.* **1**,263-271.
- Wright R. C. ,1984. A new selective and differential agar medium for *E. Coli* and coliform organisms , *Journal of applied bacteriology.* **56**, 381-388.



IMPACT
SUR
LE MATERIEL D'IRRIGATION

1. IRRIGATION LOCALISEE

1.1. Sensibilité des distributeurs au bouchage sur parcelles cultivées

Les systèmes d'irrigation localisée bien que généralement employés en arboriculture et pour les cultures maraîchères ont été utilisés dans la station en raison des possibilités qu'ils offrent en matière d'économie d'eau.

Le problème de l'irrigation localisée réside dans le phénomène de bouchage et de colmatage dont le contrôle est plus ou moins difficile à effectuer suivant les systèmes et les cultures employés.

Vu la nécessité d'assurer une alimentation en eau des plantes malgré le colmatage, il est prévu, dans une première série d'essais, de déboucher manuellement les distributeurs après l'observation.



L'objectif de cette expérience est de déterminer le comportement et les caractéristiques techniques du matériel utilisé dans des conditions non conventionnelles. Compte tenu de la mauvaise qualité des eaux utilisées le choix des distributeurs a porté sur les types suivants:

- distributeur micro-jet RAINBIRD, diamètre 1mm.
- distributeur ajutage calibré BAS RHONE, diamètre 1.2 mm.

- distributeur micro-jet RAINBIRD, diamètre 1mm.
- distributeur ajustage calibré BAS RHONE, diamètre 1.2 mm.

La filtration est assurée par un filtre à sable qui arrête les éléments en suspension de diamètre supérieur à 110 μm suivi d'un filtre à tamis qui arrête les grains de sable (diamètre supérieur à 115 μm) ayant échappé au premier filtre. Les aspects suivants sont étudiés :

- la variation des débits des distributeurs en fonction de la qualité de l'eau.
- la sensibilité des distributeurs au bouchage résultant des dépôts de matières organiques et à la précipitation des sels.

1.1.1. Suivi du colmatage des distributeurs

Les principales causes de colmatage des distributeurs sont d'origine physique, chimique et biologique.

Le bouchage physique

Le bouchage peut être provoqué par des éléments minéraux ou organiques en suspension dans l'eau (sable, limon, débris végétaux).

Ces éléments se déposent dans le réseau d'irrigation en particulier au niveau des rampes et des distributeurs où la vitesse d'écoulement de l'eau est faible, provoquant ainsi la diminution de la section de passage et parfois le bouchage complet des distributeurs.

Le colmatage chimique

Certaines eaux contiennent des éléments chimiques dissous dans l'eau, en état d'équilibre dans le milieu d'origine. L'équilibre peut être rompu sous l'effet d'un changement de température ou de pH favorisant la précipitation de certains éléments chimiques à la sortie des distributeurs.

Le colmatage biologique

Les eaux de surface contiennent des micro-organismes vivants qui se développent dans le réseau d'irrigation où ils trouvent des conditions favorables à leur multiplication.

Ces micro-organismes se fixent sur les parois et favorisent l'adhésion des éléments solides (argile, limon) en suspension dans l'eau. Ce phénomène entraîne la réduction de la section de passage de l'eau dans la conduite et le colmatage des distributeurs.

Le bouchage brutal des distributeurs est provoqué en général par des éléments grossiers d'origine minérale ou organique en suspension dans l'eau. Deux autres mécanismes interviennent dans l'accroissement du colmatage.

- Quand la conduite est vide, les algues et les éléments fins sèchent et forment des pellicules. Après la reprise de l'irrigation, celles-ci sont entraînées par l'eau et viennent boucher les orifices.
- On a également remarqué, pour le système Bas Rhône que les éléments d'origine organique entraînés par le vent se déposent dans la rampe à travers les orifices dont les bagues présentent un jeu. Ces éléments gonflent sous l'effet de l'humidité et bouchent les distributeurs.



Irrigation par micro-jet

Dans le cadre de nos essais, le contrôle du bouchage se fait par l'observation à l'œil nu quotidienne ou hebdomadaire. Les distributeurs sont ensuite débouchés manuellement pour assurer l'alimentation en eau des cultures.

L'analyse des résultats observés au cours de la période mars 1990-février 1991 montrent que le système Bas Rhône est plus sensible au bouchage brutal partiel ou total. Le nombre d'interventions de débouchage en EUE par rapport à l'EPT augmente de 15 % pour le micro-jet et 20 % pour l'ajutage.

1.1.2. Uniformité d'arrosage à la parcelle

Les essais relatifs à l'uniformité d'arrosage sont conduits suivant le même dispositif et sur le matériel que des essais de sensibilité au bouchage. Le coefficient d'uniformité d'arrosage CU se calcule selon la relation :

$$CU = q'/q^* \cdot 100$$

avec q^* = débit moyen

q' = débit moyen des 4 débits les plus faibles

L'uniformité d'arrosage est satisfaisante pour tous les traitements et ce, malgré le problème de colmatage dont les effets ont pu être maîtrisés grâce aux purges des portes rampes et rampes ainsi que le nettoyage des distributeurs bouchés ou colmatés.

Tableau 1. Coefficient d'uniformité d'arrosage au champ CU (%).

Type d'eau	Ajutage calibré - Bas Rhône	Micro-jet - Rainbird
EUE	81,6	84,0
EPT	88,0	78,4

1.2. Sensibilité des distributeurs au bouchage sur sol nu

Seule l'eau épurée (EUE) est testée dans cet essai. Elle subit les mêmes traitements de filtration que les essais précédents sur parcelles cultivées. Pour limiter les risques de bouchage des distributeurs, les conduites principales sont purgées tous les 3 mois, les portes rampes chaque mois et les rampes chaque semaine. Les distributeurs colmatés sont laissés en l'état ; aucune manipulation de débouchage n'intervenant pendant la durée de l'essai. Le débit des distributeurs est mesuré tous les mois. Le contrôle du colmatage et du bouchage des distributeurs est effectué chaque quinzaine.

Les types de distributeurs testés sont les suivants :

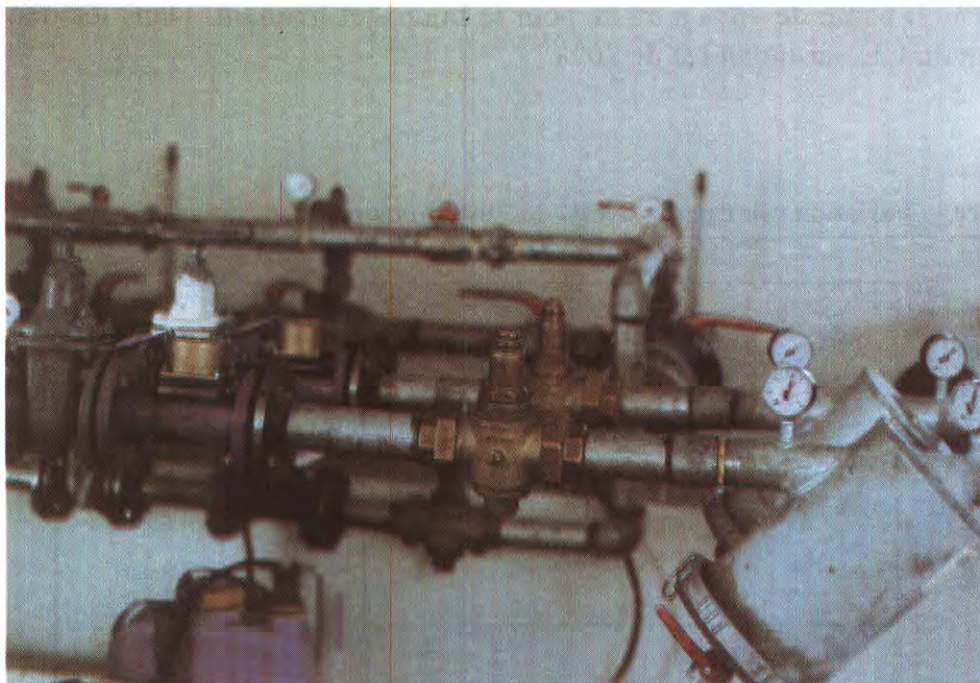
- 1) Ajutage calibré BAS RHÔNE, diamètre 1.2 mm, débit 35 l/h à 1 bar,
- 2) Goutteur auto-régulant ARAB DRIP, membrane caoutchouc, débit 8 l/h à 1 bar,
- 3) Micro-jet RAIN BIRD, brise jet tournant, diamètre 1mm, débit 35 l/h à 1 bar,
- 4) Micro-jet MISTER, brise jet fixe, débit 35 l/h à 1 bar,
- 5) Micro-jet IRRIMAN, brise jet fixe, diamètre 0.8 mm, débit 25 l/h à 1 bar.

Les essais ont duré une année de février 1992 à janvier 1993. Le nombre de distributeurs soumis aux essais est de 100 pour les types 1, 2 et 5 et de 50 pour les types 3 et 4.

L'objectif de l'expérimentation est de déterminer la variation du débit des distributeurs dans le temps et leur sensibilité au bouchage.

1.2.1. Variation du débit

- La variation du débit est supérieure pour les ajutages calibrés à celle du micro-jet. La variation maximale peut atteindre 30% (figures 1 et 2).
- La diminution du débit moyen est progressive.



Vue partielle de la station de tête

1.2.2. Sensibilité au colmatage

- Le goutteur auto-régulant, l'ajutage calibré et le Rain-bird se sont avérés être peu sensibles au colmatage. Pour ces types de distributeurs, on a observé 6% de bouchage complet après une année de fonctionnement. Le premier goutteur auto-régulant a été colmaté au cours du onzième mois de fonctionnement (figure 3).

- Il convient de noter un problème concernant le micro-jet à brise jet tournant (Rain-bird). L'élément tournant est régulièrement bloqué par des grains de sable ou des toiles d'araignée. Le jet d'eau est alors fixé dans une seule direction perdant ainsi toutes ses qualités. La part des micro-jet Rain-bird bloqués représente 38% sur la durée de l'essai (à comparer au 6% de bouchage complet). Il faut considérer que ce problème a la même importance que le bouchage puisqu'il nécessite l'intervention humaine pour le résoudre.
- Le Micro-jet Irriman s'est avéré être le distributeur le plus sensible au colmatage, avec 20% de bouchage complet après un an de fonctionnement. Cette sensibilité est liée au faible diamètre de l'ajutage (0.8 mm) par rapport aux autres distributeurs.

1.2.3. Uniformité d'arrosage à la parcelle

Après un an de fonctionnement, l'ajutage calibré (Bas Rhône) et le goutteur autorégulant (Arab drip) ont vu leur uniformité d'arrosage (CU) nominale passer de 90% à 70%. Il passe de 78% à 58 % pour le micro-jet Irriman. Dans les deux cas, la diminution du CU sur un an est de 20%.

Figure 1. Variation relative des débits des distributeurs.

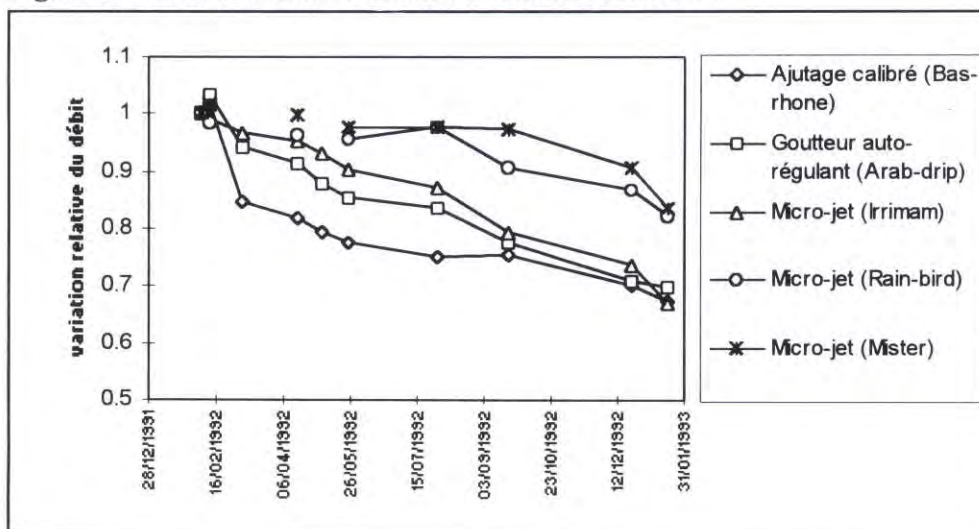


Figure 2. Variation des débits moyens des distributeurs.

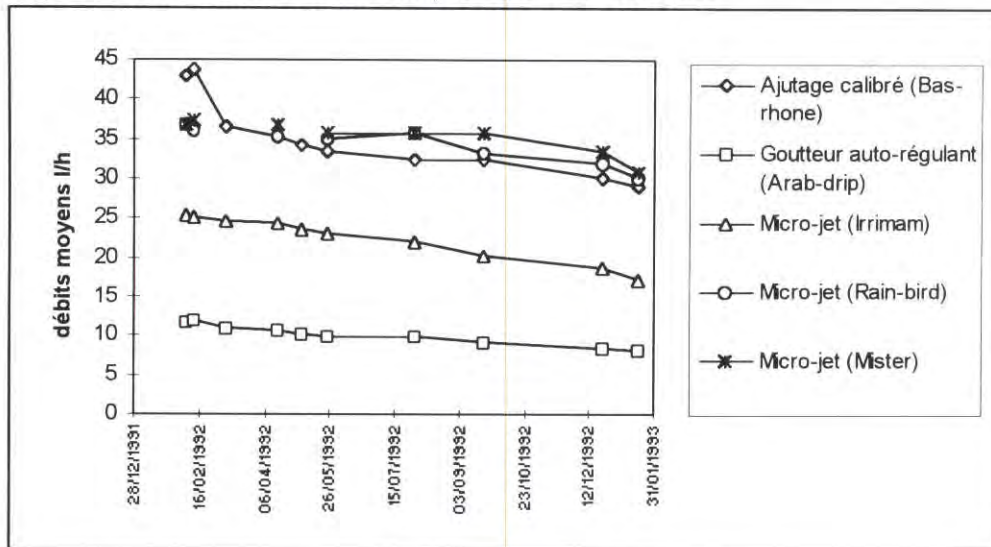
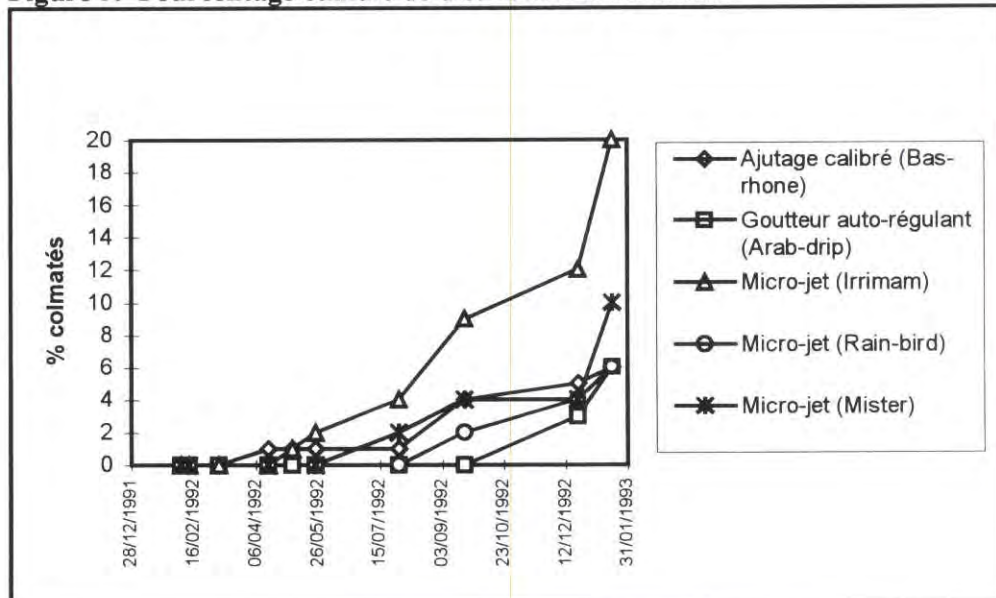


Figure 3. Pourcentage cumulé de distributeurs colmatés.



2. IRRIGATION PAR ASPERSION

L'uniformité d'arrosage des asperseurs est sensiblement la même pour les deux types d'eau. Elle est de 76% pour l'EPT et 73% pour l'EUE. Par contre, les asperseurs utilisant l'EUE sont plus sensibles au bouchage. Ce dernier est causé par les matières organiques contenues dans l'EUE ou les débris végétaux emportés par le vent et déposés dans le bassin de stockage d'eau usée.

L'eau témoin étant pompée directement avant l'irrigation, les asperseurs EPT ne souffrent pas de cet inconvénient. Les asperseurs EPT se bouchent en moyenne une fois par 10 mois alors que cette fréquence est de une fois par 41 jours pour les asperseurs EUE.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les essais menés sur les distributeurs ainsi que les précautions prises pour limiter les problèmes liés au bouchage dans le cas de l'utilisation des eaux usées permettent de dégager les conseils pratiques suivants dans le cas de l'irrigation avec les eaux usées épurées :

i) Le réservoir de stockage d'eau

- Le fond du réservoir doit être légèrement surélevé par rapport au niveau du terrain naturel pour faciliter son curage sans recourir au pompage.
- La pose de la crépine à 50 cm du fond du réservoir favorise la décantation des matières en suspension.

ii) Le filtre à sable

- Le diamètre moyen du sable doit être équivalent ou inférieur au diamètre des distributeurs utilisés, puisque le filtre à sable arrête toutes particules dont la dimension est supérieure au 1/10 du diamètre du granulat utilisé.
- Le nettoyage du filtre à sable doit s'effectuer lorsque la différence de pression entre l'amont et l'aval du filtre atteint 0,8 à 1 bar.
- Le sable doit être changé lorsque la perte de charge dans le filtre atteint 0,5 à 0,6 bar après son nettoyage.

iii) Le filtre à tamis

Un filtre à tamis doit être installé à l'aval du filtre à sable pour arrêter les grains de sable entraînés par l'eau. Il doit être lavé lorsque la différence de pression entre l'amont et l'aval atteint 0,8 bar. La taille des mailles du tamis doit être au plus égale à 80% du diamètre des particules qui s'échappent du premier filtre.

iv) Les rampes

Les rampes doivent être purgées régulièrement à une fréquence minimale hebdomadaire afin d'évacuer les particules qui se déposent sur le fond et aux extrémités.

v) Les distributeurs

Les distributeurs doivent avoir un diamètre supérieur à 1 mm. Les distributeurs à jet tournant sont à proscrire car l'élément tournant est parfois bloqué par les toiles d'araignée ou les éléments organiques transportés par les eaux usées.

vi) Organisation

- Pendant les opérations de labour ou de récolte les rampes doivent être déplacées et rangées avec précaution, en veillant à ce que les orifices des distributeurs soient tournés vers le haut pour éviter que des particules de sol n'adhèrent aux distributeurs.
- L'irrigation doit être effectuée chaque jour ou tous les 2 jours pour limiter le développement des algues à l'amont immédiat des distributeurs.

vii) Irrigation par aspersion

La fréquence de bouchage des asperseurs utilisant l'EUE est 7.2 fois supérieure à la fréquence de bouchage des asperseurs utilisant l'EPT. L'uniformité d'arrosage des premiers est légèrement inférieure à celle des seconds.



ESSAIS AGRONOMIQUES

INTRODUCTION

Plusieurs essais ayant concerné différentes cultures ont été réalisés dans le cadre du projet. Les objectifs de cette expérimentation ont été multiples ; les essais visaient l'étude des effets des eaux usées sur les cultures en interaction avec un certain nombre de facteurs à savoir : la richesse des eaux usées en éléments minéraux, la salinité de ces eaux, le type de sol, le type et le cycle des cultures, le climat, le système d'irrigation les pratiques culturales ...etc.

Afin d'évaluer ces effets, différents paramètres agronomiques ont été suivis durant ces essais : développement, croissance, rendements et leurs composantes, alimentation hydrique et minérale ...etc.

De même, il était important de suivre, également, la qualité hygiénique des productions obtenues. Cette donnée est nécessaire à l'évaluation épidémiologique qu'il est indispensable d'obtenir pendant le déroulement des projets contrôlés.

Aussi distingue-t-on, dans ce chapitre trois parties:

- la première a été consacrée à un rappel succinct des cultures pratiquées, de leur irrigation ainsi qu'aux paramètres culturels suivis et analysés. A la fin de cette partie ont été soulevés les principales difficultés rencontrées au cours des essais. Ces contraintes qui n'étaient pas liées aux eaux usées pouvaient avoir un effet sur la réutilisation.
- dans la deuxième partie ont été décrits les principaux résultats obtenus pour chaque culture.
- en guise de conclusion, une analyse de synthèse des différents résultats agronomiques obtenus pendant le projet a fait l'objet de la troisième partie.

1. GENERALITES

1.1. Programme des cultures

Les cultures testées dans le cadre du projet sont la luzerne, le maïs, la courgette, la fève, le concombre, le pois, la tomate et le navet. La moitié des parcelles est consacrée à la culture de la luzerne, l'autre moitié aux cultures annuelles qui se succèdent dans le temps selon le plan cultural repris ci-après. La rotation de ces cultures est présentée dans le tableau 1. Les variétés et les critères de leurs choix sont rapportés par le tableau 2.

Tableau 1 : assolement pratiqué durant le projet

	1990					1991					1992					1993																					
	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F
SOLE 1	LUZERNE																																				
SOLE 2	MAIS			COURGETTE			FEVE			CONCOMBRE			POIS			TOMATE			NAVET																		

Tableau 2. Liste des cultures et variétés utilisées dans le cadre du projet.

Cultures	Variétés	Caractéristiques
Courgette	Blanche d'Alger	Répandue en régions présahariennes Très précoce, très productive, couleur vert moyen
Fève	INRA 276	Bonne tenue en régions présahariennes Répandue dans la région
Luzerne	Moapa	Haut potentiel productif (120 t/ha de vert), déjà testée avec succès au Maroc en régions présahariennes
Maïs-grain	LG 11	Précoce, productive (8 t/ha), testée au Maroc en région sub-humide à semi-aride. Connue pour sa résistance en climat présaharien
Pois	Petit provençal	Précoce, bonne productivité, bonne tenue en régions présahariennes
Tomate	Campbell 33	Précoce, végétation limitée (limite les travaux de taille et d'ébourgeonnement) Très répandue dans le sud marocain; précoce, bonne productivité, Peut être utilisée comme variété industrielle
Navet	Marteau	Bonne productivité en régions présahariennes

1.2. Besoins en eau et gestion des irrigations

La méthode de Blaney-Criddle est utilisée pour le calcul de l'évapotranspiration en raison de sa grande simplicité et de son adaptation aux climats de type méditerranéen. Les besoins totaux tiennent compte du lessivage et de l'efficacité de l'irrigation (70% pour le système gravitaire, 80% pour l'aspersion et 90% pour l'irrigation localisée ramenée par la suite à 70%). Les paramètres climatiques sont suivis en permanence. Un programme informatique permet de calculer l'évapotranspiration journalière et établi le calendrier des irrigations. Le suivi de l'humidité dans le sol se fait au moyen d'une sonde à neutrons. Les données d'humidité des sols permettent de s'assurer de la coïncidence du planning d'arrosage et de la demande réellement observée.

1.3. Paramètres cultureux

Les paramètres analysés sont:

- les principaux stades phénologiques.
- les paramètres de croissance : germination, peuplement, hauteur, teneur en matière sèche des parties aériennes, surface foliaire.
- les paramètres de rendement : poids en fruit, nombre de plants/m², nombre de fruits/plant, nombre de fleurs ou fruits avortés, poids spécifique des fruits.
- les caractéristiques au niveau de l'alimentation minérale : teneurs en éléments majeurs.
- des paramètres d'ordre qualitatif :
 - dosage des protéines (azote)
 - qualité microbiologique
 - teneur en métaux lourds



Dispositif expérimental des essais agronomiques

1.4. Problèmes rencontrés en cours de culture

De nombreux problèmes se sont posés durant la période de culture, notamment au niveau des systèmes d'irrigation. Nous en avons relevé les principaux, à savoir ceux qui étaient susceptibles d'exercer une influence plus ou moins importante sur les résultats.

- En début de culture, la croissance de la luzerne a été fortement perturbée par des plantes adventices. L'une de celles-ci, *Xanthimum spinosum* (Lampourde épineuse), est très gênante car elle possède un taux de croissance élevé et produit des épines. Plusieurs herbicides ont été testés sur des parcelles annexes, sans succès. La première coupe a permis de maîtriser ce problème.
- La répartition des doses d'irrigation en gravitaire a été très inégale à cause d'une mauvaise maîtrise des techniques d'irrigation : la mauvaise perméabilité du sol, des pentes accentuées et des problèmes de bouchage ont rendu cette irrigation très aléatoire. Aussi a-t-il été décidé d'améliorer le système en introduisant des siphons tubulaires, permettant une meilleure régulation des débits apportés.
- L'efficacité du système d'irrigation avec micro-jet a dû être revue à la baisse, des mesures ayant montré qu'elle valait en réalité 70% au lieu des 90% initialement prévus. Les pompes étant communes, le même taux de 70%, bien que surfait, a aussi été appliqué au système goutte-à-goutte.
- En irrigation par aspersion, de fortes irrégularités dans la distribution de l'eau ont été observées, occasionnant un retard de croissance très important pour les plants situés à la périphérie des pieds d'aspersion (essentiellement sur luzerne).
- Des brûlures sur les feuilles ainsi que des dépôts de sels ont été observés pour les systèmes d'irrigation par micro-jet et par aspersion, avec comme conséquence une nette diminution, voire un arrêt total de la croissance. L'irrigation de nuit a dès lors été pratiquée pour ces deux systèmes.

2. RESULTATS DES DIFFERENTES CULTURES

2.1. Culture de la luzerne

2.1.1 Réalisation de la culture

La variété utilisée est la "Moapa", à haut potentiel productif (jusqu'à 120 t/ha de fourrage vert) et bien adaptée aux climats subdésertiques. La luzernière a été installée le 10 mars 1990, avec une dose de semis de 50kg/ha et un interligne de 15 cm. La fumure a consisté en un apport de 30t/ha de fumier et 20 unités/ha en potassium sur toutes les parcelles. Le fumier, dont on considère un taux de minéralisation de 60% la première année est sensé libérer 70, 35 et 90 unités/ha d'azote, de phosphore et de potassium respectivement pour l'ensemble de la période. Les coupes ont été faites au stade "début floraison". La première coupe a eu lieu le 15 juin 1990 et la dernière (21ème) fin 1993.



2.1.2. Rendements

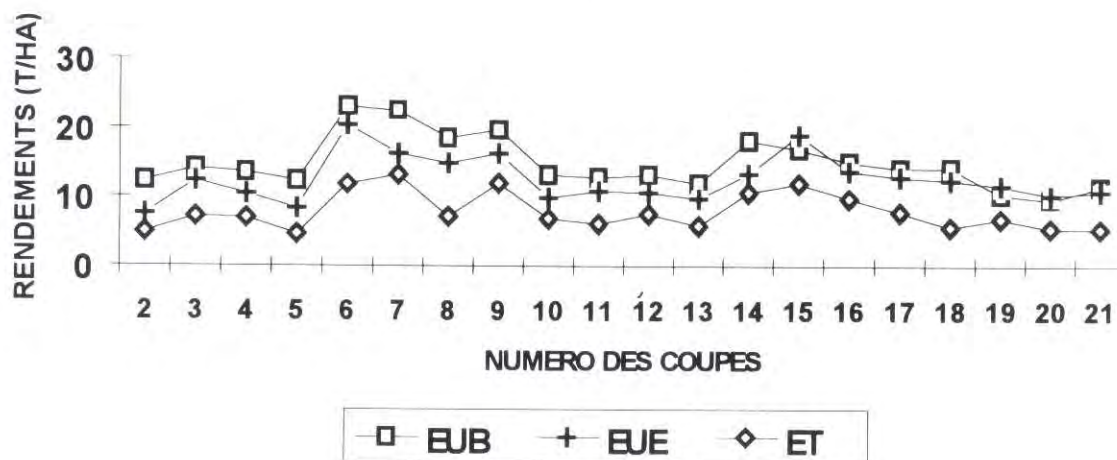
Les figures 1a à 1d montrent les rendements des différentes coupes de luzerne (en tonnes/ha de poids frais) en fonction du type d'eau et du mode d'irrigation. La coupe numéro 1, considérée comme nettoyante, n'a pas été prise en compte. La figure 2 reprend les rendements totaux de l'ensemble des coupes pour chaque système d'irrigation, ainsi que les moyennes par type d'eau.

On peut mettre en évidence les points suivants :

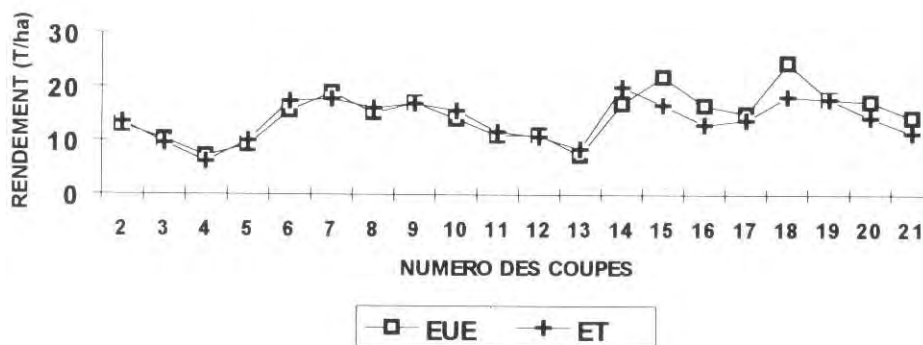
- On observe, une grande variabilité dans les rendements au cours du temps. Cependant, l'évolution des rendements est relativement similaire pour l'ensemble des modes d'irrigation et des types d'eau.
- En irrigation gravitaire et localisée, Les courbes de production sont bien distinctes. Néanmoins, il y n'y a pas de différence significative entre l'EUE et l'EUB. L'utilisation d'eau épurée en lieu et place d'eau brute, ne diminue pas significativement la production de luzerne. Par contre, l'EPT produit environ la moitié de ce que produit l'EUE ou l'EUB. Il n'y a pas de différence significative sur le rendement total en microjet et aspersion alors qu'en localisé, la différence est fortement significative en faveur de l'EUE par rapport à l'EPT. Finalement, il ressort globalement que le ajutage calibré donne le meilleur rendement par rapport aux autres systèmes et que le gravitaire est le moins productif.
- L'utilisation d'eau témoin, en irrigation gravitaire, conduit à des résultats médiocres.

Figure 1. : production de la luzerne en matière verte en fonction des coupes (t/ha)

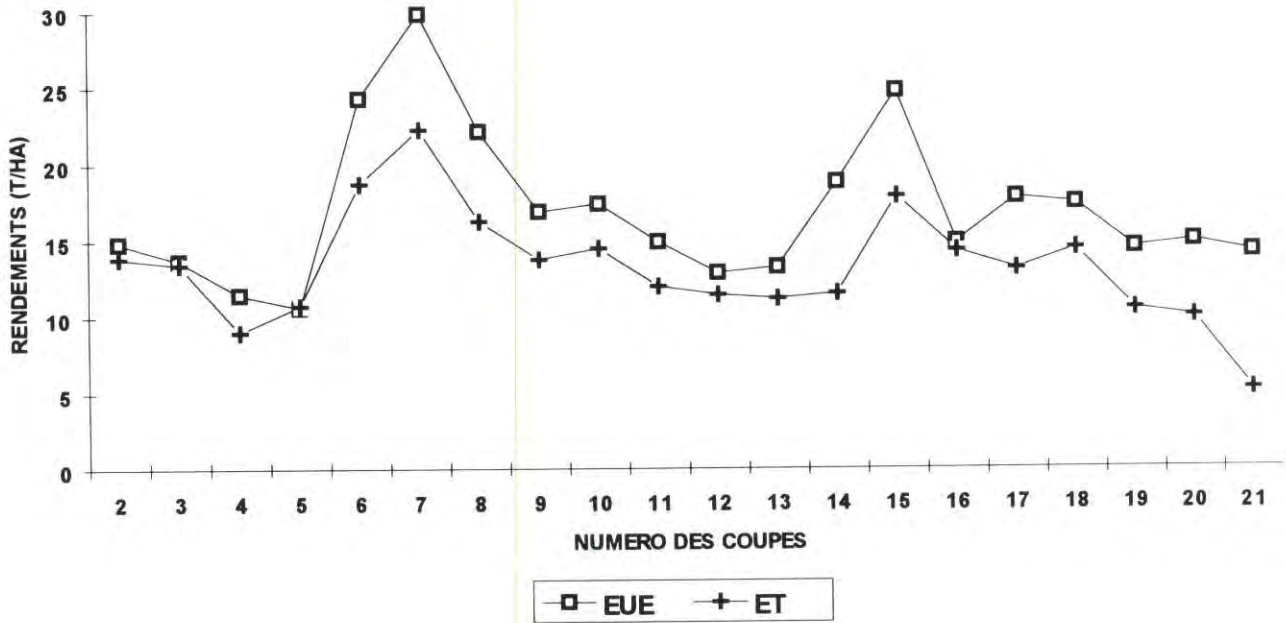
a) irrigation gravitaire



b) irrigation localisée (micro-jet)



c) - Irrigation localisée (ajutage calibré)



d) - irrigation par aspersion

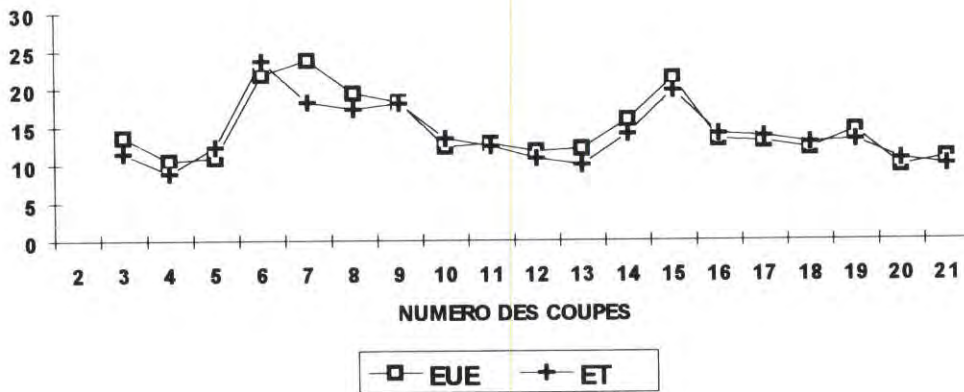
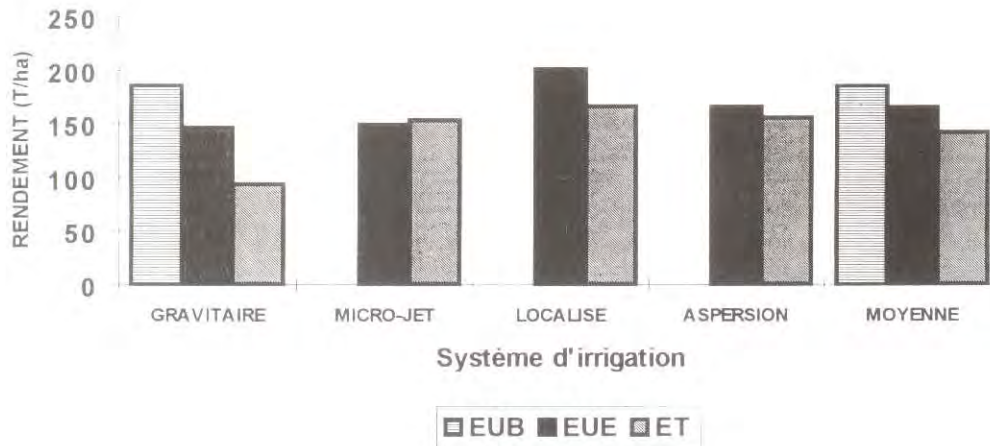


Figure 2 : production totale (21 coupes) de la luzerne en fonction des systèmes d'irrigation (t/ha)



2.2. Culture du maïs

2.2.1. Germination, levée et croissance de la culture

Le test de germination n'a pas montré de différence significative à propos de l'influence éventuelle du type d'eau sur la levée. Sur le terrain la levée a été assez homogène notamment sur les parcelles microjet. En gravitaire, le semis réalisé au sommet des billons n'a pas favorisé la levée. Un deuxième semis sur le sommet de certaines raies a permis de remplacer les pieds manquants.

Comme pour la luzerne, on a observé les mêmes problèmes de retard dans l'apparition des premières feuilles en micro-jet et par aspersion.

La sole de maïs a également été envahie par les plantes adventices, avec une prédominance de *Xanthimum spinosum*. Cette espèce a, sur certaines parcelles, complètement dominé la culture de maïs jusqu'à la récolte ; cela a été notamment le cas de parcelles irriguées avec l'eau épurée et plus particulièrement en aspersion.

2.2.2. Rendement de la culture

Les figures 3 et 4 montrent les résultats de la production en matière sèche et en grain. Il convient de remarquer que les rendements en grains obtenus n'ont pas dépassé le seuil de 50 qx/ha. Ces rendements peuvent être considérés comme faibles ou moyens eu égard au potentiel génétique de la variété utilisée et à l'importance des facteurs de production mis en jeu.

Effet du type d'eau

L'utilisation des EUB et EUE a engendré une augmentation significative du rendement en grain en comparaison avec EPT. Cependant EUB n'a pas eu d'effet par rapport à EUE bien qu'elle ait conduit à une plus grande production de matière sèche. Ceci n'est pas étonnant si on considère que la disponibilité en quantité importante d'azote pour la plante (notamment les céréales) peut stimuler la croissance sans pour autant augmenter le rendement en fruit. L'effet positif des eaux usées sur la production de matière sèche totale du maïs a été général pour tous les modes d'irrigation à l'exception de l'aspersion.

Effet du système d'irrigation

On constate que l'ajutage calibré donne toujours le meilleurs résultats pour toutes les variables mesurées (matière sèche, production de grains, hauteur) suivi du gravitaire alors que le microjet et l'aspersion donnent souvent des résultats semblables et plus faibles. La faible performance du système microjet est probablement liée au problème de la toxicité sur les feuilles causée par la forte concentration de EPT en chlore et sodium et les irrigations fréquentes. En aspersion, l'essai a été rendu imprécis en raison des adventices sur les parcelles irriguées avec EUE et de la faiblesse du volume d'eau d'irrigation par rapport aux parcelles témoins (problème de réglage du débit et bouchage des asperseurs).

Figure 3

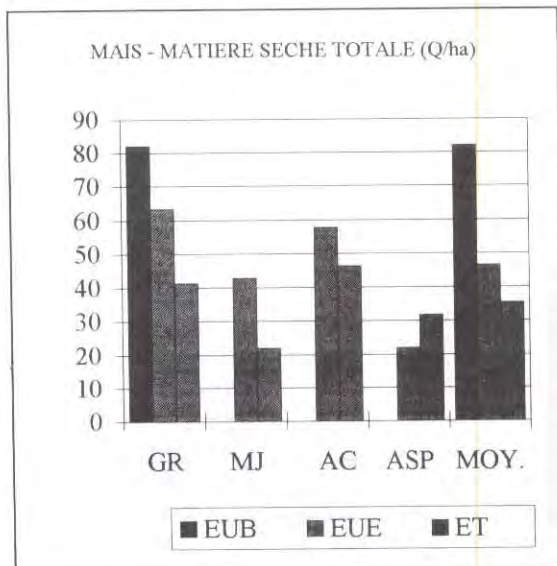
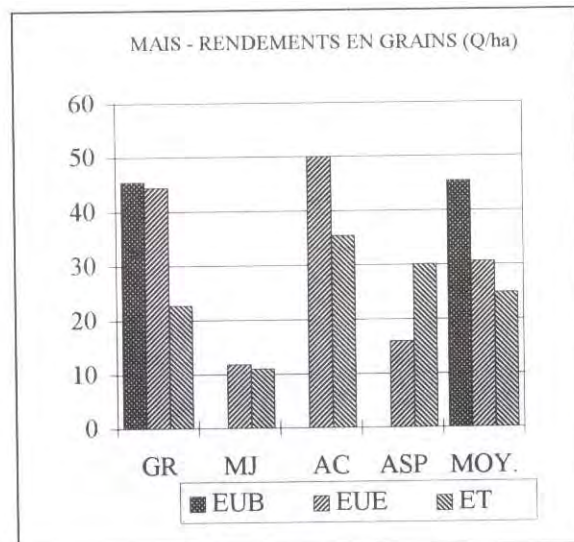


Figure 4



2.3. Culture de la courgette

2.3.1. Germination, levée et suivi de la culture

Aucune influence du type d'eau sur la germination n'a été observée en laboratoire. Sur le terrain, la levée a été légèrement plus précoce avec le système micro-jet. En ajustage calibré, les rampes ont été déplacées près des lignes de semis pour humecter le sol au voisinage des semences.

Les problèmes techniques en matière d'irrigation ont été bien maîtrisés. Il ya lieu de signaler une réduction générale du peuplement qui atteint 40% en moyenne ; celle-ci trouve son origine dans le faible pourcentage de la levée ainsi qu'à la toxicité, encore une fois, du sodium et du chlore sur les parcelles irriguées en micro-jet avec l'eau témoin. Les problèmes de toxicité se sont manifestés par un dessèchement des feuilles qui, par la suite, s'est généralisé à toute la plante, laissant ainsi parfois des parcelles presque complètement dénudées. La courgette est fortement sensible à la salinité de l'eau.

2.3.2. Rendement de la culture

Si les rendements ont été très affectés par le type d'eau, aucune différence significative n'a toutefois été constatée entre l'eau usée brute et l'eau usée épurée. La différence spectaculaire observée sur les parcelles irriguées avec l'eau du puits est imputable d'une part à sa teneur élevée en sels et d'autre part à la richesse en éléments fertilisants des eaux usées. La même constatation peut être faite à propos du nombre de fruits par plant. On remarque enfin les bonnes performances du système d'irrigation par ajustage calibré.

Figure 5

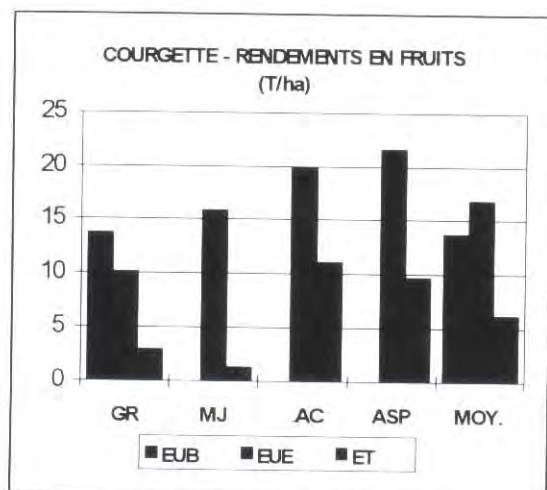
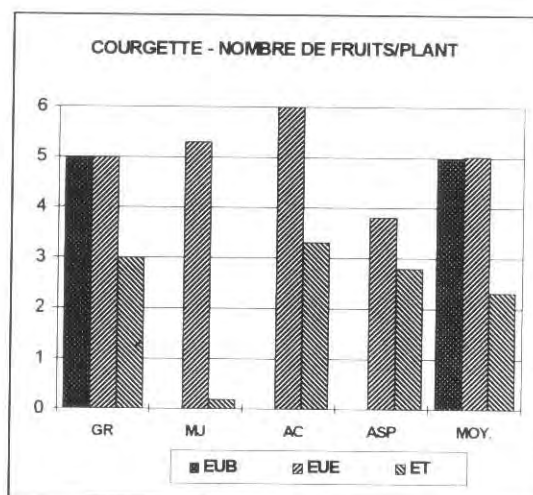


Figure 6



2.4. Culture de la fève

2.4.1. Germination, levée et suivi de la culture

Le test de germination en laboratoire n'a pas montré de différence significative entre les 3 types d'eau. Sur le terrain, la levée a été bonne dans l'ensemble (pourcentage moyen compris entre 80 et 90%), avec cependant un avantage pour les parcelles en micro-jet où la levée a été plus vigoureuse et rapide probablement à cause d'une humectation plus homogène du sol. La fumure minérale a consisté en un apport de 20kg/ha de phosphore. La croissance des plants a été retardée en début de culture en raison des faibles températures rencontrées durant les mois de décembre, janvier et février. Les températures moyennes ont varié entre 6,9 et 11,7°C, avec un nombre anormalement élevé de jours de gel.

L'eau témoin s'est révélée très dommageable sur la croissance des plantes, avec comme dégâts visibles des dessèchements des feuilles et de plantes entières. L'ensemble des pertes a été estimé à plus de 60%, du nombre de pieds, sur les parcelles irriguées en micro-jet avec l'eau du puits. Les plants sont restés très petits avec une hauteur ne dépassant pas 25 cm, alors que la hauteur normale est de 60cm.

Plusieurs paramètres ont été mesurés et notamment la production en gousses et le nombre de fleurs normales (FN) et de fleurs avortées/m² (figures 7 et 8). Le nombre de fleurs avortées est calculé par différence entre le nombre total de fleurs (FT) et le nombre de fleurs normales (FN).

2.4.2. Rendement de la culture

On peut tirer les conclusions suivantes:

- il n'y a pas de différence significative entre les rendements en gousses sur parcelles irriguées au moyen d'eau usée brute et d'eau épurée.
- l'emploi d'eau de puits conduit à une très forte diminution de productivité et ce pour l'ensemble des systèmes d'irrigation, que ce soit en terme de rendement en gousses ou en terme de nombre de fleurs/plant.
- comme on l'avait déjà remarqué avec les autres cultures, le système d'irrigation le plus favorable semble être l'ajutage calibré.
- il semble y avoir un effet défavorable, en fin de culture, des eaux usées brutes sur le taux d'avortements des fleurs.

Figure 7

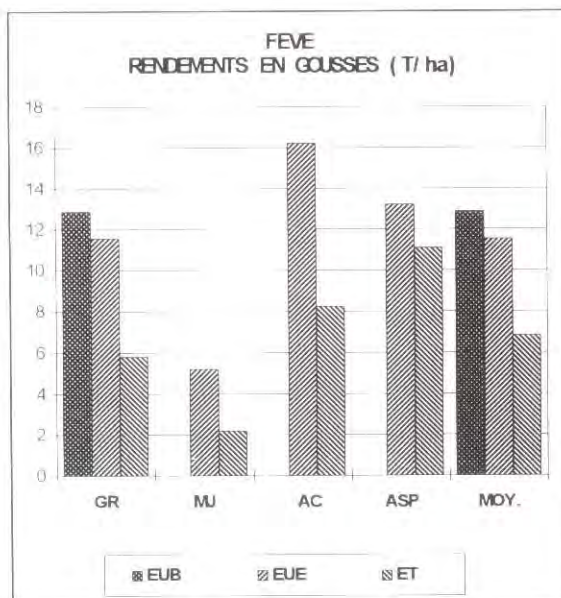
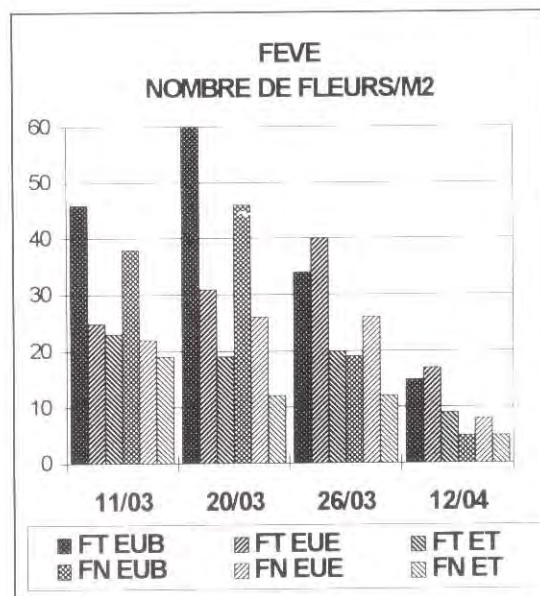


Figure 8



2.5. Culture du concombre

2.5.1. Germination, levée et suivi de la culture

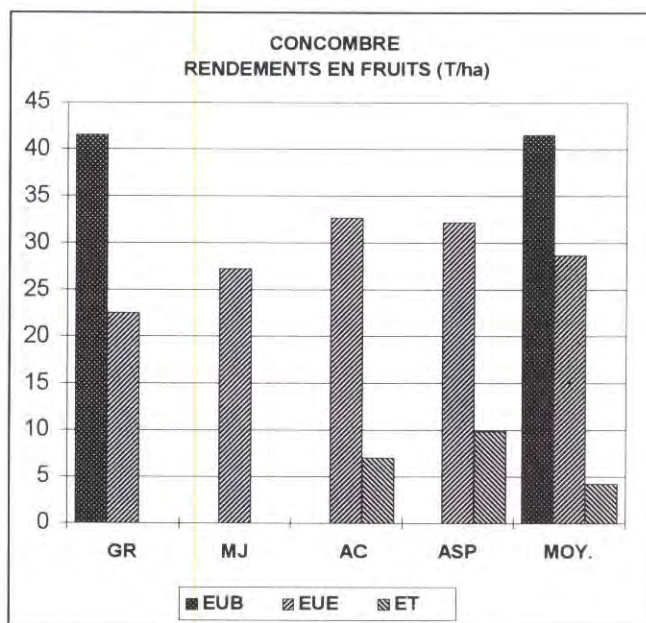
Avec un pourcentage moyen de levée de 86%, le test de germination en laboratoire n'a pas montré de différence significative entre les 3 types d'eau. Par contre, sur le terrain, la levée a fortement été influencée par les systèmes d'irrigation, le meilleur étant le micro-

jet. L'eau de puits a causé des retards de croissance très importants en début de culture. On sait en effet que les jeunes plants de concombre sont très sensibles à la salinité, la différence ayant tendance à s'estomper avec le temps. Par ailleurs, la forte salinité des eaux de puits a eu également des conséquences très néfastes sur la hauteur des plants ainsi que sur le peuplement. Certaines parcelles ont été entièrement détruites.

2.5.2. Rendement de la culture

La figure 9 montre les rendements en fruits en fonction du type d'eau et du système d'irrigation. Le rendement sur le traitement témoin est faible (aspersion, ajutage calibré) à nul (micro-jet). L'eau épurée comporte deux avantages par rapport à l'eau de puits (une salinité moindre et la présence d'éléments fertilisants) qui s'expriment par de meilleurs rendements.

Figure 9



2.6. Culture du pois

2.6.1. Germination, levée et suivi de la culture

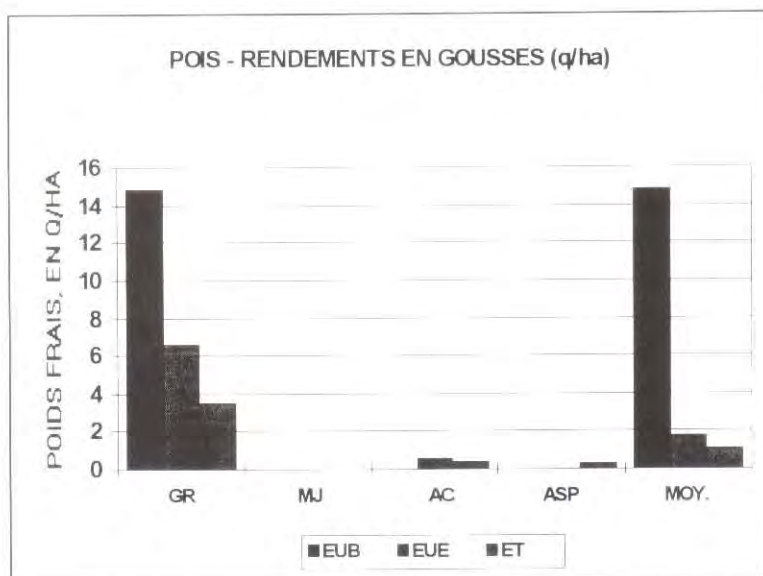
Le test de germination en laboratoire n'a pas montré de différence significative entre les 3 types d'eau. Sur le terrain par contre, la levée a été très affectée par les conditions de salinité du sol et par les systèmes d'irrigation. La forte salinité de l'eau d'irrigation a entraîné une diminution très importante du peuplement tout au long de la culture. Cette diminution a même été de 100% sur les parcelles irriguées par le système d'irrigation micro-jet. Elle a été très marquée aussi avec les systèmes d'irrigation par aspersion et

par ajustage calibré, avec des pertes en nombre de pieds variant entre 40 et 95% par rapport à la densité initiale. L'irrigation gravitaire est le seul mode d'irrigation qui donne des rendements quelque peu significatifs.

2.6.2. Rendement de la culture

On peut constater les mêmes résultats que ceux décrits pour les autres cultures. La seule différence consiste en l'aggravation des pertes de récolte, qui peuvent atteindre 100% avec le système d'irrigation par micro-jet. Ceci dénote une amplification des problèmes dus à la salinité des eaux, provoquant une salinisation croissante des sols irrigués.

Figure 10



2.7. Culture de tomate

2.7.1. Germination, levée et suivi de la culture

Le test de germination n'a révélé aucun effet significatif des différents types d'eau sur le pourcentage de graines germées. La levée des plantules en pépinière a été bonne. Après la levée, la croissance des plantes a été lente à cause de la salinité et les basses températures. Le peuplement a ensuite régressé par rapport à la densité initiale (24.000 pieds/ha) selon le type d'eau et le système d'irrigation, le taux de disparition étant le plus élevé avec l'EPT aspersion et le plus faible avec l'EUE micro-jet.

2.7.2. Rendement de la culture

L'irrigation nocturne au micro-jet a permis un meilleur peuplement et un meilleur rendement. D'une manière générale, le rendement et ses composantes (nombre de fruits/m², peuplement et nombre de fruits/plante), sont négativement influencés par l'EPT par rapport à l'EUE.

Tableau 3 : apport en N, P et K (kg/ha) par les eaux d'irrigation pour un volume d'eau d'irrigation de 6500 m³/ha

Eléments minéraux	EPT	EUE	EUB	Besoins théoriques
N	102,8	225,2	333,8	175
P	1,3	99,1	144,9	75
K	120,4	154,8	110,7	175

On constate un apport en azote suffisant pour couvrir largement les besoins de la tomate. L'excès d'azote est moyen pour l'EUE et élevé pour l'EUB. A cause de la richesse du sol en N, P et K, et les apports non négligeables en N et K par l'EPT, les besoins des parcelles témoins sont couverts. Le niveau de salinité est le seul facteur qui peut alors expliquer l'effet dépressif de l'EPT sur le rendement. Le système d'irrigation ayant pour effet d'atténuer ou d'accentuer l'effet de la salinité de l'eau d'irrigation.

Figure 11

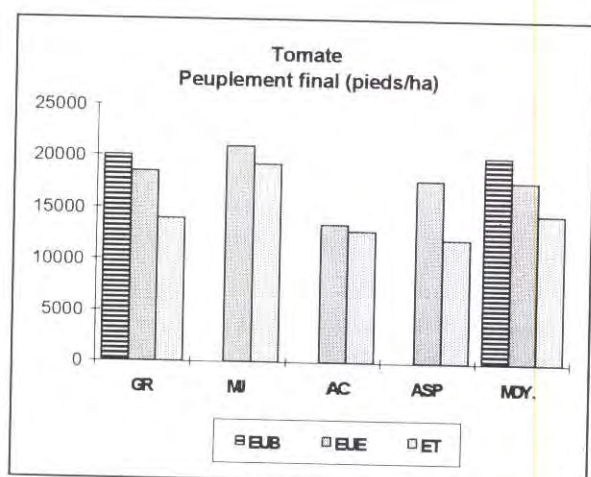
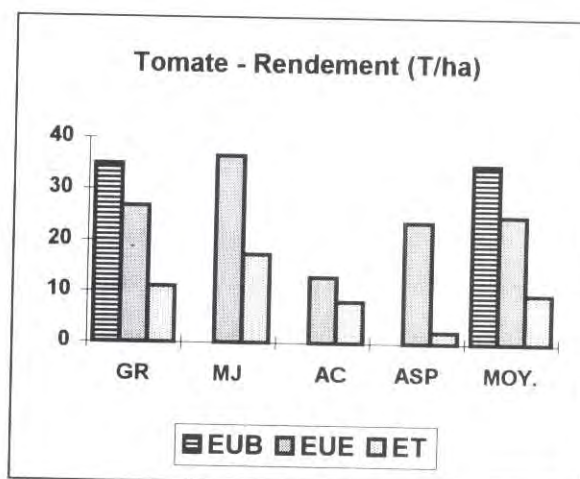


Figure 12



2.8. Culture de navet

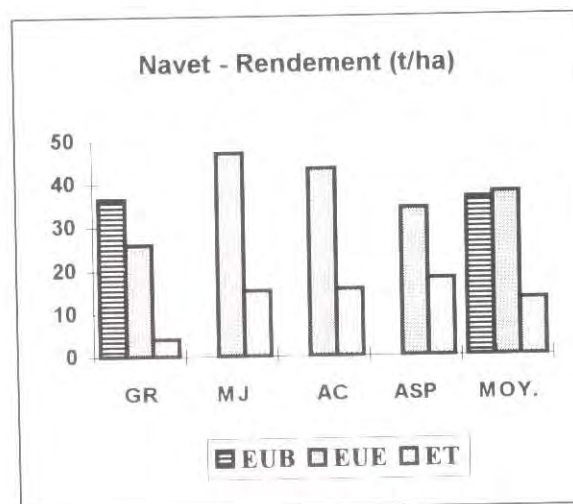
2.8.1. Germination, levée et suivi de la culture

En laboratoire, le test de germination n'a montré aucun effet significatif des différents types d'eau sur le pourcentage de germination proche de 95 %. Au champ, la levée a été influencée aussi bien par la qualité de l'eau que par le système d'irrigation. L'effet dépressif de l'EPT s'est manifesté en gravitaire alors qu'en aspersion l'EPT a donné la meilleure levée. En irrigation localisée, les deux types d'eau ont provoqué des levées identiques parce que l'irrigation quotidienne a favorisé la germination et la levée en maintenant une humidité élevée en surface et en atténuant les effets de la salinité.

2.8.2. Rendement de la culture

L'EPT a engendré des rendements plus faibles par rapport à l'EUE et ce pour l'ensemble des systèmes d'irrigation probablement à cause de la salinité. La faiblesse des rendements est le résultat d'une réduction de la densité de peuplement et est due à l'insuffisance des apports en éléments fertilisants. Les quantités d'azote apportées par les eaux d'irrigation sont de 27, 60 et 89 kg par hectare respectivement pour l'EPT, l'EUE et l'EUB alors que les besoins théoriques sont estimés à 150 kg/ha. La température peu élevée de la période novembre-février avec laquelle coïncide la plus grande partie du cycle est un autre facteur qui peut expliquer la faiblesse des rendements.

Figure 13



3. SYNTHÈSE

Le tableau 4 présente les quantités apportées par les eaux d'irrigation en azote phosphore et potassium en comparaison avec les besoins théoriques en ces mêmes éléments des cultures pratiquées durant le projet.

Tableau 4: Apports par les eaux d'irrigation et besoins des cultures en éléments fertilisants.

Cultures	volume net d'irrigation*	Apports en fertilisants par les eaux usées (kg/ha)				Besoins théoriques en fertilisants (kg/ha)		
		type d'eau	N	P	K	N	P	K
Luzerne	1 340	EUB	536	193	413	700	120	625
		EUE	295	126	463			
		EPT	86	05	370			
Maïs grain	490	EUB	196	71	151	175	64	184
		EUE	108	46	170			
		EPT	32	02	135			
Courgette	380	EUB	152	55	117	120	100	100
		EUE	84	36	131			
		EPT	24	02	105			
Fève	340	EUB	136	49	105	100	60	40
		EUE	75	32	118			
		EPT	22	01	94			
Concombre	640	EUB	256	92	197	150	160	150
		EUE	141	60	221			
		EPT	41	03	177			
Pois	180	EUB	72	26	55	100	35	160
		EUE	40	17	62			
		EPT	12	01	50			
Tomate	630	EUB	252	91	195	175	175	150
		EUE	140	59	220			
		EPT	40	02	175			
Navet	170	EUB	68	25	53	80	70	150
		EUE	38	16	60			
		EPT	10	00	49			

(*) Il s'agit des éléments fertilisants mis à la disposition de la culture, pour l'effet sur l'environnement il faut prendre en considération la totalité de l'eau apportée qui varie selon le système d'irrigation.

A partir de ce tableau, on peut faire les remarques suivantes :

- Les eaux usées brutes arrivent à couvrir les besoins en azote de la plupart des cultures. Le taux de couverture de ces besoins par les deux autres types d'eau varie entre 40 et 95% pour l'EUE et entre 12 et 27% pour l'EPT.
- Concernant le potassium, les apports des trois types d'eau dépassent, d'une façon générale, les besoins théoriques des cultures.

- Les quantités de phosphore véhiculées par de l'eau de puits témoin sont presque nulles. Quant aux eaux usées, leurs apports en cet élément représentent, par rapport aux besoins théoriques des cultures, entre 55 et 100% pour l'EUB et entre 33 et 100% pour l'EUE.

Par ailleurs, le taux de couverture des besoins théoriques en élément fertilisants par les apports des eaux d'irrigation est faible pour les cultures d'hiver et élevé par les cultures d'été. Ceci est dû au fait que les apports en eau d'irrigation sont plus importants en été qu'en hiver en raison de la demande climatique.

En dépit des différences remarquées entre les différents types d'eau, quant à l'apport en éléments fertilisants, les différences dans les rendements des cultures obtenus avec ces types d'eau n'ont pas été toujours significatives.

En effet, le tableau 5 qui synthétise l'ensemble des productions obtenues avec les différents types d'eau et types de cultures montre que pour cinq cultures sur huit, l'EUB et l'EUE ont donné les mêmes rendements.

De même que pour certaines cultures, et certains systèmes d'irrigation, l'EUE et l'EUT ont entraîné le même rendement. L'exemple de la luzerne irriguée par le micro-jet illustre bien ce constat.

Ces résultats nous amènent à conclure que l'effet fertilisant des eaux usées ne dépend pas uniquement de la richesse de ces eaux en éléments minéraux mais d'autres facteurs peuvent intervenir en particulier le type de sol ; la qualité de l'eau d'irrigation ; le système d'irrigation et le cycle de la culture comme le montre la figure 14

Parmi ces facteurs certains ont eu un rôle déterminant : le sol, la qualité de l'eau (salinité) et le système d'irrigation.

Effet du sol

Le tableau 6 montre l'importance des fournitures en azote par le sol de Ouarzazate par rapport aux apports des eaux d'irrigation et les besoins, en cet élément, d'une culture de luzerne.

Tableau 6: quantités d'azote, fournies par le sol, apportées par les eaux d'irrigation et prélevées par la luzerne (irrigation par microjet)

Type d'eau	Production (t/ha) *	N exporté (kg/ha) (1)	N apporté eaux usées (kg/ha) (2)	N fourni par sol (3) = (1) -(2)	Ratio (3)/1x100
EUB	277	1 580	300	1 280	81%
EUE	269	1 537	1 025	512	33%

* Il s'agit du cumul de production en vert de trois années.

Tableau 5. Productions des différentes cultures essayées en fonction des types d'eau et systèmes d'irrigation.

Systèmes d'irrigation	Type d'eau	Luzerne (rendement en vert t/ha)							Mâis grain (q/ha)	Courgette t/ha	Fève t/ha	Concombre fruit t/ha	Pois q/ha	Tomate t/ha	Navet t/ha	
		Pérenne			Total	Printemps/Été	Automne	Hiver/Printemps								Été
		1ère année	2ème année	3ème année												
Gravitaire	EPT	23,49 B	69,97 B	64,91 B	158,36 B	22,72 B	3,0 B	5,80 B	0 C	3,47 C	10,99 B	4,03 C				
	EUE	46,28 A	108,15 A	103,49 A	252,62 A	44,32 A	10,11 A	11,56 A	22,48 B	6,55 B	26,65 A	25,94 B				
	EUB	44,22 A	134,03 A	109,21 A	293,43 A	45,43 A	13,71 A	12,87 A	41,55 A	14,87 A	34,83 A	36,45 A				
	Signif	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S				
	Coef.de var	9,7%	7,5%	12,2%	7,8%	15%	20,6%	6,0%	10%							
Micro-jet	EPT	39,12	114,54	123,10	276,76	11,06	1,3 B	220 B	0 B	0	17,3 B	15,22 B				
	EUE	35,20	109,88	144,18	269,13	11,81	15,9 A	5,21 A	27,26 A	0	36,53 A	46,96 A				
	Signi	N.S	N.S	N.S	N.S	N.S	S	S	S	S	S	S				
	Coef.de var	13,3%	5%	6,7%	3,7%	22,8%	19,6%	18,3%			13,9%	13,9%				
Goutte à goutte	EPT	47,06	120,14 B	96,9	264,10 B	35,46 B	9,64 B	8,26 B	7,06 B	0,41	8,20	15,51 B				
	EUE	50,59	151,62 A	137,71	351,92 A	50,09 A	21,61 A	16,21 A	327 A	0,55	12,87	43,31 A				
	Signi	N.S	S	N.S	S	N.S	S	S		N.S	N.S	S				
	Coef.de var	17,0%	3,5%	14,7%	4,2%	22,8%	13,5%	5,9%	7,8			21,50				
Aspersion	EPT	32,57	123,41 B	107,56	263,7	30,15	11,09 B	11,10	9,88 B	0,3	2,29 B	17,91 B				
	EUE	34,72	131,57 A	110,12	276,39	16,03	19,81 A	13,22	32,18 A	0	23,69 A	34,09 A				
	Signi	N.S	S	N.S	N.S	N.S	S	N.S	S		S	S				
	Coef.de var	3,3%	1,5%	7,7%	2,8%	25%	15,2%	13,8%								

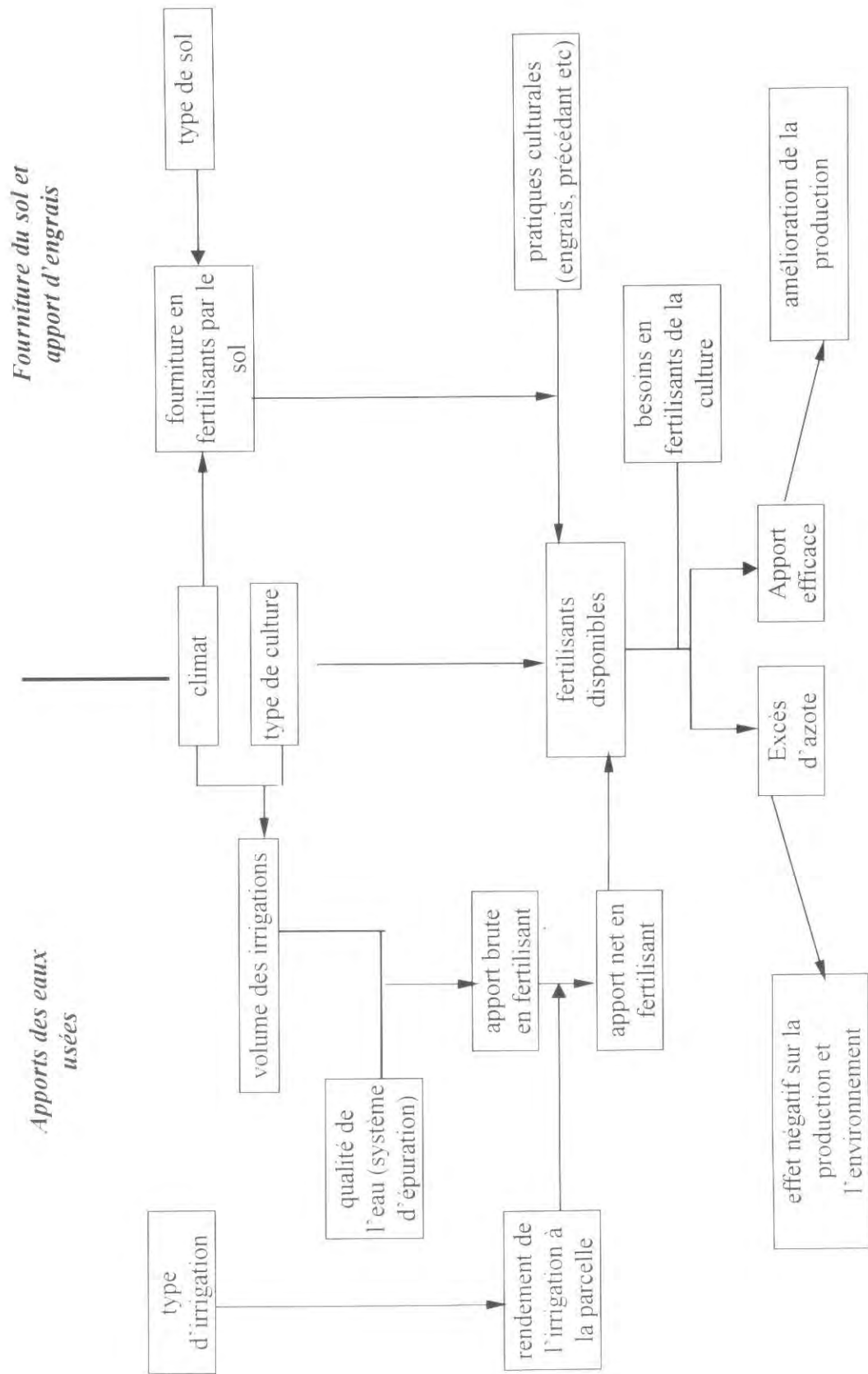


Fig. 14. Facteurs influençant l'efficacité des éléments fertilisants apportés par les eaux usées

D'après ce tableau, on remarque que le sol de Ouarzazate a été capable de fournir à la culture de luzerne, pendant trois ans, une quantité d'azote, de 1 280 Kg/ha représentant 81% de ses prélèvements en cet élément.

Aussi, la quantité d'azote, fournie par le sol a-t-elle dépassé celle apportée par les eaux usées. Sur un tel type de sol l'effet fertilisant des eaux usées est masqué.

Effet du système d'irrigation

Ainsi par exemple, l'EUE a donné un rendement de luzerne meilleur par rapport à l'EPT lorsqu'on a utilisé le gravitaire ou l'ajutage calibré. Par contre, avec l'irrigation par aspersion ou par microjet, l'effet du type d'eau a été non significatif.

Toutefois on peut conclure que le système d'irrigation ajutage calibré a été le plus performant pour la luzerne, les cultures d'automne et les cultures de printemps. Par contre, il s'est révélé être le moins adapté des systèmes pour les cultures d'été sous les conditions de Ouarzazate.

L'irrigation par micro-jet lorsqu'elle a été appliquée exclusivement la nuit a donné les meilleurs résultats pour les cultures d'été.

Effet de la salinité

A l'instar de la plupart des villes du sud marocain, Ouarzazate est alimentée par une eau potable dont la conductivité électrique varie entre 2 et 3 mmhos/cm.

Cette salinité qui se retrouve dans les eaux usées a un fort impact sur la réutilisation. La figure 15 montre l'effet de l'EPT, l'EUE et de l'EUB sur les cultures classées en deux groupes : sensibles et non sensibles à la salinité.

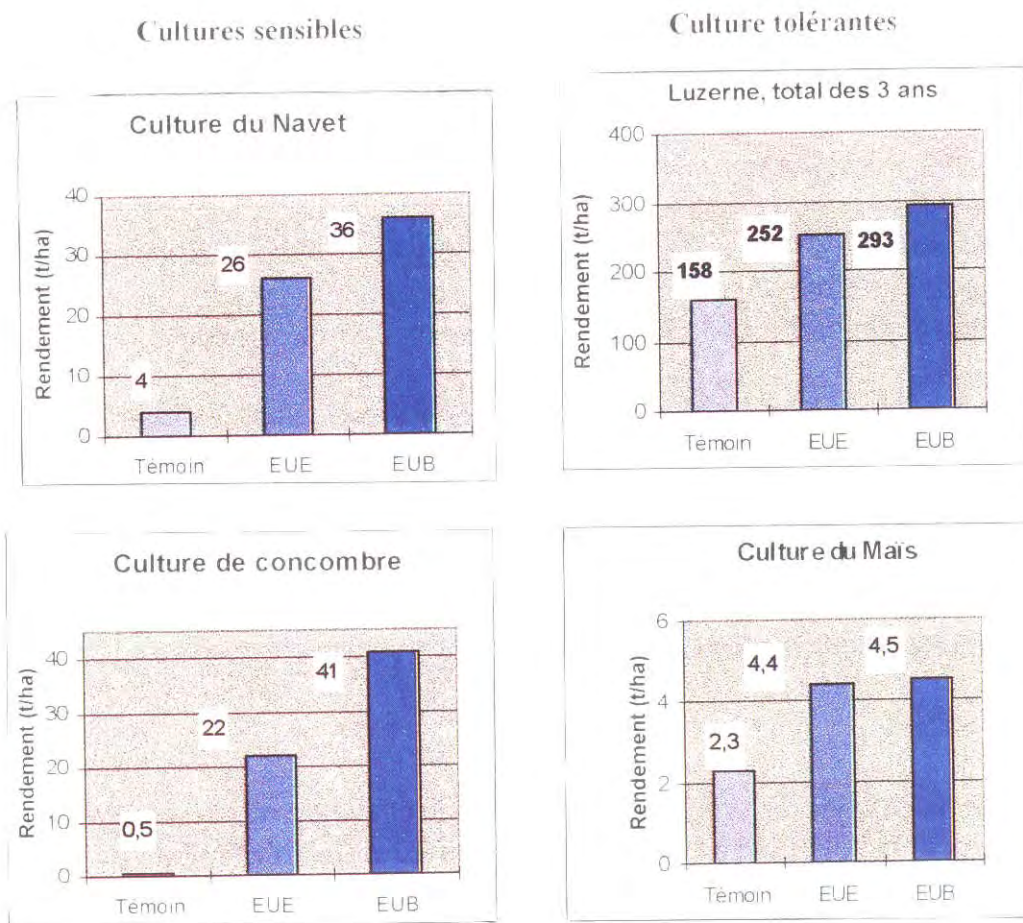
On note, d'après cette figure, que dans le cas des cultures sensibles, l'EUB, et dans un moindre degré, l'EUE ont atténué l'effet négatif de la salinité ce qui a permis d'entraîner un rendement meilleur par rapport à l'EPT.

Par contre, dans le cas des cultures tolérantes, la différence dans les rendements, entre l'EUE et l'EUB a été non significative. L'EPT a donné un rendement moindre par rapport aux eaux usées mais l'écart entre les rendements a été faible comparativement au cas des cultures sensibles.

L'effet atténuant de l'EUB a été dû probablement au développement, à la surface du sol, d'une couche fine constituée de matière organique (18%) et d'éléments en suspension déposés au fur et à mesure que l'application des irrigations.

Cette couche de couleur noirâtre aurait constitué un écran diminuant l'évaporation et l'accumulation des sels à la surface du sol.

Figure 15. Comportement des cultures en fonction de leur degré de tolérance ou de sensibilité vis-à-vis de la salinité.



4. QUALITE HYGIENIQUE DES PRODUCTIONS

La qualité hygiénique des productions a été appréhendée dans ce projet à travers la mise en place d'un protocole expérimental basé sur une série de comparaisons qui visent à déterminer :

- l'effet du type d'eau utilisée en irrigation (eau brute, eau épurée et eau de puits témoin).
- l'effet sur la survie des micro-organismes véhiculés par les eaux d'irrigation :
 - du contact fruit-eau d'irrigation ,
 - de l'exposition du fruit au rayonnement solaire ,
 - du nombre d'irrigations appliquées et leur fréquence.

L'effet de ces trois facteurs a été déterminé par la comparaison du degré de contamination des fruits ou des organes végétaux consommés, d'une série de cultures. Cette série a été choisie de sorte qu'elle couvre un large éventail permettant ainsi d'obtenir les diverses situations souhaitées.

Les cultures d'été, saison à forte demande climatique, ont été comparées à celles d'hiver pour déterminer l'effet du facteur irrigation (nombre et fréquence). Les cultures à feuillage touffu et dense ont été comparées à celles à feuillage épars pour déterminer l'effet du facteur rayonnement solaire;

Les cultures à port rampant, autorisant un contact direct entre le fruit et l'eau d'irrigation (le cas extrême étant celui du navet culture où c'est la racine qui est récoltée), ont été comparées à celles à port dressé où ce contact direct est réduit pour déterminer l'effet contact fruit-eau d'irrigation.

Le tableau 7 synthétise les résultats obtenus à partir des analyses bactériologiques des organes récoltés. Il regroupe les cultures selon leur type et donne les moyennes par groupe chaque fois que cela a été possible. Seuls les chiffres concernant le gravitaire ont été analysés en ce sens qu'ils permettent une comparaison complète englobant l'eau brute qui n'est utilisée que dans ce système.

L'analyse des chiffres reproduits dans le tableau 6 permet de faire plusieurs constatations :

- La contamination par les coliformes et par les streptocoques fécaux suit les mêmes tendances et reflète ainsi l'évolution logique attendue qui dit que le degré de contamination augmente quand on passe de l'eau brute à l'eau témoin; la contamination résultant de l'utilisation des eaux épurées étant intermédiaire.

- Le degré de contamination observé chez les cultures à feuillage touffu et dense comme la luzerne était supérieur à celui des cultures à feuillage épars comme la fève et le pois. Ces dernières permettent au rayonnement solaire d'atteindre le fruit ce qui entraîne un effet létal de ce rayonnement sur les germes. Cet effet est conjugué dans le cas de la fève et du pois au port dressé qui minimise le contact entre l'eau d'irrigation et le fruit.
- Le degré de contamination relativement bas du navet, culture dont l'organe récolté est une racine, n'est pas surprenant. En effet, malgré le fait que le contact avec l'eau d'irrigation est direct et que l'effet "rayonnement solaire" n'existe pas, la contamination reste réduite probablement pour deux raisons principales : le nombre relativement réduit d'irrigations appliquées et l'entraînement en profondeur, loin de la zone racinaire, des germes par les eaux de pluies.

En ce qui concerne les autres systèmes d'irrigation, les résultats des suivis ont montré dans la plupart des cultures que le degré de contamination des fruits des parcelles EUE était comparable à celui des fruits des parcelles témoin (EPT). De même les suivis ont généralement confirmé l'effet exposition au rayonnement solaire consécutif à l'utilisation des systèmes d'irrigation aériens sur la réduction du nombre de germes contaminants par comparaison avec les systèmes d'irrigation non aériens comme l'ajutage calibré et le gravitaire.

En conclusion, on peut avancer que l'effet "type d'eau" a été clairement démontré en ce sens que les eaux usées brutes étaient automatiquement associées à une forte contamination par comparaison avec les eaux épurées ou l'eau témoin. Cependant, l'utilisation de ces résultats reste très limitée et leur signification toute relative. En effet, l'idéal aurait été de disposer des résultats analytiques présentés ci-dessus en même temps que les données épidémiologiques concernant les populations qui auraient consommé les produits analysés (les produits irrigués avec les eaux usées brutes étant, bien entendu, non autorisés à la consommation). Ceci aurait permis de savoir s'il existe des corrélations entre les divers degrés de contamination des produits récoltés, d'une part, et les effets sur la santé des populations qui les consomment, d'autre part.

Tableau 7 : contamination par les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux des différents types de cultures menées sur le site du projet

	Coliformes fécaux			Streptocoques fécaux		
	EUB	EUE	TEMOIN	EUB	EUE	TEMOIN
Cultures à feuillage touffu et dense : Luzerne						
1991	1000	600	500	1100	400	20
1992	4066	853	423	4266	1866	296
1993	2326	1160	576	1160	1096	673
Moyenne	2460	870	500	2175	1120	330
Cultures à port rampant						
Concombre	1260	650	*	1030	600	*
Cultures à port dressé et feuillage épars						
Tomate	17	11	7	18	15	12
Fève	8	0	0	30	0	0
Pois	20	14	5	12	10	6
Moyenne	15	8	4	20	8	6
Cultures type racine						
Navet	17	12	3	28	13	6

* La sensibilité de la culture à la salinité a conduit à une absence totale de fruits sur les parcelles témoin irriguées avec les eaux souterraines ayant une salinité supérieure à celle des eaux usées brutes ou épurées.

5. CONSEQUENCE DE LA REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES SUR LA CONTAMINATION DU SOL ET DES EAUX SOUTERRAINES

5.1. Contamination bactériologique du sol

La survie des micro-organismes sur le sol est une donnée importante à maîtriser dans les expérimentations de réutilisation des eaux usées en agriculture. La contamination biologique du sol ne devrait pas, en principe, modifier la structure du sol ni son fonctionnement. Elle ne concerne que les aspects de santé publique qui touchent à la protection des travailleurs agricoles et des consommateurs des végétaux irrigués avec ces eaux.

Sur un autre plan, le suivi de la progression de la contamination en profondeur du sol peut être une indication sur son efficacité de servir comme filtre pour empêcher les micro-organismes d'atteindre les eaux souterraines.

Les résultats obtenus sur cet aspect confirment les données déjà publiées en ce sens que le degré de contamination du sol et qui reflètent, par conséquent, la durée de survie des micro-organismes sur ce sol dépendent du type d'eau utilisé, du type de culture pratiquée, du degré d'humidité du sol qui lui-même est en relation avec la fréquence des irrigations et leur nombre ainsi qu'avec l'effet du rayonnement solaire.

La conjonction de deux ou plusieurs de ces facteurs; par exemple un sol couvert par une culture ayant un feuillage touffu et dense menée en été (forte demande en eau) conduit à un sol plus contaminé qu'un sol couvert par une culture à feuillage épars menée en hiver (pluies et faible demande en eau).

Des prélèvements de sol ont été opérés après l'enlèvement de différentes cultures sur des parcelles ayant été irriguées avec le système gravitaire

Les principales constatations sont les suivantes :

- L'utilisation d'eau usée brute peut conduire à de fortes contaminations en germes pathogènes, même jusqu'à des profondeurs atteignant 1m. Cependant, on remarque que cette contamination diminue très vite après la récolte, pour atteindre des niveaux tout à fait satisfaisants 15 jours après la récolte.
- On observe par contre que l'utilisation d'eau usée épurée n'entraîne qu'une très faible contamination du sol, dont les teneurs en germes pathogènes sont très semblables à celles des échantillons en provenance des parcelles irriguées avec l'eau témoin.
- Enfin, la contamination bactérienne ne dépasse jamais la profondeur des premiers 25cm pour les parcelles irriguées avec de l'eau usée épurée, ce qui écarte tout risque de contamination pour la nappe aquifère avec l'utilisation de ce type d'eau.

Les données du tableau 8 montrent clairement que les conditions qui favorisent la survie des micro-organismes à la surface du sol favorisent leur migration vers les horizons inférieurs ce qui pourrait menacer la qualité des eaux souterraines à moyen et long termes.

Tableau 8. Contamination du sol par les coliformes et les streptocoques fécaux à l'enlèvement du maïs (culture d'été) et du navet (culture d'hiver)

Profondeur	EUB				EUE			EPT	
	0-5	5-25	25-50	50-100	0-5	5-25	25-50	0-5	5-25
Navet (hiver)									
CF	10	40	3	0	3	3	0	0	0
SF	47	31	8	0	14	13	3	0	0
Maïs (été)									
CF	5600	1900	3500	280	35	0	0	6	0
SF	47	31	8	0	6	4	4	12	0

En ce qui concerne la contamination par les œufs d'helminthes, la situation est facilitée par le fait que seules les parcelles EUB ont été contaminées. Les parcelles EUE ou témoin sont restées exemptes d'œufs d'helminthes.

Par ailleurs, la migration des œufs en profondeur dans les parcelles EUB n'a pas été constatée et seule la contamination en surface avait lieu à cause de la propriété du sol d'arrêter les œufs dès les premiers centimètres du sol.

5.2. Contamination bactériologique des eaux souterraines

Les suivis biologiques effectués sur le puits de la station permettent d'affirmer que la qualité des eaux souterraines n'a pas été altérée par le déroulement du projet. Cependant, cette conclusion doit être considérée dans le contexte d'un projet de petite taille qui a duré quatre années en tout. Il se pourrait qu'il en soit autrement si les parcelles irriguées étaient plus étendues et si la durée d'application des eaux usées brutes notamment était prolongée.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

1. Climat et cycles des cultures

A la lumière des données climatiques relevées en 1991-1992 et auparavant, le climat de Ouarzazate s'est avéré très contrasté.

Deux grandes périodes se distinguent à savoir :

- une période hivernale, allant de novembre à février, durant laquelle la demande climatique est faible et les températures minimales restent négatives pendant une longue durée (35 jours en 1991).
- une période, allant d'avril à septembre, caractérisée par des températures et une demande climatique élevées.

Les phases transitoires entre ces deux périodes sont très courtes et se limitent pratiquement aux mois de mars et octobre.

Aussi l'époque la plus favorable à l'installation des cultures se limite à certaines périodes de l'année à savoir le mois de mars pour les cultures de printemps. Car au delà de cette date, les plantes sont soumises aux risques de salinité et de battance du sol qui s'accroissent avec la chaleur. Concernant les cultures d'automne et d'hiver, celles-ci doivent être installées dès fin août – début septembre. Les semis ou plantations tardifs exposent les cultures aux gel et basses températures notamment pour les cultures tolérant mal ou pas du tout le froid.

Par ailleurs, les cultures d'été sont à proscrire ou du moins à limiter. Car en plus des considérations purement agronomiques soulevées ci-dessus (époque favorable d'installation), les cultures d'été nécessitent la mobilisation de volumes très importants en eau ce qui augmente considérablement la masse apportée en sel et en azote. D'où le risque de salinisation du sol et de la nappe et la contamination des eaux souterraines par les nitrates.

2. Effet des eaux d'irrigation

Les résultats obtenus ont montré l'absence de l'effet fertilisant des eaux usées, en raison de la richesse du sol de la station permettant la fourniture de quantités importantes en azote, phosphore et potassium, aux plantes. Ainsi, l'apport de toute fumure minérale est à limiter voire proscrire momentanément.

Toutefois, pour les cultures d'hiver (pois et navet), les fournitures en azote par le sol sont limitées par les faibles températures d'où l'intérêt des apports des eaux usées en cet élément qui augmentent les rendements.

Par contre, l'effet de salinité de ces eaux a été remarquable. L'eau de puits a entraîné, dans la quasi totalité des cas, la production la plus faible par rapport aux autres types d'eau, c'est à dire l'eau usée brute et épurée. A signaler que l'eau usée brute a présenté une tendance à l'atténuation de l'effet de la salinité dans le sol avec l'irrigation gravitaire.

3. Irrigation

3.1. Estimation des besoins en eau des cultures

La comparaison de trois méthodes d'estimation de l'évapotranspiration des cultures a montré que la formule de Blaney-Cridlle, n'utilisant que la température comme donnée climatique, sous estime, dans les conditions de Ouarzazate, la demande climatique par rapport aux formules de Penman et du bac classe 'A' (version FAO), notamment pour la période s'étalant entre mars et mai. D'où la proposition d'adopter des valeurs élevées du coefficient cultural (K_c), lorsque l'utilisation de la formule de Blaney-Cridlle devient inévitable par le manque de données climatiques (évaporation, humidité de l'air, rayonnement, ...etc.) permettant le recours aux autres formules.

3.2. Conduite des irrigations

La pratique de l'irrigation nocturne est indispensable si l'on veut obtenir des résultats satisfaisants avec les systèmes d'irrigation par aspersion et microjet. Ceci afin d'éviter les vitesses du vent excessives et les fortes chaleurs du jour. Ces deux éléments réduisant l'uniformité d'arrosage et le rendement de l'irrigation à la parcelle, favorisant, par ailleurs, l'accumulation, au niveau des feuilles, des ions sodium et chlore qui sont très toxiques à des concentrations élevées.

Quant à l'irrigation de surface, les semis sur billons doivent être limités au maximum, ou du moins, en diminuer les hauteurs, afin d'éviter la concentration des sels à leurs sommets. La perméabilité du sol de la station étant faible et pente du terrain élevée, les débits d'eau d'irrigation en tête des parcelles devraient être très limités.

Concernant la technique d'irrigation localisée 'ajutage calibré', le placement des rangs d'irrigation à côté des lignes de semis est nécessaire pour avoir une bonne levée. Ceci demande des déplacements quotidiens des rampes dans le cas des cultures dont les lignes de semis ne coïncident pas avec celles des rampes.

3.3 Performances agronomiques des systèmes d'irrigation

Parmi les systèmes d'irrigation essayés à la station, l'ajutage calibré s'est montré très performant dans nos conditions expérimentales, ceci malgré l'inconvénient cité ci-dessus.

Par contre, le système 'micro-jet' s'est avéré le moins adapté, lorsque l'irrigation est diurne, notamment pour les cultures sensibles à la salinité et à la toxicité des ions chlorure et sodium.

Par contre, quand la pratique de l'irrigation a été exclusivement nocturne, le micro-jet a donné les meilleurs résultats dépassant même pour certaines cultures les performances de l'ajutage calibré.

Les modes d'irrigation par aspersion et de surface ont été intermédiaires entre ces deux techniques.

4. Comportement de certaines cultures

4.1. Luzerne

La culture de luzerne s'est montrée bien adaptée aux conditions de la station.

Un rendement record de 150 tonnes à l'hectare en vert a été obtenu en huit coupes réalisées durant la deuxième année. Les coupes permettent un renouvellement continu de son appareil végétatif ce qui confère à cette culture une capacité remarquable de résistance à la salinité et à la toxicité des ions chlorure et sodium.

4.2. Courgettes et concombres

Ces deux cultures se sont montrées très sensibles à la salinité. Avec le système micro-jet, favorisant l'accumulation des ions Na^+ et Cl^- au niveau des feuilles, la végétation a complètement disparue suite à la toxicité de ces deux éléments. Ce phénomène a été accentué par les cycles estivaux pratiqués pour ces deux cultures.

4.3. Pois

Le semis tardif de cette culture a entravé son développement, à cause du froid qui s'installe à Ouarzazate dès le mois de novembre. La végétation (biomasse) s'est bien développée. Cependant la formation des gousses et des grains a été ralentie ce qui explique les faibles rendements obtenus.

IMPACT
SUR
L'ENVIRONNEMENT
EAU ET SOL

INTRODUCTION

La présente partie du document a pour objectifs de :

- Mettre en évidence les principaux problèmes environnementaux liés à la valorisation agricole des EUE.
- Proposer des solutions pour une gestion rationnelle et durable de cette ressource.

1. CARACTERISATION DU SOL ETUDIE

Le sol est peu évolué d'apport alluvial. Il présente une texture limono-argileuse à teneur relativement élevée en limon (35% en moyenne) (tableau 1).

La densité apparente est relativement élevée. La vitesse d'infiltration est faible en raison de sa texture d'une part et de sa teneur élevée en sodium d'autre part. On enregistre, en effet, des valeurs d'ESP variant de 10 à plus de 40%.

Le sol est calcaire, moyennement pourvu en matière organique, en azote total et en phosphore assimilable et riche en potassium. Le pH moyen est de 8,4 et la capacité d'échange cationique est en moyenne de 12 méq/100g. Les concentrations en éléments traces sont faibles.

Tableau 1: Caractéristiques physico-chimiques du sol.

Profondeurs (cm)	Terre fine					Humidité équivalente %
	Argile 0-20	Limon fin 2-20	L.Grossier 50-200	Sable fin 50-200	S. Gros 200-2000	
0-20 cm	32.5	18.7	15.7	19.3	13.0	23.65
25-50cm	31.3	21.8	12.9	20.0	11.2	23.85

	% terre fine				C/N	% terre fine	
	CaCO ₃ t.	C	matière organique	N		P ₂ O ₅ assimilab.	K ₂ O assimilab.
0-25 cm	10.35	0.97	1.71	0.15	6.47	0.31	0.7
25-50cm	10.96	0.67	1.14	0.13	5.15	0.21	0.6

	pH eau	Complexe d'échange méq/100g					ESP(2) %	C.E(3) extrait 1/5 mmhos/cm
		Ca	Mg	Na	K	C.E.C		
0-25 cm	8.38	7.73	6.63	3.25	0.16	12.13	26.8	0.55
25-50cm	8.43	7.07	6.08	2.99	0.13	11.79	25.4	0.55

	Densité apparente g/cm ³	Densité réelle g/cm ³	Capacité de Rétention (%)	Vitesse d'infiltration (mm/h)
0-25 cm	1.48	2.48	20.13	(0 cm)
25-50 cm	1.69	2.56	20.07	1.8

Teneurs moyennes en métaux lourds totaux (mg/Kg)

Profondeurs (cm)	Ni	Mn	Cu	Zn	Fe	Co	Pb	Al
0-25	0.108	0.391	0.062	3.403	18.670	0.101	1.401	24.270
25-50	0.091	0.361	0.054	3.592	18.497	0.105	0.947	25.485
50-100	0.075	0.371	0.055	3.662	19.467	0.079	2.150	22.448
100-150	0.071	0.347	0.043	3.713	18.381	0.112	1.934	23.881

Teneurs moyennes en métaux lourds échangeables (mg/Kg)

Profondeurs (cm)	Zn	Fe	Mn	Cu	Co
0-25	5.12	4.80	17.32	5.21	5.97
25-50	3.92	3.93	17.98	3.29	4.97
50-100	3.29	3.85	15.21	4.98	6.12
100-150	3.20	3.27	9.02	3.86	5.46

2. QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX D'IRRIGATION

Les eaux EUB et EUE sont classées en C4S2 et l'EPT en C4S3. La conductivité électrique et le SAR sont respectivement de 2,62 mmhos/cm et 5,97 pour les EUB, de 2,59 mmhos/cm et 5,96 pour les EUE et de 4,13mmhos/cm et 7,19 pour l'EPT (tableau 2). Ce qui nécessite dans le cas de l'irrigation de surface des restrictions sévères pour l'EPT et des restrictions modérées pour l'EUB et l'EUE (directives FAO).

Le sel dominant pour les trois types d'eau est le chlorure de sodium. Les teneurs les plus élevées en Na^+ et en Cl^- sont observées dans l'EPT. L'effet de toxicité, lié à ces ions, est aggravé dans le cas de l'irrigation par aspersion et par microjet en liaison avec l'absorption foliaire des ions toxiques. Il dépend également de la nature de la culture et du stade physiologique, les cultures étant plus sensibles au stade jeune.

Tableau 2: Caractéristiques physico-chimiques moyennes des eaux d'irrigation

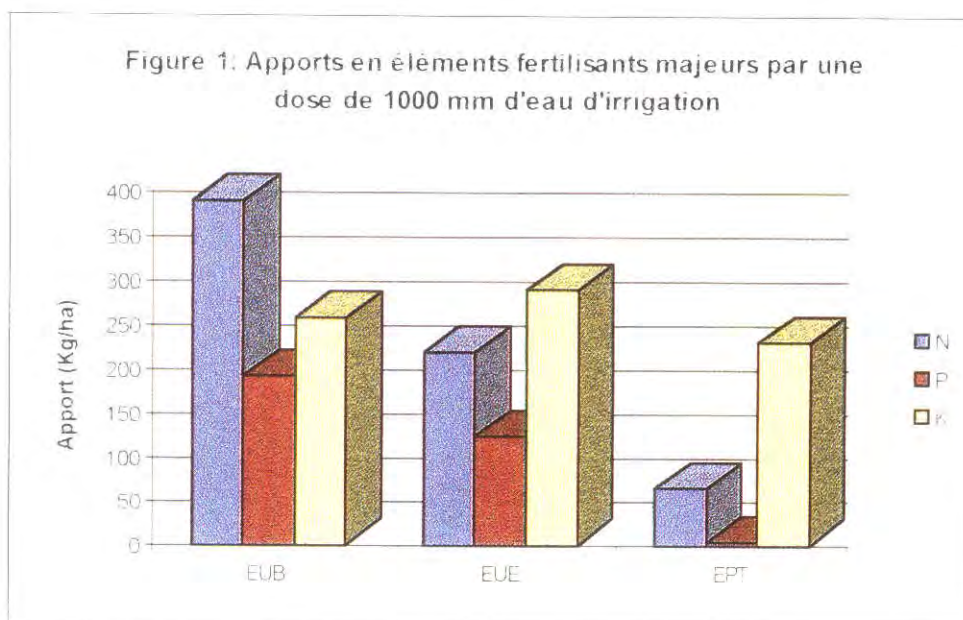
Paramètre physico-chimiques	EPT	EUB	EUE
pH	7,25	7,52	8,34
CE (mmhos/cm)	4,13	2,62	2,59
P- PO_4^{3-} (mg/l)	0,34	19,29	12,47
N- NH_4^+ (mg/l)	0,92	35,23	20,10
N- NO_3^- (mg/l)	5,46	1,96	1,38
N- NO_2^- (mg/l)	0,03	1,85	0,41
HCO_3^- (mécq/l)	9,04	11,45	8,76
CO_3^{2-} (mécq/l)	0	0	0
SO_4^{2-} (mécq/l)	14,22	5,08	7,82
Cl ⁻ (Mécq/l)	20,88	12,67	13,19
Ca ⁺⁺ (mécq/l)	11,51	6,86	7,52
Mg ⁺⁺ (mécq/l)	8,92	5,97	6,84
K ⁺ (mécq/l)	0,59	0,66	0,74
Na ⁺ (mécq/l)	23,00	15,13	15,99
SAR	7,19	5,97	5,96

Pour réduire cet effet, nous avons adopté la pratique de l'irrigation par aspersion pendant la nuit. Les résultats étaient nettement meilleurs tant sur le plan de la croissance et la production des cultures que sur le plan du maintien d'un bon équilibre salin au niveau du sol

La teneur élevée des sels dans les eaux compense l'effet néfaste du Na sur la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol. Le pH est neutre pour EPT et EUB et alcalin pour EUE.

3. VALEUR FERTILISANTE DES EAUX

Les eaux EUB et EUE présentent une valeur fertilisante, en éléments majeurs, extrêmement appréciable (figure 1).



Dans ces eaux, l'azote est présent essentiellement sous forme ammoniacale soit 35,23mg/l dans EUB et 20,10 mg/l dans EUE confirmant les résultats obtenus par d'autres auteurs (RHALLABI *et al*, 1990; REJEB, 1986). L'élimination de l'azote qui se produit au cours de l'épuration est due à une consommation par les algues et les micro-organismes en plus d'une volatilisation de l'ammoniac qui a lieu en milieu alcalin ($pH_{EUE} = 8,34$).

Si on ne considère que la fraction d'azote minéral directement assimilable par la plante, les eaux d'irrigation apportent au sol 390, 219 et 64 kg/ha respectivement pour EUB, EUE et EPT. Ces valeurs représentent respectivement environ 220%, 125% et 37% des besoins théoriques de la tomate prise comme exemple. Elles dépassent, dans le cas des EUB et EUE, les besoins de la plupart des cultures en azote (tableau 3).

A cette forme d'azote s'ajoute la forme organique apportée par les eaux EUB et EUE ainsi, que celle du sol qui sont progressivement minéralisées de sorte que les besoins moyens de la plupart des cultures se trouvent largement dépassés causant ainsi un risque potentiel de pollution de la nappe par les nitrates.

Tableau 3 :Exportations moyennes en éléments majeurs N, P et K en Kg/ha.

Culture	Rendements	N	P	K
Luzerne (1 ^{ère} année)	70 T/ha (vert)	350	64	380
Luzerne (croisière)	120T/ha (vert)	700	120	625
Mais - grain	75 q/ha	175	64	184
Fève	30 q/ha	20	60	40
Haricot	25T/ha	50	70	150
Tomate	50 T/ha	175	175	150
Pois	35 q/ha	153	33	162
Pomme de terre	35 T/ha	102	35	227
Courgette	45 T/ha	120	100	100

Pour ce qui est des éléments traces (tableau 4), les concentrations mesurées dans les EUE sont, en général, inférieures aux teneurs maximales proposées pour l'irrigation des cultures. Nous pensons que les métaux lourds se trouvant en excès ou à la limite des normes proposées ne sont pas permanents dans les EUB et qu'il s'agit de rejets ponctuels liés à de petites industries traditionnelles d'autant plus que ces éléments ne se retrouvent pas en quantités excessives dans les boues.

Tableau 4_ : Concentrations d'éléments à l'état de trace dans les eaux d'irrigation.

Eléments à l'état trace	Concentrations maximales recommandées mg/l	Concentration dans les eaux d'irrigation (mg/l)		
		EPT	EUB	EUE
Al	5.0	0.08	2.3	0.48
As	0.1	0.0000	0.0002	0.0000
Cd	0.01	0.0004	0.0010	0.0001
Co	0.05	0.044	0.22	0.077
Cr	0.1	0.0055	0.012	0.0025
Fe	5.0	0.195	10.37	2.70
Hg	-	0.0000	0.0000	0.0000
Mn	0.2	0.0325	1.45	0.33
Ni	0.2	0.01	0.135	0.044
Pb	5	0.0015	0.0090	0.001
Zn	2.2	0.063	2.26	0.96
Se	0.02	0.0012	0.0025	0.001
B	-	0.01	0.10	0.01
Cu	0.2	0.16	1.28	0.24

L'utilisation des EUE en agriculture ne doit, en principe, poser aucun problème quant à la contamination du sol, de la plante et de la chaîne alimentaire par les métaux lourds d'autant plus que le sol présente un pH acide et n'est pas initialement contaminé par ces éléments à l'état de trace.

4. VALEUR ECONOMIQUE DES EUE

L'apport d'une lame d'eau de 1000 mm permet d'économiser un coût global en éléments fertilisants de 3450 Dhs/ha (tableau 5)

Tableau 5. Montant économisé lors d'un apport de 1000 mm d'EUE.

Eléments	Apports (1000 mm d'EUE) Kg/ha	Montant en DH/ha
N	219	1303
P	125	555
K	289	1592
Total		3450



Effluent final de la station d'épuration

5. IMPACT DE L'UTILISATION AGRICOLE DES EAUX USEES SUR LA NAPPE

Le niveau de la nappe phréatique a fluctué durant la période du projet entre 2,5m et plus de 4m en amont de la station et entre 1,4m et 3,7 en aval. Vu la faible profondeur de la nappe, celle-ci se trouve fortement exposée aux problèmes de contamination par les eaux d'irrigation.

Ainsi, de fortes teneurs en sels et en nitrates sont observées dans les eaux souterraines (tableau 6). La conductivité électrique moyenne de ces eaux varie entre 5,10 mmhos/cm ($P_{réf}$) et 9,48 mmhos/cm (puits-piézomètre). La teneur en azote nitrique est de 13,54 mg/l ($P_{réf}$) et varie en moyenne entre 10,6 mg/l et 13,7 mg/l au niveau des piézomètres. Les valeurs extrêmes observées durant la période du projet sont de 19,04 mg/l (piéz 2) et 20,3 mg/l (piéz 3). Les normes de potabilité de l'eau qui sont de 50 mg/l de nitrates, soit 11,3 mg/l d'azote nitrique se trouvent ainsi dépassés.

Tableau 6 :Caractéristiques physico-chimiques moyennes des eaux de nappe.

Paramètres physico-chimiques	P _{réf}	piéz1	piéz2	piéz3	Puits piéz
pH	7.11	7.9	7.69	7.73	7.57
CE (mmhos/cm)	5.10	5.2	6.44	6.74	9.48
P-P0 ₄ (mg/l)	0.35	-	0.53	0.52	-
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	0.40	-	1.29	1.18	1.00
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	13.54	-	10.62	10.84	13.73
HCO ₃ ⁻ (méq/l)	7.63	9.0	8.35	5.67	4.50
CO ₃ ⁼ (méq/l)	0	0	0	0	0
SO ₄ ⁻ (méq/l)	18.2	17.4	29.27	39.07	46.30
Cl ⁻ (méq/l)	28.62	27	30.5	29.52	52.00
Ca ⁺⁺ (méq/l)	15.9	14.3	14.21	20.87	18.50
Mg ⁺⁺ (méq/l)	12.65	8.3	10.12	14.43	19.50
K ⁺ (méq/l)	0.99	0.7	1.52	1.65	1.20
Na ⁺ (méq/l)	28.5	30.1	42.22	37.3	62.60
SAR	7.54	8.95	12.10	8.87	14.36

6. IMPACT DE L'UTILISATION AGRICOLE DES EAUX USEES SUR LE SOL

L'irrigation par les eaux usées n'a pas permis de modification notable concernant les propriétés physiques et physico-chimiques du sol (tableaux 7 et 8). Ceci va dans le sens des observations faites par d'autres chercheurs montrant que les effets des eaux usées sur le sol ne se manifestent qu'après plusieurs années d'irrigation intensive (Shende *et al.*, 1985; Abdel Ghaffar *et al.*, 1985).

Par ailleurs, des différences significatives concernant l'effet type d'eau ont été noté pour certains paramètres du sol. Celles-ci rentrent dans les limites de la variabilité spatiale des caractéristiques du sol.

Pour la salinité du sol et sa teneur en Na⁺ échangeable, des différences significatives sont observées pour le facteur type d'eau et système d'irrigation.

L'EPT produit, en effet, une salinisation du sol et une accumulation en Na⁺ échangeable plus importantes que l'EUE et EUB.

Les parcelles luzernes, recevant plus d'eau, sont généralement moins salines que les parcelles "autres cultures".

L'aspersion n'entraîne pas une salinisation excessive du sol. pour cette technique d'irrigation, l'application d'une dose d'eau en une seule fois pendant la nuit permet d'éviter les fortes évaporations et l'accumulation des sels en surface.

A l'exception des parcelles "ajutage calibré - luzerne", l'irrigation localisée diurne, sous de fortes chaleurs, provoque une salinisation du sol. La répartition spatiale de la salinité est homogène pour le micro-jet et hétérogène pour le ajutage calibré «Bas-Rhône» à cause d'une accumulation préférentielle des sels à la périphérie des bulbes hydriques.

Tableau 7 : Résultats de l'analyse statistique de l'état final du sol (sole luzerne)

		%	%		mmhos/cm	méq/100g	%	%	mm/h
Système	Trait	M.O	Azote	pH	CE	Na ⁺	K ₂ O	P ₂ O ₅	K sat
Gravitaire	EPT	1.12	0.07B	8.28A	5.55A	4.73A	0.48B	0.136B	3.98
	EUE	1.46	0.09A	8.07B	3.07B	3.15B	0.51AB	0.178B	6.25
	EUB	1.06	0.07B	8.21A	6.08A	5.28A	0.56A	0.326A	5.02
Différence CV		NS 29.0	S* 21.3	S* 1.4	S** 37.6	S** 29.8	S* 11.2	S** 73.8	NS 43.8
Mico-jet	EPT	1.31	0.08	8.23B	6.32A	5.23A	0.59	0.089B	7.22
	EUE	1.31	0.08	8.47A	3.80B	4.47B	0.64	0.179A	12.06
Différence CV		NS 9.3	NS 10.8	S*** 1.0	S*** 16.1	S** 8.3	NS 21.2	S*** 20.8	NS 33.8
Goutte à goutte	EPT	1.32	0.08	8.33	3.89	3.71	0.51	0.070B	15.28
	EUE	1.30	0.08	8.41	3.37	4.20	0.44	0.146A	10.55
Différence CV		NS 16.2	NS 17.5	S** 0.7	NS 34.2	NS 17.5	NS 27.9	S*** 21.7	NS 64.6
Aspersion	EPT	1.21A	0.08	8.28B	6.00A	6.47A	0.63	0.099AB	7.24C
	EUE	0.97B	0.06	8.37A	3.05B	3.36C	0.53	0.151A	21.11A
	T+B	1.37A	0.08	8.19C	5.90A	4.71B	0.55	0.057B	13.81B
Différence CV		S** 23.1	NS 39.5	S*** 0.9	S** 33.4	S*** 23.4	NS 28.3	S** 56.3	S** 18.8

Tableau 8 : Résultats de l'analyse statistique de l'état final du sol (sole autres cultures)

		%	%		mmhos/cm	méq/100g	%	%	mm/h
Système	Trait	M.O	Azote	pH	CE	Na ⁺	K ₂ O	P ₂ O ₅	K sat
Gravitaire	EPT	1.10	0.06	8.28A	7.51A	3.33A	0.57	0.159	8.49
	EUE	1.24	0.08	8.34A	5.72B4	2.67B	0.52	0.203	12.25
	EUB	1.05	0.06	8.17B	84B	2.11B	0.51	0.219	12.69
Différence CV		NS 14.5	NS 17.3	S*** 0.8	S** 25.0	S** 26.4	NS 16.7	NS 49.9	NS 28.5
Micro-jet	EPT	1.04B	0.06B	8.23B	7.29A	5.62	0.59	0.095B	11.39
	EUE	1.16A	0.07A	8.29A	6.09B	5.10	0.62	0.223A	6.51
Différence CV		S* 7.3	S* 8.8	S* 0.5	S* 14.5	NS 20.5	NS 13.7	S** 57.4	NS 47.7
Goutte à goutte	EPT	0.92	0.06B	8.34	7.15	5.22	0.64	0.094	10.60B
	EUE	1.01	0.07A	8.31	6.97	5.06	0.62	0.119	21.11A
Différence CV		NS 12.6	S* 11.5	NS 1.2	NS 24.4	NS 19.7	NS 25.9	NS 29.1	S* 13.6
Aspersion	EPT	1.02	0.07	8.40A	4.38A	2.94B	0.50	0.074	14.44
	EUE	1.04	0.07	8.28B	4.42A	4.16A	0.51	0.070	10.83
	T+B*	0.90	0.06	8.40A	3.24B	2.67B	0.55	0.050	12.21
Différence CV		NS 21.3	NS 15.2	S* 1.2	S*** 14.7	S*** 19.5	NS 12.3	NS 63.0	NS 15.3

* T+B: Traitement (EPT+Boues) non présenté dans la présente note.

L'irrigation pendant trois ans par les eaux usées n'a eu aucun effet sur la teneur du sol en métaux lourds (tableau 9).

Tableau 9: Teneurs du sol en métaux lourds échangeables à l'état final (mg/kg)

Sole 2	Cu	Fe	Zn	Mn
Grav. EPT	1,26	9,58	21,52	15,07
EUE	1,03	13,79	24,47	21,14
EUB	0,86	13,19	18,67	12,12
Diff	-	NS	NS	NS
CV	-	57,7	70,9	80,7
Grav. 0-20	1,16	13,58	23,29	19,77
20-40	1,15	9,54	18,92	14,81
40-60	0,74	13,43	22,43	13,76
Diff	-	NS	NS	NS
Asp. 0-20	0,83	9,21	19,77	20,88
20-40	0,88	8,52	14,90	14,83
40-60	1,34	9,66	6,90	19,63
Diff	-	NS	S**	NS
Asp. EPT	0,79	10,1	14,24	19,40
EPT+B	1,23	8,24	13,40	17,49
Diff	-	NS	NS	NS
CV	-	49,1	41,1	52,7

La salinité du sol n'est pas liée seulement au caractère salin des eaux d'irrigation mais également à la nature du milieu physique : texture limono-argileuse du sol, faible perméabilité, densité apparente élevée et à l'existence d'une nappe salée peu profonde qui permet le retour des sels en surface par capillarité.

La vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol en milieu saturé (MUNTZ) est restée faible. Les valeurs obtenues varient entre 3,98 mm/h et 21,11 mm/h.

7. PRINCIPAUX PROBLEMES ENVIRONNEMENTAUX LIES A LA REUTILISATION DES EAUX USEES EN AGRICULTURE

7. 1. Risque de pollution de la nappe par les nitrates

7.1. 1. Danger de la pollution nitrique des eaux souterraines

La pollution nitrique des nappes phréatiques présente un problème d'ordre sanitaire lorsque ces eaux sont utilisées pour les besoins alimentaires. Les nitrates constituent le premier maillon d'une chaîne de transformation biologique qui aboutit à la formation de composés toxiques dans l'organisme.

- i) En présence d'une flore bactérienne réductrice dans la salive, les nitrates ingérés peuvent se transformer en nitrites très instables, qui sont très toxiques. Dans le sang, l'hémoglobine est transformée en méthémoglobine non fonctionnelle qui ne peut plus assurer son rôle d'oxygénation des tissus. Ce risque est d'autant plus dangereux que le consommateur est jeune (nourrissons, jeunes ruminants...) pour deux raisons :
- l'estomac du nourrisson présente un pH voisin de la neutralité et favorable à la réduction des nitrates en nitrites.
 - le nourrisson consomme proportionnellement à son poids, dix fois plus de liquide que l'adulte.
- ii) Les nitrosamines formés présentent un caractère cancérigène.

Figure 1: Chaîne de transformation des nitrates dans l'organisme (CSE 5ème session)



7.1.2. Evolution de l'azote minéral dans le sol

Les essais réalisés, sur concombre et sur tomate, ont montré que le sol d'Ouarzazate présente un potentiel de minéralisation très élevé et que les conditions thermiques couplées à l'irrigation induisent une minéralisation intense de l'azote organique natif du sol et une bonne activité nitrifiante, ce qui constitue une source naturelle supplémentaire d'azote, donnée nécessaire à une bonne rationalisation des apports par les eaux usées.

Le stock moyen d'azote minéral dans la couche 0-95 cm évalué pendant le cycle cultural du concombre (figure 2) est de 564 kg/ha, 501 kg/ha et 392 kg/ha respectivement pour EUB, EUE et EPT.

Après chaque irrigation, des quantités importantes en azote minéral sont libérées dans le sol (figure 3 a, b et c).

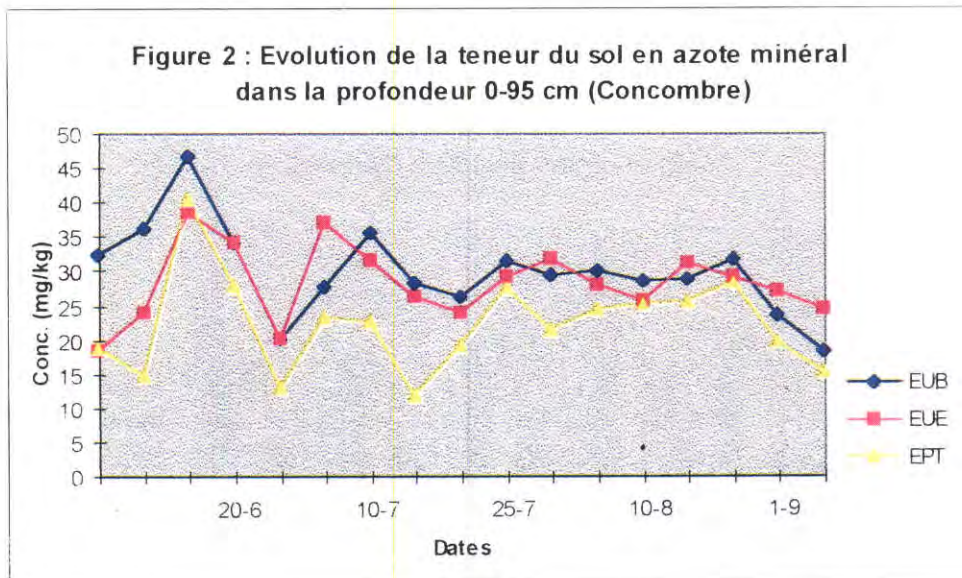


Figure 3a: Evolution de l'azote minéral avant (AV) et après (AP) irrigation pour EUB (Tomate)

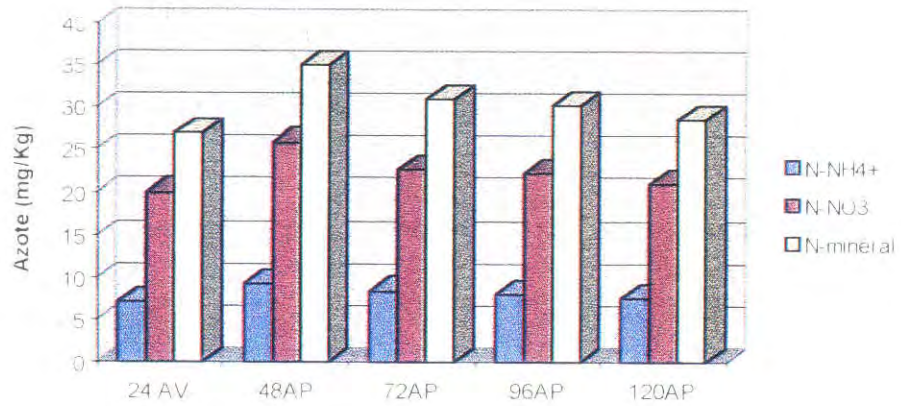
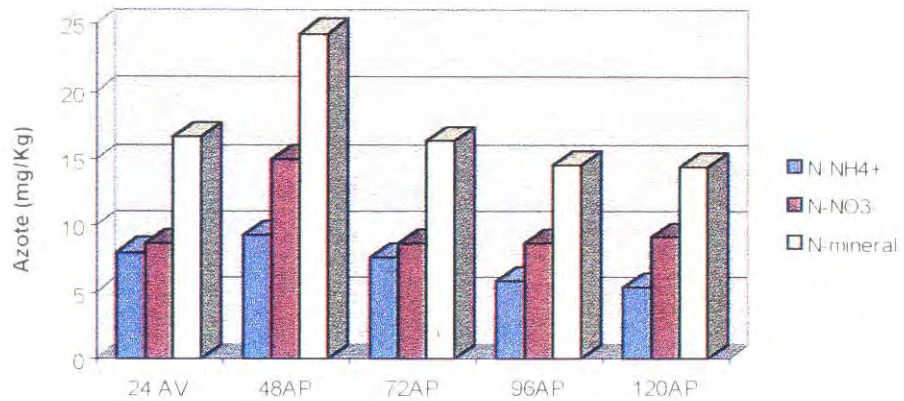
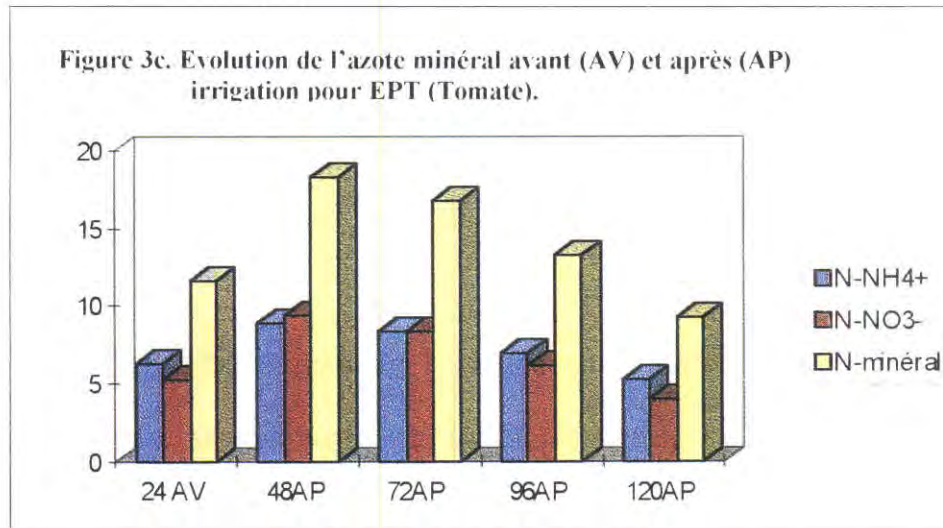


Figure 3b: Evolution de l'azote minéral avant (AV) et après (AP) irrigation pour EUE (Tomate)





Les teneurs maximales d'azote minéral sont atteintes à 48h après irrigation, ce qui correspond au rétablissement des conditions optimales d'aération et d'humidité pour l'activité ammonifiante et nitrifiante du sol.

Les quantités libérées (48h après irrigation) ont été évaluées dans le cas du concombre à 732 kg/ha, 606kg/ha et 633kg/ha et dans le cas de la tomate à 557kg/ha, 387 kg/ha et 281 kg/ha respectivement pour EUB, EUE et EPT.

La forme nitrique prédomine dans le cas de EUB et EUE. Une inhibition de l'activité nitrique dans le cas de l'EPT a été notée. Elle serait due à la teneur élevée de l'EPT en Na^+ et Cl^- (Soudi *et al.*, 1991). Au delà de 48 heures, la teneur en azote minéral décroît. Cette chute est attribuée à la volatilisation de l'ammonium (pH basique), aux prélèvements par la plante et probablement à une dénitrification dans les couches profondes (à partir de 55cm) où la vitesse de diffusion de l'oxygène devient limitée (densité apparente élevée). Les pertes par lixiviation s'opèrent bien avant les 48 heures après irrigation.

L'indice de minéralisation apparent de l'azote organique natif du sol, obtenu par la méthode d'incubation anaérobie (Waring et Bremner), a été évalué à 179 kg/ha.

7.1.3. Lixiviation des nitrates

Méthode du bilan

Une tentative d'évaluation de l'azote nitrique lixiviable a été réalisée moyennant la méthode du bilan de masse. Elle est basée sur le bilan des entrées et des sorties de l'azote dans le système eau-sol-plante-atmosphère.

Sur tout le cycle cultural de la tomate , l'azote pouvant se transformer sous forme de nitrate ou azote nitrifiable et l'azote nitrique lixiviable pourraient être estimé par:

$$N \text{ nitrifiable} = (N-NH_4^+)_i - (N-NH_4^+)_r + 0.7 (N-NH_4^+)_e + 0.7 (N-org)_e + (IMa)$$

$$N-NO_3^- \text{ lixiviable} = (N-NO_3^-)_i + N_{\text{nitrifiable}} + (N-NO_3^-)_e - NP - (N-NO_3^-)_r$$

Où :

- $(N-NH_4^+)_r$ et $(N-NO_3^-)_r$ = azote ammoniacal et nitrique résiduel dans la couche 0-95 cm du sol après récolte de la tomate;
- $(N-NH_4^+)_i$ et $(N-NO_3^-)_i$ = azote ammoniacal et nitrique dans la couche 0-95cm du sol avant semis;
- $(N-NH_4^+)_e$ et $(N-NO_3^-)_e$ = azote ammoniacal et nitrique apporté par l'eau d'irrigation (960mm), les pertes par volatilisation étant estimées à 30%;
- $(N-org)_e$ = azote organique apporté par l'eau d'irrigation, le taux d'ammonification étant estimé à 100%. Le facteur 0.7 permet de retrancher la part volatilisée;
- (IMa) = indice de minéralisation apparent de l'azote organique natif du sol (méthode d'incubation anaérobie).

Les quantités d'azote nitrique lixiviables calculées s'élèvent à 686kg/ha, 337 kg/ha et 33 kg/ha respectivement pour EUB, EUE et EPT (Tableau 10 et 11).

Tableau 10. Détermination de l'azote nitrifiable dans le sol (Kg/ha).

Eau	$N-NH_4^+_{4r}$	$N-NH_4^+_{4i}$	$N-NH_4^+_{4e}$	$(N-org)_e$	(IMa)	N nitrifiable
EUB	211	107	387	81	179	402
EUE	187	84	242	69	179	294
EPT	53	52	10	0	179	185

Tableau 11. Détermination de l'azote lixiviable dans le sol (Kg/ha).

Eau	$(N-NO_3^-)_i$	$(N-NO_3^-)_e$	NP	$(N-NO_3^-)_r$	$N-NO_3^-$ lixiviable
EUB	539	6.7	175	86	686
EUE	287	3.8	175	72	337
EPT	75	34	175	86	33

Les quantités d'azote nitrique lixiviables ainsi calculées sont très élevées, surtout dans le cas de l'irrigation par les eaux EUB et EUE. Elles ne dépendent pas uniquement des apports en azote par les eaux d'irrigation mais également du stock en azote, important dans le sol, avant l'installation de la culture.

Méthode lysimétrique

Les résultats obtenus sur case lysimétrique relatifs au traitement EUB (figure 4 et 5) montrent que:

- i) La concentration de NO_3^- lixiviée reste constante au cours de la percolation. Elle est en moyenne de 60 mg/l. Les pertes cumulées sont de 2,4 kg/ha;
- ii) L'augmentation du débit de percolation s'accompagne d'une importante lixiviation des nitrates;
- iii) Le pic des nitrates arrive au delà de 75 cm après 3 heures de percolation. Ce pic correspond à une perte maximale de 45,8 mg de NO_3^- qui est synchronique au débit maximal. Les percolations s'arrêtent 20 heures environ après l'irrigation.

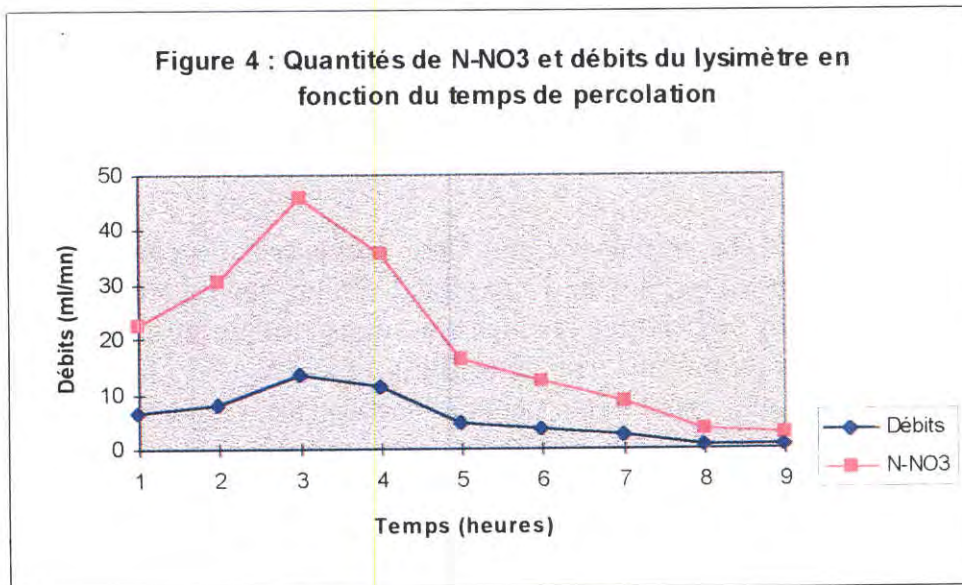
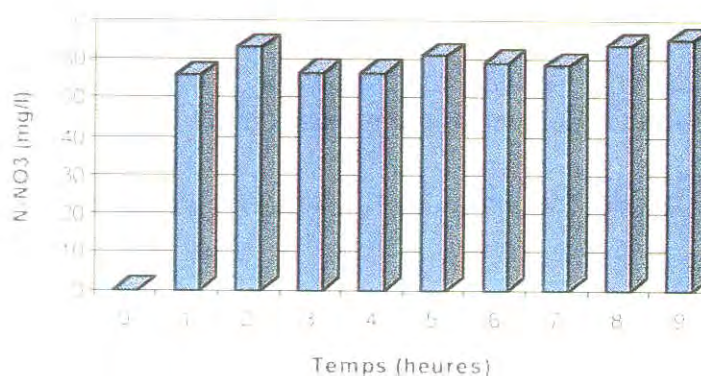


Figure 5 : Concentrations de l'azote nitrique dans l'effluent au cours de la percolation

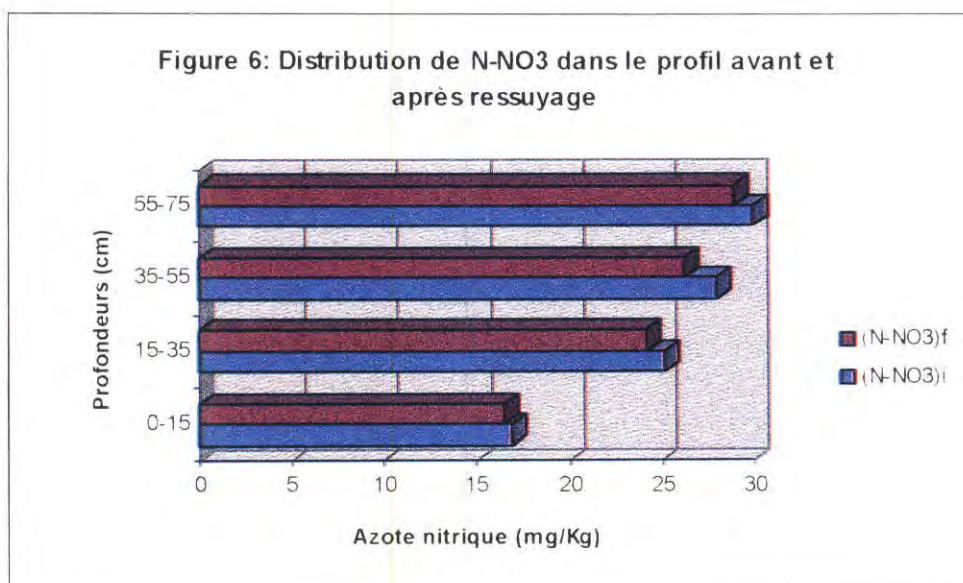


L'évaluation de la quantité totale de nitrates lixiviées nécessite le suivi du percolat lysimétrique pendant tout le cycle cultural.

La distribution verticale de l'azote nitrique mesurée dans la zone de garde du lysimètre avant et après application de 39mm est rapportée dans la figure 6.

Les différences entre l'état initial et l'état final permettent de calculer une quantité d'azote nitrique réellement lixiviée de 13,6kg/ha. Cette valeur est largement supérieure à celle enregistrée dans le percolat lysimétrique mais semble être plus réaliste étant donnée le niveau élevé de nitrates dans le profil qui s'élève à 316 kg/ha sur 80cm. De plus, le lysimètre ne traduit pas l'hétérogénéité intra-espace, contient un sol perturbé et le régime hydrologique dans un lysimètre n'est pas similaire à celui d'un sol en place.



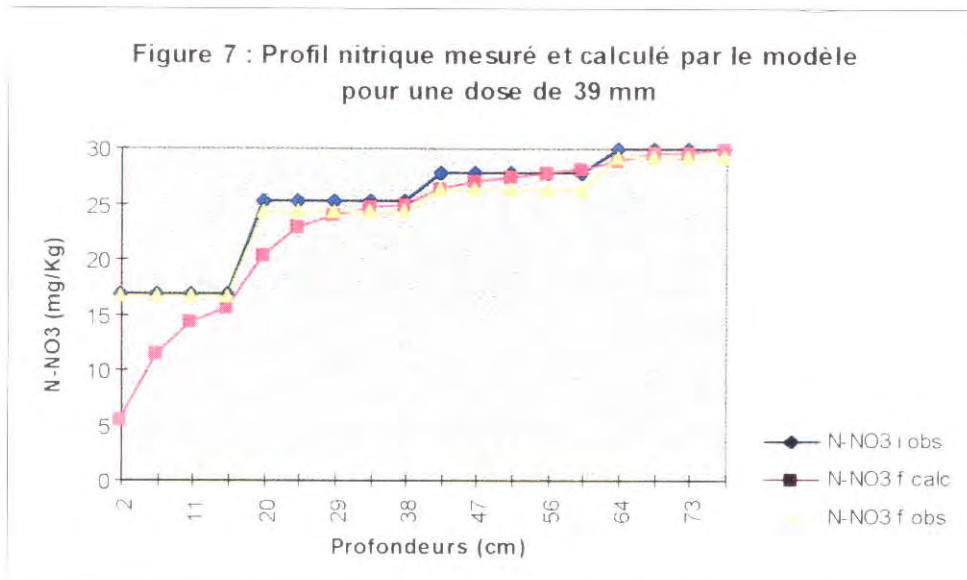


Modélisation

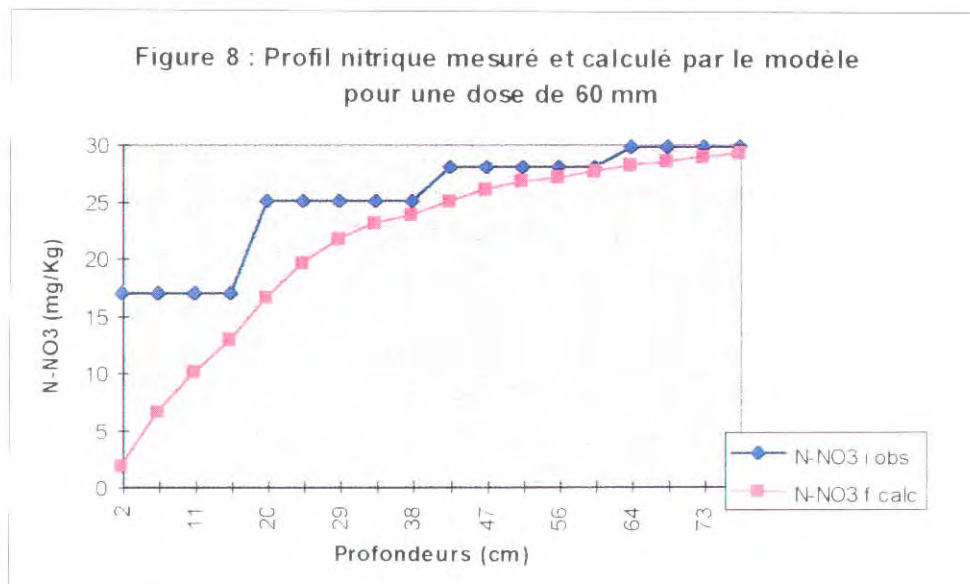
Le modèle de calcul numérique du mouvement des nitrates (Laudelout *et al.*, 1991) est basé sur la résolution de l'équation de diffusion avec convection du transfert d'un soluté non réactionnel dans une colonne de sol.

Selon ce modèle, le profil est partagé en un certain nombre de couches en fonction du nombre de pécelet. Ce nombre est utilisé pour définir le pas d'intégration et simuler la dispersion physique définie comme suit: soit une couche de sol pouvant contenir un volume V de solution à saturation dont la fraction v est remplie à la capacité en champ. On considère que tout se passe comme si au cours du jème apport d'eau, la couche i contenant un volume (vV) de solution à la concentration $C_{i, j-1}$ se remplissait jusqu'à saturation avec la solution venant de la couche $i-1$ et se vidait ensuite après mélange complet dans la couche suivante jusqu'à sa capacité en champ, (Pour plus de détail concernant les limites d'utilisation du modèle, se référer à Laudelout *et al.*, 1991).

A partir de la distribution initiale des nitrates dans le profil, la quantité d'azote nitrique lixiviée simulée par le modèle (figure 7) est de 22 kg/ha. Cette valeur est supérieure à celle déterminée expérimentalement (13,6 kg/ha). Cette différence pourrait être attribuée au fait que le modèle suppose une homogénéité des caractéristiques physiques et de l'humidité du sol à travers le profil.



Le profil nitrique déterminé par le modèle pour une dose d'irrigation de 60mm (figure 8) montre une quantité de $N-NO_3^-$ lixivée de 42kg/ha. Un test de calcul similaire adopté pour une dose de 30 mm révèle une lixiviation nulle.



Les résultats de prédiction des quantités d'azote nitrique lixiviable par le modèle sont très difficilement extrapolables sur tout le cycle cultural. En effet, ces quantités varient en fonction du stock de $N-NO_3^-$ dans le sol avant irrigation.

Dans les conditions d'Ouarzazate, où le suivi de la dynamique de l'azote dans le sol a montré que celui-ci est toujours pourvu en quantités importantes d'azote, nous pouvons supposer que le stock en $N-NO_3^-$ est plus au moins constant durant le cycle. La quantité totale de $N-NO_3^-$ lixiviée est alors estimée à 203 kg/ha. Cette valeur est inférieure à celle déterminée par la méthode du bilan. Les deux seraient pratiquement identiques si nous ne faisons pas intervenir dans l'équation du bilan la donnée relative au stock initial du sol en $N-NO_3^-$.

7. 2. Salinisation du sol

7.2.1. Dangers de la salinité des sols

De part les effets de toxicité sur la plante liés en particulier aux ions Na^+ et Cl^- , les effets de compétition entre les différents cations (antagonisme) pouvant défavoriser l'absorption des ions potassiques, et l'effet osmotique déclenchant le phénomène de sécheresse physiologique, l'augmentation de la teneur du sol en Na^+ échangeable pourrait dégrader la structure du sol et diminuer fortement sa vitesse d'infiltration.

7.2.2. Effets de l'irrigation par les EUE sur la salinité du sol

Comme nous l'avons déjà signalé, l'utilisation des eaux EUE pour l'irrigation permet en général de maintenir un bon niveau de salinité au niveau du sol pourvu que les parcelles soient bien nivelées et que les arrosages soient fréquents.

L'EPT provoque une salinisation du sol et une accumulation du Na^+ éch plus importante que l'EUE et l'EUB.

Comparativement à l'irrigation gravitaire et par aspersion, pratiquée la nuit, le localisé entraîne une salinisation plus importante :

- l'accumulation des sels est homogène pour le micro-jet.
- et hétérogène pour l'ajutage calibré.

La salinité du sol n'est pas liée uniquement au caractère salin des eaux d'irrigation, mais également à un ensemble de facteurs qui favorisent ce phénomène: nature du climat (fortes températures, faibles précipitations), nature du milieu physique (sol limono-argileux, da élevée, vitesse d'infiltration faible, existence d'une nappe salée peu profonde...).

CONCLUSIONS

L'utilisation des EUE comme ressource additionnelle en agriculture s'avère intéressante.

En effet, les résultats obtenus au cours de nos essais montrent que les EUE présentent une valeur fertilisante appréciable. De plus, les teneurs en éléments traces sont en dessous des seuils de toxicité.

La salinité des eaux usées est nettement plus faible que l'eau de nappe disponible pour l'irrigation dans la région, ce qui atténue le problème de salinisation des sols.

Aucun effet sur les caractéristiques physiques et physico-chimiques du sol n'a été décelé.

Toutefois, la contamination des eaux souterraines par les nitrates a été observée ces nitrates lixiviés à partir du sol proviennent de la minéralisation de l'azote organique natif du sol. Cette minéralisation revêt un caractère intense dans les conditions hydriques et thermiques, favorables de l'expérimentation. Les apports par les eaux usées qui dépassent, en général, les besoins de la plante contribuent à cette contamination.

La méthode du bilan et celle du modèle mathématique ont permis une estimation raisonnable de la lixiviation de l'azote nitrique.

La méthode lysimétrique serait mieux exploitée si des percolats ont été récupérés et analysés après chaque irrigation. Néanmoins, les résultats obtenus par analyses du sol en nitrates, avant irrigation et après la fin de la percolation sont plus réalistes que ceux obtenus par lysimétrie.

RECOMMANDATIONS

Afin de diminuer l'impact négatif de l'irrigation avec ces eaux sur la qualité des ressources naturelles: eau et sol et d'assurer en conséquence un développement agricole durable, il est recommandé de :

- contrôler la pollution nitrique des eaux souterraines à travers le choix de cultures grandes consommatrices en azote.
- mélanger les EUE avec les eaux conventionnelles quand cela est possible.
- rationaliser les apports en eau et en azote en contrôlant la dose et la fréquence des arrosages.
- éloigner la réutilisation des EUE en irrigation des zones vulnérables.

REFERENCES

- Abdel Ghaffar A.S, EL Attar H.A & EL Sokyary I.H., 1988 Egyptian experience in the treatment and use of sewage and sludge in agriculture, In treatment and use of sewage effluent for irrigation, M.B. Pescod and A. Arar pp. 210-222.
- Ayers R.S. & Westcot D.W. 1988 La qualité de l'eau en agriculture . Bulletin FAO d'irrigation et du drainage, N° 29, Rome.
- Chiang C.N., Souidi B. & Moreno A., 1983 Soil nitrogen mineralization and nitrification under moroccan conditions, Proc. 17th coll. Int. Potash Institute Bern, pp: 129-139.
- Delcarte E., 1988 Contribution à la caractérisation analytique de contaminants métalliques des écosystèmes terrestres; Obtention de grade de Docteur Es Sciences Agronomiques, Belgique.
- Godfrin J.M & Van Bladel R., 1990 Influence du pH sur l'absorption du cuivre et du zinc par les sols; Sciences du Sol, Vol. 28, 1, pp. 15-26.
- Halen H., Van Bladel R., & CLOOS P., 1991 Relations pH-adsorption du cuivre, du zinc et du cadmium pour quelques sols et minéraux argileux, Pédologie XL-1, p. 47-68.
- Laudelout H., Chevery C. & Calvet R., 1991. Simulation des processus pédologiques dans les sols maghrébins.
- Minzi L.R., Sairozzi A., Riffaldi R. & Falzo L., 1992. L'épandage au champ des margines, effets sur les propriétés du sol. Science et Technique, Olivae, N°40, Février
- Rejeb S., (1986) Conséquences de l'irrigation avec des eaux usées traitées et de l'application des boues résiduaires sur la composition minérale du piment, du sorgho fourrager et des agrumes. Compte rendu du séminaire maghrébin de la FAO, Tunis.
- Rhallabi N., Moundib R., Maaroufi M., Marghich M., Khallayoune KH., Bouzoubaa KH., Agoumi A., Ettalibi M., Berdai H., Jellal N., Touzani M., Mekrane M., Handoufe A., Benchokroun T. & EL Hamouri B., 1990. Effets des irrigations avec des eaux usées brutes et épurées sur le sol, le rendement d'une culture de tomate et la qualité hygiénique de la récolte, Actes Inst. Agron. Vét., Vol. 10(2), 1990.
- Rodier J. (1984) Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, dans L'analyse de l'eau, 7ème ed. Dunod - pp-39-41.
- Shende G.B., Chakrabarti C., Rai R.P., Nashikkar V.J., Kshirsagar D.G., Deshbhratar P.B & Juwarkar A.S., 1988. Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to indian experience and research and development needs. In treatment and use of sewage effluent for irrigation, M.B. Pescod and A. Arar pp. 185-209.
- Souidi B., CN., Chiang & Zerouali M., 1990 Variations saisonnières de l'azote minéral et effet combiné de la température et de l'humidité du sol sur la minéralisation, Actes Inst. Agron. Vet. Hassan II. Vol. 10(1): 29-38.
- Souidi B., Sbai A. & Chiang C.N., 1990 Nitrogen mineralization in semi-arid area of Morocco. Rate constant variation with Depth, Soil Sci. Soc. Am. J. 54: 756-761.
- Souidi B., Amrani M. & Stitou M., 1991 Effet de la salinité sur l'ammonification et la nitrification dans les sols de zones semi-arides du Maroc, Proc. Of International Agricultural Management in salt-affected areas. April 25 th- May 3 rd, Agadir, Morocco.



**MISE A LA DISPOSITION DES AGRICULTEURS
DE L'EAU EPUREE DANS LA STATION
D'EPURATION DE OUARZAZATE**

(PHASE II)

1. PROBLEMES POSES ET ORIENTATION DES ETUDES

Les objectifs retenus pour la phase II découlent en grande partie des recommandations de la 8ème session du Conseil Supérieur de l'Eau et du Climat (janvier 1994). En effet, lors de cette session, la réutilisation des eaux usées en agriculture était l'un des trois thèmes débattus. L'AGR a présenté un rapport sur les modalités d'une réutilisation contrôlée et généralisée au Maroc.

De l'avis général, les propositions faites aux participants étaient satisfaisantes et pouvaient faire l'objet d'une extrapolation sur le plan national pour la réutilisation des eaux usées en agriculture. Celles-ci l'étaient tant sur le plan du choix des procédés d'épuration et des normes de qualité de l'eau épurée à adopter que sur le plan des modalités d'organisation et de gestion des périmètres contrôlés de réutilisation.

Cependant, la plupart des intervenants ont relevé l'absence de propositions finalisées concernant les aspects organisationnels.

En effet, l'assainissement ne peut plus être abordé sous le seul angle de la collecte et du rejet des effluents. Une approche intégrée englobant les aspects liés à la santé publique, à la protection de l'environnement et à la mise en valeur des eaux usées, en tant que ressource en eau potentielle, s'avère désormais indispensable.

Par ailleurs, sur le plan organisationnel, la réutilisation impose une analyse globale qui prend en considération toutes les composantes assainissement, épuration et réutilisation des eaux usées de manière à tenir compte des devoirs et des prérogatives de chaque intervenant.

Ainsi, les aspects relatifs, d'une part à la gestion des installations d'épuration et leur contrôle et d'autre part, à la gestion des périmètres de réutilisation et leur suivi et encadrement doivent être étudiés et des recommandations claires établies pour une éventuelle généralisation de la réutilisation.

De même, la multiplicité et la diversité des intervenants, à savoir les producteurs des eaux usées (collectivités locales, acteurs économiques), les gestionnaires des différents équipements (collecte, épuration) et les usagers des eaux épurées rend complexe la répartition, entre eux, des coûts d'investissement et de fonctionnement occasionnés par les installations d'épuration de l'eau usée.

Par ailleurs, la question de savoir si l'état devrait ou non mobiliser l'eau épurée, à l'instar du rôle qu'il joue dans les périmètres conventionnels, reste posée et devrait être solutionnée. Il faudrait rappeler que la mobilisation de l'eau concerne son transport depuis la station d'épuration jusqu'au lieu de sa réutilisation, d'une part, et son stockage pendant les périodes d'arrêt de l'irrigation (hiver), d'autre part. L'agriculteur devra

payer l'eau qu'il utilise car elle représente un élément fondamental de la génération de la valeur ajoutée agricole.

Faut-il alors s'orienter vers une politique de vérité des prix et instaurer des redevances au m³ consommé correspondant au coût réel de mobilisation ou bien introduire des mécanismes de subvention par l'état de la totalité, ou d'une partie du coût, en ayant présent à l'esprit que la réutilisation en agriculture permet d'économiser sur les frais d'épuration ?

Enfin, les travaux de la phase I avaient touché l'aspect épidémiologique mais ne l'avaient pas profondément étudié. Or, cet aspect conditionne les décisions liées à l'adoption des normes de qualité microbiologique des eaux épurées destinées à la réutilisation.

Il convient, notamment, de savoir si la prévalence des maladies à transmission hydrique diminue et de vérifier si les parasitoses intestinales baissent dans les zones de réutilisation en cas de substitution de l'eau épurée à l'eau brute. Ces travaux permettront également de déterminer si le niveau d'hygiène des populations correspond aux normes sévères qui pourraient être adoptées à l'instar de pays voisins comme la Tunisie qui interdit l'irrigation des crudités avec les eaux épurées.

C'est pour cette raison que les aspects organisationnels et épidémiologiques (humains et animaux) seront au centre des objectifs de la Phase II du projet.

La phase II du Projet MOR 86/018 verra la mise en place d'un périmètre de réutilisation contrôlée de 12 ha, où les eaux épurées remplaceront les eaux usées brutes utilisées par les agriculteurs depuis plusieurs années. Elle devrait permettre d'atteindre les objectifs suivants :

- i) La substitution des eaux épurées aux eaux brutes conduit à une amélioration de la qualité bactériologique et parasitologique des eaux d'irrigation. Les études permettront de définir l'impact positif escompté de l'amélioration de la qualité biologique des eaux d'irrigation sur la santé de l'Homme et de l'animal dans le périmètre irrigué.
- ii) L'établissement d'un cadre organisationnel adapté à ce périmètre. L'étude envisagée abordera également les possibilités de généraliser ce type d'organisation à d'autres régions du pays où la réutilisation contrôlée sera mise en place. Les spécificités régionales tant naturelles (ou physiques) que socio-économiques et humaines (historiques) seront, évidemment, prises en considération dans l'établissement de ce cadre.



Vue sur le périmètre pilote

Parallèlement, d'autres aspects, ayant déjà fait l'objet d'investigations au cours de la phase I, continueront d'être étudiés dans cette phase. Il s'agit principalement des aspects relevant de l'adaptation du système d'épuration ainsi que de la maîtrise de l'irrigation avec les eaux épurées et la détermination des effets éventuels d'un excès d'azote sur le sol et sur les eaux souterraines.

2. MISE EN ŒUVRE DE LA PHASE II

2.1. Implication des Services Techniques Provinciaux

Le lancement des travaux de la phase II du projet a eu lieu lors d'une réunion tenue à Ouarzazate les 12, 13 et 14 juillet 1994. Cette séance de travail a permis de réunir l'ensemble des techniciens appelés à participer au projet avec les responsables des services techniques provinciaux dont :

- Services Techniques de la Province
- Services Techniques de la Municipalité
- Travaux Publics et Hydraulique
- Habitat
- Santé et Hygiène
- ONEP.

2.1.1. Comité Technique Provincial de Suivi du Projet

Les travaux de la phase II toucheront l'agriculteur bénéficiaire de l'eau épurée et sa famille. Ils débordent ainsi de la dimension strictement expérimentale dans laquelle a été menée la phase I. Pour cette raison, il a été demandé que la responsabilité locale du projet soit placée à un niveau provincial.

Une réunion, tenue au siège de la Province, Secrétariat Général, a entériné la création du Comité Technique Provincial de Suivi du Projet (CTPS) proposée par les services techniques de la Province.

Ce Comité a été constitué comme suit :

- Province de Ouarzazate.
- Municipalité de Ouarzazate.
- Office Régional de Mise en Valeur Agricole, ORMVA.
- Direction Provinciale des TP.
- Office National de l'Eau Potable, ONEP.
- Santé Publique.
- Direction Nationale du Projet MOR 86/018.

2.1.2. Actions préliminaires

- i) L'établissement de la liste des agriculteurs dont les lots qu'ils exploitent font partie du périmètre contrôlé.
- ii) L'établissement d'un projet de déclaration d'engagement pour les agriculteurs concernés. Cet engagement a pour objet de rappeler aux agriculteurs que la terre ne leur appartient pas, qu'elle est domaine hydraulique, et que la participation au projet ne leur donnait aucun droit d'exploitation de la dite terre au delà de la durée du projet (fin 1996). Ce projet sera abandonné par la suite car toute signature bilatérale avec les agriculteurs pourraient être interprété comme une reconnaissance d'exploitation permanente pour des terres expropriées.
- iii) L'organisation d'une campagne d'information auprès des agriculteurs concernés pour leur expliquer l'objet du projet.

2.2. Mise en place du périmètre-pilote

2.2.1. Délimitation du périmètre

Une enquête a été menée sur le terrain en liaison avec les autorités locales pour dresser la liste des agriculteurs bénéficiaires de l'eau épurée et pour délimiter la zone contrôlée du périmètre.

Toutefois, il y a lieu de signaler que la situation sur le terrain a été compliquée par la persistance d'une zone de réutilisation de l'eau brute jouxtant le périmètre contrôlé puisque la station ne traite pas la totalité du débit des eaux usées de la ville.

En effet, la proximité des lopins destinés à recevoir l'eau épurée de la séguia qui achemine l'eau brute (séguia principale) risque d'encourager les agriculteurs gérant ces lopins à recourir à l'eau brute, disponible en permanence, entre deux tours d'eau épurée.

Il a donc fallu éloigner l'ensemble des lopins destinés à l'irrigation avec les eaux épurées de la séguia principale de l'eau brute pour rendre impossible le recours simultané à l'eau brute et à l'eau épurée. Pour cela, les deux vannes de distribution de l'eau épurée situées à proximité de la séguia principale ont été condamnées. Seule la vanne la plus éloignée a été retenue.

De plus, la sortie de cette vanne a été équipée d'une canalisation enterrée de 20 mètres et prolongée dans le sens de l'éloignement de la séguia principale. (voir plan parcellaire en annexe).



Séguia de distribution de l'eau épurée après reprofilage et imperméabilisation

2.2.2. Organisation des agriculteurs

Les agriculteurs concernés ont exprimé leur crainte concernant une éventuelle irrégularité de la livraison de l'eau épurée ainsi que les coupures d'eau à des moments cruciaux des cultures. Ils ont, en outre, avancé que l'adhésion au projet mettrait la décision d'irriguer ou non entre les mains des techniciens de l'ORMVA alors que l'eau usée brute utilisée auparavant coule continuellement et seul le tour d'eau limite l'irrigation en permanence.

Ceci étant, les agriculteurs sont conscients des conséquences positives de la substitution de l'eau épurée à l'eau brute sur leurs conditions sanitaires.

Les discussions et les arguments que les techniciens du projet ont avancés ont fini par convaincre les agriculteurs. Ces derniers se sont organisés et ont, par la suite, nommé un groupe de représentants chargé des contacts avec les techniciens du projet et avec les autorités locales

Ces représentants ont été également chargés de l'établissement du tour d'eau et de l'organisation de la distribution entre les bénéficiaires. Ils devront, en outre, veiller au respect du tour d'eau et seront appelés à intervenir en cas de litige entre bénéficiaires.

2.2.3. Moyens d'incitation des agriculteurs

Afin de rassurer les agriculteurs sur les intentions des responsables du projet et de renforcer leur adhésion au projet, deux actions d'incitation ont été menées par la coordination nationale du projet. Il s'agit de :

- la fourniture de semences sélectionnées aux agriculteurs concernés (blé tendre, variété Marchouch R1).
- la réalisation du labour, la préparation des calants et le semis à l'aide d'un semoir mécanique sur l'ensemble des lots du périmètre.

Ces actions ont été fort appréciées étant donnée l'excellente préparation des lopins et la levée homogène observée dans les lots préparés avec l'aide du projet.

ASPECTS EPIDEMIOLOGIQUES

IMPACT

SUR

LA SANTE HUMAINE



OBJECTIFS DE L'ETUDE

L'objectif de l'étude est de déterminer l'impact de la substitution des eaux épurées aux eaux usées brutes sur la prévalence des parasitoses intestinales à transmission hydrique chez les agriculteurs (et leurs familles) du périmètre contrôlé.

L'impact sanitaire de la substitution sera évalué en comparant la fréquence de l'infestation parasitaire intestinale chez les personnes du périmètre avant et après 6 mois d'utilisation de l'eau épurée au lieu de l'eau usée brute.

De plus et afin d'avoir un référentiel permettant d'éliminer les éventuelles distorsions liées à la nature de la population et aux conditions socio-économiques, la même étude est menée, en parallèle, sur une population témoin, comparable, ayant, de tout temps, utilisé l'eau conventionnelle en irrigation.

Pratiquement, l'étude est menée en trois étapes :

- Dans une première étape, on procède au prélèvement des selles de toutes les personnes recensées dans le périmètre de substitution et dans la zone témoin. Les analyses parasitologiques des selles permettent de définir la prévalence des parasitoses dans le périmètre ; ce qui reflète, en fait, l'état parasitaire qui prévaut dans une zone où les eaux usées brutes ont été utilisées depuis plusieurs années. Par comparaison avec la population témoin ayant recours aux eaux conventionnelles, il sera possible de tirer des conclusions quant à l'existence d'une éventuelle corrélation entre le type d'eau utilisé et l'incidence des parasitoses intestinale chez les utilisateurs.
- Dans une deuxième étape, toutes les personnes parasitées sont traitées afin de constituer une population d'étude exempte de parasitoses aussi bien dans le périmètre contrôlé que dans la population témoin.
- Dans une troisième étape, on procède au prélèvement des selles au temps $T_{6 \text{ mois}}$. Les résultats permettent de déterminer le risque de réinfestation à travers l'analyse de l'incidence des parasitoses dans le périmètre utilisant l'eau épurée pendant une durée de six mois et ce, par comparaison avec la population témoin qui a recours aux eaux conventionnelles.

La comparaison des incidences cumulées chez les deux populations est faite à travers le calcul du risque relatif. Ce dernier étant défini comme le ratio de l'incidence chez la population du périmètre par rapport à celle de la population témoin.

1. PARASITES D'INTERET SANITAIRE RECHERCHES DANS L'ETUDE

Les parasites intestinaux considérés comme pathogènes et qui sont recherchés dans les selles sont de deux types : les protozoaires et les helminthes.

1.1. Les protozoaires

- *Entamoeba histolytica* (formes végétative et kystique).
- *Pentrichomonas intestinalis*.
- *Giardia intestinalis* (formes végétative et kystique).

1.2. Les helminthes

- *Ascaris lumbricoides*.
- *Enterobius vermicularis* (oxyure).
- *Trichuris trichiura* (trichocephale).
- *Taenia saginata*.
- *Hymenolepis nana*.
- *Strongyloides stercoralis* (anguillule).
- *Ancylostoma duodenale* ou *Necator americanus* (ankylostome).

2. PREVALENCE DES PARASITOSEES DANS LE PERIMETRE DE AIT KDIF A L'ETAT INITIAL : IMPACT DE L'UTILISATION DES EAUX USEES BRUTES.

2.1. Parasitoses intestinales

Un sujet est considéré comme étant porteur d'une infection intestinale parasitaire lorsqu'un examen révèle la présence d'au moins un parasite pathogène dans ses selles.

Le multiparasitisme est défini comme étant la présence d'au moins deux différentes espèces de parasites intestinaux dans les prélèvements des selles d'un même individu.

Quand on considère les parasitoses intestinales sans distinction entre les protozooses et les helminthiases, l'étude révèle qu'il n'y a pas de différence significative entre la population du périmètre de Ait Kdif utilisant l'eau usée brute et celle de la zone témoin qui a recours à l'eau conventionnelle (tableau 1).

Par contre, le multiparasitisme intestinal est plus fréquent dans la population du périmètre de Ait Kdif que dans la population témoin (tableau 2).

Tableau 1. Comparaison de la prévalence d'au moins un parasite intestinal dans la population du périmètre de Ait Kdif (eau usée brute) et dans la population témoin (eau conventionnelle).

Population	Au moins 1 parasite	Total	Prévalence	Ratio des prévalences
Population témoin	64	99	64,6%	1
Périmètre Ait Kdif	59	104	56,7%	0,88
Total	123	203	60,6%

Tableau 2. Comparaison de la prévalence du multiparasitisme intestinal dans la population du périmètre de Ait Kdif (eau usée brute) et dans la population témoin (eau conventionnelle).

Population	Multiparasitisme	Total	Prévalence	Ratio des prévalences
Population témoin	13	99	13,1%	1
Périmètre Ait Kdif	19	104	18,3%	1,39
Total	32	203	15,8%

2.2. Cas de protozooses

Le pourcentage des personnes porteuses d'au moins 1 protozoaire atteint 49% dans la population du périmètre de Ait Kdif et 60% dans la population témoin (tableau 3).

Tableau 3. Comparaison de la prévalence d'au moins un protozoaire intestinal dans la population du périmètre de Ait Kdif (eau usée brute) et dans la population témoin (eau conventionnelle).

Population	Au moins 1 protozoaire	Total	Prévalence	Ratio des prévalences
Population témoin	60	99	60,6%	1
Périmètre Ait Kdif	51	104	49,0%	0,8
Total	111	203	54,7%

Les résultats obtenus avec les protozoaires sont très généraux et peuvent, tout au plus, avoir une signification hygiénique. Pour obtenir des indications plus précises sur l'impact de l'utilisation des eaux usées sur les parasitoses intestinales, il est nécessaire de focaliser sur les helminthiases, reconnues par l'OMS comme étant associées à cette utilisation.

2.3. Cas des helminthiases

Dans le cas des helminthiases, les résultats reflètent mieux la liason entre la qualité de l'eau utilisée et le risque de contracter des parasitoses de type helminthiases. En effet, l'examen du tableau 4 montre qu'il est 3 fois plus probable qu'un individu du périmètre de Ait Kdif contracte au moins 1 helminthe par comparaison avec un individu de la population témoin.

Tableau 4. Comparaison de la prévalence d'au moins 1 helminthe dans la population du périmètre de Ait Kdif (eau usée brute) et dans la population témoin (eau conventionnelle).

Population	Au moins 1 helminthe	Total	Prévalence	Ratio des prévalences
Population témoin	7	99	7,1%	1
Périmètre Ait Kdif	22	104	21,2%	3
Total	29	203	14,3%

La distribution des différents types d'helminthes parmi les individus des deux populations permet de préciser davantage cette association. Ainsi, parmi les 29 individus porteurs d'au moins 1 helminthe, 13 présentent, au moins, 1 type de cestode (2 appartenant à la population témoin et 11 au périmètre de Ait Kdif), d'un autre côté, 17 individus présentent au moins 1 type de nématode (5 relevant de la population témoin et 12 du périmètre de Ait Kdif).

Tableau 5. Comparaison de la prévalence des cestodoses entre les deux populations d'étude.

Population	Cestodose	Total	Prévalence	Ratio des prévalences
Population témoin	2	99	2,0%	1
Périmètre Ait Kdif	11	104	10,6%	5,3
Total	13	203	6,4%

Tableau 6. Comparaison de la prévalence des nématodoses entre les deux populations d'étude.

Population d'étude	Au moins 1 nématode	Total	Prévalence	Ratio des prévalences
Population témoin	5	99	5,0%	1
Périmètre Ait Kdif	12	104	11,6%	2,3
Total	17	203	8,4%

Le total des individus porteurs d'un nématode ou d'un cestode est égal à 30. Ce chiffre ne correspond pas à celui repris au tableau 4 qui est de 29. Un individu du périmètre de Ait Kdif est porteur à la fois d'un cestode et d'un nématode.

Ainsi, il est 5 et 2 fois plus probable qu'une personne du périmètre de Ait Kdif, ayant utilisé les eaux usées brutes pendant plusieurs décennies, contracte respectivement une cestodose (tableau 5) et une nématodose (tableau 6) comparativement à une personne de la population témoin (eau conventionnelle).

Ces résultats sont très importants. Ils montrent clairement la relation qui existe entre l'utilisation des eaux usées brutes et la prévalence des parasitoses de type helminthiases et ce, en comparaison avec une population ayant des caractéristiques démographiques et socio-économiques comparables mais qui a eu recours, de tout temps, à l'eau conventionnelle.

Ils confirment ainsi les résultats des études épidémiologiques menées par l'OMS dans d'autres pays comme l'Inde sur l'importance des parasitoses intestinales dans les zones d'utilisation des eaux usées brutes.

3. COMPARAISON DE L'INCIDENCE CUMULEE DES PARASITOSES INTESTINALES APRES 6 MOIS : le risque de contracter une h elminthiase reste-t-il inchangé après le remplacement des eaux usées brutes par les eaux épurées ?

Le suivi analytique r ealis e six mois après la substitution des eaux usées épurées aux eaux usées brutes permet de définir le risque encourue par la population du périmètre de réutilisation contrôlée de Ait kdif en comparaison avec la population témoin utilisant les eaux conventionnelles.

Au bout de 6 mois, les résultats montrent que l'incidence cumulée (IC) d'au moins une parasitose intestinale est légèrement plus élevée dans le périmètre de Ait Kdif que dans la zone témoin (tableau 7). Par contre, l'incidence cumulée (IC) du multiparasitisme intestinal dans la population du périmètre de Ait Kdif est presque deux fois celle enregistrée dans la population témoin (tableau 8).

Tableau 7. Incidence cumulée d'au moins 1 parasite intestinal chez la population témoin et la population du périmètre de Ait Kdif six mois après la substitution des eaux usées épurées aux eaux usées brutes.

Population	Au moins 1 parasite	Total	Incidence cumulée à 6 mois (IC6)	Risque Relatif
Population témoin	19	64	29,7%	1
Périmètre Ait Kdif	18	50	36,0%	1,2
Total	37	114	32,5%

Tableau 8. Incidence cumulée d'au moins 2 parasites intestinaux chez la population témoin et la population du périmètre de Ait Kdif six mois après la substitution des eaux usées épurées aux eaux usées brutes.

Population	Multiparasitisme	Total	Incidence cumulée à 6 mois (IC6)	Risque Relatif
Population témoin	2	64	3,1%	1
Périmètre Ait Kdif	3	50	6,0%	1,93
Total	5	114	4,4%

Par ailleurs et pour mieux cerner les données, les parasitoses sont scindées en deux groupes : le groupe des protozooses, d'un côté et le groupe des helminthiases, de l'autre.

3.1. Cas des protozooses

L'infestation par au moins un protozoaire ne montre pas une grande différence entre les deux populations. L'infestation a touché 30% des personnes suivies dans le périmètre de Ait Kdif contre 26,6% de celles de la population témoin (tableau 9).

Tableau 9. Incidence cumulée d'au moins 1 protozoaire intestinal chez la population témoin et la population du périmètre de Ait Kdif six mois après la substitution des eaux usées épurées aux eaux usées brutes.

Population	Au moins 1 protozoaire	Total	Incidence cumulée à 6 mois	Risque Relatif
Population témoin	17	64	26,6%	1
Périmètre Ait Kdif	15	50	30,0%	1,13
Total	32	114	28,1%	

3.2. Cas des helminthiases

L'incidence cumulée de l'infestation par un helminthe après 6 mois est environ 3 fois plus élevée dans la population du périmètre de Ait Kdif par comparaison avec la population témoin (tableau 10). Dans le détail, on constate que parmi les 10 individus porteurs d'helminthiase, 8 soit 80%, sont infestés par un nématode et 2, soit 20%, par un cestode.

En ce qui concerne le cas particulier des nématodoses, dont l'occurrence est souvent associée par l'OMS à l'utilisation des eaux usées sans traitement, le tableau 11 montre, qu'après six mois de substitution, le risque de faire une nématodose reste 4 fois plus élevé dans la population du périmètre de Ait Kdif par comparaison avec la population témoin (eau conventionnelle).

Parmi les individus présentant des parasitoses de type nématodoses, on constate que 7 individus présentent une oxyurose et un seul une ascariodose.

Tableau 10. Incidence cumulée d'au moins 1 helminthe chez la population témoin et la population du périmètre de Ait Kdif six mois après la substitution des eaux usées épurées aux eaux usées brutes.

Population d'étude	au moins 1 helminthe	Total	Incidence cumulée à 6 mois	Risque Relatif
Population témoin	3	75	4,0%	1
Périmètre Ait Kdif	7	55	12,7%	3,2
Total	10	130	7,7%	

Tableau 11. Incidence cumulée par les nématodes chez la population du périmètre de Ait six mois après la substitution des eaux usées épurées aux eaux usées brutes Kdif en comparaison avec la population témoin.

Population	Au moins 1 nématode	Total	Incidence cumulée à 6 mois	Risque Relatif
Population témoin	2	75	2,7%	1
Périmètre Ait Kdif	6	55	10,9%	4,0
Total	8	130	6,2%	

3.3. Facteurs de risque

La stratification des données par groupe d'âge montre que l'incidence cumulée des helminthiases augmente avec la diminution de l'âge des personnes (tableau 12).

Par contre, l'analyse des résultats ne permet de mettre en évidence aucune relation avec les facteurs suivants :

- le sexe,
- le type de logement,
- de ramassage des ordures ménagères et
- la promiscuité dans les logements.

Tableau 12. Distribution de l'incidence cumulée des helminthiases en fonction de l'âge.

Groupe d'âge (ans)	Au moins 1 helminthe	Total	Incidence cumulée à 6 mois (IC6)	Risque Relatif
≥ 46	3	26	11,5%	1,0
45 - 31	4	14	28,6%	2,5
30 - 21	7	20	35,0%	3,0
20 - 11	9	26	34,6%	3,0
10 - 3	14	28	50,0%	4,3
Total	37	114	32,5%

CONCLUSIONS

- En ce qui concerne l'état initial, situation prévalant suite à une réutilisation prolongée des eaux usées sans épuration, les résultats montrent, clairement et pour la première fois au Maroc, qu'il est **3 à 4 fois** plus probable qu'une personne ayant utilisé les eaux usées brutes pendant plusieurs années, contracte une helminthiase comparativement à une personne ayant utilisé une eau conventionnelle.
- En ce qui concerne l'état final, situation prévalant suite au remplacement des eaux usées brutes par les eaux épurées pendant une durée de six mois, les résultats montrent que le risque de contracter des helminthiases ne baisse pas de manière significative avec le changement du type d'eau utilisé.

Ainsi, le risque de contracter une helminthiase, sur une durée de six mois, reste 4 fois plus élevé dans le périmètre de substitution quand on considère les nématodoses, généralement associées par l'OMS à l'utilisation des eaux usées brutes en agriculture.

Cependant, on peut noter la baisse appréciable des helminthiases quand on compare leurs incidences à l'état final et à l'état initial dans le périmètre d'Ait Kdif. On passe, en effet, de 22 cas (tableau 4) à 7 (tableau 10).

Toutefois, cette constatation perd de sa force, quand on considère les limitations suivantes :

- la baisse parallèle de l'incidence de ces mêmes helminthiases enregistrée chez la population témoin au cours de la même durée (le nombre de cas passe de 7 à 3) ;
- la réduction du nombre d'individus contrôlés, entre l'état initial et l'état final, de manière inégale dans la population de Ait Kdif et dans la population témoin. Ce nombre baisse respectivement d'environ 50 et 25% ;
- le traitement médical appliqué aux deux populations après les constatations de l'état initial et dont l'objectif était d'éliminer totalement les parasitoses sinon d'en réduire fortement l'incidence.

Quoiqu'il en soit et en prenant acte des limitations reprises ci-dessus, les résultats sont très positifs, même s'ils montrent l'absence de toute amélioration sur le plan des helminthiases suite au remplacement de l'eau brute par l'eau épurée sur une durée de six mois, car ils mettent en lumière des aspects primordiaux pour l'amélioration de l'état sanitaire des populations des périmètres de réutilisation qui, sans l'expérimentation menée à Ouarzazate, seraient restés ignorés.

Il s'agit, d'une part de prendre en considération la persistance des formes de résistance des parasites dans le sol transformant ce dernier en un réservoir de parasites au moins pendant une durée de six mois (voir chapitre relatif à la santé animale) et, d'autre part, d'éviter le maintien d'une zone limitrophe où les eaux usées brutes continuent d'être utilisées en irrigation.

ASPECTS EPIDEMIOLOGIQUES

IMPACT

SUR

LA SANTE ANIMALE



OBJECTIFS DE L'ETUDE

L'objectif de cette étude est de déterminer l'impact de la substitution des eaux usées épurées (EUE) aux eaux usées brutes (EUB) sur l'état de santé des animaux et indirectement le risque encouru par l'Homme dans le périmètre de réutilisation contrôlé (PC). Cette détermination est réalisée en comparant l'état de santé animale dans le PC à celui prévalant dans une zone similaire, voisine, retenue comme zone témoin, où les eaux usées brutes continuent d'être utilisées par les agriculteurs (zone EUB). On procède ainsi à la caractérisation des données épidémiologiques avant la substitution et la mise en place du périmètre contrôlé (état initial) puis six mois après la substitution (état final).

Par ailleurs et afin d'avoir une idée sur les risques parasitaires potentiels, il est nécessaire de déterminer les paramètres suivants :

- i) la qualité parasitaire des eaux d'irrigation ;
- ii) la qualité parasitaire et la durée de survie des œufs d'helminthes sur les productions agricoles servant à l'alimentation des animaux en l'occurrence la luzerne ;
- iii) le degré de contamination du sol par les œufs d'helminthes ainsi que la durée de leur survie dans ce milieu.

1. QUALITE PARASITOLOGIQUE DES EAUX USEES A L'ENTREE DES PARCELLES DU PERIMETRE CONTROLE (PC)

La zone de substitution (périmètre contrôlé) reçoit une eau épurée exempte de parasites qui conduit par voie de conséquence à une luzerne également exempte de parasites.

2. QUALITE PARASITOLOGIQUE DES EAUX USEES A L'ENTREE DES PARCELLES DE LA ZONE TEMOIN (EUB)

L'analyse parasitologique des eaux usées brutes à l'entrée des parcelles de la zone témoin permet de mettre en évidence une faune parasitaire assez dense et variée (tableau 1). Elle est composée de nématodes du genre *Ascaris sp*, *Toxocara sp*, *Trichuris sp*, *Capillaria sp*, et *Enterobius vermicularis* et de cestodes du genre *Hymenolepis diminuta*, *H. nana*, *Moniezia expansa* et *taenia sp*. La plupart d'entre eux peuvent avoir une incidence hygiénique chez l'Homme adulte et l'enfant en particulier.

Tableau 1. Caractérisation parasitologique des eaux d'irrigation des deux zones d'étude (en œuf par litre).

Parasites	Périmètre contrôlé (Eaux usées épurées)	Zone témoin (Eaux usées brutes)
Nématodes		
<i>Ascaris Sp</i>	0	3,06
<i>Toxocara sp</i>	0	0,15
<i>Trichuris sp</i>	0	1,23
<i>Capillaria sp.</i>	0	1,63
<i>Enterobius vermicularis</i>	0	0,93
Strongles*	0	42,55*
Cestodes		
<i>Hymenolepis nana</i>	0	4,40
<i>Hymenolepis diminuta</i>	0	5,83
<i>Momezia expansa</i>	0	0,35
<i>Taenia sp.</i>	0	0,19
Totaux	0	17,80

* non compris dans les totaux

Les œufs de strongles ne sont pas pris en compte dans les totaux, en raison de leurs origines diverses (animales, acarien, nématode du sol,...etc.) et des difficultés inhérentes à leur identification avec certitude.

L'examen est limité, en conséquence, aux espèces reconnues par l'OMS pour leur incidence hygiénique chez l'Homme et qui peuvent être identifiées par simple examen microscopique.

3. CINÉTIQUE DE DISPARITION DES ŒUFS D'HELMINTHES SUR LA LUZERNE

La cinétique de disparition des œufs d'helminthes est réalisée sur une parcelle de la zone témoin qui reçoit une irrigation au jour J_0 et qui n'est plus irriguée pour une durée de 30 jours (tableau 2).

Au jour J_0 , le jour de l'irrigation, la luzerne présente une charge parasitaire moyenne de 4,47 œufs par kg de poids frais. Après 3 jours, cette charge subit une diminution de l'ordre de 62% et au bout d'un mois, aucun œuf d'helminthe n'est retrouvé sur le végétal.

Il est à signaler que ces observations sont faites au cours de l'été où les cultures sont exposées à un ensoleillement intense de plus de 12 heures par jour. L'effet des rayons solaires serait également à l'origine de la désintégration des œufs d'helminthes en raison de leur faible résistance à la dessiccation et à la chaleur excessive pouvant dépasser 35°C au cours de la journée dans cette région.

Tous ces éléments indiquent que le risque d'infestation est relativement important tant pour l'animal qui consomme le végétal que pour l'agriculteur en raison des travaux

manuels obligeant le contact avec l'eau et le sol surtout lorsque les mesures d'hygiène ne sont pas respectées .

Tableau 2. Evolution du niveau de contamination parasitaire de la luzerne après irrigation par les eaux usées brutes (œuf/kg poids frais).

Parasites	J ₀	J ₀ +3	J ₀ +15	J ₀ +30
Nématodes				
<i>Enterobius vermicularis</i>	0,25	0	0	0
<i>Trichuris sp</i>	0,37	0	0	0
<i>Ascaris sp</i>	1,25	0,8	0,25	0
<i>Capillaria sp</i>	0,3	0,2	0	0
<i>Nematodirus sp</i>	0,1	0	0	0
Cestodes				
<i>Hymenolepis dimiunuta</i>	1,5	0,6	0	0
<i>Hymenlepis nana</i>	0,5	0	0	0
<i>Moniezia expansa</i>	0,2	0,12	0	0
Total	4,47	1,72	0,25	0

4. CINETIQUE DE DISPARITION DES ŒUFS D'HELMINTHES SUR LE SOL DE LA ZONE TEMOIN

Les résultats des examens parasitologiques des échantillons du sol irrigué avec les eaux usées brutes de la zone témoin sont présentés dans le tableau 3. Il est à noter que le jour de l'irrigation J₀, la concentration moyenne du sol en œufs d'helminthes atteint 16,9 par Kg du sol sec au niveau de la couche superficielle (<5 cm) et de 6,5 à une profondeur de 5-10 cm, alors qu'aucun d'œuf d'helminthe n'est mis en évidence sur une profondeur de 10 cm.

Trois jours après l'irrigation, seuls les œufs de *Trichuris* et d'*Ascaris*, considérés comme les plus résistants, sont retrouvés au niveau de la couche superficielle. Par contre, les œufs d'helminthe présents à une profondeur de 5 à 10 cm de la surface du sol ne semblent pas avoir été affectés ni par la chaleur ni par les rayons solaires, ce qui démontre le rôle de la dessiccation et des rayonnements solaires sur la survie des formes parasitaires dans le sol.

Ces observations corroborent l'hypothèse émise précédemment sur l'effet de l'ensoleillement sur la survie des œufs d'helminthes. En effet, même les œufs d'*Ascaris* doués d'une grande résistance dans le milieu extérieur, semblent être rapidement éliminés du sol sous l'effet direct de la dessiccation et des rayons solaires pendant l'été.

La présence des œufs à une profondeur du sol qui les protège de la chaleur et des rayons solaires, augmenterait leur longévité.

Ainsi, les pratiques culturales basées sur le retournement du sol peuvent jouer un rôle non négligeable dans leur élimination. Les insectes et acariens du sol peuvent, par

contre, favoriser leur transport sur plusieurs mètres ou même leur enfouissement dans le sol à des profondeurs pouvant atteindre des dizaines de centimètres.

Au niveau de la zone de substitution, les analyses parasitologiques ne révèlent aucun œuf d'helminthe dans les trois couches du sol. La période de six mois qui a précédé la substitution a dû être suffisante pour faire disparaître les œufs d'helminthe du sol surtout qu'elle a coïncidé avec l'été.

Quinze jours après l'irrigation, seuls les œufs d'*Ascaris* présents à une profondeur de 5 à 10cm du sol sont viables.

Tableau 3. Evolution du niveau de contamination parasitaire du sol à différentes profondeurs de la zone témoin après irrigation (œufs par Kg de poids frais du sol).

Parasites	J ₀			J ₀ +3 jours			J ₀ +15 jours			J ₀ +30 jours		
	<5	5-10	>10	<5	5-10	>10	<5	5-10	>10	<5	5-10	>10
Nématodes												
<i>E.vermicularis</i> sp	0.1	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichouris</i> sp	0.2	0.1	0	0.2	0.1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ascaris</i> sp	0.3	0.2	0	0.1	0.2	0	0	0.1	0	0	0	0
<i>Capillaria</i> sp	0.1	0.1	0	0.1	0.1	0	0	0	0	0	0	0
Autres strongles	16	5	0	0	8.2	0	0	0	0	0	0	0
Cestodes												
<i>H.diminuta</i>	0.2	0.6	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0
<i>H.nana</i>	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M.expansa</i>	0	0.2	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0
Total	16,9	6,5	0	0,4	9,0	0	0	0,1	0	0	0	0

<5 : inférieur à 5 cm ; 5-10 : de 5 à 10 cm ; >10 : supérieur à 10 cm.

5. INFESTATION PARASITAIRE CHEZ LES ANIMAUX DES DEUX ZONES.

Deux groupes de 14 moutons chacun, tous de race Demmane sont constitués ; l'un dans la zone de substitution et le second dans la zone témoin.

Les animaux sélectionnés sont âgés de 12 à 14 mois et ont un poids moyen de 30-38 kg. Ils sont sélectionnés, marqués mais laissés dans leur élevage.

Préalablement au suivi, les animaux subissent des examens coproscopiques qui révèlent des infestations par des nématodes gastro-intestinaux, des vers *Moniezia* ainsi que par des strongles pulmonaires.

Tous les animaux sont traités à l'ivermectine contre les nématodes gastro-intestinaux et les strongles respiratoires et au niclosamide contre les vers *Moniezia* deux fois à 3 semaines d'intervalle et vaccinés contre les entérotoxémies et la clavelée.

Les examens coproscopiques effectués, un mois après le dernier traitement, sur l'ensemble des animaux ne révèlent aucun œuf de nématode ou de cestode.

Deux mois plus tard, seuls les animaux de la zone témoin éliminent des œufs de nématodes dans leur fèces. Au bout de six mois, tous les animaux de la zone témoin se révèlent infestés alors que seuls 3 moutons parmi 10 de la zone de substitution se révèlent infestés à partir du 3ème mois (tableau 4).

Après enquête, il est constaté que les agriculteurs alimentent leur cheptel uniquement au niveau de leurs parcelles et qu'aucun traitement antihelminthique n'est utilisé. Ceci indiquerait que les infestations par les parasites gastro-intestinaux proviendraient de la luzerne irriguée avec les EUB.

Les analyses coproscopiques ne concernent pas d'autres parasitoses internes, telle que l'hydatidose, qui ne peuvent être mises en évidence qu'après l'abattage des animaux, ce qui ne peut pas être réalisé au cours de cette période en raison du coût élevé que cela peut engendrer.

L'expérimentation menée à la station de Ouarzazate montre que des moutons alimentés de luzerne irriguée avec de EUB développent le kyste hydatique, alors que ceux recevant la luzerne irriguée avec l'eau de puits ou l'eau épurée ne présentent, à l'autopsie, aucun signe d'infestation par ce parasite.

Le pâturage pratiqué généralement à partir des premiers jours qui suivent l'irrigation du fourrage expose les animaux directement au risque d'infestation.

Les agriculteurs ne semblent pas prêter attention aux risques encourus par leurs animaux en raison du caractère asymptomatique de ces infestations. En effet, les parasitoses gastro-intestinaux évoluent souvent à bas bruit sans alarmer l'éleveur, tout en réduisant d'une manière considérable les performances zootechniques de l'animal.

Tableau 4. Cinétique d'infestation des animaux d'élevage des deux zones par les nématodes gastro-intestinaux.

	J ₀	J ₀ +15	J ₀ +30	J ₀ +60	J ₀ +90	J ₀ +180
Zone de substitution (périmètre contrôlé)						
Nombre d'animaux examinés	14	14	12	10	10	8
Nombre d'animaux infestés	0	0	0	0	3	3
OPG nématodes	0	0	0	0	25	25
Œufs de <i>Moniezia</i>	0	0	0	0	0	0
Zone témoin (zone EUB)						
Nombre d'animaux examinés	14	14	14	12	11	10
Nombre d'animaux infestés	0	0	0	8	8	10
OPG nématodes	0	0	0	50	50	100
Œufs de <i>Moniezia</i>	0	0	0	+	++	++

J₀ : jour du dernier traitement ; OPG : œuf par gramme de matière fécale.

Chez les animaux de la zone de substitution, l'infestation n'a été observée qu'à partir du 3ème mois. Cette infestation qui a été révélée chez 3 animaux seulement était de faible intensité et ne dépassait pas 50 OPG (œufs par gramme de matière fécale).

Il est probable que ces animaux soient infestés le long des canaux de terre situés aux alentours de la ville et qui sont souvent fréquentés par les animaux. Une autre hypothèse serait que les animaux soient infestés le long des parcelles adjacentes de la zone témoin.

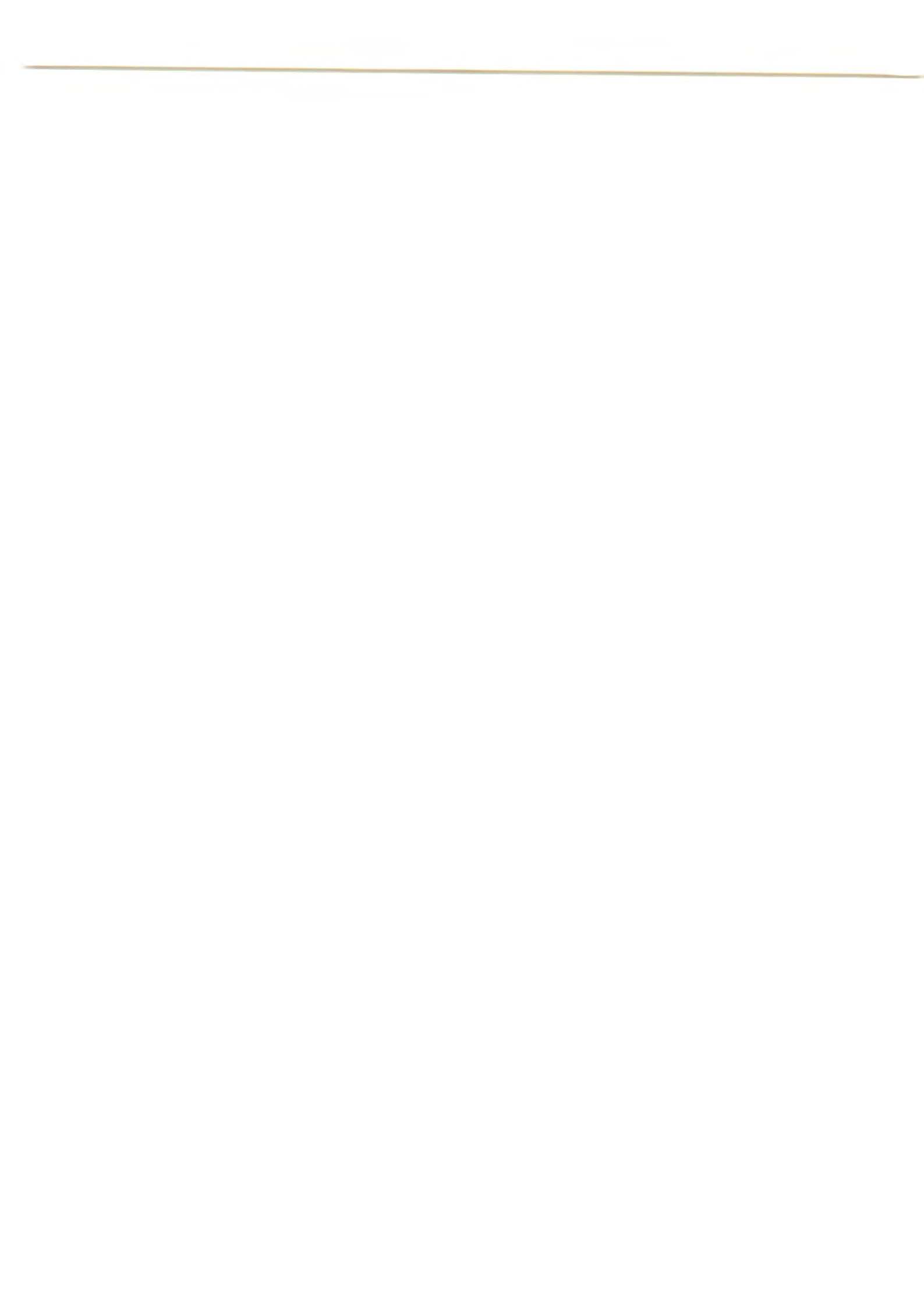
CONCLUSIONS.

Les résultats montrent que les œufs des parasites véhiculés par les eaux usées brutes parvenant à survivre sur la luzerne et sur le sol représentent le principal moyen d'infestation des animaux dans les zones de réutilisation des eaux usées brutes.

La substitution des EUE aux EUB a eu un impact positif sur la santé des animaux. En effet, au bout de six mois, tous les animaux de la zone témoin (EUB) se sont révélés infestés contre seulement 3 parmi 10 dans la zone de substitution.

Il ressort de l'étude qu'il est avantageux d'éliminer les parasites au niveau des installations d'épuration. Cette intervention reste le meilleur moyen d'atténuer les effets négatifs des maladies parasitaires sur la santé et la production animale.

ASPECT ECONOMIQUE



OBJECTIFS DE L'ETUDE

L'étude économique réalisée au cours de la phase II du projet MOR 86/018 a un double objectif. D'une part, elle vise l'établissement du prix de revient du m³ traité dans la station de Ouarzazate telle qu'elle a fonctionné au cours de cette phase et, d'autre part, elle tente de déterminer la marge brute totale dégagée par les agriculteurs qui utilisent les eaux épurées en irrigation.

1. ANALYSE DU COUT DE L'EAU EPUREE DURANT LA PHASE II DU PROJET

Le coût de traitement du m³ d'eau épurée est de l'ordre de 1,00 DH pour la filière bassins de stabilisation (BDS 1), 1,09 DH pour la filière BDS 2 et 0,99 DH pour la filière Chenal Algal à Haut Rendement (CAHR), filière 3.

On constate, comparativement au chiffre rapporté lors de la phase I du projet (1,73 DH/m³), une diminution du coût de l'épuration variant de 37 à 43%.

Cette réduction du prix de revient fait suite à la mise à profit des enseignements recueillis lors de la phase I du projet en matière d'amélioration des performances d'épuration des installations de Ouarzazate ce qui a permis une augmentation substantielle du ratio m³ épuré / DH investi.

Le coût marginal du traitement de l'eau comprenant les charges de fonctionnement et de maintenance des installations s'élève à 0,43 ; 0,44 et 0,45 DH/m³ respectivement pour les filières 1, 2, et 3.

Les charges de stockage de l'eau épurée ont été volontairement écartées du calcul du coût de traitement des eaux usées car elles font partie du système d'adduction de l'eau d'irrigation. Le coût de stockage tel qu'il est évalué lors de la phase I du projet s'élève à 0,12 DH/m³.

2. COUT DE LA VALORISATION DES EAUX EPUREES EN AGRICULTURE

2.1. Base d'établissement des charges

Le principe pollueur-payeur est pris comme base de départ, la valorisation en agriculture ne devrait, par conséquent, prendre en considération que les charges d'adduction et de distribution des eaux épurées au point de réutilisation. Les calculs sont faits pour l'irrigation par gravité qui est le mode utilisé dans le périmètre contrôlé.

Tableau 1. Coûts de l'épuration des eaux usées à différents stades des 3 filières d'épuration mises en place durant la phase II du projet.

Filière d'épuration	Quantité d'eau épurée (m ³ /an)	Coût global ⁽¹⁾ DH/m ³		Coût marginal ⁽²⁾ DH/m ³	
		Par composante	Cumul	Par composante	Cumul
FILIERE 1					
Unité de pré-traitement	252.288	0,25	0,25	0,09	0,09
Pré-traitement		0,03	-	0,02	-
Station de relevage		0,22	-	0,07	-
B. anaérobies A1 & A2	252.288	0,30	0,55	0,14	0,23
Facultatif 1.1	63.072	0,10	0,65	0,06	0,29
Facultatif 1.2	63.072	0,09	0,74	0,04	0,33
Facultatif 1.3	63.072	0,09	0,83	0,04	0,37
Maturation 1.1	63.072	0,08	0,91	0,03	0,40
Maturation 1.2	63.072	0,09	1,00	0,03	0,42
TOTAL	1,00	0,43
FILIERE 2					
Unité de pré-traitement	252.288	0,25	2,25	0,09	0,09
Pré-traitement		0,03	-	0,02	-
Station de relevage		0,22	-	0,07	-
B. ananérobie A1 & A2	252.288	0,30	0,55	0,14	0,23
Facultatif 2.1	63.072	0,10	0,65	0,05	0,28
Facultatif 2.2	63.072	0,05	0,70	0,02	0,30
Facultatif 2.3	63.072	0,22	0,92	0,08	0,38
Maturation 2.1	63.072	0,09	1,01	0,03	0,41
Maturation 2.2	63.072	0,08	1,09	0,03	0,44
TOTAL	1,09	0,44
FILIERE 3					
Unité de pré-traitement	252.288	0,25	0,25	0,09	0,09
B. anaérobies A1 & A2	252.288	0,30	0,55	0,14	0,23
Chenal Algal, CAHR	126.144	0,34	0,89	0,18	0,41
Maturation 3.1	126.144	0,05	0,94	0,02	0,43
Maturation 3.2	126.144	0,05	0,99	0,02	0,45
TOTAL	0,99	0,45

⁽¹⁾ Les charges totales fixes et variables

⁽²⁾ Le coût de fonctionnement et de maintenance des installations existantes

2.2. Analyse des dépenses d'adduction et de distribution des eaux épurées.

Le coût de l'irrigation est analysé à deux niveaux ; d'abord au niveau de l'adduction qui comporte le pompage et l'acheminement jusqu'au périmètre puis ensuite la distribution dans le périmètre lui-même.

2.2.1. Adduction

Investissement de pompage (DH/ha)	22.597,86
Charges totales (DH/ha/an)	1.115,15

dont,

- Charges fixes (DH/ha/an)	753,26
- Fonctionnement. (DH/ha/an)	361,80

Investissement d'adduction(DH/ha)	3.298,00
Charges totales (DH/ha/an)	626,62

dont,

- Charges fixes (DH/ha/an)	329,80
- Fonctionnement. (DH/ha/an)	296,82

2.2.2. Distribution

Il faudrait prévoir pour la distribution :

Investissement (DH/ha)	9.000,00
Charges totales (DH/ha/an)	500,00

dont,

- Charges fixes (DH/ha/an)	300,00
- Fonctionnement. (DH/ha/an)	200,00

En fonction des besoins moyens d'un hectare de culture à Ouarzazate, le coût de pompage et d'adduction s'élèverait à $0,17 \text{ DH/m}^3$ et le coût de distribution à $0,10 \text{ DH/m}^3$

3. VALORISATION DE L'EAU EPUREE DANS LE PERIMETRE CONTROLE DE AIT KDIF

L'évaluation de la valorisation de l'eau épurée est réalisée sur la culture de blé tendre menée au sein du périmètre contrôlé de Ait Kdif lors de la phase II du projet (campagne agricole 1995-96).

3.1. Parcelles encadrées par les techniciens du projet

Ces parcelles ont bénéficié du soutien du projet sous forme de fourniture de semences sélectionnées aux agriculteurs concernés (blé tendre, variété Marchouch R1), de travaux du sol (labour, préparation des calants) et de semis mécanique.

Les rendements obtenus dans ces parcelles ont atteint 25,5 q/ha, en moyenne. A raison de 280,00 DH/q ceci correspond à un produit brut de 7140 DH/ha.

3.2. Parcelles non encadrées par les techniciens du projet

Dans ces parcelles, les agriculteurs n'ont pas bénéficié de l'encadrement du projet comme les parcelles précédentes. Dans ces conditions, les rendements n'ont pas dépassé 16 q/ha, soit à peine 63 % du rendement des parcelles encadrées. Le produit brut atteint, dans ce cas, 4480 DH/ha.

CONCLUSIONS

Le coût de traitement du m³ d'eau épurée est de l'ordre de 1,00 DH pour la filière bassins de stabilisation (BDS), filière 1, de 1,09 DH pour la filière BDS 2 et de 0,99 DH pour la filière Lagunage à Haut Rendement (LHR), filière 3.

Le coût marginal du traitement de l'eau comprenant les charges de fonctionnement et de maintenance des installations s'élève à 0,43, 0,44 et 0,45 DH/m³ respectivement pour les filières 1, 2, et 3.

Pour ce qui est des frais de mobilisation des eaux épurées entre le site de la station et la parcelle, qui est appelé à être pris en charge, en totalité ou en partie, par les agriculteurs, les estimations réalisées dans ce travail conduisent à un coût de l'adduction de 0,17 DH/m³ et un coût de distribution de l'ordre de 0,10 DH/m³.

En ce qui concerne la valorisation de l'eau épurée dans le périmètre contrôlé, l'étude a permis de montrer que cette valorisation dépend du degré d'encadrement des agriculteurs. Les rendements obtenus avec les parcelles encadrées par les techniciens du projet a atteint 25,5 q/ha, en moyenne, contre seulement 16q/ha soit une augmentation d'environ 63% du rendement en blé tendre.

* فيما يتعلق بالتأثير على صحة الإنسان :

بيّنت الدراسات المنجزة في هذا الميدان أنه، في ظروف ورزازات، يتعرض الشخص الذي يستعمل المياه المستعملة دون معالجة للمرض بديدان الأمعاء بنسبة تقدر ب 3 إلى 4 مرات مقارنة مع الشخص الذي يسقي بمياه عادية.

* فيما يتعلق بالتأثير على صحة الحيوانات:

بيّنت الدراسات أن الحيوانات التي تستهلك العلف المسقي بالمياه المستعملة الغير معالجة تتعرض للمرض بديدان الأمعاء على عكس الحيوانات التي تستهلك العلف المسقي بالمياه المعالجة. وهذه الأمراض قد تنتقل إلى الإنسان كما تؤثر سلبيًا على المنتج الحيواني.

* فيما يتعلق بالجانب الاقتصادي :

بلغت تكاليف معالجة المياه المستعملة، المتعلقة بإنجاز الأحواض التثبيتية، درهما واحدا للمتر المكعب ووصلت إلى 0,5 درهم للمتر المكعب بالنسبة لصيانة وتسيير المنشآت. كما بلغت تكاليف جر الماء إلى الدائرة السقوية وتوزيعه، على التوالي، 0,17 و 0,10 درهم للمتر المكعب.

من أهم خلاصات وتوصيات هذا المشروع يمكن ذكر ما يلي :

* فيما يتعلق بمعالجة المياه المستعملة :

- في الظروف المناخية لورزازات تُمكن المعالجة بواسطة الأحواض التثبيئية، بعد مكوث يقدر بـ 25 يوماً، من الحصول على ماء من صنف "أ". وهذا الصنف يُمكن، حسب توصيات منظمة الصحة العالمية، من سقي كل المزروعات بما فيها تلك التي تُؤكل بدون طهي.
- لا تتعدى المساحة اللازمة لكل "معادل ساكن" (Equivalent habitant) 4 م².

* فيما يتعلق بآلات السقي :

- مكن المشروع من الحصول على عدة نتائج ميدانية استخرجت منها بعض النصائح تهم كيفية استعمال بعض المعدات كالمرشحات والأنابيب وكذا الموزعات.

* فيما يتعلق بالإنتاج النباتي :

- تُغطي المياه المعالجة حاجيات المزروعات من الأزوت بنسبة تتراوح من 40 إلى 95 % ومن الفسفور بنسبة تتراوح من 55 % إلى 100 %. بينما تتعدى هذه الحاجيات فيما يخص البوتاسيوم.
- من الناحية الصحية، لا تقل جودة منتوج المزروعات المسقية بالمياه المعالجة عن جودة المنتوجات الموجودة في السوق المحلية.

* فيما يتعلق بتأثير الري بالمياه المعالجة على التربة والمياه الجوفية :

- مكن المشروع من إصدار عدة نصائح لمنع تسرب الأزوت إلى المياه الجوفية من بينها :
- يجب إدخال مزروعات تستهلك كميات كبيرة من الأزوت في الدورة الزراعية؛
- يُنصح بمزج المياه المعالجة بالمياه العادية كلما أمكن ذلك.
- يجب ترشيد استعمال المياه المستعملة للحد من كميات الأزوت التي تعطى مع الماء.

ملخص

خلال العقود الثلاثة الأخيرة ، عرف النمو الديموغرافي بالمدن والاستهلاك الفردي من الماء الصالح للشرب تطورا مهما مما أدى إلى ارتفاع كبير في حجم المياه المستعملة حيث سيصل في أفق سنة 2020 إلى 900 مليون متر مكعب سنويا. إن القذف بهذه المياه دون معالجة مسبقة يهدد مصادر المياه السطحية التي تعتبر أهم مورد للمياه الصالحة للشرب . وفي نفس الوقت تُكوّن المياه المستعملة، في إطار الظروف المناخية للمغرب، موردا مهما من المياه إذا ما تم استعمالها مع أخذ الاحتياطات اللازمة للمحافظة على البيئة وعلى صحة الإنسان.

في إطار هذا المنظور، شرعت وزارة الفلاحة، بتعاون مع برنامج الأمم المتحدة للتنمية، سنة 1990 في إنجاز المشروع MOR 86/018 الذي يهدف إلى إجراء بحوث حول معالجة المياه المستعملة بواسطة الأحواض التثبيئية وإعادة استعمالها في الفلاحة قصد الاستفادة منها ومن المواد المخصبة التي تحتوي عليها، في إطار منظم يضمن المحافظة على البيئة وعلى صحة السكان. استفاد هذا المشروع من دعم تقني من طرف منظمة الأمم المتحدة للأغذية والزراعة، التي لعبت من جهة أخرى دور وكالة التنفيذ، وكذلك من طرف منظمة الصحة العالمية.

وَكَلّت مهمة إنجاز هذا المشروع إلى إدارة الهندسة القروية على المستوى المركزي وإلى المكتب الجهوي للاستثمار الفلاحي لوارزازات على المستوى الجهوي. كما شاركت فيه عدة فعاليات وطنية كمعهد الحسن الثاني للزراعة و البيطرة والمعهد الوطني للصحة (Institut National d'Hygiène) . أنجز المشروع على مرحلتين : الأولى من سنة 1990 إلى سنة 1993 خصصت لإنجاز بحوث عديدة حول معالجة المياه وإعادة استعمالها في الفلاحة، والثانية من سنة 1994 إلى سنة 1996 مكنت من تعميق البحوث السالفة الذكر داخل المحطة التجريبية والقيام بدراسات حول الجوانب التنظيمية والمؤسسية والمتعلقة بالأوبئة، وذلك في إطار دائرة سقوية نموذجية تم داخلها استبدال المياه المستعملة الغير معالجة بالمياه المعالجة بواسطة محطة المشروع. وقد أنجزت بحوث ودراسات هذه المرحلة تبعا لتوصيات الدورة الثامنة للمجلس الأعلى للماء والمناخ لسنة 1994.