

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Ecole Nationale Polytechnique d'Alger
Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau

Département Hydraulique

THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Hydraulique

Thème

**Etude des possibilités d'utilisation des eaux épurées et des boues
d'épuration dans l'agriculture**

Présenté par : Maamar NAKIB

Maitre Assistant (A)

Président du jury

Mr. KHERBACHI Rabah

Professeur- ENP-Alger

Directeur de thèse

Mr. KETTAB Ahmed

Professeur- ENP-Alger

Examineurs

-

Mr. BENRACHEDI Khaled

Professeur – Université -Boumerdes

Mr. SELATNIA Amar

Professeur - ENP-Alger

Mr. YAHI Hamid

Professeur - Université Tizi -Ouzou

Mr. ZELLA Lakhdar

Professeur – Université - Blida

Invité

Mr. ACHOUR Mohamed

*Directeur de la station d'épuration
de Boumerdes*

Année universitaire 2015

Ecole Nationale Polytechnique, 10, Avenue Hassan Badi, BP 182-16000, El-Harrach, Alger

الملخص

الحجم السنوي للمحطات الخمس (5) والمقدر بـ: 60152.000 م³/سنة، وهو ما يمثل 44% من الاحتياجات من مياه الري لجميع المحاصيل المروية بالفعل من الآبار والحفر يسمح بتدفق كميات مهمة والموجهة للاستهلاك المنزلي والصناعي . إن فوائد السنوية لاسماد (fertilisants) مرتفعة وبالتالي فإنها تساعد على التقليل من استخدام الأسمدة الكيماوية لكن مع بعض تكشف هذه الدراسة المتعلقة بالمياه المعالجة أنّ غالبية الخواص الفيزيائية والكيميائية تستجيب للمعايير المراعاة في إعادة استخدام المياه في الري الاقتصادية المؤكدة. استخدام إعادة للمعايير تستجيب والكيميائية الفيزيائية الخواص غالبية أنّ المعالجة بالمياه المتعلقة الدراسة هذه تكشف المياه في الري. إنّ 4510 طن من الطين التي تنتجها المحطات الخمس (5)، تمكّن من تحسين ما مقداره 433 هكتار من الأراضي مع الأخذ بعين الاعتبار القيود التي يفرضها المعيار المعمول به، وهو ما يمثل 1,38% من 31662 هكتار التي تروى بواسطة الآبار والحفر ونسبة 0,26% من UAA. إن هذا الوضع تتطلب البحث عن مصدر آخر ذي طبيعة عضوية. كما أنّ دراسة المعادن الثقيلة الذي تجاوز بالمقارنة مع معيار NF U44-051 سمح لنا بتأكيد بعض القيود التي تُحْد من كمية الطين التي بنسبة T6 / هكتار، غير كافية لإحداث تعديل فعال، الأمر الذي يجعل النظر في مصدر آخر للمواد العضوية مسألة ملحّة وضرورية. الكلمات المفتاحية: إعادة الاستخدام. مياه مطهّرة. التقييم، الطين (الحمأ)، الأسمدة، والسلامة.

RÉSUMÉ

Le volume annuel des 5 stations étant de 60152.000 m³/an, représentant 44% des besoins en eau d'irrigation pour l'ensemble des cultures déjà irriguées par des puits et forages et permettant ainsi de libérer des débits importants pour la consommation domestique et industrielle. Les apports potentiels annuels de fertilisants sont importants et permettent donc de minimiser l'utilisation d'engrais chimiques avec des conséquences économiques certaines. L'étude des eaux épurées révèle une conformité de la majorité des paramètres physico-chimiques aux normes de réutilisation de ces eaux en irrigation. Les 4510 Tonnes de boues produites par les 5 stations, permettant d'améliorer 433 ha de terres en tenant compte des restrictions imposées par les normes, ce qui représente environ 1,38% des 31662 ha irrigués par puits et forages et 0,26% de la SAU. Cela nécessite donc de chercher une autre source de matière organique. L'étude des métaux lourds en dépassement par rapport à la norme NF U44-051 nous a permis de confirmer certaines restrictions limitant la dose de boue à épandre à 6T/ha, insuffisante pour un amendement efficace. La recherche d'une autre source de matière organique est donc indispensable. MOTS - CLES: Réutilisation ; eau épurée, Valorisation, boues, fertilisants, innocuité

SOMMARY

The annual volume of 5 stations, that is, 60152,000 m³ / year, and representing 44% of the water needs of irrigation for all crops already irrigated by wells and boreholes, and enable large flows for domestic and industrial consumption. The annual potential fertilizer inputs are high and thus help minimize the use of chemical fertilizers with some economic consequences. The study of the treated water reveals that the majority of the physicochemical parameters are in compliance with the norms and standards considered in the reuse of water in irrigation. The 4510 tonnes of sludge produced by the 5 stations, help improving 433 acres of land within the restrictions imposed by the norm, which is about 1,38% of 31662 ha that are irrigated by wells and boreholes and 0,26% of the SAU. This requires to look for another source of organic matter. The study of heavy metals in excess compared with the NF U44-051 norm allowed us to confirm some restrictions on the amount of sludge to be spread to 6T/ha, insufficient for effective amendment. Looking for another source of organic matter is essentially required KEY - WORDS: Reuse; purified water, valuation, sludge, fertilizers, safety



Remerciements

Au terme de ce travail qui a été effectué au laboratoire de recherche des sciences de l'eau (LRS-EAU) à l'ENP (Alger), Je tiens par ces quelques lignes, à remercier les personnes qui m'ont aidé à mener à bien cette tâche.

Ma reconnaissance va tout d'abord au Professeur KETTAB Ahmed pour son suivi, pour son soutien, pour sa confiance et pour m'avoir fourni le cadre et les moyens nécessaires pour mener à bien ce travail de recherche et pour son assistance tout au long de ce travail. Qu'il trouve ici l'expression de ma reconnaissance et de ma profonde gratitude.

Je suis également sensible à l'honneur que m'a fait le Professeur KHERBACHI Rabah en acceptant de présider ce jury, Je lui adresse un profond remerciement.

Mes vifs remerciements vont également à Messieurs les membres du jury :

- Le Professeur BENRACHEDI Khaled*
- Le Professeur SELATNIA Amar*
- Le Professeur YAHY Hamid*
- Le Professeur ZELLA Lakhdar*

qui me feront l'honneur d'évaluer et de juger ce travail.

Je tiens à remercier le Docteur BENMAMAR Saadia pour son aide précieuse et pour ses conseils.

Je remercie également le Professeur SOUACHI Fatima pour m'avoir intégré dans ses projets de recherche, de m'avoir fait bénéficier de son expérience scientifique, pour ses précieux conseils et son soutien moral au cours de l'élaboration de cette thèse.

Je remercie mon frère, le Professeur NAKIB Rachid, le Professeur OUAHABI Abdeldjallil et le Docteur BERREKSI Ali pour leur aide précieuse et pour leur soutien moral.

Mes remerciements vont ensuite aux exploitants des stations d'épuration, objets de cette étude, en particulier à Mr ACHOUR Mohamed, qui nous a offert toutes les conditions de travail au sein de la station d'épuration de Boumerdes.

Je ne saurais oublier tous ceux et celles qui m'ont donné de leur temps, qui ont su m'encourager et me soutenir et à qui je dédie ce travail en témoignage de ma profonde gratitude.



A ma petite famille :

source de ma fierté :

A celle qui m'a toujours soutenu et qui m'a encouragé dans tout ce que j'ai entrepris, celle qui a toujours été présente dans les moments difficiles : ma femme Fadila.

A ceux qui m'ont toujours encouragé et soutenu moralement :

Mes très chers enfants.

- Tarek*
- Amir*
- Sabrina*
- Fateh*

A mes frères et sœurs.

A mes quelques vrais amis. Ils se reconnaîtront, bien sûr.

TABLE DES MATIERES

Première partie : étude bibliographique

Introduction	1
Problématique générale	2
Chapitre I. Les eaux usées en Algérie et dans le monde	4
I.1 Les eaux usées en Algérie.....	4
I.1.1 Les eaux usées urbaines.....	4
I.1.2 Pollution industrielle en Algérie.....	5
I.1.3 Bilan d'exploitation de STEP en Algérie pour l'année 2010.....	5
I.1.4 Législation algérienne sur les eaux usées.....	6
I.1.5 Perspectives de Valorisation de l'Eau d'Irrigation en Algérie.....	7
I.1.6 La Réutilisation des eaux usées en Algérie.....	7
I.1.6.1 État des ressources en eau mobilisées.....	7
I.1.6.2 Développement de l'irrigation à travers la réutilisation des EUE.....	8
I.1.6.3 Programme en cours en matière de REUE.....	8
I.1.6.4 Cadre réglementaire d'usage des eaux usées épurées.....	9
I.2 Les exemples de REUE agricole dans le monde.....	9
I.2.1 En Méditerranée.....	10
I.2.2 En Amérique.....	10
I.2.3 En Australie.....	10
I.2.4 En Chine et en Inde.....	10
Chapitre II. La pollution et le traitement de l'eau	12
II.1 La pollution des eaux.....	12
II.1.1 Définition des eaux usées.....	12
II.1.2 Origine et quantité.....	12
II.1.2.1 Les eaux usées domestiques.....	12
II.1.2.2 Les eaux usées industrielles.....	12
II.1.2.3 Les eaux usées urbaines.....	12
II.1.3.1 Matière organique ou minérale.....	13
II.1.3.2 Matière soluble ou insoluble, toxique ou non.....	13
II.1.4 Principaux paramètres de la pollution.....	13
II.1.4.1 Les paramètres physico-chimiques.....	13
II.1.4.1.1 Température.....	13
II.1.4.1.2 le pH.....	13
II.1.4.1.3 Oxygène dissous (OD) et % de saturation en oxygène.....	14
II.1.4.1.4 Conductivité électrique (EC).....	14
II.1.4.2 Les paramètres de la pollution particulaire.....	15
II.1.4.2.1 Matières en suspension (MES).....	15
II.1.4.2.2 Matières volatiles sèches (MVS).....	15
II.1.4.2.3 La turbidité.....	16
II.1.4.3 Les paramètres de la pollution organique globale.....	16
II.1.4.3.1 La demande chimique en oxygène (DCO).....	16
II.1.4.3.2 La demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	16
II.1.4.3.3 La Demande Totale en Oxygène DTO.....	17
II.1.4.3.4 Le carbone organique total COT.....	17
II.1.4.4 Les paramètres de la pollution dissoute.....	18
II.1.4.4.1 Les différentes formes d'azote.....	18
II.1.4.4.2 Les composés phosphorés.....	18

II.1.4.4.3	Les paramètres toxiques.....	19
II.1.4.5	Les paramètres microbiologiques.....	21
II.1.4.5.1	Les bactéries.....	21
II.1.4.5.2	Les virus.....	21
II.2	Le traitement des eaux.....	22
II.2.2	Les traitements physiques par décantation.....	22
II.2.3	Les traitements physico-chimiques.....	22
II.2.4	Les traitements biologiques.....	23
II.2.4.1	Le traitement par boues activées.....	23
II.2.4.2	L'épuration sur lit bactérien.....	23
II.2.4.3	Le biofiltre.....	23
II.2.4.4	Les traitements extensifs : le lagunage secondaire.....	23
II.2.5	Les procédés de désinfections supplémentaires.....	24
II.2.5.1	Les traitements chimiques et les ultraviolets.....	24
II.2.5.2	Les membranes.....	25
II.2.5.3	Le lagunage tertiaire.....	25
II.2.5.4	L'infiltration/percolation.....	25

Chapitre III. Valorisation des sous produits d'épuration dans l'agriculture

III. 1	Valorisation des eaux épurées.....	26
III.1.1	Définition et avantages.....	26
III.1.2	Normes.....	26
III.1.3	Qualité des eaux destinées à l'irrigation.....	27
III.1.3.1	Conductivité.....	27
III.1.3.2	SAR.....	27
III.1.3.3	Valeur fertilisante des eaux usées.....	28
III.1.3.4	Eléments fertilisants minéraux.....	29
III.1.3.5	La matière organique.....	29
III.1.4	Méthodologie.....	29
III.1.4.1	Système de collecte.....	29
III.1.4.2	Système d'assainissement.....	29
III.1.4.3	Système de sol.....	30
III.1.4.4	Système d'irrigation.....	30
III.1.4.5	Système de culture.....	30
III.1.5	Etude des différentes contraintes liées à la réutilisation des eaux usées.....	31
III.1.5.1	Notion de risque.....	31
III.1.5.2	Présentation des contraintes liées à la composition biologique des eaux Usées.....	31
III.1.5.3	Composition microbiologique des eaux usées.....	32
III.1.5.4	Les procédés de désinfection : quelques précisions.....	35
III.1.5.5	La réponse de l'hôte : Notion de dose minimale infectante (DMI) et de variabilité interindividuelle.....	36
III.1.5.6	Les facteurs de la pathogénéicité des micro-organismes.....	36
III.1.5.7	Effets des eaux usées traitées sur le végétal.....	40
III.1.6	Les différentes réglementations dans le monde.....	42
III.1.6.1	Les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).....	42
III.1.6.2	Les directives de la FAO.....	43
III.1.6.3	Présentation des contraintes réglementaires de la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation en France.....	45
III.1.6.4	Les recommandations du CSHP de France.....	48

III.1.6.5	Les recommandations de l'USEPA.....	50
III.2	Valorisation des boues d'épuration dans l'agriculture.....	52
III.2.1	Introduction.....	52
III.2.2	Problématique générale de la dégradation des sols.....	52
III.2.2.1	Les besoins en matières organiques des sols.....	53
III.2.2.2	Intérêt de la valorisation des MO sur les sols.....	54
III.2.2.2.1	Effets de la matière organique sur la structure et sur les autres qualités du sol.....	54
III.2.2.2.2	Effets de la MO sur les caractéristiques chimiques et physico- chimiques.....	54
III.2.2.2.3	Effets de la MO sur la biologie des sols.....	54
III.2.2.2.4	Effets de la matière organique sur l'activité biologique du sol.....	54
III.2.2.2.5	Composition chimique de l'humus.....	55
III.2.2.2.6	La décomposition de l'humus : Décomposition de la matière organique.....	57
III.2.3	Codes de bonnes pratiques agricoles.....	57
III.2.4	Rôle des apports des matières organiques dans le stockage de carbone dans le cadre des accords de Kyoto.....	58
III.2.5	Les traitements des boues.....	59
III.2.5.1	La stabilisation des boues.....	59
III.2.5.2	Conditionnement et réduction de la teneur en eau des boues.....	59
III.2.5.3	L'hygiénisation des boues.....	60
III .2.6	Les éléments traces.....	60
III .2.6.1	Introduction.....	60
III.2.6.2	Origine anthropique.....	60
III.2.6.3	Comportement des métaux dans le sol.....	61
III.2.6.3.1	Mobilité des ML issues des boues des STEP.....	61
III.2.6.4	Risques actuels.....	62
III.2.6.4.1	Situation actuelle dans le monde.....	62
III .2.6.4.2	Risques chimiques.....	63
III.2.6.4.3	Risques microbiologiques.....	71
III.2.7	Conclusions.....	72

Deuxième partie : étude expérimentale

Chapitre IV. Présentation de la zone d'étude

IV.1	Les stations d'épuration.....	73
IV.2	Etude de l'occupation des sols dans la région.....	74
IV.2	Etude de l'occupation des sols dans la région.....	74
IV.2.1	Composition granulométrique des sols.....	74
IV.2.2	Caractéristiques physico-chimiques et agronomique des sols.....	74
IV.3	Répartition des cultures au niveau la plaine de la Mitidja.....	76
IV.4	Les exigences des cultures en matière de qualité du sol.....	76
IV.5	Les exigences nutritives des cultures.....	76

Chapitre V. Caractéristiques hydrauliques, physico-chimiques et agronomiques des eaux épurées

V.1	Caractéristiques hydrauliques.....	78
-----	------------------------------------	----

V.2. Les paramètres de la pollution organique.....	78
V.3 Paramètres physico-chimiques et agronomiques des eaux épurées.....	79
V.3.1 La température de l'eau.....	80
V.3.2 La salinité.....	80
V.3.3 Le SAR.....	81
V.3.4 La conductivité électrique.....	81
V.3.5 Les matières en suspension (MES).....	82
V.3.6 Le pH.....	83
V.3.7 Evaluation du problème de toxicité par les chlorures et sodium.....	83
V.3.8 Les risques de toxicité spécifique aux ions chlorures.....	83
V.3.9 Les risques de toxicité spécifique aux ions sodium.....	84
V.3.10 Germes pathogènes.....	85
V.3.11 Les risques de toxicité spécifiques aux métaux lourds.....	85
V. 4 Apport de substances nutritives.....	86
V. 4. 1 L'Azote (N).....	86
V.4.2 Le phosphore.....	87
V. 4.3 Le potassium.....	88
V. 4.4 Le calcium.....	89
V. 4.5 Le magnésium.....	89
V.4.6 Valeur nutritive des eaux épurées.....	90
V. 4.6.1 Quantités d'azote potentielles présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures.....	93
V. 4.6.2 Quantités de P2O5 potentielles présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures.....	94
V. 4.6.3 Quantités de K2O potentiellement présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures.....	95
 Chapitre VI. Etude des boues d'épuration	
VI. 1 Apports des boues en matière organique.....	96
VI. 2 Richesse des boues d'épuration en fertilisants.....	99
VI. 2.1 L'azote.....	99
VI.2.2 Le phosphore.....	100
VI.2.3 Le potassium.....	100
VI. 3 Les éléments traces métalliques (ETM).....	101
VI. 3.1 Restrictions liées aux métaux lourds.....	105
VI. 4 Les composés traces organiques CTO.....	106
VI. 5 Apports des boues en matière organique et en éléments fertilisants pour une dose de 10T/ha.....	107
VI.5.1 Apports des boues en matière organique pour une dose de 10T/ha.....	108
VI .5.2 Apport de boues en azote pour une dose de 10T/ha de boue.....	108
VI.5.3 Apport de boues en phosphore pour une dose de 10T/ha de boue.....	110
VI. 5.4 Apport de boues en potassium pour une dose de 10T/ha de boue.....	110
VI.5.5 Comparaison entre les apports en fertilisants apportés par les boues et les besoins des cultures.....	111
 VII. Conclusions et recommandations	
Conclusions.....	114
Recommandations.....	116
VIII. Références bibliographiques	117
 Annexes	

Liste des figures

Figure 1	Procédés d'épuration utilisés en Algérie.....	4
Figure 2:	Répartition des sous produits de l'épuration durant les années 2009 et 2010 [ONA].....	6
Figure 3.	Evolution des volumes de boues durant les années 2009 et 2010[ONA]	6
Figure 4.	Répartition par usage et localisation des expériences mondiales les plus importantes en REUE. Source : Ecosse D (2001).....	9
Figure 5.	Diagramme de classification des eaux d'irrigation (Richards, 1954)	28
Figure 6.	Situation géographique.....	73
Figure 7.	Composition granulométrique des sols.....	74
Figure 8.	Répartition des sols par types de cultures.....	76
Figure 9.	Représentation graphique de l'évolution de la température en sortie des stations.....	80
Figure 10	Comparaison des valeurs de SAR des stations.....	81
Figure 11	Représentation graphique de l'évolution de la CE en sortie des stations.....	81
Figure 12 :	Diagramme de Richards (Riverside).....	82
Figure13.	Teneurs en MES des eaux épurées comparées aux normes de JORA DP (93et OMS (89).....	82
Figure 14.	Représentation graphique de l'évolution du p H en sortie des stations.....	83
Figure 15.	Concentrations des chlorures au niveau des stations.....	83
Figure 16.	Concentrations de sodium comparées avec la norme OMS (89).....	84
Figure 17.	Comparation des valeurs des nitrates avec celles de JORA et de l'OMS.....	87
Figure 18.	Comparaison des teneurs en ammonium avec les limites exigées par l'OMS.....	87
Figure 19.	Comparaison des concentrations de phosphore avec celles de la FAO et de l'OMS.....	87
Figure 20.	Valeurs du potassium comparées à la limite imposée par la FAO 85.....	88
Figure 21.	Valeurs du calcium comparées à la limite imposée par la FAO 85.....	89
Figure 22.	Valeurs du magnésium comparées à la limite imposée par la FAO 85.....	89
Figure 23.	Quantités d'azote potentiellement présentes dans les eaux épurées comparés aux besoins des cultures.....	93
Figure 24.	Quantités de P2O5 potentiellement présentes dans les eaux épurées comparés aux besoins des cultures.....	94
Figure 25.	Quantités de K2O potentiellement présents dans les eaux épurées comparés aux besoins des cultures.....	95
Figure 26.	Comparaison des MO apportées par les boues à celles du compost.....	97
Figure 27	Représentation graphique de la siccité des différentes boues d'épuration.....	97
Figure 28.	Représentation graphique du rapport C/N des boues, du compost et du fumier de bovins.....	98
Figure 29.	Les teneurs en pourcentage d'azote des boues, du compost et du fumier.....	99
Figure 30.	Les teneurs en pourcentages de P2O5 des boues, du compost et du fumier.....	100
Figure 31.	Les teneurs en pourcentage de K2O des boues, du compost et du fumier.....	100
Figure 32.	Concentrations moyennes en cuivre des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).....	102

Figure 33. Concentrations moyennes en mercure des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).....	102
Figure 34. Concentrations moyennes en zinc des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).....	102
Figure 35. Concentrations moyennes en plomb des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).....	103
Figure.36. Concentrations moyennes en chrome des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).....	103
Figure 37. Concentrations moyennes en Nickel des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).....	104
Figure 38. Concentrations moyennes en cadmium des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).....	104
Figure 39. Concentrations moyennes en (Cr+Cu+Ni+Zinc) des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).....	105
Figure 40. Quantités de matière organique (T/ha) apportées par les boues, le fumier et le compost avec un épandage de 10T/ha de produit.....	108
Figure 41. Quantités d'azote apportées par les boues, le fumier et le compost avec un épandage de 10T/ha de produit.....	108
Figure 42. Quantités d'azote potentiellement présentes dans les boues avec un épandage de 10T/ha /an.....	109
Figure 43. Quantités de P2O5 apportées par les boues et le compost avec un épandage de 10T/ha de produit.....	110
Figure 44. Quantités de K2O apportées par les boues, le fumier et le compost avec un épandage de 10T/ha de produit.....	110
Figure 45. Comparaison entre l'apport en azote des boues et les besoins des cultures.....	111
Figure 46. Comparaison entre l'apport de P2O5 des boues et les besoins des cultures.....	111
Figure 47. Comparaison entre l'apport de K2O des boues et les besoins des cultures.....	112

Liste des tableaux

Tableau 1	Effets sanitaires sur la population générale dus à la consommation de produits irrigués avec des eaux usées brute.....	11
Tableau 2	Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres physico-chimiques de la pollution de l'eau (Source OMS).....	15
Tableau 3	Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution particulaire de l'eau (Source OMS).....	16
Tableau 4	Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution organique de l'eau (Source OMS).....	17
Tableau 5	Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution dissoute de l'eau (Source OMS).....	19
Tableau 6	Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres toxique de l'eau (Source OMS).....	21
Tableau 7	Classes d'aptitude de l'eau à l'irrigation, modifiées d'après US Salinity Laboratory, 1955. [171].....	27
Tableau 8	Les bactéries pathogènes dans les eaux usées	33
Tableau 9	Facteurs environnementaux modifiant la survie des micro-organismes	33
Tableau 10	Temps de survie de pathogènes caractéristiques à 20-30°C (jours).....	34
Tableau 11	Concentration des paramètres microbiologiques dans les eaux usées brutes.....	35
Tableau 12	Recommandations concernant la qualité microbiologique des eaux usées utilisées dans l'agriculture.....	36
Tableau 13	Doses minimales infectantes (DMI) moyennes des agents pathogènes présents dans les eaux usées.....	37
Tableau 14	Effets sanitaires chez les travailleurs agricoles en contact direct avec les eaux usées traitées utilisées pour l'irrigation.....	38
Tableau 15	Effets sanitaires dans les populations environnantes exposées aux eaux usées traitées utilisées pour l'irrigation.....	39
Tableau 16	Effets sanitaires en population générale dus à la consommation de produits irrigués avec des eaux usées brutes.....	40
Tableau 17	Teneur des poivrons, irrigués avec les différentes eaux en germes pathogènes (log. de nombre de germes / 100 g).....	40
Tableau 18	Teneur du maïs fourrager en germes pathogènes (Nombre de germes/gramme).....	41
Tableau 19	Résumé des recommandations microbiologiques révisées de l'OMS pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture.....	43
Tableau 20	Directives pour l'interprétation de la qualité physicochimique de l'eau pour l'irrigation.....	44
Tableau 21	Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation : limites recommandées en éléments traces métalliques (FAO 1985) [52]..	45
Tableau 22	Les recommandations du CSHPF concernant la qualité microbiologique des eaux usées utilisées dans l'agriculture.....	47
Tableau 23	Valeurs limites pour les quantités annuelles de métaux lourds pouvant être introduits dans les sols cultivés sur la base d'une moyenne de 10 ans.....	48
Tableau 24	Réserves et recommandations du CSHPF concernant l'utilisation des eaux épurées dans l'irrigation.....	49
Tableau 25	Rapport C/N de différentes MO	57

Tableau 26	Contribution des différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en ETM.....	64
Tableau 27	Valeurs limites pour les quantités annuelles de métaux lourds pouvant être introduits dans les sols cultivés sur la base d'une moyenne de 10....	65
Tableau 28	Effets toxiques de certains ETM chez l'animal et l'homme.....	66
Tableau 29	Teneurs moyennes en métaux lourds de différents groupes d'aliments (g/kg ou g/l).....	67
Tableau 30	Aptitude à l'accumulation des micro- polluants métalliques par différentes espèces végétales.....	67
Tableau 31	Survie des œufs d'Helminthes dans le sol.....	71
Tableau 32	Statistiques descriptives des constituants minéraux et des densités des sols.....	74
Tableau 33	Statistiques descriptives des paramètres chimiques et biologiques des sols.....	75
Tableau 34	Exigences de fertilisants par type de cultures.....	76
Tableau 35	Caractéristiques hydrauliques des stations d'épuration.....	78
Tableau 36	Caractéristiques physico-chimiques des eaux épurées (valeurs moyennes).....	79
Tableau 37	Résultats d'analyses bactériologiques des eaux épurées des stations d'épuration.....	85
Tableau 38	Teneurs en ML dans les eaux épurées de la STEP de Boumerdes comparées aux valeurs limite (mg/l) «FAO (2003) [53] »	86
Tableau 39	Quantités de fertilisants (en kg) apportés par une lame d'eau épurée de 100 mm à l'hectare (1000 m ³ /ha).....	90
Tableau 40	Quantités potentielles de fertilisants (en kg) apportées à raison de 5000 m ³ /ha/an.....	90
Tableau 41	Quantités potentielles de fertilisants (en kg) apportées à raison de 3500 m ³ /ha/an.....	91
Tableau 42	Surface Agricole Utile (SAU)	91
Tableau 43	Surfaces de PMH (petite et moyenne hydraulique) irriguées par puits Forages.....	91
Tableau 44	Volumes d'eau nécessaires à chaque type de culture.....	92
Tableau 45	Quantités potentielles de fertilisants apportés annuellement par chaque station, calculées sur la base de 5000 m ³ /ha/an, des besoins des agrumes et de l'arboriculture.....	92
Tableau 46	Quantités potentielles de fertilisants apportés annuellement par chaque station, calculées sur la base de 3500 m ³ /ha/an pour le besoins du (maraichage et autres).....	93
Tableau 47	Quantités potentielles annuelles de fertilisants (en kg) destinées pour chaque type de culture.....	93
Tableau 48	Caractéristiques des boues d'épuration, du fumier de bovins et du compost urbain.....	96
Tableau 49	Influence du type de traitement sur la valeur du rapport C/N.....	99
Tableau 50	Comparaison des teneurs en éléments traces métalliques de quelques engrais et du fumier de bovins à celles des boues d'épuration (mg/ kg MS).....	101
Tableau 51	Teneurs en éléments traces métalliques des boues d'épuration (mg/ kg MS).....	105

Tableau 52	Concentrations des composés traces organiques dans la boue de la Station de Beni Messous.....	106
Tableau 53	Quantités de boues et surfaces potentiellement épandables avec une dose de 10T/ha/an.....	107
Tableau 54	Quantités de MO et de fertilisants apportées par un épandage de 10T/ha.....	112
Tableau 55	Concentration des boues d'épuration en oligo-éléments.....	113

Liste des abréviations

AFNOR	Association française de normalisation
CaO	Chaux vive
CE	: Conductivité électrique
CEC	Capacité d'échange cationique
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
Eq/hab	Equivalent habitant
ETM	Eléments traces métalliques
FAO	Food and agriculture organization
Jora DP	Journal officiel de la république algérienne démocratique et populaire
MES	Matières en suspension
MM	Matières minérales
MO	Matière organique
MS	Matière sèche
MVS	Matières volatiles en suspension
OMS	Organisation mondiale de la santé
SAR	Le taux d'absorption du sodium
pH	Potentiel hydrogène
PMH	Petite et moyenne hydraulique
SAU	Surface agricole utile
STEP	Station d'épuration des eaux usées
Q	Débit d'eau
μS	Micro siemens

Première partie : étude bibliographique

Introduction

Actuellement la situation en Algérie se caractérise par une demande en eau croissante, alors que les ressources hydriques se raréfient d'une manière permanente pour l'agriculture, faisant l'objet d'une exploitation concurrentielle entre les besoins de la population, ceux de l'agriculture et de l'industrie qui se disputent une disponibilité limitée.

L'Algérie est classée parmi les pays les plus défavorisés en termes de potentialités hydriques. En effet, actuellement le seuil théorique de rareté fixé par la banque mondiale à 1 000 m³/habitant/an est loin d'être atteint avec une disponibilité moyenne de 500m³/habitant/an.

Aussi, chacun a en mémoire les conséquences des années de sécheresse récentes et récurrentes et les mesures de rationnement de la consommation d'eau qui les ont accompagnées (Kettab et al, (2008) [88]. Le recours aux nappes souterraines devient de plus en plus indispensable (Ferrah et al, 2004) [57]. Ce recours traditionnel à la nappe explique aussi, en partie, l'importance de l'irrigation gravitaire utilisée par 90 % des exploitations du périmètre (Imache, A et al, 2006) [75].

En revanche, la production des eaux usées s'accroît et leur réutilisation se présente comme une première réponse à cette situation de pénurie d'eau pour l'irrigation.

L'approvisionnement adéquat en eau se trouve confronté à des problèmes croissants et de nouvelles approches, telles que le dessalement et la réutilisation d'eau usée, sont nécessaires. Ceci aidera à résoudre partiellement le problème de la pénurie de l'eau et à faire face au problème environnemental impérieux du rejet des eaux usées.

La réutilisation des eaux usées traitées peut constituer une alternative importante à l'usage des eaux propres et fraîches dans le secteur agricole. L'étude granulométrique des sols donne des textures fines à très fines. La richesse des sols en matières organiques est l'un des principaux indicateurs de la fertilité. De même elle représente une caractéristique de plus en plus appréciée dans un contexte global de changement climatique où le stockage du carbone dans les sols représente une alternative permettant la réduction du CO₂ atmosphérique (Bouajila.K et al, 2013) [24]. Les réserves organiques des sols ont subi plusieurs transformations sous la contrainte l'utilisation intensive des ressources naturelles; d'une restitution très faible de résidus de cultures et d'amendements organiques.

Les boues d'épuration constituent un potentiel de matières organiques et d'éléments fertilisants, mais elles peuvent être également une source de pollution. Leur utilisation généralisée dans ce domaine repose sur la levée d'un certain nombre de restrictions, notamment celles qui sont liées aux métaux lourds et aux éléments trace organiques.

Cette étude a donc pour objectif d'apprécier les boues d'épuration sur le plan qualitatif et quantitatif et de prévoir les conséquences de leur utilisation sur l'environnement et la santé de l'homme.

Problématique générale

L'eau est indispensable à la vie pour tous les êtres vivants. Elle est aussi indispensable à toute activité économique, industrielle, agricole ou autre. Bien que globalement le cycle de l'eau soit en équilibre, et que l'eau soit suffisante théoriquement pour les besoins de l'ensemble des habitants du globe, elle est répartie d'une manière inégale, et des régions souffrent d'excès d'eau, d'autres de déficit. Les changements climatiques et les activités anthropiques perturbent cet équilibre et aggravent la crise de l'eau.

L'agriculture irriguée constitue donc l'activité humaine qui consomme, la part la plus importante de l'eau (70%) (Mara.D, 2004) [106]. Un m³ d'eau utilisé en industrie ou dans le secteur des services est 200 fois plus rentable que s'il est utilisé en agriculture. Il ressort alors que, pour tirer profit de cette ressource, il vaut mieux l'utiliser dans les secteurs où elle sera la plus rentable.

L'accroissement démographique est un autre facteur qui amplifie la pression sur la ressource. Cette augmentation de la population, conjointement avec une tendance vers un mode de vie plus urbain que rural, pose de nouveaux défis pour la satisfaction en priorité des besoins en eau potable qui grandissent sans cesse.

Cette situation est plus critique dans plusieurs pays des régions arides et semi-arides où la pénurie d'eau est devenue un facteur limitant au développement et constitue un défi économique, social et politique important. La population dans ces pays augmente considérablement et le besoin en nourriture et en eau croît continuellement. Traditionnellement, la solution consistait à mobiliser davantage de ressources pour satisfaire les besoins en eau potable et pour développer de nouveaux périmètres irrigués (Valiron et al, 1983) [165]. Il est donc normal de se tourner vers d'autres ressources en eau « non conventionnelles » pour faire face à l'accroissement de la demande en irrigation.

L'agriculture, la plus grande consommatrice d'eau, doit céder une part aux autres (eau potable et industrielle). L'agriculture est aussi appelée à subvenir aux besoins de plus en plus croissants de cette population en constante augmentation. Pour sortir de ce cercle vicieux, il est possible de rationaliser la ressource entre les différents usages. L'eau douce devrait donc servir à combler en priorité les besoins d'eau potable et industriels, qui ne peuvent s'accommoder que de cette eau, et par la suite l'irrigation. L'agriculture, grande consommatrice d'eau (70%), est le secteur à satisfaire et où une recherche de solutions alternatives est possible.

Parmi celles-ci se trouvent: l'amélioration de l'efficacité de l'irrigation, l'amélioration de la productivité du m³ d'eau, le dessalement d'eau de mer, etc. Ces alternatives, bien qu'elles puissent améliorer la situation, ne peuvent à elles seules résoudre le problème. Étant donné que l'agriculture peut parfaitement s'accommoder avec une eau de qualité moindre que les deux autres secteurs, l'alternative qui consiste à substituer l'utilisation d'une partie de l'eau douce (conventionnelle) en irrigation, par une eau souvent rejetée dans le milieu naturel semble être une solution. Il s'agit alors de réutiliser les eaux usées domestiques pour l'irrigation, surtout que ces eaux proviennent des centres urbains qui grandissent sans cesse, consomment de plus en plus d'eau potable et rejettent de plus en plus d'eaux usées et où les besoins alimentaires sont de plus en plus grands. La réutilisation des eaux usées en irrigation aura donc un impact très positif sur l'assainissement qui est resté le parent pauvre et qui n'a pas été suffisamment développé. La réutilisation des eaux usées doit désormais faire partie intégrante de la gestion et de la planification des ressources en eau.

Les éléments chimiques contenus dans les eaux usées, particulièrement l'azote, le phosphore et le potassium (NPK) améliorent les rendements des cultures et permet de diminuer l'achat des engrais chimiques qui sont souvent coûteux, avec des conséquences bénéfiques sur l'environnement. Ainsi les eaux usées ne sont plus rejetées dans le milieu naturel, ce qui évite

des dommages environnementaux et particulièrement la pollution des cours d'eau, des nappes phréatiques et des lacs. Elle permet enfin l'amélioration du bien être des populations.

L'irrigation des terres se traduit par une meilleure productivité et des gains économiques conséquents (Pescod, M.B, 1992) [134].

La réutilisation des eaux usées en irrigation constitue donc une nouvelle approche intégrée dans la planification et la gestion des ressources en eau et particulièrement dans les pays qui en manquent. Elle permet de libérer les ressources d'eau douce pour l'approvisionnement en eau potable et industrielle, d'avoir un impact environnemental positif et d'améliorer les rendements agricoles.

Chapitre I. Les eaux usées en Algérie et dans le monde

I.1 Les eaux usées en Algérie

I.1.1 Les eaux usées urbaines

La production d'eau usée qui est conditionnée par le degré de consommation d'eau est proportionnelle à la densité du tissu urbain. En ce qui concerne les rejets liquides industriels, l'industrie algérienne déverse annuellement un volume quantifié, selon les derniers rapports, à plus de 220 millions de mètre cubes d'eaux usées, soit le quart du total des eaux usées rejetées vers les milieux naturels. La charge polluante peut être évaluée à :

Plus de 55000 tonnes de DBO5,

Plus de 134000 tonnes de matière en suspension,

Plus de 8000 tonnes de matière azotées exprimées en N.

Le phénomène de déversement des eaux usées en Algérie, s'il n'est pas contenu, entraînera la pollution du littoral et donc de graves conséquences économiques et sociales.

Malgré la perspective indiscutable de pénurie d'eau généralisée, cette ressource continue à être gérée de façon ponctuelle et sans vision globale. Les eaux prélevées continuent à être rejetées dans la nature. Outre les conséquences néfastes sur le plan de l'environnement, l'absence de traitement des eaux usées prive l'agriculture et l'industrie de ressources hydriques importantes. Les stations d'épuration qui existaient jusque là en Algérie et qui ont du être réalisées en l'absence d'une démarche cohérente et intégrée, sont actuellement peu performantes ou en cours de réhabilitation. De nouvelles stations sont actuellement en cours de réalisation (34 stations), d'autant que l'Algérie a ratifié la convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée.

L'Algérie dispose de 86 STEP dont 68 sont exploitées par l'ONA (office national d'assainissement) réparties sur l'ensemble du territoire national. Les procédés les plus répandus utilisés sont à boues activées et à lagunage naturel.

L'ONA prend en charge la gestion de 634 communes sur les 1541 existantes soit 41,14 % du réseau d'assainissement national, correspondant à un linéaire de 27 009 km de réseau sur 37 738 Km du réseau national. Le reste du réseau est géré soit par les régies communales en attendant le transfert de ces communes à l'ONA, soit par les sociétés par actions créées dans le cadre de la gestion déléguée du service public de l'eau et de l'assainissement telles que SEAAL pour Alger, SEAOR pour Oran, SEACO pour Constantine et SEATA pour Annaba et Altaraf.

Dans la figure (1) nous représentons la répartition des STEP algérienne par type de procédé d'épuration utilisé.

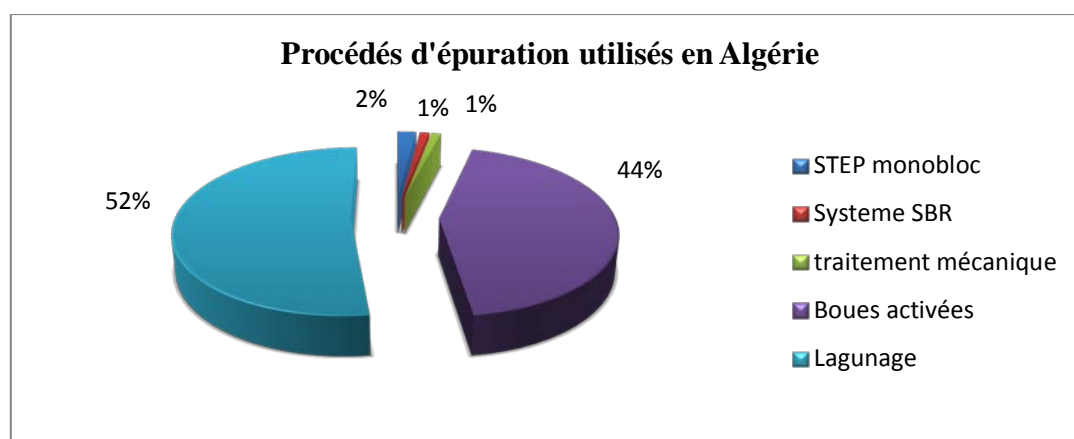


Figure 1. Procédés d'épuration utilisés en Algérie

I.1.2 Pollution industrielle en Algérie

La plupart des unités industrielles sont implantées dans des sites faciles à aménager, proches des réservoirs de main-d'oeuvre, à proximité des voies de communication et disposant de toutes les utilités nécessaires au fonctionnement des projets (logique ayant rapidement entraîné une grande consommation en eau et un gaspillage de terres fertiles).

Non seulement l'industrie a été implantée sur de vastes étendues de terres agricoles ou à vocation agricole, mais elle a aussi drainé une masse paysanne importante de plus en plus attirée par les avantages qu'offre le secteur de l'industrie. Les implantations industrielles inappropriées ont eu en outre des effets néfastes sur l'agriculture en raison des rejets polluants qui affectent directement les productions et les rendements agricoles. Il faut reconnaître qu'en réalité la dimension de production et celle relative à la protection de l'environnement n'ont pas été assujettis à la même rigueur d'analyse. De nombreuses unités industrielles possèdent des équipements de traitement qui fonctionnent avec un rendement épuratoire souvent en dessus des normes de protection de l'environnement.

Les raisons ayant conduit à cette situation sont nombreuses dont principalement l'abandon de ces équipements sous prétexte qu'ils « ne participent pas au processus de production ». Jusqu'en 1983, date de la publication de la loi relative à la protection de l'environnement, les industriels plaçaient la production en priorité par rapport à la lutte anti pollution. Ceux qui, par scrupule, voulaient faire fonctionner les systèmes anti pollution en place, ont dû faire face à des contraintes plus ou moins objectives notamment en ce concerne les questions de maintenance et de personnel qualifié. L'absence de traitement des effluents industriels a naturellement conduit à une accumulation des résidus industriels dans le milieu naturel. Le sol et les eaux ont, pendant longtemps, supporté une charge de pollution en manifestant des signes de déséquilibre, dès que leur pouvoir auto-épurateur s'est trouvé considérablement affaibli, des situations alarmantes ont fait leur apparition dans de nombreuses régions du pays. Les eaux souterraines ne sont pas, non plus, à l'abri de la pollution d'origine industrielle. Certaines d'entre elles sont même dangereusement exposées à ce phénomène, il s'agit surtout des nappes d'eau situées dans la partie Nord du pays et plus particulièrement celles sur lesquelles sont implantés des complexes et ensembles industriels.

I.1.3 Bilan d'exploitation de STEP en Algérie pour l'année 2010

Pour l'année 2010, 104 millions de m³ d'eaux usées ont été épurées par 68 stations exploitées par l'ONA (Office National d'Assainissement). La capacité nominale globale de ces 68 STEP est de 5 millions d'équivalents habitants, Le taux moyen d'utilisation des capacités nominales installées sera de 38 %. Aussi le taux d'épuration est de 19 % pour un volume collecté durant la même période de 573 millions de m³.

Comparativement aux années 2008 et 2009, une évolution significative du volume d'eau épurée a été constatée :

- Cette évolution est de 33 millions de m³ soit un taux de 31 % par rapport à 2008
- Elle est de 23 millions de m³ soit un taux de 23 % par rapport à 2009.

Sur la Figure 2 sont représentés les volumes de solides et des sables issus de l'épuration des eaux usées pour l'année 2009 et 2010.

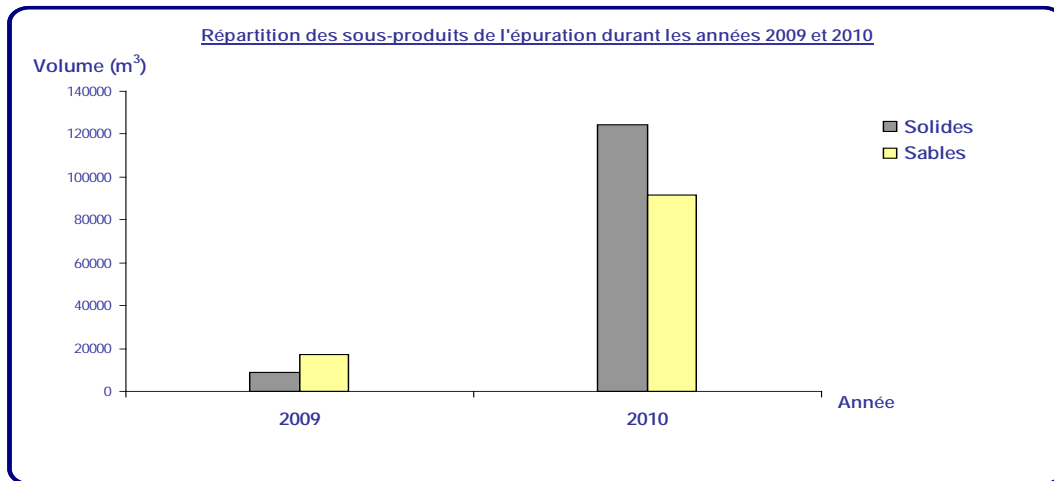


Figure 2. Répartition des sous produits de l'épuration durant les années 2009 et 2010 [ONA]

Nous pouvons observer sur la figure 2 que les volumes des solides et des sables évacués en 2010 sont nettement supérieurs aux volumes évacués durant l'année 2009, en raison de l'augmentation du débit d'eau traitée et de l'arrivée des eaux chargées en amont des STEP.

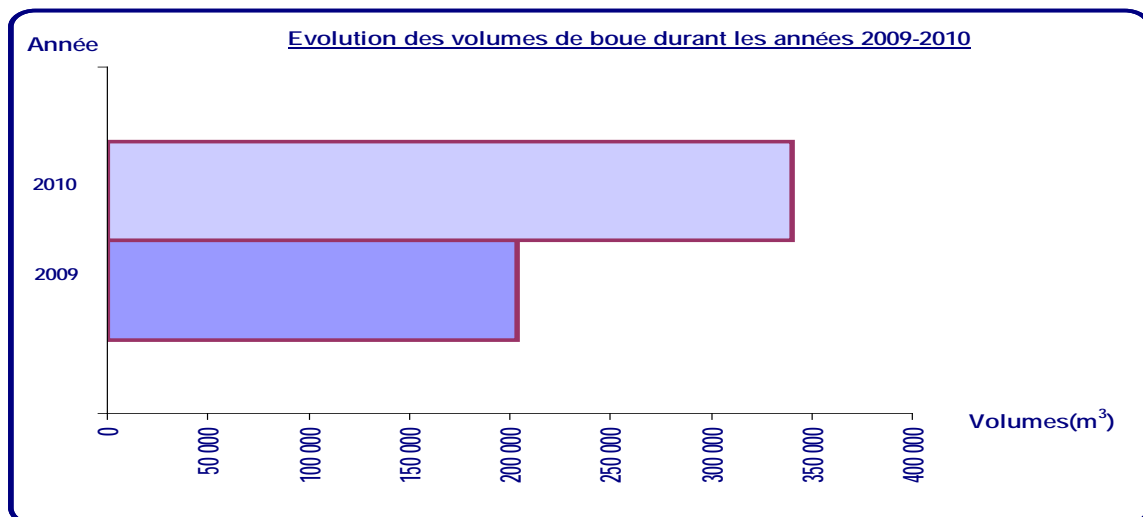


Figure 3. Evolution des volumes de boues durant les années 2009 et 2010[ONA]

Nous observons une augmentation importante des volumes des boues durant les deux années 2009 et 2010, le taux de croissance est de plus de 40%, entre 2009 et 2010, soit une différence de 136 724 m³ de boues.

I.1.4 Législation algérienne sur les eaux usées

Le déversement des eaux usées domestiques et industrielles est soumis à diverses dispositions de nature législative ou réglementaire visant notamment la protection de la santé publique, c'est le texte de l'article 84 de la loi du 16 juillet 1983 portant code des eaux définissant ainsi les principaux objectifs de l'assainissement urbain l'article 84 de la même loi rend obligatoire le branchement d'égout en zone agglomérée, de toute habitation ou établissement rejetant des eaux usées.

I.1.5 Perspectives de Valorisation de l'Eau d'Irrigation en Algérie

L'irrigation était pratiquée en Afrique du Nord depuis l'époque romaine. Les arabes ont contribué à son essor par l'introduction de nouvelles cultures fruitières et le développement du savoir.

Durant l'époque coloniale, peu d'intérêt a été consacré à l'irrigation en comparaison à la céréaliculture. Les colons ont développé la culture de la vigne et des agrumes ainsi que l'oléiculture en sec sur de vastes domaines.

C'est surtout après l'indépendance que le pays a donné une grande impulsion au développement de l'irrigation, grâce notamment à la politique soutenue de mobilisation des ressources en eau et à la création de grands périmètres irrigués.

L'irrigation à grande échelle a connu une importante expansion pendant la deuxième moitié du vingtième siècle. L'Algérie, après son indépendance, a consenti d'importants investissements dans la construction de grands ouvrages hydrauliques pour irriguer davantage de cultures et répondre à un besoin alimentaire croissant.

Cependant, compte tenu de l'aridité climatique, l'Algérie ne dispose que de quantités d'eau limitées. Le caractère aléatoire des précipitations affecte directement la disponibilité en eau.

La plus grande partie est cependant utilisée par les processus d'évaporation directe à partir du sol et ne contribue donc pas à l'alimentation des nappes souterraines et au ruissellement

La situation actuelle en Algérie est caractérisée par un déficit hydrique absolu. La tendance démographique annonce une aggravation de ce déficit pour les années à venir (Hamdy et al, 1999) [67].

La situation est aggravée par une augmentation de la fréquence des périodes de déficit pluviométrique et un déplacement de la saison sèche vers le printemps.

Le secteur irrigué subit les effets de la Globalisation et il devient alors nécessaire d'explorer de nouvelles voies de gestion des ressources pour que l'irrigation continue à générer des richesses.

I.1.6 La Réutilisation des eaux usées en Algérie

En Algérie la réutilisation des eaux usées traitées longtemps délaissée, en raison de l'état défectueux du parc de stations d'épuration qu'il a fallu réhabiliter, est devenue un axe important de la nouvelle politique de l'eau. Avec la remise en état des anciennes STEP et la construction de nouvelles stations, plusieurs projets d'irrigations à partir des eaux usées traitées sont en cours d'études ou déjà réalisés.

La stratégie nationale en matière de réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation a trois objectifs :

- ◆ économiser et préserver les ressources en eaux traditionnelles,
- ◆ accroître les superficies irriguées,
- ◆ et participer à l'augmentation de la production agricole.

Le programme en cours doit porter le nombre de stations d'épuration de 150 STEP avec une capacité d'épuration installée de 550 millions de m³ par an à 216 STEP en 2020 avec une capacité de 1200 millions de m³ par an d'eaux épurées.

I.1.6.1 État des ressources en eau mobilisées

Eaux souterraines:

- Volume exploité au nord : 1,8 milliards de m³/an.
- Volume exploité au Sahara : 2 milliards de m³/an.

Eaux superficielles:

- Nombre de grands barrages : 70
- Capacité totale actualisée : 7,3 milliards de m³.
- Volume régularisé : 2 milliards de m³/an.

- Volume mobilisé (juillet 2007) : 3 milliards de m³.
- Taux de remplissage : 50 %.

a). Constat

- Déficit pluviométrique de plus de 30%.
- Faible taux de remplissage des barrages.
- Taux de satisfaction de l'irrigation de 25 %.
- Demande en eau en augmentation.
 - Croissance démographique.
 - Développement économique

b). Solutions retenues pour le développement de l'agriculture irriguée:

- Accroissement de la mobilisation des ressources en eau:
 - Eaux conventionnelles : Barrages et transferts - Retenues collinaires - Forages.
 - Eaux non conventionnelles : Réutilisation des eaux usées épurées.
- Actions sur la demande à travers des programmes d'économie d'eau

I.1.6.2 Développement de l'irrigation à travers la réutilisation des EUE

a). Eaux usées produites.

- Volume annuel : 730 hm³/an.
- Volume annuel à l'horizon 2020 horizon : 01 milliard de m³/an.

b). Eaux usées épurées.

- Capacité installée actuelle : 270 hm³.
- Volume actuel épuré : 150 hm³.
- Capacité installée à l'horizon 2020 : 990 hm³.
- Capacité installée à l'horizon 2030 : 1.100 hm³

c). Réutilisation des eaux épurées à des fins agricoles.

- Superficie irriguée en 2006 : 410 ha
- Superficie en projet : 12.000 ha
- Superficie irriguée à terme : 60.000 ha

I.1.6.3 Programme en cours en matière de REUE

a) Exploitation

Deux projets sont en exploitation :

- ✓ Projet de Hennaya à Tlemcen à partir d'une station d'épuration, irrigation d'un périmètre de 912 ha (arboriculture et fourrages).
- ✓ Projet de Boumerdès : Deux exploitants privés irriguent 89 ha d'arboriculture à partir des eaux usées traitées de la STEP de Boumerdès.

b) Travaux :

- ✓ Périmètre de Dahmouni (wilaya de Tiaret) sur une superficie de 1.214 ha.
- ✓ Périmètre d'irrigation à partir de la STEP de la ville de Bordj Bou Arreridj sur une superficie de 350 ha.
- ✓ Périmètre d'irrigation à partir de la STEP de Hamma Bouziane à Constantine sur une superficie de 327 ha.

c) Étude : Trois projets totalisant une superficie de 9.000 ha.

- ✓ Périmètre d'irrigation de M'leta à partir de la STEP d'Oran sur une superficie de 8.100 ha.

- ✓ Aire d'irrigation à l'aval de la STEP de la ville Médéa a sur une superficie de 255 ha.
- ✓ Périmètre d'irrigation à partir de la STEP de la vallée d'oued Saida oued sur une superficie de 330 ha.

d) Une étude de réutilisation des eaux usées à l'échelle nationale est en cours

- ✓ Etude d'un schéma directeur de réutilisation des eaux usées épurées.
- ✓ Elaboration d'un projet de normes de réutilisation des eaux usées épurées

I.1.6.4 Cadre réglementaire d'usage des eaux usées épurées.

La loi n° 05 - 12 du 04 août 2005, relative à l'eau, a institué, à travers ses articles 76 et 78, la concession d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation (Jora DP, 2005) [80].

Le décret n° 07-149 du 20 mai 2007 fixe les modalités de concession d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation ainsi que le cahier des charges y afférent.

I.2 Les exemples de REUE agricole dans le monde

Les principales voies de réutilisation dans les pays ayant une expérience significative dans ce domaine. Il apparaît que la réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen, le Sud des Etats-Unis. Les plus grands projets de réutilisation ont été développés dans les régions de l'Ouest et de l'Est des Etats-Unis, l'espace méditerranéen, l'Australie, l'Afrique du Sud et dans les zones semi-arides de l'Amérique du Sud et de l'Asie du Sud (figure 4). En fonction des exigences de qualité des consommateurs, deux grandes classes de réutilisation peuvent être définies :

- Les usages potables qui peuvent être directs, après un traitement poussé, ou indirects, après passage dans le milieu naturel.
- Les usages non potables dans les secteurs agricoles (irrigation), industriel et urbain

L'utilisation de cette technique couvre respectivement :

l'agriculture 70 %, l'industrie 20 %, et les usages domestiques 10 % de leur demande en eau.

La réutilisation des eaux usées est une pratique très répandue dans les régions du monde (surtout le pourtour sud de la Méditerranée, de l'Espagne à la Syrie, y compris l'Algérie).

Affectées par des pénuries de ressources en eau. En Afrique du Sud, où la moyenne pluviométrique annuelle est d'environ 487 mm, 16 % (sur une quantité de 1,2 millions m³ d'eaux usées traitées) sont réutilisées dans l'agriculture.

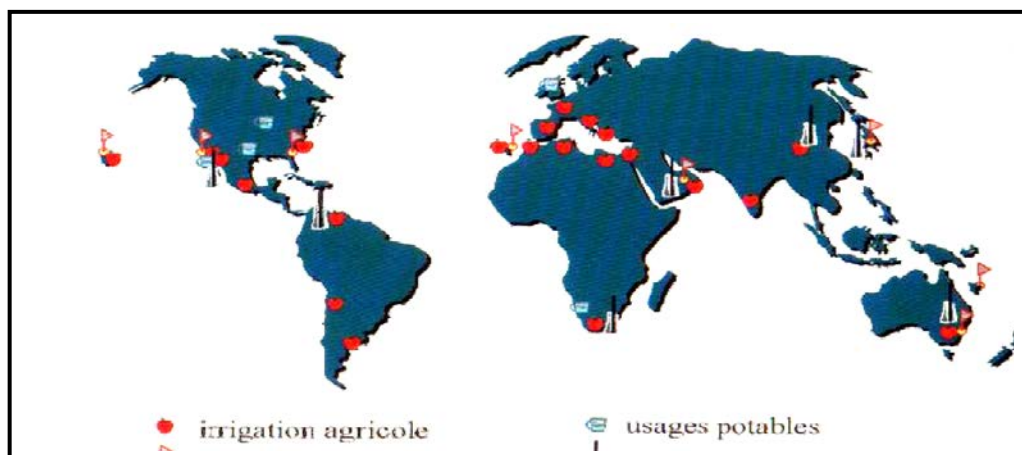


Figure 4. Répartition par usage et localisation des expériences mondiales les plus importantes en REUE. Source : Ecosse D, (2001) [43]

I.2.1 En Méditerranée

La Tunisie est le premier pays de l'Ouest méditerranéen à avoir adopté des réglementations en 1989 pour la réutilisation de l'eau (Bahri, 2002) [16].

La Tunisie a développé un programme de réutilisation des eaux usées épurées dès les années soixante. Dans ce pays, l'augmentation de la population et du niveau de vie ont accru à la fois les besoins en eau et les rejets d'eaux épurées dans le milieu naturel. Les politiques se sont donc trouvées face à une crise économique et écologique dans certaines régions. En 1993, 6400 ha de terres agricoles étaient irriguées avec des eaux épurées, et ce chiffre devait atteindre 20 à 30 000 ha dans les années suivantes (Asano, 1998) [12].

Les restrictions d'utilisation ne concernent que les légumes destinés à être consommés crus ou cuits, selon la réglementation tunisienne établie en 1989 (Puil, 1998) [136].

I.2.2 En Amérique

Aux États-Unis, 34 états disposent de réglementations ou de recommandations relatives à l'usage agricole des eaux usées (Ecosse, 2001) [43].

Pour l'ensemble des villes mexicaines la superficie irriguée par les eaux usées brutes est de l'ordre de 250 000 ha (Mara et col, 1991) [107].

Au Mexique, en 1996, les eaux usées brutes (non traitées) de Mexico étaient utilisées pour irriguer 85 000 hectares de maïs, d'orge et de tomates, dans ce qui constituait le plus grand plan d'irrigation au monde. Les critères sanitaires de la réglementation ont depuis changé, ce qui est heureux au vu de l'étude épidémiologique réalisée dans cette région mettant en évidence une augmentation des maladies intestinales liées à l'irrigation par ces eaux brutes (Puil, 1998) [136].

I.2.3 En Australie

L'Australie est un continent sec. L'intensité des précipitations est très variable dans l'espace puisqu'un quart du continent concentre 80% des précipitations. Le plus ancien périmètre irrigué au monde se trouve à Melbourne (créé en 1897) et il comporte 4000 ha (Mara et col, 1991) [107]. Essentiellement, les eaux usées brutes servent à irriguer les pâturages.

I.2.4 En Chine et en Inde

La Chine et l'Inde, deux pays très peuplés et qui risquent d'être en stress hydrique dans la prochaine décennie, pratiquent à grande échelle la réutilisation des eaux usées en irrigation agricole. Pour l'ensemble des villes chinoises, on compte 1 330 000 ha irrigués par les eaux usées. Pour l'Inde, le total s'élève à 73000 ha (Mara et col. 1991) [107].

I.2.4 En Chine et en Inde

Des pays comme la Grèce, le Portugal, l'Italie, l'Espagne ont des programmes plus ou moins avancés de REUE pour l'agriculture. En Europe du nord, l'Allemagne et la Hongrie utilisent les eaux épurées pour irriguer des céréales, des pommes de terre, etc. mais à moindre échelle.

Notons que, mis à part le cas exceptionnel de Mexico, aucun des rapports concernant ces différents cas de réutilisation ne fait état de problèmes sanitaires.

Tableau 1. Effets sanitaires sur la population générale dus à la consommation de produits irrigués avec des eaux usées brute

<p>Baumhogger (1949). Allemagne, Darmstadt</p>	<p>Ascariodiose à Darmstadt , en Allemagne L'incidence d'ascariodiose dans la population de Darmstadt est de 40 à 50 %.</p>
<p>Ben-Ari (1962), Jjumba-Mukabu et coll. (1971), Shuval et coll. (1984). Jérusalem</p>	<p>Transmission d'helminthes par des végétaux irrigués avec des eaux usées à Jérusalem Relation entre les échantillons positifs de selles d'Ascaris dans la population à l'ouest de Jérusalem et l'approvisionnement en végétaux irrigués avec des eaux usées brutes.</p>
<p>Gerichter et coll. (1971), Fatta et coll. (1984). Jérusalem</p>	<p>Épidémie de choléra à Jérusalem en 1970 : le cas de transmission à partir de légumes irrigués avec des eaux usées brutes (Source : Shuval, 1996)</p>
<p>Shuval (1993) Chili, Santiago</p>	<p>Investigation au sujet de la transmission de la fièvre typhoïde et du choléra par l'irrigation à partir d'eaux usées à Santiago au Chili Des taux d'incidence de fièvre typhoïde élevés ont été observés à Santiago du Chili avec des pics de 210 cas / 100 000 en 1977 et 1982. Le pic de fièvre typhoïde observé à Santiago en été correspond au pic de la saison d'irrigation et de la récolte des végétaux irrigués avec les eaux résiduaires. En avril 1991, une épidémie de 41 cas de choléra est survenue au Chili, due probablement à des cas provenant du Pérou. 68 % des cas de choléra ont consommé des salades irriguées avec des eaux usées.</p>

Source : Devaux (1999) [41]

Chapitre II. La pollution et le traitement de l'eau

II.1 La pollution des eaux

II.1.1 Définition des eaux usées

Les eaux usées sont définies comme étant des eaux ayant été utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout.

Les eaux usées regroupent les eaux usées domestiques (les eaux vannes et les eaux ménagères), les eaux de ruissellement et les effluents industriels (eaux usées des usines). (Baumont et al, 2004)[20].

II.1.2 Origine et quantité

Les eaux usées proviennent de trois sources principales.

II.1.2.1 Les eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques comprennent les eaux ménagères (eaux de toilette, de lessive, de cuisine) et les eaux vannes (urines et matières fécales), dans le système dit « tout à-l'égout » (Baumont et al, 2004) [20].

Les eaux usées domestiques contiennent des matières minérales et des matières organiques. Les matières minérales (chlorures, phosphates, sulfates, etc.) et les matières organiques constituées de composés ternaires, tels que les sucres et les graisses (formés de carbone, oxygène et hydrogène, mais aussi d'azote et, dans certains cas, d'autres corps tels que soufre, phosphore, fer, etc.).

II.1.2.2 Les eaux usées industrielles

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc.

La variété des eaux usées industrielles est très grande. Certains de ces eaux sont toxiques pour la flore et la faune aquatiques, ou pour l'homme. Il faut bien distinguer les eaux résiduaires et les liquides résiduaires de certaines industries.

Les eaux résiduaires sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des installations, des matières premières ou des produits d'une usine, ou qui ont servi à retenir des poussières de fumées ; elles peuvent contenir des substances chimiques utilisées au cours des fabrications. Les liquides résiduaires sont des liquides résultant des fabrications.

Selon Baumont et al. (2004) [20], les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement :

- ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique ;
- ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel.

II.1.2.3 Les eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines comprennent les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux de lavage des caniveaux, des marchés et des cours)

Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toutes sortes de déchets minéraux et organiques : de la terre, des limons, des boues, des silts, des sables, des déchets végétaux (herbes, pailles,

feuilles, graines, etc.) et toutes sortes de micropolluants (hydrocarbures, pesticides venant des jardins, détergents utilisés pour le lavage des cours, des voies publiques, des automobiles, débris microscopiques de caoutchouc venant de l'usure des pneumatiques des véhicules.

II.1.3.1 Matière organique ou minérale

-Matière organique : c'est la matière qui est principalement issue de la matière vivante (végétaux, animaux...) et de l'industrie chimique parfois. Sa composition est structurée autour du carbone. On y trouve des sucres, des protéines, des acides organiques (lactique, acétique...), des acides gras, des macromolécules comme l'amidon, la cellulose...

-Matière minérale : c'est la matière qui n'est pas organique c'est à dire qu'elle ne contient généralement pas de carbone. Ces matières minérales sont les sels, toutes les matières structurées autour du silicium, ... On y retrouve les métaux lourds, l'ammoniac, les nitrates, les phosphates..., et le gaz carbonique (le CO₂).

Pratiquement, les eaux usées contiennent toujours ces deux types de pollution à des quantités variables suivant son origine.

II. 1.3.2 Matière soluble ou insoluble, toxique ou non

La matière organique ou minérale peut être sous forme soluble ou insoluble :

Matière soluble : elle est dissoute dans l'eau et se trouve donc souvent sous forme d'unité chimique simple, la molécule, ou de macromolécules comme les protéines, les colloïdes... qui «flottent » dans l'eau mais que l'on ne voit pas.

Matière insoluble : C'est un agrégat de matière qui se retrouve sous forme particulière. Les particules solides qui peuvent, soit flotter, soit tomber en fonction de leurs densités.

Parmi les différentes matières présentes dans des eaux polluées, certaines ont une toxicité élevée pour le monde vivant. C'est à dire qu'à très faible concentration, elles ont un impact important sur l'équilibre du milieu naturel.

Par exemple le cyanure en très faible quantité peut avoir un effet dévastateur sur un écosystème. C'est le cas aussi de métaux lourds comme le cadmium, le mercure par exemple qui, présents en très faible quantité, modifient fortement l'équilibre des écosystèmes.

II.1.4 Principaux paramètres de la pollution

II.1.4.1 Les paramètres physico-chimiques

II.1.4.1.1 Température

La température de l'eau joue un rôle important par exemple en ce qui concerne la solubilité des sels et des gaz dont, entre autres, l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique. Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur de 2 à 3 pour une augmentation de température de 10 degrés Celsius (°C). L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît.

La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante mais également par d'éventuels rejets d'eaux résiduelles chaudes. Des changements brusques de température de plus de 3°C s'avèrent souvent néfastes.

II.1.4.1.2 le pH

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est -à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H⁺).

L'échelle des pH s'étend en pratique de 0 (très acide) à 14 (très alcalin) ; la valeur médiane 7 correspond à une solution neutre à 25°C. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides)

augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons. On admet généralement qu'un pH naturel situé entre 6,5 et 8,5 caractérise des eaux où la vie se développe de manière optimale.

II.1.4.1.3 Oxygène dissous (OD) et % de saturation en oxygène

Les concentrations en oxygène dissous constituent, avec les valeurs de pH, l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique.

L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration en oxygène dissous est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau.

Globalement, plus la concentration en oxygène dissous (OD) est proche de la saturation, plus l'aptitude de la rivière à absorber la pollution est grande : une valeur inférieure à 1 mg d'O₂ par litre indique un état proche de l'anaérobie. Cet état se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments consomment plus d'oxygène que celui disponible. Une faible teneur en oxygène dissous provoque une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments. Une valeur de 1 à 2 mg d'O₂ par litre indique une rivière fortement polluée mais de manière réversible ; une teneur de 4 à 6 mg d'O₂ par litre caractérise une eau de bonne qualité ; des teneurs supérieures à la teneur naturelle de saturation en oxygène indiquent une eutrophisation du milieu se traduisant par une activité photosynthétique intense

Les espèces de poissons sensibles peuvent être perturbées par une teneur en oxygène inférieure à 4 mg/l.

II.1.4.1.4 Conductivité électrique (EC)

La conductivité électrique (EC) est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs. Par contre les composés organiques sont de mauvais conducteurs. La conductivité électrique standard s'exprime généralement en milli siemens par mètre (mS/m) à 20 °C. La conductivité d'une eau naturelle est comprise entre 50 et 1500 µS/cm.

L'estimation de la quantité totale de matières dissoutes peut être obtenue par la multiplication de la valeur de la conductivité par un facteur empirique dépendant de la nature des sels dissous et de la température de l'eau. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observés par exemple en cas de déversements d'eaux usées.

Tableau 2 : Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres physico - chimiques de la pollution de l'eau (Source OMS).

Paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
Température	Détermination au moyen de trois appareillages: oxymètre, conductimètre, et pH-mètre. La valeur prise étant la moyenne des trois températures mesurées. NF EN 25667 (ISO 5667)	30°C : valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur [OMS(89) [128] et : Devaux (1999) [41] 35°C : valeur limite indicative pour les eaux destinées à l'irrigation
pH	La mesure du pH peut être réalisée par : - pH-mètre - procédé électrométrique à l'électrode de verre. AFNOR NF T 90-008	6.5<PH<8.5 [OMS]
Conductivité	Détermination par conductimètre : basée sur une mesure électrochimique de résistance. AFNOR EN 27888	Conductivité <2700µS/cm [OMS](89) [128]

II.1.4.2 Les paramètres de la pollution particulaire

II.1.4.2.1 Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Elles incluent les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de faible dimension, le plancton et autres micro-organismes de l'eau. La quantité de matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques...). Les matières en suspensions sont exprimées en mg/l.

II.1.4.2.2 Matières volatiles sèches (MVS)

C'est la fraction organique des MES. On les dit «volatiles » car elles sont mesurées en volatilisant les MES dans un four. La mesure des MVS permet de distinguer la partie organique des MES de la partie minérale. Les MVS ne représentent que les particules de biomasse, vivante ou morte, ainsi que certaines particules organiques n'intervenant pas dans le processus de dépollution.

- Sa valeur a des conséquences sur le dimensionnement du réacteur biologique (l'optimisation du volume du réacteur nécessite de travailler avec des valeurs élevées mais limitées en raison de la capacité hydraulique du clarificateur situé à l'aval).
- La biomasse en suspension des boues activées pouvant facilement être estimée par une mesure de matières volatiles en suspension.
- Le volume du bassin d'aération nécessaire au traitement d'une masse journalière de DBO peut ainsi être calculé en fixant la valeur de la charge massique et la concentration de MVS dans le bassin d'aération.

II.1.4.2.3 La turbidité

C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes (MES). Elle donne une première indication sur la teneur en matières colloïdales d'origine minérale ou organique.

Tableau 3 - Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution particulaire de l'eau (Source OMS)

Paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
MES	Il existe deux méthodes normalisées d'analyse des MES : - la méthode par filtration sur filtre en fibres de verre (NF EN 872) - la méthode par centrifugation (NF T 90-105-2).	MES < 20 mg/l [OMS]
MVS	-Calcination des matières organiques dans un four à moufle à 550 °C. La différence de masse, exprimée en mg.l-1, entre les MES et les matières résiduelles (minérales) représente les MVS. (Baumont S, Camard J-P, Lefranc A, Franconi A. 2004) AFNOR NF T 90-105	la valeur basse doit être supérieure à 1 à 1,5 g de MVS/l (J.O.R.A. 1996) [82]
Turbidité	-Mesure de la réduction de l'intensité lumineuse d'un rayon traversant un liquide contenant des matières en suspension. (FAO) (NF EN ISO 7027).	Turbidité : < 5 NTU

II.1.4.3 Les paramètres de la pollution organique globale

II.1.4.3.1 La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet d'évaluer la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale, elle est utilisée pour qualifier les eaux usées qui ne sont pas biodégradables, ou qui renferment des composants qui freinent l'activité des micro-organismes. Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques.

La valeur de la DCO est toujours plus élevée que celle de la DBO₅, car de nombreuses substances organiques peuvent être oxydées chimiquement mais ne peuvent s'oxyder biologiquement.

II.1.4.3.2 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Elle est définie comme étant la quantité d'oxygène consommée par des microorganismes pour assurer la dégradation par voie biologique de certaines matières organiques (biodégradables).

- Ce paramètre constitue un bon indicateur de la teneur en matières organiques biodégradables d'une eau (toute matière organique biodégradable polluante entraîne une consommation de l'oxygène)
- Elle donne une indication indirecte de l'activité bactérienne.
- La DBO₅ permet de mesurer la qualité d'une eau (eaux superficielles : rivières, lacs..., eaux usées : stations d'épuration, rejets industriels...)
 - ✓ Une eau potable a une DBO₅ quasi nulle,
 - ✓ une eau courante propre de rivière est très peu chargée, quelques mg/l,
 - ✓ Les eaux résiduaires domestiques sont assez constantes autour de 300 mg/l sauf accidents, pluies, etc. ou activités industrielles fluctuantes.
- Elle permet de connaître l'impact du rejet dans le milieu récepteur (une désoxygénation du milieu provoque une mortalité piscicole).

Le principe de mesure de la DBO₅ consiste à mesurer la quantité d'oxygène à apporter par litre d'effluent pour dégrader par voie biochimique la pollution initiale. La réaction se déroule pendant 5 jours à 20 °C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'O₂) et à l'obscurité (afin d'éviter toute photosynthèse parasite), La relation empirique de la matière organique (MO) en fonction de la DBO₅ et la DCO est donnée par l'équation suivante :

$$MO = (2 * DBO_5 + DCO)/3$$

II.1.4.3.3 La Demande Totale en Oxygène DTO

La DTO est la quantité d'oxygène (exprimée en mg/l) nécessaire à la combustion totale en atmosphère oxydante d'un litre d'échantillon soumis à analyse. Dans la majorité des cas, la Demande Totale en Oxygène et la Demande Chimique en Oxygène sont très voisines (sauf si l'échantillon contient des ions tels que Cl⁻, SO₄⁻², NO₃⁻, NH₄⁺).

II.1.4.3.4 Le carbone organique total COT

Le COT représente, comme la DCO ou le DBO₅ (ou en combinaison avec ces derniers), un paramètre composite important dans la détermination de la contamination organiques des eaux. La mesure du carbone organique total permet de donner une indication directe de la charge organique d'une eau. , il renseigne sur le type et l'origine des contaminations. Les composés organiques sont d'une part les protéines, les lipides, les glucides et les substances humiques et d'autre part, les substances organiques carbonées élaborées ou utilisées par l'industrie chimique, pharmaceutique, pétrolière...etc.

Tableau 4 - Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution organique de l'eau (Source OMS)

Paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
DCO	-mesure par des DCO-mètres : l'analyse se fait généralement suivant la norme (NFT 90-101) et la mesure peut s'effectuer soit par titrimétrie, soit par colorimétrie.	DCO<90mg/l [OMS]
DBO5	Les méthodes normalisées de mesure : - méthode par dilution et ensemencement avec apport d'allyle thio-urée (NF EN 1899-1) - méthode pour les échantillons non dilués (NF EN 1899-2). -méthode par mesure de la quantité d'oxygène consommée (NF-T-90-103) Les méthodes commerciales : - mesure respirométrique ou manométrique, -mesure de la consommation d'oxygène (Rodier J.,2005)	DBO5<30 mg/l [OMS]

II.1.4.4 Les paramètres de la pollution dissoute

II.1.4.4.1 Les différentes formes d'azote

-Azote global ou total

Dans un effluent, on distingue au besoin les différentes formes suivantes de l'azote, dont la somme constitue l'azote global (NGL) ou azote total (N_{total})

-Formes réduites

-Azote Kjeldahl (NK)

L'azote Kjeldahl mesure l'azote organique (protéines, polypeptides, acides aminés, urée, hydrazine, etc.) et l'azote ammoniacal (N-NH₄⁺)

C'est une valeur importante pour la protection du milieu aquatique car sa transformation détruit l'équilibre biologique à l'aval du rejet.

-L'ammonium (NH_4^+)

L'ammonium constitue le produit de la réduction finale des substances organiques azotées et de la matière inorganique dans les eaux et les sols. Il provient également de l'excrétion des organismes vivants et de la réduction et la biodégradation des déchets, sans négliger les apports d'origine domestique, industrielle et agricole. Cet élément existe en faible proportion inférieure à 0,1 mg/l d'azote ammoniacal dans les eaux naturelles. Dans les eaux superficielles, il provient de la matière organique azotée, et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère. Il constitue ainsi un bon indicateur de la pollution des cours d'eau par les effluents urbains.

❖ Formes oxydées

Constituées d'azote nitreux (N-NO_2) et d'azote nitrique (N-NO_3^-) :

-Les nitrates (NO_3^-)

Les nitrates constituent la forme azotée la plus dominante dans les cours d'eau et dans les nappes d'eau souterraine. Ils proviennent généralement de la décomposition de la matière organique par oxydation bactérienne des nitrites et constituent ainsi l'ultime produit de la nitrification. En milieu naturel, sa concentration dépasse rarement 0,45 mg/l. Des valeurs supérieures indiquent des rejets d'eaux usées dans les milieux aquatiques superficielles et souterraines, et surtout une utilisation excessive de fertilisants utilisés en agriculture.

L'azote pouvant subir différentes transformations au cours d'un traitement biologique (passage de la forme ammoniacale à la forme nitreuse puis nitrique et retour à la forme gazeuse) et chacun des composés formés au cours de ces différentes étapes ayant un poids moléculaire différent, le suivi de son évolution au cours du traitement ne peut être effectué qu'à partir d'une base commune : le nombre de moles d'azote ou (ce qui revient au même) les masses d'azote mises en jeu. C'est la raison pour laquelle les charges et les concentrations de NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- sont exprimées en unités de N (d'où la formulation N-N...)

II.1.4.4.2 Les composés phosphorés

Les composés phosphorés peuvent être d'origine naturelle mais leur présence dans les eaux sont plus souvent d'origine artificielle (engrais, détergents, lessives, produits chimiques, etc.). Les composés phosphorés existent dans les eaux naturelles et les eaux usées sous différentes formes à savoir :

- Les ortho phosphates : PO_4^{3-}
- Les poly phosphates : $(\text{PO}_3^-)_n$ - ont tendance à s'hydrolyser en ortho phosphates
- Les organophosphorés : ATP, ADP, AMP, phospholipides

La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total (P_T)

Les composés phosphorés favorisent la croissance des végétaux dans l'eau et la prolifération des algues, étouffant les autres organismes vivant dans l'eau, générant des odeurs et contribuant au phénomène d'eutrophisation.

Tableau 5 : Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres de la pollution dissoute de l'eau (Source OMS).

Paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
Les composés azotés	-Méthode normalisée de mesure d'Azote Kjeldahl (N-NTK) AFNOR NF T	NTK < 6 mg/l
	-Méthode normalisée de mesure d'Azote ammoniacal (N-NH ₄ ⁺) AFNOR T 90-015-2 (2000)	NH ₄ ⁺ < 5 mg/l
	-Méthode normalisée de mesure des nitrites : NF EN 26777	NO ₂ ⁻ < 10 mg/l
	-Méthode normalisée de mesure des nitrates : NF EN ISO 13395, -Méthodes continues de mesure des nitrates : <ul style="list-style-type: none"> • méthodes colorimétriques, • méthode spectrophotométrique directe, • méthode par électrode à ion spécifique. 	NO ₃ ⁻ < 10 mg/l [OMS]
Les composés phosphorés	-Méthode de mesure normalisée du phosphore total : NF EN ISO 6878	P ₂ O ₅ < 1 mg/l
	-Méthode commerciale : le phosphore total est dosé après minéralisation et en général par colorimétrie.	P _T < 3 mg/l [OMS]
	-Méthode de mesure normalisée de l'Ortho-phosphates (P-PO ₄ ⁻³) NF EN 1189 (1997)	

II.1.4.4.3 Les paramètres toxiques

- Les Métaux lourds

Le suivi des concentrations des métaux lourds est particulièrement important vu leur toxicité et leur capacité de bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire. Contrairement aux polluants organiques, les métaux ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement. Cependant, leur précipitation engendrerait leur mélange avec les boues décantées.

Les concentrations en cuivre, nickel, chrome, plomb cadmium, mercure, zinc caractérisent certains types de pollution :

- ✓ La présence de cuivre et de nickel indiquent l'existence de rejets provenant d'industries de traitement de surface des métaux
- ✓ Le chrome indique l'existence de rejets provenant d'une tannerie
- ✓ Le plomb est lié à des pollutions diffuses.
- ✓ Le zinc est évacué par des industries qui pratiquent la galvanisation ou la préparation d'alliages tels que le laiton et le bronze, il peut provenir également du contact entre les eaux de ruissellement et les matériaux galvanisés
- ✓ Le cadmium peut notamment être rejeté par des usines de galvanoplastie et d'industries chimiques, de textiles et de teintures.

Les métaux lourds se dissolvent très bien dans une eau acide (pH faible). Dans des eaux neutres ou basiques, ils précipitent et s'accumulent principalement dans la phase solide

(boues). L'analyse de ces boues permet ainsi d'obtenir une vue de l'ensemble des déversements en métaux lourds qui ont eu lieu, tant en nature qu'en quantité.

- Les tensioactifs

Ils ont la propriété d'abaisser la tension superficielle de l'eau et sont employés à cause de leur pouvoir mouillant et moussant. Si les tensio-actifs sont eux-mêmes relativement peu toxiques, leur impact environnemental est lié au fait que leur présence dans les eaux usées se caractérise principalement par des mousses abondantes qui peuvent perturber le fonctionnement des stations d'épuration, en effet La maîtrise du transfert d'oxygène dans les procédés d'épuration biologiques aérobies est déterminante pour la qualité et la fiabilité du traitement des eaux usées. Les stations d'épuration renferment des cultures bactériennes concentrées en suspension (boues activées) qui dégradent à grande échelle les substrats contenus dans les eaux usées en présence d'oxygène, apporté par des aérateurs. Or, les tensioactifs et les graisses limitent le transfert de l'oxygène dans les boues activées. Car en présence des tensioactifs les capacités d'oxygénation des systèmes d'aération sont réduites de 40 à 70 % par rapport à l'eau claire.

Même à très faible concentration, les tensioactifs peuvent influencer le transfert de l'oxygène dans l'eau. Néanmoins, des travaux réalisés ont montré que certains tensioactifs anioniques n'ont pas d'effet sur le transfert d'oxygène. En effet, ces composés chargés s'adsorbent très rapidement à la surface des bulles et empêchent leur coalescence (rassemblement de petites bulles en bulles de plus grand diamètre). Il en résulte des petites bulles donc une surface d'échange plus grande qu'en eau claire, qui compense la limitation du transfert d'oxygène liée à l'adsorption du tensioactif. En revanche en présence de tensioactifs non ioniques, les tensioactifs n'étant pas chargés, les bulles peuvent coalescer. Le transfert d'oxygène chute alors d'autant plus que le temps de contact de la bulle dans l'eau est long, car elle se couvre progressivement de tensioactif.

- Huiles et graisses

Quelle que soit leur origine, biologique ou industrielle, elles affectent les propriétés organoleptiques et en s'étalant à la surface de l'eau, créent un film superficiel souvent irisé, diminuant la capacité de ré-oxygénation du milieu. De ce fait, elles risquent de perturber le fonctionnement des stations d'épuration.

- Les hydrocarbures

Ce terme fait la plupart du temps référence aux huiles minérales qui comportent des substances telles que les alcanes, les alcènes, etc. Outre leur toxicité, ces substances peuvent limiter l'apport d'oxygène dans les eaux de surface lorsqu'elles sont présentes en concentrations élevées. Ces polluants incluent également les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ainsi que les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM). Les HAP sont des combinaisons organiques résultant de l'assemblage de plusieurs noyaux benzéniques. Ces composés sont relativement stables et peu solubles dans l'eau. Ils s'adsorbent fortement aux sols et aux matières en suspension et sont, en outre, très solubles dans les graisses ce qui favorise leur bioaccumulation dans les tissus humains et animaux. Plusieurs HAP sont classés comme agents cancérigènes possibles par l'OMS. Les HAM incluent des polluants comme le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène dont les impacts sur la santé peuvent être très importants (diminution de la réponse immunitaire, effet neurotoxique, irritation des voies respiratoires...). Leur présence dans les rejets est liée principalement à l'activité humaine par voie atmosphérique à partir de fumées industrielles, gaz d'échappement, rabattues par les pluies ou volontairement par des rejets dans le réseau (station, service, processus de combustion ...).

Tableau 6 - Normes internationales de mesure et de rejets sur les paramètres toxique de l'eau (Source OMS)

paramètre	Norme et méthode de mesure	Norme de rejet
Les hydrocarbures	-Mesure par la méthode de dosage des hydrocarbures totaux : <ul style="list-style-type: none"> • Hydrocarbures Totaux : AFNOR T90-203 • Halogénés : AFNOR EN ISO 10301 • Aromatiques : AFNOR EN ISO 1568 	HC<20 mg/l [OMS]

II.1.4.5 Les paramètres microbiologiques

Plusieurs organismes font partie de l'étude de la microbiologie aquatique. Leur élimination doit être certaine. Ils concernent surtout les espèces tels que :

II.1.4.5.1 Les bactéries

Les bactéries concernent surtout les coliformes totaux et fécaux. Leur présence dans l'eau peut signifier la proximité d'une décharge d'égouts sanitaires ou de contamination fécale.

-Les coliformes totaux : sont des bactéries utilisées comme indicateur de la qualité microbiologique de l'eau. Leur présence en excès dans l'eau, soit 10 coliformes par 100 ml et plus, annonce une contamination de l'eau potable.

-Les coliformes fécaux : sont des bactéries d'origine fécale qu'on retrouve dans le tube digestif des humains et des animaux. Leur présence dans l'eau peut avoir des conséquences graves sur la santé. Les personnes les plus susceptibles d'être affectées sont les enfants de moins de 5 ans.

Pour les coliformes fécaux au Canada la norme de rejet fixe une valeur de 400 par 100 ml (après désinfection)

II.1.4.5.2 Les virus

Les virus se retrouvent dans l'eau par contamination directe ou indirecte des humains ou des animaux. On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines de 10^3 à 10^4 particules par litre. Parmi les virus les plus importants, il faut citer les genres entérovirus, rota virus, adénovirus et le virus de l'Hépatite qui ont une durée de vie d'environ 3 mois et constituent une importante source de contamination.

Une eau fortement turbide protège les virus et augmente leur transmission. La coagulation chimique peut enlever entre 88 et 99.8 % des virus. La filtration enlève une quantité variable de virus. La meilleure méthode d'enlèvement des virus demeure la désinfection (Degremont Suez, 2005) [40].

II.1.4.5.2 Les virus

Ces organismes peuvent survivre entre une vingtaine de jours et une dizaine de mois, les plus connus sont ténia et giardia lambia.

II.2 Le traitement des eaux

On distinguera les traitements « classiques » largement utilisés par les stations d'épuration, et les traitements supplémentaires, le plus souvent de désinfection, nécessaires pour un projet de REUE. Ces derniers sont communément utilisés dans les stations de traitement qui produisent de l'eau potable. On peut considérer que les installations de

traitements nécessaires pour une REUE sont l'association des techniques de l'épuration et de celles de la potabilisation.

Les traitements sont la première barrière contre les risques posés par les contaminants. Ils vont permettre de réduire considérablement la charge excrétée dans l'environnement. Pour évaluer leurs effets sur les contaminants, nous allons d'une part étudier l'efficacité spécifique de chacun d'entre eux et d'autre part nous présenterons des analyses d'eaux usées épurées. Lors des traitements, l'élimination des micro-organismes pathogènes a lieu selon trois mécanismes :

- la décantation des MES (sachant qu'une majorité des micro-organismes s'y trouve) ;
- la compétition avec les micro-organismes non pathogènes (pour les traitements biologiques) ;
- l'action physico-chimique des procédés de désinfection et des facteurs naturels (lumière, température). La plupart des éléments traces sont peu solubles, leur élimination a donc lieu par décantation principalement. Leur concentration dans les eaux usées étant *a priori* peu préoccupante, ils ont été moins étudiés que les micro-organismes.

II.2.2 Les traitements physiques par décantation

Les prétraitements permettent d'éliminer la fraction la plus grossière, afin de ne pas gêner les opérations ultérieures. Ce sont le dégrillage, le dessablage, le dégraissage également appelé déshuilage. La décantation primaire permet d'alléger les traitements biologiques ou chimiques ultérieurs, en éliminant une partie des solides en suspension. L'efficacité du traitement dépend du temps de séjour et de la vitesse ascensionnelle (qui s'oppose à la décantation). La décantation primaire permet d'éliminer, pour une vitesse ascensionnelle de 1,2 m/h, 40 à 60 % des MES, soit 10 à 30 % des virus, 50 à 90 % des helminthes et moins de 50 % des kystes de protozoaires (Faby, 1997) [51]. La décantation des MES entraîne également avec elle des micropolluants.

La décantation secondaire, également appelée clarification, intervient après un traitement biologique ou chimique, afin d'éliminer les floccs issus des traitements biologiques ou chimiques. Lors d'une phase de décantation, l'élimination des micro-organismes se fait principalement par décantation des MES (sur lesquelles ils sont adsorbés).

II.2.3 Les traitements physico-chimiques

Ils sont généralement utilisés dans les stations d'épuration de grande capacité, ou dans celles ayant à faire face à de grandes variations de charge dans l'année (zone touristique). Ils comportent classiquement deux phases : une phase de coagulation par des sels de fer ou d'aluminium, puis une floculation des colloïdes formés. La séparation du floc a lieu pendant la phase de clarification (décantation secondaire). Les procédés les plus modernes utilisent du microsable injecté dans l'effluent afin d'accélérer la décantation des floccs. On parle alors d'élimination à floccs lestés (Lazarova, 2003) [95].

Les traitements physico-chimiques permettent un bon abattement des virus. Cependant, leur utilisation, et notamment le dosage de sels de fer et d'aluminium, n'est pas toujours bien optimisée, sinon maîtrisée. Il y a donc un risque de surcoût lié à une mauvaise utilisation, voire un risque environnemental (Asano, 1998) [12].

II.2.4 Les traitements biologiques

II.2.4.1 Le traitement par boues activées

Le traitement par boues activées est très largement utilisé. Il s'agit d'un réacteur qui contient les eaux à traiter, dans lequel est injectée une boue chargée de bactéries. Les bactéries consomment la matière organique et contribuent à l'élimination de l'azote et du phosphate. A la sortie du réacteur, l'effluent passe dans un clarificateur. La boue décantée est séparée en

deux flux : l'un rejoint le réacteur (ensemencement) et l'autre est évacué vers la filière des boues. L'action des bactéries dans le réacteur nécessite de l'oxygène.

Selon Faby, (1997) [51], une épuration biologique (boues activées puis bassin de clarification) permet d'éliminer 90 % des virus, 60 à 90 % des bactéries, mais par contre a peu d'effet sur les kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes. Selon Asano, (1998) [12], un traitement par boues activées élimine 90 % des bactéries entériques, 80 à 99 % des entérovirus et des rotavirus, 90 % de *Giardia* et de *Cryptosporidium*. L'élimination a lieu grâce à la sédimentation des MES, la compétition avec les micro-organismes non pathogènes et la température ; la part la plus importante est due à la sédimentation.

II.2.4.2 L'épuration sur lit bactérien

L'épuration sur lit bactérien est le plus ancien procédé biologique. Des bactéries sont cultivées sur un substrat neutre, comme de la pierre concassée, du pouzzolane (sable volcanique), du mâchefer ou du plastique. On fait passer l'effluent sur le substrat. La difficulté consiste à trouver la bonne vitesse du flux d'eau, qui ne doit pas être trop rapide (pour permettre la dégradation bactérienne) ni trop lent (pour une bonne évacuation des MES en excès). Une épuration sur lit bactérien est plus efficace qu'un traitement à boues activées car elle élimine non seulement virus et bactéries (respectivement 30 à 40 % et 50 à 95 %) mais aussi les œufs d'helminthes (20 à 90 %) et les kystes de protozoaires (83 à 99 % des kystes d'*Entamoeba histolytica*) (Faby, 1997) [51].

II.2.4.3 le biofiltre

Le dernier traitement biologique mis au point est le biofiltre, qui combine les actions épuratrices de la filtration et de l'activité microbienne. C'est un traitement intensif qui est rapide à mettre en place, qui prend peu de place, et qui ne nécessite pas de bassin de clarification. Il est donc beaucoup utilisé dans les unités de traitement individuelles. Par contre, il nécessite un nettoyage fréquent du filtre. Son efficacité serait similaire à celle des boues activées.

II.2.4.4 Les traitements extensifs : le lagunage secondaire

Le lagunage secondaire utilise des mécanismes naturels pour traiter les eaux usées : bactéries, photosynthèse et pouvoir germicide de la lumière et de certaines algues. Un traitement par lagunage comprend en général trois types de bassins : un bassin anaérobie, un bassin facultatif et un bassin de maturation. Le bassin anaérobie permet de diminuer la charge en matière organique. L'anaérobiose est obtenue en apportant un effluent très chargé en matière organique.

Ce type de bassin pose parfois des problèmes d'odeur, notamment à cause de la formation de composés soufrés. Le bassin facultatif permet le développement d'algues photosynthétiques qui vont produire de l'oxygène, tout en diminuant la charge en matière organique. Enfin, le bassin de maturation va permettre l'élimination des pathogènes, sous l'action conjuguée des UV et du pouvoir germicide de certaines algues.

Les bactéries pathogènes sont éliminées de 90 à 99 %. L'élimination des virus est un peu moins efficace (Asano, 1998) [12]. Faby écrit que pour un lagunage secondaire à plusieurs bassins, dont les profondeurs sont comprises entre 0,7 et 1,2 m et pour une durée de rétention supérieure à 60 jours, la concentration finale en bactéries dans l'effluent est inférieure à 104/l. Si la durée de rétention est suffisante, les œufs d'helminthes peuvent être éliminés à 100 % par décantation.

Le lagunage secondaire est donc un moyen peu coûteux et efficace de traiter les eaux usées. Il nécessite peu de moyens financiers, techniques et humains. Cependant, il requiert une surface

importante. On retiendra que l'efficacité du traitement dépend surtout de la durée de rétention et des conditions climatiques. Ainsi, il est moins efficace en hiver qu'en été.

II.2.5 Les procédés de désinfections supplémentaires

A l'issue des procédés décrits précédemment, les eaux sont normalement rejetées dans le milieu naturel. Dans le cadre d'une REUE, les eaux usées nécessitent des traitements supplémentaires, essentiellement pour éliminer les micro-organismes qui pourraient poser des problèmes sanitaires. Ce ne sont pas des traitements d'épuration « classiques » (mis à part le lagunage) ; par contre ils sont fréquemment utilisés dans les usines de production d'eau potable. On peut donc supposer qu'ils constituent l'aménagement technique minimum d'une station d'épuration en vue d'une REUE.

II.2.5.1 Les traitements chimiques et les ultraviolets

Le chlore est un oxydant puissant qui réagit à la fois avec des molécules réduites et organiques, et avec les micro-organismes. Les traitements de purification et de clarification en amont ont une très grande importance pour permettre une bonne efficacité du traitement, et éviter d'avoir à utiliser trop de chlore. D'autant plus que le coût de la déchloration, qui permet de limiter considérablement l'effet toxique de certains produits dérivés formés lors du traitement, est élevé.

L'ozone est un procédé de désinfection utilisé aux États-Unis, en Afrique du Sud et au Moyen-Orient essentiellement.

Il permet l'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires. C'est le seul procédé vraiment efficace contre les virus (Lazarova, 2003) [95]. Les tests de toxicité effectués sur des poissons, des crustacés et des algues n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque toxicité (Cauchi, 1996) [29].

On peut également utiliser l'acide peracétique, le dioxyde de chlore et les ferrates. Leurs caractéristiques sont décrites dans l'annexe 5.

Le traitement par rayons ultraviolets utilise des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement au flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux microorganismes. Ce traitement est très simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage, ni manipulation de substances chimiques et les caractéristiques chimiques de l'effluent ne sont pas modifiées. La durée d'exposition nécessaire est très courte (20 à 30 s). L'efficacité du traitement dépend essentiellement de deux paramètres :

- les lampes, qui doivent être remplacées régulièrement : elles sont usées au bout d'un an et demi. De plus, elles doivent être nettoyées car elles ont tendance à s'encrasser ;
- la qualité de l'effluent : les MES et certaines molécules dissoutes absorbent les UV, ce qui diminue l'efficacité des lampes.

Les désinfections utilisant des produits chimiques (chlore, ozone, etc.) sont efficaces, sauf contre *Cryptosporidium*. Il a été montré que des kystes de *Cryptosporidium* pouvaient résister à des traitements à pH = 11,2, à la chloration et à d'autres traitements chimiques (Rose *et al*, 1999) [145]. Cependant, la plus grande partie des kystes de *Cryptosporidium* sont éliminés pendant les phases primaires de décantation et coagulation/floculation. Par ailleurs, il faut trouver l'équilibre entre le risque posé par les désinfectants en eux-mêmes, et le risque lié aux microorganismes pathogènes (Asano, 1998) [12]. C'est essentiellement le cas pour le chlore dont l'utilisation crée des dérivés halogénés potentiellement cancérigènes. Pour les ultraviolets, ce problème ne se pose pas. Leur action sur les virus et les coliformes fécaux est bonne. Seules les formes de résistances, comme les œufs d'helminthes, ne sont pas trop affectées (Cauchi, 1996) [29]. Le traitement aux rayons UV est plus économique et pose moins de problèmes de toxicité que le chlore. Il est beaucoup utilisé aux États-Unis et au Canada.

II.2.5.2 Les membranes

Les membranes permettent de filtrer et d'éliminer toutes les MES, tous les micro-organismes et toutes les substances qui s'y adsorbent. Seules subsistent les matières dissoutes. L'efficacité épuratrice d'une membrane dépend de son « seuil de coupure ». Selon Lazarova, (2003) [95], un seuil de coupure de 0,035 µm permet de désinfecter de manière quasi-totale. Les autres avantages d'un traitement par membranes sont une réduction considérable de la surface nécessaire pour le site de traitement (moins 50 % de surface totale au sol et moins 40 % du volume d'un bassin biologique, toujours selon Lazarova), (2003) [95], et une automatisation poussée de l'usine. Par contre, les membranes nécessitent d'être nettoyées régulièrement pour continuer à être efficaces. De plus, le traitement par membranes est un procédé dont le coût est élevé. La filtration est très efficace pour l'élimination des micro-organismes, d'autant plus que ceux-ci. Traitements, stockage et réseau de distribution sont gros. L'osmose inverse, qui est une technique de filtration encore plus fine, et qui permet de séparer également les substances dissoutes, est tout aussi efficace.

II.2.5.3 Le lagunage tertiaire

Le lagunage tertiaire est un procédé extensif de désinfection similaire au lagunage secondaire, si ce n'est qu'il est précédé d'un traitement d'épuration comme par exemple un traitement par boues activées. Il permet d'éliminer les micro-organismes, d'affiner l'épuration, de faire face aux variations de flux et de protéger le milieu récepteur.

II.2.5.4 L'infiltration/percolation

L'infiltration ou percolation consiste à traiter l'eau par l'intermédiaire du sol ou d'un massif filtrant. On infiltre les effluents à raison de quelques centaines de litres d'effluent par mètre carré de massif filtrant et par jour. Trois mécanismes entrent en jeu :

- la filtration des MES : plus le sable est grossier, plus la fixation des MES se fera en profondeur. Les MES finissent par colmater le filtre. Pour lutter contre le bouchage du massif filtrant, il faut donc alterner phase d'infiltration et phase de séchage. L'élimination des MES permet également l'élimination des micro-organismes qui y sont fixés ;
- l'adsorption des bactéries libres par les grains de sable du filtre : il se forme alors un film biologique contaminé, surtout dans la partie supérieure ;
- ce film va permettre une dégradation microbienne de la matière organique et des substances dissoutes dans l'effluent (phosphates, nitrates, etc.). Cette dégradation consomme de l'O₂ et produit du CO₂, il faut donc aérer régulièrement le film pour éviter l'asphyxie du milieu. Les techniques d'infiltration/percolation permettent l'élimination des « gros » micro-organismes (protozoaires et helminthes) par filtration/adsorption au début du massif filtrant. L'élimination des virus et des bactéries est fonction du milieu poreux, de la vitesse de percolation, de l'épaisseur du massif filtrant et du niveau d'oxydation de l'eau filtrée (Faby, 1997) [51].

Chapitre III. Valorisation des sous produits d'épuration dans l'agriculture

III.1 Valorisation des eaux épurées

III.1.1 Définition et avantages

L'irrigation est l'activité humaine qui consomme le plus d'eau. Selon Valiron et al. (1983) [165], la réutilisation de l'eau est définie ainsi: « La réutilisation est une action volontaire et planifiée qui vise la production des quantités complémentaires en eau pour différents usages afin de combler des déficits hydriques ».

La réutilisation correspond d'abord à une stratégie de sauvegarde des milieux récepteurs (littoral, zones sensibles). En effet, la réutilisation évite que les stations d'épuration rejettent leurs effluents polluants dans le milieu récepteur. Ainsi, Faby, (1997) [51] affirme :

« C'est sous [cet] aspect que la réutilisation rendra le plus de services à l'environnement et à l'usager. »

Dans le cas spécifique de l'irrigation, les bénéfices ne résident pas seulement dans la préservation du milieu et de la ressource, mais aussi dans la nature des eaux usées.

En effet les eaux usées subissent en général un traitement qui comprend souvent deux parties, une séparation mécanique, et une épuration biologique basée principalement sur l'action de l'oxygène, c'est à dire sur l'aération.

A la fin de ces traitements, on distingue les boues d'une part, résidu solide, et les effluents, qui présentent les unes et les autres, une valeur fertilisante certaine.

Le bénéfice d'une REUE peut donc être double :

- au niveau économique, car en plus d'une préservation quantitative de la ressource, les agriculteurs font des économies d'engrais ;

- au niveau écologique, car en plus de la diminution des rejets d'eaux usées dans le milieu, la pollution agricole diminue.

Mais il faut faire attention à ne pas apporter ces éléments fertilisants en excès. Il y a en effet un triple risque :

- un risque sanitaire : les MES protègent les micro-organismes de beaucoup de traitements, comme les traitements au chlore ou aux ultraviolets. Il existe donc une compétition entre l'élimination des micro-organismes et la préservation des MES en vue d'une utilisation agricole. Comme l'écrit J-A Faby dans son étude pour l'Office international de l'eau : « Le maintien d'une concentration importante en matière organique dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes » ;

- un risque technique : si les MES sont présentes en trop grand nombre, elles peuvent entraîner le bouchage des canalisations et systèmes d'irrigation ;

- un risque agronomique et environnemental : il est possible que les éléments soient apportés en excès. Dans ce cas, il y a un risque de pollution des sols et de diminution du rendement. Les taux en éléments nutritifs (nitrate essentiellement) et la salinité de l'eau utilisée (cause de la dégradation des sols) sont de première importance. Il faut donc trouver le bon équilibre entre le niveau de traitement, les besoins des cultures et la nature du sol.

L'utilisation d'eaux épurées pour l'irrigation doit donc se faire avec précaution.

On retiendra enfin que l'irrigation, qui suit un rythme saisonnier, nécessite en général de grands volumes de stockage.

III.1.2 Normes

Bien que des microorganismes pathogènes soient détectés dans les eaux usées ou sur les plantes, cela ne se traduira pas dans tous les cas par des problèmes sanitaires causant des maladies. Ceci signifie en clair qu'un risque potentiel ne deviendra pas automatiquement un risque effectif. Autrement dit, la réutilisation des eaux usées en agriculture, qui présente un risque potentiel pour la santé humaine, ne peut constituer un risque effectif que sous certaines

conditions. Ces conditions *sine qua non* pour qu'un risque potentiel devienne effectif, sont les suivantes (Shuval, 1977) [151].

- l'agent pathogène constitue une dose infectieuse;
- la dose infectieuse atteint l'hôte humain;
- l'hôte humain est infecté;
- l'infection provoque une maladie ou se transmet.

Si la dernière condition n'est pas remplie, le risque n'est que potentiel. Certaines caractéristiques de l'agent pathogène et de l'hôte, permettent d'accroître le risque effectif lié à la réutilisation des eaux usées. Ces caractéristiques ont été justifiées par Shuval (1977) [151].

- une persistance prolongée dans le milieu;
- une période de latence ou une phase de développement prolongée ;
- une faible dose infectieuse;
- une faible immunité;
- une transmission simultanée minime par d'autres
- voies: aliments, eau, manque d'hygiène.

L'épidémiologie révèle donc, que le risque effectif, tient compte aussi bien de l'agent pathogène que de l'hôte.

III.1.3 Qualité des eaux destinées à l'irrigation

Les eaux destinées à l'irrigation doivent répondre à certains critères de qualité pour minimiser les risques de salinisation des terrains. Deux méthodes simplifiées permettent d'estimer l'aptitude de l'eau à l'irrigation, en fonction du type de sol.

III.13.1 Conductivité

La mesure de la conductivité de l'eau permet d'estimer sa minéralisation, et donc la quantité de sels dissous apportés au sol.

Le tableau ci-dessous présente des classes d'aptitude de l'eau à l'irrigation, modifié d'après *US SALINITY LABORATORY, 1955*. [170]

Tableau 7. Classes d'aptitude de l'eau à l'irrigation, modifiées d'après US SALINITY LABORATORY, 1955. [170]

Classe	conductivité $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C	Remarques
C1	$0 < C < 250$	- faible minéralisation de l'eau - utilisation sur la plupart des cultures et des sols.
C2	$250 < C < 750$	- minéralisation moyenne - utilisation sur sol modérément lessivé et plantes moyennement tolérantes au sel
C3	$750 < C < 2250$	- eau salée - utilisation sur sol bien drainé et plantes tolérantes au sel - contrôle de l'évolution de la salinité obligatoire
C4	$2250 < C < 5000$	- minéralisation forte - utilisation non souhaitable en agriculture

III.1.3.2 SAR

Le SAR (Sodium Absorption Ratio) ou capacité d'absorption du sodium permet d'appréhender les risques de salinisation en sel NaCl induit par l'irrigation, tel que $\text{SAR} = \text{Na} / \sqrt{(\text{Ca} + \text{Mg})}$ (concentrations en mmol/l, d'après *APPELO*). On définit différentes classes d'eau en fonction de leur SAR (S1 à S4).

D'une manière générale, la concentration en sels de l'eau usée excède celle de l'eau du réseau d'alimentation en eau potable (Faby et Brissaud, 1997) [51].

Lorsque les eaux usées sont valorisées en irrigation, d'autres paramètres entre en considération notamment le SAR (ratio du Sodium Absorbable) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols par rapport au calcium et au magnésium échangeables. Dans la présente étude, on a fait l'estimation des quelques paramètres de salinité en rapport avec l'usage agricole. L'analyse et l'interprétation des résultats obtenus, selon Richards L. A. (1954) [140] nous permettent de prévoir et évaluer les risques probables sur la nature des sols et de la végétation quant à l'utilisation de ces eaux usées.

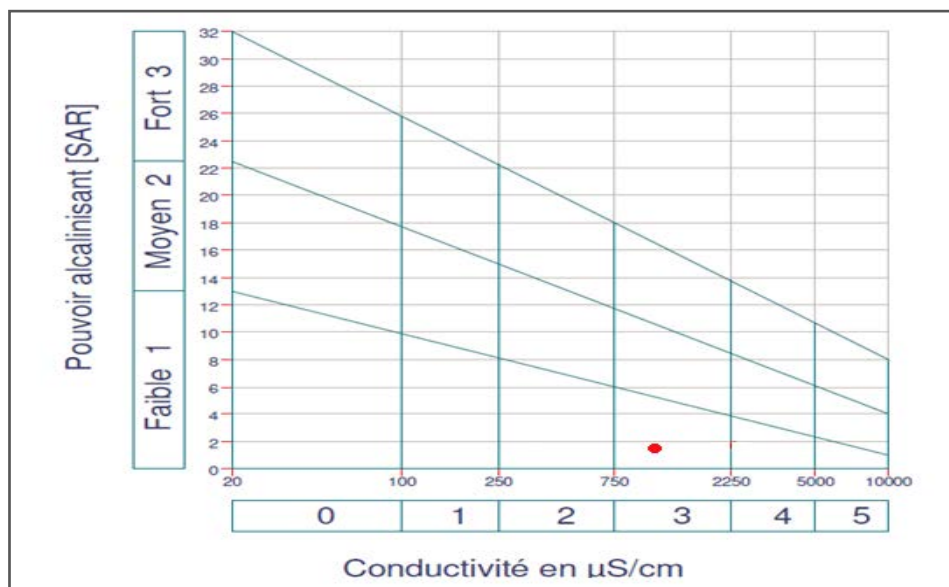


Figure 5. Diagramme de classification des eaux d'irrigation (Richards, 1954) [140].

III.1.3.3 valeur fertilisante des eaux usées

On sait, depuis des siècles, que les éléments minéraux essentiels à la vie des plantes cultivées sont : l'azote, le phosphore et le potassium.

Les boues, comme les eaux usées, contiennent en plus de ces éléments majeurs, des oligoéléments (fer, cuivre, manganèse, zinc, etc.) qui sont bénéfiques pour les cultures, et qui peuvent augmenter significativement le rendement.

Les MES contribuent également à la fertilisation des sols car elles sont riches en matière organique et il n'est point besoin de rappeler le rôle fondamental que celle-ci joue dans le sol, depuis le débris végétal non décomposé jusqu'aux complexes humiques plus ou moins polymérisés : amélioration de la structure, augmentation de la capacité d'échange de cations, augmentation de la capacité de retenue de l'eau.

Le taux de destruction annuel de l'humus variant environ de 1 à 2 % du stock existant, et sachant que l'évolution de ce stock est lente, et que souvent il y a peu de restitution au sol, il paraît indispensable de restituer au sol son stock organique, le mécanisme allant contre par suite de la suppression du cheptel de trait.

L'utilisation d'eaux usées à la place d'engrais de synthèse coûteux est économiquement intéressante pour les agriculteurs. De plus, l'arrosage avec des eaux usées constitue une sorte de fertigation, c'est-à-dire l'application combinée d'eau et de fertilisants via le système d'irrigation. La fertigation permet un apport fractionné et à faible dose des engrais ; en cela

elle est bénéfique pour l'environnement car elle évite la pollution des sols et les dépendances aux fertilisants, qui sont des phénomènes qui apparaissent avec une fertilisation classique (Asano, 1998) [12].

III.1.3.4 Eléments fertilisants minéraux

La présence des substances nutritives dans les eaux usées peut avoir un impact bénéfique sur les cultures dans le cas d'une réutilisation agricole.

Le potassium est présent dans les effluents secondaires à hauteur de 10 à 30 mg/l (Faby, 1997) [51]. Il peut donc couvrir une partie des besoins des plantes.

Les phosphates sont présents dans les effluents secondaires à hauteur de 6 à 15 mg/l (Faby, 1997) [51].

Cette quantité est en général trop faible pour modifier le rendement, et en cas d'excès, les phosphates se fixent dans le sol. Ils peuvent alors être entraînés par l'érosion et participer au phénomène d'eutrophisation.

Les nitrates, qui permettent de fournir de l'azote à la plante, sont les plus problématiques. En effet, apportés en excès, ils peuvent avoir plusieurs impacts négatifs :

- sur les cultures : ils entraînent des retards de maturation, une altération de la qualité, etc.
- sur le milieu naturel : les nitrates sont les principaux responsables de l'eutrophisation des milieux aquatiques ;
- sur la santé humaine : les nitrates peuvent être à l'origine de la formation de nitrites et de nitrosamines, responsables de deux phénomènes potentiellement pathologiques : la méthémoglobinémie et un risque de cancer.

III.1.3.5 La matière organique

De plus, ces eaux usées renferment une forte proportion de matière organique, et il n'est point besoin de rappeler le rôle fondamental que celle-ci joue dans le sol, depuis le débris végétal non décomposé jusqu'aux complexes humiques plus ou moins polymérisés : amélioration de

la structure, augmentation de la capacité d'échange de cations, augmentation de la capacité de retenue de l'eau. Le taux de destruction annuel de l'humus variant environ de 1 à 2 % du stock existant, et sachant que l'évolution de ce stock est lente, et que souvent il y a peu de restitution au sol, il paraît indispensable de restituer au sol son stock organique, par suite de la suppression du cheptel de trait.

On constate d'après M. Neveux, (1962) [116] que le fumier se faisant de plus en plus rare de nos jours, l'agriculteur, au lieu d'utiliser d'une façon intensive les engrais chimiques, devrait considérer avec plus d'intérêt les possibilités offertes par ces eaux usées (y compris les boues) M. Neveux, (1962) [116].

III.1.4 Méthodologie

Dans un projet de réutilisation agricole des eaux épurées, la notion de « méthodologie » représente les réalités suivantes.

III.1.4.1 Système de collecte

Pour qu'il y ait réutilisation des eaux usées, il faut que cette eau soit à la disposition de l'agriculteur, ceci explique la nécessité de disposer d'un réseau pour collecter ces eaux usées. Le réseau de collecte est un préalable à tout projet de réutilisation des eaux usées.

III.1.4.2 Système d'assainissement

L'épuration des eaux usées est souvent réalisée pour protéger la santé humaine et le milieu récepteur. Pour la santé humaine, le processus d'épuration permet sinon d'éliminer les microorganismes pathogènes, du moins de les réduire au minimum; pour le milieu naturel, le processus permet habituellement de réduire les matières en suspension (MES), la matière organique biodégradable (DBO), le phosphore, l'azote et les métaux lourds.

III.1.4.3 Système de sol

Pour pouvoir réutiliser les eaux usées assainies, il faut disposer de terres agricoles. Les qualités géologiques, pour éviter la pollution des nappes, et pédologiques pour la mise en place des cultures, sont des éléments déterminants pour la mise en place de tout projet d'irrigation particulièrement pour les eaux usées (Valiron et al, 83) [165].

En effet les eaux usées sont différentes des eaux conventionnelles par leur teneur en matières en suspension et en sels. Les matières en suspension influencent le colmatage des sols, elles peuvent obstruer les pores et provoquer une imperméabilisation rendant le sol inutilisable.

III.1.4.4 Système d'irrigation

C'est le système d'irrigation qui permet d'amener l'eau de l'endroit de sa production (station d'épuration) à l'endroit de son utilisation (systèmes sol/plantes). L'irrigation est le moyen de valoriser les eaux usées traitées en les appliquant sur des cultures pour augmenter les rendements et améliorer la situation économique et sociale des populations locales. L'eau peut être appliquée au sol de différentes façons:

~ *Gravitaire*: il s'agit d'appliquer une couche d'eau sur la surface du sol. C'est le cas de la submersion et à la raie (RNEDHA, 1992) [142].

C'est la méthode la plus répandue et qui ne nécessite pas une technicité du pratiquant mais qui n'est pas la plus efficace. La hauteur d'eau appliquée pénétrant dans le sol est fonction de l'emplacement du terrain, de la pente, des changements de texture dans le terrain, de la compacité et de la chimie du sol. L'extrémité du terrain la plus proche de la source reçoit plus d'eau que la partie aval de même que les points hauts reçoivent moins d'eau en raison de leur situation.

~ *Aspersion*: l'eau est appliquée d'une manière identique à la pluie. Un réseau d'aspersion bien conçu permet une distribution uniforme de l'eau et une vitesse d'application ne favorisant pas le ruissellement. Elle s'adapte aux contraintes topographiques et permet un contrôle de la dose d'irrigation par le réglage de la durée de l'application, la distance entre les asperseurs et le diamètre de canalisations (RNEDHA, 1992) [142]. Cependant, dans les régions chaudes, l'aspersion amplifie l'évaporation ce qui augmente davantage la concentration des sels dans le sol et donc leur toxicité. L'aspersion dans le cas des eaux usées peut éventuellement propager les germes pathogènes aux alentours des zones irriguées et donc augmenter la probabilité d'infection.

~ *Goutte à goutte*: appelée également irrigation localisée, elle permet une distribution de l'eau presque à la demande de la plante. Le sol est maintenu aux alentours de sa capacité de rétention par une application journalière et une vitesse très faible des goutteurs (RNEDHA, 1992) [142]. Contrairement aux méthodes précédentes, le goutte à goutte permet de contrôler la salinité au niveau du sol en dehors des zones racinaires par le maintien d'un courant d'eau descendant. La réussite de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture passe par le choix du système d'irrigation le plus approprié.

III.1.4.5 Système de culture

La finalité de la réutilisation des eaux usées traitées en irrigation est la production agricole, rendue difficile voire impossible par les conditions climatiques et l'absence d'eau. Le choix des cultures à mettre en place est une condition nécessaire à la réussite de la réutilisation des eaux usées traitées. Le choix des cultures dans l'espace (assolement) et dans le temps (rotation) doit tenir compte des besoins de la population locale et des techniques d'amélioration du sol. Le système de culture permet de choisir les cultures les mieux adaptées à la qualité de l'eau et aux spécificités régionales.

III.1.5 Etude des différentes contraintes liées à la réutilisation des eaux usées

III.1.5.1 Notion de risque

D'après Devaux, (1999) [41] les études d'estimation du risque distinguent deux types de risque : le risque potentiel et le risque réel. Le risque potentiel comprend lui-même le risque théorique et le risque expérimental. Le risque théorique, également appelé danger, est défini par le critère d'absence ou de présence d'un contaminant (micro-organisme, métal lourd, etc.). Il dépend de la population qui produit les eaux usées et d'autres facteurs (présence de rejet industriel, réseau unitaire, etc). Le risque expérimental est le risque que le contaminant soit transmis à un individu. Il dépend de la dose de départ, de l'efficacité du traitement, de la capacité de survie (pour les microorganismes) ou de rétention (pour les micropolluants), et de la dose minimale nécessaire pour contaminer un individu (*i.e.* dose infectante pour les micro-organismes et seuil de toxicité pour les micro-polluants). Pour les micro-organismes, des facteurs particuliers interviennent, comme la latence ou la multiplication dans l'environnement. Quant aux micropolluants, leur passage dans le milieu naturel peut les dégrader en produits plus ou moins dangereux et aux propriétés souvent inconnues. Le risque réel « correspond à la probabilité [d'être contaminé] dans une population exposée » (Devaux, 1999) [41]. Il dépend des facteurs liés au risque potentiel, et dépend également des capacités immunitaires de l'individu (naturelles ou acquises), ainsi que d'autres facteurs comme l'âge, le sexe, l'état de santé, la nutrition, l'hygiène et la capacité diagnostique (clinique, sérologique et portage) des acteurs de santé. » Cette étude globale et synthétique de la REUE ne se prête pas à une estimation personnelle et statistiquement satisfaisante des risques. Nous nous appuyons donc sur des études scientifiques pour dresser un état général de la connaissance. Nous pourrions alors conclure sur les risques sanitaires d'une REUE, en fonction de l'usage, du niveau de traitement et de la nature du contaminant.

III.1.5.2 Présentation des contraintes liées à la composition biologique des eaux usées

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.). Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du risque sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en : micro-organismes, matières en suspension, pollution organique DBO et DCO, substances nutritives et salinité, éléments traces minéraux et organiques.

Le risque microbiologique

Dans le cas de l'agriculture, il est prouvé depuis longtemps que les micro-organismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes. Les micro-organismes se retrouvent donc à la surface des plantes et sur le sol. Les feuilles et la plante créent un environnement frais, humide (évaporation) et à l'abri du soleil. Il peut donc y avoir une contamination pendant la croissance des plantes ou la récolte. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes (Asano, 1998) [12]. Des cas de

contaminations fécales par l'intermédiaire de produits végétaux arrosés par des eaux usées brutes ont déjà été mis en évidence, même si cet exercice est difficile. La REUE à caractère agricole ne semble présenter aucun risque pour les travailleurs et la population générale (Devaux, 1999) [41]. Le goutte-à-goutte est le système qui expose le moins les populations (professionnels, consommateurs, etc.) et les seuls risques ne sont possibles que pendant la maintenance (débouchage des goutteurs). Elle nécessite en effet un matériel assez fin, qui risque de se boucher facilement à cause des MES, de la précipitation de matières dissoutes et de la formation d'un bio film (Asano, 1998) [12]. L'eau doit donc être traitée en conséquence, et le circuit d'irrigation nettoyé régulièrement Cauchi, (1996) [29].

III.1.5.3 Composition microbiologique des eaux usées

Quatre « familles » de micro-organismes :

Les micro-organismes comprennent, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Ils proviennent dans leur immense majorité des matières fécales ; on distingue alors la flore entérique (intestinale) normale et les micro-organismes pathogènes. On ne parlera ici que de ces derniers. Ils ont des effets divers sur la santé : ils sont la cause d'infections bénignes (gastro-entérite par exemple) comme de maladies mortelles (choléra)

Les eaux usées contiennent tous les micro-organismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes (Jean-Antonie Faby, 1997) [77]. Les espèces sont nombreuses (Salmonella, Shigella..) de leur recherche est souvent complexe et laborieuse.

Les micro-organismes pathogènes véhiculés par l'eau étant pour la plupart d'origine fécale il est donc suggéré de retenir comme principe de contrôler la recherche de certaines espèces ou groupe de bactéries comme témoins indicateurs de contamination ou pollution fécale. Ces germes tests sont des bactéries commensales qui sont naturellement présentes dans les intestins des hommes et des animaux à sang chaud, et excrétées régulièrement en abondance dans les matières fécales (Degremont Suez, 2005) [40].

- Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ **10^{12} bactéries/g** (Asano, 1998) [12]. La majorité de ces bactéries ne sont pas pathogènes. Cependant, chez un hôte infecté, le nombre de bactéries pathogènes peut être très important. Les bactéries entériques sont adaptées aux conditions de vie dans l'intestin, c'est-à-dire une grande quantité de matière carbonée et de nutriments, et une température relativement élevée (37°C). Leur temps de survie dans le milieu extérieur, où les conditions sont totalement différentes, est donc limité. Par ailleurs, les bactéries pathogènes vont se trouver en compétition avec les bactéries indigènes, ce qui limitera leur développement.

Les eaux usées contiennent en moyenne 10^7 à 10^8 bactéries/l. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de **10^4 /l** (Faby, 1997) [51].

Le nombre de germes peut être multiplié par 1 000 dans les eaux de rivières après un rejet urbain ; ainsi, à Paris, le nombre de coliformes fécaux passe de **10^3 à 10^6** par millilitre, après la zone de rejet de la station d'épuration d'Achères, qui collecte les eaux usées de la ville (Miquel, 2003) [118]. La voie de contamination majoritaire est l'ingestion, comme le montre le tableau 3. Les bactéries pathogènes d'origine hydrique sont responsables de la mort de 3 à 10 millions de personnes par an dans le monde (Miquel, 2003) [118]. Une situation à risque est liée aux remises en service de canalisations, après un arrêt de plusieurs semaines. Les eaux stagnantes constituent un milieu favorable au développement de films bactériens propices aux contaminations (cas d'une contamination bactérienne des eaux distribuées à Strasbourg, en 2000 (Miquel, 2003) [118].

Tableau 8. Les bactéries pathogènes dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
<i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	23 à 80 000	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	10 à 10 000	Ingestion
<i>E. coli</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Yersinia</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Campylobacter</i>	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
<i>Vibrio</i>	Choléra	100 à 100 000	Ingestion
<i>Leptospira</i>	Leptospirose		Cutanée/Inhalation/Ingestion
<i>Legionella</i>	Légionellose		Inhalation
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose		Inhalation

Source : adapté d'Asano (1998)) [12].

- Les virus

Les virus sont des agents pathogènes extrêmement petits et qui ne peuvent se multiplier qu'à l'intérieur d'une cellule vivante. Lorsqu'une telle cellule a été attaquée par un virus, elle se transforme dans sa totalité en un amas granuleux de nouveaux virus prêts à infecter de nouvelles cellules (Degremont Suez, 2005) [40].

On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées sont difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous estimation de leur nombre réel (Jean-Antonie Faby, 1997) [77].

Tableau 9. Facteurs environnementaux modifiant la survie des micro-organismes

Facteur	Diminution de la survie
Température	Quand elle augmente
Eau	Quand l'humidité diminue
pH	Aux pH extrêmes (>12 ou < à 3)
Ensoleillement	Quand la luminosité augmente
Oxygène	Effet variable selon le type respiratoire des bactéries ; effet négatif sur les virus
Matière organique (nutriments)	Quand la quantité de nutriments diminue
Organismes vivants	Quand l'activité biologique augmente. L'activité biologique du milieu (présence d'organisme saprophytes tels que certains champignons) diminue la résistance des organismes par compétition pour les nutriments et sans doute par prédation.

- Les protozoaires

Ce sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, C'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées (Baumont et al ,2004) [20].

Parmi les protozoaires les plus importants du point de vue sanitaire, il faut citer *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne et *Giardia lamblia*.

- Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10³ œufs/l (Faby, 1997) [51]. Elle comporte deux embranchements : (Degrement Suez, 2005) [40].

- Plat helminthes : (ou vers plats)

- Nématelminthes : (ou nématodes, ou vers ronds)

Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées (Baumont et al, 2004) [20].

Ils sont fréquemment rencontrés dans les eaux résiduaires, la concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10³ œufs/l. Dans les eaux usées urbaines, beaucoup de ces helminthes ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire.

Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs.

Tableau 10. Temps de survie de pathogènes caractéristiques à 20-30°C (jours)

Pathogènes	Eaux de surface	Sur les plantes	Sur le sol
Virus Entérovirus	<120 mais souvent <50	<60 mais souvent <15	<100 mais souvent <20
Bactéries Coliformes fécaux <i>Salmonella</i> <i>Shigella</i> <i>Vibrio cholerae</i>	<60 mais souvent <30 <60 mais souvent <30 <30 mais souvent <10 <30 mais souvent <10	<30 mais souvent <15 <30 mais souvent <15 <10 mais souvent <5 <5 mais souvent <2	<70 mais souvent <20 <70 mais souvent <20 <20 mais souvent <10
Protozoaires Kystes d' <i>E. histolytica</i>	<30 mais souvent <10	<10 mais souvent <2	<20 mais souvent <10
Helminthes OEufs d' <i>A. lombricoïdes</i>	Plusieurs mois	<60 mais souvent <30	plusieurs mois

Source : Asano (1998) [12], adapté de Faechem (1983)

- Les champignons

Les canalisations sont parfois infestées par les champignons microscopiques.

Les candidoses causées par le *Candida albicans*, sont parfois contractées au cours de baignades en mer.

A part ces observations exceptionnelles, on ne connaît pas d'épidémie d'origine hydrique due à des champignons (Degrement Suez, 2005) [40].

Tableau 11. Concentration des paramètres microbiologiques dans les eaux usées brutes

Microorganismes	Concentration eaux usées brutes par litre
Virus	0 – 2.10 ⁵
Bactéries	
Coliformes totaux	10 ⁹ – 10 ¹¹
Coliformes fécaux	10 ⁶ – 10 ¹⁰
Streptocoques fécaux	10 ⁵ – 10 ⁸
Salmonelles	0 – 10 ³
Staphylocoques	10 ¹ – 10 ⁵
Aeromonas	10 ⁵ – 10 ⁸
Protozoaires	
Giardia (kystes)	10 – 10 ⁵
Cryptosporidium (Ocystes)	0 – 10 ⁴
OEufs d'helminthes	0 – 10 ² *

Source : Note relative à la réutilisation des eaux usées

* D'après Degremont SUEZ, (2005) [40] la concentration des oeufs d'helminthes varie entre 10 et 30 oeuf/litre.

III.1.5.4 Les procédés de désinfection : quelques précisions

- Le chlore

Le chlore est un oxydant puissant qui réagit à la fois avec des molécules réduites et organiques, et avec les micro-organismes. Le chlore agit dans l'ordre suivant : il réagit premièrement avec des minéraux réducteurs comme le fer, le manganèse ou le cyanure. Puis il réagit avec les molécules organiques, ce qui donne des dérivés halogénés éventuellement cancérigènes. Ensuite, il peut réagir avec des composés azotés, ce qui donne des chloramines qui ont un pouvoir germicides. Et enfin, il s'attaque directement aux micro-organismes, notamment en perturbant l'activité enzymatique. L'action désinfectante du chlore est donc très réduite tant que toutes les autres molécules avec lesquelles il peut réagir n'ont pas été consommées. Donc les traitements de purification et de clarification en amont ont une très grande importance pour permettre une bonne efficacité du traitement, et éviter d'avoir à utiliser trop de chlore. D'autant plus que la déchloration, qui permet de limiter considérablement l'effet toxique de certains produits, coûte cher.

- L'ozone

L'ozone est un procédé de désinfection utilisé aux Etats-Unis, en Afrique du Sud et au Moyen- Orient essentiellement. En France, seule la station de Saint-Michel-en-Grèves en est équipée à notre connaissance. L'ozone est produit par le passage d'un flux électrique dans de l'oxygène. Il réagit avec les composés minéraux réducteurs, avec la matière organique et les microorganismes. Il permet l'élimination de la couleur à 90 %, un abattement de la DCO de 20 % (Cauchy, 1996) [29] et une réoxygénation du milieu. Il permet l'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires. C'est le seul procédé vraiment efficace contre les virus (Lazarova, 2003) [95]. Les tests de toxicité effectués sur des poissons, des crustacés et des algues n'ont pas permis de mettre en évidence une quelconque toxicité (Cauchy, 1996) [29].

- Les autres traitements chimiques

L'**acide peracétique** est un mélange d'acide acétique et de peroxyde d'hydrogène. Il libère de l'oxygène actif qui a une action désinfectante. Le produit dérivé est l'acide acétique, parfaitement biodégradable (c'est l'acide du vinaigre) ; il n'y a pas de formation de produits

toxiques rémanents. L'activité germicide concerne surtout les germes témoins de contamination fécale (abattement de 3 unités logarithmiques (U log) pour 10 min et pour une dose de 5 à 7 mg/l, d'après Cauchy, (1996) [29].

Le dioxyde de chlore est notamment utilisé en Palestine pour désinfecter l'eau d'irrigation des zones maraîchères. Il a une action virucide et bactéricide. Son action dépend du degré d'épuration préalable de l'eau. S'il est suffisant, les besoins en dioxyde de chlore peuvent être très faibles, ce qui permet de diminuer fortement les atteintes au milieu tout en assurant une très bonne élimination des micro-organismes.

Les ferrates (FeO₄²⁻) sont tout aussi efficaces que le chlore et participent de plus à la coagulation et à l'élimination des phosphates.

Remarque : Il existe un traitement par membranes qui permet de filtrer également les substances dissoutes, en plus des MES et des micro-organismes : c'est l'osmose inverse. Ce procédé coûteux est utilisé pour désaliniser l'eau de mer afin de produire de l'eau douce.

Tableau 12. Recommandations concernant la qualité microbiologique des eaux usées utilisées dans l'agriculture

Niveau sanitaire	Type de culture	Normes	Type d'irrigation
A	<ul style="list-style-type: none"> • Irrigation des Produits pouvant être consommés crus • Arrosage de terrains de sport et d'espaces verts ouverts au public 	Oeufs d'helminthes \leq 1/litre Coliformes thermotolérants \leq 10000/1L	Irrigation gravitaire, irrigation sous frondaison, Irrigation par aspersion sous certaines conditions
B	<ul style="list-style-type: none"> • Vergers, céréales et fourrages, pépinières et produits végétaux consommable après cuisson (pommes de terre, betteraves, choux) • Espaces verts inaccessibles au public • Zones de sport ou de loisir utilisées 	Oeufs d'helminthes \leq 1/litre	Irrigation gravitaire ou à la raie Irrigation par aspersion sous réserve
C	<ul style="list-style-type: none"> • Cultures céréalières, industrielles et fourragères, vergers, zones forestières et espaces verts non ouverts au public 	Sans contrainte	Irrigation souterraine ou localisée (micro- irrigation)

Source : Jacques Aviron-Violet : [79]

III.1.5.5 La réponse de l'hôte : Notion de dose minimale infectante (DMI) et de variabilité Interindividuelle

La DMI correspond à la quantité de pathogènes qui doit être absorbée pour que des symptômes de la maladie se manifestent chez quelques sujets au moins. Elle varie en fonction des espèces de pathogènes. La DMI est différente aussi en fonction des individus et de leur réaction physiologique face à la contamination. La réponse de l'hôte est extrêmement variable, elle dépend des caractéristiques des individus exposés aux pathogènes, comme l'âge, le sexe, voire l'activité professionnelle (Baumont et al, 2004) [20].

III.1.5.6 Les facteurs de la pathogénicité des micro-organismes

Les micro-organismes pathogènes présents dans l'environnement ou dans l'eau ne vont pas toujours déclencher une maladie s'ils sont absorbés. La pathogénicité des micro-organismes dépend de plusieurs facteurs que l'on peut regrouper en deux classes : les facteurs

concernant la physiologie du micro-organisme et ceux concernant la physiologie de l'hôte infecté.

*** La physiologie du micro-organisme**

La latence est la durée nécessaire pour qu'un pathogène devienne infectieux. Elle est différente selon les micro-organismes. Elle est nulle pour la majorité des virus, des bactéries et des protozoaires (c'est-à-dire qu'ils sont immédiatement infectieux). Au contraire, la plupart des helminthes ont besoin d'une période de latence, soit que leurs œufs doivent atteindre une certaine maturité, soit que le passage par un organisme hôte non humain soit obligatoire (ex : le bœuf pour le *Tænia*). Les micro-organismes pathogènes sont le plus souvent adaptés aux conditions régnant dans le corps humain, c'est pourquoi leur **survie** est souvent limitée à quelques semaines dans le milieu extérieur. Elle dépend à la fois des caractéristiques des micro-organismes (certains sont plus résistants que d'autres) et des conditions du milieu extérieur : pH, température, ensoleillement, etc. Elles sont exposées dans le tableau 5. Dans des conditions favorables, les pathogènes peuvent survivre plusieurs semaines, voire plusieurs mois sur le sol, sur les plantes ou dans l'eau. Cependant, Cauchi, (1996) [29] qui admet que la plupart des pathogènes (virus, bactéries et protozoaires) ne peuvent pas vivre au-delà de 2 à 3 semaines sur les plantes et au-delà de 3 semaines sur le sol, quand la température est entre 20 et 30°C. Les œufs d'helminthes sont la seule exception : ils peuvent conserver leur viabilité pendant des mois voire des années.

Tableau 13. Doses minimales infectantes (DMI) moyennes des agents pathogènes présents dans les eaux usées

Micro-organismes	DMI
Virus	02
Bactéries	10^2-10^6
Helminthes	$1-10^1$
Protozoaires	10^1-10^2

Source : Cauchi (1996) [29].

Tableau 14. Effets sanitaires chez les travailleurs agricoles en contact direct avec les eaux usées traitées utilisées pour l'irrigation

Krishnamoorthi et coll. (1973) Inde	Infections parasitaires intestinales chez des travailleurs agricoles Le taux d'infection parasitaire intestinale (<i>Ankylostoma duodénale</i> et ascaris) est plus élevé ($p \geq 0,01$) chez des travailleurs agricoles exposés (87 %) que dans un groupe de contrôle, non exposé (50 %).												
Sinneker (1958) Allemagne	Signification épidémiologique des égouts urbains dans la diffusion possible d'infections zooparasitaires Sinneker a déterminé des taux d'infections parasitaires parmi des employés de stations d'épurations (1) et chez des travailleurs agricoles (2) <table border="1" data-bbox="432 562 1018 770"> <thead> <tr> <th></th> <th>(1)</th> <th>(2)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td><i>Entameba histolytica</i></td> <td>4 %</td> <td>9 %</td> </tr> <tr> <td>Ascaris</td> <td>2 %</td> <td>16 %</td> </tr> <tr> <td><i>Trichuris trichuria</i></td> <td>5 %</td> <td>11 %</td> </tr> </tbody> </table>		(1)	(2)	<i>Entameba histolytica</i>	4 %	9 %	Ascaris	2 %	16 %	<i>Trichuris trichuria</i>	5 %	11 %
	(1)	(2)											
<i>Entameba histolytica</i>	4 %	9 %											
Ascaris	2 %	16 %											
<i>Trichuris trichuria</i>	5 %	11 %											
Faechem et coll. (1983) Allemagne	Faechem et coll. ont déterminé des taux d'infection parmi 3 types de travailleurs : égoutiers (3 %), employés de stations d'épuration (16 %), travailleurs agricoles (30 %).												
Clark et coll. (1981) États-Unis, Cincinnati (Ohio), Chicago (Illinois)	Risques sanitaires de l'exposition humaine aux eaux usées dans trois villes des États-Unis (Cincinnati, Chicago, Memphis) Il s'agit d'une étude prospective séroépidémiologique auprès de travailleurs de stations d'épuration. Les principaux résultats sont les suivants : les taux de gastro-entérites sont plus élevés chez les nouveaux travailleurs que chez les anciens et le groupe de contrôle, pas de différences entre les taux d'immunoglobuline chez les travailleurs et chez les personnes du groupe de contrôle, absence de contamination des familles, pour certains virus, le niveau d'anticorps est représentatif de l'exposition aux aérosols d'eaux résiduelles, le taux de bactéries est élevé dans les aérosols, absence d'effet significatif parmi les travailleurs												
Clark et coll. (1981) Linneman et coll. (1984) États-Unis, Maskegon (Michigan)	Évaluation des risques sanitaires associés au traitement et à l'évacuation des eaux usées urbaines Les auteurs ont étudié l'exposition professionnelle des travailleurs d'égout à différents agents (produits chimiques organiques, champignons, endotoxines) et les effets sanitaires sur les travailleurs exposés à l'irrigation par aspersion d'eaux usées. Les résultats obtenus sont les suivants : absence de détection de virus dans l'air, disparition des virus au cours de la filière de traitement, mise en évidence de virus dans les eaux brutes par la méthode de centrifugation/filtration, présence 0 à 9 coliphage / m ³ dans l'air, absence de différence significative des taux de maladie et d'isolation de virus entre les travailleurs exposés et les travailleurs non exposés, taux d'anticorps aux virus coxsackies B-5 plus élevés chez les travailleurs en contact direct avec l'eau que chez les autres travailleurs absence d'augmentation de la prévalence des anticorps de l'hépatite A chez les personnes exposées à l'irrigation absence de différence des taux d'anticorps aux Poliovirus 1, 2 et 3, Coxsackies B-2 et Echo-7 et 11 entre les deux groupes de travailleurs, quantités de bactéries dans l'air, plus importante dans la direction du vent (particulièrement pour <i>klebsiella</i>) que dans la direction inverse												
Fattal, Yekutieli, Shuval (1984) Jérusalem	Épidémie de choléra Le taux d'examen sérologiques positifs est de 57 % chez les travailleurs agricoles, alors qu'il est de 8 % dans la population générale												

Tableau 15. Effets sanitaires dans les populations environnantes exposées aux eaux usées traitées utilisées pour l'irrigation

Rivera Ramirez (1980) Mexique	<p>Utilisation d'eaux usées pour l'irrigation à Tula, dans l'état d'Hidalgo, au Mexique</p> <p>L'objectif de l'étude est de comparer l'incidence de pathologies gastroentériques dans deux communautés agricoles, l'une utilisant des eaux usées non traitées, l'autre irriguant avec de l'eau non contaminée. Le risque d'exposition à l'amibiase est plus élevé dans la zone d'irrigation utilisant des eaux usées.</p>
Sanchez Leyva (1976) Mexique	<p>L'utilisation d'eau usée pour l'irrigation et ses impacts sur la santé humaine à Mexico</p> <p>Les auteurs étudient les infections gastro-entériques causées par des protozoaires et des helminthes chez les scolaires. La méthode utilisée consiste à comparer un groupe exposé, situé dans une zone irriguée avec des eaux usées et un groupe non exposé situé dans une zone contrôle. La prévalence des maladies n'a augmenté dans aucun des deux groupes.</p>
Fannin et coll. (1980) Etats-Unis, Tecumseh (Michigan)	<p>Différence de maladies aiguës en fonction de la distance depuis la station d'épuration de Tecumseh, dans le Michigan</p> <p>Les déclarations de maladies aiguës, dans une population résidant à proximité d'une station d'épuration, ont été comparées en fonction de la distance à la station d'épuration. L'incidence des pathologies respiratoires et gastro-entériques augmente lorsqu'on se rapproche de la station d'épuration (de 2400 m à 600 m).</p>
Johnson et coll. (1980) Etats-Unis, Schaumburg (Illinois)	<p>Effets sanitaires dus aux aérosols d'eaux résiduaires produits par une nouvelle station d'épuration à boues activées</p> <p>Une incidence élevée de symptômes gastro-intestinaux et de maladies de peau associées aux aérosols a été constatée. D'après l'auteur les témoignages sont insuffisants pour associer ou non ces effets à l'exposition aux aérosols.</p>
Camann (1980) Etats-Unis, Tigard (Orégon)	<p>Aérosols d'eaux résiduaires et suivi des absences à l'école à proximité d'une installation de traitement d'eaux résiduaires</p> <p>Il s'agit d'une étude avant – après d'élèves exposés à des aérosols provenant de la station d'épuration de l'école. Pas d'effets indésirables dus aux aérosols sur l'incidence des maladies transmissibles, celles-ci étant mesurées par l'absentéisme</p>
Camann et coll. (1983) Lubbock (Texas)	<p>Une évaluation des effets sanitaires infectieux potentiels à partir d'aspersion d'eaux résiduaires sur des terres</p> <p>Les auteurs ont observé la présence de micro-organismes jusqu'à 400 m dans la direction du vent. Ils n'ont pas mis en évidence de relation entre les effets sanitaires et l'exposition.</p>
Blumental et coll. (1995) Mexique	<p>Évaluation des recommandations de l'OMS sur les oeufs d'helminthes pour l'irrigation contrôlée ou non</p> <p>Des études épidémiologiques ont été menées à Mexico pour évaluer les effets sur les travailleurs agricoles de l'irrigation contrôlée avec des eaux usées brutes et avec des eaux partiellement traitées. Des études microbiologiques ont été effectuées au Brésil et à Leeds pour évaluer la contamination des plantes avec des oeufs d'<i>Ascaris lumbricoïdes</i> et <i>Ascaridia galli</i> viables, après irrigation avec des eaux usées traitées de différentes qualités. Les résultats indiquent que les recommandations de l'OMS de moins de 1 oeuf par litre protègent les consommateurs de végétaux, mais pas nécessairement les travailleurs agricoles et leurs familles, en particulier leurs enfants</p>
Bouhoum (1995) Maroc, Marrakech	<p>Étude épidémiologique des infections à helminthes dans la zone irriguée avec des eaux usées brutes à Marrakech</p> <p>L'objectif de l'étude est de déterminer si les infections parasitaires se produisent plus fréquemment parmi les enfants exposés aux eaux usées que parmi ceux du groupe contrôle. Les enfants de la zone exposée présentent plus d'ascaris (73 % contre 30 %) et de trichures que les autres, mais autant d'oxyures, ténias et <i>Hymenolepis</i>. Le polyparasitisme concerne surtout les jeunes enfants.</p>

Tableau 16. Effets sanitaires en population générale dus à la consommation de produits irrigués avec des eaux usées brutes

Khalid (1931) Egypte, Tara	Ascaridiose et Trichocéphalose parmi les résidents de la prison de Tara en Égypte L'incidence de bilharziose et d'ankylostomose est moins élevée chez les prisonniers qu'en population paysanne et le taux d'infection chez les prisonniers diminue avec le temps passé en prison. Des incidences élevées d'ascaridiose (80 %) et de trichocéphalose ont été observées chez les prisonniers. Ces infections ont été transmises par des légumes irrigués avec des eaux usées.
Baumhogger (1949) Allemagne, Darmstadt	Ascaridiose à Darmstadt, en Allemagne L'incidence d'ascaridiose dans la population de Darmstadt est de 40 à 50 %.
Ben-Ari (1962), Jjumba-Mukabu et coll. (1971), Suval et coll. (1984), Jérusalem	Transmission de d'helminthes par des végétaux irrigués avec des eaux usées à Jérusalem Relation entre les échantillons positifs de selles d'Ascaris dans la population à l'ouest de Jérusalem et l'approvisionnement en végétaux irrigués avec des eaux usées brutes.
Gerichter et coll. (1971), Fatta et coll. (1984) Jérusalem	Épidémie de choléra à Jérusalem en 1970 : le cas de transmission à partir de légumes irrigués avec des eaux usées brutes 176 cas de choléra sont apparus d'août à octobre 1970 à Jérusalem
Shuval (1993) Chili, Santiago	Investigation au sujet de la transmission de la fièvre typhoïde et du choléra par l'irrigation à partir d'eaux usées à Santiago au Chili Des taux de fièvre typhoïde élevés ont été observés à Santiago du Chili avec des pics de 210 cas / 100 000 en 1977 et 1982. Le pic de fièvre typhoïde observé à Santiago en été correspond au pic de la saison d'irrigation et de la récolte des végétaux irrigués avec les eaux résiduaires. En avril 1991, une épidémie de 41 cas de choléra est survenue au Chili, due probablement à des cas provenant du Pérou. 68 % des cas de choléra ont consommé des salades irriguées avec des eaux usées.

III.1.5.7 Effets des eaux usées traitées sur le végétal

a) Le poivron :

Au niveau du CRP Mahdi Boualem, un essai d'irrigation sur le poivron, avec les eaux usées traitées. Les eaux usées traitées chlorées et l'eau de forage a été réalisée durant une campagne. Cet essai a permis de dégager les résultats suivants :

Tableau 17. Teneur des poivrons, irrigués avec les différentes eaux en germes pathogènes (log. de nombre de germes / 100 g)

		EF	ET	ETC	EF+E	ET+E	ETC+E
GAMT	1 jours	traces	7,03	traces	traces	7,09	traces
	3 jours	traces	4,52	traces	traces	4,14	traces
	7 jours	traces	3,22	traces	traces	3,15	traces
Coliformes totaux	1 jour	abs	5,14	abs	abs	5,14	abs
	3 jours	abs	4,56	abs	abs	3,40	abs
	7 jours	abs	4,15	abs	abs	3,6	abs
Coliformes fécaux	1 jour	abs	1,36	abs	abs	2,9	abs
	3 jours	abs	1,06	abs	abs	2,549	abs
	7 jours	abs	0,82	abs	abs	1,52	abs

EF = Eau de forage
 ET = Eau usée traitée
 ETC = Eau usée mitée chlorée
 + E = + Engrais
 (Source) : INRAA, (2000) [76]

- Au moment de la récolte, le poivron irrigué avec les eaux usées traitées a présenté un niveau de contamination bactériologique significativement plus élevé que le poivron témoin, irrigué avec une eau de bonne qualité bactériologique (eau usée traitée chlorée).
- La présence ou l'absence de cette contamination bactérienne ainsi que son niveau dépendent essentiellement de la durée qui sépare la récolte de la dernière irrigation avec les eaux usées traitées.
- Durant les jours qui suivent une irrigation avec les eaux usées traitées, les germes indésirables se détruisent peu à peu sous l'effet des conditions climatiques (t°, ensoleillement etc.).

b) Le maïs fourrager :

Un essai d'irrigation par des eaux usées traitées a été effectué sur des plants de maïs. Les analyses bactériologiques réalisées sur les tiges et les feuilles de la plante ont donné les résultats suivants :

Tableau 18. Teneur du maïs fourrager en germes pathogènes (Nombre de germes/gramme)

	TIGES	FEUILLES
GAMT		
1 jour	$1.75.10^6$	$2.07.10^6$
3 jours	$1.07.10^3$	13.10^1
coliformes totaux		
1 jour	125.10^1	140.10^1
3 jours	105.10^3	125.10
Coliformes fécaux		
1 jour	abs	140.10^3
3 jours	abs	16.10^2

(Source) : INRAA, (2000) [76]

Ces résultats révèlent que, les feuilles du maïs présentent une contamination plus élevée que les tiges, suite au contact direct de la partie aérienne de la plante avec l'effluent. Cependant le nombre de germes pathogènes diminue quelques jours après irrigation (3 jours) d'une manière très lente pour les coliformes totaux, rapide pour les GAMT et les coliformes fécaux, et ce pour les deux organes étudiés.

CONCLUSION

Les eaux usées sont des milieux particulièrement favorables aux développements des micro-organismes de tout genre, notamment en ce qui concerne les bactéries pathogènes et les virus. La composition microbiologique des effluents est extrêmement conditionnée par les modes de vies et les conditions sanitaires régionales. La contamination susceptible de se produire se situe à différents niveaux à savoir : Le consommateur, le personnel d'exploitation et le voisinage immédiat du périmètre irrigué. La protection du consommateur passe par une réglementation de la qualité sanitaire des eaux utilisées pour l'irrigation.

Les eaux usées traitées de notre étude sont relativement chargées en germes à potentialité pathogène. Des travaux de recherche ont démontré que la qualité bactériologique de ces eaux est variable dans le temps. Notre travail mené pendant une certaine durée a pour but de déterminer leur qualité bactériologique moyenne et les limites entre lesquelles cette qualité peut varier en conditions ordinaires (absence d'épidémie notamment). Pour les cultures maraîchères irriguées avec les eaux usées traitées, il est nécessaire de faire respecter un délai entre l'irrigation et la décontamination.

III.1.6 Les différentes réglementations dans le monde

L'élimination des risques microbiologiques et chimiques est le principal objectif du traitement des eaux usées destinées à être réutilisées en irrigation agricole. Afin de garantir la protection de la santé publique, il est indispensable de mettre en place des normes et des réglementations strictes et adaptées à la spécificité des différentes cultures.

La majorité des acteurs internationaux, promouvant une réutilisation sûre des eaux usées destinées à l'irrigation, sont l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et l'Organisation de l'Alimentation et de l'Agriculture des Nations Unies FAO, (1985) [52].

III.1.6.1 Les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)

Les recommandations de l'OMS (Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture) ou « Recommandations sanitaires pour l'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture » OMS, (1989) [128] sont les seules à l'échelle internationale. Elles sont source d'inspiration pour de nombreux pays à travers le monde. Elles ne concernent que l'usage agricole et sont ciblées uniquement sur les quantités de microorganismes. Les protozoaires ne sont pas inclus directement car il est considéré qu'ils sont éliminés en même proportion que les helminthes. Les virus ne sont pas considérés non plus, leur présence étant difficile à détecter lors des contrôles de routine (Baumont et al, 2004) [20]. Les deux microorganismes de référence considérés dans les directives de l'OMS sont les coliformes fécaux et les nématodes intestinaux.

Ces recommandations ont été révisées en 2000, en intégrant les résultats de nouvelles études épidémiologiques. Les modifications ont essentiellement porté sur la norme « oeufs d'helminthes » qui pour certaines catégories est passée de 1 à 0,1 œuf/L. Ces normes sont destinées à une utilisation internationale, et sont donc adaptées aux pays en voie de développement. Elles représentent la limite au-delà de laquelle la santé publique n'est plus assurée.

Le tableau III.8 résume les recommandations microbiologiques révisées de l'OMS pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture. Dans ses recommandations, l'OMS, définit les catégories, les conditions de réutilisations, les groupes cibles, les techniques d'irrigation utilisées et celles d'épuration recommandées pour atteindre des limites de rejets de coliformes fécaux et nématodes intestinaux. Il précise toutefois, que dans certains cas particuliers, les facteurs épidémiologiques, socioculturels et environnementaux qui devront être pris en compte, et les recommandations modifiées en conséquence.

Tableau 19. Résumé des recommandations microbiologiques révisées de l’OMS pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture

Catég	Conditions de réutilisation	Groupe exposé	Techniques d’irrigation	Nématodes intestinaux ^b	Coliformes fécaux / 100ml	Traitements recommandés pour atteindre le niveau de qualité microbiologique
A	Irrigation sans restrictions A1 pour les cultures maraîchère consommées crues, les terrains de sports, les parcs publics ^d	Travailleurs, consommateurs, public	Toutes	≤ 1	≤ 10 ³	Série de bassins de stabilisation, réservoir de stockage et de traitement ou traitement équivalent permettant d’atteindre la qualité microbiologique escomptée
B	Irrigation restreinte. Céréales, cultures industrielles, fourragères, pâturage et forêt ^e	Travailleurs Population sis dans l’environnement proche	Par aspersion Par rigole d’infiltration ou par gravité Toutes	≤ 1 ≤ 1 ≤ 0.1 ^e	≤ 10 ⁵ ≤ 10 ³ ≤ 10 ³	Série de bassins de rétention avec un temps de séjour suffisant (8 à 10 jours) ou traitement équivalent permettant l’abattement des oeufs d’helminthes et des coliformes
C	Irrigation localisée sur des cultures ^f de la catégorie B s’il n’y a pas d’exposition des travailleurs ou du public	Aucun	Goutte-à-goutte, micro-jet, etc.	Non applicable	Non applicable	Prétraitement nécessaire pour des raisons techniques liées à l’irrigation, mais pas moins qu’une sédimentation primaire

III.1.6.2 Les directives de la FAO

La FAO (Food and Agriculture Organisation) a établi des directives pour l’interprétation de la qualité physicochimique de l’eau pour l’irrigation et des limites recommandées en éléments traces métalliques dans les eaux usées épurées destinées à l’irrigation dans lesquelles l’accent était mis sur l’influence à long terme de la qualité de l’eau.

Tableau 20. Directives pour l'interprétation de la qualité physicochimique de l'eau pour l'irrigation

Problèmes potentiels en irrigation	Unités	Degré de restriction à l'usage		
		Aucun	Léger à modéré	Sévère
Salinité				
CE	dS/m	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
TDS	mg/l	< 450	450 - 2000	> 2000
Infiltration				
SAR = 0-3 et CE =	dS/m	> 0,7	0,7 - 0,2	< 0,2
= 3-6 =		> 1,2	1,2 - 0,3	< 0,3
= 6-12 =		> 1,9	1,9 - 0,5	< 0,5
= 12-20 =		> 2,9	2,9 - 1,3	< 1,3
= 20-40 =		> 5,0	5,0 - 2,9	< 2,9
Toxicité Spécifique des ions				
Sodium (Na⁺)				
Irrigation de surface	SAR	< 3	3 - 9	> 9
Irrigation par aspersion	méq/l	< 3	> 3	
Chlorure (Cl)				
Irrigation de surface	méq/l	< 4	4 - 10	> 10
Irrigation par aspersion	méq/l	< 3	> 3	
Bore (B)	mg/l	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Effets divers				
Azote (NO ₃ -N)	mg/l	< 5	5 - 30	> 30
Bicarbonates (HCO ₃)	méq/l	< 1,5	1,5 - 8,5	> 8,5
pH	Gamme normale 6,5 - 8,4			
CE: conductivité électrique; TDS: total dissolved solids; SAR: rapport d'absorption du sodium				

Tableau 21. Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation : limites recommandées en éléments traces métalliques (FAO 1985) [52]

Constituant	Utilisation à long terme ^b (mg/l)	Utilisation à court terme ^c (mg/l)
Aluminium	5,0	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
Manganese	0,2	10
Molybdène	0,01	0,05
Nickel	0,2	2
Sélénium	0,02	0,02
Vanadium	0,1	1
Zinc	2	10

III.1.6.3 Présentation des contraintes réglementaires de la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation en France

Réglementation sur la réutilisation des eaux usées (Décret n°94-469 du 3 juin 1994). Les conditions d'épuration et les modalités d'irrigation ou d'arrosage requises, ainsi que les programmes de surveillance à mettre en œuvre, sont définis, après avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) et de la mission interministérielle de l'eau, par un arrêté du ministre chargé de la santé, du ministre chargé de l'environnement et du ministre chargé de l'agriculture (CSHPF, 1995) [39].

a) **Contraintes sanitaires du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPPF)**

Les recommandations du CSHPPF lient la restriction des usages à la qualité des effluents épurés : Pour assurer la protection de la santé publique et, en particulier, celle du personnel placé à titre professionnel au contact des eaux usées, du consommateur final et de la population vivant au voisinage des zones d'irrigation, il convient de respecter strictement les contraintes sanitaires portant à la fois sur la restriction des cultures et la qualité des eaux épurées, le mode d'irrigation jouant également un rôle de tout premier plan en ce qui concerne notamment la propagation à distance d'éventuels agents pathogènes.

D'une manière générale, il conviendra de favoriser le développement des projets d'utilisation d'eaux épurées, fondées sur un plan de gestion rigoureux :

- qui suppriment ou réduisent fortement les possibilités de contact entre les populations et l'eau et les risques de contamination des chaînes alimentaires;
- qui limitent la dispersion des effluents, le recours à l'aspersion devant seulement être toléré lorsque des nécessités hydrologiques l'imposent.

En se référant aux travaux de l'Organisation Mondiale de la Santé, (1989) [128], il est proposé de retenir trois catégories de contraintes sanitaires C, B et A exprimant des risques croissants liés aux types d'utilisation projetés et aux modalités d'irrigation CSHPPF, (1995) [39].

Contraintes de type C

- **Niveau de contraintes** : sans contrainte

S'agissant de la qualité microbiologique des eaux usées, aucune limite n'est fixée dans la mesure où les techniques mises en jeu et les types de cultures irriguées assurent une rupture de la chaîne de transmission des risques hydriques. Il s'agit principalement des techniques d'irrigation souterraine ou localisées (micro irrigation), pour des cultures céréalières, industrielles et fourragères, des vergers et des zones forestières mais aussi pour les espaces verts non ouverts au public.

Pour des considérations d'ordre technique (hydraulique, colmatage, ...), une épuration préalable des effluents sera cependant nécessaire (CSHPPF, 1995) [39].

Contraintes de type B

- **Niveau de contraintes** : teneur en œufs d'helminthes intestinaux (ténia, ascaris) 1 par litre.

Le respect du niveau de contraintes de type B vise à assurer une protection des populations vis-à-vis du risque parasitologique, en particulier vis-à-vis des personnels des exploitations agricoles irriguées; ce niveau est requis pour l'irrigation par voie gravitaire ou à la raie des vergers, des cultures céréalières et fourragères, des pépinières et des cultures de produits végétaux consommables après cuisson (pommes de terre, betterave, choux, carottes, ...). L'irrigation par aspersion de ces cultures, des prairies de pâture ou de fauche ainsi que l'arrosage (par aspersion) d'espaces verts inaccessibles au public sont tolérés avec ce niveau de qualité sous réserve que :

- l'aspersion soit réalisée à une distance suffisante des habitations, des zones de sport et de loisirs, prenant en compte les conditions climatiques locales (cette distance ne doit pas être inférieure à 100 mètres);
- soient mis en place des obstacles ou des écrans (arbres) limitant la propagation des aérosols et soit évité l'arrosage direct des voies publiques de communication;
- la protection des personnels d'exploitation contre les risques d'inhalation des aérosols soit suffisamment assurée. Les terrains de sport utilisés plusieurs semaines après l'arrosage peuvent être irrigués avec des eaux usées respectant le niveau de contraintes de type B.

Contraintes de type A

- **Niveau de contraintes** : teneur en œufs d'helminthes intestinaux (ténia, ascaris) 1 par litre et teneur en coliformes thermo tolérants 10.000 par litre. En introduisant une exigence supplémentaire de qualité microbiologiques, le niveau de contrainte de type A vise à assurer, outre la protection des personnels des exploitations et du bétail, celle des consommateurs de produits pouvant être consommés crus; cette exigence de qualité doit être complétée par la mise en œuvre de techniques d'irrigation limitant le mouillage des fruits et légumes : irrigation gravitaire. Ce niveau sera également toléré pour l'arrosage des terrains de sport (golf) et d'espaces verts ouverts au public, sous réserve du respect simultané des contraintes suivantes :

- l'irrigation par aspersion doit être réalisée en dehors des heures d'ouverture au public;
- les asperseurs doivent être de faible portée;
- les conditions de distance des habitations énoncées pour les contraintes de type B doivent être respectées.

Le tableau suivant récapitule les types d'irrigations et les niveaux microbiologiques demandés

Tableau 22. Les recommandations du CSHPF concernant la qualité microbiologique des eaux usées utilisées dans l'agriculture

Niveau sanitaire	Type de culture	Normes	Type d'irrigation
A	<ul style="list-style-type: none">• Irrigation des Produits pouvant être consommés crus• Arrosage de terrains de sport et d'espaces verts ouverts au public	Oeufs d'helminthes $\leq 1/\text{litre}$ Coliformes thermotolérants $\leq 10000/\text{L}$	Irrigation gravitaire, irrigation sous frondaison, Irrigation par aspersion sous certaines conditions
B	<ul style="list-style-type: none">• Vergers, céréales et fourrages, pépinières et produits végétaux consommable après cuisson (pommesde terre, betteraves, choux)• Espaces verts inaccessibles au public• Zones de sport ou de loisir utilisées	Oeufs d'helminthes $\leq 1/\text{litre}$	Irrigation gravitaire ou à la raie Irrigation par aspersion sous réserve
C	<ul style="list-style-type: none">• Cultures céréalières, industrielles et fourragères, vergers, zones forestières et espaces verts non ouverts au public	Sans contrainte	Irrigation souterraine ou localisée (micro- irrigation)

Source : Jacques Aviron-Violet [79].

b) Contraintes physicochimiques du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF)

Parallèlement à la définition de 3 classes de contraintes concernant l'aspect microbiologique des eaux usées épurées susceptibles d'être réutilisées pour l'irrigation, les recommandations du Conseil Supérieur de l'hygiène Publique de France abordent également la qualité chimique à laquelle doivent répondre ces eaux, (Jean –Antonie –Faby, 1997) [77].

Les effluents à dominante domestique définis par la norme NFU 44051, (2006) 125] 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.

Rappelons la définition donnée par la norme NFU 44051, (2006) [125] d'un effluent à dominante domestique (Arrêté interministériel du 29 août 1988)

Un rejet d'effluent urbain est réputé à dominante domestique lorsque ses caractéristiques mesurées sur un échantillon moyen sur 24 h prélevé avant les traitements préliminaires et décanté pendant 2h sont telles que le rapport de sa demande chimique en oxygène (ou DCO) à sa demande biochimique en oxygène à 5 jours (ou DBO5) est inférieure ou égale à 2.5, sa DCO inférieure ou égale à 750 milligrammes par litre, sa teneur en azote Kjeldahl inférieure à 100 milligrammes par litre. Les recommandations du Conseil Supérieur de l'Hygiène Publique de France précisent :

Quel que soit le cas, le dossier de demande d'autorisation de rejet, requise au titre de la loi sur l'eau devra comporter (Jean –Antonie –Faby, 1997) [77].

- des informations précises sur la nature et l'importance des produits déversés lors du rejet d'effluents industriels dans le réseau d'assainissement;
- au moins une analyse sur l'effluent traité portant sur les paramètres globaux de pollution (MES, DBO5, DCO, NTK), les métaux lourds visés dans la norme NFU 44051(2006) [125]. et les substances organiques susceptibles d'être rencontrées en quantité importante;
- une analyse sur les boues produites par la station d'épuration (NFU 44051, 2006) [125].

Lorsque les valeurs des concentrations mesurées sur les boues dépassent, pour au moins un paramètre concernant les éléments traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) les niveaux fixés par la norme, un examen plus précis de la qualité de l'eau épurée devra être effectué notamment si cette eau est destinée à l'irrigation des cultures maraîchères, céréalières, industrielles et fourragères ainsi qu'aux pâturages.

L'autorisation de rejet accordée devra être réexaminée notamment si :

- les eaux résiduaires utilisées ont subi un enrichissement important en substances toxiques;
- les valeurs limites relatives aux quantités annuelles de métaux lourds pouvant être ajoutées dans les sols cultivés, introduites par norme NFU 44051, (2006) [125] ne sont pas respectées.

Tableau 23. Valeurs limites pour les quantités annuelles de métaux lourds pouvant être introduits dans les sols cultivés sur la base d'une moyenne de 10 ans

Paramètres	Symbole	Valeurs limites (Kg/ha/an)
Cadmium	Cd	0,15
Cuivre	Cu	12
Nickel	Ni	3
Plomb	Pb	15
Zinc	Zn	30
Mercure	Hg	0,1
Chrome	Cr	4,5

Source : Recommandation sanitaires relatives - la désinfection des eaux urbaines 1995

III.1.6.4 Les recommandations du CSHP de France

La réglementation française sur la réutilisation des eaux usées épurées ne concerne que la réutilisation agricole, elle est assez succincte concernant la réutilisation des eaux usées épurées.

Le CSHPF (Conseil supérieur d'hygiène publique de France) a émis des recommandations en 1991 afin de protéger la santé publique. Elles visent à protéger la santé des professionnels en contact avec les eaux épurées, des consommateurs de produits irrigués avec ces eaux et des populations vivant autour des zones irriguées. Elles définissent trois catégories d'eau de qualité sanitaire croissante, correspondant à des usages adaptés.

Ces recommandations s'inspirent de celles l'OMS (Baumont S et al. 2004a) [20]. Ces recommandations sont présentées dans le tableau III.9.

Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France émet un avis favorable, sous les réserves définies ci -après, au principe de l'utilisation des eaux usées urbaines après épuration. Ces réserves concernent principalement :

- ✓ la protection des ressources en eau souterraine et superficielle ;
- ✓ la restriction des usages en fonction de la qualité des effluents épurés ;
- ✓ les réseaux de canalisation "d'eaux usées épurées" ;
- ✓ la qualité chimique des effluents épurés ;
- ✓ le contrôle des règles d'hygiène applicables aux installations d'épuration et d'irrigation ;
- ✓ la formation des exploitants et des contrôleurs (CSHPPF, 1995) [39].

Tableau 24. Réserves et recommandations du CSHPF concernant l'utilisation des eaux épurées dans l'irrigation

Catég	Normes	Type de culture	Type d'irrigation	Traitement
A	- Oeufs d'helminthes $\leq 1/L$ - Coliformes thermo tolérants $\leq 1\ 000/100\ mL$	Irrigation de légumes consommés crus Arrosage de terrains de sport et d'espace verts ouvert au public	Irrigation gravitaire, arrosage sous frondaison Irrigation par aspersion sous certaines conditions	Un traitement efficace peut être atteint par une série de bassins de lagunage naturel, pour un séjour de 30 jours avec un ensoleillement suffisant, ou tout autre traitement similaire
B	- Oeufs d'helminthes $\leq 1/L$	Vergers, cultures céréalières et fourragères, pépinières et cultures de végétaux consommables après cuisson (pommes de terre, betteraves, choux...) Terrain de sport s'ils sont utilisés plusieurs semaines après l'arrosage	Irrigation gravitaire ou à la raie Irrigation par aspersion sous certaines conditions	Un traitement efficace peut être une série de bassin de décantation pendant une dizaine de jours, ou tout autre procédé ayant une efficacité équivalente
C	Aucune	Céréales, cultures industrielles et fourragères, vergers et zones forestières, Espaces verts non ouverts au public	Irrigation souterraine ou localisée Irrigation par Aspersion	Épuration préalable nécessaire pour des raisons d'ordre Technique

(a) le CSHPF précise dans ses recommandations complémentaires de 1992 qu'il s'agit de valeurs impératives qui ne doivent être dépassées en aucun cas.

(b) l'irrigation par aspersion est autorisée si :

- Elle est réalisée en dehors des heures d'ouverture au public;
- Les asperseurs sont de faible portée;
- L'aspersion est réalisée à une distance suffisante des habitations, des zones de sport et de loisir, prenant en compte les conditions climatiques locales.

(c) l'irrigation par aspersion est autorisée si :

- l'aspersion est réalisée à une distance suffisante des habitations, des zones de sport et de loisirs, prenant en compte les conditions climatiques locales (100 m minimum) ;
- Des écrans ou des obstacles (arbres) sont mis en place pour limiter la propagation des aérosols et si l'arrosage direct des voies de communication est évité;
- La protection du personnel d'exploitation contre les risques d'inhalation des aérosols est suffisamment assurée.

III.1.6.5 Les recommandations de l'USEPA

L'USEPA, (1993) [169] (United States Environmental Protection Agency) a publié en 1992, en collaboration avec l'USAID (United States Agency of International Development), ses propres recommandations sur la réutilisation des EUT, intitulées "Guidelines for Water Reuse". Contrairement à l'OMS, ces recommandations ne sont pas basées sur des études épidémiologiques ni sur une estimation du risque, mais sur un objectif de zéro pathogène dans les eaux réutilisées. Ces normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes.

Les recommandations de l'USEPA concernent tous les usages envisageables pour des eaux usées épurées (usage urbain, agricole, industriel, recharge de nappe, etc.). Ces recommandations portent sur plusieurs paramètres: le pH, la Demande Biologique en Oxygène (DBO5), la turbidité ou les solides en suspension et les coliformes fécaux. La turbidité ne doit pas dépasser en général 2 NTU. La DBO5 maximale est fixée soit à 10 mg/L, soit à 30 mg/L, selon les usages. Les coliformes fécaux doivent être soit en concentration inférieure à 200 CF/100 mL (pour l'irrigation avec restriction, les usages paysagers, industriels et environnementaux), soit à un niveau de non-déteçtabilité (pour l'irrigation sans restriction, la baignade et la réutilisation indirecte pour l'eau potable). Enfin, ce qui est un des aspects les plus drastiques des normes de l'USEPA, est qu'il est imposé dans la plupart une norme en chlore résiduel de 1 mg/L. Les deux recommandations (OMS et USEPA) s'opposent à plusieurs points de vue. Une des différences concerne le niveau de traitement recommandé. Il est dit dans le document de l'OMS qu'un traitement extrêmement efficace peut être atteint par des bassins de stabilisation, alors que l'USEPA n'évoque que des traitements de désinfection tertiaire type chloration, ozonation, etc. Les modes de contrôle varient aussi : alors que l'OMS préconise de contrôler le nombre de nématodes, l'USEPA recommande le comptage des coliformes totaux comme unique contrôle de la qualité microbiologique. En général, l'OMS est taxée d'être trop laxiste, et l'USEPA de préconiser des traitements trop chers et trop technologiques, inaccessibles aux pays en voie de développement.

Conclusion

Cette étude propose 3 différents types d'usages des eaux usées urbaines épurées pour l'irrigation, cependant associe chaque type à ses recommandations physicochimiques et microbiologiques selon les trois classes suivantes :

1. types d'usage 01 : (Légumes consommés crus, jardins, parcs, terrains de sport, espaces verts accessibles au public, et tous les cas similaires).
2. types d'usage 02 : (Vergers, cultures céréalières et fourragères, pépinières, végétaux consommables après cuisson, prairies de pâtures ou de fauche).
3. types d'usage 03 : (Forêt, espaces verts d'accessibilités limité et autres espaces similaires)

Cette classification des usages et des recommandations, permet d'identifier l'arrosage des espaces verts de Savoie Technolac et le nettoyage des voitures, voiries. Comme un usage de type 01 Cette démarche de classification permet également de proposer deux types de solutions (filères), l'une Extensive, l'autre compacte :

1. Extensive : lits à macrophytes + ozonation ou UV

2. Compacte : Filtre à sable + ozonation ou UV

La première filière représente la vision écologique et la bonne intégration au paysage basée sur le développement durable occupe cependant une surface relativement significative du terrain, alors que la seconde filière occupe une surface réduite mais moins intégré dans le paysage.

Cette étude offre une démarche normative et technique pour entamer des projets de réutilisation des eaux usées épurées en irrigation. Elle est plus exigeante que les recommandations physicochimiques microbiologiques, proposés par Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France.

Dans l'état actuel des connaissances (ANRH, 1993) [9] on ne peut pas connaître clairement les risques liés à la réutilisation des eaux usées épurées aux différents types d'usages, car ces risques ont plusieurs formes de pollution :

1) sanitaires liés aux personnes qui sont en contact direct (exploitant de stations, agriculteurs) ou indirect (visiteurs ou voisins des stations d'épurations)

2) chimiques liés aux eaux souterraines par les nitrates, nitrites, pesticides, métaux lourds

3) pollution microbiologiques liés à la de terre irriguée, les eaux souterraines par les bactéries, virus ...

4) pollution de l'air par H₂S...

Ce qui nous amené à adopter des solutions plus sanitaires, afin de limiter l'influence néfaste de risques non maîtrisés.

Au finale une étude complémentaire liant les techniques d'épuration avec les techniques d'irrigation, peut donner une vision complète de l'impact de ces types de projets sur l'homme et l'environnement.

III.2 Valorisation des boues d'épuration dans l'agriculture

III.2.1 Introduction

La disparition progressive du fumier de ferme, due à la sécheresse du climat ainsi qu'aux méthodes modernes de stabulation du bétail, nous conduit à rechercher de nouvelles sources de matière organique. L'utilisation des boues d'épuration sur le sol agricole serait très intéressante car elle permet en dehors de l'apport de fertilisants, de préserver la fragilité écologique des sols algériens soumis à une dégradation intense.

Si ces ressources constituent une valeur hydrique et un potentiel de matières organiques et d'éléments fertilisants, elles peuvent être également une source de pollution.

Cette contribution a pour objectif :

- d'analyser la situation en matière de valorisation des sous produits d'épuration dans l'agriculture .
- d'apprécier la qualité de ces sous produits de l'épuration ;
- de mettre en évidence leur impact sur les différentes composantes de l'environnement : sol et végétaux...
- de prévoir des conséquences de leur utilisation sur la santé de l'homme.

-Cas particulier des boues de station d'épuration

Les boues de STEP sont les résidus du traitement d'épuration subi par les eaux usées d'origine domestique ou industrielle. Les boues n'étant pas considérées comme des déchets ultimes, et la production annuelle étant en constante augmentation, le devenir de ces déchets est devenu une forte question d'actualité. Les teneurs en eau et en éléments fertilisants des boues (azote, phosphore...) sont favorables à leur utilisation en agriculture. Le retour de ces éléments nutritifs vers le sol s'inscrit vers une gestion plus rationnelle des déchets. En plus de leur effet fertilisant, les boues peuvent également avoir un rôle structurant (Korantajer, 1991) [93] et ainsi améliorer les caractéristiques physico-chimiques du sol. En effet, si une partie de la MO apportée par les boues est utilisée par les micro-organismes, une autre partie est incorporée au sol et contribue à l'entretien d'une structure favorable au développement des racines notamment. L'épandage contribue à court terme à améliorer la structure du sol et l'alimentation des végétaux par l'apport de substances nutritives. A long terme, l'épandage contribuera à équilibrer le bilan humique du sol.

Cependant, les boues peuvent également avoir un effet polluant sur le sol et les eaux, du fait de leur charge en ETM, HAP, PCB et micro-organismes pathogènes. La charge en ETM des boues dépend de l'origine de celle-ci. Les boues d'origine urbaine sont moins chargées en ETM que les boues d'origine industrielle (Wuart, 2000) [168].

L'épandage ne peut donc être pratiqué qu'après avoir mis en place une planification globale, des outils d'analyses et de prévision, des moyens de contrôles du respect des bonnes pratiques et des résultats agronomiques (Ademe, 2001) [2].

III.2.2 Problématique générale de la dégradation des sols

Les activités agricoles en lien avec les techniques de travail du sol, l'usage des fertilisants et des produits phytosanitaires, peuvent conduire en cas d'excès à la dégradation des sols et à l'entraînement des nitrates, phosphates et phytosanitaires vers les milieux aquatiques. L'eau, l'air et les produits alimentaires peuvent être contaminés. A côté des préjudices possibles en matière d'usage de l'eau, on souligne les incidences sur la qualité environnementale des milieux. Dans ce contexte le monde agricole est confronté à de nouvelles contraintes. Elles l'incitent à poser les bases d'une agriculture durable et à proposer de nouveaux modes d'intervention sur les agro-systèmes.

« La dégradation de la qualité physique des sols est un problème couramment rencontré. L'altération de la structure du sol pose à la fois des problèmes d'ordre agronomique

(circulation de l'eau et des gaz, levée des plantules, propagation des agents pathogènes) et environnementaux (érosion et ruissellement de surface). Une méthode possible de remédiation et d'amélioration des situations dégradées est d'utiliser des produits organiques comme amendements. »

« L'effet de l'apport de produits organiques sur la stabilité structurale est d'autant plus important que les propriétés initiales du produit favorisent l'activité biologique ».

« En revanche, les produits présentant une activité biologique importante améliorent aussi d'autres propriétés physiques, biologiques et chimiques du sol. »

On peut distinguer 3 idées fondamentales pour la suite :

- La dégradation de la qualité des sols est très répandue, et risque de s'accroître en gravité et de s'étendre.

- Les apports de matières organiques peuvent y remédier.

- Les activités biologiques sont très importantes pour la qualité des sols.

Les boues des stations d'épuration d'eaux usées urbaines proviennent des décanteurs primaires et des clarificateurs des stations d'épuration. Leur niveau de déshydratation varie fortement, une fourchette indicative de 2 à 10 % de matière sèche pour les boues liquides et 15 à 40 % pour les boues déshydratées. Ces boues sont souvent chaulées avant d'être appliquées. Le chaulage, en augmentant le pH, stabilise les boues en les hygiénisant (si $\text{pH} > 11$), réduit temporairement la mobilité des ETM (car les micro-organismes du sol peuvent les redispensibiliser facilement), et apporte un amendement calcaire aux sols intéressant pour de nombreux agriculteurs.

III.2.2.1 Les besoins en matières organiques des sols

L'apport de matières organiques représentait jadis la principale source d'éléments nutritifs dans les sols agricoles. Avec l'évolution des systèmes de production, la MO a progressivement laissé la place aux engrais minéraux, alors qu'elle remplit aussi d'autres fonctions essentielles (maintien de la structure du sol, rétention d'eau, effet antiérosif).

La diminution des teneurs en MO peut donc induire des effets potentiellement négatifs en termes de gestion durable de ces agro-écosystèmes. Les relations entre paramètres sont souvent complexes et rarement linéaires. Toutefois, Kemper et al, (1966) [87] ont démontré qu'une teneur de 2 % en MO pouvait être considérée comme une valeur seuil en-dessous de laquelle les agrégats deviennent instables, augmentant ainsi les risques de dégradation (érosion, désertification...). Depuis lors, cette valeur seuil est utilisée comme valeur critique dans de nombreuses publications scientifiques (Van Camp et al, 2004) [166]. Il est donc clair que les faibles teneurs en matière organique ont un rapport avec la dégradation de la structure des sols, l'érosion, le tassement, la sensibilité à la sécheresse, la plus lente pénétration de l'eau, les besoins plus grands en engrais et pesticides, la sensibilité des cultures aux maladies sans insister sur la pollution des nappes souterraines par les nitrates, pesticides...

Tous ces inconvénients pourraient être réduits, voire neutralisés fortement par une réenrichissement des sols en matière organique à haut rapport C/N. Même si la valorisation des MO existantes ne permet pas de couvrir les besoins des sols agricoles, il convient surtout de maintenir les niveaux de MO existants, tout en favorisant la séquestration du carbone dans les sols, à travers la formation d'humus stable. Cependant, la solution, même si elle est envisageable, ne produira pas d'effets avant longtemps. Il est donc urgent d'envisager l'arrêt de la dégradation et mieux, d'entamer une reconstitution (malheureusement lente) du stock d'humus des sols. Même si la valorisation des MO existantes ne permet pas de couvrir les besoins des sols agricoles, il convient surtout de maintenir les niveaux de MO existants, tout en favorisant la séquestration du carbone dans les sols, à travers la formation d'humus stable.

III.2.2.2 Intérêt de la valorisation des MO sur les sols

Il y a une grande variabilité dans la nature des matières organiques animales et/ou végétales incorporées dans le sol alors que l'humus est étonnement semblable dans les différents sols.

Les composés organiques facilement dégradés sont rapidement utilisés par les microorganismes ou les plantes et disparaissent s'ils ne sont pas renouvelés de temps en temps. Les composés plus résistants sont transformés par les microorganismes mais ils persistent plus longtemps en tant qu'élément de l'humus du sol (Troehf.R et al, 1993) [164].

III.2.2.2.1 Effets de la matière organique sur la structure et sur les autres qualités du sol

- Amélioration de la structure des sols par augmentation des agrégats et des espaces vides, avec pour conséquences directes :
- Réduction importante du glaçage et de l'érosion ;
- Meilleure porosité à l'air et à l'eau ;
- Effet isolant de la matière organique si les sols sont bien drainés ;
- Meilleure rétention de l'eau en limitant les remontées capillaires ce qui réduit les problèmes de sécheresse, tout en favorisant une meilleure percolation (rôle d'éponge) ;

III.2.2.2.2 Effets de la MO sur les caractéristiques chimiques et physico-chimiques

- Augmentation du pouvoir tampon autour de la neutralité ;
- Augmentation de la capacité d'échange entraînant donc une meilleure régulation du stockage et de la fourniture des éléments nutritifs ;
- Effet isolant de la matière organique si les sols sont bien drainés.
- Limitation des blocages et des rétrogradations des éléments nutritifs ;
- Meilleure rétention de l'eau qui réduit les problèmes de sécheresse, tout en favorisant une meilleure percolation (rôle d'éponge).

III.2.2.2.3 Effets de la MO sur la biologie des sols

- Augmentation de l'activité des microorganismes ;
- Augmentation de l'activité de la rhizosphère et de ses effets positifs sur la nutrition des racines ;
- Meilleur développement racinaire.
- Inhibition de nombreux phytopathogènes (effets supprimeurs) ;
- Destruction plus rapide des molécules polluantes comme les pesticides, hydrocarbures et des molécules considérées comme très stables (PCB, HAP...).

III.2.2.2.4 Effets de la matière organique sur l'activité biologique du sol

La matière organique du sol sert de source d'énergie aux microorganismes du sol qui, en la transformant (c'est-à-dire en la décomposant), libèrent des éléments nutritifs et du CO₂ nécessaires à la croissance des plantes. Celles-ci retournent au sol la matière organique sous forme de résidus culturaux, de feuilles, de racines mortes et le cycle est bouclé.

Le sol contient 2-3 kg/m² de biomasse. L'activité biologique de cette biomasse participe à des phénomènes tels que la structure du sol et sa porosité, la perméabilité du sol, la lutte contre le lessivage des éléments nutritifs ou l'érosion voire encore la disponibilité de certains éléments nutritifs comme le P ou le K. Le facteur limitant le plus souvent l'activité microbienne est la source d'énergie qui est la plupart du temps constituée de résidus animaux ou végétaux.

Les autres facteurs sont : l'aération, la disponibilité de l'eau du sol (1/2 à 2/3 des pores du sol remplis d'eau), la température (activité augmente quand température augmente jusqu'à un certain point (dessiccation)), le pH (plutôt neutre à légèrement alcalin avec une bonne disponibilité de calcium). Un rôle fondamental, connu depuis 30 ans mais mal exploré encore

chez nous, est celui de l'inhibition des organismes phytopathogènes par une foule de mécanismes induits par la matière organique complexe et notamment par les composts (sols supprimeurs) qui favorisent des micro-organismes inhibiteurs de pathogènes et inducteurs de la croissance végétale.

III.2.2.2.5 Composition chimique de l'humus

A) Azote dans les boues

L'humus est constitué d'un réseau complexe de molécules linéaires ou cycliques réassociées sans structure répétitive. Il ne s'agit donc pas d'un vrai polymère qui par définition est un assemblage de monomères identiques. Cette complexité de l'humus explique bien pourquoi sa dégradation par les micro-organismes est difficile et très lente. La lignine n'étant pas non plus un polymère, possédant des noyaux aromatiques et autres structures complexes, résiste mieux aux attaques microbiennes et les résidus s'incorporent facilement et abondamment à l'humus en reconstitution.

Par contre, la cellulose, souvent considérée à tort comme une bonne source d'humus, est un vrai polymère de molécules de cellulose, qui lui-même est une double molécule de glucose. De nombreux organismes sont donc capables de dégrader rapidement cette cellulose. Les glucoses résiduels étant assimilables par tous les organismes du sol, ils ne contribuent pas ou seulement faiblement à la reconstitution de l'humus du sol.

Donc la lignine, contrairement à la cellulose, est un reconstituant fondamental de l'humus. C'est la raison pour laquelle il est important de ramener des déchets ligneux dans les sols.

En conditions aérobies, le carbone organique est utilisé comme source d'énergie pendant la décomposition de la matière organique avec production d'eau et de CO₂ ce qui conduit à une diminution du rapport C/N puisque l'azote n'est guère éliminé mais principalement nitrifié.

Quand le rapport C/N est élevé (> 25), l'azote risque de manquer aux cultures si le sol est pauvre en matières organiques. Si le rapport est faible (<15), beaucoup d'azote est disponible pour les cultures. Les C/N des différentes matières illustrent les phénomènes généralement observés, c'est-à-dire une insuffisance d'azote si on applique des pailles (C/N très élevé) et un enrichissement du sol en azote si l'on enfouit du foin de luzerne (C/N faible). Les micro-organismes sont gros consommateurs d'azote, plus que les plantes par unité de biomasse, et il est donc important de les favoriser dans les sols pour mieux gérer l'azote. La fertilisation par la matière organique ne prend habituellement pas en compte la biodégradabilité du carbone, ni la disponibilité potentielle (existante sous forme organique et non encore disponible) de l'azote dans le sol.

B) Le phosphore dans les boues

a) Les formes et les quantités de phosphore minéral des boues

30 à 98% du P total est sous forme minérale (Sommelier et al. 1996) [154].

Arvin E. (1983) [11] explique cette variabilité par le fait que les ions P en solution peuvent entrer dans des combinaisons organiques ou minérales variées en fonction des conditions physico-chimiques imposées par la composition initiale des eaux usées et celles du bassin où sont formées les boues. Ainsi, la formation de P minéral est favorisée dans les eaux calcaires, et à plus forte raison par les sels de calcium, de fer ou d'aluminium souvent utilisés pendant (eau de recirculation) ou après le bassin d'aération pour faciliter la floculation des boues ou pour la déphosphatation.

Une partie du phosphore minéral est présent sous forme d'ions phosphate en solution. Comme dans les sols, ceux-ci peuvent précipiter avec les cations présents en solution (Ca²⁺, Fe³⁺, Al³⁺, Mg²⁺) ou s'adsorber sur la phase solide en particulier les oxydes de fer et la calcite.

b) Formes de phosphore liées au calcium

Une forte proportion de brushite $\text{CaH}(\text{PO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ a été trouvée sur une boue d'aération prolongée, ainsi que de la fluoroapatite $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$ et du phosphate tricalcique, $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ (Condron et al, 1993) [36].

Des phosphates apatitiques ont également été mis en évidence par Frossard et al, (1997) [58]. Parmi les molécules organiques dissoutes on compte des acides humiques et fulviques (Rebhun et al, 1993) [139] ainsi que des produits organiques microbiens constitués d'acides organiques (Barker et Stuckey, 1999) [19] qui peuvent limiter la stabilité des phosphates apatitiques (Arvieu, 1983) [10].

Des phosphates de calcium avec un rapport Ca/P allant jusqu'à 3, donc amorphes ou mal cristallisés ont été identifiés (Menar et col, 1972 [113]; (Ferguson et al, 1973) [56].

Leur solubilité est supérieure à celle de composés modèles (Legeros, 1981[98] ; Betts et al, 1981) [22].

c) Les formes et les quantités de phosphore organique dans les boues

Mino et al, 1984) [117] ont trouvé une proportion de P organique relativement constante et proche de 25% du P total dans trois boues de déphosphatation biologique et deux boues activées. Chae et Tabatabaï, (1981) [30] ont mesuré des proportions de P organique plus importantes sur des boues activées allant de 41 à 67% du P total.

d) Evaluation de la biodisponibilité du P des boues

La biodisponibilité du phosphore peut être définie comme son aptitude à être Prélevé par les plantes.

- Les racines absorbent le P sous forme d'ions phosphates (ions P) dissous en solution (Barber, 1995) [18]. Or, que ce soit dans les sols ou dans les boues les groupements orthophosphates et interagissent fortement avec les constituants de la phase solide si bien que l'essentiel du P est associé à la phase solide. Ceci a pour conséquence que les quantités d'ions P initialement en solution dans les sols ne peuvent couvrir au mieux que 1% des besoins en P des plantes (Barber, 1995) [18]. L'essentiel du P prélevé par les plantes provient donc initialement de la phase solide du sol.

La biodisponibilité du P dépend donc de l'offre en P qui est l'aptitude du P à passer en solution via les mécanismes rhizosphériques.

La mycorhization peut améliorer significativement la croissance des plantes et leur développement en augmentant le prélèvement de P et d'autres éléments (Bolan, 1991) [23].

e) Processus intervenant dans le prélèvement de P à partir d'une boue

Dans le système boue / sol / plante, plusieurs processus sont susceptibles de concourir au prélèvement du P de la boue par la plante.

1) Le premier processus est la complémentation de l'offre en P du sol par l'offre en P de la boue via un apport direct d'ions P en solution et de P pouvant passer en solution par désorption, dissolution ou minéralisation. L'augmentation de l'offre en P du sol a pour conséquence directe de permettre une augmentation du prélèvement de P par unité de racine.

2) L'expression de l'offre en P de la boue peut être fonction des conditions chimiques et biologiques exercées par le sol sur les constituants de la boue qui peuvent favoriser ou défavoriser les processus de désorption, de dissolution et de minéralisation du P de la boue, en plus des mécanismes rhizosphériques. Pour Gestring et al, (1982) [59] le P des boues traitées aux sels de fer est plus biodisponible vers des pH basiques. McCoy et al, (1986) [109] constatent que le P des composts est lié à Ca, Fe et Al, mais que dans le sol, seules les fractions P-Fe et P-Al augmentent ce qui suppose que leur P se soit redistribué. Le pH acide des sols testés (pH 4.9 et 5.4) a pu dissoudre le P lié au Ca.

3) Les constituants de la boue autres que le P peuvent modifier les propriétés physicochimiques et biologiques du sol et donc indirectement modifier l'offre en P du sol . Les effets du chaulage (Haynes, 1982 [70] et des amendements organiques ont particulièrement été étudiés. Les boues aluminisées issues du traitement des eaux potables peuvent induire une diminution de la biodisponibilité du P du sol en fixant le P par leurs oxydes d'aluminium (Heil et al, 1989 [72] ; Cox AE et al, (1997) [37].

En prenant deux sols proches de la neutralité dont plus de 60% du P est initialement lié au calcium, Chang et al, (1983) [31] constatent que plus de 60% du P se retrouve lié au fer et à l'aluminium après apport de deux boues stabilisées par digestion puis compostées.

III.2.2.2.6 La décomposition de l'humus : Décomposition de la matière organique

L'humus comprend des molécules complexes qui se décomposent très lentement. Cela permet d'obtenir un effet de libération lente des éléments nutritifs nécessaires aux plantes.

Ceci traduit donc la capacité fertilisante à long terme d'un sol bien pourvu en matière organique. La décomposition et le renouvellement de l'humus sont globalement équivalents (sauf modifications importantes du climat ou du type de végétation) et ils représentent environ 2 à 4 tonnes par hectare et par an dans la plupart des sols. La quantité décomposée peut représenter de 1 à 25 % de l'humus présent dans le sol suivant les conditions climatiques respectivement très froides et tropicales. En régions tempérées, ce chiffre est de +/- 3 % par an. La différence importante entre les rapports C/N de la matière organique brute et ceux des microorganismes du sol s'explique surtout par l'utilisation du carbone comme source d'énergie et qui est converti en CO₂ alors que l'azote s'intègre essentiellement dans les tissus microbiens.

Beaucoup de matières végétales ont un rapport C/N si grand que de l'azote est puisé dans le sol et utilisé avec le carbone de la plante pour former une biomasse microbienne. L'azote est le facteur limitant la rapidité de la décomposition de telles matières organiques dans le sol. »

NDR : On décrit habituellement cette situation comme une indisponibilité d'azote dans le sol. Et pourtant lorsqu'on essaye de reconstituer le stock de matières organiques, il est souhaitable de ralentir la dégradation de la matière organique apportée et la carence éventuelle en azote provoquée par le rapport C/N élevé s'atténue d'année en année si les apports de matières organiques sont réguliers.

Tableau 25. Rapport C/N de différentes MO

Matiere organique	Boues de stations d'épuration	Compost urbain	Fumier de bovins	Fumier d'ovins
C/N	11	14	28	23

D'après Lemaire et al (1990). [101]

Le rapport C/N :

Le rapport entre le carbone total et l'azote total, mesuré sur le matériau organique, indique le degré d'évolution de la MO et son degré de résistance à la dégradation microbienne.

Ce rapport donne une idée très juste sur la vie biologique du sol et permet en conséquence d'en apprécier les propriétés physiques.

III.2.3 Codes de bonnes pratiques agricoles

La limitation actuelle des apports en fonction de plafonds en azote est un point positif mais bien insuffisant pour la protection des sols, des eaux et des consommateurs à long terme. D'une part, de nombreux polluants potentiels sont à prendre en compte comme les ETM,

les micro-organismes pathogènes et les micropolluants organiques très peu biodégradables.

Pour nourrir directement les plantes à partir d'apports azotés, il faut apporter l'azote de manière homogène sur la surface du sol. Or, en fonction de la densité de plantation, un volume de sol plus ou moins grand sera exploité par les racines, et dans les zones sans ou avec peu de racines, l'azote excédentaire sera lessivé après minéralisation éventuelle et oxydation en nitrites et nitrates. En conséquence, vouloir nourrir directement les cultures en azote avec suffisance et sans pertes, relève de l'utopie. La seule alternative envisageable pour réduire au mieux les pertes en azote est d'apporter ce dernier sous forme lentement minéralisable (azote organique) mais de manière régulière et avec suffisamment de carbone (rapport C/N > 15 ou 20) pour entraîner un développement de la microflore du sol qui captera la majorité de l'azote non utilisé par les plantes, tout en maintenant suffisamment d'azote disponible pour celles-ci.

III.2.4 Rôle des apports des matières organiques dans le stockage de carbone dans le cadre des accords de Kyoto

Les émissions de N₂O et de CH₄, à effet de serre, beaucoup plus puissants que le CO₂, doivent être particulièrement maîtrisées », ce qui implique un sévère contrôle des matières organiques stockées. « Les réserves de carbone dans les sols agricoles ou non ont été épuisées avec le temps. Une large quantité du CO₂ présent dans l'atmosphère provient de la minéralisation de la matière organique des sols. Les facteurs responsables de cet état de fait sont notamment l'urbanisation, les changements d'affectation des terres, les pratiques agricoles classiques, les mines à ciel ouvert et d'autres activités qui dégradent les sols. Il en résulte qu'il a été émis, dans l'atmosphère, plus de carbone d'origine du sol que de carbone provenant de l'utilisation des combustibles fossiles pour la période 1860-1970 (Brown, S. et al, 2004) [27].

« L'augmentation des réserves en carbone du sol (séquestration du carbone) ou la diminution des pertes de carbone par émission peuvent être atteintes de différentes manières : augmentation de la teneur en matière organique dans les sols agricoles par l'application de boues d'épuration par exemple), restauration de la fertilité des sols dégradés, pratiques agricoles différentes, jusqu'à la restauration de l'écosystème primaire initial, reforestation » (Brown, S. et al, 2004) [27]. « L'utilisation de boues d'épuration pour augmenter les réserves en carbone du sol s'inscrit dans la logique des choses vu la teneur en carbone de ces produits. gestion du sol » (Brown, S. et al, 2004) [27].

Le stockage de carbone organique dans les sols étant beaucoup plus lent que son déstockage, il est essentiel de maintenir et de favoriser les usages et les pratiques qui permettent la formation d'humus stable et ce, bien avant d'envisager une augmentation systématique des teneurs en MO dans les sols. Il convient dès lors de renforcer les pratiques existantes qui vont dans ce sens. Cet objectif passe également par une gestion maîtrisée des épandages et la mise en place d'une politique de sensibilisation, d'information et de promotion des MO auprès des utilisateurs des sols.

Afin de réaliser un bilan environnemental global, il est nécessaire d'évaluer le devenir à moyen et à long terme du carbone dans les sols (en termes quantitatif et qualitatif) et les effets des pratiques visant à accroître la séquestration du carbone (Brown, S. et al, 2004) [27], sur la protection des sols (en particulier l'érosion), sur la qualité de l'air et de l'eau (nitrate), ainsi que sur la protection de la chaîne alimentaire (notamment dans le cas de la valorisation des boues et des déchets organiques, via une procédure de maîtrise des risques). Il conviendra également d'évaluer les effets des changements climatiques sur l'humification et la minéralisation de la matière organique du sol.

Environ 1 gigatonne de carbone est stockée dans la matière organique du sol chaque année au niveau mondial. Il s'agit d'une quantité non négligeable en comparaison des 8 gigatonnes

de carbone anthropogénique émis dans l'atmosphère annuellement. Ceci souligne l'importance de la MO du sol dans le cadre de la lutte contre les changements climatiques.

III.2.5 Les traitements des boues

Les boues en excès ont une siccité (teneur en MS) en sortie du clarificateur de l'ordre de 6 à 8 g/l. Divers procédés sont mis en œuvre pour réduire la teneur en eau des boues afin de diminuer le volume de boues, faciliter leur transport et leur stockage. Par ailleurs, les boues sont fermentescibles. Elles peuvent dégager des gaz malodorants et inflammables ; de ce fait elles doivent subir des traitements de stabilisation. Une hygiénisation peut également être requise ou recherchée dans certains contextes d'épandage en agriculture ou pour la transformation en matières fertilisantes commerciales. Les principaux traitements des boues sont :

III.2.5.1 La stabilisation des boues

La stabilisation vise à réduire la teneur des boues biologiques en matières organiques fermentescibles. Les traitements utilisés sont de type biologique, chimique ou thermique. La stabilisation biologique aérobie des boues n'existe pas en tant que telle puisqu'elle est réalisée dans le bassin d'aération. Les boues stabilisées biologiquement en anaérobiose subissent des processus fermentaires. Les boues obtenues sont dites anaérobies ou digérées. Le compostage des boues constitue un procédé particulier de stabilisation biologique qui peut être aérobie ou anaérobie. Les boues n'étant pas auto-compostables, elles sont mélangées à divers produits organiques structurants et à C/N élevés (sciure, écorce, paille, déchets verts etc...) dans des proportions allant de 10 à 50% de boues. L'adjonction d'une quantité importante de chaux (10 à 100% de la matière sèche) élevant le pH au delà de 12 entraîne une stabilisation chimique. Le séchage thermique, stabilise la boue en la déshydratant fortement (environ 5% d'eau dans les boues séchées thermiquement).

III.2.5.2 Conditionnement et réduction de la teneur en eau des boues

La réduction de la teneur en eau fait appel à des traitements comprenant, par ordre croissant d'efficacité et de coût, l'épaississement, la déshydratation et le séchage. L'état physique des boues obtenues est variable selon leur siccité : moins de 10% pour les boues liquides, de 15 à 25% pour les boues pâteuses, plus de 30% pour les boues solides.

◆ L'épaississement donne des boues liquides. Il peut se faire par simple décantation statique (gravité), par égouttage ou par flottation c'est à dire par insufflation d'air. Cette dernière technique, qui maintient les boues en aérobie, est plus souvent mises en œuvre sur des boues de déphosphatation biologique pour éviter le relargage de P.

◆ La déshydratation donne des boues pâteuses à solides. Les techniques mises en œuvre par ordre d'efficacité croissante sont : les filtres presse > les centrifugeuses > les filtres à bandes pressantes. Le chaulage massif et le compostage peuvent considérablement augmenter la siccité, mais augmentent le volume de boue.

◆ Le séchage élimine l'eau par évaporation. Le séchage thermique élimine la quasi totalité de l'eau des boues par passage dans un réacteur haute température. Le séchage par voie naturelle, ou lit de séchage, se pratique à l'air libre sur des boues liquides et combine évaporation naturelle et drainage de l'eau au travers d'une couche de sable et de graviers.

Pour améliorer les performances de ces traitements, les boues sont généralement conditionnées. Le conditionnement consiste en l'addition dans les boues liquides de réactifs similaires à ceux utilisés pour la floculation des colloïdes lors du traitement physico-chimique des eaux usées : floculants organiques (polymères organo cationiques)

ou minéraux (chaux, sels de fer ou d'aluminium). Pour quelques boues de très grandes agglomérations, le conditionnement est réalisé en autoclavant les boues.

III.2.5.3 L'hygiénisation des boues

D'après l'article 12 de l'arrêté du 8 janvier 1998, « les boues hygiénisées sont des boues qui ont subi un traitement qui réduit à un niveau non détectable les agents pathogènes (décrits dans l'article 16) présents dans les boues ». Certains traitements déjà évoqués, détruisent les germes pathogènes contenus dans les boues : le chaulage en élevant le pH au dessus de 12. Le compostage peut détruire les germes pathogènes par les températures élevées (jusqu'à 70°C) atteintes lors du compostage et la sélection de micro organismes saprophytes.

III .2.6 Les éléments traces

III .2.6.1 Introduction

Situé à l'interface entre l'eau, l'atmosphère et les végétaux, le sol assure de nombreuses fonctions : des fonctions économiques, écologiques et biologiques. Support de nombreuses activités humaines (industrialisation, urbanisation, agriculture), son rôle clef en matière d'environnement a été reconnu récemment : il intervient comme réacteur, récepteur, accumulateur, et filtre des pollutions (Robert et al, 1999) [143]. L'accroissement démographique et l'industrialisation ont conduit à une augmentation des flux de déchets contenant des substances diverses telles que les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP), polychlorobiphényles (PCB) et les éléments traces métalliques (ETM). Les activités humaines génèrent donc des déchets au sens large (gaz d'échappement, rejets industriels) et produisent et utilisent des molécules susceptibles d'être toxiques (pesticides, tensioactifs). Les PCB et HAP sont dégradés plus ou moins rapidement (quelques jours voire plusieurs mois) dans le sol par les micro-organismes. Les éléments traces métalliques ne sont pas dégradés et s'accumulent dans le sol (Robert et al, 1999) [143]. Leur temps de rémanence dans le sol ainsi que leurs effets adverses potentiels sur la santé humaine font de leur présence dans le sol un problème actuel et à venir. La croûte terrestre ou lithosphère est composée de 80 éléments : 12 éléments majeurs et 68 éléments traces ou éléments mineurs (Coïc et al, 1989) [35].

Par convention, les éléments majeurs sont ceux dont la teneur dans la croûte terrestre est supérieure à 1 pour mille et les éléments mineurs, ceux dont la teneur est inférieure à cette valeur (Juste et al, 1988)[84]. Cette définition ne prend en compte, ni l'abondance de ces éléments dans les organismes vivants, ni la nature des effets (toxiques ou bénéfiques) qu'ils pourraient engendrer sur ces derniers. Dans le monde vivant, la notion de macro ou micro-élément est utilisée. Cette notion repose sur la concentration moyenne de l'élément dans les organismes vivants. La limite des concentrations moyennes séparant macro de micro-éléments a été fixée par des spécialistes à 100 mg/kg de matière sèche. Les micro-éléments peuvent être classés en deux catégories : les 8 micro-éléments indispensables et les micro-éléments neutres. Les micro-éléments indispensables aux processus vitaux sont appelés oligo-éléments. Ces oligo-éléments peuvent devenir toxiques si leur concentration dépasse une certaine teneur dans l'organisme. Certains micro-éléments dont le caractère indispensable n'a pas été mis en évidence peuvent également s'avérer toxiques au-delà d'un certain seuil : c'est le cas du plomb, du cadmium et du mercure. Le terme " métaux lourds " est fréquemment employé pour désigner les éléments traces métalliques (ETM). (Juste C. et al, 1988)[84].

Par métaux lourds, sont désignés les éléments métalliques dont la densité est supérieure à 5. Cette expression est employée à tort car elle englobe des éléments dont la masse volumique est bien en deçà de 5 g/ml (aluminium), et des éléments qui ne peuvent être considérés comme des métaux au sens strict du terme (sélénium).

III.2.6.2 Origine anthropique

Deux principaux types de pollutions anthropiques sont responsables de l'augmentation des flux de métaux : la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels) et la pollution liée aux activités agricoles.

Les apports massifs localisés résultent d'apports anthropiques accidentels liés aux activités industrielles de longue durée sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (Baize, 1997) [17].

Certaines pratiques agricoles sont à l'origine de l'introduction d'éléments traces métalliques dans le sol. Les produits destinés à améliorer les propriétés physico-chimiques du sol sont souvent plus riches en ETM que le sol lui-même d'où un enrichissement en ETM de ces sols (Bourrelier et al, 1998) [25]. Parmi ces apports : les engrais, les composts et les boues de station d'épuration (Robert et al, 1999) [143].

Le rôle des pratiques agricoles dans la contamination des sols doit être pris en compte : cela constitue la première étape vers la contamination de la chaîne alimentaire (Bourrelier et al, 1998) [25] et peut donc engendrer des problèmes de santé publique.

III.2.6.3 Comportement des métaux dans le sol

Actuellement, le stock d'éléments en traces métalliques est la résultante de l'héritage du fond géochimique et des différents apports anthropiques (Robert et al, 1999) [143].

Les métaux issus des apports anthropiques ont un comportement différent des métaux présents naturellement, car apportés sous des formes chimiques réactives (Baize, 1997) [17].

Dès leur introduction dans le sol, les métaux vont s'associer avec différents constituants du sol sous des formes chimiques variées. Cette répartition dépend de caractéristiques intrinsèques à l'élément (forme chimique initiale, valence, réactivité, ...) (Mc Laughing et al, 2000) [111] et des caractéristiques du milieu (pH, potentiel d'oxydoréduction, CEC, température, travail du sol...) (Lebourg et al, 1996) [97].

Dans la majorité des cas, les ETM s'associent à la matrice solide, ils s'accumulent dans le sol, tant que les conditions du milieu restent inchangées (Bourrelier et al, 1998) [25].

De la forme chimique de l'élément, du constituant auquel il est associé va dépendre le mode de fixation par le sol et donc la mobilité et la biodisponibilité de l'élément. La nature de l'association des éléments traces avec les phases porteuses du sol, est appelé spéciation.

La spéciation est définie comme la répartition et la quantification des différentes formes chimiques d'un élément dans le sol, qui réunies, donnent sa concentration totale (Tessier et al, 1979)[162].

La spéciation contribue à définir la mobilité des éléments traces et donc permet d'établir des perspectives de comportement et d'évolution des éléments traces en fonction des conditions du milieu et de leur modification (Bourrelier et al, 1998) [25].

La mobilité chimique est définie généralement comme l'aptitude d'un élément à être transféré vers des compartiments du sol ou il est de moins en moins retenu. Le compartiment ultime est représenté par la solution du sol où dans certains cas, l'atmosphère du sol (Juste, 1988) [84] ; Mc laughin et al, 2000) [111].

La biodisponibilité est la portion d'élément dans le sol qui est disponible pour un organisme donné. La fraction de métal biodisponible dans un sol n'est pas la même selon que l'on s'intéresse à une bactérie, une plante ou un ver de terre. La biodisponibilité est donc relative à l'organisme considéré, mais également à son stade de développement, et à d'autres paramètres externes (Lebourg et al, 1996) [97].

La phytodisponibilité, disponibilité pour les plantes, est la fraction biodisponible la plus souvent étudiée, car la plus facile à quantifier. Il est admis que la mobilité et biodisponibilité d'un élément dépendent de sa spéciation (Brümmer et al, 1986) [28].

III.2.6.3.1 mobilité des ML issues des boues des STEP

Pour de nombreux chercheurs (Emmerich et al, 1982) [48] ; (Smith, 1996) [152] la mobilité potentielle des éléments traces issus de boues de station d'épuration via les eaux de percolation est réduite. La plupart de ces travaux sont réalisés au laboratoire sur des colonnes compactées et ne prennent pas en compte la macroporosité (Richards et al, 1998) [141].

Ces voies préférentielles peuvent accélérer le mouvement de l'eau et des solutés dans le profil de sol (Steenhuis et al, 1995) [155].

Les galeries de ver de terre sont reconnues pour être des voies préférentielles d'écoulement des eaux. Elles peuvent augmenter de 8 à 9 fois la conductivité hydraulique augmentant par la-même les flux de solutés (Steenhuis et al, 1995) [155].

Elles sont également reconnues pour être des interfaces réactives, capables de favoriser le transfert des solutés du sol vers la solution du sol. Ainsi, il a été démontré que certaines parois de galeries étaient enrichies en NO₃⁻ soluble et en carbone organique labile (Syers et Springett, 1983) [156].

Les ETM provenant des boues peuvent donc être lessivés à court terme via les eaux de percolation. Seul le plomb dont les teneurs diminuent dans les percolats des modalités Boue semble être immobilisé suite à l'apport de boue. Une partie de la MO apportée par les boues s'apparente à la MO humifiée du sol, et résiste à la décomposition dans le sol (Terry et al, 1979[161]. Le plomb pourrait donc être immobilisé au sein de tels complexes organiques stables peu labiles. Les concentrations en cuivre évoluent de façon similaire à celles du COD. Ces résultats suggèrent la présence de deux types de MO : l'une hydrosoluble à laquelle le cuivre sans être fixé, et l'autre peu labile à laquelle le plomb serait lié. Les concentrations en zinc et cadmium des percolats des modalités Boue augmentent au cours du temps indifféremment à la présence de ver. Ces observations suggèrent la migration d'un front labile de ces deux éléments du haut vers le bas du microcosme. Les travaux de Scokart et al, (1983) [149] montrent également une migration du cadmium et du zinc vers les horizons situés en dessous de l'apport de boue. La spéciation de ces deux éléments traces dans les boues (Illera et al, 2000) [74] pourrait expliquer que ces deux éléments migrent vers les horizons sous-jacents.

III.2.6.4 Risques actuels

III.2.6.4.1 Situation actuelle dans le monde

Différents pays ont procédé à une analyse nationale de la question sanitaire afin d'asseoir le débat concernant l'épandage sur des bases objectives et orienter les décisions publiques. Ces analyses ont toutes conclu à une maîtrise satisfaisante des risques de l'épandage des boues urbaines sous réserve de respecter un certain nombre de précautions. C'est le cas en particulier du Danemark, (Krogh et al, (1997) [94] et Alto et al, (1992) [7] de la Suède.

La bibliographie ne relate pas d'accident de grande ampleur à ce jour.

Différentes études épidémiologiques américaines ont concerné les populations riveraines de terres agricoles épandues par les boues ou irriguées par des eaux usées.

Aucune relation significative entre les manifestations mineures gastro-intestinales ou cutanées observées et l'exposition n'a été clairement démontrée (JC.Block.et al, 1986) [78].

De nombreuses activités contribuent à l'enrichissement des sols en éléments traces métalliques ; l'épandage des boues a une contribution mineure par rapport à d'autres sources d'apports d'ETM. L'estimation des apports aux sols en éléments traces métalliques par différentes sources montre, par exemple, que 89% du cadmium est apporté aux sols par les engrais contre seulement 4% apportés par les boues (Tableau 9). Le risque lié au devenir des ETM dans les sols par le vecteur boue doit s'évaluer en regard de la présence d'autres sources d'apport.

Aux Etats-Unis, l'EPA (Agence de Protection de l'Environnement) conclut que lorsque les

concentrations en polluants n'excèdent pas les valeurs « plafonds », l'impact à court terme de l'épandage sur l'environnement est considérablement réduit. U.S. EPA, (1993) [169].

Cette position est contestée par divers États, comme l'état de New -York, qui considèrent d'une part que le modèle d'évaluation du risque comporte de nombreux défauts et qu'il conduit à tolérer un apport de contaminants au sol trop élevé (Harrison, E.Z et al 1999) [69].

L'utilisation des boues en agriculture peut induire des risques :

___ sanitaires directs pour l'utilisateur, ou indirects pour le consommateur de produits animaux ou végétaux ayant été en contact ou cultivé avec les boues.

___ de contamination du milieu hydrique superficiel par lessivage ou du milieu hydrique souterrain, car le pouvoir de rétention du sol a ses limites et nécessite une gestion très rigoureuse.

___ à travers la réglementation, la valorisation des boues en agriculture prend en compte ces risques pour assurer l'innocuité de l'épandage.

Les facteurs de risques sanitaires de l'épandage sont classés en trois catégories liées aux agents biologiques pathogènes, aux éléments traces métalliques et/ou composés traces organiques.

Modes d'exposition spécifiques à l'épandage :

- Ingestion de produits animaux et végétaux dans lesquels des polluants se sont bio-accumulés
- Inhalation, c'est une voie d'exposition professionnelle, dont les risques sanitaires sont placés sous le contrôle de la médecine du travail
- Contact cutané avec les boues. Le taux de pénétration cutanée du produit toxique dépend du niveau de pollution du sol, de la quantité déposée sur la peau, du temps de contact et surtout de la liposolubilité du polluant. Ce dernier facteur, extrêmement important dans la diffusion transcutanée fait que pour les métaux, cette voie semble négligeable comparativement à la diffusion des polluants organiques dont certains sont très liposolubles
- Ingestion d'eau souterraine et de surface contaminées par percolation.

III .2.6.4.2 Risques chimiques

Ces risques, contrairement aux risques micro biologiques, ne sont pas des risques immédiats mais des risques potentiels liés à l'accumulation à long terme, la vie durant, de petites quantités de contaminants dont certains sont présents dans les sols à l'état naturel, comme les métaux. Parmi les composés réglementés, on distingue les éléments traces métalliques (arsenic, cadmium, chrome, nickel, plomb, zinc, mercure, sélénium) et les contaminants organiques (benzo(a)pyrène, phtalates, PCB, dioxines.).

A) Risques liés à la présence d'éléments traces métalliques (ETM)

1)- Toxicité

La présence des métaux lourds dans les boues est inquiétante. D'après la classification de Baumont et al.(2004) [20], certains métaux lourds sont des oligoéléments intéressants et essentiels à la croissance des plantes et leur présence dans les boues est bénéfique. Ce sont le manganèse (Mn), le fer (Fe), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn). Cependant ils ne doivent pas dépasser certaines concentrations car alors ils deviennent toxiques.

Dans cette même classification, on trouve d'autres métaux qui sont inutiles dans le métabolisme des plantes par exemple le plomb (Pb), le nickel (Ni), le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le chrome (Cr). Certaines des études entreprises dans ce sens (Gomez et al, 1992) [61] ont montré que le plomb et le mercure sont fortement retenus par la phase adsorbante et assez peu disponibles pour les végétaux, d'une manière générale, Zn et Ni étaient relativement solubles dans différents réactifs chimiques, mobile dans les sols et facilement absorbés par les végétaux.

Brame et Lefevre, (1977) [26] rapportent que cette toxicité se manifeste d'autant plus que le sol est acide mais le pH plutôt basique de boues tant à maintenir les métaux lourds adsorbés sur l'argile, complexés par la matière organique et les composés hydroxydes du sol. Cette action propre du sol rend très difficile la fixation des seuils limites des métaux lourds.

Les effets des métaux lourds de dénaturation des protéines ou de destruction de l'intégrité de la membrane cellulaire affectent la croissance, la morphologie et le métabolisme des microorganismes telluriques (Leita et al), 1995) [99].

De nombreuses études montrent que la biomasse bactérienne d'un sol a tendance à diminuer suite à une contamination par un métal ;(Konopka et al), 1999) [92]; (Kelly et al, 1998) [86]; (Ekelund et al, 2003) [46]. D'ailleurs, Giller et al, (1998) [60] estiment que, même à long terme et pour des faibles teneurs en métaux lourds, les microorganismes ne sont pas capables de maintenir une biomasse équivalente à celle d'un sol non pollué.

La surcharge des eaux usées urbaines en éléments traces métalliques est due au déversement de toute une série de déchets dans le tout à l'égout. Ils proviennent des *fèces* (zinc, cuivre, plomb, Ni, cadmium), des produits cosmétiques, médicaux et de nettoyage, de la corrosion des conduites d'eau individuelles et collectives (cuivre, plomb), du ruissellement des eaux pluviales sur les toitures et les chaussées (plomb, zinc, nickel) et plus généralement des rejets d'activités commerciales, artisanales et industrielles.

Dans les zones d'activités industrielles, les apports au sol et aux plantes d'ETM d'origine atmosphérique ne sont pas négligeables, car les contaminants se déposent directement à la surface des plantes. Elles sont principalement issues de l'activité industrielle, de l'incinération des ordures ménagères et de l'utilisation des combustibles fossiles. Ces retombées représentent l'essentiel de la source d'ETM en zone urbaine. Les effets des métaux lourds de dénaturation des protéines ou de destruction de l'intégrité de la membrane cellulaire affectent la croissance, la morphologie et le métabolisme des microorganismes telluriques (Leita et al, 1995) [99]).

Tableau 26. Contribution des différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en ETM

Source	Cuivre	Zinc	Cadmium	Plomb
Total (103 t)	216	760	20	382
Déchets agricoles	55%	61%	20%	12%
Déchets urbains	28%	20%	2%	19%
Engrais	1%	1%	38%	10%
Retombées atmosphériques	16%	18%	40%	68%

(D'après Feix et al, 1998) [54]

Des expérimentations de longue durée en France et en Angleterre ont permis de montrer que les taux de transfert des ETM du sol vers les végétaux étudiés sont inférieurs à 1% des quantités apportées sur les sols. (Mc Grath SP, 1995) [110] ; (Gomez A. et al, 1992) [61] ; Juste C, 1988) [84]. Cependant, la teneur en certains éléments dans les boues peut être élevée, et des apports répétés de boues par épandage pourraient à long terme entraîner des accumulations incompatibles avec la qualité des cultures.

Tableau 27. Valeurs limites pour les quantités annuelles de métaux lourds pouvant être introduits dans les sols cultivés sur la base d'une moyenne de 10 ans

Paramètres	Symbole	Valeurs limites (Kg/ha/an)
Cadmium	Cd	0,15
Cuivre	Cu	12
Nickel	Ni	3
Plomb	Pb	15
Zinc	Zn	30
Mercure	Hg	0,1
Chrome	Cr	4,5

Source : Recommandation sanitaires relatives - la désinfection des eaux urbaines CSHPF, (1995) [39]

De plus, les plantes à croissance rapide comme les cultures légumières (laitue, épinard, carotte) accumulent particulièrement certains métaux, ce qui justifie que les boues ne puissent être épandues sur ce type de culture. (Le Bohec J, 1990) [96].

L'influence de la consommation alimentaire et celle du tabac occupent une place importante dans l'accumulation du cadmium dans l'organisme humain (reins principalement).

Différentes études épidémiologiques ont montré un cadmium relativement élevée chez différentes populations japonaises, anglaises, belges et hollandaises vivant dans des zones où la pollution environnementale par le cadmium due à l'activité minière ou de la métallurgie des non-ferreux est forte. Une étude effectuée en Grande Bretagne Tennant CJ, (1991) [159] a montré une cadmium élevée chez des sujets de 40 à 89 ans, non-fumeurs et sans exposition professionnelle, mais consommant des légumes provenant presque exclusivement de jardins potagers aux sols fortement contaminés par des rejets industriels (teneurs moyenne en cadmium de 1,99 à 30,8 mg/kg). Ces indices de surexposition ne sont pas systématiquement retrouvés. Ainsi, en dépit d'une contamination élevée du sol et des végétaux par le zinc et le cadmium sur le site de l'ancienne fonderie de plomb/zinc de Stolberg (Allemagne),

aucune différence de charge corporelle de cadmium n.a été trouvée entre les consommateurs et non consommateurs de fruits et légumes produits localement. (Ewers, U. et al, 1993) [49].

Les études épidémiologiques concernant les sols soumis à l'épandage de boues sont très rares. En Allemagne, une enquête a néanmoins mis en évidence, chez un groupe de 130 sujets utilisant d'anciens champs d'épandage comme jardins potagers, une corrélation entre la concentration en cadmium du sol et la cadmiurie (Scholz, R.W. et al ,1990) [148].

Ainsi la consommation (autoconsommation) de végétaux provenant de sols à fortes teneurs en ETM constitue un risque pour les populations. Il n'y a toutefois et pour l'instant aucune enquête épidémiologique mettant en évidence une augmentation de pathologie spécifique en relation avec un niveau de consommation élevé de végétaux cultivés sur des sols ayant reçus des boues. Pour la population générale, le risque est limité par la multiplicité géographique des sources d'approvisionnement.

2)- Conséquences pour la santé humaine

De nombreuses données concernant les effets de certains éléments trace métalliques ont été développées par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France.

CSHPF, (1996) Section de l'Alimentation et de la Nutrition [38].

Tableau 28. Effets toxiques de certains ETM chez l'animal et l'homme

Type de toxicité	Plomb	Cadmium	Mercur
Hématologique	+		
Neurologique et neurocomportementale	+		
Cardiovasculaire	+	+	
Osseuse	+	+	
Rénale	+	+	
Reproduction et développement	+	+	
Cancérogène et mutagène	+/- (co-cancérogène)	+/- (+ si inhalé)	+/-

D'après le CSHPF, (1996) [38].

L'ingestion de plomb, mercure, cadmium peut entraîner des risques pour la santé. Ces risques ont été établis à partir de données expérimentales d'une part et épidémiologiques d'autre part. Pour interpréter l'évaluation de ce risque, plusieurs éléments sont à prendre en compte tels que le niveau de contamination alimentaire, la durée d'exposition, l'estimation des quantités ingérées et les valeurs limites d'exposition que constituent les doses hebdomadaires tolérables à long terme (DHTP). Il faut aussi tenir compte de données métaboliques telles que le site de stockage (foie, tissu adipeux, système nerveux) ou la perte de poids de l'individu (lors d'un amaigrissement les quantités bio disponibles peuvent augmenter et être secondairement sources potentielles de risque accru). En outre, pour les métaux lourds tels que plomb, mercure, cadmium, aluminium, comme pour d'autres éléments nutritionnels (vitamine A ou D) ou toxiques (xénobiotiques.), la marge de sécurité entre les doses potentiellement toxiques et les doses tolérables est limitée. Le tableau ci-dessus représente une synthèse simplifiée des effets toxiques tels qu'observés à partir de données expérimentales chez l'homme et chez l'animal et épidémiologique chez l'homme dans des conditions d'exposition susceptibles d'induire ces effets. Il doit être interprété selon le contexte : en particulier la présence de ces métaux lourds dans des aliments ingérés ne suffit pas à entraîner l'apparition d'un effet, mais mérite considération en fonction de l'ensemble des données toxicologiques.

3)- Niveau de contamination alimentaire

Les données de répartition des éléments traces dans les plantes sont encore trop fragmentaires pour être utilisées dans l'évaluation de l'exposition humaine. Les différentes parties d'une plante n'accumulent pas les éléments traces métalliques de la même manière (Chassin P. et al, 1996) [32]. Cette distinction est importante en vue de l'exposition humaine qui est obligatoirement associée à la partie comestible de la plante. De plus, une proportion importante des ETM est éliminée lors de la préparation culinaire (pelage, lavage, cuisson). Les animaux constituent un maillon important dans la chaîne alimentaire, d'une part en raison de leur capacité métabolique à accumuler les métaux dans certains organes (foie, reins), et d'autre part en raison du passage des éléments dans le lait où ils peuvent être concentrés, (Milhaud G et al, 1981) [115]. Ces bioaccumulations s'observent également chez les poissons et les mollusques bivalves (moules, huîtres). L'ingestion des denrées d'origine végétale (fruits, légumes et céréales) constitue la principale source d'accumulation de plomb et de cadmium chez l'homme (figures 2 et 3). Les données concernant la contamination par le cadmium et par le plomb des fruits sont rares, et peu représentatives car elles portent sur des échantillons limités. D'une manière générale, les fruits et légumes –fruits présentent de faibles

teneurs en ETM, contrairement aux tiges, aux feuilles et aux racines. Ainsi la valeur médiane de 242 échantillons de 37 espèces de fruits de la production hollandaise ou d'importation atteint 2 µg/kg pour le cadmium, 17 µg/kg pour le plomb, 2 µg/kg pour le mercure (Ellen, G. et al, 1990) [47]. Les baies (framboises et fraises) semblent présenter des teneurs moyennes en plomb et en cadmium plus élevées (respectivement 100 µg/kg et 20 µg/kg) que les pommes et les poires⁴⁰. Peu d'études ont été consacrées à l'évaluation de l'impact de l'épandage de boues sur le teneur en ETM des fruits, à l'exception des pommes et du raisin (Pinamonti, F. et al, 1997) [135].

Tableau 29. Teneurs moyennes en métaux lourds de différents groupes d'aliments (g/kg ou g/l)

Groupes	Sous-Groupes	Plomb	Cadmium	Mercure
Produits de la mer	Poissons	77,8	26,5	155
	Huîtres	126,6	811,3	26,1
Produits carnés	Viandes	61,6	12	8,6
Légumes et fruits	Légumes feuilles	88,6	27	6,75
	Légumes racines	41,5	14,6	6,1
	Pomme de terre	46,7	23	8
	Légumes (autres)	108	31,9	22,2
	Fruits	99,9	4,27	7,6
Boissons	Jus de fruits	29,2	2,8	2,8
	Boissons gazeuses	5,4	2,6	5,2
		4,6	2,6	2,6
Céréales	Pain (blé)	31	29,1	13,4
	Pain (autres)	31,5	34,7	16,3
	Céréales (petit déjeuner)	46,2	6,9	15,4
Produits laitiers	Lait	13,5	3	3,5
	Fromages	28,6	5	6
	yaourts	35	4,5	6,7

D'après ADHEB. (1995) [4]

4)- Aptitude à l'accumulation des micro- polluants métalliques par différentes espèces végétales

Certaines espèces végétales présentent une capacité accumulatrice supérieure à d'autres.

Tableau 30. Aptitude à l'accumulation des micro- polluants métalliques par différentes espèces végétales.

Aptitude à l'accumulation	Eléments	Espèces végétales
Très faible	Cadmium Plomb	Céréales, maïs, pomme de terre Toutes espèces
Faible	Cadmium Cuivre	Betterave, poireau Pomme de terre, chou vert épinard
Moyenne	Cadmium Cuivre	Chou Laitue, betterave
Forte	Cadmium Cuivre	Carotte, laitue, épinard, céleri Carotte

D'après Sauerbeck DR et al, 1988. [146]

5)- Voies de contamination

- Par contact cutané ou muqueux lors de la manipulation d'équipements (gants, vêtements, bottes.) souillés par des eaux usées. La contamination est aussi possible lorsqu' on mange ou fume sans s'être lavé les mains auparavant. Il peut également recevoir des projections au niveau du visage (conjonctives, muqueuses buccales et nasales).

- Par inhalation de composés volatils et gazeux émis par la décharge :
Quelques microorganismes contenus dans les boues sont capables de convertir des métaux (mercure) en leurs formes volatiles (Michalke et al, 2000) [114].

Les composés organiques peuvent se dégrader en des sous produits volatils ; le risque d'inhalation pour les travailleurs dépend de la possibilité de ces composés à se concentrer dans l'atmosphère ambiante dans des locaux de compostage fermés non aérés (Henk Heida et al, 1995) [73]. La contamination par les microorganismes contenus dans les eaux usées peut également se réaliser par l'intermédiaire d'aérosols lors de d'inhalation des gouttelettes (Schlosser O. et al ,1995) [147].

6)- Risques environnementaux

Jusqu'à tout récemment, la plupart des études sur la dynamique des éléments traces métalliques apportés par épandage de boues dans les sols, avait pour objectif les transferts sol / plante et pour finalité les risques de contamination de la chaîne alimentaire. C'est pourquoi on dispose de peu de données publiées.

Pour évaluer les conséquences sanitaires chez l'homme de l'accumulation des polluants dans les sols à moyen et long terme, il est important d'identifier les différentes voies de dispersion de ces contaminants et de pouvoir quantifier leur transfert d'un compartiment à l'autre (boue, sol, microorganismes du sol, végétal, animal domestique, etc.). L'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) prend en compte 14 voies d'exposition (réf EPA) :

- Transfert sol /animal : L'accumulation à la surface du sol d'éléments résultant de l'application de boues peut représenter un risque de contamination directe de la chaîne alimentaire lors du pâturage. Les animaux absorbent souvent un mélange de terre et d'herbe.

- Transferts sol / atmosphère : Certains microorganismes anaérobies présents dans le sol et les boues sont capables de réduire certains éléments traces métalliques (sélénium, mercure) en des formes volatiles qui peuvent être directement fixés par la partie aérienne des végétaux couvrant le sol.

La pratique de l'épandage des boues urbaines en agriculture est la seule pratique soumise à des analyses de sol avant épandage. Il est intéressant de noter que d'autres pratiques agricoles (épandage d'effluents d'élevage), ne sont pas soumises aux mêmes mesures.

a)- Modification écologique microbienne du sol

Les études établies ne permettent pas encore de tirer de conclusions générales car les conditions expérimentales sont extrêmement variables. McGrath et al, (1995) [110] ont mis en évidence des effets négatifs sur différents microorganismes pour des teneurs en éléments traces très faibles.

b)- Modification de la composition du sol

La nature des matériaux auxquels sont associés les ETM dans les boues joue un rôle important sur leur devenir dans le sol. En effet, les métaux peuvent demeurer inclus dans les matériaux constitutifs de la boue et donc rester fortement liés à cette dernière longtemps après son épandage sur les sols, réduisant ainsi les possibilités de transfert entre les compartiments du sol, entre le sol et les organismes vivants, et entre le sol et la nappe phréatique (Patrick, Perrono,1999) [132].

La mobilité des ETM entre les différentes phases du sol est très variable. On distingue :
les éléments fortement biodisponibles : zinc, cadmium, thalium (facteur de transfert de 1 à 10). Les éléments moyennement biodisponibles : cuivre, nickel (facteur de transfert 0,1 à 1). Les éléments faiblement biodisponibles : plomb, mercure, cobalt, chrome, sélénium, arsenic (facteur de transfert 0,01 à 0,1).

Elle dépend aussi de différents facteurs tels que :

- Le pH du sol, le potentiel d'oxydo-réduction, la température et l'humidité du sol et l'apport de matière organique. Il est important de noter que dans le cas des ETM, la situation n'est pas un état figé et peut évoluer en fonction des modifications physico-chimique et biologique du sol (Robert M. et al, 1999) [143]. La plupart des expériences menées à long terme montrent que les métaux et particulièrement le zinc, le cadmium, le cuivre et le plomb, sont généralement retenus au niveau de l'horizon de surface du sol (0-15 cm). Des études ont montré que les fractions fines du sol sont les plus riches en ETM. Il n'a pas été noté d'augmentation de la teneur en ETM dans les couches de profondeur supérieure à 30 cm (Alloway B, 1991) [6].

c) Retentissement sur la physiologie du végétal

Les études menées sur les plantes mettent en évidence l'absence de phytotoxicité et d'inhibition de la croissance des espèces végétales étant donnée les faibles teneurs en ETM des boues. L'apport de boues d'épandage est le plus souvent bénéfique aux plantes. Il est cependant difficile de tirer des conclusions générales quant à l'éventuel impact des ETM sur la physiologie des plantes, car la concentration des métaux dans les plantes dépend à la fois de l'espèce végétale considérée et du métal. De plus les résultats obtenus par les différents auteurs sont parfois contradictoires.

Des études ont montré que le cuivre et le zinc avaient tendance à s'accumuler préférentiellement au niveau des feuilles plutôt qu'au niveau des racines et de la tige. Cela montre donc que selon le type de végétaux (céréales, fruits ou légumes) les risques potentiels sont très différents. Le plomb quant à lui ne s'accumulerait dans aucun des organes des plantes.

Les taux de transfert des ETM du sol vers les plantes dépend essentiellement du type de sol (texture, nature, richesse en matière organique) et de son pH. Même si la plus grande menace pour les espèces végétales semble être la mobilisation du zinc présent dans les boues d'épandage, aucun effet négatif d'un excès de zinc dans les végétaux n'a été mis en évidence. Certains auteurs ont montré qu'il existe des effets de synergie entre le cuivre et le manganèse d'une part et entre le zinc et le calcium d'autre part.

Le cadmium est considéré comme l'un des plus dangereux métaux pour l'environnement (Christensen al, 1991) [34] du fait de sa forte mobilité. Le cadmium peut aussi induire un déséquilibre nutritionnel⁶⁰, ainsi que des modifications physiologiques et morphologiques de la plante (Mahler et al, 1982) [104].

d) Risque de contamination des nappes phréatiques et des eaux superficielles

D'un point de vue général, le relargage des ETM vers le compartiment aquatique est faible ; le passage du sol vers l'eau par gravitation est limité (Greter et al, 1989) [63]. L'entraînement des éléments traces métalliques sous forme soluble est relativement limité et dépend surtout du pH et de la teneur en matière organique (Robert M et al, 1999) [143].

Les risques de contamination des nappes phréatiques découlent principalement de la minéralisation de la matière organique susceptible d'entraîner un relargage des métaux sous forme soluble. Mais ces risques, bien qu'existant, restent limités. Par contre la contamination des eaux superficielles est plus importante à cause du transfert des ETM liés à la fraction fine

du sol lors du drainage des cultures, des phénomènes d'érosion ou des événements pluvieux. Les particules chargées en éléments traces métalliques peuvent alors sédimenter et contaminer les espèces vivant dans ce compartiment, ou être absorbées telles quelles par les organismes aquatiques.

e) Contamination atmosphérique

Il existe à l'heure actuelle peu d'études concernant les risques de contamination atmosphériques suite à l'utilisation de boues d'épandage, le compartiment aérien étant celui qui reste encore le moins étudié. Des métaux comme le mercure ou l'arsenic peuvent se volatiliser directement dans l'atmosphère, mais comme ce sont des éléments peu biodisponibles avec des facteurs de transfert faibles, les risques de contamination directe de l'atmosphère sont faibles.

B) Risques liés à la présence de composés traces organiques (CTO).

Les composés traces organiques sont des produits chimiques (hydrocarbures, détergents, restes de peintures et de solvants, produits de nettoyage ou de désinfection.) qui sont plus ou moins dégradés par l'activité micro biologique du sol. Cependant, au même titre que les ETM, les CTO peuvent à haute dose, devenir toxiques pour les microorganismes des sols. Ils sont néanmoins indispensables à leur fertilité. Les boues résiduaires épandues sur un sol ne sont pas la seule source de CTO (Tarradelas J, 1989) [158] ; les précipitations atmosphériques et les engrais de ferme en sont d'autres sources potentielles. Il existe peu de données sur la teneur en CTO des boues. Différents CTO ont été détectés dans les boues. La réglementation a retenu comme indicateur deux composés résistants à la biodégradation :

- Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs). Ces composés sont formés lors de la combustion des carburants (voiture, avions, etc) ou du chauffage. La principale voie de contamination des sols provient des retombées atmosphériques. Cependant le lessivage des chaussées par les eaux pluviales peut en constituer une source. Leur toxicité est très variable, sept d'entre eux étant particulièrement cancérigènes ; le benzo(a)pyrène en est le plus répandu. Cependant ils sont souvent peu biodisponibles en raison de leur faible solubilité dans l'eau.

- Les Polychlorobiphényles (PCB) sont des hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés, tous connus comme cancérigènes. Ces produits ne sont plus fabriqués en France depuis 1997. Les PCB sont des substances huileuses ou solides, utilisées dans les circuits fermés de transformateurs ou comme plastifiants dans certaines résines ou encore comme fluides hydrauliques parfois en circuit semi-ouvert (extraction minière par exemple). Cependant ils sont persistants et peuvent faire craindre une accumulation. Au niveau réglementaire, des concentrations limites sont définies dans les boues.

Comparativement aux effluents industriels, les eaux résiduaires urbaines contiennent des teneurs potentielles de CTO beaucoup plus faibles sauf dans le cas des détergents.

Des expérimentations ont montré que les HAPs et PCB apportés par les boues ne passent pratiquement pas du sol vers les plantes (1%) (ADEME, 1995) [3].

De plus les CTO se dégradent dans le sol à des vitesses variables et n'ont pas donc pas un flux cumulatif. Seule l'ingestion directe de boues par les animaux ou l'homme (jeunes enfants par exemple) s'avère capable d'assurer la contamination. Ces conditions correspondent alors à des cas particuliers de faible probabilité. Cependant, l'animal pouvant se contaminer par ingestion directe (épandage sur pâturages), les risques de contamination humaine par consommation de produits animaux, riches en graisses (viandes, lait) existent pour les composés traces qui ont tendance à s'accumuler dans les graisses animales.

III.2.6.4.3 Risques microbiologiques

Les principales maladies transmises par les effluents sont les suivantes: schistosomiase, ankylostomiase, ascarirose, toenia, dysenterie, choléra, dysenterie bacillaire, poliomyélite, hépatite infectieuse. La plupart des traitements que subissent les boues provoquent simplement une chute des populations pathogènes mais très rarement leur disparition complète. Il résulte de ceci que les boues, même après stabilisation, ne doivent pas être remises en contact direct avec les végétaux susceptible d'être consommés crus. Il est prouvé depuis longtemps que les micro-organismes pathogènes ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes. Les micro-organismes se retrouvent donc à la surface des plantes et sur le sol. Les feuilles et la plante créent un environnement frais, humide (évaporation) et à l'abri du soleil. Il peut donc y avoir une contamination pendant la croissance des plantes ou la récolte. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes. Les micro-organismes jouent un rôle essentiel dans les processus d'épuration, aussi bien en station que dans le sol. Il en existe une très grande variété mais seul une infime partie peut être pathogène. On les classe parmi les virus, les bactéries, les protozoaires, les champignons et les helminthes. Les procédés de traitement primaires des eaux usées résiduaires concentrent les différents microorganismes avec les boues. Ainsi, les eaux usées sont moins concentrées en agents pathogènes que les boues brutes primaires. Cependant les traitements appliqués aux boues des stations d'épuration permettent une élimination importante des microorganismes.

Les boues sont considérées hygiénisées quant à la suite de traitements les trois types d'agents pathogènes (*Salmonella*, *Entérovirus*, et œufs d'Helminthes) sont non détectables (critère de conformité). Il n'existe pas de données dans la littérature qui impliquent directement et de manière certaine les boues d'épuration, sources de pathogènes, dans la contamination humaine. Cependant les risques sanitaires microbiologiques liés à l'environnement sont peu étudiés, les données de la littérature sur le plan épidémiologique sont très succinctes et concernent rarement les boues. Différents facteurs tels que les fortes températures, les faibles humidités et le rayonnement solaire sont responsables de la disparition des virus et des parasites sur les végétaux et dans les sols. Les pathogènes des sols ne pénètrent en général pas dans les végétaux ou de façon exceptionnelle à la suite de blessure de la plante. Leur nombre décroît plus ou moins rapidement dans le sol et certains pathogènes peuvent y survivre très longtemps. C'est le cas par exemple de *Listeria monocytogènes* qui peut résister plusieurs années dans le sol ou encore certains parasites (*Ascaris*) (Tableau 12).

Tableau 31. Survie des œufs d'Helminthes dans le sol

Parasites	Durée	Conditions expérimentales
Ascaris	Quelques semaines 2 ans à 14 ans	Sol nu. Temps ensoleillé Couverture végétale importante. Hiver
Taenia	4 - 15 jours 10 - 60 jours 3- 15 mois	Eté. Sol ensoleillé Printemps / Automne. Sol ombragé Hiver
Trichuris	3 mois	T° 25°C
Toxocara	6 mois	T° 25°C

En matière de risques pathogènes, l'absence de corrélation entre événement pathologique et épandage semble indiquer que le risque est faible. Le risque indirect semble plus important.

En effet il est fréquent d'isoler des pathogènes sur des végétaux crus (Tableau 31). Or

l'épandage d'eaux et de boues constitue l'une des origines principales de contamination.

Certes les cas de toxi-infections alimentaires où les pathologies dues à la consommation de légumes sont relativement faibles en comparaison des aliments d'origine animale : entre 1973

et 1983, aux USA, moins de 2 % des cas avaient des légumes pour origine. Il ne faut pas pour autant minimiser l'incidence de ces produits qui peuvent jouer le rôle de vecteurs et polluer des aliments plus sensibles dans lesquels ils sont incorporés.

III.2.7 Conclusions

L'utilisation des boues d'épuration dans le domaine agricole est une nécessité ; il n'existe pas en effet aujourd'hui, et probablement pour la décennie prochaine, d'alternative crédible si on prend en compte d'une part les nuisances pour l'homme et son environnement. De plus, pour l'agriculteur elles constituent une matière fertilisante particulièrement bon marché. Les boues d'épuration représentent un moyen écologique de recyclage des eaux usées, permettant d'amender efficacement les sols agricoles.

La pratique de l'épandage a fait l'objet de recherches considérables qui ont permis d'accumuler de très nombreuses connaissances scientifiques au niveau mondial. Il n'existe pas d'enquête épidémiologique effectuée à ce jour sur ce sujet. Le risque de nature biologique à court terme lié à la présence de bactéries, virus et parasites apparaît comme réduit.

Le simple respect des règles élémentaires d'hygiène, l'observation stricte des consignes et des prescriptions réglementaires à toutes les étapes de l'épandage permettent de maîtriser au mieux les risques microbiologiques. Le risque de nature chimique est plus diffus et peut constituer un risque à long ou très long terme.

Incontestablement si le risque microbiologique semble bien maîtrisé, le risque chimique, c'est à dire la contamination des boues par les éléments traces semble plus préoccupant et sa maîtrise plus aléatoire, d'autant plus que les effets d'intoxications à faibles doses de cette nature peuvent être très décalés dans le temps et ne manifester leurs effets que très tardivement rendant d'autant plus difficile les enquêtes épidémiologiques.

En toute logique, il est indispensable d'éviter l'épandage des boues d'épuration sur des sols destinés à la culture d'espèces végétales accumulatrices. Les concentrations en éléments traces métalliques doivent être contrôlées dans le sol et dans les boues afin que leur utilisation en agriculture soit assurée selon les bonnes pratiques agricoles et conformément à la réglementation.

Quant aux composés traces organiques, le problème est encore différent, certains sont très rémanents et peuvent s'accumuler largement dans le sol mais à ce jour aucun exemple de transfert des boues vers les plantes n'a été démontré, le risque semble a priori mineur.

Les risques éco toxicologiques sont moins connus. Pour les éléments traces métalliques, les risques sont faibles si l'épandage des boues est réalisé sur des terres dont le pH est supérieur à 6 et à condition de maîtriser les paramètres physico-chimiques du sol ainsi que leur biodisponibilité et leur mobilité dans la colonne de sol. Les données éco toxicologiques concernant les contaminants organiques restent encore très limitées. Ces contaminants, peu dégradables et persistants, sont nocifs en tant que tels, mais aucun impact toxique pour les plantes ou les organismes vivants n'a été mis en évidence à ce jour. Des études ont montré qu'il n'existe aucun transfert de ce type de contaminant dans le sol.

Une partie des réticences rencontrées est liée à l'absence d'une véritable évaluation des risques sanitaires découlant de la présence de contaminants de nature biologique ou chimique. Malgré l'existence d'un cadre réglementaire très précis et de recommandation des instances sanitaires, la pérennité de la pratique de l'épandage agricole ne sera assurée que si tous les acteurs de la filière s'engagent dans un cadre de développement à effacer l'image négative et à éliminer toutes les controverses liées à cette pratique.

Deuxième partie : étude expérimentale

Chapitre IV : Présentation de la zone d'étude

IV.1 Les stations d'épuration

Le périmètre étudié est une plaine littorale étroite et longue d'une centaine de kilomètres, située au centre de l'Algérie du Nord. Ces STEP se situent dans l'axe Tipaza – Boumerdes. Il s'agit de la STEP de Chenoua (Tipaza) qui se trouve à 75 km à l'ouest d'Alger et celle de Boumerdes, à 50 km à l'est. Les deux autres se situent dans la zone de la Mitidja, il s'agit de celles de BeniMessous et de Reghaia, situées respectivement à 15 km à l'ouest et 25 km à l'est d'Alger. Cette région bénéficie d'un climat méditerranéen favorable à l'activité agricole et doit sa richesse à plusieurs avantages :

- des sols riches avec une bonne aptitude à l'irrigation ;
- un climat favorable (650 à 700 mm de précipitations par an) (Seltzer, 1946) [150].
- une longue expérience de l'agriculture irriguée (arboriculture et maraîchage) ;
- une proximité du marché potentiel que représentent la capitale et les autres villes avoisinantes.
- une infrastructure routière bien développée ;
- une grande capacité de stockage et de conditionnement des produits agricoles à côté d'une forte densité d'implantation de l'industrie agro-alimentaire ;

Les paramètres étudiés dans les eaux épurées sont le Le pH, La conductivité électrique (CE), ammonium NH_4^+ , nitrate NO_3^- , orthophosphates PO_4^{3-} , calcium Ca^{++} , magnésium Mg^{++} , potassium K^+ , sodium Na^+ , CE, chlorure Cl^- , les MES, les métaux lourds., les germes pathogènes.

Les analyses ont été réalisées au niveau des laboratoires de l'Office National d'Assainissement, SEAAL, vatech-WABAG, et au laboratoire de recherche des Sciences de l'Eau de l'ENP ainsi que celui du département du Génie chimique de l'ENP.

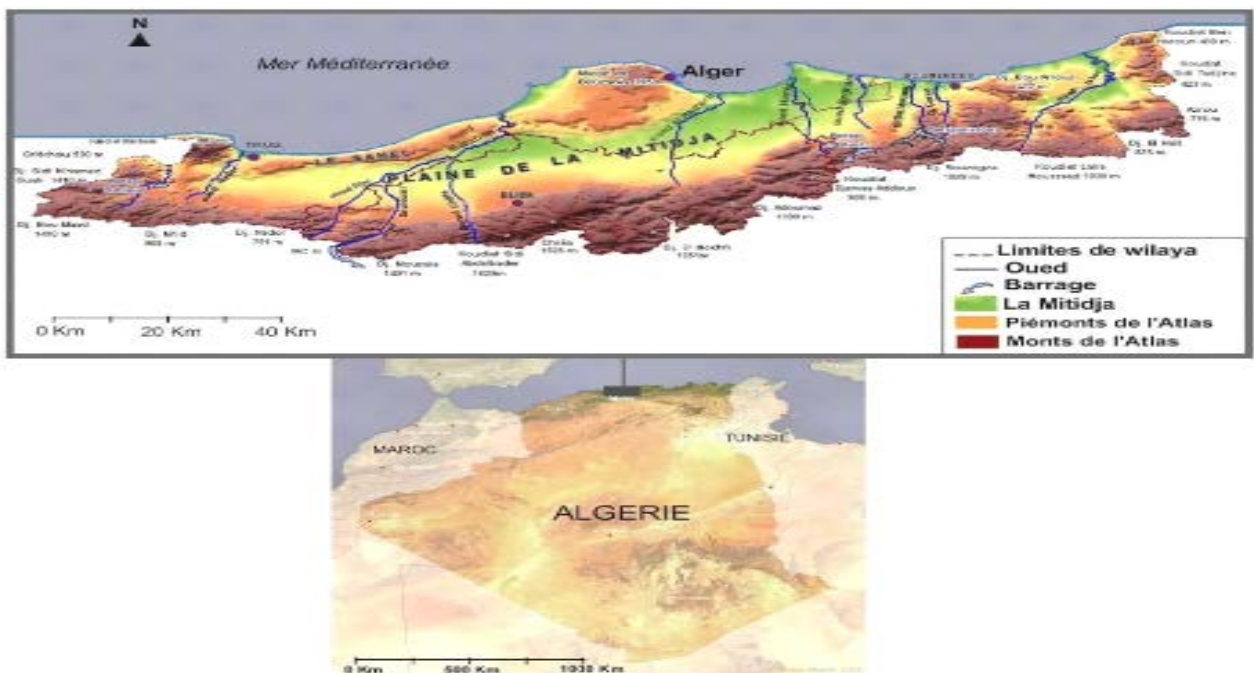


Figure 6. Situation géographique

IV.2 Etude de l'occupation des sols dans la région

IV.2.1 Composition granulométrique des sols

Les échantillons analysés font état d'une texture argilo-limoneuse du sol (Ecrement.Y ,1970) [44], (Habidi.A, 2007) [65]. Raissi. O. [137].

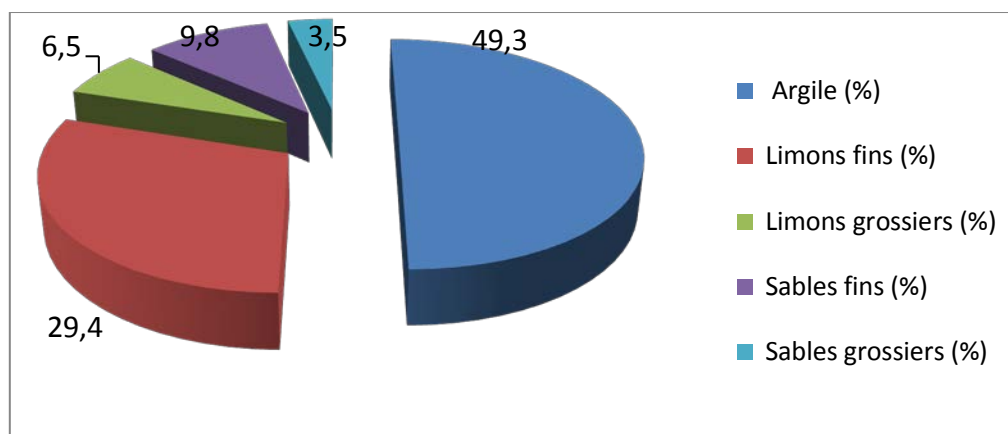


Figure 7. Composition granulométrique des sols

Tableau 32. Statistiques descriptives des constituants minéraux et des densités des sols

Parametres	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
Argile (%)	24	64	49,3	6,54
Limons fins (%)	17	47	29,4	6,90
Limons grossiers (%)	3	14	6,5	2,86
Sables fins (%)	1	24	9,8	5,21
Sables grossiers (%)	0	17	3,5	3,01
Densité réelle	2,30	2,80	2,50	0,047
Densité apparents	1,40	1,50	1,40	0,045

Source: (Habidi.A, 2007) [65].

Les résultats de l'analyse granulométrique indiquent que les sols de la plaine de la Mitidja ont des teneurs élevées en argile (49,3 % de moyenne), alors que les limons fins sont présents avec des taux appréciables (29,4 % de moyenne). À l'inverse, les taux des limons grossiers et des sables sont bas (Tableau 32).

IV.2.2 Caractéristiques physico-chimiques et agronomique des sols

Ces sols sont peu calcaires, globalement neutres mais avec cependant quelques échantillons basiques (un maximum de 9,3), conséquence de la prédominance du cation Ca^{++} dans le complexe adsorbant ($35,39 \text{ cmol}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ de terre de moyenne). La mesure de la conductivité électrique (C.E.) indique l'absence de salinité, tandis que le dosage du carbone

laisse apparaître des taux de matière organique assez bas. La teneur moyenne en matière organique des sols est de 1,3 % et la valeur minimale de 0,2% montre bien l'importance des besoins en matière organique.

La capacité d'échange cationique (CEC), globalement élevée (une moyenne de 41,22 cmoles⁺·kg⁻¹ de terre), résulte des taux élevés d'argiles gonflantes, atteignant 64 % pour certains échantillons; celles-ci impriment à ces sols leur caractère vertique avec des fentes de retrait. (Tableau 33).

Tableau 33.Statistiques descriptives des paramètres chimiques et biologiques des sols

Paramètres	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart type
CaCO ₃ (%)	0,1	18,7	2,69	2,94
pH	5,82	9,30	7,03	0,85
CE. (ds/m)	0,11	2,5	0,94	0,045
C (% ₀)	0,23	15,9	6,72	3,59
N (% ₀)	0,035	2,90	0,87	0,42
MO(%)	0,20	3,67	1,30	0,62
C/N	1	11	7,9	2,16
Ca ⁺⁺	7,3	19	35,39	2,71
Mg ⁺⁺ (cmoles/kg de terre)	0,30	2,45	4,55	0,42
Na ⁺ (cmoles/kg de terre)	0,14	2,45	0,70	0,32
K ⁺ (cmoles/kg de terre)	0,17	11	0,57	2,16
CEC (cmoles/kg de terre)	13,02	41,63	41,22	7,80

Bases échangeables en cmoles/kg de terre

Source :(Habidi.A, 2007) [65].

IV.3 Répartition des cultures au niveau la plaine de la Mitidja

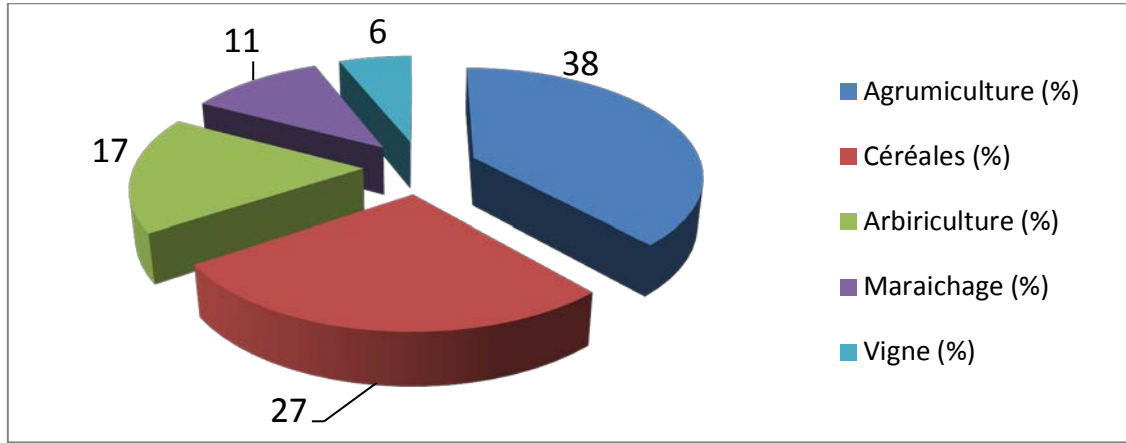


Figure 8. Répartition des sols par types de cultures

La répartition des sols par cultures place l'agrumiculture au premier rang, occupant 38(%) des terres, suivie des céréales avec une occupation du sol de 27(%), arrivent ensuite l'arboriculture (17%), le maraichage (11%) et enfin la vigne (6%).

Le facteur hydromorphie est pris en considération dans le choix des cultures et étudié dans le cadre des facteurs limitant liés à la morphologie générale (Habidi.A, 2007). [65].

IV.4 Les exigences des cultures en matière de qualité du sol

Les exigences des cultures en matière de qualité du sol sont très variables.

- Les agrumes se développent sur des sols aussi différents que des alluvions peu argileux, des sols argileux que des sols sableux. Le pH idéal serait entre 6, 5 et 7.

- La vigne s'adapte à une gamme de sols très variés mais les sols salés et ceux qui contiennent trop de calcaire sont défavorables. La vigne de table préfère des sols profonds argilo-limoneux, ayant une bonne structure et riches en matière organique. Le pH doit être de 6, 5 à 7,5.

- La pomme de terre n'est pas tellement exigeante en sol. Elle préfère les sols silico-argileux ou argilo-siliceux, bien drainés et frais, elle se développe également dans les sols silico-calcaires bien fumés. Les sols trop lourds et trop compacts ne lui conviennent pas.

-Les exigences de la tomate en sol sont très grandes, même si elle peut être cultivée sur tous les types de sol, mais elle a des préférences aux terres argilo siliceuses ou silico- argileuses, profondes, perméables, fraîches et meubles. Pour l'acidité du sol, un pH de 5,6 à 6,8 est considéré comme meilleur.

-Le piment – poivron préfère des sols profonds bien drainés. Les sols lourds, argileux sont à écarter. Il redoute plus les sols acides qu'alcalins, une acidité de sol de pH de 6, 5 à 7 est estimée comme optimum.

Le pois chiche peut être cultivé sur différents types de sols mais il préfère les sols lourds, profonds, bien drainés, de texture limoneuse et argilo siliceuse. Il redoute les sols calcaires. Il se comporte bien sur des sols à pH légèrement acide (6) à alcalin (9). Il est sensible à une mauvaise aération du sol et tolère la salinité.

- L'orge est une graminée annuelle qui s'accommode à tous les types de sol, à l'exception des sols argileux, des sols compacts, des sols humides et des sols trop acides. Il tolère les sols légèrement salins.

- Les sols les plus favorables à la culture du blé tendre sont les sols limoneux argilo siliceux ou argilo calcaire, profonds, suffisamment riche en matières organique et minérale, capables de maintenir une réserve en eau suffisante pour assurer une bonne alimentation, au moment de l'accumulation des réserves dans le grain.

IV.5 Les exigences nutritives des cultures

Tableau 34. Exigences de fertilisants par type de cultures

	Agrumes	Céréales	Arboriculture	Maraichage	Vigne
Azote	250 à 300	45 à 92	130 à 200	20 à 320	140
P2O5	100 à 120	45 à 92	120 à 180,	70 à 120	80
K2O	100 à 160	46 à 50	100 à 160	50 à 320	100

Source: Fercial, (2010) [55].

- Les agrumes sont très exigeants en éléments fertilisants. L'apport d'azote est recommandé à une dose de 250 à 300 kg de N/ha. Les besoins des céréales en azotes sont modérés. Ils sont de 46 kg d'azote/ha pour l'orge, de 92 kg/ha pour le blé et de 45 kg/ha pour l'avoine.

- L'arboriculture a des besoins variant de 130 à 160 kg/ha pour le néflier à 200 kg/ha pour le pommier, le Poirier et le cognassier. Les plantes maraichères présentent des besoins très variables en azote allant de 10 à 20 kg/h (lentille, fève, petit pois...) jusqu'à des valeurs de 300 kg (melon- pastèque) et 320 kg/ha pour la tomate. La vigne de table, enfin a besoins de 140 kg/ha d'azote, 80 kg/ha de P2O5 et 100 kg/ha de K2O.

Nous avons trouvé que l'apport des boues en azote dépasse largement les besoins des cultures peu exigeantes et couvre pleinement ceux des plantes moyennement exigeantes. Source: Fercial, (2010) [55].

Les besoins en K2O, P2O5 et azote de la pomme de terre tournent respectivement autour de 320 kg/ha, 120 kg/ha et 150. Les besoins de fertilisants pour le poivron sont de 330 kg d'azote, 80 à 100 kg/ha de P2O5 et 330 kg/ha de K2O. Pour le chou les besoins fertilisation minérale de la plante sont de 130 kg de N/ha, 170 kg de P2O5/ha et 110 kg de K2O/ha.

En général, les besoins en doses d'engrais azotés du blé tendre en zone sub humide (pluviométrie supérieure à 450 mm/an) est de 92 kg de N/ha. Les besoins de l'avoine en fumure de fond à apporter au mois de septembre en zones favorables le Littoral et le Sublittoral est de 70 kg/ha de P2O5 et de 50 u/ha de K2O.

Pour l'azote, l'avoine est la céréale la moins exigeante. Il est de 46 kg/ha d'azote. Source: Fercial, (2010) [55].

Chapitre V. Caractéristiques hydrauliques, physico-chimiques et agronomiques des eaux épurées.

V.1 Caractéristiques hydrauliques

Tableau 35. Caractéristiques hydrauliques des stations d'épuration

	Eq/hab.	Volume (eau) m3/j.	m3 (eau)/an	% volumes par station
Tipaza	70 000	11 200	4 088 000	6,796
Beni Messous	250 000	50 400	18 396 000	30,58
Reghaia	263 000	80 000	29 200 000	48,54
Boumerdes	75 000	15 000	5 475 000	9,10
Kolea	58 000	8 200	2 993 000	4,98
Total	716 000	164 800	60 152 000	100

Les stations d'épuration produisent au total un volume de 60152 000 m3 d'eau épurée par an. Le volume d'eau épurée varie de 8 200 m3/j (station de Koléa) à 80 000 m3/j (Reghaia). Les stations d'épuration produisent au total un volume de 60 152 000 m3 d'eau épurée par an. La réutilisation de ces eaux se présente comme une première réponse à la situation de pénurie d'eau pour l'irrigation.

V.2. Les paramètres de la pollution organique

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) et La demande chimique en oxygène (DCO) :

Les valeurs moyennes de la DBO₅ enregistrées pour les effluents traités varient de 3 mg/l (Reghaia) à 9.5 mg/l pour la STEP de Boumerdes et 8 mg/l pour celle de Tipaza. Le taux d'abattement atteint 97% pour l'ensemble des stations et reflète ainsi la qualité du traitement. Ces valeurs ne dépassent pas les normes de rejet recommandées par l'OMS (30 mg/l). [143].

La moyenne des concentrations de la DCO, montre des abattements dépassant 90%. La DCO moyenne après traitement varie de 27 mg/l (Reghaia) à 35 (Tipaza) et passe à 32 mg/l pour Boumerdes. Ces valeurs sont inférieures à la norme (<40 mg O₂/l) fixée par l'OMS, (1989 [128]), ce paramètre ne présente donc pas de contre indication quant à l'utilisation de ces eaux en agriculture.

-Le Coefficient de biodégradabilité $k=DCO/DBO_5$

Les effluents bruts présentent des rapports moyens DCO/DBO₅ variant de 1,56 (Beni Messous) à 2,84 (Tipaza), en passant par des valeurs respectives de 2,12 et 2,57 pour Reghaia et Boumerdes. La valeur de ces ratios indique que la matière oxydable (MO) de ces eaux usées est facilement biodégradable.

a) La demande biochimique en oxygène DBO₅

A la sortie de la station de Reghaia les valeurs de la DBO₅ oscillent entre 3 mg/L et 16 mg/L avec une moyenne de 11 mg/L. Ces valeurs sont inférieures à 30 mg/L considérée comme valeur limite de rejet direct fixée par l'OMS (tableau) ce ci peut être expliqué par un rendement d'élimination important variant entre 90% et 98% avec une moyenne de 95% (Tableau 36)

La valeur moyenne de la DBO₅ pour l'eau épurée au sein de la STEP de Tipaza est de 8,4 mg/l. Ces valeurs ne dépassent pas les normes de rejet recommandées par l'OMS, (1989) (30 mg/l) [128].

L'OMS(1989) limite la DBO5 à moins 10 mg O2/l pour la réutilisation des eaux épurées en irrigation; la valeur moyenne de 3,64 mg O2/l pour les eaux à la sortie de la station de Béni Messous répond à cette recommandation.

b) La demande chimique en oxygène DCO.

Au niveau de la STEP de Tipaza on remarque une réduction significative de la DCO à des valeurs comprises entre 12,2 et 34,9 mg d'O2/l ce qui est conforme aux normes de rejets dont la valeur est fixée à 90mg/l. par l'OMS, (1989) [128].

La DCO moyenne des eaux après traitement au niveau de la STEP de Reghaia est de 26,89 mg O2/l, inférieur à la norme (<40 mg O2/l) fixée par l'OMS(1989) [128], ce paramètre ne présente donc pas de contre indication quant à l'utilisation de ces eaux en agriculture. La DCO moyenne des eaux après traitement, au niveau de la STEP de Beni Messous est de 22 à 12,84 mg O2/l, valeur inférieure à la norme (<40 mg O2/l) fixée par l'OMS, (1989) [128].Ce paramètre ne présente donc pas de contre indication quant à l'utilisation de ces eaux en agriculture.

V.3 Paramètres physico-chimiques et agronomiques des eaux épurées

Tableau 36. Caractéristiques physico-chimiques des eaux épurées (valeurs moyennes)

	B.Messous	Reghaia	Boumerdes	Tipaza	Kolea
T°C	12	21	17,1	18,19	14,5
PH	7,65	7,3	7,5	7,74	7,5
NH4 (mg/l)	2	14,41	3,62	1	2
NO3 (mg/l)	15	24,07	4,32	6,4	7
PO4 (mg/l)	12	12,11	1,7	6,4	6
P2O5 mg/l	16	16,21	2,27	8,57	8,03
K+ (mg/l)	13,6	29	21,5	18	9,6
K2O (mg/l)	16,38	34,94	25,9	21,68	11,56
Cl mg/l	178	166	140	96	147
Cl méq/l	5,02	4,68	3,95	2,71	4,14
CE(μ S/cm)	1265	1550	1277	1665	1001
MES (mg/l)	10,22	8,95	14,8	11,5	16,51
DCO mg/l	-	26,89	32,06	12,2 à 4,9	156
DBO5 mg/l	-	7,76	9,49	8,4	-
Na+ mg/l	107	312,5	15	190	176,4
Na2O mg/l	144	421	20	256	237,8
Mg++ mg/l	26,4	68,1	0,48	35,19	43,8
MgO mg/l	43,8	113	0,8	58,36	72,63
Ca++ mg/l	144,5	259,2	2,64	125,6	69,6
CaO mg/l	202	362	3,69	175,7	97,3
SAR	2,14	3,91	2,45	2,39	2,75
Classe Richards (1954)	C 3 S1	C 3 S1	C 3 S1	C 3 S1	C 3 S1

En ce qui concerne la qualité de ces eaux, il convient de remarquer en premier lieu que leur composition est, dans une certaine mesure, comparable. Les nutriments qui se trouvent dans l'eau épurée constituent un paramètre de qualité important pour la valorisation de ces eaux en agriculture (Hamoda, 2004) [68]. Les éléments les plus fréquents dans ces eaux sont l'azote, le phosphore, le potassium... Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais

en proportions très variables. Leur présence en quantités notables dans les effluents étudiés, leur confèrent une valeur fertilisante.

V.3.1 La température de l'eau

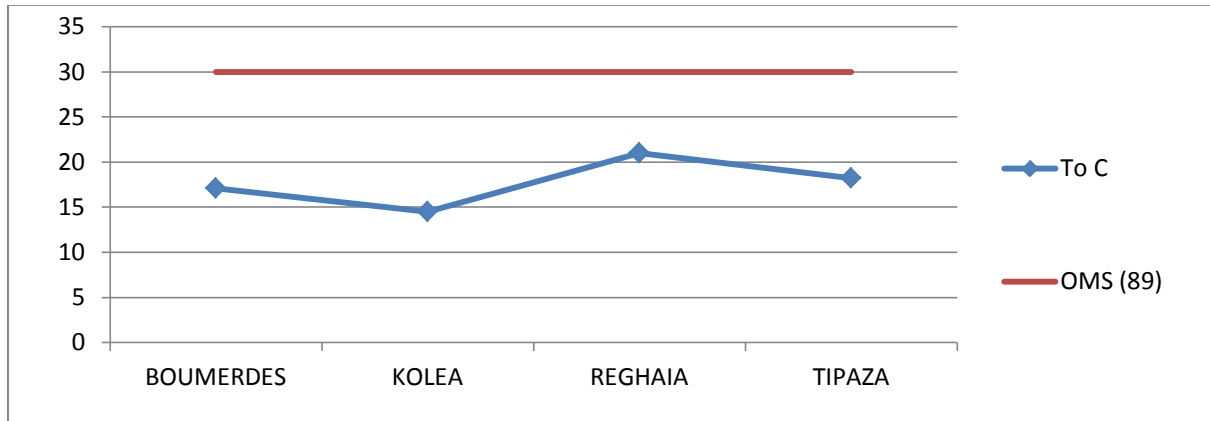


Figure 9. Représentation graphique de l'évolution de la température en sortie des stations.

Pour l'ensemble des STEP les températures moyennes enregistrées sont inférieures à 30 °C, considérée comme valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur (Jora DP, (1996) [82]. De même ces valeurs sont inférieures à 35°C, considérée comme valeur limite indicative pour les eaux destinées à l'irrigation (MEM, 2002) [112]. Ces valeurs ne dépassent pas les normes de rejets recommandées par l'OMS, (89) (30°C) [128] et permet la réutilisation agricole des eaux usées épurées.

V.3.2 La salinité

D'une manière générale, la concentration en sels de l'eau usée excède celle de l'eau du réseau d'alimentation en eau potable (Faby et Brissaud, 1997) [51].

Lorsque les eaux usées sont valorisées en irrigation, d'autres paramètres entrent en considération notamment le SAR (ratio du Sodium Absorbable) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols par rapport au calcium et au magnésium échangeables. Dans la présente étude, nous avons l'estimation des quelques paramètres de salinité en rapport avec l'usage agricole. L'analyse et l'interprétation des résultats obtenus, selon Richards L. A, (1954) [140], nous permettent de prévoir et évaluer les risques probables sur la nature des sols et de la végétation quant à l'utilisation de ces eaux usées.

V.3.3 Le SAR

Le SAR (coefficient d'absorption de sodium $SAR = Na^+ / [(Ca^{++} + Mg^{++})/2]^{1/2}$ ou capacité d'absorption du sodium) permet d'appréhender les risques de salinisation en sel NaCl induit par l'irrigation (concentrations en mmol/l).

Lorsque ces sols sont soumis à l'irrigation avec des eaux riches en Na^+ échangeable, ce dernier peut se substituer aux ions alcalino-terreux des argiles et défloculer ces dernières, entraînant une destruction du sol qui se traduit par une réduction de la perméabilité et de la porosité des couches superficielles du sol.

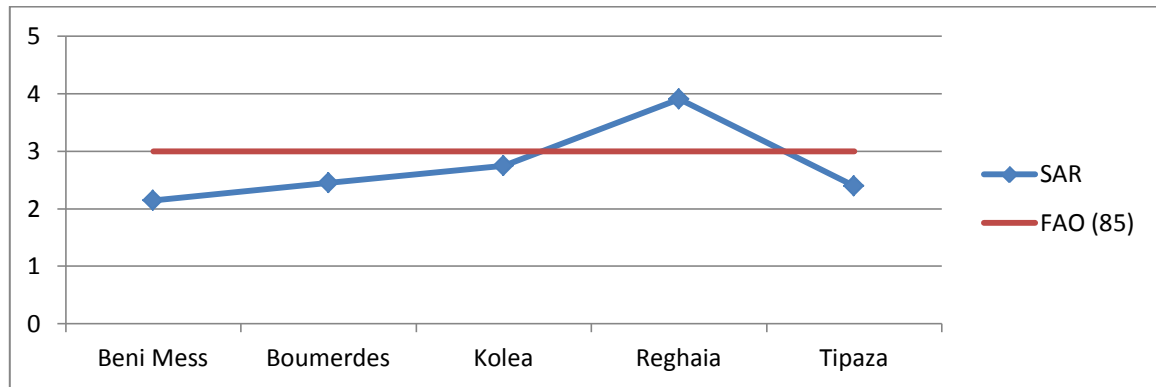


Figure 10. Comparaison des valeurs de SAR des stations

La valeur du SAR de 3,91 pour les eaux de Reghaia est à relier à la concentration de 312 mg/l en sodium trouvée dans l'eau traitée. Par contre ce ratio varie de 2,14 à 2,75 pour les autres stations, induisant des risques d'imperméabilisation limités, avec restriction légère à modérée (FAO, 85) [52], (Ayers et Westcot, (1994) [14]; (Maait, (1997) [102].

V.3.4 La conductivité électrique

Les valeurs observées de la conductivité électrique sont situées dans la plage des valeurs limites recommandées par Ayers et Westcot, (1994) [14] et la FAO, (2003) [53]. Ces valeurs limites sont de l'ordre de 0 - 3 mS/cm.

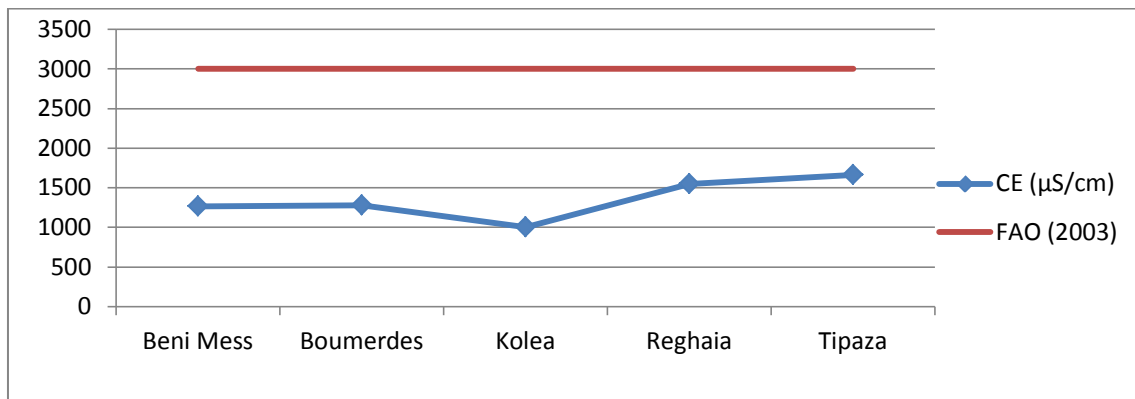


Figure 11. Représentation graphique de l'évolution de la CE en sortie des stations.

L'analyse et l'interprétation des résultats obtenus, selon Richards, (1954) [140], nous permettent de prévoir et évaluer les risques probables sur la nature des sols et de la végétation quant à l'utilisation de ces eaux épurées. En tenant compte de cette classification et après avoir reporté tous les points des différentes stations sur le diagramme de Richards(1954) [140], selon la conductivité électrique (CE à 25 °C) et la valeur de SAR, nous avons pu dégager la présence pour toutes les stations de la classe C3S1. (Richards, (1954) [140], qui désigne des eaux utilisables sans contrôle particulier pour l'irrigation de cultures

moyennement tolérantes aux sels, sur des sols bien drainés ou de bonne perméabilité. Toutefois la qualité d'une eau d'irrigation ne peut être établie qu'en fonction du sol qui la reçoit et la culture à pratiquer (Rodier, 2005) [144].

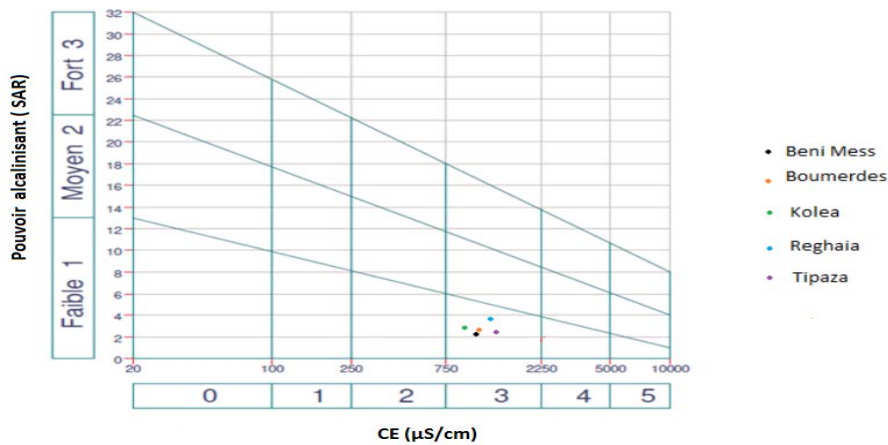


Figure 12. Diagramme de Richards (Riverside)

V.3.5 Les matières en suspension (MES)

Les teneurs en MES rencontrées pour toutes les stations varient de 8,95 à 16,51 mg/l. L'existence des matières en suspension dans les eaux épurées est en quantité largement inférieure à la norme de 30 mg/l, recommandée par le Jora DP, (1993) [81] et l'OMS, (1989) [128] pour les eaux de surface et n'entraînent aucun risque de colmatage de la porosité du sol aux conséquences néfastes sur la perméabilité (Ayers et Westcot, (1994) [14] ; (Faby, (2003) [50] ; (FAO, 2003) [53]; (Ratel et al 1986) [138]. Les valeurs moyennes en sortie des stations restent conformes à la norme de rejet fixée par l'OMS qui est de 20 mg/l, et sont largement inférieures à la norme algérienne qui est de 35 mg/l. Ces teneurs autorisent leur utilisation dans l'irrigation, la filtration n'est donc pas nécessaire.

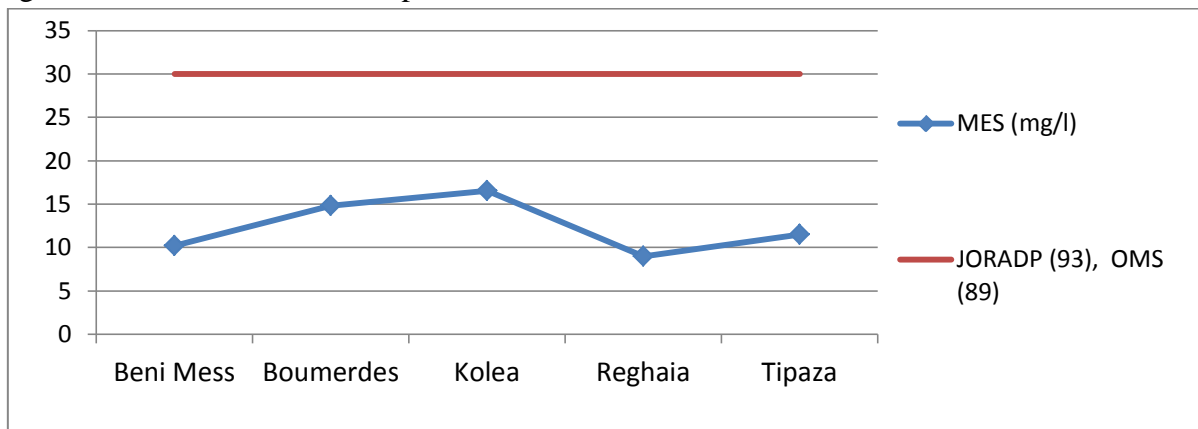


Figure 13. Teneurs en MES des eaux épurées comparées aux normes de JORA DP, (93) [81] et OMS, (89) [128].

V.3.6 Le pH

Le pH de ces effluents épurés ne présente pas de différence significative d'une station à l'autre. D'une façon générale, il est relativement stable au voisinage de la neutralité mais présente un caractère légèrement basique. Ceci s'explique, en partie, par le fait que les

industries procèdent à la neutralisation de leurs rejets avant leur déversement. La nature calcaire de l'eau de consommation et le pouvoir tampon des eaux usées y contribuent également à la neutralité du pH.

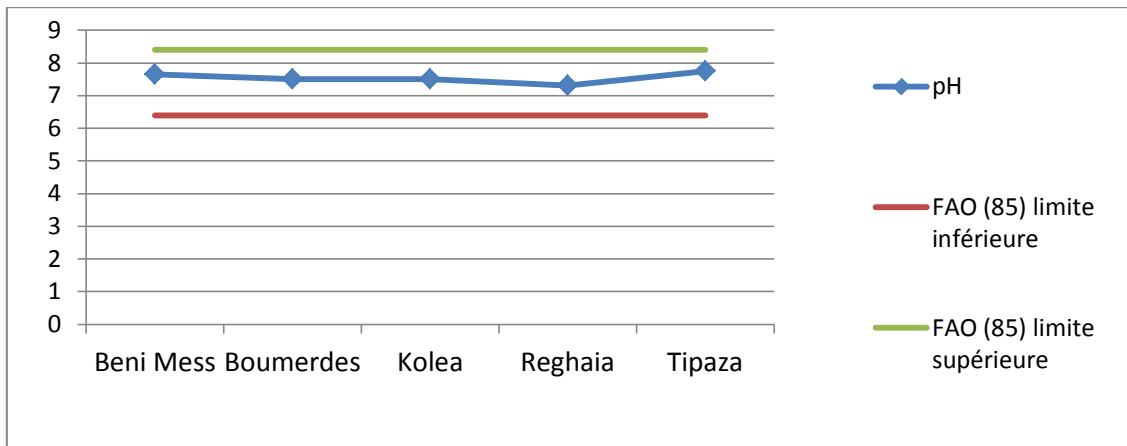


Figure 14. Représentation graphique de l'évolution du p H en sortie des stations.

Le pH varie de 7,3 à 7,74 et ne dépasse guère la valeur maximale admissible préconisée par OMS, (89) [128] et Ayers et Westcot, (88) [13].

V.3.7 Evaluation du problème de toxicité par les chlorures et sodium

La toxicité pose un problème différent de ceux de la salinité et de la perméabilité car elle se manifeste dans le végétal lui-même comme résultat de l'absorption de certaines substances contenues dans l'eau d'irrigation. Les concentrations en chlorures et en sodium sont dues au contenu relativement élevé en ces éléments dans les eaux domestiques.

V.3.8 Les risques de toxicité spécifique aux ions chlorures

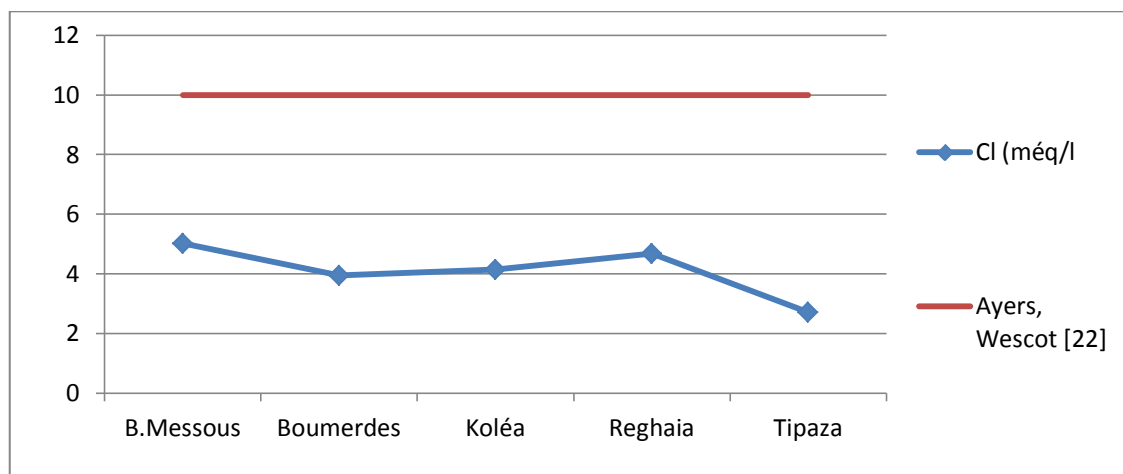


Figure 15. Concentrations des chlorures au niveau des stations.

Les chlorures existent dans la quasi-totalité des eaux à des concentrations très variables. La toxicité par les chlorures est absente pour toutes les stations où les teneurs n'atteignent guère 10 meq/l, représentant le seuil maximum admissible pour les plantes (Ayers et Westcot, 1988) [13]. En effet, l'anion Cl⁻, très mobile, la texture équilibrée du sol, combiné à un

lessivage par les eaux de pluies ou les eaux d'irrigation font que ce dernier ne se concentre pas dans le sol. Néanmoins, Les cultures très sensibles peuvent être affectées par des teneurs en chlore de la solution du sol à partir de 1meq/l. Les effets toxiques apparaissent beaucoup plus facilement quand les sels sont apportés directement sur les feuilles lors des irrigations par aspersion. (Faby J.A ; Brissaud F, 1997) [51].

Les chlorures existent dans la quasi-totalité des eaux à des concentrations très variables La toxicité par les chlorures est absente pour toutes les stations où les teneurs n'atteignent guère 10 meq/l, représentant le seuil maximum admissible pour les plantes (Ayers et Westcot, 1988) [13]. En effet, l'anion Cl⁻, très mobile, la texture équilibrée du sol, combiné à un lessivage par les eaux de pluies ou les eaux d'irrigation font que ce dernier ne se concentre pas dans le sol.

V.3.9 Les risques de toxicité spécifique aux ions sodium

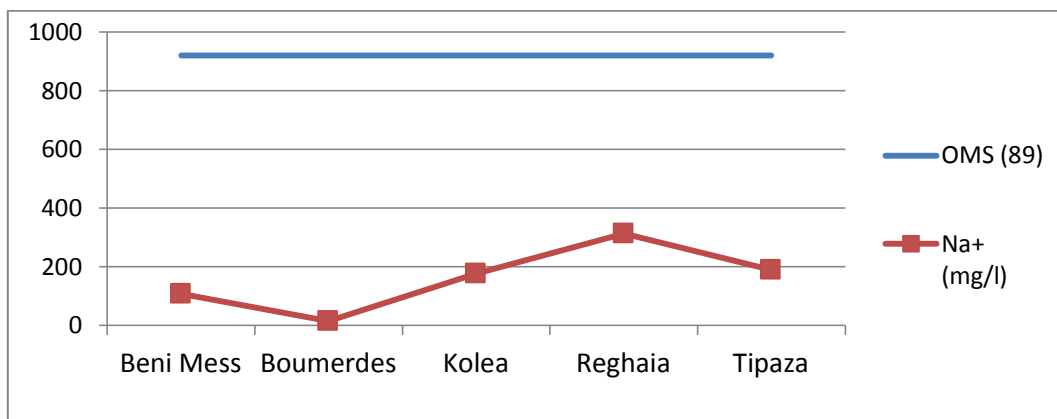


Figure 16. Concentrations de sodium comparées avec la norme OMS (89)

Le sodium est l'un des éléments les plus indésirables dans l'eau d'irrigation. Le problème principal avec une grande quantité de sodium est son effet sur la perméabilité du sol et sur l'infiltration de l'eau.

La valeur moyenne du sodium est de 312,5 mg/l pour la STEP de Reghaia. Pour les autres stations elle varie de 15mg/l (STEP de Boumerdes) à 190 mg/l (Tipaza). Dans tout les cas elle reste inférieure à la norme OMS, (89) (920 mg/l) [128], le sodium ne représente donc pas un obstacle pour l'utilisation de ces eaux dans irrigation.

Les teneurs en magnésium présentent une moyenne de 44mg/l, la teneur en ions Ca⁺⁺ variant de 70 à 259 mg/l, avec une moyenne de 120 mg/l est suffisamment élevée pour compenser ou atténuer l'effet nocif des ions Na⁺ ; il ne devrait donc pas y avoir de problème de toxicité par le sodium dû à l'utilisation des eaux. Toutefois, l'irrigation par aspersion peut poser des problèmes de toxicité particuliers qui tiennent à l'absorption du sodium par les feuilles.

V.3.10 Germes pathogènes

L'analyse bactériologique des eaux épurées a montré que les concentrations en coliformes fécaux et streptocoques fécaux sont très élevées, dépassant largement les directives de l'OMS concernant les eaux destinées à une irrigation non restrictive. Nous constatons une présence

de Clostridium Sulfato-Réducteur au niveau de la station de Tipaza et d'E Coli au niveau de Beni Messous mais qui sont totalement absents dans les autres stations au même titre que le vibron chlorique et les salmonelles (tableau 4). Il est prouvé depuis longtemps que les microorganismes pathogènes ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes. Ils vivent donc à la surface des plantes et sur le sol où le microclimat leur est favorable. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes (Asano, 1998) [12]. La contamination a lieu pendant la croissance des plantes ou à la récolte.

Tableau 37. Résultats d'analyses bactériologiques des eaux épurées des stations d'épuration

	Boumerdes	Beni Mess	Reghaia	Tipaza	Normes recommandées pour la réutilisation en irrigation (OMS)
Microorganismes (UFC/100ml)	(x 10 ⁴)	(x 10 ⁴)	(x 10 ⁴)	(x 10 ⁴)	-
Coliformes totaux	160	20	150	300	-
Coliformes fécaux	600	13	-	300	< 1000
E. Coli	-	6	-	-	< 1000
Streptocoques fécaux	200	17	100	300	< 1000
salmonelles	abs	abs	abs	abs	abs
Clostridium Sul-Réducteur	-	-	-	125	abs
Vibron Chlorique	abs	abs	abs	abs	abs

Compte tenu des résultats bactériologiques obtenus, la qualité sanitaire des eaux épurées de l'ensemble des STEP est loin d'être acceptable pour l'irrigation. Les procédés actuels de l'épuration ne permettent pas d'éliminer la pollution bactérienne, une étape de traitement tertiaire (désinfection) est indispensable afin de lever cette contrainte. La qualité bactériologique dépend de la qualité de la culture pratiquée; presque tout les cas d'épidémies cités dans la littérature concernent la consommation de végétaux crus.

V.3.11 Les risques de toxicité spécifiques aux métaux lourds

L'activité industrielle lourde est faible, la présence d'éléments traces métalliques n'est pas considérée comme un problème extrême ou sérieux. L'essentiel de ces métaux est retenu dans la boue d'épuration lors du traitement des eaux usées (Faby et Brissaud, 1997) [51]. Il reste cependant prudent, afin d'éviter tout risque, de suivre la qualité des eaux recyclées et de tenir compte de leur composition dans le choix des cultures irriguées usées (Faby et Brissaud, 1997) [51].

Tableau 38. Teneurs en ML dans les eaux épurées de la STEP de Boumerdes comparées aux valeurs limite (mg/l) (FAO ,2003) [53]

	Pb	Cd	Cr	Zn	Ni	Co	Cu	Fe	Mn	Al	Ag

Moyennes (mg/l)	0,10	0,01	0,05	0,01	0,06	0,05	0,04	0,06	0,04	0,05	0,1
FAO (2003) ***	5	0,01	0,1	2	0,2	0,05	0,2	5	0,2		
FAO (2003) **	10	0,05	1	10	2	5	5	20	10		

***utilisation à long terme

** utilisation à court terme

L'activité industrielle lourde est faible, la présence d'éléments traces métalliques n'est pas considérée comme un problème extrême ou sérieux. Les concentrations en métaux des eaux épurées étudiées sont faibles (Tableau3) et ne constituent donc pas un facteur limitant la réutilisation des eaux épurées en irrigation. L'essentiel de ces métaux est retenu dans la boue d'épuration lors du traitement des eaux usées (Faby et Brissaud, 1997) [51]. La seule voie de contamination préoccupante pour les éléments traces est la consommation des plantes cultivées, dans lesquelles ils s'accumulent. Leur teneur est faible par rapport aux normes citées par la FAO, (2003) [53]. Il reste cependant prudent, afin d'éviter tout risque, de suivre la qualité des eaux recyclées et de tenir compte de leur composition dans le choix des cultures irriguées usées (Faby et Brissaud, (1997) [51].

V. 4 Apport de substances nutritives

Les éléments les plus fréquents dans ces eaux sont l'azote, le phosphore, le potassium... Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables.

V. 4. 1 L'Azote (N)

L'azote est un élément majeur pour la fertilisation des végétaux, il est prélevé dans le sol sous forme soit nitrique (NO₃⁻) soit ammoniacal (NH₄⁺). Il a plusieurs rôles dans le développement de la plante. Il est le moteur de la croissance végétale et contribue au développement végétatif de toutes les parties aériennes de la plante, feuilles, tiges et formation des graines d'où sa contribution à l'amélioration du rendement. (Fercial) ,2010 [55]. La forme de l'azote ciblée par cette étude est la forme minérale, ammoniacale (NH₄⁺) et nitrique (NO₃⁻). Les valeurs des nitrates obtenues oscillent entre 4, 32 et 24, 07 mg/l. Celles des stations de Beni Messous et Reghaia dépassent ainsi la norme préconisée par Jora DP, (93) [81]. Elle peut, en effet, poser des problèmes de développement végétatif excessif, en retardant la maturité ou en réduisant la qualité des cultures irriguées.

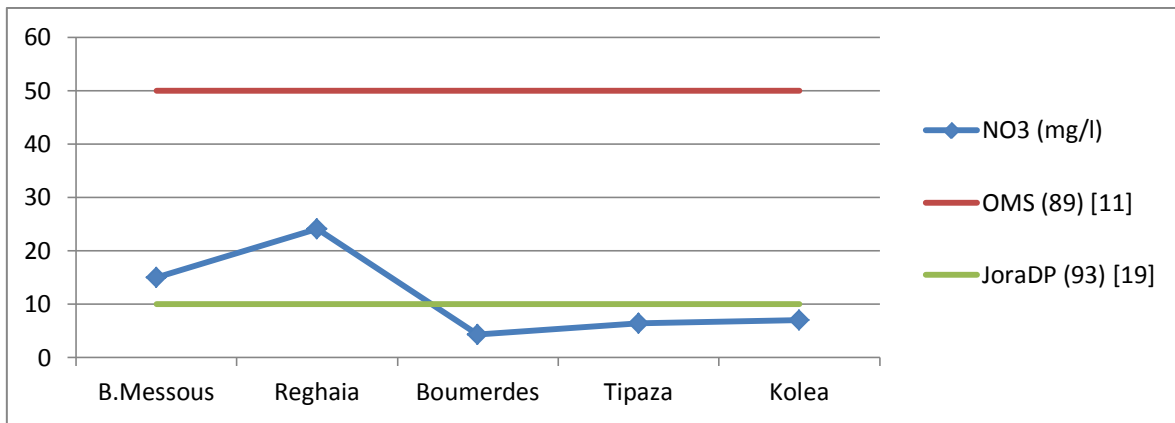


Figure 17. Comparation des valeurs des nitrates avec celles de JoraDP et de l'OMS

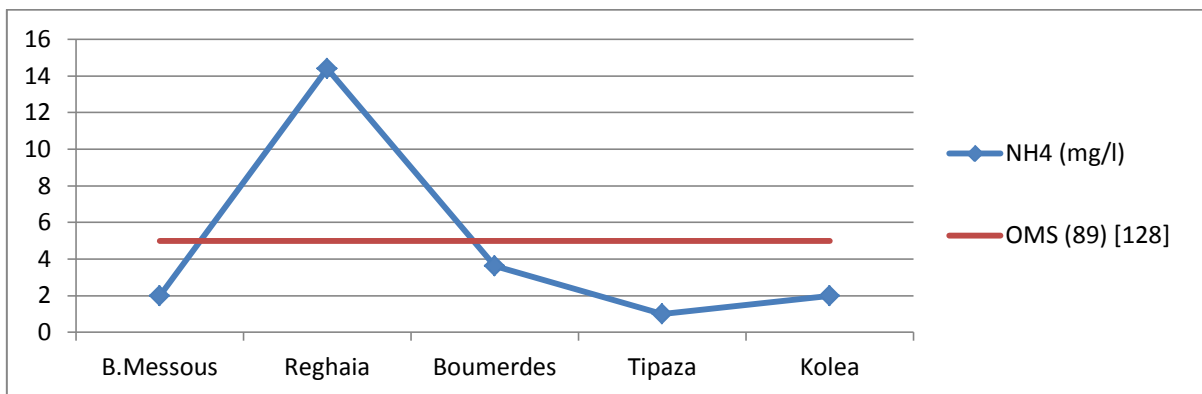


Figure 18. Comparaison des teneurs en ammonium avec les limites exigées par l'OMS

Les teneurs en ammonium restent dans les normes de l'OMS, (1989) [128] pour toutes les stations à l'exception de celle de Reghaia qui présente un dépassement.

V. 4.2 Le phosphore

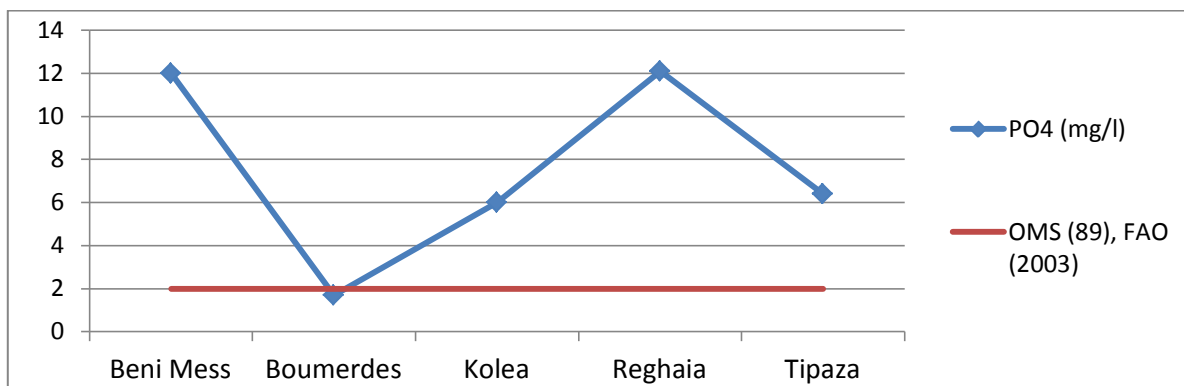


Figure 19. Comparaison des concentrations de phosphore avec celles de la FAO et de l'OMS.

Pour les deux tiers des stations étudiées les valeurs moyennes des PO4 dépassent le seuil des eaux destinées à l'irrigation qui est de 2 mg/l, tel que recommandé par l'OMS, (1989) [128] et par la FAO, (2003) [53]. Ceci montre que pour ces stations l'apport en phosphore

des eaux usées est supérieur aux besoins de la culture. Cependant, si on tient compte du phosphore total, cet apport sera majoré de 30 à 40%, ce qui augmente les risques de pollution des eaux de surface.

Les valeurs du phosphore à la sortie de la STEP de Beni Messous, Reghaia, Tipaza et Koléa dépassent les normes de rejets recommandées par l'OMS (2 mg/l), par contre elles sont inférieures à 10 mg/l en ortho phosphates, comme étant une valeur limite acceptable d'un rejet direct dans le milieu récepteur et ne posent pas de problème pour la réutilisation des eaux épurées en agriculture.

Le phosphore a pour rôle de renforcer la résistance des plantes et contribue à la croissance et au développement des racines, de la fructification et de la mise à graine. (Fercial, 2010) [55].

A l'exception de la station de Boumerdes avec une moyenne de 1,7 mg/l de PO₄, les valeurs moyennes des PO₄ pour les autres stations varient de 6 à 12,11 mg/l et dépassent ainsi le seuil des eaux destinées à l'irrigation qui est de 2 mg/l, tel que recommandé par l'OMS, (1989) [128] » et par Jora DP, (93) [81].

V. 4.3 Le potassium

Le potassium est un élément qui contribue à favoriser la floraison et le développement des fruits. Il a également une action de renforcement de la résistance aux maladies et au froid, la limitation de l'évapotranspiration, la rigidité de la tige, et la constitution de la réserve nutritive (bulbes) (Fercial, 2010) [55].

Le potassium contenu dans l'eau usée n'occasionne pas d'effet nuisible sur les plantes ou l'environnement. C'est un macronutriment essentiel qui affecte favorablement la fertilité du sol, le rendement des cultures et leur qualité (FAO, (2003) [53].

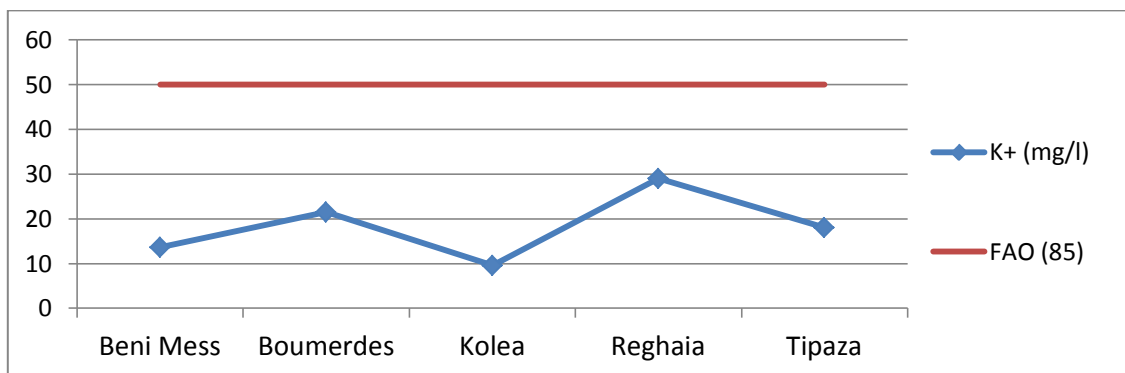


Figure 20. Valeurs du potassium comparées à la limite imposée par la FAO 85

Les concentrations en potassium dans les eaux épurées varient de 9,6 à 29 mg/l d'une station à l'autre et permettent de répondre partiellement aux besoins des plantes (Faby, Y, J.A, (2003) [50]; (Faby et Brissaud, (1997) [51]. Ces valeurs sont considérées normales et sans aucun effet nocif ou inhibiteur quant à l'utilisation de ces eaux en irrigation et doivent être prises en compte pour l'établissement d'un programme de fertilisation des cultures. (Soing, P, 1999) [153].

V. 4.4 Le calcium

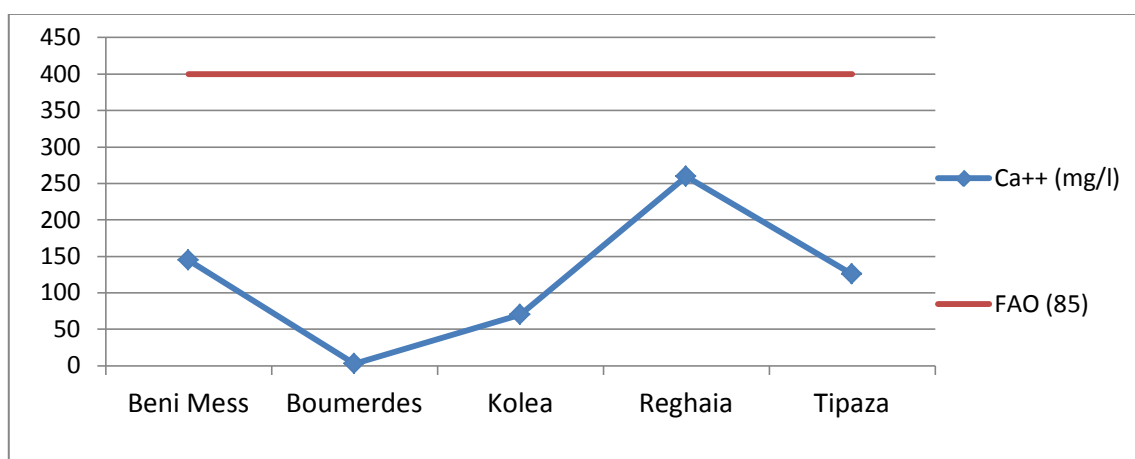


Figure 21. Valeurs du calcium comparées à la limite imposée par la FAO 85

Le calcium a un rôle extrêmement important dans la constitution des tissus végétaux (Fercial, 2010) [55].

En comparant les valeurs de la teneur en calcium des eaux épurées qui varient de 69.6 (station de Koléa) à 259,2 mg/l (station de Reghaia) avec la norme limite attribuée par la FAO, (1985) [52] pour les eaux épurées destinées à l'irrigation (400mg/l), on retient que les concentrations du calcium des eaux épurées des 5 stations étudiées sont conformes et ne présentent donc aucune restriction quant à l'utilisation des ces eaux épurées dans l'irrigation.

V. 4.5 Le magnésium

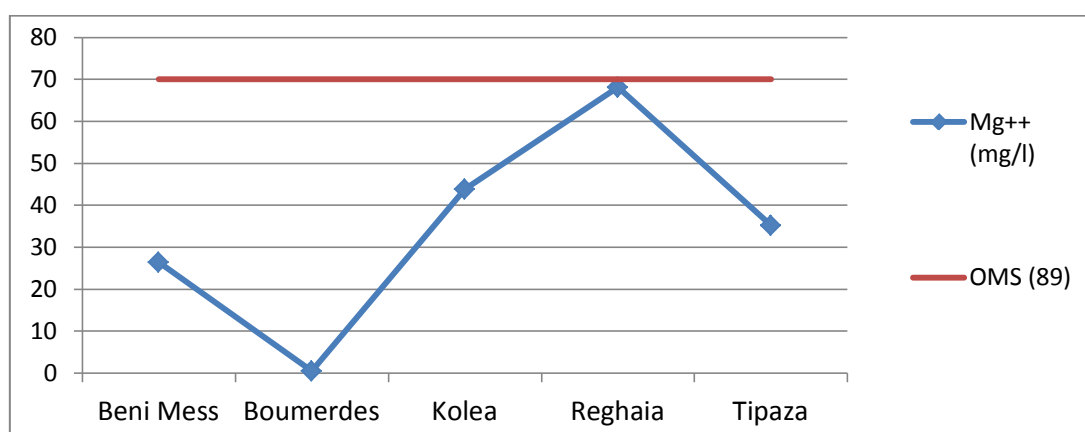


Figure 22. Valeurs du magnésium comparées à la limite imposée par la FAO 85

Élément de base de la chlorophylle. Il permet à la plante d'effectuer les transformations chimiques des éléments nutritifs et l'assimilation et la migration du phosphore dans la plante. (Fercial, 2010) [55]. Les concentrations en magnésium varient de 26 mg/l (station de Beni Messous) à 68.10 mg/l (station de Reghaia). En comparant ces valeurs qui sont toujours inférieures à la norme donnée par l'OMS, (1989) [128] (70 mg/l) pour les eaux destinées à l'irrigation, on conclut que ces teneurs en magnésium dans l'eau épurée ne présentent aucun danger pour la réutilisation des eaux épurées en irrigation.

Les teneurs en ions Ca^{++} et Mg^{++} sont comparables à celles citées par Faby et Brissaud, (1997) [51] et sont suffisamment élevées pour compenser ou atténuer l'effet nocif des ions Na^+ .

V.4.6 Valeur nutritive des eaux épurées

Nous pouvons estimer la valeur nutritive des eaux épurées des 5 stations étudiées. Le tableau (39) présente les quantités de fertilisants apportés par une lame d'eau épurée de 100 mm à l'hectare, soit un volume d'eau usée traitée et réutilisée de 1000 m³.

Tableau 39. Quantités de fertilisants (en kg) apportés par une lame d'eau épurée de 100 mm correspondant à (1000 m³/ha)

Stations d'épuration	Azote(NO3)	Azote (NH4)	P2O5	K2O
B.Messous	15	2	16	16,38
Boumerdes	4,32	3,62	2,27	25,9
Koléa	7	2	8,03	11,56
Reghaia	24,07	14,41	16,21	34,94
Tipaza	6,4	1,0	8,57	21,68
Faby et Brissaud (1997)	16-62 kg	-	2-24 kg	2-69 kg

Tableau 40. Quantités potentielles de fertilisants (en kg) apportées à raison de 5000 m³/ha/an

Stations d'épuration	Azote(NO3)	Azote (NH4)	NO3+NH4	P2O5	K2O
B.Messous	75	10	85	80	81,9
Boumerdes	21,6	18,1	37,7	11,36	129,5
Koléa	35	10	45	40,15	57,8
Reghaia	120,3	72	192,3	81	175
Tipaza	32,2	5	37	42,85	108,4
moyenne	56,82	23	79,4	51	110,52
	284,1	115,1	397	255,36	552,6

Tableau 41. Quantités potentielles de fertilisants (en kg) apportées à raison de 3500 m³/ha/an

Stations d'épuration	Azote(NO3)	Azote (NH4)	NO3+NH4	P2O5	K2O
B.Messous	52,5	7	59,5	56	57,33
Boumerdes	15,05	12,67	27,72	7,95	90,65
Koléa	24,5	7	31,5	28,35	40,46
Reghaia	84,21	50,4	134,61	56,7	122,5
Tipaza	22,54	3,5	36,04	30	75,9
moyenne	39,76	16,11	57,87	35,8	77,37
Total	198,8	80,57	289,37	179	386,84

Les éléments les plus fréquents dans ces eaux sont l'azote, le phosphore, le potassium. Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables.

Les besoins théoriques en eau des agrumes et des arbres fruitiers cultivés dans la Mitidja varient de 4 500 à 5 500 m³/ha/an selon que l'année est humide ou sèche. Les besoins théoriques en eau des cultures maraichères se situent entre 3 500 m³/ha/an (année humide) et 4 500 m³/ha/an (année sèche) (Ammar. B. A et al, 2006) [8].

Tableau 42. Surface Agricole Utile (SAU)

	SAU (ha)
Alger	35 726
Tipaza	64 772
Boumerdès	66 230
Total	166728

Source: MRE [124]

Tableau 43. Surfaces de PMH (petite et moyenne hydraulique) irriguées par puits+ forages

Wilaya	Surfaces de PMH irriguées par puits (ha)	Surfaces de PMH irriguées par forages (ha) (2008)	Surfaces de PMH irriguées par puits+ forages (ha)	Surfaces (agrumes et arboriculture) 55 %	Surfaces (cultures maraichères et autres) 45%
Alger	4 055	9 983	14 038	7 720	6 317
Tipaza	4 246	8 056	12 302	6 766	5 536
Boumerdes	2 796	2 526	5 322	2 927	2 395
total			31 662(ha)	17 413 (ha)	14 248 (ha)

Source : Pallix.G, (1993). [131]

La surface totale irriguée par les puits et forages est de 31662(ha), représentant 19 % de la SAU (166728 ha).

Tableau 44. Volumes d'eau nécessaires à chaque type de culture

	(agrumes et arboriculture)	(cultures maraichères et autres)	total
Surface irriguée par puits et forages (ha)	17413 (ha)	14248 (ha)	31661(ha)
Besoins en eau d'irrigation (m3/an)	87 065 000	49 868 000	136 933 000
Volume des eaux épurées destiné à chaque type de culture (m3/an)	38 222 000	21 893 000	60 152 000

La surface totale irriguée par les puits et forages est de 31661(ha).

L'ensemble des besoins annuels en eau d'irrigation au niveau de la zone étudiée s'élève à : 87 065 000 +49 868 000 =136 933 000 m3.

Le volume annuel d'eau épurée produit par les 5 stations est de 60 152 000 m3/an, représentant 44 % des besoins des cultures irriguées par puits et forages.

Les cultures (céréales, maraichage, vigne) occupent **14249 ha**, représentant 44% des la superficie totale irriguée par les puits et forages et les besoins théoriques moyens en eau pour une dotation de 3500 m3/ha/an, en considérant une année humide sont de **49 868 000 m3**, représentant 36% des besoins totaux.

Les agrumes et les arbres fruitiers occupent une superficie totale de 17 413 (ha), représentant 55% des terres irrigués (PMH) et les besoins théoriques moyens en eau pour une dotation de 5000 m3/ha/an sont de **87 065 000 m3/an**, représentant 64% des besoins totaux.

Tableau 45. Quantités potentielles de fertilisants apportés annuellement par chaque station, calculées sur la base de 5000 m3/ha/an, des besoins des agrumes et de l'arboriculture

	B.Messous	Boumerdes	Koléa	Reghaia	Tipaza	Total
Volume eau épurée m3/an	18396000	5475000	2993000	29200000	4088000	60 152 000
Volume eau épurée m3/an Arboriculture + agrumes	11688 818	3478 815	1901 752	18553 680	2597 515	38220 580
Surface (ha)	2337,7	695,7	380,3	3710,7	519,5	7644
Azote(NO3) (kg)	-	15022	13322	446570	16624	491538
Azote(NO3) (kg)/ha	-	21,6	35	120	32	52,1
Azote (NH4), (kg)	-	12593	3806,3	267358	2594	286351
NO3 + NH4 (kg)	-	26220	17128	713388	19199	775935
(NH4+ NO3) (kg/ha)	-	37,7	45	192	37	78
P2O5 (kg)	187000	7900	15265	300744	22256	533165
P2O5 (kg/ha)	80	11,35	40,1	80,1	42,8	51
K2O (kg)	191449	90080	22000	649209	56248	1008986
K2O (kg/ha)	81,9	128,9	57,8	175	108,3	110

Le volume d'eau épurée de 38 220 580 m3/an destiné aux agrumes et arboriculture, autorise, à raison de 5000 m3/an l'irrigation de **7644 ha**.

Tableau 46. Quantités potentielles de fertilisants apportés annuellement par chaque station, calculées sur la base de 3500 m3/ha/an pour le besoins du (maraichage et autres).

	B.Messous	Boumerdes	Koléa	Reghaia	Tipaza	Total
Volume eau épurée m3/an	18396000	5475000	2993000	29200000	4088000	60 152 000
Volume eau épurée m3/an maraichage et autres	6694 304	1992 352	1089 152	10625880	1487 623	21890000
Surface (ha)	1912	569	311	3036	425	6254
Azote(NO3) (kg)	-	8605	7624	255767	9517	281513
Azote(NO3) (kg)/ha	-	8	24,5	84,2	22,4	358
Azote (NH4), (kg)	-	7211	2178	153117	1487	163993
NO3 + NH4 (kg)	-	11732	9802	408884	11004	441442
(NH4 + NO3) (kg/ha)	-	20,62	31,5	134,7	25,9	63,5
P2O5 (kg)	107104	3386	8745	172231	12744	304210
P2O5 (kg/ha)	56	5,95	28,1	73,3	30	39
K2O (kg)	109647	51593	12590	371237	32238	577305
K2O (kg/ha)	57,3	90,67	40,45	122,3	75,8	77

Le volume d'eau épurée de 21 890 000 m3/an destiné aux cultures maraichères, autorise, à raison de 3500 m3/an l'irrigation de **6254 ha**.

Tableau 47. Quantités potentielles annuelles de fertilisants (en kg) destinées pour chaque type de culture.

	Besoins en eau m3/an	NO3+NH4	P2O5	K2O
Agrumes + Arboriculture	87 065 000 (64%)	775 935	533 165	1 008 986
Maraichage + autres	49 868 000 (36%)	441 442	304 210	577 310
Total irrigation	136 933 000 m3	1 217 377	837 375	1 586 296

V. 4.6.1 Quantités d'azote potentielles présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures

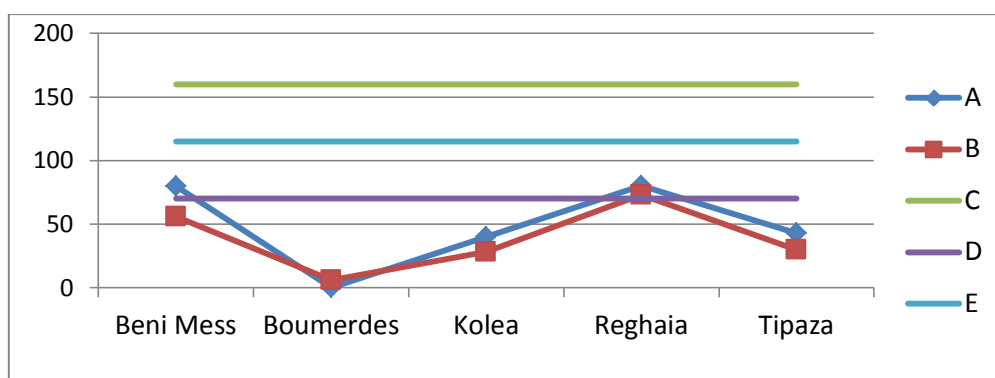


Figure 23. Quantités d'azote potentiellement présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures.

- A: Azote ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$), kg/ha, apporté par les eaux épurées pour les besoins des agrumes et de l'arboriculture. (Moyenne des stations : 51.17 kg/ha sans prendre en compte la station de Reghaia qui présente un dysfonctionnement flagrant au niveau de la dénitrification).
- B: Azote ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$), kg/ha, apporté par les eaux épurées pour les besoins des cultures maraichères. Moyenne des stations: 38.67 kg/ha (sans la station de Reghaia)
- C: Besoins en kg/ha des agrumes et de l'arboriculture en azote (Fercial, 2010) [55].
- D: Besoins en kg/ha des céréales en azote (Fercial) ,2010) [55].
- E: Besoins en kg/ha en azote des cultures maraichères (Fercial) ,2010 [55].

Dans un sol agricole, l'assimilation de l'azote par les plantes peut atteindre 300 kg/ha/an, selon le type de culture et la région (Tamrabet. L, 2011) [157], (Fercial, 2010) [55].

Ces eaux épurées fertilisent le sol par des apports moyens annuels d'environ **78 kg/ha/an** d'azote minéral pour les besoins des agrumes et de l'arboriculture, et **63,5 kg/ha/an** pour les besoins des cultures maraichères et autres ,représentant respectivement, en moyenne 26% et 19% par rapport aux besoins des cultures exigeantes. L'apport potentiel d'azote ne représente que **26%** des besoins des agrumes. L'apport couvre **90%** les besoins en azote des céréales mais ne représente que **21%des** besoins de certaines cultures maraichères comme la pastèque. Il dépasse largement les besoins de certaines légumineuses comme les lentilles ou le pois chiche.

V. 4.6.2 Quantités de P2O5 potentielles présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures

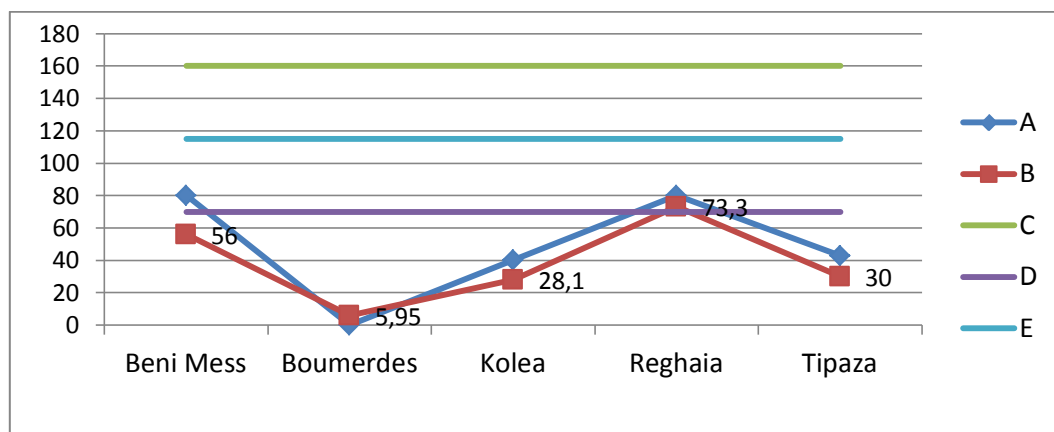


Figure 24. Quantités de P2O5 potentiellement présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures.

A: P2O5 en kg/ha apporté par les eaux épurées pour les besoins des agrumes et de l'arboriculture.

B: P2O5 en kg/ha apporté par les eaux épurées pour les besoins des cultures maraichères

C: Besoins en kg/ha de l'arboriculture et des agrumes en P2O5 (Fercial, 2010) [55].

D: Besoins en kg/ha des céréales en P2O5 (Fercial, 2010) [55].

E: Besoins en kg/ha des cultures maraichères en P2O5 (Fercial, 2010) [55].

L'apport en P2O5 pour les besoins de l'arboriculture est de **51 kg/ha** et celui pour les cultures maraichères est de **37 kg/ha**, représentant respectivement une moyenne de **31%** par

rapport aux besoins de l'arboriculture, **32%** par rapport aux besoins des cultures maraichères et enfin **53%** des besoins des céréales.

V. 4.6.3 Quantités de K₂O potentiellement présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures

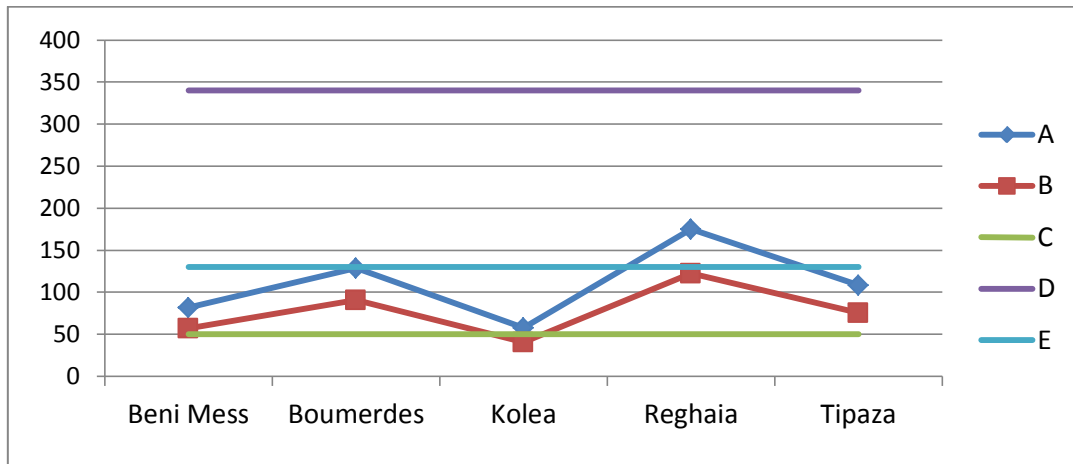


Figure 25. Quantités de K₂O potentiellement présentes dans les eaux épurées comparées aux besoins des cultures.

A: K₂O apporté, en kg/ha, par les eaux usées pour les besoins de l'arboriculture et des agrumes. (moyennes des stations . **(110kg/ha)**)

B: K₂O apporté, en kg/ha, par les eaux épurées pour les besoins des cultures maraichères. (Moyenne des stations: **77 kg/ha**)

C: Besoins en kg/ha des céréales en K₂O (Fercial, 2010) [55].

D: Besoins en kg/ha de la pomme de terre en K₂O (Fercial, 2010) [55].

E: Besoins en kg/ha des agrumes et de l'arboriculture en K₂O (Fercial, 2010) [55].

Soing, P (1999) [153] et Fercial, 2010 [55] avancent que les besoins en K₂O pour les espèces fruitières variant de 55 à 150 kg/ha. L'apport moyen de K₂O pour l'arboriculture est de **110 kg/ha** et celui pour les cultures maraichères est **de 77 kg/ha**, représentant respectivement en moyenne **84 %** des besoins pour l'arboriculture, **23%** des besoins des cultures maraichères exigeantes telle que la pomme de terre, couvrant totalement et dépassant même de **150%** les besoins des cultures non exigeantes comme les céréales. (Soing, P, 1999) [153] ; (Fercial, 2010) [55] ; (Faby, J.A ,2003) [50].

Conclusion : Les quantités de fertilisants apportées par les eaux épurées doivent être soustraites de la quantité totale, qui doit être fournie par l'apport d'engrais.

Chapitre VI. Etude des boues d'épuration

VI.1 Apports des boues en matière organique

L'apport de MO permet d'augmenter la perméabilité, le bilan hydrique et joue un rôle prépondérant dans l'assemblage des agrégats du sol (Morel, 1977) [119]; (Dexter, A. R, 1997) [42]. Il permet en outre de conserver une minéralisation importante en sol amendé (Pekrun et al, 2003) [133], avec un enrichissement en éléments minéraux des premiers centimètres de sol; (Edwards et al, 1992) [45]. Les sols tendent à avoir un pH neutre et s'enrichissent en phosphore et en matière organique (Gomez et al, 1984) [62]. La teneur en matière organique est variable, elle est liée à la nature de l'effluent.

Les boues des stations d'épuration de Reghaia présentent des concentrations faibles en matière organique, respectivement 34 et 28% de la matière sèche, traduisant une influence minérale des rejets industriels n'ayant pas subi de traitement en sortie d'usines. Ces teneurs sont comparables à celle avancées par (Gomez et al, 1984) [62] qui varient entre 30% à 35%. Les teneurs élevées en matière organique des stations de Beni Messous, Boumerdes et Koléa varient de 40,8 à 53,5% de la matière sèche et sont à relier à une pollution domestique et agro alimentaire dominante. La quantité de matière organique apportée par les boues dépasse largement celles apportées par le compost urbain, à l'exception des boues de Réghaia.

Les boues d'épuration montrent des pourcentages de siccité très variables d'une station à l'autre, selon la technologie de déshydratation utilisée.

Tableau 48. Caractéristiques des boues d'épuration, du fumier de bovins et du compost urbain

	Beni- Mess	Boumerdes	Reghaia	Koléa	Tipaza	Fumier [14]	Compost [15]
OM %	51	53,5	34	52	40,8	-	33
C %	22,6	31,10	21,6	32,3	16,2	-	15
N %	2,62	3,07	1,45	2,43	1,6	1,5	1,15
P ₂ O ₅ %	5,62	2,60	2,2	6	0,22	0,8	1,05
K ₂ O %	0,048	0,07	0,05	0,043	0,074	1,35	1,1
C/N	8,65	10,13	14,89	12,8	10,12	16,45	13,15
Siccité %	51	17,46	35	-	48	-	-
pH	6,59	7,25	7,37	7,36	7,74	-	-
CaO %	3,68	5,07	-	6,2	1,85	1,1	5,75
MgO %	-	1,66	1,2	0,56	0,95	6,1	0,745

La quantité de matière organique apportée par les boues dépasse largement celles apportées par le compost urbain, à l'exception des boues de Réghaia qui restent comparables à ce dernier et constitue donc un plus pour la vie du sol.

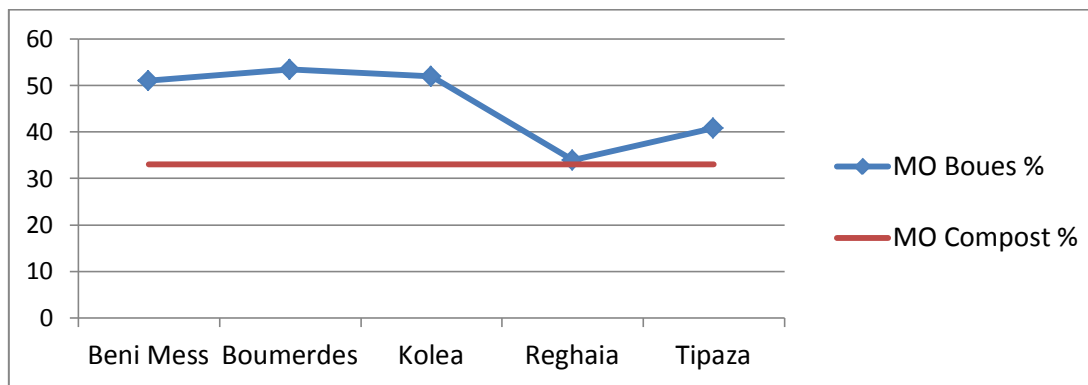


Figure 26. Comparaison des MO apportées par les boues à celles du compost

La siccité renferme les éléments nutritifs des boues, valorisables en agriculture. La teneur des boues en éléments nutritifs est donc fonction de leur teneur en matière sèche. Les boues d'épuration montrent des pourcentages de siccité très variables d'une station à l'autre, selon la technologie de déshydratation utilisée. Ces dernières se révèlent en général solides avec une plus grande consistance et donc pelletables.

En effet, les sols traités avec des boues gardent l'humidité plus longtemps et la végétation installée sur de tels sols un système racinaire plus développé comparativement aux sols non traités (Tester et al, 1982) [163].

La siccité renferme les éléments nutritifs des boues, valorisables en agriculture. La teneur des boues en éléments nutritifs est donc fonction de leur teneur en matière sèche. Les boues d'épuration montrent des pourcentages de siccité très variables d'une station à l'autre, selon la technologie de déshydratation utilisée. Ces dernières se révèlent en général solides avec une plus grande consistance et donc pelletables.

En effet, les sols traités avec des boues gardent l'humidité plus longtemps et la végétation installée sur de tels sols un système racinaire plus développé comparativement aux sols non traités (Tester et al, 1982) [163].

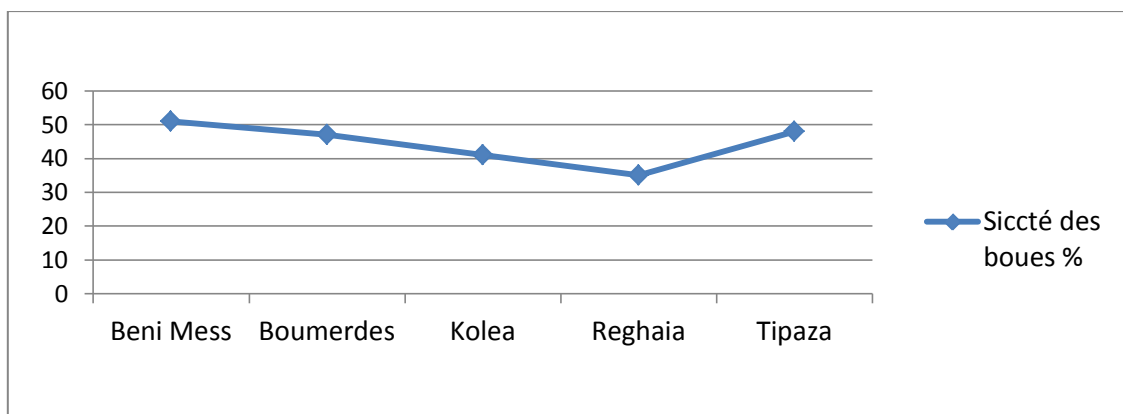


Figure 27. Représentation graphique de la siccité des différentes boues d'épuration

- Le rapport C/N

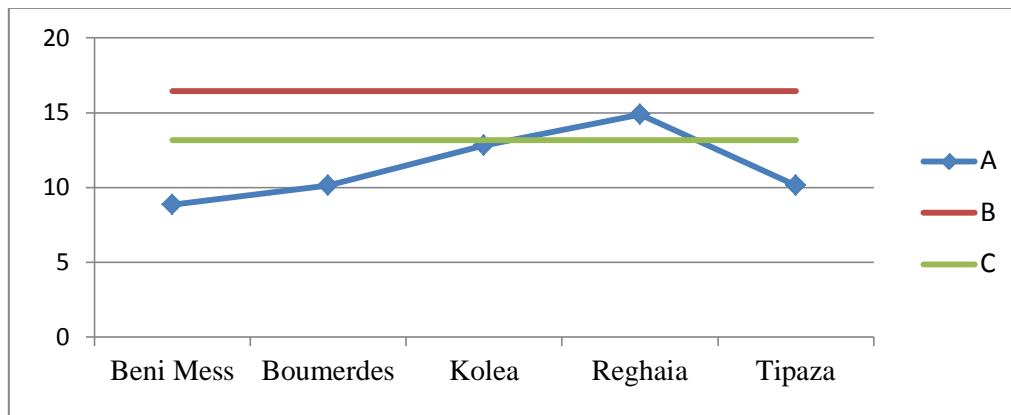


Figure 28. Représentation graphique du rapport C/N des boues, du compost et du fumier de bovins

A : C/N des boues d'épuration

B : C/N du fumier (Hainnaux G. et al, 1980) [66]

C : C/N du compost (Matejka. et al, 2001). [108]

Le rapport C/N est parmi les indicateurs le plus utilisé pour caractériser la matière organique. Le rapport C/N constitue un indice de la fraction d'azote organique facilement minéralisable des boues d'épuration et des fumiers de ferme (Hébert, 2005) [71].

D'après le classement proposé par Chaussod et al, 1981) [33], les boues des stations d'épuration de Beni Messous, Boumerdes, et Tipaza dont le rapport C/N varie de 6 à 12 libèrent assez rapidement, peu de temps après leur épandage, 30 à 40% d'azote, rendant ainsi les nutriments rapidement disponibles. Afin d'éviter le lessivage du aux faibles valeurs de ce ratio, la boue doit être épandue pendant la période de croissance des plantes.

Par contre les stations de Reghaia et de Koléa, avec un rapport C/N supérieur à 12, donnent des boues susceptibles de provoquer un blocage temporaire d'azote en raison d'une stabilisation insuffisante, laissant un excès de carbone facilement fermentescible.

Les boues de la station de Reghaia, carencées en azote (1,45 N %MS), avec un rapport C/N de 14,89 juste à la limite proposée par (Grimaud, 1996) [64], évoluent peu et risquent de prolonger l'immobilisation de l'azote du sol.

Bien que ce rapport évolue dans le temps, il n'est pas possible de prévoir la quantité de carbone stable d'un produit organique. (Machinet, G. E, 2009) [103].

Plus les résidus organiques sont riches en lignine, plus leur biodégradation est difficile suite à la récalcitrance de ces polymères végétaux. (Bahri H. et al, 2006)[15].

Les résultats observés par LE Guillou, C, (2011) [100] confirment également la relation négative bien connue entre les résidus organiques décomposés et la teneur en lignine. Cela explique le rapport C/N plus élevé pour le fumier et le compost, riches en lignine, par rapport à celui des boues.

De cette étude il ressort que lors de l'épuration à faible charge massique le rapport C/N dans les boues est toujours inférieur à 20 et les risques de blocage de l'azote minéral du sol ne sont donc pas à craindre. D'après le classement proposé par Chaussod et al, (1981) [33], les boues des stations d'épuration libèrent assez rapidement, peu de temps après leur épandage, 30 à 40% d'azote, rendant ainsi les nutriments rapidement disponibles. Afin d'éviter le lessivage du aux faibles valeurs de ce ratio, la boue doit être épandue pendant la période de croissance des plantes.

Tableau 49. Influence du type de traitement sur la valeur du rapport C/N.

	C/N	Charge massique	Traitement des boues
Beni. Mess	8,65	Très faible charge massique ($C_m = 0.075 \text{ kg DBO}_5/\text{kgMVS}/\text{jour}$)	Épaississement, Stabilisation aérobie, deshydratation mécanique
Boumerdes	10,13	Très faible charge massique ($C_m = 0.076 \text{ kg DBO}_5/\text{kgMVS}/\text{jour}$)	Épaississement statique, deshydratation mécanique, mise en décharge
Reghaia	14,89	moyenne charge, soit $C_m = 0,25 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MVS}/\text{jour}$	Épaississement, Stabilisation chimique (lait de chaux) puis deshydratation par centrifugation:
Koléa	12,8	Faible charge massique ($C_m = 0.098 \text{ kg DBO}_5/\text{kgMVS}/\text{jour}$)	Épaississement+deshydratation+ sechage+ decharge
Tipaza	10,12	Boues actives à faible charge massique ($C_m = 0.081 \text{ kg DBO}_5/\text{kgMVS}/\text{jour}$)	Épaississement,, deshydratation mécanique, mise en décharge

La valeur du rapport C/N est différente d'une station à l'autre à cause de la charge massique et du type de stabilisation des boues. En effet pour les très faibles charges massiques le temps de séjour augmente et la plus grande consommation d'oxygène induit une plus forte minéralisation avec un rapport C/N plus bas. Par contre pour une charge massique moyenne de $0,25 \text{ kg DBO}_5/\text{kg MVS}/\text{jour}$ au niveau de la station de Reghaia et une stabilisation chimique des boues au lait de chaux, le rapport C/N des boues demeure assez élevé. D'après le classement proposé par Chaussod et al, (1981) [33], les boues des station d'épuration de Beni Messous, Boumerdes et Tipaza dont le rapport C/N varie de 6 à 12 libèrent assez rapidement, peu de temps après leur épandage, 30 à 40% d'azote, rendant ainsi les nutriments rapidement disponibles. Afin d'éviter le lessivage du aux faibles valeurs de ce ratio, la boue doit être épandue pendant la période de croissance des plantes. Les boues de la station de Reghaia, carencées en azote ($1,45 \text{ N \%MS}$), avec un rapport C/N de 14, 89 juste à la limite proposée par Grimaud, (1996) [64], évoluent peu et risquent de prolonger l'immobilisation de l'N du sol.

VI. 2 Richesse des boues d'épuration en fertilisants

VI. 2.1 L'azote

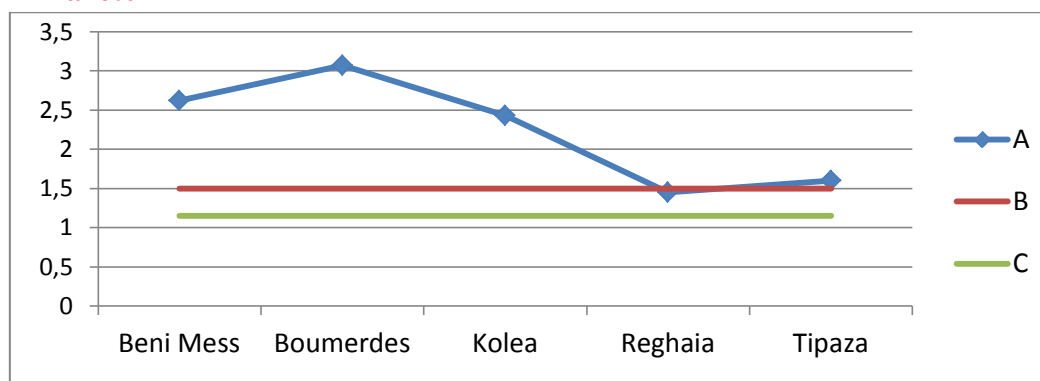


Figure 29. Les teneurs en pourcentage d'azote des boues, du compost et du fumier

A : % d'azote dans les boues.

B : % d'azote dans le fumier

C : % d'azote dans le compost

Les teneurs en azote des boues dépassent celles du fumier et du compost à l'exception de Reghaia et Tipaza qui restent comparables à celles de ces dernières.

VI.2.2 Le phosphore

Le phosphore, comme l'azote, est un élément indispensable à la croissance de la plante, il est fondamental pour les processus de floraison, la mise en graine ou en fruit des plantes. En plus d'être présent dans les boues résiduaire, il a l'avantage d'être fortement adsorbé aux particules de sol limitant ainsi son lessivage vers la nappe ou les eaux de surface.

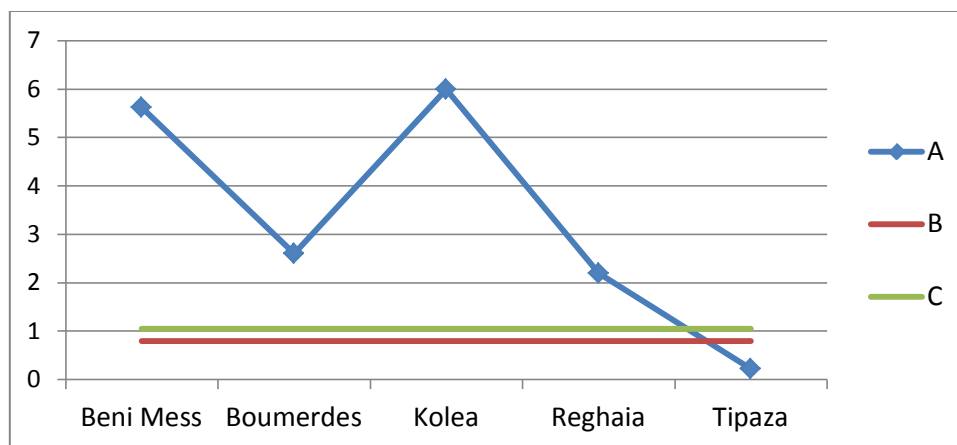


Figure 30. Les teneurs en pourcentages de P2O5 des boues, du compost et du fumier

A : % P2O5 dans les boues d'épuration I

B : % P2O5 dans le fumier (Hainnaux et al, 1980) [66]

C : % P2O5 dans le compost (Matjeka et al, 2001) [108]

VI.2.3 Le potassium

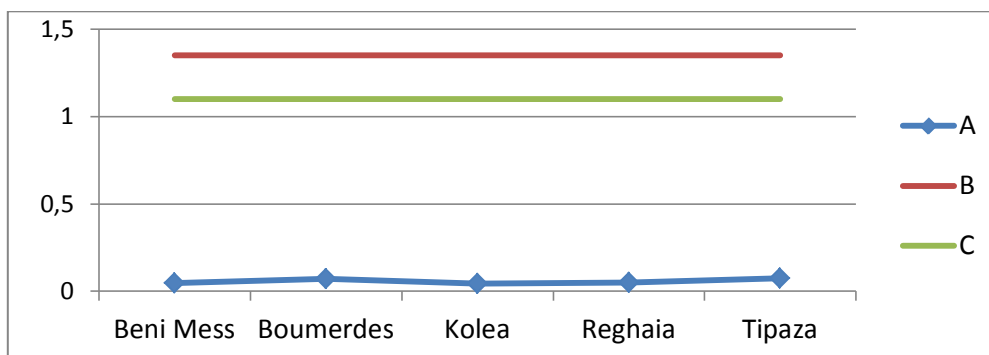


Figure 31. Les teneurs en pourcentage de K2O des boues, du compost et du fumier

A : % K2O dans les boues d'épuration

B : % K2O dans le fumier (Hainnaux et al, 1980) [66]

C : % K2O dans le compost (Matjeka et al, 2001) [108]

VI. 3 Les éléments traces métalliques (ETM)

La présence des métaux lourds dans les boues de station d'épuration constitue le frein principal à l'utilisation des boues d'épuration en agriculture.

Tableau 50. Comparaison des teneurs en éléments traces métalliques de quelques engrais et du fumier de bovins à celles des boues d'épuration (mg/ kg MS)

	Cadmiu m	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc	mercure	Cr+Cu+Ni + Zn
Reghaia	0,142	136,71	2,11	1,542	3,528	132,28	-	272,64
B. Mess	6,38	58,81	173,8	78,24	226,16	580	0,24	890,85
Koléa	1,6	40,26	157	27,4	20	967	0,21	1191,6
Tipaza	1,3	41,6	99,20	25,26	-	526,90	-	728,52
Boumerdes	5	120	70	50	130	510	0,1	725,26
Engraisazotés [5]	0-10	6-10	5-10	1-10	0,5-10	2-10	0-1	40
Engrais phosphatés[5]	9-100	90-1500	10-60	5-70	0,5-40	50-600	0-0,2	2230
Engraispotassique [5]	0,1-2	0,1-15	0,1-10	0,1-3	5-15	1,15	0-0,2	43
Fumier de bovins [5]	0,3-1,5	5-60	5-40	6-40	5-90	75-500	0,1-0,6	640
NFU44-051 (mg/ kg MS) [125]	3	120	300	60	180	600	2	1080

Source : Adler.E, 2001[5].

Les boues concentrent entre 70 et 90% des quantités d'éléments traces métalliques (ETM) des eaux usées entrantes dans la station d'épuration (Terce, 2001) [160].

Le tableau (50) donne, à titre indicatif, les résultats de mesures réalisées sur un certain nombre de produits utilisés en agriculture. Même si les teneurs en éléments traces métalliques (ETM) peuvent varier selon leur origine, les types de produits et leur fabrication (Werther et al, 1999) [167], aucun de ces produits ne peut se prévaloir d'être exempt de traces d'éléments "indésirables". Sur le plan pratique, ces informations indiquent en tout cas que l'évaluation des flux d'éléments traces métalliques apportés au sol doit, pour être rigoureuse, doit tenir en compte de toutes les sources possibles d'apports.

Les apports répétés de boues par épandage pourrait, à long terme, provoquer dans les sols des accumulations pouvant dépasser le seuil de toxicité.

Les éléments traces métalliques ont une origine industrielle (Cd, Ni, Hg, Cr), domestique (Cd, Cu, Pb) et pluviale (Ni, Pb, Zn). Les métaux les plus toxiques sont Cd, Hg et Pb car ils constituent des contaminants stricts et leur accumulation dans les sols agricoles provoque un danger pour la plante et pour l'homme. Les figures ci-dessous montrent les teneurs moyennes en éléments traces métalliques contenues dans les boues des 05 stations comparées aux valeurs limites réglementaires (mg/kg de MS) (NFU 440-051,2006) [125].

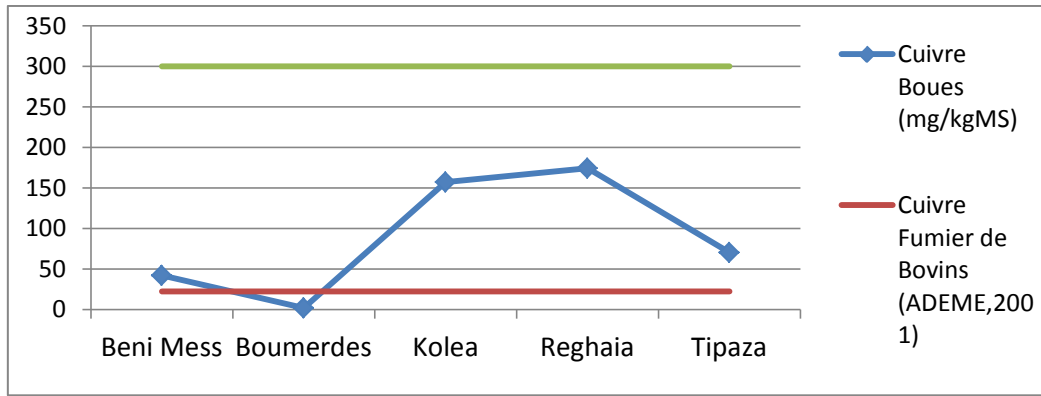


Figure 32. Concentrations moyennes en cuivre des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS)

Dans tous les cas, à l'exception des boues de la station de Boumerdes, les teneurs en cuivre dépassent celles du fumier de bovins, mais restent toujours inférieures à la norme NF U44-051,2006 [125].

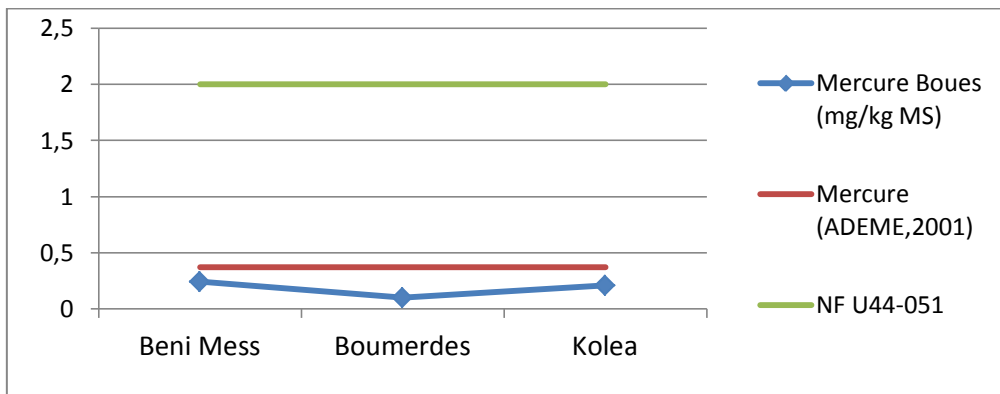


Figure 33. Concentrations moyennes en mercure des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS)

Pour les stations de Beni Messous, Boumerdes et Koléa les teneurs moyennes de mercure dans les boues sont plus faibles que celles du fumier de bovins et ne représentent que 5 à 12% de la valeur imposée par la norme NF U44-051,2006 [125].

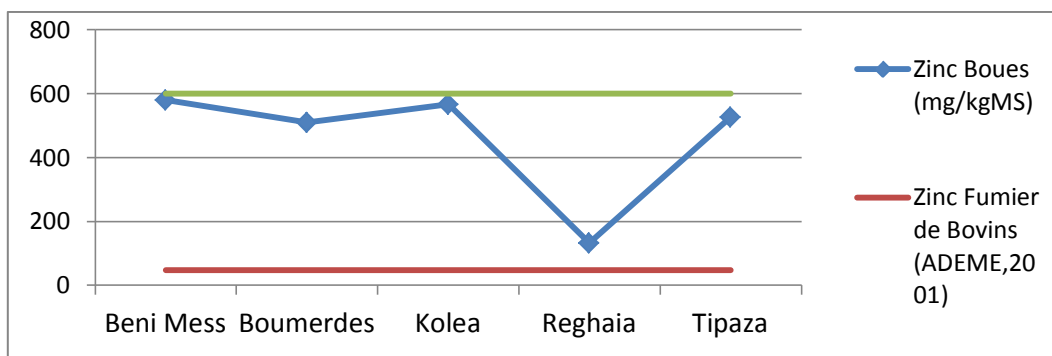


Figure 34. Concentrations moyennes en zinc des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS)

Pour toutes les stations les concentrations des boues en zinc dépassent celles du fumier de bovins mais restent inférieures à celles de la norme NF U44-051,2006 [125].

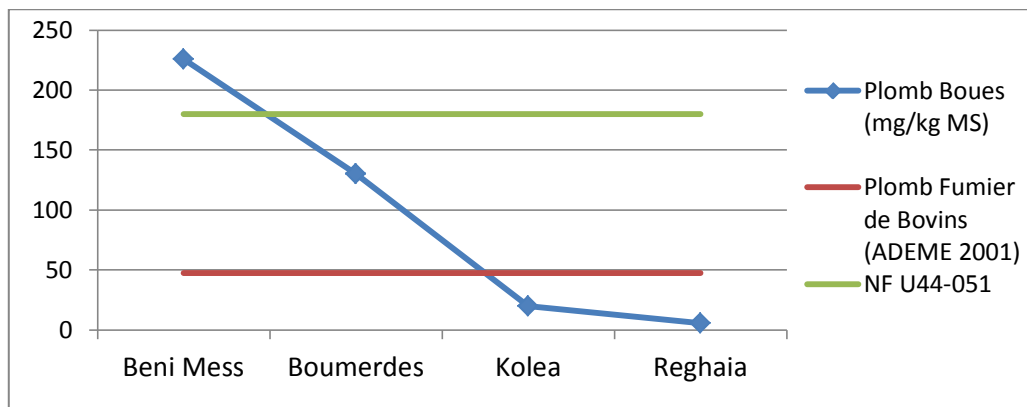


Figure 35. Concentrations moyennes en plomb des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS)

Nous rencontrons une grande variation des teneurs en plomb dans les boues d'une station à l'autre. Les boues de la station de Beni Messous présentent des teneurs dépassant la norme NF U44-051,2006 [125]. Celles des stations de Koléa et Reghaia sont inférieures aux concentrations enregistrées pour le fumier de bovins et restent très inférieures à cette norme.

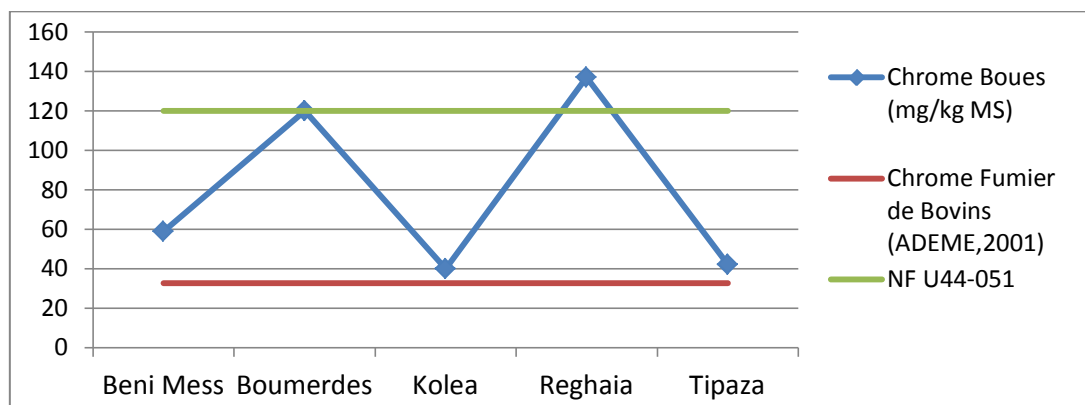


Figure 36. Concentrations moyennes en chrome des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).

Les teneurs en chrome dans les boues sont très variables, car elles sont liées à la pollution industrielle spécifique à chaque station. C'est ainsi que les concentrations de chrome et de zinc, qui sont liées aux rejets de traitement de surface (SNVI) sont respectivement de 136,71 et de 580,74 mg/kg de MS dans les boues issues de la STEP de Reghaia.

Ces concentrations, pour la station de Reghaia, dépassent la valeur imposée par la norme NF U44-051,2006 [125]. Cela a pour origine les rejets du complexe industriel de montage de véhicules poids lourds SNVI qui pratique le traitement de surface des métaux libérant du chrome hexavalent. Les concentrations de chrome et de zinc, respectivement de 136,71 et de 580,74 mg/kg de MS dans les boues issues de la STEP de Reghaia sont liées aux rejets de traitement de surface (SNVI).

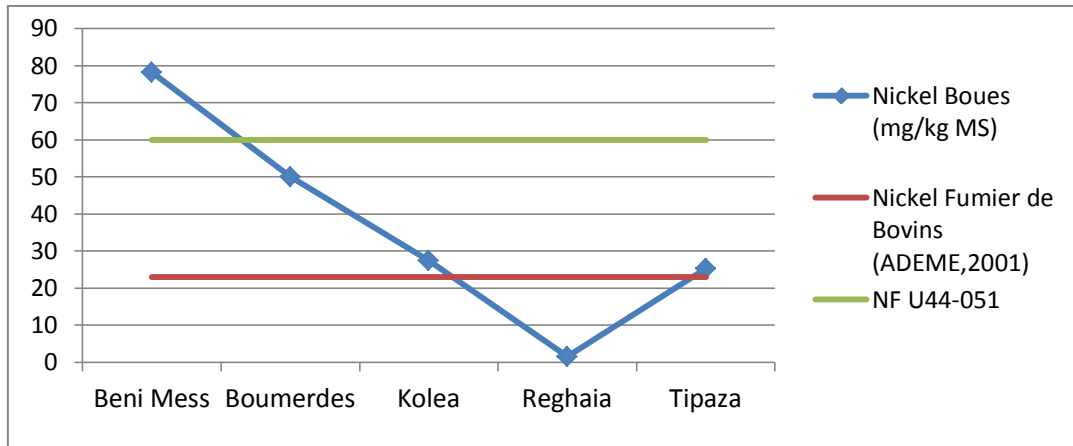


Figure 37. Concentrations moyennes en Nickel des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS).

Pour la station de Beni Messous la teneur moyenne de nickel dans les boues dépasse la valeur imposée par la norme NF U44-051,2006 [125]. Pour la station de Reghaia les concentrations restent plus faibles que celles du fumier de bovins.

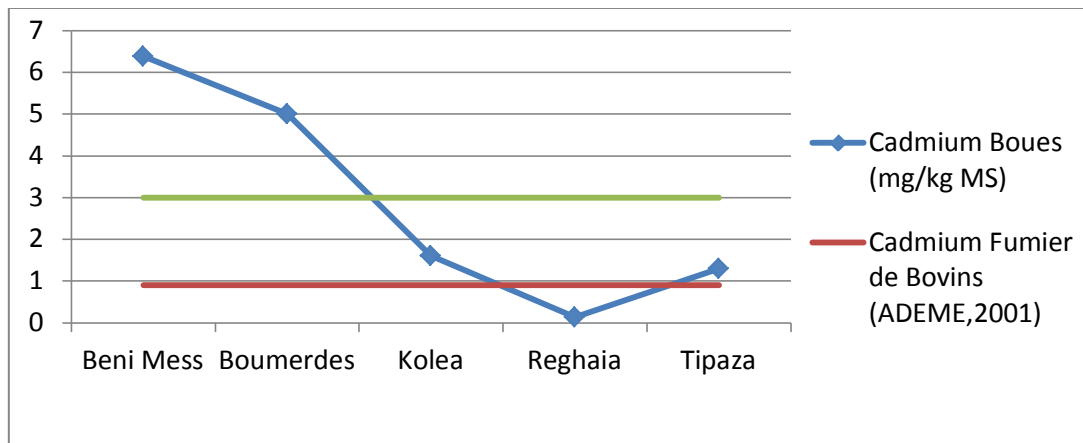


Figure 38. Concentrations moyennes en cadmium des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS)

Les teneurs en cadmium des boues des stations de Boumerdes et de Beni Messous dépassent les limites imposées par la norme NF U44-051,2006 [125]. Pour les autres stations ces valeurs sont comparables à celles du fumier de ferme.

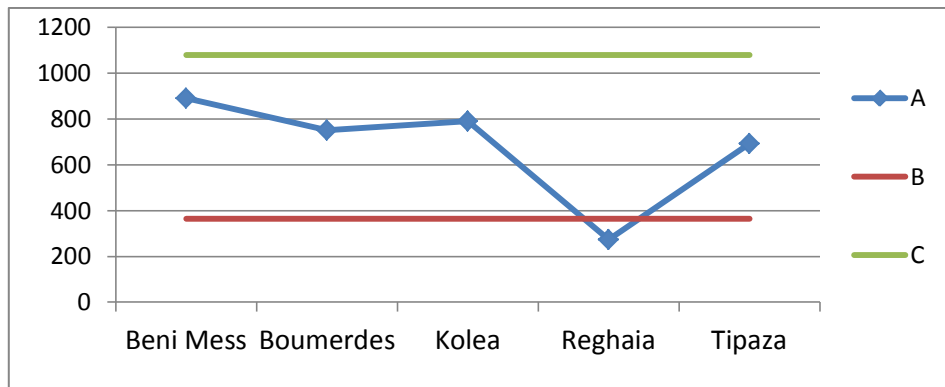


Figure 39. Concentrations moyennes en (Cr+Cu+Ni+Zinc) des boues comparées à celles du fumier de bovins et aux valeurs limites (NF U44-051) des boues d'épuration. (mg/kg de MS)

A : Cr+Cu+Ni+Zn Boues (mg/kg MS)

B : Cr+Cu+Ni+Zn Fumier de Bovins (ADEME 2001)

C : NFU U44 051

Pour toutes les stations les concentrations moyennes en (Cr+Cu+Ni+Zinc) des boues sont inférieures à celles imposées par la norme NF U44-051,2006[125].

Celles de Reghaia sont même inférieures aux concentrations de ces métaux dans le fumier de bovins.

VI. 3.1 Restrictions liées aux métaux lourds

Les éléments traces métalliques ont une origine industrielle (Cd, Ni, Hg, Cr), domestique (Cd, Cu, Pb) et pluviale (Ni, Pb, Zn). Les métaux les plus toxiques sont Cd, Hg et Pb car ils constituent des contaminants stricts et leur accumulation dans les sols agricoles provoque un danger pour la plante et pour l'homme.

Tableau 51. Teneurs en éléments traces métalliques des boues d'épuration (mg/ kg MS).

	Cadmium	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc	mercure	Cr+Cu+Ni + Zn
Reghaia (mg/ kg MS)	0,142	136,71	2,11	1,542	3,528	132,28	-	272,64
B. Mess (mg/ kg MS)	6,38	58,81	173,8	78,24	226,16	580	0,24	890,85
Koléa (mg/ kg MS)	1,6	40,26	157	27,4	20	967	0,21	1191,6
Tipaza (mg/ kg MS)	1,3	41,6	99,20	25,26	-	526,90	-	728,52
Boumerdes (mg/ kg MS)	5	120	70	50	130	510	0,1	725,26
NFU44-051 (mg/ kg MS) [125]	3	120	300	60	180	600	2	1080
NFU44-051 (gr/ha /épandage) [125],	45	1800	3000	900	2700	9000	-	-
NFU44-051 (gr/ha/10 ans) [125],	150	6000	10000	3000	9000	30000	-	-

L'étude des métaux lourds en dépassement par rapport à la norme NF U44-051,2006 [125] pour les boues de chaque station nous a permis de confirmer certaines restrictions limitant la dose de boue à épandre. Pour la station de Reghaia la dose de boue correspondant à la valeur limite pour le chrome NF U44-051,2006 [125] est d'environ de 13T/an et par

épandage et les quantités apportées sur 10 ans ne doivent pas dépasser environ 43T/ha de boues.

Pour la station de Boumerdes la valeur limite concernant le cadmium est d'environ 9T/ha et par épandage de boue, limitant, sur 10 ans, un apport maximum de 30T/ha.

Pour la station de Tipaza la limite NF U44-051,2006 [125] concernant le zinc est environ 17T/ha par épandage. Dans ce cas les apports sur 10 ans ne devront pas dépasser 56T/ha.

Pour la station de Tipaza la limite NF U44-051,2006 [125] pour le cuivre est d'environ 31T/ha, rendant possible un épandage d'environ 103T/ha de boue sur 10 ans.

Concernant le cadmium la valeur limite correspond à un épandage d'environ 7T de boue pour la station de Beni Messous. Dans ce cas les apports de boue pendant 10 ans ne peuvent pas dépasser environ 23T de boues.

Pour cette même station, concernant le nickel et la dose limite sera d'environ 11,5 T/ha et par épandage. Pendant une période de 10 ans, les quantités de boues apportées ne devront pas dépasser environ 38 T de boues.

Pour le plomb, un apport maximum de boue d'environ 12 T/ha et par épandage, limitant ainsi, sur 10 ans, un apport maximum de boue de 40T/ha.

Concernant le zinc, la norme autorise un apport d'environ 15T/ha et par épandage et 51T/sur une période de 10 ans.

Nos calculs montrent ainsi que le cadmium constitue le facteur limitant le plus restrictif pour l'utilisation des boues d'épuration de la station de Beni Messous dans l'agriculture.

L'épandage de ces boues ne pourra donc pas dépasser 7 T/ha et par épandage, en se limitant au maximum à 38T/ha sur une période de 10 ans.

Pour la station de Koléa la valeur limite impose par le zinc est de **6T/ha par an**, sans dépasser 30T/ha sur 10ans.

VI. 4 Les composés traces organiques CTO

De même que les éléments traces métalliques (ETM) les teneurs en composés traces organiques (CTO) ont été mesurés dans les boues de la station de Beni Messous et comparées aux valeurs limites relatives aux amendements organiques de la norme NF U44-051,2006 [125] et aux teneurs maximales autorisées dans la norme NFU44-095,2002 [126]. Ces valeurs de référence et les teneurs en CTO des boues de Beni Messous sont indiqués dans le tableau (52).

Tableau 52. Concentrations des composés traces organiques dans la boue de la Station de Beni Messous

	moyenne mg/kg de MS	Moyenne g/ha pour 4T/ha de boue	[3] g/ha/ épandage	[3] / [2] g/ha/10 ans	[2] (mg/kg MS)	[3] (mg/kg MS)
Somme des 7 PCBs	0,54	2,16		1,2	0,8	-
Fluoranthène	0,09	0,36	6	60	4	4
Benzo(b) fluoranthène	0,09	0,36	4	40	2,5	2,5
Benzo(a) pyrène	0,09	0,36	2	20	1,5	1,5

Pour un apport de 10T/ha et par épandage de boue, les teneurs en Fluoranthène, en Benzo(b) fluoranthène, et en Benzo(a) pyrène sont très faibles par rapport aux valeurs limitant l'utilisation des boues d'épuration dans l'agriculture et ne présentent donc aucune menace pour ce type de valorisation. Par contre pour un épandage de 10T/ha des boues de Beni Messous, l'apport des 7 PCB est de 5,4 g/ha et par épandage, cette valeur représente presque quatre fois celle autorisée par la norme NFU44-095,2002[126] pour une période de 10 ans. Ces teneurs des 7 PCB constituent donc le facteur limitant pour l'utilisation des boues de la station de Beni Messous en agriculture. La teneur en Fluoranthène pour un apport de 4T/ha et par épandage de boue représente 6% , celle du Benzo(b)fluoranthène 9% et celle du Benzo(a) pyrène 18% de la limite autorisée par les 2 normes NFU44-051,2006 [125] et NFU44-095,2002 [126]. Les concentrations de ces composés traces organiques sont très faibles par rapport aux valeurs limitant l'utilisation des boues d'épuration dans l'agriculture et ne présentent donc aucune menace pour ce type de valorisation. Par contre pour un épandage de 4T/ha des boues de Beni Messous, l'apport des 7 PCB_s est de 2,16 g/ha et par épandage, cette valeur représente presque le double de celle autorisée par la norme NFU44-095,2002 [126] pour une période de 10 ans. Ces teneurs des 7 PCBs constituent donc le facteur limitant pour l'utilisation des boues de la station de Beni Messous en agriculture.

Pour un apport de 10T/ha et par épandage de boue, les teneurs en Fluoranthène, en Benzo(b) fluoranthène, et en Benzo(a) pyrène sont très faibles par rapport aux valeurs limitant l'utilisation des boues d'épuration dans l'agriculture et ne présentent donc aucune menace pour ce type de valorisation. Par contre pour un épandage de 10T/ha des boues de Beni Messous, l'apport des 7 PCB est de 5,4 g/ha et par épandage, cette valeur représente presque quatre fois celle autorisée par la norme NFU44-095,2002[126] pour une période de 10 ans. Ces teneurs des 7 PCB constituent donc le facteur limitant pour l'utilisation des boues de la station de Beni Messous en agriculture.

VI. 5 Apports des boues en matière organique et en éléments fertilisants pour une dose de 10T/ha.

Certaines expérimentations ont montré qu'une amélioration de la perméabilité et de la stabilité structurale serait obtenue après un apport de **10 T/ha** de matière sèche de boue et ceci pendant plusieurs années (Kofod, AD ,1984) [91]. Pour cela, nous avons calculé les surfaces potentielles pour l'épandage de **10 T/ha et par an**.

Tableau 53. Quantités de boues et surfaces potentiellement épandables avec une dose de 10T/ha/an

	Eq/hab.	Volume (eau) m3/j.	l/hab.j	m3(eau)/an	Tonnes de boues/an	Doses limites T/ha.an	Surfaces maximales admises pour l'épandage (ha)	Surfaces potentielles pour l'épandage de 10 t/ha(ha)
Tipaza	70.000	11.200	160	4088000	306	17	18	31
Beni Mess	250.000	50.400	201	18396000	1380	7	197	197
Reghaia	263.000	80.000	304	29200000	2190	16	136	219
Boumerdes	75.000	15.000	200	5475000	410	9	45	45
Kolea	58000	8200	141	2993000	224	6	37	37
total			Moy : 201		4510		433 ha	529 ha

En moyenne, chaque habitant génère 200 litres d'eau usée par jour qui, une fois traitée, donnent 5 litres de boues brutes contenant elles-mêmes près de 15 g de matières sèches (MS).

Potentiellement, les 5 stations d'épuration apportent globalement **4510** Tonnes de boues, permettant d'apporter la matière organique à 433 ha de terres en tenant compte des restrictions imposées par la norme (NFU 440-051,2006) [125]. Cela ne représente environ **1,38%** des 31662 ha irrigués par les puits et forages et **0,26% de la SAU**.

VI.5.1 Apports des boues en matière organique pour une dose de 10T/ha

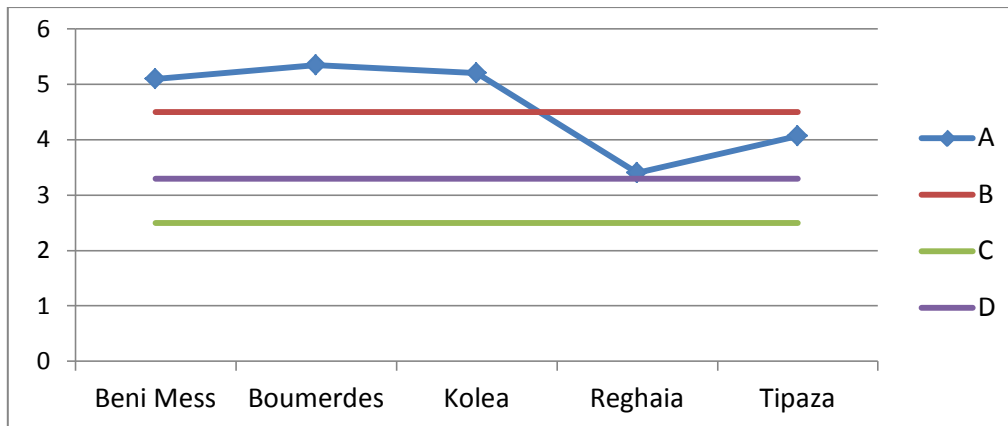


Figure 40. Quantités de matière organique (T/ha) apportées par les boues, le fumier et le compost avec un épandage de 10T/ha de produit

A : MO T/ha, apportée avec 10T/ha de Boues d'épuration (moy : 4,32 T/ha)

B : MO T/ha, apportée avec 10T/ha de Fumier (Bazi.M, 1992) [21]

C : MO T/ha, apportée avec 10T/ha de Compost (Ousseynou G, 2002) [130]

D : MO T/ha, apportée avec 10T/ha de Compost (Matejka.et al, 2001) [108]

Les quantités de MO sont très variables et dépendent de l'origine de la boue et du degré de stabilisation. En moyenne nous enregistrons 4,32 T/ha, représentant 130 à 173% de l'apport de compost et 96% de celui du fumier.

VI .5.2 Apport de boues en azote pour une dose de 10T/ha de boue

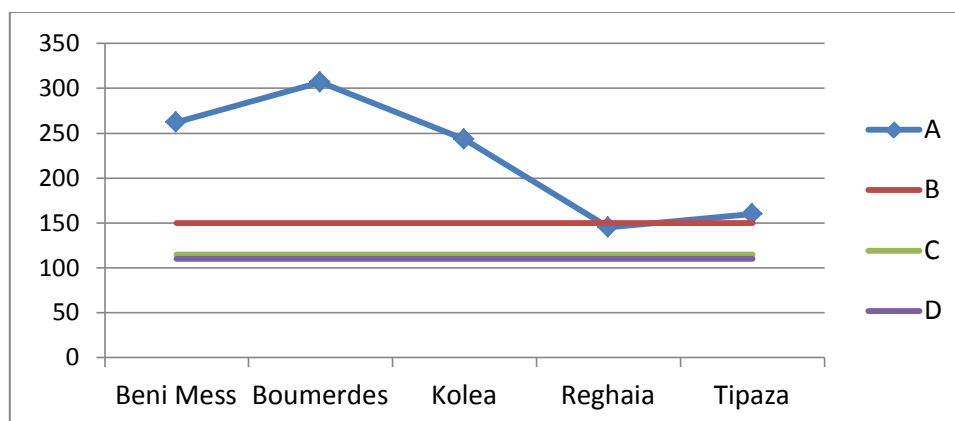


Figure 41. Quantités d'azote apportées par les boues, le fumier et le compost avec un épandage de 10T/ha de produit.

A : Azote kg/ha, apportée avec 10T/ha de Boues d'épuration (moy : 220 kg/ha)

B : Azote kg/ha, apportée avec 10T/ha de Fumier (Bazi.M, 1992) [21]

C : Azote kg/ha, apportée avec 10T/ha de Compost (Ousseynou G, 2002) [130]

D : Azote kg/ha, apportée avec 10T/ha de Compost (Matejka.et al, 2001) [108]

Les teneurs en azote des boues dépassent celles du fumier et du compost à l'exception de celles de Reghaia et Tipaza qui restent comparables à celles de ces dernières.

Un épandage de 10 T/ha de boues apporte des quantités d'azote variant environ entre 145 et 307 kg/ha, dépassant largement celles apportées par le fumier de ferme et le compost à l'exception de celles de Reghaia et de Tipaza qui restent comparables à ces derniers. (Figure 10). Ceci peut être expliqué par le fait que le compost ou le fumier de ferme séjournent longtemps après maturation et sont plus susceptibles de subir des pertes en azote, notamment par les phénomènes de nitrification/dénitrification et de solubilisation cette richesse en azote est liée principalement à la siccité élevée des boues limitant les pertes accrues en azote.

L'intérêt de l'épandage des boues d'épuration est donc avant tout de fertiliser les cultures en N et P.

Dans un sol agricole, l'assimilation de l'azote par les plantes peut atteindre 300 kg/ha/an, selon le type de culture et la région (Tamrabet. L, 2011) [157].

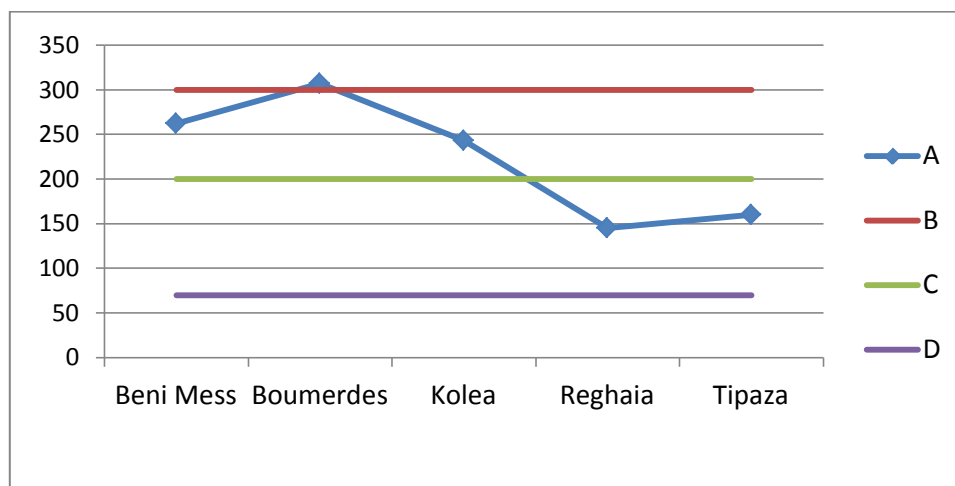


Figure 42. Quantités d'azote potentiellement présentes dans les boues avec un épandage de 10T/ha/an

A : Azote ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$), kg/ha, apporté par un épandage de 10T/ha et par an.

B: Besoins en kg/ha des agrumes et de l'arboriculture en azote (Fercial, 2010) [55].

C: Besoins en kg/ha en azote des cultures maraichères (Fercial), 2010 [55].

D: Besoins en kg/ha des céréales en azote (Fercial, 2010) [55].

Dans un sol agricole, l'assimilation de l'azote par les plantes peut atteindre 300 kg/ha/an, selon le type de culture et la région (Tamrabet. L, 2011) [157] ; (Fercial, 2010) [55].

VI.5.3 Apport de boues en phosphore pour une dose de 10T/ha de boue

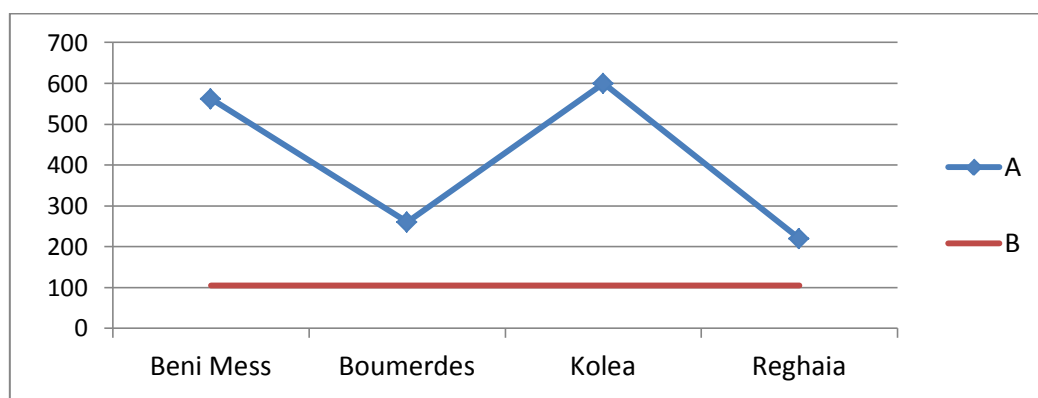


Figure 43. Quantités de P2O5 apportées par les boues et le compost avec un épandage de 10T/ha de produit

A : P2O5 T/ha, apportée avec 10T/ha de Boues (moy : 460 T/ha)

B : P2O5 T/ha, apportée avec 10T/ha de Compost (Matejka.et al, 2001) [108]

Le phosphore, comme l'azote, est un élément indispensable à la croissance de la plante, il est fondamental pour les processus de floraison, la mise en graine ou en fruit des plantes. En plus d'être présent dans les boues résiduaires, il a l'avantage d'être fortement adsorbé aux particules de sol limitant ainsi son lessivage vers la nappe ou les eaux de surface.

Selon Ratel et al, (1986) [138] les besoins des plantes en phosphore varient de 30 à 80 kg/ha.

La dose (10T/ha) pour la boue apporte en général beaucoup de phosphore. L'apport en phosphore pour une dose de 10T/ha de boue varie de 220 kg/ha (station de Reghaia) à 600 kg/ha (station de Koléa), en passant par 562 kg/ha (station de Beni Messous, 260 kg/ha (station de Boumerdes). Nous remarquons également que les quantités de phosphore apportées par l'épandage de 10T/ha de boue dépassent largement celles apportées par le compost et le fumier.

VI. 5.4 Apport de boues en potassium pour une dose de 10T/ha de boue

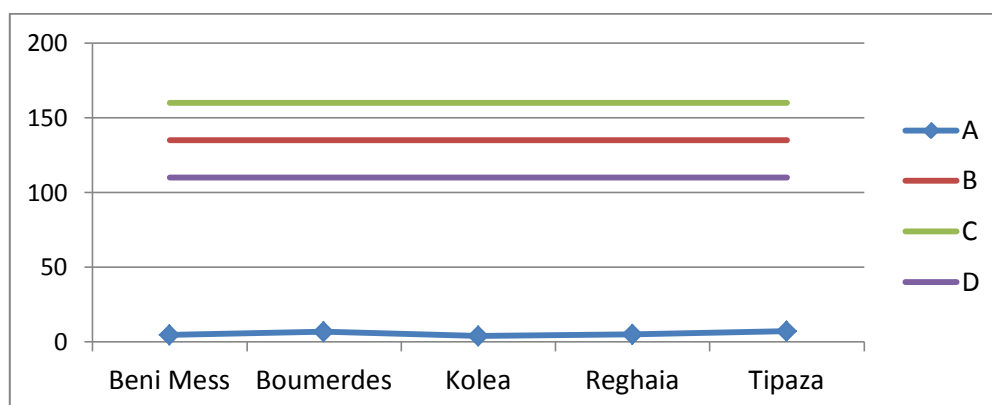


Figure 44. Quantités de K2O apportées par les boues, le fumier et le compost avec un épandage de 10T/ha de produit.

A : K2O, T/ha, apportée avec 10T/ha de Boues d'épuration (moy : 7,88 T/ha)

B : K2O, T/ha, apportée avec 10T/ha de Fumier (Hainnaux.G.et al, 1980) [66]

C : K2O, T/ha, apportée avec 10T/ha de Compost (Bazi.M, 1992) [21]

D : K_2O , T/ha, apportée avec 10T/ha de Compost (Matejka. et al, 2001) [108] ; (Ousseynou G.2002) [130].

Soing. P, (1999) [153] avance que les besoins en K_2O pour les espèces fruitières varient de 55 à 150 kg/ha. Les apports de potassium par les boues résiduaire sont négligeables et donc très faibles comparés à celles du compost urbain et du fumier de ferme (Figure 13), ce dernier étant très soluble et donc éliminé des boues (Brame et al, 1977) [26].

Les valeurs sont faibles comparées à celles du compost urbain et du fumier de ferme. L'épandage de fortes doses de boues ne dispense donc pas l'agriculteur d'apporter un engrais minéral potassique.

VI.5.5 Comparaison entre les apports en fertilisants apportés par les boues et les besoins des cultures

- L'azote

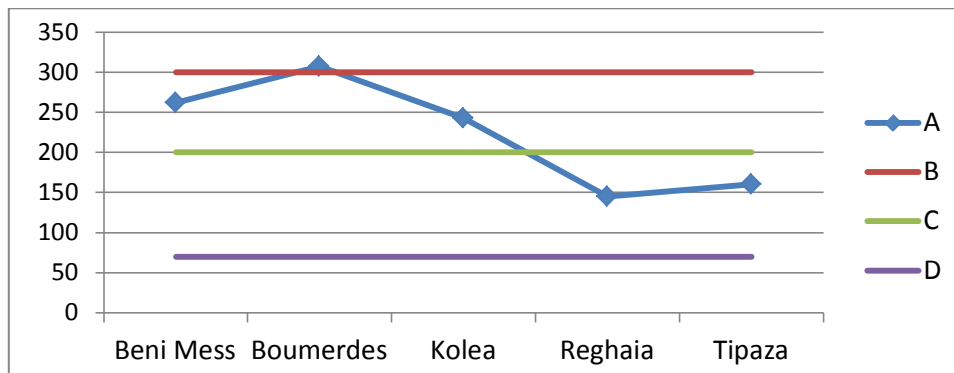


Figure 45. Comparaison entre l'apport en azote des boues et les besoins des cultures

Nous remarquons que les boues de la station de Reghaia et de Tipaza sont pauvres en azote à cause du dysfonctionnement dans la dénitrification.

A : Azote ($NO_3 + NH_4$), kg/ha, apporté par un épandage de 10T/ha et par an.

B: Besoins en kg/ha des agrumes et de l'arboriculture en azote (Fercial, 2010) [55].

C: Besoins en kg/ha en azote des cultures maraichères (Fercial, 2010) [55].

D: Besoins en kg/ha des céréales en azote (Fercial, 2010) [55].

En moyenne on enregistre 220 kg/ha d'azote total, représentant 70% des besoins des cultures exigeantes comme l'arboriculture, mais couvrent totalement les besoins des cultures maraichères et dépassent de très loin les besoins des cultures non exigeantes comme les céréales.

- Le phosphore.

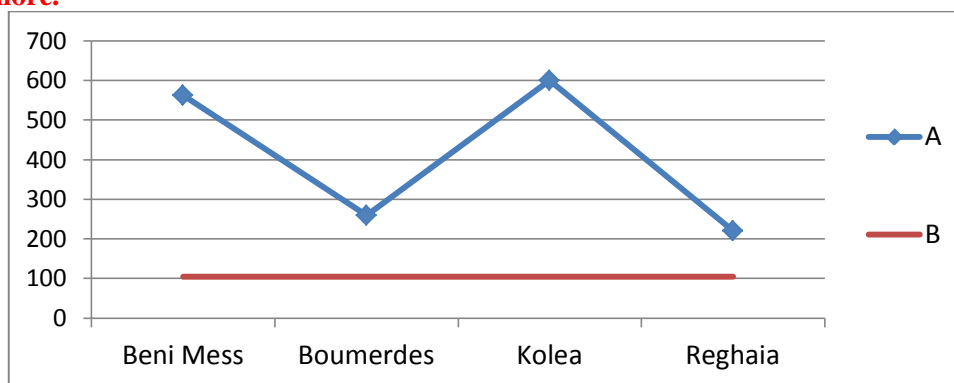


Figure 46. Comparaison entre l'apport de P_2O_5 des boues et les besoins des cultures

- A: P2O5 en kg/ha apporté par les boues d'épuration avec 10T/ha.
 B: Besoins en kg/ha de l'arboriculture et des agrumes en P2O5 (Fercial, 2010) [55].
 C: Besoins en kg/ha des cultures maraichères en P2O5 (Fercial, 2010) [55].
 D: Besoins en kg/ha des céréales en P2O5 (Fercial, 2010) [55].

Les boues apportent, en moyenne, 460 kg/ha avec un épandage de 10T/ha de boues, ce qui dépasse largement les besoins des cultures les plus exigeantes. Selon Ratel et al, 1986) [138], les besoins des plantes en phosphore varient de 30 à 80 kg/ha.

- Le potassium

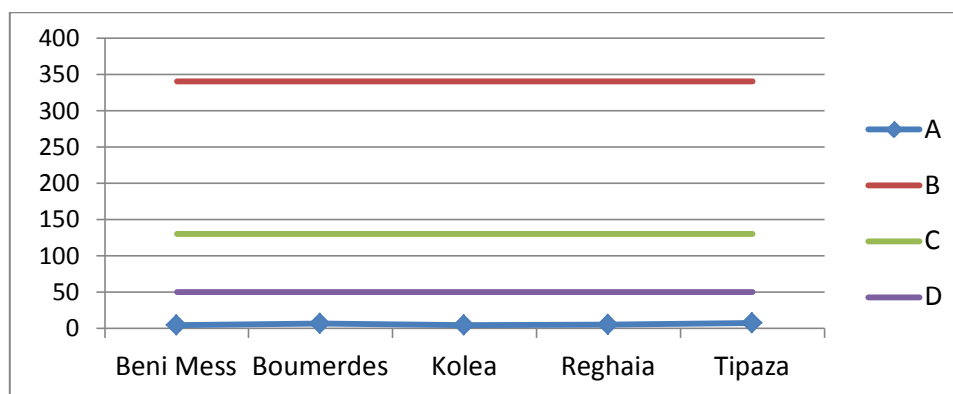


Figure 47. Comparaison entre l'apport de K₂O des boues et les besoins des cultures

Tableau 54. Quantités de MO et de fertilisants apportées par un épandage de 10T/ha

	MO T/ha	Azote total kg/ha	Phosphore kg/ha	Potassium	Calcium kg/ha	Magnesium kg/ha
Beni. Mess	5,1	262	562	4,8	367	-
Boumerdes	5,35	307	260	7	505	165
Reghaia	3,4	145	220	5	-	120
Koléa	5,2	243	600	4,25	620	55
Tipaza	4,07	160	-	7,25	185	95
Fumier bovins Hainnaux.G. Et al [66]	-	150	80	135	110	610
Fumier Bazi.M [21]	4,1	150	10	160	10	2
Compost Ousseynou [130]	2,7	110	11	110	12	2
Compost. Matejka.et al. [108]	3,3	115	105	110	575	75

Nous remarquons dans le tableau (48) que la dose de (10T/ha) de boue par épandage apporte en général des quantités importantes d'azote et de phosphore et très peu de potassium.

- Les oligo-éléments

Les éléments traces métalliques sont normalement présents dans les sols et certains sont indispensables à la croissance des plantes.

Tableau 55. Concentration des boues d'épuration en oligo-éléments

mg/ kg MS	Reghaia	B. Mess	Koléa	Tipaza	Boumerdes
Cobalt	0,428	83,25	-	5	50
Fer	796	2 100	1 040	1 050	-
Bore	-	46,06	6	-	-
Molibdene	-	3,71	-	-	-
Mn	-	636	35	28	130
Mg	-	-	560	-	-

Les teneurs en oligo-éléments des boues sont variables d'une station à l'autre et restent dans tous les cas intéressantes pour la production agricole.

VII. Conclusions et recommandations

A) Conclusions

a) File eau

Caractéristiques physico-chimiques

Les analyses physico-chimiques des eaux épurées révèlent une conformité de la majorité des paramètres physico-chimiques aux normes de réutilisation de ces eaux en irrigation.

- La présence de la classe C3S1 désigne des eaux utilisables sans contrôle particulier pour l'irrigation de cultures moyennement tolérantes aux sels, sur des sols bien drainés ou de bonne perméabilité.
- Ces eaux ont des valeurs moyennes de la conductivité électrique permettant leur utilisation de manière peu contraignante pour l'irrigation.
- La valeur du SAR induit généralement des risques d'imperméabilisation limités.
- La toxicité par les chlorures est absente.
- Les teneurs en MES rencontrées sont inférieures aux normes d'irrigation, éliminant ainsi tout risque de colmatage des sols et autorisant donc leur utilisation dans l'irrigation sans avoir recours à la filtration.
- Le pH ne dépasse pas la valeur maximale admissible préconisée.

Besoins en eau

- Les agrumes et les arbres fruitiers occupent une superficie totale de 55% des terres (17 413 (ha)) et les besoins théoriques moyens en eau pour une dotation de 5000 m³/ha/an sont de **87 065 000**, représentant **64%** des besoins totaux.
- Le reste des cultures (céréales, maraichage, vigne) occupent 45% de la superficie totale (14 248 (ha)) et les besoins théoriques moyens en eau pour une dotation de 3500 m³/ha/an, en considérant une année humide sont de **49 868 000** m³.
- L'ensemble des besoins annuels pour l'irrigation s'élève à **136 933 000** m³.

Le volume annuel des 5 stations étant de 60152000 m³/an, représentant **44%** des besoins en eau d'irrigation pour l'ensemble des cultures.

Apports de fertilisants

Les apports potentiels annuels de fertilisants sont de 1 217 377 kg d'azote, 837 375 kg de phosphore et 1 586 291 kg de potassium, induisant une baisse non négligeable dans l'utilisation d'engrais chimiques avec des conséquences économiques certaines.

La dose potentielle annuelle d'azote apportée par les eaux épurées varie de 63 à 78 kg/ha et celle du phosphore oscille de 37 à 51 kg/ha. Par contre le potassium, très soluble dans l'eau, offre une dose fertilisante variant de 77 à 110 kg/ha.

b) File boues

- L'analyse des boues obtenues à la sortie des stations d'épuration montre qu'en dehors de l'introduction de matières organiques, l'intérêt de l'utilisation des boues réside également dans l'apport de fertilisants. La boue fournira la plupart des nutriments à la plante, excepté le potassium, très soluble, qui demeure en grande partie dans les eaux épurées.

- Le rapport C/N dans les boues est toujours inférieur à 20 et les risques de blocage de l'azote minéral du sol ne sont donc pas à craindre.

Les **4 510** Tonnes de boues produites par les 5 stations, permettant d'améliorer 433 ha de terres en tenant compte des restrictions imposées par la norme (NFU 440-051,2006[125] . Cela ne représente environ **1,376%** des 31662 ha irrigués par puits et forages et **0,26% de la SAU**. Cela nécessite donc de chercher une autre source de matière organique.

- L'étude des métaux lourds en dépassement par rapport à la norme NF U44-051,2006 [125] pour les boues de chaque station nous a permis de confirmer certaines restrictions limitant la

dose de boue à épandre :

- Station de Reghaia (13T/an).
- Station de Boumerdes (9T/ha)
- Station de Tipaza (17T/ha).
- Station de Beni Messous (7T/ha)
- Station de Koléa (6T/ha)

B) Recommandations

a) File eau

- Les analyses de sol et d'eau épurée sont nécessaires afin de fixer les conseils de fertilisation.
- Les cultures doivent être irriguées selon leurs besoins en eau. On pourrait noter, que puisque la quantité d'eau d'irrigation diffère d'un endroit à l'autre, à cause des conditions climatiques, les nutriments dans l'eau usée peuvent s'y trouver en excès ou en concentration inadéquate pour une même culture dans des conditions de fertilité du sol identiques.
- On doit également savoir qu'en pleine période de croissance, la quantité d'eau d'irrigation doit toujours être identique et atteindre la profondeur où les racines actives sont concentrées. Cependant, comme la quantité absolue d'eau d'irrigation change avec les conditions climatiques, la fréquence des irrigations doit varier, alors que la dose d'irrigation doit rester constante.
- Bien que les valeurs du SAR induisent au premier abord des risques d'imperméabilisation limités, toute fois la qualité d'une eau d'irrigation ne peut être établie qu'en fonction du sol qui la reçoit et la culture à pratiquer.
- Concernant la toxicité par les chlorures, nous recommandons d'éviter des irrigations par aspersion sur les feuilles des cultures très sensibles qui peuvent être affectées par des teneurs en chlore de la solution du sol à partir de 1meq/l.

b) File boue

La composition des déchets urbains au niveau du périmètre est très favorable à la pratique du compostage (teneur en eau élevée, teneur en matière organique élevée, PCI (pouvoir calorifique faible). Les boues d'épuration sont des cadavres microbiens, elles sont riches en éléments fertilisants mais ne contiennent ni cellulose, ni lignine.

Pour compenser ce déficit, nous recommandons d'utiliser les boues en mélange avec du compost urbain ou du fumier de ferme. Les proportions seront calculées en fonction de la composition de chaque produit, en tenant compte des critères de maîtrise de la pollution du milieu ainsi que des besoins des sols et des plantes en matière organique et en éléments fertilisants. Cela nous permettra d'aboutir sur une formule plus équilibrée et mieux adaptée dans le cadre de l'amendement organique où l'humus joue un rôle incontournable dans la fertilité des sols dans une perspective de respect de l'environnement.

VIII. Références bibliographiques

- [1] ADEME. 2001. Approche de la qualité des composts de déchets en France. Coll: Données de références, 136.
- [2] ADEME, 2001. Les boues d'épuration municipale et leurs utilisation en agriculture. Dossier documentaire, 3(1) Ademe, Angers.
- [3] ADEME (1995). Les micropolluants organiques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Collection valorisation agricole, d'épuration. ADEME. pp 75. 90.
- [4] ADHEB. (1995). La diagonale des métaux » Étude sur la teneur en métaux de l'alimentation. Ministère de la Santé Publique et de l'Assurance Maladie. Direction Général de la Santé. Ed. ADHEB (1995).
- [5] Adler.E, 2001. Boues d'épuration et métaux lourds: éléments d'information, Article paru dans Hexagone Environnement, 36 (2001) 27-29.
- [6] Alloway B., Jackson A., 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge amended soils. The Science of Total Environnement. 100, 151-176.
- [7] Alto, Jari. The study of organic micropolluants in municipal sewage sludges. National Board of Waters and the Environment. 1992.
- [8] Ammar. B. A. et Bammoun. R., 2006. Détermination des besoins en eau des cultures irriguées de la wilaya de Tipaza à l'aide du logiciel Cropwat 4.3. Cas de périmètre de la Mitidja ouest, mémoire d'ingénieur, Institut national agronomique, Alger, 98 p.
- [9] ANRH, 1993. Etude des pluies et des ETP. Agence nationale des ressources hydrauliques.
- [10] Arvieu JC. 1980. Réactions des phosphates minéraux en milieu calcaire ; conséquences sur l'état et la solubilité du phosphore. Science du Sol 3, 179-190
- [11] Arvin E, (1983). Observation supporting phosphate removal by biologically mediated precipitation – A. review. Water Science Technology 15, 43-63.
- [12] Asano T. Wastewater reclamation and reuse. Water quality management library, 1998, 1475 pages
- [13] Ayer RS & Wescot DW (1988) Qualité de l'eau en agriculture. Bulletin FAO d'irrigation et de drainage
- [14] Ayers and Westcot, 1994 Ayers, R.S. et Westcot, D.W. (1994). Water quality for agriculture. FAO. Irrigation and drainage paper. N° 29 Rev. 1 FAO, Rome. 174 p.
- [15] Bahri H., Marie F.D., Cornelia R., Daniel P.R., Chenu C., André M., Soil Biol. Biochem., 38 (2006).
- [16] Bahri, A. 2002. Réutilisation agricole des eaux usées, Agridoc -Revue thématique, Octobre 2002, No. 4, pp. 22-23.
- [17] Baize D. (1997).- Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA éditions, Collection un point sur..., Versailles. 410 p.
- [18] Barber SA. 1995. Soil nutrient bioavailability, a mechanistic approach. Second edition. Wiley eds. Pages 85 à 109
- [19] Barker DJ, Stuckey DC. 1999. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. Water Research 33, 3063-3082.
- [20] Beaumont. S, Camard. J.-P, A. Lefranc. A. Franconi.A., 2004. réutilisation des eaux usées : risques sanitaires et faisabilité en ile -de- France. Rapport ORS, 220p
- [21] Bazi.M 1992. Valorisation agricole des boues de stations d'épuration : incidence sur quelques propriétés chimiques du sol. Thèse Ingenieur Agronome INA, El Harrach, 50p
- [22] Betts F, Blumenthal NC, Posner AS. 1981. Bone mineralization. Journal of crystal growth 53, 63-73.
- [23] Bolan NS. 1991. A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. Plant and Soil 134, 189-201.
- [24] Bouajila.K, . Ben Jeddi F, Taamallah H, Jedidi N, Sanaa M (2013) Effets de la composition chimique et biochimique des résidus de cultures sur leur décomposition

- dans un sol Limono-Argileux du semi aride (Chemical and biochemical composition's Effect of crop residues on their decomposition in semi-arid) *J.Mater. Environ. Sci.* 5 (1) (2014) 159-166. ISSN : 2028-2508 CODEN: JMESCN).
- [25] Bourrelier P.H. & Berthelin J. (1998).- Contamination des sols par les éléments en traces. Les risques et leur gestion. Académie des Sciences - Techniques et documentation, Paris. 440 p.
- [26] Brame V; Lefevre G., 1977-Aspects qualitatifs de l'utilisation agronomique des boues résiduaires des stations d'épurations. *Bull.d'AFES n°3*, pp : 125-140
- [27] Brown, S. and Leonard, P., 2004. *Biocycle*, Sept. 2004, p.25-28
- [28] Brümmer G.W., Gerth J. & Herms U. (1986).- Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk*, 149 : 382-398.
- [29] Cauchi, Hyvrard, Nakache, Schwartzbrod, Zagury, Baron, Carre, Courtois, Denis, Dernat, Larbaigt, Derangere, Martigne, Seguret. (1996). Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration. *Techniques, Sciences et Méthodes*, 2 : 81-118.
- [30] Chae YM, Tabatabai MA. 1981. Sulfolipid and phospholipid in soils and sewage sludge in Iowa. *Soil*.
- [31] Chang AC, Page AL, Sutherland FH, Grgurevic E. 1983. Fractionation of phosphorus in sludgeaffected soils. *Journal of Environmental Quality* 12, 287-290.
- [32] Chassin P. et coll. Les éléments traces métalliques et la qualité des sols. Impact à moyen et à long terme ; Etude et Gestion des sols.1996. pp 4, 297-306 (n° spécial).
- [33] Chaussod R. Gremon J. Catroux G. 1981. Essai de détermination au laboratoire de l'aptitude à l'aminéralisation de l'azote des boues résiduaires urbaines: *Acad Agric fr.* 67(9). 762-771
- [34] Christensen TH., and Tjell, Ch. 1991. Sustainable management of heavy metals in agriculture. Exemple : Cadmium. In : *Conference Proceedings Heavy Metals in the Environment*, CEP Consultants, Edinburgh, Scotland.
- [35] Coïc Y. & Coppenet M. (1989).- Les oligo-éléments en agriculture et élevage. INRA- ISBN 2-7380-0138-6, 114 p.
- [36] Condron LM, Frossard E, Newman RH, Tekely P, Morel JL.(1993). Use of ³¹P in the study of soils in the environment. *Proceedings of the 205th meeting of the American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, Denver, USA, 28 mars-2 avril, 191-193.*
- [37] Cox AE, Camberato JJ, Smith BR. 1997. Phosphate availability and inorganic transformation in an alum sludge-affected soil. *Journal of Environmental Quality* 26, 1393-1398.
- [38] CSHPF. (1996). Section de l'Alimentation et de la Nutrition. Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation ; évaluation et gestion du risque. Ministère du Travail et des Affaires Sociales. Direction Générale de la Santé. Ed. Lavoisier, Tec et Doc. Paris.
- [39] CSHPF(1995) . CONSEIL SUPERIEUR D HYGIENE PUBLIC DE FRANCE Section des Eaux - recommandations sanitaires relatives a la désinfection des eaux usées urbaines
- [40] Degremont Suez – Mémento technique de l'eau – Tome 1et 2, 2005 - 1718 p ISBN 2-7430-0717-6
- [41] Devaux I. (1999). Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise. Thèse « Sciences de la Vie et de la Santé », univ. Joseph Fourier, Grenoble, 257 pages.
- [42] Dexter, A. R. 1997. Physical proprieties of tilled soils .*Soil and tillage research.*43,41-63
- [43] Ecosse .D, 2001 -Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde: *Qualité et Gestion de l'Eau*. Amiens: Faculté des sciences, 62 p.

- [44] Ecrement.Y (1970) Etude agro-pédologique de la plaine de la Mitidja. Echelle 1/50.000è, 130 pages
- [45] Edwards,J.H;Wood,C.W;Thurlow,D.L&Ruf,M.E., 1992.Tillage and crop rotation effects on fertilitysattus of hapludutsoil.soil science society of America Journal.56,1577-1582.
- [46] Ekalund, F., Olsson, S., and Johansen, A. (2003). Changes in the succession and diversity of protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 1507-1516
- [47] Ellen, G. et al. Heavy metals in vegetables grown in The Netherlands and in domestic and imported fruits. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.*1990. pp 190, 34-49
- [48]Emmerich W.E., Lund L.J., Page A.L., Chang A.C. (1982).- Solid phase forms of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 11 :
- [49] Ewers, U. et al. Heavy metal production of soil and garden products of Stolberg home gardens and lead and cadmium pollution of small farms in Stolberg. *Gesundh.*1993. pp 55, 318-325.
- [50] Faby, J.A. (2003) L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Doc. Tech. FNDAE, Hors-série n°11, 30 p
- [51] Faby JA, Brisaud F, (1997). L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'eau. 76pages.
- [52] FAO (1985)., Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage. Paga29, Rev.1., FAO, Rome.practices using wasterwater. Tech. Bul. n .4. p.20.
- [53] FAO. (2003). L'irrigation avec les eaux usées traitées. FAO.irrigation and drainages paper, 65 p.
- [54]Feix I., Wiart J. Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires de l'épandage des boues d'épuration des collectivités locales. ADEME éd. 1998. 74p.
- [55] Fercial (2010) Les fertilisants d'Algerie, Manuel d'utilisation des engrais Laboratoire agronomique, analyses : terre- eau- foliaires. Route des Salines Annaba,Algérie.
- [56] Ferguson JF, Jenkins D, Eastman J. 1973. Calcium phosphate precipitation at slightly alkaline Ph values. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 45
- [57] Ferrah.A, Yahiaoui.S, 2004. Eau et agriculture en Algérie. Groupe de recherche pour le développement de l'agriculture algérienne, Alger, 17 p.)
- [58] Frossard E, Bauer JP, Lothe F. (1997). Evidence of vivianite in FeSO4-flocculated sludges. *Water Research* 31, 2449-2454.
- [59] Gestring WD, Jarrell WM. 1982. Plant availability of phosphorus and heavy metals in soils amended with chemically treated sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 11, 669-674.
- [60] Giller, E., K., Witter, Ernst. and Mcgrath, P.S. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils. *Soil. Biol. Biochem.* 30, 1389-1414.
- [61] Gomez A., et coll. (1992). Définition des seuils de phytotoxicité de différents métaux susceptibles d'être rencontrés dans les boues de station d'épuration pour des sols à très faible ou à très fort pouvoir de fixation vis à vis des cations. *Conv. Min. Envir. / CEN. Cadarache /INRA. n°79- 81,108p.*
- [62] Gomez A., Lineres, M., Tanzin, J. & Solda P. 1984. Etude de l'incidence des apports de boues résiduelles à des sols sableux, sur l'évolution quantitative et qualitative de la matière organique. *CR. Acad. Sc. Fr* 516-524.
- [63]Greter-Domergue F., Védy J., 1989. Entraînement gravitaire de cadmium, cuivre et zinc dans des sols reconstitués avec des boues compostées. *Sciences du Sol.* 27, 227-242
- [64] Grimaud L. 1996 .La valeur azotée des boues d'épuration. Ademe .Eau et environnement

DEP.Univ Amiens. 84p.

- [65] Habidi.A : Analyse diagnostique de la mise en œuvre du plan nationale du developpement agricole et son effet sur le developpement de l'irrigation dans le périmètre irrigué de la Mitidja ouest, tranche 1. Mémoire de fin d'études d'Ingenieur, INA, 2007, 124p.
- [66] Hainnaux Guy, Gouzy Marc(1980). Analyse chimique des composts humuci diagnostic agronomique. Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-mer. Centre d'Adiopodume (laboratoire d'Agronomie).France ORSTOM, 11 p. multigr.
- [67]Hamdy A., Lacirignola C., 1999. Mediterranean water resources: major challenges towards the 21st century. CIHEAM/IAM Bari.
- [68] Hamoda M.F. (2004), Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. Desalination 165, 31-41.
- [69] Harrison, E.Z., Mc Bride, M.B. et Bouldin, D.R. (1999). The case for caution. Recommendation for land application of sewage sludge and an appraisal of the US EPA.s Part 503 sludge rules. Cornell Waste Management Institute, Ithaca, NY, USA.
- [70] Haynes RJ. 1982. Effects of liming on phosphate availability in acid soils – A critical review. Plant and Soil 68, 289-308
- [71] Hébert, M. (2005). « Épandage automnal des MRF – risques environnementaux et mesures préventives ». Agrosol, 16 (1), p. 61-78.
- [72] Heil DM, Barbarick A. 1989. Water treatment sludge influence on the growth of sorghum-sudangrass. Journal of environmental Quality 18, 292-298
- [73] Henk Heida et coll . Occupational exposure and indoor air quality monitoring in a composting facility. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 56 (1) 39-43 1995
- [74] Illera V., Walter I., Souza P., Cala V. (2000).- Short-term effect of biosolid and municipal solid waste applications on heavy metal distribution in a degraded soil under a semi-arid environment. The Science of the total Environment, 255: 29-44
- [75] Imache A1., Chabaca M1., Djebbara M1., Merabet B1., Hartani T1., Bouarfa S2.(2006) Demandes en eau des exploitations agricoles du périmètre irrigué de la Mitidja ouest INAA, Institut National Agronomique - Alger , 1 Avenue Pasteur Hassen Badi 16200 El Harrach, Algérie
- [76] INRAA,Impact microbiologique des eaux usées traitées sur le poivron et le maïs fourrager Ait Hamou.O, Roulahbal.F, Hadadi.I.N.R.A.A, Laboratoire des Sols C.R.P Mrhdi Boualem. W37, Bnraki 16210, Alger. Recherche gronomique (2000).
- [77] Jean Antonie Faby (1997) - L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation Office international de l' eau - Etude réalisée pour le compte du Ministère de l'agriculture,de la Pêche et de L'alimentation - FNDAE [en ligne] Office International de L' eau 1997 [visite le 27/04/2006]
www.oieau.fr/eaudoc/integral/reuinter.htm
- [78]JC.Block., AH., Havelaar., P. L.Hermite. (éd).(1986). Epidemiological studies of risks associated with the agricultural use of sewage sludge : knowledge and needs. Elsevier Applied Science Publishers. London and New York.
- [79] Jeaques Aviron-Violet – Waste water reclamation,recycling and reuse- World Water Congress of the International Water association, paris 3 au 7 juillet 2000 33p.
- [80] Jora.DP (2005). Journal officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. n60. Loi n05/12 du 04
Aout 2005 relative à l'eau. 18p.
- [81] J.o.r.a.DP (1993).journal Officiel de la République Algérienne. N°46, Juillet 1993.
- [82] J.o.r.a.DP (1996).journal officiel de la république algerienne. Normes de rejet dans le milieu recepteur, 46, (1996), 7-12

- [83] Juste C. & Feix I. (1995).- Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines. Ademe, 209 p.
- [84] Juste C. (1988).- Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. Science du sol, 26 : 103-112
- [85] Karef, S. & Kettab, A. & Nakib, M., (2012). Characterization of byproducts from wastewater treatment of Medea (Algeria) with a view to agricultural reuse . Desalination and Water Treatment www.deswater.com. Received 22 December 2012; Accepted 4 September 2013
- [86] Kelly, J.J., Tate, R.L. (1998). Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter. J. Environ. Qual. 27, 609- 617.
- [87] Kemper, W.D. & Koch, E.J. 1966. Aggregate stability of soils from Western US and Canada. USDA Tech. Bull. 1355. US Gov. Print Office, Washington DC
- [88] Kettab.A, Nakib.M, Karef .S .Etude des possibilités de valorisation des eaux épurées et des boues d'épuration dans l'agriculture : cas de la station d'épuration de Beni Messous (Algerie).WATMED 2012, Ressources en eau dans le bassin méditerranéen, 10-12 octobre 2012 Sousse. International Workshop-WCI IN HADRUMETE
- [89] Kettab A., Metiche R., Bennacar N., « De l'eau pour un développement durable : enjeux et stratégies », Science de l'Eau; vol. 21, n° 2, 2008, p. 247-256.
- [90] Kettab.A,Karef.S.(2012). Valorisation des boues et des eaux épurées en agriculture et étude des indicateurs de performance de l'épuration : cas de la STEP de Médéa. Thèse de Magistère. ENP. Alger.
- [91] Kofoed, AD; 1984. Optimun use of sludge in agriculture in Berglund S , Davis , RD.L'hermite P,eds. Commission of European communities : utilization of sewage sludge on land rate of application and long term. Effect of metals .Dordrecht.D Reidel publication 1984.229P.
- [92] Konopka, A., Zakharova, T., Bischoff, M., Olivier, L., Nakatsu, C., Turco, R.F. (1999). Microbial biomass and activity in lead-contaminated soil. Appl. Envir. Microbiol. 65, 2256-2259.
- [93] Korantajer L. (1991).- Water, Air and Soil Pollut, 17:189 – , Illera et al, 2000) Illera V., Walter I., Souza P., Cala V. (2000).- Short-term effect of biosolid and municipal solid waste applications on heavy metal distribution in a degraded soil under a semi-arid environment. The Science of the total Environment, 255: 29-44.
- [94] Krogh, Petersen. Ecotoxicological Assesment of Sewage Sludge in Agricultural Soils. Ministry of Environment. 1997. de la Finlande18
- [95] Lazarova V., Gaid A., Rodriguez-Gonzales J., Alday Ansola J.(2003). L'intérêt de la réutilisation des eaux usées : analyses d'exemples mondiaux. Techniques, Sciences et Méthodes, 9 : 64-85
- [96] Le Bohec J.(1990). Emploi des composts urbains et des composts de boues de station d'épuration en culture légumière 1980-1986. Infos-CTIFL, n°61. Mai 1990. pp23-28.
- [97] Lebourg A., Sterckeman T., Ciesielski H. & Proix N. (1996).- Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. Agronomie, 16 : 201-215.
- [98] Legeros RZ. 1981. Apatites in biological systems. Progress in Crystal Growth Characterization 4, 1-45.
- [99] Leita, L., De Nobili, M., Muhlbachova, G., Mondini, C., Marchiol, L., and Zerbi, G. (1995). Bioavailablity and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. Biol. Fertil. Soils. 19, 103-108

- [100] LE Guillou, C., Thèse de Doctorat, Agrocampus ouest, L'institut Supérieur des Sciences Agronomiques, Agro-Alimentaires, Horticoles et du Paysage, Université Européenne de Bretagne, (2011)137.
- [101] Lemaire. et Rivière L.M., les substrats, problèmes particuliers par les cultures de plantes ornementales en pots et conteneurs, les relations entre les systèmes racinaires des végétaux et le sol, ou substrats artificiels. Comte rendu des séminaires des groupes d'étude des racines (Ex en Provence) 55-71
- [102] Maait, J. (1997). La réutilisation des eaux usées en irrigation. Synthèse bibliographique. ENGREF de Montpellier.
- [103] Machinet, G. E., Utilisation de la variabilité génétique du maïs pour évaluer le rôle de la qualité chimique des racines sur le processus de décomposition dans les sols. Thèse de doctorat, Université de Reims Champagne Ardenne, France,(2009) 207.
- [104] Mahler, RJ. Et coll. 1982. Cadmium enriched sewage sludge application to acid and calcareous soils : effect and nutrition of lettuce, corn, tomato, and swiww chard. J. Environ. Qual. 11. 694-700.
- [105] Malek Imane. Les métaux lourds : un handicap pour la valorisation agricole des boues de la station d'épuration de Réghaia. Master 2. Soutenu le 23/06/2014 .ENP.
- [106] Mara, D. 2004. Domestic wastewater treatment in developing countries. London; Sterling, VA: Earthscan Publications, xvi, 293 p. En ligne.
<http://www.loc.gov/catdir/toc/ecip0410/2003023959.html>
- [107] Mara, D., et S. Cairncross. 1991. Guide pour l'utilisation sans risques des eaux résiduaires et des excréta en agriculture et aquaculture. Genève: Organisation mondiale de la santé, 212 p.
- [108] Matejka.et al. 2001. Composting of urban refuse in Labé (Guinea): process optimization and agricultural value; Cagliari (Sardinia) Eighth International Waste Management and Landfill Symposium (CISA): Environ. Sanitary Engineering Centre 1-5 oct. 2001.
- [109] Mc Coy JL, Sikora J, Weil RR. 1986. Plant availability of phosphorus in sewage sludge compost. Journal of Environmental Quality 15, 403-409.
- [110] Mc Grath S.P., Chaudri AM. Giller EG., 1995. Long term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. J.Industrial Microbiology, 14, 94-104
- [111] Mc Laughing M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., Cook, N. (2000).- Soil testing for heavy metals. Commun. Soils Sci. Plant Anal, 31 : 1661-1700.
- [112] MEM.2002. Ministère de l'environnement du MAROC « normes marocaines, bulletin officiel du Maroc (n 5062 du 30 ramadhan 1423, Rabat, 2002.
- [113] Menar AB, Jenkins D. 1972. Calcium phosphate precipitation in wastewater treatment. Environmental Protection Agency. R 2-72-064 (PB 216605).
- [114] Michalke et coll. Production of volatile derivatives of metal (loid) by microflora involved in anaerobic digestion of sewage sludge. Applied and Environmental Microbiology. July 2000. 2791-2796.
- [115] Milhaud G. et Enriquez B. Elimination du plomb par le lait chez les bovins. Rec. Méd. Vét. 1981. pp 157, 291-296.
- [116] M. Neveux - Traitement et utilisation dans l'agriculture des eaux usées et des déchets solides, des collectivités rurales et urbaines en France. Annales Techniques du Génie Rural - Document 78 D – 1962.

- [117] Mino T, Kawakami T, Matsuo T. 1984. Location of phosphorus in activated sludge and function of intracellular polyphosphates in biological phosphorus removal process. *Water Science Technology* 17, 93-106.
- [118] Miquel G. (2003) La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, tome I, 198 pages
- [119] Morel, JI ; et Guckert , A . (1977) Influence of limited sludge on soil organic matter and soil physical properties . Reidel publishing company .Vol : 25-42 .
- [120] M. Nakib, A. Kettab, N Boudjelban, A Gasmi, F, A.Bilek, S. Khaled/Houli Etude des possibilités de valorisation des eaux épurées et des boues d'épuration dans l'agriculture : cas de la station d'épuration de Boumerdes (Algérie). International Joint Conference CB-WR-MED 2/nd AOP' Tunisia Conference 2013 For sustainable water management Tunis 24-27 Avril 2013
- [121] M. Nakib, A. Kettab, S. Khaled/Houli (2013) Etude des possibilités d'utilisation des eaux épurées et des boues d'épuration dans l'agriculture; cas de la station d'épuration de Chenoua (Algérie). *The 4RDMaghreb Conference on Desalination and Water Treatment "CMTDE 2013"* Hammamet, Tunisia 15-18 Decembre, 2013.
- [122] M.Nakib, A.Kettab, S.Tebbal, H.Bouanani(2013) Etude du potentiel fertilisant des eaux épurées de la station d'épuration de Kolea (Algérie). Troisième conférence internationale sur l'Eau CIEAU-2013, Alger 18-19- 20 nov 2013
- [123] Nakib.M, Kettab.A, Berreksi.A , Mandi.L.Study and Evaluation of the Possibilities of Reusing Treated Effluent in Agriculture in North-Central Algeria .Dessalement et de traitement d'eau Bureau de la rédaction dwtjournal@yahoo.com 04- Mar -2014 Publié en ligne; 13 juin 2014.
- [124] MRE .Ministère des Ressources en Eau. Direction de l'Hydraulique Agricole. Kouba. Alger. ALGERIE.Email: Infos@mre.dz, deah@mre.dz. Site web: www.mre.dz
- [125] (NFU 440-051), AFNOR. Association française de normalisation ,2006.Normes NFU 440-051. Limites des teneurs en ETM, CTO, agents pathogènes, inertes et impuretés.
- [126] NFU44-095 , AFNOR. Association française de normalisation, 2002. Normes NFU 44 095. Amendement organique. Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issus du traitement des eaux.
- [127] OMS (1997) « Aspects sanitaires et nutritionnels des oligo-éléments et des éléments en traces ». Editions de l'OMS, 366 p.
- [128] OMS (1989).utilisation des eaux usées en agriculture et aquaculture, recommandations à visées sanitaires. Geneve. OMS. 778.205 p.
- [129] ONA Office National d'Assainissement Alger
- [130] Ousseynou GUENE, 2002, Compostage artisanal intégré à la gestion des ordures ménagères - Données de terrain et outils de diffusion, Integrated traditional composting within domestic solid waste management – Data from the field and dissemination tools 7-10 January 2002, Tunis (EPCOWM'2002), p.349-356.349
- [131] Pallix.G, (1993). Rapport de mission du 16/4/93 au 13/5/93, Document ANR
- [132] Patrick, Perrono (1999). Les micro -polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduaires urbaines. Mém. DUESS. DEP. Univ. Picardie, Amiens.
- [133] Pekrun, L; Kaul, H-P & Claupein, W.2003.soil tillage for sustainable nutrient management in ELTiri, A (ed.)soil tillage in Agroecosystems ,CRC Press New York (USA), pp83-113.
- [134] Pescod, M.B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and

- Drainage Paper 47, Rome: FAO. 125 p.
- [135] Pinamonti, F. et al. Heavy metal levels in apple orchards after the application of two composts. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 1997. pp 28, 1403-1419.
- [136] Puil C (1998). La réutilisation des eaux usées urbaines après épuration. *Mém. D.U.E.S.S. « Eau et Environnement », D.E.P., univ. Picardie, Amiens*, 62 pages.
- [137] Raissi O. Cartographie des sols et pédogenèse de la plaine de Mitidja (centre Algérien), *Soil survey and pedogenesis in Mitidja plain (center Algeria)*, Scientific Registration n°: 1897.
- [138] Ratel C., Nejjar, A. et Bentaleb, M. (1986) La réutilisation des eaux usées pour l'irrigation au Maroc : Cas de la ville de Marrakech. Séminaire sur les technologies appropriées pour l'eau et l'assainissement en zones arides, Rabat (Maroc), 24-28 Novembre. pp. 31-44.
- [139] Rebhun M, Lurie M. (1993). Control of organic matter by coagulation and floc separation. *Water Science Technology* 27, 1-20.
- [140] Richards L.A. (1954), « Diagnosis and improvement of saline and alkali Soils ». *Agric. Handbook*, Washington, USA, 60, 160 p.
- [141] Richards B.K., Steenhuis T.S., Peverly J.H., Mc Bride M.B. (1998).- Metal mobility at an old, heavily loaded sludge application site. *Environmental pollution*, 99: 365-377.
- [142] RNEDHA. (1992). Guide pratique irrigation. Coll. «Guide Pratique du CEMAGREF». Paris: France Agricole. 294 p.
- [143] Robert M. & Juste C. (1999).- Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. In :, Spéciation des métaux dans le sol., *Les Cahiers du Club Crin*, Paris, pp. 15-37
- [144] Rodier J. 2005. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer 8e édition. Ed. : Dunod. 1382 pages
- [145] Rose J.B., Farrah S.R., Friedman D., Riley K., Hamann C.L., Robbins M. (1999). Public evaluation of advanced water for potable application. *Water Science and Technology*, 40 (4-5) : 247-252.
- [146] Sauerbeck DR., et Styperck P., 1988. Heavy metals in soils and plants of 25 long-term field experiments treated with sewage sludge . In *Agricultural waste management and environmental protection*. Welte E. and I. Szabolcs, (Eds). Forth Intern. Symp. CIEC, Braunschweig (FRG), May, 11-14, 1987
- [147] Schlosser .O., Roudot-Thoraval F. Exposition professionnelle aux eaux usées et risque d'hépatite virale A. *Arch. Mal. Prof.* 1995, 56, 23-27.
- [148] Scholz, R.W. et al. Assessment of health risk due to cadmium contaminated house Gardens. *Offentl. Gesund.* 1990. pp 52, 161-167
- [149] Scokart P.O., Meeus-Verdinne K. & De Borger R. (1983).- Mobility of heavy metals in polluted soils near zinc smelters. *Water Air Soil Pollut.*, 20 : 451-463
- [150] Seltzer. P (1946). Le climat de l'Algérie. *Trav-inst. Météo et physique du globe*, Algérie- 219 pages.
- [151] Shuval, H. 1. 1977. Water renovation and reuse. Coll. «Water pollution». New York: Academie Press, xiii, 463 p
- [152] Smith S.R. (1996).- *Agricultural recycling of sewage sludge and the environment*. CAB, international, UK. Sopper W.E. (1993).- *Municipal sludge use in land reclamation*. Lewis Publisher, London.
- [153] Soing, P, 1999. Fertilisation des vergers : environnement et qualité, Paris, CTIFL, 86 p.
- [154] Sommelier L, Morel JL, Morel C, Wiart J. (1996). La valeur phosphatée des boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Collection ADEME « valorisation

- agricole des boues de stations dépuración ». 172p.
- [155] Steenhuis T.S., Parlange J.Y. & Aburime S.A. (1995).- Preferential flow in structured and sandy soils :consequences for modeling and monitoring . In : L. Everett, S. Cullen and L. Wilson (Ed.), Handbook of vadose zone characterization and monitoring., Lewis publisher, Chelsea, pp. 61-77.
- [156] Syers J.K. & Springett J.A. (1983).- Earthworms ecology in grassland soils. In : J.E. Satchell (Ed.), Earthworms ecology : From Darwin to vermiculture., Chapman and Hall, London, pp. 67-93.
- [157] Tamrabet. L (2011) Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. Thèse de Doctorat en sciences. Université Hadj Lakhdar –Batna (Algérie).Institut de Génie Civil, d'Hydraulique et d'Architecture
- [158] Tarradelas J. Les polluants présents dans les boues d'épuration. Bulletin de l'ARPEA, numéro spécial de la journée technique sur les boues d'épuration, 25ème année, n°156. 1989. p8.
- [159] Tennant CJ. Potential contribution of dietary sources to urinary cadmium and – microglobulin excretion of occupationnally exposed workers. J. Occup. Med. 1991. pp33, 1175-1179.,
- [160] Terce M., 2001- Les impacts du recyclage des boues de station d'épuration, INRA-ME&S-75338.Paris
- [161] Terry R.E., Nelson D.W. & Sommers L.E. (1979).- Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 43 : 494-499.
- [162] Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. (1979).- Sequential extraction procedure for the speciation of Particulate trace metal. Analytical Chemistry, 51: 844 – 851
- [163] Tester, CF., Sikora LJ., Taylor JM. & Parr JF. 1982 .N Utilization by tall fescue from sewage sludge, compost amended soils. Agro. J. 74:1013-1018.
- [164] Troehf..R. & Thompson. L.M., 1993). Troeh f.R. & Thompson L.M. (1993)– Soils and soil fertility – 5th Edition – Oxford University
- [165] Valiron et a/1983) .Valiron, F., 1. J. Colin et France Bureau de recherches géologiques et minières. 1983. La Réutilisation des eaux usées. Paris: Editions du B.R.G.M., viii, 207 p.
- [166] Vam -Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montana Rella, L., Olazabal, C. & Selva Radjou, S-K.(2004). Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/3, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- [167] Werther J; Ogada T., 1999- Sewage sludge combustion .Progress in Energy and Combustion Science, 25:55-116
- [168] Wiart J. (2000).- Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Dossier Ademe.
- [169] U.S. E.P.A., CFR Part 503 Standards for the use or diposal of sewage sludge, in Federal Register. 40 CFR Protection of Environment. July 1 1993. pp664-694.
- [170] U.S. Salinity Labotory, 1955.

IX. Annexes

Annexe 1. Charge hydraulique (STEP Reghaia)

	Débit (m ³ /j)	Débit /capacité nominale (%)
Avril 2011	27020	33,78
Mai 2011	29196	36,50
Juin 2011	23631	29,54
Juillet 2011	19539	24,42
Aout 2011	20446	25,56
Septembre 2011	16635	20,79
Octobre 2011	19988	24,99
Novembre 2011	35447	44,31
Décembre 2011	48530	60,66
Janvier 2012	53214	66,52
Février 2012	71929	89,91

Annexe 2. Paramètres physico-chimique (STEP Reghaia)

	Température (°C)		pH		Conductivité (µS/cm)		Oxygène dissous (Bassin d'aération) (mg/l)
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	
Avril 2011	14,5	14,9	7,27	7,2	2281	2097	2,8
Mai 2011	25,71	26,15	7,16	7,13	2260	2124	2,5
Juin 2011	25,9	26,1	7,3	7,18	2326	2134	3,5
Juillet 2011	31	30	7,18	7	2289	2118	4,2
Aout 2011	26	26	7,7	8	2307	2170	2,62
Septembre 2011	28	28	7,19	7	2291	2207	1,62
Octobre 2011	21	21	7,67	7,54	2138	1956	2,54
Novembre 2011	19	19	7,69	7,55	1898	1685	3,35
Décembre 2011	16	15	7,66	7,46	1763	1585	4,2
Janvier 2012	10,58	10,21	7,37	7,63	1435	1364	3,8
Février 2012	10,36	10,45	7,73	7,39	1365	1171	6

Annexe 3. Paramètres de la pollution particulaire (STEP Reghaia)

	MES (mg/l)		MES (kg/j)		Charge/Capacité nominale (%)	Rt (%) Décanteur primaire	Rt (%) global
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée			
Avril 2011	338	33	8820	858	44,19	26	91
Mai 2011	292	20	8037	571	40,27	28	92
Juin 2011	385	23	7847	461	39,31	37	94
Juillet 2011	320	18	6051	343	30,32	41	94
Aout 2011	327	23	6668	462	33,41	15	93
Sept 2011	384	18	6679	321	33,46	25	95
Oct 2011	438	15	9064	301	45,41	32	96
Nov 2011	442	42	15748	1417	78,90	48	91
Déc 2011	201	19	9787	936	49,03	75	89
Janvier 2012	235	9	12667	508	63,46	60	95
Février 2012	304	18	22165	1318	111,05	26	93

Annexe 4. Paramètres de la pollution organique globale (STEP Reghaia)

4.1. Demande chimique en oxygène :

	DCO (mg/l)		DCO (kg/j)		Charge/Capacité nominale (%)	Rt (%)
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée		
Avril 2011	357	48	9191	1184	32,19	86
Mai 2011	387	45	1117	1293	3,91	87
Juin 2011	417	55	8739	1154	30,61	86
Juillet 2011	472	60	9064	1153	31,75	87
Aout 2011	460	68	9249	1367	32,40	83
Septembre 2011	514	57	9386	1035	32,88	88
Octobre 2011	625	52	12419	1031	43,50	91
Novembre 2011	454	91	17586	3226	61,60	84
Décembre 2011	408	52	19842	2517	69,50	87
Janvier 2012	472	35	23063	1898	80,78	91
Février 2012	362	27	26437	1892	92,60	91

4.2. Demande biochimique en oxygène :

	DBO ₅ (mg/l)		DBO ₅ (kg/j)		Charge/Capacité nominale (%)	R (%)
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée		
Avril 2011	223	14	5867	354	37,13	94
Mai 2011	177	13	4858	363	30,75	93
Juin 2011	230	10	4694	213	29,71	95
Juillet 2011	188	15	3543	289	22,42	90
Aout 2011	171	16	3492	324	22,10	90
Septembre 2011	210	13	3648	218	23,09	93
Octobre 2011	316	14	6855	300	43,39	95
Novembre 2011	214	15	7613	467	48,18	91
Décembre 2011	229	8	11167	390	70,68	96
Janvier 2012	222	4	11963	218	75,72	98
Février 2012	152	3	11060	226	70,00	98

Annexe 5. Paramètres de la pollution dissoute : (STEP Reghaia)

5.1. Les composés azotés

5.1.1. Azote global

	NGL (mg/l)		NGL (kg/j)		Charge/Capacité nominale (%)	Rt (%)
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée		
Aout 2011	36	27	742	552	37,86	26
Septembre 2011	35	26	582	438,12	29,71	26
Octobre 2011	92	36	1839	719,57	93,82	61
Novembre 2011	37	29	727	562	37,09	23
Décembre 2011	51	34	2887	1907	147,30	26
Janvier 2012	42	27	2406	1518	122,76	33
Février 2012	40	18	2802	1279	142,96	54
Mars 2012	36	17	2234	1048	113,99	53

5.1.2. Azote Kjeldahl

	NTK (mg/l)		NTK (kg/j)		Rt (%)
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	
Novembre 2011	35,65	15,38	1263,69	545,17	12,86
Décembre 2011	49,22	9,13	2388,65	443,08	65,17
Janvier 2012	38,91	6,16	2070,56	327,80	69,99
Février 2012	33,65	5,04	2420,41	362,52	79,41
Mars 2012	31,15	3,11	1938,53	193,54	83,24

5.1.3. Azote Ammoniacal

	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)		N-NO ₃ ⁻ (mg/l)		N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée
Novembre 2011	18	10,83	0,5	2,23	0,85	0,31
Décembre 2011	23	23,4	0,54	0,15	1,24	0,82
Janvier 2012	18,38	19,48	2,65	0,41	0,44	0,45
Février 2012	9,17	1,96	5,78	10,87	0,57	0,13
Mars 2012	12,59	0,17	3,89	13,51	0,86	0,05

5.2. Phosphore total

	Pt (mg/l)		Pt (kg/j)		Rendement (%)
	Eau brute	Eau épurée	Eau brute	Eau épurée	
Aout 2011	3,61	1	74	20	73
Sept 2011	2,91	0,9	196	30	70
Oct 2011	2,58	0,38	103	36	85
Nov 2011	3,45	0,65	93	22	74
Déc 2011	2,82	0,83	135	40	68
Janvier 2012	4,5	1,53	257	87	66
Février 2012	6	2,4	435	175	66

Annexe 6. Ratios file boues (STEP Reghaia)

	production de boues primaires / production de boues primaires théorique	kg MS extraites / kg DCO éliminée	kg MS extraites / kg DCO éliminée (théorique)	Kg MS extraites / T de polymère
Avril 2011	0,37	0,69	0,95	6,14
Mai 2011	0,55	0,34	0,65	5,45
Juin 2011	0,45	0,34	0,83	2,49
Juillet 2011	0,40	0,50	0,58	3,54
Aout 2011	0,38	0,43	0,63	3,08
Septembre 2011	0,40	0,43	0,58	4,19
Octobre 2011	0,42	0,57	0,71	5,29
Novembre 2011	0,55	0,53	0,78	3,45
Décembre 2011	1,22	0,54	0,61	3,31
Janvier 2012	0,97	0,40	0,58	3,88
Février 2012	0,87	0,69	0,67	4,74

Annexe 7. Ratios moyens: Epaissement / Déshydratation

		[MES] _{BA} (g/l)	MES décantées (%)	Quantité de boues stockées (BS) (kg/j)	Quantité de polymère (kg/j)	Siccité (%)
Avril 2011	26	4,1	22	8629	53	30
Mai 2011	28	4,1	33	11195	61	40
Juin 2011	37	4,6	27	14864	37	39
Juillet 2011	41	4,5	24	8769	31	33
Aout 2011	15	5,1	23	8769	27	30
Septembre 2011	25	9,5	24	8118	34	33
Octobre 2011	32	9,0	25	9457	50	32
Novembre 2011	48	5,9	33	10137	35	30
Décembre 2011	75	4,9	73	7544	25	40
Janvier 2012	60	6,2	58	7992	31	39
Février 2012	65	5,6	52	8856	42	32

Annexe 8. Paramètres physico-chimique de l'eau usée STEP BOUMERDES

Annexe 8.1. Paramètres physico-chimique 2008 STEP BOUMERDES

	pHh	t°C	MES mg/l	DBO5 mg/l	MVS %	NO3 mg/l	NH4+ mg/l	NTK mg/l	PO4 mg/l
janv	7,38	16,34	334,85	185	54,02	12,47	20,28	45,15	13,56
fev	7,28	16,72	401,62	345	51,04	2,88	36,42	53,55	6,23
mars	7,27	17,88	337,27	360	52,14	3,49	27,76	44,07	5,68
avr		19,52	340,28	430	48,1	4,33	31,85	72,52	5,59
mai	7,27	20,69	417,15	293,75		19,68	48,55	91,63	11,34
juin	7,32	23,16	236,82	387,5		3,7	29,17	63	7,52
juill	7,33	25,83	223,16	282,5		2,37	18,03	48,72	4,13
aout	7,36	26,21	223,18	242		4,13	20,47	38,25	5,53
sept	7,36	24,58	189,55	172,5		3,01	17,57	34,3	5,19
oct	7,35	22,69	374,44	850		5,52	45,78	107,87	11,07
nov	7,35	18,35	322,35	316,66		3,73	39,76	57,4	13,03
max	7,38	26,21	417,15	850	54,02	19,68	48,55	107,87	13,56
min	7,27	16,34	189,55	172,5	48,1	2,37	17,57	34,3	4,13
moy	7,33	21,08	309,15	321,35	51,32	5,93	30,51	59,67	8,07

Annexe 8.2. Paramètres physico-chimique 2009 STEP BOUMERDES

parametres	Ph	t°c	MES mg/l	DBO5 mg/l	DBO5 mg/l	NO3 mg/l	NH4+ mg/l	NTK mg/l	PO4 mg/l
janv	7,25	15,27	276,42	297,5	297,5	1,22	56,37	71,25	10,15
fev	7,16	15,16	257,5	397,5	397,5	5,62	81,27	62	25,64
mars	7,18	18,25	282,5	394	394	15,32	62,45	65,4	35,83
avr	7,22	17,1	209,5	300	300	8,28	49,04	51,25	19,73
mai	7,17	20	253,63	268	268	6,37	45,9	51,8	27,99
juin	7,22	23,55	181,81	276,66	276,66	7,52	56,21	52,5	31,54
juill	7,2	25,86	153,5	292,5	292,5	6,95	50,05	51,5	31,39
aout	7,3	26,29	131,53	216,66	216,66	1,34	26,02	62,09	23,47
sept	7,31	24,3	162,85	157,5	157,5	3,23	22,21	38,09	15,48
oct	7,33	22,61	152,77	216,66	216,66	7,21	39,9	67	14,53
nov	7,37	16,7	169,54	284	284	6,82	37,05	50,18	19,24
dec									
moy	7,24	20,46	202,86	281,9	281,9	6,89	47,8	56,64	24,48
max	7,37	26,29	282,5	397,5	397,5	15,32	81,27	71,25	35,83
min	7,16	15,16	131,53	157,5	157,5	1,63	22,21	38,09	14,53

Annexe 8.3. Paramètres physico-chimique. Eau épurée 2009

parametres	Ph	t°c	MES mg/l	DBO5 mg/l	DCO mg/l	N- NH4+ mg/	N- NO3 mg/l	NTK mg/l	PO4
janv	7,18	15,1	12,14	16	38			1,22	19
fev	7,09	15	13	21	46,25	9,85	3,25	5,62	20,75
mars	7,15	16,35	11	16	32,4	4,3	3,08	15,32	14,8
avr	7,08	17,14	10,5	10,25	44,25	7,3	8,92	8,28	21,5
mai	7,16	20,23	12,73	21,75	43,2	8,7	2,38	6,37	17,2
juin	7,27	23,62	10,91	22,66	42,75	19,4	1,12	7,52	22
juill	7,27	25,89	11	19,25	49	9,97	1,42	6,95	16,25
aout	7,32	26,46	11,54	12,66	74,33	3,02	1,72	1,34	30,59
sept	7,25	24,2	11,43	6,25	37,95	0,58	3,03	3,23	8,73
oct	7,23	22,56	13,33	9,5	56,33	13,55	5,16	7,21	24
nov								6,82	
dec	7,26	16,32	14,09	5,75	51,68	0,71	16,18		16,17
max	7,32	26,46	14,09	22,66	74,33	19,4	16,18	15,32	30,59
min	7,08	15	10,5	5,75	32,4	0,58	1,12	1,63	8,73
moy	7,2	20,26	11,97	14,64	46,92	7,93	4,819	6,89	19,18

Annexe 8.4. Paramètres physico-chimiques, eau épurée 2010

t°c	MES mg/l	DBO5 mg/l	DCO/ DBO5	DCO mg/l	NH4+ mg/l	NO3 mg/l	NTK mg/l	PO4 mg/l	P-PO4 mg/l
janv	14,65	12,5	7,25	4,48	32,25	21,58	15,8	3,29	7,09
fev	15,65	11,05	4,25	5,7	24,75	39,46	1,02	1,4	4,31
mars	16,84	13,63	4,75	5,2	24,25	22,62	0,075	3,81	4,25
avr	18,87	12,85	17,6	1,8	31,8	34,48	0,079	7,27	5,4
mai	20,09	13,63	15	2,33	35	41,67	0,066	13,44	2,93
juin	22,8	11,36	9,4	4,5	42,88	46,4	0,088	22,3	7,74
juill	25,45	15,6	9,75	5,7	56,5	52,86	0,075	26,75	8,56
aout	25,6	14,07	6,2	5,8	36,14	40,38	0,07	16,72	4,52
sept	24,46	26,15	4,25	3,3	14,46	28,32	0,055	3,74	6,7
oct	21,72	15,48	7,5	1,9	39,87	32,2	0,07	4,69	6,05
nov	18	14,54	2	19,5	13,5	29,14	13,63	12,32	3,39
dec	16,01	10,11	3,8	11	42,2	31,65	10,36	5,05	7
moy	20,0	14,24	7,64	5,93	32,8	35,06	3,449	10,065	5,6
min	14,65	10,11	2	1,8	13,5	21,58	0,055	1,4	2,93
max	25,6	26,15	17,6	19,5	56,5	52,86	15,8	26,75	8,56

Annexe 8.5. Paramètres physico-chimique, eau épurée, 2011 STEP BOUMERDES

	pH	T°c	CE uS/c m	MES mg/l	DBO5 mg/l	DCO mg/l	NO3 mg/l	NH4	NTK mg/l	PO4 mg/l	P-PO4 mg/l
janv	7,45	15,51	1541	237,0 7	134	353,28	13,63	27,62	41,28	10,37	3,39
fev	7,51	15,04	1432	181,1	251,6	341	0,044	28,14	35,11	9,57	3,13
mars	7,33	16,51	1521	217,8	246	310,4		30,1	25,73	8,69	2,84
avr	7,35	18,86	1568	227,8	325	538,25	36,35	39,77	36,53	14,29	4,67
moy	7,41	16,48	1516	215,9	239,2	385,73	16,67	31,4	34,66	10,71	3,5075
max	7,51	18,86	1568	237	325	538,25	36,35	39,77	41,28	14,29	4,67
min	7,33	15,04	1432	181,1	134	310,4	0,044	27,62	25,73	8,69	2,84

Annexe 8.6 Paramètres physico-chimique eau épurée 2012-2013

Mois	pH	T°C	N-NH4 mg/l	N-NO3 mg/l	NTK mg/l	P-PO4 mg/l	CE uS/cm
Janv 12	7,257	15,38	2,12	6,37	9,63	2,18	1261,90
Fev 12	7,45	12,67	0,59	10,25	6,60	1,025	1136,37
Mars 12	7,49	15,82	0,14	11,64	2,46	0,746	1392,95
Avr 12	7,43	18,04	3,43	6,87	2,5	2,2175	1359,52
Mai 12	7,39	20,64	1,40	6,68	2,31	2,73	1233,80
Jull 12	7,50	25,34	10,50	1,2	20	4,46	1214,59
aout 12	7,52	25,91	5,70	2,42	26,2	2,20	1320,50
sept 12	7,40	23,43	8,56	5,22	19,6	1,6625	1337,85
oct 12	7,33	22,35	7,87	2,98	9,92	6,57	1249,95
nov 12	7,17	19,45	0,24	8,62	1,085	1,8075	1303
dec 12	7,24	16,50	0,27	9,6	0,92	2,53	1293,04
Janv 13	7,19	14,78	0,49	12,42	1,05	1,42	1271
fev 13	7,31	13,55	0,05	14,57	0,94	1,08	1241,44
Mars 13	7,27	16,05	0,11	16	0,68	1,32	1259,26
avr 13	7,21	17,96	0,5	11,22	1,65	2,14	1304,68
mai 13	7,22	19,59	0,40	11,12	3,18	1,73	1294,89
Juin 13	7,292	21,90	0,3	11,07	4,77	1,5	1310,85
Juill 13	7,26	23,86	0,50	4,46	1,28	3,88	1199,69
Jaout 13	7,29	24,70	1,20	5,47	4,75	1,58	1209
Sept 13	7,17	24,08	8,32	5,57	10,76	2,15	1199,18
Oct 13	7,24	23,52	0,31	3,94	3	2,08	1101,25
Nov 13	7,15	19,27	0,08	4,45	3,60	1,73	1171,00
Dec 13	7,30	16,38	0,10	14,12	2,3	1,72	1182,61

Annexe 8.7. Relation entre les paramètres de pollution 2008 STEP BOUMERDES

	MES/DBO5	NH4/DCO	NH4/NTK	DBO5/MES	MES/DCO	DCO/MES	DBO5/DCO
janv	1,8	0,041	0,449	0,55	0,68	1,45	0,379
fev	1,16	0,047	0,68	0,86	0,52	1,91	0,449
mars	0,936	0,053	0,63	1,06	0,65	1,53	0,69
avr	0,79	0,056	0,439	1,26	0,59	1,67	0,75
mai	1,42	0,05	0,529	0,7	0,43	2,3	0,3
juin	0,61	0,055	0,46	1,63	0,445	2,22	0,73
juill	0,79	0,094	0,38	1,26	0,43	2,31	0,54
aout	0,92	0,047	0,538	1,08	0,52	1,91	5,6
sept	1,098	0,1	0,517	0,91	0,57	1,75	0,52
oct	0,44	0,041	0,427	0,459	0,34	2,92	0,77
nov	1,018	0,064	0,427	0,98	0,519	1,92	0,51
max	1,8	0,1	0,68	1,63	0,68	2,92	5,6
min	0,44	0,058	0,38	0,46	0,34	1,45	0,3
moy	0,99	0,064	0,49	0,97	0,517	1,99	1,02

Annexe 8.8 Relation entre paramètres de pollution 2009 STEP BOUMERDES

paramètres	MES/DBO5	DBO5/MES	MES/DCO	DCO/MES	DBO5/DCO	DCO/ DBO5	NH4/ DCO
janv	0,929	1,07	0,52	0,91	0,56	1,77	0,107
fev	0,64	1,54	0,45	1,19	0,7	1,41	0,14
mars	0,71	1,39	0,39	2,54	0,549	1,82	0,08
avr	0,69	1,43	0,43	2,31	0,619	1,61	0,1
mai	0,94	1,059	0,51	1,94	0,545	1,83	0,09
juin	0,65	1,52	0,38	2,6	0,58	1,71	0,11
juill	0,52	1,9	0,33	3,03	0,627	1,59	0,107
aout	0,6	1,64	0,21	4,68	0,35	2,84	0,04
sept	1,03	0,97	0,32	3,09	0,31	3,19	0,075
oct	0,7	1,42	0,38	2,57	0,55	1,81	0,056
nov	0,59	1,68	0,379	2,63	0,638	1,56	0,083
moy	0,727	1,41	0,39	2,49		1,92	0,089
max	1,03	1,9	0,52	4,68		3,19	0,14
min	0,52	0,97	0,21	0,91		1,41	0,04

Annexe 8.9. Relation entre paramètres de pollution 2010 STEP BOUMERDES

parametres	MES/ DBO	DBO5/ MES	MES/ DCO	DCO/ MES	DBO5/ DCO	DCO/D BO5	NH4/ DCO	DCO/ NTK	NH4/ DCO	NH4/ NTK
janv	1,37	0,73	0,74	1,345	0,544	1,83	0,082	8,17	0,082	0,68
fev	0,93	1,07	0,45	2,21	0,487	2,05	0,096	12,84	0,096	
mars	1,82	0,54	0,66	1,51	0,358	2,77	0,083	9,37	0,083	0,77
avr	1,19	0,84	0,617	1,61	0,519	1,92	0,124	6,02	0,124	0,75
mai	1,21	0,82	0,564	1,77	0,465	2,14	0,114	6,36	0,114	0,72
juin	0,92	1,08	0,325	3,07	0,35	2,83	0,071	8,99	0,071	0,64
juill	1,36	0,72	0,464	2,15	0,338	2,95	0,105	8,83	0,105	0,93
aout	1,43	0,69	0,5	1,98	0,286	2,85	0,098	6,95	0,098	0,68
sept	2,21	0,45	0,66	1,5	0,3	3,33	0,07	8,29	0,07	0,58
oct	2,89	0,34	0,7	1,42	0,239	1,12	0,098	5,87	0,098	0,66
nov	1,1	0,9	0,68	1,46	0,617	1,62	0,104	5,43	0,104	0,52
dec	1,36	0,73	0,67	1,49	0,492	2,23	0,092	8,16	0,092	0,75
moy	1,48	0,74	0,58	1,79		2,3	0,094	7,94	0,094	0,69
max	2,89	1,08	0,74	3,07		3,33	0,12	12,84	0,124	0,93
min	0,92	0,34	0,32	1,34		1,12	0,07	5,43	0,07	0,52

Annexe 8.10. Relation entre paramètres de pollution 2011 STEP BOUMERDES

parametres	MES/DBO5	DBO5/MES	MES/DCO	DCO/MES	DBO5/DCO	DCO/DBO5	NH4/DCO	DCO/NTK	NH4/DCO
janv	1,76	0,56	0,67	1,489	0,379	2,63	0,078	8,4	0,078
fev	0,72	1,38	0,53	1,88	0,736	1,35	0,082	9,71	0,082
mars	0,88	1,13	0,7	1,428	0,79	1,26	0,097	12,04	0,097
avr	0,69	1,43	0,42	2,37	0,604	1,65	0,074	14,72	0,074
moy	1,01	1,12	0,58	1,79	0,62	1,72	0,082	11,21	0,082
max	1,76	1,43	0,7	2,37	0,79	2,63	0,097	14,72	0,097
min	0,69	0,56	0,42	1,42	0,37	1,26	0,074	8,4	0,074

Annexe 8.11. Bilans mensuels des analyses : File boue. (STEP Boumerdes) 2009

	GATEAU			Poly mères	siccité	conc poly	cons poly
Paramètres	Siccité %	MO %	Poids MST/j	kg/TMS	%	g/l	kg/j
janv	20,48	50,9	1,79	3,93	17,165	3,533	5,66
fev	19,31	57,17	1,23	4,76	16,433	4,033	4,82
mars	18,16	67,53	1,61	7,34	13,51	4,357	8,51
avr	15,96	55,04	1,73	6,73	16,64	4,458	7,73
mai	16,11	65,44	3,42	6,63	14,71	4,743	15,85
juin	17,38	68,54	3,89	6,69	14,17	4,717	18,86
juill	14,99	69,25	3,03	6,646	14,22	3,975	15,55
aout	14,11	65,65	4,05	7,29	15,168	3,877	17,81
sept	15,87	63	2,20	7,1	15,23	3,479	9,72
oct	19,15	42,12	0,65	5,14	20,29	3,372	2,617
nov	16,86						
dec		51,9	2,56	4,258	16,62	4,21	10,32
max	20,48	69,25	4,05				
min	14,11	42,12	0,65				
moy	17,12	59,68	2,38	6,04	15,83	4,06	10,68

Annexe 8.12. Bilans mensuels des analyses : File boue. (STEP Boumerdes) 2010

	GATEAU					
	siccité	MO	Poids MS	Poly mères	conc poly	cons poly
	%	%	T/j	kg/TMS	g/l	kg/j
janv	16,91	51,74	0,93	5,87	4,40	3,92
fev	16,88	56,48	0,94	5,44	4,48	4,03
mars	15,72	55,42	2,70	5,70	4,672	11,52
avr	14,34	65,8	2,00	6,42	4,86	8,62
mai	14,64	65,98	2,61	2,45	4,37	6,31
juin	14,91	67,67	3,62	5,24	4,21	12,06
juill	14,93	67,48	3,00	5,67	4,58	10,67
aout	15,41	65,52	3,44	5,02	3,67	12,30
sept	16,11	60,73	3,05	5,22	4,17	10,48
oct	17,04	50,7	2,00	4,89	3,65	6,47
nov	18,41	44,41	0,58	4,36	3,90	2,23
dec	18,74	43,43	1,43	5,03	2,63	4,92
max	18,74	67,67	3,62			
moy	16,17	57,94	2,19	5,11	4,13	7,79