

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Supérieure Agronomique- El Harrach Alger

Thèse

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences Agronomiques

Thème

**Demande en eau et Impact de la réutilisation des eaux usées traitées
et des boues en agriculture et dans les techniques forestières**

Présentée par : Benalia OUANOUI

Devant le jury :

Président :	- Mr. Abdallah AIDAOUI	Professeur -ENSA
Rapporteur :	- Mr. Lamri ZERAIA	Professeur -France
Examineurs :	- Mr. Ahmed KETTAB	Professeur - ENP
	- Mr. Tarik HARTANI	Professeur -ENSA

Octobre 2014

	Page
Sommaire	02
Liste des tableaux	10
Liste des figures	12
Liste des cartes	12
Acronymes	13
Remerciements	14
Introduction	15
Première partie	
Demande en eau	20
Chapitre I.1. Concepts et méthodologie de la demande en eau	21
I.1.1. L'évolution des usages de l'eau	21
I.1.2. Bases de la modélisation de la demande en eau	21
I.1.3. Mécanismes de formation et d'évolution de la demande en eau	22
I.1.3.1. Déterminants directs et indirects de la demande	22
I.1.3.1.1. Les déterminants directs	23
I.1.3.1.2. Les déterminants indirects	23
I.1.3.2. L'homogénéité des besoins	23
I.1.3.2.1. L'homogénéité des besoins en qualité	23
I.1.3.2.2. L'homogénéité en regard du contexte géo-climatique	23
I.1.3.3. Hiérarchie des groupes d'usagers	24
I.1.4. Méthodologie du modèle	25
I.1.4.1. L'approche des besoins	26
I.1.4.2. Les besoins en eau de la population	26
I.1.4.2.1. Les usages de l'eau	26
I.1.4.2.2. Structure de la population	27
I.1.4.3. Les besoins en eau de l'Agriculture	27
I.1.4.3.1. L'irrigation	28
I.1.4.3.2. L'élevage	28
I.1.4.4. Les besoins en eau de l'Industrie	29
I.1.5. La régionalisation des besoins	30
I.1.5.1. Anticipation de la demande	30
I.1.5.1.1. La région, support de ressources	30
I.1.5.1.2. Régions économiquement viables ou REV	31
I.1.5.1.3. Les interdépendances spatiales ou zonales	31

Chapitre I.2.La prospective	33
I.2.1.Les scénarios	34
I.2.1.1.La constitution de la trame de base des scénarios	36
I.2.1.1.1.Le module principal	37
I.2.1.1.2.Le module final	37
I.2.2.Approche mathématique du modèle	37
I.2.2.1.Résolution du modèle	37
I.2.2.1.1.Résolution numérique	38
Chapitre I.3.La région d'étude	39
Problématique	39
I.3.1.La région d'étude	39
I.3.1.1.Synthèse climatique	40
I.3.1.2.Caractéristiques géologiques	42
I.3.1.3.Caractéristiques géomorphologiques	44
I.3.1.4.Caractéristiques de la végétation	45
I.3.1.5.Caractéristiques hydrologiques	46
I.3.2.Changements climatiques	47
I.3.2.1.Les températures	48
I.3.2.2.Les précipitations	48
I.3.2.3.Les sécheresses	48
I.3.2.4.Impact des changements climatiques	48
I.3.3.Données de base	49
I.3.3.1.Population	50
I.3.3.2.Agriculture	50
I.3.3.2.1.Petite et Moyenne Hydraulique : PMH	50
I.3.3.2.2.Irrigation traditionnelle	52
I.3.3.2.3.Cheptel	52
I.3.3.2.4.Sols	53
I.3.3.3.Industrie	56
I.3.3.4.Ressources en eau	56
I.3.3.5.Analyse	59
Chapitre I.4. Etude des scénarios	62
I.4.1.Structure des REV	62
I.4.1.1.Classification de la population	64
I.4.2.Hypothèses de travail	65
I.4.3.Les scénarios	66

I.4.4.Demande en eau de la population	66
I.4.4.1.Démographie	66
I.4.4.2.Dotation en eau	67
I.4.5.Demande en eau de l'Agriculture	68
I.4.5.1.Les ressources en sols	68
I.4.5.2.L'agriculture irriguée	68
I.4.5.3.Besoins en eau du cheptel	70
I.4.5.3.1.Estimation de la consommation d'eau du cheptel	71
I.4.6.Demande en eau de l'industrie	71
<u>Chapitre I.5.Le modèle prospectif</u>	72
I.5.1.Présentation du modèle	72
I.5.2.Structure du modèle	72
I.5.3.Paramétrage du projet	75
I.5.3.1.Le recyclage	76
I.5.3.2.Les hypothèses clés	77
I.5.3.3.Création du scénario "Méthode de l'année hydrologique"	77
I.5.3.4.Définition des types de climat	78
I.5.4.Données de base : 2000	78
I.5.4.1.Population	78
I.5.4.2.Agriculture	78
I.5.4.3.Industrie	79
I.5.5.Résultats	80
I.5.5.1.Demande en eau en fonction des scénarios	81
I.5.5.2. Demande en eau totale	87
I.5.5.3.Transferts d'eau réalisés et/ou en cours	118
I.5.5.3.1.Etude de variantes	122
Deuxième Partie	
Impact et valorisation des eaux usées des boues biologiques	124
<u>Chapitre II.1.Synthèse de la réutilisation des eaux usées des boues biologiques à travers le monde</u>	125
Introduction	125
II.1.1.Usage agricole	125
II.1.1.1.Aspects positifs	126
II.1.1.1.1.Gain économique	126
II.1.1.1.2.Recharge des nappes	126
II.1.1.1.3.Stabilité structurale des sols	127

II.1.1.1.4.Porosité des sols	127
II.1.1.1.4.1.Phénomènes d'érosion	127
II.1.1.1.4.2.Biologie des sols	128
II.1.1.1.4.3.Santé humaine	128
II.1.1.2.Aspects négatifs	128
II.1.1.3.Recommandations microbiennes (normes)	131
II.1.2.Usage industriel	136
II.1.3.Usage domestique et municipal	137
II.1.4.Utilisation des eaux usées dans le monde	137
II.1.5.Potentiel de mobilisation des eaux usées en Algérie	143
<u>Chapitre II.2.Impact du Chrome dans les sols irrigués par les EUT</u>	144
Introduction	144
II.2.1.Le sol : interface d'échange	146
II.2.1.1.Les oxydes, hydroxydes et (oxy)hydroxydes	147
II.2.1.2.Les argiles	147
II.2.1.3.Les carbonates	147
II.2.1.4.La silice	148
II.2.1.5.La matière organique (MO)	148
II.2.2.Formes du chrome	148
II.2.2.1.Chrome trivalent (Cr^{3+})	149
II.2.2.2.Chrome hexavalent (Cr^{6+})	149
II.2.3.Toxicité du Chrome	150
II.2.3.1.Toxicité du Cr chez l'homme	150
II.2.3.2.Toxicité du Cr vis-à-vis des plantes	151
II.2.4.Modes de fixation du chrome	151
II.2.4.1.Adsorption non spécifique	151
II.2.4.2.Adsorption spécifique	152
II.2.4.3.Précipitation et co-précipitation	152
II.2.5.Mobilité et biodisponibilité du chrome dans le sol	153
II.2.5.1.Facteurs influençant la dynamique du chrome dans le sol	154
II.2.5.1.1.pH	154
II.2.5.1.2.Potentiel d'oxydoréduction	155
II.2.5.1.3.Matière Organique	155
II.2.5.1.4.La température et l'humidité du sol	157
II.2.6.Caractérisation du chrome dans le sol	157
II.2.6.1.Extraction simple ou fonctionnelle	158
II.2.6.2.Extraction séquentielle ou opérationnelle	158

II.2.6.2.1.Fraction échangeable (fraction acido-soluble)	159
II.2.6.2.2.Fraction réductible ou fraction liée aux oxydes métalliques	159
II.2.6.2.3.Fraction oxydable ou fraction liée à la matière organique	160
II.2.6.2.4.Fraction résiduelle	160
II.2.7.Matériels et méthodes	160
II.2.7.1.Les complexants métalliques	160
II.2.7.1.1.L'acide citrique	161
II.2.7.2.Protocole expérimental	162
II.2.7.2.1.Sol témoin	162
II.2.7.2.2.Sol contaminé artificiellement	162
II.2.7.2.3.Sol irrigué par les eaux usées	163
II.2.7.2.4.Méthodologie	163
II.2.7.2.4.1.Analyses physico-chimiques	163
II.2.7.2.4.1.1.pH_{eau} et pH_{KCl}	163
II.2.7.2.4.1.2.Granulométrie	164
II.2.7.2.4.1.3.Capacité d'échange cationique (CEC)	164
II.2.7.2.4.1.4.Teneur en carbone organique	164
II.2.7.2.4.1.5.Teneur en matière organique	165
II.2.7.2.4.1.6.Teneur en azote total	165
II.2.7.2.4.1.7.Teneur en potassium échangeable	165
II.2.7.2.4.2.Détermination du chrome total	165
II.2.7.2.4.2.1.Détermination du chrome hexavalent	165
II.2.7.2.4.3.Evaluation de la mobilité et de la biodisponibilité du chrome	166
II.2.7.2.4.3.1.Extraction simple	166
II.2.7.2.4.3.2.Extractions séquentielles	166
II.2.7.2.4.4.Mobilisation du chrome en présence d'acide citrique	167
II.2.7.2.4.4.1.Etude en milieu statique :tests en réacteurs	167
II.2.7.2.4.4.2.Etude en milieu dynamique : Expériences en colonne	168
II.2.7.2.4.4.2.1.Caractéristiques du dispositif	169
II.2.7.2.4.5.Mobilisation du chrome	172
II.2.8.Résultats	172
II.2.8.1.Caractérisation du sol témoin	172
II.2.8.1.1.Propriétés physico-chimiques et teneur en chrome	172
II.2.8.2.Sol contaminé artificiellement	173
II.2.8.2.1.Biodisponibilité du Cr	173
II.2.8.2.2.Répartition du chrome	174
II.2.8.3.Caractérisation du sol pollué par les rejets des eaux usées	175

II.2.8.3.1. Propriétés physico-chimiques et teneur en chrome	175
II.2.8.3.2. Profils de contamination du Cr en fonction de la profondeur	176
II.2.8.3.3. Mobilité et biodisponibilité du chrome	177
II.2.8.3.3.1. Extraction simple	177
II.2.8.3.3.2. Extractions séquentielles	177
II.2.8.3.4. Mobilisation du chrome en présence d'acide citrique	178
II.2.8.3.4.1. Sol témoin contaminé artificiellement	178
II.2.8.3.4.1.1. Mobilisation dans les réacteurs	178
II.2.8.3.4.1.1.1. Mobilisation du Cr par l'acide citrique	178
II.2.8.3.4.2. Sol pollué par les eaux usées mixtes	179
II.2.8.3.4.2.1. Mobilisation dans les réacteurs	179
II.2.8.3.4.2.1.1. Mobilisation du Cr par l'acide citrique	179
II.2.8.3.4.2.2. Evaluation du lessivage du chrome en mode dynamique	180
II.2.8.3.4.2.3. Détermination de l'état initial stable : élution du Cr par de l'eau bidistillée	180
II.2.8.3.4.2.4. Elution du chrome par l'acide citrique	181
II.2.8.3.4.2.5. Lixiviation en continu d'une solution d'acide citrique	181
II.2.8.3.4.2.6. Lixiviation alternée: acide citrique et eau bidistillée	182
Conclusion	183

Troisième Partie

Synthèse de travaux 185

<u>Chapitre III.1. La régénération de Pistacia atlantica Desf en zone aride et semi-aride</u>	185
Introduction	185
III.1.1. Protocole expérimental	185
III.1.1.1. Zone d'étude	185
III.1.2. Résultats	189
III.1.2.1. Taux de germination	189
III.1.2.2. Croissance en hauteur	191
III.1.2.3. Croissance du diamètre au collet	193
III.1.2.4. Nombre de feuilles	194
III.1.3. Conclusion	195

<u>Chapitre III.2.</u>Influence des boues résiduaire dans la préparation du substrat en pépinières forestières : cas du Pin maritime	196
Introduction	196
III.2.1.Matériel et méthodes	196
III.2.1.1.Etude en minirhizotrons (plein champ)	198
III.2.1.2.Etude en serre	198
III.2.1.2.1.Paramètres étudiés pour les semis en serre	198
III.2.2.Résultats	198
III.2.2.1.Rythmes de croissance et de régénération des racines dans les minirhizotrons	199
III.2.2.2.Plants élevés en serre	199
III.2.2.2.1.Taux de survie	199
III.2.2.2.2.Hauteur et poids des parties aériennes et souterraines	199
III.2.2.2.3.Croissance des tiges	200
III.2.2.2.4.Croissance en longueur des racines	200
III.2.2.2.5.Biomasse racinaire	201
III.2.2.2.6.Biomasse des tiges	201
III.2.3.Conclusion	203
<u>Chapitre III.3.</u>Action de l'amélioration nutritive chez le Pin maritime suite à une fertilisation minérale en conditions méditerranéennes	204
Introduction	204
III.3.1.Protocole expérimental	204
III.3.1.1.Technique de fertilisation	205
III.3.1.2.Analyses	205
III.3.1.2.1.Paramètres mesurés	206
III.3.1.2.2.Analyse statistique	206
III.3.2.Résultats	206
III.3.2.1.Taux de mortalité	206
III.3.2.2.Croissance en hauteur	206
III.3.2.3.Nutrition minérale	207
III.3.2.3.1.Teneurs en azote	207
III.3.2.3.2.Teneurs en phosphore	207
III.3.2.3.3.Teneurs en potassium	207
III.3.2.3.4.Teneurs en calcium, magnésium, sodium et fer	208
III.3.2.3.5.Teneurs en manganèse, cuivre et zinc	208
III.3.3.Conclusion	208

<u>Chapitre III.4.</u>Valorisation en agriculture des eaux usées et des boues issues d'une station d'épuration	210
<u>Chapitre III.5.</u>Contribution à l'étude des boues résiduares issues de stations d'épuration dans les plantations forestières	227
Conclusion générale	234
Références bibliographiques	237

Liste des tableaux

Tableau 1 : Données climatiques

Tableau 2 : Pluviosité annuelle et moyenne mensuelle : 1971-2004

Tableau 3 : Températures moyennes mensuelles :2000-2008

Tableau 4 : Années normales, sèches et très sèches

Tableau 5 : Tendances interannuelle moyenne des pluies et du ruissellement pour les périodes 1974-1992 et 1932-1992

Tableau 6 : Surface irriguée

Tableau 7 : Superficie agricole utile et superficie irriguée par commune

Tableau 8 : Répartition des terres par commune

Tableau 9 : Petits barrages et retenues collinaires existants

Tableau 10 : Ressources en eau disponibles

Tableau 11 : Ressources en eau mobilisées par utilisateur

Tableau 12 : Ressources en eau mobilisées-2000

Tableau 13 : Ressources en eau mobilisées par utilisateur-2000

Tableau 14 : Identification des REV

Tableau 15 : Population urbaine et rurale/ REV -1997

Tableau 16 : Population urbaine et rurale/ REV -2000

Tableau 17 : Coefficients d'accroissement de la population

Tableau 18 : Inventaire des sols irrigables de la région

Tableau 19 : Effectif du cheptel/REV

Tableau 20 : Volume d'eau utilisé par le cheptel/REV -2000

Tableau 21 : Volume utilisé par les industries /REV -2000

Tableau 22 : Évolution du recyclage en fonction des années

Tableau 23 : Paramétrage du climat

Tableau 24 : Synthèse des scénarios

Tableau 25 : Demande en eau totale : population + agriculture + industrie /REV

Tableau 26 : Tendances moyennes des trois utilisateurs

Tableau 27 : Évolution de la demande en eau en fonction des scénarios

Tableau 28 : Quantité d'eaux usées traitées – cas de 15%

Tableau 29 : Quantité d'eaux usées traitées – cas de 30%

Tableau 30 : Valeurs guides pour l'eau d'irrigation en Californie

Tableau 31 : Normes bactériologiques appliquées dans certains pays

Tableau 32 : Teneurs en métaux lourds dans le sol irrigué par EU comparées à un témoin et aux normes anglaises pour les sols agricoles

Tableau 33 : Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation

Tableau 34 : Produits chimiques utilisés

Tableau 35 : Teneur moyenne en Cr dans différents types de sols

Tableau 36 : Effets toxiques du Cr chez l'homme

Tableau 37 : Constantes d'acidité

Tableau 38 : Caractéristiques de la colonne de sol

Tableau 39 : Propriétés physico-chimiques du sol témoin

Tableau 40 : Caractéristiques de l'échantillon de sol contaminé par eaux usées

Tableau 41 : Biodisponibilité du chrome dans le sol pollué par les eaux usées mixtes

Tableau 42 : Variation de pH lors de la mobilisation du Cr

Tableau 43 : Variation de pH lors de la mobilisation du Cr

Tableau 44 : Résultats de la germination

Tableau 45 : Analyse de la variance de la croissance en hauteur

Tableau 46 : Analyse de la variance du diamètre au collet

Tableau 47 : Analyse de la variance du nombre de feuilles

Tableau 48 : Composition des substrats

Tableau 49 : Analyse du sol utilisé dans les substrats

Tableau 50 : Analyse chimique du sol

Tableau 51 : Analyse des boues biologiques stabilisées

Tableau 52 : Analyse des boues sèches

Tableau 53 : Résultats des différentes mesures

Tableau 54 : Influence des substrats en fonction du temps sur les différents paramètres étudiés

Tableau 55 : Comparaisons multiples des moyennes : Test de NEWMAN – KEULS

Tableau 56 : Coefficients de corrélation entre les éléments nutritifs et les quantités de boues appliquées

Tableau 57 : Normes de composition foliaire

Tableau 58 : Analyse des boues biologiques stabilisées

Tableau 59 : Analyse du sol utilisé dans les substrats

Tableau 60 : Analyse chimique du sol

Tableau 61 : Taux de mortalité des plants en fonction des traitements

Tableau 62 : Gain de croissance par rapport au témoin

Tableau 63 : Concentrations moyennes des éléments/MS dans les aiguilles de Pin maritime en fonction des traitements

Liste des figures

Fig.1. Structure hiérarchique de la demande globale

Fig.2. Représentation tridimensionnelle des besoins en eau

Fig.3. Représentation hiérarchisée de la demande globale par groupe homogène de consommateurs

Fig.4. Les usages de l'eau

Fig.5. Hiérarchisation spatiale ou régionale

Fig.6. Scénario du taux de réutilisation des eaux usées traitées

Fig.7. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен

Fig.8. Protocole de contamination du sol

Fig.9. Dispositif expérimental

Fig.10. Simulation de l'écoulement à travers une colonne de sol

Fig.11. Evolution de la biodisponibilité en fonction du temps

Fig.12. Evolution de la répartition du chrome dans les différentes fractions du sol

Fig.13. Evolution de la concentration en Cr en fonction de la profondeur

Fig.14. Concentration du Cr dans les différentes fractions du sol pollué par les eaux usées

Fig.15. % de Cr en fonction de la concentration d'acide citrique

Fig.16. % de Cr en fonction de la concentration d'acide citrique

Fig.17. Evolution de la matière organique et de la conductivité en fonction du nombre de volume de pore percolés

Fig.18. Evolution de la matière organique et de la conductivité en fonction du nombre de volume de pore percolés

Fig.19. Elution du Cr par de l'eau bidistillée

Fig.20. Elution en continu du Cr par l'acide citrique

Fig.21. Elution en discontinu du Cr par l'acide citrique

Fig.22. Evolution du taux de germination

Fig.23. Evolution du taux de germination

Fig.24. Evolution du taux de germination

Fig.25. Evolution du taux de germination

Liste des cartes

Carte 1 : Réseau hydrographique et altitudes

Carte 2 : Aménagement des parcours

Carte 3 : Occupation des sols

Carte 4 : Potentialités hydrauliques

Carte 5 : Transferts d'eau

Carte 6 : Prix de l'eau par région

Acronymes

ANAT : Agence Nationale pour l'Aménagement du Territoire

CF : Coliformes fécaux

DPAT : Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire.

ETMa : Évapotranspiration Maximale

ETM : Eléments traces métalliques

ETP : Évapotranspiration Potentielle

EUT : Eaux Usées Traitées

FAO : Organisation pour l'alimentation et l'agriculture

FNDRA : Fonds National Pour le Développement de la Réforme Agraire

OMS : Organisation mondiale de la santé

ONM : Office National de la Météorologie

PNE : Plan National de l'eau

REV : Région Economiquement Viable

ST : Scénario Tendanciel ou Scénario Faible

SM : Scénario Modéré

SE : Scénario Extrême

SNAT : Schéma National de l'Aménagement du Territoire

SRAT : Schéma Régional de l'Aménagement du Territoire

STEP : Station d'épuration

UNDP : Programme de développement des nations unies

Remerciements

Au terme de ce travail, mes plus vifs remerciements vont bien sûr au :

Professeur Lamri ZERAIA qui a bien voulu encadrer cette thèse du point de vue méthodologique et scientifique. Mr ZERAIA a été au fait beaucoup plus qu'un Directeur de thèse puisqu'il a côtoyé de très longues années la petite famille du Département de Foresterie et Protection de la Nature au sein de l'Institut National Agronomique d'Alger, actuellement Ecole Nationale Supérieure Agronomique. C'est là où nous avons découvert ses qualités d'homme de science et de grande sagesse maintes fois prouvées durant les moments difficiles. Il a su notamment tempérer notre fougue pour mieux nous canaliser, capitaliser notre savoir faire et nous encourager dans les moments de renoncement. Pour tout cela, nous lui devons énormément et les plus grands remerciements ne seront jamais à la hauteur de son abnégation pour l'aide à autrui.

Au Professeur Abdallah AIDAOUI d'avoir bien voulu présider ce jury, qu'il soit sincèrement remercié. Nous sommes convaincus que Mr AIDAOUI, du Département de l'hydraulique et du Génie rural, nous fera part de la tendance actuelle des travaux actuels en la matière qui s'orientent de plus en plus vers le recyclage de l'eau.

Au Professeur Ahmed KETTAB de l'Ecole Nationale Polytechnique d'avoir bien voulu sacrifier un peu de son temps pour nous faire bénéficier de sa longue expérience au service de l'eau et de nous éclairer sur les points de vue des nombreuses institutions internationales dans lesquelles il est impliqué.

Au Professeur Tarik HARTANI d'avoir eu l'aimable gentillesse d'accepter de faire partie de ce jury et de nous donner son point de vue sur ce sujet sensible socialement, ardu techniquement et couteux économiquement.

Que tous, trouvent ici l'expression de mes cordiales remerciements pour avoir délaissé un peu leurs occupations professionnelles et nous avoir consacré le temps nécessaire à la lecture et à l'analyse de ce manuscrit ; leurs remarques concernant la nouvelle politique du pays dans la réorganisation du secteur de l'eau en adéquation avec celui de l'agriculture (irrigation, élevage, forêts) sera éminemment pertinente.

Introduction

L'Algérie est caractérisée, dans la plupart de ses régions, par un climat semi-aride à aride. Le pays souffre autant de l'insuffisance des pluies que de leur mauvaise répartition dans le temps et dans l'espace. Les contraintes du climat, la croissance démographique et les transformations économiques et sociales sont à l'origine d'une demande en eau sans cesse croissante.

La croissance économique de l'Algérie s'est toujours heurtée au problème de la disponibilité de l'eau, particulièrement lors de ces 20 dernières années caractérisées par une longue période de sécheresse qui est due non seulement à l'alternance habituelle entre périodes sèches et humides mais également aux changements climatiques dont il faudra analyser les conséquences sur le cycle naturel de l'eau et par delà sa disponibilité. Cette dernière est sujette également à la pression sur les ressources dues à une mauvaise gestion de l'existant d'une part et à l'absence de planification hydraulique d'autre part (barrages, retenues colinéaires, utilisation de ressources non conventionnelles, etc.). Cette rareté des ressources en eau en Algérie et leur inégale répartition a eu pour conséquences de graves pénuries signalées à travers tout le territoire national et qui ont engendré une dégradation de la qualité de l'eau qui pose des problèmes fréquents et complexes allant de la pollution des cours d'eau, des nappes phréatiques, des barrages au Nord à la salinisation au Sud . Les normes d'un développement économique soutenable sont évaluées à $3500\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$ et en dessous de $1250\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$, le développement est quasi-impossible avec un seuil de pauvreté extrême fixé à $500\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$ largement atteint dans la plupart des régions d'Algérie épuisant les ressources sans qu'elles puissent se reconstituer et la tendance actuelle est à l'utilisation des réserves fossiles.

Les problèmes de la pénurie des ressources non renouvelables et en particulier celle de l'eau se posent de façon plus aiguë dans la région des hauts plateaux où les systèmes de production agro-pastoraux traditionnels associent à une activité d'élevage prédominante (ovin et caprin) la pratique d'une céréaliculture épisodique (orge et blé) et d'une agriculture de plus en plus intensive basée sur des cultures maraîchères et arboricoles et dont l'eau d'irrigation provient essentiellement des nappes phréatiques. Du point de vue des usages de l'eau, l'intensification progressive des activités agricoles y compris l'accroissement du cheptel telle que préconisée par le FNDRA (Fonds National Pour le Développement de la Réforme Agraire) nécessite des besoins accrus en eau qui vont encore accélérer la saturation des nappes et par conséquent diminuer la disponibilité en eau potable pour les villes et villages et la raréfaction de cette eau pour l'irrigation.

L'équilibre est déjà rompu entre une demande toujours plus grande et une offre arrivée aux limites de la disponibilité. Cette réalité incite les agriculteurs à préconiser couramment et d'une façon souvent désordonnée l'utilisation des eaux usées non traitées dont les conséquences sur la santé sont extrêmement graves : maladies à transmission hydrique (MTH) cycliques.

Aussi, face à la rareté et la mauvaise répartition de l'eau, la réutilisation des eaux usées traitées apparaît comme la solution la plus adaptée.

La région d'étude

La zone d'étude se caractérise par une aridité croissante avec de très faibles précipitations et un fort pouvoir évaporateur de l'air. Il s'agit d'une région à vocation plutôt pastorale mais où l'agriculture est néanmoins omniprésente et dont les petits agriculteurs sont de niveau de technicité moyen mais ayant accumulé une certaine expérience en irrigation et particulièrement du point de vue mode de gestion de l'eau compte tenu de l'offre toujours nettement inférieure à la demande en raison de la série des années de sécheresse et de l'inexistence de barrages et retenues colinéaires d'importance.

L'absence d'une politique globale d'Aménagement du territoire, les divers programmes de développement lancés sans études préalables, le flou d'une décentralisation réelle capable de permettre à la Wilaya et par delà aux communes de prendre en charge les problèmes de développement local, le manque de coordination entre les différents secteurs concernés ainsi que le peu de moyens de réalisation se sont traduits par une inactivité à tous les niveaux engendrant non seulement un sous-développement de la Wilaya par rapport aux autres régions du pays mais également un déséquilibre flagrant entre les différentes communes à l'intérieur même de la Wilaya. En outre, tous les projets de développement qu'a connus la Wilaya de Djelfa, se sont toujours heurtés au paramètre limitatif représenté par l'eau car le modèle qui a prévalu jusqu'à maintenant consistait à faire un diagnostic socio-économique d'une région donnée, d'appréhender son développement en imposant des activités industrielles et agricoles sans une réelle étude d'impact en amont et en aval de toutes les conditions que requiert un aménagement du territoire. Cette planification imposée n'a pas eu les effets escomptés sur le développement de la région et s'est traduite au contraire par des dégâts irréversibles.

De la nécessité d'opter pour une autre stratégie

Depuis quelques années, on s'est aperçu, sous l'effet d'un certain nombre de paramètres : aléas climatiques, persistance de la sécheresse, nuisances diverses, nouveaux comportements des ménages (plus de douches et moins de bains), nouveaux process dans les usines, nouveaux modes d'irrigation (goutte à goutte qui remplace l'aspersion et l'épandage) qu'il n'est plus possible de continuer à agir sur ***l'offre*** pour anticiper la ***demande***. L'eau n'étant pas une ressource illimitée, il faudra impérativement inverser la tendance d'une stratégie *d'ajustement de l'offre sur la demande* de façon à ce que cette dernière dépende de l'offre tout en veillant à assurer le succès d'autres formes d'utilisation de ressources non conventionnelles telles l'utilisation des eaux usées traitées en particulier.

Un des traits caractéristiques de cette zone est que l'eau constitue un obstacle au développement durable ; ce paramètre est considéré comme le point focal de l'étude et par conséquent tout le développement préconisé de la région doit privilégier l'utilisation restreinte de cette ressource eu égard aux conflits qui sont déjà ressentis entre les différents utilisateurs à savoir population, agriculture et industrie.

Les facteurs qui rendent la disponibilité de l'eau aléatoire peuvent se résumer en :

- La grande variabilité de l'offre qui se manifeste par des fluctuations extrêmes dramatiques, aggravées par la sécheresse persistante.
- L'épuisement inéluctable des nappes phréatiques, associé à la contamination d'un grand nombre d'aquifères.
- L'augmentation de la consommation d'eau en agriculture et le développement de l'irrigation intensive.
- La croissance rapide de la population avec son corollaire de la consommation d'eau, en raison notamment de l'urbanisation des zones rurales.

Le bilan de l'Aménagement du Territoire dans la région, réalisé par Garadi (1992) a fait ressortir les résultats suivants :

" Aucun signe de renversement de la tendance Sud-Nord de la population, ni même une atténuation du déséquilibre régional " contredisant ainsi "l'idée développée par les initiateurs de l'Aménagement du Territoire de mettre en place un axe de développement orienté Est-Ouest de façon à favoriser les échanges transversaux et ainsi freiner les échanges Sud-Nord".

L'exode rural s'est même accentué à l'intérieur de la Wilaya du fait de la localisation des rares projets au niveau du chef lieu de Wilaya tout en occultant l'ensemble de la région qui recèle pourtant des potentialités certaines.

La question essentielle à laquelle nous devons répondre est la suivante :

Quelle sera la quantité d'eau nécessaire à l'activité économique de la région et en particulier à l'agriculture (irrigation et cheptel) pour que les ressources générées puissent assurer la croissance économique de la zone sans pour autant porter préjudice à son environnement très sensible c'est à dire préserver les sols et la végétation tout en assurant le renouvellement de la ressource hydrique.

Cette question appelle d'autres interrogations à savoir :

Dans ce contexte particulier, quel sera le rôle dévolu à l'industrie dans un schéma où devra primer l'agriculture et l'élevage ovin en particulier ?

Quelle activité choisir pour freiner l'exode rural interne vers les grandes agglomérations de la Wilaya ?

" Quel aménagement envisager pour des campagnes vierges de toute activité et non entretenues parce que sans intérêt économique " ?

A toutes ces questions, un paramètre essentiel est à prendre en considération : **l'eau**. Quel sera le volume d'eau nécessaire en quantité et en qualité pour appréhender un développement socio-économique équilibré de la région en général et des sous régions potentiellement aptes à intégrer le schéma de développement préconisé par le SNAT (Schéma National pour l'Aménagement du Territoire) d'une façon globale et le SRAT (Schéma Régional pour l'Aménagement du Territoire) d'une façon particulière.

C'est dans cette perspective qu'est menée cette étude sur la gestion de l'eau dans la Wilaya de Djelfa autour d'acteurs locaux représentant les principaux secteurs d'activités économiques et sociales dans l'optique de l'élaboration de la politique de l'eau de cette zone aride.

Notre travail s'articulera autour de trois parties dont les deux premières constituent l'essentiel de la thèse.

Partie I : Traitera des concepts et des méthodes de la modélisation à travers la hiérarchisation de la demande, l'approche conceptuelle et la méthodologie du modèle.

Cette partie comprendra trois chapitres qui aborderont les questions suivantes :

Chapitre I.1. Présentera la région d'étude avec ses composantes principales ayant fait l'objet d'hypothèses pour la modélisation prospective.

Chapitre I.2. Abordera les hypothèses en vue de la mise en place des scénarios à travers la connaissance des besoins des différents utilisateurs.

Chapitre I.3. Présentera le modèle informatique utilisé dans la résolution de la demande en eau.

Partie II : Cette seconde partie qui traite des impacts et de la valorisation des eaux usées et des boues biologiques, comprendra deux chapitres qui aborderont les sujets suivants :

Chapitre II.1. Fera le point sur la synthèse de la réutilisation des eaux usées à travers le monde.

Chapitre II.2. Etudiera l'évolution de la pollution par le chrome issu des eaux usées traitées utilisées en agriculture maraichère.

Partie III : Cette troisième partie comprenant cinq chapitres synthétisera différents travaux de terrain portant sur la thématique de la réutilisation des eaux usées et des boues dans l'agriculture.

Chapitre III.1. Etudiera la régénération du Pistacia atlantica Desf en zone aride et semi-aride.

Chapitre III.2. Mettra en exergue l'influence des boues résiduaires dans la préparation du substrat en pépinières forestières : cas du Pin maritime.

Chapitre III.3. Étudiera l'action de l'amélioration nutritive chez le Pin maritime suite à une fertilisation minérale en conditions méditerranéennes

Chapitre III.4. Traitera de la valorisation en agriculture des eaux usées et des boues issues d'une station d'épuration.

Chapitre III.5. Présentera une contribution à l'étude des boues résiduaires issues de STEP dans les plantations forestières.

Les parties III.4, III.5 et II.2 ont fait l'objet de publications.

Une conclusion générale fera le point synthétique de l'étude.

Partie I

Demande en eau

Chapitre I.1

Concepts et Méthodologie de la demande de l'eau

I.1.1. L'évolution des usages de l'eau

Il s'agit de saisir les événements qui ont marqué les pratiques de l'eau en tant que repères nécessaires du point de vue théorique et méthodologique, afin de mieux cerner les problèmes liés à la gestion actuelle de la demande.

L'analyse de cet itinéraire historique permet d'appréhender l'évolution graduelle de la place de plus en plus vitale que joue l'eau dans toute la sphère sociologique, économique et culturelle de l'homme.

La pratique de l'irrigation passant de la technique de la submersion à l'aspersion puis au goutte à goutte et enfin l'industrialisation avec la création de zones et de pôles industriels en permettant la sédentarisation et la création de grandes villes ou mégalo-poles a complètement bouleversé la demande en eau qui est devenue fort complexe.

Face à ces usages, la nature offrait des sources naturelles pour l'approvisionnement en eau : oueds, nappes, etc... et l'homme y a ajouté des sources artificielles représentées par les retenues colinéaires, les barrages et aujourd'hui l'utilisation de ressources non conventionnelles telles le traitement des eaux usées et le dessalement de l'eau de mer.

Cette évolution positive de la demande a induit des problèmes liés à la concentration de personnes, des industries et à la performance de l'agriculture utilisant de plus en plus de produits phytosanitaires et d'engrais pour assurer le meilleur rendement possible.

Cela s'est traduit par des pollutions de toute nature : pollutions des cours d'eau, des barrages, des nappes qui font qu'aujourd'hui le problème de l'approvisionnement en eau potable destiné à la population se pose avec acuité sous les effets du développement économique.

I.1.2. Bases de la modélisation de la demande en eau

La question de la demande en eau sera abordée par l'approche de la modélisation fondée sur la compréhension des mécanismes de formation et d'évolution de la demande. L'objectif est d'une part, d'appréhender les déterminants directs liés à la demande sans caractériser les sous ensembles (déterminants indirects) de cette demande et d'autre part de structurer sous une forme hiérarchique, les groupes homogènes de consommateurs.

Il s'agit d'un modèle hiérarchique dont le principe est guidé par trois idées directrices : désagrégation, régionalisation et prospective (Garadi, 1992).

Du point de vue mathématique, nous avons choisi un modèle porté sur la simulation ayant un caractère multidimensionnel et plurisectoriel où le nombre de variables a été volontairement réduit pour faciliter les relations.

Sur le plan informatique, les outils nécessaires à l'exécution des différentes tâches de modélisation au modèle seront expliqués.

I.1.3. Mécanismes de formation et d'évolution de la demande en eau

La demande a une portée conceptuelle en ce qu'elle est l'expression des besoins (prééminence de la valeur d'usage) et opérationnelle du fait qu'elle sous-tend des mesures destinées à l'action et donc à la prise de décision (à chaque usage correspond des demandes, fonction de nombreux déterminants).

Etudier la demande, c'est identifier à la fois les déterminants directs et indirects qui agissent sur sa formation et des critères d'homogénéité pour mettre en relief les groupes de consommateurs qui seront retenus.

I.1.3.1. Déterminants directs et indirects de la demande

La représentation des mécanismes de formation et d'évolution de la demande est fondée sur une analyse systémique, car celle-ci permet de délimiter le système de la demande, de le décomposer et de l'analyser de façon à mieux comprendre les lois qui le régissent.

I.1.3.1.1. Les déterminants directs

Ils peuvent être regroupés dans deux catégories :

Les déterminants socio-économiques et les déterminants technico-économiques.

- Les *déterminants socio-économiques* concernent les caractéristiques de l'appareil de production et les comportements socioculturels d'une population donnée par rapport à l'eau. La compréhension de l'évolution de la dynamique sociale est à cet effet fondamental dans l'approche de la dynamique des besoins actuels et futurs.

Les besoins peuvent être hiérarchisés en quantité qui sont fonction du type d'activité économique et sociale; ils correspondent aux "volumes d'eau constants, variables ou discontinus considérés comme nécessaires et suffisants pour satisfaire - avec une efficacité minimale voulue - aux usages correspondants à une utilisation économique et humaine spécifique". L'évaluation quantitative se fait sur la base de normes déterminées en fonction du contexte économique et social auquel elles se réfèrent. Elles s'expriment en général en litres par jour et par habitant pour l'alimentation en eau potable, par unité de quantité produite pour l'industrie et par unité de surface pour l'irrigation.

- Les *déterminants technico-économiques* sont fonction du dispositif technologique mis en place dans le cycle de l'eau (infrastructures de production, de traitement, de stockage, d'utilisation et de consommation d'eau). C'est en termes de choix

technologiques que ces déterminants interviennent dans le processus de formation et d'évolution de la demande en eau.

L'utilisation de l'eau nécessite presque toujours la mise en place d'infrastructures de mobilisation, de traitement, de distribution, de restitution...pour les activités prévues que sont l'alimentation en eau potable de la population, l'agriculture, l'industrie, le tourisme, les services...

I.1.3.1.2. Les déterminants indirects

On distingue les déterminants propres aux services de l'eau et ceux qui leurs sont extérieurs mais qui en affectent la demande.

- Les déterminants indirects liés aux services de l'eau sont fonction du mode de gestion de la demande : c'est le système de tarification pratiquée qui détermine l'importance et l'évolution de la demande en ce sens que "le prix peut servir d'instrument pour agir sur la demande, soit pour l'infléchir, soit pour l'orienter vers d'autres utilisateurs". Le prix peut être ainsi un instrument de développement économique. L'objectif de la tarification serait à la fois d'orienter et de contrôler la production et d'inciter les consommateurs à mettre en place des systèmes d'économie d'eau.

- Les déterminants indirects extérieurs aux services de l'eau sont ceux relatifs à l'environnement, à l'aménagement du territoire, aux économies d'eau, etc.... telle la taxation des rejets d'eaux usées qui incite à réduire la demande.

I.1.3.2. L'homogénéité des besoins

Une fois les déterminants directs et indirects liés à la demande structurés, il faudrait identifier les groupes homogènes de consommateurs et les structurer sous une forme hiérarchique.

I.1.3.2.1. L'homogénéité des besoins en qualité

Les besoins s'expriment également en qualité selon l'affectation qui en est faite ; les méthodes de prévision couramment utilisées sont surtout préoccupées par l'évaluation quantitative de la demande et ajustent très souvent celle-ci (demande) en termes qualitatifs, sur le consommateur le plus exigeant en l'occurrence la population pour l'eau de boisson, surtout lorsqu'il s'agit d'alimenter plusieurs utilisateurs à la fois.

I.1.3.2.2. L'homogénéité en regard du contexte géo-climatique

La demande en eau individuelle des ménages et celle d'une industrie donnée sont légèrement différentes dans une région aride de ce qu'elles sont dans une région humide. Par contre, la demande en eau pour l'irrigation d'une même culture avec le même mode d'irrigation peut être multipliée par trois, voire quatre, dans une région

aride. Les besoins en eau des cultures correspondent à l'évapotranspiration potentielle, directement dépendante des facteurs climatiques tels que la température, l'humidité de l'air, le rayonnement global, etc....

Ce contexte géo climatique conditionne d'ailleurs les choix technologiques ; ainsi, lors de l'implantation d'une cimenterie, on préférera le procédé sec au procédé humide ; pour l'agriculture, le mode d'irrigation goutte à goutte remplacera la pratique de l'immersion...

I.1.3.3. Hiérarchie des groupes d'usagers

Les groupes homogènes de consommateurs d'eau sont identifiés par croisement de tous les critères développés précédemment. En termes de quantité, c'est l'agriculture qui est le principal consommateur ; la demande en eau de la population est plus exigeante en termes de qualité. Quant à l'industrie, en règle générale, elle utilise de l'eau potable par le biais du réseau urbain ou de l'eau provenant de forages réalisés à l'intérieur de l'unité.

Pour notre étude, nous avons retenu trois niveaux de consommateurs : la population, l'agriculture et l'industrie ; cependant, grâce à la modularité de la représentation hiérarchique, le modèle reste ouvert à l'intégration d'autres hypothèses comme le tourisme par exemple et pour lequel il suffira juste d'ajouter un scénario correspondant.

La représentation hiérarchisée de la demande en eau globale par groupe homogène de consommateurs peut se présenter comme suit :

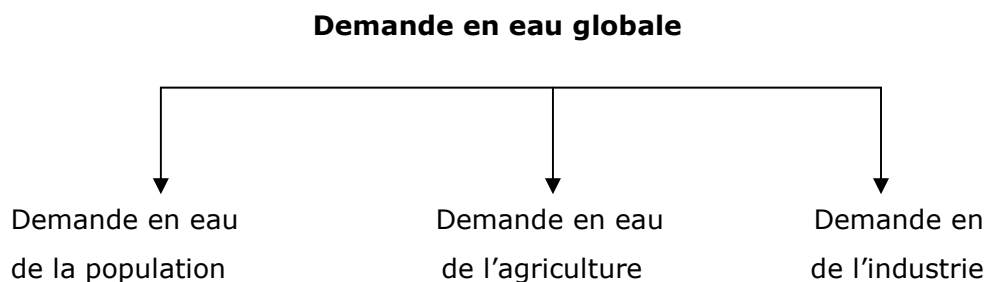


Fig.1. Structure hiérarchique de la demande globale.

Une fois ces bases fondamentales posées, il convient de les matérialiser à l'aide d'un modèle pour évaluer et simuler la demande dans une perspective d'actions à même de répondre à la question fondamentale de la demande en eau d'une part et de la réutilisation des eaux usées traitées d'autre part.

La réponse se trouve dans la résolution d'un certain nombre d'interrogations et en particulier dans la manière d'automatiser l'ensemble à l'aide d'un outil informatique qui soit le plus simple et le plus convivial possible.

I.1.4. Méthodologie du modèle

Cette approche du modèle s'inscrit dans une démarche globale à la fois systémique, spatiale et prospective.

L'approche est guidée par 03 idées directrices :

- Les besoins sont désagrégés jusqu'au niveau le plus fin. La structure du groupe est modulaire car organisée en autant de blocs que de groupes homogènes, de consommateurs, totalement indépendants les uns des autres.

Le principe de la désagrégation est de mettre en évidence les spécificités quantitatives et qualitatives de chaque bloc par rapport à sa consommation d'eau.

- L'évaluation des besoins est régionalisée ; la régionalisation est une forme de désagrégation qui permet de mettre en relief les contrastes spatiaux liés aux conditions climatiques, pédologiques et sociales à l'intérieur même de la wilaya puisqu'à titre d'exemple, on passe de l'aride à Ain Oussera, au semi aride à Djelfa pour revenir à l'aride à Messaâd.

- Les besoins évoluent en fonction du temps et permettent une analyse prospective à chaque étape de développement. Il s'agira d'étudier le comportement des variables du modèle à partir d'une analyse rétrospective afin de dégager les tendances et d'établir des variables de scénarios jugées les plus déterminantes dans l'évolution des besoins. Le pas du temps est de 10 ans, période qui nous semble adéquate pour appréhender les tendances et pouvoir agir en conséquence.

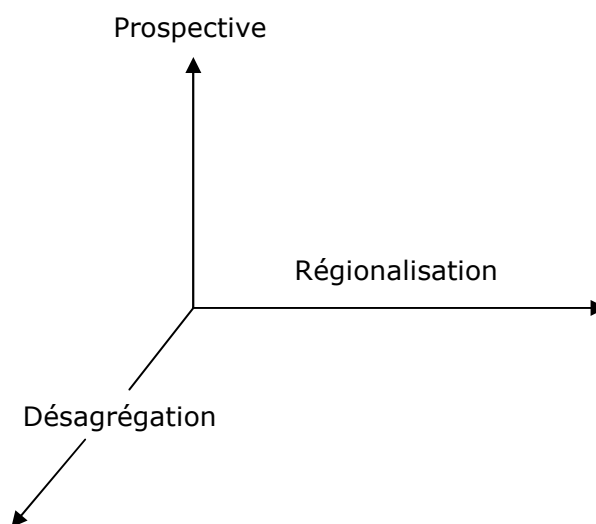


Fig.2. Représentation tridimensionnelle des besoins en eau.

Chacune de ces trois dimensions peut être elle - même différenciée en sous dimensions comme les besoins en eau agricole qui se décomposent en besoins du cheptel et en besoins en eau d'irrigation ; ces derniers peuvent eux-mêmes se décomposer en besoins par type de cultures, selon les modes d'irrigation, la taille des exploitations, etc.

I.1.4.1.L'approche des besoins

L'étude de la demande en eau passe par l'identification des facteurs qui agissent directement ou indirectement sur sa formation et son évolution et les indices de caractérisation des groupes d'utilisateurs retenus pour l'analyse.

L'analyse de la demande en eau consiste en la compréhension du système qui la régit afin de comprendre son " architecture ".

La quantification des besoins se fait sur la base de normes variables selon les types d'utilisateurs : population, agriculture, industrie qui sont fonction de la particularité de la zone d'étude (région semi-aride à aride). L'étude de la demande en eau peut être représentée par le schéma suivant :

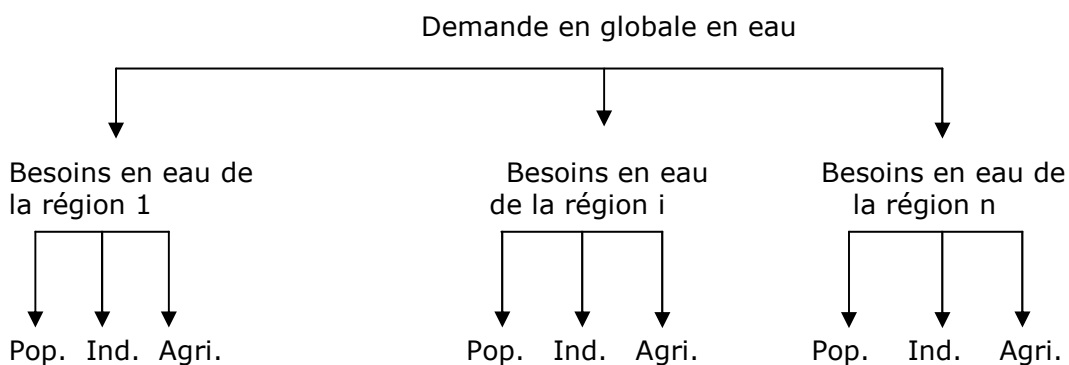


Fig.3. Représentation hiérarchisée de la demande globale par groupe homogène de consommateurs.

I.1.4.2. Les besoins en eau de la population

I.1.4.2.1. Les usages de l'eau

On distingue les usages individuels où la consommation peut être représentée par une norme désagrégée en fonction des usages dont l'intensité dépend du comportement des consommateurs (fréquence d'utilisation des appareils ménagers : lave-linge, lave-vaisselle...ou l'état des équipements sanitaires : chasse d'eau, baignoire, douche, etc.) et les usages collectifs qui dépendent de la taille des agglomérations et de l'intensité de l'activité économique et sociale qui les caractérisent (fig.4).

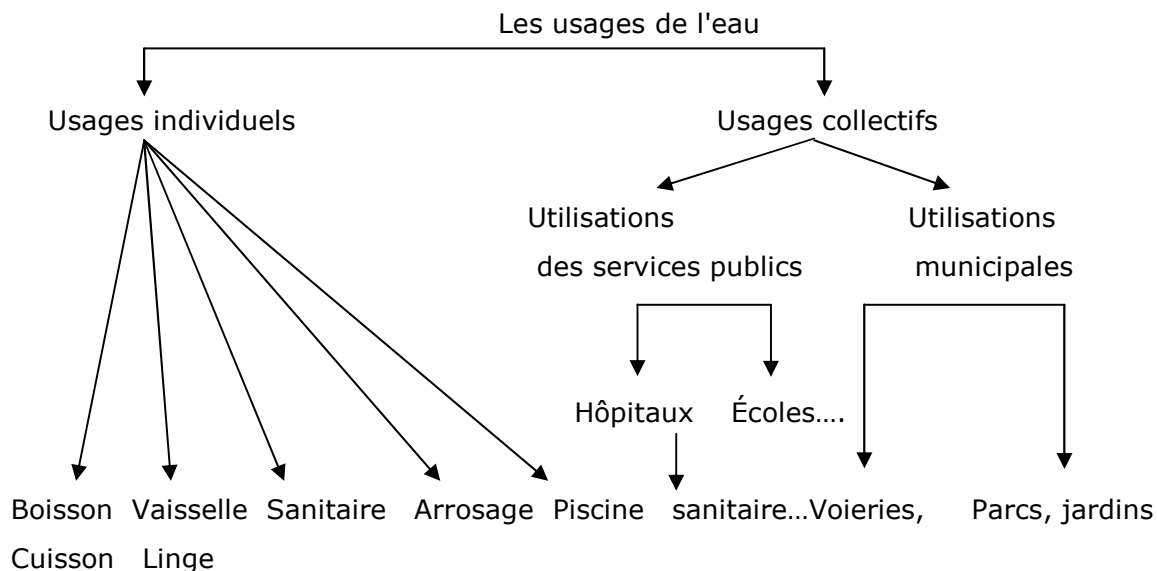


Fig.4. Les usages de l'eau.

I.1.4.2.2. Structure de la population

La structure de la population est appréciée selon des critères physiques, techniques, et socio-économiques.

- Les critères physiques : une distinction est faite entre zone urbaine et zone rurale qui exigent des usages différents. La spécificité de chacune de ces zones a une influence directe sur les besoins en eau de la population du fait qu'elle détermine les conditions technologiques de l'eau d'autant plus que l'agglomération de la population conditionne l'acquisition des équipements hydrauliques collectifs nécessaires pour son approvisionnement.

- Les critères techniques sont liés aux choix technologiques concernant les équipements hydrauliques (nature de la ressource, capacité de production, de stockage, taux de raccordement, rejets, traitement, etc.)

- Les critères socio-économiques sont liés au mode de gestion et au comportement des consommateurs (système de tarification, revenu des ménages). Les usages de l'eau peuvent être schématisés de la manière suivante :

I.1.4.3. Les besoins en eau de l'Agriculture

Le processus de développement de ces régions arides fait que la disponibilité en eau constitue un élément vital de par la contrainte qu'elle instaure, d'autant plus que l'agriculture et principalement l'irrigation en est la principale consommatrice. Les besoins en eau de l'agriculture sont individualisés selon que la demande soit destinée à l'élevage et/ou à l'irrigation qui présente bien des caractéristiques individuelles.

I.1.4.3.1. L'irrigation

L'irrigation représente une activité grande consommatrice d'eau et elle est une nécessité absolue dans la région étudiée eu égard à sa position géographique (étage bioclimatique semi-aride). Une part très importante de l'eau est transpirée (plus du 1/3 de la quantité globale d'eau demandée est ainsi "perdue"), mais cette transpiration est également un "mal nécessaire" en ce sens qu'elle assure une régulation thermique et active la circulation de la sève... et elle sera d'autant plus abondante que les échanges gazeux seront intenses et que le pouvoir évaporant de l'atmosphère sera plus élevé. Les pertes par transpiration sont la conséquence directe du besoin des plantes de capter dans l'atmosphère le CO₂ pour le transformer, grâce à la photosynthèse, en sucres nécessaires à leur croissance. Cependant, "il n'y a aucune commune mesure entre la quantité d'eau utilisée dans le métabolisme, ou même retrouvée à l'état liquide dans la plante, et la quantité absorbée" La transpiration est combinée à l'évaporation du sol du fait de la difficulté de séparer ces deux phénomènes D'une façon générale, les besoins en eau d'une culture donnée correspondent à l'évapotranspiration maximale (ETMa) qui est liée de façon linéaire à la quantité maximale de matière sèche produite. L'ETMa est souvent remplacée par l'évapotranspiration potentielle (ETP) qui représente le pouvoir évaporatoire du complexe sol- plante. Le passage de l'irrigation traditionnelle (gravitaire-submersion) à l'aspersion et au goutte à goutte à permis d'élever la productivité (rendement/ha) et d'économiser des quantités considérables d'eau. Dans les zones arides et semi-arides, survient un autre phénomène qui affecte les besoins en eau de la plante : il s'agit du lessivage des sels. Les taux de ces derniers dans les sols augmentent suite à l'irrigation avec des eaux salées et les EUT en particulier. Après évaporation, les sels se déposent en surface et dans les couches arables et pour atténuer ce phénomène, le remède est d'apporter des quantités supplémentaires d'eau moins salée pour diluer la concentration des sels de façon à ce que la plante puisse avoir des conditions physiologiques acceptables à sa croissance. Cet apport supplémentaire peut représenter plus de 25% de la dose à l'ha.

I.1.4.3.2. L'élevage

Pour ce qui est de l'élevage, sa consommation, quoique moins importante que celle de l'irrigation, représente une certaine demande qu'il faut nécessairement faire apparaître dans les bilans de planification ; à titre d'exemple, la consommation unitaire journalière d'une vache laitière peut atteindre 100 litres en été. Il en est de même pour la qualité exigée qui est sensiblement la même que celle des besoins humains.

La désagrégation des besoins de l'élevage se fait selon deux niveaux :

- Le degré d'intensification qui fait la distinction entre élevage intensif, semi-intensif et extensif.
- Le type d'élevage qui permet de retenir les catégories suivantes : bovins, ovins, caprins.

Dans cette désagrégation, les besoins en eau comprennent l'abreuvement, le lavage du bétail, des locaux, etc.

I.1.4.4. Les besoins en eau de l'Industrie

L'industrie représente le consommateur qui affecte le plus la qualité de l'eau après usage. Les besoins en eau sont difficiles à évaluer en raison d'un certain nombre de facteurs tels le type d'alimentation (réseau séparé ou réseau mixte, techniques de recyclage, diversité des branches d'activités, des produits, des procédés techniques, etc.) et de l'incertitude des consommations spécifiques impliquées dans le progrès technologique.

Les critères permettant de structurer la demande de l'industrie sont au nombre de deux :

- Le premier a trait à la méthode d'approvisionnement (réseau unitaire ou mixte avec la population).
- Le deuxième se rapporte à l'intensité de la consommation spécifique à savoir grosses, moyennes ou faibles consommatrices d'eau. La différenciation des industries par branche n'est pas un indicateur fiable d'appréciation dans la mesure où à l'intérieur d'une même branche d'activité, il existe des industries grosses et des industries faibles consommatrices telle la filière du papier où il faut distinguer la pâte à papier de la transformation du papier ou l'exemple de l'industrie du cuir où l'on distingue les tanneries de la confection. D'autres critères peuvent être pris en considération comme le type fonctionnel des industries : unités de production, de stockage, de distribution et les services.

Dans notre cas particulier, nous considérerons qu'il ne peut exister que deux types d'industries : Moyennes et Faibles Consommatrices d'Eau (IMCE et IFCE).

Les besoins sont hiérarchisés selon l'intensité de leur consommation d'eau. On en distingue deux types :

- Industries Moyennement Consommatrices d'Eau (IMCE) : Cimenteries (procédé sec), abattoirs, etc.
- Industries Faiblement Consommatrices d'Eau (IFCE) : stockage, distribution, électronique, etc.

L'architecture globale repose sur le fait que chaque secteur est représenté sous

forme de bloc indépendant dont le niveau de désagrégation dépend de ses propres spécificités. La désagrégation permet de faire apparaître au sein d'un même groupe, les différences liées à la fois à l'intensité de la consommation et à la qualité exigée. Exemple de la population rurale qui n'a pas le même mode de consommation que la population urbaine dont la taille influence directement l'intensité des usages individuels et collectifs.

I.1.5. La régionalisation des besoins

Du point de vue méthodologique, les besoins en eau sont vus sous l'angle de la régionalisation qui constitue un aspect très important du fait qu'elle représente un support à tout aménagement spatial intégré des ressources en eau.

I.1.5.1. Anticipation de la demande

I.1.5.1.1. La région, support de ressources

La région naturelle est le support des ressources et de la production d'eau autant que l'espace économique est celui des besoins et de la consommation. Sa délimitation s'appuie d'abord sur les critères liés à la sphère de production étendus ensuite à la sphère de consommation.

La régionalisation des besoins en eau est un élément très important car elle permet de faire coïncider les bassins producteurs d'eau et les espaces consommateurs ; cependant, cette vision ou procédure n'est pas toujours facile en raison des distorsions provoquées par les lois qui gouvernent les régions. Ainsi, les bassins producteurs sont dominés par les lois naturelles qui régissent le cycle de l'eau, les espaces économiques sont gérés en fonction des lois liées à la sphère des activités économiques et sociales.

A cela, s'ajoutent les espaces administratifs et politiques qui représentent souvent le cadre de planification des activités des pouvoirs publics : wilaya, daïra, commune.

L'eau et l'espace sont en interaction au cours d'un processus de développement régional en ce sens que l'eau peut jouer le rôle de fixation ou d'appel de population d'une région vers une autre dans le cadre d'une politique volontariste d'aménagement du territoire.

La problématique de l'eau peut être abordée de deux façons :

- Quel type de zones ou régions à l'intérieur de la wilaya faut-il définir dans un objectif de distribution d'eau spatialement équilibrée ?
- Quelles sont les interdépendances zonales dans le cadre d'une planification spatiale des ressources en eau ?

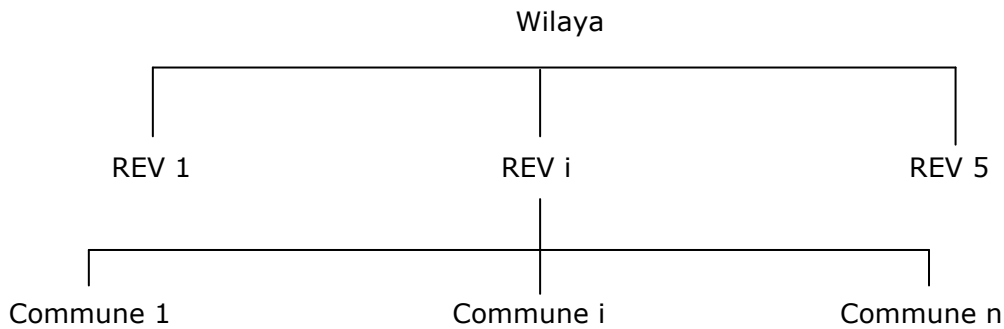


Fig.5. Hiérarchisation spatiale ou régionale.

I.1.5.1.2. Régions économiquement viables ou REV

L'unité de l'étude constituée par les bassins versants communément utilisée par bon nombre d'auteurs ou la Région de Planification Hydraulique ou RPH (Garadi, 1992) n'est pas prise en compte du fait des particularités géomorphologiques, physiques et sociologiques de la région d'investigation.

Aussi, un autre paramètre appelé "**Région Economiquement Viable**" (REV) va être expérimenté. Une REV se définit comme une synthèse des paramètres physiques tels les sols, le relief, le climat, les ressources naturelles, etc. et des critères sociaux comme les voies de communications, le secteur III^{aire}, la composante tribale de la population, etc. Ainsi, l'espace d'étude est "découpé" en Régions Economiquement Viables répondant à des critères hydrologiques (sous bassins versants) mais également à des caractéristiques naturelles de ces zones et des particularités économiques et humaines. Ces Régions Economiquement Viables (REV) sont caractérisées par une homogénéité des données qui permettent de cerner convenablement la simulation en établissant des scénarios d'évolution.

Ce découpage est donc une synthèse des critères de mobilisation des ressources hydriques avec comme corollaires la prise en compte de la géomorphologie et de la répartition des activités économiques et de la population. De ce fait, la REV constitue un phénomène dynamique où les différentes composantes sont en perpétuel mouvement. Ce type de découpage nous paraît à même de saisir tous les contrastes des différents espaces qui composent la Wilaya.

I.1.5.1.3. Les interdépendances spatiales ou zonales

Les critères définissant les interdépendances régionales par rapport à l'eau sont d'ordre naturel, économique, social et politique. Deux cas peuvent se produire :

- ◆ La première situation se réfère au cas où l'eau joue un rôle attractif des

localisations industrielles mais surtout agricoles compte tenu de l'importance des quantités consommées par l'agriculture irriguée.

◆ La 2^{ème} situation caractérise le cas où c'est la localisation qui attire l'eau : en général, c'est l'industrie qui induit le développement d'une région donnée dans le cadre d'une politique d'Aménagement du territoire volontariste.

Dans ces deux cas, l'eau est un moteur de développement dont il faudra satisfaire les besoins spatialement dispersés ; les ressources étant parfois transportées sur de longues distances.

L'approche ainsi admise, il sera également opportun et vital de s'engager sur une voie scientifique de compréhension des mécanismes qui régissent la structure de la demande en eau afin de pouvoir évaluer les quantités et d'en aborder les outils économiques pour assurer le résultat.

En d'autres termes, il existe différentes méthodes pour extrapoler des tendances de consommation telle l'étude de scénarios qui s'appuient sur des hypothèses d'évolution des acteurs ou facteurs économiques, les méthodes statistiques de régression multiple qui consistent à combiner de façon linéaire ou (log-linéaire) les paramètres explicatifs de la consommation en fonction du moyen et long terme.

Approche

L'eau dans cette région est le facteur limitant à tout développement ; ce paramètre est considéré comme le point focal de l'étude et par conséquent, tout le développement préconisé de la région doit privilégier l'utilisation restreinte de cette ressource eu égard "aux conflits" qui sont déjà ressentis entre les différents utilisateurs à savoir population, agriculture et industrie.

Chapitre I.2

La prospective

C'est la méthode prospective qui représente la phase opérationnelle de la demande en eau car à chaque besoin correspond en fait plusieurs demandes dont les choix technologiques, économiques et sociaux sont formalisés par des scénarios de simulation et dont l'objectif est la réaction immédiate face à une situation donnée (nouveaux besoins, sécheresse, etc.).

Le modèle prospectif permet de comprendre et d'agir à n'importe quel niveau de la hiérarchie pour étudier le comportement de la demande globale, régionale ou sectorielle, à une étape de développement définie dans le temps.

Le modèle préconisé est élaboré selon des schémas exprimant les aspects liés à la demande et qui constituent la base des scénarios.

Les modèles sont des blocs totalement indépendants les uns des autres et donnent une signification à la simulation de la demande. Ils se différencient par le statut de leurs variables sur lesquelles on peut formuler des hypothèses décrivant l'état d'évolution possible du système de la demande.

L'intérêt du modèle est d'étudier l'impact, sur la demande en eau, d'une politique d'Aménagement du Territoire volontariste comme par exemple les effets sur la demande qu'impliquerait l'implantation d'une activité grosse consommatrice d'eau (industrie) dans la région et en même temps identifier les régions déficitaires et pour lesquelles des solutions d'approvisionnement doivent être envisagées.

Dans notre cas, la formation des agrégats régionaux est devenue une nécessité.

D'un autre côté, le modèle s'insère dans la politique rationnelle de l'eau en permettant d'étudier l'impact sur la demande d'une politique de mise en place d'infrastructures d'épuration et de réutilisation des eaux usées.

L'exemple de la population urbaine en est le parfait exemple en sachant que ce module pourrait porter sur le taux d'épuration et son implication dans la demande globale.

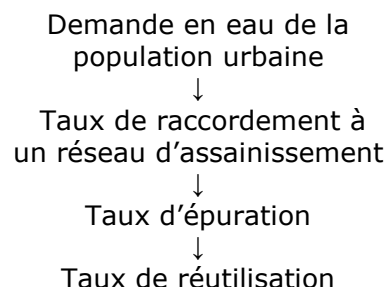


Fig.6. Scénario du taux de réutilisation des eaux usées traitées

I.2.1. Les scénarios

La demande en eau ne peut être approchée que par un modèle prospectif qui engage des choix technologiques, économiques et sociaux relatifs à toute une politique de l'Aménagement du Territoire. Ces choix formalisés sous forme de scénarios sont ensuite simulés pour appréhender la meilleure voie possible de développement en fonction des ressources disponibles et de prévoir les cas de rupture liés soit à un déficit soit à une augmentation de la croissance. Aussi, la simulation consiste à faire évoluer au cours du temps, une abstraction - appelée modèle- afin d'aider à comprendre le fonctionnement et le comportement de ce système et à saisir certaines de ses caractéristiques dynamiques, dans l'objectif d'évaluer différentes décisions.

"La simulation implique des choix, des arbitrages explicites car la demande est fonction de choix de politiques économique et sociale (priorité dans les usages, contraintes financières, satisfaction partielle ou totale des besoins) ainsi que des choix techniques (nouveaux process industriels, agricoles ou domestiques) qui sont tous les deux liés aux potentialités existantes.

Ces différents choix se traduisent par des scénarios qui reflètent une structure de la demande projetée" (Arrus, 1996) et qui sont ensuite simulés afin de préparer les moyens à mettre en œuvre pour répondre à ces demandes.

La résolution de chaque scénario donnera plusieurs indications pour chaque pas de simulation et permettra par exemple d'identifier les régions déficitaires pour lesquelles des solutions d'approvisionnements doivent être envisagées y compris les transferts.

L'objectif de cette démarche est de concevoir une structure qui étudierait l'impact sur la demande en eau d'une politique d'Aménagement du territoire. Il s'agit de déterminer de façon objective les besoins en eau de la région étudiée en faisant appel aux modèles hiérarchiques. Cette approche se fait par le biais d'un outil informatique d'automatisation où le modélisateur choisit une situation de base ($t=0$) et une évolution consacrée par les "*pas*" choisis.

L'étude prospective de la demande en eau est donc sous tendue par la méthode des scénarios. Il s'agit d'une démarche synthétique, qui, d'une part, stimule étape par étape et d'une manière plausible et cohérente, une suite d'événements conduisant un système à une situation future, et qui, d'autre part, présente une image d'ensemble de celle-ci (OMS, 1987).

" Les scénarios représentent une suite d'événements conduisant un système à une situation future et qui présentent en même temps une image d'ensemble de celle-

ci". Ils décrivent donc une situation présente et des tendances qui y prévalent, une suite d'événements conduisant d'une façon logique (nécessaire) à un futur possible.

Pourquoi les scénarios ?

L'objectif principal d'un scénario est d'étudier les relations entre certains types de développement et l'environnement local et plus précisément :

- Les principales composantes de l'environnement.
- Les principaux secteurs d'activités économiques (agriculture, industrie et population).

L'importance des interactions entre ces éléments est déterminante : impacts des activités économiques sur les composantes environnementales et effets de rétroaction sur le développement dus à l'évolution de ces composantes environnementales (raréfaction progressive des ressources, dégradation des milieux, etc.). Il est donc logique de définir l'outil permettant d'obtenir les résultats recherchés en simulant un certain nombre d'évolutions possibles de ce système : la méthode des scénarios nous a paru la plus appropriée.

La qualité et l'intérêt d'un scénario sont d'établir une liaison entre le présent et l'avenir, c'est à dire inclure un cheminement entre le présent et le futur en permettant d'étudier plusieurs alternatives et de comparer leurs conséquences.

Un scénario repose sur un ensemble d'hypothèses majeures clairement explicitées telles la démographie, l'urbanisme, ou encore l'industrie et le développement de l'agriculture.

Ces hypothèses qui permettent de bâtir des scénarios doivent obéir à certaines règles de travail et être :

- Vraies ou vraisemblables sans pour autant exclure les aléas.
- Pertinentes en fonction de l'objectif recherché.
- Suffisantes pour couvrir une large gamme de futurs possibles.

Ces hypothèses majeures vont permettre de mettre en scène des événements d'où l'expression "scénarios".

Un scénario doit donc comprendre quatre composantes : un état initial ou de départ, un choix d'hypothèses, un cheminement et une situation finale avec des situations intermédiaires, le tout régi par une logique ou des règles de jeu.

Après avoir défini les scénarios et retenu les éléments pour caractériser le système semi-aride (zone d'étude), il y a lieu d'entamer le cheminement suivant :

La mise en exergue des domaines ou dimensions sur lesquels vont porter les hypothèses et qui joueront dans les scénarios le rôle de variables. A ces domaines sont rattachées une ou plusieurs valeurs ou positions

pouvant être quantitatives tels les taux de croissance pour les populations ou qualitatives tel le choix de développement économique (agriculture ou industrie) ou à d'autres valeurs qui tiennent compte de la protection de l'environnement ou encore une combinaison des deux.

Un processus d'élaboration des scénarios suit successivement trois phases : la trame de base, le module principal et le module final.

I.2.1.1. La constitution de la trame de base des scénarios

C'est la récolte de l'information structurée dans une base de données. La mise en place de la base des scénarios permet une identification et une analyse rétrospective sur la plus longue période possible des facteurs entrant dans l'élaboration de la demande en eau de la région étudiée. Il s'agit d'abord de rassembler toutes les informations disponibles, de les saisir et de les traiter de façon à pouvoir extraire des données élaborées qui serviront à l'initialisation du modèle. Une fois ces données acquises, on peut à ce moment là, modéliser le dit processus au moyen d'un modèle théorique comme par exemple le modèle de croissance exponentielle pour le développement d'une population. Il s'agit juste de s'interroger avant la phase d'ajustement des données, sur la pertinence de ce modèle vis à vis du processus à modéliser. Dans le cas où l'on ne connaît pas de modèle théorique pour le processus biologique, la modélisation consistera à établir ce modèle au moyen d'équations différentielles qu'il conviendra de résoudre (d'intégrer) s'il y a possibilité de le faire ou d'utiliser des méthodes de substitution (intégration numérique) dans le cas où la résolution des équations s'avère impossible à réaliser. Enfin, il peut être fait appel aux méthodes de régression dont le résultat est généralement de la forme d'un polynôme (régression polynomiale) pour obtenir une équation purement descriptive. Les équations obtenues sont purement empiriques. Il est cependant préférable de procéder à la modélisation à partir de bases théoriques car les équations empiriques ne renseignent pas sur le fonctionnement du processus biologique. La base des scénarios repose sur trois paramètres :

- Les variables stables durant toute la période concernée. La dotation journalière peut en être une. Ces variables sont dites exogènes au système et constituent un objectif à atteindre.
- Les variables évolutives sur le long terme comme par exemple la structure de la population.
- Les variables évolutives sur le court terme comme par exemple le taux de pertes sur réseaux.

I.2.1.1.1. Le module principal

Cette étape "vise à ordonner les *hypothèses* ou *indicateurs* de scénarios de manière hiérarchique et récurrente, du général au particulier" (CEE, 1986). La mise en place du module permet de dégager la première esquisse d'évolution de l'ensemble et de structurer les éléments qui constitueront les variables de scénarios. Les objectifs assignés à chaque paramètre permettront d'être suivis tout au long du processus et comparés à chaque pas de simulation défini auparavant.

I.2.1.1.2. Le module final

C'est la combinaison des hypothèses formulées sur les hypothèses de scénarios. La pertinence du choix des combinaisons est la clé de réussite du modèle car le modèle offre la possibilité de revenir sur chaque scénario et de l'ajuster au fur et à mesure à la simulation projetée ; par exemple, l'industrialisation d'une région donnée peut entraîner une accélération du taux d'urbanisation.

Les trois dimensions (désagrégation régionalisation et prospective) permettent de procéder à la formalisation mathématique et à l'automatisation du modèle.

I.2.2. Approche mathématique du modèle

Le modèle de simulation du point de vue mathématique pose beaucoup de difficultés car "la résolution des modèles mathématiques d'optimisation, que l'on appelle des programmes n'est pas chose aisée, en particulier lorsque le nombre d'inconnues est important" (Hubert, 1980). Les modèles de simulation, basés sur des relations sont des méthodes souples car ils permettent d'adapter le modèle par des ajustements successifs afin de le recalibrer progressivement à la réalité. De par sa structure modulaire, le modèle préconisé permet en outre de procéder à une résolution totale ou partielle, en activant le bloc désiré de la hiérarchie.

I.2.2.1. Résolution du modèle

Il existe deux possibilités pour résoudre le modèle : la *résolution totale* et la *résolution partielle*. La première consiste à parcourir toute la hiérarchie en évaluant toutes les variables endogènes déclarées. La seconde ne concerne que certains modules (population, industrie ou agriculture) qu'on choisit dans un but précis car lorsque ces variables ne concernent que des modules bien localisés au niveau de la hiérarchie, le modélisateur a la possibilité de procéder à une résolution partielle, c'est à dire qu'il ne choisit que le module concerné pour le simuler en modifiant les valeurs des variables d'entrée ; les résultats des autres modules sont alors conservés tels quels.

La procédure utilisée est celle de la *simulation directe* qui consiste à répondre à la question suivante : quel est l'impact d'une initialisation donnée de telle ou telle variable sur la demande globale (résolution totale) ou sectorielle (résolution partielle) ?

I.2.2.1.1.Résolution numérique

Pour résoudre numériquement le modèle, il a été fait appel à un logiciel type tableur qui permet à l'aide d'une base de données, d'un langage macro-commandes, d'un grapheur et de multiples fonctions de calcul de traiter toutes les données brutes avant leur automatisation par le même outil.

Chapitre I.3

Caractéristiques de la zone d'étude

Problématique

Comme beaucoup d'autres ressources considérées comme renouvelables, l'eau est au cœur des interactions entre nature et société. Ce constat général prend toute son importance quand on connaît le degré de vulnérabilité d'un pays par rapport à la quantité d'eau, à sa répartition ainsi qu'à sa qualité.

Alors que le climat est le facteur principal déterminant la quantité d'eau et sa répartition dans le temps, la population et le développement économique en sont les influences prépondérantes.

L'Algérie se situe parmi les pays les plus pauvres en matière de potentialités hydriques, qui sont en dessous du seuil théorique de rareté fixé par la Banque Mondiale à 1000 m³ par habitant et par an.

Quand les ressources internes renouvelables sont inférieures à 1000m³ par habitant et par an, le manque d'eau est alors considéré comme un grave frein au développement socio-économique et à la protection de l'environnement.

La problématique de l'eau est indissociable des développements durables dans la mesure où l'eau doit permettre de répondre aux besoins des générations actuelles sans hypothéquer, par des effets peu ou non réversibles, la capacité des générations futures à satisfaire les leurs. Il faudrait disposer entre 15 et 20 milliards de m³ par an, en réservant 70% à l'agriculture, pour parvenir à une sécurité alimentaire satisfaisante. C'est un défi titanesque lorsqu'on sait qu'on mobilise à peine 5 milliards de m³ d'eau par an (CNES, 2000). Les risques d'appauvrissement des ressources en eau imputables à d'éventuels changements climatiques dans le sens d'une "aridification", sont à prendre sérieusement en compte, d'autant que la pression exercée sur ces ressources ne cessera de s'amplifier sous les effets conjugués de la croissance démographique et des politiques appliquées vis-à-vis des activités consommatrices d'eau, notamment l'agriculture, l'industrie et le tourisme. Les normes de développement économique soutenable sont évaluées à 3500m³/hab./an et en dessous de 1000m³/hab./an, le développement est quasi-impossible avec un seuil de pauvreté extrême fixé à 500m³/hab./an (Margat, 1992), seuil qui épuise les ressources sans qu'elles puissent se reconstituer.

Si en 1962, la disponibilité en eau théorique par habitant et par an était de 1500 m³, elle n'était plus que de 720 m³ en 1990, 680 m³ en 1995 et de 630 m³ en 1998.

Estimée à environ 500 m³ à l'heure actuelle, elle ne sera plus que 430 m³ en 2020 et serait encore plus réduite ramenée aux ressources en eau mobilisables.

Avec 430m³/hab./an de ressources en eau exploitables, l'Algérie fera partie des pays considérés en situation de pénurie permanente. Cette situation liée à la faiblesse de la ressource, aggravée par la sécheresse, impliquera ipso facto entre les différents utilisateurs des conflits sérieux qui nécessiteront immanquablement des arbitrages malaisés pour les pouvoirs publics, et ce d'autant que les besoins en eau potable (AEP) seront multipliés par 2,5 environ en vingt cinq ans et qu'ils représenteront pratiquement 40 % des ressources mobilisables vers l'an 2025.

Dans le cas de la Wilaya de Djelfa, la question essentielle à laquelle nous devons répondre est la suivante :

Quelle sera la quantité d'eau nécessaire à l'activité économique de la région et en particulier à l'agriculture (irrigation et cheptel) pour que les ressources générées puissent assurer la croissance économique de la zone et le renouvellement de la ressource hydrique sans pour autant porter préjudice à son environnement très sensible et tout en garantissant un développement durable face aux contraintes liées à l'offre mais aussi aux fortes pressions sociales, exacerbées lors des périodes de sécheresse prolongée.

Presque toutes les ressources accessibles d'eau douce dans le pays sont déjà mobilisées et il est donc logique de se tourner vers des ressources d'eau non conventionnelles pour satisfaire l'accroissement de la demande telle que l'utilisation des eaux usées traitées et/ou le dessalement d'eau de mer.

La question est de savoir si ces ressources en eau non conventionnelles constituent une alternative plausible en l'état actuel des connaissances ?

I.3.1. La région d'étude

La Wilaya de Djelfa, vaste territoire de 40036,38 Kms² occupe une place centrale par rapport à l'ensemble du pays et se caractérise par la diversité de ses milieux physiques, conséquence d'un climat semi-aride à aride avec des écarts de température assez sensibles (de - 12°C à + 40°C), une pluviométrie faible et irrégulière (150-250mm/an) et un sol constitué dans sa majorité par une mince couche sédimentaire au dessus d'une véritable dalle calcaire de plusieurs mètres d'épaisseur. La Wilaya se caractérise également par la présence de dunes de superficies très importantes : 240.000 ha qui s'étendent d'Ouest au Nord-Est sur plus de 200Kms. Quant à la végétation, elle passe de la richesse de la forêt de Pin d'Alep : 140.000 ha à la steppe d'Alfa et d'Armoise : 340.000 ha. Les limites administratives de la wilaya de Djelfa appartiennent à deux domaines des Hauts Plateaux dans la partie Nord et au domaine de l'Atlas Saharien pour la partie Sud. C'est une région à vocation pastorale et l'agriculture pluviale, essentiellement de la céréaliculture (blé et orge) y est peu développée. Les cultures irriguées sont

constituées par le maraîchage et l'arboriculture avec cette particularité que les cultures par épandage de crues sont très importantes.

I.3.1.1. Synthèse climatique

La région objet de l'étude est caractérisée par un climat méditerranéen qui présente une saison estivale sèche et chaude et une saison hivernale pluvieuse fraîche et froide.

L'étude climatique de la Wilaya de Djelfa est basée sur des données météorologiques de l'Office National de Météorologie de Djelfa (ONM Djelfa, 2004).

Tableau 1 : Données climatiques.

Djelfa	Long.	Lat.	Alt. (m)	P (mm)	Q2	M (°C)	m (°C)	$\frac{M-m}{2}$	E.T.P	Jours de gelée/an
	3°15'E	34°41'	1160	312,2	32,4	33,5	-0,8	34,3	24,64	31,2

Source : O.N.M, Station de Djelfa, 2004.

M : Température moyenne des maxima du mois le plus chaud en °C

m : Température moyenne des minima du mois le plus froid en °C

$\frac{M - m}{2}$: Température moyenne

Tableau 2 : Pluviosité annuelle et moyenne mensuelle : 1971-2004.

Mois												Annuel
J	F	M	A	M	J	J ^t	A	S	O	N	D	
28,6	24,9	25	29,5	35,6	13	8,4	23	24,7	27,4	36,4	35,7	312,2

Source : O.N.M, Station de Djelfa, 2004.

Tableau 3 : Températures moyennes mensuelles (2000-2008).

Mois											
J	F	M	A	M	J	J ^t	A	S	O	N	D
9,9	11,9	16,5	19,1	24,4	30,4	34,5	33,0	27,1	22,6	14,2	10,1
Valeur moyenne : 21,1°C											

Source : O.N.M, Station de Djelfa, 2004.

Les vents sont à dominance Sud-Ouest avec une vitesse moyenne de 3,3 à 4,7 m/s.

Les gelées sont présentes 31 jours en moyenne par an et le nombre moyen de jours d'enneigement varie de 5 à 18 jours.

- Diagramme ombrothermique

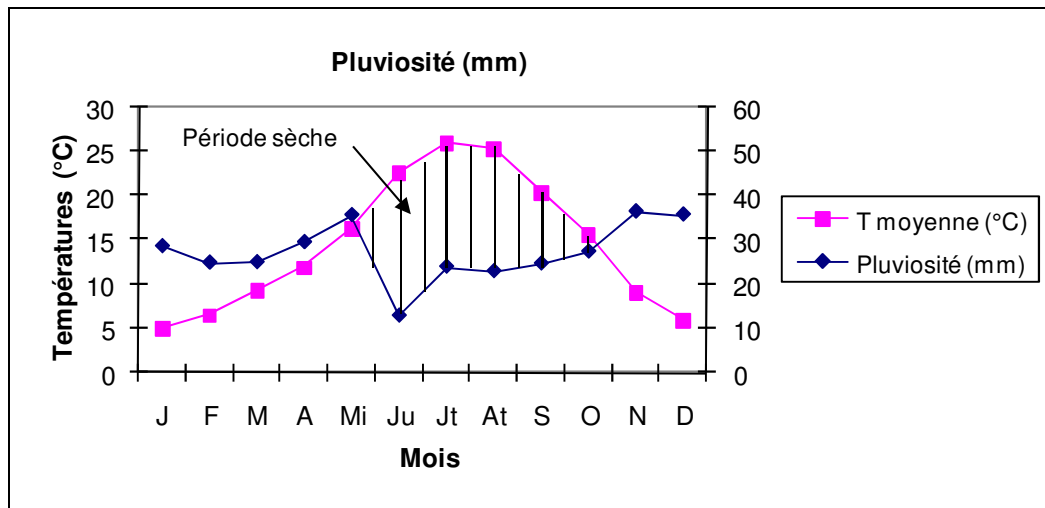


Fig.7. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausse ONM, Station de Djelfa : 1971-2004.

L'analyse de l'évolution des données climatiques indique que la région subit un réchauffement climatique et que la station de Djelfa change de sous étage ; de l'étage bioclimatique semi-aride à variante froide ($m = -0,8^{\circ}\text{C}$), elle passe à l'étage bioclimatique semi-aride à variante fraîche ($m = 0,2^{\circ}\text{C}$) avec un régime saisonnier de type "PHAE".

I.3.1.2. Caractéristiques géologiques

Selon DECORNET *et al.* (1952) in Kadik (1984), les principales unités géologiques rencontrées dans la zone d'étude sont le Jurassique, le Crétacé couvrant la plus grande superficie, le Néocène, le Tertiaire continental et le Quaternaire.

- Le Jurassique

Le Jurassique est constitué par des roches calcaires, marneuses, parfois dolomitiques ou gréseuses (Savornin, 1931 in Kadik (1984) ; Pouget, 1980). On distingue :

- Le Jurassique supérieur (js) est identifié par de nombreux affleurements présentant des faciès variés. Dans l'Atlas saharien, deux séries lithologiques d'origines différentes affleurent au milieu des principales rides anticlinales ou des monoclinaux taillés de part et d'autre d'une ligne Djelfa-Laghouat. A l'est de cette ligne, sur les Djebels ez Zerga, Mergueb, se situe une alternance de calcaires et de marnes jaunâtres, verdâtres, bleues etc...). A l'ouest, essentiellement sur le Djebel Azreg et sur l'Atlas saharien occidental, on observe une alternance de puissantes strates gréseuses avec des marnes versicolores.

- Le Crétacé

- **Le Crétacé inférieur** (ci, cic) est représenté par des séries de calcaires de

l'Aptien, et des séries gréseuses de l'Albien avec des roches calcaires fortement encroûtées notamment au sud d'Ain Oussera ; on note la présence de faciès plus détritiques notamment les grès du Crétacé inférieur continental (cic) qui présentent des épaisseurs très variables ; à la base, on rencontre une série peu épaisse comparable à celle du Jurassique supérieur. La série gréseuse très épaisse du Barrémien et la barre Aptienne très résistante à l'érosion formée par du calcaire lithographique ou dolomitique avec localement des intercalations de séries marno-calcaires et calcaires tendres à orbitolines. Cette barre Aptienne est caractéristique des paysages de l'Atlas saharien sud algérois.

- **Le Crétacé supérieur** (cs) est formé par l'alternance d'une série à dominance de marnes et marno-calcaires avec des alternances décimétriques à métriques de calcaire dur. Il se situe dans l'Atlas saharien à l'est de la ligne Djelfa-Laghouat, et dans le synclinal de Djelfa.

- **L'albien inférieur** est formé par une couche très épaisse gréseuse alternant avec des strates d'argiles versicolores vertes qui sont localement salées et gypseuses. Une série carbonatée de l'Albien supérieur formée par des calcaires (gréseux, dolomitiques etc..) et des marnes vertes généralement salées et gypseuses annonce la transgression cénomaniennne ;

- **Le Céno-manien** caractérisé par des dépôts marins, couvre l'ensemble des hauts plateaux, de l'Atlas saharien et du Sahara. Il est caractérisé par des séries marneuses, marno-calcaires où parfois alternent des bancs de calcaires plus durs ;

- **Le Turonien** est bien représenté dans l'Atlas saharien en raison de la dureté de ses séries calcaires ; il borde les synclinaux perchés (Djebel Bou Khil) ;

- **Le Paléocène** (Eocène et Oligocène). Dans l'Atlas saharien, les formations détritiques tels que les grès grossiers conglomératiques, les conglomérats etc. sont rattachés à l'Oligocène.

- **Le Néocène**. Concerne le Miocène inférieur (mi) et le Tertiaire continental.

- **Le Tertiaire continental** (Miocène supérieur et Pliocène : mp) est représenté par des argiles sableuses rouges à ocres venues combler les dépressions dans les Hauts Plateaux de l'Atlas saharien après les grands mouvements orogéniques du milieu du Tertiaire et la surrection de l'Atlas (Pouget, 1980).

- **Le Quaternaire** (anciennes alluvions). Ce sont des couches rouges argilo sableuses dans les Hauts Plateaux à la limite de la zone étudiée. Les alluvions récentes sont formées de couches sableuses grisâtres ou blanchâtres.

I.3.1.3. Caractéristiques géomorphologiques

La région d'étude se caractérise par une géomorphologie un peu particulière liée à la présence de l'eau ; on distingue :

❖ **Les dépressions** formant un système endoréique et constituant l'aboutissement final d'une grande partie des eaux de ruissellement des hautes plaines steppiques, à l'exception de celles qui empruntent l'oued Touil qui évacue vers la mer.

Les dépressions sont localisées sur les surfaces encroûtées anciennes et moyennes du Quaternaire ;

- **Les Dayas** : Dépressions non salées, localisées sur les surfaces encroûtées du Quaternaire ancien ; ces dayas sont utilisées pour la céréaliculture ;

- **La plaine du ZAHREZ.** Le bassin des Zahrez est une plaine limitée au Nord par la plaine d'Ain Oussera, à l'Ouest par le plateau du Sersou, à l'Est par le Chott Hodna et au Sud par les monts des Ouled Nails. Les formations aquifères du bassin des Zahrez regroupent l'ensemble des alluvions mio-plio-quaternaire. Ces formations sont constituées de sables avec des intercalations d'argiles, des éboulis de pente, des dunes et des alluvions récentes. Cet ensemble peut atteindre environ 200 m d'épaisseur sur la partie sud des deux Zahrez où de nombreux puits artisanaux exploitent cette formation. L'alimentation de la nappe phréatique est plurielle et dans un ordre d'importance croissante : les oueds issus des piémonts, rejoignant la base des versants montagneux, l'impluvium direct (la plaine proprement dite), en particulier la plaine située entre le cordon dunaire et le piémont versant Nord.

L'alimentation par l'impluvium direct sur les alluvions mio-plio-quaternaires est relativement faible dans cette région, mais doit être prise en considération. Cette région étant extrêmement «plate», le ruissellement est faible et le sol est dans son ensemble perméable. L'alimentation de la plaine se trouve renforcée par les grandes inondations provenant des fortes périodes de pluies et issues des piémonts recoupés de ravins parfois profonds, provoquant des incisions au niveau de la plaine. Il reste cependant qu'il est extrêmement difficile de faire un bilan de la nappe, puisque tous les écoulements souterrains convergent définitivement vers les deux dépressions endoréiques qui forment en fait des cuvettes d'épandages des grandes crues des oueds majeurs.

- **Les Chotts** : Dépressions salées, alimentées par des apports superficiels de ruissellement et par des nappes artésiennes arrivant parfois jusqu'à la surface ; Kadik (1984) désigne par " chotts ", l'ensemble des coussinets et des touffes des steppes halophiles et psammophiles autour de la sebkha ;

- **Les Sebkhass** : Puissant élément évaporatoire représenté par des dépressions fermées très salées qui doivent leur existence à une alimentation artésienne et des nappes très salées.

• **Le cordon dunaire** : Ensemble de dunes présentes dans toute la Wilaya et tendant à recouvrir de plus en plus de surfaces.

I.3.1.4. Caractéristiques de la végétation

La région centrale de l'Atlas saharien est représentée par 16 formations végétales. Les principaux peuplements sont ceux des djebels Senalba Chergui, Senalba Gharbi et Sfaï (Kadik,1984). Les peuplements forestiers se situent à des altitudes variant généralement entre 1000 et 1400m. Sur le plan physiographique, on notera les formations suivantes :

- **Forêts** : Les forêts à Pin d'Alep sont situées sur mi de versants et bas de versant. Les forêts peu denses sont représentées par les espèces dominantes suivantes :

- Pin d'Alep, Chêne vert, Genévrier rouge et alfa ;
- Pin d'Alep, Chêne vert et Genévrier oxycèdre.

- **Matorrals** : les matorrals sont généralement des faciès de dégradation de la forêt ; Les **matorrals hauts** sont bien représentés par trois types de matorrals :

- Chêne vert et Genévrier oxycèdre ;
- Pin d'Alep et Chêne vert ;
- Pin d'Alep, Chêne vert et Alfa.

- Les **matorrals bas** résultant d'une déforestation plus prononcée sont représentés par deux faciès :

- Chêne vert, Genévrier oxycèdre, Pistachier térébinthe et Alfa ;
- Genévrier rouge et Alfa.

- **La steppe arborée** est individualisée par les espèces dominantes suivantes :

- Alfa, launea et Genévrier rouge ;
- Alfa, Genévrier rouge et Pin d'Alep.

- **La steppe à alfa** est bien représentée dans cette partie centrale de l'Atlas saharien ; cette steppe devient envahissante par l'effet conjugué de l'action de l'homme et du climat (xéricité et sécheresse) qui ont rendu impossible la régénération des espèces forestières ; nous assistons au remplacement des forêts par des matorrals puis par la steppe. Dans cette région centrale la dégradation est très intense, on rencontre plusieurs faciès :

- Alfa, launea et armoise ;
- Alfa, *thymelea* et atractyle ;
- Alfa et *eruca* ;
- Alfa et *noea* ;
- Alfa et *herniaria* ;
- Alfa et *armoise* ;
- Alfa et *lygeum*.

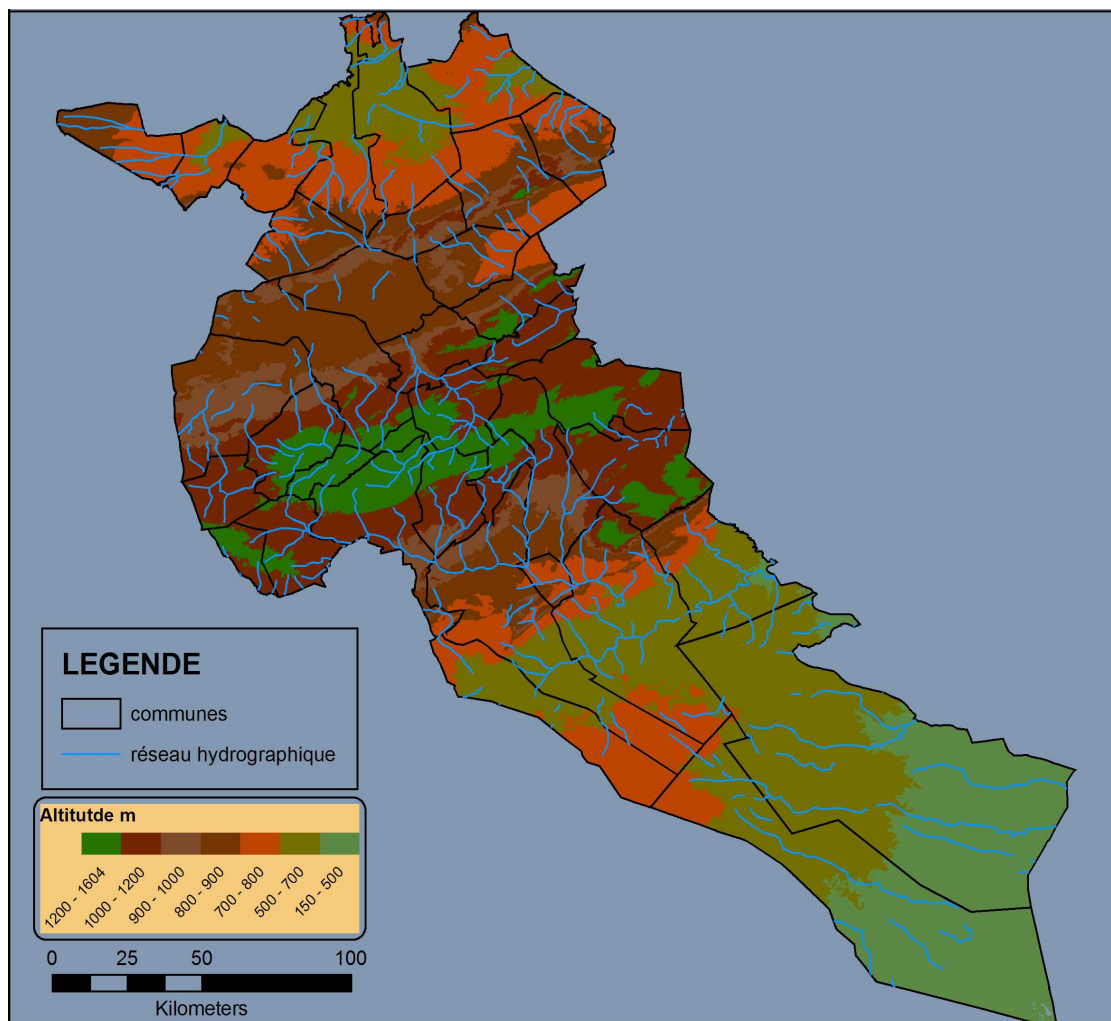
I.3.1.5. Caractéristiques hydrologiques

Cette région fait référence principalement au domaine Atlasique avec ses subdivisions en zone pré-atlasique et atlasique englobant les deux Wilayates de Djelfa et de Laghouat). Les formations présentant de bonnes qualités réservoirs, en raison de leurs porosités et perméabilités, ou en raison de l'intense fracturation qui les affecte sont les suivantes :

- 1 : Les grès rouges du Trias, mais souvent trop profonds ;
- 2 : Les dolomies du Lias inférieur très fracturées ;
- 3 : Les Grès du Callovo-Oxfordien ;
- 4 : Les intervalles calcaires du Groupe marno-calcaire de l'Oxfordien terminal-Kimméridgien inférieur ;
- 5 : Les formations carbonatées du Groupe carbonaté supérieur (Dolomies et Calcaires) ;
- 6 : Les grès du Crétacé inférieur ;
- 7 : Les calcaires aptiens ;
- 8 : Les Calcaires à polypiers, se présentant sous forme de dalles caractérisés par des cimentations lentes qui préservent les porosités initiales ;
- 9 : Les intervalles calcaires du CénoMéno-Turonien et du Sénonien ;
- 10 : Les calcaires supérieurs du Sénonien ;
- 11 : Les conglomérats et grès continentaux du Tertiaire, qui constituent des réservoirs superficiels, souvent exploités ;
- 12 : Les aquifères superficiels quaternaires.

Il ya lieu de signaler que la fracturation intense qui affecte le domaine des Hauts Plateaux pourrait être à l'origine de communications verticales et latérales entre tous ces aquifères potentiels.

Vers le N-NE, s'individualisent les alignements structuraux des Ouled Naïls. Les principales structures sont, du Sud au Nord : le Djebel Zerga – Taffara, l'extrémité NE de l'Azreg et son prolongement le Djebel Haouas, les Djebels Sahari et Chebeibita; qui jalonnent l'Accident Nord-atlasique. Ces structures anticlinales encadrent des dépressions crétacées dont la plus importante est le synclinal de Djelfa, avec ses crêtes bordières que sont les Djebels Sra, Djellal Gharbi, Djellal au Sud et le Senalba au Nord ; la partie centrale de ce synclinal est occupée par des terrains mio-pliocènes.



Carte1 : Réseau hydrographique et altitude.

I.3.2. Changements climatiques

L'Algérie a été particulièrement vulnérable aux changements climatiques et au réchauffement de la planète qui a marqué le 20^{ème} siècle. Les données climatiques relevées dans les pays du pourtour de la Méditerranée indiquent un réchauffement durant ce siècle estimé à plus de 1°C avec une tendance accentuée durant les 30 dernières années. Ces données montrent également une augmentation nette de la fréquence des sécheresses et inondations. Ainsi l'Algérie est passée d'une sécheresse tous les dix ans au début du siècle dernier, à cinq - six années de sécheresses en dix ans actuellement. La sécheresse intense et persistante, observée en Algérie durant les 30 dernières années, caractérisée par un déficit pluviométrique évalué à 15%, a eu un impact négatif sur les régimes d'écoulement des cours d'eau, le niveau de remplissage des réservoirs de barrages ainsi que l'alimentation des nappes souterraines, entraînant des conséquences graves sur l'ensemble des activités socio-économiques du pays. En tenant compte de la sécheresse des 30 dernières années,

Les estimations du potentiel hydrique sont en train d'être revues à la baisse avec toutes les conséquences induites sur les stratégies de développement agricole.

I.3.2.1. Les températures

En règle générale, les températures sont relativement élevées, ce qui cause une évapotranspiration importante. Depuis 1970, les températures moyennes minimales et maximales sont en hausse sur l'ensemble du pays, et cette tendance se poursuit. Au cours des deux dernières décennies, les températures maximales augmentent plus rapidement que les températures minimales, et l'élévation de la température atteint 2°C environ.

I.3.2.2. Les précipitations

Depuis les deux dernières décennies, la quantité annuelle de précipitations tend à diminuer, et ce phénomène est encore plus marqué dans la partie occidentale du pays que dans les autres régions. La variabilité inter-annuelle des précipitations augmente avec l'aridité de la région concernée ce qui accentue encore plus le stress pour les écosystèmes en général et les cultures non irriguées en particulier. Elle augmente au fur et à mesure que l'on se déplace vers le Sud.

I.3.2.3. Les sécheresses

Le tableau 4 fournit les valeurs statistiques des précipitations annuelles en années normales, sèches et très sèches. Ces chiffres ont été relevés à la station d'Oran pour la partie occidentale du pays, à Alger pour la région centre, à Annaba pour la région Est et à Biskra pour la partie Nord du Sahara.

L'année normale est définie comme étant la moyenne des précipitations annuelles sur la période 1961-1990.

L'année sèche est définie comme une année revenant cycliquement tous les 5 ans.

L'année très sèche est définie comme une année revenant cycliquement tous les 10 ans. On constate que la sécheresse est plus prononcée sur la partie occidentale du pays que sur la partie orientale. Les sécheresses les plus sévères ont eu lieu en 1945, 1961 et 1994.

Tableau 4 : Années normales, sèches et très sèches.

Station	Période	Année normale	Année sèche et %d'année normale	Année très sèche et % d'année normale
Alger	1961-1990	686 mm	-	-
	1936-1995	-	511 mm (74%)	436 mm (63%)

I.3.2.4. Impact des changements climatiques

Dans les régions arides et semi-arides, les bassins-versants sont sensibles à de faibles variations des caractéristiques climatiques. De petits changements de

température ou de pluviosité sont susceptibles d'entraîner d'importantes répercussions sur le ruissellement des eaux de surface. La diminution des précipitations influence directement les quantités d'eau qui atteignent le sol. La répartition des eaux de surface en eaux courantes et eaux d'infiltration est fonction de la nature des sols où tombe la pluie (topographie, perméabilité, et couvert végétal). L'analyse mensuelle et annuelle des principaux courants effectuée en 1993 par l'ANRH a démontré que l'évolution du ruissellement dans le temps correspondait à celle de la pluviosité. Ainsi, il est prouvé que la contribution du ruissellement aux eaux de surface a systématiquement diminué. Les flux trop faibles ne permettent pas de remplir suffisamment les barrages existants, ce qui cause de grosses perturbations sur l'approvisionnement en eau de plusieurs agglomérations.

Tableau 5 : Tendence inter-annuelle moyenne des pluies et du ruissellement pour les périodes 1974-1992 et 1932-1992.

Déficit moyen en pluie pour les périodes de 18 ans et de 60 ans par rapport aux moyennes inter- annuelles (en %)	Déficit moyen en ruissellement pour les périodes de 18 ans et de 60 ans par rapport aux moyennes inter- annuelles (en %)
13	22

La diminution des pluies due aux sécheresses qui sévissent depuis le début des années 70 a entraîné une baisse constante des réserves d'eaux souterraines des principales nappes aquifères du Nord du pays ; ceci a causé la diminution brutale du débit des principales sources alimentées par les nappes aquifères profondes. Dans beaucoup de plaines du pays, le niveau des nappes phréatiques a déjà chuté dans des proportions alarmantes (> 20 m), avec toutes les conséquences que cela induit, comme la compression des sols, l'augmentation des coûts d'exploitation, les conflits entre propriétaires, etc. L'aggravation des sécheresses conjuguée à la surexploitation des nappes phréatiques a entraîné la minéralisation des zones non saturées des nappes aquifères profondes, dans les régions semi-arides et les hautes plaines occidentales. Si le taux moyen d'utilisation des nappes phréatiques est de 79% dans la région Nord, il peut parfois atteindre et dépasser les 90% dans certaines zones des hauts plateaux et du sud.

I.3.3. Données de base

Sectorialisation de la demande en eau

La demande en eau de la Wilaya de Djelfa est sectorialisée suivant les trois principaux consommateurs : la Population, l'Industrie et l'Agriculture. Ces groupes homogènes de consommateurs constituent les blocs du modèle qui restent ouverts à

l'intégration d'autres blocs comme le tourisme par exemple. Le principe est de choisir une désagrégation en fonction des critères techniques, économiques et sociaux. L'ensemble des informations ont concerné les paramètres suivants : le statut de la population (urbain/rural), son effectif, le type de ressources en eau (forages, puits et autres), l'affectation (AEP, Industrie, Agriculture), l'état du réseau de distribution, etc....

Les bases de données des 36 communes que compte la Wilaya de Djelfa ont concerné les paramètres suivants :

- La Population ventilée en population urbaine et rurale.
- L'Industrie avec sa variabilité en consommation d'eau : moyennes et petites consommatrices d'eau. Les industries grosses consommatrices d'eau ont été volontairement omises en raison de leur absence réelle sur le terrain et de l'absence de toute stratégie de développement de cette catégorie dans le processus de l'aménagement du territoire.
- L'Agriculture avec sa composante irrigation et cheptel.

I.3.3.1. Population

On estime, en moyenne, à moins de 60% le taux maximum de satisfaction des besoins en eau de la population urbaine et à peine 40% de la population rurale ". L'analyse de l'offre journalière montre que 70% des agglomérations moyennes n'atteignent pas la quantité de 120 l/hab. /j et 30% d'entre elles ne dépassent pas 75 l/hab. /j. En outre, les pertes dans la distribution peuvent atteindre 50% environ des quantités d'eau disponibles en tête de réseau, pertes dues à une vétusté des installations, à un entretien défectueux ou inexistant et à une gestion technique défailante ou très médiocre des réseaux urbains.

I.3.3.2. Agriculture

I.3.3.2.1. Petite et Moyenne Hydraulique (PMH) :

La PMH se définit par la taille des exploitations généralement >10 ha d'un seul tenant et ne faisant pas partie des grands périmètres et par les moyens techniques mis en œuvre pour la mobilisation de la ressource. La PMH utilise les forages, les puits, les sources et les retenues colinéaires.

Les besoins croissants en eau potable vont constituer un sérieux handicap et un frein pour l'extension de la grande irrigation, voire certainement à sa réduction ; en considérant toutefois que la PMH aura atteint son niveau d'expansion optimal.

Tableau 6 : Surface irriguée (ha).

Types de Ressources	Surfaces irriguées (ha)/REV					Superficie Totale Irriguée (ha)
	1	2	3	4	5	
REV						
Forages	4516,5	145	544	876	339	6420,5

Puits	113,5	47	1350	44	806	2540,5
Autres (source, etc.)	2921	120	-	18	120	3179
Total Wilaya	7551	312	2074	938	1265	12140

Source : DPAT- Djelfa, 2004.

Tableau 7 : Superficie Agricole Utile et superficie irriguée par commune.

SAU et Irriguées/Commune			
Nom	SAU (ha)	Surface Irriguée (ha)	Superficie (Km²)
Djelfa	9325	391	549,30
Ain Oussera	23800	115	730,38
Guernini	14450	30	493,25
Hassi Bahbah	9400	67	746,75
Hassi el Euch	19125	117	512,70
Ain Maâbed	8410	74	464,00
Zaâfrane	14175	300	3805,10
Messaâd	1550	960	139,67
Selmana	8910	231	1916,00
Deldoul	4155	402	1900,50
Sed Rahal	1425	55	944,00
Guettara	6000	32	4844,30
Charef	8670	670	579,25
El Gueddid	9830	248	1187,50
Ben Yagoub	10150	14	193,00
Ain el Ibel	3270	500	536,44
Taâdmit	17480	747	840,12
Moudjebara	12055	1800	829,07
Zaccar	1400	133	229,00
Dar Chioukh	5300	285	342,00
M'liliha	12600	258	905,00
Sidi Baizid	4500	66	530,00
El Idrissia	8450	423	346,50
Douis	2600	12	944,00
Ain Chouhada	4400	52	4844,30
Sidi Laâdjel	13425	879	377,90
El Khemis	9250	15	494,25
Hassi F'doul	26675	550	477,00
Had Sahary	9100	94	850,29
Bouirat Lahdab	7300	326	376,00
Ain F'kah	7900	94	562,70
Birine	37775	95	787,51
Benhar	17300	1391	1038,50
Feid-Botma	10180	674	870,00
Amoura	4650	40	1045,00
Oum Laâdam	13680	0	3805,10
Total	378.665	12.140	40036,38
Total superficie de la Wilaya	3.225.635	366.525 en sec	

Source : DPAT- Djelfa, 2004.

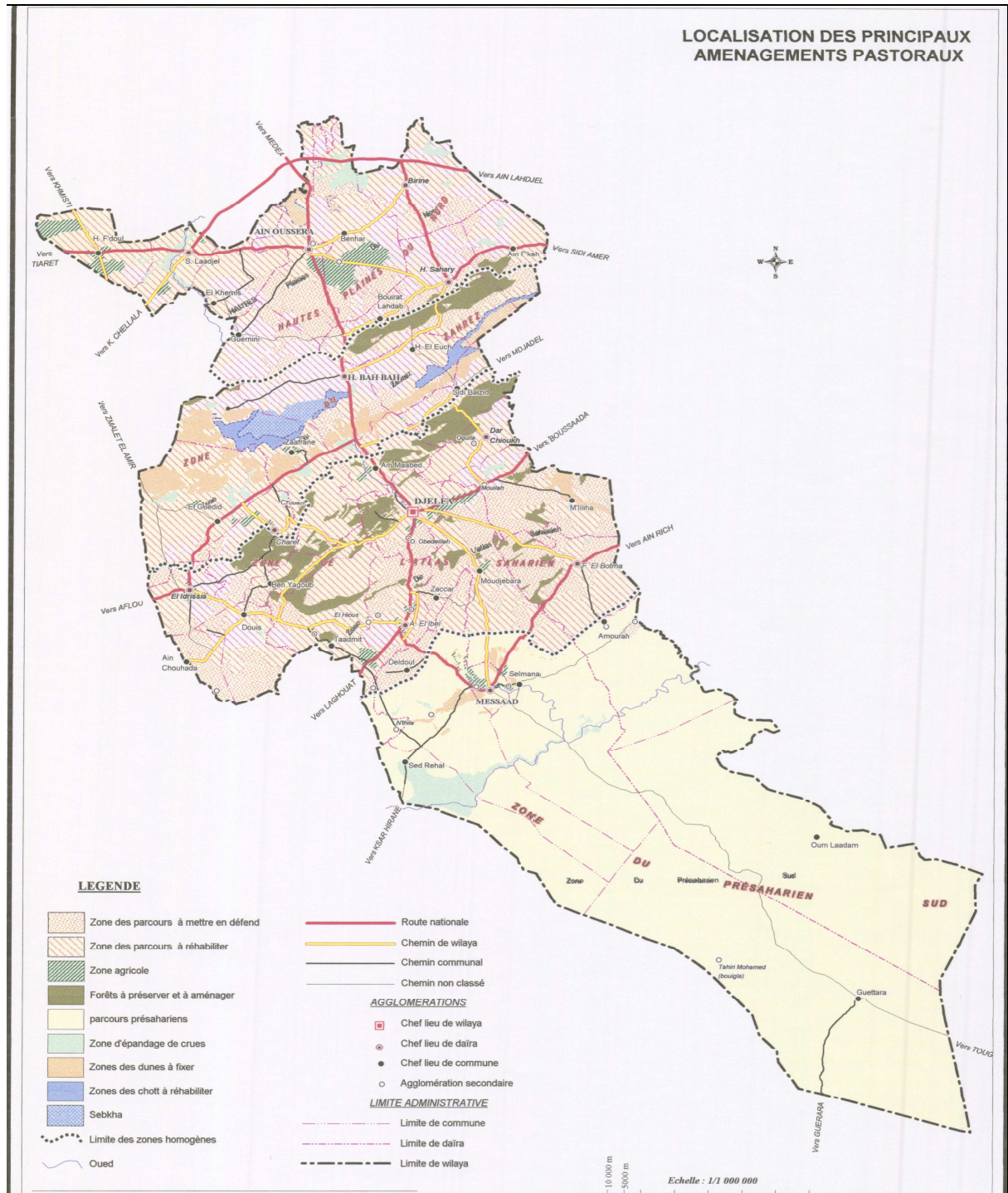
Soit un rapport surface irriguée /SAU de 3,20%.

I.3.3.2.2. Irrigation traditionnelle

Elle se définit par la taille réduite des exploitations et par l'utilisation de moyens traditionnels d'irrigation : Séguias ou irrigation par inondation des parcelles. Il s'agit d'exploitations familiales dont une partie de la production est destinée à l'autoconsommation et l'autre au marché constituant un appoint aux faibles revenus de cette catégorie.

I.3.3.2.3. Cheptel

L'effectif du cheptel, détenu principalement par le privé est difficilement maîtrisable en raison de la pratique même de l'élevage (transhumance). Il est constitué essentiellement d'ovins et de caprins conduit en mode extensif. Le surpâturage et le défrichement par des pratiques culturales de labour des parcours que ce soit pour la mise en valeur agronomique des terres ou la production de fourrages se sont traduits par la dégradation des terres de cette zone .

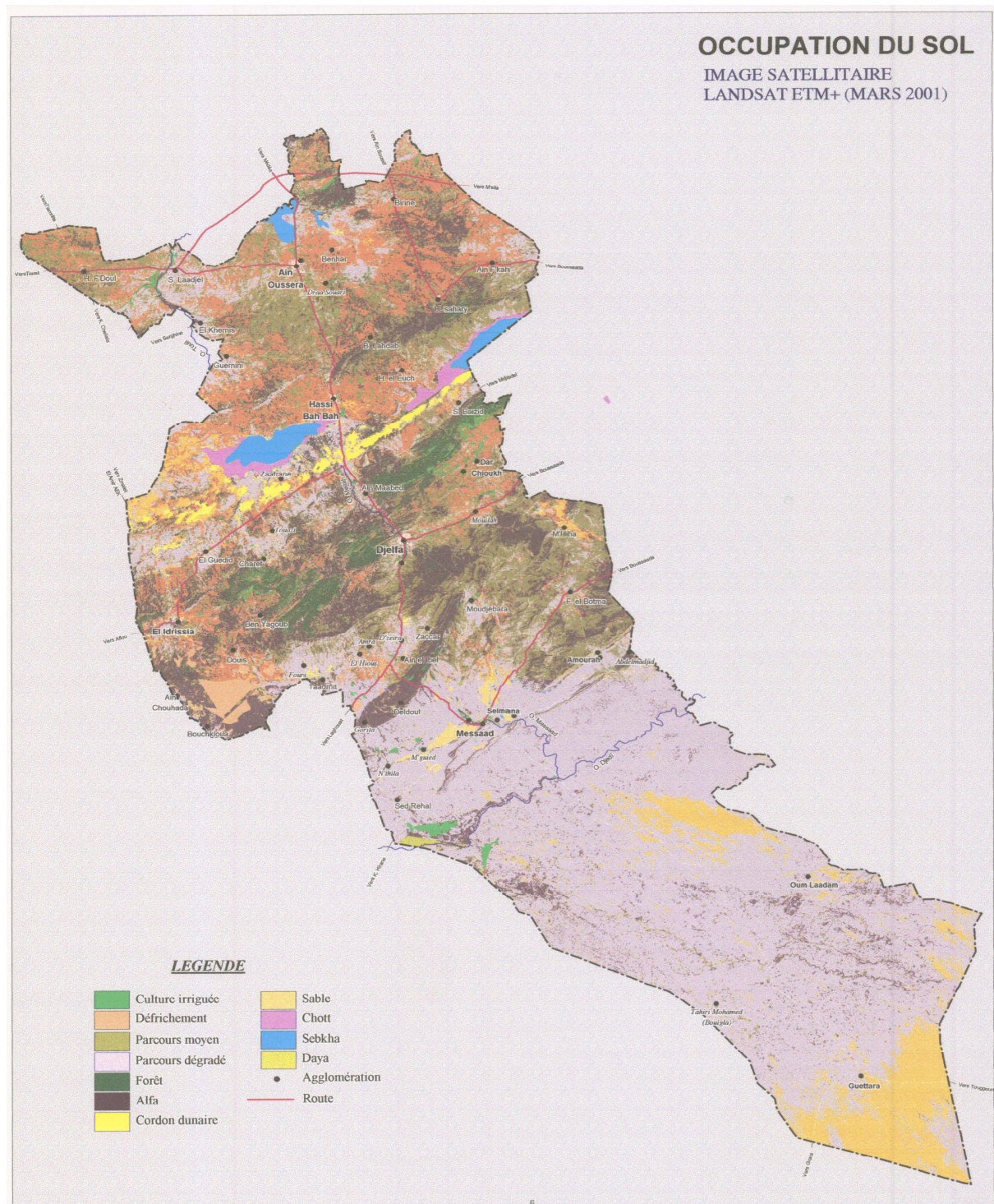


Carte 2 : Aménagement des parcours. (Source : ANAT, 2003) Echelle : 1/1000000

1.3.3.2.4. Sols

Dans les zones arides et semi-arides, survient un autre phénomène qui affecte les besoins en eau de la plante : il s'agit du lessivage des sels. Les taux de ces derniers dans les sols augmentent suite à l'irrigation avec ces eaux salées.

Après évaporation, les sels se déposent en surface et dans les couches arables.



Carte3 : Occupation des sols. (Source : ANAT, 2002).

Echelle : 1/1000000.

Pour atténuer ce phénomène, le remède est d'apporter des quantités supplémentaires d'eau moins salée pour diluer la concentration des sels de façon à ce que la plante puisse avoir des conditions physiologiques acceptables à sa

croissance. Cet apport supplémentaire peut représenter plus de 25% de la dose à l'ha.

Tableau 8 : Répartition des terres par commune (ha).

COMMUNE	SAU	Forêts	Alfa	Parcours	Autres	Total
Djelfa	9325	18828	3050	22728	286	54217
Messaad	1550	0	3750	8312	1164	14776
Deldoul	4731	0	37720	143599	450	186500
Selmana	8910	0	23300	157000	190	189400
Sed Rahal	1491	0	1600	91309	600	95000
Guettara	5358	0	0	410672	70400	486430
Ain El Bell	5108	6844	17744	23947	2594	56237
Moudjebara	12055	6740	25170	28862	943	73770
Taadmit	17480	23137	5900	31495	846	78858
Zaccar	1927	7140	12260	973	202	22502
Feid El Botma	10180	15100	39680	21240	600	86800
Amoura	4123	0	25700	73457	1960	105240
Oum Latham	11842	0	100	373568	3362	388872
Dar Chioukh	5300	2335	3300	22265	670	33870
M'liliha	12600	10593	7280	60027	307	90807
Sidi Baizid	4500	19569	1550	22431	4340	52390
El Idrissia	8450	4047	15550	6303	3159	37509
Ain Chouhada	4400	100	1300	12990	2335	21125
Douis	2600	200	5900	40693	883	50276
Charef	8670	15981	6200	27074	1130	59055
Ben yagoub	10150	7324	0	1827	116	19417
El Guedid	9830	800	30650	73420	516	115216
Hassi Bahbah	9400	1976	6915	42504	16579	77374
Zaafrene	14175	16228	19700	61197	8480	119780
Ain Maabed	8410	18657	2000	2683	1052	32802
Hassi El Euch	19125	500	0	21370	9919	50914
Had Shary	9100	15515	16579	37184	7031	85409
Ain Fekka	7900	7184	16575	12761	2004	46424
Bouiret Lahdeb	7300	8322	14900	7078	240	37840
Birine	37775	400	3400	37176	1249	80000
Benhar	17300	70	1400	83780	4450	107000
Ain Oussera	23800	1350	0	43688	12111	80949
Gurnini	14450	0	1625	34250	2065	52390
Sidi Laadjel	13425	0	0	23365	521	37311

Hassi F'doul	26675	0	0	21025	1451	49151
El Khemis	9250	0	0	40175	599	50024
Total Wilaya	378.665	208.940	350.798	2.122.428	164.804	3.225.635

Source : DPAT- Djelfa, 2004.

I.3.3.3. Industrie

La Wilaya de Djelfa se distingue par l'absence de véritable industrie ; néanmoins, on notera la présence d'industries légères dans les branches des matériaux de construction, de la chimie, de l'agro-alimentaire, du textile, de l'industrie du cuir, etc. qui se répartissent en deux catégories à savoir moyennes et faibles consommatrices d'eau :

- Industries moyennes consommatrices d'eau (IMCE) : minoterie, semoulerie, amiante ciment, etc.
- Industries faiblement consommatrices d'eau (IFCE) : industrie mécanique, électrique et électronique, textile (confection, tissage), menuiserie générale, carrières d'agrégats, agglomérés, mobilier, etc.

I.3.3.4. Ressources en eau

La région est située dans le groupe des bassins endoréiques : bassins fermés dont l'écoulement est drainé vers les chotts Hodna, Chergui et Gharbi ; toutefois, la partie Sud de la région se trouve dans le groupe des bassins sahariens où les nappes du complexe terminal et du continental intercalaire occupent une zone d'alimentation privilégiée due à la proximité de l'Atlas saharien qui leur assure une recharge. La région est également concernée par un des plus grands bassins de la partie septentrionale qui est le bassin versant du Cheliff, représenté par le bassin de l'oued Touil qui se trouve dans la wilaya de Djelfa. Dans cette vaste région, les aquifères potentiels sont constitués par les formations gréseuses ainsi que par les formations carbonatées fracturées du Jurassique et du Crétacé. Les niveaux aquifères raisonnablement exploitables sont les formations superficielles ou récentes du Néogène-Quaternaire, d'une part, et les grès du Crétacé inférieur d'autre part (Barrémien et Albien). Les autres formations même si elles constituent des réservoirs potentiels sont difficiles à explorer et leur exploitation est ardue.

Les ressources en eau de la région ne sont en fait pas très bien connues :

- Pour les eaux de surface dont le potentiel est très faible, la densité du réseau de stations hydrométriques est limitée et ne permet pas d'évaluer les écoulements dans des étendues aussi importantes que celles de la région ; à titre d'exemple, le bassin du Zahrez, vaste de 9100Km², ne dispose que d'une seule station hydrométrique, de même que l'amont de Boughzoul avec 19516Km² ne dispose que de 3 stations.

- Celui des ressources en eaux souterraines est mal connu ; Les nappes les plus connues sont celles de la plaine d'Ain Oussera, le synclinal de Djelfa et les nappes du Zahrez.

▪ **Les nappes du ZAHREZ**

Le bassin des Zahrez est une plaine limitée au Nord par la plaine d'Ain Oussera, à l'Ouest par le plateau du Sersou, à l'Est par le Chott Hodna et au Sud par les monts des Ouled Nails.

Les formations aquifères du bassin des Zahrez regroupent l'ensemble des alluvions mio-plio-quadernaire. Ces formations sont constituées de sables avec des intercalations d'argiles, des éboulis de pente, des dunes et des alluvions récentes pouvant atteindre environ 200 m d'épaisseur sur la partie Sud des deux Zahrez ou de nombreux puits artisanaux exploitent cette formation. L'alimentation de la nappe phréatique est plurielle et dans un ordre d'importance croissante : les oueds issus des piémonts, rejoignant la base des versants montagneux, l'impluvium direct (la plaine proprement dite), en particulier la plaine située entre le cordon dunaire et le piémont versant Nord. L'alimentation par l'impluvium direct sur les alluvions mio-plio-quadernaires est relativement faible dans cette région, mais doit être prise en considération. Cette région étant extrêmement «plate», le ruissellement est faible et le sol est dans son ensemble perméable. L'alimentation de la plaine se trouve renforcée par les grandes inondations provenant des fortes périodes de pluies et issues des piémonts recoupés de ravins parfois profonds, provoquant des incisions au niveau de la plaine. Il reste cependant qu'il est extrêmement difficile de faire un bilan de la nappe, puisque tous les écoulements souterrains convergent définitivement vers les deux dépressions endoréiques qui forment en fait des cuvettes d'épandages des grandes crues des oueds majeurs.

▪ **Le synclinal de Djelfa - Slim Dar Chioukh**

Cet ensemble est limité au Nord par la plaine des Zahrez, à l'Ouest par le Djebel Amour, à l'Est par le Chott Hodna et au Sud par la plaine de Messaâd.

Les formations qui constituent de bons réservoirs sont :

- Les grès du Barrémien à stratifications entrecroisées dont quelques niveaux argileux réduisent par endroit la transmissivité.
- Les grès de l'Albien qui alimentent de nombreuses sources (Ain Maâbed,...).
- Les calcaires du Turonien fissurés.

En résumé, le réseau hydrographique de la wilaya de Djelfa est constitué principalement :

- Au Nord, le bassin versant du Haut Cheliff qui draine les dépressions de la région de Ain Oussera.
- Au Centre, le bassin fermé des chotts qui collecte, outre les eaux de la dépression, les eaux des plaines de la zone de la dépression des Ouled Nails.
- Au Sud, le bassin de l'Oued Djeddi qui collecte les eaux de ruissellement du versant Sud de l'Atlas Saharien.

Les eaux superficielles sont insignifiantes compte tenu de l'absence de barrages et de retenues colinéaires importantes en dehors de celles résumées dans le tableau 9 :

Tableau 9 : Petits barrages et retenues collinaires existants.

Commune	Capacité (Hm³/an)
Charef (Hadjiaa)	1,87
Taâdmit (Toukersane)	1,54
Gorita et Deldoul	1,1
Kalane	0,60
Kourirech	2,30
Oued Boutreifis	0,4
Chebaika	0,04
Oued El Kirane	0,04
Total	7,89

Source : ANAT, 2004.

Les statistiques font ressortir les disponibilités en eau suivantes :

Tableau 10 : Ressources en eau disponibles en Hm³/an.

Dénomination	Quantité potentielle	Quantité estimée mobilisable	Quantité mobilisée
Nappe d'Ain Oussera	55	31	30,05
Nappe de Oued Touil	50	40	38,45
Synclinal de Djelfa	40	30	29,19
Nappes du Zahrez	140	70	69,00
Total	235	171	166,69

Source : ANAT, 2004.

Tableau 11 : Ressources en eau mobilisées par utilisateur.

Destination	Volume (Hm³/an)	%
AEP	88,82	53,28
Irrigation	74,43	44,65
AEI	3,44	2,07
Total Wilaya	166,69	100,00

Source : ANAT, 2004.

I.3.3.5. Analyse

Les statistiques officielles chiffrent la consommation totale d'eau à 167Hm³/an dont 74,43 Hm³/an pour l'agriculture.

Notre approche fait ressortir que les débits spécifiques ne correspondent pas à des régimes d'irrigation à plein temps. Ils correspondent aux capacités installées et de ce fait peuvent varier de 0,89 L/ha.s (forages) à 0,35 L/ha.s (retenues colinéaires).

Mébariki.A (1984) fait remarquer que pour la petite hydraulique dans le constantinois, "les pompages (...) pour les besoins d'irrigation s'effectuent pendant 8 mois sur 12 en moyenne à raison de 6 à 8 heures par jour". Pour la wilaya de Djelfa, Garadi (1991) considère une durée moyenne de pompage de 5 heures par jour, à raison de 8 à 9 mois par an. Pour la Wilaya de Djelfa, le débit spécifique calculé est de 0,98 L/ha/s, ce qui donnerait une dose d'irrigation de l'ordre de 1270 m³/ha/an. Cette dernière dénote le grand écart qui la sépare de la dose optimale requise : 5000 m³/ha/an. Cette quantité est heureusement compensée bon an mal an par la pluviométrie de la région qui apporte en moyenne quelque 200mm/an soit 2000m³/ha/an, situant la dotation pour la plante à quelque **3270m³/an** mettant en relief l'importance du déficit en eau des plantes. Cependant, ce gain risque malheureusement d'être contrecarré par les dérèglements climatiques qui ont une influence directe sur la pluviométrie (déficit d'apport pluviométrique de 15%) qui réduirait la dotation de la plante à **2970m³/ha/an** soit 50% de satisfaction des besoins du végétal ; cette quantité allouée à l'agriculture réduirait à néant toute velléité de développement agricole dans la région.

Cette analyse montre également que les données de 2000 ne tiennent pas compte des pertes sur réseaux qui sont très importantes comme le montre le calcul des dotations à l'échelle nationale (Garadi, 1992) : 387 L/hab. /j par rapport à la capacité de mobilisation : 251 L/hab./j à la production, 201 L/hab./j en tête de réseau de distribution et seulement 80 L/hab./j pour les usages domestiques c'est à dire plus de 60% de pertes. A titre d'exemple, en matière d'AEP, ces chiffres indiquent que chaque habitant reçoit 336 litres par jour, soit nettement plus que les habitants d'Europe et d'Amérique du Nord. En réalité, la quote part réelle qui revient à chaque habitant tournerait en moyenne autour de 120 à 135 litres (60% de pertes sur les réseaux). Aussi, les chiffres précédents corrigés pour 2000 indiquent que :

1. **Pour l'agriculture**, la disponibilité de 2970m³/ha/an donnerait une valeur de 36,06Hm³/an ; à cette valeur, il y a lieu d'ajouter la consommation par le cheptel qui est de 10,28Hm³/an pour un total agriculture de 46,34Hm³/an au lieu et place des 74,43Hm³/an officiellement déclarés.

2. **Pour l'industrie**, la consommation de 3,44Hm³/an est une indication du faible taux d'industrialisation de la région.

3. **Pour l'AEP**, les chiffres officiels donnent une consommation de 336L/hab./j qui est loin de refléter le diagnostic sur le terrain qui se singularise par une dotation d'un jour sur deux voire d'un jour sur trois, engendrant une véritable économie parallèle de l'eau (vente de citernes d'eau à la population). En outre, d'autres statistiques de dotation au niveau national situent cette valeur autour de 120 L/hab./j.

La dotation moyenne corrigée pour la wilaya de Djelfa est de 135 L/hab./j donnant pour l'année 2000, une quantité moyenne égale à 35,74Hm³/an au lieu et place des 89,88Hm³/an.

Ainsi, en l'an 2000, la consommation totale en eau utilisée par les trois secteurs (AEP, Agriculture et Industrie) était de **85,88Hm³/an** au lieu et place des 167hm³/an, exactement la moitié de la valeur annoncée.

Tableau 12 : Ressources en eau mobilisées -2000 -(Hm³/an).

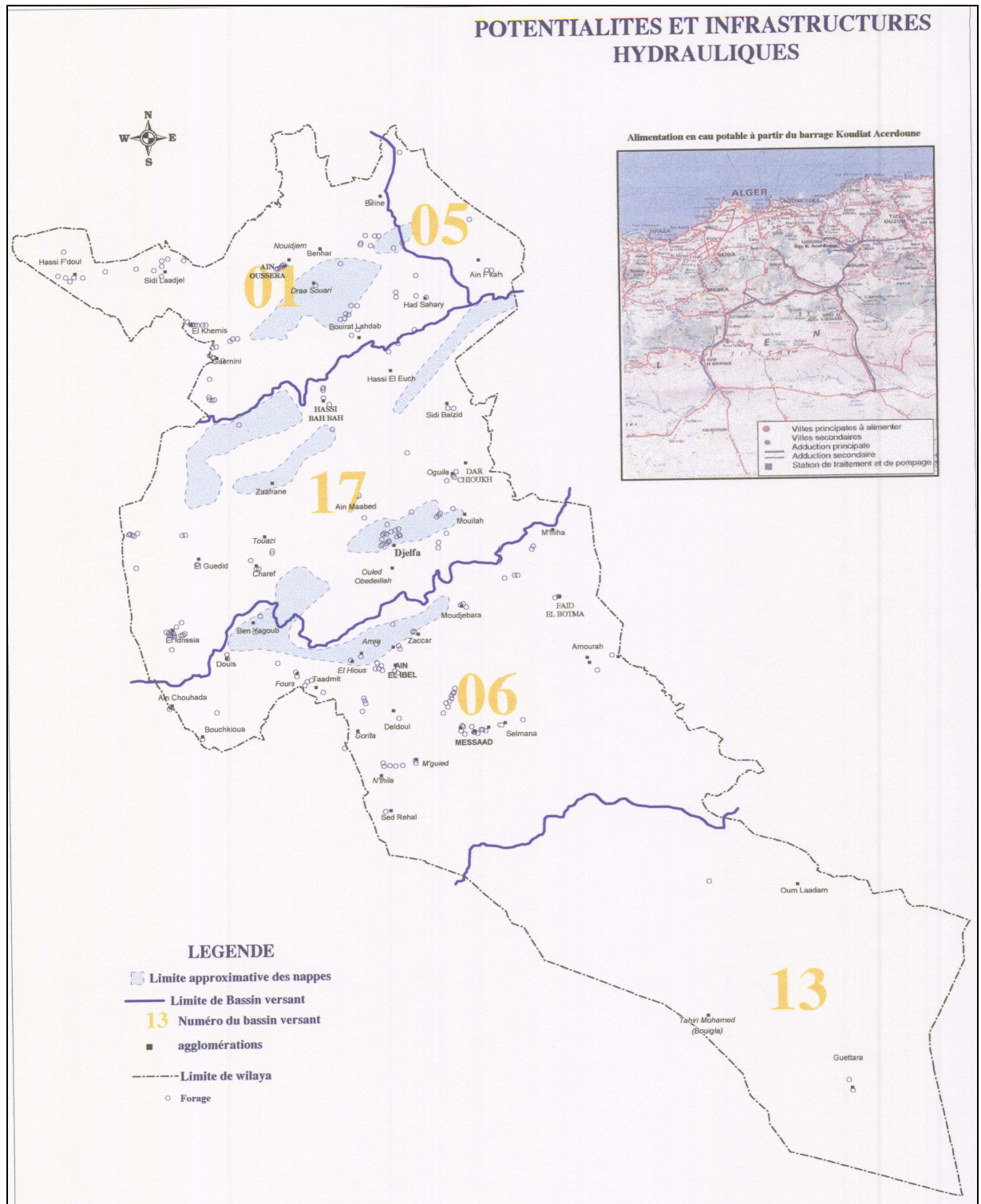
Dénomination	Quantité potentielle	Quantité estimée mobilisable	Quantité mobilisée
Nappe d'Ain Oussera	55	31	21,52
Nappe de Oued Touil	50	40	24,22
Synclinal de Djelfa	40	30	20,00
Nappes du Zahrez	140	70	20,14
Total	235	171	85,88

Tableau 13 : Ressources en eau mobilisées par utilisateur (2000).

Destination	Volume mobilisé (Hm ³ /an)	%
AEP	35,74	42
Agriculture	46,70	54
AEI	3,44	4
Total Wilaya	85,88	100,00

Cette disponibilité est cependant entravée par un certain nombre de facteurs : sécheresse, mauvaise maîtrise technique, fuites importantes, équipements de forages inadaptés, alimentation en énergie défaillante, réseaux anciens et hétérogènes, raccordements de fortune, manque de systèmes de détection appropriés, inexistence d'une grande partie de plans de réseaux...

Les ressources en eau souterraines potentielles de la Wilaya sont évaluées à 235 millions de m³ dont 171 millions de m³ sont estimées mobilisables (taux de 73%) ; parmi ce potentiel mobilisable, il y a environ 85,88 millions de m³ qui sont mobilisés chaque année soit la moitié de ce qui peut l'être encore (50%). La quantité restante à rendre mobilisable (27%) est sujette au déploiement d'énormes moyens techniques et financiers pour espérer augmenter la ressource. Cette orientation ne va pas être sans conséquence sur les prix de l'eau en aval qui va subir un réajustement assez conséquent.



Carte 4 : Potentialités hydrauliques. (Source : ANAT, 2002). Echelle : 1/1000000.

Chapitre I.4

Etude des scénarios

Ce chapitre présentera les hypothèses de travail de chaque paramètre de développement qui structure l'évolution future des aspects liés directement ou indirectement à la demande en eau et à leur combinaison dans le cadre de scénarios cohérents.

Les hypothèses d'évolution sont abordées selon trois composantes : l'eau et la population, les perspectives d'évolution des secteurs productifs et les interactions entre l'offre et la demande.

Methodologie

La compréhension et la maîtrise de tous les paramètres qui régissent la demande en eau sont complexes et il sera nécessaire d'identifier et de saisir toutes les caractéristiques relatives aux groupes d'utilisateurs.

La méthodologie d'investigation aura pour principale trame l'étude d'un modèle reposant sur un triptyque que Garadi (1992) dénomme désagrégation, régionalisation et simulation mais qui se réduit dans notre cas au premier et au dernier critère étant donné l'homogénéité des paramètres d'étude (sol, climat, population). La mise en forme du modèle de simulation de la demande en eau et son application au contexte particulier de la wilaya de Djelfa s'est heurtée, comme toute étude prospective, au " manque de données quand elles existent et à leur fiabilité et qui sont nécessaires à l'automatisation du modèle ".

I.4.1. Structure des REV

La définition des REV donnée auparavant nous permet de distinguer cinq (05) zones économiques pouvant faire l'objet d'une analyse.

Ainsi, les 5 Régions identifiées sont les suivantes :

Tableau 14 : Identification des REV.

REV N°1			REV N°2		
Commune	Superficie (Km ²)	Population (hab.)	Commune (Km ²)	Superficie (Km ²)	Population (hab.)
Ain Oussera	972,42	94239	Hassi Bahbah	1029,10	57863
Hassi F'doul	719,04	5552	Hassi El Euch	795,05	9383
Sidi Laâdjel	619,94	10784	Bouirat Lahdab	658,35	7269

El Khemis	736,29	5067	Sidi Baizid	812,35	10227
Benhar	1280,54	7698	Ain F'kah	845,05	13361
Birine	1029,55	22577	Had Sahary	1132,31	17641
Guernini	735,29	5223	-	-	-
Total	6093,07	151140	Total	5272,21	115744

REV N°3			REV N°4		
Commune	Superficie (Km ²)	Population (hab.)	Commune	Superficie (Km ²)	Population (hab.)
Djelfa	761,08	143588	Charef	791,03	12077
Ain Maâbed	675,78	12489	El Idrissia	558,28	16688
Dar Chioukh	553,78	13618	El Gueddid	1399,28	10584
M'liliha	1116,78	10408	Ben Yagoub	404,78	6792
Ain El Ibel	748,22	15055	Taâdmit	1051,90	6392
Zaccar	440,78	3118	Douis	725,71	11654
Moudjebara	1040,86	7220	Ain chouhada	368,78	9837
Feidh El botma	1081,78	22252	Zaâfrane	1378,28	10651
Total	6419,06	227748	Total	5887,01	84675

I.4.1.1. Classification de la population

La population de la Wilaya de Djelfa a été classée selon le type urbain/rural en se basant sur la définition de l'agglomération urbaine qui répond au seul critère de sa taille (5000 habitants au minimum).

Tableau 15 : Population urbaine et rurale/ REV (1997).

REV	Population urbaine	Population rurale	Population totale
1	126785	12386	139171
2	93622	12956	106578
3	161271	48442	209713
4	36437	41533	77970
5	66947	67514	134461
Total Wilaya	485062	182831	667893

Source : DPAT - Djelfa, 2004.

Pour l'année 2000, les calculs se sont basés sur l'équation suivante :

$n = (P_t / P_0)^{1/t} - 1$ qui peut s'écrire

$P_t = P_0 (1 + n)^t$

1

$n = \frac{1}{t} \ln (P_t / P_0)$

t

P_0 = Pop. Année de base

P_t = Pop. Année finale

n = Taux d'accroissement annuel

Du fait que nous avons retenu 2000 comme année de base, une projection par agglomération a été réalisée sur la base des données du recensement de 1997 :

Tableau 16 : Population urbaine et rurale/ REV (2000).

REV	Population urbaine	Population rurale	Population totale
1	137689	13451	151140
2	101674	14070	115744
3	175140	52608	227748
4	39570	45105	84675
5	72705	73320	146025
Total Wilaya	526959	198623	725582

Source : DPAT-Djelfa, 2004.

I.4.2. Hypothèses de travail

- La région, support de ressources.

La région naturelle est le support des ressources et de la production d'eau autant que l'espace économique est celui des besoins et de la consommation. Sa délimitation s'appuie d'abord sur les critères liés à la sphère de production et ensuite étendus à la sphère de consommation.

La régionalisation des besoins en eau est un élément très important car elle permet de faire coïncider les bassins producteurs d'eau et les espaces consommateurs ; cependant, cette vision ou procédure n'est pas toujours facile en raison des distorsions provoquées par les lois qui gouvernent les régions. Ainsi, les bassins producteurs sont dominés par les lois naturelles qui régissent le cycle de l'eau, les espaces économiques sont gérés en fonction des lois liées à la sphère des activités économiques et sociales. A cela, s'ajoutent les espaces administratifs et politiques qui représentent souvent le cadre de planification des activités des pouvoirs publics : wilaya, daïras, commune. En outre, l'eau et l'espace sont en interaction au cours d'un processus de développement régional en ce sens que l'eau peut jouer le rôle de fixation ou d'appel de population d'une région vers une autre dans le cadre d'une politique volontariste d'aménagement du territoire.

La problématique de l'eau peut être abordée de deux façons :

- Quel type de région faut-il définir dans un objectif de distribution d'eau spatialement équilibrée ?
- Quelles sont les interdépendances régionales dans le cadre d'une planification spatiale des ressources en eau ?
- Quel type de région doit-on choisir ?

La réponse à cette question a toujours suscité un débat entre les différents tenants des théories : les géographes la définissent en fonction de critères scientifiques (caractéristiques naturelles des différents espaces selon des critères physiques comme le relief, le sol, le climat, les ressources naturelles, etc.).

Les économistes qui contestent la non prise en compte par ce découpage de la dimension économique et sociale et font remarquer que la " région naturelle, synthèse de faits permanents est un phénomène statique". Or, "la région économique, ensemble de rapports et d'intérêts nécessairement variables est un phénomène dynamique".

I.4.3. Les scénarios

Il y a lieu de distinguer deux types de scénarios : les scénarios tendanciels et les scénarios évolutifs. Les premiers consistent à reproduire à l'identique les tendances constatées par le passé ; les seconds ont pour "objet de délimiter l'espace des futurs possibles, en faisant varier de manière contrastée les hypothèses concernant les tendances lourdes" (GRENON.M et BATISSE.M, 1988).

Les expériences menées à travers le monde et la spécificité de la région étudiée semblent privilégier la prédiction d'un modèle de développement avec des pas de simulation de 10 ans (2010-2020-2030). L'année 2000 a été retenue comme année de base représentative de l'homogénéité des données statistiques.

A l'instar d'Arrus (1996) et de Garadi (1992), trois scénarios ont été étudiés : le Scénario Tendanciel Naturel (STN), le Scénario Modéré (SM) et le Scénario Extrême (SE) et cela pour les trois grands utilisateurs de l'eau à savoir la Population, l'Agriculture et l'Industrie. Il s'agira donc de développer des scénarios d'évolution des ressources hydriques sous différents impacts de développement économique.

Toutes les hypothèses retenues doivent être combinées dans des scénarios de développement cohérents.

- Le Scénario Tendanciel ou *Scénario faible* (S.F) correspondrait à l'extrapolation de la situation actuelle à l'horizon 2030. Ce scénario est caractérisé par une évolution de croissance nulle ou très faible constatée par la fermeture des industries et la stagnation de la mise en valeur agricole. En outre, ce scénario n'envisage pas une maîtrise réelle de la démographie et une canalisation de l'urbanisation. La distribution spatiale de la population sera déséquilibrée et l'amélioration de la situation de l'approvisionnement en eau tardera à venir. Il y aura la prise en compte de toutes les hypothèses défavorables.

- Le *Scénario Modéré* ou *Scénario Moyen* (S.M) est caractérisé par une reprise de l'économie mais d'une manière timide que ce soit l'industrie, le secteur agricole ou le BTP. Cependant, l'approvisionnement en eau serait toujours défaillant que ce soit pour l'eau potable ou pour l'eau d'irrigation.

- Le Scénario Extrême (S.E) plus optimiste inclurait une réelle prise en charge des problèmes de démographie, d'urbanisation et d'environnement grâce à une reprise économique globale du pays.

I.4.4. Demande en eau de la population

I.4.4.1. Démographie

Le taux de croissance naturel moyen est de 2,8%. Trois hypothèses sont à considérer :

- *Hypothèse faible* avec un taux de croissance de 2,6% entre 2000 et 2010, 2,2% entre 2010 et 2020 et 1,8% entre 2020 et 2030.

- *Hypothèse moyenne* avec un taux de croissance de 2,8% entre 2000-2010, 2,3% entre 2010-2020 et 1,9% entre 2020-2030.

- *Hypothèse forte* avec un taux de croissance de 3% entre 2000 et 2010, 2,4% entre 2010 et 2020 et 2,0% entre 2020 et 2030.

Tableau 17 : Coefficients d'accroissement de la population.

2000-2010			2010-2020			2020-2030		
Faible	Moyen	Fort	Faible	Moyen	Fort	Faible	Moyen	Fort
1,292	1,318	1,343	1,243	1,255	1,267	1,195	1,207	1,219

Exemple de calcul :

Taux de croissance faible entre 2000 et 2010 = 2,6%

$$P_{2010} = P_{2000} (1 + 2,6\%)^{10} \text{ avec } (1,026)^{10} = 1,292$$

I.4.4.2. Dotation en eau

On estime, en moyenne, à moins de 60% le taux maximum de satisfaction des besoins en eau de la population urbaine et à peine 40% de la population rurale ". L'analyse de l'offre journalière montre que 70% des agglomérations moyennes n'atteignent pas la quantité de 100 L/hab./j et 30% d'entre elles ne dépassent pas 70 L/hab./j. En outre, les pertes dans la distribution atteignent 60% environ des quantités d'eau disponibles en tête de réseau, pertes dues à une vétusté des installations, à un entretien défectueux ou inexistant et à une gestion technique défailante ou très médiocre des réseaux urbains dont le taux de raccordement avoisine les 70% de la population.

Les hypothèses d'évolution des paramètres liés à l'approvisionnement en eau dépendent de plusieurs facteurs : des dotations pour l'eau potable, des taux de raccordement, des pertes sur réseaux d'AEP, des taux de branchement à des réseaux d'assainissement. Ainsi, trois hypothèses d'évolution sont retenues sur la base d'un accroissement annuel d'environ 1% de la dotation pour "tenir compte d'une relative amélioration globale du niveau de vie".

- *Hypothèse faible* : Elle retient une évolution des dotations pour l'alimentation en eau de la population identique à celle observée en l'an 2000. Ainsi, une dotation de 135L/hab./j constituera la base de calcul entre 2000 et 2010.

- *Hypothèse moyenne* : La dotation unitaire retenue est de 150 L/hab./j entre 2010 et 2020.

- *Hypothèse forte* : La dotation unitaire retenue est de 200 L/hab. /j entre 2020 et 2030.

I.4.5. Demande en eau de l'Agriculture

I.4.5.1. Les ressources en sols

Les formations lithologiques qui affleurent sur le territoire de la région sont constituées essentiellement d'alluvions, d'argiles et de marnes, de grès et de calcaires. Des dépôts sableux formant des cordons dunaires se présentent au Nord et au Sud de la région.

D'une manière générale, on distingue 4 grands types de sols :

- Des sols peu profonds sur croûte calcaire, salins à la périphérie des chotts, dans les hautes plaines.
- Des sols superficiels à substrat calcaire dur (dalle, croûte et encroûtement) dans l'atlas saharien.
- Des sols superficiels minéraux bruts sur dalle calcaire dans le plateau saharien.
- Des sols alluvionnaires assez profonds se retrouvent localement dans les plaines et vallées alluviales et dans les dayas.

I.4.5.2. L'agriculture irriguée

L'inventaire de ces sols est résumé dans le tableau suivant :

Tableau 18 : Inventaire des sols irrigables de la région.

Wilaya	Zone d'étude	Surface irrigable (ha)
Djelfa	Plaine d'Ain Oussera	45,355
	Bassin Zahrez Gharbi	21,528
	Plaine de sel	2,903
	Plaine Maâlba-Dar Tisselouine	10,541
Total		80327

Source : DPAT-Djelfa, 2004.

Cependant, les études agro pédologiques menées dans la région, relèvent que celle ci recèle un potentiel en sols irrigables non négligeables avec **126581ha** soit 33,43% de la SAU totale. Les superficies irrigables dépendent non seulement de la qualité du sol mais également de la contrainte eau. La qualité du sol est définie par rapport à des critères pédologiques (structure et texture des sols), et à la nécessité ou non du drainage (problème de salinité).

Ainsi trois catégories de sols peuvent être retenues :

- Les sols de bonne qualité (A) : Sols bruns calcaires où la matière organique dépasse les 3%.
- Les sols de qualité moyenne à médiocre (B) : Sols peu évolués d'apport alluvial avec une profondeur de 50 cms à 1 m, mais pauvres en matière organique.
- Les sols de mauvaise qualité (C) : ce sont les sols bruts ou peu évolués ou d'apports évolués (sols minéraux bruts d'érosion), pauvres en matière organique (< 2%), peu profonds (< 20cms) et les sols salés.

Les sols généralement favorables à l'agriculture qui sont suffisamment profonds, sans contraintes physico-chimiques sévères et peu sensibles à l'érosion sont constitués dans les plaines du Nord-Est (Birine, Benhar), dans les plaines de l'Atlas Saharien (Djelfa, Moudjebara, Ain El Bell), les vallées (Oued Touil et Oued Djedi), les épandages de crues, les lits d'Oued et les Dayas. De par leur situation favorable de point de vue climatique, les sols des plaines de l'Atlas Saharien sont bien développés, profonds, fertiles et sans contrainte topographique. Il s'agit des sols des plaines de Maâlba, El Merdja, Tisselouine, El Gaa, etc.

L'espace de la wilaya est favorisé par le passage de deux importantes vallées dotées d'importantes potentialités hydro - agricoles. Il s'agit des vallées d'Oued Touil au Nord Ouest et d'Oued Djedi au Sud. Les épandages de crues sont situés essentiellement sur le piémont Nord de l'Atlas Saharien. Ces sols bénéficient, par le biais des Oueds, d'une quantité en eau superficielle relativement importante reçue en amont. Il s'agit essentiellement des zones de K'rouirech (commune de Zaâfrane), de Sed Oum Drou (commune de Sidi Baizid) et Sed (commune de Ain Maabed). Les Dayas et les lits des Oueds éparpillés sur tout le territoire de la wilaya, sont caractérisés par un sol profond et riche en matière organique et peu exposé à l'érosion. Les dayas sont généralement occupées par la céréaliculture qui se pratique sans risque d'érosion.

Une étude menée par Boulahouat et Naert (1996) portant sur l'utilisation d'identifiants de propriétés édaphiques pour la cartographie de potentialités agronomiques des sols a posé les principes d'une nouvelle démarche qui consiste à ne plus tendre à inventorier les sols selon les critères pédologiques mais à partitionner l'espace en fonction d'éléments qui sont à la fois perceptibles sur l'image et corrélés à des propriétés intéressantes pour une exploitation définie.

Outre les critères socio-économiques, l'un des éléments clefs de la caractérisation des sols est la qualité de la terre. Ainsi, les identifiants sable et croûte calcaire ont constitué les critères de classification de l'image et les résultats ont été exprimés sous forme cartographique, en termes de potentialités et de contraintes.

Aussi, dans les sols aptes à la mise en culture, l'identifiant "texture fine à moyenne" traduit une potentialité tandis que des identifiants tels la croûte calcaire superficielle, le sable grossier ou la salinité apparaissent comme des contraintes.

En milieu aride, les paramètres fondamentaux sont étroitement associés au bilan hydrique des sols (texture, structure, profondeur,...); la proportion de roches affleurantes de pierres, de cailloux, de sables et d'éléments fins en surface est indicatrice de la réserve en eau et par conséquent de leur aptitude à générer une phytomasse car l'abondance d'éléments grossiers, tous calibres confondus, signifie qu'il y a moins de terre fine propice à la rétention de l'eau.

Le rythme et l'évolution des périmètres irrigués permettent de retenir trois hypothèses :

- L'hypothèse faible retient le faible rythme observé à travers les deux décennies à savoir 50 ha/an entre 2000 et 2010, 100ha/an entre 2010 et 2020, 150ha/an entre 2020 et 2030.

Pour les doses d'irrigation, nous estimons, du fait du faible taux de mobilisation des ressources en eau nouvelles, des doses additionnelles moyennes de 10 m³/ha/an entre 2000 et 2010, 15m³/ha/an entre 2010 et 2020, 20m³/ha/an entre 2020 et 2030.

- Hypothèse moyenne : sera fonction des pas de simulation choisis et aura les valeurs de : 100 ha/an entre 2000 et 2010, 150 ha/an entre 2010 et 2020 et 200 ha/an entre 2020 et 2030.

Les doses d'irrigation seront de 10m³/ha/an entre 2000 et 2010, 15m³/ha/an entre 2010 et 2020 et 20m³/ha/an entre 2020 et 2030.

- Hypothèse forte : se caractérisera par un rythme de réalisation très élevé et s'étalera comme suit : 150 ha/an entre 2000 et 2010, 200 ha/an entre 2010 et 2020 et 250 ha/an entre 2020 et 2030.

Les doses d'irrigation additionnelles seront de 10m³/an entre 2000 et 2010, 15m³/ha/an entre 2010 et 2020 et 20m³/ha/an entre 2020 et 2030.

I.4.5.3. Besoins en eau du cheptel

Tableau 19 : Effectif du cheptel/REV.

REV	Ovins	Bovins	Caprins
1	295000	4680	28700
2	218980	10120	38520
3	1014790	3820	4180
4	434400	8590	63050
5	284500	120	34070
Total Wilaya	2248470	27330	168520

Plusieurs paramètres composent la consommation d'eau par le cheptel ; il s'agit notamment des abattoirs, de l'abreuvement, des usages sanitaires ainsi que du nettoyage des locaux. GARADI (1992) a estimé que la quantité d'eau utilisée pour l'abattage est de 3 à 6 Hm³, toutes catégories de viandes confondues alors que les normes de consommation pour les abattages varient de 10 à 20 m³/tonne de carcasse. Les normes de consommation par tête sont de 60 à 80 L/jour pour les bovins en intensif, de 5 L/j pour les ovins en intensif, de 15 L/j pour les ovins en semi-intensif et de 5 L/j pour les ovins en extensif, ce qui augmentée de la demande en eau des abattoirs correspondent à un volume global de 9.488.268m³/an (9,49Hm³/an) qui représente la consommation minimale totale en eau. D'autre part,

un coefficient d'abattage a été adopté afin d'estimer la demande en eau des abattoirs en ce sens que la quantité de viande produite annuellement ramenée à l'effectif annuel du cheptel a été constante, soit 0,05 tonne/tête pour les bovins et de 0,01 tonne/tête pour les ovins.

I.4.5.3.1. Estimation de la consommation d'eau du cheptel

Tableau 20 : Volume d'eau utilisé par le cheptel/REV (2000).

REV	Cheptel /REV (Hm ³ /an)			
	Ovins/Caprins	Bovins	Abattage	Total
1	1,18	0,13	0,049	1,36
2	0,94	0,27	0,39	1,60
3	3,72	0,10	0,15	3,97
4	1,82	0,23	0,075	2,13
5	1,16	0,003	0,048	1,22
Total	8,82	0,733	0,712	10,28

I.4.6. Demande en eau de l'industrie

Tableau 21 : Volume utilisé par les industries /REV (2000).

REV	1	2	3	4	5	Total
Hm ³ /an	0,95	0,28	0,89	0,56	0,76	3,44

Compte tenu de la faible propension de la Wilaya de Djelfa à attirer d'importants investisseurs qui ne trouvent aucune infrastructure de base capable de les motiver (routes, aéroports, secteur III^{aire}, etc.) et compte tenu de la difficulté à trouver les terrains et autres pour un éventuel investissement, trois hypothèses seront retenues pour ce secteur :

- Hypothèse faible : Le rythme d'installation des PME sera celui de la décennie passée entre 1990 et 2000. La demande en eau durant cette période sera identique à celle de l'année 2000.

Un taux de croissance nul ou très faible refléterait l'état actuel du secteur.

- Hypothèse moyenne : La libéralisation du marché et la mondialisation de l'économie induiront un développement du secteur par l'implantation des PME et PMI qui trouveront des conditions plus propices à leur installation.

La croissance de la demande en eau se situerait autour de 2% durant l'intervalle 2000-2010 et de 4% entre 2010 et 2030.

- Hypothèse forte : Dans cette optique, il y aurait un formidable « boom » économique qui verrait même l'installation d'industries grosses consommatrices d'eau et la demande en eau sera de l'ordre 4% entre 2000-2010 et de 6% entre 2010 et 2030.

Chapitre I.5

Le modèle prospectif

I.5.1. Présentation du modèle

Le dispositif utilisé se distingue par son approche intégrée de la simulation des systèmes d'eau en vue de la planification des ressources ; c'est un modèle de simulation de la demande en eau en fonction d'un grand nombre de paramètres : analyses sectorielles de la demande, gestion des retenues (barrages, retenues colinéaires), simulation des eaux souterraines, des eaux de surface, transferts, priorités dans les allocations, rejets, suivi des pollutions, stations d'épuration, distribution, débits etc. L'analyse représente le système en termes de ses diverses sources de fournitures d'eau (rivières, cours d'eau, eaux souterraines, barrages, etc) ; les retraits, les transferts et les possibilités de traitement des eaux usées ; les exigences des écosystèmes; les demandes en eau et la génération de pollution. Le modèle est conçu en plusieurs étapes : la *définition de l'étude* qui identifie la période de simulation, les limites spatiales, les composantes du système et la configuration du problème.

L'état actuel, qui est défini comme une étape de calage dans l'élaboration d'une application, fournit une vue instantanée de la demande en eau actuelle, de la charge de pollution, des fournitures et des ressources pour le système.

Les hypothèses de base sont construites dans cet *état actuel* pour représenter les politiques, les coûts et les facteurs qui affectent la demande, la pollution, la fourniture et l'hydrologie.

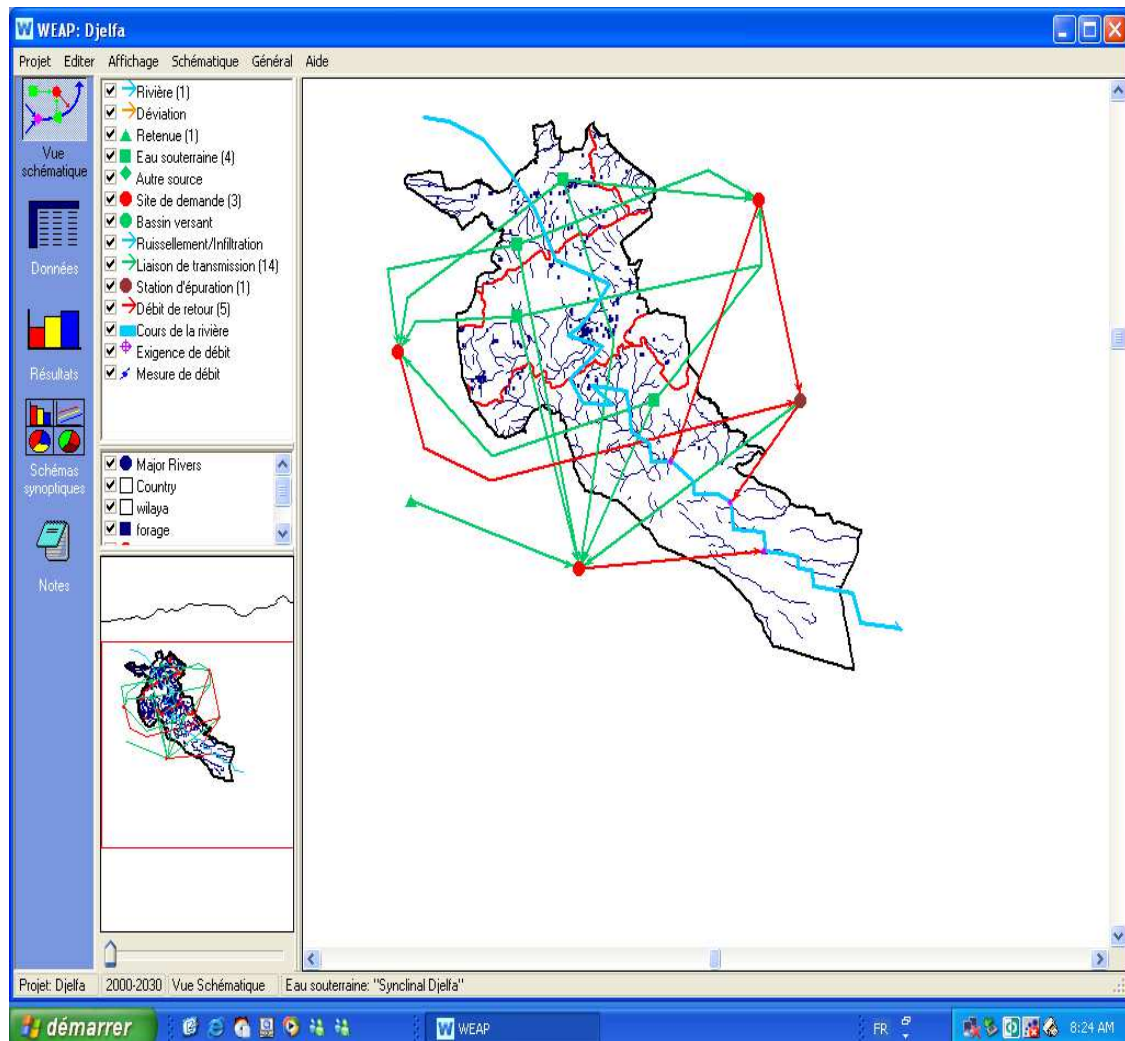
Les scénarios sont construits sur la base de l'état actuel. Ils permettent d'explorer les impacts d'hypothèses alternatives ou des politiques sur la disponibilité et l'usage de l'eau dans le futur. Les scénarios sont *évalués* à l'égard de la disponibilité de l'eau en comparaison avec les objectifs économiques et environnementaux.

I.5.2. Structure du modèle

Le modèle consiste en 3 vues principales : Schéma, Données, Résultats et 2 vues de mise en page : Schémas Synoptiques et notes.

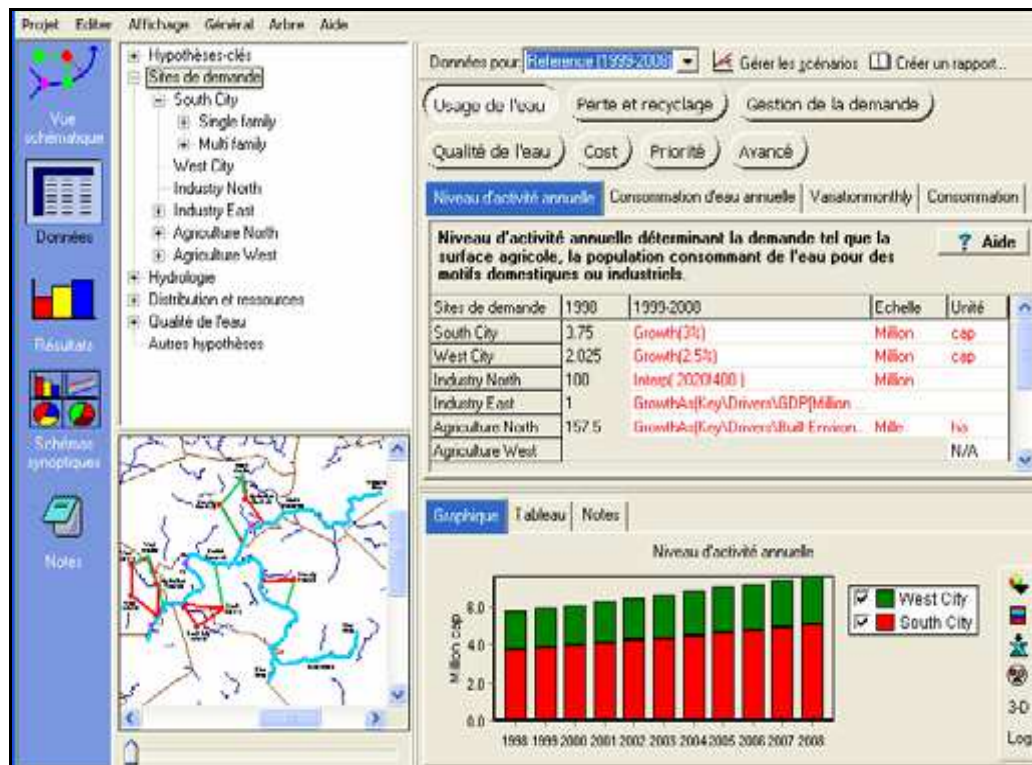
Schéma

Cette vue contient des outils basés sur les systèmes d'information géographiques (SIG) pour une configuration aisée du système. Les objets (demandes, retenues, etc.) sont créés et placés dans le système. Des fichiers image (raster) ou vecteur obtenus par d'autres outils SIG (ArcView, MapInfo) peuvent être ajoutés au schéma comme arrière plan. Les fichiers doivent cependant être transformés auparavant en *shapefile* pour être lus par le logiciel.



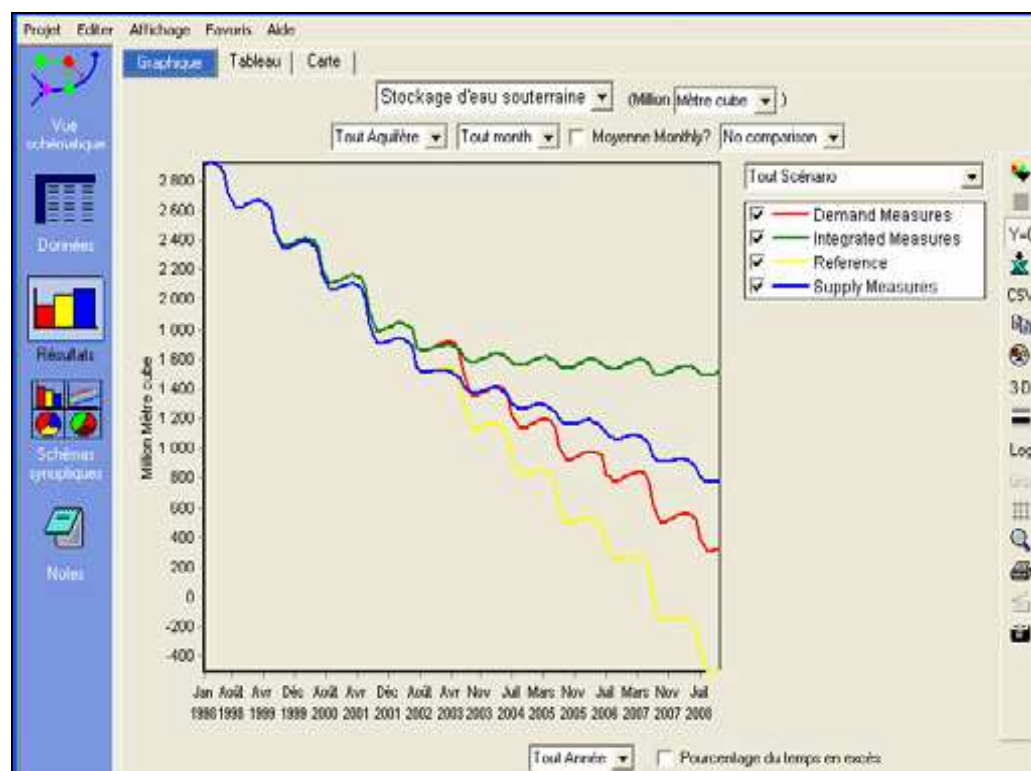
Données

Cette vue permet de créer des variables et des relations, entrer des hypothèses et des projections utilisant des expressions mathématiques.



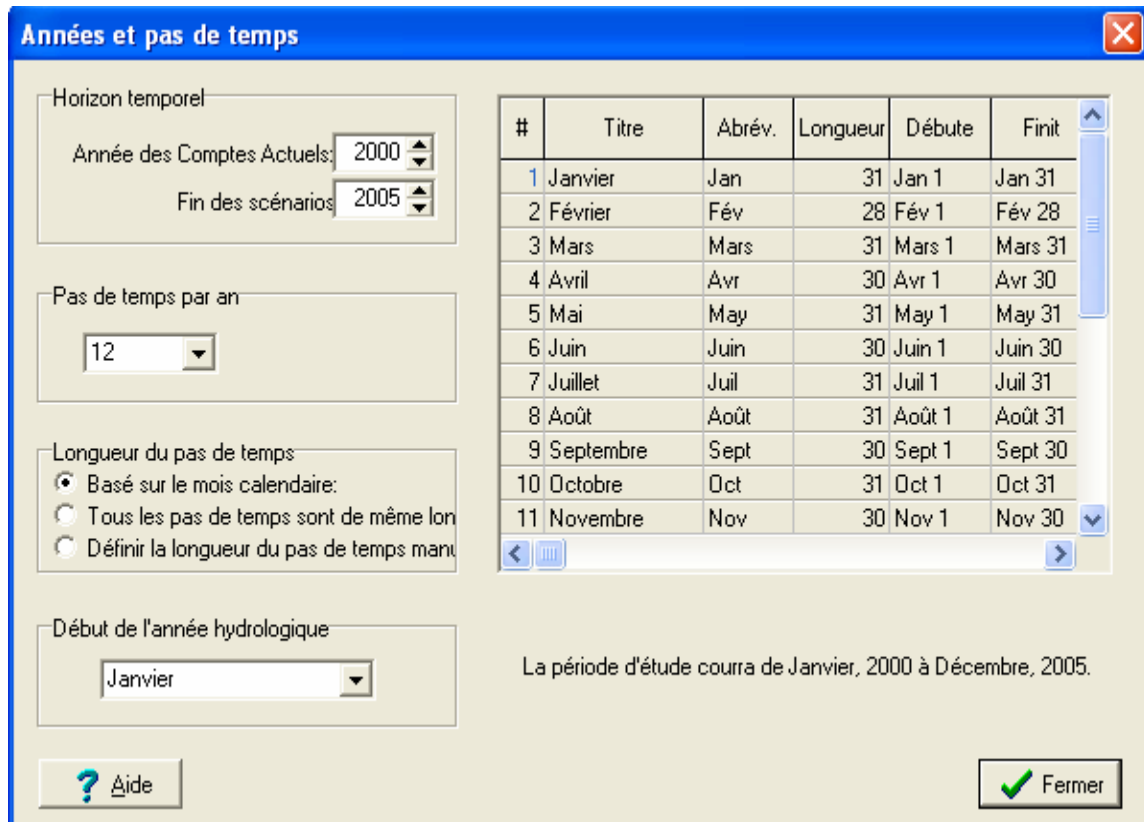
Résultats

La vue résultats permet un affichage détaillé et flexible des sorties du modèle dans des graphiques et des tableaux et dans le schéma.



Paramètres généraux

L'année 2000 est modélisée avec 12 pas de temps par année, basé sur des années calendaires. Les unités sont les unités SI par défaut et la période de simulation est celle de 2000-2030.



#	Titre	Abrév.	Longueur	Débute	Finit
1	Janvier	Jan	31	Jan 1	Jan 31
2	Février	Fév	28	Fév 1	Fév 28
3	Mars	Mars	31	Mars 1	Mars 31
4	Avril	Avr	30	Avr 1	Avr 30
5	Mai	May	31	May 1	May 31
6	Juin	Juin	30	Juin 1	Juin 30
7	Juillet	Juil	31	Juil 1	Juil 31
8	Août	Août	31	Août 1	Août 31
9	Septembre	Sept	30	Sept 1	Sept 30
10	Octobre	Oct	31	Oct 1	Oct 31
11	Novembre	Nov	30	Nov 1	Nov 30

I.5.3. Paramétrage du projet

Les données de base ont servi à implémenter le programme informatique qui consiste à faire des projections à l'horizon 2010, 2020 et 2030 pour les différents utilisateurs que sont la population, l'agriculture et l'industrie. Ainsi, chaque utilisateur a de multiples scénarios que l'on pourrait multiplier en fonction des objectifs définis. Les sites de demande : Population, Agriculture, Industrie avec leurs données de base.

Les ressources hydriques (de surface, souterraines, retenues, etc.) avec leurs données de base.

Les différentes relations entre ces deux entités (utilisateurs et ressources).

Les unités de traitement des eaux usées (capacité et relations avec les éléments précédents).

Toutes les cartes portant sur les ressources en eau (nappes, réseau hydrographique, bassins versants), les potentialités ont été digitalisées.

La projection pour les utilisateurs a porté sur :

Ces calculs ont été tirés de la formule suivante :

$$Y = Y_i (1 + a_i)^n$$

Avec

Y : Besoins en eau actuel (m³/ha/an).

Y_i : Population à l'année de base (état actuel).

a_i : Taux d'accroissement.

n : Nombre d'années comptés à partir de l'année de base.

Les taux de pertes sont maintenus à 25% durant la période 2001-2030.

Le modèle est construit sur la base des données suivantes :

L'état actuel est défini par l'année 2000 qui représente l'année de base du modèle et tout le système d'information (données de la demande et de la distribution) est introduit dans *l'état actuel*. Ce dernier est un ensemble de données à partir duquel les scénarios sont construits. Les sites de demande (population, agriculture, industrie) sont ensuite connectés par une liaison de transmission aux sources d'alimentation en eau : nappes, retenues colinéaires, barrages, rivières. Une station d'épuration est également indiquée et reliée au site population. Les pourcentages de débits de retour des trois sites sont également indiqués. Une préférence de fourniture de la ressource eau permet de définir quelle est la source qui doit être utilisée en priorité pour satisfaire le site de demande. Le modèle va satisfaire toutes les demandes avec des sources dont les niveaux de préférence sont les plus élevés. Les sources avec des niveaux de préférence bas sont utilisées uniquement lorsque les sources avec haut niveau de préférence sont épuisées.

I.5.3.1. Le recyclage

Une évolution du pourcentage a été initiée :

Tableau 22 : Evolution du recyclage en fonction des années.

Années					
2000	2010	2015	2020	2025	2030
0%	10%	15%	20%	25%	30%

Il s'agit d'une projection « objective » du taux de recyclage basé sur la réalité du terrain ; en effet, ces pourcentages concernent l'ensemble des eaux usées de la wilaya et non pas le chef lieu uniquement.

Les scénarios explorent les changements possibles du système dans les années futures, après l'année de l'état actuel. Un scénario par défaut, *le scénario de référence* projette les données de l'état actuel pour toute la période du projet (ici 2000 à 2030) et sert comme point de comparaison pour les autres scénarios dans

lesquels des changements des données du système peuvent être réalisés. Il est établi à partir des comptes actuels pour simuler la même évolution du système sans intervention (scénario nul ou faible).

I.5.3.2. Les hypothèses clés (créées sous la rubrique états actuels)

Quatre (4) hypothèses principales sont créées :

- Besoins en eau domestique.
- Besoins en eau d'irrigation.
- Besoins en eau pour l'industrie.
- Taux de croissance de la population.
- Variation domestique.

Cette dernière est générée par une expression mathématique qui traduit la consommation mensuelle de la population.

A titre d'exemple, le niveau d'état actuel ou population dans le cas du paramètre population est généré par l'utilisation de la fonction Built-in traduite par :

GrowthFrom (2,8%, 1998,686358)

Avec

- Taux de croissance = 2,8%
- Année de recensement : 1998
- Population de 1998 = 686358

Les hypothèses de référence pour les hypothèses clés créées sous le site de demande

I.5.3.3. Création du scénario "Méthode de l'année hydrologique"

Le but de cette méthode est de définir différents régimes climatiques (très sec, sec, humide, très humide, normale...) et de comparer avec une année normale en donnant une valeur entre 0,7 à 1,45 à chaque type de climat.

Scénario pour la méthode de l'année hydrologique

L'année hydrologique permet de représenter les variations climatiques comme la pluviométrie et la recharge de la nappe. Son but est d'évaluer l'impact de la variation climatique sur les ressources en eau (précipitations, écoulements, recharges des nappes souterraines...) en rapport avec les besoins de l'utilisateur.

Le modèle est paramétré en fonction d'un certain nombre de chiffres correspondants au type de l'année :

Tableau 23 : Paramétrage du climat.

Types de l'année	Chiffre correspondant
Très sec	0,7
Sec	0,8
Normal	1
Humide	1,30

Très humide	1,45
-------------	------

I.5.3.4. Définition des types de climat

Les régimes climatiques sont définis par comparaison à une année normale à qui il est attribué la valeur 1. Les années sèches ont une valeur inférieure à 1 et les années très humides ont une valeur supérieure à 1.

- Séquence de l'année hydrologique

L'année sèche est définie comme une année revenant cycliquement tous les 5 ans.

L'année très sèche est définie comme une année revenant cycliquement tous les 10 ans. Les sécheresses sévissent depuis 1970. L'évolution de cette chronologie peut être la suivante :

2000 : normal	2001 : sec	2002 : sec	2003: normal
2004 : humide	2005 : sec	2006 : normal	2007 : sec
2008 : sec	2009 : humide	2010 : très sec	2011 : sec
2012 : très sec	2013 : sec	2014 : sec	2015 : sec
2016 : normal	2017 : sec	2018 : normal	2019 : humide
2020 : très sec	2021 : normal	2022 : sec	2023 : sec
2024 : très sec	2025 : sec	2026 : normal	2027 : sec
2028 : normal	2029 : normal	2030 : très sec	

Pour l'approvisionnement en eau destinée à l'irrigation à partir de la station d'épuration (STEP), on a pris une moyenne de 10Hm³/an projetée sur 2010 en attendant la mise en place effective de la STEP et la connaissance du taux réel d'épuration.

Retenues (retenus colinéaires)

Capacité totale : 10Hm³/an.

Entrée en fonction : 2010.

I.5.4. Données de base : 2000

I.5.4.1. Population

- Taux d'accroissement annuel de la population : 2,8%.
- Population : 725332 habitants.
- Dotation : 49,275 m³/an par personne.
- Pertes tous secteurs : 50%.
- Consommation : 20%.
- Débit de retour : 80%.

I.5.4.2. Agriculture

- Surface (2000) : 12140 ha.
- Dose d'irrigation : 3847m³/ha/an.

-Consommation : 20%.

-Débit de retour : 80%.

I.5.4.3. Industrie

- Unités de production existante (2000) : 40.

- Dotation par unité : 86000 m³.

- Consommation : 20%.

- Débit de retour : 80%.

Scénarios

La modélisation des scénarios passe par trois étapes : En premier lieu est choisie l'année devant servir comme année de base pour le modèle *comptes actuels* ; ces derniers sont définis par les données qui sont introduites dans le système.

Un scénario de référence "référence" est établi à partir des comptes actuels pour simuler la même évolution du système sans intervention.

Des scénarios sont ensuite créés pour changer le scénario *référence* et évaluer les changements projetés en fonction des politiques et/ou des technologies.

Tableau 24 : Synthèse des scénarios

Période	2000-2010			2010-2020			2020-2030		
	ST	SM	SE	ST	SM	SE	ST	SM	SE
Surface (ha/an)	50	100	150	100	150	200	150	200	250
Dose d'irrigation m ³ /ha/an	10	15	20	10	15	20	10	15	20

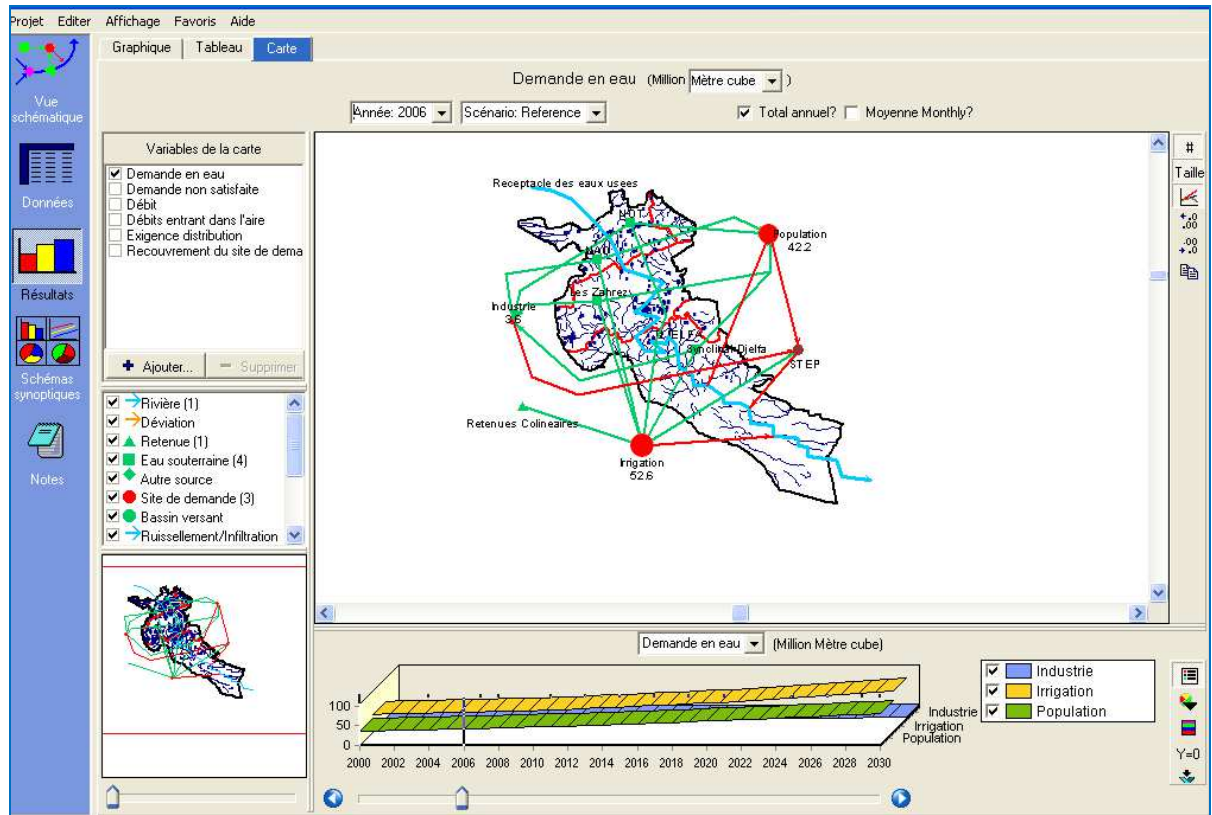
L'année des comptes actuels : 2000

Fin des scénarios : 2030

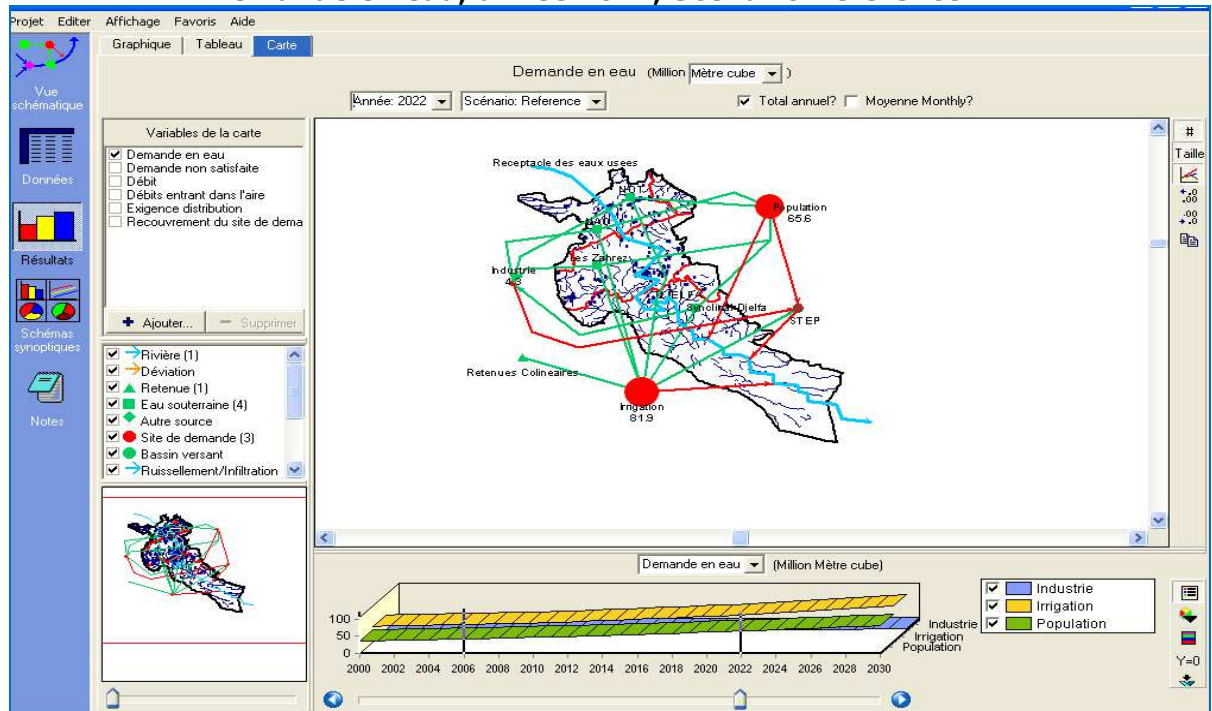
I.5.5. Résultats

Vue

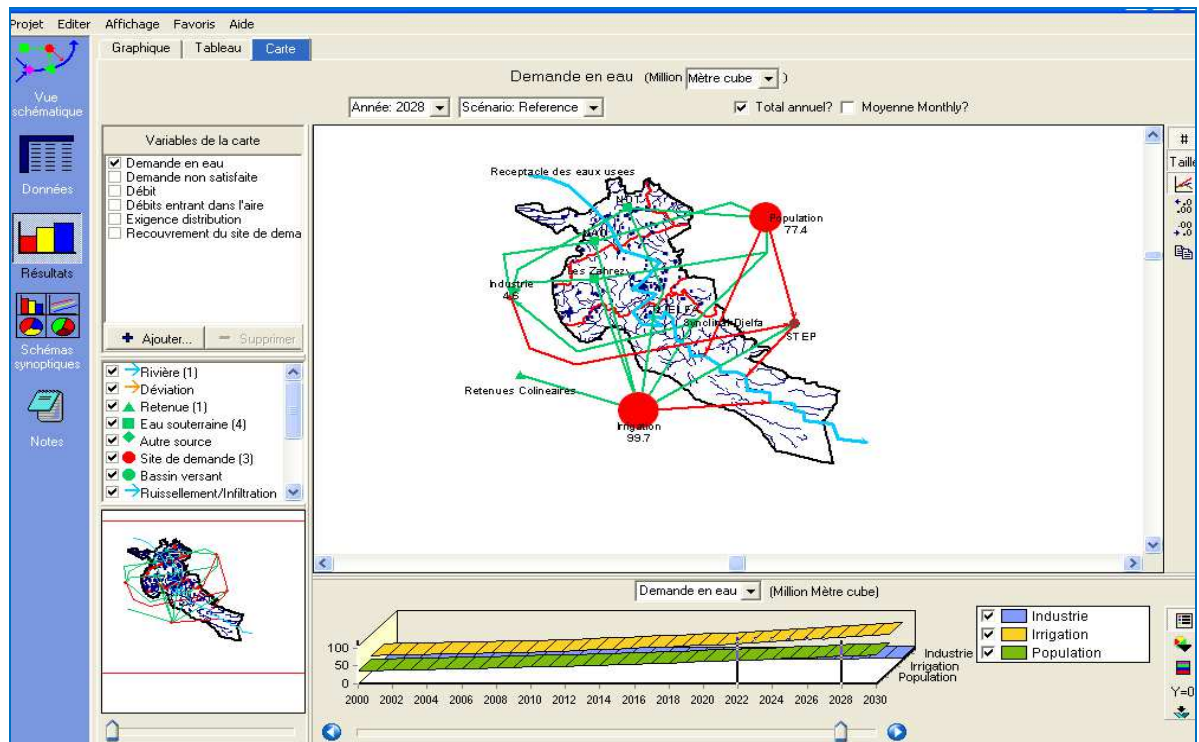
Demande en eau, année 2006, Scénario Référence



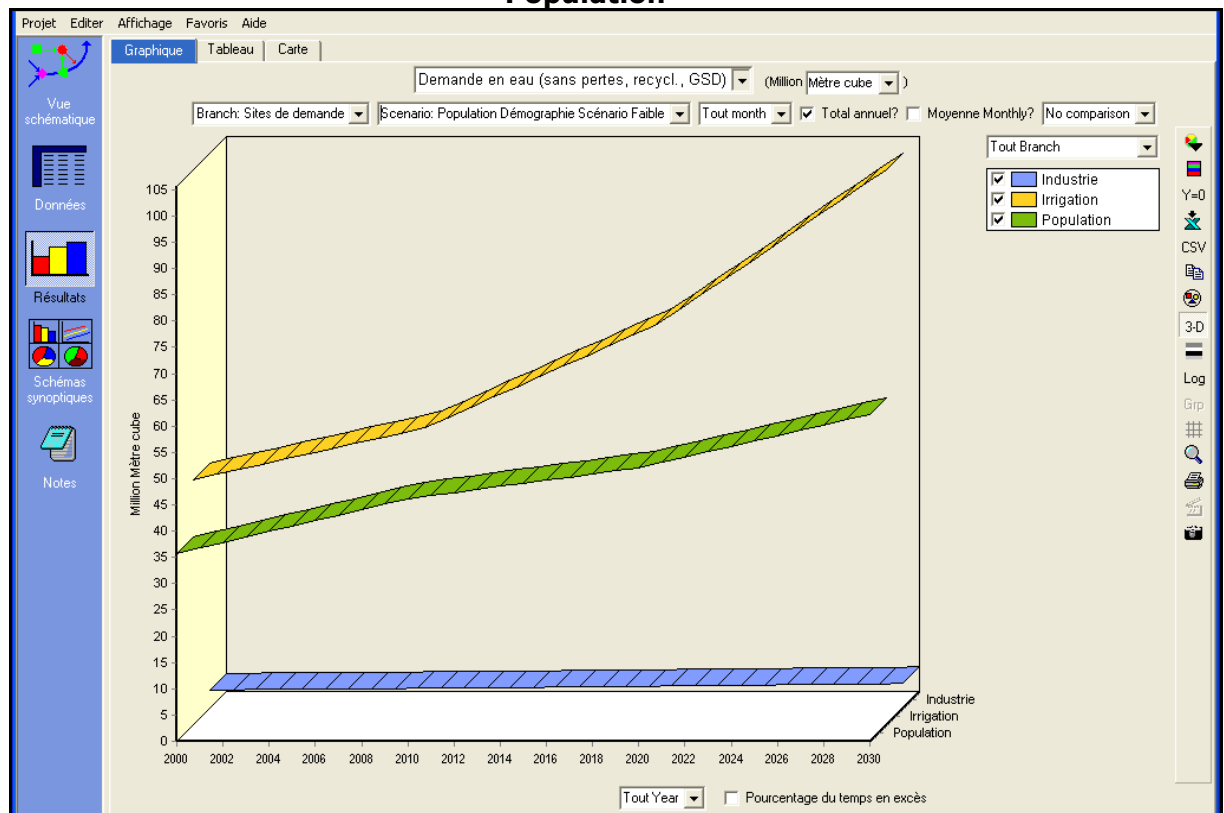
Demande en eau, année 2022, Scénario Référence



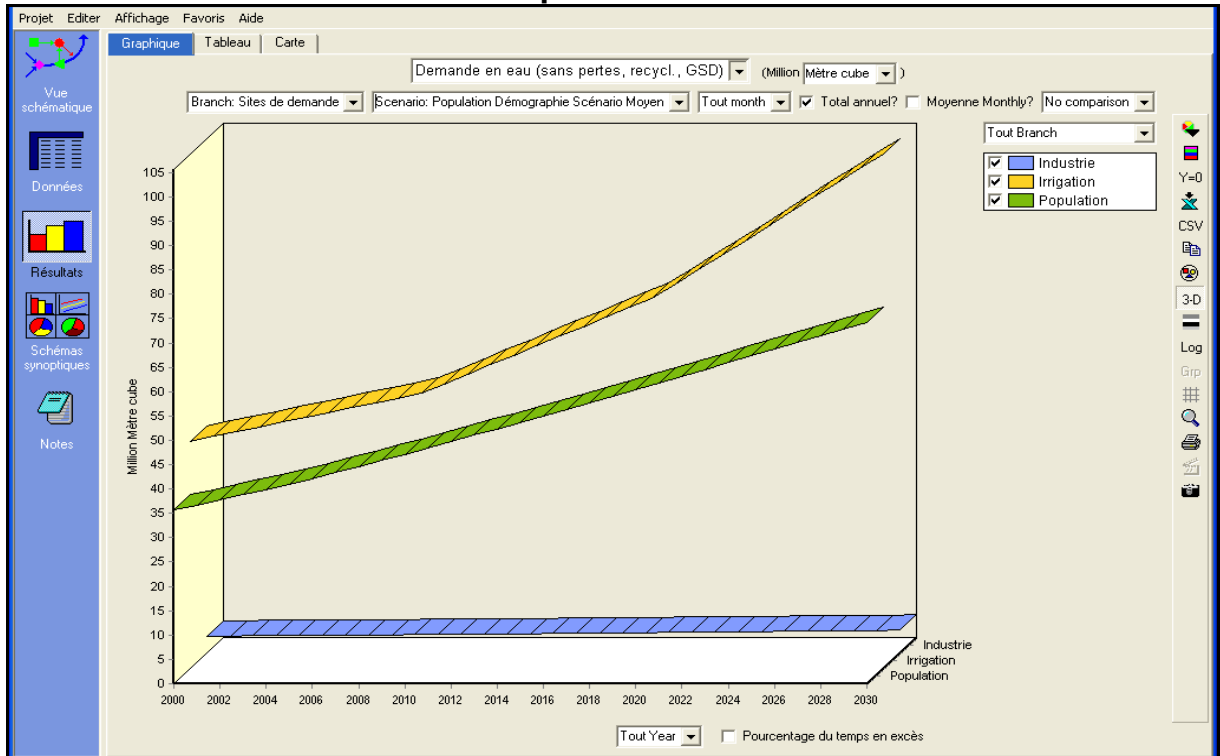
Demande en eau, année 2028, Scénario Référence



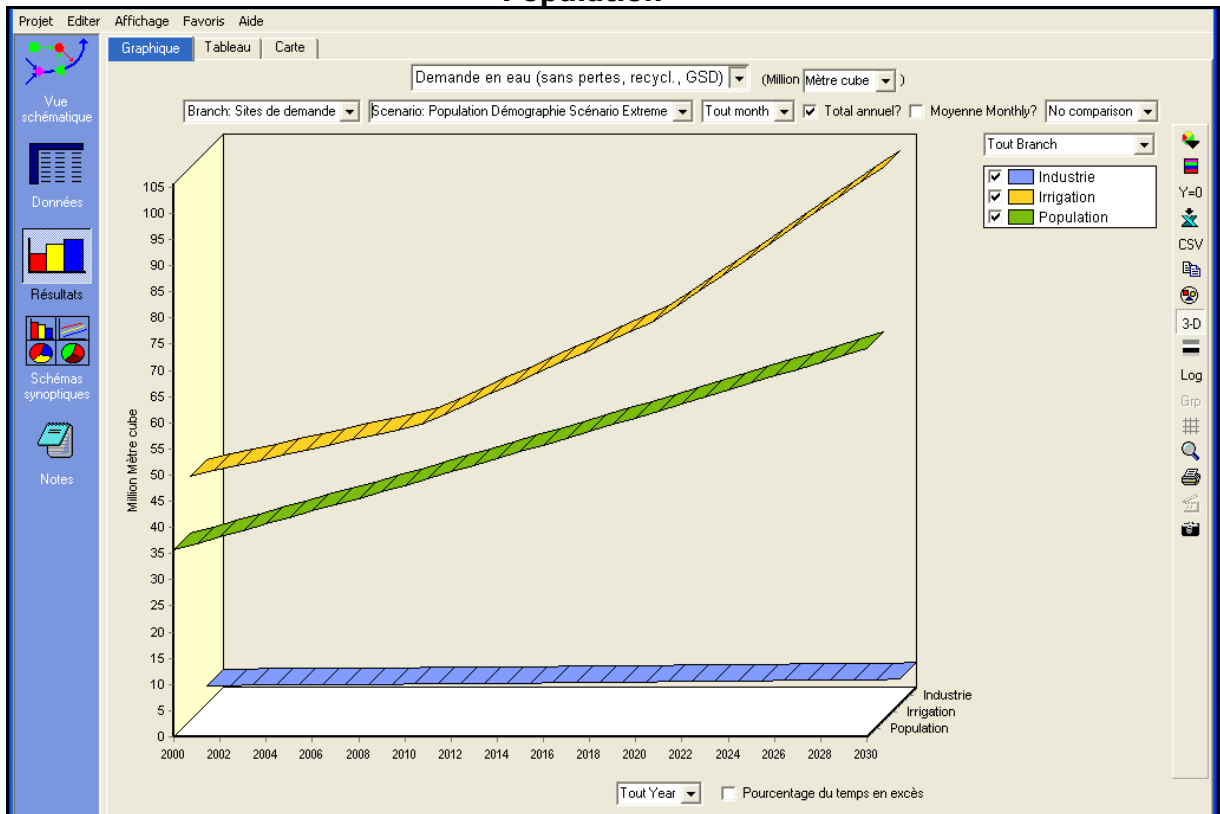
I.5.5.1. Demande en eau en fonction des scénarios Demande en eau- Scénario Faible Population



Demande en eau- Scénario Moyen Population



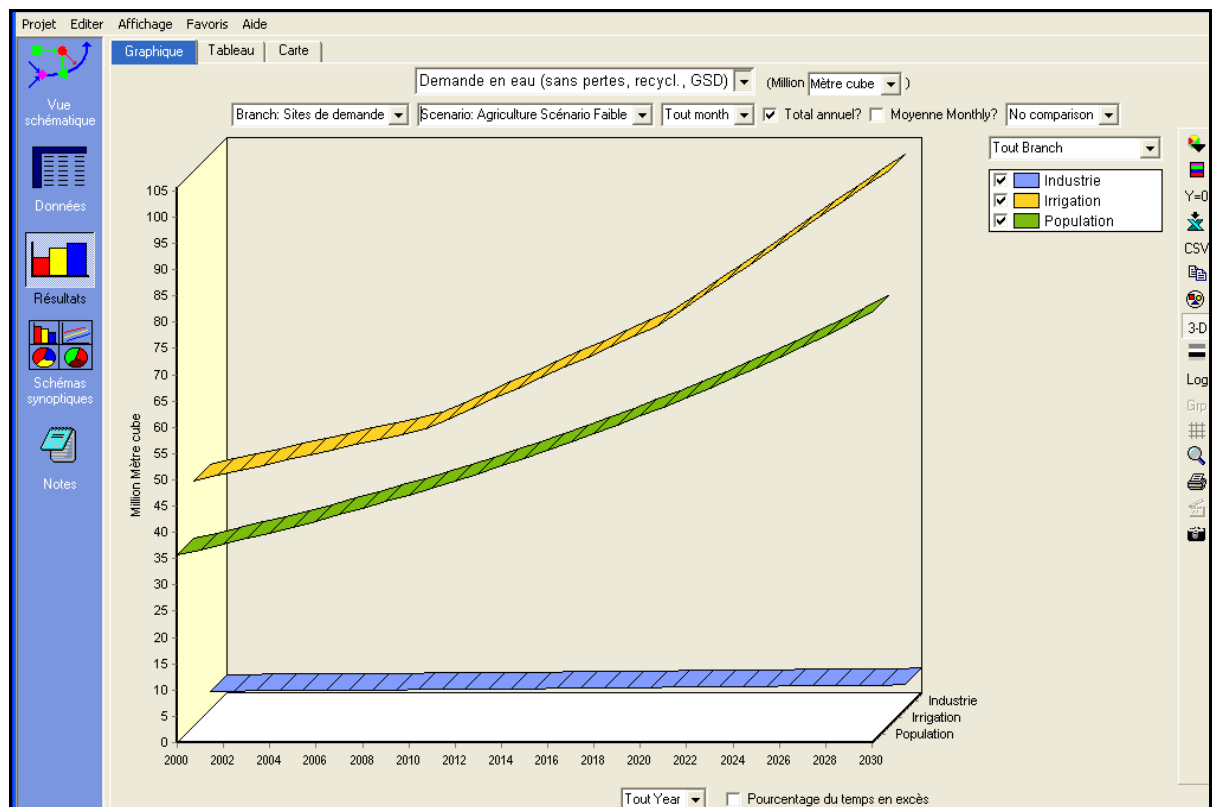
Demande en eau- Scénario Extrême Population



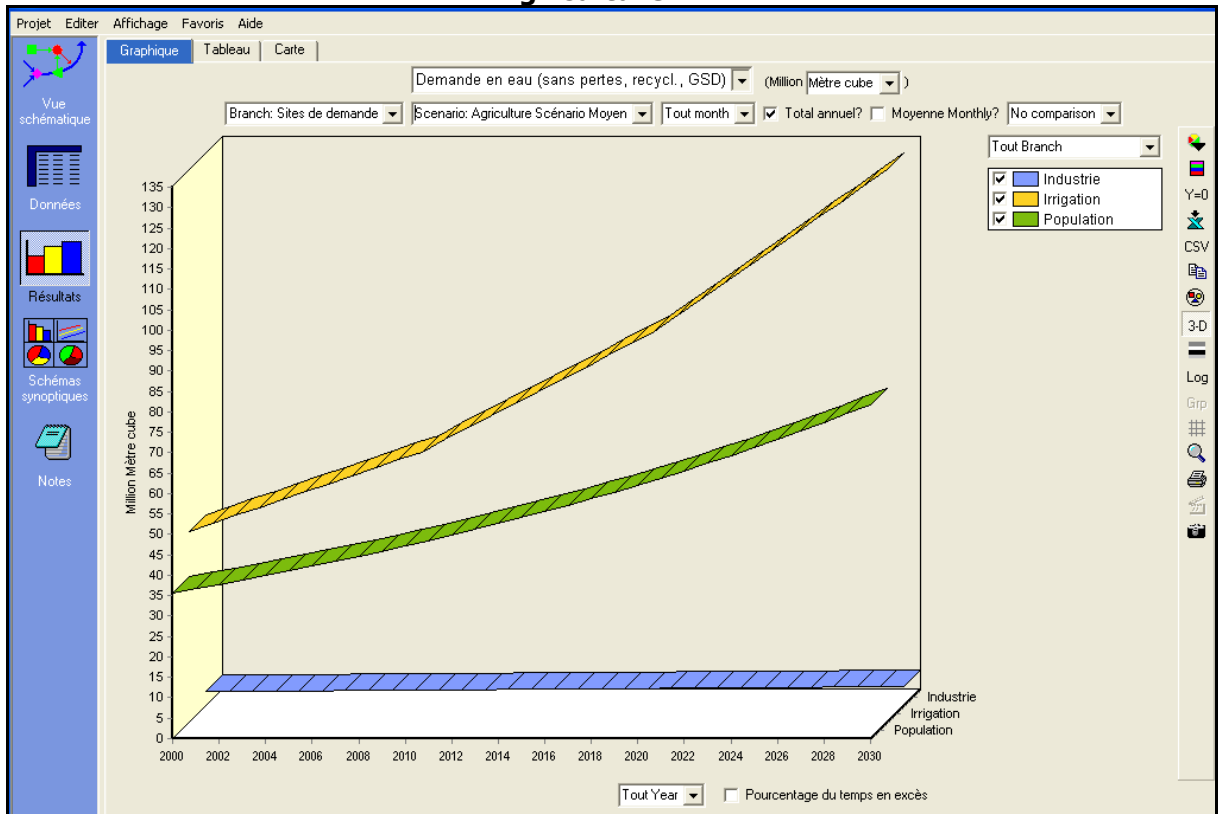
Récapitulatif Population

Scénarios	2000	2010	2020	2030
Faible	35,7	46,2	52,1	62,2
Moyen	35,7	47,1	60,4	74,3
Extrême	35,7	48	60,9	74,2

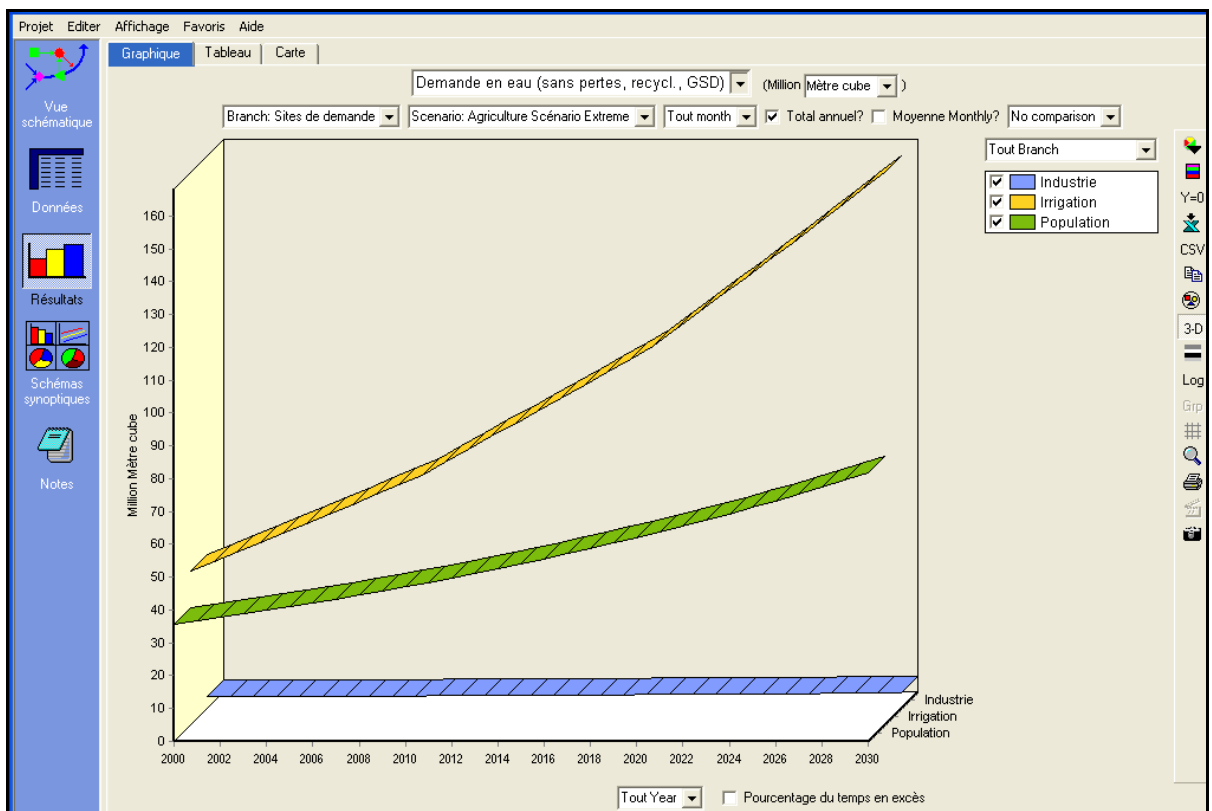
Demande en eau- Scénario Faible Agriculture



Demande en eau- Scénario Moyen Agriculture



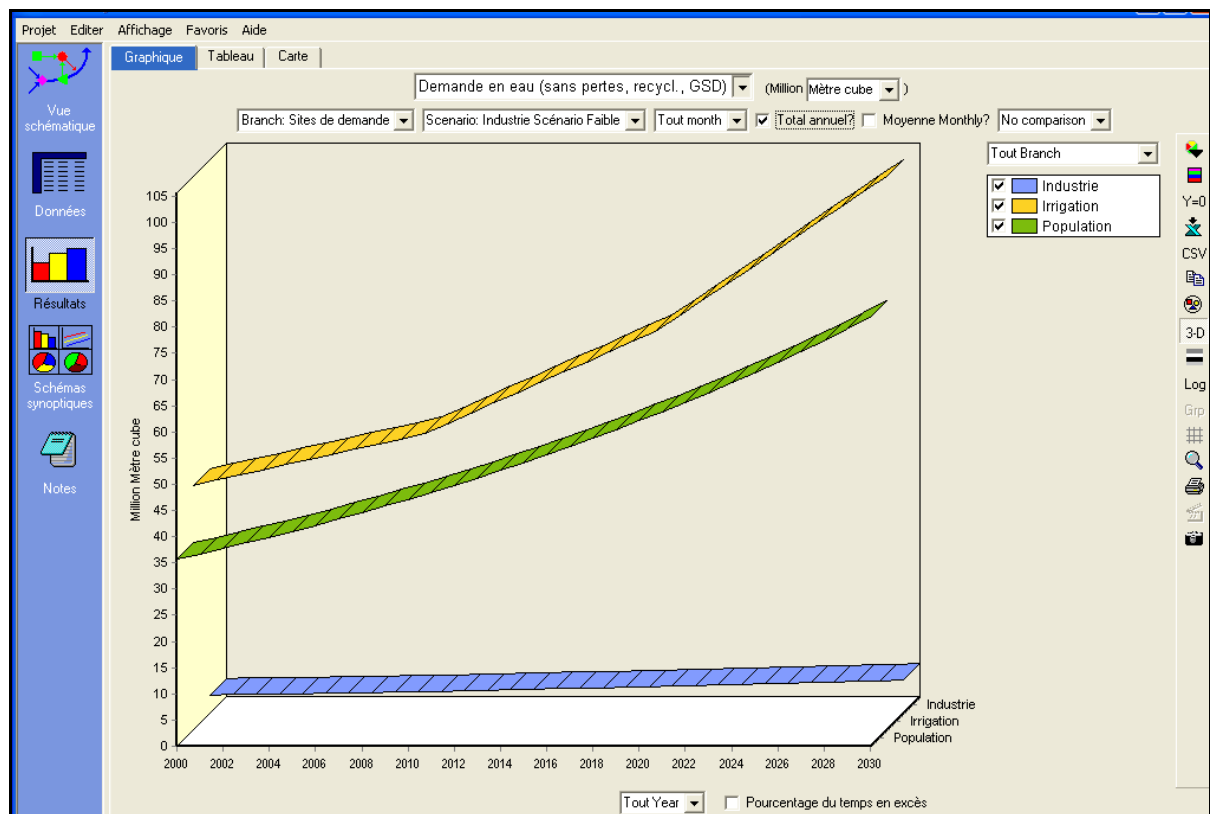
Demande en eau- Scénario Extrême Agriculture



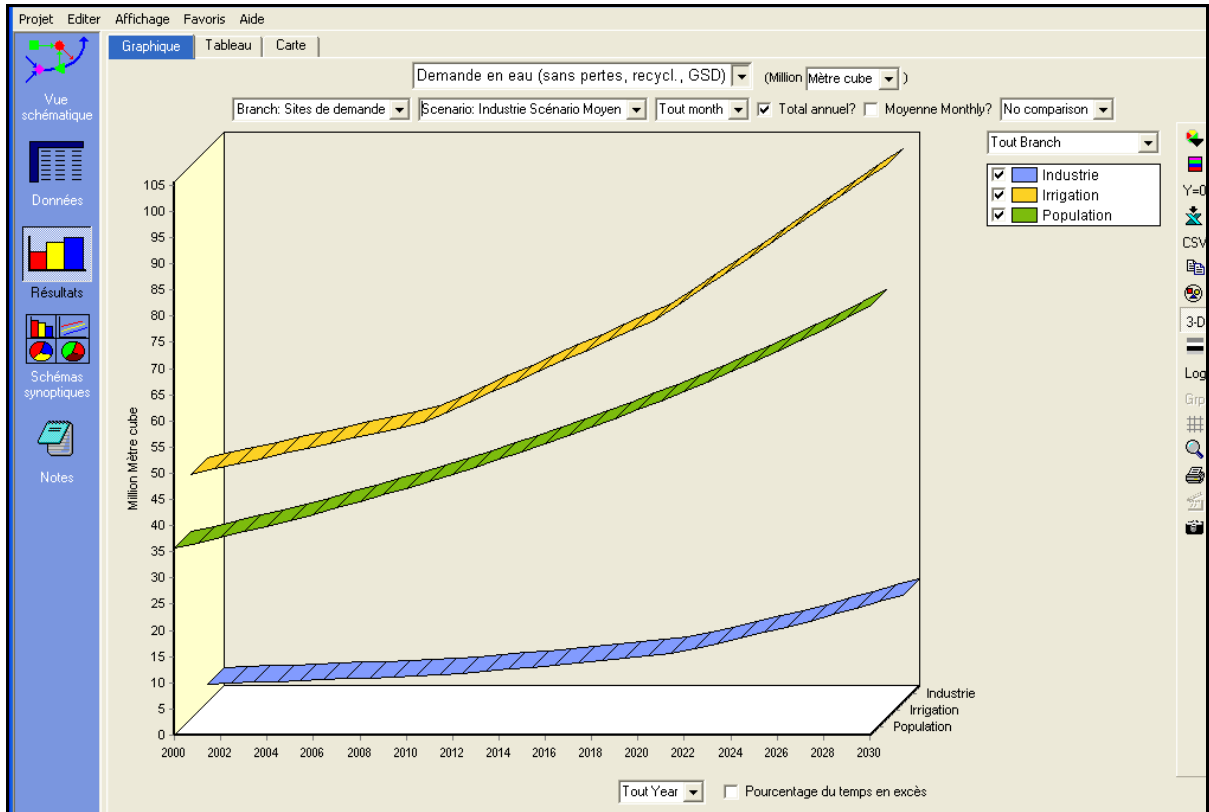
Récapitulation Agriculture

Scénarios	2000	2010	2020	2030
Faible	46,7	56,5	76	105,6
Moyen	46,7	66,2	95,7	135,3
Extrême	46,7	75,9	115,4	168,2

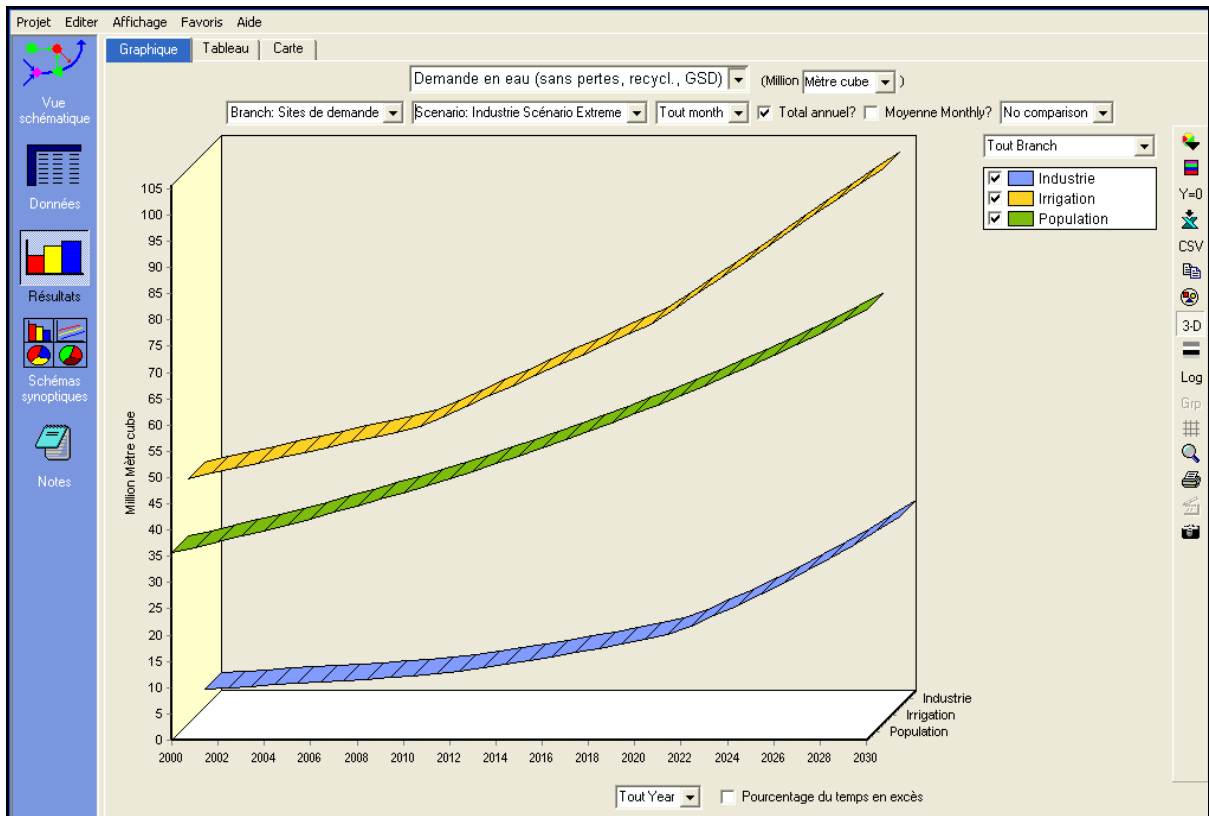
Demande en eau- Scénario Faible Industrie



Demande en eau- Scénario Moyen Industrie



Demande en eau- Scénario Extrême Industrie



Récapitulation Industrie

Scénarios	2000	2010	2020	2030
Faible	3,4	4,2	5,1	6,3
Moyen	3,4	5,1	9,3	20,4
Extrême	3,4	6,2	13,7	36,2

I.5.5.2. Demande en eau totale (Hm³/an)

Tableau 25 : Demande en eau totale : population + agriculture + industrie /REV (Hm³/an).

2000

REV	AEP	AGRI	CHEPTEL	INDUSTRIE	TOTAL
1	7,45	22,87	1,36	0,95	32,63
2	5,7	1,20	1,6	0,28	08,78
3	11,22	5,92	3,97	0,89	22,00
4	4,17	3,61	2,13	0,56	10,47
5	7,2	2,82	1,22	0,76	12,00
TOTAL	35,74	36,42	10,28	3,44	85,88

2010

Hm ³ 2010 FAIBLE/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	46,2	56,5	4,2	106,9
Hm ³ 2010 FAIBLE/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	46,2	56,5	5,1	107,8
Hm ³ 2010 FAIBLE/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	46,2	56,5	6,2	108,9
Hm ³ 2010 FAIBLE/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	46,2	66,2	4,2	116,6
Hm ³ 2010 FAIBLE/MOYEN/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	46,2	66,2	5,1	117,5
Hm ³ 2010 FAIBLE MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	46,2	66,2	6,2	118,6
Hm ³ 2010 FAIBLE/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	46,2	75,9	4,2	126,3
Hm ³ 2010 FAIBLE/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL

TOTAL	46,2	75,9	5,1	127,2
Hm ³ 2010 FAIBLE/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	46,2	75,9	6,2	128,3
Hm ³ 2010 MOYEN/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	56,5	4,2	107,8
Hm ³ 2010 MOYEN/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	56,5	5,1	108,7
Hm ³ 2010 MOYEN/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	56,5	6,2	109,8
Hm ³ 2010 MOYEN/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	66,2	4,2	117,5
Hm ³ 2010 MOYEN/MOYEN/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	66,2	5,1	118,4
Hm ³ 2010 MOYEN/MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	66,2	6,2	119,5
Hm ³ 2010 MOYEN/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	75,9	4,2	127,2
Hm ³ 2010 MOYEN/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	75,9	5,1	128,1
Hm ³ 2010 MOYEN/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	47,1	75,9	6,2	129,2
Hm ³ 2010 EXTREME/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	56,5	4,2	108,7
Hm ³ 2010 EXTREME/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	56,5	5,1	109,6
Hm ³ 2010 EXTREME/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	56,5	6,2	110,7
Hm ³ 2010 EXTREME/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	66,2	4,2	118,4
Hm ³ 2010 EXTREME/MOYEN/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	66,2	5,1	119,3
Hm ³ 2010 EXTREME/MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	66,2	6,2	120,4
Hm ³ 2010 EXTREME/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	75,9	4,2	128,1

Hm ³ 2010 EXTREME/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	75,9	5,1	129
Hm ³ 2010 EXTREME/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	48	75,9	6,2	130,1

2020

Hm ³ 2020 FAIBLE/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	76	5,1	133,2
Hm ³ 2020 FAIBLE/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	76	9,3	137,4
Hm ³ 2020 FAIBLE/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	76	13,7	141,8
Hm ³ 2020 FAIBLE/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	95,7	5,1	152,9
Hm ³ 2020 FAIBLE/MOYEN/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	95,7	9,3	157,1
Hm ³ 2020 FAIBLE MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	95,7	13,7	161,5
Hm ³ 2020 FAIBLE/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	115,4	5,1	172,6
Hm ³ 2020 FAIBLE/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	115,4	9,3	176,8
Hm ³ 2020 FAIBLE/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	52,1	115,4	13,7	181,2
Hm ³ 2020 MOYEN/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,4	76	5,1	141,5
Hm ³ 2020 MOYEN/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,4	76	9,3	145,7
Hm ³ 2020 MOYEN/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,4	76	13,7	150,1
Hm ³ 2020 MOYEN/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,4	95,7	5,1	161,2
Hm ³ 2020 MOYEN/MOYEN/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,4	95,7	9,3	165,4
Hm ³ 2020 MOYEN/MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL

TOTAL	60,4	95,7	13,7	169,8
Hm ³ 2020 MOYEN/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,4	115,4	5,1	180,9
Hm ³ 2020 MOYEN/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,4	115,4	9,3	185,1
Hm ³ 2020 MOYEN/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,4	115,4	13,7	189,5
Hm ³ 2020 EXTREME/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	76	5,1	142
Hm ³ 2020 EXTREME/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	76	9,3	146,2
Hm ³ 2020 EXTREME/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	76	13,7	150,6
Hm ³ 2020 EXTREME/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	95,7	5,1	161,7
Hm ³ 2020 EXTREME/MOYEN/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	95,7	9,3	165,9
Hm ³ 2020 EXTREME/MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	95,7	13,7	170,3
Hm ³ 2020 EXTREME/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	115,4	5,1	181,4
Hm ³ 2020 EXTREME/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	115,4	9,3	185,6
Hm ³ 2020 EXTREME/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	INDUSTRIE	TOTAL
TOTAL	60,9	115,4	13,7	190

2030

Hm ³ 2030 FAIBLE/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	62,2	105,6	6,3	174,1
Hm ³ 2030 FAIBLE/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	62,2	105,6	20,4	188,2
Hm ³ 2030 FAIBLE/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	62,2	105,6	36,2	204
Hm ³ 2030 FAIBLE/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	62,2	135,3	6,3	203,8
Hm ³ 2030 FAIBLE/MOYEN /MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL

TOTAL	62,2	135,3	20,4	217,9
Hm ³ 2030 FAIBLE/MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	62,2	135,3	36,2	233,7
Hm ³ 2030 FAIBLE/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	62,2	168,2	6,3	236,7
Hm ³ 2030 FAIBLE/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	62,2	168,2	20,4	250,8
Hm ³ 2030 FAIBLE/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	62,2	168,2	36,2	266,6
Hm ³ 2030 MOYEN/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	105,6	6,3	186,2
Hm ³ 2030 MOYEN/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	1056,6	20,4	200,3
Hm ³ 2030 MOYEN/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	105,6	36,2	216,1
Hm ³ 2030 MOYEN/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	135,3	6,3	215,9
Hm ³ 2030 MOYEN/MOYEN/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	135,3	20,4	230
Hm ³ 2030 MOYEN/MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	135,3	36,2	245,9
Hm ³ 2030 MOYEN/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	168,2	6,3	248,8
Hm ³ 2030 MOYEN/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	168,2	20,4	262,9
Hm ³ 2030 MOYEN/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,3	168,2	36,2	278,7
Hm ³ 2030 EXTREME/FAIBLE/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	105,6	6,3	186,1
Hm ³ 2030 EXTREME/FAIBLE/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	105,6	20,4	200,2
Hm ³ 2030 EXTREME/FAIBLE/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	105,6	36,2	216
Hm ³ 2030 EXTREME/MOYEN/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	135,3	6,3	215,8
Hm ³ 2030 EXTREME/MOYEN/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	135,3	20,4	229,9

Hm ³ 2030 EXTREME/MOYEN/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	135,3	36,2	245,7
Hm ³ 2030 EXTREME/EXTREME/FAIBLE				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	168,2	6,3	248,7
Hm ³ 2030 EXTREME/EXTREME/MOYEN				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	168,2	20,4	262,8
Hm ³ 2030 EXTREME/EXTREME/EXTREME				
Wilaya	AEP	AGRI	Industrie	TOTAL
TOTAL	74,2	168,2	36,2	278,6

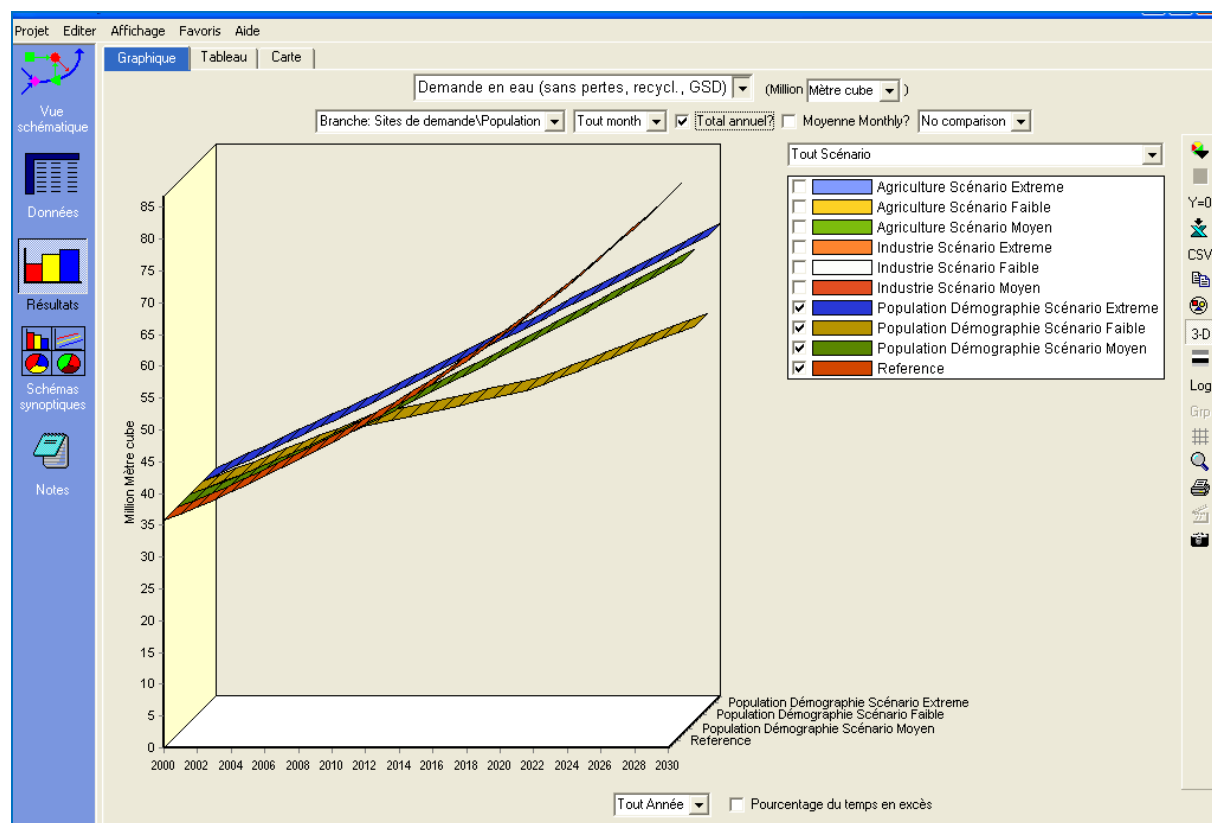
Le tableau suivant récapitule certaines valeurs moyennes des trois scénarios comme exemple d'illustration des tendances futures :

Tableau 26 : Tendances moyennes des trois utilisateurs.

Scénarios	2000	2010	2020	2030
Faible	85,88	106,9	133,2	174,1
Moyen		118,4	165,4	230
Extrême		130,1	190	278,6

Ces valeurs montrent clairement que même en espérant recueillir le maximum d'eau mobilisable, la quantité restera toujours en deçà de l'évolution de la demande globale et il faudra immanquablement se tourner vers d'autres ressources à même de combler le déficit. Le choix peut se résumer en deux variantes : soit réaliser des transferts d'eau d'autres régions du pays, option déjà mise en œuvre mais qui demande énormément de moyens financiers et qui ne va pas solutionner entièrement le problème de la pénurie d'eau en particulier pour l'agriculture compte tenu de la composition de ces eaux ; soit opter pour la stratégie de l'utilisation de ressources non conventionnelles et dont les eaux usées traitées constituent le segment le plus prometteur.

Comparaison entre les scénarios relatifs à la variation du taux de croissance de la démographie et le scénario de référence Demande en eau sans pertes, recyclage en Hm³ par an

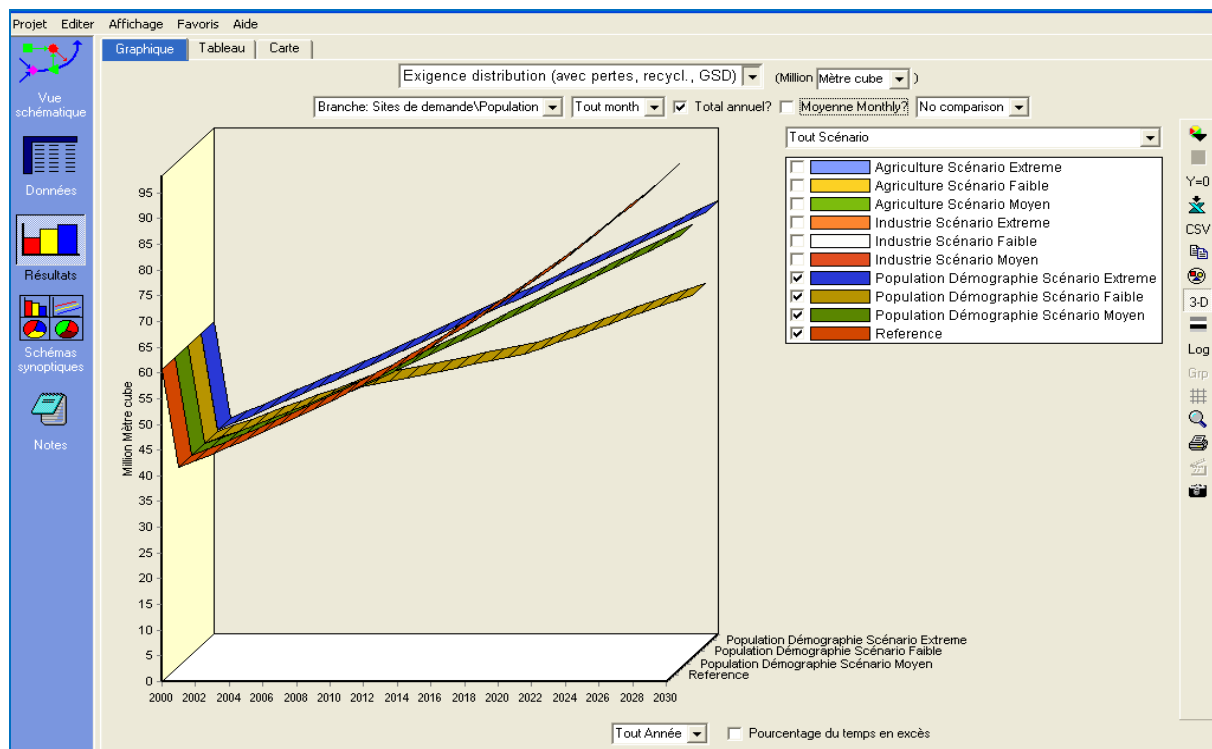


Demande en eau sans pertes, recyclage en m³ par an

Année	Population Démographie Scénario Extrême	Population Démographie Scénario Faible	Population Démographie Scénario Moyen	Référence
2000	35740742	35740742	35740742	35740742
2001	36969926	36786618	36741483	36812964
2002	38199109	37832494	37770244	37917353
2003	39428293	38878370	38827811	39054874
2004	40657477	39924245	39914990	40226520
2005	41886661	40970121	41032609	41433315
2006	43115845	42015997	42181522	42676315
2007	44345029	43061873	43362605	43956604
2008	45574212	44107749	44576758	45275302
2009	46803396	45153625	45824907	46633562
2010	48032580	46199501	47108005	48032568
2011	49318175	46784809	48403475	49473545
2012	50603769	47370117	49710369	50957752
2013	51889364	47955425	51027693	52486484
2014	53174959	48540734	52354413	54061079
2015	54460553	49126042	53689451	55682911
2016	55746148	49711350	55031687	57353399
2017	57031742	50296658	56379964	59074000

2018	58317337	50881966	57733083	60846221
2019	59602932	51467274	59089810	62671607
2020	60888526	52052582	60448876	64551755
2021	62221952	53069180	61815020	66488308
2022	63555378	54085777	63187314	68482957
2023	64888804	55102375	64564797	70537446
2024	66222230	56118972	65946484	72653569
2025	67555655	57135570	67331360	74833176
2026	68889081	58152167	68718386	77078172
2027	70222507	59168765	70106497	79390517
2028	71555933	60185362	71494606	81772232
2029	72889359	61201960	72881601	84225399
2030	74222785	62218557	74266352	86752161

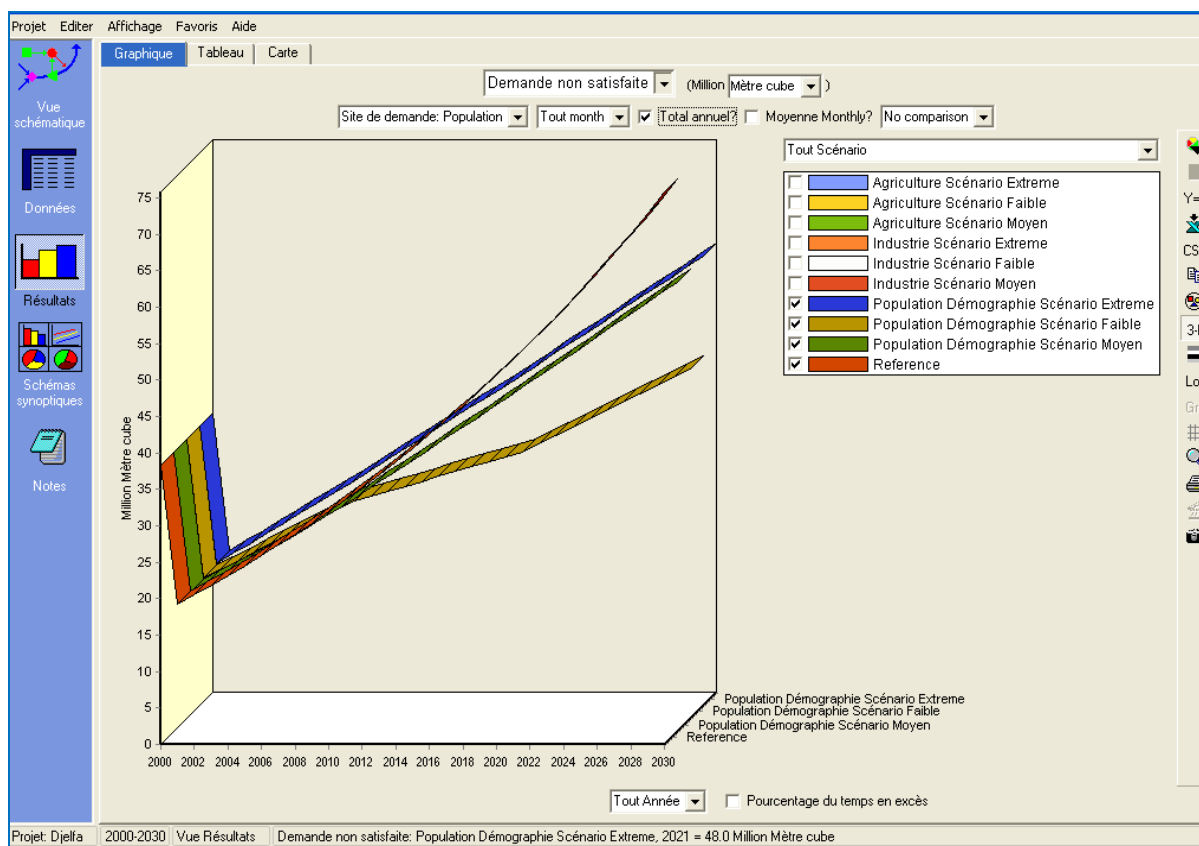
Exigence de distribution Site de demande population en Hm³/an



**Exigence de distribution
Site de demande populationen m³/an**

Année	Population Démographique Scénario Extrême	Population Démographique Scénario Faible	Population Démographique Scénario Moyen	Référence
2000	60759261	60759261	60759261	60759261
2001	41899249	41691500	41640347	41721359
2002	43292324	42876826	42806277	42973000
2003	44685399	44062152	44004852	44262190
2004	46078474	45247478	45236988	45590056
2005	47471549	46432804	46503624	46957757
2006	48864624	47618130	47805725	48366490
2007	50257699	48803456	49144286	49817485
2008	51650774	49988782	50520326	51312009
2009	53043849	51174108	51934895	52851370
2010	54436924	52359434	53389072	54436911
2011	55893931	53022784	54857271	56070018
2012	57350939	53686133	56338418	57752119
2013	58807946	54349482	57831386	59484682
2014	60264953	55012831	59335002	61269223
2015	61721960	55676181	60848044	63107299
2016	63178967	56339530	62369245	65000518
2017	64635975	57002879	63897292	66950534
2018	66092982	57666228	65430827	68959050
2019	67549989	58329578	66968451	71027821
2020	69006996	58992927	68508726	73158656
2021	70518212	60145071	70057023	75353416
2022	72029428	61297214	71612289	77614018
2023	73540644	62449358	73173437	79942439
2024	75051860	63601502	74739348	82340712
2025	76563076	64753646	76308875	84810933
2026	78074292	65905789	77880837	87355261
2027	79585508	67057933	79454030	89975919
2028	81096724	68210077	81027220	92675197
2029	82607940	69362221	82599148	95455453
2030	84119156	70514365	84168532	98319116

Demande non satisfaite Site de demande population en Hm³/an

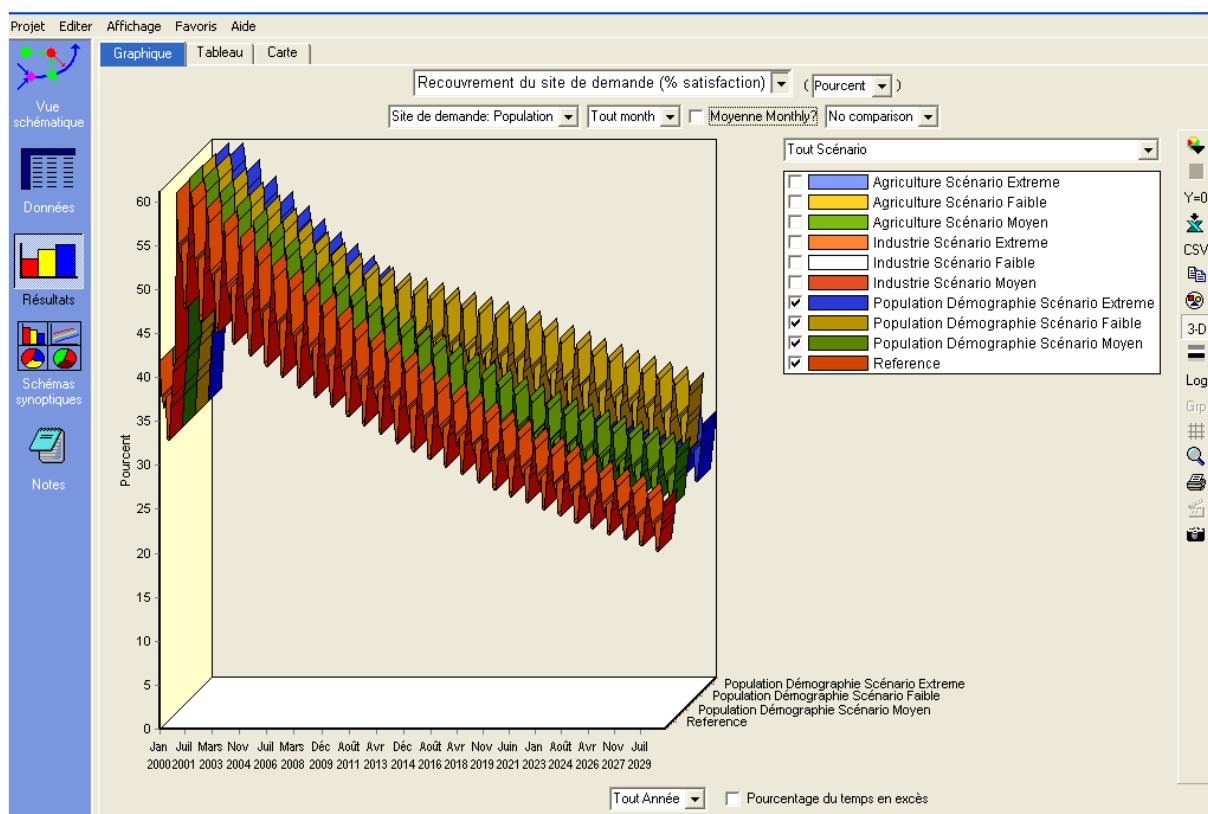


Demande non satisfaite Site de demande population en m³/an

Année	Population Démographie Scénario Extrême	Population Démographie Scénario Faible	Population Démographie Scénario Moyen	Référence
2000	38269261	38269261	38269261	38269261
2001	19409249	19201500	19150347	19231359
2002	20802324	20386826	20316277	20483000
2003	22195399	21572152	21514852	21772190
2004	23588474	22757478	22746988	23100056
2005	24981549	23942804	24013624	24467757
2006	26374624	25128130	25315725	25876490
2007	27767699	26313456	26654286	27327485
2008	29160774	27498782	28030326	28822009
2009	30553849	28684108	29444895	30361370
2010	31946924	29869434	30899072	31946911
2011	33403931	30532784	32367271	33580018
2012	34860939	31196133	33848418	35262119
2013	36317946	31859482	35341386	36994682
2014	37774953	32522831	36845002	38779223
2015	39231960	33186181	38358044	40617299

2016	40688967	33849530	39879245	42510518
2017	42145975	34512879	41407292	44460534
2018	43602982	35176228	42940827	46469050
2019	45059989	35839578	44478451	48537821
2020	46516996	36502927	46018726	50668656
2021	48028212	37655071	47567023	52863416
2022	49539428	38807214	49122289	55124018
2023	51050644	39959358	50683437	57452439
2024	52561860	41111502	52249348	59850712
2025	54073076	42263646	53818875	62320933
2026	55584292	43415789	55390837	64865261
2027	57095508	44567933	56964030	67485919
2028	58606724	45720077	58537220	70185197
2029	60117940	46872221	60109148	72965453
2030	61629156	48024365	61678532	75829116

Recouvrement du site de demande population



Recouvrement du site de demande population

Mois	Population Démographie Scénario Extrême	Population Démographie Scénario Faible	Population Démographie Scénario Moyen	Référence
Jan-00	41.916	41.916	41.916	41.916
Fév 2000	37.86	37.86	37.86	37.86
Mars 2000	37.725	37.725	37.725	37.725
Avr 2000	36.508	36.508	36.508	36.508
May-00	37.725	37.725	37.725	37.725
Juin 2000	33.189	33.189	33.189	33.189
Juil 2000	32.804	32.804	32.804	32.804
Août 2000	32.804	32.804	32.804	32.804
Sep-00	36.508	36.508	36.508	36.508
Oct-00	37.725	37.725	37.725	37.725
Nov-00	40.564	40.564	40.564	40.564
Déc 2000	41.916	41.916	41.916	41.916
Jan-01	60.784	61.087	61.162	61.043
Fév 2001	54.902	55.175	55.243	55.136
Mars 2001	54.706	54.978	55.046	54.939
Avr 2001	52.941	53.205	53.27	53.167
May-01	54.706	54.978	55.046	54.939
Juin 2001	48.128	48.368	48.428	48.333
Juil 2001	47.57	47.807	47.866	47.773
Août 2001	47.57	47.807	47.866	47.773
Sep-01	52.941	53.205	53.27	53.167
Oct-01	54.706	54.978	55.046	54.939
Nov-01	58.823	59.117	59.189	59.074
Déc 2001	60.784	61.087	61.162	61.043
Jan-02	58.828	59.398	59.496	59.265
Fév 2002	53.135	53.65	53.739	53.53
Mars 2002	52.945	53.459	53.547	53.339
Avr 2002	51.238	51.734	51.819	51.618
May-02	52.945	53.459	53.547	53.339
Juin 2002	46.58	47.031	47.108	46.926
Juil 2002	46.04	46.486	46.562	46.382
Août 2002	46.04	46.486	46.562	46.382
Sep-02	51.238	51.734	51.819	51.618
Oct-02	52.945	53.459	53.547	53.339
Nov-02	56.931	57.482	57.577	57.354
Déc 2002	58.828	59.398	59.496	59.265
Jan-03	56.994	57.8	57.876	57.539
Fév 2003	51.479	52.207	52.275	51.971
Mars 2003	51.295	52.02	52.088	51.785
Avr 2003	49.64	50.342	50.408	50.115

May-03	51.295	52.02	52.088	51.785
Juin 2003	45.127	45.766	45.825	45.559
Juil 2003	44.604	45.235	45.294	45.031
Août 2003	44.604	45.235	45.294	45.031
Sep-03	49.64	50.342	50.408	50.115
Oct-03	51.295	52.02	52.088	51.785
Nov-03	55.156	55.936	56.009	55.683
Déc 2003	56.994	57.8	57.876	57.539
Jan-04	55.271	56.286	56.299	55.863
Fév 2004	49.922	50.839	50.851	50.457
Mars 2004	49.744	50.658	50.669	50.277
Avr 2004	48.139	49.024	49.035	48.655
May-04	49.744	50.658	50.669	50.277
Juin 2004	43.763	44.567	44.577	44.232
Juil 2004	43.256	44.05	44.06	43.719
Août 2004	43.256	44.05	44.06	43.719
Sep-04	48.139	49.024	49.035	48.655
Oct-04	49.744	50.658	50.669	50.277
Nov-04	53.488	54.471	54.483	54.061
Déc 2004	55.271	56.286	56.299	55.863
Jan-05	53.649	54.849	54.766	54.236
Fév 2005	48.457	49.541	49.466	48.988
Mars 2005	48.284	49.364	49.289	48.813
Avr 2005	46.727	47.772	47.699	47.238
May-05	48.284	49.364	49.289	48.813
Juin 2005	42.479	43.429	43.363	42.944
Juil 2005	41.986	42.926	42.86	42.446
Août 2005	41.986	42.926	42.86	42.446
Sep-05	46.727	47.772	47.699	47.238
Oct-05	48.284	49.364	49.289	48.813
Nov-05	51.919	53.08	52.999	52.487
Déc 2005	53.649	54.849	54.766	54.236
Jan-06	52.12	53.484	53.274	52.657
Fév 2006	47.076	48.308	48.119	47.561
Mars 2006	46.908	48.136	47.947	47.391
Avr 2006	45.395	46.583	46.4	45.862
May-06	46.908	48.136	47.947	47.391
Juin 2006	41.268	42.348	42.182	41.693
Juil 2006	40.789	41.857	41.693	41.209
Août 2006	40.789	41.857	41.693	41.209
Sep-06	45.395	46.583	46.4	45.862
Oct-06	46.908	48.136	47.947	47.391
Nov-06	50.438	51.759	51.556	50.958
Déc 2006	52.12	53.484	53.274	52.657
Jan-07	50.675	52.185	51.823	51.123

Fév 2007	45.771	47.135	46.808	46.175
Mars 2007	45.608	46.967	46.641	46.011
Avr 2007	44.136	45.452	45.136	44.526
May-07	45.608	46.967	46.641	46.011
Juin 2007	40.124	41.32	41.033	40.479
Juil 2007	39.659	40.841	40.557	40.009
Août 2007	39.659	40.841	40.557	40.009
Sep-07	44.136	45.452	45.136	44.526
Oct-07	45.608	46.967	46.641	46.011
Nov-07	49.04	50.502	50.151	49.474
Déc 2007	50.675	52.185	51.823	51.123
Jan-08	49.308	50.948	50.412	49.634
Fév 2008	44.537	46.017	45.533	44.831
Mars 2008	44.377	45.853	45.37	44.67
Avr 2008	42.946	44.374	43.907	43.229
May-08	44.377	45.853	45.37	44.67
Juin 2008	39.042	40.34	39.915	39.3
Juil 2008	38.589	39.872	39.453	38.844
Août 2008	38.589	39.872	39.453	38.844
Sep-08	42.946	44.374	43.907	43.229
Oct-08	44.377	45.853	45.37	44.67
Nov-08	47.718	49.304	48.785	48.033
Déc 2008	49.308	50.948	50.412	49.634
Jan-09	48.013	49.768	49.039	48.188
Fév 2009	43.367	44.951	44.293	43.525
Mars 2009	43.212	44.791	44.135	43.369
Avr 2009	41.818	43.346	42.711	41.97
May-09	43.212	44.791	44.135	43.369
Juin 2009	38.016	39.405	38.828	38.155
Juil 2009	37.576	38.949	38.378	37.713
Août 2009	37.576	38.949	38.378	37.713
Sep-09	41.818	43.346	42.711	41.97
Oct-09	43.212	44.791	44.135	43.369
Nov-09	46.465	48.162	47.457	46.634
Déc 2009	48.013	49.768	49.039	48.188
Jan-10	46.785	48.641	47.703	46.785
Fév 2010	42.257	43.934	43.086	42.257
Mars 2010	42.106	43.777	42.933	42.106
Avr 2010	40.748	42.365	41.548	40.748
May-10	42.106	43.777	42.933	42.106
Juin 2010	37.044	38.513	37.771	37.044
Juil 2010	36.614	38.067	37.333	36.614
Août 2010	36.614	38.067	37.333	36.614
Sep-10	40.748	42.365	41.548	40.748
Oct-10	42.106	43.777	42.933	42.106

Nov-10	45.275	47.072	46.164	45.275
Déc 2010	46.785	48.641	47.703	46.785
Jan-11	45.565	48.032	46.426	45.422
Fév 2011	41.156	43.384	41.933	41.026
Mars 2011	41.009	43.229	41.784	40.88
Avr 2011	39.686	41.835	40.436	39.561
May-11	41.009	43.229	41.784	40.88
Juin 2011	36.078	38.032	36.76	35.965
Juil 2011	35.66	37.591	36.334	35.548
Août 2011	35.66	37.591	36.334	35.548
Sep-11	39.686	41.835	40.436	39.561
Oct-11	41.009	43.229	41.784	40.88
Nov-11	44.095	46.483	44.929	43.957
Déc 2011	45.565	48.032	46.426	45.422
Jan-12	44.408	47.439	45.206	44.099
Fév 2012	40.11	42.848	40.831	39.831
Mars 2012	39.967	42.695	40.685	39.689
Avr 2012	38.678	41.318	39.373	38.409
May-12	39.967	42.695	40.685	39.689
Juin 2012	35.161	37.562	35.793	34.917
Juil 2012	34.754	37.126	35.378	34.512
Août 2012	34.754	37.126	35.378	34.512
Sep-12	38.678	41.318	39.373	38.409
Oct-12	39.967	42.695	40.685	39.689
Nov-12	42.975	45.909	43.747	42.676
Déc 2012	44.408	47.439	45.206	44.099
Jan-13	43.307	46.86	44.039	42.815
Fév 2013	39.116	42.325	39.777	38.671
Mars 2013	38.977	42.174	39.635	38.533
Avr 2013	37.719	40.813	38.356	37.29
May-13	38.977	42.174	39.635	38.533
Juin 2013	34.29	37.103	34.869	33.9
Juil 2013	33.893	36.673	34.465	33.507
Août 2013	33.893	36.673	34.465	33.507
Sep-13	37.719	40.813	38.356	37.29
Oct-13	38.977	42.174	39.635	38.533
Nov-13	41.91	45.348	42.618	41.433
Déc 2013	43.307	46.86	44.039	42.815
Jan-14	42.26	46.295	42.923	41.568
Fév 2014	38.171	41.815	38.769	37.545
Mars 2014	38.034	41.665	38.63	37.411
Avr 2014	36.807	40.321	37.384	36.204
May-14	38.034	41.665	38.63	37.411
Juin 2014	33.461	36.656	33.986	32.913
Juil 2014	33.073	36.231	33.592	32.531

Août 2014	33.073	36.231	33.592	32.531
Sep-14	36.807	40.321	37.384	36.204
Oct-14	38.034	41.665	38.63	37.411
Nov-14	40.897	44.802	41.538	40.227
Déc 2014	42.26	46.295	42.923	41.568
Jan-15	41.263	45.743	41.855	40.357
Fév 2015	37.27	41.317	37.805	36.451
Mars 2015	37.136	41.169	37.67	36.321
Avr 2015	35.938	39.841	36.455	35.15
May-15	37.136	41.169	37.67	36.321
Juin 2015	32.671	36.219	33.141	31.954
Juil 2015	32.293	35.799	32.756	31.584
Août 2015	32.293	35.799	32.756	31.584
Sep-15	35.938	39.841	36.455	35.15
Oct-15	37.136	41.169	37.67	36.321
Nov-15	39.932	44.268	40.505	39.055
Déc 2015	41.263	45.743	41.855	40.357
Jan-16	40.311	45.205	40.834	39.181
Fév 2016	36.41	40.83	36.883	35.39
Mars 2016	36.28	40.684	36.751	35.263
Avr 2016	35.11	39.372	35.565	34.126
May-16	36.28	40.684	36.751	35.263
Juin 2016	31.918	35.793	32.332	31.023
Juil 2016	31.548	35.378	31.957	30.664
Août 2016	31.548	35.378	31.957	30.664
Sep-16	35.11	39.372	35.565	34.126
Oct-16	36.28	40.684	36.751	35.263
Nov-16	39.011	43.747	39.517	37.918
Déc 2016	40.311	45.205	40.834	39.181
Jan-17	39.402	44.679	39.858	38.04
Fév 2017	35.589	40.355	36.001	34.359
Mars 2017	35.462	40.211	35.872	34.236
Avr 2017	34.318	38.914	34.715	33.132
May-17	35.462	40.211	35.872	34.236
Juin 2017	31.198	35.376	31.559	30.12
Juil 2017	30.837	34.966	31.193	29.771
Août 2017	30.837	34.966	31.193	29.771
Sep-17	34.318	38.914	34.715	33.132
Oct-17	35.462	40.211	35.872	34.236
Nov-17	38.131	43.237	38.572	36.813
Déc 2017	39.402	44.679	39.858	38.04
Jan-18	38.534	44.165	38.924	36.932
Fév 2018	34.805	39.891	35.157	33.358
Mars 2018	34.68	39.748	35.031	33.239
Avr 2018	33.562	38.466	33.901	32.167

May-18	34.68	39.748	35.031	33.239
Juin 2018	30.511	34.969	30.819	29.243
Juil 2018	30.157	34.564	30.462	28.903
Août 2018	30.157	34.564	30.462	28.903
Sep-18	33.562	38.466	33.901	32.167
Oct-18	34.68	39.748	35.031	33.239
Nov-18	37.291	42.74	37.668	35.741
Déc 2018	38.534	44.165	38.924	36.932
Jan-19	37.703	43.662	38.03	35.857
Fév 2019	34.054	39.437	34.35	32.387
Mars 2019	33.932	39.296	34.227	32.271
Avr 2019	32.838	38.029	33.123	31.23
May-19	33.932	39.296	34.227	32.271
Juin 2019	29.853	34.571	30.112	28.391
Juil 2019	29.506	34.171	29.763	28.062
Août 2019	29.506	34.171	29.763	28.062
Sep-19	32.838	38.029	33.123	31.23
Oct-19	33.932	39.296	34.227	32.271
Nov-19	36.486	42.254	36.803	34.7
Déc 2019	37.703	43.662	38.03	35.857
Jan-20	36.907	43.171	37.175	34.812
Fév 2020	33.335	38.994	33.577	31.443
Mars 2020	33.216	38.854	33.458	31.331
Avr 2020	32.144	37.601	32.378	30.32
May-20	33.216	38.854	33.458	31.331
Juin 2020	29.222	34.183	29.435	27.564
Juil 2020	28.883	33.786	29.093	27.244
Août 2020	28.883	33.786	29.093	27.244
Sep-20	32.144	37.601	32.378	30.32
Oct-20	33.216	38.854	33.458	31.331
Nov-20	35.716	41.779	35.976	33.689
Déc 2020	36.907	43.171	37.175	34.812
Jan-21	36.116	42.344	36.353	33.798
Fév 2021	32.621	38.247	32.835	30.527
Mars 2021	32.504	38.11	32.718	30.418
Avr 2021	31.456	36.881	31.663	29.437
May-21	32.504	38.11	32.718	30.418
Juin 2021	28.596	33.528	28.784	26.761
Juil 2021	28.264	33.139	28.451	26.451
Août 2021	28.264	33.139	28.451	26.451
Sep-21	31.456	36.881	31.663	29.437
Oct-21	32.504	38.11	32.718	30.418
Nov-21	34.951	40.979	35.181	32.708
Déc 2021	36.116	42.344	36.353	33.798
Jan-22	35.358	41.549	35.564	32.814

Fév 2022	31.936	37.528	32.122	29.638
Mars 2022	31.822	37.394	32.008	29.532
Avr 2022	30.796	36.187	30.975	28.58
May-22	31.822	37.394	32.008	29.532
Juin 2022	27.996	32.898	28.159	25.982
Juil 2022	27.671	32.516	27.833	25.68
Août 2022	27.671	32.516	27.833	25.68
Sep-22	30.796	36.187	30.975	28.58
Oct-22	31.822	37.394	32.008	29.532
Nov-22	34.217	40.208	34.417	31.755
Déc 2022	35.358	41.549	35.564	32.814
Jan-23	34.631	40.782	34.805	31.858
Fév 2023	31.28	36.835	31.437	28.775
Mars 2023	31.168	36.704	31.325	28.672
Avr 2023	30.163	35.52	30.314	27.747
May-23	31.168	36.704	31.325	28.672
Juin 2023	27.421	32.291	27.558	25.225
Juil 2023	27.103	31.916	27.239	24.932
Août 2023	27.103	31.916	27.239	24.932
Sep-23	30.163	35.52	30.314	27.747
Oct-23	31.168	36.704	31.325	28.672
Nov-23	33.514	39.466	33.682	30.83
Déc 2023	34.631	40.782	34.805	31.858
Jan-24	33.934	40.043	34.076	30.93
Fév 2024	30.65	36.168	30.778	27.937
Mars 2024	30.541	36.039	30.668	27.837
Avr 2024	29.555	34.876	29.679	26.939
May-24	30.541	36.039	30.668	27.837
Juin 2024	26.869	31.706	26.981	24.49
Juil 2024	26.557	31.338	26.668	24.206
Août 2024	26.557	31.338	26.668	24.206
Sep-24	29.555	34.876	29.679	26.939
Oct-24	30.541	36.039	30.668	27.837
Nov-24	32.839	38.752	32.977	29.932
Déc 2024	33.934	40.043	34.076	30.93
Jan-25	33.264	39.331	33.375	30.029
Fév 2025	30.045	35.525	30.145	27.123
Mars 2025	29.938	35.398	30.038	27.026
Avr 2025	28.972	34.256	29.069	26.155
May-25	29.938	35.398	30.038	27.026
Juin 2025	26.338	31.142	26.426	23.777
Juil 2025	26.033	30.781	26.12	23.501
Août 2025	26.033	30.781	26.12	23.501
Sep-25	28.972	34.256	29.069	26.155
Oct-25	29.938	35.398	30.038	27.026

Nov-25	32.191	38.062	32.298	29.061
Déc 2025	33.264	39.331	33.375	30.029
Jan-26	32.62	38.643	32.701	29.155
Fév 2026	29.464	34.904	29.537	26.333
Mars 2026	29.358	34.779	29.431	26.239
Avr 2026	28.411	33.657	28.482	25.393
May-26	29.358	34.779	29.431	26.239
Juin 2026	25.828	30.597	25.893	23.084
Juil 2026	25.529	30.243	25.592	22.817
Août 2026	25.529	30.243	25.592	22.817
Sep-26	28.411	33.657	28.482	25.393
Oct-26	29.358	34.779	29.431	26.239
Nov-26	31.568	37.397	31.647	28.214
Déc 2026	32.62	38.643	32.701	29.155
Jan-27	32.001	37.979	32.054	28.305
Fév 2027	28.904	34.304	28.952	25.566
Mars 2027	28.801	34.181	28.849	25.475
Avr 2027	27.872	33.079	27.918	24.653
May-27	28.801	34.181	28.849	25.475
Juin 2027	25.338	30.072	25.38	22.412
Juil 2027	25.044	29.723	25.086	22.152
Août 2027	25.044	29.723	25.086	22.152
Sep-27	27.872	33.079	27.918	24.653
Oct-27	28.801	34.181	28.849	25.475
Nov-27	30.969	36.754	31.02	27.392
Déc 2027	32.001	37.979	32.054	28.305
Jan-28	31.405	37.338	31.432	27.481
Fév 2028	28.365	33.724	28.39	24.822
Mars 2028	28.264	33.604	28.288	24.733
Avr 2028	27.352	32.52	27.376	23.935
May-28	28.264	33.604	28.288	24.733
Juin 2028	24.866	29.564	24.887	21.759
Juil 2028	24.578	29.221	24.599	21.507
Août 2028	24.578	29.221	24.599	21.507
Sep-28	27.352	32.52	27.376	23.935
Oct-28	28.264	33.604	28.288	24.733
Nov-28	30.392	36.133	30.418	26.595
Déc 2028	31.405	37.338	31.432	27.481
Jan-29	30.83	36.718	30.833	26.681
Fév 2029	27.847	33.164	27.85	24.099
Mars 2029	27.747	33.046	27.75	24.013
Avr 2029	26.852	31.98	26.855	23.238
May-29	27.747	33.046	27.75	24.013
Juin 2029	24.411	29.073	24.414	21.125
Juil 2029	24.128	28.735	24.13	20.881

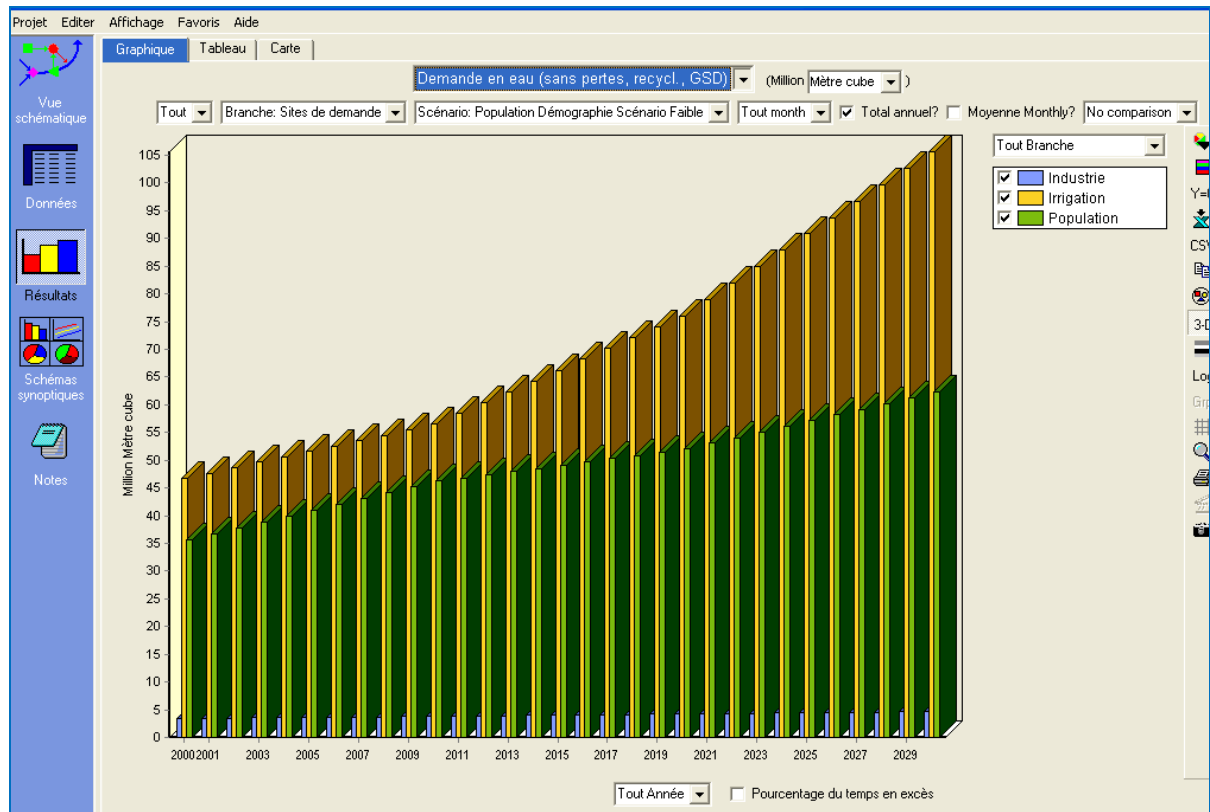
Août 2029	24.128	28.735	24.13	20.881
Sep-29	26.852	31.98	26.855	23.238
Oct-29	27.747	33.046	27.75	24.013
Nov-29	29.836	35.533	29.839	25.82
Déc 2029	30.83	36.718	30.833	26.681
Jan-30	30.276	36.118	30.258	25.904
Fév 2030	27.346	32.622	27.33	23.397
Mars 2030	27.249	32.506	27.233	23.313
Avr 2030	26.37	31.457	26.354	22.561
May-30	27.249	32.506	27.233	23.313
Juin 2030	23.972	28.598	23.958	20.51
Juil 2030	23.694	28.266	23.681	20.272
Août 2030	23.694	28.266	23.681	20.272
Sep-30	26.37	31.457	26.354	22.561
Oct-30	27.249	32.506	27.233	23.313
Nov-30	29.3	34.953	29.282	25.068
Déc 2030	30.276	36.118	30.258	25.904

**Demande en eau sans pertes, recyclage en m³
Population Démographie
Scénario Faible**

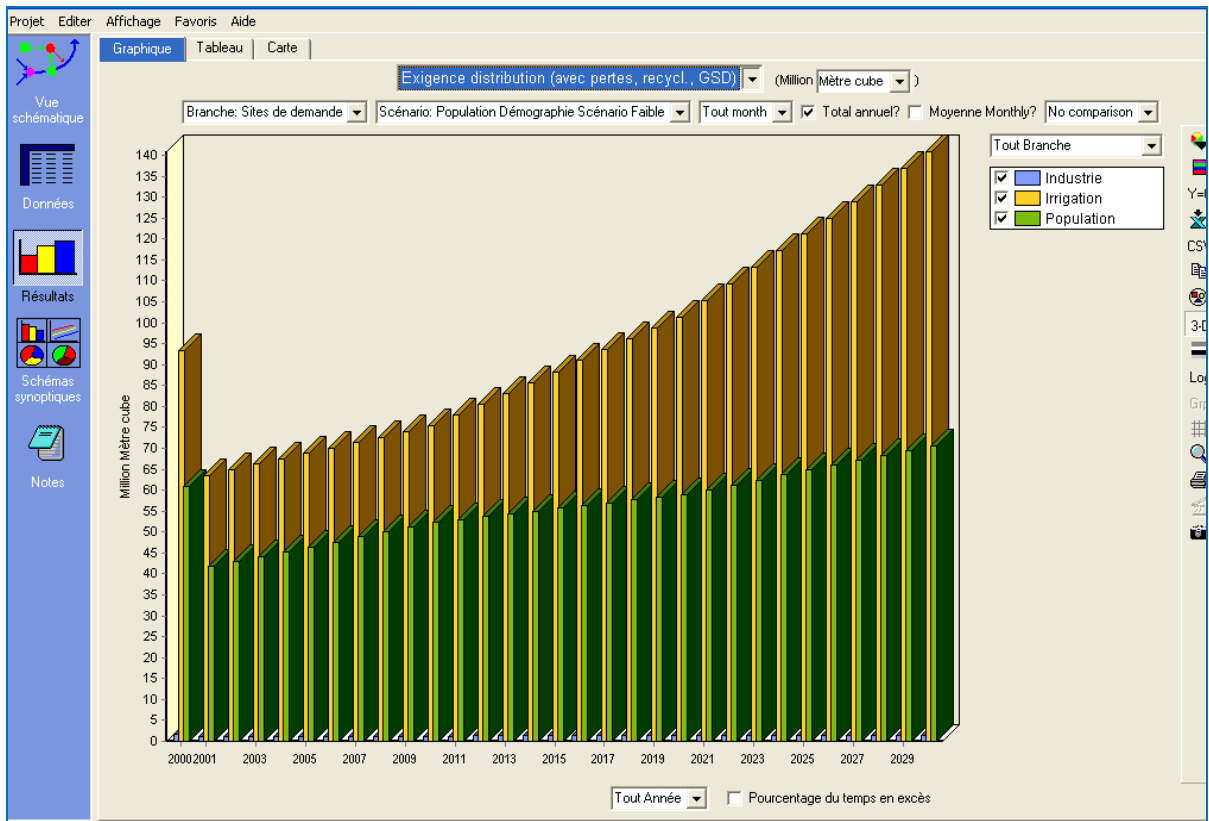
Année	Industrie	Irrigation	Population
2000	3440000	46702580	35740742
2001	3474400	47676720	36786618
2002	3508800	48651360	37832494
2003	3543200	49626500	38878370
2004	3577600	50602140	39924245
2005	3612000	51578280	40970121
2006	3646400	52554920	42015997
2007	3680800	53532060	43061873
2008	3715200	54509700	44107749
2009	3749600	55487840	45153625
2010	3784000	56466480	46199501
2011	3827000	58417690	46784809
2012	3870000	60370400	47370117
2013	3913000	62324610	47955425
2014	3956000	64280320	48540734
2015	3999000	66237530	49126042
2016	4042000	68196240	49711350
2017	4085000	70156450	50296658
2018	4128000	72118160	50881966
2019	4171000	74081370	51467274
2020	4214000	76046080	52052582
2021	4257000	78990860	53069180
2022	4300000	81938640	54085777

2023	4343000	84889420	55102375
2024	4386000	87843200	56118972
2025	4429000	90799980	57135570
2026	4472000	93759760	58152167
2027	4515000	96722540	59168765
2028	4558000	99688320	60185362
2029	4601000	102657100	61201960
2030	4644000	105628880	62218557

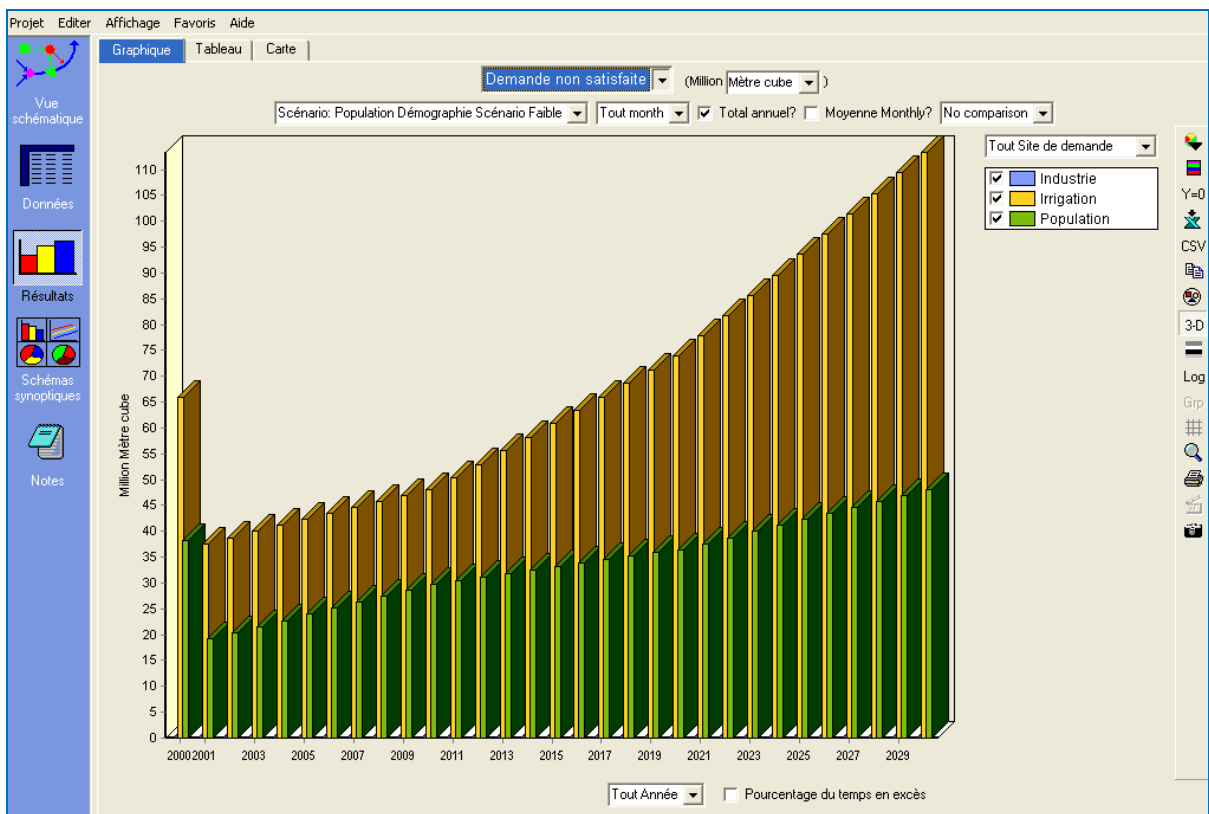
Demande en eau sans pertes et recyclage



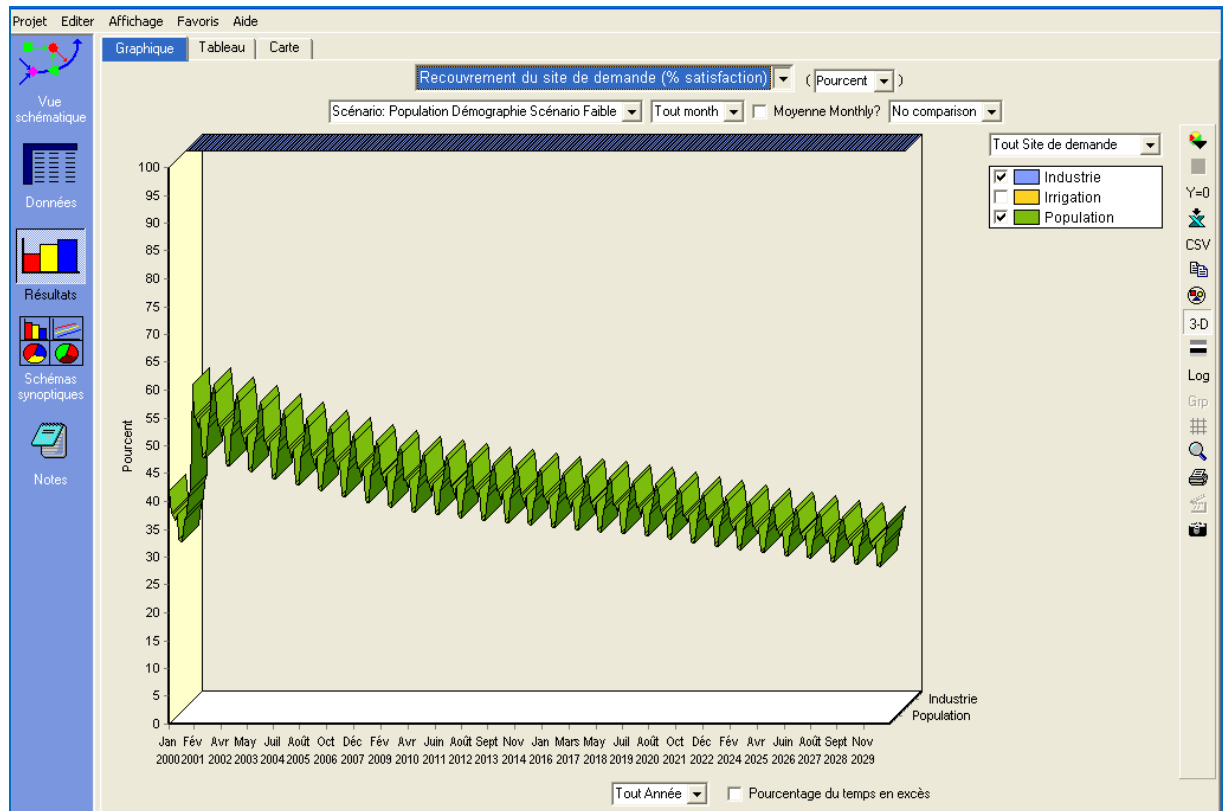
Exigence de distribution avec pertes et recyclage



Demande en eau non satisfaite



Recouvrement du site de demande (% de satisfaction)

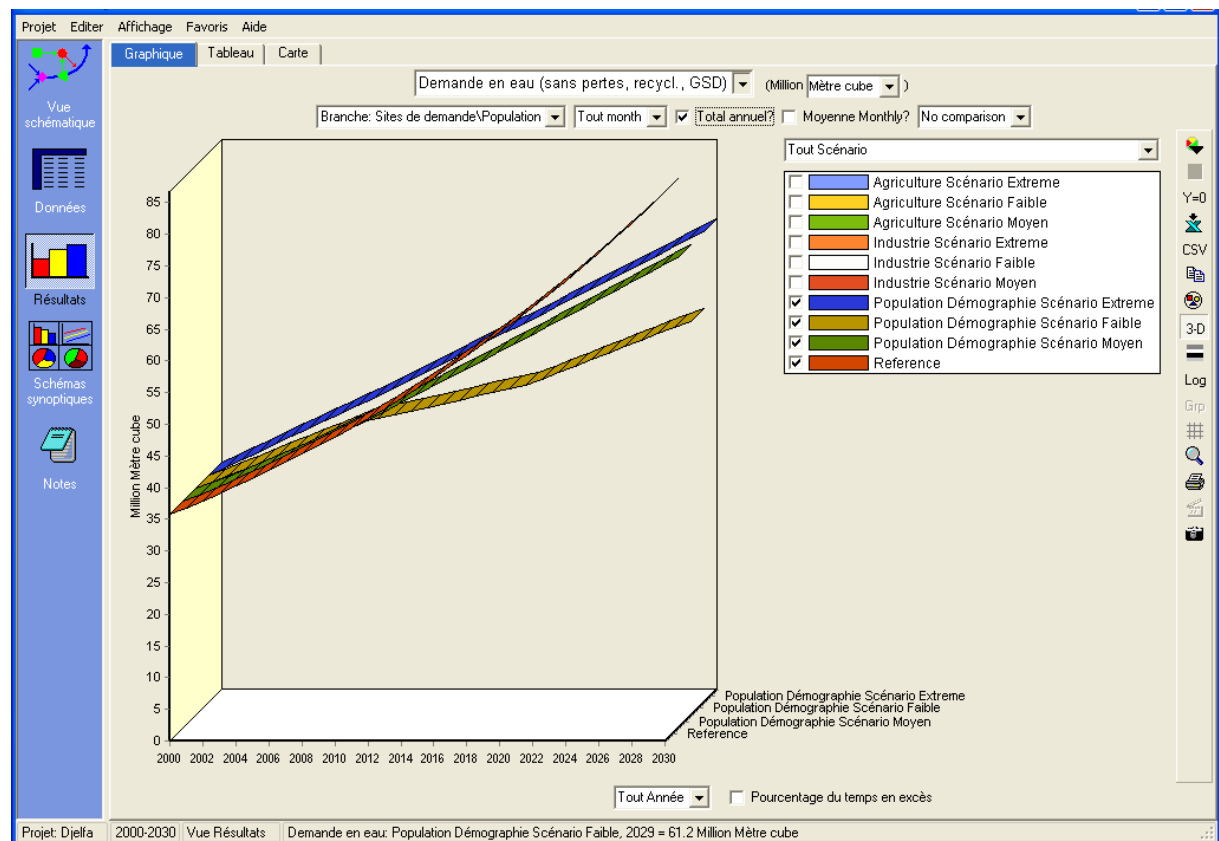


Demande en eau sans pertes, recyclage en m³ Population Démographique Scénario Moyen

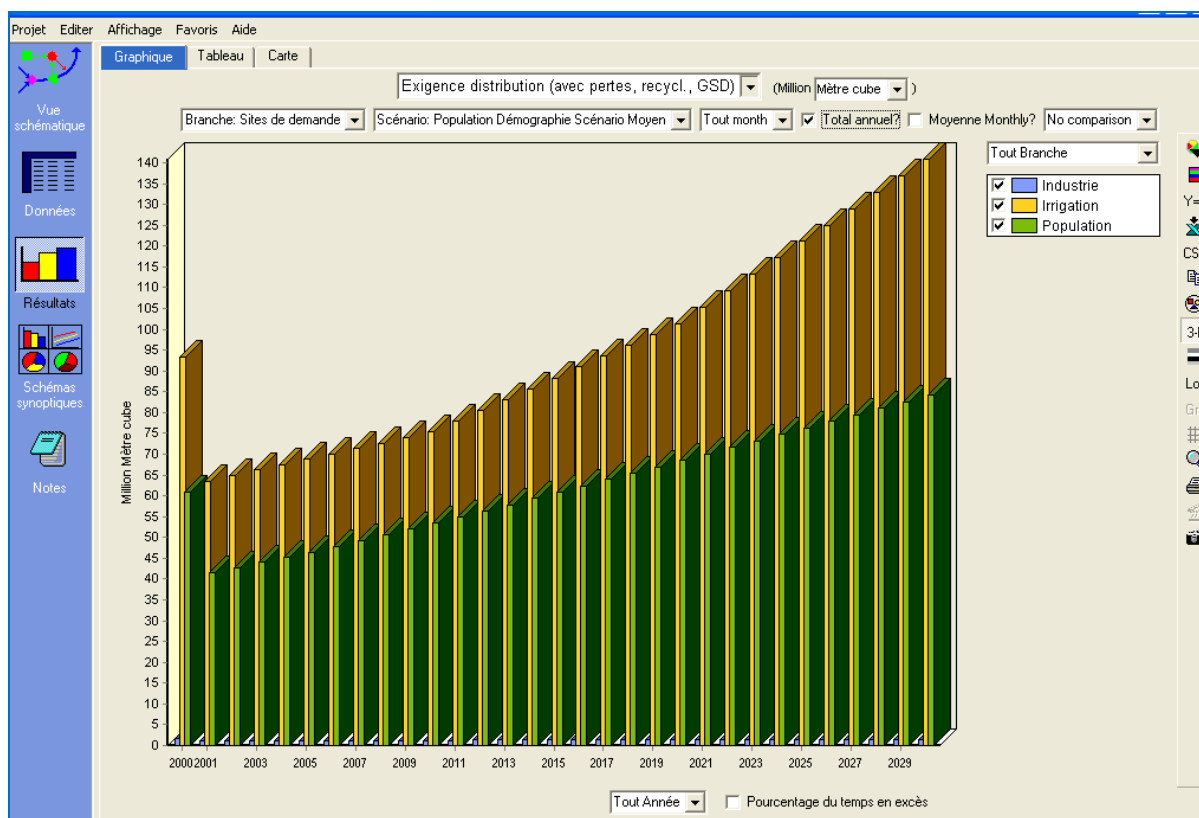
Année	Industrie	Irrigation	Population
2000	3440000	46702580	35740742
2001	3474400	47676720	36741483
2002	3508800	48651360	37770244
2003	3543200	49626500	38827811
2004	3577600	50602140	39914990
2005	3612000	51578280	41032609
2006	3646400	52554920	42181522
2007	3680800	53532060	43362605
2008	3715200	54509700	44576758
2009	3749600	55487840	45824907
2010	3784000	56466480	47108005
2011	3827000	58417690	48403475
2012	3870000	60370400	49710369
2013	3913000	62324610	51027693
2014	3956000	64280320	52354413
2015	3999000	66237530	53689451
2016	4042000	68196240	55031687
2017	4085000	70156450	56379964

2018	4128000	72118160	57733083
2019	4171000	74081370	59089810
2020	4214000	76046080	60448876
2021	4257000	78990860	61815020
2022	4300000	81938640	63187314
2023	4343000	84889420	64564797
2024	4386000	87843200	65946484
2025	4429000	90799980	67331360
2026	4472000	93759760	68718386
2027	4515000	96722540	70106497
2028	4558000	99688320	71494606
2029	4601000	102657100	72881601
2030	4644000	105628880	74266352

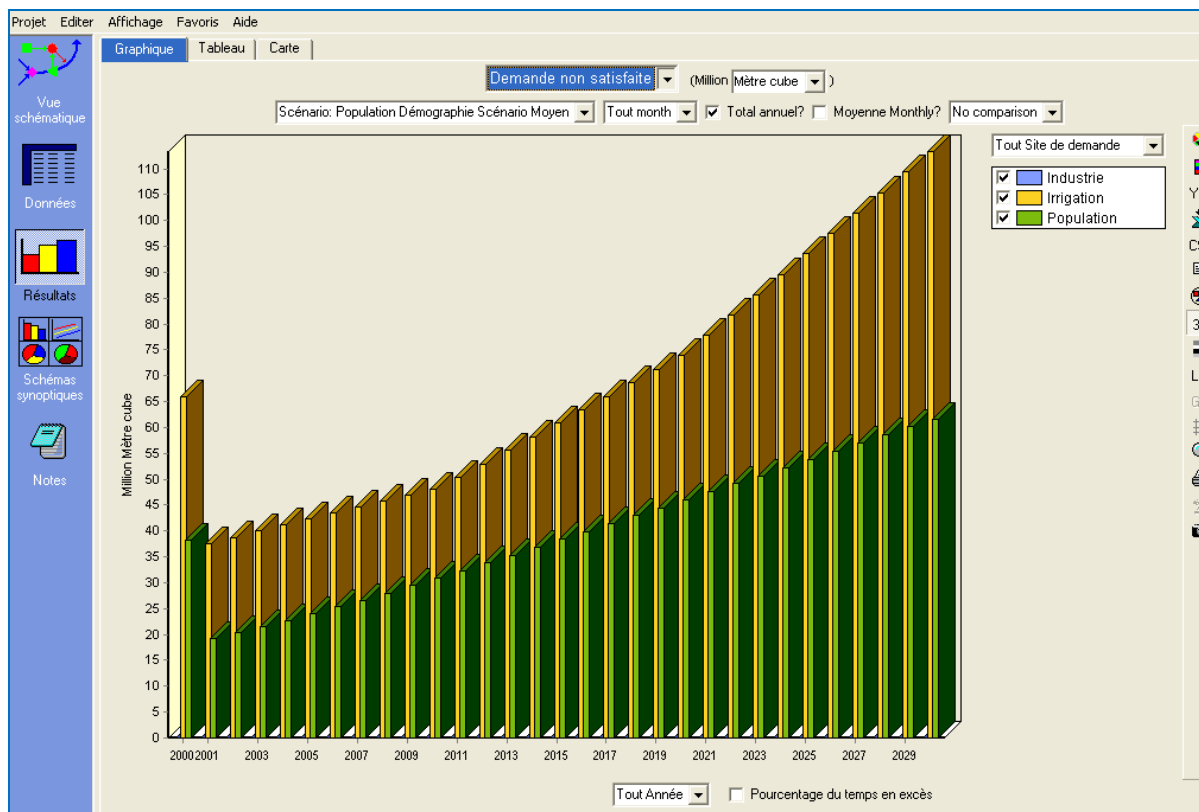
Demande en eau sans pertes et recyclage



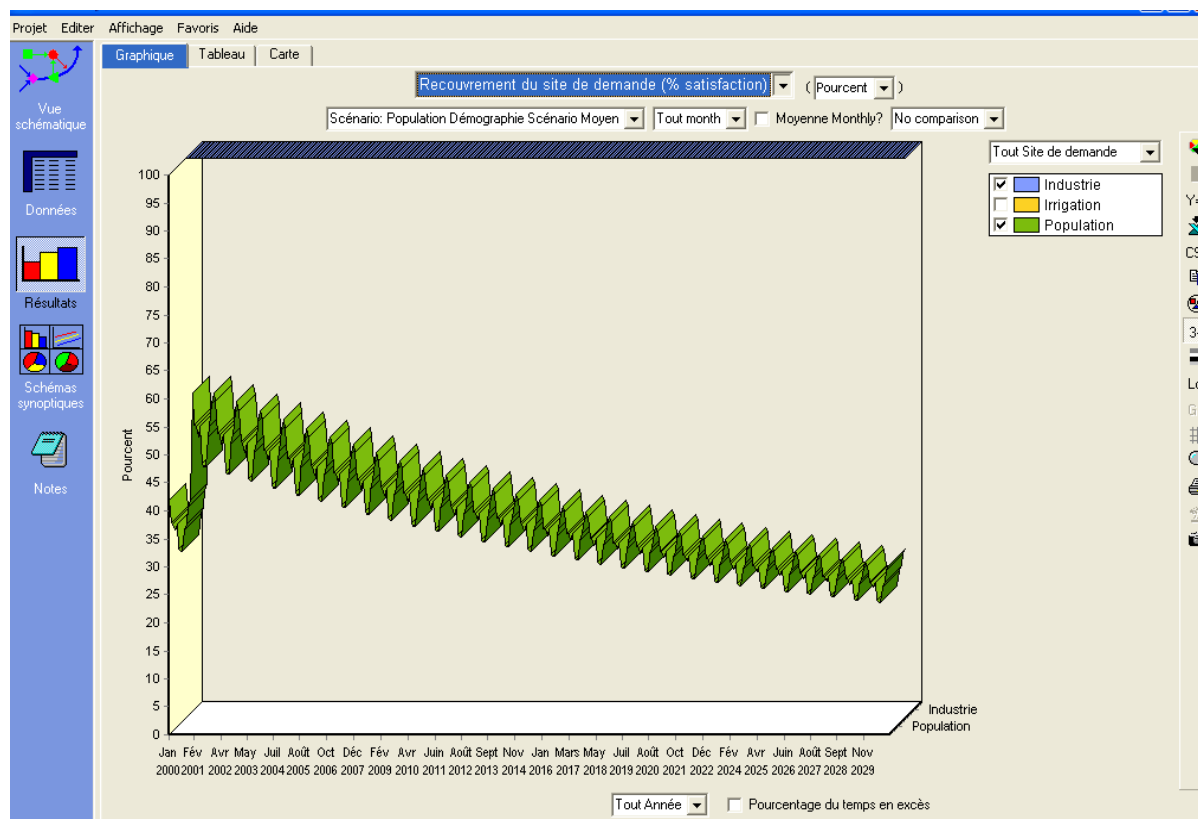
Exigence de la distribution avec pertes et recyclage



Demande non satisfaite



Recouvrement du site de demande (% de satisfaction)

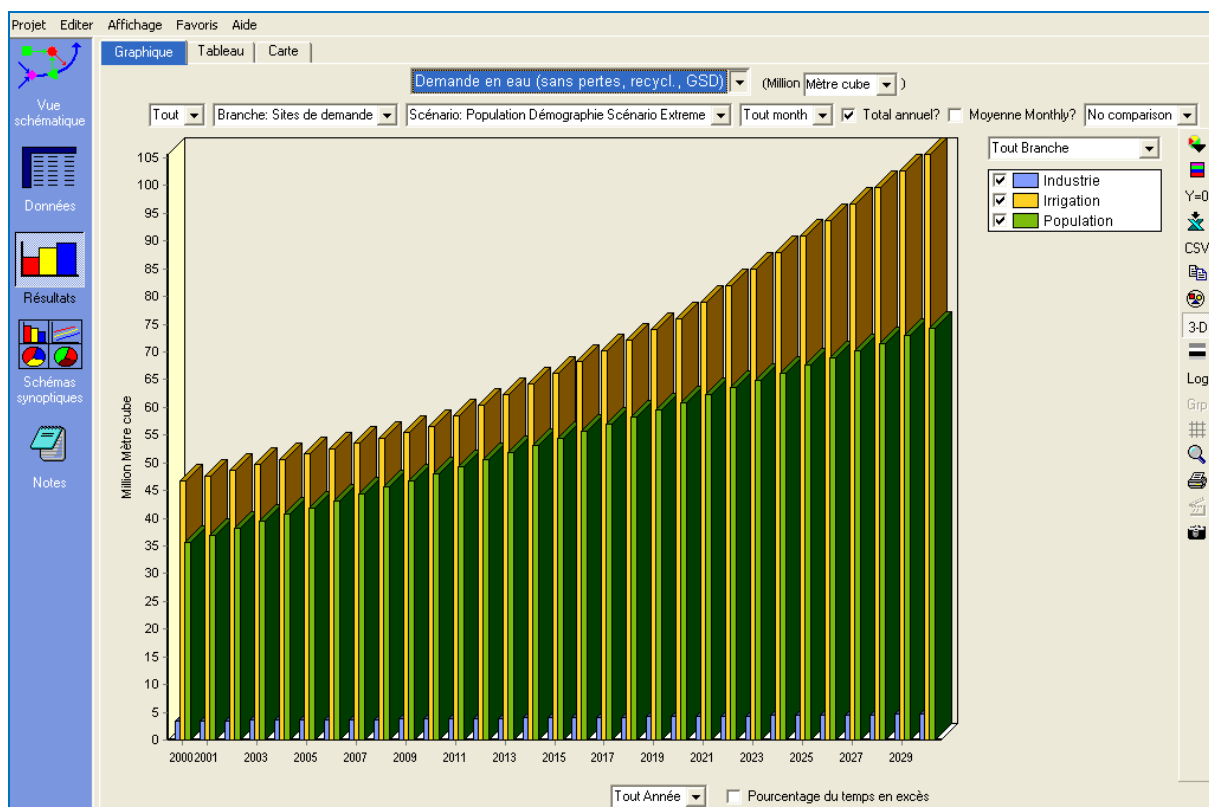


Demande en eau sans pertes, recyclage en m³ Population Démographique Scénario Extrême

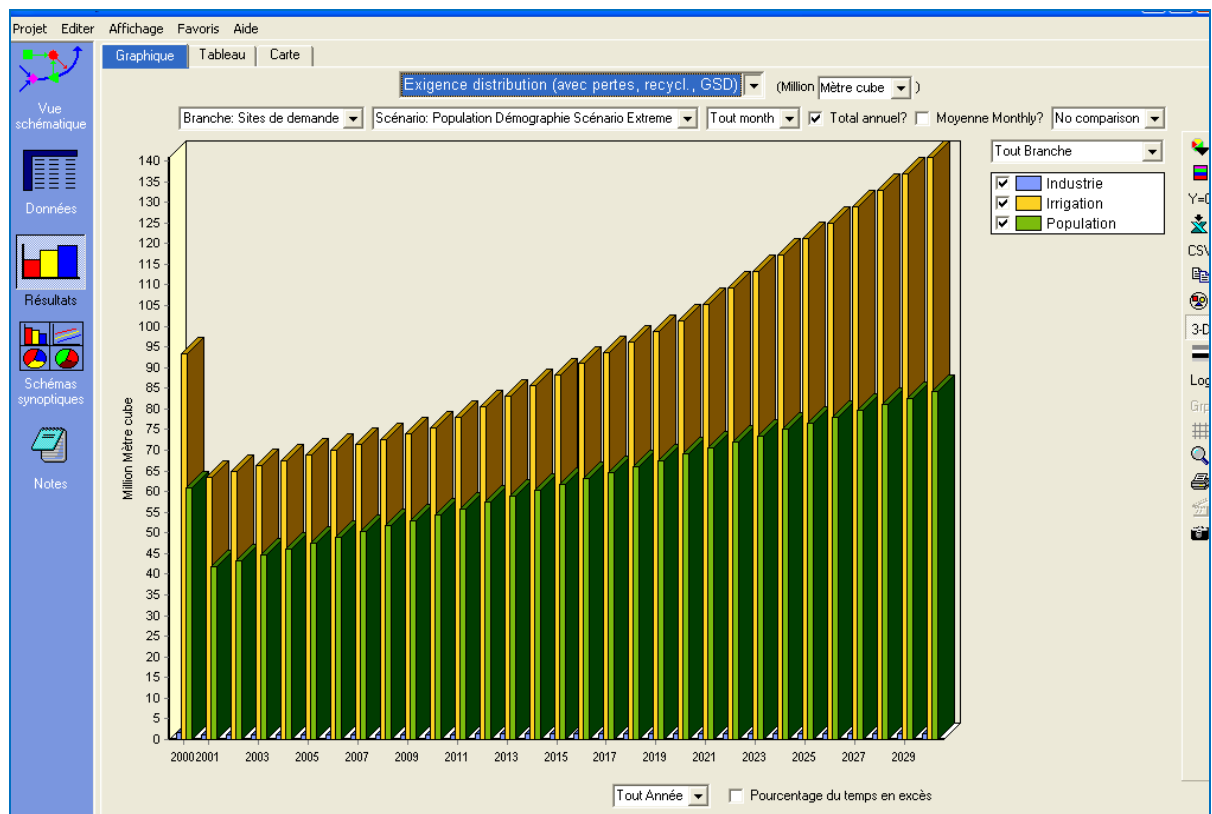
Année	Industrie	Irrigation	Population
2000	3440000	46702580	35740742
2001	3474400	47676720	36969926
2002	3508800	48651360	38199109
2003	3543200	49626500	39428293
2004	3577600	50602140	40657477
2005	3612000	51578280	41886661
2006	3646400	52554920	43115845
2007	3680800	53532060	44345029
2008	3715200	54509700	45574212
2009	3749600	55487840	46803396
2010	3784000	56466480	48032580
2011	3827000	58417690	49318175
2012	3870000	60370400	50603769
2013	3913000	62324610	51889364
2014	3956000	64280320	53174959
2015	3999000	66237530	54460553
2016	4042000	68196240	55746148
2017	4085000	70156450	57031742

2018	4128000	72118160	58317337
2019	4171000	74081370	59602932
2020	4214000	76046080	60888526
2021	4257000	78990860	62221952
2022	4300000	81938640	63555378
2023	4343000	84889420	64888804
2024	4386000	87843200	66222230
2025	4429000	90799980	67555655
2026	4472000	93759760	68889081
2027	4515000	96722540	70222507
2028	4558000	99688320	71555933
2029	4601000	102657100	72889359
2030	4644000	105628880	74222785

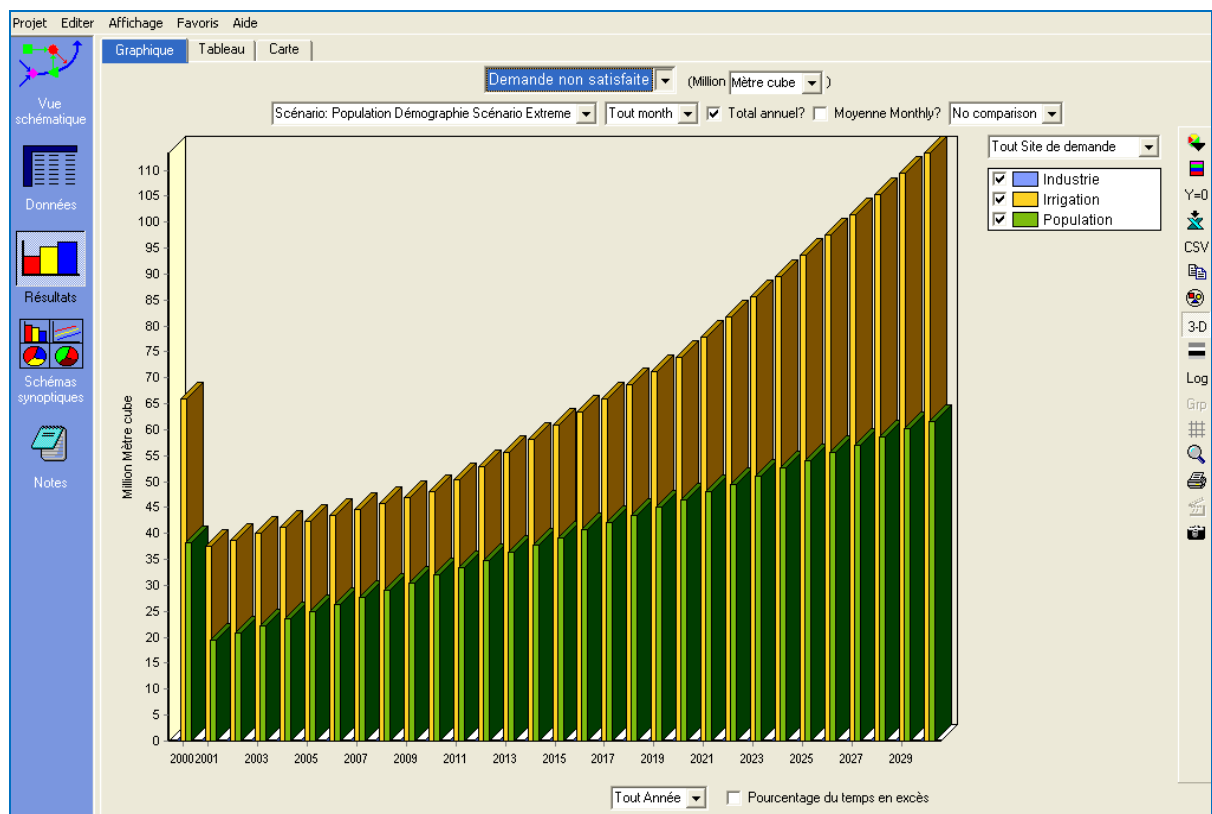
Demande en eau sans pertes et recyclage



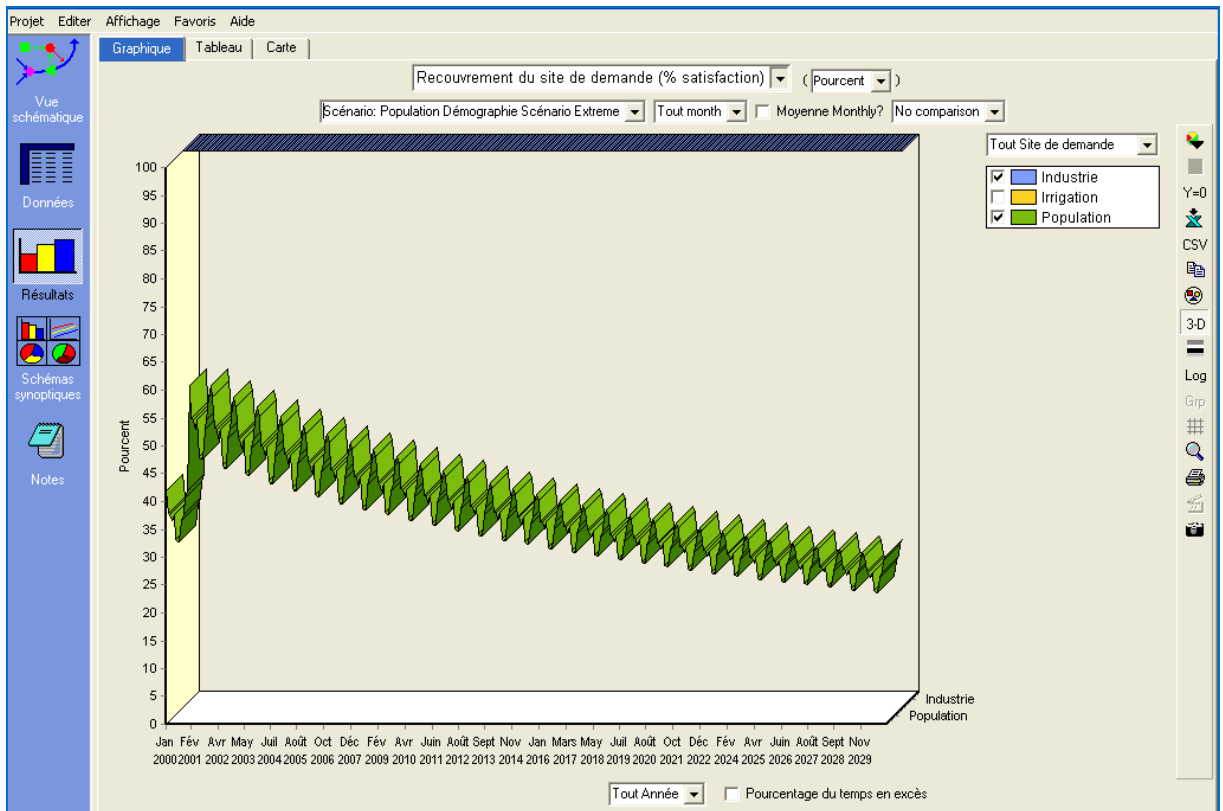
Exigence de la distribution avec pertes et recyclage



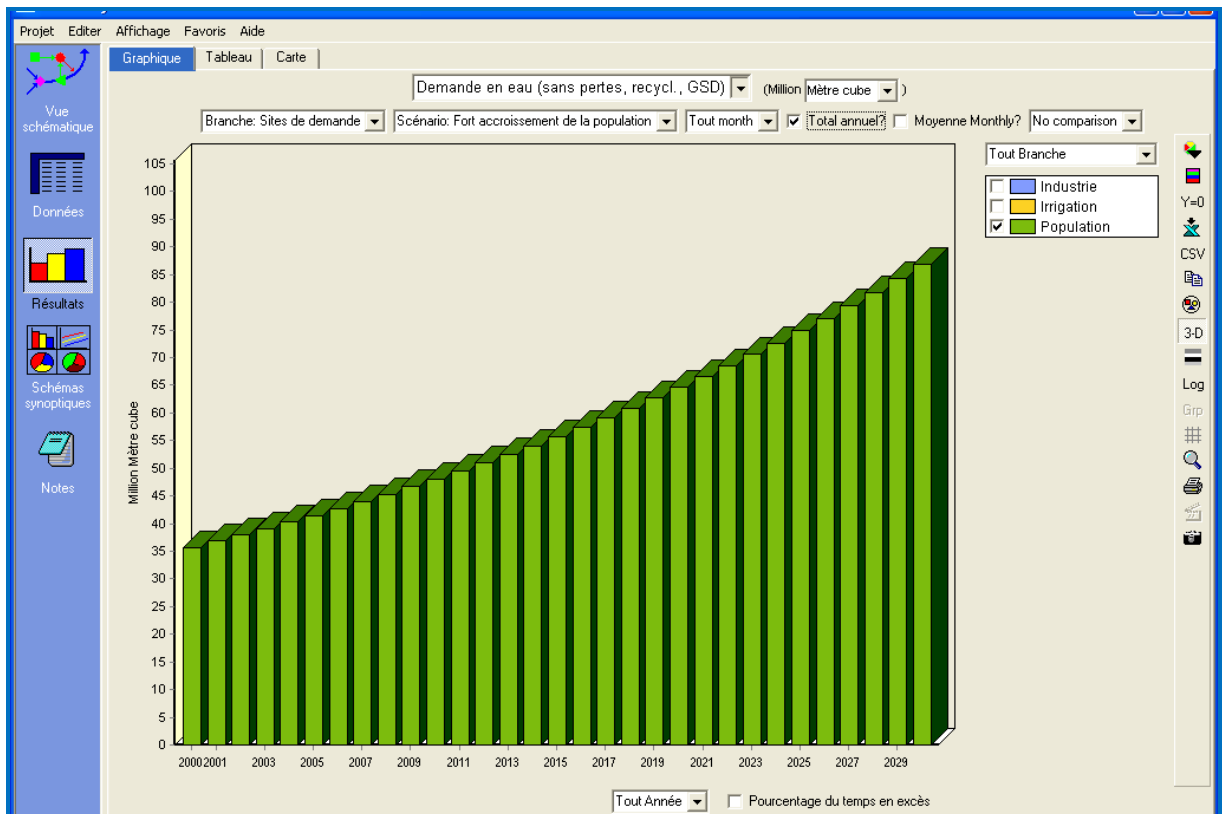
Demande non satisfaite



Recouvrement du site de demande (% de satisfaction)



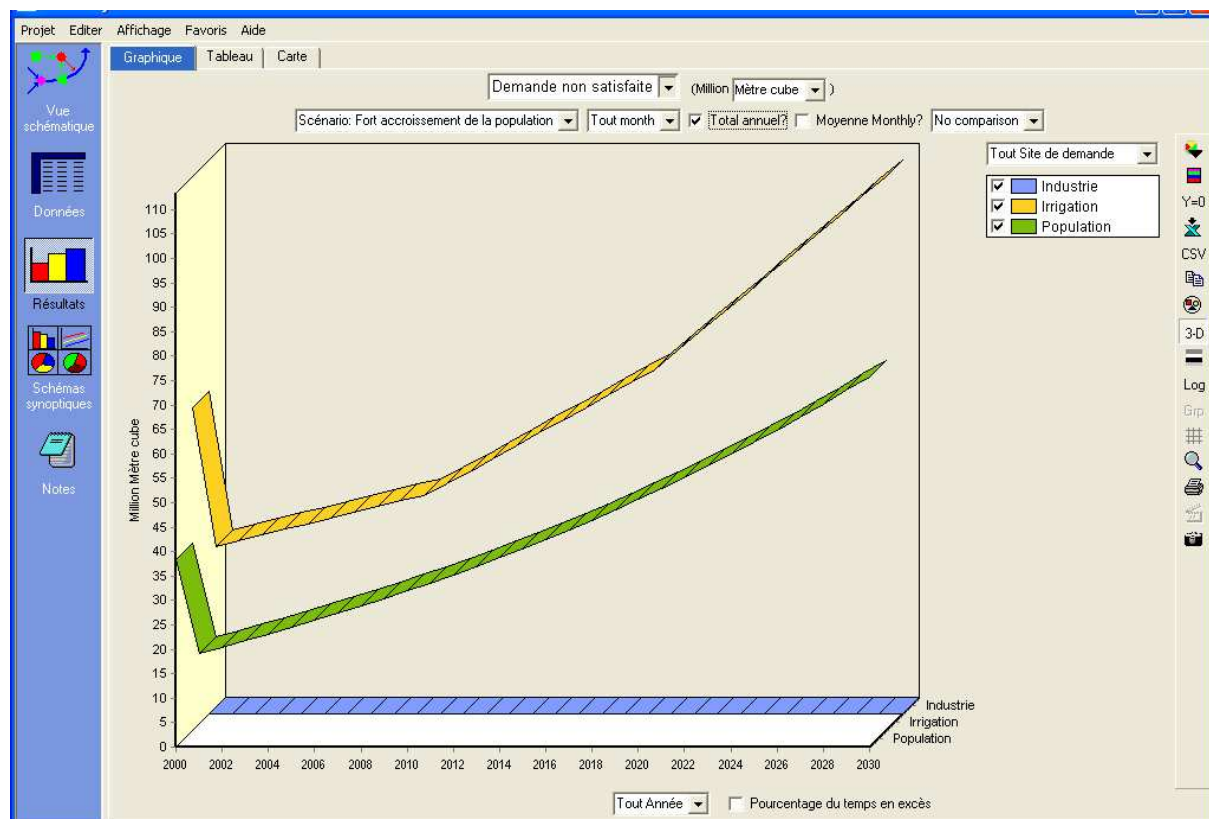
Comparaison entre Scénario référence et Fort taux d'accroissement de la population



**Comparaison entre Scénario référence et
Fort taux d'accroissement de la population (m³/an)**

Année	Industrie	Irrigation	Population
2000	3440000	46702580	35740742
2001	3474400	47676720	36812964
2002	3508800	48651360	37917353
2003	3543200	49626500	39054874
2004	3577600	50602140	40226520
2005	3612000	51578280	41433315
2006	3646400	52554920	42676315
2007	3680800	53532060	43956604
2008	3715200	54509700	45275302
2009	3749600	55487840	46633562
2010	3784000	56466480	48032568
2011	3827000	58417690	49473545
2012	3870000	60370400	50957752
2013	3913000	62324610	52486484
2014	3956000	64280320	54061079
2015	3999000	66237530	55682911
2016	4042000	68196240	57353399
2017	4085000	70156450	59074000
2018	4128000	72118160	60846221
2019	4171000	74081370	62671607
2020	4214000	76046080	64551755
2021	4257000	78990860	66488308
2022	4300000	81938640	68482957
2023	4343000	84889420	70537446
2024	4386000	87843200	72653569
2025	4429000	90799980	74833176
2026	4472000	93759760	77078172
2027	4515000	96722540	79390517
2028	4558000	99688320	81772232
2029	4601000	102657100	84225399
2030	4644000	105628880	86752161

Demande non satisfaite



Demande non satisfaite en m³/an

Année	Industrie	Irrigation	Population
2000	0	66024886	38269261
2001	0	37636448	19231359
2002	0	38806016	20483000
2003	0	39976184	21772190
2004	0	41146952	23100056
2005	0	42318320	24467757
2006	0	43490288	25876490
2007	0	44662856	27327485
2008	0	45836024	28822009
2009	0	47009792	30361370
2010	0	48093657	31946911
2011	0	50473520	33580018
2012	0	52987008	35262119
2013	0	55592621	36994682
2014	0	58200235	38779223
2015	0	60809848	40617299
2016	0	63421461	42510518
2017	0	66035075	44460534

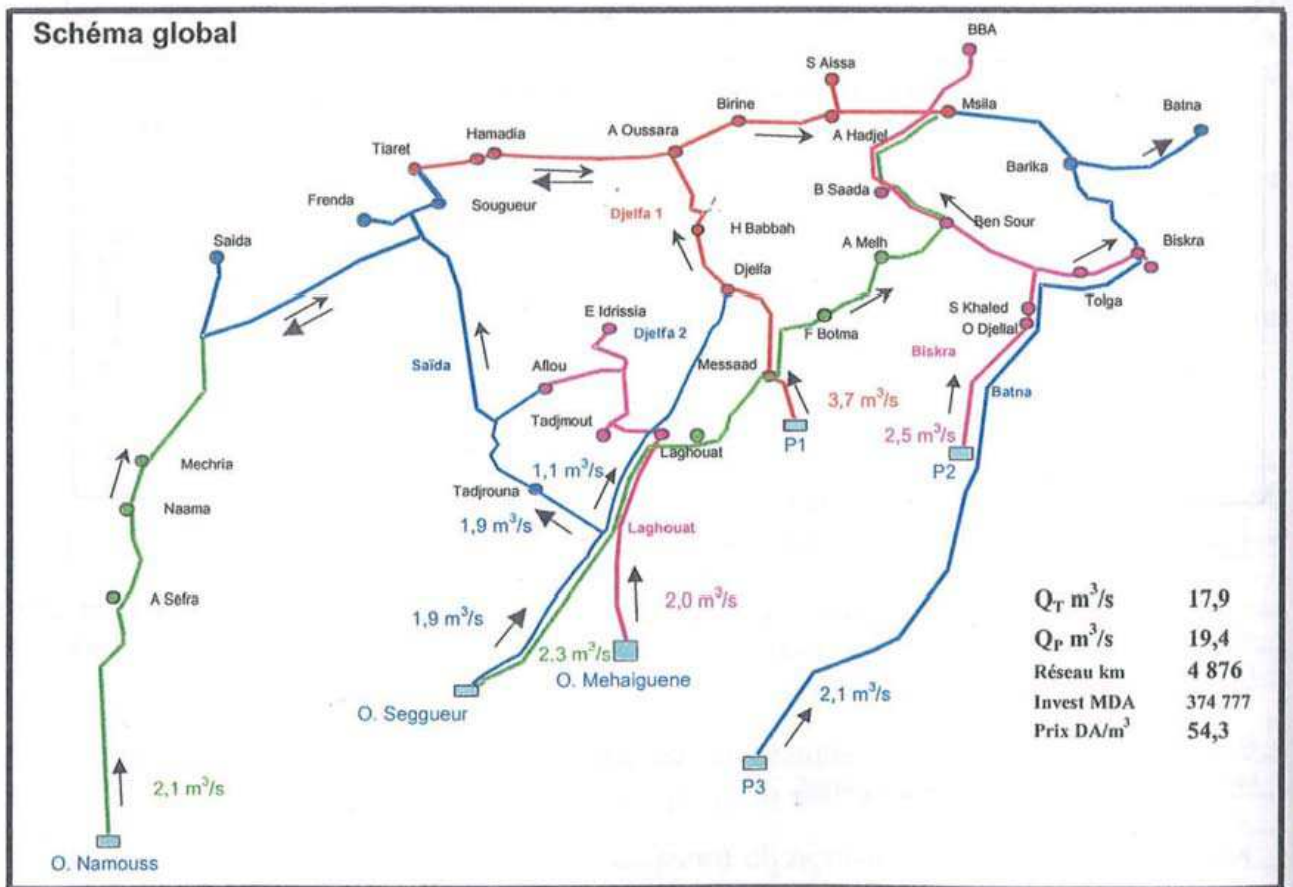
2018	0	68650688	46469050
2019	0	71268301	48537821
2020	0	73887915	50668656
2021	0	77814288	52863416
2022	0	81744661	55124018
2023	0	85679035	57452439
2024	0	89617408	59850712
2025	0	93559781	62320933
2026	0	97506155	64865261
2027	0	101456528	67485919
2028	0	105410901	70185197
2029	0	109369275	72965453
2030	0	113331648	75829116

I.5.5.3. Transferts d'eau réalisés et/ou en cours

1. Nappe de Ain Oussera vers Ksar El Boukhari : 6,73Hm³/an destiné à l'alimentation potable.

2. A partir de la commune de Birine, un volume de près de 1,53 Hm³/an est transféré vers les communes de Bouti Sayeh, Ain El Hadjel et Sidi Hadjeres (Wilaya de M'sila) destiné à l'AEP et l'industrie.

- Transferts Nord-Hauts Plateaux : Barrage Koudiat Acerdoune (Bouira) vers Boughzoul : 5Hm³/an.
- Transfert Sud – Hauts Plateaux : de la nappe albienne (Wilayas de Laghouat, Ghardaïa, Ouargla) vers wilayas de Djelfa, et Boughzoul.

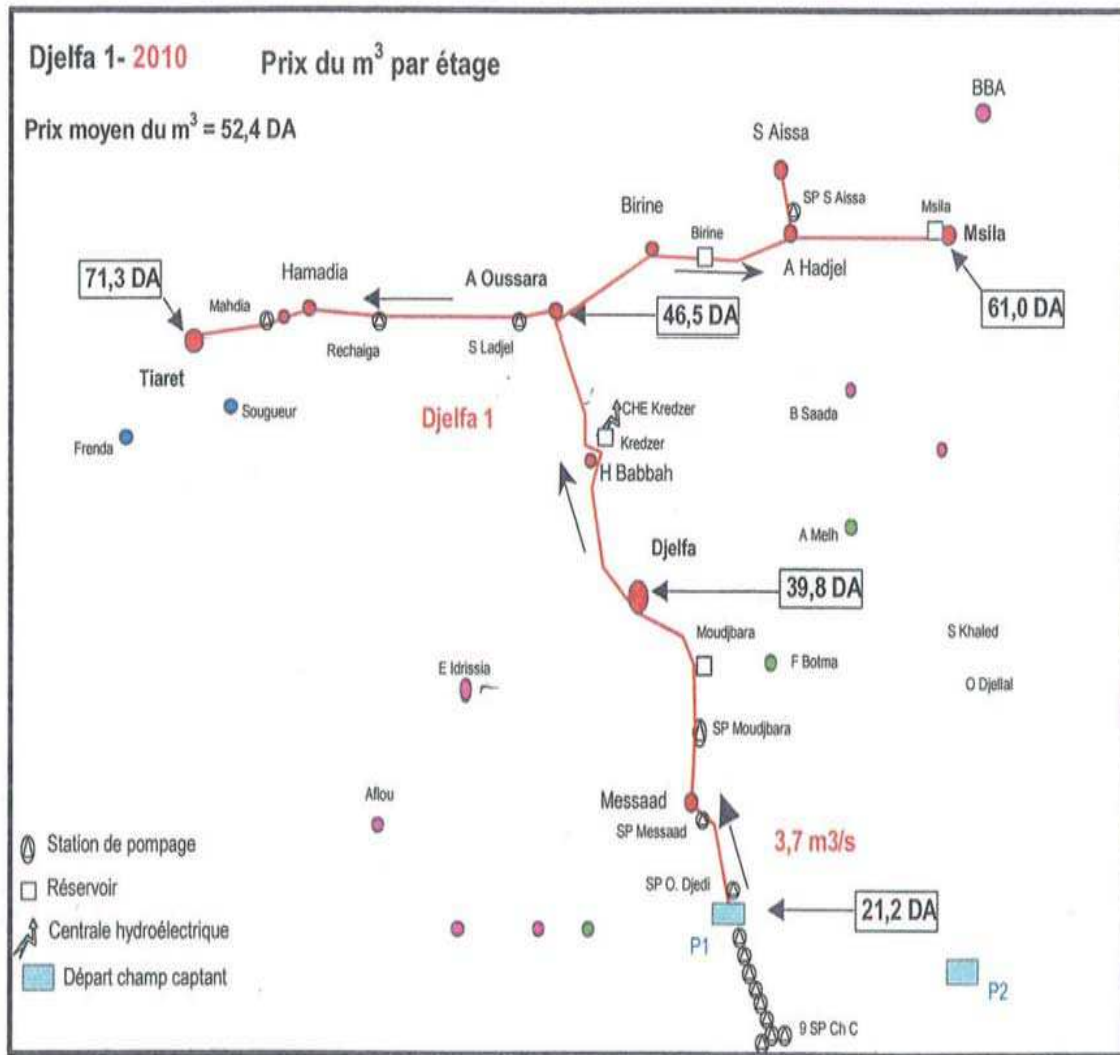


Carte 5 : Transferts d'eau.

Source : ANRH, 2008.

Les transferts Sud - Nord, provenant principalement de 4 zones :

- Zone P1 : Au sud de Messaâd.
- Zone P2 : Au sud de Sidi Khaled.
- Zone P3 : Au sud de Ghardaïa.
- Zone du Nord Grand Erg occidental : Comprise entre l'Oued Mehaiguene et l'Oued Namouss.



Carte 6 : Prix de l'eau par région.

Source : ANRH, 2008.

Bilan des ressources en eau

- Quantité mobilisée : 85,88Hm³/an.
- Quantité provenant des petits barrages et retenues colinéaires : 7,89Hm³/an.
- Quantité transférée vers autres lieux (M'sila, Ksar el Boukhari) : 7,90Hm³/an.

Quantité totale mobilisée sans les transferts : 85,88Hm³/an.

- Quantité apportée par les transferts : 292Hm³/an.

Quantité totale mobilisée avec les transferts : 377,88Hm³/an.

Compte tenu que les transferts d'eau vers la Wilaya de Djelfa ne sont qu'à leur début de réalisation, la réflexion va porter en premier lieu sur l'option sans transferts et en second lieu, on introduira la partie transferts pour évaluer l'influence de cette dernière sur le développement socio-économique de la région.

Ensuite, l'option de l'utilisation des eaux usées traitées sera introduite pour compléter la compréhension de la dynamique de l'eau dans la Wilaya de Djelfa.

Les résultats préliminaires ont montré que la prise en compte des 3 scénarios fait augmenter les besoins en 2010, 2020 et 2030 par rapport à l'année 2000 de la façon suivante :

Tableau 27 : Évolution de la demande en eau en fonction des scénarios.

Scénario	Quantité estimée mobilisable	2010	2020	2030
	Hm ³ /an	Hm ³ /an	Hm ³ /an	Hm ³ /an
Faible	171	106,9 à 127,2	133,2 à 181,2	174,1 à 266,6
Moyen		107,8 à 129,2	141,5 à 189,5	186 à 278,7
Extrême		108,7 à 130,1	142 à 190	186,1 à 278,6

* Situation de rupture

1. Scénario faible

La comparaison de ces chiffres par rapport aux ressources potentielles mobilisables de la région (171Hm³/an) fait ressortir que la pénurie d'eau apparaîtra déjà en 2020 pour le scénario Moyen et sera déjà présente en 2030 pour le scénario Faible. Il faut relever cependant que c'est le pire des scénarios car le moins recherché étant donné qu'il n'y aura aucune évolution socio-économique (statut quo). Au delà, la pénurie est très présente et pourra être un vrai handicap pour toute relance socio-économique.

2. Scénario moyen

La pénurie sera présente dès l'entame de 2030 avec un écart de 58Hm³/an à supposer que toutes les ressources soient mobilisées (171Hm³/an) ; ce scénario se distingue par une augmentation de l'ordre de 34%.

3. Scénario extrême

La pénurie se fera sentir également dès 2020 où un équilibre s'établira entre l'offre et la demande ; cette dernière dépassera l'offre et sera totale pour 2030 avec un écart de 182Hm³/an soit une augmentation de l'ordre de 106%.

Ainsi, si l'on devait s'en tenir uniquement aux ressources naturelles mobilisables (ressources souterraines), l'horizon d'un développement durable durant les 20 prochaines années se trouve sérieusement compromis au-delà du scénario moyen car ne permettant pas d'envisager une quelconque stratégie de développement de la wilaya sans que le facteur eau n'y soit réellement un frein.

Le recours à l'utilisation des sources non conventionnelles en plus de la construction de retenues colinéaires et de barrages qui permettront de préserver cette ressource rare et épuisable pour les générations futures est devenu inévitable.

Il y a lieu donc d'opter pour l'une des solutions suivantes :

1. Soit le transfert d'eau, solution qui a été retenue dans la perspective du développement des hauts plateaux. Cette solution n'est pas sans conséquence sur le développement des autres régions où la pénurie se ferait sentir à moyen terme compte tenu des bouleversements du temps, conséquence de l'effet de serre du à la pollution. En effet, Les changements climatiques dans la région du Maghreb indiquent que la température moyenne risque d'augmenter dans une fourchette de 2 à 4°C au cours du siècle. D'ici 2020, le régime pluviométrique peut baisser de 5 à 20% (Senhadji et Senouci, 2003).

En Algérie, les projections à l'horizon 2020 laissent prévoir une augmentation de 0,65°C en hiver, 0,8°C au printemps et en été et de 0,8°C à 1,01°C en automne.

Les baisses de précipitations sont estimées à 10% en hiver, 5% à 9% au printemps, 8 à 13% en été et 6 à 8% en automne soit une moyenne de 9 % par année d'après Senhadji et Senouci (2003).

Pour un scénario moyen des changements climatiques (augmentation de température de 0,5%), on peut s'attendre à une baisse des précipitations de 10% et un déficit des apports en eau superficielles de 15% à l'horizon 2020 perturbant ainsi la capacité de recharge des nappes qui n'assureront plus la même disponibilité en eau.

En supposant que tous les transferts soient réalisés en 2020 et que grâce à la technologie, les fuites seront raisonnablement réduites à 10%, donnant ainsi un volume appréciable de 378Hm³/an bien au-delà de la masse d'eau exigée pour la réalisation du scénario le plus optimiste (extrême) qui permettrait d'asseoir véritablement une économie durable de la Wilaya.

Cependant, en attendant que ces transferts deviennent réalité, la solution idoine serait d'opter rapidement pour l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture et dans l'industrie, qui reste la solution la plus faisable et la plus acceptable tant du point de vue technique qu'économique.

I.5.5.3.1. Etude de variantes

A partir des quantités précédentes, nous émettons deux (02) hypothèses de calcul pour les projections des quantités d'eaux usées pour la Wilaya de Djelfa.

1. Variante 1 : traitement de 15% des eaux rejetées.
2. Variante 2 : traitement de 30% des eaux rejetées.

Cela donnerait le tableau suivant :

Tableau 28 : Quantité d'eaux usées traitées en Hm³/an – cas de 15%.

Scénario	2010	2020	2030
Faible	6	7	8
Moyen	6	7	7
Fort	6	7	9

Tableau 29 : Quantité d'eaux usées traitées en Hm³/an – cas de 30%.

Scénario	2010	2020	2030
Faible	11	14	17
Moyen	11	14	14
Fort	12	15	18

Ces valeurs moyennes focalisées sur les points extrêmes des trois scénarios montrent que les quantités d'eaux usées traitées pouvant être récupérées et utilisées sont loin d'être négligeables ; en effet, elles passent de 6Hm³/an pour le scénario le plus faible en 2010 à 9Hm³/an pour le scénario extrême et ce pour un traitement de 15%, soit 11% de la totalité de la consommation des 2 secteurs que sont l'agriculture et l'industrie en l'an 2000.

Quant au traitement de 30%, il donne des valeurs encore plus significatives allant de 11Hm³/an en 2010 pour le scénario faible à 18Hm³/an pour le scénario extrême soit 24% de la consommation d'eau des 2 utilisateurs précédents durant l'année 2000.

Ces chiffres démontrent que la réutilisation des eaux usées traitées est devenue plus qu'une nécessité : un impératif et doit dès maintenant faire l'objet d'une stratégie adaptée à chaque région du pays et en particulier celle des zones arides et semi-arides.

Compte tenu des potentialités hydriques réduites de la Wilaya de Djelfa et des perspectives de développement préconisées par le SRAT et le SNAT, le nécessaire développement a pour corollaire la réutilisation des eaux usées de la région qui sont abondantes. Cependant, cette utilisation obéit à des règles strictes et c'est dans cette perspective que nous avons voulu savoir quelles sont les possibilités en la matière en procédant à quatre expériences d'utilisation d'EUT et des boues issues de STEP sur des supports aussi variés que sont les spéculations maraîchères (pouvant être consommées crues et celles nécessitent des cuissons préalables) et les plants forestiers.

Ces expériences seront traitées dans la deuxième partie.

Partie II

Impacts et valorisation des eaux usées et des boues biologiques

Chapitre II.1. Synthèse de la réutilisation des eaux usées et des boues à travers le monde

Introduction

La réutilisation des eaux usées traitées (EUT) pour l'irrigation, l'industrie et autres activités (foresterie, récréation, etc.) en lieu et place de l'eau potable permettra d'avoir des gains positifs sur les deux volets que sont la protection de l'environnement sérieusement menacé et la maîtrise des ressources naturelles non renouvelables. Ainsi, la valorisation des eaux usées traitées qui présentent l'avantage de la stabilité par rapport à celles liées à la pluviométrie (masse d'eau disponible indépendamment des saisons) est à replacer dans le cadre de la gestion intégrée des ressources en eau. L'intérêt principal de la réutilisation des eaux usées traitées est l'apport d'eau indispensable dans des zones à "fort index de pénurie" (zones arides et semi arides). Cependant, l'utilisation de ces eaux usées traitées à grande échelle sur des terres agricoles nécessite qu'on précise les conditions pour la rendre optimale. Il s'agit entre autre d'élargir la gamme des cultures utilisées, d'adapter les systèmes d'irrigation à la qualité des effluents et à la culture irriguée et d'ajuster la fertilisation aux besoins des cultures. Le potentiel de fertilisation de l'eau usée traitée due à la présence de nutriments est un atout pour les cultures mais peut également être une source de pollution. En effet, la valeur nutritive de l'eau usée peut excéder les besoins de la plante et constituer alors une source potentielle de pollution des eaux de nappes. Elle peut également poser des problèmes de développement végétatif excessif, en retardant la maturité ou en réduisant la qualité des cultures irriguées.

II.1.1. Usage agricole

L'agriculture consomme à elle seule globalement plus de 70% des ressources hydriques exploitées, et de plus en plus de villes entrent en compétition avec l'agriculture pour s'en accaparer. L'irrigation avec les EUT constitue une alternative aux rejets dans les milieux récepteurs qui peuvent présenter des capacités d'absorption limitées en ce sens que les systèmes classiques d'élimination des eaux usées ont un effet néfaste direct sur la fertilité du sol car les éléments nutritifs et les éléments traces utiles contenus dans les eaux usées ne sont pas réintroduits dans le circuit agricole. Ils sont ainsi perdus et contribuent à la pollution de l'environnement. La réutilisation des eaux usées traitées en agriculture outre le fait qu'elle permet de réduire l'utilisation de l'eau potable et sa préservation apporte en outre des bénéfices additionnels tels l'augmentation du rendement des cultures, l'amélioration de l'efficacité des systèmes d'irrigation ainsi que de la stabilité structurale du sol (FAO,2003). L'action des EUT se traduit également par une augmentation de la

fertilité du sol et une biodisponibilité des macro et des micronutriments qui sont essentiels à la nutrition des plantes (Toze, 2006).

Cependant, la généralisation de l'irrigation par les EUT n'est pas sans risques car ces derniers, riches en sels, en MO et en métaux lourds contribuent souvent à une salinisation du sol qui a des effets négatifs sur ses caractéristiques structurales (porosité...) se traduisant par une augmentation du ruissellement et une diminution de l'infiltration contribuant ainsi à l'érosion du sol.

II.1.1.1. Aspects positifs

II.1.1.1.1. Gain économique

Les eaux usées caractérisées par leur richesse en N, P et K, qui sont habituellement appliqués sous forme d'engrais minéraux permettent de compenser le manque d'éléments nutritifs et de diminuer les frais de fertilisation des sols et même de se passer de l'achat de fertilisants et de produits organiques. D'après Faby et Brissaud (1997), une lame d'eau résiduaire traitée de 100mm peut apporter à l'hectare de terre agricole environ :

- 16 à 62 kgs d'azote,
- 2 à 69 kgs de potassium,
- 4 à 24 kgs de phosphore,
- 18 à 208 kgs de calcium,
- 9 à 100 kgs de magnésium,
- 27 à 182 kgs de sodium.

Du fait de leur teneur en éléments nutritifs et de leur richesse en oligoéléments, les eaux usées lorsqu'elles sont réutilisées pour l'irrigation, entraînent une amélioration des rendements des plantes cultivées. Dans ce cadre, Fars *et al.* (2003) et Mohammad Rusan *et al.* (2007) ont constaté une augmentation de la biomasse d'une plante fourragère lorsqu'elle est irriguée par une eau usée brute ou traitée. Ainsi, Fars *et al.* (2003) indiquent que les rendements enregistrés par rapport à un témoin dépassent les 110 %, pour les plantes irriguées par les deux types d'eau.

De même, l'irrigation par les EUT entraîne un enrichissement important du tissu des plantes cultivées en oligoéléments (Yadav *et al.*, 2002, Fars *et al.*, 2003; Charfi, 1995). Les éléments traces qui sont généralement immobilisés dans les couches supérieures du sol peuvent provoquer, à long terme, des risques pour le développement des plantes. En effet, certains éléments traces (bore, fer, zinc, cuivre, manganèse, et molybdène), peu nombreux, sont reconnus nécessaires au développement des végétaux en très faibles quantités, (Faby et Brissaud, 1997).

II.1.1.1.2. Recharge des nappes

L'irrigation ou l'épandage des eaux usées sur des surfaces agricoles est l'une des

techniques de recharge artificielle des nappes phréatiques couramment utilisée en région aride ou semi-aride (Asanoa et Cotruvo, 2004). Dans ce contexte, Ben Marzouk (2006), a constaté une remontée continue du niveau de la nappe phréatique suite à la pratique de l'irrigation par des eaux usées traitées dans la région d'El Hajeb. Au bout d'une dizaine d'année, cette remontée a atteint plus de 10 m. L'apport de l'irrigation à la recharge de la nappe est estimé à 0,1 Mm³/an ce qui correspond à 5% du volume des EUT réutilisées pour l'irrigation.

II.1.1.1.3. Stabilité structurale des sols

- Augmentation des teneurs du sol en carbone organique total et augmentation de la cohésion des agrégats par la synthèse de substances agrégeantes liées à l'activité biologique des sols comme les polysaccharides ou par la rétention physique des agrégats par les filaments fongiques.
- Diminution de la mouillabilité des agrégats par les lipides ou via l'activité microbienne qui peut générer des substances hydrophobes.

A travers la stimulation de l'activité biologique, les EUT peuvent avoir une action directe sur la stabilité structurale (augmentation de la cohésion et/ou l'hydrophobicité des agrégats) liée à la présence de substances telles que les sucres, les substances humiques ou les lipides initialement présents dans les EUT.

II.1.1.1.4. Porosité des sols

Plusieurs études sur divers types de sols utilisant différents types d'EUT, ont démontré une diminution de la densité apparente des sols. Cette diminution est attribuée à l'augmentation de la porosité totale du sol et à la dilution de la fraction minérale suite à l'apport de matière organique à faible densité et à forte porosité. En effet, les densités apparentes des EUT sont nettement plus faibles que celles des particules minérales du sol. La densité apparente moyenne de 82 différentes EUT est de l'ordre de 0,650 kg/L. L'augmentation de la porosité du sol est observée après l'apport de divers types d'EUT au sol, surtout la porosité de taille 50-500µm, responsable de la transmission de l'eau et des gaz et celle dite de stockage (0,5-5µm), qui retient l'eau nécessaire au développement des plantes et des microorganismes (Sanchez, 1995).

II.1.1.1.4.1. Phénomènes d'érosion

Les EUT contribuent à la lutte contre les phénomènes de ruissellement et d'érosion. En effet, l'addition d'EUT au sol a pour conséquences la réduction, voire même la disparition du ruissellement en surface, la diminution du volume de sédiments perdus, ce qui traduit la réduction de l'amplitude du phénomène d'érosion hydrique. Cette amélioration de la résistance du sol au ruissellement et à l'érosion serait le résultat de l'action directe des EUT sur le statut physique du sol en augmentant la porosité du sol et par conséquent la vitesse de l'infiltration de l'eau ainsi que la

proportion des agrégats stables, contribuant ainsi au ralentissement de la formation de la croûte.

II.1.1.1.4.2. Biologie des sols

Les paramètres liés à l'activité biologique les plus souvent mentionnés sont la biomasse microbienne totale du sol, la taille de la population fongique du sol et la concentration du sol en polysaccharides d'origine microbienne.

II.1.1.1.4.3. Santé humaine

Paradoxalement et en dépit des problèmes sérieux relevés suite à l'utilisation des eaux usées non traitées, il ya une reconnaissance croissante du fait que leur utilisation peut générer certains effets positifs sur la santé. Améliorer le niveau de vie des pays pauvres par le développement de l'irrigation avec des eaux usées peut conduire à une meilleure santé, dans certains cas, même quand l'irrigation entraîne une augmentation de vecteurs de maladies (Van der Hoek et al., 2001a). La sécurité alimentaire est améliorée pour les producteurs et les consommateurs par le biais de la production agricole qui génère des revenus plus élevés pour les agriculteurs, et fournit plus de fruits et légumes frais et abordables. Dans les deux cas, cette sécurité alimentaire accrue peut combattre la malnutrition, qui représente un facteur de premier plan dans la moitié des décès d'enfants dans les pays en développement (OMS, 2000), et cause des retards de croissance physique et cognitive (Berkman et al., 2002, cité par Carr et al). Les revenus accrus sont associés à une meilleure santé, malgré le fait que l'utilisation des eaux usées conduit à des risques plus accrus de maladies. Une étude (Ijumba, 1997) fait ressortir qu'un village dont les habitants utilisent un système d'irrigation du riz avec des eaux usées avait plus de vecteurs du paludisme qu'un village voisin en Tanzanie, mais un niveau inférieur de la transmission du paludisme - parce qu'il avait plus de ressources pour acheter de la nourriture, les enfants sont mieux nourris, et les villageois pouvaient se permettre de s'équiper de moustiquaires.

II.1.1.2. Aspects négatifs

Malgré l'épuration des eaux usées, des directives de précaution en termes environnementaux et sanitaires méritent d'être émises pour la protection des usagers, des consommateurs de produits agricoles et des ressources en eaux et en sols. D'après l'Office International de l'Eau, en se référant aux directives de l'Organisation Mondiale de la Santé (1989), on retient trois catégories de contraintes sanitaires : C, B et A. Ces contraintes à risques croissants sont liées aux types d'usage des eaux et aux systèmes d'irrigation et sont de deux types : contraintes biologiques et contraintes chimiques. Plusieurs travaux de recherche mentionnent des rendements bactériologiques épuratoires variant de 78,4 à 88%

pour les coliformes fécaux et de 87,7 à 99,4% pour les streptocoques fécaux (Trad et Alouini ,1988). Il en reste une certaine quantité qui se retrouve ainsi dans les EUT avec lesquelles est réalisée l'irrigation. Trad-Rais (1989) en analysant 16 échantillons d'EUT a retrouvé 3 cas positifs soit donc une présence de salmonelles dans 18,75% des cas y compris pour le *Vibrio Cholerae*. Le même auteur affirme que d'un point de vue parasitologique, les helminthes présentent le risque le plus élevé de transmission de maladies liées à l'eau usée ; ceci est principalement dû à leur longue persistance dans l'environnement et leur faible dose infective. Parmi les œufs d'helminthes observés, on trouve le *Trichuris spp*, comme nématodes, et le *hymenolepis spp* comme cestodes. Alouini (1993) mentionne un rendement d'élimination d'œufs d'helminthes de 100% et une présence de $3,9.10^2$ kystes/L de protozoaires dans les eaux usées, avec un rendement global d'élimination de parasites de 94%. La présence d'un œuf d'helminthe, humain ou non, viable ou non, témoigne d'un risque de contamination potentiel réel pour la population directement exposée. Des cas de contaminations fécales par l'intermédiaire de produits végétaux arrosés par des eaux usées brutes ont déjà été mis en évidence. Ainsi, Froese et Kindzierski (1998) rapportent qu'une épidémie de cyclosporiose (*Cyclospora caytanensis*) a été corrélée à une consommation de framboises importées. Les travaux de Friedel *et al.*, (2000) ont montré que l'irrigation par des eaux usées entraînait un changement de la communauté microbienne du sol avec un plus grand pouvoir de nitrification, qui serait dû aux apports de sodium et de sels par les effluents. Le risque majeur de l'irrigation par les eaux usées traitées est cependant la contamination par les coliformes fécaux. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a recommandé le seuil de 1000 UFC/100 mL de coliformes fécaux pour l'irrigation avec ces eaux usées (WHO, 1989). Enfin, l'utilisation à long terme des eaux usées peut endommager le sol : bien que la matière organique dans les eaux usées peut contribuer à améliorer la texture du sol, la capacité de rétention des eaux usées a également des effets néfastes, en particulier dans les milieux arides, en provoquant la salinisation des sols, le blocage des interstices du sol avec de l'huile et des graisses et l'accumulation des métaux lourds. Au Pakistan, l'utilisation des eaux usées associée à un drainage insuffisant a donné lieu à des répercussions négatives telles la dégradation du sol et sa salinité, l'apparition retardée de blé et de sorgho en raison d'un excès d'éléments nutritifs appliqués. Les effluents à dominante domestique (de rapport DCO/DBO5 < 2.5, DCO < 750 mg/L et N (azote total Kjeldahl <100 mg/L) peuvent être utilisés, après épuration, pour l'irrigation des cultures et l'arrosage des espaces verts. L'utilisation d'effluents à caractère non domestique, du fait de la présence possible en quantité excessive de micropolluants chimiques minéraux ou organiques, reste

assujettie à un examen particulier de leur qualité chimique ; dans certains cas, elle pourra être interdite.

Parmi les critères incontournables à considérer, il y a lieu de citer la *salinité* enregistrée dans les eaux usées traitées (conductivité électrique moyenne à élevée entre 2 et 4 mhos/cm) se traduisant après irrigation par un enrichissement en ions sodium, chlorures et sulfates qui s'exprime par un changement de la composition de la solution du sol. Des travaux effectués par A. Bahri et B. Hoummane (1987) sur l'effet de l'épandage des eaux provenant de la station d'épuration de Cherguia (Tunis) sur les sols sableux de la station expérimentale de Sunha (Tunis) montrent que l'utilisation des eaux usées traitées en irrigation contribue à une augmentation de la conductivité électrique et à une évolution des caractéristiques géochimiques de la solution du sol. Il en résulte également une augmentation modérée des taux de C, N, P et une accumulation de Zn, Pb, Cu dans les horizons de surface due à la complexation par la matière organique. L'augmentation de la conductivité électrique couplée à l'accumulation des métaux lourds peut entraîner la restriction de certaines cultures particulièrement celles qui sont sensibles au sel. Dans la zone de Hajeb (Tunisie) où on pratique l'irrigation avec des eaux usées, Kallel et Bouzid (2002) ont constaté une augmentation de la salinité et de la concentration en éléments fertilisants N et P des eaux de la nappe suite à l'irrigation par les EUT.

Dans le périmètre de Sokra, près de Tunis, Zekri et al., (1995) ont constaté trois effets de l'irrigation par les EUT sur la nappe phréatique :

- Une augmentation de la salinité qui est passé de 2,3 à 4 mS/cm après 20 ans d'irrigation.
- Une contamination microbiologique liée à la proximité de la nappe de la surface du sol.
- Une pollution par les métaux lourds.

La structure peut, en particulier, être détruite par un apport excessif de sodium et une absence de lessivage, en particulier dans les zones à trop faible pluviométrie. Une grande quantité d'ions sodium dans l'eau affecte la perméabilité des sols et pose des problèmes d'infiltration (Suarez *et al.*, 2006) ; ceci est dû au fait que lorsque le sodium apporté par les eaux d'irrigation au sol est sous une forme échangeable, il remplace le calcium et le magnésium adsorbés sur les agrégats du sol et cause ainsi la dispersion de ces particules argileuses. Cette dispersion a comme conséquence la désagrégation des sols qui deviennent alors durs et compacts se traduisant par un colmatage de la porosité qui réduit ainsi les vitesses d'infiltration de l'eau et de l'air tout en affectant leur structure (Halliwell *et al.*, 2001; Leone *et al.*, 2007). Le calcium apporté par les EUT entraîne la libération des ions sodium du complexe absorbant du

sol sous forme échangeable, ce qui facilite sa migration en profondeur ainsi que sa biodisponibilité (Herpin et al. ,2007).

La connaissance du RAS de l'effluent (rapport d'absorption de sodium) de formule

$$\text{RAS} = \frac{(\text{Na}^+)}{\sqrt{\frac{(\text{Ca}^{2+}) + (\text{Mg}^{2+})}{2}}}$$

est alors importante et il y a danger si le RAS approche la valeur de 10. Cela n'arrive en général que sur certains effluents concentrés (distilleries, sucreries, fromageries). Une trop forte salinité de l'effluent (> 2 mg/L) entraîne des difficultés et conduit à un contrôle plus attentif des quantités d'eaux épandues et un suivi de l'évolution de la salinité du terrain de culture. Le tableau 30 donne un exemple des valeurs guides pour l'eau d'irrigation adoptées en Californie.

Tableau 30 : Valeurs guide pour l'eau d'irrigation en Californie.

Éléments	Limitation d'usage			
	Pas	Modérée	Forte	
Caractéristiques				
Salinité en mg/l	<450	450 - 2000	>2000	
Conductivité spécifique en NS.cml (CE)	<700	700 - 3000	> 300	
RAS = 0-3 = 3-6 = 6-12 = 12 - 20 = 20 - 40	CE	>700	700-200	<300
		>1200	1200-300	< 30
		>1900	1900 - 500	<500
		>2900	2900-1300	<1300
		>5000	5000-2900	<2900
		Na		
Irrigation en surface- RAS	<3	3-9	>9	
Irrigation par aspersion mg/l)	<70	>70		
Cl				
Irrigation en surface (mg/l)	< 140	140 - 350	>350	
Irrigation par aspersion (mg/l)	< 100	> 100	-	
pH	de 6,5 a 8,4			

Source : Papadopoulos, 1997.

II.1.1.3. Recommandations microbiennes (normes)

Les coûts encourus pour parvenir à différents niveaux de risque doivent également être envisagés. Atteindre de tels niveaux de risque très faible grâce à des technologies plus avancées de traitement des eaux usées augmente considérablement les coûts (Shuval Fattal, 1999). La convention de Stockholm exige que le risque de maladies gastro-intestinales dans une population donnée, doit être considéré dans le contexte du risque total de toutes les expositions (eau potable,

contact avec l'eau de loisirs et des aliments contaminés). Cela facilite la prise de décisions de gestion qui priorisent les risques les plus importants (Bartram *et al.*, 2001). Il est à remarquer que les exigences de qualité de l'eau pour l'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation sans restriction sont souvent plus rigoureuses que les exigences de qualité des eaux de surface pour l'irrigation sans restriction. En de nombreux endroits, l'eau de surface ne réalise pas les objectifs d'orientation des normes de l'irrigation sans restriction (PNUE, 1991 ; Mara *et al.*, 1989). Par exemple, dans les zones irriguées, près de Santiago (Chili), 60% de l'eau des rivières utilisée pour l'irrigation contenait plus de 10.000 CF/100 mL (dix fois la norme recommandée par l'OMS) (FAO, 1993). Il en est de même pour l'EPA (Environmental Protection Agency des USA) qui recommande pour l'irrigation avec des eaux usées traitées une norme $\leq 2,2$ de CF /100 mL, mais qui doit être ≤ 1000 CF/100mL quand il s'agit des eaux de surface (USEPA, 1973) ; cela est dû au fait qu'un certain pourcentage des CF dans les eaux de surface ne provient pas des effluents d'eaux usées, ce qui peut avoir des implications importantes en termes d'évaluation des risques sanitaires (OMS, 1996).

Dans beaucoup de pays où l'eau douce est rare, les gens boivent souvent l'eau qui ne satisfait pas aux normes de qualité d'eau potable : dans certaines zones du sud du Punjab, au Pakistan, les réserves souterraines sont trop saumâtres et une étude a fait ressortir que 58% de l'eau dans les réservoirs du village contiennent une concentration > 100 E.coli / 100 mL (Van der Hoek *et al.*, 2001b). Dans ces circonstances, il serait tout à fait inapproprié de s'attendre à ce que les eaux usées soient traitées pour une meilleure qualité que l'eau potable. En d'autres termes, les recommandations pour la qualité de l'eau doivent être adaptées aux conditions sociales, économiques et environnementales de chaque pays. Lorsque les pays ayant des niveaux élevés de maladies liées au contexte et des ressources inadéquates pour le traitement des eaux usées, le fait d'adopter des normes de qualité trop strictes de l'eau à usage agricole, peut conduire à un niveau inférieur de protection de la santé parce que, dans ces circonstances, ces normes ne peuvent pas changer de manière significative le niveau de fond de la maladie et/ou peut être considéré comme irréalisable et donc ignoré complètement. C'est pour ces raisons qu'en 1982, la Banque mondiale et l'Organisation mondiale de la Santé ont entrepris une étude scientifique afin d'examiner les preuves épidémiologiques et technologiques sur les risques sanitaires liés à l'irrigation des eaux usées (Shuval *et al.*, 1986 ; Feachem *et al.*, 1983; Struass et Blumenthal, 1989). Ces études ont abouti à la publication en 1989, des lignes directrices de Santé pour l'utilisation des eaux usées dans l'agriculture et l'aquaculture. Ces lignes directrices ou normes sont largement

acceptées et utilisées par les organismes internationaux dont l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture, l'United Nations Development Programme (UNDP), l'United Nations Environment Programme (UNEP), la Banque mondiale et par un certain nombre de pays.

L'objectif principal de ces normes est de limiter le plus possible, voire d'éliminer, les risques sanitaires. Ainsi, pour l'irrigation sans restriction, c'est-à-dire toutes cultures autorisées et sans limitation d'irrigation, la pollution microbiologique selon l'OMS doit être de 1000 coliformes fécaux/100mL et de moins d'1 œuf d'helminthe par litre d'effluent. Dans certains pays, les normes sont encore plus sévères concernant les eaux usées traitées et destinées à l'irrigation des légumes consommés crus en ce sens qu'ils exigent une eau de qualité potable pour une telle application. Les normes américaines sont encore plus restrictives car elles préconisent une absence totale de germes tests et moins de 2,2 coliformes totaux/100mL.

Tableau 31 : Normes bactériologiques appliquées dans certains pays (Lavison et Moulin, 2007).

Recommandations/Pays	Coliformes fecaux
OMS (niveau A)	1000 coliformes thermotolérants/100mL + 1 œuf d'helminthe/Lf
USEPA	< 1 ou 200 coliformes thermotolérants/100mL selon culture
France (CSHPF, niveau A)	1000 coliformes thermotolérants/100mL + 1 œuf d'helminthe/L + contrainte techniques
Afrique de Sud	1 ou 1000 coliformes thermotolérants/ 100mL selon culture + filière imposées
Japon	1 E. coli/100mL + résiduel de chlore total > 0,4mg/L
Koweit	100 ou 10000 coliformes totaux/100mL selon culture + effluent oxydé + filtré et désinfecté
Israël	2,2 ou 500 coliformes thermotolérants/100mL selon culture
Arabie Saoudite	2,2 coliformes totaux/100mL (culture à accès restreint
Tunisie	< 1 nématode intestinal/L
Mexico	≤1000/100mL
Les Canaries	≤2,2/100mL
Californie	≤2,2/100mL

Floride	$\leq 2,2/100\text{mL}$
Arizona	$\leq 1/100\text{mL}$
Australie	$\leq 750/100\text{mL}$

L'autre aspect négatif et non pas des moindres est représenté par les métaux lourds; en effet, dans de nombreux pays, les eaux usées industrielles sont souvent mélangées avec les eaux usées municipales utilisées pour l'irrigation. Les déchets industriels contiennent des produits chimiques toxiques organiques et inorganiques. Les risques sanitaires liés aux substances chimiques trouvées dans les eaux usées et dans les boues nécessitent alors plus d'attention. L'utilisation des eaux usées sur une longue période de temps peut entraîner une accumulation de métaux lourds, en particulier avec des sources d'eaux usées industrielles. L'irrigation avec ces dernières a été associée à une augmentation de 36% dans la maladie du foie agrandi et de 100% des cancers et des taux de malformations congénitales en Chine, comparativement à des zones où l'eau industrielle n'a pas été utilisée pour l'irrigation (Yuan, 1993, cité par Carr *et al.*). Au Japon, l'empoisonnement au cadmium chronique à la suite de l'utilisation des eaux usées a causé la maladie Itai-Itai et des troubles rénaux (Chen, 1992, OMS, 1992).

L'irrigation par les EUT a également une action sur l'accumulation et la distribution des ETM dans les différents horizons du sol se caractérisant souvent par une migration en profondeur ce qui accentue encore plus le danger de la pollution des nappes phréatiques (Flores *et al.*, 1997 ; Streck et Richter, 1997a; Vinten *et al.*, 1983 ; Tarchitzky *et al.*, 1999 ; Agassi *et al.*, 2003; Viviani et Iovino, 2004). Une fois dans le sol, les ETM peuvent être assimilés par les végétaux, ou bien être redistribués en surface ou en profondeur dans le sol. Leur devenir dans l'environnement est très variable selon l'élément considéré et les conditions physico-chimiques du sol telles que le pH, la CEC, la concentration en MO (Lamy *et al.*, 1994; Harter et Naidu, 1995 ; Christensen *et al.*, 1996; Merritt et Erich, 2003 ; Boyle et Fuller, 1987). La biodisponibilité de ces éléments dans le sol peut engendrer leur accumulation dans les tissus des plantes et atteindre dans certains cas, des seuils de phytotoxicité (Faby et Brissaud, 1997). Mapenda *et al.* (2005) ont constaté dans des sols irrigués par des eaux usées brutes, une augmentation des teneurs en ETM dans les horizons de surface largement supérieures à celles trouvées dans les horizons de subsurface et dans le sol témoin (tableau 32).

Tableau 32 : Teneurs en métaux lourds (mg/kg) dans le sol irrigué par des EU comparées à un témoin et aux normes anglaises pour les sols agricoles (Mapenda et al., 2005).

Éléments	Sol irrigué par les EU (horizon de surface)	Sol irrigué par les EU (horizon de subsurface)	Sol témoin	Normes anglaises (mg/kg)
Cu	7 - 145	3 - 40	10	50(pH<5,5); 100 5,5<pH<6,5
Zn	14 - 228	9 - 72	14	200; pH< 5
Cd	0,5 - 3,4	0,5 -2,9	0,5 -2	3
Ni	<0,01 - 21	0 - 17	1-3,2	50; pH< 5,5
Cr	33- 225	8 - 47	54	400
Pb	4 - 59	3 - 38	1,2 - 18	300

Assadian *et al.* (1998) ont constaté qu'après 40 années de pratique, l'irrigation avec des eaux usées brutes mélangées avec des eaux de rivière a entraîné une augmentation des teneurs en métaux dans le sol. D'une manière générale, les valeurs trouvées sont 29 fois plus supérieures aux teneurs trouvées dans des sols irrigués avec des eaux de rivières uniquement. Flores et al. (1997) ont étudié l'effet de l'épandage d'eaux usées brutes sur des terres agricoles, pendant une longue période de temps allant de 60 à plus de 90 ans. Ils ont constaté une importante accumulation des métaux lourds dans le sol, essentiellement dans les horizons de surface, avec des teneurs variant entre 36 et 131 mg/kg pour le Pb. Cependant, Yadav et al. (2002) ont constaté que les teneurs en métaux lourds au niveau des plantes irriguées par des eaux usées depuis 30 ans sont en dessous du seuil de toxicité pour les plantes. De même, Assadian *et al.* (1998) ont constaté que les teneurs en métaux dans des plantes de luzerne irriguées par les EU, à l'exception du Zn, sont largement inférieures à celles trouvées dans le sol. Les auteurs précisent également qu'il n'existe aucune corrélation évidente entre les teneurs en métaux dans les plantes cultivés et les sols. Ce résultat a été également rapporté par Solis *et al.* (2005.) et Rattan *et al.* (2005) qui précisent que le coefficient de transfert (TF) des métaux du sol vers les plantes, à l'exception du Zn, ne varie pas de façon linéaire avec les teneurs dans le sol.

Tableau 33 : Limites recommandées en éléments traces (mg/L) dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (FAO, 2003).

Éléments	Utilisation à long terme	Utilisation à court terme
Aluminium	0,5	20
Arsenic	0,1	2
Béryllium	0,1	0,5
Bore	0,75	2
Cadmium	0,01	0,05
Chrome	0,1	1
Cobalt	0,05	5
Cuivre	0,2	5
Fluor	1	15
Fer	5	20
plomb	5	10
Lithium	2,5	2,5
manganèse	0,2	10
Molybdène	0,01	0,05
Nickel	0,2	2
Sélénium	0,02	0,02
Vanadium	0,1	1
Zinc	2	10

II.1.2. Usage industriel

L'eau résiduaire après traitement peut être une source d'eau tout à fait adaptée aux besoins industriels, en particulier pour le refroidissement et les lavages. Très souvent, une élimination poussée de la pollution organique est nécessaire et le traitement biologique est alors suivi d'un traitement de finition. L'eau, après un traitement tertiaire très complet, comprenant entre autres une étape de déminéralisation, peut être utilisée pour l'alimentation de chaudières basse pression. Des essais de longue durée ont démontré la faisabilité de cette solution pour des chaudières moyenne pression. La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau pour l'industrie (OMS, 1989). Les plus grands secteurs consommateurs de l'eau sont les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) et les papeteries. La qualité de l'eau réutilisée est réglementée et dépend du type d'application ou de production industrielle. Aux Etats-Unis, par exemple, le volume des eaux résiduaires réutilisées en industrie est d'environ 790 000 m³/j, dont 68 % pour le refroidissement

Lazarova, 1998). En Arabie Saoudite, 15000 m³/j des EUT issue de la ville de Riyadh sont réutilisés dans les circuits de refroidissement de la raffinerie pétrolière de la région (USEPA, 2004).

II.1.3. Usage domestique et municipal

La réutilisation des eaux usées traitées pour un usage domestique individuel ou à l'échelle de la ville est possible à différents niveaux de qualité et suivant plusieurs schémas :

- Recyclage partiel à l'intérieur d'immeubles : cette solution qui a fait l'objet d'applications en Extrême-Orient consiste le plus souvent à alimenter les chasses de toilette au moyen d'eaux usées traitées.

- Alimentation de réseaux municipaux de lavage (rues, réseaux d'incendie, etc.).

II.1.4. Utilisation des eaux usées dans le monde

Dans de nombreux pays en développement, les eaux usées utilisées pour l'irrigation, sont souvent insuffisamment traitées. Par exemple, l'OMS/UNICEF (2000) estime qu'en moyenne le traitement des eaux usées par des usines est de 35% en Asie, 14% en Amérique latine et les Caraïbes, 66% en Europe et 90% en Amérique du Nord. Homsy (2000) estime qu'environ 10% seulement de toutes les eaux usées dans les pays en développement reçoivent un traitement. Les eaux usées sont souvent une ressource pour les pays pauvres et dans bien des cas, l'eau et les nutriments qu'elle contient peuvent avoir d'importants impacts sur la sécurité alimentaire (Buechler et Devi, 2003). La qualité des eaux usées utilisées et la nature de son utilisation peuvent varier énormément, à la fois entre et au sein des pays. Dans de nombreux pays à faible revenu en Afrique, en Asie et en Amérique latine, les eaux usées tendent à être utilisées brutes, alors que dans les pays à revenu intermédiaire comme la Tunisie et la Jordanie, les eaux usées sont traitées avant d'être utilisées. Les conditions socio-économiques locales et la culture sont aussi des facteurs qui influencent le choix des cultures irriguées, ce qui rend encore plus difficile l'appréhension des impacts sanitaires y afférents. Par exemple, la plupart des légumes irrigués avec des eaux usées au Pakistan sont consommés cuits, alors qu'au Sénégal, la plupart sont généralement consommés crus (Faruqui et coll.2001). En outre, la justification de l'utilisation des eaux usées varie énormément dans des contextes différents. En Tunisie ou en Jordanie, de nombreux agriculteurs seraient incapables de gagner leur vie sans l'utilisation des eaux usées car l'eau conventionnelle est très rare ; en revanche, dans des pays tels le Sénégal et le Pakistan, les paysans préfèrent les eaux usées, même lorsque l'eau douce est disponible, car ils réalisent des bénéfices supérieurs grâce à l'utilisation des eaux usées en raison de la fiabilité de leur disponibilité et de leur richesse en éléments fertilisants ce qui leur permet parfois jusqu'à 3 récoltes par an, selon les cultures.

Étant donné la croissance démographique et le fait que davantage d'eau douce est détournée vers les villes pour la consommation domestique-dont 80% repart en eaux usées-, le recours à l'irrigation par les eaux usées traitées est devenu une pratique incontournable. Au moins 20 millions d'hectares dans 50 pays sont irrigués avec des brutes ou partiellement traitées. Smit et Nasr (1992) ont estimé que le dixième ou plus de la population mondiale consomme des aliments produits sur des terres irriguées avec des eaux usées. Ces dernières proviennent essentiellement des eaux usées domestiques y compris les hôpitaux, de l'industrie (déversements sauvages) et des eaux de ruissellement.

Tunisie

Les eaux usées traitées représentent actuellement environ 5% de l'eau totale disponible de la Tunisie, qui prévoit de l'augmenter à 11% en 2030. Avec une disponibilité en eau douce d'environ 450m³/hab./an, la Tunisie est l'un des plus touchés par la sécheresse ; elle est, tout comme Israël, reconnue comme un leader dans le domaine de la récupération des eaux usées et leur réutilisation. Comme dans la plupart des autres pays, l'agriculture représente la majeure partie de la consommation d'eau (89%). Depuis la grave sécheresse en 1989, l'utilisation des eaux usées traitées dans l'agriculture fait partie de la stratégie globale de l'eau. La superficie actuelle irriguée avec les EUT est 28500 ha (Zekri S et al, 1997). Les principales cultures irriguées avec les eaux usées traitées sont l'arboriculture (pêches, poires, pommes, grenades, raisins, olives), les fourrages (luzerne, sorgho, trèfle, etc.) et les cultures industrielles (betterave sucrière).

France

En 1998, 150000 m³ d'effluents industriels et 440000 m³ d'effluents domestiques traités ont été ainsi utilisés dans l'agriculture. Les principales cultures sont le maïs, le maïs-semence et la betterave.

Mauritanie

La Mauritanie réutilise environ 0,70.10⁶m³/an.

Maroc

Sur une production de 750.10⁶m³/an, le Maroc en utilise 10.10⁶m³/an.

Algérie

L'Algérie irrigue 10903 ha répartis entre les Wilayates suivantes :

- Tlemcen : mise en service du périmètre irrigué de Hennaya sur 912 ha à partir des eaux usées épurées de la STEP de Ain el hout.
- Constantine : périmètre d'irrigation de Hamma Bouziane de 327 ha à partir de la STEP de cette dernière.
- Tiaret : périmètre d'irrigation de Dahmouni de 1214 ha.
- Bordj Bou Arreridj : périmètre d'irrigation de 350 ha à partir de la STEP de la ville.

➤ Oran : périmètre d'irrigation de M'leta sur 8100 ha à partir de la STEP d'Oran.
L'Algérie produit environ $660.10^6\text{m}^3/\text{an}$ d'eaux usées.

Libye

Sur une production de $450.10^6\text{m}^3/\text{an}$, la Lybie en utilise $33.10^6\text{m}^3/\text{an}$.

Jordanie

L'utilisation des eaux usées concerne principalement la réalimentation des nappes souterraines en dehors des aquifères qui sont utilisés pour l'approvisionnement en eau potable. L'effluent de l'usine de traitement d'As-Samra (une des plus grandes usines de traitement des eaux usées dans le monde) est utilisé après dilution dans un ruisseau, dans l'irrigation des terres d'environ la moitié de la population du pays. Certains effluents traités ont été utilisés directement sur les cultures restreintes de valeur relativement faible, mais la pratique principale a été de déverser les eaux usées dans l'environnement où il se mélange avec les flux d'eau douce avant d'être utilisées en aval. Sur plus de 73 millions de m^3 d'eau recyclée annuellement, environ 10% est utilisé directement (McCornick, 2001). La Jordanie se rapproche de son objectif de réutilisation de 100% des EU en ce sens qu'environ 90% du volume des eaux usées récupérées sur les 19 stations de traitement sont aujourd'hui réutilisés, directement et indirectement, dans l'industrie, l'aménagement et l'agriculture.

Mexique

L'utilisation des eaux usées dans l'agriculture est une pratique courante mais informelle, en particulier dans les vastes territoires arides et semi-arides du pays. Sanchez (1995) estime à pas moins de 250.000 ha qui sont irrigués avec des eaux usées. En outre, ce pays a initié le plus grand projet d'irrigation du monde avec les eaux usées traitées : 45 à $300\text{m}^3/\text{s}$ pour l'irrigation de 90.000 ha.

Bolivie

En Bolivie, l'utilisation indirecte des eaux usées a lieu dans presque toutes les zones rurales et péri-urbaines en aval des centres urbains. À Cochabamba, la capitale régionale du centre agricole du pays, est un exemple typique de l'irrigation par des eaux usées non traitées résultant de la combinaison d'une pénurie de ressources en eau douce alliée à une insuffisance de capacités de traitement d'eau. L'agriculture irriguée est axée sur la production de cultures fourragères, le maïs, etc. ainsi que le beaucoup d'autres cultures légumières cultivées pour l'autoconsommation des agriculteurs. Les cultures maraîchères et fourragères sont irriguées avec des eaux polluées municipales et industrielles, contenant des concentrations élevées d'agents pathogènes, de métaux lourds et de sels.

Ghana

11.900 ha font l'objet d'une réutilisation des eaux usées. Au Ghana, les infrastructures d'assainissement urbain sont pauvres et seule une petite partie (essentiellement domestique) des eaux usées sont collectées pour le traitement. La majeure partie se retrouve dans les égouts et les plans d'eau à proximité qui sont utilisés par les maraîchers urbains et péri-urbains pour l'irrigation. Des niveaux de contamination élevés, en particulier les agents pathogènes, ont été enregistrés dans la plupart des sources d'eau d'irrigation ainsi que sur des légumes irrigués. L'agriculture représente la base de l'économie ghanéenne (36% du produit intérieur brut : PIB) et emploie 60% de la population. Le revenu annuel moyen par habitant des personnes employées dans l'agriculture est estimé à 390\$ US. Environ 63% de la population du Ghana est desservie par un réseau d'assainissement et la quantité totale d'eaux usées annuellement produite dans les zones urbaines est estimée à 280 millions de m³. Les contaminants microbiologiques dans les sources d'eau d'irrigation, dépassent les lignes directrices de l'OMS de façon significative (Keraita et al., 2003b). A Kumasi, les coliformes fécaux atteignent typiquement des valeurs de 10⁶-10⁸/100mL tandis que le total des niveaux de coliformes est souvent de 10⁸-10¹⁰/100mL. Les études de marché par l'IWMI, à Kumasi, Accra et Tamale ont montré qu'il est très difficile de trouver des légumes irrigués (par exemple, la laitue, les oignons, les choux) qui ne sont pas contaminés par des coliformes fécaux. Les œufs d'helminthes sont aussi généralement présents dans les légumes (Keraita et al., 2003b). L'utilisation d'eau polluée pour l'agriculture végétale est plus répandue dans les villes les plus peuplées, où l'eau insalubre est utilisée à des fins domestiques. Fattal et al. estiment que pour être en conformité avec les normes OMS de 103 coliformes fécaux/100mL, le coût du traitement des eaux d'égouts brutes destinées à l'irrigation serait d'environ 125 \$ US par cas d'infection évité (hépatite, rotavirus, choléra ou typhoïde). Par comparaison, le coût supplémentaire de traitement des eaux usées de l'EPA est estimé à 450 dollars par cas d'infection évitée.

Sénégal

La production de légumes en milieu urbain à Dakar joue un rôle important dans la lutte contre la pauvreté, car elle fournit à la fois un revenu aux agriculteurs et une source d'aliments nutritifs pour les pauvres. Cependant, l'irrigation de ces cultures est une source de préoccupation, car de nombreux agriculteurs préfèrent les eaux usées non traitées à l'eau douce due à des bénéfices plus élevés découlant de sa plus grande disponibilité, de la réduction des coûts des engrais et des rendements plus élevés. Cette pratique pose un risque pour la santé publique, principalement pour les trois principales cultures produites (laitue, tomates et oignons) qui sont souvent ou

exclusivement consommés crus. L'épidémie de typhoïde en 1987 à Dakar a eu de graves conséquences sur la santé de la population. Environ 180.000 m³ d'eaux usées sont produits chaque jour à Dakar et sur ce total, quelque 66.000 m³, soit 40%, sont recueillis par le réseau d'égouts. Seulement 4000 m³, soit à peine 6% des eaux usées collectées sont traitées avant rejet et le nombre de coliformes fécaux (CF), a de loin dépassé la norme requise pour l'irrigation sans restriction. En outre, dans les eaux usées brutes figurent l'*Ascaris lumbricoides* (ver rond), l'*Entamoeba coli* (qui provoque la dysenterie amibienne) et le *stercolaris Strongyloides* (oxyure) (Faruqui *et al.*2001). Les résultats montrent également que l'irrigation avec des eaux usées permet de réduire la période de croissance pour les cultures. Par exemple, la période typique de maturité pour la laitue est d'environ 30 jours, mais il chute à 20-25 jours lors de l'utilisation des eaux usées brutes.

Pakistan

Ensink *et al.*(2004) estiment que 32.500 hectares sont irrigués directement avec des eaux usées. Une proportion négligeable de ces eaux usées est traitée et il n'existe pas de réglementation sur les cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées. Les légumes sont les cultures les plus couramment irriguées, parce qu'ils atteignent des prix élevés sur les marchés urbains. Les eaux usées sont utilisées pour l'irrigation en raison principalement de la fiabilité de l'approvisionnement. Dans certains cas, les eaux usées sont mis aux enchères par le conseil municipal au plus offrant, souvent un groupe d'agriculteurs les plus riches louent alors leurs champs pour les paysans pauvres sans terre. Dans ces conditions, l'utilisation des eaux usées non traitées est considérée comme une situation gagnant-gagnant à la fois par les autorités qui sont responsables de l'élimination des eaux usées et les agriculteurs qui reçoivent un approvisionnement continu en eau avec des substances nutritives. Il ya donc très peu d'incitations à investir les maigres ressources pour le traitement des eaux usées. Les eaux usées non traitées sont utilisées pour l'irrigation de plus de 80% de toutes les communautés pakistanaïses avec une population de plus de 10.000 habitants. L'absence d'une source adéquate d'eau de remplacement, la valeur élevée de nutriments des eaux usées, la fiabilité et la proximité des marchés urbains sont les principales raisons de l'utilisation des eaux usées. L'impact de l'irrigation des eaux usées sur le revenu des ménages a été considérable ; les agriculteurs utilisant les eaux usées gagnent environ 300\$US annuellement de plus que les d'agriculteurs qui utilisent l'eau douce. Le Pakistan est l'un des rares pays qui est presque totalement dépendant d'un seul réseau fluvial pour l'ensemble de ses demandes en eau agricole. Le fleuve Indus et ses affluents, alimente en eau plus de 16 millions d'hectares de terres, situées principalement dans les zones arides et semi-arides du pays. Une population en croissance rapide, les eaux souterraines

salines, un système peu performant de distribution de l'irrigation, et des sécheresses récurrentes ont conduit à des pénuries d'eau accrues. Dans ces conditions, l'utilisation des eaux usées urbaines non traitées pour l'agriculture est devenue une pratique courante et généralisée. Par exemple, dans la ville de Quetta, le loyer annuel moyen pour les terres ayant accès à des eaux usées était de 940 \$US/ha, par rapport à 170\$US/ha pour les terres irriguées par l'eau douce.

Inde

La situation dans les régions semi-arides n'est pas très différente de celle du Pakistan, sauf que les effluents industriels jouent probablement un rôle plus important. Strauss et Blumenthal (1990) ont estimé que 73.000 ha sont irrigués avec des eaux usées. Cette valeur est cependant très en deçà de la réalité en raison de la nature des irrigations qui se font directement et sans autorisation à partir des rivières. Dans ce pays, un des aspects économiques les plus lucratifs pour les couches sociales inférieures est la vente des eaux usées. L'absence de sources alternatives d'eau a généré des marchés viables pour les eaux usées. L'irrigation avec des eaux usées est de plus en plus utilisée pour des cultures comme les légumes, les fruits, les céréales, les fleurs et les fourrages. Gopal *et al.*, 1991 estiment à 2,4 t/ha de poissons produites annuellement dans la ville de Calcutta grâce à l'utilisation des eaux usées.

Chine

Mara et Cairncross (1989) estiment que 1,3 millions d'hectares sont irrigués avec des eaux usées.

Chypre

Le pays traite 25 Hm³/an d'eaux usées destinées à l'agriculture.

Israël

20% des eaux usées sont infiltrées et rechargent les nappes souterraines de Tel Aviv.

Hongrie

200 millions de m³ d'eaux usées sont utilisées annuellement dans des projets divers.

Vietnam

Le Vietnam a une tradition séculaire de l'utilisation de déchets d'origine humaine dans l'agriculture et l'aquaculture. Hanoi et d'autres villes dans le delta du fleuve rouge ont des étangs naturels qui recueillent les eaux usées et les eaux de drainage des villes pour la production de poissons. L'irrigation joue un rôle important dans la production agricole, qui représente environ 25% du produit national brut du pays. Malgré l'abondance générale des ressources en eau douce, les eaux usées, à la fois domestiques et industrielles, sont largement utilisées dans certains domaines, par exemple dans les zones périurbaines de Hanoi en particulier dans les districts de

Thanh Tri et Tu Liem, où elles contribuent de manière significative à la sécurité alimentaire dans les villes. Environ 80% de la demande de légumes de Hanoi provient de l'agriculture des eaux usées (Tran Van Lai, 2000).

II.1.5. Potentiel de mobilisation des eaux usées en Algérie

Pour satisfaire l'ensemble des besoins en eau du pays et afin de réserver les eaux de bonne qualité à l'alimentation en eau potable, l'utilisation des eaux usées traitées est une nécessité et doit être une partie intégrante de la stratégie de mobilisation de toutes les ressources disponibles. Cette orientation est d'autant indispensable que le pays ne cesse d'accroître ses efforts dans le domaine de l'assainissement et du traitement des eaux usées à travers la création et l'amélioration des stations d'épuration et il serait dommage que cette eau ne soit pas valorisée chaque fois qu'il en est possible. Les eaux usées traitées sont à 80% d'origine domestique, 16% industrielle et 4% touristique. Un programme d'équipement est en train d'être mis en place pour un certain nombre de stations dont quelques unes sont déjà fonctionnelles. Cette nouvelle stratégie a pour objectif d'élargir la réutilisation des eaux usées traitées et d'enlever les restrictions imposées dans le cas de l'irrigation. Une centaine de stations d'épuration et de recyclage des eaux usées existantes ou en voie de réhabilitation permettront l'utilisation d'un volume de 102 hm³/ an au profit de l'irrigation et/ou de l'industrie.

Les eaux usées en Algérie représenteraient plus de 600 millions de m³/an. A l'horizon 2020, elles représenteront un volume très appréciable : près de 2 milliards de m³ si la demande en eau est totalement satisfaite à cet horizon (Ministère des ressources en eau, 2003). Un tel volume, une fois épuré, pour des considérations écologiques ou de protection des ressources en eau, sera très apprécié quant à son utilisation par l'agriculture et/ou l'industrie.

Le développement de la réutilisation des eaux usées traitées doit cependant se faire en suivant une démarche avisée assurant le meilleur équilibre possible des résultats sur les plans sanitaire, environnemental et économique.

En ce qui concerne la Wilaya de Djelfa, on notera l'existence d'une station d'épuration urbaine de type biologique qui fait l'objet actuellement d'une réhabilitation complète. Pour l'industrie, seule la STEP de la tannerie de Djelfa fonctionne d'une manière intermittente à cause de la pénurie cyclique des produits chimiques et de la non maîtrise du processus technologique. Cependant, le gisement des eaux usées est très important et il faudra nécessairement qu'il ait un corollaire entre ce gisement et la préservation de l'environnement par le biais de la réutilisation des EUT.

Chapitre II.2. Impact du chrome dans les sols irrigués par les EUT

Introduction

L'évaluation du risque environnemental lié aux transferts potentiels des polluants dans les sols suite à l'irrigation par les eaux usées est devenue une réalité incontournable et d'actualité ; plusieurs travaux ont ainsi été menés sur les effets de cette pratique, en particulier ceux ayant trait aux répercussions de la contamination métallique sur les propriétés chimiques du sol (Hulugalle *et al.*, 2005).

Cette seconde partie de notre étude s'inscrit dans cette dynamique de protection environnementale qui est de comprendre les mécanismes de pollution, en particulier celui de cerner l'impact de l'irrigation par les EU de la tannerie de Djelfa sur les sols de la région. En effet, l'un des polluants toxiques les plus dangereux de cette branche d'industries est constitué par le chrome qui peut avoir de graves conséquences sur l'environnement et la santé humaine. Une fois dans le sol, le chrome peut être assimilé par les végétaux, ou bien être redistribué dans le sol, en surface par l'érosion et le ruissellement, ou en profondeur, en migrant avec la solution du sol. Les processus qui interviennent dans le cheminement du chrome dans le sol obéissent à des mécanismes physico-chimiques : échange ionique, adsorption spécifique sur les phases minérales et précipitation. Il convient donc de connaître les mécanismes des interactions de ce métal lourd sur l'environnement afin de mieux gérer les risques encourus compte tenu de la rareté des ressources en eau et de la fragilité écologique de ces zones arides et semi-arides.

L'objectif principal de l'étude est l'évaluation de la concentration du chrome contenu dans les sols irrigués par les eaux usées de la ville de Djelfa et celles traitées de la tannerie.

Plusieurs objectifs seront abordés :

- L'évaluation de la mobilité et de la disponibilité du chrome dans le sol contaminé à deux profondeurs : 0-20cm et >20cm. L'étude de la spéciation du Cr dans le sol permettra de connaître la tendance de sa migration et sa biodisponibilité pour appréhender sa toxicité.

- La mobilisation du chrome en présence de complexant et en particulier sa complexation avec la MO ; le devenir du chrome dans le sol est étudié en fonction de la richesse de la matière organique (MO) qui semble jouer un rôle particulier dans les mécanismes de mobilité. Des **extractions séquentielles** du chrome et de la matière organique permettront de déterminer la **spéciation** du Cr et l'évolution de la MO du sol.

- L'étude des effets de la pollution du Cr sur les caractéristiques structurales du sol de la wilaya de Djelfa.

Présentation de la tannerie de Djelfa

Cette branche d'industrie est connue mondialement comme une activité extrêmement polluante ; cette nuisance est d'autant plus accentuée que l'étage bioclimatique semi-aride, région de notre étude, fragilise le biotope et rend toute agression du milieu presque irréversible. Le processus de tannage consiste en la transformation de la peau animale en cuir. La peau animale est soumise à différents processus pour éliminer la viande, les lipides et les poils. Le chrome est utilisé pour l'opération du tannage. Par ailleurs, suite à la complexité de la transformation de la peau animale en cuir, les industries de tannerie utilisent un grand nombre d'agents chimiques notamment l'hydroxyde de sodium, l'hypochlorite de sodium, le dichromate de potassium, la chaux, les chlorures, l'acide sulfurique, l'acide formique, les tensioactifs, le sulfure de sodium, les sels de sodium et d'ammonium, etc. Ils produisent ainsi d'énormes volumes d'eaux résiduaires et de déchets solides constitués essentiellement de mélange de matières biogéniques des peaux (poils, lipides, protéines,...) et de produits chimiques. Il faut en moyenne 45m³ d'eau pour 1 tonne de cuir.

La tannerie de Djelfa est implantée dans la zone industrielle à l'amont de la ville sur la rive gauche de l'oued Mellah qui traverse la ville dans le sens Sud-Nord. Cette unité a été conçue pour une production initiale de 16 tonnes de peaux brutes par jour et un débit d'eau utilisé de 600m³/j. En réalité, elle traite 6 tonnes de peaux brutes par jour et un volume d'eau utilisé de 200m³/j.

Tableau 34 : Produits chimiques utilisés.

Étape du process	Produits utilisés	Consommation en Kg pour 6 tonnes de peaux
Trempe	Antiseptique	18
	Mouillant polyoxol 110	18
Épilage	Sulfure de sodium	150
	Chaux	240
Pelanage	Sulfure de sodium	150
	Chaux	240
Dechelaunage	Ammonitrates	195
	Bisulfites	32,5
	Acide formique	32,5
Confitage	Dropon (ON2)	1,95
	El depon (ON2)	1,95
Dégraissage	Mouillant	1,95
	Polyoxol 110	

Pickelage	Chlorure de sodium	260
	Acide sulfurique	65
	Acide formique	32,5
Tannage	Tanne-chrome	520
	Oxyde de magnésium	26
Retannage	Tanne-chrome	130
	Tannins végétaux	
Neutralisation	Formiates de sodium	97,5
	Bicarbonate de sodium	97,5
Teinture	Colorant	26
	Tanigan OS	65
	Filer-plast	130
	Quebracho	65
	Mimosa tannin végétal	130
Nourriture	Huiles sonouri MO	195
	Huiles sonouri MOL	195
	Huiles MTX	65
Fixation	Acide formique	26

La quantité d'eau utilisée par la tannerie est de 19m³/tonne de peaux dont 80% des rejets concernent l'atelier de rivière (préparation de la peau au tannage).

La STEP de la tannerie est du type physico-chimique et a pour objectif d'épurer environ 800m³ d'eaux usées /j avec une charge de 1400 mg d'O₂/l de DBO₅, de 2840 mg d'O₂/l de DCO et de 3000 mg/l de MES.

II.2.1. Le sol : Interface d'échange

Un sol est une interface d'échange complexe et difficile à appréhender ; il est composé schématiquement d'une phase solide constituée de plusieurs éléments, d'une phase aqueuse (solution du sol) et de gaz (Pansu et Gautheyrou, 2003). Les métaux présents dans la phase solide se répartissent entre la fraction organique et la fraction minérale. Les oxydes métalliques, la matière organique, les argiles, les carbonates et la silice sont impliqués dans la rétention des métaux. Les sols de la région de notre étude étant en majorité des sols sableux, se caractérisent par une mauvaise capacité de rétention et sont susceptibles de générer un haut risque de transport des contaminants vers les eaux souterraines des nappes.

La disponibilité des éléments traces métalliques (ETM) en général et du Cr en particulier est essentiellement commandée par des processus d'adsorption à la surface des particules ou d'incorporation à l'intérieur des phases solides. Les processus de transfert de soluté peuvent être groupés en trois catégories :

- Sorption : adsorption physique (résultat des échanges ioniques ou des forces de VanDer Waals) et adsorption chimique (liaisons chimiques).

- Complexation : mise en œuvre de ligands.

- Précipitation : accumulation de substances à l'interface des phases solides du sol pour former de nouvelles phases solide insolubles.

II.2.1.1. Les oxydes, hydroxydes et (oxy)hydroxydes

Les oxydes, les hydroxydes et les (oxy)hydroxydes sont présents dans la majorité des sols et existent sous forme amorphe ou cristalline. Ils interviennent dans les réactions d'oxydo-réduction mais aussi dans les réactions d'échange cationique. Ils possèdent une surface spécifique importante et une forte densité de sites de surface qui leur confère une forte réactivité. De ce fait, ils possèdent une forte capacité d'adsorption et jouent alors un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques (Blanchard, 2000). Les oxyhydroxydes sont des composés amphotères formés d'éléments métalliques tels que le Fe, l'Al et le Mn, des atomes d'oxygènes O et groupes hydroxyles OH. Leur réactivité dépend fortement du pH du sol (Subramaniam *et al.*, 2003). Les processus de précipitation sont importants dans la fixation de certains éléments traces dans la structure même des oxydes (formation de solutions solides Fe^{3+} et Cr^{3+}) et les réactions d'oxydo-réduction induites par la surface des oxydes peuvent jouer un rôle important dans la transformation de certains métaux (réduction du Cr^{6+} par Mn(II) à la surface des oxydes).

II.2.1.2. Les argiles

Ce sont des aluminosilicates formés par la superposition de feuillets octaédriques et tétraédriques. Ces feuillets sont plus ou moins espacés et entre eux s'intercalent des cations tels que K^+ , Ca^{2+} et Na^+ . Les particules d'argile sont de taille inférieure à 2 μm . Cela leur confère une importante surface de contact et par conséquent une forte réactivité chimique et physique. Elles se caractérisent par d'importantes surfaces spécifiques (700-800 m^2/g) qui leur confèrent alors des propriétés d'absorption et d'adsorption importantes (Alloway, 1995). Les mécanismes de fixation des ions métalliques sur les argiles sont l'échange ionique, l'adsorption physique et chimique de surface.

II.2.1.3. Les carbonates

Les carbonates sont caractérisés par le groupement CO_3^{2-} auquel viennent s'associer habituellement des cations bivalents comme Ca^{2+} (calcite, dolomite), Ca^{2+} et Mg^{2+} (dolomite) ou Fe^{2+} (sidérite). Ces carbonates sont le siège de processus d'adsorption-coprécipitation avec par exemple substitution d'éléments traces divalents comme Cu^{2+} (Rimstidt *et al.*, 1998). Ils jouent un rôle important dans les

sols car leurs équilibres de dissolution contrôlent partiellement le pH. Une teneur élevée en carbonates rend le sol alcalin, favorisant l'ensemble des modes de fixation. Les différents horizons de sol en sont plus ou moins enrichis du fait de la dissolution du CO_2 atmosphérique, de la minéralisation du carbone organique (CO_2 issu du métabolisme racinaire et de l'activité des micro-organismes) et de la nature de la roche mère. La surface des carbonates peut être le siège de phénomènes de sorption des ions métalliques par précipitation, absorption et adsorption. En sol calcaire, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des éléments-traces, soit par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, soit par insertion dans le réseau de CaCO_3 .

II.2.1.4. La silice

Elle est présente dans les sols, à l'état cristallin ou amorphe. Par hydratation, des groupements hydroxyles de surface se forment et peuvent permettre la fixation des cations métalliques, par adsorption physique et chimique. Cependant, sous forme cristalline, elle présente une surface spécifique nettement plus faible que les autres composants du sol, tels que les argiles ou les oxydes de fer, manganèse et aluminium, ce qui minimise son rôle dans les phénomènes de rétention des éléments métalliques (Plassard, 1999).

II.2.1.5. La matière organique (MO)

Elle est composée d'une fraction organique vivante non évoluée (microflore, faune) de taille grossière où l'on retrouve des polymères de type hydrates de carbone tels que l'amidon, la cellulose, la lignine...et d'une fraction organique morte (débris organiques d'origine animale et/ou végétale plus ou moins décomposée en humus) où l'on retrouve un ensemble de polymère complexes : substances humiques (acides humiques et acides fulviques) qui se caractérisent par leurs nombreux groupements fonctionnels, telles que les fonctions carboxyliques- COOH , phénoliques $\text{O}-\text{OH}$, amines- $2\text{NH}\dots$, susceptibles de fixer les ions métalliques par complexation en formant des complexes de sphère interne.

II.2.2. Formes du chrome

Le chrome est un métal dur, blanc grisâtre, possédant 3 degrés principaux d'oxydation (II, III, VI) et cinq états d'oxydation inhabituels (-II, -I, 0, IV, V). L'état d'oxydation conditionne la stabilité et la toxicité du Cr dans les sols. Le Cr^{3+} est plus stable mais moins toxique que le Cr^{6+} . Le Cr est principalement utilisé dans la fabrication de l'acier et d'autres alliages, de pigments et dans le traitement du cuir, du bois et de l'eau. C'est un élément essentiel pour l'homme (maintien du métabolisme du glucose) et il est connu comme étant un élément essentiel dans le métabolisme protéique, lipidique et glucidique des mammifères (Pantsar-Kallio et al., 2001) mais sa nécessité n'a pas été démontrée pour les végétaux. Le Cr^{6+} est

toxique pour les animaux et les végétaux mais la toxicité par voie orale chez les animaux supérieurs est mineure car le Cr^{6+} est réduit en Cr^{3+} dans l'estomac. Dans les sols, le Cr est d'ordinaire peu phytodisponible, mais sa disponibilité augmente pour des pH neutres à basiques (différent de la majorité des ETM).

II.2.2.1. Chrome trivalent (Cr^{3+})

Le Cr^{3+} se présente sous différentes formes :

- En solution, sous les formes suivantes : Cr^{3+} , $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_3$, $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$. $\text{Cr}(\text{OH})_3(\text{s})$ et se caractérisant par une solubilité très faible.
- En mélange avec des hydroxydes sous la forme, $\text{Cr}_x\text{Fe}_{1-x}(\text{OH})_3$,
- En terme de substitution où il remplace le fer dans des oxydes (magnétite), l'Al dans les argiles (Bartlett et James, 1993) et surtout ,
- En termes de nouveaux produits par la formation de complexes avec principalement la **matière organique**, car celle ci possède de nombreux groupements fonctionnels.

La mobilité du Cr^{3+} dépend alors de la solubilité de la matière organique, qui est fonction du pH. Dans le milieu naturel, seuls les oxydes de manganèse (MnOOH) et l'oxygène moléculaire sont capables d'oxyder Cr^{3+} en Cr^{6+} (Fendorf, 1995).

II.2.2.2. Chrome hexavalent (Cr^{6+})

Dans le milieu naturel, le Cr^{6+} est fortement mobile et essentiellement sous la forme d'oxyanions : CrO_4^{2-} et $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$. Du fait de sa forme anionique, le Cr^{6+} a alors une faible affinité pour les charges négatives des colloïdes du sol (Fendorf, 1995). L'adsorption du Cr^{6+} dépend du pH ; aux valeurs comprises entre 2 et 7, les hydroxydes de Fe et d'Al présentent une affinité potentielle pour le Cr^{6+} (Zachara et al., 1987 ; Fendorf, 1995). Une fois dans l'environnement, il peut changer sous l'effet de paramètres, tels que la présence de matière organique, d'oxydes métalliques, le potentiel rédox et le pH ; c'est ce qu'on appelle la **spéciation**. La réduction du Cr^{6+} en Cr^{3+} est possible en présence de matière organique, de Fe (II) et de sulfites (Fendorf, 1995).

La gamme des valeurs couramment observées dans les sols non contaminés est présentée dans le Tableau suivant.

Tableau 35 : Teneur moyenne en Cr (mg/kg) dans des horizons de différents types de sols (Baize, 1997).

Élément	Sols toutes granulométries confondus
Cr (mg/Kg)	10 - 90

Le chrome issu de la roche-mère est principalement sous forme trivalente. La forme hexavalente est la plupart du temps introduite dans l'environnement par les activités anthropiques (industrielles ou autres...).

II.2.3. Toxicité du Chrome

Dans le cas des tanneries, le chrome entre dans la composition des produits de conservation des peaux d'origine animale. Le chrome peut alors être émis dans l'atmosphère, sous forme particulaire, ou rejeté dans les milieux aquatiques.

La forme trivalente est considérée comme la forme la plus stable mais ayant des propriétés chimiques plus complexes que le Cr^{6+} ; il peut être oxydé en Cr^{6+} par l'oxyde de manganèse, le fer, les sulfures, la matière organique, des réactions photochimiques (photo-réduction) ou par des réactions biologiques telle la réduction microbienne (Losi et al., 1994).

II.2.3.1. Toxicité du Cr chez l'homme

Les carences en Cr^{3+} induisent une hyperglycémie, une hypercholestérolémie, une augmentation des graisses corporelles, une diminution de la numération spermatique, une diminution de la fertilité et un raccourcissement de l'espérance de vie (Pichard et al., 2005a).

Le Cr^{6+} , oxydant puissant, est plus mobile et plus toxique que le Cr^{3+} . Le principal mécanisme de défense de l'organisme vis-à-vis des effets du Cr^{6+} est la réduction de celui-ci en Cr^{3+} .

Tableau 36 : Effets toxiques du Cr chez l'homme (Pichard et al., 2005a)

Modes d'absorption	Toxicologie aiguë	Toxicologie chronique	
		Effets systémiques	Effets cancérogènes
Inhalation	-	- Asthme - Atrophie de la muqueuse nasale, ulcérations puis perforations (pour une exposition $\leq 2 \mu\text{g}$ de Cr^{6+}/m^3)	- Cancer du poumon - Cancers localisés dans la cavité nasale, le larynx ou l'estomac - Cancers situés dans les os, l'estomac, la prostate, les organes génitaux, les reins, etc.
Ingestion	- Inflammation massive du tube digestif suivie d'une nécrose - Vertiges, sensation de soif, douleurs abdominales, diarrhées hémorragiques et dans	Douleurs stomacales, crampes, ulcères gastroduodénaux, gastrites (pour une exposition à $4 \mu\text{g}$ de Cr^{6+}/m^3 pendant 7,5 ans ou $\geq 10 \mu\text{g}$ Cr^{6+}/m^3)	-

	<p>les cas les plus sévères un coma et la mort</p> <ul style="list-style-type: none"> - Syndrome hépatorénal, coagulopathie sévère ou hémolyse intravasculaire - Dose létale de CrO₃ par voie orale entre : 1 et 3 g/kg de poids corporel - Dose létale de chromates par voie orale : 50 à 70 mg/kg de poids corporel 	pendant 1 an)	
Cutanée	-	Ulcérations ou dermatites (effet sensibilisant)	-

II.2.3.2. Toxicité du Cr vis-à-vis des plantes

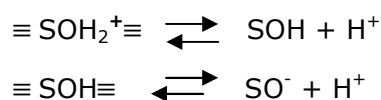
Le Cr est un élément non essentiel et toxique pour les plantes (Zayed et Terry, 2003; Shanker et al., 2005). Son effet toxique dépend de son degré d'oxydation : Cr³⁺ ou Cr⁶⁺. En effet, Kleiman et Cogliatti (1998) ont démontré en culture hydroponique, que le Cr³⁺ est toxique pour la navette (*Brassica napus*), le blé et le sarrasin à une concentration de 26 mg/L, tandis que le Cr⁶⁺ est toxique à des concentrations plus faibles, soit 0,52 mg/L. La toxicité du Cr⁶⁺ est due à son pouvoir oxydant mais aussi à la formation de radicaux libres lors de sa réduction en Cr³⁺ dans les cellules (Chatterjee et Chatterjee, 2000 ; Shanker et al., 2005). La toxicité du Cr³⁺ à forte concentration, est due essentiellement à sa capacité à se lier avec des composés organiques, ce qui conduit à une altération du métabolisme (inhibition de l'activité enzymatique). Le Cr³⁺ a également la capacité de générer des espèces possédant un oxygène actif, ce qui conduit alors à un stress oxydatif (Mei et al., 2002). Cette phytotoxicité peut être à l'origine de dommages au niveau des racines, d'une diminution de la croissance, d'une chlorose.

II.2.4. Modes de fixation du chrome

Comme pour tout ETM, il existe divers modes de fixation pour le chrome :

II.2.4.1. Adsorption non spécifique

La surface du sol présente généralement une charge négative et les cations métalliques en solution sont attirés par des interactions électrostatiques ou de type Van der Waals, vers les charges négatives.



≡ S représentant la surface solide

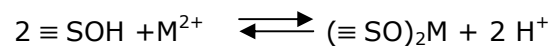
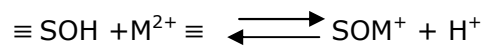
Une quantité équivalente de charges positives viennent compenser les charges

Négatives : c'est la double couche électrique. Le cation qui n'est pas lié à la surface solide par une liaison covalente forme, avec sa sphère d'hydratation, un complexe de sphère externe. Ce processus est appelé **physiorption**. C'est une réaction réversible contrôlée par la diffusion, la stœchiométrie et l'affinité de l'ion pour l'adsorbant. Du fait de la faible énergie des liaisons impliquées, les cations sont facilement mobilisables lors de changements physico-chimiques dans le milieu.

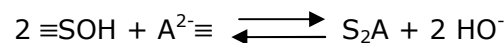
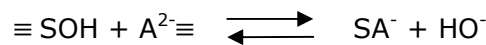
II.2.4.2. Adsorption spécifique

Les liaisons sont dans ce cas plus fortes que celles précédentes aboutissant à la formation de complexes de sphère interne. On parle dans ce cas **d'adsorption spécifique ou chimisorption**, car les liaisons mises en jeu dépendent des groupes de surface et de l'ion considéré (Sigg et al., 2000).

Les réactions d'adsorption spécifique font intervenir des groupements OH. Ces sites peuvent jouer le rôle de ligands vis-à-vis d'un cation métallique (M^{2+}).



ou vis-à-vis d'un anion (A^{2-}) avec échange d'ions HO^-



Il est établi que les (oxy)hydroxydes métalliques, tout comme les aluminosilicates amorphes, sont les principaux constituants du sol qui interviennent dans les réactions d'adsorption spécifique (Mason et al., 1999). Les (oxy)hydroxydes de manganèse ont également une grande affinité pour certains ions métalliques comme Pb^{2+} , Cu^{2+} et Ni^{2+} . La part organique du sol possède également une grande affinité pour les cations métalliques par la présence de ligands ou de groupements fonctionnels qui peuvent former des complexes avec les métaux : groupes carboxyles, phénols, alcools et carbonyles. Ce processus dépend fortement du pH. Les complexes formés, entre cations et ligands, sont d'autant plus stables que le pH augmente et inversement dans le cas des anions (Sigg et al., 2000). Les métaux complexés sur les phases solides peuvent ainsi être remis en solution lorsque les conditions du milieu sont modifiées, car les réactions mises en jeu sont réversibles.

II.2.4.3. Précipitation et co-précipitation

Les mécanismes de précipitation et de co-précipitation correspondent au passage d'une espèce de l'état dissous à l'état solide. La précipitation est contrôlée à la fois par le pH de la solution du sol et par la concentration des éléments en solution. La co-précipitation est définie comme la précipitation simultanée de plusieurs espèces chimiques (Alloway, 1995) ; Exemple des aluminosilicates qui précipitent et incorporent du zinc dans leurs structures pour remplacer l'aluminium.

La précipitation et la co-précipitation sont réversibles et peuvent à la fois intervenir dans les processus de rétention ou de désorption des éléments métalliques. Les métaux précipitent principalement sous forme de carbonates, de sulfures, de phosphates ou d'hydroxydes. La précipitation est sous l'influence de bon nombre de paramètres tels le pH du sol, de la concentration en soluté ainsi que de la température et du potentiel d'oxydo-réduction.

II.2.5. Mobilité et biodisponibilité du chrome dans le sol

La mobilité désigne l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment du sol à un autre (Baize et Tercé, 2002) ; elle dépend du type de sol, de sa texture, et des paramètres qui affectent les interactions des métaux avec ce sol. Il s'agit principalement du pH, de la teneur en carbonates, de la teneur en matière organique et du potentiel redox (Sahuquillo et al., 2003).

La biodisponibilité désigne la capacité d'un élément présent dans le sol, à être absorbé par un être vivant (Baize et Tercé, 2002). Les processus qui interviennent dans la fixation et le relargage du chrome dans le sol obéissent à des mécanismes physico-chimiques : échange ionique, adsorption spécifique et précipitation. La matière organique du sol possède également une grande affinité pour les cations métalliques par la présence de ligands ou de groupements fonctionnels qui peuvent former des complexes avec les métaux : groupes carboxyles, phénols, alcools et carbonyles. L'incorporation dans un sol d'une pollution métallique pendant une longue période entraîne la création de nouveaux équilibres, dans lesquels les métaux sont en interaction avec l'ensemble des constituants du sol. Il convient de connaître de quelle façon les métaux s'incorporent au sol, pour mieux gérer les éventuels dangers que leur présence entraîne. Le Cr peut être complexé par exemple à la MO du sol par association avec les groupes fonctionnels des substances humiques. Les groupes de surface de ces substances se comportent comme des ligands organiques complexants (Evans, 1989). Une réaction de complexation se produit quand un cation métallique réagit avec un anion ayant une fonction de ligand. Ces réactions sont liées aux :

- Groupements de surface basiques : -NH_2 (amine), C=O (carbonyle), -OH (alcool) et -S-OR (thioéther),

- Groupements acides : -COOH (carboxyle), -OH (hydroxyle) et -SH (thiol).

D'après Alloway (1995), les groupes carboxyles jouent un rôle prédominant dans les liaisons métal-acide humique ou acide fulviques.

Les risques sont principalement liés à la mobilité des éléments traces métalliques qui peuvent ainsi contaminer les aquifères, suite à des transferts dans les sols. Mais la chaîne peut aussi être contaminée lorsque les métaux sont bio disponibles, c'est-à-dire qu'ils peuvent être prélevés par les végétaux. Suivant leur spéciation ou forme

chimique sous laquelle ils se trouvent (adsorbées, complexées, sous forme soluble organique ou inorganique, etc.), les éléments traces sont plus ou moins mobiles ou plus ou moins biodisponibles. Par ailleurs, les différentes formes sous lesquelles se trouvent les métaux sont sous la dépendance des caractéristiques physico-chimiques du sol : pH, potentiel d'oxydoréduction, teneur en MO, CEC et toute variation de ces paramètres est susceptible de faire varier la spéciation d'un ETM et donc de faire évoluer sa mobilité ou sa disponibilité.

II.2.5.1. Facteurs influençant la dynamique du chrome dans le sol

La mobilité jouant un rôle majeur dans le comportement et les transferts du chrome dans les sols, il est primordial de connaître les paramètres pouvant l'influencer. La distribution du chrome entre les phases constitutives du sol peut être modifiée par un certain nombre de facteurs et par les conditions du milieu : les conditions acido-basiques, la présence de complexants, l'état d'oxydation mais aussi l'action des micro-organismes.

II.2.5.1.1. pH

Le pH des sols est l'une des propriétés essentielles déterminant le comportement des éléments chimiques. Il tient un rôle majeur dans la mobilité des ETM, notamment dans leur mise en solution et leur mobilité à travers le sol. La diminution du pH de la solution du sol est accompagnée par un accroissement du nombre de protons dans la solution, qui entrent en compétition avec les cations métalliques adsorbés sur la CEC et provoquent finalement leur libération dans la phase aqueuse. (Davies & Leckie, 1980; Sposito, 1989).

Le pH du sol ou pH dans l'eau est assimilé au pH d'équilibre entre la phase solide d'un échantillon de sol et la phase liquide représentée par l'eau distillée. Il représente l'acidité actuelle du milieu et reflète la concentration d'ions H^+ en solution. Le pH_{KCL} (pH d'une suspension de sol dans une solution normale de KCL) représente l'acidité potentielle du milieu et considère la somme des ions H^+ échangeables. Il détermine ainsi l'activité des ions H^+ initialement à l'état dissocié et des ions H^+ échangés (Blanchard, 2000). Les variations de pH ont pour effet la modification de la spéciation du chrome. Lorsqu'il est en solution, des mécanismes physico-chimiques peuvent conduire à la formation d'(oxy)hydroxydes. Lorsque les éléments sont stables sous forme cationique (Cr^{3+}), l'augmentation du pH favorise la déprotonation de complexes aqueux et donc la diminution de la charge et des répulsions. La solubilité diminue lorsque le pH augmente, passe par un minimum puis augmente lorsque l'élément se retrouve sous forme anionique. Lorsque les éléments sont stables sous forme anionique (Cr^{6+}), la solubilité augmente lorsque le pH augmente (Lindsay, 1979; Bourg et Loch, 1995). Le chrome complexé sur les phases

solides peut ainsi être remis en solution lorsque les conditions du milieu sont modifiées, car les réactions mises en jeu sont réversibles. Ainsi, la diminution du pH favorise la libération des ions HO^- . Les formes chimiques en solution sont déterminées par les conditions du milieu et par la nature de l'élément métallique. De nombreux chercheurs tels que Schindler et al. (1976) et Buffle (1981) ont mis en évidence et modélisé l'influence du pH sur la modification de la mobilité des métaux dans les sols. Son abaissement favorise la mobilité des ETM, notamment par la mise en solution de sels métalliques retenus. Inversement, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation de composés insolubles ou accroissement de la capacité d'échange canonique.

II.2.5.1.2. Potentiel d'oxydoréduction

Les conditions d'oxydo-réduction (Eh) mesurent l'aptitude d'un milieu à fournir les électrons à un agent oxydant ou à retirer des électrons à un agent réducteur. L'Eh des sols influence la capacité d'un ETM à se fixer sur une phase réceptrice en modifiant le degré d'oxydation de l'élément, ou celui de la phase. Une modification du produit de solubilité de cette association potentielle peut de ce fait intervenir, en la privilégiant ou en la défavorisant. Le potentiel d'oxydo-réduction permet de caractériser les équilibres rédox. Il existe trois voies par lesquelles les conditions d'oxydo-réduction peuvent influencer la mobilité des éléments métalliques (Bourrelier et Berthelin, 1998) :

- Un changement du degré d'oxydation de l'élément métallique (le Cr^{3+} subit une oxydation directe en Cr^{6+}),
- Un changement d'état d'oxydation des éléments se liant avec l'élément métallique pour former un complexe soluble,
- La formation ou la dissolution de phases porteuses de l'élément métallique.

Ainsi, outre l'influence directe du potentiel d'oxydo-réduction du milieu sur l'état d'oxydation des éléments métalliques et donc sur leur mobilité, ce facteur intervient également sur les composants du sol qui fixent les métaux, principalement les oxydes de fer et de manganèse (Stumm et Sulzberger, 1992). Lorsque le sol est aéré, les composés ferriques et manganiques sont très peu solubles et immobilisent les métaux qui leur sont associés. A l'inverse, en conditions d'aérations limitantes, lors d'inondations ou de battement de nappe par exemple, les éléments fer et manganèse sont réduits et solubilisés, et libèrent ainsi les éléments métalliques qui leur sont associés (Davranche et Bollinger, 2000 ; Pénilla et al., 2007).

II.2.5.1.3. Matière Organique

Un des constituants du sol les plus réactifs avec les métaux lourds est sans contexte la matière organique (MO) ; elle se compose principalement:

- **Sucres** : ils constituent 5 à 25 % de la matière organique dans la plupart des sols. Ils sont souvent sous forme de sucres simples, hémicellulose et cellulose. Les sucres permettent de lier les particules inorganiques du sol dans les agrégats stables.

- **Lipides** : ils représentent un groupe divers de matériaux s'étendant des composés relativement simples, tels que les acides gras, à des substances plus complexes, tels que les stérols, les terpènes, les hydrocarbures polynucléaires.

- **Acides aminés** : ils existent dans le sol sous différentes formes, comme les acides aminés libres, les acides aminés ou peptides ou protéines liés aux argiles minérales, les acides aminés ou peptides ou protéines liés aux colloïdes humiques.

Les débris de végétaux «litière» et de bois peuvent, libérer en se décomposant dans les sols, les métaux qu'ils ont précédemment accumulés. La MO des sols se caractérise par une importance surface spécifique et par son pouvoir gonflant permettant la pénétration de l'eau et la diffusion de molécules de petite taille, notamment les substances humiques qui sont capables de fixer par complexation les ions métalliques comme le chrome par exemple.

La MO qui, en raison de sa nature (forme solide, soluble ou colloïdale) et les conditions physico-chimiques du sol affectent le devenir des métaux lourds dans le sol, les rendant plus mobiles en participant à leur libération et modifiant ainsi la structure du sol ou au contraire, contribuant à l'augmentation de leur masse par stockage devenant encore plus nocifs pour l'environnement (Lamy *et al.*, 1994; Harter et Naidu, 1995 ; Christensen *et al.*, 1996; Merritt et Erich, 2003). Elle peut soit les fixer et les immobiliser dans le sol au sein de complexes organo-minéraux stables soit, au contraire, migrer avec la solution du sol et induire leur transfert vers les nappes phréatiques. Les constituants de la MO interagissent en fonction de leur morphologie : la petite taille des sites de surface élevée et les propriétés de charge des colloïdes organiques du sol peuvent potentiellement avoir une affinité plus grande pour les métaux que les autres constituants du sol (Gharbi.L.;2000) :

adsorption, rédox, complexation, acide-base, etc...

Le chrome présent dans la solution du sol pourrait s'associer préférentiellement aux phases solides mobiles que sont les colloïdes organiques dans la solution plutôt qu'aux phases solides immobiles des constituants de la matrice du sol et donc augmenter la mobilité et le transport des métaux en profondeur. Dans le sol, il se trouve à l'état de valence Cr^{3+} ou Cr^{6+} mais les deux valences exhibent des toxicités et des mobilités différentes :

Le chrome trivalent est relativement peu réactif et moins toxique à cause de la lenteur de sa cinétique d'échange de ligand. Il forme dans les sols des composés

oxydes ou hydroxydes relativement insolubles. La liaison du chrome avec la matière organique (acides humiques et acides fulviques) du sol est susceptible de réduire le Cr^{6+} (James et Bartlett, 1983). Les substances humiques constituent un système actif d'oxydo-réduction (acide humique $E_0 = 700$ mV) et fonctionnent comme un agent réducteur. La réduction aérobie et anaérobie du Cr^{6+} en Cr^{3+} par différents genres de bactéries (*Desulfovibrio*, *Shewanella*, *Serratia*, *Arthrobacter*) a été démontrée par Lovley et Phillips (1994), Myers *et al.*, (2000), Mondaca *et al.*, (2002) et Asatiani *et al.*, (2004). Les substances humiques influent sur la spéciation des métaux par leur pouvoir chélatant, mais aussi par leurs propriétés d'oxydo-réduction ; elles stabilisent la forme cationique réduite par chélation. Ainsi, l'oxyanion $\text{Cr}^{2}\text{O}_7^{2-}$ (peu susceptible d'être complexé) est réduit par l'acide humique en cations à propriétés de chélation Cr^{3+} (Gharbi. L.; 2000). Les métaux lourds associés sont fixés à divers types de matière organique (particules, pellicule organique à la surface des particules). En milieu oxydant, les matières organiques sont dégradées et libèrent les métaux lourds (Tessier *et al.*, 1979).

II.2.5.1.4. La température et l'humidité du sol

Elles jouent un rôle indirect en favorisant l'activité biologique du sol, et donc la production de substances acides ou complexantes issues de la biodégradation de matières organiques. L'élévation de température agit directement sur la dissolution de composés fixant un ETM, facilitant ainsi son absorption par la flore. L'humidité agit également directement dans les processus de précipitation et de solubilisation.

II.2.6. Caractérisation du chrome dans le sol

La connaissance de la teneur du chrome dans les différents horizons constitutifs du sol est nécessaire pour évaluer sa mobilité et sa biodisponibilité. La teneur totale du chrome dans le sol comprend toutes les formes et l'évaluation de cette quantité constitue une bonne approche pour étudier l'ampleur de la contamination ; cependant, dans la majorité des cas, cette analyse ne donne que peu d'informations sur sa mobilité ainsi que sur sa biodisponibilité (Li et Thornton, 2001). Elle peut rechercher soit la quantité totale du polluant présent (fraction libérable et fraction fixée sur la matrice du sol), soit rechercher la quantité susceptible d'être libérée ou adsorbée. C'est en cela que la notion de **spéciation** est importante. La spéciation définit les différentes formes sous lesquelles se trouve le chrome ou la phase à laquelle il est fixé. La spéciation peut être évaluée à partir d'extractions réalisées en présence de réactifs sélectionnés ; elle sera alors définie de façon **simple** ou **sélective** (Ure *et al.*, 1993). Ainsi, la **biodisponibilité** sera étudiée à travers l'extraction simple et la **mobilité** par le biais des extractions séquentielles en utilisant l'effet d'un complexant (Rauret *et al.*, 1998).

Dans le cas de notre étude, le complexant acide citrique est utilisé pour la solubilisation du chrome.

II.2.6.1. Extraction simple ou fonctionnelle

Les techniques chimiques admettent que l'absorption d'un métal peut être simulée par sa faculté à passer en solution en utilisant un extractant bien défini. Elle est fonction de la solution d'extraction (nature et concentration), des conditions opératoires suivies (rapport sol/solution, durée et mode d'agitation, température, méthode de centrifugation et de filtration, etc.), de la matrice étudiée, de l'élément en question et de son état chimique dans la matrice (Gomez, 1992).

La spéciation fonctionnelle s'intéresse aux formes mobiles du métal. Dans les procédures avec un seul extractant, seule la fraction potentiellement disponible aux plantes est ciblée. Dans ce type d'extraction, beaucoup d'auteurs ont utilisé un certain nombre de réactifs d'extraction : soit des complexants (EDTA, DPTA, ..) soit des sels ($MgCl_2$, $BaCl_2$, $CaCl_2$, KNO_3 , $NaNO_3$, ...) ou des acides dilués (HCl dilué, CH_3COOH , ..) (Ure, 1996). Plusieurs chercheurs ont démontré que les teneurs extraites par ces électrolytes présentent une bonne corrélation avec la quantité assimilée par les plantes tests ; cependant, l'utilisation d'extractants seuls n'est utile que pour évaluer la biodisponibilité de l'ETM mais ne fournit pas les informations nécessaires pour comprendre les mécanismes responsables des augmentations ou des diminutions de l'extractabilité de l'ETM. La majeure partie du processus de lixiviation se faisant par l'eau des pores, la fraction mobile constitue une bonne indication de la distribution verticale du métal. La fraction mobile, donnée par extraction avec un agent complexant comme l'acide citrique, peut prédire la fraction de métal potentiellement active dans le sol (Blanchard, 2000).

II.2.6.2. Extraction séquentielle ou opérationnelle

L'analyse de la spéciation opérationnelle fondée sur les techniques d'extraction séquentielle utilisée pour l'identification et la quantification des éléments polluants dans les phases spécifiques du sol, est essentielle pour évaluer leur distribution et leur mobilité. Les réactions chimiques sélectives s'appuient sur le fait que les métaux sont retenus par la matrice solide sous différentes formes et que chacune des phases peut être extraite en utilisant les réactifs appropriés (Tessier et al.; 1979) et on peut donc accéder à la compréhension de la transformation des différentes formes et des mécanismes de biodisponibilité et mobilité dans le sol (McGrath et Cegarra, 1992; McBride et al., 1997). La répartition du chrome entre les différentes phases du sol (carbonates, oxyhydroxydes, matière organique ...) est déterminée par extraction séquentielle selon le protocole d'extractions séquentielles du BCR (Bureau

Communautaire de Référence redevenu SMTP : Standards Measurements and Testing Programme de la commission européenne (Ure *et al.*;1993; Rauret *et al.*,1998) qui définit le fractionnement en quatre étapes :

- La première, fraction acido-soluble correspond à la fraction échangeable ; les métaux de ce groupe sont adsorbés de manière non spécifique et échangeables ioniquement c'est-à-dire qu'ils peuvent être remplacés par des cations en compétition.

- La deuxième est la fraction réductible (liée aux oxydes) ;

- La troisième est la fraction oxydable (liée à la matière organique) et

- La quatrième et dernière est la fraction résiduelle.

Il s'agit de déterminer quantitativement la répartition du chrome dans les différentes phases du sol. On sépare sélectivement chaque phase par la détermination de la concentration totale en utilisant la spectroscopie d'absorption atomique à four à graphite.

II.2.6.2.1. Fraction échangeable (fraction acido-soluble).

Cette fraction représente la partie mobile et biodisponible (Gleyzes *et al.*, 2002) du chrome adsorbé sur les particules et facilement mobilisable par échange ionique avec des cations tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} ou NH_4^+ , le contre-ion étant généralement Cl^- , CH_3COO^- et NO_3^- . Les solides intervenant dans ces processus de rétention sont les minéraux argileux et les matériaux amorphes (oxydes de manganèse). Cette fraction est potentiellement la plus mobile et donc la plus toxique envers l'environnement si elle est associée par des forces électrostatiques non-spécifiques à des métaux lourds. Cette fraction essentiellement composée de constituants carbonatés est sensible à une faible diminution de pH. Le mécanisme utilisé pour évaluer la quantité du métal associé à cette fraction est la dissolution du matériau solide par des acides faibles à un pH voisin de 5 (Tessier *et al.*, 1979). L'acide faible ($\text{CH}_3\text{CO}_2\text{H}$) à 0,1M est utilisé pour dissoudre la calcite et la dolomite sans mobiliser les autres fractions.

II.2.6.2.2. Fraction réductible ou fraction liée aux oxydes métalliques

Elle concerne le chrome associé aux oxydes plus au moins cristallisés de fer, d'aluminium et de manganèse. Ces oxydes se présentent sous forme de concrétions ou de revêtement pelliculaire à la surface des particules. Ils sont thermodynamiquement instables en condition anoxique provoquée par exemple par une diminution du potentiel d'oxydoréduction (Tessier *et al.*, 1979). Le chrome associé à cette fraction est extrait par un agent réducteur et un autre réactif permettant de maintenir en solution le chrome solubilisé. Les réactifs les plus utilisés sont le chlorhydrate d'hydroxylamine, le tampon acide oxalique/oxalate et le dithionite citrate de sodium.

II.2.6.2.3. Fraction oxydable ou fraction liée à la matière organique

En milieu oxydant, les matières organiques sont dégradées et libèrent le chrome associé qui y est fixé (Tessier *et al.*, 1979). Dans les schémas d'extractions sélectives, cette fraction est généralement obtenue par action d'eau oxygénée acidifiée sur l'échantillon, suivie d'une extraction à l'acétate d'ammonium pour maintenir en solution les métaux solubilisés.

II.2.6.2.4. Fraction résiduelle

La fraction résiduelle est essentiellement constituée de minéraux primaires et secondaires, pouvant contenir du chrome dans leur structure cristalline. Leur mise en solution est généralement effectuée par minéralisation acide à l'aide d'acides forts tels que HF, HClO₄, HCl et HNO₃⁻. Le chrome de cette fraction n'est pas libérable dans les conditions naturelles (Tessier *et al.*, 1979).

II.2.7. Matériels et méthodes

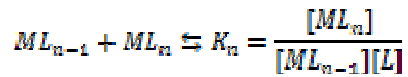
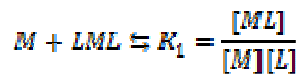
Un sol témoin exempt de toute pollution (sol en jachère non contaminé), un sol contaminé artificiellement avec le chrome (Cr³⁺) et un sol provenant des parcelles irriguées par les eaux usées mixtes ont fait l'objet d'investigations. Le premier servant de référence (témoin), le second permettant de comprendre les mécanismes de l'extraction afin d'en optimiser les paramètres devant servir à l'étude du troisième, objet de l'étude. Le but n'étant pas cependant de simuler les conditions naturelles mais de favoriser la compréhension des phénomènes et de caractériser la mobilité des polluants.

Pour améliorer l'extraction, l'acide citrique, molécule biodégradable secrétée par les racines des plantes a été utilisé ; l'acide citrique a la particularité de solubiliser le chrome et de le rendre plus biodisponible, ce qui ouvre un champ d'investigations très intéressant pour la dépollution des sites contaminés par le biais de l'utilisation des plantes (**phytoextraction**) capables d'accumuler de fortes concentrations en métal (grande tolérance) et de produire rapidement une importante biomasse (Brooks *et al.*;1998;Mejare *et Bulow*,2001). L'application de complexants sur un sol entraîne une augmentation de la mobilité des métaux présents dans ce sol (Peters, 1999; Madrid *et al.*, 2003; Hauser *et al.*,2005). En effet, les complexants forment avec les métaux des complexes solubles stables, les rendant ainsi plus mobiles. Komárek *et al.* (2007a) ont évalué les risques associés à l'extraction du Pb par le peuplier, après l'application d'EDTA. Il apparaît, après deux ans d'étude, que l'application de la solution d'EDTA maintient les métaux Pb et Cu sous des formes fortement mobiles.

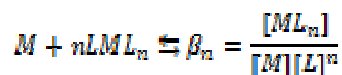
II.2.7.1. Les complexants métalliques

Un complexe métallique est constitué d'un ion métallique central sur lequel viennent se fixer par liaisons covalentes des molécules neutres ou des ions, appelés ligands

qui sont le site de fixation de la molécule ou de l'ion. Lorsqu'un ion s'entoure de ligands pour former un complexe, on parle de réaction de complexation.

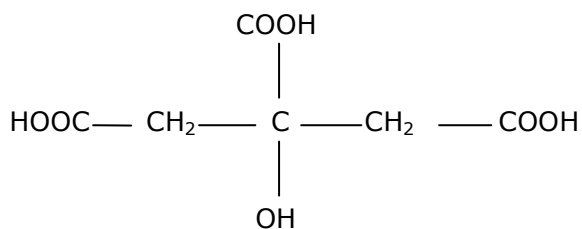


Les K_n sont des constantes successives de formation. L'équilibre correspondant est qualifié de global :



Les complexants sont classés selon leur structure et le nombre de ligands. On les désigne par les termes monodentates, bidentates, polydentates.

- Monodentates, 1 ligand : H_2O , NH_3 , CH_3OH , Cl^- , ...
- Bidentates, 2 ligands (identiques ou différents) :
 - Oxalate $^-O-CO-CO-O^-$
 - Ethylènediamine $H_2N-CH_2-CH_2-NH_2$
 - Glycine $^-O-CO-CH_2-NH_3^+$
- Polydentates, plusieurs ligands : acide citrique, il s'agit d'un complexant tridentate.



II.2.7.1.1. L'acide citrique

L'acide citrique étant une molécule organique naturellement présente dans l'environnement, il est facilement biodégradable (Römken et al., 2002). C'est une molécule triacide (Tableau 3) que l'on retrouve naturellement dans les exsudats racinaires et dans le sol (Jones, 1998 ; Dakora et Phillips, 2002). C'est un complexant tridentate (groupements carboxyle et hydroxyle) (Strathmann et Myneni, 2004) largement utilisé dans des domaines diversifiés : additif de poudre à lever (E330), acidifiant, antioxydant, anticoagulant sanguin, détartrant, fongicide,

bactéricide, ...formant des complexes stables avec les métaux (Brooks et Herman, 1998 ; Poulsen et Hansen, 2000 ; Nigam et al., 2001); il a donc été utilisé dans de nombreuses études portant sur l'extraction des métaux dans les sols (Bassi et al., 2000 ;Turgut et al., 2004 ; do Nascimento, 2006 ; do Nascimento et al., 2006).

L'ion citrate (L^{3-}) s'adsorbe en formant un complexe de sphère interne avec la surface en tant que complexant bidentate. Des liaisons hydrogène peuvent se former entre les sites de surface et les groupements carboxyles restants (Filius et al., 1997 ; Lackovic et al.2003).

Tableau 37 : Constantes d'acidité.

Complexant	Structure	pKa (T=25°C,I=0,1M)
Acide citrique	$ \begin{array}{c} \text{COOH} \\ \\ \text{HOOC} - \text{CH}_2 - \text{C} - \text{CH}_2 - \text{COOH} \\ \\ \text{OH} \end{array} $	5,66 .4,34 . 2,90

Source : Pettit et Powell, 2001.

L'acide citrique a été appliqué au sol pollué artificiellement et au sol irrigué avec les eaux usées et son efficacité étudiée pour une extraction optimale du Cr.

II.2.7.2. Protocole expérimental

II.2.7.2.1. Sol témoin

Le sol d'étude provient de la commune de Djelfa, à la sortie Sud de la ville, sous les vents à dominance Sud-Ouest en amont de la tannerie. Les échantillons de sol représentent une moyenne de prélèvement à deux profondeurs (0-20 cm et >20cm). Le sol est une jachère non cultivée depuis de nombreuses années et sa formation géologique est de type dalle calcaire.

II.2.7.2.2. Sol contaminé artificiellement

Le sol témoin est pollué artificiellement par une solution métallique de Cr^{3+} : ($Cr(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$) préparée de telle sorte que l'on obtienne dans le sol une concentration avoisinant les 100 mg/kg de Cr^{3+} , concentration qui interfère peu sur la CEC évitant ainsi de biaiser la spéciation. La méthode de contamination a consisté en une humidification progressive du sol par application gravitaire de la solution chromique reproduisant ainsi l'irrigation par immersion pratiquée dans la région. Pour cela, 100Kgs de sol sont mis en contact avec 50L de la solution chromique, ce qui correspond à une saturation totale en eau du sol (Figure 8); ce protocole est ainsi maintenu, pendant 24 h à température ambiante, jusqu'à l'absorption complète de la solution. Le chrome se répartit entre la solution du sol et la phase solide ; Il entre d'abord en contact avec la surface des phases constitutives du sol, puis migre à

l'intérieur de celles-ci. Au cours du temps, ces éléments sont amenés à diffuser dans les micropores ou à être incorporés dans des phases solides (Ma et al., 2006a, b). Le sol est ensuite séché à l'air libre pendant une semaine.

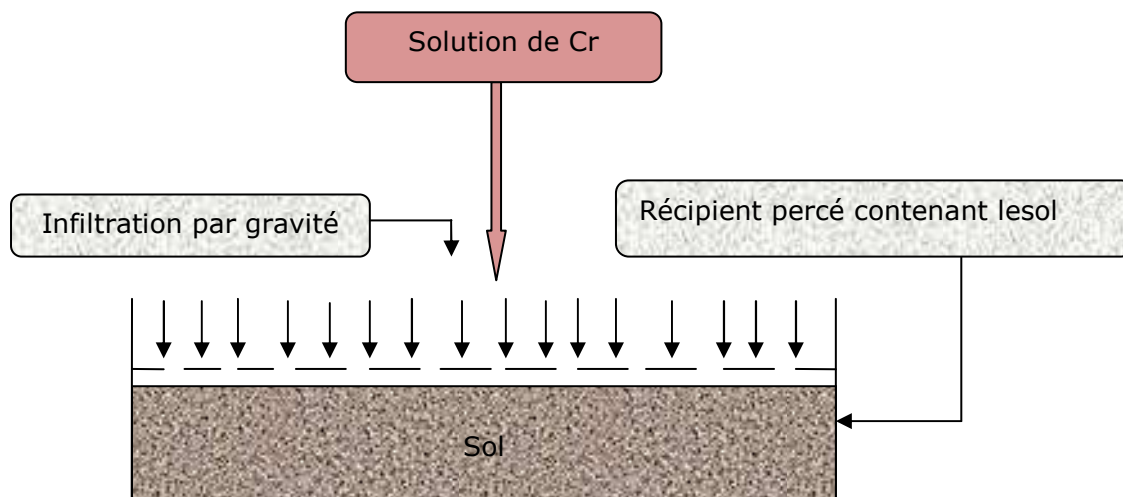


Fig.8. Protocole de contamination du sol.

II.2.7.2.3. Sol irrigué par les eaux usées

L'objectif étant de vérifier la migration du chrome, le sol étudié a été prélevé en aval de la ville de Djelfa sur des parcelles de terres agricoles irriguées par les eaux usées de la ville contenant entre autres celles traitées de la tannerie. Des échantillons sur les deux horizons précités (0-30 et >30 cm) ont été prélevés à l'aide d'une tarière manuelle. La profondeur de 30 cm étant généralement une moyenne de la pratique agricole de la zone.

II.2.7.2.4. Méthodologie

Les solutions ont été préparées avec de l'eau bidistillée ayant les qualités d'une eau pure (faible concentration en carbone organique et faible résistivité). Les réactifs utilisés sont de qualité analytique compatible avec l'analyse des métaux traces. La température de travail est de $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$. L'ensemble du matériel utilisé est décontaminé avec l'acide nitrique à 10 % pendant 48 h puis rincé à l'eau bidistillée. Des blancs (réactifs sans échantillon de sol) ont été utilisés afin de vérifier l'absence de contamination.

II.2.7.2.4.1. Analyses physico-chimiques

II.2.7.2.4.1.1. pH_{eau} et pH_{KCl}

Le pH_{eau} mesure l'acidité réelle et prend en compte les ions H_3O^+ libres dans la

solution du sol. Le pH_{KCL} mesure l'acidité potentielle qui prend en compte les ions H_3O^+ libres dans la solution du sol et ceux déplacés par le KCl. Les mesures de pH_{eau} et pH_{KCl} sont effectuées selon la norme ISO 10390. Pour cela, 10 g de sol sont mis en suspension dans 25 ml d'eau bidistillée ou de chlorure de potassium (KCl) à 1 mol/L, agités pendant 1h sur une table d'agitation à 150 tr/mn, puis laissés au repos pendant 2h et le pH est ensuite mesuré.

II.2.7.2.4.1.2. Granulométrie

La granulométrie a été déterminée en suivant la norme NF X 31-107 qui permet de déterminer les fractions suivantes : argiles (0 à 2 μm), limons fins (2 à 20 μm), limons grossiers (20 à 50 μm), sables fins (50 à 200 μm) et sables grossiers (200 à 2000 μm).

II.2.7.2.4.1.3. Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique est définie comme la quantité de cations saturants fixés par le sol dans un milieu tamponné à pH 7. La CEC est une des données les plus importantes de l'analyse de sol. Elle représente donc la quantité totale de cations échangeables que le sol peut adsorber ; elle traduit donc la capacité plus ou moins grande du sol à fixer et libérer certains éléments nutritifs fixés sur l'argile et la matière organique (complexe argilo-humique). La CEC est exprimée en milliéquivalents par 100 grammes de sol (mé). Une faible CEC indique un sol sableux et une forte CEC un sol argileux.

La CEC a été déterminée par la méthode au chlorure de cobalthexammine ($Co(NH_3)_6Cl_3$) selon la norme AFNOR X31 -130 (AFNOR, 2004). Le principe de cette méthode repose sur le fait que les ions échangeables du sol sont déplacés par une solution de cobalthexammine ($Co(NH_3)_6Cl_3$) en excès. Les ions cobalthexammine ($Co(NH_3)_6^{3+}$) s'adsorbent à la surface du sol et déplacent ainsi les cations retenus par le sol. Pour cela, 5 g de sol sont mis en suspension dans 25 ml d'une solution de $Co(NH_3)_6Cl_3$ à 0,016 mol/L, agités pendant 3 h, sur une table d'agitation et centrifugés pendant 15 mn à 3000g, puis filtrés (0,45 μm , filtre en nitrate de cellulose) . Les ions $Co(NH_3)_6^{3+}$ restés, en excès, dans la solution sont ensuite déterminés par colorimétrie à 470 nm, à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible, type Beckman DU640 UV/Vis . Pour un sol sableux, la CEC fait partie de la classe faible : inférieure à 15 meq/100g de sol.

II.2.7.2.4.1.4. Teneur en carbone organique

La concentration en carbone organique a été déterminée selon la norme ISO 14235. Il s'agit d'une oxydation du carbone organique du sol par le bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en excès, en milieu acide (H_2SO_4), et à chaud. Le Cr^{6+} est réduit par le carbone organique en Cr^{3+} . Le Cr^{6+} restant est ensuite dosé. Pour cela, 150 mg de

sol sont mélangés à 5ml d'une solution de bichromate de potassium à 0,27 mol/L et à 7,5 mL d'acide sulfurique concentré. Après centrifugation (10 mn à 3000g) et filtration (0,45 µm, filtre en nitrate de cellulose), le Cr(VI) est dosé à 580 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible type Beckman DU640 UV/Vis. Le dosage se fait grâce à une courbe d'étalonnage établie à partir de glucose, qui subit le même protocole que le sol (Jean, 2007).

II.2.7.2.4.1.5. Teneur en matière organique

La MO est mesurée à travers la détermination de la teneur en carbone organique et en multipliant ce dernier par 1,724.

II.2.7.2.4.1.6. Teneur en azote total

La teneur en azote total a été déterminée selon la norme ISO 11261. Il s'agit d'une méthode Kjeldahl modifiée qui permet de doser l'azote sous ses formes ammonium, nitrate, nitrite et organique. Le sol est minéralisé en présence d'acide salicylique (25 g/L dans H₂SO₄), de thiosulfate de sodium, d'un mélange catalytique (K₂SO₄ + CuSO₄. 5H₂O + Se). Le minéralisât est distillé, puis le distillat récupéré est titré avec de l'acide sulfurique.

II.2.7.2.4.1.7. Teneur en potassium échangeable

La teneur en potassium échangeable a été déterminée selon la norme NF X31-161 (AFNOR, 2004). Pour cela, 5 g de sol sont mis en suspension dans 100 ml d'une solution d'acétate d'ammonium à 1 mol/l, ajustée à pH 7 à l'aide d'acide acétique à 1 mol/l ou d'ammoniaque à 1 mol/l. Le mélange est agité pendant 1h, sur une table d'agitation à 150 tr/mn, centrifugé pendant 10 mn à 3000g puis filtré (0,45 µm, filtre en nitrate de cellulose). Le dosage a été réalisé par spectroscopie d'émission atomique flamme à four graphite type Varian AA220.

II.2.7.2.4.2. Détermination du chrome total

La détermination du chrome total nécessite une mise en solution du sol qui est réalisée en utilisant l'eau régale dont l'efficacité a été mise en évidence notamment par Larner et al.(2006). Pour cela, 0,5g de sol sont mis dans des fioles PTFE avec 9ml de HNO₃ à 69% et 3mL de HCL à 37%; ensuite, une minéralisation de cette solution a lieu dans un four micro-ondes à modulation de puissance permettant une rapide montée jusqu'à 1400W en 5mn suivi d'un palier de 20mn et d'un refroidissement. Les minéralisats sont amenés à un volume final de 50ml avec de l'eau bidistillée et le chrome est analysé à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique flamme.

II.2.7.2.4.2.1. Détermination du chrome hexavalent

Lors du dosage, le chrome hexavalent réagit avec le diphényl-carbazide pour former, en milieu acide, un complexe variant de rose à violet dont l'absorbance à 540 nm est proportionnelle à la concentration du chrome hexavalent. Pour cela, 1g de sol est mis

dans un bécher de 40 mL, auquel on ajoute 40 mL de la solution extractive (NaOH à 0,5 mol/L + Na₂CO₃ à 0,28 mol/L). Le mélange est chauffé presque à ébullition (90°C) pendant 60 minutes sous agitation. Après refroidissement et filtration sur filtre Whatman n°41, le pH du filtrat est ramené à un pH neutre à basique (entre 7 et 8). Après une seconde filtration, 5 mL de filtrat sont mélangées à 4 mL d'acide sulfurique à 1 mol/L, 0,20 mL de la solution de 1,5-diphényl-carbazyde à 0,5% et 0,80 mL d'eau bidistillée. Une attente d'environ 5 à 10 minutes est nécessaire pour le développement de la couleur rose-violet. L'intensité de cette dernière est proportionnelle à la concentration en Cr⁶⁺. L'analyse se fait par colorimétrie à la longueur d'onde 540 nm. Le dosage se fait par une courbe d'étalonnage réalisée à partir du bichromate de potassium (0,2 à 1 mg/L). La concentration en Cr³⁺ est déterminée par différence entre le Cr total et le Cr⁶⁺.

Cette méthode permet d'extraire 80% de Cr⁶⁺ (Pettine et Capri, 2005.). Jean (2007) a obtenu jusqu'à 85±4% et 85±3% en utilisant respectivement PbCrO₄ et K₂CrO₇.

II.2.7.2.4.3. Évaluation de la mobilité et de la biodisponibilité du chrome

Si la teneur en chrome total est une donnée importante, sa répartition dans les différents horizons du sol est nécessaire pour en évaluer la biodisponibilité et la mobilité grâce respectivement à l'extraction simple et aux extractions séquentielles.

II.2.7.2.4.3.1. Extraction simple

La norme ISO 14870 est utilisée pour l'extraction du chrome. La solution d'extraction est une solution mixte de triéthanolamine à 0,1 mol/L, de chlorure de calcium à 0,01 mol/L et d'acide diéthylènetriamine pentaacétique (DTPA) à 0,005 mol/L, ajustée à pH 7,3 avec HCl. Pour cela, 10 g de sol sont mis en suspension dans 20 mL de la solution d'extraction et agités pendant 2h, sur une table d'agitation à 150 tr/mn, puis centrifugés à 3000g. Après filtration (0,45 µm, filtre en nitrate de cellulose), l'analyse est faite par spectrophotométrie à absorption atomique.

II.2.7.2.4.3.2. Extractions séquentielles

L'extraction a été réalisée à l'aide d'une sonde de puissance 60 W, méthode validée par le BCR (Pérez-Cid et al., 1998). Les différentes fractions sont les suivantes :

R1 : Fraction échangeable : 1g de sol prélevé dans un récipient en PTFE de 100ml. On y ajoute 40mL d'acide acétique (CH₃COOH à 0,11mol/L) et on réalise une double agitation : l'une à température ambiante pendant 16 heures et l'autre pendant 20mn dans un agitateur à 300tr/mn. Ensuite, une centrifugation pendant 20mn suivie d'une décantation au réfrigérateur à 4°C permettent d'obtenir un résidu solide. Ce dernier subit un lavage avec 20mL d'eau bidistillée, une agitation pendant 20mn et une centrifugation qui aboutissent à une élimination des eaux de lavage et à l'obtention d'un résidu solide de l'étape 1. Le temps de puissance de la sonication est de 7 mn à 20 W.

R2 : Fraction réductible : réaction de réduction des oxydes et libération des métaux liés. Au résidu de l'étape 1, on ajoute 40mL de chlorhydrate d'hydroxyle amine $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ à 0,5mol/L ajusté à $\text{pH} = 2$ avec HNO_3 , 25mL de HNO_3 à 2mol/L et on complète jusqu'au trait de jauge (1 litre) avec de l'eau bidistillée. L'extraction se fait ensuite par agitation centrifugation et décantation pour obtenir le résidu solide de l'étape 2 d'un côté et l'extrait de l'autre coté. Le temps de puissance de la sonication est de 7 mn à 20 W.

R3 : Fraction oxydable : au résidu de l'étape 2, on ajoute 10mL de H_2O_2 à 30% qu'on recouvre et qu'on place à température ambiante pendant 1 heure suivie d'une agitation manuelle dans un bain d'eau à 85°C . Ceci permet de détruire la MO (réaction d'oxydation) et donc de relarguer le chrome fixé. On ajoute ensuite 10ml de H_2O_2 , 50mL d'acétate d'ammonium $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ à 1 mol/L (ajusté à $\text{pH} = 2$ avec HNO_3) que l'on agite, centrifuge et décante. On obtient d'un coté le résidu solide de l'étape 3 et d'un autre coté l'extrait. Le temps de puissance de la sonication est de 2 mn à 20 W 6 mn à 20 W.

R4 : Fraction résiduelle : 9 ml de HNO_3 (70%) et 3 ml de HCl (30 %). La fraction résiduelle est essentiellement constituée de minéraux primaires et secondaires, pouvant contenir du chrome dans leur structure cristalline. Leur mise en solution est généralement effectuée par minéralisation acide à l'aide d'acides forts tels que HF , HClO_4 , HCl et HNO_3^- . Le chrome de cette fraction n'est pas libérable dans les conditions naturelles (Tessier *et al.*, 1979). La digestion se fait par micro-ondes.

II.2.7.2.4.4. Mobilisation du chrome en présence d'acide citrique

L'effet de l'acide citrique sur la solubilisation du chrome a été étudié. Les concentrations des solutions varient de 0,01 à 0,5 mol/L tout en maintenant le pH de la solution complexante voisin de celui du sol ($\text{pH}_{\text{eau}} = 8,4 \pm 0,1$). Le pH est suivi tout au long de l'expérience.

A la suite de cette expérience, le sol est récupéré, rincé avec 100mL d'eau bidistillée et séché à l'air pour la réalisation des extractions séquentielles permettant de connaître la répartition du chrome dans les différentes fractions du sol. Deux approches sont présentées : une en milieu statique (étude de la mobilisation) et l'autre en milieu dynamique (étude de la lixiviation).

II.2.7.2.4.4.1. Étude en milieu statique : tests en réacteurs

Les expériences en réacteurs sont utilisées pour évaluer l'influence d'un certain nombre de paramètres tels la température, le pH, le potentiel d'oxydo-réduction, les complexants où il sera question d'extractions séquentielles dont l'objectif visé est celui de la spéciation du chrome dans le sol. Les tests en réacteurs permettent de

suivre les extractions par la mise en œuvre d'une solution sol-solution dans un réacteur fermé avec une agitation et un temps de contact suffisant pour atteindre l'équilibre thermodynamique, c'est-à-dire qui abolit les résistances au transfert à la surface des particules et favorise le transfert du solide vers le liquide. L'expérimentation est représentée par un système parfaitement agité où les particules sont complètement dispersées et où toutes les surfaces de particules en suspension sont exposées au lixiviant et disponibles à l'interaction polluant-solution. La fraction liquide de la suspension récupérée est ensuite analysée.

L'expérience est réalisée dans des réacteurs à température ambiante ($20 \pm 1^\circ\text{C}$). Le rapport liquide/solide utilisé est égal à 10mg/L (rapport L/S=10). Cette valeur représente l'optimum (selon l'EPA,1987) cité par Blanchard (2000). 10 g de sol sont mis en suspension dans 100 mL de solution de complexant. Les suspensions de sol sont agitées sur une table d'agitation à 150tr/mn. Les échantillons récupérés sont filtrés sur des filtres en nitrate de cellulose de $0,45 \mu\text{m}$. Trois répétitions sont effectuées pour chaque concentration.

II.2.7.2.4.4.2. Étude en milieu dynamique : expériences en colonne

Les tests en colonne sont employés pour simuler les conditions de terrain : écoulement du fluide, transfert de masse, etc. Cette expérience en colonne a pour but d'étudier les processus de lixiviation ou solubilisation du chrome par le complexant choisi (l'acide citrique dans notre cas) en tenant compte de l'environnement physico-chimique en perpétuelle variation, traduit par les variations se déroulant du début à la fin de l'écoulement (tête et sortie de la colonne) et qui sont le résultat de l'action des différents paramètres écologiques de la région.

La cellule de percolation est une colonne en polychlorure de vinyle (PVC) de 1,5 cm de diamètre et de 5 cm de long. Un filtre de porosité $2,7 \mu\text{m}$, en fibre de verre, est placé en entrée de colonne pour empêcher les pertes de particules. Une couche de fibres de verre puis un filtre et un filtre de porosité $1,6 \mu\text{m}$ en fibre de verre, sont placés en sortie de colonne. L'ensemble fibres de verre et filtre GF/D permet de limiter le colmatage du filtre. La solution lixiviante s'écoule à travers la colonne verticale de manière descendante puis collectée par fractions dans un collecteur d'éluats à tubes (Figure 9) et analysée. La solution de lixiviation s'écoule par percolation à travers les particules solides immobiles en entraînant les constituants dissous. 20mL sont recueillis dans chaque tube.

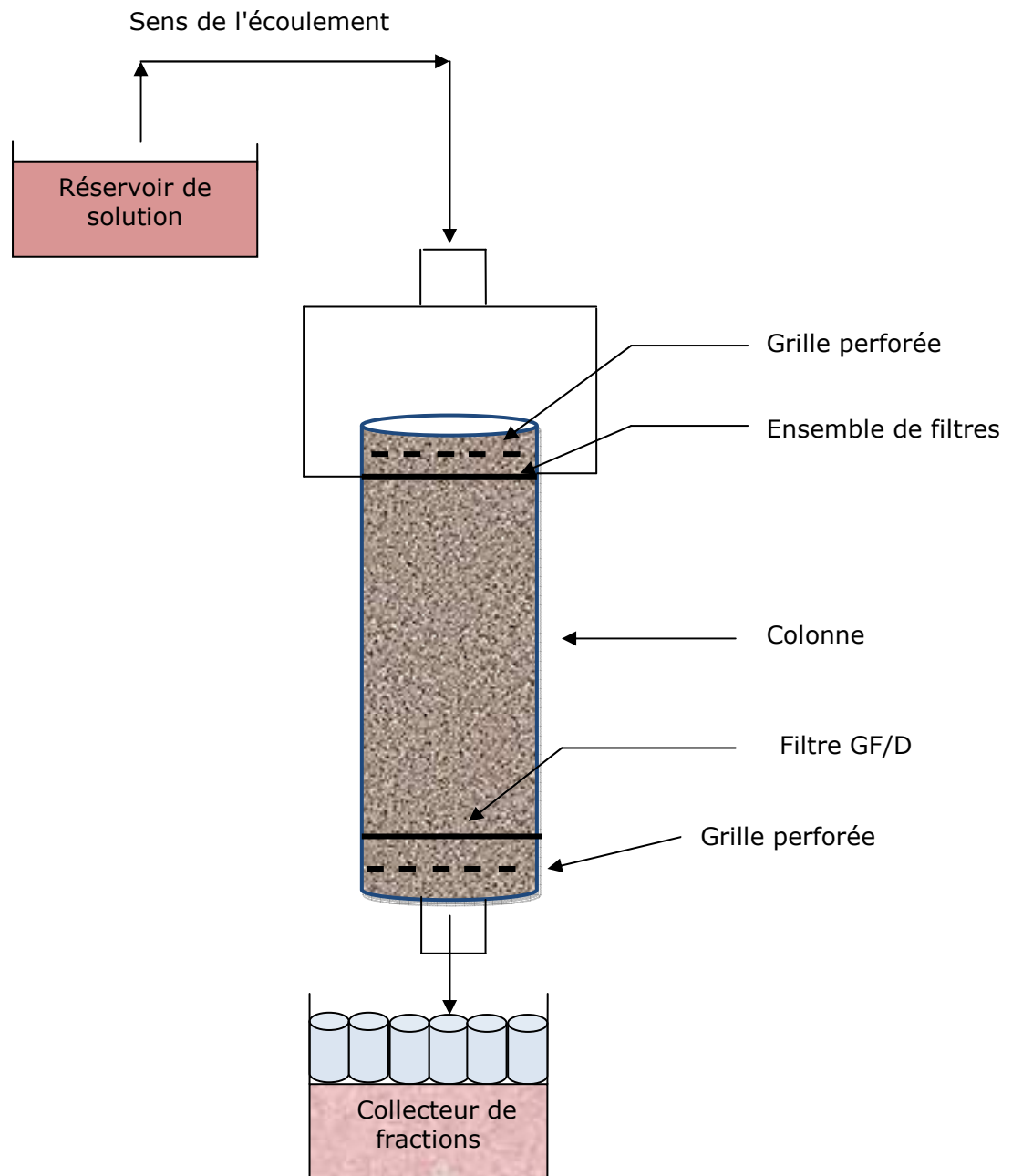


Fig.9. Dispositif expérimental.

II.2.7.2.4.4.2.1. Caractéristiques du dispositif

Les mécanismes de transfert de substances en solution dans les sols peuvent être analysés en termes :

- Hydrodynamiques : paramètres dispersifs exprimant la diffusion moléculaire, phénomène qui provient de l'agitation moléculaire et lié aux caractéristiques du produit et à la dispersion cinématique qui expriment une non uniformité de la

distribution de vitesse d'un fluide s'écoulant à travers un milieu poreux (Molinari et Rochon,1976) ainsi qu'aux modes d'échange entre le solide et la phase mobile.

- Physico-chimiques : paramètres de sorption caractérisant les échanges au sein du fluide ou du milieu poreux, l'adsorption, la chimisorption.

Ces mécanismes peuvent être modélisés et l'ajustement de ces modèles nécessite la connaissance des différents paramètres précédents. Les valeurs de ces paramètres sont approchées par les données de la littérature ou déterminées par des expérimentations. Ainsi, la mobilité et la biodisponibilité des substances dans les sols sont appréhendées par des tests dont l'objectif est de permettre la compréhension du comportement des substances dans le sol.

L'hydrodynamique comprend deux types d'eau en milieu poreux saturé :

- L'eau de gravité qui représente la fraction mobile de l'eau du sol et contribue activement aux transferts de matière en solution ou en suspension.

- L'eau de rétention, immobile qui constitue le principal milieu réactionnel des phénomènes de solubilisation et insolubilisation organo-minérales (Bonneau et Souchier,1994). L'eau gravitaire remplit l'espace des pores et obéit à la force de gravité.

La colonne est remplie avec du sol sec, compactée par couches d'épaisseur égale à ± 4 mm et bien homogénéisées (Martel et Gélinas, 1996 cités par Jean, 2000). La colonne de sol est saturée avec de l'eau bidistillée jusqu'à atteindre un état stable. La densité apparente (ρ) est le rapport de la masse de sol (m_s) sur le volume total de la colonne (V_T) :

$$\rho = \frac{m_s}{V_T}$$

La porosité volumique ε d'un sol constitue un indice du volume relatif des vides dans le sol. Elle représente le rapport du volume des vides ou volume des pores (V_p) au volume total de sol (V_T). La porosité se détermine par différence de pesée du sol sec et du sol après saturation.

$$\varepsilon = \frac{V_p}{V_T}$$

La teneur en eau massique θ_p et volumique θ sont définies respectivement par :

$$\theta = \frac{V_e}{V_T}$$

$$\theta_p = \frac{M_e}{M_s}$$

où **Me** et **Ve** sont respectivement, la masse et le volume total d'eau dans le milieu. Le degré de saturation **S** représente la fraction du volume des pores V_p occupée par l'eau V_e .

$$S = \frac{V_e}{V_p} = \frac{\theta}{\theta_{sat}} = \frac{\theta}{\epsilon}$$

θ_{sat} est la teneur en eau à saturation.

S tend vers 0 dans un sol sec et vers 100% dans un sol totalement saturé.

Avant le début de l'expérience, un état de stabilité a été réalisé en saturant la colonne par de l'eau bidistillée. Pour cela, la MO en sortie de colonne a été suivie par la mesure de l'absorbance à 254nm. Il en est de même pour la conductivité et l'éluat du chrome. L'état stable est considéré atteint lorsque les paramètres mesurés n'évoluent plus. En outre, les conditions d'écoulement ont été étudiées afin de vérifier l'absence de volumes morts et de chemins préférentiels dans la colonne et ainsi éviter de biaiser les résultats; ceci est rendu possible par l'utilisation d'un traceur non réactif, c'est-à-dire qui ne réagit pas avec la matrice solide et qui n'est pas dégradé. L'ion chlorure (KCl), dosé par la suite en chromatographie ionique s'y prête aisément à cette expérimentation. Le débit appliqué est de 20 mL/h).

Le traçage est effectué en faisant percoler une solution de KCl à 0,01 mol/L. Après stabilisation de la colonne, 1Vp de la solution de KCl est injecté à 20mL/h. Ensuite, le traceur est élué en faisant percoler 10Vp d'eau bidistillée. La colonne de sol présente les caractéristiques suivantes :

Tableau 38 : Caractéristiques de la colonne de sol.

Masse de sol (g)	Densité (g/cm ³)	Volume de pore (Vp) (mL)	Débit moyen (mL/h)	Vitesse de pore (cm/mn)
13,8 ± 0,2	1,62 ± 0,03	5,2 ± 0,1	19,3 ± 0,2	0,31 ± 0,05

La courbe d'éluion obtenue présente la distribution de l'éluion du KCL en fonction du temps (Figure 10). La courbe est symétrique et de type gaussien. On constate que la presque totalité du KCl injectée est éluée. L'écoulement à l'intérieur de la colonne se fait sans zones mortes et sans chemins préférentiels.

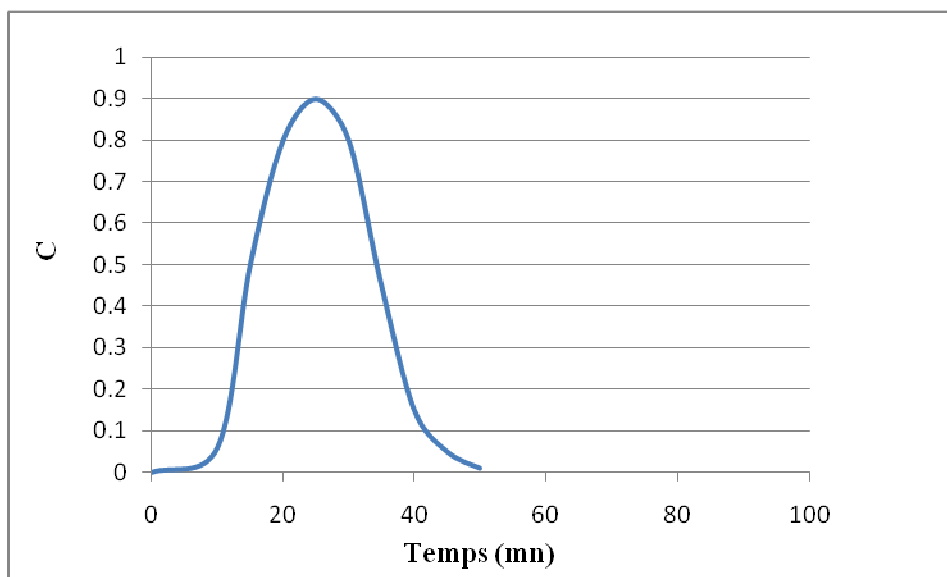


Fig.10. Simulation de l'écoulement à travers une colonne de sol.

II.2.7.2.4.5. Mobilisation du chrome

Une fois l'état stable atteint, la solution du complexant est injectée. Le pH de la solution est fixé au pH_{eau} du sol (8,4). Deux expériences sont menées en parallèle et analysées :

La première est l'injection en continu de la solution complexante afin de déterminer les quantités du chrome mobilisées.

La deuxième expérience consiste à retracer autant que possible l'effet de la pluviométrie de la région (312mm/an) ; ainsi, plusieurs doses de la solution complexante sont injectées ; chacune d'elles étant séparée par l'élution d'eau bidistillée. La quantité d'eau bidistillée injectée correspond à la pluviométrie mensuelle moyenne de la région soit 26 mm/m².

II.2.8. Résultats

II.2.8.1. Caractérisation du sol témoin

II.2.8.1.1. Propriétés physico-chimiques et teneur en chrome

Les résultats mettent en évidence que l'échantillon de sol est principalement composé de sable. Le diagramme de texture de Baize (1997) permet de classer le sol comme étant sablo-limoneux avec un pH basique et une CEC caractéristique des sols sableux.

Tableau 39 : Propriétés physico-chimiques du sol témoin.

Paramètres	Unités	Sol témoin non contaminé
Argile (<2µm)	%	0,5% ou 5g/Kg
Limon (2-50 µm)		24,76% ou 247,6g/Kg
Sable (50- 2mm)		74,74 % ou 747,4g/Kg
pH _{eau}	-	7,65 ± 0,1
pH _{KCl}		6,2 ± 0,1
CEC	méq/100g	11,4 ± 0,3
Carbone Organique (CO)	g/kg	5,49 ± 0,1
Matière Organique	%	9,46 ± 0,2
N total		0,57 ± 0,01
C/N	-	9,65
P		60,00
K ⁺		72,22
Mg ⁺⁺		40,86
Cr		2,7± 0,3

Les concentrations en chrome ont été déterminées par absorption atomique après minéralisation. Cette valeur du chrome légèrement élevée, n'explique pas le bruit de fond dont la concentration aurait du être plus faible eu égard à la géologie de la région. La situation géographique du sol témoin (amont du site industriel) indique cependant qu'on peut exclure toute forme de contamination d'ordre anthropique.

II.2.8.2. Sol contaminé artificiellement

La teneur en Cr, après la contamination artificielle est de **98 ± 2 mg/kg**.

II.2.8.2.1. Biodisponibilité du Cr

L'évolution de sa biodisponibilité (norme ISO 14870) au cours du temps montre que le chrome devient moins biodisponible, passant de 0,60% à 0,20% soit l'essentiel du Cr biodisponible en deux mois. La biodisponibilité se stabilisera par la suite.

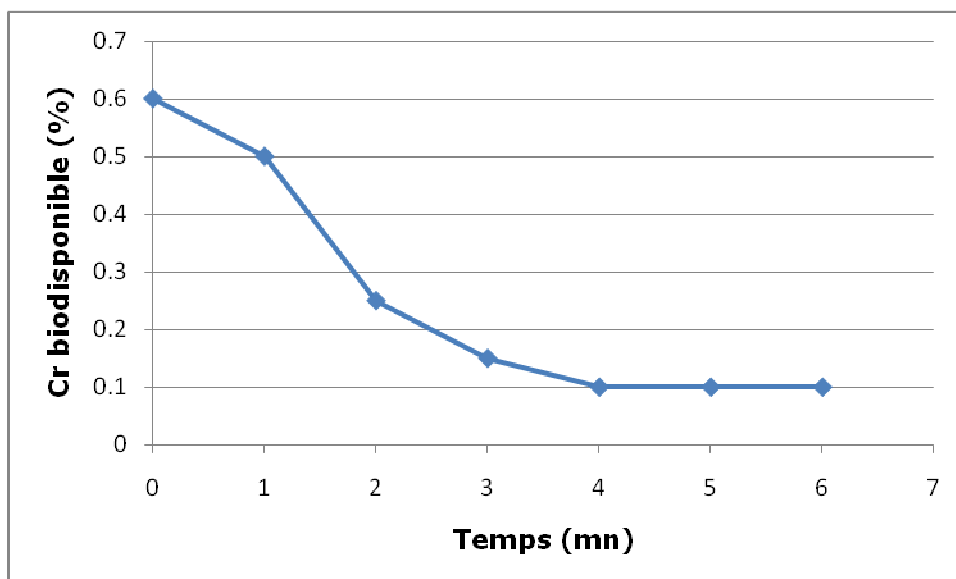


Fig.11. Évolution de la biodisponibilité en fonction du temps.

II.2.8.2.2. Répartition du chrome

Les quantités du chrome présentes dans chaque fraction sont exprimées en pourcentages par rapport au chrome total contenu dans l'échantillon de sol.

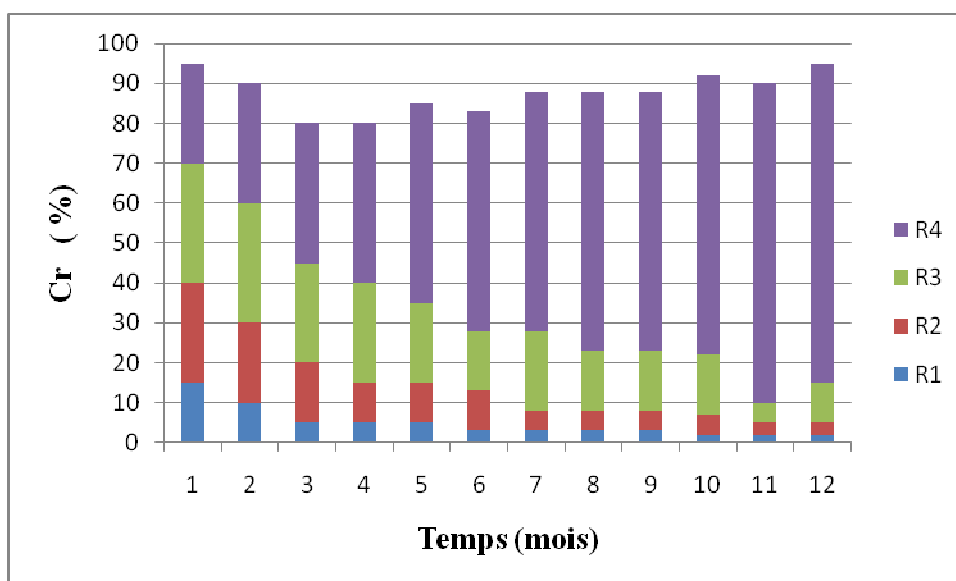


Fig.12. Évolution de la répartition du chrome dans les différentes fractions du sol.

R4 : fraction résiduelle, R3 : fraction oxydable, R2 : fraction réductible, R1 : fraction échangeable.

Le taux de recouvrement se situe aux alentours de 85% ; cette valeur rejoint celles trouvées par bon nombre d'auteurs (Whalley et Grant, 1994 ; Davidson et al., 1998). Dès la contamination artificielle, le Cr migre et se concentre principalement dans la fraction résiduelle (R4). Cette migration du Cr des fractions échangeables vers la fraction résiduelle explique la baisse de sa biodisponibilité rendant ainsi le chrome moins "libérable" et donc présentant moins de risques immédiats.

D'autres auteurs sont arrivés à la même conclusion notamment Jean. L (2007) qui en étudiant la pollution par le cuivre et le chrome dans un sol sablo-argileux a démontré que les deux métaux métalliques migraient rapidement et se concentraient dans la phase résiduelle et principalement dans la fraction argileuse de l'échantillon. Il en a été de même pour Aria-Estévez *et al.* (2007) qui ont mis en évidence la migration du Cu vers la fraction résiduelle au cours du temps. Cette biodisponibilité est active durant toute l'année avec une tendance accrue vers la fin.

La tendance des fractions R1, R2 et R3 est constante en ce sens que l'ensemble de ces trois fractions diminuent en fonction du temps et cela en faveur de la fraction résiduelle.

II.2.8.3. Caractérisation du sol pollué par les rejets des eaux usées

II.2.8.3.1. Propriétés physico-chimiques et teneur en chrome

Les résultats de l'analyse du sol contaminé par les rejets des eaux mixtes (eaux usées de la ville et de la tannerie) sont synthétisés dans le tableau suivant :

Tableau 40 : Caractéristiques de l'échantillon de sol contaminé par eaux usées.

Paramètres	Unités	Sol contaminé
Argile (<2µm)	%	0,5% ou 5g/Kg
Limon (2-50 µm)		21,50% ou 215g/Kg
Sable (50- 2mm)		78,25 % ou 782,5g/Kg
pH _{eau}	-	8,4 ± 0,1
pH _{KCl}		6,9 ± 0,1
CEC	méq/100g	20,2 ± 0,3
Carbone organique (CO)	g/kg	16,20 ± 0,1
Matière Organique	%	27,93± 0,2
N total		0,50 ± 0,01
C/N	-	32,4
P		40,00

K ⁺	ppm	81,50
Mg ⁺⁺		19,25
Cr	mg/Kg	42 ± 2
Cr ⁶⁺		2,15 ± 0,5

A l'instar de la plupart des sols de la région, les résultats de l'analyse du sol pollué par les eaux usées mixtes montrent qu'il est classé sableux avec un pH basique. Il présente des différences notables par rapport au sol témoin et notamment la CEC sensiblement supérieure, la MO nettement plus grande et un C/N quatre fois supérieur. A titre d'exemple, cette valeur ne dépasse pas les recommandations canadiennes pour la qualité de sols agricoles (CCME, 2002). La forme Cr⁶⁺ plus dangereuse représente **5,2%** du chrome total.

II.2.8.3.2. Profils de contamination du Cr en fonction de la profondeur

La contamination en Cr a été déterminée en profondeur pour reproduire l'évolution de la concentration du Cr dans le sol.

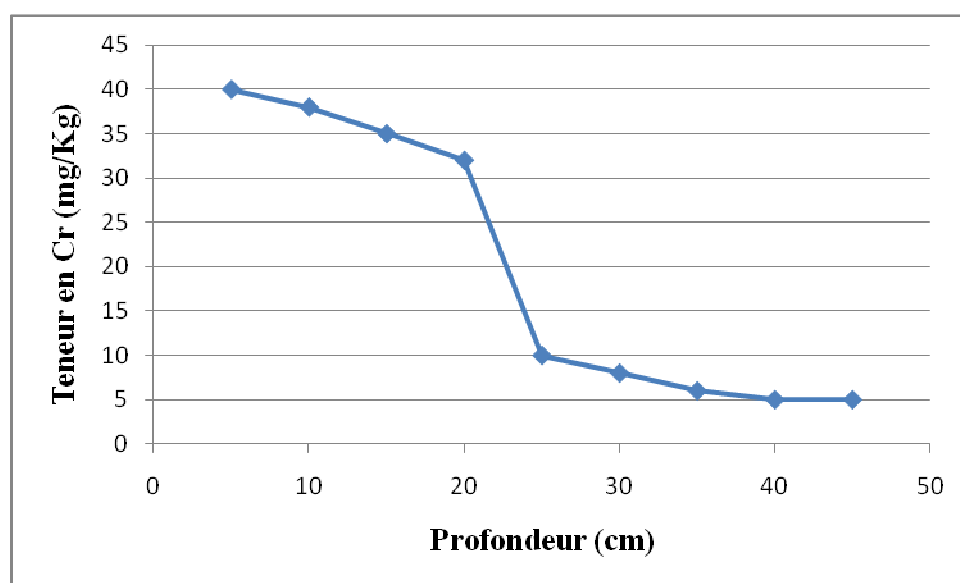


Fig.13. Évolution de la concentration en Cr en fonction de la profondeur.

La teneur en Cr se retrouve essentiellement dans la couche de 0-20cm (concentration moyenne de 36,25mg/Kg). Jean.L (2007) a constaté la même évolution pour le Ni et le Cr qui se retrouvent principalement dans les 20 premiers cms du sol. Au delà de 20cms, les valeurs obtenues (5 - 10 mg/Kg) se rapprochent du fond pédo-géochimique (sol témoin : 2,7mg/Kg). L'évolution régressive de la concentration du Cr en fonction de la profondeur indique que la contamination du sol est due à un apport anthropique ; observation confirmée par les travaux de Jean. L.

(2007) ; Cependant sa faible biodisponibilité induit un risque immédiat négligeable à moins que des changements physico-chimiques viennent à modifier le statut du chrome.

II.2.8.3.3. Mobilité et biodisponibilité du chrome

La concentration du chrome total est une mesure intéressante pour évaluer le degré de contamination générale mais reste cependant insuffisante quant à la connaissance de sa biodisponibilité et de sa répartition dans le sol. Ces deux paramètres ont été étudiés par le biais des extractions simples et séquentielles qui donnent une information sur la mobilité potentielle du Cr.

II.2.8.3.3.1. Extraction simple

Le chrome biodisponible est extrait selon la norme ISO 14870. Les résultats de l'extraction simple montrent que la biodisponibilité du chrome trivalent est très faible. Le chrome hexavalent n'a pu être déterminé en raison de la limite de détection.

Tableau 41 : Biodisponibilité du chrome dans le sol pollué par les eaux usées mixtes.

Cr	ppm	0,008 ± 0,001
Cr⁶⁺		ND

II.2.8.3.3.2. Extractions séquentielles

La concentration du chrome dans les différentes fractions du sol a donné les résultats suivants :

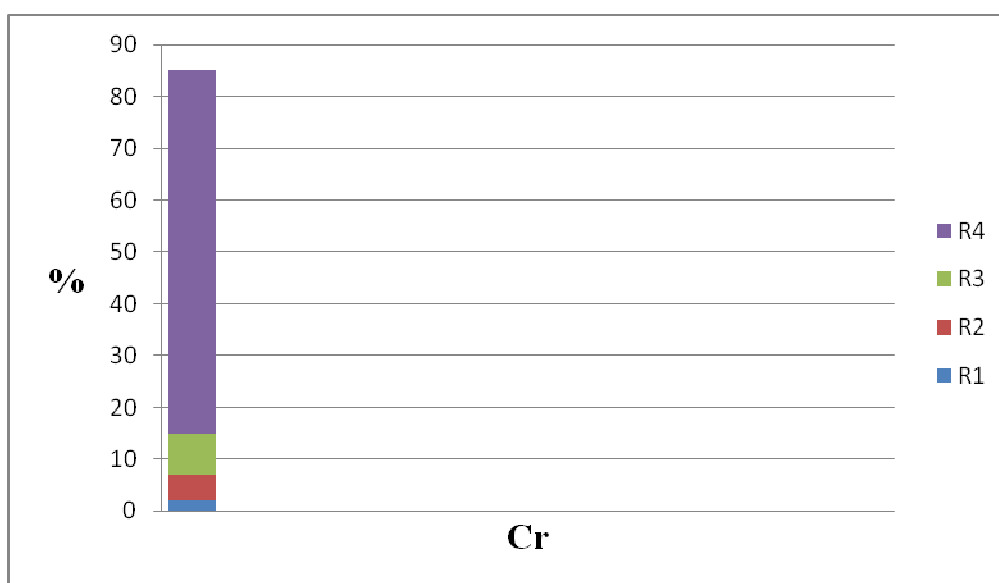


Fig.14. Concentration du Cr dans les différentes fractions du sol pollué par les eaux usées.

Le Cr se trouve principalement dans la fraction résiduelle non mobilisable du sol. Les fractions facilement mobilisables (R1, R2 et R3) représentent environ 15%. Le Cr se trouve à 40% dans la fraction R2 et à 60% dans la fraction R3.

II.2.8.3.4. Mobilisation du chrome en présence d'acide citrique

L'expérience en réacteurs a permis de mettre en exergue les performances de l'acide citrique en termes d'efficacité pour mobiliser le chrome et cela pour les deux types de sols : contaminé artificiellement et pollué par les eaux usées.

II.2.8.3.4.1. Sol témoin contaminé artificiellement

II.2.8.3.4.1.1. Mobilisation dans les réacteurs

II.2.8.3.4.1.1.1. Mobilisation du Cr par l'acide citrique

La mobilisation du Cr par l'acide citrique à des concentrations variant entre 0,01 et 0,5mol/l a été suivie parallèlement à la variation du pH des suspensions et cela tout au long de l'expérience.

Tableau 42 : Variation de pH lors de la mobilisation du Cr.

Complexant	pH initial	pH final
Acide citrique	8,4 ± 0,1	8,9 ± 0,1

Au bout d'un laps de temps d'environ 36 heures, on note une légère augmentation du pH qui passe de 8,4 à 8,9. Cette augmentation est due à une consommation de protons H⁺ inhérente à la nature du complexant ; en effet, l'acide citrique se fixe sur les sites de surface interne d'une manière complexe (Lackovic et al.; 2004). Chaque concentration d'acide citrique a donné lieu à un pourcentage correspondant de Cr.

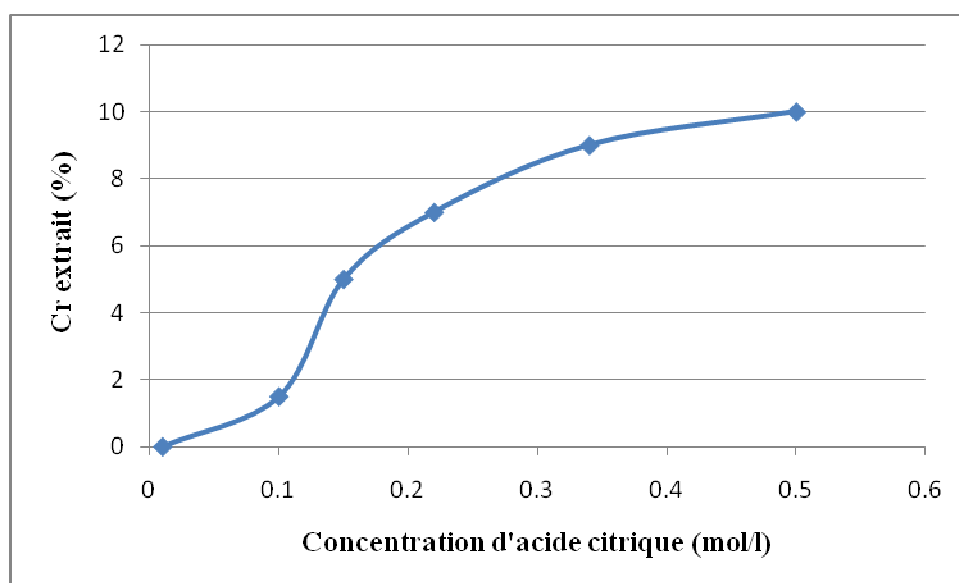


Fig.15. % de Cr en fonction de la concentration d'acide citrique.

La concentration de l'acide citrique donnant le maximum de % en Cr se stabilise à 0,4mol/L. Selon Jean (2007), au pH basique, l'acide citrique se trouve complètement déprotoné et joue alors pleinement son rôle de complexant vis-à-vis du Cr. Nazih *et al.*(2009) ont montré que le pourcentage moyen d'extraction est inférieur à 3% et donc une faible mobilisation du chrome à moyen et long terme. Ce résultat pourrait être expliqué par les conditions physico-chimiques qui ne favorisent pas sa mobilité.

II.2.8.3.4.2. Sol pollué par les eaux usées mixtes

II.2.8.3.4.2.1. Mobilisation dans les réacteurs

II.2.8.3.4.2.1.1. Mobilisation du Cr par l'acide citrique

La mobilisation du Cr par l'acide citrique à des concentrations variant entre 0,01 et 0,5mol/L a été suivie parallèlement à la variation du pH des suspensions et cela tout au long de l'expérience.

Tableau 43 : Variation de pH lors de la mobilisation du Cr.

Complexant	pH initial	pH final
Acide citrique	8,4 ± 0,1	9,2 ± 0,1

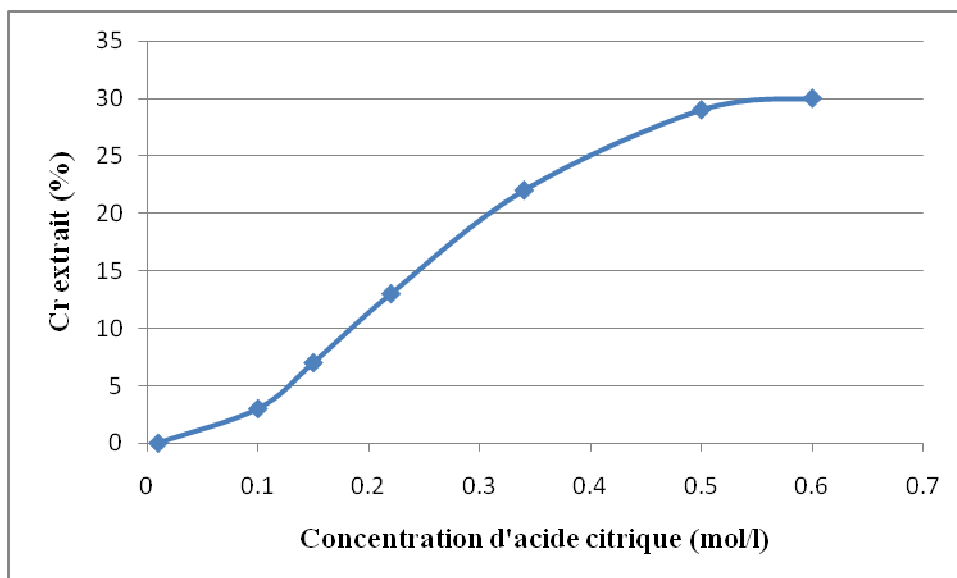


Fig.16. % de Cr en fonction de la concentration d'acide citrique.

Au bout du même laps de temps que précédemment, on note une augmentation du pH qui passe de 8,4 à 9,2. Cette augmentation a les mêmes effets que précédemment, l'acide citrique étant déprotoné libère les protons H⁺ qui contribuent à augmenter le pH. Le % de Cr mobilisé augmente avec la concentration de l'acide citrique jusqu'à se stabiliser à la concentration de 0,5mol/L. Jean (2007) explique

cela par le fait qu'en présence d'acide citrique, les phases porteuses du sol sont facilement mobilisées ; certaines d'entre elles (oxydes) peuvent être dissoutes en présence d'acide citrique et libérer le chrome lié (Kedzioreket Bourg, 2000 ; Sun et al., 2001 ; Tandy et al., 2004).

II.2.8.3.4.2.2. Évaluation du lessivage du chrome en mode dynamique

La mobilité du chrome est un paramètre important à analyser pour comprendre la dynamique du lessivage du chrome. L'expérience consiste à faire percoler à travers une colonne du sol contaminé par les eaux usées, d'une solution de complexant (acide citrique) à la concentration de 5 mmol/L, avec un débit de 20mL/h, et selon deux modes d'injection : en continu et discontinu (répétitif). Avant de procéder à l'expérience, un état de base stable a été réalisé pour la conformité des résultats.

II.2.8.3.4.2.3. Détermination de l'état initial stable : élution du Cr par de l'eau bidistillée

Avant chaque injection de solution complexante, la colonne de sol est saturée avec de l'eau bidistillée jusqu'à atteindre un état initial stable. Pour établir cet état de stabilité, un suivi en sortie de la matière organique, la conductivité et l'élution du Cr a été réalisé. Les deux premiers paramètres corrélés au pH jouant un rôle important dans la mobilisation du Cr.

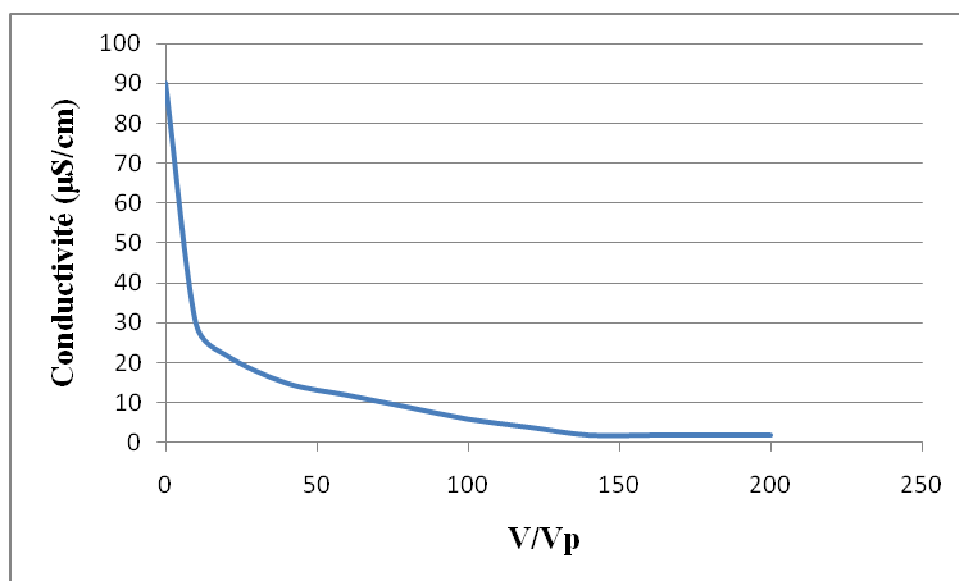


Fig.17. Évolution de la matière organique et de la conductivité en fonction du nombre de volume de pore percolés.

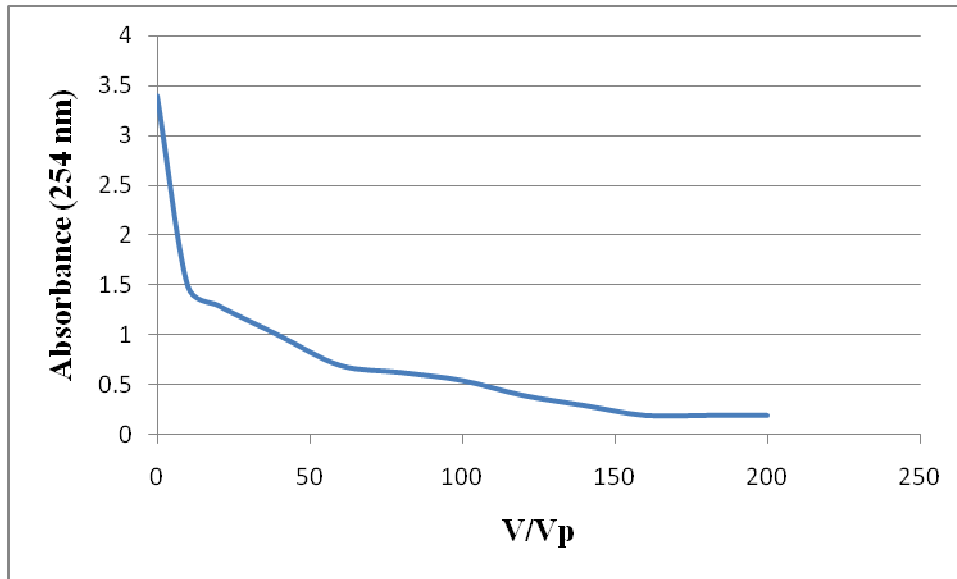


Fig.18. Évolution de la matière organique et de la conductivité en fonction du nombre de volume de pore percolés.

La conductivité et l'absorbance diminuent de 0 à 15-20 puis se stabilisent aux environs de 150 Vp. On notera parallèlement une similitude de l'évolution du pH qui se stabilise aux environs de 8,9.

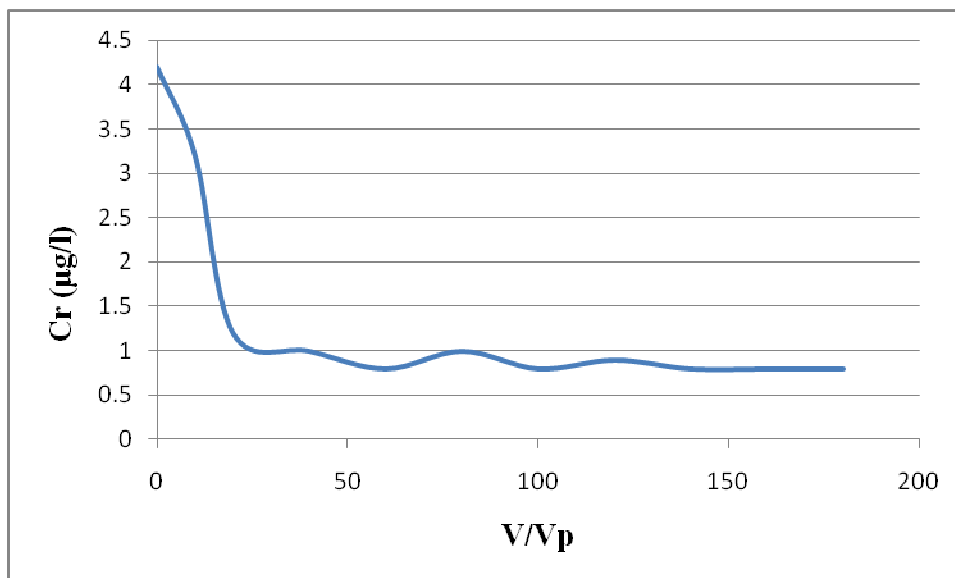


Fig.19. Éluion du Cr par de l'eau bidistillée.

La courbe 13 d'éluion du Cr montre que la concentration en cet élément diminue très rapidement à 25 Vp puis se stabilise traduisant l'action des éléments facilement échangeables liés probablement à la matière organique.

II.2.8.3.4.2.4. Éluion du chrome par l'acide citrique

II.2.8.3.4.2.5. Lixiviation en continu d'une solution d'acide citrique

Afin d'évaluer le lessivage du chrome et de quantifier la mobilisation du Cr, il a été procédé à une percolation d'une solution complexante d'acide citrique à travers la

colonne de sol pollué. Étant donné que l'expérience portant sur la concentration optimale à appliquer en présence de plantes n'a pas été réalisée car ne faisant pas partie de nos objectifs, l'utilisation de la valeur de 3mmol/L tirée de la bibliographie s'est révélée être un "bon compromis entre l'augmentation de l'accumulation du chrome dans la plante et les effets phytotoxiques limités" (Jean, 2007).

La percolation du complexant sur le sol permet de mobiliser et d'extraire une partie du Cr présent dans ce substrat grâce à la formation de complexe soluble *Cr-complexant* stable émanant de la fraction facilement mobilisable. Après une rapide élution à 50Vp, l'éluât fluctue entre 3 et 3,5 µg/L mais montre qu'il reste encore du chrome mobilisable. Le complexant n'agit pas exclusivement avec le chrome mais complexe en même temps les éléments du sol qui participent à la constitution des phases porteuses du sol : (oxy)hydroxydes de Fe, Mn et Al, alumino-silicates et carbonates. Cela conduit alors à leur dissolution et la libération des éléments qui leur sont liés (Ghestem et Bermond, 1998 ; Tandy et al., 2004; Jean.L.; 2007).

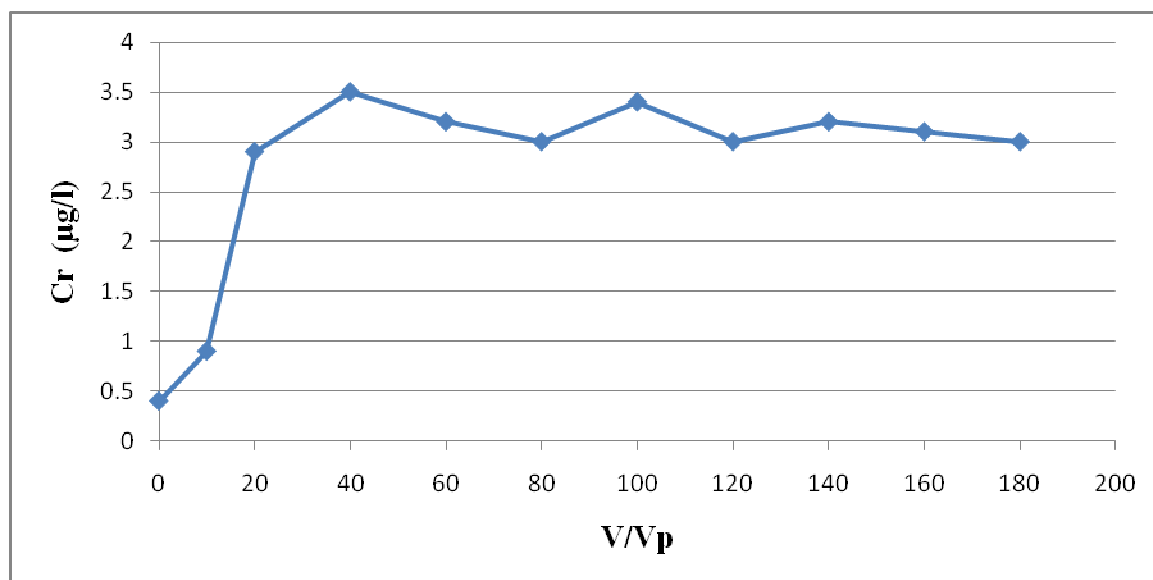


Fig.20. Éluition en continu du Cr par l'acide citrique à 3 mmol/L

Le Cr serait associé au Fe, au Mn et à l'Al (Cornell et Schwertmann, 1996). L'élution lente du Cr montre qu'il est fortement lié à la surface solide et qu'il est mobilisé principalement par dissolution. Plusieurs auteurs ont eu les mêmes résultats (Bordas et Bourg, 1998 ; Barona et al., 2001 ; Tandy et al., 2004; Jean.L.; 2007).

II.2.8.3.4.2.6. Lixiviation alternée : acide citrique et eau bidistillée

Afin d'évaluer le stock de Cr mobilisable et le lessivage en conditions réelles de terrain (mode dynamique), il a été effectué deux injections successives : une de solution complexante à 3 mmol/L suivie d'une injection d'eau bidistillée. Cette évaluation a consisté en une percolation de 5 Vp de la solution de complexant suivie

de 1,5Vp d'eau bidistillée. Ce volume, injecté entre chaque application de complexant, correspond à la pluviométrie mensuelle moyenne de la région (26mm/m²). Un replicat de 10 fois a été appliqué.

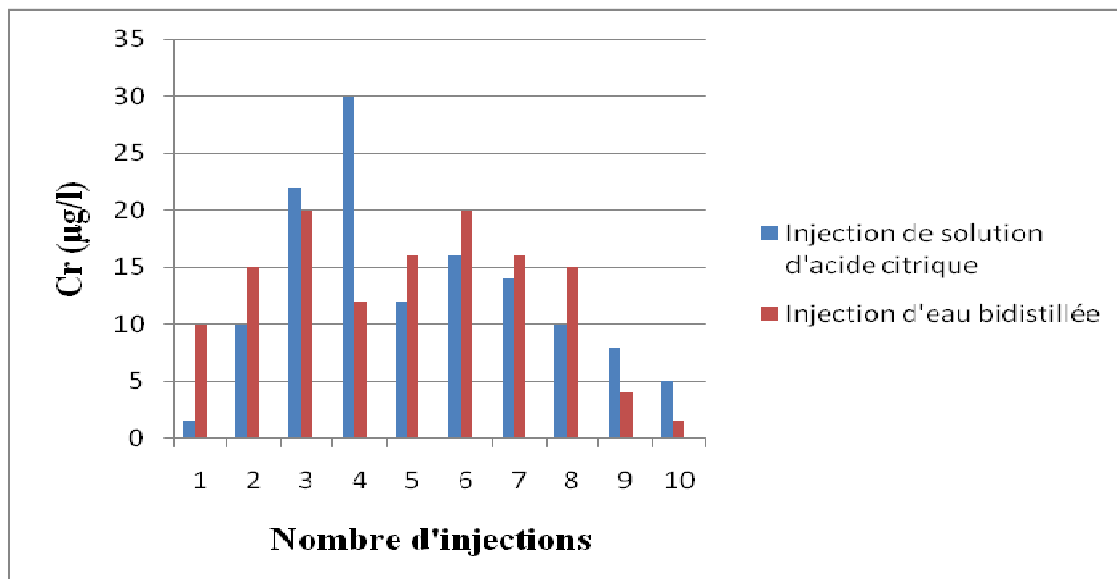


Fig.21. Élution en discontinu du Cr par l'acide citrique.

Le Cr présente une forte mobilité et l'eau bidistillée maintient la mobilisation du Cr même si la tendance générale est à la diminution de sa concentration. Ceci indique que le Cr est élué d'une manière progressive et continue et qu'il persiste après chaque injection d'eau. Ce constat démontre que le risque du Cr pour l'environnement reste toujours présent.

Conclusion

L'objectif de ce travail était d'appréhender le comportement du chrome contenu dans les eaux usées de la ville de Djelfa mélangées à celles de la tannerie. Malgré le fait que ces rejets soient dilués dans celles de la ville, il n'en ressort pas moins que l'étude a révélé sa présence en fortes concentrations dans les sols irrigués par ces eaux. La législation en vigueur impose un traitement strict qui n'altère pas l'environnement dans lequel se déversent ces eaux. Il existe une station d'épuration au niveau de la tannerie mais son fonctionnement ne répond pas aux exigences réglementaires. En outre, différents facteurs viennent aggraver cette problématique : la fragilité des sols de la région, la nature des spéculations (cultures maraichères grandes consommatrices d'eau) ainsi que les ressources en eau qui sont rares et qui ne peuvent répondre à la nouvelle stratégie de développement régional en matière d'aménagement du territoire comme en témoigne la première partie de cette thèse.

Du point de vue technique, le chrome se concentre surtout dans les 30 premiers cms du substrat, indiquant une grande disponibilité de ce métal nocif pour les cultures étant donné que c'est la profondeur courante utilisée par les agriculteurs de la région.

Pour ce qui est de l'influence du complexant acide citrique sur la mobilisation du chrome, l'application d'une solution complexante entraîne le lessivage du Cr présent dans le sol et la percolation de l'eau bidistillée en volume équivalent à la pluviométrie mensuelle moyenne de la région a montré qu'il reste, après chaque application de complexant, un stock de métal pouvant être mobilisé ; ce résultat est corroboré par bon nombre d'auteurs et notamment Jean (2007) qui, en utilisant l'EDTA et l'acide citrique a mis en évidence la persistance et la constance du Cuivre et du Chrome après chaque application d'acide citrique. Il en est de même de Blanchard (2000) qui a démontré cette tendance.

La caractéristique de la mobilité du Cr combinée à la nature sablo-limoneuse des sols de la région induisent que le Cr est libéré plus facilement et pourrait contribuer à une pollution des sols agricoles et des faibles ressources en eau.

Selon le type et l'état de la contamination (faible ou forte), la concentration du complexant à appliquer, la mobilisation du chrome peut varier; cette mobilisation se faisant également par dissolution des phases porteuses du sol, il est par conséquent, important de ne pas intervenir par des travaux de sol qui pourraient déstructurer ce dernier et ainsi procéder au relargage du chrome dans l'environnement ; ceci est très important dans la mesure où les agriculteurs de la région, compte tenu de la faible épaisseur arable des sols, pratiquent le défoncement systématique de la dalle calcaire sur une grande profondeur pour gagner en superficie.

Enfin, l'expérience a montré que le chrome trouvé est d'origine anthropique et migre rapidement dans la fraction résiduelle R4. La biodisponibilité diminue au cours du temps et est fonction du pH ce qui accentue l'instabilité du chrome du fait du changement de sa mobilité.

Partie III

Synthèse de travaux

Annexes

Chapitre III.1. La régénération de *Pistacia atlantica* Desf en zone aride et semi-aride

Introduction

Dans la zone steppique, le déséquilibre écologique se manifeste par une dégradation générale des écosystèmes. Cet état résulte de l'impact humain sans cesse croissant en désaccord avec une offre écologique souvent réduite et aggravée par des aléas climatiques ; En effet, l'homme et son troupeau exercent une pression continue sur cet écosystème très fragile. Le Bétoum ou Pistachier de l'Atlas, est une des rares espèces à subsister dans ces régions et se trouve menacée de disparition à cause du surpâturage et des coupes illicites.

Selon Monjauze (1982), le Bétoum peut être considéré comme un témoin géologique et représente l'arbre par excellence des hautes plaines et des dayas¹ du piémont méridional de l'Atlas Saharien. A l'état adulte, sa silhouette est impressionnante. Certains individus ont un port massif, où le feuillage est d'autant plus serré que l'arbre se trouve dans une station à faible indice d'évapotranspiration. Le Bétoum est indifférent à la nature du sol et peut occuper dans son aire botanique les situations les plus extrêmes, franchissant apparemment les limites imparties aux groupements forestiers classiques (Monjauze, 1980).

III.1.1. Protocole expérimental

III.1.1.1. Zone d'étude

La zone d'étude se trouve dans la région de Djelfa, au cœur des hauts plateaux arides et semi-arides. Elle est caractérisée par une altitude moyenne de 1200m, une longue saison estivale sèche et chaude se conjuguant avec de fortes températures et une saison hivernale pluvieuse et froide (étage bioclimatique semi-aride à variante froid).

Stations d'étude

Deux stations d'étude ont été choisies pour la récolte de la semence et le prélèvement du substrat :

1^{ère} station (Messaâd) située dans une daya, à une altitude de 570 m où l'on retrouve le Pistachier de l'Atlas en association avec le *Ziziphus lotus* qui recouvre plus de 40% de la daya.

Du point de vue géomorphologique, cette daya de pente nulle est constituée de matériaux très fins (argileux à argilo limoneux). Le sol présente des fentes de retrait en saison sèche et un état de submersion après les pluies. Le sol est de type xérique, à texture grossière, plus ou moins salé, d'accumulation calcaire et

¹Daya : Dépressions appelées communément dayas, désignant les cuvettes exemptes d'efflorescences salines, portant une végétation arborée à dominance *Pistacia atlantica* Desf

localement humifère : le taux de matière organique est supérieur à 2% (Pouget, 1977).

2^{ème} station (Hassi Bahbah) représentée par un lit de rivière, située également dans l'étage bioclimatique semi-aride à aride à une altitude de 670 m.

Le peuplement est composé d'une vingtaine de pieds espacés, en association avec *Ziziphus lotus*. Le sol est de type alluvionnaire, très érodé.

Les précipitations sont faibles et variables d'une année à une autre du point de vue quantité et répartition. Les régimes thermiques sont relativement homogènes et traduisent un climat de type continental.

Les deux stations font partie d'une région qui reçoit une importante quantité de lumière (durée d'insolation de 35000 h/an dont le maximum est atteint en été qui va de pair avec une importante évaporation potentielle). En outre, la région est également soumise à un vent chaud (sirocco) de 12 jours par an qui est la cause principale des maxima des températures et de l'érosion éolienne de la région qui font que les sols présentent des caractères variables, pauvres et fragiles avec le plus souvent, des croûtes calcaires affleurant à la surface.

La végétation est constituée d'espèces comprenant :

- Une végétation de plaine représentée par "le Betoum" (*Pistacia atlantica* Desf.) en association avec le Jujubier (*Zizyphus lotus*).

- Une végétation de montagne constituée par une forêt dont la principale essence est le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en association avec le chêne vert (*Quercus ilex*).

- Une végétation steppique comprenant des formations basses et très ouvertes à base de Graminées (*Stipa tenacissima*, *Stipa parviflora*, *Lygeum spartum*...) et/ou de chamaephytes vivaces (*Artemisia herba alba*, *Artemisia campestris*, etc.) auxquelles s'ajoute une série variée, souvent importante d'espèces annuelles.

Exigences climatiques de l'espèce

Le pistachier de l'Atlas se rencontre jusqu'à une altitude de 2000 mètres et résiste bien aux températures basses et élevées. Les fleurs échappent en général à l'action néfaste des températures en raison de leur éclosion tardive (avril, mai). La température moyenne des maxima se situe entre 33,9°C et 41°C avec un maximum absolu de 52°C ; la température moyenne des minima se situe entre 3,4°C et 4,4°C. L'espèce est indifférente à la nature du sol. Les racines peuvent même pénétrer dans les roches poreuses où elles trouvent d'abondantes réserves d'humidité, ce qui la qualifie à être extrêmement résistante à la sécheresse.

Trois blocs de 5,16 m² de surface unitaire ont été considérés et chaque bloc est subdivisé en 32 sous blocs comprenant chacun 10 répétitions soit un total de 320 plants par bloc.

Dispositif : Factoriel à 3 facteurs en blocs

Facteur 1 : Provenance du substrat et de la semence

2 Provenances (stations) : Hassi Bahbah et Messaâd

Facteur 2 : Substrats

4 substrats :

1- Témoin : Substrat local seul

2- S1 : 10% boues, 90% substrat local

3- S2 : 60% boues, 40% substrat local

4- S3 : 30% boues, 70% substrat local

Facteur 3 : Traitements de la semence

4 traitements :

1- T₂ : sans traitement

2- TR₁ : H₂O₂ à 30V pendant 10 '

3- TR₂ : H₂O₂ à 1/1000 pendant 10'

4- TR₃ : H₂O₂ à 1/1000 pendant 5'

- Préparation des substrats

Les différents mélanges ont été obtenus à partir :

- Du substrat local prélevé des stations d'étude.
- Du sable de rivière.
- Des boues de stations d'épuration biologique ayant subi une maturation de plus de trois mois.

Les différents substrats ont été tamisés à 2 mm et les semences stockées dans une chambre froide à 4°C puis traitées.

Toute la conduite a été réalisée selon les pratiques courantes : arrosage adéquat, désherbage et lutte physique contre les insectes nuisibles.

- Mesures mensuelles :

* Longueur de la partie aérienne du collet jusqu'à l'apex.

* Diamètre au collet.

* Dénombrement des feuilles.

- Mesures bimensuelles :

* Poids frais de la partie aérienne.

* Poids sec de la partie aérienne.

* Poids frais de la partie souterraine.

* Poids sec de la partie souterraine.

* Longueur de la partie aérienne : du collet jusqu'à l'apex.

* Longueur de la partie souterraine : du collet jusqu'à la coiffe.

III.1.2. Résultats

III.1.2.1. Taux de germination

Tableau 44 : Résultats de la germination.

Substrats	Combinaisons	Régions d'étude	
		Messaâd	Hassi Bahbah
Témoin	T1TR3	83,33	50
Substrats	S1TR3	70	26,66
	S2TR3	26,66	43,33
	S3TR3	60	53,33
Témoin	T1TR2	50	20
Substrats	S1TR2	83,33	36,66
	S2TR2	70	30
	S3TR2	54	17
Témoin	T1TR1	73,33	40
Substrats	S1TR1	26,66	33
	S2TR1	10	30
	S3TR1	26,66	13,33
Témoin	T1T2	73,33	66,66
Substrats	S1T2	70	46,66
	S2T2	36,66	23,33
	S3T2	46,66	26,66

Les résultats montrent qu'il y a une forte influence du facteur provenance due probablement à la dynamique des peuplements, à savoir fermés pour Messaâd et ouverts pour Hassi Bahbah.

La densité des pieds fait ressortir que ce paramètre joue un rôle important dans l'obtention des semences : plus ils sont nombreux et fermés et plus l'obtention de semences est meilleure.

Les travaux de Sehgal et Baltej (1990) sur le Pistachier *integrima* ont montré un taux de 64% avec désinfection au H₂SO₄ pendant 10 minutes.

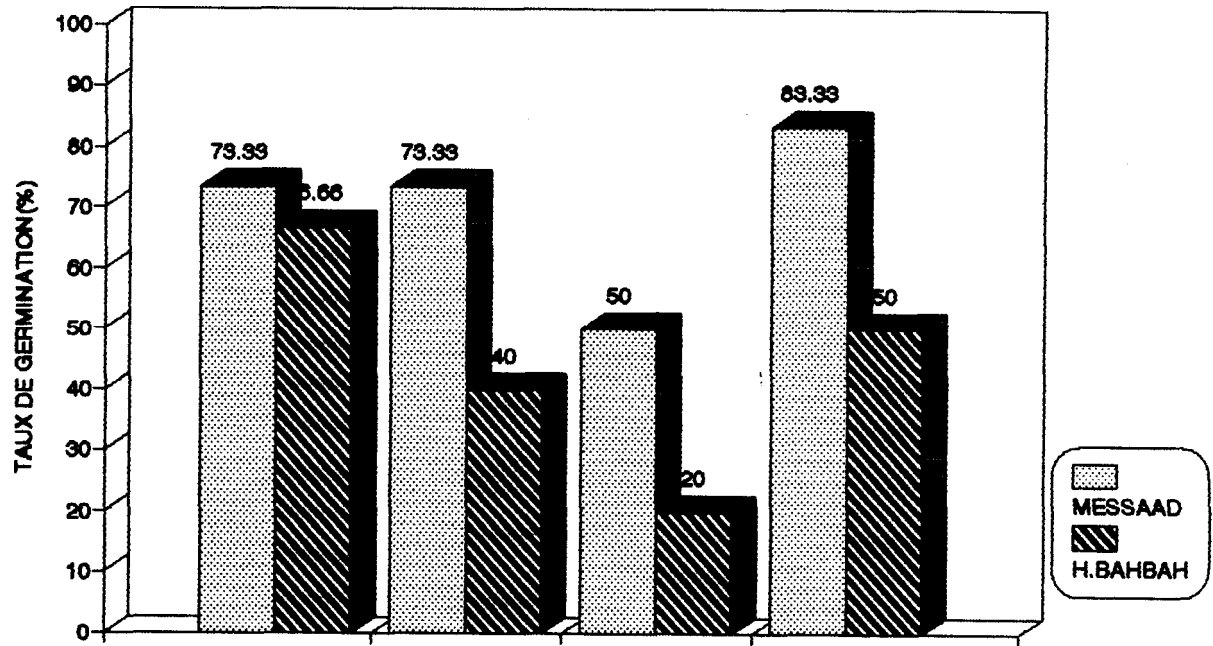


Fig. 22 : Évolution du taux de germination

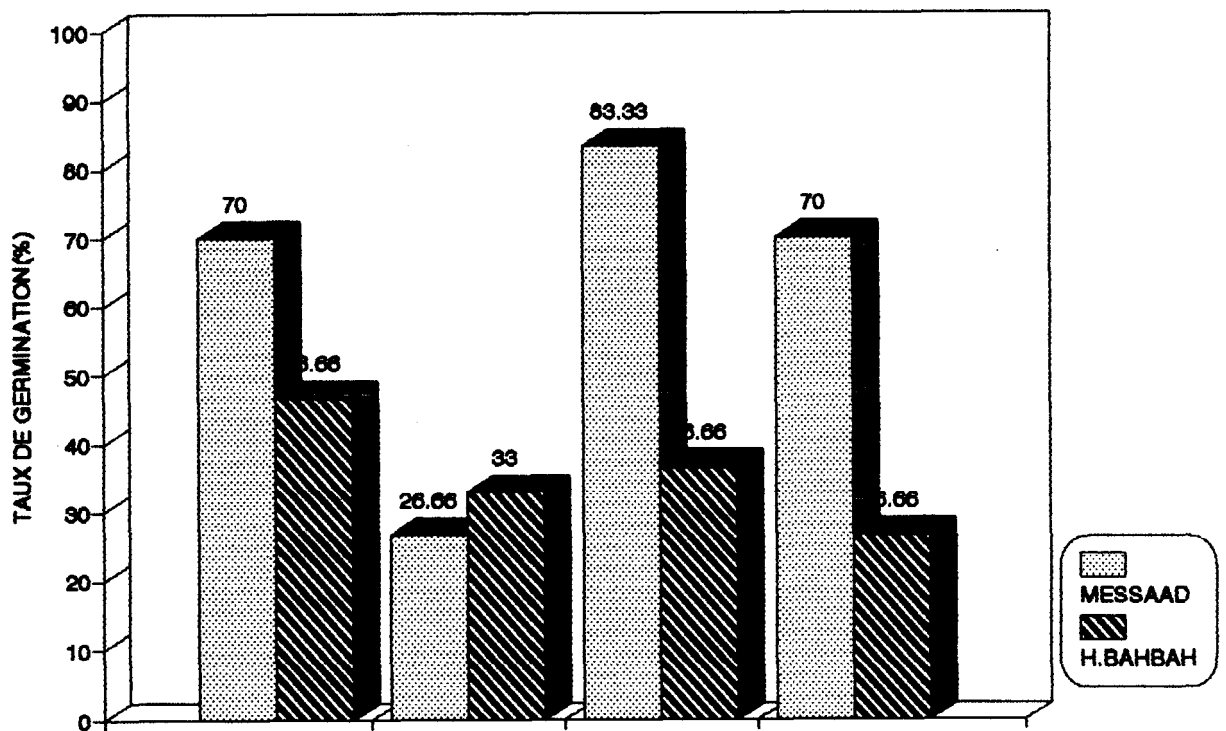


Fig.23 : Évolution du taux de germination

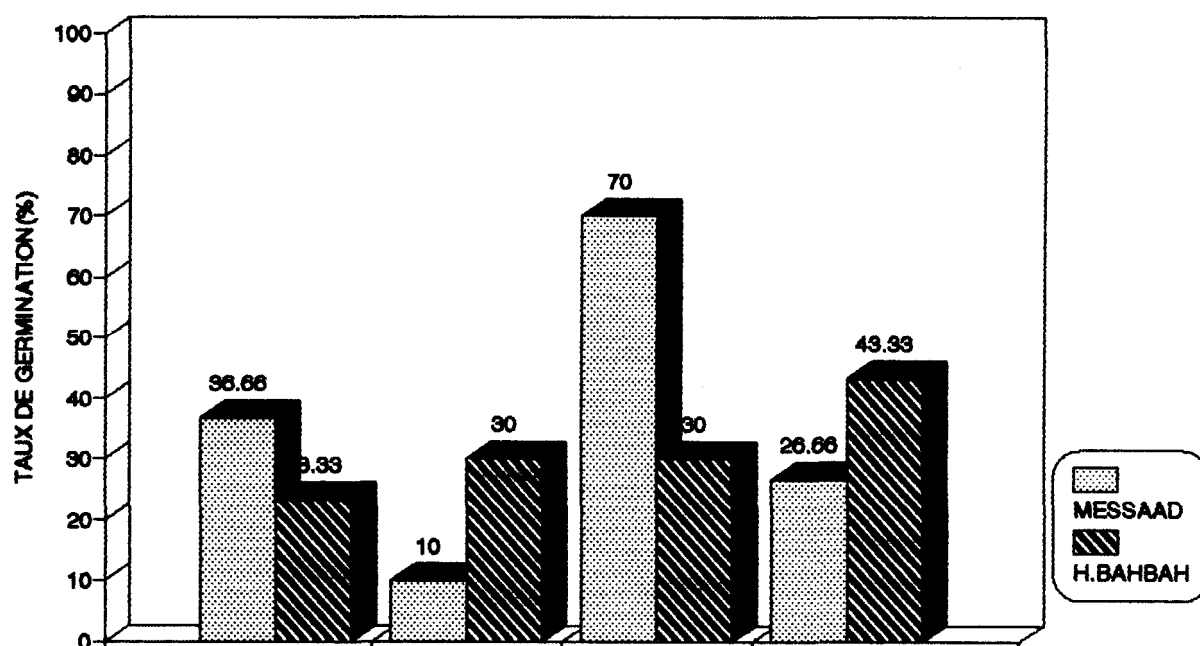


Fig.24 : Évolution du taux de germination

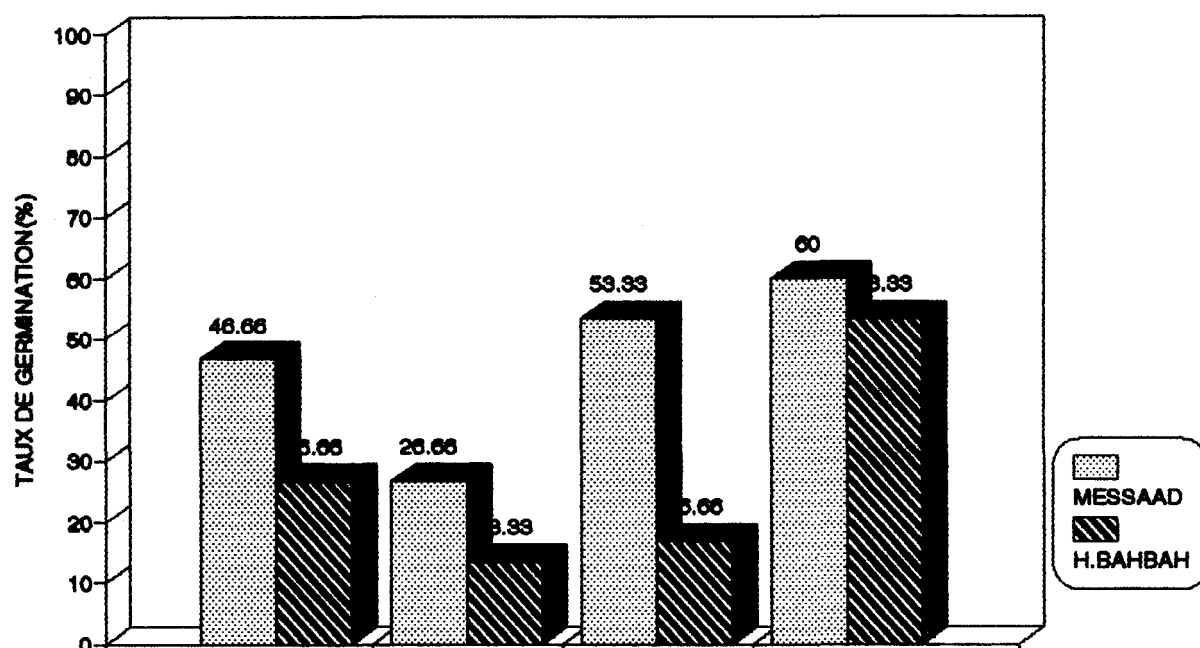


Fig.25 : Évolution du taux de germination

III.1.2.2. Croissance en hauteur

Analyse de la variance

L'analyse de la variance à trois critères de classification à effectifs inégaux est rendue nécessaire par le dispositif expérimental.

"Les modèles croisés à trois et plus de trois critères de classification peuvent être étendus au cas non orthogonal relatif à des échantillons d'effectifs inégaux (Dagnelie, 1975)".

Tableau 45 : Analyse de la variance de la croissance en hauteur.

Sources de variation	S.C.E	D.D.L	CM	F. observé	F. théorique
Effets principaux					
-Provenances	185,06	1	185,06	55,34	3,89-3,86
-Substrats	20,68	3	6,89	2,06	2,65-2,62
-Traitements	19,93	3	6,64	1,98	2,65-2,62
Interaction des facteurs					
Provenance/ substrats	19,92	3	6,64	1,98	2,65-2,62
Provenance/ Traitements	2,40	3	0,8	0,23	2,65-2,62
Substrats/ Traitements	32,24	9	3,58	1,07	1,93-1,90
Substrats/ Traitements/ Provenances	3,66	9	0,4	0,11	1,93-1,90

L'analyse de variance ne montre pas de différences significatives pour les substrats, traitements et interactions ; par contre, le paramètre provenance des graines se caractérise par une très haute signification.

- Test de BARTLETT

Le test de BARTLETT relatif à l'égalité des variances est relativement long à réaliser mais permet de considérer des échantillons d'effectifs éventuellement inégaux.

On teste l'hypothèse suivante :

$H_0 = \sigma_0^2 = \sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \dots = \sigma_p^2$ et si Chi carré X^2 obs. < X_{α}^2 théo., l'hypothèse de l'égalité des variances est acceptée.

Dans notre cas, le $\chi^2_{obs.} = 15,32$ et le $\chi^2_{0,5} = 29,30$ ce qui nous fait accepter l'hypothèse de l'égalité des variances.

Pour différentes teneurs en boues dans les substrats de pépinières, a obtenu les résultats suivants sur la longueur de la tige d'acacia cyanophylla :

Teneur en boues (%)	Gain d'accroissement moyen/témoin (%)
20	21,5
10	10,24
40	-0,67

L'auteur émet l'hypothèse d'un stress ou d'une toxicité du milieu, corroboré en cela par de nombreux travaux qu'il cite : cas de stress salin par (Çiçek *et al.*, 2002), une carence en éléments nutritifs (Heller *et al.*, 1993; Skiredj, 2005) ou une toxicité due à une forte dose d'ETM tel le Mn (Rout *et al.*, 2003). Les travaux de Durant *et*

al.,(1995), émettent l'hypothèse du lien entre le stress hydrique et la diminution de la croissance de la partie aérienne qui se traduit par une inhibition de l'extension cellulaire.

Sur la tige de *Eucalyptus gomphocephala*, le même auteur a obtenu les résultats suivants :

Teneur en boues (%)	Gain d'accroissement moyen/témoin (%)
80	12

Gagnon (1972), six ans après l'épandage d'une quantité de 560Kgs/ha dans une plantation d'épinette blanche (*Picea glauca*), a obtenu de son côté un gain de croissance en hauteur de 40%.

Ouanouki et Igoud (1993) ont obtenu des taux forts intéressants sur Pin maritime et *Acacia cyanophylla* non seulement sur l'amélioration des taux de croissance mais également sur le taux de survie des deux espèces.

Benbrahim *et al.* (2003) ont de leur côté, mis en évidence l'effet positif des boues liquides sur l'augmentation de la croissance de la circonférence et de la hauteur totale.

III.1.2.3. Croissance du diamètre au collet

Tableau 46 : Analyse de la variance du diamètre au collet.

Sources de variation	S.C.E	D.D.L	CM	F observé	F théorique
Effets principaux					
- Provenances	0,025	1	0,025	4,14	3,89-3,86
- Substrats	0,11	3	0,003	0,62	2,65-2,62
-Traitements	0,035	3	0,011	1,9	2,65-2,62
Interaction des facteurs					
Provenance/ substrats	0,006	3	0,002	0,37	2,65-2,62
Provenance/ Traitements	0,027	3	0,009	1,42	2,65-2,62
Substrats/ Traitements	0,032	9	0,003	0,57	1,93-1,90
Substrats/ Traitements/ Provenances	0,013	9	0,001	0,23	1,93-1,90

L'analyse de variance ne montre aucune différence significative pour les substrats et les traitements mais comme pour la hauteur, il y a une différence significative pour la provenance.

- Test de BARTLETT

Les résultats du test de BARTLETT relatifs à l'homogénéisation des variances qui induisent un rejet de l'hypothèse de l'égalité des variances ne permettent pas de

prendre en considération la conclusion précédente ; en effet, le $\chi^2_{obs.} = 215,18$ est supérieur au Chi carré $\chi^2_{0,5} = 29,30$.

Il s'avère nécessaire de réaliser un changement de variables pour permettre une stabilisation des variances.

La transformation la plus adéquate est le logarithme :

$$Y_{ijkl} = \text{Log } Y_{ijkl} \text{ avec Provenance } i = 1, 2, \text{ etc.}$$

Substrat j = 1 ; 2 ; 3 ; 4

Traitement k = 1 ; 2 ; 3 ; 4

Nombre d'observations = n

III.1.2.4. Nombre de feuilles

Tableau 47 : Analyse de la variance du nombre de feuilles.

Sources de variation	S.C.E	D.D.L	CM	F observé	F théorique
Effets principaux					
- Provenances	880,74	1	880,74	121,265	3,89-3,86
-Substrats	27,38	3	9,12	1,25	2,65-2,62
- Traitements	45,53	3	15,17	2,09	2,65-2,62
Interaction des facteurs					
Provenance/ substrats	23,67	3	7,89	1,087	2,65-2,62
Provenance/ Traitements	22,24	3	7,41	1,021	2,65-2,62
Substrats/ Traitements	114,42	9	1,75	1,75	1,93-1,90
Substrats/ Traitements/ Provenances	76,89	9	1,176	1,176	1,93-1,90

L'influence du facteur génétique semble être le facteur le plus important dans le développement des plants. Ce dernier est très hautement significatif alors que les autres paramètres ainsi que leurs interactions n'ont aucune influence sur le développement du nombre de feuilles.

- Test de BARTLETT

Les résultats obtenus sont les suivants :

$$\chi^2_{obs.} = 13,72 \quad \chi^2_{0,5} = 29,30$$

L'hypothèse de l'égalité des variances est donc acceptée.

- Variation de la partie aérienne (LPA) et souterraine (LPS) en fonction des provenances, substrats et traitements.

Les conclusions de cette partie nous permettent de dire que le substrat sableux permet un développement important de la LPS au dépend de la LPA.

Ces conclusions viennent confirmer celles de Chaba, Chraa et Khichane qui ont obtenu plus de 40 cms avec un substrat sableux.

III.1.3. Conclusion

L'étude de la régénération du *Pistacia atlantica* Desf permet d'atteindre un double objectif : celui de trouver d'une part quels sont les meilleurs paramètres pour assurer le succès d'une régénération qui s'est révélée jusque là très aléatoire et d'autre part, contribuer d'une manière efficiente à la protection de l'environnement par le biais de l'utilisation des boues issues de stations d'épuration biologique.

Ces dernières sont habituellement soit incinérées, soit jetées dans les décharges publiques contribuant dans les deux cas, à la dégradation de l'environnement par le biais du danger qu'elles constituent pour la santé.

Les éléments nocifs contenus dans les boues vont migrer dans le sol et atteindre les nappes phréatiques avec tout le corollaire des perturbations à la flore, à la faune du sol et de l'eau.

Ainsi, l'expérimentation montre que la fertilisation en pépinière permet d'obtenir de bons résultats à la fois morphologiques mais également sur le plan de la résistance des plantes en milieu aride et semi-aride qui vont souvent chercher l'humidité dans les couches en profondeur non desséchées.

Cette fertilisation peut également pallier le manque d'éléments chimiques essentiels des substrats locaux, et parallèlement absorber les quantités considérables de boues produites par les stations d'épuration.

Chapitre III.2. Influence des boues résiduares dans la préparation du substrat en pépinières forestières : cas du Pin maritime

Introduction

La valorisation agricole des boues issues de stations d'épuration a fait l'objet d'un certain nombre d'études (Barideau, 1986) ; celles relatives à l'utilisation des boues en sylviculture sont moins nombreuses mais les résultats ont été plus que probants. Ainsi au Québec, Couillard (1988) rapporte que les semis de *Pinus taeda* et *Pinus ellioti* fertilisés par des boues digérées anaérobies ont, après 3 ans, atteint respectivement une hauteur et un diamètre au collet de 250% et de 240% supérieurs aux témoins.

Après 3 ans de croissance, le même auteur rapporte les résultats d'une étude sur *Pinus taeda* où les auteurs ont obtenu un gain en hauteur de 192% comparativement à des arbres témoins après 10 ans de croissance

LE Tacon *et al.* (1988) ont obtenu des gains significatifs sur la croissance du frêne dès la 2^{ème} année de plantation dont l'optimum a été atteint à l'âge de 06 ans. LE Tacon *et al.* (1978) ont également eu des résultats très positifs dès la 2^{ème} année sur l'Aulne blanc, le Bouleau verruqueux et le Robinier avec des doses élevées en boues. Grenier (1989) par ses travaux sur le Mélèze laricin confirme que les boues résiduares constituent un excellent fertilisant car elles contribuent à l'augmentation des quantités de matière ligneuse. La disponibilité des boues anaérobies en grande quantité et à très faible coût nous a semblé être des facteurs intéressants, pouvant induire des comportements positifs quant aux paramètres étudiés.

III.2.1. Matériel et méthodes

Les semis de Pin maritime ont été réalisés dans des sachets en polyéthylène et élevés sous serre. Quatre mélanges de substrat constitués de sable de rivière, de terre et de boues, tamisés à 2 mm ont fait l'objet de l'étude (Tableau 48).

Tableau 48 : Composition des substrats.

Dose	Nature	%
Témoin	SABLE	50%
	TERRE	50%
	BOUES	00%
Dose 1	SABLE	45%
	TERRE	45%
	BOUES	10%
Dose 2	SABLE	35%
	TERRE	35%
	BOUES	30%
Dose 3	SABLE	20%
	TERRE	20%

	BOUES	60%
Dose 4	SABLE	10%
	TERRE	10%
	BOUES	80%

La boue déshydratée mécaniquement a subi une maturation à l'air libre durant 06 mois. Le dispositif expérimental est composé de 5 parcelles dont chacune contient 50 sachets correspondants à un substrat donné. L'arrosage a été effectué tous les 2 jours, le soir pendant toute la durée de l'expérimentation. Un désherbage et des traitements au methylthiophanate et au DDT ont complété l'étude.

Tableau 49 : Analyse du sol utilisé dans les substrats.

Analyse granulométrique	%
Argile	21,00
Limon fin	32,00
Limon	16,10
Sable fin	02,32
Sable	26,58

Tableau 50 : Analyse chimique du sol.

C.t %	N.t %	C/N	CaCO ₃ actif %	CaCO ₃ total %	M.O %	P ₂ O ₅ ppm	Ca ppm	Na ppm	pH	C.E mmh/cm
1,70	0,16	10,43	-	1,88	2,92	1050	4410	130	7,5	0,53
K ppm	P Ppm	Hg Ppm	Mg ppm	Cu ppm	Fe ppm	Zn ppm	Mn ppm	Cd ppm	Cr ppm	Pb ppm
262	458,6	0,60	155,6	3,64	5950	53,2	196	0,47	35	3,78

Tableau 51 : Analyse des boues biologiques stabilisées

Éléments	%
C. organique total	10,27
N. total	03,82
P.total	00,12
CaCO ₃ total	30,20
CaCO ₃ actifc	11,87
P ₂ O ₅	00,22
M.O	17,70
K	00,07
Na	00,03
Ca	02,20
Mg	00,10
Fe	00,60
Pb	40,60
Zn	336,00
Cu	393,00
Cd	06,40
Cr	63,00
Mn	189,30
Hg	00,53

Avec un pH = 7,8 et une C.E = 0,005 mmh à 25°C.

III.2.1.1. Étude en minirhizotron (plein champ)

5 minirhizotrons ont été installés ; chacun rempli avec un des 5 substrats et 2 grains prégermés ont été semées dans chaque minirhizotron.

- Paramètres étudiés pour les minirhizotrons :
 - * Pour la partie aérienne : l'allongement total.
 - * Pour la partie souterraine : l'allongement cumulé hebdomadaire.

Les plants ont été observés pendant 12 mois.

III.2.1.2. Étude en serre

Les graines semées ont fait l'objet de mesures mensuelles concernant 10 plants prélevés dans chaque parcelle.

III.2.1.2.1. Paramètres étudiés pour les semis en serre

- * La hauteur de la tige.
- * La longueur des racines.
- * Les poids secs de la partie aérienne et souterraine.
- * Le dosage des éléments dans les tissus foliaires : N, P, K, Ca, Mg, Mn, et Fe

III.2.2. Résultats

L'analyse du substrat témoin a révélé une texture limoneuse ; un C/N = 10,43, un pH neutre et une concentration en éléments métalliques satisfaisante.

Tableau 52 : Analyse des boues sèches (ppm).

Éléments	ppm
Matière Organique	17,70
Pb	43,40
Cr	70,00
Cd	07,00
Hg	01,36
Mn	256,30
Zn	2240,00
Cu	510,00
Fe	02,50
Mg	00,47
P	00,12
K	00,09
Na	00,04
Ca	05,13
C.total	20,60
N.total	04,61
P ₂ O ₅	00,14

pH= 7,8
C.E = 0,005 mmh/cm à 25°C

III.2.2.1. Rythmes de croissance et de régénération des racines dans les minirhizotrons (fig 1, 2, 3, 4, 5)

Le paramètre limitant la croissance dans les minirhizotrons semble être la température du sol. On notera que les vagues d'allongement aériens et souterrains s'alternent. Les plus fortes doses de boues (dose 3 et 4) présentent les meilleurs résultats par rapport au témoin. Il existe donc un équilibre entre développement aérien et racinaire, mécanisme qui a été mis en évidence par Kazarjan (1963) in Riedacker (1976) confirmant le phénomène de la " nearest sink theory " de Throughton (1971) in Riedacker (1976).

III.2.2.2. Plants élevés en serre

III.2.2.2.1. Taux de survie

Les placettes ayant reçu de fortes doses de boues présentent un taux de survie relativement faible par rapport au témoin (88%).

- * 80% pour la dose 1.
- * 75% pour la dose 2.
- * 70% pour la dose 3.
- * 60% pour la dose 4.

Il est possible que l'activité biologique des lots ayant reçu des boues, participe à la minéralisation de l'azote organique, d'où l'effet de toxicité marqué.

La deuxième hypothèse à formuler est que le traitement des boues résiduelles au niveau de la station d'épuration utilisant de la chaux Ca(OH)_2 favorise les attaques cryptogamiques et notamment la fonte des semis ; il en est de même de l'emploi du chlorure ferrique (FeCl_2) utilisé dans la station d'épuration qui pourrait contribuer à la toxicité par le chlore (LE Tacon, 1978 ; Barideau,1986).

III.2.2.2.2. Hauteur et poids des parties aériennes et souterraines

Tableau 53 : Résultats des différentes mesures.

DOSE	H1 (cm)				MOYENNE
	MARS	AVRIL	MAI	JUIN	
%					
00	4,45	5,55	7,25	7,35	6,15
10	4,51	5,45	6,15	5,65	5,19
30	4,90	5,05	6,60	6,15	5,68
60	4,85	4,15	7,00	6,50	7,29
80	4,50	4,50	7,15	7,65	5,95
	H2 (cm)				
00	13,00	13,70	17,60	22,95	16,82
10	09,75	15,10	29,10	18,30	18,06
30	11,35	12,70	15,80	17,95	14,45
60	08,30	18,20	20,90	18,60	16,50
80	07,50	14,20	19,90	18,40	14,25
	P1 (gr)				
00	0,045	0,097	0,146	0,213	0,120
10	0,087	0,083	0,142	0,199	0,120

30	0,055	0,081	0,153	0,168	0,110
60	0,097	0,103	0,194	0,201	0,140
80	0,044	0,172	0,172	0,258	0,130
P2 (gr)					
00	0,029	0,046	0,046	0,123	0,060
10	0,021	0,027	0,036	0,085	0,040
30	0,028	0,022	0,054	0,068	0,040
60	0,018	0,037	0,066	0,096	0,050
80	0,010	0,034	0,057	0,065	0,040

III.2.2.2.3. Croissance des tiges

Au début de l'expérience, les différents traitements n'ont montré aucune différence. Quelque que soit la dose de boue appliquée, tous les semis ont en général la même hauteur. Par la suite, tous les traitements se sont différenciés. Le test de NEWMAN-KEULS nous a permis de dénombrer 2 groupes d'observation, classés selon un ordre croissant de hauteur.

GROUPE B : Englobe les 2 premières mesures (Mars- Avril) ; on remarque qu'il y a une réponse à la fertilisation qui s'est traduite par un gain de croissance vis à vis du témoin.

GROUPE A : Pour les 2 autres mesures des mois de Mai et Juin, la réponse n'est pas homogène alors qu'au mois de Mai, le témoin est plus important que les traitements ; il en est autrement pour le mois de Juin où le meilleur résultat est obtenu avec la dose 4 .

III.2.2.2.4. Croissance en longueur des racines

La longueur de la racine est un paramètre souvent utilisé par des auteurs comme indice de stress et de toxicité (Kelly *et al.*, 1979; Baker *et al.*, 1985 cités par Rahmoune, 1992; Kleiner *et al.*;1992 ; Khurth *et al.*,1986 cités par Epron *et al.*, 1999).

Le test de NEWMAN-KEULS a fait ressortir 2 groupes d'observations, classés suivant un ordre croissant des longueurs :

Groupe B : Les mesures prises au mois de Mars indiquent l'importance du témoin en comparaison avec les autres traitements.

Groupe A : englobe les autres valeurs mesurées aux mois d'Avril, de Mai et de Juin. Pour les 2 premiers mois cités, les traitements sont prépondérants, ce qui n'est pas le cas pour le mois de Juin où le témoin est plus important par rapport au traitement. Benterrouche (2007) a trouvé que le substrat témoin était le plus prometteur et qu'il y a même une diminution de la longueur de la racine/témoin chez l'acacia cyanophylla. Cependant pour l'Eucalyptus gomphocephala, le gain est de 14,59% pour le substrat avec 10% de boues et l'augmentation de la concentration en boues

fait réduire de 3,5% le paramètre. Tous les résultats obtenus n'ont pas été statistiquement vérifiés ce qui a permis à son auteur de conclure que l'apport des boues n'a pas d'effet sur la croissance en longueur de la racine des espèces étudiées. Ce résultat est corroboré par les travaux de Kelly et al. qui ont trouvé que l'augmentation de la teneur en cadmium influe négativement sur la longueur racinaire. Cependant, cela ne s'est pas vérifié chez *Acacia cyanophylla* où Khurt et al., 1986 cités par Epron et al., 1999) ont constaté une augmentation de la longueur racinaire, résultat d'un apport de 80% en boues dans le substrat.

III.2.2.2.5. Biomasse racinaire

3 groupes d'observations sont mis en évidence par le test de NEWMAN-KEULS classées selon un ordre croissant de la biomasse :

Groupe C : englobe les valeurs de la biomasse souterraine mesurées aux mois de Mars et Avril. En général, la biomasse du témoin est plus importante que celle traitée avec les boues résiduelles.

Groupe B : représente les valeurs de la biomasse produite au mois de Mai. Les traitements sont meilleurs que le témoin avec un résultat plus probant pour la dose 3.

Groupe A : mesures du mois de Juin où le témoin est plus important que le traitement avec les boues.

Pour l'*Acacia cyanophylla*, Benterrouche a montré que les différentes concentrations des boues n'ont aucune influence sur le poids sec des racines des espèces *Acacia cyanophylla* et *Eucalyptus gomphocephala*.

III.2.2.2.6. Biomasse des tiges

Le test de NEWMAN-KEULS a révélé 4 groupes homogènes.

GROUPE D : mesures effectuées au mois de Mars se caractérisant par un meilleur résultat relatif aux traitements.

GROUPE C : mesures du mois d'Avril avec des doses D3 et D4 (60 et 80 % de boues) présentant les meilleurs résultats par rapport au témoin.

GROUPE B : mesures du mois de Mai où les traitements dus aux boues prédominent. Ces résultats sont plus prononcés pour la dose 3.

GROUPE A : représente les mesures du mois de Juin avec des doses 3 et 4 marquant les meilleures performances.

Le travail de Benterrouche a mis de l'avant une augmentation de 45% du poids sec de la partie aérienne de l'espèce *Acacia cyanophylla*, contrairement à l'*Eucalyptus gomphocephala* où il n'y a pas eu d'effet significatif.

Tableau 54 : Influence des substrats en fonction du temps sur les différents paramètres étudiés.

Paramètres	T et P
H1	31,07**
H2	10,00*
P1	28,86**
P2	21,57**

* : Différences hautement significatives

** : Différences très hautement significatives

Tableau 55 : Comparaisons multiples des moyennes : Test de NEWMAN – KEULS.

Paramètres	Mois	Moyennes	Groupes
H1	MARS	06,64	B
	AVRIL	04,94	B
	MAI	06,83	A
	JUIN	06,66	A
H2	MARS	09,99	B
	AVRIL	14,78	A
	MAI	20,06	A
	JUIN	19,24	A
P1	MARS	00,06	D
	AVRIL	00,11	C
	MAI	00,16	B
	JUIN	00,20	A
P2	MARS	00,02	C
	AVRIL	00,03	C
	MAI	00,05	B
	JUIN	00,09	A

Tableau 56 : Coefficients de corrélation entre les éléments nutritifs et les quantités de boues appliquées.

Élément	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	Na %	Mn (ppm)	Fe (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)
T	1,17	0,09	0,17	0,09	0,07	0,06	16,46	62,20	10,22	12,07
D1	1,02	0,11	0,20	0,39	0,03	0,08	36,47	57,58	20,15	11,66
D2	1,36	0,08	0,13	0,05	0,12	1,07	27,19	183,32	11,88	19,30
D3	1,44	0,14	0,23	0,84	0,09	2,13	63,12	160,11	13,17	19,48
D4	1,61	0,19	0,12	0,62	0,16	1,89	83,06	59,11	9,95	16,13
R2	0,85	0,74	0,55	0,61	0,89	0,89	0,89	0,52	0,13	0,40

T : Témoin

D1 : Dose 1 D2 : Dose 2 D3 : Dose 3 D4 : Dose 4

Tableau 57 : Normes de composition foliaire.

Éléments	N%	P %	K%	Ca %	Mg %
Niveau critique	1-1,2	0,08-0,10	0,30-0,40	-	-
Niveau optimal	1,20-1,50	0,12-0,15	0,50	0,10-0,12	-

Source : Bonneau, 1988.

Les tissus foliaires des semis se caractérisent par des concentrations en Azote, Phosphore, Sodium et Manganèse qui sont corrélées avec les quantités de boues appliquées. Il semble probable que l'ajout de boues riches en éléments fertilisants ait favorisé les 3 paramètres étudiés que sont la croissance en longueur des racines, la masse des tiges et la masse racinaire.

III.2.3. Conclusion

Les résultats de l'expérimentation confirment les travaux rapportés en bibliographie où la fertilisation par les boues biologiques issues de stations d'épuration urbaines a favorisé le rendement de produits ligneux par le biais de son principal paramètre qu'est la croissance en hauteur des tiges. Les autres facteurs étudiés tels la croissance racinaire en longueur des racines, la biomasse des tiges et des racines ont été sensibles à l'apport des boues mais d'une façon moins visible.

Chapitre III.3. Action de l'amélioration nutritive chez le Pin maritime suite à une fertilisation minérale en conditions méditerranéennes

Introduction

D'importantes quantités de boues biologiques issues de stations d'épuration urbaines sont jetées dans les décharges publiques sans aucune mesure d'atténuation de leur toxicité, constituant un grave danger pour l'environnement.

Il nous a paru nécessaire d'utiliser ces boues en tant qu'éléments fertilisants sur des espèces forestières et de tenter de mettre en évidence l'impact positif d'un tel apport sur la croissance du pin maritime.

Les expérimentations connues jusqu'à présent ont montré qu'en général, le phosphore est l'élément susceptible d'améliorer la croissance juvénile des espèces forestières (Bonneau, 1977). L'essai mené par Guitton *et al* (1988) en France a montré qu'une fertilisation NPK appliquée à une plantation de Pin laricio a induit un gain en hauteur totale très substantiel (plus de 60%) et que l'élément qui joue le rôle primordial est le phosphore. Bonneau (1973) rapporte qu'un traitement CaP en plus de l'apport de potassium s'est traduit par un gain total en hauteur de plus de 24% après 5 ans d'essai. Bonneau (1986) a indiqué que la fertilisation, grâce à la croissance plus rapide en hauteur des plants permet de réduire la sensibilité aux gelées. Sauvageot (1980) a étudié l'impact de la fertilisation sur l'assimilation des oligo-éléments et a montré son effet positif sur la croissance en hauteur.

III.3.1. Protocole expérimental

L'expérimentation s'est déroulée au niveau de la station d'épuration des eaux usées de Staoueli dans la banlieue d'Alger. Cette zone se situe dans l'étage bioclimatique subhumide caractérisé par l'alternance d'une saison chaude et sèche (mi- Mai à fin Septembre) et d'une saison froide et humide pendant le reste de l'année ; une pluviométrie annuelle de 650 mm est enregistrée principalement pendant la saison humide. Les moyennes de températures mensuelles varient de 10°C au mois de Janvier à 25°C au mois d'Août. Le sol présente une texture argileuse, un C/N variant entre 16,60 et 37,70 ; une teneur en matière organique située entre 2,37 et 3,17%, un pH autour de 6 et une faible teneur en éléments NPK ; Il s'agit cependant d'un sol qui a été remanié et décapé en vue des travaux d'extension de la station. Les teneurs en bases échangeables comparées aux normes données par Soltner in Lambert (1975) montrent une bonne disponibilité en Magnésium et Potassium mais un taux de phosphore inférieur au taux souhaitable.

Le protocole expérimental est composé de 2 dispositifs (eau de station d'épuration et eau de forage) ayant chacun 3 parcelles de 150 m² de surface unitaire et avec les traitements suivants : NPK, PK et Témoin. Chaque parcelle contient 24 plants qui ont

été mis en terre avec un écartement de 3 cm. L'eau d'irrigation provient d'un forage et d'une station d'épuration biologique (boues activées) située à proximité de la zone d'expérimentation. Les modes d'irrigation devaient nous permettre d'apprécier l'effet de la composition chimique de l'eau sur la croissance initiale des plants. Les prélèvements ont concerné les aiguilles de l'année sur les 1^{er} et 2^{ème} verticilles à partir de la cime.

III.3.1.1. Technique de fertilisation

L'apport des engrais a été effectué selon la méthode préconisée par Bonneau (1986). Pour les engrais phosphatés, la forme est représentée par le Superphosphate triple dosant 46% de P₂O₅ (30g de P₂O₅ / pied). En ce qui concerne les engrais potassiques, le produit utilisé est le sulfate de potassium dosant 50% de K₂O (20g de K₂O/ pied). Pour les engrais azotés, la forme utilisée est le Nitrate d'Ammonium dosant 34,5% d'azote (5 g/pied).

III.3.1.2. Analyses

Tableau 58 : Analyse des boues biologiques stabilisées.

Éléments	%
Carbone organique total	10,27
Azote total	03,82
Phosphore total	00,12
CaCo ₃ total	30,20
CaCo ₃ actif	11,87
P ₂ O ₅	00,22
M.O	17,70
Potassium	00,07
Sodium	00,03
Calcaire	02,20
Mg	00,10
Fe	00,60
Pb	40,60
Zn	336,00
Cu	393,00
Cd	06,40
Cr	63,00
Mn	189,30
Hg	00,53

pH= 7,8 ; M .O=17,70 ; C.E = 0,005 mmh/cm à 25°C.

Tableau 59 : Analyse du sol utilisé dans les substrats.

Analyse granulométrique	%
Argile	21,00
Limon fin	32,00
Limon	16,10
Sable fin	02,32
Sable	26,58

Tableau 60 : Analyse chimique du sol.

Ct %	Nt %	C/N	CaCo ₃ actif %	CaCo ₃ total %	M.O %	P ₂ O ₅ ppm	Ca ppm	Na ppm	pH	C.E mmh/cm
1,70	0,16	10,43	-	1,88	2,92	1050	4410	130	7,5	0,53
K ppm	P ppm	Hg Ppm	Mg ppm	Cu ppm	Fe ppm	Zn ppm	Mn ppm	Cd ppm	Cr ppm	Pb Ppm
262	458,6	0,60	155,6	3,64	5950	53,2	196	0,47	35	3,78

III.3.1.2.1. Paramètres mesurés

Le taux de mortalité, la croissance en hauteur et la nutrition minérale ont été les principaux paramètres étudiés. De plus, l'analyse foliaire sur les aiguilles de l'année a été effectuée dans chaque parcelle.

III.3.1.2.2. Analyse statistique

Le dispositif factoriel de l'essai se répartit comme suit :

Facteur 1 (3 traitements) : 1 : NPK 2 : PK 3 : Témoin non traité.

Facteur 2 (2 modes d'irrigation) : 1 : eau de forage 2: eau de station d'épuration et 11 variables à analyser : Croissance , Azote , Phosphore , Potassium, Sodium , Calcium, Manganèse, Magnésium , Fer , Zinc ,Cuivre .

III.3.2. Résultats

16 mois après la plantation, nous avons obtenu les résultats suivants :

III.3.2.1. Taux de mortalité

Tableau 61 : Taux de mortalité des plants en fonction des traitements.

Mode d'irrigation	Témoin %	Traitement NPK %	Traitement PK %
Eau de forage	37,50	25	16,70
eau de station d'épuration	20,80	20,90	25

La mortalité des semis a été causée dans la majorité des cas par le dessèchement, du certainement à un choc de "richesse fertilisante" apportée par les boues.

III.3.2.2. Croissance en hauteur

Tableau 62 : Gain de croissance par rapport au témoin.

Traitement	Témoin		NPK		PK	
	Eau de station d'épuration	Eau de forage	Eau de station d'épuration	Eau de forage	Eau de station d'épuration	Eau de forage
Croissance CR (cm)	CR (cm)	CR (cm)	CR (cm)	CR (cm)	CR (cm)	CR (cm)
	45,95	39,40	60,10	77,55	70,70	54,30

L'amendement a eu un effet significatif sur la croissance en hauteur et le test de NEWMAN et KEULS a permis de différencier 2 groupes homogènes : le 1^{er} comprend les plants traités (NPK et PK) et le 2^{ème}, les plants témoins. L'azote apporté comme complément n'a pas eu d'effet significatif sur la croissance pendant la durée de l'essai. Il en est de même pour le mode d'irrigation.

III.3.2.3. Nutrition minérale

Tableau 63 : Concentrations moyennes des éléments/MS dans les aiguilles de Pin maritime en fonction des traitements.

Traitement	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	Mode d'irrigation
Témoin	1,07	0,08	0,64	0,19	0,17	
NPK	1,73	0,13	0,68	0,20	0,14	Eau de station d'épuration
PK	1,03	0,19	0,84	0,09	0,17	
Témoin	1,03	0,11	0,45	0,20	0,21	
NPK	1,96	0,16	1,13	0,19	0,17	Eau de forage
PK	1,28	0,22	1,06	0,19	0,28	

III.3.2.3.1. Teneurs en azote

La nutrition azotée dans le traitement NPK a été de 1,73 pour l'eau de station d'épuration et de 1,96 pour l'eau de forage ; Bonneau (1988) considère qu'une nutrition azotée optimale est comprise entre 1,2 et 1,5 pour des semis de quelques années. Cet optimum peut être plus élevé pour des semis de quelques mois seulement. L'amendement en azote a eu un effet significatif sur les teneurs des aiguilles.

Le test de NEWMAN et KEULS a permis de mettre en évidence 2 groupes : les traitements NPK et PK ; cependant, comme l'effet de l'apport d'azote sur la croissance n'est pas favorable, on déduit que les teneurs indiquées correspondent à une consommation de luxe.

III.3.2.3.2. Teneurs en phosphore

L'amendement en phosphore a eu en effet significatif sur les teneurs en P ; le test de NEWMAN et KEULS a permis de différencier 3 groupes par ordre de sensibilité : les traitements NPK, PK et le Témoin.

L'irrigation avec l'eau de station d'épuration présente un léger effet significatif mais dépressif de la nutrition en P : ceci a été confirmé par le test de NEWMAN et KEULS. Cependant, cet effet dépressif ne se répercute pas sur la croissance.

III.3.2.3.3. Teneurs en potassium

L'amendement a eu un effet significatif positif sur les variations des teneurs en K ; le test de NEWMAN et KEULS a fait ressortir 2 groupes : le Témoin d'une part et les 2 autres traitements NPK et PK d'autre part. Cependant, malgré le test statistique non

Significatif du facteur irrigation, les résultats montrent un effet positif sur l'alimentation en potassium des témoins de l'eau de station d'épuration par rapport à l'eau de forage, alors que c'est l'inverse en présence d'une fertilisation potassique et phosphatée, sans qu'on puisse expliquer cet effet d'interaction.

La concentration en K a été au dessus de la valeur optimale (0,5%) dans la majorité des traitements appliqués.

III.3.2.3.4. Teneurs en calcium, magnésium, sodium et fer

Le test de l'analyse de la variance appliqué à ces variables n'a pas révélé d'effet significatif dans les différents traitements : pour le Fer, si on compare ces résultats à ceux obtenus par Sauvageot (1980) sur de jeunes semis de Pin Maritime (100 ppm), nous pouvons constater qu'il existe un déficit dû probablement à la concentration relativement élevée du sol en Ca échangeable gênant ainsi l'absorption du Fer (Heller, 1984) dont la teneur est située entre 40 et 75 ppm.

III.3.2.3.5. Teneurs en manganèse, cuivre et zinc

Les teneurs des aiguilles en manganèse, cuivre, et de zinc ont été également déterminées. Le manganèse est à un très faible niveau (30 à 60 ppm), ce qui est explicable par le pH élevé du sol, et diffère peu selon les traitements.

L'alimentation en cuivre, assez homogène dans les diverses modalités de fertilisation est largement suffisante avec des valeurs de 10 à 12 ppm dans les aiguilles. Il en est de même pour la teneur en zinc qui est de l'ordre de 30 à 40 ppm.

III.3.3. Conclusion

Cet essai est intéressant en ce qu'il montre qu'une fertilisation phosphopotassique appliquée à la croissance, en quantité modérée, peut accélérer fortement la croissance en hauteur de jeunes Pins maritimes dans des conditions difficiles, jusqu'à presque doubler cette croissance.

Il est cependant paradoxal de constater que les plants qui ont reçu une fertilisation PK et irrigués à l'eau de station d'épuration et dont les aiguilles ont une faible teneur en Azote manifestent cependant la meilleure croissance. On aurait pu s'attendre dans ces conditions à une supériorité très nette du traitement NPK dans lequel les teneurs en Azote des aiguilles sont bien plus élevées : peut être sont elles au delà de l'optimum pour l'espèce considérée.

On aurait pu également s'attendre à ce que l'eau provenant de la station d'épuration sans doute assez riche en nitrates et en phosphates, assure une meilleure croissance que l'eau de forage, au moins pour les plants non fertilisés. La différence en faveur de l'eau d'épuration reste faible (15%) dans les témoins. En présence d'une fertilisation PK, l'effet de l'eau de station d'épuration est plus net (plus de 30 % par rapport à l'eau de forage), mais dans le traitement NPK, c'est l'inverse (réduction de

20% environ de la croissance avec l'eau de station d'épuration). Ceci vient en confirmation de l'hypothèse que la dose optimale d'Azote a été dépassée dans le traitement NKP, hypothèse soutenue aussi par la diminution du taux de phosphore dans les aiguilles dans ce traitement par rapport au traitement PK. Le rapport N/P est en moyenne de 12,7 dans les aiguilles des plants du traitement NKP, contre 5,6 seulement dans le traitement et un peu plus élevé dans NPK.

On peut retenir que la fertilisation phosphopotassique semble utile dans les jeunes plantations de pin maritime. L'irrigation avec une eau issue d'une station d'épuration, qui contient certainement des quantités plus importantes d'azote, pourrait sur des plants plus âgés améliorer la croissance alors que son effet reste faible sur de très jeunes plants.

Ces résultats rejoignent ceux obtenus par Ouanouki et Igoud 1993 qui ont démontré le rôle efficient d'une fertilisation à base de boues issues de station d'épuration sur la croissance de résineux.

Chapitre III.4. Valorisation en agriculture des eaux usées et des boues issues d'une station d'épuration

European Journal of Scientific Research
ISSN 1450-216X Vol.27 No.4 (2009), pp.602-619
© EuroJournals Publishing, Inc. 2009
<http://www.eurojournals.com/ejsr.htm>

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

B. Ouanouki

*Institut National Agronomique -Hacen Badi (ex. Belfort)
El Harrach Alger Algérie
E-mail: ouanouki@yahoo.fr
Tel: +213661637177; Fax: +21321243728*

N. Abdellaoui

N. Ait Abdallah

Abstract

L'Algérie à l'instar d'un grand nombre de pays du bassin méditerranéen accuse un déficit hydrique très inquiétant du fait des limites des ressources hydriques associées à une mobilisation déficiente.

Les normes de développement économique soutenable sont évaluées à $3500\text{m}^3/\text{hab./an}$ et en dessous de $1000\text{m}^3/\text{hab./an}$, le développement est quasi-impossible avec un seuil de pauvreté extrême fixé à $500\text{m}^3/\text{hab./an}$ (Margat, 1992), seuil qui épuise les ressources sans qu'elles puissent se reconstituer.

Si en 1962, la disponibilité en eau théorique par habitant et par an était de 1500m^3 , elle n'était plus que de 720m^3 en 1990, 680m^3 en 1995 et de 630m^3 en 1998.

Estimée à environ 500m^3 à l'heure actuelle, (comparé au Canada avec $30.000\text{m}^3/\text{an}$), elle ne sera plus que 430m^3 en 2020 alors que le minimum vital pour amorcer un développement est de $1200\text{m}^3/\text{an}$.

Avec $430\text{m}^3/\text{hab./an}$ de ressources en eau exploitables, l'Algérie fait partie des pays considérés en situation de pénurie permanente.

Cette situation liée à la faiblesse de la ressource, aggravée par la sécheresse, impliquera ipso facto entre les différents utilisateurs des conflits sérieux qui nécessiteront inmanquablement des arbitrages malaisés pour les pouvoirs publics, et ce d'autant que les besoins en eau potable (AEP) seront multipliés par 2,5 environ en vingt cinq ans et qu'ils représenteront pratiquement 40 % des ressources mobilisables vers l'an 2025.

Face à cette situation, des études se font de plus en plus nombreuses au pays et dont les auteurs n'hésitent plus maintenant à parler de "mobilisation" de ressources hydriques non conventionnelles dont les eaux usées en font partie.

Or, parallèlement, l'Algérie rejette chaque année 600 millions de m^3 d'eaux usées qui sont non seulement perdues mais qui accentuent la dégradation de l'environnement déjà bien fragile.

Cette étude s'inscrit dans ce cadre et a pour objectif de savoir si la réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation et des boues comme fertilisants en agriculture (cultures maraîchères) ne causerait pas de problèmes pour l'homme et l'environnement.

solution la plus adaptée. Elle permet d'une part, de réduire les quantités à être épurées et d'autre part d'assurer l'équilibre du cycle naturel de l'eau et la protection de l'environnement. Les eaux usées traitées présentent l'avantage de la stabilité par rapport à celles liées à la pluviométrie.

La valorisation des eaux usées est à replacer dans le cadre de la gestion intégrée des ressources en eau.

B. Ouanouki, N. Abdellaoui and N. Ait Abdallah

Dans les nombreuses régions à climat aride et semi aride , la réutilisation des eaux usées traitées notamment dans l'agriculture et à un degré moindre dans l'industrie. constitue une alternative intéressante pour la préservation des ressources conventionnelles destinées en priorité à la production d'eau potable .

La réutilisation des eaux usées en agriculture outre le fait qu'elle permet de réduire l'utilisation de l'eau potable et sa préservation apporte en outre des bénéfices additionnels résultant dans certains cas, de l'augmentation du rendement des cultures et de l'amélioration de l'efficacité des systèmes d'irrigation.

En effet, une lame d'eau épurée de 100 mm (1000 m³/ha) apporterait aux cultures selon un mode équivalent à la fertigation:

- 40 Kg d'Azote minéral et minéralisable/ha
- 11 kg de Phosphore assimilable/ha
- 28 kg de Potassium/ha

La réutilisation des EUT dans les pays voisins constitue depuis des années une priorité dans l'établissement de la région de l'eau.

Tableau 1: Part des eaux usées dans quelques pays

	Mauritanie	Maroc	Algérie	Tunisie	Libye
Production d'eaux usées 10 ⁶ m ³ an	-	1500	660 (1985)	187	450
Eau usée traitée 10 ⁶ m ³ an	0.70	500	-	148	40
Eau usée réutilisée 10 ⁶ m ³ an	0.70	-	-	21	33

A chypre, il est prévu un traitement d'au moins 25 Hm³/an d'eaux usées pour être utilisées en agriculture (traitement tertiaire).

En Tunisie, la superficie irrigable avec les EUT est de 7500ha et sera de l'ordre de 28500 ha d'ici 2010 (Zekri S et al, 1997).

Dans les pays développés, l'usage planifié des eaux usées traitées est plus courant, comme c'est le cas en Israël, Australie, Allemagne et USA. Une revue bibliographique a montré qu'Israël est à l'avant poste dans le domaine de l'usage planifié des eaux usées dans la mesure où en 2040, 70% de la demande en eau pour l'agriculture sera satisfaite à partir du traitement d'effluents).

2. Objectifs

Etendue à de grandes surfaces agricoles, la réutilisation de l'eau usée traitée aurait deux impacts très importants : celle d'abord d'économiser d'importantes quantités d'eau potable qui seraient ainsi allouées pour les besoins de la population et permettre de diminuer la pression de mobilisation qui s'exerce sur les nappes qui auront le temps de se recharger.

Il en est de même quant à la réutilisation des boues biologiques, très riches en azote et en phosphore et pouvant constituer un apport d'amendement non négligeable des sols généralement pauvres de ces régions.

Ainsi, pour satisfaire l'ensemble des besoins en eau du pays et afin de réserver les eaux de bonne qualité à l'alimentation en eau potable, l'utilisation des eaux usées traitées est une nécessité et doit être une partie intégrante de la stratégie de mobilisation de toutes les ressources disponibles.

Cette orientation est d'autant indispensable que le pays ne cesse d'accroître ses efforts dans le domaine de l'assainissement et du traitement des eaux usées à travers la création et l'amélioration des stations d'épuration et il serait dommage que cette eau ne soit pas valorisée chaque fois qu'il en est possible.

Les eaux usées représenteraient plus de 600 millions de m³/an. A l'horizon 2020, elles représenteront un volume très appréciable : près de 2 milliards de m³ si la demande en eau est totalement satisfaite à cet horizon (Ministère des ressources en eau, 2003) . Un tel volume, une fois

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

épuré, pour des considérations écologiques ou de protection des ressources en eau, sera très apprécié quant à son utilisation par l'agriculture ou l'industrie.

Le développement de la réutilisation des eaux usées traitées doit cependant se faire en suivant une démarche avisée assurant le meilleur équilibre possible des résultats sur les plans sanitaire, environnemental et économique.

Potentiel de Mobilisation des eaux usées en Algérie

Le traitement des eaux usées en Algérie connaît actuellement un grand essor avec la création et le renouvellement des stations d'épuration. Les eaux usées sont à 80% d'origine domestique, 16% industrielle et 4% touristique et subissent un traitement secondaire biologique.

Un programme d'équipement en en train d'être mis en place pour un certain nombre de stations dont quelques unes sont déjà fonctionnelles. Cette nouvelle stratégie a pour objectif d'élargir la réutilisation des eaux usées traitées et d'enlever les restrictions imposées dans le cas de l'irrigation.

Une centaine de stations d'épuration et de recyclage des eaux usées existantes ou en voie de réhabilitation permettront l'utilisation d'un volume de 102 hm³/ an au profit de l'irrigation ou de l'industrie.

Toutefois, à travers l'expérience de beaucoup de pays (Canada, France, Grèce, Maroc, Tunisie, etc.), certains problèmes semblent entraver l'essor de la réutilisation des eaux usées traitées et des boues.

Ces difficultés sont généralement d'ordre qualitatif et socio-économique, essentiellement en raison des risques sanitaires qu'ils peuvent engendrer et aux perceptions culturelles qui sont autant d'obstacles à la vulgarisation de ces ressources non conventionnelles.

Ces risques sont liés aux qualités physico-chimiques et microbiologiques des eaux usées épurées qui sont variables à cause de leur origine et mode d'épuration.

Butler (1993) et (Bowen, 1979) soulignent que les éléments susceptibles d'être toxiques aux plantes et par delà aux animaux et à l'homme sont : le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le mercure (Hg).

Les travaux de Henze (1987) et Who (1977) rapportés par Biswas (1993) montrent que les nitrites (NO²⁻) et le phosphore sont d'importants polluants des eaux quelque soit leur origine et sont la cause majeure de l'eutrophisation des lacs (Bowen, 1979).

3. Impacts de L'utilisation des EUT

3.1. Effets sur le sol

La plupart des sols (surtout riches en colloïdes minéraux) ont un pouvoir tampon très grand vis-à-vis des contaminants et possèdent une propriété d'auto-purification qui s'avère cependant être un processus très lent (Howell, 1979).

La partition des éléments entre les phases solide et liquide du sol est très dépendante du pH. La relation entre la concentration d'un ML donné et le pH tel que rapporté par Harmsen (1977) se présente sous la forme exponentielle suivante:

$$[ML] = 10^{(-2pH + K)} \text{ avec } K = \text{constante}$$

Ceci montre bien qu'à chaque diminution (ou augmentation) du pH d'une unité, la concentration du ML en question augmente (ou diminue) cent fois environ. En se basant sur le modèle précédent, il a été montré que l'échange des ML contre les éléments alcalins et alcalino-terreux dans le sol augmente quand le taux de ML sur l'échangeur est faible ou quand le pH est élevé, et diminue avec l'augmentation du taux de ML sur l'échangeur ou la diminution du pH. A de faibles taux sur l'échangeur, l'adsorption reste sélective et suit la séquence Cd < Zn < Cu < Pb (Harmsen, 1977). Ce dernier montre aussi que Zn²⁺, Cd²⁺ et Cu²⁺ s'échangent avec Ca²⁺ à égalité ou presque, alors que le Pb²⁺ est favorisé par un facteur de 2 à 3 sur Ca²⁺ peut être à cause de son petit rayon hydraté. Cette relation

B. Ouanouki, N. Abdellaoui and N. Ait Abdallah

démontre que les sols calcaires sont très sensibles à cet échange d'ions et peuvent donc être sujets à une rapide contamination par les métaux lourds.

A des taux faibles sur l'échangeur, les quatre éléments ne sont presque pas déplaçables par le calcium.

Zekri et al (1997) montrent qu'il y a une augmentation de la salinisation et une évolution de la solution du sol où le faciès bicarbonaté- calcique l'emporte sur le faciès chloruré- sodique ; l'utilisation des EUT pendant 2 années consécutives montre que la conductivité électrique (EC) de la solution du sol passe de 0,92ds/m à 1,91 ds/m sur les 40 premiers cm du sol (PNUD/CRGR, 1987).

Des mesures faites pendant deux années par le CRGR (PNUD/CRGR,1987), ont montré un léger accroissement des teneurs du sol en Cu, Pb et Zn. D'après Rejeb (1992 b), ces éléments, malgré leurs faibles concentrations, peuvent s'accumuler dans le sol suite à un épandage répété des E.U.T.

Le phosphore et le potassium sont facilement absorbés sur le complexe absorbant du sol et présentent, par conséquent, un risque minime, au moins à court et à moyen terme (Rejeb,1992b).

3.2. Effets sur l'eau

Biswas (1993) rapporte, en les modifiant, les résultats de Henze (1987) et WHO (1977), qui montrent que l'azote et le phosphore sont d'importants polluants des eaux quelque soit leur origine tandis que le Cr, le Pb, le Hg et le Zn sont d'importants polluants dans les eaux usées domestiques et industrielles.

En matière de pollution des eaux douces, Butcher (1946) que cite Bowen (1979) rapporte des cas sévères dus au Cu qui tua l'essentiel de la faune et de la flore dans la rivière. Des cas d'empoisonnement humain au Cd ont été observés au Japon, à travers la consommation de riz irrigué à partir d'eau de rivière recevant des rejets miniers (Harmsen,1977).

3.3. Effets sur les Plantes

Il est souvent difficile d'établir la distinction entre les éléments toxiques, ceux ayant des effets bénéfiques et même ceux qui sont essentiels. Tous les éléments traces peuvent avoir des effets néfastes sur la plante si leur disponibilité dans le sol dépasse certains seuils. De tels seuils dépendent de l'espèce végétale, du sol et des conditions climatiques (Harmsen, 1977). L'effet de n'importe quel élément sur la plante dépend non seulement de ses propriétés chimiques mais aussi de sa concentration et de la présence d'autres éléments, surtout les métaux lourds (ML), chélates, sites d'adsorption sur le complexe d'échange, quantité disponible dans le sol et enfin conditions édaphiques et climatiques (Harmsen,1977; Mengel et Kirkby, 1978). L'âge physiologique et l'espèce concernée ainsi que les facteurs environnementaux ont aussi leur importance à cet égard. Des éléments tels que Fe, Mn, Cu, B et Zn sont essentiels à des concentrations basses, mais toxiques à des taux plus élevés.

D'après Butler (1993), les éléments les plus toxiques pour les plantes sont entre autres le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le manganèse (Mn), l'arsenic (As) et l'aluminium (Al). Les cas les plus fréquents de pollutions sérieuses, semblent être dus au Cd, Cu, Hg et Zn et Pb (Bowen, 1979).

Les plantes soumises à une exposition chronique sont sensibles à ces éléments qui ne leur sont pas essentiels et qui sont connus pour être dangereux à de faibles concentrations (Mengel et Kirkby, 1978).

Les teneurs en Zn des feuilles et des racines augmentent dans le cas du sorgho irrigué par les E.U.T., sans atteindre des valeurs excessives. Ce même auteur signale que l'irrigation avec les E.U.T. n'a pas entraîné de modifications importantes de la composition en micro-éléments de la plante, même après 4 années successives d'épandages.

La concentration des polluants apportée par les EUT est à mettre en équilibre avec celle exportée par les plantes (racines et feuilles) ; cependant, Rejeb (1992a) indique que comparées aux quantités de nutriments apportés par les E.U.T., les quantités exportées sont très faibles.

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

Tableau 2: Teneurs en métaux lourds dans les EUT et seuils de toxicité pour la plante, l'homme et l'animal

Eléments	Seuil de Toxicité
	en mg/l Normes FAO
Cd	i=0,2-9 j=3-300 k=1,5-9000 l=0,05
Cr	i=0,5-10 j=200 k=3000 l=1,0
Cu	i=0,5-8 j=250 k=nd l=0,5
Fe	i=10-200 j=200 k=nd l=nd
Mn	i=1-100 j=10-20 k= nd l=0,50
Pb	i=3-20 j=1 k=10000 l=0,1
Zn	i=60-400 j=150-600 k=nd l=24
Hg	i=nd j=0,4 k=150-300 l=0,01

Source: Bouzaidi (1999), Bowen (1979) et CRDA Ariana (1991)

- i : Seuil de toxicité pour la plante en mg/l
- j : Seuil de toxicité pour l'homme en mg/l
- k : Seuil létal pour l'homme en mg/l
- l : Seuil de toxicité pour l'animal en mg/l

3.4. Effets liés à la Qualité Microbiologique

En ce qui concerne les analyses de la qualité microbiologique des E.U.T., plusieurs travaux de recherche mentionnent des rendements bactériologiques épuratoires variant de 78,4 à 88% pour les coliformes fécaux et de 87,7 à 99,4% pour les streptocoques fécaux (Trad et Alouini, 1988). Il en reste une certaine quantité qui se retrouve ainsi dans les EUT avec lesquelles est réalisée l'irrigation.

Trad-Rais (1989) en analysant 16 échantillons d'EUT a retrouvé 3 cas positifs soit donc une présence de salmonelles dans 18,75% des cas avec cependant un risque nul (Alouini, 1994) y compris pour le *Vibrio Cholerae*.

Le même auteur (Trad-Rais, 1989) affirme que d'un point de vue parasitologique, les helminthes présentent le risque le plus élevé de transmission de maladies liées à l'eau usée : ceci est principalement dû à leur longue persistance dans l'environnement et leur faible dose infective. Parmi les oeufs d'helminthes observés, on trouve le *Trichuris* spp. comme nématodes, et le *hymenolepis* spp comme cestodes. Alouini (1993) mentionne un rendement d'élimination d'oeufs d'helminthes de 100%

B. Ouanouki, N. Abdellaoui and N. Ait Abdallah

et une présence de $3,9.10^2$ kystes/l de protozoaires dans les eaux usées, avec un rendement global d'élimination de parasites de 94%.

La présence d'un oeuf d'helminthe, humain ou non, viable ou non, témoigne d'un risque de contamination potentiel réel pour la population directement exposée ou par le Taenia lorsque des animaux de boucherie pâturent directement après irrigation par les E.U.T.

Normes D'irrigation

Les normes ont pour principal objectif la limitation voire l'élimination des risques sanitaires. Ainsi, pour l'irrigation sans restriction, c'est-à-dire toutes cultures autorisées et sans limitation d'irrigation, la pollution microbiologique selon l'OMS doit être de 1000 coliformes fécaux/100ml et de moins de 1 oeuf d'helminthe.

Dans certains pays, les normes sont encore plus sévères concernant les eaux usées traitées destinées à l'irrigation des légumes consommés crus : une eau de qualité potable est exigée pour une telle application.

Les normes américaines sont encore plus restrictives en ce sens qu'elles préconisent une absence totale de germes tests et moins de 2.2 coliformes totaux/100ml. A titre d'exemple, le tableau 3 présente les valeurs utilisées dans l'Etat de Californie.

Tableau 3: Valeurs guides pour l'eau d'irrigation en Californie

Caractéristique	Limitation D'usage		
	Pas	Modérée	Forte
Salinité en mg.r1	<450	450 - 2000	>2000
Conductivité spécifique en NS.cml (CF)	<700	700 - 3000	> 300
RAS = 00-03	>700	700-200	<300
= 03-06	1200-300	< 30	>1200
= 06-12	1900 - 500	<500	>1900
= 12-20	2900-1300	<1300	>2900
= 20-40	5000-2900	<2900	>5000
Na			
Irrigation en surface- RAS	<3	3-9	>9
Irrigation par aspersion mg l)	>70	<70	
Cl			
Irrigation en surface (mg l)	< 140	140 - 350	>350
Irrigation par aspersion (mg l)	< 100	> 100	-
pH	de 6,5 a 8,4		

Source: Papadopoulos, 1997

Tableau 4 : Concentration maximales (mg/l) en éléments traces recommandées pour les eaux d'irrigation.

Elément	Concentration Maximale (mg/l)	Observations
Cadmium (Cd)	0.01	
Chrome (Cr)	0.1	
Cuivre (Cu)	0.2	
Fer (Fe)	5.0	Non toxique pour les plantes mais peut contribuer à l'acidification du sol et à la perte de disponibilité de P
Plomb (Pb)	5.0	
Zinc	2	Sa toxicité est réduite à pH>6 et dans les sols organiques ou à fine texture

Source: Ayers R. et Westcot D., 1985.

4. Matériels et Méthode

Cette étude porte sur une expérience en plein champ faisant intervenir plusieurs paramètres à savoir l'action combinée de l'irrigation par les EUT et par l'eau potable et l'amendement du sol par les boues

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

biologiques. Une comparaison entre les traitements par rapport à un témoin a été stigmatisée par une analyse de la variance à plusieurs facteurs et les résultats soumis notamment au test de Newman et Keuls. La méthode est basée sur la comparaison des amplitudes observées par des groupes de deux, trois, ... p moyennes, avec l'amplitude maximum attendue à un niveau de signification donné (Dagnélie, 1975).

Le test de Newman-Keuls est un test de comparaison de moyennes par paires, pratiqué à l'issue d'une ANOVA. Son intérêt principal est qu'il évite, par construction, les situations "paradoxaes" où la moyenne d'un groupe G_1 pourrait être considérée comme significativement différente de celle d'une groupe G_2 , alors qu'elle serait considérée comme non significativement différente de celle d'un groupe G_3 , pourtant plus éloignée d'elle que celle de G_2 .

Le résultat du test est une série de paires de groupes dont les moyennes sont considérées comme significativement différentes, au niveau de risque a choisi.

Les espèces maraichères préconisées à savoir pomme de terre (*Solanum tuberosum* L) et courgette (*Cucurbita Pepo* L) procèdent des habitudes alimentaires du pays et du comportement attendu de deux spéculations différentes du point de vue conduite agricole : l'une souterraine (pomme de terre) et l'autre aérienne (courgette).

L'analyse des principaux paramètres de pollution : physico-chimiques, bactériologiques, parasitologiques ainsi que le rendement a été réalisée afin de pouvoir tirer une conclusion quant aux impacts attendus suite à l'utilisation de ces ressources non conventionnelles.

4.1. Origines et Caractéristiques des eaux usées

Les eaux usées et les boues, objet de notre étude proviennent d'une station biologique qui traite les eaux usées de l'agglomération urbaine de Staoueli qui comprennent les eaux usées domestiques, les eaux de ruissellement et les eaux provenant d'un abattoir.

La population raccordée à cette station est de 15 000 habitants. Son débit moyen journalier est de $3000\text{m}^3/\text{j}$ dont les eaux usées traitées sont rejetées directement dans la mer.

Les caractéristiques des eaux usées urbaines de cette station sont les suivantes (Anonyme 1995)

• Type de réseau	: Unitaire.
• Débit de pointe en saison sèche	: $239\text{m}^3/\text{h}$.
• Débit de pointe en saison humide	: $478\text{m}^3/\text{h}$.
• Débit moyen horaire	: $125\text{m}^3/\text{h}$.
• Débit par équivalent habitant	: 200 l/hab.j .
• DBO_5 journalière	: 900kg/j .
• DBO_5 par équivalent habitants	: 60g/hab.j .
• MES journalières	: 1050kg/j .
• MES par équivalent habitant	: 70kg/hab.J .

4.2. Paramètres Mesurés

Les paramètres physico-chimiques: Le pH étant donné la forte corrélation de ce dernier avec la concentration en métaux lourds principalement le Cu, Cd, Pb, Cr, Ni, Fe, Mg ; le phosphore et les nitrates (NO_3^-) en raison de leur forte implication dans la pollution des nappes et cours d'eaux et le calcaire total où la forte présence du calcium dans les zones arides et semi-arides outre sa réactivité et sa sensibilité dans les échanges d'ions peuvent donc engendrer une rapide contamination par les métaux lourds.

Les paramètres bactériologiques et parasitologiques: l'intérêt de la recherche des coliformes est indispensable dans la mesure où un grand nombre d'entre eux vivent en abondance dans les matières fécales des animaux à sang chaud et de fait, constituent des indicateurs fécaux de première importance. Germes totaux, Coliformes, Streptocoques fécaux et Oeufs d'helminthes sont les paramètres liés aux eaux usées et dont la présence à une concentration donnée peut avoir une conséquence directe et grave

B. Ouanouki, N. Abdellaoui and N. Ait Abdallah

en matière de santé humaine. C'est d'ailleurs pour cette raison que les coliformes fécaux et l'*E. coli* sont utilisés fréquemment dans la réglementation et les suivis environnementaux (ex. : eau potable, eaux de baignade, eaux usées, etc.).

En outre, comme les eaux usées traitées proviennent également d'un abattoir, les boues sont soupçonnées largement contaminées (Ecrin, 2000) et justifient leur analyse même après maturation à l'air libre de plus de 06 mois.

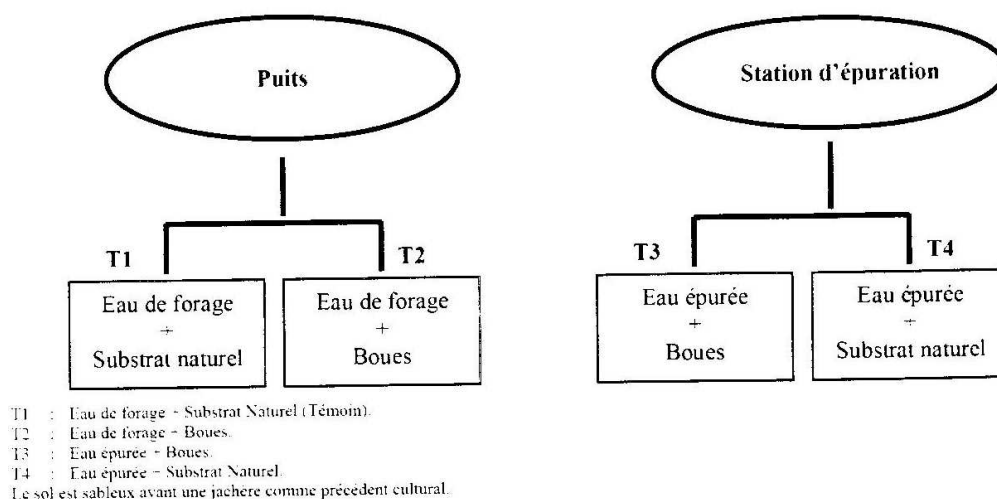
5. Protocole Expérimental

L'expérimentation a été réalisée sur 4 parcelles élémentaires de 78 mètres carrés (6m ×13 m) comportant quatre traitements et irriguées par :

- Les eaux de la nappe phréatique pompées à partir d'un puits.
- Les eaux usées épurées issues de la station d'épuration de la ville de Staoueli.

L'essai est constitué de la manière suivante :

Figure 1: Schéma Descriptif du protocole expérimental



5.1. Prélèvements

La campagne d'analyse a été menée durant une période de 10 mois.

Dans un but de représentativité du rejet et du milieu récepteur, les prélèvements ont été effectués manuellement à la sortie de la station d'épuration biologique et avant son utilisation dans les parcelles d'irrigation. L'échantillon destiné à l'analyse est une moyenne de trois prélèvements à intervalles réguliers pour assurer l'homogénéité et la représentativité des échantillons ayant une composition moyenne. Les prélèvements sont faits dans des bouteilles en polyéthylène, préalablement rincées avec l'eau à analyser. Le protocole de prélèvement suivant a été respecté :

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

Tableau 5: Paramètres de prélèvement

Paramètre	Récipient	Conservateur Utilisé	Volume Prélevé (ml)	T°.de Conservation
Alcalinité	P	0	200	4°C
Azote Kjeldahl	P	0	1000	4°C
Chlorures	P	0	100	4°C
Conductivité	P	0	100	4°C
DBO ₅	P	0	1000	4°C
DCO	P	Acide sulfurique q.s.p pH<2	100	4°C
Fer	P	-	-	-
Cd,Cr,Cu,Mn,Pb,Zn,Ni	V	Acide nitrique q.s.p pH<1,5	-	-
Mercure	V _b	Acide nitrique q.s.p pH<0,5	-	-
Nitrates	P	0	-	4°C
Nitrites	P	0	1000	4°C
MES	P	0	1000	4°C
O ₂ dissous	V _b	Mesure in situ	300	4°C
pH	P	Mesure in situ	-	4°C
Sulfates	P	-	200	4°C
Coliformes totaux	P	Flacons stériles		
• Coliformes fécaux		Ajout de 5 gouttes d'une solution de thiosulfate de Na à 10%	250	
• Streptocoques			250	
Fécaux	P		250	

Source: Rodier, 1999

Les échantillons ainsi prélevés sont conservés à 4°C dans des glacières et transportés au laboratoire (temps de transport : 1 heure) où a lieu immédiatement l'analyse après que l'eau soit débarrassée des éléments grossiers au moyen d'un tamis à mailles carrées de 5mm de coté (Afnor n°38).

5.2. Analyses

5.2.1. Analyse physico-chimique

- **Les MES:** Elles ont été déterminées par la méthode de centrifugation où l'eau est centrifugée à 4500tr/mn pendant 15mn ;le culot est recueilli,séché à 105°C et pesé ;il est ensuite calciné à 525°C et pesé de nouveau. La teneur en mg de MES/l d'eau est donnée par l'expression $(M_2 - M_1) / 1000/V$

Avec M₁: masse totale de la capsule vide ;M₂ : masse totale de la capsule pleine après dessiccation à 105°C ;M₃ : masse totale de la capsule pleine après minéralisation à 525°C ; V : Volume d'eau traitée en ml.

- **Le pH et la Température** mesurés avec un appareil Hanna HI 8424 NEW à étalonnage automatique.**l'O₂ dissous** avec un appareil HANNA HI 9142 et la **conductivité** avec un appareil HANNA HI 9033 .tous les 3 appareils à lecture directe après compensation.
- **La DBO₅** par la méthode respirométrique de Warburg et Sierp où un volume donnée d'échantillon est introduit dans une enceinte thermostatée et soumis à incubation en présence d'air ;les microorganismes présents dans l'eau consomment l'O₂ dissous qui est remplacé en permanence par de l'O₂
- **La DCO** par la méthode du dichromate de potassium où les matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium,en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure. L'excès de dichromate de potassium étant dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.
- **L'Azote Kjeldahl** après minéralisation de l'azote organique, l'ammoniac déplacé par une solution concentrée d'hydroxyde de sodium est entraîné par un courant de vapeur d'eau puis dosé par la méthode de Nessler (spectrométrie à absorption moléculaire).

B. Ouanouki, N. Abdellaoui and N. Ait Abdallah

- **Les Nitrates et les nitrites** déterminés par spectrométrie à absorption moléculaire
- **L'Azote total** déterminé par une oxydation des composés azotés en nitrates puis en nitrites dosés par spectrométrie à absorption moléculaire.
- **-Les composés phosphorés (orthophosphates)** dosés par spectrophotométrie à absorption moléculaire sans et avec hydrolysatation et minéralisation en milieu acide pour caractériser la forme du phosphore.
- **Les sulfates** déterminés par la méthode néphélométrique avec une précipitation des sulfates à l'état de sulfate de baryum en milieu chlorhydrique ;le précipité obtenu est stabilisé à l'aide d'une solution de Tween 20 et les suspensions homogènes mesurées au spectrophotomètre.
- **Les chlorures** déterminés par la méthode coulométrique

5.2.2. Analyse Parasitologique

- **Dénombrement des œufs d'helminthes:** les œufs d'helminthes sont dénombrés par la méthode de sédimentation et leur nombre exprimé par la relation

$$N = \frac{X/P}{V/S}$$

où

- X: Nombre d'œufs comptés
- P: Volume de suspension de la cellule de numération
- V: Volume total de la suspension
- S: Volume de l'échantillon d'eau usée

5.2.3. Analyse Bactériologique

- Dénombrement des coliformes par filtration sur membrane
- Dénombrement des salmonelles réalisé sur des bouillons d'enrichissement incubés à 37°C pendant 24 heures
- Identification des protozoaires

Un test de répétitivité a été réalisé et sur répliqua d'un échantillon d'eau usée, le coefficient de variation a été de 5%.

La limite de détection est de 1UFC (unité formant colonies)/Volume filtré.

La limite de quantification inférieure pour les coliformes totaux est de 20UFC

La limite de quantification supérieure pour les coliformes totaux est de 80UFC

Celle des coliformes fécaux se situe entre 230 et 60UFC.

6. Résultats et Discussion

Les résultats obtenus ont été traités statistiquement à l'aide de l'analyse de variance complétée par le test de Newman et Keuls.

Cette analyse de variance nous a permis de voir s'il existait une différence significative entre :

- Les différents traitements.
- Les différents modes de préparation des spéculations.

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

6.1. Pomme de Terre

6.1.1. Rendements

Tableau 6: Rendements de la pomme de terre (t/ha)

Parcelles	Kg	Tonne/ ha
T1	27	3,46
T2	40	5,13
T3	15	1,92
T4	32	4,10

Tableau 7: Courgette

Parcelles	Kg	Tonne/ ha
T1	32,2	4,13
T2	65,5	8,40
T3	18,1	2,32
T4	40,7	5,22

6.1.2. Eléments Minéraux

- Nombre d'observations : 12.
- Nombre de variables : 7 (Ca, K, N, P, N, sulfates, carbonates).
- Dispositif de l'essai : deux facteurs en randomisation totale.
- Facteur 1: 4 traitements : 1 = Témoin 2 = T2 3 = T3 4 = T4
- Facteur 2: 3 modes de préparation : 1 = Crue 2 = Cuite 3 = Frite

Quelque soit le type de traitement (T1, T2, T3, T4) et quelque soit le mode de préparation, la concentration en éléments minéraux dans la pomme de terre ne change pas, à l'exception d'un seul élément : phosphore dont la concentration change en fonction du mode de préparation :

- Le mode de préparation " frite " est différent des autres modes de cuisson et appartient au groupe homogène A au seuil de 5% ; qui se caractérise par la plus grande moyenne en phosphore.
- Les modes de préparation "cru et cuit" sont équivalents et appartiennent au groupe homogène B qui se caractérise par une moyenne inférieure à celle du groupe A.

Cela veut dire que la teneur en phosphore dans la pomme de terre est plus importante et plus significative quand cette dernière se trouve sous forme de frites. L'explication est à chercher dans l'huile de friture.

6.1.3. Métaux Lourds

- Nombre d'observations : 12.
- Nombre de variables : 4 (Fe, Cr, Pb, Cd).
- Dispositif de l'essai : deux facteurs en randomisation totale.
- Facteur 1 = 4 traitements : 1 = Témoin 2 = T2 3 = T3 4 = T4
- Facteur 2 = 3 modes de préparation : 1 = Crue 2 = cuite 3 = frite

Quelque soit le type de traitement (T1, T2, T3, T4) et quelque soit le mode de préparation, la concentration en métaux lourds dans la pomme de terre ne change pas, à l'exception d'un seul élément: Cadmium dont la concentration change en fonction du traitement et du mode de préparation :

- Le traitement T2 et le mode de préparation " cru" appartiennent au groupe homogène A. L'analyse de variance a révélé que le Cadmium dans le témoin et cru est significatif avec une différenciation des moyennes pour les modes Cru (A) et frite (B).
- Les traitements T1, T3 et T4 sont équivalents ainsi que les modes de préparation " frite "et cuit" appartiennent au groupe homogène B.

Ainsi, la teneur du cadmium dans la pomme de terre est différente selon :

B. Ouanouki, N. Abdellaoui and N. Ait Abdallah

- Le traitement : la concentration du cadmium dans la pomme de terre est plus importante dans la parcelle numéro 2 (eau de forage + boues).
- Le mode de préparation : la concentration du cadmium dans la pomme de terre est plus importante au mode de préparation "cru".

6.2. Courgette

6.2.1. Eléments Minéraux

Nombre d'observations : 12.
Nombre de variables : 7 (N, P, K, Ca, Na, Sulfates, Carbonates).
Dispositif de l'essai : randomisation totale.

Facteur 1 = 4 traitements : 1 = Témoin 2 = T2 3 = T3 4 = T4

Facteur 2 = 3 modes de préparation : 1 = Crue 2 = cuite 3 = frite

La concentration en éléments minéraux dans la courgette change en fonction du traitement, du mode de préparation ou les deux à l'exception d'un seul élément "Calcium" où les deux facteurs ne sont pas significatifs.

Cas du Potassium

Les résultats du Potassium ont montré que les facteurs traitement et mode de cuisson sont significatifs. Le test de Newman-Keuls au seuil de 5% a permis de classer ces facteurs en deux groupes :

- Le groupe **A** est caractérisé par les traitements T3 (eau traitée + boues) et T4 (eau traitée + substrat naturel) associé au mode "cru et cuit" ayant donné le taux le plus élevé en Potassium.
- Le groupe **B** est caractérisé par les traitements T1 (eau de forage + substrat naturel) et T2 (eau de forage + boues) associé au mode "frite" ayant donné un taux moins élevé en Potassium.

Cas du Sodium

Les résultats du sodium ont montré que les facteurs traitement et mode de cuisson sont significatifs. Le test de Newman-Keuls au seuil de 5% a permis de classer ces facteurs en trois groupes :

- Le groupe **A** est caractérisé par le traitement T3 (eau traitée + boues) associé au mode de préparation "cru" ayant donné la moyenne la plus élevée en sodium.
- Le groupe **B** est caractérisé par le traitement T2 (eau de forage + boues) associé au mode de préparation "cuit" ayant donné un taux moyen en sodium.
- Le groupe **C** est caractérisé par les traitements T1 (eau de forage + substrat naturel) et T4 (eau traitée + substrat naturel) associé au mode de cuisson "frite" ayant donné une faible moyenne en sodium.

Cas des Sulfates

Les résultats des sulfates ont montré que le facteur traitement est significatif. Le test de Newman-Keuls au seuil de 5% a permis de classer les traitements en trois groupes :

- Le groupe **A** est caractérisé par le traitement T3 (eau traitée + boues) ayant donné le taux le plus élevé en sulfates.
- Le groupe **B** est caractérisé par les traitements T1 (eau de nappe + substrat naturel) et T4 (eau traitée + substrat naturel) ayant donné une faible teneur en sulfates.
- Le groupe **AB** présente une situation intermédiaire entre les deux premiers groupes.

Les résultats des sulfates ont montré que le facteur mode de préparation est significatif. Le test de Newman-Keuls au seuil de 5% a permis de classer les cuissons en deux groupes :

- Le groupe **A** est caractérisé par la préparation « crue » ayant donné la concentration la plus élevée en sulfates.
- Le groupe **B** est caractérisé par la préparation « cuite et frite » ayant donné la concentration la moins élevée en sulfates.

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

Cas des Carbonates

Les résultats des carbonates ont montré que seul le facteur mode de préparation est significatif. Le test de Newman-Keuls au seuil de 5% a permis de classer les modes de préparations en trois groupes :

- Le groupe A est caractérisé par la préparation « crue » ayant donné la concentration la plus élevée.
- Le groupe B est caractérisé par la préparation « cuite » ayant donné une concentration moyenne.
- Le groupe C est caractérisé par la préparation « frite » ayant donné la concentration la moins élevée en carbonates.

Cas du Phosphore

Les résultats du phosphore ont montré que le facteur traitement est significatif. Le test de Newman-Keuls au seuil de 5% a permis de classer les traitements en trois groupes:

- Le groupe A est caractérisé par le traitement T4 (eau traitée + substrat naturel) ayant donné la concentration la plus élevée en phosphore.
- Le groupe B est caractérisé par les traitements T1 (eau de nappe + substrat naturel) et T3 (eau traitée + boues) ayant donné un taux moyen en phosphore.
- Le groupe C est caractérisé par le traitement T2 (eau de nappe + boues) ayant donné une faible concentration en phosphore.

Les résultats du phosphore ont montré que le facteur mode de préparation est significatif. Le test de Newman-Keuls au seuil de 5% a permis de classer les cuissons en trois groupes :

- Le groupe A est caractérisé par la préparation « crue » ayant donné la concentration la plus élevée.
- Le groupe B est caractérisé par la préparation « frite » ayant donné une concentration moyenne.
- Le groupe C est caractérisé par la préparation « cuite » ayant donné la concentration la plus faible en phosphore. Cette valeur vient contrecarrer le résultat de la pomme de terre où le mode frite était le plus élevé. La conclusion émise pour étayer le résultat de la pomme de terre n'est pas tout à fait juste et il faudrait chercher peut être la justification dans la différenciation de la structure même des eux cultures (enclenchement des métabolismes différentiels lors de la cuisson).

Cas de L'azote Total

Les résultats de l'Azote Kjeldhal ont montré que seul le facteur mode de préparation est significatif. Le test de Newman-Keuls au seuil de 5% a permis de classer les modes de préparations en trois groupes :

- Le groupe A est caractérisé par la préparation « crue » ayant donné la teneur la plus élevée.
- Le groupe B est caractérisé par la préparation « cuite » ayant donné un taux moyen.
- Le groupe C caractérisé par la préparation « frite » ayant donné une faible teneur en azote.

6.2.2. Métaux Lourds

Nombre d'observations	:	12.
Nombre de variables	:	4 (Cd, Pb, Cr, Fe).
Dispositif de l'essai	:	randomisation totale.
Facteur 1 = 4 traitements.	:	1 = Témoin 2 = T2 3 = T3 4 = T4
Facteur 2 = 3 modes de préparation.	:	1= Crue 2= cuite 3= frite

Les résultats montrent que les différents de traitement (T1, T2, T3, T4) et les différents modes de préparation n'influent pas sur la concentration des métaux lourds dans la courgette ; il n'y a donc aucune différence significative ni au niveau des traitements effectués sur les quatre parcelles, ni au niveau des modes de préparation de la courgette.

B. Ouanouki, N. Abdellaoui and N. Ait Abdallah

7. Parasitologie

L'analyse des eaux usées traitées prélevées à la sortie de la station biologique de Staoueli montre une absence quasi-totale des œufs d'helminthes. On retrouve, par contre des kystes de protozoaires. Les nombres moyens enregistrés varient de 0 à 20 kystes/l.

Parmi les protozoaires, on rencontre les amibes et les flagellés. Chez les amibes sont retrouvés les kystes d'*Entamoeba coli* et *Entamoeba histolytica* et chez les flagellés, des kystes de *Giardia intestinalis*.

8. Bactériologie

Pour ce qui est de des coliformes fécaux, des streptocoques et *Escheria Coli*, les résultats des échantillons de l'eau épurée mettent en évidence une teneur en germes non négligeable (240 germes/100ml) qui reste cependant conforme à la norme des eaux destinées à l'irrigation de végétaux destinés à être consommés cuits (< 1000 CF/100ml selon Ayers et Westcot 1985).

Avec la désinfection des eaux usées traitées, cette utilisation sans risque serait tout à fait possible. Des études sont à mener sur le meilleur moyen de désinfection.

Conclusion

L'objectif essentiel de notre travail consiste à savoir si l'utilisation de l'eau usée épurée et des boues issues de STEP pourraient être utilisées sur des cultures maraîchères sans risques pour la santé humaine en tenant compte des normes en vigueur.

Dans une première étape, nous avons procédé à l'analyse des paramètres de pollution d'une eau usée épurée issue directement de la STEP de Staoueli et d'une eau de forage. Ces paramètres sont le pH, T°C, MES, DBO₅, DCO, Nitrates, Phosphates, Calcium, Magnésium, Sodium, Potassium, Chlorures, Sulfates, Métaux lourds, Bactériologie et Parasitologie.

Tous les résultats d'analyses chimiques, microbiologiques et parasitologiques de l'eau usée épurée présentent des valeurs qui sont en grande partie conformes aux normes internationales d'une eau d'irrigation (OMS.)

Pour l'eau de forage, tous les résultats obtenus au cours des six mois de l'expérimentation sont conformes aux normes d'une eau destinée à l'irrigation.

Dans une deuxième étape, nous avons effectué des séries d'analyses du sol sur les quatre parcelles, afin de comparer les parcelles irriguées avec de l'eau usée épurée et les parcelles amendées en boues avec le témoin. Les analyses sont effectuées pour les mêmes paramètres de pollution à savoir: le pH, l'Azote, Phosphore, Potassium, Calcium, Sodium et les Métaux lourds.

Les résultats obtenus montrent que sur les quatre parcelles, les concentrations en éléments fertilisants tels que l'Azote, le Phosphore, le Potassium et le Calcium sont plus importantes sur les parcelles T2 (eau de forage + boues), T3 (eau épurée + boues) et T4 (eau épurée + substrat naturel) que le témoin (eau de forage + substrat naturel).

Dans les conditions de l'expérimentation, les concentrations en métaux lourds sont largement inférieures aux concentrations admissibles dans le sol où l'épandage des boues peut s'effectuer en comparaison avec les normes OMS.

Dans une troisième étape, nous avons effectué des analyses sur les boues : les résultats ont montré qu'elles sont riches en Azote, Phosphore, Potassium et Calcium, et pauvres en Métaux lourds.

Il ressort que la parcelle n°3 (T 3 : Eau épurée + Boues) présentait des concentrations en éléments minéraux supérieures aux autres parcelles : cela est dû aux teneurs non négligeables contenues dans l'eau épurée et à la richesse des boues en ces éléments.

Le fait que les teneurs en éléments minéraux dans la parcelle n°2 sont supérieures à celles de la parcelle n° 4 montre bien que ce sont les boues qui apportent le maximum d'éléments et non l'eau épurée.

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

Les teneurs en éléments minéraux dans la parcelle n° 4 sont plus élevées que celles de la parcelle n°1, montrant également que l'eau épurée contiendrait toujours ces éléments.

La concentration en éléments minéraux des parcelles se hiérarchise de la façon suivante : **T3 > T2 > T4 > T1**.

En ce qui concerne les légumes, les quantités obtenues au niveau de la pomme de terre nous renseignent sur la combinaison qui a donné le meilleur rendement.

Les résultats de l'analyse chimique dans la pomme de terre et la courgette (éléments minéraux et métaux lourds) ne dépassent pas les concentrations moyennes recommandées dans les normes.

Les quantités obtenues au niveau de la pomme de terre et la courgette nous renseignent sur la combinaison qui a donné le meilleur rendement.

La parcelle n° 2 (eau de forage+boues) a donnée le rendement le plus intéressant, suivie par la parcelle n° 4 (eau épurée+substrat naturel), puis par la parcelle numéro n° 1 (témoin) et enfin la parcelle n° 3, qui suramendée, a empêché les spéculations de prélever leurs besoins en éléments minéraux.

Pour compléter les résultats obtenus, une analyse de variance a permis de mettre en évidence les différences significatives entre traitements et modes de préparation:

- Les différents traitements n'agissent pas sur les caractéristiques du sol et sont donc équivalents du point de vue disponibilité en éléments minéraux même si la teneur de ces derniers est différente d'une parcelle à une autre.
- Dans le cas de **la pomme de terre**, les traitements et les modes de préparation n'agissent pas sur la concentration en éléments minéraux et en métaux lourds contenus dans la pomme de terre, exception faite pour deux éléments :
Le phosphore: où il est en forte concentration quand la pomme de terre subit une friture.
Le cadmium: où il est en forte concentration quand la pomme de terre est sous forme " crue " au niveau de la parcelle numéro 2 (eau de forage + boues).
- Dans le cas de **la courgette**, tous les traitements et les modes de préparation agissent sur la concentration en éléments minéraux et métaux lourds : exception faite pour un élément minéral "Calcium".

Au terme de ce travail, il nous paraît nécessaire de faire un certain nombre de recommandations afin de contribuer à une meilleure compréhension dans la réutilisation des eaux usées épurées et des boues résiduelles urbaines comme fertilisants naturels en agriculture.

Les combinaisons les plus intéressantes pour avoir les meilleurs rendements en cultures maraîchères (pomme de terre et courgettes) sont les suivantes :

- "Eau de forage et boues": cette combinaison est de loin la meilleure de toutes car elle a donné dans le cadre de notre étude le rendement le plus élevé.
- "Eau épurée et substrat naturel": celle-ci est moins intéressante que la précédente mais assez importante pour être retenue.

Par ailleurs, la combinaison "eau épurée et boues a" présenté le rendement le plus faible contrairement à ce qu'on attendait :il semblerait qu'un excès en éléments fertilisants inhibe le prélèvement des minéraux par les racines et empêche ainsi la croissance des spéculations en diminuant le rendement.

Les boues, malgré le fait qu'elles aient subi une longue maturation (plus de 6 mois) à l'air libre, doivent encore être stabilisées afin d'être utilisées comme amendement.

Le traitement de l'eau doit être absolument subir un traitement tertiaire (désinfection) pour pouvoir être utilisé dans l'irrigation des cultures maraîchères.

Au terme de ce travail, nous pouvons dire que l'étude donne un aperçu général assez significatif des bons résultats issus de l'utilisation des eaux usées épurées et des boues en agriculture.

Cependant, d'autres études sont recommandées pour approfondir davantage la réutilisation des eaux usées et des boues particulièrement dans les zones arides et semi-arides du fait de la particularité des sols (sols légers et minces).

References

- [1] Abdallah, C.W., 1994. Groundwater Values from Avoidance Cost Studies: Implications for Policy and Future Research. *American Journal of Agricultural Economics* 76, 5.
- [2] Abdeljabar, M., 1993. Utilisation des Eaux Usées Traitées dans le Cadre du Plan Directeur des Eaux du Nord. 2ème Tranche Termes de Référence Techniques. Ministère de l'Agriculture. Direction Générale des Etudes des Travaux Hydrauliques, Tunis.
- [3] Alouini, Z., 1993. Flux de la charge Parasitaire des Eaux Usées Destinées à l'Irrigation dans la Région de CEBALA. Communication au séminaire sur l'eau et l'Agriculture irriguée en Tunisie.
- [4] Alouini, Z., 1994., Flux de la Charge Parasitologique dans les Stations d'Épuration. *Revue de l'Eau*. Canada.
- [5] Anonyme, 1999. Notice d'exploitation de la Station d'épuration de Staoueli- Document Polycopié, entreprise des Eaux d'Alger, 55 p.
- [6] Asano, T., 1989. Inigation with Reclaimed municipal waste water: California Experiences. Options Méditerranéennes. Serie A.Séminaire Méditerranéen 1.Reuse of Low Quality Water for Irrigation in mediterranean Countries.
- [7] Atallah, S.: S., Chenifi, et H., Kooli Manai, 1986. Enquête Epidémiologique sur la Réutilisation des Eaux usées Epurées en Agriculture. Séminaire Magbrebin sur la Réutilisation des Eaux Usées Après Traitement en Agriculture. Tunis.
- [8] Ayers R., and D., Westcot, 1985. Qualité de l'eau en agriculture. *Bull. F. A. O. irrigation et drainage* 29, 80 p.
- [9] Binrich B., Brian Mc., Neal., B., O'Connor , 1979. *Soil Chemistry*. John willey and sons Inc.
- [10] Biswas, A.K., 1993. Waste Water Reuse. *Environnement and health*. Advanced short course on Sewage: Treatments, Practices, Management for Agriculture Use in the mediterranean Countries. CIHEAM. Cairo: Egypt ,pp.7-21.
- [11] Bouzaidi, M., 1991. La Réutilisation des Eaux Usées Traitées en Agriculture. Journée d'Information sur la réutilisation des Eaux Usées traitées en Agriculture. Ministère de l'Agriculture. Sidi Thabet.
- [12] Boyle, K.J: G.L., Poe., J.C., Bergstron, 1994. What Do we Know About Groundwater Values? Preliminary Implications : from a Meta Analysis of Contingent. Valuation Studies. *American Journal of Agricultural Economics* 76, 5.
- [13] Bowen R.J.M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements* Academic Press.
- [14] C.R.D.A, 1991. Les Eaux Usées dans le Gouvernorat de l'Ariana.. Aspects institutionnels et organisationnels. Colloque: les Aspects Institutionnels et organisationnels de la réutilisation des Eaux Usées Traitées. PNUD: Banque Mondiale. Ariana, Tunisie.
- [15] Cropper, M.L., et W.E., Oates, 1992. Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature* 30. pp. 675-740.
- [16] D.G.R, 1985. Assainissement de la Plaine de SOUKRA-Choutrana. Phase L Diagnostic. Tunisie.
- [17] Harmsen K., 1977. Behavior of heavy metals in soils-Agricultural research reports.
- [18] Horchani, A., 1995. Gestion des Ressources en Eau en Tunisie.
- [19] Klasing, S.A., 1991. Consideration of the Public Health Impacts of Agricultural Drainage Water Contamination. *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture* , A.. Dinar and D., Zilberman Editors. Kluwer Academic Publishers. Boston.
- [20] MengeL.K., et E.A., Kirkby, 1978. *Principles of Plant Nutrition*. International Potash Institute. Berne.
- [21] Ouanouki, B., and S., Igoud 1993. Contribution à l'étude des boues résiduares issues de stations d'épurations urbaines dans les plantations forestières. *Revue Forestière Française* 2, pp.153-158.
- [22] Pearce, D.W: et K.R., Turner, 1991. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvest Wheatsheaf. New york.

Application in Agriculture of Treated Wastewater and Sludge from a Treatment Station

- [23] Pescod, M.D., 1989. Health and Environmental Aspects of Waste water reuse. Options Mediterraneennes: Reuse of low water quality for irrigation in Mediterranean Countries.
- [24] P.N.U.D/C.R.G.R, 1987. Réutilisation des eaux usées après traitement en Agriculture. Rapport technique, 1.3ème partie, projet RAB/80/011, Ressources en eau dans les pays de l'Afrique du Nord.
- [25] Rejeb, S., 1992a. Irrigation d'un sudangrass avec des eaux usées traitées. I. Effet fertilisant-Fourrages 130, pp. 171-179.
- [26] Rejeb S., 1992b. Irrigation d'un sudangrass avec des eaux usées traitées. II - Risque de contamination par les micro-éléments. Fourrages 130, pp. 181-190.
- [27] Romero, C., 1994 . Economia de los Recursos Ambientales y Naturales. Alianza Economia. Madrid.
- [28] Schwartzbrod, J., et S., Strauss, 1989. Devenir des kystes de Giardia au cours d'un cycle d'épuration. T.S.IVI 6,pp.331-334.
- [29] Spear, R.C., 1991. Assessing Health Risks in the Presence of Variable Exposure and Uncertain Biological Effects.The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture by A. Dinar and D. Zilberman (Editors).Kluwer Academic Publishers. Boston.
- [30] Trad, M.; Alouini, Z., 1988. Etude des variations du Niveau de Contamination fécale des Eaux Usées Traitées à la Station d'Epuration de la Charguia. Archs. Inst. Pasteur Tunis 65, 3-4 pp. 293-305.
- [31] Trad-Rais, M., 1989. Surveillance Bactériologique et Parasitologique des Eaux Usées Brutes et Traitées de la Ville de Tunis. Archs. Inst. Pasteur Tunis 66, 3-4 pp. 275-287.
- [32] Trad-Rais, M.O., 1992. Efficacité Bactériologique des Principaux Procédés de traitement des Eaux Usées Urbaines. Archs. Inst. Pasteur Tunis 69, 3-4 pp. 273-282.

Chapitre III.5. Contribution à l'étude des boues résiduares issues de STEP dans les plantations forestières

CONTRIBUTION À L'ÉTUDE DES BOUES RÉSIDUAIRES ISSUES DE STATIONS D'ÉPURATION URBAINE DANS LES PLANTATIONS FORESTIÈRES

B. OUANOUI - S. IGOU

Ces dernières années, un intérêt particulier a été marqué pour les études concernant la revalorisation des sous-produits issus de stations d'épuration urbaine.

Ainsi, cette étude présente les résultats d'une expérimentation d'épandage de boues anaérobies sur sol remanié et concernant deux espèces forestières.

L'aspect positif des épandages de boues résiduares a été démontré dans de nombreuses études notamment en France et au Canada. Ainsi, au Québec, Couillard (1986), en utilisant de la boue anaérobie liquide, a constaté que des semis de Mélèze « *laricina* » se comportent d'une manière satisfaisante sur un substrat aussi pauvre que du sable, et que la production de la biomasse croît de 1140 % après quatre mois d'essai en serre.

Au Canada, Gagnon (1972), en appliquant une dose de 560 kg/ha d'une boue digérée, a montré qu'une plantation d'Épinette blanche (*Picea glauca*) présentait, six ans après l'épandage, un gain de croissance en hauteur de près de 40 %.

Couillard et Grenier (1988) ont pu noter que la production de biomasse augmentait avec des applications de boues répétées (comparativement à une application massive), et que, pour un même nombre d'applications, les doses plus grandes produisent de meilleurs résultats. Ils ont, en outre, pu mettre en évidence qu'un grand nombre d'applications de petites doses est préférable à un plus petit nombre d'applications de doses plus grandes, les quantités utilisées durant l'expérience variant de 605 kg/ha à 10 890 kg/ha en boues sèches.

Le Tacon *et al.* (1978) rapportent que l'élimination de la phase de maturation diminue le taux de survie des plantations. Les plants survivants souffrent de nécroses, chloroses et autres symptômes de toxicité ; les taux de survie variant de 60 % avec une boue non stabilisée, à 100 % après six mois d'épandage de la boue à l'air libre. Les auteurs ont également relevé la nette augmentation de la biomasse produite et l'amélioration sensible de la nutrition minérale suite à des apports élevés (1000 t/ha).

Le Tacon *et al.* (1988) ont également mis en relief l'augmentation de la croissance du Frêne planté en intercalaire avec l'Aulne blanc, suite à l'épandage de boues résiduares.

Le climat particulier de la région et les conditions spécifiques de la conduite des pépinières nous ont semblé être des facteurs intéressants, pouvant induire des comportements positifs quant aux paramètres étudiés.

B. OUANOUI - S. IGOUD

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Le dispositif se compose de quatre parcelles de 918 m² de surface unitaire ; chacune d'elle est divisée en six placettes (figure 1, ci-dessous). La première placette a reçu 2 tonnes de boues ⁽¹⁾ ; la seconde 8 tonnes ; la troisième 15 tonnes ; la quatrième a été utilisée comme témoin. Au niveau de chaque parcelle, la première placette unitaire est plantée en Pin maritime, la deuxième en Acacia et la troisième en plants alternés de Pin et d'Acacia. Cette disposition est répartie en deux blocs identiques : le premier a été soumis à une irrigation en eau de forage et le deuxième à une irrigation en eau épurée. L'écartement entre les plants a été de 3 m × 3 m.

Figure 1

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

Dose 1 : 2 tonnes de boues (144 plants)

Dose 2 : 8 tonnes de boues (144 plants)

Dose 3 : 15 tonnes de boues (144 plants)

Total (Pins et Acacia) : 576 plants

TÉMOIN						
EAU DE FORAGE			EAU ÉPURÉE			
Pin	Acacia	Pin + Acacia	Pin	Acacia	Pin + Acacia	
TRAITEMENTS						
EAU DE FORAGE			EAU ÉPURÉE			
Pin	Acacia	Pin + Acacia	Pin	Acacia	Pin + Acacia	Dose 1
Pin	Acacia	Pin + Acacia	Pin	Acacia	Pin + Acacia	Dose 2
Pin	Acacia	Pin + Acacia	Pin	Acacia	Pin + Acacia	Dose 3

Chaque placette unitaire est plantée de 24 plants disposés en quinconce. Les boues dont la composition est donnée au tableau I (p. 155) ont subi une maturation de 6 mois à l'air libre, avant d'être épandues par cover-crop. Un désherbage mécanique a précédé la plantation qui a été effectuée les 4, 5 et 6 février 1991. L'irrigation (10 litres par plant) a été faite en deux fois : les 4 et 6 juin et les 6 et 7 juillet 1991. L'utilisation des eaux épurées (riches en azote et en phosphore) a pour but de connaître leur influence sur les caractéristiques des paramètres étudiés : biomasse, nutrition minérale et croissance en hauteur des plants. Étant donné l'objectif assigné à ces eaux épurées, à savoir leur emploi en agriculture, leur teneur en métaux lourds est supérieure à la norme proposée par Ayers et Wescott (1988).

Le sol de texture argilo-limoneuse se caractérise par son alcalinité (pH = 7,9 à 8,4) et sa faible concentration en éléments fertilisants majeurs tels que l'azote, le phosphore et le potassium. Le rapport C/N révèle une minéralisation élevée ; par contre, le sol est riche en Ca et Mg. Les concentrations en métaux lourds sont largement inférieures aux concentrations admissibles dans les sols où l'épandage des boues peut s'effectuer (Barideau, 1986).

(1) Il s'agit, dans tous les cas, de boues séchées à l'air libre pendant six mois.

Tableau I

Résultats d'analyses des boues résiduaires

B. OUANOUI - S. IGOU

Croissance en hauteur (tableau III, ci-dessous)

En général, les gains de croissance en hauteur augmentent avec des apports plus importants de boues. Le test F est très significatif entre les doses appliquées. Les augmentations de croissance sont maximales pour la dose 3 et décroissent pour les doses 2 et 1 au niveau de tous les traitements. Les meilleurs traitements sont ceux ayant reçu une dose maximale de boues avec des gains de croissance qui sont respectivement de 71,87 %, de 68,38 % et de 73 % pour le Pin seul, le Pin en mélange et l'Acacia. L'influence de l'Acacia mélangé au Pin sur la croissance du Pin ne s'est pas manifestée d'une manière conséquente : ce résultat était attendu du fait de la courte période d'expérimentation. L'enrichissement du sol en azote par le biais des nodules n'intervient qu'à long terme.

Tableau II

Taux de survie des plants en fonction des traitements
Taux de survie : (nombre des plants vivants/nombre total des plants) × 100

	Espèces	Témoin		Dose 1		Dose 2		Dose 3	
		Survie	en %	Survie	en %	Survie	en %	Survie	en %
IRRIGATION EN EAU DE FORAGE	Pin	15/24	62,50	20/24	83,33	15/24	62,50	12/24	50
	Acacia	18/24	75	22/24	91,66	17/24	70,93	20/24	83,33
	Pin (en mélange)	8/12	66,66	8/12	66	7/12	58,33	9/12	66,66
	Acacia (en mélange)	8/12	66,66	10/12	83,33	8/12	66,66	9/12	75
IRRIGATION EN EAU ÉPURÉE	Pin	19/24	79,16	20/24	83,33	18/24	75	19/24	79,16
	Acacia	20/24	83,33	21/24	87,50	20/24	83,33	21/24	87,50
	Pin (en mélange)	9/12	75	9/12	75	8/12	66,66	8/12	75
	Acacia (en mélange)	10/12	93,83	10/12	83,33	9/12	75	18/12	83,33

Dose 1 : 21,76 tonnes / hectare de boues.

Dose 2 : 87,14 tonnes / hectare de boues.
Dose 3 : 163,40 tonnes / hectare de boues.

Tableau III

Moyennes des gains de croissance en fonction des doses de boues après 6 mois d'expérimentation

Moyenne des gains de croissance : en cm : $\sum_{i=1}^n \frac{h_i}{n}$ en % = $\frac{F_D - F_T}{F_T} \times 100$

F_D = Hauteur moyenne des gains de croissance ; des traitements
 F_T = Hauteur moyenne des gains de croissance ; du témoin

	Espèces	Témoin	Dose 1		Dose 2		Dose 3	
		cm	cm	%	cm	%	cm	%
IRRIGATION EN EAU DE FORAGE	Pin	7,04	7,32	3,97	8,64	22,72	12,10	71,87
	Acacia	7,96	9,09	14,19	12,62	58,54	13,77	72,98
	Pin (en mélange)	6,61	4,81	0	8,97	34,68	7,63	14,65
	Acacia (en mélange)	5,24	7,05	0	12,30	49,27	13,91	66,98
IRRIGATION EN EAU ÉPURÉE	Pin	7,06	7,98	13,03	11,87	68,13	12,11	71,51
	Acacia	8,38	8,59	2,50	12,25	46,18	13,58	62,05
	Pin (en mélange)	6,61	8,54	7,86	8,83	33,58	11,13	68,38
	Acacia (en mélange)	8,34	8,58	2,52	8,60	5,64	13,21	60,31

Dose 1 : 21,78 tonnes / hectare de boues.

Dose 2 : 87,14 tonnes / hectare de boues.
Dose 3 : 163,40 tonnes / hectare de boues.

B. OUANOUIKI - S. IGOUD

Croissance en hauteur (tableau III, ci-dessous)

En général, les gains de croissance en hauteur augmentent avec des apports plus importants de boues. Le test F est très significatif entre les doses appliquées. Les augmentations de croissance sont maximales pour la dose 3 et décroissent pour les doses 2 et 1 au niveau de tous les traitements. Les meilleurs traitements sont ceux ayant reçu une dose maximale de boues avec des gains de croissance qui sont respectivement de 71,87 %, de 68,38 % et de 73 % pour le Pin seul, le Pin en mélange et l'Acacia. L'influence de l'Acacia mélangé au Pin sur la croissance du Pin ne s'est pas manifestée d'une manière conséquente : ce résultat était attendu du fait de la courte période d'expérimentation. L'enrichissement du sol en azote par le biais des nodules n'intervient qu'à long terme.

Tableau II **Taux de survie des plants en fonction des traitements**
Taux de survie : (nombre des plants vivants/nombre total des plants) × 100

	Espèces	Témoin		Dose 1		Dose 2		Dose 3	
		Survie	en %	Survie	en %	Survie	en %	Survie	en %
IRRIGATION EN EAU DE FORAGE	Pin	15/24	62,50	20/24	83,33	15/24	62,50	12/24	50
	Acacia	18/24	75	22/24	91,66	17/24	70,93	20/24	83,33
	Pin (en mélange)	8/12	66,66	8/12	66	7/12	58,33	9/12	66,66
	Acacia (en mélange) ..	8/12	66,66	10/12	83,33	8/12	66,66	9/12	75
IRRIGATION EN EAU ÉPURÉE	Pin	19/24	79,16	20/24	83,33	18/24	75	19/24	79,16
	Acacia	20/24	83,33	21/24	87,50	20/24	83,33	21/24	87,50
	Pin (en mélange)	9/12	75	9/12	75	8/12	66,66	8/12	75
	Acacia (en mélange) ..	10/12	93,83	10/12	83,33	9/12	75	18/12	83,33

Dose 1 : 21,76 tonnes / hectare de boues.

Dose 2 : 87,14 tonnes / hectare de boues.
Dose 3 : 163,40 tonnes / hectare de boues.

Tableau III **Moyennes des gains de croissance en fonction des doses de boues après 6 mois d'expérimentation**

Moyenne des gains de croissance : en cm : $\sum_{i=1}^n \frac{h_i}{n}$ en % = $\frac{F_D - F_T}{F_T} \times 100$

F_D = Hauteur moyenne des gains de croissance ; des traitements
 F_T = Hauteur moyenne des gains de croissance ; du témoin

	Espèces	Témoin	Dose 1		Dose 2		Dose 3	
		cm	cm	%	cm	%	cm	%
IRRIGATION EN EAU DE FORAGE	Pin	7,04	7,32	3,97	8,64	22,72	12,10	71,87
	Acacia	7,96	9,09	14,19	12,62	58,54	13,77	72,98
	Pin (en mélange)	6,61	4,81	0	8,97	34,68	7,63	14,65
	Acacia (en mélange) ..	5,24	7,05	0	12,30	49,27	13,91	66,98
IRRIGATION EN EAU ÉPURÉE	Pin	7,06	7,98	13,03	11,87	68,13	12,11	71,51
	Acacia	8,38	8,59	2,50	12,25	46,18	13,58	62,05
	Pin (en mélange)	6,61	8,54	7,86	8,83	33,58	11,13	68,38
	Acacia (en mélange) ..	8,34	8,58	2,52	8,60	5,64	13,21	60,31

Dose 1 : 21,78 tonnes / hectare de boues.

Dose 2 : 87,14 tonnes / hectare de boues.
Dose 3 : 163,40 tonnes / hectare de boues.

Technique et forêt

Nutrition minérale (tableaux IV et V, ci-dessous)

Les analyses foliaires du Pin ont montré qu'il n'existait pas de carence pour l'azote et le potassium, mais que le phosphore se situe à un niveau critique ; par contre, l'Acacia présente une carence en phosphore et en potassium. Pour les autres éléments, leur concentration est considérée comme normale.

Tableau IV **Résultats d'analyses foliaires de *Pinus pinaster* après traitement**

Teneurs des éléments minéraux dans les aiguilles de Pin		N (%)	P (%)	K (%)	Na (%)	Ca (%)	Mg (%)	Mn (ppm)	Fe (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)
IRRIGATION EN EAU DE FORAGE	Témoin	1,03	0,03	0,45	1,67	0,20	0,21	56,00	43,40	25,65	10,35
	Dose 1	1,15	0,08	0,70	1,30	0,49	0,16	51,35	37,66	50,23	44,82
	Dose 2	1,20	0,18	0,80	1,46	1,05	0,20	63,27	46,00	40,56	25,45
	Dose 3	1,52	0,15	1,10	1,20	1,19	0,22	66,72	57,26	113,86	16,22
	Témoin (en mélange) ...	1,39	0,03	0,65	1,10	0,14	0,15	31,06	39,30	34,03	11,30
	Dose 1 (en mélange)	1,10	0,08	0,65	1,51	0,68	0,18	40,74	50,86	64,84	15,53
	Dose 2 (en mélange)	1,33	0,14	0,93	1,42	1,06	0,19	74,34	75,43	57,40	12,25
	Dose 3 (en mélange)	1,76	0,20	1,02	1,67	1,18	0,23	72,20	76,73	102,31	12,90
IRRIGATION EN EAU ÉPURÉE	Témoin	1,07	0,04	0,64	1,34	0,19	0,17	44,44	59,89	25,63	10,20
	Dose 1	1,14	0,11	0,66	1,34	0,60	0,21	36,26	65,93	36,23	8,06
	Dose 2	1,25	0,16	0,83	1,60	0,81	0,24	58,63	61,80	28,60	19,20
	Dose 3	1,38	0,16	0,85	1,74	1,21	0,21	49,13	114,03	36,63	Traces
	Témoin (en mélange) ...	1,06	0,05	0,57	1,18	0,20	0,22	50,93	59,33	55,33	8,46
	Dose 1 (en mélange)	1,19	0,13	0,74	1,25	0,37	0,17	46,43	78,86	51,41	20,43
	Dose 2 (en mélange)	1,32	0,13	0,75	1,30	0,78	0,29	80,06	93,00	74,60	14,73
	Dose 3 (en mélange)	1,45	0,19	0,77	2,44	1,09	0,18	81,56	114,00	72,23	10,30

Tableau V **Résultats d'analyses foliaires d'*Acacia cyanophylla* après traitement**

Teneurs des éléments minéraux dans les feuilles d'Acacia		N (%)	P (%)	K (%)	Na (%)	Ca (%)	Mg (%)	Mn (ppm)	Fe (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)
IRRIGATION EN EAU DE FORAGE	Témoin	1,84	0,09	0,58	1,32	1,52	0,23	79,73	67,16	52,20	17,40
	Dose 1	1,86	0,16	0,60	1,36	0,58	0,16	51,26	27,26	46,40	22,06
	Dose 2	2,02	0,17	0,62	1,26	0,75	0,20	34,73	72,83	70,33	10,77
	Dose 3	2,46	0,29	0,82	1,35	1,61	0,27	37,26	107,00	55,96	12,82
	Témoin (en mélange) ...	1,52	0,04	0,79	1,31	0,50	0,11	31,09	83,83	39,16	31,00
	Dose 1 (en mélange)	1,69	0,13	0,68	1,02	0,73	0,19	49,86	101,90	41,30	15,60
	Dose 2 (en mélange)	2,00	0,15	0,54	1,19	0,37	0,28	32,80	42,96	51,76	15,00
	Dose 3 (en mélange)	2,20	0,19	0,76	1,31	1,83	0,27	37,60	112,50	56,63	13,80
IRRIGATION EN EAU ÉPURÉE	Témoin	1,56	0,07	0,56	1,32	0,48	0,20	50,95	84,85	77,63	19,60
	Dose 1	2,21	0,13	0,81	1,29	0,62	0,19	47,43	29,03	45,43	21,50
	Dose 2	2,37	0,19	0,83	1,22	0,76	0,16	37,70	84,80	65,36	31,00
	Dose 3	2,81	0,22	1,26	1,36	1,76	0,25	40,13	122,06	78,76	Traces
	Témoin (en mélange) ...	1,64	0,04	0,57	1,31	0,54	0,21	58,08	26,53	46,53	28,88
	Dose 1 (en mélange)	2,01	0,09	0,67	1,07	0,67	0,19	50,36	118,23	39,16	17,46
	Dose 2 (en mélange)	2,19	0,15	0,83	1,19	0,72	0,28	32,60	126,93	46,33	8,33
	Dose 3 (en mélange)	2,42	0,22	0,95	1,36	1,86	0,27	69,36	59,06	64,66	10,10

B. OUANOUIKI - S. IGOUD

Ces valeurs n'ont valeur que d'ordre général, car elles fluctuent au gré des saisons et de la période de prélèvement.

La concentration en N, P, Na et en Zn augmente avec la dose de boue, atteignant même une consommation de luxe pour le P : sa teneur évolue d'une manière positive quand les apports de boues sont croissants.

Les boues en question, quoique pauvres en P, font que les fortes doses appliquées, la faible tendance de l'élément P au lessivage, et sa forme assimilable dans l'eau épurée, ont favorisé son absorption racinaire.

Pour les autres éléments tels Fe, Mg, Ca et Cu, leur concentration augmente quand les apports de boues se font plus importants ; le test F est alors non significatif.

Pour les métaux lourds, leur état sous forme de traces seulement est dû certainement au pH alcalin qui empêche leur absorption racinaire.

CONCLUSIONS

Les résultats de l'expérimentation ainsi menée vont dans le même sens que les essais rapportés en bibliographie, où l'apport des boues anaérobies a favorisé la croissance en hauteur, donc une augmentation en rendement de produits ligneux ; le taux de survie s'est trouvé également amélioré grâce notamment à une meilleure nutrition en éléments minéraux. Cependant, on n'a pas pu mettre en évidence un rôle particulier de l'espèce fixatrice d'azote qu'est l'Acacia sur les rendements du Pin maritime. Les gains de croissance en hauteur et en éléments nutritifs n'ont pas fait apparaître un rôle significatif de l'eau épurée par rapport à l'eau de forage.

<p>B. OUANOUIKI S. IGOUD Département de Foresterie et de Protection de la Nature INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE Hacen Badi EL HARRACH ALGER (Algérie)</p>
--

BIBLIOGRAPHIE

- AYERS (R.S.), WESCOTT (D.W.). — Qualité de l'eau en agriculture. — *Bulletin FAO d'irrigation et de drainage*, n° 29, 1988, 180 p.
- BARIDEAU (L.). — Les Boues d'épuration, menace pour l'environnement ou matière première pour l'agriculture ? — *Bulletin de la Recherche agronomique*, 1986, pp. 369-382.
- COUILLARD (C.). — Étude de quelques indices de croissance de *Larix laricina* fertilisés par des boues anaérobies. — *Pub. div. Selper Ltd*, 1988, pp. 191-206.
- COUILLARD (C.), GRENIER (Y.). — Alternative à la gestion des boues résiduelles municipales : recyclage en sylviculture. — *Sci. Techn. de l'eau*, vol. 20, n° 3, 1988, pp. 215-220.
- GAGNON (J.-D.). — Les Égouts domestiques : un engrais valable en foresterie. — Environnement Canada. Centre de recherches forestières des Laurentides. Québec. Rapport Q-F-X-38, 1972. — 24 p.
- LACÉE (C.). — Analyses des boues. — AFEE, 1985. — Tome 1, 135 p. Tome 2, 127 p.
- LE TACON (F.) *et al.*. — Augmentation de la croissance initiale du Frêne par épandage de boues de station d'épuration urbaine et plantation intercalaire d'Aulne blanc. — *Revue forestière française*, vol. XL, n° 2, 1988, pp. 117-125.
- LE TACON (F.) *et al.*. — Valorisation des boues résiduelles de la station d'épuration urbaine en sylviculture. Conséquences sur l'environnement. — INP-Lorraine, 1978. — 44 p.

Conclusion générale

Conclusion générale

En se basant sur la dialectique offre-demande et sur la base des scénarios projetés, il ressort que la pénurie apparaîtra dès l'entame de 2020 pour le scénario Moyen avec une demande de 165,54Hm³/an qui égalise l'offre évaluée à 171Hm³/an et sera totale pour 2030 et ce, quelque que soit le scénario projeté.

Ainsi, en l'état actuel des choses et en attendant la mise en place effective des transferts prévus par le Plan National de l'Eau (PNE), la réutilisation des EUT est impérative.

Dépendamment du degré de traitement choisi, le volume des EUT variera en fonction des scénarios et oscillera entre 33Hm³/an à 155Hm³/an.

Un traitement de 30% des eaux usées et pour un scénario moyen fera augmenter le volume actuel de 40Hm³/an en 2020 et de 66Hm³/an en 2030 ; ceci se traduit par une augmentation de la masse d'eau disponible qui passe de 128,82 à 168Hm³/an en 2020 et à 194Hm³/an en 2030. Ces valeurs permettront de passer sans encombre le cap de 2020 où l'apport des transferts d'eau prévus couvrira l'ensemble des besoins quelque que soit le scénario prévu.

Comme on peut le constater, l'option de la réutilisation des EUT associée à une plus grande maîtrise de gestion des mobilisations et en particulier la diminution des fuites, constituera une orientation extrêmement positive pour la résolution des problèmes d'eau de la région.

Ce projet présente une alternative très intéressante à l'utilisation de l'eau souterraine et contribuera à atténuer sensiblement la pression sur les aquifères de la région qui sont très déjà très sollicités.

Cependant, les procédés technologiques de traitement et d'épuration des eaux usées sont coûteux et ne peuvent être rentabilisés que pour les communautés urbaines les plus importantes. Dans le cas de la wilaya de Djelfa, caractérisée par un réseau urbain lâche, et à l'exception des villes de Djelfa, Ain Oussera, Hassi Bahbah et Messaâd et pour lesquelles on pourrait envisager des stations d'épuration, le reste des agglomérations ne pourront être prises en charge que par d'autres systèmes plus adaptés et à moindre coût tel le lagunage par exemple.

Cette importante masse d'eau usée traitée ira principalement vers l'industrie et l'agriculture ; pour cette dernière, de très nombreuses études ont démontré qu'une irrigation adaptée et bien maîtrisée serait tout à fait envisageable, particulièrement dans ces contrées à index de pénurie important.

Dans le cas particulier de la pollution par le chrome générée par la tannerie de la ville de Djelfa, il en ressort que l'étude a révélé sa présence en fortes concentrations dans les sols irrigués par ces eaux et qu'il se concentre surtout dans les 30 premiers cms du substrat, profondeur courante utilisée par les agriculteurs de la région.

L'application d'une solution complexante entraîne le lessivage du Cr présent dans le sol et la percolation de l'eau bisdistillée en volume équivalent à la pluviométrie mensuelle moyenne de la région ont montré qu'il reste toujours un stock de chrome dans le sol pouvant être mobilisé. La caractéristique de cette mobilisation du Cr combinée à la nature sablo-limoneuse des sols de la région induisent que le Cr pourrait contribuer à une pollution des sols agricoles et des faibles ressources en eau. Cependant, la mobilisation du chrome est dépendante du type et de l'état de la contamination (faible ou forte), de la concentration du complexant à appliquer.

La mobilisation se faisant également par dissolution des phases porteuses du sol, il est par conséquent prudent de limiter les travaux de sol qui pourraient détruire ce dernier et ainsi procéder au relargage du chrome dans l'environnement. Ce constat est très important car les agriculteurs de la région procèdent souvent au rootage (défoncement) de la dalle calcaire qui recouvre le sol dans le but de rendre arable ce dernier.

L'expérience a montré également que le chrome trouvé est d'origine anthropique et migre rapidement dans la fraction résiduelle R4. La biodisponibilité diminue au cours du temps et se trouve en relation étroite avec le pH.

Les autres travaux menés dans cette étude montrent que la réutilisation des eaux usées épurées (irrigation) et des boues biologiques (amendement) en agriculture est d'un apport appréciable dans l'augmentation des rendements. Les résultats ont cependant fait apparaître que l'utilisation des EUT et des boues contribue d'une manière significative non seulement à alléger la pénurie en y apportant un volume conséquent d'eau mais également en enrichissant le sol en matières fertilisantes induisant d'intéressants rendements pour les cultures maraichères.

Il en est de même pour les espèces forestières où l'on a obtenu de bons résultats à la fois morphologiques mais également sur le plan de la résistance des plantes en milieu aride et semi-aride ; Cette fertilisation a également permis de pallier le manque d'éléments chimiques essentiels des substrats locaux, et d'envisager l'utilisation des grandes quantités de boues produites par les stations d'épuration. Les résultats de l'expérimentation confirment les travaux rapportés en bibliographie où la fertilisation par les boues biologiques issues de stations d'épuration urbaines a favorisé le rendement de produits ligneux par le biais de son principal paramètre qu'est la croissance en hauteur des tiges. Cependant, un certain monitoring de prudence est à envisager en agriculture où les EUT doivent absolument subir un traitement tertiaire de désinfection et une stabilisation adéquate des boues. Ces expériences ont montré également que le sol joue un rôle non négligeable dans l'élimination des polluants par sa fonction de rétention mais le pouvoir d'adsorption est limité dans le temps au vu de ses caractéristiques granulométriques (sol

sableux). Le danger qui à priori est écarté sera évident par le relargage des éléments toxiques retenus dans le sol.

Aspects économiques de la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation

La réutilisation des eaux usées traitées a cependant un coût d'amorce non négligeable et qui constitue souvent le frein à toute tentative dans ce sens.

Ainsi, les coûts à prendre en compte dans ce type d'aménagement comprennent :

- Les dépenses classiques telles que le coût du transport de l'eau (investissements et frais de pompage) depuis la sortie de la station d'épuration jusqu'aux superficies arrosées.

- Les dépenses relatives à la création de réservoirs de stockage.

- Les coûts de construction et de maintenance d'une station d'épuration.

Mais compte tenu du diagnostic réalisé pour l'Algérie en général et pour la wilaya de Djelfa en particulier, le recours à la mise en place de quatre stations d'épuration (pour les quatre grandes agglomérations) serait de toute façon inéluctable. En tout état de cause, les tarifs de vente d'eau usée traitée devront être très faibles, compte tenu de la réticence des agriculteurs vis à vis de cette pratique qu'ils perçoivent comme génératrice de problèmes de santé, d'impacts sur l'environnement et de restriction dans le choix des cultures d'une part et d'autre part, habituer les usagers à l'utilisation de cette nouvelle ressource et vaincre les appréhensions suscitées par l'utilisation des EUT.

A terme, cette réticence pourrait s'alléger avec l'expérience acquise par les agriculteurs et le travail de persuasion de l'encadrement, et il devrait être possible d'effectuer des réajustements tarifaires, d'autant plus facilement que *l'eau résiduaire présente pour l'agriculteur un intérêt particulier, du fait des matières fertilisantes qu'elle contient* et c'est pourquoi le qualificatif "eau de qualité médiocre" classiquement attribué aux eaux résiduaires n'est pas forcément justifié dans le cas de l'utilisation pour l'irrigation.

Les tarifs à usage agricole en vigueur depuis 1995 ont été calculés sur la base des charges d'exploitation de l'exercice 1993 ; ils varient de 1 à 1,25 DA/m³ selon le mode d'irrigation. Depuis 1995, les coûts ont subi une augmentation significative et on estime que les tarifs actuels ne permettent de couvrir que 50% des charges d'exploitation. En 1998, la banque mondiale a estimé les coûts de l'eau à usage agricole à 19,20 DA/m³. En raison d'un coût moyen de l'épuration de 5,94DA/m³ incluant la réhabilitation des équipements, l'amortissement et les frais d'exploitation, l'aspect financier reste le principal frein à la remise en service des stations d'épuration et donc à la possibilité de la réutilisation des EUT.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- AGASSI M., TARCHITZKY J., KEREN R., CHEN Y., GOLDSTEIN D., FIZIK E., 2003.** Effects of prolonged irrigation with treated municipal effluent on runoff rate. *Journal of Environmental*,32.
- ALOUINI Z., 1994.** Flux de la Charge Parasitologique dans les Stations d'Epuration. *Revue de l'Eau*. Canada.
- ALLOWAY B.J., 1995.** Heavy metals in soils. Kluwer Academic, London, p. 354.
- ANAT ., 2003 .** Etude des programmes de développement impliqués par l'option hauts plateaux .Phase I : bilan diagnostic I,II et III . Agence Nationale de l'Aménagement du Territoire, Algérie 12 p.
- ANONYME ., 2005 .** Situation actuelle des plans hydrauliques dans la région Gestion intégrée des ressources en eaux dans la région des hauts plateaux. Document IX ,IDOM;24 p.
- ANONYME ., 1999 .** Notice d'exploitation de la Station d'épuration de Staoueli- Document Polycopié, entreprise des Eaux d'Alger,55 p.
- ANRH.,2008.** Les grands tranfert d'eaux. Perspectives.Cartes. 10 pages
- ARIAS-ESTEVEZ M., NOVOA-MUNOZ J.C., PATEIRO M., LOPEZ-PERIAGO E., 2007.** Influence of aging on copper fractionation in an acid soil, *Soil Science* 172.
- ARRUS R., 1996 .** L'eau en Algérie, de l'impérialisme au développement (1830-1962).OPU/PUG. Alger- Grenoble.
- ASANO T., 1998.** Wastewater reclamation and reuse.*Water quality management library*, 1475 P.
- ASATIANI N.V., ABULADZE M.K., KARTELISHVILI T.M., BAKHRADZE, N.G., SAPOJNIKOVA,N.A., TSIBAKHASHVILI, N.Y., TABATADZE, L.V., LEJAVA, L.V., ASANISHVILI, L.L., HOLMAN, H., 2004.** Effect of chromium (VI) action on *Arthrobacter oxydans*.*Current Microbiol*, 49.
- ASSADIAN N.W., ESPARZA L.C., FENN L.B., ALI A.S., MIYAMOTO S., FIGUEROA U.V., WARRICK A.W., 1998.** Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande River Basin, *Agric. Water Manage.* 36.
- AYERS R.S.,WESCOTT D.W.,1988.** Qualité de l'eau en agriculture. Bulletin FAO d'irrigation et de drainage n°29,188p.
- BAHRI A ., HOUMMANE B., 1987 .** Effet de l'épandage des eaux usées traitées et des boues résiduelles sur les caractéristiques d'un sol sableux de Tunisie. *Sciences du sol*,vol.25 n°4.
- BAIZE D., 1997.** Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France), INRA Editions, Paris, 408 p.

BAIZE D., TERCE M., 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols(France), INRA Editions, Paris, 565 p.

BARONA A., ARANGUIZ I., ELIAS A., 2001. Metal associations in soils before and after EDTA extractive decontamination: implications for the effectiveness of further clean-up procedures, *Environmental Pollution* 113.

BARTLETT R.J., JAMES J.M., 1993. Redox chemistry in soils, *Advances in Agronomy* 50.

BARIDEAU L., 1986 . Les boues d'épuration, menace pour l'environnement ou matière première pour l'agriculture ? Bull. Rech. Agron.

BASSI R., PRASHER S.O., Simpson B.K., 2000. Extraction of metals from a contaminated sandy soil using citric acid, *Environmental Progress* 19.

BENBLIDIA M., HORCHANI, MARGAT J., POTIE., 1992 . Planification et gestion intégrée des ressources en eau dans le bassin méditerranéen. Proposition d'étude méthodologique. International conférence on water and the environment. Dublin.

BENBRAHIM M., DENAIX L., CARNUS J.M., TIMBAL J., CHOSSAT J.C., SCHEIFLER R., GOMOT de VAUFLEURY A., BADOT P.M., TRICOT A., LOLIVE J., 2003 . Effets environnementaux des épandages de boues de stations d'épuration en plantation de pin maritime. Dossier de l'environnement de l'INRA. n°25.

BENTEROUCHE I., 2007. Réponses écophysiologicals d'essences forestières urbaines soumises à une fertilisation avec les boues d'épuration. Thèse Magister. Université de constantine. 179p.

BISWAS A.K., 1993. Waste Water Reuse, Environnement and health. Advanced short course on Sewage: Treatments, Practices, Management for Agriculture Use in the mediterranean Countries. CIHEAM.

BIXIO D., De HEYDER B., CHIKUREL H., MUSTON M., MISKA V., JOKSIMOVIC D., SCHAFFER A.I., RAVAZZINI A., AHARONI A., SAVIC D., THOEYE C. 2005. Municipal wastewater reclamation: where do we stand? An overview of treatment technology and management practice., 5(1).

BLANCHARD C., 2000. Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de Doctorat – Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 241p.

BLUMENTHAL U.J., MARA D.D., PEASEY A., RUIS-PALACIOS G., STOTT R., 2000. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bull. World Health Organ.*, 78 (9).

BONNEAU M., 1988 . " Le diagnostic foliaire " *Revue Forestière Française*. Vol. XL, n° SP.

BONNEAU M., 1986 . "Fertilisation à la plantation" *Revue Forestière Française*. Vol. XXXV, n° 1113.

BONNEAU M., 1977 . "Méthode d'application des engrais phosphatés pour la fertilisation des plantations". *Forêt privée*, n° 115.

BONNEAU M., 1973 . "Quelques résultats d'essai de fertilisation sur Douglas dans l'ouest du massif central". *Technique et forêt, Revue Forestière Française*. Vol. XXV.

BONNEAU M., SOUCHIER B.,1994. *Pédologie.2.Constituants et propriétés du sol*.Deuxième édition.Paris-Masson.479p.

BORDAS F., BOURG A.C.M., 1998. Effect of complexing agents (EDTA and ATMP) on the remobilization of heavy metals from a polluted river sediment, *Aquatic Geochemistry* 4.

BOULAHOUAT N ., NAERT B., 1995 . Télédétection des ressources en sols des zones arides. Une méthode d'inventaire adaptée au travail sur le terrain, expérimentée dans la région de Djelfa (Algérie).*Etude et gestion des sols*.Vol.3 n°1.

BOURG A.C.M.; LOCH J.P.G.,1995.Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions.in: *Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments*,Ed. Berlin.springer.

BOURRELIER P-H., BERTEHELIN J.,1998. Contamination des sols par les éléments en trace : les risques et leur gestion, Rapport N° 42 de l'Académie des Sciences, Lavoisier Editions, Paris, 440 p.

BOUZAIDI M.,1991 .La Réutilisation des Eaux Usées Traitées en Agriculture.Journée d'Information sur la réutilisation des Eaux Usées traitées en Agriculture.Ministère de l'agriculture.

BOWEN R.J.M., 1979.*Environmental Chemistry of the Elements* Academic Press.

BOYLE M., FULLER W.H., 1987.Effect of municipal solid waste leachate composition on zinc migration through soils.*Journal of Environmental Quality*; 16.

BROOKS S.C., HERMAN J.S.1998.Rate and extent of cobalt sorption to representative aquifer minerals in the presence of a moderately strong organic ligand, *Applied Geochemistry* 13.

BUFFLE J., 1981. Complexation reactions in aquatic systems: an analytical approach, Ellis Horwood Ltd., Chichester, UK, 692 p.

CCME., 2002. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : *Environnement et Santé humaine*. CCME, Winnipeg.

CEE (1986). MEDEE3. Modèle de Demande en Energie pour l'Europe *Technique et documentation*. Lavoisier. Paris

CHABA B., CHRAA O., KHICHANE M. 1991.Germination, morphogenèses racinaires et rythmes de croissance du Pistachier de l'Atlas (*Pistacia atlantica* Desf) *Physiologie des arbres et arbustes en zones arides et semi-arides*.

- CHATTERJEE J., CHATTERJEE C., 2000.** Phytotoxicity of cobalt, chromium and copper in cauliflower, *Environmental Pollution* 109.
- CHRISTENSEN J., JENSEN D., CHRISTENSEN T., 1996.** Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Water Research*, 30.
- ÇICEK N., ÇAKIRLAR H., 2002.** The effect of salinity on some physiological parameters in two maize cultivars. *Bulg. J. Plant Physiol.* 28(1-2).
- COUILLARD D., 1988.** Etude de quelques indices de croissance du *Larix laricina* fertilisé par des boues anaérobies, *Environnemental Technology, Lettres*. Vol.2 .
- COUILLARD D., GRENIER Y., 1988.** Alternative à la gestion des boues résiduelles municipales: recyclage en sylviculture. *Sciences et techniques de l'eau*, vol.20, n°3.
- CNES ., 2000 .** Commission de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, avant-projet de rapport " L'eau en Algérie : le grand défi de demain " Conseil National Economique et Social 100 p.
- DAGNELIE P., 1975 .** Théorie et méthode statistiques. Vol. 2, presses agronomiques de Gembloux ,463 p.
- DAKORA F.D., PHILLIPS D.A., 2002.** Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments, *Plant and Soil* 245.
- DAVIDSON C.M., DUNCAN A.L., LITTLEJOHN D., URE M.A., GARDEN M.L., 1998.** A critical evaluation of the three-stage BCR sequential extraction procedure to assess the potential mobility and toxicity of heavy metals in industrially-contaminated land, *Analytica Chimica Acta* 363.
- DAVIES, J., LECKIE J., 1978.** Surface ionization and complexation at the oxide/water interface: II. Surface properties of amorphous iron oxyhydroxide and adsorption of metal ions. *J. Colloid Interface Sci.*, 67.
- DAVRANCHE M., Bollinger J.C., 2000.** Heavy metals desorption from synthesized and natural iron and manganese oxyhydroxides: effect of reductive conditions, *Journal of Colloid & Interface Science* 227.
- DIGNAC M.F., GINESTET P., RYBACKI D., BRUCHET A., URBAIN V., SCRIBE P., 2000.** *Water Research*, 34 .
- do NASCIMENTO C.W.A., 2006.** Organic acids effects on desorption of heavy metals from a contaminated soil, *Scientia Agricola* 63.
- do NASCIMENTO C.W.A., AMARASIRIWARDENA D., Xing B., 2006.** Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. *Environmental Pollution* 140, 114-123.
- DPAT ., 2004.** Monographie de la Wilaya de Djelfa. Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire. 220 p.

- DURAND J. L., ONILLON B., SCHNYDER H., RADEMACHER I., 1995.** Drought effects on cellular spatial parameters on leaf growth in tall fescue. *Journal of Experimental Botany* 46.
- EPRON D., TOUSSAT M.L., BADOT P.M., 1999.** Effect of sodium chloride salinity on root growth and respiration in oak seedlings. *Ann. For. Sci.* 56.
- ENSIK J.H.J., MAHMOUD T., VAN DER HOEK W., RASCHID-SALLY L., AMERASINGHE F.P., 2004.** A nation-wide assessment of wastewater use in Pakistan: an obscure activity or a vitally important one? *Water Policy* 6.
- EVANS L.J., 1989.** The Chemistry of metal retention by soils. *Environmental sciences Technology*, 23.
- FABY J.A., BRISSAUD F., 1997.** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. *Office International de l'Eau*, 76 p.
- FAO 2003.** Crops and Drops: Making the Best Use of Water for Agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Italy.
- FARUQUI N., BISWAS A., BINO M., 2001.** Water Management in Islam. IDRC Books, Ottawa, Canada 135 p.
- FATTAL B., YEKUTIEL P., SHUVAL H.I., 1986.** Cholera outbreak in Jerusalem 1970 revisited: The case for transmission by wastewater irrigated vegetables. Ed. *Environmental Epidemiology*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- FENDORF S.E., 1995.** Surface reactions of chromium in soils and waters, *Geoderma* 67.
- FLORES L., BLAS G., HERNETEZ G., ALCALA R., 1997.** Distribution and sequential extraction of some heavy metals from soils irrigated with wastewater from Mexico City. *Water Air Soil Pollution*. 98.
- FRIEDEL J.K., LANGER T., SIEBE C., STAHR K., 2000.** Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial activities in central Mexico. *Biology and Fertility of Soils*, 31.
- FROESE K.L., KINDZIERSKI W.B., 1998.** Health effects associated with wastewater treatment, disposal, and reuse. *Water Environment Research*, 70.
- GAGNON J.D., 1972.** Les égouts domestiques: un engrais valable en foresterie. Environnement Canada. Centre de recherches forestières des Laurentides. Québec. Rapport Q-F-X-38, 24p.
- GARADI A., 1992.** Prospective des besoins en eau et anticipation de la demande MADH₂O : Modèle Automatisé de la Demande en Eau - Application à l'Algérie. Thèse de doctorat. Uni. Pierre Mendès- France- Grenoble 269 p.
- GHARBI TARCHOUNA L., 2008.** Rôle de la matière organique sur le devenir des polluants métalliques. Cas de la fertirrigation d'un sol en climat méditerranéen Thèse de doctorat - Université du Sud Toulon-Var.

GHESTEM J.P., BERMOND A., 1998. EDTA extractability of trace metals in polluted soils: a chemical-physical study, *Environmental Technology* 19.

GLEYZES C., TELLIER S., ASTRUC M., 2002. Fractionation studies of traces elements in contaminated soils and sediments: review of sequential extraction procedures. *Trends in Analytical Chemistry*, 21.

GOMEZ A., SOLDA P., LAMBROT C., WILBERT J., JUSTE C. 1992. Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station d'épuration et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs, Conv. Min. Env. / INRA n° 89-256, 57p.

GOPAL B., BANDHOPADHYAY S., SAH M., CHATTERJEE K., 1991. Land Application of Municipal Sewage for Resource Recovery: the Indian Experience. National Institute of Ecology, New Delhi, India.

GRENIER Y., 1989 . La valorisation des boues d'une usine d'épuration des eaux pour la fertilisation des forêts, Mémoire n° 98, Recherche forestière, CANADA, 188p.

GRENON M., BATISSE M., 1988 . Le plan bleu. Avenirs du bassin méditerranéen. Plan d'action pour la méditerranée. Editions Economica. Paris.

GUITTON J.L., BONNEAU M., ADRIAN M., 1988. "Résultats de fertilisation minérale en région méditerranéenne". Technique et forêt, *Revue Forestière Française*. Vol. XL, n°4.

HARMSSEN K., 1977. Behavior of heavy metals in soils-Agricultural research reports.

HARTER R.D., NAIDU R., 1995. Role of metal-organic complexation in metal sorption by soils. *Advances in Soil*(55).

HAUSER L., TANDY S., SCHULIN R., NOWACK B., 2005. Column extraction of heavy metals from soils using the biodegradable chelating agent EDDS, *Environmental Science and Technology* 39.

HELLER R., 1984 . "Physiologie végétale" T1 nutrition, Ed. Masson, 244 p.

HELLER R., ESNAULT R., LANCE C., 1993. Physiologie végétale 1. Nutrition. 5e ed. Masson, Paris, France. 242p.

HUBERT P., 1980 . Eau-pisciculture. Ecole Nationale Supérieure des mines de Paris"

HULUGALLE N.R., WEAVER T.B., GHADIRI .H., HICKS.A., 2005. Changes in soil properties of an eastern Australian vertisol irrigated with treated sewage effluent following gypsum application. *Land degradation & development*, 17.

IJUMBA J.N., 1997. The impact of rice and sugarcane irrigation on malaria transmission in the lower Moshi area of northern Tanzania. PhD Thesis. Tropical Pesticides Research Institute and Danish Bilharziasis Laboratory, Charlottenlund, Denmark, 134 p.

- JEAN L., 2007.** Mobilisation du chrome et du nickel à partir de sols contaminés, en présence de complexants :Transfert et accumulation de ces métaux chez *Datura innoxia*.Thèse de doctorat ;Université de Limoges- France. 237p.
- JONES D.L.,1998.**Organic acids in the rhizosphere - a critical review, *Plant and Soil*205.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 2001.** Trace elements in soils and plants, Boca Raton,CRC Press, Florida.
- KADIK L., et al., 2002 .** Carte d'occupation des terres des zones forestières et préforestières de l'étage bioclimatique semi-aride algérien. 8 feuilles.INCT,édition CRSTRA.
- KADIK L., 1984 .** Phyto-écologie des formations à Pin d'alep (*Pinus halepensis* Mill) en Algérie. Ecologie, Dendrométrie, morphologie. OPU. Alger.581p.
- KEDZIOREK M.A.M., BOURG A.C.M., 2000.** Solubilization of lead and cadmium during the percolation of EDTA through a soil polluted by smelting activities, *Journal of Contaminant Hydrology* 40.
- KELLY JM., PARKER GR., McFEE WW.,1979.**Heavy metal accumulation and growth of sseedling of five species as influenced by soil cadmium level. J. Environ.Qual, 8(3).
- KERAITA B., DANSO G., DRECHSEL P., 2003a.** Irrigation methods and practices in urban agriculture in Ghana and Togo. *Urban Agriculture Magazine* 10.
- KERAITA B., DRECHSEL P., AMOAH P., 2003b.** Influence of urban wastewater on stream water quality and agriculture in and around Kumasi, Ghana. *Environment and Urbanization* 15(2).
- KLEIMAN I.D., COGLIATTI D.H.,1998.** Chromium removal from aqueous solutions by different plant species, *Environmental Technology* 19.
- KOMAREK M., TLUSTOS P., SZAKOVA J., CHRASTNY V., 2007a.** The use of poplar during a two-year induced phytoextraction of metals from contaminated agricultural soils,*Environmental Pollution*.
- LACKOVIC K., ANGOVE M.J., WELLS J.D., JOHNSON B.B., 2004.** Modeling the adsorption of Cd (II) onto goethite in the presence of citric acid, *Journal of Colloid and Interface Science* 269.
- LAMBERT J., 1975.** " Analyse des sols et des végétaux". Polycopié, I.N.A, El-Harrach, Alger, 144 p.
- LAMY I., CAMBIER P., BOURGEOIS S.,1994.** Pb and Cd complexation with soluble organic carbon and speciation in alkaline soil leachates.*Environmental Geochemistry and Health*. 16.

LARNER B.L., SEEN A.J., TOWNSEND A.T., 2006. Comparative study of optimised BCR sequential extraction scheme and acid leaching of elements in the certified reference material. NIST 2711, *Analytica Chimica Acta* 556.

LE TACON F., et al., 1988. Augmentation de la croissance initiale du Frêne par épandage de boues de station d'épuration urbaine et plantation intercalaire d'Aulne blanc, *Revue Forestière Française*. Vol. XL, n° 2.

LE TACON F., et al., 1978. Valorisation des boues résiduares de la station d'épuration urbaine en sylviculture ; Conséquences sur l'environnement, INP Lorraine, 44p.

LI X., THORNTON I., 2001. Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities, *Applied Geochemistry* 16.

LINDSAY W.L. 1979. Chemical equilibria in soils. New York. Wiley interscience. 449p.

LOSI M.E., AMRHEIN C., FRANKENBEGGER, W.T., 1994. Environmental biochemistry of chromium. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 36.

LOVLEY D.R., PHILLIPS E.J.P., 1994. Reduction of chromate by *Desulfovibrio vulgaris* and its Cytochrome. *Applied and Environmental Microbiology*. 60, pp. 726-728.

McBRIDE et al., 1997. Reactions controlling Heavy metal solubility in soils in: *advances science*, vol. 10 New York: Springer-Verlag.

McCORNICK P., HADDADIN N., RASHID H., SABELLA R., 2001. Water Reuse in Wadi Zarqa and from Other Amman-Zarqa Sources. Water Reuse Component, Water Policy Support Project, Ministry of Water and Irrigation, Amman, Jordan, 42 p.

McGRATH S.P., CEGARA J., 1992. Chemical extractability of heavy metals during and after long-term applications of sewage sludge to soil. *Journal of Soil Science*, 43.

MADRID F., LIPIHADZI M.S., KIRKHAM M.B., 2003. Heavy metal displacement in chelate-irrigated soil during phytoremediation. *Journal of Hydrology* 272.

MARA D., CAIRNCROSS S., 1989. *Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture*. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 187p.

MARGAT J., 1992 . Plan bleu. L'eau dans le bassin méditerranéen .Prospective des besoins et des ressources. Editions Economica. Paris.

MASON Y., AMMANN A.A., ULRICH A., SIGG L., 1999. Behaviour of heavy metals, nutrients, and major components during roof runoff infiltration, *Environmental Science and Technology* 33.

MA Y., LOMBI E., OLIVER I.W., NOLAN A.L., McLAUGHLIN M.J., 2006a. Long-term aging of copper added to soils, *Environmental Science and Technology* 40.

- MA Y., LOMBI E., OLIVER I.W., NOLAN A.L., McLAUGHLIN M.J., 2006b.** Short-term natural attenuation of copper in soils: effects of time, temperature, and soil characteristics, *Environmental Toxicology and Chemistry* 25.
- MEBARKI A., 1984.** Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kébir Rhumel. OPU. Alger.
- MEI B., PURYEAR J.D., NEWTON R.J., 2002.** Assessment of Cr tolerance and accumulation in selected plant species, *Plant and Soil* 247.
- MEJAREM., BULOW L., 2001.** Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals, *Trends in Biotechnology* 19.
- MENGELK., KIRKBY E.A., 1978.** Principles of Plant Nutrition. International Potash Institute. Berne.
- MERRIT K. A., ERICH M.S., 2003.** Influence of organic matter decomposition on soluble carbon and its copper binding capacity. *Clays and Clays Minerals*, 7.
- Ministère des ressources en eau et la Direction de l'Assainissement et de la Protection de l'Environnement., 2007.** Étude de réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles ou autres sur tout le territoire national. Mission 4 : Normes de réutilisation des eaux usées épurées. Doc. Polycopié., 65p.
- MOLINARI J., ROCHON J., 1976.** Mesure des paramètres de transport de l'eau et des substances en solution en zone saturée. *La houille blanche*, 3(4).
- MONDACA M.A., CAMPOS V., MORAGA R., ZAROR C.A., 2002.** Chromate reduction in *Serratia marcescens* isolated from tannery effluent and potential application for bioremediation of chromate pollution. *The Scientific World Journal*, 2.
- MONJAUZE A., 1980 .** Connaissance du Bétoum (*Pistacia atlantica* Desf). *Revue Forestière Française*. Vol. XXXII, n° 4 : 82 p.
- MONJAUZE A., 1982 .** Le pays des Dayas de *Pistacia atlantica* Desf dans le Sahara algérien. *Revue Forestière Française*. Vol. XXXIV, n°4 : 75 p.
- NAZIH I., FEKHAOUI M., EL BLIDI S., EL ABIDI A., SERGHINIA., 2009.** Approche méthodologique de la mise en évidence des éléments traces métalliques biodisponibles dans les rizières de la plaine du Gharb. *Bull. Institut Scientifique, Rabat, section science de la vie.*, n°31(2).
- NIGAM R., SRIVASTAVA S., PRAKASH S., SRIVASTAVA M.M., 2001.** Cadmium mobilisation and plant availability - the impact of organic acids commonly exuded from roots, *Plant and Soil* 230.
- OMS., 1989.** Principes d'administration et de gestion financière des agences d'approvisionnement en eau et assainissement. Vol. I et II. WHO/CWS/89.5 et 89.6. Genève.
- OMS., 1987 .** Recouvrement des coûts d'eau potable et d'assainissement. WHO/CWS/87.5. Genève.

- ONM., 2004.** Recueil des données météorologiques .Station de Djelfa. 30p
- OUANOUI B., IGOU S., 1993 .** Contribution à l'étude des boues résiduelles issues de stations d'épurations urbaines dans les plantations forestières. *Revue Forestière*.Vol. XLV, n° 2,pp.153-158.
- PANTSAR-KALLIO M.,REINIKAINEN S.P., OKSANEN M., 2001.** Interactions of soil components and their effects on speciation of chromium in soils, *Analytica Chimica Acta* 439.
- PAPADOPOULOS I., 1997:**Non conventional water resources :present situation and perspective use for irrigation. Options méditerranéennes, série An°31- Séminaires méditerranéens.
- PARNAUDEAU V.,2005.** Caractéristiques biochimiques de produits organiques résiduelles,prediction et modélisation de leur minéralisation dans les sols. Thèse doctorat.Agrocampus de rennes .France.87p.
- PENILLA S., OZKAN N., BORDAS F., BOLLINGER J.C., 2007.** Influence of reductive conditions on metallic elements release from a contaminated soil. Part 1: Introducing the *redox mobilization-edge*, a new concept, *Journal of Colloidal and Interface Science*.
- PETERS R.W., 1999.** Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils,*Journal of Hazardous Materials* 66.
- PETTINE M., CAPRI S., 2005.** Digestion treatments and risks of Cr(III)-Cr(VI) interconversions during Cr(VI) determination in soils and sediments - a review, *Analytica Chimica Acta* 540.
- PETTIT L.D., POWELLI H.K.J., 2001.** IUPAC stability constants database, Version 5.3. Academic Software, Otley.
- PICHADR A., BISSON M., DIDERICH R., HOUËIX N., HULOT C., LACROIX G., LEFEVRE J.P., LEVESQUE S., MAGAUD H., MORIN A., ROSE M., PEPIN G., 2005a.**Chrome et ses dérivés, INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques.
- PLASSARD F.,1999.**Influence de la complexation sur la rétention de trois cations métalliques par un sol alcalin.Application à un bassin d'infiltration d'eaux pluviales.Thèse.Université Claude Bernard Lyon I.140p
- POSTEL S., 1989.** Water for agriculture :facing the limits. World watch Institute in HAMLIN G.J.1990: L'irrigation du futur. La recherche: Spécial eau n°221.Paris.
- POUGET M., 1980.** Carte de la région de Messaâd et Ain el Ibel. ORSTOM, Paris.
- PNUD/CRGR., 1987.** Réutilisation des eaux usées après traitement en Agriculture, Rapport technique, vol.1.3ème partie, projet RAB/80/011. Ressources en eau dans les pays de l'Afrique du Nord.

- POULSEN I.F., HANSEN H.C.B., 2000.** Soil sorption of nickel in presence of citrate or arginine, *Water, Air, and Soil Pollution* 120.
- RAHMOUNE C.,1992.** Interaction entre le Cadmium et le zinc chez le pois (*Pisum sativum*L) en culture hydroponique. Thèse de doctorat en Sciences Agronomiques. Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 150 p.
- RATTAN R.K., DATTA S.P., CHONKAR P.K., SURIBABU K., SINGH A.K., 2005.** Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109.
- RAURET G., LOPEZ-SANCHEZ J.F., SAHUQUILLO A., RUBIO R., DAVIDSON C., URE A., QUEVAUVILLER P., 1998.**Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials, *Journal of Environmental Monitoring* 1.
- REJEB S., 1992a** . Irrigation d'un sudangrass avec des eaux usées traitées. I. Effet fertilisant- *Fourrages* 130.
- REJEB S.1992b** . Irrigation d'un sudangrass avec des eaux usées traitées. II - Risque de contamination par les micro-éléments. *Fourrages* 130 p.
- RIEDACKER A., 1976** . Rythmes de croissance et de régénération des racines des végétaux ligneux. *Ann.Sci. Forest.* Vol.33 n°3.
- RIMSTIDT J.D., BALOG A., WEBB J. 1998.** Distribution of trace elements between carbonate minerals and aqueous solutions. *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, 62.
- RODIER J., 1999.** L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduelles, eau de mer. Ed. Dunod, 8^{ème} édition 1365 p.
- ROMKENS P., BOUWMAN L., JAPENGA J., DRAAISMA C., 2002.**Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils, *Environmental Pollution*116.
- ROUT G.R.,DAS P., 2003.**Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc. INRA, EDP Sciences, Agronomie. 23 : 3-11.
- SAHUQUILLO A., RIGOL A., RAURET G.,2003.**Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments, *Trends in Analytical Chemistry* 22.
- SANCHEZ F.,1996.**Etude de la lixiviation de milieux poreux contenant des espèces solubles: application au cas des déchets solidifiés par liants hydrauliques.Thèse.Institut national des Sciences Appliquées de Lyon,200p.
- SAUVAGEOT A., 1980.** "Contribution à l'étude de quelques résineux au Maroc" *Annales des sciences forestières* du Maroc.
- SCHINDLER P.W., FURST B., DICK R., WOLF P.U., 1976.** Ligand properties of surface silanol groups.Surface complex formation with Fe^{3+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} and Pb^{2+} , *Journal of Colloid and Interface Science* 55.

SEHGAL R.N; BALTEJ S., 1990 . Effect of pretreatment on seed germination of *Pistacia integerrima*. *Indian journal of forestry*, 120 p.

SENHADJI F., SENOUCI M., 2003 . Les changements climatiques dans les pays du Maghreb in MED énergie. *Revue méditerranéenne de l'énergie* Numéro hors série.

SHANKER A.K., CERVANTES C., LOZA-TAVERA H., AVIDAINAYAGAM S., 2005. Chromium toxicity in plants, *Environment International* 31.

SHUVAL H., LAMPERT Y., FATTAL B. 1997. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Science and Technology*, 35.

SIGG L., BEHRA P., STUMM W., 2000. Chimie des milieux aquatiques - Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, 3^{ème} Edition, Dunod, Paris, 592 p.

SKIREDJ A., 2005. Besoins des plantes en eau et en éléments nutritifs. Département d'Horticulture/IAV Hassan II/ Rabat/ Maroc.

SMERNIK R.J., OILVER I.W., MERRINGTON G., 2003. Journal of Environmental Quality.

SPOSITO G., 1989. The chemistry of soils. Edition Oxford University Press, p. 277.

SRIVASTAVA P., SINGH B., ANGOVE M., 2005. Competitive adsorption behavior of heavy metals on kaolinite. *Journal of Colloid and Interface Science*, 290 p.

STERCH T., RICHTER J., 1997. Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale: I. Measurements and parameterization of sorption. *Journal of Environmental Quality*, 26.

STRATHMANN T.J., MYNENI C.B., 2004. Speciation of aqueous Ni(II)-carboxylate and Ni(II)-fulvic acid solutions: combined ATR-FTIR and XAFS analysis, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68.

STRAUSS M., BLUMENTHAL U.J., 1990. Human waste use in agriculture and aquaculture: utilization practices and health perspectives. *IRCWD Report 09/90*. Germany, 48 pp.

STUMM W., SULZBERGER B., 1992. The cycling of iron in natural environments: considerations based on laboratory studies of heterogeneous redox processes, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56.

SUBRAMANIAM K., VITHAYAVEROJ V., YIACOUMI S., TSOURIS C., 2003. Copper uptake by silica and iron oxide under high surface coverage conditions: surface charge and sorption equilibrium modeling. *Colloid and Interface Science*. Vol 268.

SUN B., ZHAO F.J., LOMBI E., McGRATH S.P., 2001. Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA, *Environmental Pollution* 113.

SWIFT M.J., HEAL O.W., ANDERSON J.M., 1979. Decomposition in terrestrial

ecosystems, *Blackwell Scientific Publications*, Oxford, UK.

TANDY S., BOSSART K., MUELLER R., RITSCHEL J., HAUSER L., SCHULIN R., NOWACK B., 2004. Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents, *Environmental Science and Technology* 38.

TARCHITZKY J., GOLOBATI Y., KEREN R., CHEN Y., 1999. Wastewater effects on montmorillonite suspensions and hydraulic properties of sandy soils. *Soil Science Society of America Journal*, 63.

TESSIER A., CAMPBELL P.G.C., BISSON M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7).

TOURE FALL S., SALAM Fall A., 2001. Cités horticoles en sursis?: l'Agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal. IDRC Books, Ottawa, Canada, 126 p.

TOZE S., 2006. Reuse of effluent water—benefits and risks; *Agricultural Water Management* 80.

TRAD M., ALOUINI Z., 1988. Etude des variations du Niveau de Contamination fécale des Eaux Usées Traitées à la Station d'Épuration de la Charguia. *Archs. Inst. Pasteur Tunis*, vol 65 Numéro 3-4.

TRAD RAIS M., 1989. Surveillance Bactériologique et Parasitologique des Eaux Usées Brutes et Traitées de la Ville de Tunis. *Archs. Inst. Pasteur Tunis*. Vol. 66 Numéro 3-4.

TRAN VAN LAI., 2000. Perspectives of peri-urban agriculture in Hanoi. In: *Proceedings of an Action Plan Development Workshop*, organised by the CGIAR Strategic Initiative for Urban and Peri-Urban Agriculture (SIUPA), Hanoi.

URE A.M., 1996. Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *The science of the total environment*, 178p

URE A.M., QUEVAUVILLER P., MUNTAU H., GRIEPINK B., 1993. Improvements in the determination of extractable contents of trace metals in soil and sediment prior to certification, Commission of the European Communities-BCR information, EUR 14763 EN, Brussels, 84 p.

VINTEN A.J.A., MINGELGRIN U., YARON B., 1983. The effect of suspended solids in Wastewater on soil hydraulic conductivity: II. Vertical distribution of suspended solids. *Soil Science Society of America Journal*, 47(3).

VIVIANI G., IOVINO M., 2004. Wastewater reuse effects on soil hydraulic conductivity, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. P.

WHALLEY C., GRANT A., 1994. Assessment of the phase selectivity of the European Community Bureau of Reference (BCR) sequential extraction procedure for metals in sediment, *Analytica Chimica Acta* 291.

WHO (World Health Organization), 1989. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture: Report of a WHO Scientific Group. *WHO Technical Report Series 778*. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 74 p..

YADAV RK., GOYAL B., SHARMA RK, DUBEY SK., MINHAS PS., 2002. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and groundwater-A case study. *Environmental International* 28.

ZACHARA J.M., GIRVIN D.C., SCHMIDT R.L., RESH C.T., 1987. Chromate adsorption on amorphous iron oxyhydroxide in the presence of major groundwater ions, *Environmental Science and Technology* 21.

ZAYED A.M., TERRY N., 2003. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation, *Plant and Soil* 249.

ZEKRI S., GHEZAL L., ALOUI T., DJEBBI K., 1997. Les externalités négatives de l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture. Options méditerranéennes, série A n°31. Séminaires méditerranéens.

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Supérieure Agronomique– El Harrach Alger

Thèse

**Demande en eau et Impact de la réutilisation des eaux usées traitées
et des boues en agriculture et dans les techniques forestières**

Résumé

L'Algérie est caractérisée, dans la plupart de ses régions, par un climat semi-aride à aride. Les contraintes du climat, la croissance démographique et les transformations économiques et sociales sont à l'origine d'une demande en eau sans cesse croissante.

Ces 20 dernières années ont été caractérisées par une longue période de sécheresse qui est due non seulement à l'alternance habituelle entre périodes sèches et humides mais également aux phénomènes des changements climatiques. Cette rareté des ressources en eau en Algérie et leur inégale répartition a eu pour conséquences de graves pénuries signalées à travers tout le territoire national et qui ont engendré une dégradation de la qualité de l'eau qui pose des problèmes fréquents et complexes allant de la pollution des cours d'eau, des nappes phréatiques, des barrages au Nord à la salinisation au Sud.

Les normes d'un développement économique soutenable sont évaluées à $3500\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$ et en dessous de $1250\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$, le développement est quasi-impossible avec un seuil de pauvreté extrême fixé à $500\text{m}^3/\text{ha}/\text{an}$ largement atteint dans la plupart des régions d'Algérie épuisant les ressources sans qu'elles puissent se reconstituer et la tendance actuelle est à l'utilisation des réserves fossiles.

Les problèmes de la pénurie des ressources non renouvelables et en particulier celle de l'eau se posent de façon plus aiguë dans la région des hauts plateaux où les systèmes de production agro-pastoraux traditionnels associent à une activité d'élevage prédominante (ovin et caprin), la pratique d'une céréaliculture épisodique (orge et blé) et d'une agriculture de plus en plus intensive basée sur des cultures maraîchères et arboricoles et dont l'eau d'irrigation provient essentiellement des nappes phréatiques. L'équilibre est déjà rompu entre une demande toujours plus grande et une offre arrivée aux limites de la disponibilité. Cette réalité incite les agriculteurs à préconiser couramment et d'une façon souvent désordonnée l'utilisation des eaux usées non traitées dont les conséquences sur la santé sont d'une très grande gravité : maladies à transmission hydrique (MTH) cycliques.

Face à la rareté et la mauvaise répartition de l'eau, la réutilisation des eaux usées traitées apparaît comme la solution la plus adaptée.

Dans la Wilaya de Djelfa, région de notre étude, ces ressources non conventionnelles concernent essentiellement la réutilisation des eaux usées traitées (EUT) pour l'agriculture irriguée, l'industrie, l'arrosage des plantations forestières et des espaces verts en milieu urbain.

Depuis quelques années, on s'est aperçu, sous l'effet d'un certain nombre de paramètres : aléas climatiques, persistance de la sécheresse, nuisances diverses, nouveaux comportements des ménages (plus de douches et moins de bains), nouveaux process dans les usines, nouveaux modes d'irrigation (goutte à goutte qui remplace l'aspersion et l'épandage) qu'il n'est plus possible de continuer à agir sur **l'offre** pour anticiper la **demande**. L'eau n'étant pas une ressource illimitée, il faudra impérativement inverser la tendance d'une stratégie d'ajustement de l'offre sur la demande de façon à ce que cette dernière dépende de l'offre tout en veillant à assurer le succès d'autres formes d'utilisation de ressources non conventionnelles telles l'utilisation des eaux usées traitées en particulier.

Quelle sera la quantité d'eau nécessaire à l'activité économique de la région et en particulier à l'agriculture (irrigation et cheptel) pour que les ressources générées puissent assurer la croissance économique de la zone sans pour autant porter préjudice à son environnement très sensible c'est à dire préserver les sols et la végétation tout en assurant le renouvellement de la ressource hydrique.

Cette question appelle d'autres interrogations à savoir :

Dans ce contexte particulier, quel sera le rôle dévolu à l'industrie dans un schéma où devra primer l'agriculture et l'élevage ovin en particulier ?

A ces questions, un paramètre essentiel est à prendre en considération : **l'eau**. Quel sera le volume d'eau nécessaire en quantité et en qualité pour appréhender un développement socio-économique équilibré de la région en général et des sous régions potentiellement aptes à intégrer le schéma de développement préconisé par le SNAT (Schéma National pour l'Aménagement du Territoire) d'une façon globale et le SEPT (Schéma d'Aménagement des Espaces de Programmation Territoriale) d'une façon particulière.

C'est dans cette perspective qu'est menée cette étude sur la gestion de l'eau dans la Wilaya de Djelfa autour d'acteurs locaux représentant les principaux secteurs d'activités économiques et sociales dans l'optique de l'élaboration de la politique de l'eau de cette zone aride.

En se basant sur la dialectique offre-demande et sur la base des scénarios projetés, il ressort que la pénurie apparaîtra dès l'entame de 2020 pour le scénario Moyen avec une

demande de $165,54\text{Hm}^3/\text{an}$ qui égalise l'offre évaluée à $171\text{Hm}^3/\text{an}$ et sera totale pour 2030 et ce, quelque que soit le scénario projeté.

Ainsi, en l'état actuel des choses et en attendant la mise en place effective des transferts prévus par le Plan National de l'Eau (PNE), la réutilisation des EUT est impérative.

Dépendamment du degré de traitement choisi, le volume des EUT variera en fonction des scénarios et oscillera entre $33\text{Hm}^3/\text{an}$ à $155\text{Hm}^3/\text{an}$.

Un traitement de 30% des eaux usées et pour un scénario moyen fera augmenter le volume actuel de $40\text{Hm}^3/\text{an}$ en 2020 et de $66\text{Hm}^3/\text{an}$ en 2030 ; ceci se traduit par une augmentation de la masse d'eau disponible qui passe de $128,82$ à $168\text{Hm}^3/\text{an}$ en 2020 et à $194\text{Hm}^3/\text{an}$ en 2030. Ces valeurs permettront de passer sans encombre le cap de 2020 où l'apport des transferts d'eau prévus couvrira l'ensemble des besoins quelque que soit le scénario prévu.

Comme on peut le constater, l'option de la réutilisation des EUT associée à une plus grande maîtrise de gestion des mobilisations et en particulier la diminution des fuites, constituera une orientation extrêmement positive pour la résolution des problèmes d'eau de la région.

Ce projet présente une alternative très intéressante à l'utilisation de l'eau souterraine et contribuera à atténuer sensiblement la pression sur les aquifères de la région qui sont très déjà très sollicités.

Cette importante masse d'eau usée traitée ira principalement vers l'industrie et l'agriculture ; pour cette dernière, de très nombreuses études ont démontré qu'une irrigation adaptée et bien maîtrisée serait tout à fait envisageable, particulièrement dans ces contrées à index de pénurie important.

Dans le cas particulier de la pollution par le chrome générée par la tannerie de la ville de Djelfa, il en ressort que l'étude a révélé sa présence en fortes concentrations dans les sols irrigués par ces eaux et qu'il se concentre surtout dans les 30 premiers cms du substrat, profondeur courante utilisée par les agriculteurs de la région.

L'application d'une solution complexante entraîne le lessivage du Cr présent dans le sol et la percolation de l'eau bisdistillée en volume équivalent à la pluviométrie mensuelle moyenne de la région ont montré qu'il reste toujours un stock de chrome dans le sol pouvant être mobilisé. La caractéristique de cette mobilisation du Cr combinée à la nature sablo-limoneuse des sols de la région induisent que le Cr pourrait contribuer à une pollution des sols agricoles et des faibles ressources en eau.

L'expérience a montré également que le chrome trouvé est d'origine anthropique et migre rapidement dans la fraction résiduelle R4. La biodisponibilité diminue au cours du temps et se trouve en relation étroite avec le pH.

Les autres travaux menés dans cette étude montrent que la réutilisation des eaux usées épurées (irrigation) et des boues biologiques (amendement) en agriculture est d'un

apport appréciable dans l'augmentation des rendements. Les résultats ont fait apparaître que l'utilisation des EUT et des boues contribue d'une manière significative non seulement à alléger la pénurie en y apportant un volume conséquent d'eau mais également en enrichissant le sol en matières fertilisantes induisant d'intéressants rendements pour les cultures maraichères.

Il en est de même pour les espèces forestières où l'on a obtenu de bons résultats à la fois morphologiques mais également sur le plan de la résistance des plantes en milieu aride et semi-aride ; Cette fertilisation a également permis de pallier le manque d'éléments chimiques essentiels des substrats locaux, et d'envisager l'utilisation des grandes quantités de boues produites par les stations d'épuration. Les résultats de l'expérimentation confirment les travaux rapportés en bibliographie où la fertilisation par les boues biologiques issues de stations d'épuration urbaines a favorisé le rendement de produits ligneux par le biais de son principal paramètre qu'est la croissance en hauteur des tiges. Cependant, un certain monitoring de prudence est à envisager en agriculture où les EUT doivent absolument subir un traitement tertiaire de désinfection et une stabilisation adéquate des boues. Ces expériences ont montré également que le sol joue un rôle non négligeable dans l'élimination des polluants par sa fonction de rétention mais le pouvoir d'adsorption est limité dans le temps au vu de ses caractéristiques granulométriques (sol sableux). Le danger qui à priori est écarté sera évident par le relargage des éléments toxiques retenus dans le sol.