

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Ecole Nationale Polytechnique



Département : Hydraulique

Laboratoire de Recherche Sciences de l'Eau (LRS-EAU/ENP)

Thèse de doctorat D-LMD en Science de l'Eau et Développement Durable

Thème

Evaluation expérimentale de la qualité et de la quantité des cultures maraichères et arboricoles irriguées par les eaux usées traitées

Youcef DJILLALI

Sous la direction de M. Ahmed KETTAB Professeur, M. Mohamend Nacer CHABACA Professeur

Présenté(e) et soutenue publiquement le (29/11/2020)

Composition du Jury :

Présidente	M ^{me} Saadia BENMAMAR	Professeur	ENP-Alger
Directeur de thèse	M. Ahmed KETTAB	Professeur	ENP-Alger
Co-directeur de thèse	M. Mohamed Nacer CHABACA	Professeur	ENSA-EL Harrach
Examineurs	M. Abdelkader NAMANE	Professeur	ENP-Alger
	M. Mustapha Kamel MIHOUBI	Professeur	ENSH-Blida
	M. Hakim LOUNICI	Professeur	Univ-Bouira
Invités	M. Salim BENZIADA	MAA	ENP-Alger
	M ^{me} Rafika KHACHEBA	Chef de Département	ONA/MRE

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Ecole Nationale Polytechnique



Département : Hydraulique

Laboratoire de Recherche Sciences de l'Eau (LRS-EAU/ENP)

Thèse de doctorat D-LMD en Science de l'Eau et Développement Durable

Thème

Evaluation expérimentale de la qualité et de la quantité des cultures maraichères et arboricoles irriguées par les eaux usées traitées

Youcef DJILLALI

Sous la direction de M. Ahmed KETTAB Professeur, M. Mohamend Nacer CHABACA Professeur

Présenté(e) et soutenue publiquement le (29/11/2020)

Composition du Jury :

Présidente	M ^{me} Saadia BENMAMAR	Professeur	ENP-Alger
Directeur de thèse	M. Ahmed KETTAB	Professeur	ENP-Alger
Co-directeur de thèse	M. Mohamed Nacer CHABACA	Professeur	ENSA-EL Harrach
Examineurs	M. Abdelkader NAMANE	Professeur	ENP-Alger
	M. Mustapha Kamel MIHOUBI	Professeur	ENSH-Blida
	M. Hakim LOUNICI	Professeur	Univ-Bouira
Invités	M. Salim BENZIADA	MAA	ENP-Alger
	M ^{me} Rafika KHACHEBA	Chef de Département	ONA/MRE

*** Dédicace ***

Il y a des gens qui passent, qui s'arrêtent et qui donnent tout,
sans rien demander.

Il y a des gens qui nous encouragent, supportent et qui sont toujours présents.

Il y a des gens qui vous promettent et qui ne mentent jamais.

Il y a des gens qui nous aiment tellement qu'on n'arrive même pas à l'expliquer
avec des mots.

Ce sont ces gens-là qui ont fait de moi, ce que je suis devenu aujourd'hui
A mes parents... qui m'ont donné la vie et la joie de vivre, toute ma gratitude et
mes profonds sentiments, Que Dieu le tout puissant soit à vos côtés et vous
accorde une meilleure santé et une longue vie pleine de joie.

A mes tantes, sœurs et frère... symbole de générosité et d'affection, très
reconnaisants pour votre soutien infini durant toutes ces années
A celle qui m'a toujours soutenu, qui m'a encouragé, et qui a toujours été
présente dans les moments difficiles : mon épouse **Djebar I.**

A ce qui m'a toujours encouragé et soutenu moralement :

Mon très cher frère, ami et enseignant **M. BENZIADA Salim**

A mon encadreur **M. KETTAB A.** et Co-encadreur **M. CHABACA M. N.**

Vos enseignes, conseils et recommandations, ne m'ont jamais fait défaut, je
citerai votre nom à l'avenir avec fierté.

A mes amis et nos chers ... Ils vont trouver ici le témoignage d'une fidélité et
d'une amitié infinies.

Votre générosité et soutien m'obligent à vous témoigner mon profond respect et
loyale considération.

Youcef DJILLALI

*** Remerciement***

Cette thèse de doctorat, Elle est le résultat de plusieurs années de recherches, en préambule, Je remercie le bon Dieu, le tout puissant de m'avoir donné la patience et la volonté d'effectuer ce modeste travail.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude, ma profonde reconnaissance et mes sincères remerciements à mon encadreur **M. KETTAB Ahmed**. Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger. Et à mon Co-encadreur **M. CHABACA Mohamed Nacer**. Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique d'El Harrach, pour m'avoir consacré une grande partie de leur temps précieux afin de m'orienter, conseiller et de me faire bénéficier de leurs expériences le long de ce travail. Merci encore une fois pour votre vigueur et votre optimisme. Mes sincères remerciements vont également aux membres de jury, au président de jury, **M^{lle} Benmamar Saadia**, Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, qui a accepté d'endosser la lourde tâche d'examiner et de juger mon travail.

Un grand merci à **M. A. Namane**, Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, **M. M.K. Mihoubi**, Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique de Blida, **M. H. Lounici**, Professeur à l'Université de Bouira, pour avoir voulu juger mon travail.

Je dresse également mes remerciements à mes chers invités **M. Benziada salim**, Enseignant à l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, **M^{me}. Khacheba Rafika**, Chef de Département ONA/MRE.

Ce travail de recherche réalisé entre dans le cadre projet de recherche euro-méditerranéen **IRRIGATIO- ERANETMED** entre les institutions de recherche universitaires, Italienne, Algérienne, Jordanienne, Marocaine et Tunisienne <http://irrigatioproject.eu/lrseau.html>. Ayant pour titre : « *Assessing the chemical/microbiological contamination and productivity in the agricultural production chain of model fruit species grown under irrigation with different kinds of reclaimed wastewater* ».

Il constitue une partie de la contribution du Partenaire Algérien N°5 Laboratoire des Sciences de l'eau de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger dans le cadre des taches attribuées dans le projet IRRIGATIO.

Ce travail n'a pu aboutir sans le soutien financier dans le cadre du projet IRRIGATIO de la DGRSDT-Algérie et le 7th Framework Programme « ERANETMED » de l'union Européenne. La direction du projet IRRIGATIO partenaire N°05 Algérie a été assumée par **Pr. A. KETTAB** puis par la suite par **M. S. Benziada** en collaboration avec l'ensemble des membres de l'équipe Algérienne domicilié au sein du laboratoire de recherche des Sciences de l'eau en partenariat

active du Laboratoire de recherche « Maitrise de l'Eau en Agriculture » Dirigé par le **Pr. M.N. Chabaca** de l'ENSA d'Alger, m'a permis d'avoir le cadre scientifique et la mise à disposition des moyens financiers, logistiques et matériel facilitant tout le processus expérimental in situ et la réalisation de l'ensemble des analyses idoines qui ont permis de mener à bien mes recherches et aboutir aux résultats de ce travail de thèse. Sans leurs conseils leur collaboration et leurs aide sans faille et leurs encouragements réitérés, ce travail n'aurait pu aboutir : qu'ils en soient tous remerciés.

Enfin je tiens à remercier vivement le Coordonnateur du projet IRRIGATIO italien le **Pr M. DEL BUBBA**, ainsi que nos partenaires chefs d'équipes italienne, marocaine tunisiennes et jordanien en l'occurrence : **Pr. M. C BRUZZONITI ; Pr. N. OUZZANI ; Pr. L. Mandi ; Dr. N. BOUJELBEN ; Pr E. Al-Karablieh ; Pr. E. COPPINI** de nous avoir accompagné et orienté et collaboré.

Je remercie particulièrement **Pr. Laila MANDI**, agissant en qualité de Directrice du Centre National d'Etudes et de Recherche sur l'Eau et l'Energie (CNEREE) à l'Université Cadi Ayyad, qui m'a donné l'occasion d'effectuer, dans le cadre du projet IRRIGATIO-ERANETMED, un stage de perfectionnement au sein du Laboratoire des Sciences de l'eau et de l'environnement (S2E) qu'elle dirige. Ainsi que l'équipe du Laboratoire des Sciences de l'eau et de l'environnement (CNEREE), **Dr. A. HEJJAJ, Dr. L. Midhat, Dr. A. FAISSAL, Dr. A. LISANEDDINE, Dr. F. AITNOUH, Dr. Kh. ZIDAN** pour m'avoir aidé et m'orienté dans laboratoire pour que je puisse faire toutes les analyses programmées dans le stage.

Je tenais aussi à remercier vivement Monsieur le responsable **R. LAARABA** Du CRAPC Bou smail, sans son amabilité, son aide et sa compréhension, je n'aurais pas pu mener à bien les analyses innombrables et complexes d'eau, de fruits de feuilles, tiges, racines et dans sol nécessaires pour la réalisation de ce travail de recherche.

Je tenais à remercier **Dr. A. LARIBI**, le chef du département de Pédologie à l'ENSA d'Alger, d'avoir nos idées à effectuer au sein du laboratoire des analyses physicochimique du sol.

A la fin je souhaite adresser tous mes remerciements aux personnes qui nous ont apporté leur soutien et qui ont ainsi contribué de près ou de loin à l'élaboration de cette thèse de doctorat D-LMD.



Merci à tous,
YOUCEF DJILLALILI.

ملخص

في هذه الدراسة، قمنا بتقييم تأثير الري بمياه الصرف الصحي المعالجة مقارنة بالمياه الاعتيادية، على تطور المزايا المورفولوجيا والزراعية طوال دورة منتج الفراولة. إلى جانب ذلك، قمنا بتقييم الأثر التراكمي للمعادن الثقيلة في التربة من خلال الري طويل المدى باستخدام مياه الصرف الصحي المعالجة في كروم العنب وعنب الطاولة. لذلك، أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها في تجربة الفراولة أن خصائص النمو (القطر، الارتفاع، عدد الأوراق، عدد البراعم المطورة بالكامل، محتوى الكلوروفيل)، والإنتاج والمعايير الشكلية للثمار التي لوحظت خلال الموسمين (الدورة 1 والدورة 2) لا تختلف بشكل كبير بين خاصتي مياه الري (مياه الصرف الصحي المعالجة والمياه الاعتيادية). هذه النتيجة مدعومة بأننا حصلنا على تطور مماثل لنبات الفراولة في كلتا الحالتين. هذا يجعل من الممكن اتعاض إمكانية استخدام مياه الصرف الصحي المعالجة دون تأثير سلبي على الموسومات الزراعية الرئيسية للمحصول. من ناحية أخرى، يمكن للتربة التي تتلقى مياه الصرف الصحي، بسبب عدم توفر المياه العذبة للري، أن تتراكم كمية كبيرة من المعادن الثقيلة. تشير نتائجنا إلى أن تركيزات المعادن الثقيلة Cd و Cu و Pb و Zn في التربة لم تتجاوز حدود الأمان التي وضعتها منظمة الأغذية وال زراعة FAO / منظمة الصحة العال مية. OMS بالإضافة إلى أن تركيزات المعادن الثقيلة Cd و Cu و Pb و Zn في الفراولة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة مقارنة مع المياه الاعتيادية. ومع ذلك، كانت تركيزات Cd و Cu و Pb و Zn في الفراولة أقل من الحدود القصوى المسموح بها التي وضعتها منظمة الأغذية والزراعة / منظمة الصحة العالمية. ونتيجة لذلك، أدى الاستخدام طويل الأمد لمياه الصرف الصحي المعالجة أو غير المعالجة إلى تراكم كبير للمعادن الثقيلة في التربة. على سبيل المثال، المعادن الثقيلة هي ملوثات سامة ذات أولوية تحد بشكل كبير من الاستخدام المفيد لمياه الصرف الصحي المعالجة أو غير المعالجة. لهذا، أظهرت نتائج التحاليل في تربة الكرم أن محتويات المعادن الثقيلة Cu، Cr، و Pb زادت في منطقة الحرث H1 (0 إلى 20 سم) والسطح الفرعي H2 (20 إلى 40 سم) مع الري اللاحق مع مياه الصرف الصحي المعالجة (15 سنة)، هذه المحتويات أعلى مقارنة بالتربة غير المروية. من ناحية أخرى، تم تقليل محتويات الزنك في H1 وزيادة في H2 مع الري المستمر باستخدام مياه الصرف الصحي المعالجة، وهذه المحتويات أقل من تلك التي تم الحصول عليها في التربة غير المروية. ومع ذلك، لم يتم العثور على أي تلوث فيما يتعلق بمستويات Cd. وهكذا، أظهرت النتائج أن تلوث التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة بالمعادن الثقيلة كبير، ولكنه لا يمثل مشكلة كبيرة حيث أن المستويات الإجمالية لا تتجاوز الحدود المسموح بها للتربة التي وضعتها منظمة الأغذية والزراعة / منظمة الصحة العالمية. بالإضافة إلى ذلك، أظهرت النتائج التحليلية التي تم الحصول عليها من عصير العنب المروي بمياه الصرف الصحي المعالجة، ملوثة بالمعادن الثقيلة. إن مستويات الزنك والنحاس

والكاديوم والرصاص التي تم الحصول عليها في عصائر sabelle لا تمثل مشكلة سمية حيث أن المستويات لم تتجاوز الحدود المسموح بها للعصائر التي وضعتها منظمة الأغذية والزراعة / منظمة الصحة العالمية، باستثناء الكروم الذي تجاوز المعيار. وهكذا، بالنسبة لعصائر Red-globe، مستويات Cu و Zn و Cd و Cr لم تتجاوز الحدود المسموح بها للعصائر التي وضعتها منظمة الأغذية والزراعة / منظمة الصحة العالمية، باستثناء الرصاص، الذي كان أعلى بكثير من المعيار. والواقع أن إعادة استخدام المياه العادمة المعالجة لري المحاصيل يمكن أن يساعد في تخفيف أو حتى تقليل نقص المياه، ودعم القطاع الزراعي وحماية موارد المياه الجوفية. ولكن من الضروري الإشارة إلى أن الإدارة المناسبة لإجراءات إعادة استخدام المياه المستعملة الزراعية، فضلاً عن المراقبة الدورية لمعايير جودة المياه والتربة والمنتجات الزراعية، تعتبر إلزامية لفترات زمنية موثوقة وطويلة.

الكلمات الدالة: الري، مياه الصرف النقية، زراعة الفراولة، المعادن الثقيلة، التربة، الكرم

Abstract

In this contribution, we have evaluated the impact of irrigation with treated wastewater (TWW) in comparison with conventional water (CW), on the evolution of morphological and agronomic parameters throughout the cycle of a strawberry crop. Besides, we have assessed the cumulative effect of heavy metals in the soil through long-term irrigation with TWW in vineyards, as well as table grapes. Therefore, the obtained results in the strawberry experiment show that the growth characteristics (diameter, height, number of leaves, number of fully developed buds, chlorophyll content), production and morphological parameters of the fruits observed during the two seasons (cycle 1 and cycle 2) do not significantly differ between the two qualities of irrigation water (TWW and CW). This result is endorsed by the fact that we have obtained similar strawberry plant development for both treatments. This makes it possible to consider the possibility of using TWW without leading to a negative impact on the main agronomic parameters of the crop. On the other hand, soils that receive wastewater, due to the unavailability of fresh water for irrigation, can accumulate a considerable amount of heavy metals. Our results show that the concentrations of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in soils did not exceed the safety limits set by FAO/WHO. In addition, concentrations of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in strawberries irrigated with TWW in comparison with CW. However, the quantified concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn in strawberries were below the maximum allowable limits set by FAO/WHO. As a result, the long-term application of treated or untreated wastewater has resulted in a significant accumulation of heavy metals in the soil. For example, heavy metals are priority toxic pollutants that significantly limit the beneficial use of treated or

untreated wastewater. For this, the results of analyses on the vineyard soils showed that the heavy metal contents (Cu, Cr, Mg and Pb) increased in the ploughing area "H1" (0 to 20 cm) and sub-surface "H2" (20 to 40 cm) with subsequent irrigation with TWW (15 years), these contents are higher compared to the non-irrigated control soil. On the other hand, Zn contents were decreased in H1 and increased in H2 with continuous irrigation with TWW, these contents are lower than those obtained in the non-irrigated control soil. However, no contamination was found in relation to Cd levels. Thus, the results showed that the contamination of soil irrigated with treated wastewater with heavy metals is significant, but does not present a major problem since the total levels do not exceed the permitted limits for soil set by FAO/WHO. In addition, analytical results obtained on grape juice have shown that grapes irrigated with TWW are contaminated with heavy metals. The levels of Zn, Cu, Cd and Pb obtained in the sabelle juices did not present a toxicity problem since the levels did not exceed the permitted limits for juices set by FAO/WHO, except for Cr, which exceeded the standard. Thus, for Red-globe juices, the levels of Zn, Cu, Cd and Cr did not exceed the permitted limits for juices set by FAO/WHO, with the exception of Pb, which was well above the standard. Indeed, the reuse of treated wastewater for crop irrigation could help mitigate or even reduce water deficit, support the agricultural sector and protect groundwater resources. However, it is necessary to mention that appropriate management of agricultural treated wastewater reuse procedures as well as periodic monitoring of water, soil and agricultural product quality parameters are mandatory for reliable and long periods.

Key Words: Irrigation, treated waste water, Strawberry growing, Heavy metals, Soil, Vineyard

Résumé

Dans cette contribution, nous avons évalué l'influence de l'irrigation avec des eaux usées épurées (EUE), en comparaison avec les eaux conventionnelles (EC), sur l'évolution des paramètres morphologiques et agronomiques tout au long du cycle d'une culture de fraise. Ainsi que, d'évaluer l'impact de l'irrigation à long terme avec des EUE sur l'accumulation des métaux lourds dans le sol, dans les vignobles et dans les raisins de table. Par conséquent, les résultats obtenus lors de l'expérimentation sur la fraise montrent que les caractéristiques de croissance (diamètre, hauteur, nombre de feuilles, nombre de bourgeons entièrement développés, teneur en chlorophylle), la production ainsi que les paramètres morphologiques des fruits observés au cours des deux saisons (cycle 1 et cycle 2) ne diffèrent pas d'une manière significative en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation (EUE et EC). Cela est rassurant en soit dans la mesure où nous avons eu un développement des plants de fraisiers identiques pour les deux traitements. Cela permet d'envisager la possibilité d'une utilisation des EUE sans que

cela conduise à un impact négatif sur les principaux paramètres agronomiques de la culture. En revanche, les sols recevant des eaux usées, appliquées en raison de la pénurie d'eau de bonne qualité, peuvent accumuler une quantité considérable de métaux lourds. Nos résultats montrent que les concentrations des métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) dans les sols ne dépassaient pas les limites de sécurité fixées par la FAO/OMS. Ainsi que, les concentrations de métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) dans les fraises irriguées avec des EUE était plus élevée par rapport à ceux irriguées avec des EC. Mais, les concentrations quantifiées de Cd, Cu, Pb et de Zn dans les fraises étaient inférieures aux limites maximales admissibles fixées par FAO/OMS. Par conséquent, l'application à long terme des EUE ou non épurées a entraîné une accumulation importante de métaux lourds dans le sol. Ainsi, les métaux lourds sont des polluants toxiques prioritaires qui limitent considérablement l'utilisation bénéfique des EUE ou non épurées. Pour cela, les résultats d'analyses au niveau des sols du vignoble ont montré que les teneurs en métaux lourds (Cu, Cr, Mg et Pb) ont augmenté dans la surface de labour « H1 » (0 à 20 cm) et sub-surface « H2 » (20 à 40 cm) avec l'irrigation consécutive avec des EUE (15 ans), ces teneurs sont plus élevées par rapport au sol témoin non irrigué. En revanche, les teneurs en Zn ont été diminuées dans le H1 et ont été augmentées dans le H2 avec l'irrigation continue avec des EUE, ces teneurs sont inférieures à celles obtenues dans le sol témoin non irrigué. Par contre, aucune contamination n'a été trouvée par rapport aux teneurs en Cd. Ainsi, les résultats ont montré que la contamination du sol irrigué avec des EUE par les métaux lourds est significative, mais ne présente pas de problème majeur puisque les teneurs totales ne dépassent pas les limites autorisées pour le sol fixé par FAO/OMS. De plus, les résultats d'analyse obtenus sur les jus de raisins ont montré que les raisins irrigués avec des EUE sont contaminés avec des métaux lourds. Les concentrations en Zn, en Cu, en Cd et en Pb obtenues dans les jus de sabelles ne présentaient pas de problème de toxicité puisque les teneurs ne dépassent pas les limites autorisées pour les jus fixées par FAO/OMS, sauf pour le Cr qui dépassait la norme. Ainsi pour les jus de Red-globe, les concentrations en Zn, en Cu, en Cd et en Cr ne dépassaient pas les limites autorisées pour les jus fixées par FAO/OMS, à l'exception de Pb qui dépassait largement la norme. En effet, la réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation des cultures pourrait contribuer à atténuer voire réduire le déficit en eau, soutenir le secteur agricole et protéger les ressources en eau souterraines. Mais il est nécessaire de mentionner qu'une gestion appropriée de la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture et une surveillance périodique des paramètres de qualité de l'eau, du sol et des produits agricoles sont nécessaires pour des périodes fiables et longues.

Mots clés : Irrigation, Eaux usées épurées, Culture de fraise, Métaux lourds, Sol, Vignoble

Table des Matières

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

Introduction générale.....20

Partie 1 : Synthèse bibliographique

1. Chapitre 1 : La réutilisation des eaux usées dans le monde26

1.1. Les ressources hydriques et la disponibilité en eau26

1.2. Les eaux usées comme ressources27

1.3. Composition des eaux usées.....28

1.3.1. Eaux usées domestiques28

1.3.2. Eaux usées industrielles.....28

1.3.3. Eaux de pluies.....28

1.4. Mode de réutilisation des eaux usées traitées28

1.4.1. Usage en agriculture29

1.4.2. Usage urbain.....29

1.4.3. Usage industriel.....29

1.4.4. Recharges des nappes30

1.5. Utilisation des eaux usées traitées en agriculture.....30

1.5.1. Conditionnement de l'usage30

1.5.2. Avantage de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture.....30

1.5.2.1. Avantage environnementaux.....30

1.5.2.2. Avantages sociaux.....31

1.5.2.3. Avantage économique.....31

1.6. Les cas de la réutilisation des eaux traitées en irrigation dans le monde32

1.6.1. La réutilisation des eaux usées traitées en Europe32

1.6.1.1. En France32

1.6.1.2. En Espagne.....33

1.6.1.3. En Italie33

1.6.2. La réutilisation des eaux usées traitées en Amérique.....33

1.6.2.1. Aux Etats-Unis.....33

1.6.2.2. Au Canada.....34

1.6.2.3. En Amérique Latine	34
1.6.2.4. Au Mexique.....	34
1.6.3. La réutilisation des eaux usées traitées en Asie.....	34
1.6.3.1. En Syrie.....	34
1.6.3.2. En Israël	34
1.6.3.3. En Arabie Saoudite	35
1.6.3.4. En Jordanie.....	35
1.6.4. La réutilisation des eaux usées traitées en Océanie.....	35
1.6.4.1. En Australie.....	35
1.6.5. La réutilisation des eaux usées traitées en Afrique.....	35
1.6.5.1. En Tunisie	35
1.6.5.2. En Egypte.....	36
1.6.5.3. Au Maroc	36
2. Chapitre 2 : La réutilisation des eaux usées en Algérie	38
2.1. La disponibilité en eau en Algérie	38
2.2. La situation de la réutilisation des eaux usées en Algérie.....	38
2.3. La situation des stations d'épuration.....	39
2.4. Evaluation des volumes des eaux usées épurées.....	39
2.5. Valorisation des eaux usées épurées en agriculture	40
2.5.1. La situation de l'irrigation en Algérie	40
2.5.2. Irrigation agricole aux eaux usées épurées.....	41
3. Chapitre 3 : Evaluation de la qualité de l'eau usée traitée pour l'irrigation	45
3.1. Paramètre de qualité et caractéristique des eaux usées	45
3.1.1. Introduction	45
3.1.2. La température	45
3.1.3. Le potentiel d'Hydrogène (pH)	45
3.1.4. La conductivité électrique (CE).....	45
3.1.5. La turbidité.....	46
3.1.6. Les matières en suspension (MES).....	46
3.1.7. La demande chimique en oxygène (DCO)	46
3.1.8. La demande biochimique en oxygène (DBO)	47
3.1.9. La biodégradabilité.....	47
3.1.10. Les matières azotées	47
3.1.11. Les composés phosphorés	48

3.2. Les critères de la qualité des eaux usées pour l'irrigation.....	48
3.2.1. La salinité	48
3.2.2. Salinisation	48
3.2.3. Alcalinité	49
3.2.4. Sodisation	49
3.2.5. Les fertilisants dans les eaux usées traitées	50
3.2.5.1. Charge nutritive en NPK.....	50
3.2.5.2. Autres nutriments	52
3.3. Les risques liés à la réutilisation agricole des eaux épurées	52
3.3.1. Le risque microbiologique.....	52
3.3.2. Risque chimique	53
3.3.2.1. Métaux lourds	53
3.3.3. Risques environnementaux.....	54
3.3.3.1. La salinisation du sol.....	54
3.3.3.1.1. L'eau d'irrigation.....	54
3.3.3.1.2. Mode d'irrigation.....	55
3.3.3.1.3. La couverture pédologique	56
3.3.3.2. Accumulation des métaux dans le sol	56
3.3.3.3. Effets de l'irrigation par les eaux usées sur les propriétés physicochimiques du sol	57
3.3.3.4. Effet de l'irrigation par les eaux usées sur les plantes cultivées	58
3.3.3.5. Impact de l'irrigation par les eaux usées sur la nappe phreatique.....	58
3.4. Les différentes réglementations dans le monde	58
3.4.1. Les recommandations de l'OMS	59
3.4.2. Les recommandations de l'USEPA	59
3.4.3. Les recommandations de l'Union Européenne.....	60
3.4.4. Réglementations Algériennes de la réutilisation des eaux usées épurées	60
4. Chapitre 4 : Traitement des eaux usées	64
4.1. Les étapes de traitement des eaux usées	64
4.2. Les procédés de traitements des eaux usées.....	64
4.2.1. Les prétraitements	65
4.2.1.1. Le dégrillage.....	65
4.2.1.2. Dessablage.....	65
4.2.1.3. Dégraissage – Déshuilage	66
4.2.2. Traitement primaire (physico-chimique).....	66

4.2.2.1. Décantation primaire	66
4.2.2.2. Coagulation – Flocculation	66
4.2.2.3. Flottation	66
4.2.2.4. Filtration	66
4.2.3. Traitement secondaire ou traitement biologique	66
4.2.3.1. Les différents types du traitement biologique	67
4.2.3.1.1. Technique intensives	67
4.2.3.1.1.1. Lits bactériens « filtres bactériens »	67
4.2.3.1.1.2. Bio-filtres	68
4.2.3.1.1.3. Disques biologiques	68
4.2.3.1.1.4. Les boues activées	68
4.2.3.1.2. Techniques extensives	69
4.2.3.1.2.1. Le lagunage	69
4.2.4. Le traitement tertiaire	70
4.2.4.1. Elimination de l’azote	70
4.2.4.2. Elimination du phosphore (dé-phosphatation)	70
4.2.4.3. Les procédés de désinfection	71
4.2.5. Traitement et élimination des boues	71
4.2.5.1. L’épaississement des boues	72
4.2.5.2. La stabilisation des boues	72
4.2.5.3. La déshydratation des boues	72

Partie 2 : Présentation l’état des lieux et matériels et méthodes

1. Chapitre 1 : Présentation l’état des lieux, la Station d’épuration de Boumerdès	75
1.1. Introduction	75
1.2. Présentation de la station d’épuration de Boumerdès	75
1.3. Caractéristiques techniques	76
1.4. Objectif du traitement	77
1.5. Procédures du traitement aux niveaux de la station	77
1.5.1. Introduction	77
1.5.2. Différents procédés de traitement des eaux usées	78
1.5.2.1. Arrivée des eaux, comptage et bassin d’orage	78
1.5.2.2. Prétraitement et traitement primaire	78
1.5.2.2.1. Le dégrillage	79

1.5.2.2.2. Dessablage	79
1.5.2.2.3. Le dégraissage-déshuilage	79
1.5.2.3. Traitement secondaire	79
1.5.2.3.1. Ouvrage de répartition	80
1.5.2.3.2. Bassins d'aération (aération biologique)	80
1.5.2.3.3. Clarification	80
1.5.2.4. Traitement complémentaire	80
1.5.2.5. Traitement et élimination des boues	80
1.5.2.5.1. Destination des boues et leur traitement	81
1.5.2.5.2. Épaississeur des boues	81
1.5.2.5.3. Déshydratation mécanique des boues sur bande presseuse	81
1.6. Avantages et inconvénients du traitement par boue activée	82
2. Chapitre 2 : Présentation l'état des lieux, la station expérimentale de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA)	84
2.1. Présentation de la station expérimentale de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA).....	84
2.2. Conditions climatiques générales de la station expérimentale.....	84
2.2.1. Diagramme ombrothermique.....	84
2.2.2. Température de l'air	85
2.2.3. L'humidité de l'air.....	86
2.2.4. La vitesse du vent	86
2.2.5. La durée d'insolation.....	87
2.2.6. La pluie et l'évapotranspiration potentielle ETP	87
2.3. Conditions édaphiques	88
3. Chapitre 3 : Présentation l'état des lieux, l'exploitation agricole de Ben Rahmoune	91
3.1. Présentation de l'exploitation agricole de Ben Rahmoune	91
3.2. Données climatologiques	91
3.2.1. Précipitations	92
3.2.2. Températures	92
3.2.3. Vent	93
3.2.4. Accidents climatiques	93
3.3. Description des sols des parcelles étudiées	93
4. Chapitre 4 : Matériels et Méthodes.....	96
4.1. Partie 1 : Fraise.....	96

4.1.1. Matériels	96
4.1.1.1. L'effet des eaux usées épurées sur la fraise	96
4.1.2. Méthodes	96
4.1.2.1. Procédures pour la fraise (évaluation des plants et des fruits)	96
4.1.2.2. L'impact des eaux usées épurées sur les paramètres physicochimiques du sol et l'effet sur les paramètres morphologiques et agronomiques de la culture de fraise	97
4.1.2.2.1. Aspect sol.....	97
4.1.2.2.2. Aspect plants.....	98
4.1.2.3. Impact des eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans le sol et la contamination des fraises par les métaux lourds.....	98
4.1.2.3.1. Aspect sol.....	99
4.1.2.3.2. Aspect plante et fruits	99
4.2. Partie 2 : la vigne.....	101
4.2.1. Matériels	101
4.2.1.1. Historique de l'exploitation des parcelles étudiées	101
4.2.1.2. Echantillonnage à la tarière des sols pour l'étude de l'accumulation des métaux lourds	102
4.2.1.3. Echantillonnages des feuilles de vigne et des raisins pour évaluer l'accumulation des métaux lourds	102
4.2.2. Méthodes	103
4.2.2.1. Etude quantitative de l'accumulation des métaux lourds dans le sol irrigué avec des eaux usées épurées	103
4.2.2.1.1. Minéralisation du sol	103
4.2.2.1.2. Préparation du blanc	104
4.2.2.2. Evaluation de l'impact des eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans les feuilles des vignobles et la contamination des raisins par les métaux lourds	104
4.2.2.2.1. Aspect feuilles	104
4.2.2.2.1.1. Minéralisation des poudres de feuilles du vignoble.....	104
4.2.2.2.1.2. Préparation du blanc.....	105
4.2.2.2.2. Aspect jus de raisins	105
4.2.2.2.2.1. Minéralisation du jus de raisins	105
4.2.2.2.2.2. Préparation du blanc.....	105
4.2.2.2.3. Stockage des échantillons minéralisés et le blanc	105

Partie 3 : Résultats et discussions

1. Chapitre 1 : L'effet des eaux usées épurées sur la fraise	108
1.1. Evaluation des analyses du sol	108
1.2. Evaluation des eaux d'irrigation	108
1.3. Evaluation des conditions climatiques au niveau de la serre	110
1.3.1. Température de l'air	110
1.3.2. Humidité de l'air	111
1.3.3. Evapotranspiration potentielle.....	112
1.4. Evaluation les paramètres mesurés durant le cycle de développement de la culture	112
1.4.1. Mesures non destructives sur les plants.....	112
1.4.1.1. Diamètre de la couronne	112
1.4.1.2. Hauteur des plants	114
1.4.1.3. Nombre de feuilles entièrement développées	115
1.4.1.4. Teneur en chlorophylle	116
1.5. Evaluation les paramètres morphologiques du fruit.....	117
1.5.1. Poids frais du fruit et tailles (longueur, largeur)	117
1.5.2. Taux en matière sèche (%) des fruits et masse sèche (%) des fruits	119
2. Chapitre 2 : L'impact des eaux usées épurées sur les paramètres physicochimiques du sol et l'effet sur les paramètres morphologiques et agronomiques de la culture de fraise	122
2.1. Evaluation de l'impact de l'irrigation par les EUE sur les paramètres physicochimique du sol	122
2.2. Evaluation de l'effet des eaux usées épurées sur les paramètres morphologiques et agronomiques de la culture de fraise	127
2.2.1. Evaluation des paramètres de croissance du fraisier	127
2.2.2. Evaluation des paramètres de production et morphologiques des fruits	127
3. Chapitre 3 : Impact des eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans le sol et la contamination des fraises par les métaux lourds	132
3.1. Evaluation de la contamination par les métaux lourds du sol irrigué par des eaux usées épurées.....	132
3.2. Evaluation de la contamination par les métaux lourds du fraisier irrigué avec des eaux usées épurées.....	133

3.3. Evaluation de la contamination des fraises par les métaux lourds irriguées avec des eaux usées épurées	137
3.4. Evaluation de la bioconcentration et le transfert des métaux lourds du sol aux différentes parties (racines, tiges, feuilles et fruits) des fraisiers	138
3.5. Evaluation de l'impact de l'irrigation avec des EUE sur le développement des fraisiers	139
4. Chapitre 4 : La vigne	142
4.1. Etude quantitative de l'accumulation des métaux lourds dans le sol irrigué avec des eaux usées épurées à long terme	142
4.2. Evaluation de la contamination des feuilles des vignobles par les métaux lourds.....	145
4.3. Evaluation de la contamination des raisins par les métaux lourds.....	148
Conclusion générale	152
Références bibliographiques	156
Annexes	183

Liste des tableaux

Tableau 1 : Perspectives de traitement et de réutilisation des eaux épurées en agriculture.....	43
Tableau 2 : Classification des métaux en fonction de leur dangerosité et leur intérêt agronomique	54
Tableau 3 : Les analyses physicochimiques du sol	108
Tableau 4 : Paramètres physico-chimiques de l'eau d'irrigation	110
Tableau 5 : Caractéristiques physicochimiques du sol avant et après irrigation par les EUE et EC.....	122
Tableau 6 : Evaluation des paramètres de croissance de la plante de fraisier.....	127
Tableau 7 : Evaluation des paramètres de production et morphologiques des fruits.....	128
Tableau 8 : La quantification des métaux lourds (mg/kg) dans les sols irrigués avec des EUE et avec des EC	132
Tableau 9 : La quantification des métaux lourds (mg/kg) dans les fraisiers irrigués avec des EUE et avec des EC	134
Tableau 10 : La quantification des métaux lourds (mg/kg) dans les fruits des fraise irrigués avec des EUE et avec des EC	137
Tableau 11 : Les mesures destructives effectuées sur les fraisiers irrigués avec des EUE et avec EC.....	139
Tableau 12 : Les teneurs totales des métaux lourds ((mg/kg)) dans le sol irrigué avec des eaux usées épurées	142
Tableau 13 : Les résultats d'analyses des métaux lourds (mg/kg) dans les feuilles des vignobles	145
Tableau 14 : Résultats d'analyse des métaux lourds (mg/kg) sur les jus de raisins.....	148

Liste des figures

Figure 1 : Disponibilité en eau douce, m ³ / personne et par an.....	27
Figure 2 : Le principe de fonctionnement d'une station d'épuration à boue activée	65
Figure 3 : La station d'épuration de Boumerdès	75
Figure 4 : Diagramme représentant les différentes étapes du traitement des eaux usées....	78
Figure 5 : La station expérimentale de l'ENSA	61
Figure 6 : Diagramme ombrothermique (Station ENSA, 1992 – 2015)	85
Figure 7 : Températures de l'air moyennes annuelles (ENSA, 1992 – 2015)	85
Figure 8 : Humidité de l'air moyenne annuelle (ENSA, 1992 – 2015).....	86
Figure 9 : Les moyennes annuelles de la vitesse du vent.....	87
Figure 10 : Durées d'insolation moyennes annuelles (ENSA, 1992-2015)	87
Figure 11 : Pluies et ETP annuelles (ENSA, 1992-2015)	88
Figure 12 : Extrait de la carte pédologique de la station d'expérimentation de l'ENSA....	89
Figure 13 : La situation de la zone d'étude	91
Figure 14 : Parcelle de vignoble irriguée avec des eaux usées épurées	91
Figure 15 : Répartition mensuelle moyenne de la pluie.....	92
Figure 16 : Températures moyennes mensuelles	93
Figure 17 : Dispositif expérimental sous serre tunnel adopté	96
Figure 18 : Le bassin de stockage d'eaux usées traitées après l'extension	101
Figure 19 : Les limites de l'exploitation agricole Ben Rahmoune.....	102
Figure 20 : Evolution de la température moyenne de l'air pendant l'essai	111
Figure 21 : Evolution de l'hygrométrie relative durant la campagne	111
Figure 22 : Evolution de l'évaporation cumulée durant la campagne	112
Figure 23 : Evolution du diamètre des plants durant le cycle végétatif	113
Figure 24 : Evolution de la hauteur des plants durant le cycle végétatif	114
Figure 25 : Evolution des feuilles développées en fonction de la qualité de l'eau	115
Figure 26 : Evolution de la teneur en chlorophylle en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation	116
Figure 27 : Les paramètres du fruit lors de l'expérimentation en fonction de la qualité de l'eau	118
Figure 28 : Taux en matière sèche et masse sèche des fruits	119

Liste des abréviations

EUE : Eau Usée Epurée

EC : Eau Conventiennelle

CE : Conductivité Electrique

MO : Matière Organique

CEC : Capacité d'Echange Cationique

CaCO₃ : Calcaire Total

T° : Température

LMP : Limite Maximale Permissible (Admissible)

Cd : Cadmium

Cu : Cuivre

Cr : Chrome

Mg : Magnésium

Zn : Zinc

Pb : Plomb

HCL : Acide Chlorhydrique

HNO₃ : Acide nitrique

SAA : Spectrophotomètres à Absorption Atomique

Introduction générale

La rareté de l'eau douce est l'un des plus grands défis environnementaux au 21^{ème} siècle, en partie à cause d'une distribution inégale des ressources en eau disponible dans le monde (Baccera et al, 2015 ; Jasmin et al, 2016). Dans notre région méditerranéenne, un certain nombre de pays souffrent de pénurie d'eau, aggravée au cours des dernières années en raison des changements climatiques mondiaux qui entraînent des périodes de sécheresse fréquente et de longue durée (Liboutti et al, 2018). Située sur la rive sud de la Méditerranée, l'Algérie est parmi les pays les plus pauvres en matière de potentialités hydriques. Le seuil théorique de rareté fixé par la Banque Mondiale est de 1000 m³/hab/an ; Si en 1962, la disponibilité théorique en eau était de 1500 m³/hab/an, elle ne sera plus que de 430 m³/hab/an en 2020 (PNUD, 2009). La demande globale en eau augmente rapidement et considérablement alors que les ressources diminuent. Une forte concurrence se développe entre les grands secteurs d'utilisations (AEP, industrie, agriculture) et ce déséquilibre de disponibilité des ressources aggrave entre les régions (Benblidia, 2011).

La qualité et la teneur en eau sont l'un des facteurs limitant l'irrigation, l'utilisation appropriée des ressources en eaux disponibles est l'une des responsabilités les plus importantes de l'humanité (Osma et al, 2016). L'augmentation de la sécheresse due au changement climatique, principalement dans les zones arides et semi-arides, entraîne une pression sans précédent sur l'approvisionnement en eau dans le monde (Etchebarne et al, 2019). Le volume des eaux usées augmente avec l'augmentation de la population, atteignant environ 8 millions en 2030 et plus de 9 milliards en 2050 (Quadir et al, 2010). En raison du manque des ressources en eau douce, la production agricole est très limitée dans ces régions (Angelakis et al, 1999), puisque l'agriculture a une forte demande en eau conventionnelle, généralement représentée par plus de 70% des prélèvements d'eau (FAO, 2016). Elle est le plus grand utilisateur d'eau douce au monde (Baccera-castro et al, 2015 ; El gallal et al, 2016 ; Jasmin et al, 2016). L'utilisation des eaux usées épurées à différentes fins est l'une des solutions stratégiques les plus importantes en matière d'eau renouvelable dans de nombreux pays, en particulier ceux qui souffrent d'une pénurie des ressources en eaux traditionnelles (Belkhair et Asheraf, 2018). En effet, elles peuvent simultanément résoudre la pénurie d'eau et les problèmes d'éliminations des eaux usées (Hargreaves et al, 2008 ; Kalavrouziotis et al, 2008). Ainsi que, le traitement des eaux usées permet de disposer d'une source d'eau potentiellement précieuse, riche en éléments nutritifs et fiable, disponible toute l'année (Hamillon et al, 2007).

La réutilisation des eaux usées en agriculture est devenue une pratique courante dans les régions où les déficits en eau les plus prononcés (Hajjami et al, 2013). Ainsi que, son utilisation pour l'irrigation agricole est en croissance continue dans le monde entier depuis le début du 21^{ème} siècle (Lazarova et al, 2001 ; Etchebarne et al, 2016). En général, l'utilisation des eaux usées en agriculture fournit de l'eau, de l'azote, de phosphore, et de la matière organique (MO) (Belkhair et Ashref, 2018) et des polluants toxiques au sol, qui créent des opportunités et des problèmes pour la production agricole, respectivement (Aghabar et Suresha, 2017). En revanche, si les précautions ne sont pas prises pour une épuration efficace de l'eau, les eaux souterraines et des surfaces ainsi que les sols risquent de perdre progressivement (Osma et al. 2016).

Aujourd'hui de nombreux pays considèrent cette pratique comme une importante ressource locale alternative en eau, il en résulte une prise de conscience croissante de la valeur des eaux usées épurées (Duron-harez et al, 2014 ; Etcherbane et al, 2016). De plus, les eaux usées peuvent représenter une source de nutriment pour les plantes cultivées dans les sols à faible fertilité (Disciglio et al, 2015 ; Gatta et al, 2016). Cependant, en plus des éléments nutritifs pour les plantes, les eaux usées contiennent divers éléments minéraux tels que, le Pb, le Cu, le Zn, le B, le Co, l'As, le Mo et le Mn dont beaucoup ne sont pas essentiels et, ou fil du temps sont toxiques pour les plantes, les animaux et les êtres humains (Kanwar et Sandha, 2000 ; Singh et al. 2011). En général, les sols agricoles présentaient de faibles concentrations de métaux lourds (Ahmed et Slima, 2018), étant souvent bénéfiques à la croissance et où métabolismes des plantes, ils peuvent avoir des effets indésirables à des concentrations plus élevées (Al-mukhtar et al, 2016 ; Kan et al, 2016). Bien que, ces métaux lourds peuvent également s'accumuler dans le sol à des niveaux toxiques, tout comme les sels lors de l'application à long terme des eaux usées épurées ou non épurées. Les sols irrigués par les eaux usées accumulent des métaux lourds, tels que le Cr, le Pb, le Cd et le Ni dans la surface du sol (Belkhair et Ashraf, 2018). Par conséquent, l'application à long terme d'eaux usées épurées ou non épurées a entraîné une accumulation importante de métaux lourds dans le sol (Khan et al, 2008 ; Ullah et al, 2012). Lorsque la capacité du sol à retenir les métaux lourds est réduite en raison de l'application répétée d'eaux usées, la lixiviation des métaux lourds dans les eaux souterraines ou la solution du sol, qui sont disponibles pour l'absorption par la plante (Belkhair et Ashraf, 2018).

Les métaux lourds sont des polluants toxiques prioritaires qui limitent considérablement l'utilisation bénéfique d'eaux usées (Petus et Warchal, 2005). Par conséquent, la contamination des sols agricoles et des cultures par les métaux lourds a été considéré comme un grave

problème environnemental en raison de leur nature non biodégradable et leur longue vie biologique (Radwan et Salama, 2006 ; Khan et al., 2010 ; Muhammad et al, 2011), ainsi que, l'accumulation des métaux lourds toxiques provoque un stress chez les plantes en raison d'interférence avec les activités métaboliques et le fonctionnement physiologique de la plante (Singh et al, 2010). En revanche, leur accumulation potentielle dans différentes parties du corps de la plante dépend de l'espèce végétale et la productivité dépend de l'absorption de métaux par les plantes (Khan et al, 2008).

Chaque plante a besoin d'une concentration de métaux pour se développer, à des concentrations plus ou moins élevées, les dommages aux végétaux peuvent se produire de différentes façons (Osma et al, 2016). Pour cela, l'absorption et l'accumulation excessive de métaux lourds par les plantes cultivées dans les sols contaminés représentent la principale voie d'entrée des métaux lourds dans la chaîne alimentaire (Christou et al, 2017). Ainsi que, une accumulation excessive de métaux lourds tels que le Cd, le Fe, le Mn, le Pb et le Zn dans le sol par l'irrigation pose des problèmes pour la production agricole (Singh et al, 2004) et entraîne l'absorption de métaux lourds par les cultures, ce qui affecte la qualité et la sécurité alimentaire (Khan et al, 2008). L'une des questions cruciales de l'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation des cultures est l'accumulation des métaux lourds, qui représente un risque potentiel pour la santé des consommateurs lorsqu'ils entrent dans la chaîne alimentaire (Libouttia et al, 2018).

Le potentiel actuel en eau usée en Algérie est de 900 millions de m³/an ; il sera de 1,5 milliards de m³/an, au courant de la décennie qui suit. Ce potentiel représente l'équivalent d'un peu plus de 10% de la capacité de réserve en eau de surface actuelle. C'est un gisement dont l'importance est de plus en plus croissante et qui peut contribuer à une gestion plus rationnelle des ressources en eau destinées à l'irrigation. Les effets et impacts de l'utilisation des eaux usées épurées ne sont pas bien maîtrisés dans notre contexte. Nous avons mené dans ce but des essais sur fraisier « camarosa » irrigué en localiser sous serre tunnel par les eaux conventionnelles (EC) et par les eaux usées épurées (EUE), issues de la station de Corso (Boumerdes). Ces essais se sont déroulés au niveau de la station expérimentale de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique Alger (ENSA) durant l'année 2016/2017 et 2017/2018. L'étude vise à :

L'évaluation des effets de la réutilisation des EUE sur les paramètres morphologiques et agronomiques tout au long du cycle de la plante et évaluer les paramètres morphologiques et physiques des fruits.

Introduction générale

Évaluer l'impact de l'irrigation par les EUE sur les propriétés physicochimiques du sol, sur les paramètres de croissance et de production de la culture dans le temps.

Évaluer l'impact de l'irrigation par les EUE sur l'accumulation des métaux lourds dans sol, dans les racines, dans les tiges et dans les feuilles des fraisiers ainsi que dans les fruits (fraise), et évaluer les paramètres du développement de la biomasse de la culture.

De plus, l'irrigation des vignobles et d'autres cultures avec des eaux usées épurées sont actuellement pratiquées dans plusieurs pays, et de nombreuses expériences ont montré des avantages sur la production et la qualité des raisins (Certi et al, 2004 ; Kumar et al, 2014). Alors que d'autres ont montré qu'il pourrait augmenter la salinité du sol, altérer l'assimilation des éléments nutritifs de la vigne et réduire la qualité du vin (Laurenson et al, 2012). Par conséquent, nous avons mené aussi durant deux ans, des suivis sur terrain, sur une culture de la vigne en plein champ, irriguée par des eaux usées épurées issues de la station de Corso (Boumerdes) pendant 15 ans au niveau des agricultures à Corso à Boumerdès. Cette étude a été planifiée pour évaluer l'impact de l'irrigation à long terme avec des eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans le sol et dans les vignobles, ainsi que dans les raisins de table.

Je vous signale que ces essais sont déroulés au même temps à la station expérimentale de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique Alger (ENSA) pour la fraise sous serre (la culture de fraise, est une culture pluriannuelle, qu'elle reste en place vivant plusieurs années (3 à 4 ans)) et à l'exploitation agricole de Benrahmone à Corso (Boumerdès) pour les vignobles en plein champ durant l'année 2016/2017 ; 2017/2018.

Partie 1 : Synthèse bibliographique

Chapitre 1 : La réutilisation des eaux usées dans le monde

1. Chapitre 1 : La réutilisation des eaux usées dans le monde

1.1. Les ressources hydriques et la disponibilité en eau

Qu'elle soit utilisée pour la consommation humaine, l'agriculture, les loisirs, le transport ou la production d'énergie, l'eau a une valeur incontestable. Bien qu'en théorie elle existe en quantité suffisante pour combler tous les besoins des populations humaines, elle est répartie de façon inégale à la surface de la terre (ANCTIL, 2008). La croissance démographique accrue, l'urbanisation et l'industrialisation accélérées, ainsi que l'accroissement des cultures à grandes échelle ne cessent de faire augmenter la demande en eau douce (Asano et al, 2007).

De toutes les eaux sur la terre 96,5% sont salées, alors que l'autre partie correspond aux réserves que sont les glaciers, les eaux souterraines, ainsi que l'eau contenue dans l'atmosphère et la biomasse. Seulement 2,5% de ces réserves sont constituées d'eau douce. De plus ces derniers ne sont pas toujours facilement accessibles. La répartition géographique de l'eau douce à la surface de la planète est très inégale, d'autant plus que cette disponibilité n'est généralement pas en harmonie avec la démographie des populations d'aujourd'hui (Anctil, 2008). Dans les localités où l'eau est géographiquement ou physiquement rare, ainsi que dans celles où les besoins sont très importants, particulièrement dans les mégapoles, l'ampleur des prélèvements actuels cause des problèmes de disponibilité (Anctil, 2008).

De plus, afin de bien évaluer la disponibilité de l'eau, il faut non seulement considérer la quantité d'eau disponible de l'eau pour l'ensemble des usages possibles (économiques, sociaux et naturels) (Anctil, 2008).

La dégradation de la qualité des eaux est également cause de sa raréfaction, la rendant ainsi indispensable (Eladdouli et al, 2009 ; Fouad et al, 2012 ; WWFW, 2012). Puisqu'une eau polluée peut devenir partiellement ou entièrement impropre à l'usage (Anctil, 2008).

En somme, les activités anthropiques perturbent l'équilibre naturel et imposent une forte pression sur la ressource en eau renouvelable, imposent de nouveaux enjeux pour la satisfaction prioritaire des besoins en eau potable qui ne cessent d'augmenter (Benzaria, 2008). A ce rythme croissant de la demande en eau, qui cesse à augmenter surtout en saison estivale, et qui provoque une baisse des ressources en eaux conventionnelles (eau potable) (DUPPOT, 2013).

La pénurie d'eau dans le monde est devenue l'une des préoccupations les plus importantes des gestionnaires. Selon le sommet de Kyoto en 2003, deux milliards de personnes n'auraient pas d'accès à l'eau potable en 2015. Les pays méditerranéens font partie des régions les plus touchées par ce problème (Bdour et al, 2009).

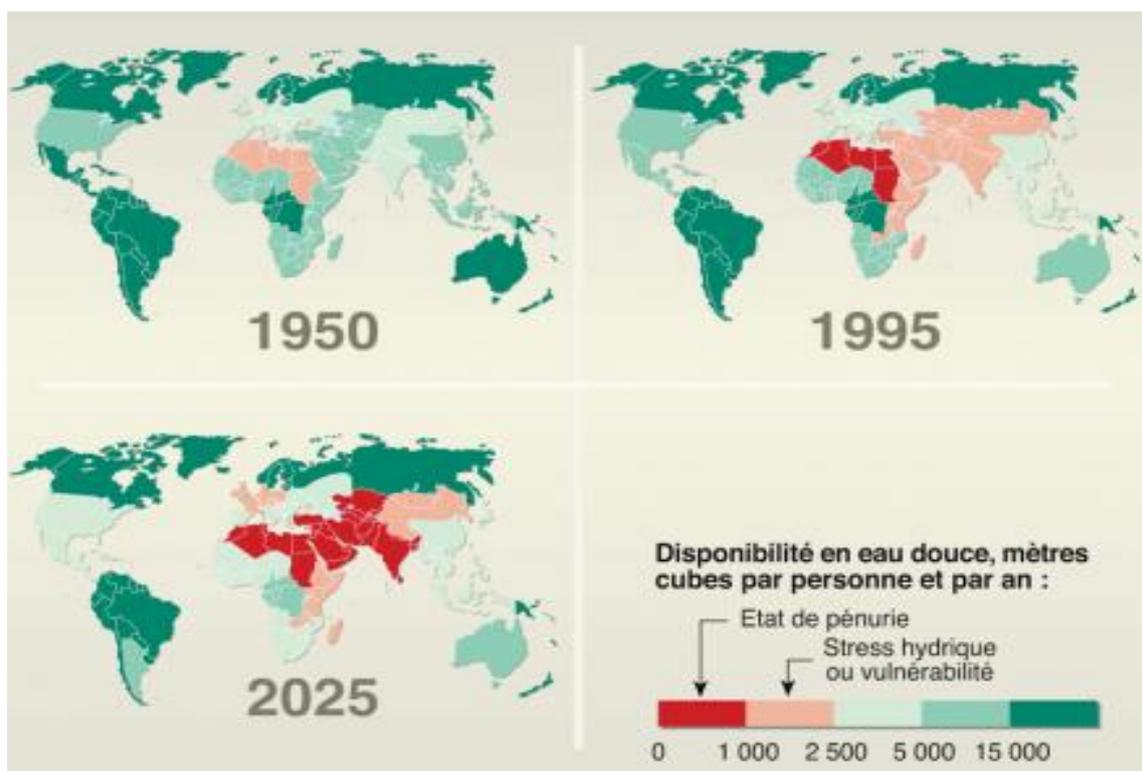


Figure 1 : Disponibilité en eau douce, mètres cubes par personne et par an, (Unesco, World Resources Institute)

Pour satisfaire les besoins croissants liés à la démographie urbaine, il est possible de : lutter contre les gaspillages individuels ou collectifs, accélérer le cycle naturel de renouvellement des ressources et créer de nouvelles ressources grâce au dessalement et au recyclage de l'eau usée traitée (Salgot et Huertas, 2006 ; Aitnouch et al, 2012).

1.2. Les eaux usées comme ressources

La réutilisation des eaux usées apparaît, elle aussi, comme une solution alternative pour limiter la pénurie, préserver la ressource naturelle et contribuer à la saine gestion de l'eau (BRGM, 2010). En effet, depuis une dizaine d'années, certains pays considèrent leurs eaux usées traitées comme une nouvelle ressource (SYNTEAU, 2012). Il y a eu une prise de conscience mondiale et grandissante de la valeur de celle-ci en tant que ressource (OMS, 2012). Les nombreuses pénuries et raretés grandissantes de l'eau douce ont donné lieu à l'émergence d'une nouvelle vision pour la gestion des ressources hydriques en y intégrant la réutilisation des eaux usées (BENZARIA, 2008).

La réutilisation de l'eau se définit comme l'utilisation d'eaux usées traitées répondant à certains critères de qualité selon l'usage désiré (Asano et al, 2007 ; USEPA, 2012). L'avancement international de cette pratique au niveau des eaux usées est en croissance depuis quelque décennie, particulièrement dans les pays arides ou semi-aride (Veolia, 2010). En effet, les

premiers projets de réutilisation des eaux usées traitées ont été développés dans les régions où l'eau est déficitaire (Exall et al, 2004). C'est d'ailleurs dans les régions faisant face à ce type de problème, notamment le Moyen-Orient, l'Australie et le Sud-Ouest des Etats-Unis, que la réutilisation de l'eau est plus développée en termes de volume, Israël réutilise 70% de ses eaux domestiques (USEPEA, 2012).

1.3. Composition des eaux usées

La composition des eaux usées dépend de leur origine ou, dit autrement, de leur nature. On distingue trois grandes catégories d'eaux usées : les eaux usées domestiques, les eaux usées industrielles et les eaux usées pluviales (Martin Lagarte, 2004).

1.3.1. Eaux usées domestiques

Essentiellement porteuses de pollution organique et se répartissent en eaux ménagères ou grises (salle de bain et cuisine) généralement chargées en détergents en graisses, en solvants et en débris organiques, et en eaux de vannes (rejets de toilettes) caractérisées par une importante charge en diverses matières organiques azotées et en germes fécaux et pathogènes.

1.3.2. Eaux usées industrielles

Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques, azotées et phosphorées, elles peuvent aussi contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds des micropolluants organiques des hydrocarbures.

1.3.3. Eaux de pluies

Elles peuvent constituer une cause de pollution importante, peuvent se charger d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis en ruisselant, elles se chargent des résidus déposés sur les toits, les chaussées et les sols (poussières, huiles de vidange, carburant, métaux lourds et pesticides).

1.4. Mode de réutilisation des eaux usées traitées

La réutilisation des eaux usées est répandue dans le monde entier avec plusieurs types de valorisation. Il existe des milliers de projets utilisant des eaux usées (Boxio et al, 2008), mais dans la plupart des cas, les eaux usées sont utilisées à l'état brut ou après un traitement minimal, et pratiquement aucune mesure n'est prise pour protéger la santé (OMS, 1989).

Après traitement, les eaux usées peuvent être réutilisées au lieu d'être rejetées dans le milieu. Les eaux peuvent aussi bénéficier d'un traitement supplémentaire approprié à l'usage qui sera fait sur celles-ci (MEDDE, 2013). Elles peuvent alors servir pour les activités urbaines, agricole et industrielle, mais aussi pour recharger la nappe phréatique et même, dans certains cas, pour alimenter le réseau d'eau potable (Veolia, 2013 ; Salgot et Huertas, 2006).

Boxion, (2005) ont classés les différents types de réutilisation selon quatre catégorie :

- Usage agricole
- Usage urbain et recharge des nappes
- Usage industriel
- Usage mixte

Sur le plan mondial, les réutilisations des eaux usées traitées pour l'agriculture, l'industrie et l'usage domestique couvrent respectivement 70% 20% 10% de leur demande en eau (Ecosse, 2011).

1.4.1. Usage en agriculture

La majorité des projets de réutilisation des eaux usées concernent des utilisations agricoles, la réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles, mais dont les ressources hydriques sont faibles (Lazarova, 1998). En effet, cette pratique est largement utilisée ou l'agriculture rencontre des problèmes quantitatifs d'eau (Trad Raïs et Xanthoulis, 2006). L'irrigation ou l'arrosage peut se faire autant sur des cultures destinées à la consommation humaine que sur des cultures assignées à la transformation ou à d'autres usages (USEPA, 2012). L'irrigation à l'aide d'eaux usées traitées est un moyen économique de réduire les rejets dans l'environnement et de bénéficier d'un apport en cas de sécheresse (Veolia, 2006).

1.4.2. Usage urbain

En zone urbaine, les utilisations peuvent être très variées : irrigation, réservoir anti-incendie, climatisation d'immeubles, chasse d'eau, lavage de rues et approvisionnement de fontaines décoratives (Asano et al, 2007 ; USEPA, 2012). Les usages des eaux ayant subits un traitement se développent rapidement et deviennent un élément fondamental de la politique de gestion intégrée de l'eau dans les grandes agglomérations (Millier, 1990). A cet effet, la réutilisation urbaine est divisée selon les applications permettant un accès ouvert au public ou ont un accès limité ou restreint (INSPQ, 2009 ; USEPA, 2012). Il est donc possible d'utiliser de l'eau de moindre qualité pour les endroits où l'accès est contrôlé (golfs, restriction de milieu humide). Cependant, les zones non contrôlées (parcs, cours d'école...etc.), doivent bénéficier d'une eau de meilleure qualité en raison de l'exposition accrue des usages (Exall, 2004). A cet égard regard, les normes qui régissent la qualité des eaux usées destinées à de tels usages sont très sévères et voisines de celles en vigueur pour l'eau potable (OMS, 2006).

1.4.3. Usage industriel

Beaucoup d'industries réutilisent leurs propres eaux usées à l'aide d'un système en boucle fermée afin d'économiser les ressources et diminuer leurs rejets. Cette pratique de la réutilisation des eaux usées est désormais une réalité technique et économique. Pour certains

pays, l'eau recyclée fournit 85% des besoins globaux en eau pour l'industrie (OMS, 1989). Les plus grands secteurs consommateurs de l'eau sont les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) (Asano et al, 2007). La qualité de l'eau réutilisée est réglementée et dépend du type d'application ou production industrielle, des caractéristiques des eaux usées traitées, du système de traitement et du critère de qualité exigé par chaque secteur industriel (Exall, 2004 ; USEPA, 2012).

1.4.4. Recharges des nappes

La principale motivation concernant la recharge de nappe est la dégradation de sa qualité physico-chimique et/ou la diminution de sa capacité. Ce mode de réutilisation a lieu essentiellement dans des zones arides qui doivent faire face à des problèmes d'assèchement de nappes, ou dans des zones côtières où les nappes sont envahies par l'eau de mer (AFD, 2011 ; Asano et al, 2007).

La recharge artificielle des nappes d'eau souterraines avec des eaux usées traitées peut se faire via les zones humides ou directement dans les aquifères (Veolia, 2006).

1.5. Utilisation des eaux usées traitées en agriculture

La majorité des projets de réutilisation des eaux usées concerne des utilisations agricoles. Les plus grands projets 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 (Lazarova, 1998).

1.5.1. Conditionnement de l'usage

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 (Lazarova, 1998).

Le choix du domaine de la réutilisation des eaux usées dépend essentiellement de la qualité des eaux épurées, des types de cultures, du système d'irrigation et des conditions édaphiques du sol (Pereir et al, 2002). Ainsi, la connaissance de la qualité physico-chimique de ces eaux usées est fondamentale afin de prévoir les éventuels impacts sur le milieu récepteur (Toze, 2006).

1.5.2. Avantage du la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture

La principale motivation ayant conduit plusieurs pays à se lancer dans des projets de réutilisation des eaux usées traitées est le recyclage dans le but quantitatif, particulièrement dans les régions arides et semi-arides.

1.5.2.1. Avantage environnementaux

La réutilisation permet de mobiliser une ressource en eau additionnelle (Medde, 2013). On devrait donc voir diminuer les prélèvements (Toze, 2006). En effet, cette pratique permet de

diminuer l'usage des ressources que sont les eaux de surface et eaux souterraines, et aussi éviter leur surexploitation (Synteau, 2012).

La réutilisation permet d'éviter, ou du moins, de diminuer la qualité des rejets directs d'eaux usées dans les milieux récepteurs, cette pratique s'accompagne généralement aussi d'une meilleure maîtrise de l'assainissement, et donc, de rejets moins polluants (Veolia, 2006). Cette baisse quantitative et qualitative des rejets se traduit alors par l'eutrophisation des cours d'eau (Toze, 2006).

La réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation permet de bénéficier de leur apport en nutriments organiques et inorganiques pour répondre aux besoins des cultures (Toze, 2006). Les effluents des stations d'épurations contiennent une grande quantité de nutriments utilisables pour les plantes, réduisant ainsi l'utilisation d'engrais chimiques et leur production (Exall, 2004).

1.5.2.2. Avantages sociaux

Les eaux usées traitées sont utilisables en tout temps, et donc, toujours disponibles pour l'irrigation des cultures, même en cas de sécheresse (Veolia, 2006). De plus, ce type de réutilisation donne des rendements plus élevés que l'irrigation conventionnelle avec de l'eau douce, même en utilisant de l'engrais artificiel. Ainsi, la hausse des rendements des cultures destinées à la consommation humaine entraîne une plus grande disponibilité des biens alimentaires (OMS, 2012).

L'utilisation d'eaux usées traitées permet d'enrayer les limites de la production de denrées alimentaires liées au manque d'eau, contribuent ainsi à la sécurité alimentaire mondiale (Trad Raïs et Xanthoulis, 2006). Elle limite les pénuries en améliorant la disponibilité des ressources notamment en cas de sécheresse (Veolia, 2010).

1.5.2.3. Avantage économique

La réutilisation des eaux usées traitées à des coûts limités par rapport aux autres techniques développées pour procurer de l'eau douce. La production d'eau usée traitée coûte moins chère que l'approvisionnement en eau souterraine profond, que l'importation d'eau et que le dessalement (Veolia, 2006).

Durant la saison estivale, la réutilisation permet de répondre à la grande demande d'eau faite par le domaine agricole, même en cas de sécheresse et sans nuire aux usages (USEPA, 2012). L'irrigation à l'aide d'eau usée traitée permet aussi de diminuer les besoins en eau potable, ainsi que les rejets directs dans le milieu naturel (Anctil, 2008). Il s'agit donc d'une économie de ressource en eau et une diminution de la pollution des cours d'eau en aval. Cela résulte en une baisse des coûts de pompage, de traitement et de transport de l'eau potable (BRGM, 2010). De

plus, comme les effluents des stations d'épurations contiennent des nutriments pouvant être bénéfiques pour les besoins des cultures, il serait aussi normal d'observer une diminution des coûts liés à l'utilisation d'engrais chimiques (Exall, 2004).

Enfin, comme l'irrigation avec des eaux usées donne des rendements plus élevés que l'irrigation conventionnelle, ce qui se traduit par une disponibilité plus grande des denrées alimentaires. Selon le principe de l'offre et la demande, cette disponibilité accrue fera diminuer les prix de ces aliments, les rendements plus accessibles, particulièrement pour les familles pauvres (OMS, 2012).

1.6. Les cas de la réutilisation des eaux traitées en irrigation dans le monde

La réutilisation des eaux usées épurées est une pratique très répandue dans les régions du monde affectées par des pénuries de ressources en eau. Elle est très développée aux Etats-Unis, où trente-quatre Etats disposent de réglementation ou de recommandation souvent très exigeantes relatives à l'usage agricole des eaux usées. Il faut citer aussi le Mexique et plusieurs pays de l'Amérique du Sud, l'Australie, l'Afrique du Sud, le Japon, la Chine et les pays du golfe persique. Certains pays et Etats (Australie, Californie, Floride, Israël, Jordanie...etc.) ont comme objectif de satisfaire 10 à 30% de leur demande en eau par cette ressource alternative dans les 5 à 10 ans prochaines années (Lazarova et Bresoud, 2013).

Pendant les dix dernières années, la réutilisation des eaux usées a connu une croissance de l'ordre 10 à 29% par an, en Europe, aux Etats-Unis et en Chine, et jusqu'à 41% en Australie. Cependant, seulement 5% des eaux usées traitées à l'échelle de la planète sont réutilisées à l'heure actuelle, ce qui représente un volume global d'environ 7,1 milliards de m³ par an, soit 0,18% de la demande mondiale en eau (Lazarova et Bresoud, 2013).

Il est bien évident que la réutilisation des eaux usées (rejets bruts ou traités) a connu une promotion à travers le monde entier, sur la base de vraies expériences.

1.6.1. La réutilisation des eaux usées traitées en Europe

1.6.1.1. En France

Bien qu'elle ne fasse pas partie des pays arides ou semi-arides, la France n'est pas à l'abri des pénuries locales ou saisonnières d'eau (BMGR, 2010). La réutilisation des eaux usées épurées est peu développée, cela est essentiellement dû à l'abondance en eau dont la consommation ne dépasse pas 24% des ressources disponibles (Lazarouva et Bressoud, 2007).

C'est pourquoi cette dernière a décidé de se tourner vers la réutilisation, ainsi, par année 7 millions de m³ d'eaux usées sont utilisés pour l'irrigation des espaces verts, golfs, zones agricoles (BRGM, 2010).

1.6.1.2. En Espagne

En Espagne, à Barcelone, cette ville connaît des problèmes croissants de pénurie d'eau en saison sèche. Ainsi, les eaux usées produites par les habitants sont envoyées vers la station d'épuration. Ces dernières seront utilisées pour l'irrigation agricoles et l'arrosage des espaces vert, ainsi que pour recharger la nappe phréatique (Synteau, 2012).

1.6.1.3. En Italie

Au nord de l'Italie se trouve une des plus grandes usines de réutilisation des eaux usées en Europe avec une capacité de plus d'un million d'habitants (environ 350 000 m³/an) (Synteau, 2012). En effet, l'usine de Milan traite les eaux usées à l'aide d'un traitement biologique (boue activée), suivie d'une filtration et une désinfection (Synteau, 2012). L'effluent traité peut alors être utilisé pour irriguer les cultures maraichères des environs. Cette réutilisation permet à l'agriculture de bénéficier d'un apport en eau même en cas de sécheresse, ainsi que d'un apport en nutriments augmentant les rendements (Lazarova et Bressoud, 2007). Ces volumes d'eau usée traitée permettent de soutenir le développement de l'agriculture dans la région tout en préservant les ressources en eau (Synteau, 2012).

1.6.2. La réutilisation des eaux usées traitées en Amérique

1.6.2.1. Aux Etats-Unis

La ville d'Honolulu aux Etats-Unis est une station touristique qui a connu dans les dernières années un fort développement démographique. De plus, de nombreux clients industriels s'y sont établis, augmentant la demande en eau, une usine de recyclage d'une capacité de 45 000 m³/j donc a été créée pour fournir de l'eau pour l'industrie, ainsi que pour l'irrigation (Veolia, 2010).

Un second cas aux Etats-Unis dans la ville de West-Basin. Cette ville est située en Californie du Sud, région souffrant d'un fort stress hydrique. En plus d'être aux prises avec des pénuries d'eau redondantes. West-Basin a mis en place une station de traitement permettant la réutilisation des eaux usées traitées. Cette station permet de produire cinq eaux de qualités différentes dont 70% est utilisé par des clients industriels, et aussi utilisées pour l'irrigation et pour la production d'eaux potable indirecte via la recharge des nappes phréatiques (Asano et al, 2007).

On peut citer ceux de Barks-Field et Orange en Californie. A Barks-Field, des effluents ayant en partie subi un traitement poussé sont utilisés pour l'irrigation de coton, luzerne, maïs, orge et betteraves à sucre. A Orange, 800 hectares d'espaces verts urbains sont arrosés et 400 hectares de terres agricoles sont irriguées (Puil, 1998).

A Manatee-Centry en Floride, des terrains de golfs et des parcs et 3 000 hectares de cultures agricoles et pépinières sont irriguées (Puil, 1998).

1.6.2.2. Au Canada

Les cas de réutilisation des eaux usées sont des projets isolés à petite échelle, les cas répertoriés en Colombie-Britannique et dans les prairies sont généralement des projets de réutilisation pour l'irrigation de cultures, d'aménagements paysagers et de golfs (Exall, 2004).

La ville de Vernon, située en Colombie-Britannique en zone semi-aride, utilise les eaux issues de stations après désinfection pour l'irrigation de vergers, de vignobles et de golfs (Asano et al, 2007).

1.6.2.3. En Amérique Latine

Environs 400 m³/s d'eau usée brute s'écoulent dans les eaux de surface et presque 500 000 hectares de terres agricoles sont irriguées avec des eaux usées (Peasy et al, 2000)

1.6.2.4. Au Mexique

L'irrigation avec les eaux usées a débuté depuis 1926 pour l'irrigation de différents types de cultures. Ainsi, après plus de 80 ans, il existe 40 départements qui réutilisent les eaux usées, dont uniquement 11% sont traitées, pour l'irrigation des terres agricoles avec une superficie totale de 350 000 hectares (Peasy et al, 2000).

1.6.3. La réutilisation des eaux usées traitées en Asie

1.6.3.1. En Syrie

L'agriculture est un des principaux moteurs économiques du pays. La superficie totale des terres irriguées avec les eaux usées traitées et brutes est de 40 000 hectares (Londom et al, 2012).

Le village de Haran Al-Awamied est situé dans le sud de la Syrie, en climat semi-aride. Ce village possédait déjà un système collecteur gravitaire et utilisait les eaux brutes pour l'irrigation (Conseil Mondial de l'Eau, 2006). Depuis le projet de réutilisation, le système collecteur achemine les eaux domestiques et pluviales vers une station d'épuration composée de traitement primaire mécanique (dégrillage, flottation et décantation) et d'un traitement secondaire biologique marais filtrant (Mohamed et al, 2009). À la sortie du marais, les eaux traitées sont stockées dans un bassin pour ensuite être pompées pour la réutiliser dans l'irrigation des cultures (Conseil Mondial de l'Eau, 2006). Les agriculteurs les utilisent en alternance avec l'eau naturelle (Mohamed et al, 2009).

1.6.3.2. En Israël

Israël vit des pénuries d'eau chroniques. De plus, en raison de la demande grandissante, des conflits entre les usages domestiques et agricoles ont fait surface. La surexploitation des nappes d'eau souterraines menace aussi de causer des intrusions salines dans les villes côtières (OMS,

2012). En effet, plus de 70% des eaux usées sont réutilisées après traitement, principalement en irrigation et permettent de satisfaire plus de 10% des demandes en eau du pays (CNRS S. D., Non Daté). Israël recharge ses nappes d'eau souterraines afin de limiter l'intrusion saline (OMS, 2012).

La forte réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation a causé des problèmes de salinisation des sols en Israël (OMS, 2012).

1.6.3.3. En Arabie Saoudite

Le royaume réutilisait 15% des eaux usées traitées, pour irriguer 9 000 hectares de dattiers et de fourrages, notamment luzerne (Starous et al, 1990).

1.6.3.4. En Jordanie

La Jordanie se rapproche de son objectif de réutilisation de 100% d'eaux usées. Environ 90% de 73 millions de m³ d'eau récupérées sur 19 stations de traitements des eaux usées sont aujourd'hui réutilisés, directement ou indirectement, dans l'industrie, l'aménagement et l'agriculture (Sources Nouvelles, 2006).

1.6.4. La réutilisation des eaux usées traitées en Océanie

1.6.4.1. En Australie

Est un des continents les plus secs, la réutilisation des eaux usées concerne, entre autres, l'irrigation des cultures, des prairies et des espaces verts. Ce pays produit entre 150 et 200 millions de m³ d'eaux usées traitées, 9% sont réutilisées (Condom et al, 2012).

La ville d'Adélaïd, a mis en place trois usines de recyclage. Cette ville compte plus d'un million d'habitant et est confrontée à une demande en eau grandissante, principalement pour l'irrigation en agriculture, ainsi que pour l'arrosage des golfs et des espaces verts. De plus, la qualité des eaux environnantes de surface se détériorait à cause des rejets d'eaux usées et les eaux souterraines, elles étaient surexploitées. Les usines de ville permettant de réutiliser plus de 20% des eaux usées pour répondre aux besoins du domaine agricole qui autrefois étaient comblés par un approvisionnement via les eaux souterraines. Une partie de ces eaux traitées est utilisée pour recharger la nappe phréatique. Ce projet de réutilisation permet donc de réduire les impacts environnementaux des rejets d'eaux usées, tout en répondant aux besoins croissants en eau (Asano et al, 2007).

1.6.5. La réutilisation des eaux usées traitées en Afrique

1.6.5.1. En Tunisie

La Tunisie, pays souffrant d'un déficit hydrique, est confrontée à une demande croissante en eau dans le domaine agricole. Cela a mené à la surexploitation des nappes phréatiques et à la détérioration de leur qualité à cause d'épisodes de pollution diffuse et au phénomène d'intrusion

saline, depuis 2008, les eaux usées sont traitées à l'aide d'un système de boue activée avec étangs de polissage, pour ensuite être utilisées pour recharger l'aquifère via des bassins d'infiltrations. Cette recharge artificielle à l'aide des eaux usées traitées permet de préserver les zones humides et d'éviter certaines conséquences de la surexploitation de la nappe phréatique. Tout en favorisant le développement de l'agriculture (AFD, 2011)

Actuellement on compte 106 stations d'épurations qui traitent annuellement 238 millions de m³ d'eaux usées. Seulement environ 30% de ces eaux traitées sont utilisées en irrigation et concernent environ 9 400 hectares dont 8 000 hectares des terres agricoles (Rejeb Saloua, 2011). En effet, les volumes d'eaux traitées ont évoluées de 12 millions de m³ par an en 1975 à 169 millions de m³ par an en 2001 sur une capacité d'épuration totale de 218 millions de m³ par an. En 2008, les volumes d'eaux traitées ont atteint 230 millions de m³ par an (ONAS, 2008).

1.6.5.2. En Egypte

La réutilisation des eaux usées est une tradition ancienne. La superficie a graduellement augmentée pour atteindre 4 500 hectares (FAO, 2007).

1.6.5.3. Au Maroc

Au Maroc, la plupart des villes sont équipées des réseaux d'assainissement. La réutilisation des eaux usées épurées, seul 12% sont réutilisées actuellement. Ce taux passera à 22% en 2020. Les rejets sont utilisés par les besoins des périmètres agricoles, l'arrosage des golfs et des espaces verts, la recharge des nappes et le recyclage en industrie (RNM, 2011).

Chapitre 2 : La réutilisation des eaux usées en Algérie

2. Chapitre 2 : La réutilisation des eaux usées en Algérie

2.1. La disponibilité en eau en Algérie

L'Algérie dispose des ressources en eaux naturelles limitées, irrégulières et très inégalement réparties. A l'exception des eaux fossiles du Sahara, les ressources hydriques naturelles sont principalement situées dans le Nord du pays. 90% de la totalité des écoulements superficiels se trouvent sur la région littorale (7% de la superficie du territoire), les 10% restants se partageant entre les hauts plateaux et les bassins sahariens (Blinda, 2011).

Les ressources en eau de l'Algérie sont évaluées à 19,2 milliards de m³, dont 12,2 milliards de m³ d'eau superficielle, soit 12 milliards de m³ sont localisés dans les régions Nord et 0,2 milliard de m³ pour tout le territoire du Sahara algérien et les ressources souterraines du pays sont estimées à 7 milliards de m³ où le Nord ne représente que 2 milliards de m³. Sachant que toutes les ressources souterraines du Nord sont mobilisées, en plus de 70% des ressources superficielles (MADR, 2006 ; Boualla Nabila, 2011 ; Metahri, 2012).

Malgré les efforts considérables déployés pour la mobilisation des ressources hydriques du pays, l'Algérie connaît à court terme une situation de pénurie en eau. Selon la banque mondiale, l'Algérie est classée parmi les pays les plus pauvres en potentielle hydrique, soit en dessous du seuil théorique à 1 000 m³ / hab. /an qui évoluera à 400 m³ / hab. /an à l'horizon de 2020 (Mouhouche, 2003 ; Loucif, 2002). Les besoins en eau à l'horizon 2020 s'élèveront à plus de 8,3 milliards de m³ par an. Ce qui représente près du double du volume actuellement mobilisable (Boualla Nabila, 2011).

La pollution des ressources en eau constitue une menace pour la santé publique, l'environnement et l'équilibre biologique. A cet effet, l'épuration des eaux usées est donc une nécessité impérieuse si on veut protéger nos ressources en eau et également pour les augmenter par le recyclage des eaux épurées en vue de leur utilisation à des fins industrielles ou agricoles (Mounira et Abdelli, 2013).

2.2. La situation de la réutilisation des eaux usées en Algérie

Les eaux usées représentent une des composantes de l'offre globale en eau au même titre que les eaux superficielles et souterraines (MRE, 2003). Elle est une action volontaire et planifiée qui vise la production de quantités complémentaires en eau pour différents usages (MRE, 2012).

En Algérie, le taux de couverture du réseau d'assainissement est de l'ordre 95% (SIEE POLLUTEC, 2013). Le volume global des eaux rejetées au niveau national est estimé à 750 millions de m³ en 2010, ce volume dépassera 1,5 milliards de m³ à l'horizon 2020 (Kessira, 2013, MRE, 2014).

Selon Tecsalt, (2007) les rejets à l'amont des barrages contribuent indirectement au remplissage des retenues et à la recharge des nappes, les eaux usées épurées rejetées dans les chotts et la mer représentant 77% du volume total des eaux usées épurées, cette ressource est considérée comme perdue et sa valorisation devra être priorisée.

2.3. La situation des stations d'épuration

Au cours de ces dernières années, le Ministère des Ressources en Eau a entrepris la mise en œuvre d'un important programme d'investissement concernant la réalisation et réhabilitation de stations d'épurations.

Les stations d'épurations conçues, répondent aux critères imposées par le Ministère des Ressources en Eau qui consistent à :

- Protéger les eaux de retenues existantes contre la pollution et l'eutrophisation
- Protéger le littoral et les zones de baignades

Le nombre des stations d'épuration (STEP) en exploitation par l'Office national d'assainissement (ONA), à fin Octobre 2017, est de 142 STEP, dont :

- 68 stations à boues activées ;
- 44 stations par lagunage naturel ;
- 27 stations par lagunage aéré ;
- 3 filtres plantés (Chabi et Hammar, 2019).

Actuellement, l'Algérie dispose de plus 177 stations d'épuration d'une capacité de 13 791 687 EH, soit 805 millions de m³ / an, dont 49 d'une capacité de 6 millions EH situés dans les grandes villes côtières (Alger, Oran, Ain Temouchent, Skikda, Annaba, Jijel, Boumerdes etc.). Il s'agit d'atteindre les objectifs de la Convention de Barcelone, que l'Algérie a ratifiée, qui est d'éliminer tous les rejets d'eaux usées dans la mer. Outre les stations opérationnelles, le secteur des ressources en eau comprend 69 stations d'assainissement en cours de réalisation, d'une capacité d'environ 6 millions équivalent à la population, soit 244 millions de m³ / an. A l'issue de ce programme (Horizons 2020), les stations d'épuration atteindront plus de 270 unités d'une capacité d'environ 1300 millions de m³ / an (MRE, 2018).

2.4. Evaluation des volumes des eaux usées épurées

L'épuration des eaux usées en Algérie est d'assurer une nouvelle ressource en eau qui va soulager la crise de la pénurie d'eau, surtout dans le domaine de l'irrigation agricole. Un tiers des eaux épurées produits annuellement en Algérie sont potentiellement réutilisables en irrigation (Hartani, 2004).

Des volumes d'eaux usées épurées subissent une augmentation annuelle de plus de 23 Hm³ alors que celle des eaux usées collectées sera d'environ 35 Hm³ par an. Le taux d'épuration passera de 40% (2004) à 57% (2030) (Tescult, 2007).

2.5. Valorisation des eaux usées épurées en agriculture

L'agriculture constitue le plus gros consommateur des ressources hydriques malgré la diminution des apports en eau constatée depuis plusieurs décennies. Les agriculteurs notamment ceux des régions continentales, s'intéressent à l'utilisation des eaux usées (Maynard et Chmuth, 1997). L'épuration de l'eau usée et son utilisation en irrigation est une option attrayante, en particulier dans les zones arides et semi-arides, car elle représente une source d'eau et d'engrais additionnels renouvelables et fiables (FAO, 2003).

Devant la rareté de la ressource en eau conventionnelle, l'Algérie ne peut plus se permettre de tourner le dos à la possibilité de réutilisation des énormes quantités d'eaux usées rejetées dans la nature ou la mer (MRE, 2003).

Les pluies, les eaux de barrage et forage ne souffrants plus pour la satisfaction des besoins en eau. Ce qui explique aujourd'hui, l'ambition de l'Algérie de traiter un milliard de m³ d'eaux usées pour l'irrigation de 100 000 hectares. L'Algérie, qui dispose d'un volume d'eau traitées de 650 000 m³, consacre 65% de ses ressources hydriques aux secteurs de l'agriculture (MRE, 2012).

2.5.1. La situation de l'irrigation en Algérie

Dans les conditions déficitaires en ressources en eau, le secteur de l'agriculture est le plus grand demandeur en eau, en 2006, 900 000 hectares soit 10,5% de la surface agricole utile (la SAU est de 8,5 millions d'hectares) sont irriguées, et 78 % de cette superficie est irriguée avec des eaux souterraines et 13% irriguer avec des eaux superficielles (Tamrabet, 2011). Par conséquent, L'agriculture irriguée n'occupe actuellement que 5 à 7% des superficies cultivées, mais joue un rôle économique important dans la mesure où elle représente près de 50% de la valeur ajoutée agricole du pays (Hannachi, 2018). Les superficies irriguées se subdivisent en deux types d'exploitations agricoles, les grands périmètres irrigués (GPI) relevant de l'Etat par l'Office National de l'Irrigation et du Drainage (ONID). Ces périmètres sont irrigués par des barrages et des forages dans le Nord du pays, dans le Sud l'irrigation est assurée à partir des forages profonds dans les nappes de l'albien, et en petite et moyenne hydraulique (PMH) relevant du secteur privé et utilisant en grande partie des ressources en eau souterraines (Benblidia et Thivet, 2010). Les GPI représentent environ 15% des superficies irrigables, soit près de 120 000 ha à 200 000 ha sur 700 000 à 800 000 ha. Les cultures pratiquées dans les GPI en 2008, l'arboriculture 64,6%, le maraîchage 28,5%, les cultures industrielles 6,1% et le reste

en céréales et fourrages ; La PMH est constituée de petits périmètres et d'aires d'irrigation dont le statut de productions est dans l'ensemble privé, et utilisant en grande partie des ressources en eau souterraines (Beblidia, 2011). L'extension des surfaces irriguées en PMH bien qu'encourageante pour le développement de l'agriculture à provoquer un accroissement considérable des forages individuels et des surexploitations dangereuses de certaines nappes souterraines, la tarification sur l'eau agricole est faible (Benblidia, 2011). Le secteur privé (PMH) est donc à l'origine d'une part essentielle de la production agricole irriguée, environ 900 000 ha (MRE, 2016). Toutefois, cette production reste faible au regard des besoins du pays du fait, principalement, du manque d'eau disponible (Hannachi, 2018). L'Algérie, qui figure parmi les dix principaux pays importateurs mondiaux de produits alimentaires, reste en situation de forte dépendance vis-à-vis du marché international (Benblidia et Thivet, 2010).

2.5.2. Irrigation agricole aux eaux usées épurées

La réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation doit concerner en priorité les zones déficitaires en eau conventionnelle (MRE, 2012). La réutilisation des eaux usées épurées en agriculture est devenue une réalité, 8% des terres irriguées, notamment en petite et moyenne hydraulique (PMH), reçoivent des eaux usées non traitées (Hartani, 1998). Cette pratique cesse de se développer en aval des centres urbains, des grandes et petites agglomérations (Tamrabet, 2007).

De ce fait de gros efforts sont à déployer à tous les niveaux aussi bien technique, institutionnel, que réglementaire, pour améliorer le niveau d'utilisation avec le minimum de risque. La confrontation aux besoins des ressources en eaux, fait apparaître un déficit important qui sera comblé par l'introduction des eaux usées épurées dans les périmètres agricoles (MRE, 2001 ; Hartani, 2004).

Parmi les stations d'épuration exploitées par l'Office National d'Assainissement (ONA) à travers les wilayas, quelques-unes sont concernées par la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture. Dès 2011, le volume réutilisé est estimé à 17 millions de m³/an, afin d'irriguer plus de 10 000 hectares de superficies agricoles (MRE, 2012).

Le potentiel de la réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles évaluera d'une manière significative d'environ 17 millions de m³ en 2011 à environ 45 millions de m³ en 2012, à environ de 325 millions de m³ en 2014 (MRE, 2014 ; ONA, 2014). Aujourd'hui la stratégie nationale du développement durable en Algérie se matérialise particulièrement à travers un plan stratégique qui réunit trois dimensions à savoir : Sociale, Economique et Environnementale. Le potentiel de la réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles évoluera d'une manière significative, durant les années qui suit. Selon les statistiques de l'année 2018 de l'ONA, sur

Synthèse bibliographique

172 stations d'épuration des eaux usées opérationnelles à travers le pays, seules 17 enregistrent une exploitation de leur production dans l'irrigation agricole, soit un taux de 40% du volume épuré par les 17 STEP concernées et à 9% des eaux épurées à l'échelle nationale, afin d'irriguer une superficie de plus de 11 076 ha de terres agricoles sur un total de 1,3 million d'hectares de terres irriguées à l'échelle nationale.

La réutilisation des eaux usées épurées notamment à des fins agricoles est devenue l'un des axes principaux de la stratégie du secteur des ressources en eau en Algérie. On citera la station d'El-Karma dans la wilaya d'Oran dont les eaux usées traitées sont utilisées dans l'irrigation agricole de la plaine de la Mléta, sur une superficie de 8 100 hectares. Tandis que le périmètre de Hannaya s'étendant sur 912 hectares est irrigué à partir des eaux épurées de la station d'épuration d'Ain El Hautz, Chétouane à Tlemcen. A Constantine, le périmètre d'irrigation à partir de la STEP de Hamma Bouziane s'étend sur une superficie de 327 hectares, alors que le périmètre de Dahmouni est de 1 214 hectares dans la wilaya de Tiaret. Tandis que le périmètre d'irrigation à partir de la STEP de la ville Bordj Bou Areridj avoisine les 350 hectares (Hannach et al, 2014).

On cite les deux projets pilotes de recherche entrepris en collaboration avec l'UNESCO et l'Union Européenne sur la réutilisation des eaux épurées en agriculture. Il y a aussi le projet de décret règlementant la réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles. Et l'étude générale sur la réutilisation des eaux usées épurées à l'échelle nationale qui permettra d'établir un schéma directeur de réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles, industriels, et de définir les volumes et paramètres de chaque réutilisation, par une étude de faisabilité sur trois projets pilotes et d'élaborer un projet de normes de réutilisation des eaux usées épurées (Tamrabet, 2011).

La réutilisation des eaux usées épurées pour l'agriculture essentiellement, peut permettre d'économiser près de 0,9 milliards de m³ d'eau (soit 30% du volume destiné à l'AEP et l'industrie), cette option va donner le sens de la nécessité de traiter les eaux usées avant leur rejets, de la réduction de la pollution et des maladies à transmission hydrique (Boualla et al, 2011).

Synthèse bibliographique

Tableau 1 : Perspectives de traitement et de réutilisation des eaux épurées en agriculture

	2010	2015	2020	2025	2030
Volume d'eau usée intercepté (Hm ³ /an)	501	708	972	1 208	1 271
Volume d'eau usée épurée (Hm ³ /an)	257	399	561	705	762
Surface à irriguer par les eaux usées sans stockage (ha)	21 773	34 485	48 279	59 876	64 431
Surface à irriguer par les eaux usées avec 100% de stockage (ha)	36 288	57 476	80 466	99 794	107 385

Source : (MRE, 2009)

Chapitre 3 : Evaluation de la qualité de l'eau usée traitée pour l'irrigation

3. Chapitre 3 : Evaluation de la qualité de l'eau usée traitée pour l'irrigation

3.1. Paramètre de qualité et caractéristique des eaux usées

3.1.1. Introduction

Les normes de rejet des eaux usées, fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique. Ce potentiel de pollution généralement exprimé en mg/l est quantifié et apprécié par une série d'analyses. Certains de ces paramètres sont indicateurs de modifications que cette eau sera susceptible d'apporter aux milieux naturels récepteurs. Pour les eaux usées domestiques, industrielles et les effluents naturels, on peut retenir les analyses suivantes :

3.1.2. La température

Il est primordial de connaître la température d'une eau. En effet, elle joue un rôle très important dans la solubilité des sels et surtout des gaz, et la détermination du pH.

La mesure de la température est très utile pour les études limnologiques et le calcul des échanges. Elle agit aussi comme un facteur physiologique agissant sur le métabolisme de croissance des micro-organismes vivant dans l'eau (Salghi, 2005).

3.1.3. Le potentiel d'Hydrogène (pH)

Le pH est une des caractéristiques fondamentales de l'eau. Le pH donne une indication de l'acidité d'une substance. Il est déterminé à partir de la quantité d'ions d'hydrogène hydronium (H^+) ou d'ions hydroxide (OH^-) contenu dans la substance. Le pH est l'un des paramètres chimiques importants lorsqu'il s'agit de déterminer la qualité d'une eau. Il sert au contrôle de la qualité de l'eau à l'entrée de la station d'épuration (STEP) (les variations importantes du pH sont presque toujours la conséquence de rejets industriels) (CREPA, 2007).

3.1.4. La conductivité électrique (CE)

La CE d'une eau, est la conductance, d'une eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 de surface, séparée l'une de l'autre par une distance de 1 cm.

La conductivité «C» est l'inverse de la résistivité «R».

$$C = \frac{1}{R} \dots\dots\dots (\text{Eq. 01})$$

L'unité de conductivité utilisée en chimie des eaux est le micro Siemens $\mu\text{S/cm}$ (CREPA, 2007)

La mesure de la conductivité de l'eau nous permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau (chlorures, sulfates, calcium, sodium, magnésium...). Elle est plus importante lorsque la température de l'eau augmente (Salghi, 2005).

3.1.5. La turbidité

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau (Metahri, 2012).

3.1.6. Les matières en suspension (MES)

Les MES constituent l'ensemble des particules minérales et/ou organiques présentes dans une eau naturelle ou polluée. Elles peuvent être composées de particules de sable, de terre et de sédiments arrachés par l'érosion, de divers débris apportés par les eaux usées ou les eaux pluviales très riches en MES, d'êtres vivants planctoniques (notamment les algues). Elles correspondent à la concentration en éléments non dissous d'un échantillon. L'abondance des matières en suspension dans l'eau favorise la réduction de la luminosité et abaisse la production biologique du fait, en particulier, d'une chute de l'oxygène dissous consécutive à une réduction des phénomènes de photosynthèse.

Les MES s'obtiennent soit par filtration des effluents peu chargés soit par centrifugation des solutions, séchage jusqu'à obtenir un résidu sec (CREPA, 2007).

3.1.7. La demande chimique en oxygène (DCO)

La dégradation des matières organiques (d'hydrates de carbone, de matières protéiques, d'acides aminés, de lipides et autres substances de réserves) déversées dans les cours d'eau entraîne une consommation de l'oxygène dissout dans l'eau. Cela se fait au détriment des organismes vivants et peut entraîner ainsi l'asphyxie du milieu. La pollution par les matières organiques est provoquée par les rejets industriels (industries chimiques, pétrolières, agro-alimentaires, ...) et les rejets des populations urbaines. L'importance de cette pollution dans un effluent peut être évaluée par la demande chimique en oxygène (DCO).

La DCO permet d'apprécier 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. Ainsi, par la mesure de la DCO, on pourra évaluer la charge polluante d'une eau usée en matières organiques avant et après un traitement physique, chimique ou biologique afin de contrôler le fonctionnement d'une STEP et l'activité des microorganismes (CREPA, 2007).

Généralement la valeur de la DCO est :

- DCO = 1,5 à 2 fois DBO Pour les eaux usées urbaines ;
- DCO = 1 à 10 fois DBO Pour tout l'ensemble des eaux résiduaires ;

- DCO > 2,5 fois DBO Pour les eaux usées industrielles (Metahri, 2012).

3.1.8. La demande biochimique en oxygène (DBO)

La DBO est une expression pour indiquer la quantité d'oxygène qui est utilisée pour la destruction de matières organiques décomposables par des processus biochimiques. La détermination de la DBO sert à évaluer la concentration des polluants organiques dans les entrées et sorties de station d'épuration biologique, c'est-à-dire à mesurer le rendement.

La mesure de la DBO₅ est faite selon la méthode manométrique basée sur le principe du respiromètre de WARBURG au cours duquel la respiration de la biomasse est directement mesurée par un appareil. Un volume d'échantillons est placé dans des flacons à bouchon rodé (CREPA, 2007)

La DBO est influencée par différents facteurs, sans effet sur la détermination de la DCO ou du COT (Carbone organique total), tels que le pH, l'adaptation des micro-organismes, le taux de dilution et les composés toxiques (CREPA, 2007).

3.1.9. La biodégradabilité

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux. La biodégradabilité est exprimée par un coefficient K. tel que. $K = DCO / DBO_5$:

- Si, $k < 1,5$: cela signifie que les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement biodégradables ;
- Si, $1,5 < K < 2,5$: cela signifie que les matières oxydables sont moyennement biodégradables ;
- Si, $2,5 < K < 3$: les matières oxydables sont peu biodégradables ;
- Si, $K > 3$: les matières oxydables sont non biodégradables (Metahri, 2012).

3.1.10. Les matières azotées

L'azote rencontré dans les eaux usées peut avoir un caractère organique ou minéral, il se présente sous quatre formes:

- L'azote organique se transforme en azote ammoniacal ;
- L'azote ammoniacal (NH_4) traduit un processus d'ammonification de la matière organique azotée. Les ions ammoniums subissent une nitrification par action des bactéries nitrifiantes ;
- L'azote nitreux (NO_2^-) provient d'une oxydation incomplète de l'azote ammoniacal ou par une réduction des nitrates par dénitrification. Les nitrites sont instables et sont rapidement transformés en nitrates ;

- L'azote nitrique (NO_3^-) est produit par nitrification de l'azote ammoniacal. Il joue un rôle important dans le développement des algues et participe au phénomène d'eutrophisation.

Dans les eaux usées, l'azote se trouve principalement sous forme ammoniacale, les concentrations des formes oxydées de l'azote sont faibles (Salghi, 2005).

3.1.11. Les composés phosphorés

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante. Les composés phosphorés ont deux origines, le métabolisme humain et les détergents. Dans les eaux usées, le phosphore se trouve soit sous forme d'ions orthophosphates isolés, soit sous forme d'ions phosphates condensés ou sous forme d'ions phosphates condensés avec des molécules organiques. Les orthophosphates correspondent au groupement PO_4^{3-} , ces phosphates sont fixés facilement par le sol, leur présence dans les eaux souterraines est souvent liée à la nature des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés industriels entraînés par lessivage ou par infiltration. Les polyphosphates sont utilisés comme agents de peptisation, d'émulsification, de dispersion, d'inhibition ... et sont utilisés dans des domaines aussi divers que les industries de poudres à laver, les industries agroalimentaires, les industries pharmaceutiques comme inhibiteurs de précipitation et de corrosion (Salghi, 2005).

3.2. Les critères de la qualité des eaux usées pour l'irrigation

Les caractéristiques de qualité chimique et physique sont identiques pour n'importe quelle eau d'irrigation.

3.2.1. La salinité

Le principal critère d'évaluation de la qualité d'une eau naturelle dans la projection d'un projet d'irrigation est sa concentration totale en sels solubles.

On estime que la concentration en sels de l'eau usée excède celle de l'eau du réseau d'alimentation en eau potable de quelques 200 mg/l, sauf dans le cas de pénétration d'eaux souterraines dans les réseaux d'assainissement ou lors de collecte d'eaux industrielles. Cette augmentation n'est susceptible, à elle seule de compromettre une irrigation.

On considère deux catégories de conséquences d'une salinité excessive de l'eau d'irrigation :

- Les dommages vis-à-vis des sols et donc, indirectement, vis-à-vis des rendements culturaux ;
- Les dommages causés aux cultures (Faby, 1997).

3.2.2. Salinisation

Les plantes et l'évaporation prélèvent l'eau du sol en y abandonnant une large part des sels apportés par l'eau d'arrosage, ce qui conduit à augmenter la salinité de l'eau du sol. La pression

osmotique de l'eau du sol augmentent avec sa concentration en sels dissous, la plante consacre alors l'essentiel de son énergie non pas à se développer, mais à ajouter la concentration en sel de son tissu végétal de manière à pouvoir extraire du sol de l'eau qui lui est nécessaire.

En dessous de 700 s/cm, il n'y a pratiquement pas de cultures dont le rendement soit affecté par la salinité.

Entre 700 et 3 000 s/cm, le maintien des rendements est encore possible avec des façons culturales adéquates. Quand une tendance à l'enrichissement en sels de la solution du sol menace les rendements culturaux, elle doit être compensée par des irrigations supérieures aux besoins en eau de la culture pour entraîner la solution du sol excessivement enrichie en ions en dessous de la zone racinaire. Des abaques permettent de déterminer le taux de lessivage en fonction de la tolérance au sel de la culture et de la salinité de l'eau appliquée. Bien entendu, le projet de la réutilisation doit se soucier de l'évacuation de l'eau de lessivage. Si la perméabilité du sol n'est pas suffisante, un drainage doit être prévu (FAO, 2003).

3.2.3. Alcalinité

La dispersion de la phase colloïdale du sol, la stabilité des agrégats, la structure du sol et perméabilité à l'eau sont toutes très sensibles aux types d'ions échangeables présents dans l'eau d'irrigation.

L'augmentation de l'alcalinité du sol, qui peut se produire avec l'eau usée traitée à cause de la concentration élevée en Na, réduit la perméabilité du sol, particulièrement en surface, même si le lessivage a lieu.

Ce phénomène est lié à la dispersion et au gonflement des argiles lorsque la concentration en Na échangeable augmente. Toutefois, pour une certaine valeur du Rapport d'Adsorption du Sodium (SAR), la vitesse d'infiltration augmente ou diminue avec le niveau de salinité. Par conséquent, le SAR et EC_w (salinité) devraient être employés en association pour évaluer les problèmes potentiels éventuels (Rhoades, 1977).

3.2.4. Sodisation

L'accumulation de sodium (sodisation) sur le complexe adsorbant des sols peut dégrader les propriétés physique du sol.

Leur capacité de drainage, donc leur péreabilité, conditionne la productivité des terres irriguées. Un excès de sodium par rapport aux alcalino-terreux (calcium, magnésium, ...etc.) dans le complexe adsorbant provoque une défloculation des argiles, une destruction des sols qui se traduit par une réduction de la perméabilité et de la porosité des couches superficielles du sol. L'eau d'irrigation stagne alors dans la surface du sol et ne parvient plus jusqu'aux racines. D'autre part, à proportion égale de sodium et d'alcalino-terreux dans la solution, la tendance à

la sodisation du sol est d'autant plus forte que la concentration en cations totaux dans la solution est plus élevée. Ainsi, les risques de désodisation relatifs à une eau d'irrigation sont caractérisés par deux paramètres : le SAR, qui rend compte du rapport entre les concentrations en sodium et en alcalino-terreux, et la conductivité de l'eau appliquée.

Le SAR défini comme égal à $Na^+ / ((Ca^{++} + Mg^{++}) / 2)^{0.5}$; (Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} étant exprimé en meq/l) peut être ajusté pour mieux tenir compte du calcium susceptible de demeurer sur le sol après une irrigation (Faby, 1997).

3.2.5. Les fertilisants dans les eaux usées traitées

La concentration élevée en éléments fertilisants augmente la valeur agronomique des eaux usées. Ces éléments nutritifs peuvent constituer un facteur limitant dans le cas d'un apport excessif liée à une concentration élevée ou à un apport d'eau usée important.

Les eaux usées urbaines contiennent beaucoup de nutriments (macronutriments N, P, K, Ca, Mg et micronutriments Fe, Zn, Cu, Mn ...etc.) (Massena, 2001), qui est essentiel à la nutrition des plantes. Cependant, la teneur nutritive de l'eau usée peut excéder les besoins de la plante et constitue ainsi une source potentielle de pollution des eaux de la nappe. Elle peut également poser des problèmes liées à un développement végétatif excessif, en retardent la maturité ou en réduisant la qualité des cultures irriguées. Il est donc nécessaire de considérer les nutriments dans l'effluent traité en tant qu'élément du programme global de fertilisation des cultures irriguées. A cet égard, l'analyse d'eau usée est requise au moins une fois en ou début de saison culturale (FAO, 2003).

3.2.5.1. Charge nutritive en NPK

La concentration en N et P dans les eaux usées traitées secondaires peut varier sensiblement selon la source d'eau usée primaire et le procédé de traitement. En général, N et P sont réduits par le traitement mais la concentration en K reste approximativement identique au niveau trouvé dans l'eau usée brute.

- **L'azote**

Il joue un rôle primordial dans le métabolisme des plantes. En effet, c'est le constituant numéro un des protéines qui sont les composés fondamentaux de la matière vivante. L'excès de N, entraîne l'accumulation des nitrates dans la plante. L'excès des nitrates dans les tissus végétaux est néfaste pour la santé du consommateur (cas des légumes foliacés : laitues, céleri, épinard ...etc.) (Skiredje, 2005).

La teneur en azote dans les eaux usées peut varier de 20 à plus de 100 mg / l selon les usages et le traitement de l'effluent de ces eaux (FAO, 1992).

- **Le phosphore**

Cet élément joue un rôle de transfert d'énergie (ATP), transmission des caractères héréditaires (acide nucléique), photosynthèse et dégradation des glucides. C'est un élément essentiel pour la floraison, la nouaison, la précocité de la production, le grossissement des fruits et la maturation des graines (Skiredje, 2005).

Dans l'eau usée après traitement secondaire il varie de 6 à 15 mg/l (15-30 mg/l P₂O₅) à moins qu'un traitement tertiaire l'élimine. L'évaluation de P dans l'eau usée traitée devrait être réalisée en concomitance avec les analyses du sol pour les conseils de fumure (FAO, 2003).

Selon la FAO, (1992) l'effluent des eaux usées peut contenir 5 à 50 mg/l de phosphore, selon l'alimentation et l'usage de l'eau de la population locale.

- **Le potassium**

Cet élément est très mobile dans la plante et est rapidement distribué dans les différents organes du végétal. Le potassium joue un rôle fondamental dans l'absorption des cations dans l'accumulation des hydrates des protéines, l'organisation de la cellule. Le potassium est un élément de résistance des plantes au gel et à la sécheresse. Il est essentiel pour le transfert des assimilats vers les organes de réserve (bulbe et tubercule). Dans toutes les conditions de stress, l'apport de K permet de corriger les perturbations éventuelles (Skiredje, 2005).

Le potassium contenu dans l'eau usée n'occasionne pas d'effet nuisible sur les plantes, ou l'environnement. C'est un macro-nutriments essentiel qui affecte favorablement la fertilité du sol, le rendement des cultures et leur qualité. La concentration en K dans l'eau usée traitée secondaire varie de 10 à 30 mg/l (12 à 36 mg/l KO) (FAO, 1992).

- **Le bore**

Cet élément joue un rôle très important pour les plantes puisqu'il intervient au niveau du métabolisme et du transport des glucides, il participe à la synthèse des protéines, il a un rôle fondamental dans la résistance des parois cellulaires et favorise la fixation de N₂ atmosphérique chez les légumineuses (Skiredje, 2005).

Dans les eaux usées, le bore provient des lessives et des rejets industriels. A des concentrations très faibles, le bore est indispensable à la croissance des végétaux, ces besoins sont toujours largement couverts par les eaux usées ; mais lorsque sa concentration excède 1 mg/l il peut être toxique pour les plantes les plus sensibles. A cet effet, en cas d'excès de nutriments, un système de culture et/ou un mélange appropriés d'eau usée traitée à de l'eau douce, pour réduire l'application de fertilisant, sont des méthodes conseillées .

En terme de gestion des éléments nutritifs, les irrigations avec des eaux usées peuvent apporter en moyenne par mois en éléments fertilisants :

- Azote : 55 kg N / ha
- Phosphore : 12 kg P / ha
- Potasse : 45 kg k / ha
- Magnésium : 60 kg Mg / ha (Cadillon et al, 1996).

3.2.5.2. Autres nutriments

La plupart des eaux contiennent habituellement des concentrations adéquates en soufre, zinc, cuivre et d'autres micro-nutriments. Ces éléments jouent un rôle déterminant dans le métabolisme de la plante, essentiellement dans les enzymatiques. Leurs rôles spécifiques se présentent comme suit :

- ✓ Le cuivre : Stimulation de la germination et de la croissance, renforcement des parois cellulaires. Il jou un rôle essentiel dans la nutrition.
- ✓ Le fer : Elément essentiel dans la formation de la chlorophyle, il a un rôle dans le transport de l'oxygène et catalyseur de plusieurs enzymes.
- ✓ Le molybdène : Action essentielle dans l'assimilation de l'azote, indispensable à l'activité nitrate réductase.
- ✓ Le zinc : Rôle important dans la formation de plusieurs hormones de croissance et stimulation de la croissance précoce et du développement des fruits (Coic et Coppenet, 1989).

3.3. Les risques liés à la réutilisation agricole des eaux épurées

Les risques liés à une réutilisation des eaux usées à des fins agricoles sont :

- Le risque microbiologique
- Le risque chimique
- Le risque environnemental

3.3.1. 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 (Sheikh et al, 1999). 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).

Compte tenu de l'efficacité des traitements d'épuration et de désinfection, l'utilisation des eaux résiduaires sur des végétaux à consommer crus est inacceptable, quel que soit le stade de

traitement (Maait, 1997). Des cas de contamination fécale par l'intermédiaire de produits végétaux arrosés par des eaux usées brutes ont déjà été mis en évidence, même si cet exercice est difficile. Une épidémie de cyclosporiose (*Cyclospora Cayetanensis*) a été corrélée à une consommation de framboises importées (Froese, 1998). L'utilisation des eaux résiduaires urbaines sur prairies pâturées doit être possible sous réserve de respecter un délai entre épandage et pâturage. Les problèmes posés par les bactéries ne semblent pas majeurs, seuls les parasites risquent d'empêcher cette utilisation et de la réduire à des eaux traitées désinfectées. L'utilisation des eaux résiduaires sur prairies de fauche ne semble pas poser de grands problèmes (Maait, 1997).

La protection du consommateur passe par une réglementation de la qualité sanitaire des eaux utilisées pour l'irrigation. D'autre part, la qualité bactériologique dépend des cultures pratiquées. Pour certaines, un niveau 10^4 et 10^5 bactéries coliformes sera acceptable. Pour d'autres, ce niveau pourra descendre à moins de 100/100 ml, nécessitant ainsi une désinfection de l'eau (Maait, 1997).

Le mode d'irrigation a une influence directe sur le risque, ainsi, l'irrigation souterraine ou gravitaire peut nuire à la qualité des eaux souterraines et de surface, des contaminations directes peuvent avoir lieu lors de la maintenance du système d'irrigation. L'irrigation par aspersion crée des aérosols contaminants qui peuvent être transportés sur de longues distances. Alors que l'irrigation gravitaire à la raie et par inondation expose les travailleurs à des hauts risques sanitaires notamment lorsque le travail de la terre se fait sans protection (Peasey et al, 2000). Les nouvelles recommandations de l'OMS ont prévu des niveaux de risque selon les techniques d'irrigation et les types des cultures (OMS, 2006).

3.3.2. Risque chimique

Au-delà de l'effet global de certains constituants de l'eau usée sur les cultures irriguées comme la salinité, l'eau usée peut potentiellement créer une toxicité due à une concentration élevée de certains éléments comme le bore et quelques métaux lourds (FAO, 2003).

3.3.2.1. Métaux lourds

La seule voie de contamination vraiment préoccupante pour les éléments traces est la consommation de plantes cultivées, dans lesquelles il s'accumulent (Baumont et al, 2004).

Les éléments traces ne sont pas tous toxiques, beaucoup essentiels en petites quantités pour la croissance des plantes (Fe, Mn, Mo, Zn). Cependant, en quantités excessives ils peuvent causer des accumulations indésirables dans les tissus des plantes et une réduction de leur croissance. A cet effet, Baumont et al, (2004) permet une classification des métaux en fonction de leur dangerosité et leur intérêt agronomique.

Synthèse bibliographique

Tableau 2 : classification des métaux en fonction de leur dangerosité et leur intérêt agronomique (Baumont et al, 2004)

	Intéressants pour la plante	Inutiles ou mauvais pour la plante
Ne posant pas de problème sanitaire	Mn, Fe	Pb, Sn, Se, Hg, Cr, Al
Posant un problème sanitaire	Cu, Mo, Zn	As, Ni, Cd

La chlorose et nécrose, dues le plus souvent à une carence en fer induite par l'excès de métal, accompagnées d'une chute de rendement, sont les symptômes majeurs d'une toxicité due aux métaux. Des désordres du métabolisme peuvent se manifester avant l'apparition même de symptômes visuels (réductions de photosynthèse, activation des enzymes de stress) (Bourrelier et al, 1998).

Le cadmium induit souvent une inhibition de la photosynthèse et déséquilibre des autres éléments (Rahmoune, 1992).

La phytotoxicité du plomb et de mercure s'expriment rarement dans la mesure où ils sont très toxiques pour les végétaux, entraînant la destruction des méristèmes racinaires et l'arrêt de la croissance de la plante (Rahmoune, 2001).

Le sélénium est facilement absorbé par les plantes ou il peut être transformé en Se organique qui peut affecter le métabolisme du soufre et générer la chlorose (Bourrelier, 1998).

Nous remarquons que le risque posé par les métaux lourds dépend de leur toxicité potentielle et du niveau d'exposition (concentration, durée), par ailleurs, certains sont bons pour la croissance des végétaux. Ils s'éliminent facilement par des traitements physiques (décantation) et se retrouvent généralement dans les boues.

3.3.3. Risques environnementaux

3.3.3.1. La salinisation du sol

La salinisation du sol par une eau d'irrigation résulte des effets combinés de plusieurs facteurs (climat, caractéristique du sol, topographie du terrain, les techniques culturales, conduites d'irrigation ...etc.). En effet, chaque facteur va contribuer, selon son état, à l'accentuation ou à l'atténuation de la salinisation du sol.

3.3.3.1.1. L'eau d'irrigation

La qualité de l'eau utilisée en irrigation est un facteur de premier ordre dans la salinisation du sol. En effet, le risque de salinisation du sol est exclu si l'eau d'irrigation est de bonne qualité même si les autres facteurs influençant ce processus sont favorables. La qualité d'une eau

d'irrigation est estimée en prévoyant son influence sur les propriétés du sol et en considérant la tolérance des cultures pratiquées à la salure. Une « eau de bonne qualité » lorsqu'elle n'entraîne ni la salinisation du sol irriguée (CE du sol < 4 mS/cm), ni sa désagregation (taux de sodium échangeable ESP du sol < 15%) (Brady et Weil, 2002). Les effets d'une eau d'irrigation sur le sol sont jugés à travers la concentration totale de cette eau en sels solubles et par son rapport de sodium absorbable (SAR) (Leone et al, 2007). Le sodium apporté par les eaux d'irrigation au sol est sous forme échangeable, il remplace le calcium et le magnésium absorbé sur les agrégats du sol et cause ainsi la dispersion de ces particules argileuses. Cette dispersion a comme conséquence la désagregation des sols. Le sol devient alors dur et compact (lorsqu'il est sec). Sa porosité se colmate réduisant ainsi les vitesses d'infiltration de l'eau et de l'air, affectant ainsi sa structure (Halli Well et al, 2001 ; Leone et al, 2007).

Le choix du domaine de la réutilisation des eaux usées dépend essentiellement, de la qualité de l'effluent, des types de cultures, du système d'irrigation et des conditions édaphique du sol (Pereira et al, 2002). Ainsi, la connaissance de la qualité physico-chimique de ces eaux usées est fondamentale afin de prévoir les éventuels impacts sur le milieu récepteur. En effet, lors de la réutilisation pour l'irrigation agricole, leur qualité est déterminée essentiellement par la salinité et surtout le contenu en ion sodium (Toze, 2006). Herpin et al, (2007) ont constaté que l'irrigation avec des eaux usées traitées chargées en Na^{++} , entraîne une élévation des teneurs en cet élément dans tout le profil d'un sol de type « Typic Haplustax ». de plus, ils ont signalé que le calcium apporté par les eaux usées traitées, entraîne la libération des eaux sodium du complexe absorbant du sol sous forme échangeable, ce qui facilite sa migration en profondeur ainsi que sa biodisponibilité.

L'étude d'un autre cas d'irrigation avec des eaux usées traitées, dont la charge en sel est de 1,8 g/l a montré, après deux années de suivi, une augmentation de la conductivité électrique du sol de 0,92 dS/m à 1,93 dS/m sur les 40 premiers centimètres du sol, ce qui correspond à un apport en sel de l'ordre de 6,25 T/ha (Zakri et al, 1997).

Cette augmentation de salinité du sol suite à l'irrigation par des eaux usées est également signalée par l'autre auteurs (Yadav et al, 2002 ; Al-Nakcha-Bandi et al, 1997).

3.3.3.1.2. Mode d'irrigation

Lorsque l'eau est de mauvaise qualité, le mode, la dose et la fréquence d'irrigation ont une influence directe sur le processus de salinisation du sol. Dans ces conditions une dose supérieure aux besoins du sol est favorable à une lixiviation (lessivage) des sels. Ce qui permet de maintenir la salinité du sol à un niveau raisonnable surtout si le drainage interne et externe est convenable. Heidarpour et al, (2007) ont étudié l'effet de l'irrigation par les eaux usées traitées

sur les propriétés chimiques du sol en testant deux systèmes d'irrigations différents, le premier système est de surface, alors que le second est de subsurface. Ils ont constaté que le système d'irrigation de subsurface augmentait la conductivité électrique du sol dans les horizons de surface. Par contre, le résultat inverse est observé avec le système d'irrigation de surface ou la conductivité électrique est plus importante dans les niveaux inférieurs. D'après les auteurs, l'augmentation de la CE dans le premier cas est due à une remontée capillaire des sels en surface suite à l'évapotranspiration. Dans le second cas, c'est plutôt le lessivage des sels par les eaux d'irrigation qui est à l'origine de l'augmentation de la CE en profondeur. Il en résulte donc, que l'irrigation de surface permet mieux le lessivage de sels vers les profondeurs. Des périodes d'irrigation rapprochées conduisent au même résultat. Une irrigation fréquente entraîne le lessivage du sodium apporté par les eaux usées traitées vers la profondeur du sol ce qui se manifeste par une augmentation du taux du sodium échangeable (Herpin et al, 2007). Le mode classique d'irrigation par submersion convient mieux à la désalinisation du profil du sol à chaque irrigation que tout autre mode d'irrigation localisée.

3.3.3.1.3. La couverture pédologique

Les caractéristiques du sol qui jouent un rôle primordial dans l'accentuation ou l'atténuation du processus de salinisation sont la texture, la perméabilité et le taux en calcaire. Villagra et Cavanigarò, (2005) ont mené une expérience d'irrigation par des eaux salées sur deux sols de textures différentes, un premier sableux et second plutôt argileux. Ils ont constaté que la salinité a atteint des niveaux élevés dans le sol argileux. A la fin de l'expérience, la salinité est entre 15,8 et 19,1 mS/cm dans le sol à texture argileuse, alors qu'elle est entre 1,2 et 6 mS/cm dans le sol sableux.

Miyomoto et Chacan, (2006) ont mené une étude statistique sur l'influence de certains paramètres pédologiques sur la salinité du sol lorsqu'il est irrigué par une eau de salinité élevée. Ils ont constaté que les sols à texture argileuse ou ceux qui présentent un niveau calcareux, imperméable ou moyennement perméable, sont les plus vulnérables à la salinisation.

3.3.3.2. Accumulation des métaux dans le sol

Bien que la concentration en métaux dans les eaux usées surtout traitées soit faible, l'irrigation peut, à terme, entraîner l'accumulation de ces éléments dans le sol (Rattan et al., 2005). En effet, la rétention, par le sol, des éléments métalliques est gouvernée par divers phénomènes d'ordre mécanique, physico-chimique et même biologique (Mantinelli, 1999).

Bien entendu, les métaux acheminés vers le sol par les eaux usées, ne sont pas tous sous une forme assimilable ou biodégradable. En effet la forme chimique des métaux va dépendre des

conditions intrinsèques du sol tel que le pH, MO, le taux d'argile, la CEC, ...etc. (Mapanda et al, 2005).

L'accumulation d'éléments métalliques suite à l'irrigation avec des eaux usées brutes est souvent constatée. Ainsi, Mapanda et al. (2005) ont constaté une augmentation des teneurs en éléments métalliques dans les horizons de surface des sols irrigués par des eaux usées brutes, durant des périodes de temps plus ou moins importantes. Les teneurs trouvées dans les horizons de surface sont largement supérieures à celles trouvées dans les horizons de subsurface et dans le sol témoin.

Constater qu'après plus de 40 années de pratique de l'irrigation avec des eaux usées brutes ou mélangées avec des eaux de rivière a entraîné une augmentation des teneurs en métaux dans le sol (Assadia, 1998 ; Flores et al, 1997 ; Lucho-Constantino et al, 2005 ; Rattan et al, 2005).

Solis et al. (2005) ont signalé également le rôle de certains paramètres physico-chimiques du sol, tel que pH et carbone organique total (COT), sur la rétention ou libération des métaux issus des eaux usées traitées. En effet, dans les parcelles à 100 ans d'irrigation, les auteurs ont constaté une diminution du pH et COT du sol. Suite à cet effet, les métaux absorbés sur les agrégats du sol ont été libérés sous forme plus échangeable, ce qui a facilité, par conséquent, leur migration dans le sol ainsi que leur biodisponibilité.

3.3.3.3. Effets de l'irrigation par les eaux usées sur les propriétés physicochimiques du sol

L'irrigation avec les eaux usées, affecte avec le temps certains paramètres du sol. Ainsi, une légère diminution du pH est observée dans certains sols basiques (Yadav et al, 2002 ; Abass et al, 2006 ; Rattan et al, 2005 ; Solis et al, 2005 ; Herpin et al, 2007). Cette diminution est expliquée par un lessivage par les eaux d'irrigation des calcaires actifs qui sont responsables de l'alcalinité du sol (Solis et al, 2005). Les eaux usées, à travers leur pouvoir fertilisant, entraînent également une augmentation du taux de la matière organique et des éléments nutritifs du sol (Rattan et al, 2005 ; Yadav et al, 2002). Toutefois, ces éléments nutritifs stimulent l'activité microbiologique du sol (Magesan et al, 2000 ; Ramirez- Fuentes et al, 2007), ce qui favorise la minéralisation de la matière organique entraînant du même coup la diminution de la CEC du sol (Solis et al, 2005 ; Herpin et al, 2007).

Magesan et al. (2000) signalent également que, suite à l'irrigation par les eaux usées, cette intensification de l'activité microbiologique du sol diminue la conductivité hydraulique du sol du fait de la formation de biofilms bactériens qui colmatent la porosité du sol.

3.3.3.4. Effet de l'irrigation par les eaux usées sur les plantes cultivées

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

De même, l'irrigation par les eaux usées entraîne un enrichissement important du tissu des plantes cultivées en oligoéléments (Yadav et al, 2002).

Les éléments traces qui sont généralement immobilisés dans les couches supérieures du sol peuvent provoquer, à long terme, des risques pour le développement des plantes. En effet, certains éléments traces (bore, fer, manganèse, zinc, cuivre et molybdène), peu nombreux, sont reconnus nécessaires au développement des végétaux en très faibles quantités (Faby et Brissoud, 1997). L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments, mais aussi d'autres oligo-éléments, non indispensables à la plante tels que le plomb, mercure, cadmium, bore, fuore, alimunium, nichel, chrom, sélénium et étain. La biodisponibilité de ces éléments dans le sol peut engendrer leur accumulation dans les tissus des plantes et dans certains cas, les teneurs en ces éléments peuvent atteindre des seuils de phytotoxicité (Faby et Brissoud, 1997).

3.3.3.5. Impact de l'irrigation par les eaux usées sur la nappe phreatique

L'irrigation ou l'épandage des eaux usées sur des surfaces agricoles est l'une des techniques de recharge artificielle des nappes phreatiques couramment utilisée en région aride ou semi-aride (Asano et Cotruvo, 2004). Dans ce contexte, Ben Marzouk, (2006) a constaté une remontée continue du niveau de la nappe phreatique suite à la pratique de l'irrigation par des eaux usées traitées.

3.4. Les différentes réglementations dans le monde

Afin de protéger et combattre sa dégradation quantitative, un contexte de plus en plus restrictif quand à l'usage de l'eau s'est mis en place depuis quelques années, plusieurs régions du monde ont émis des lignes directrices et législations visant la conservation et la diminution de la consommation, pour ainsi réduire la pression des activités humaines sur la ressource en eau. Dans le but de préserver la ressource, plusieurs pays décident de prendre les moyens pour tirer le maximum des réserves d'eaux disponibles. La recherche de la solution alternative est motivée principalement par la rareté grandissante des ressources en eau et des tensions qui y sont liées, par la dégradation de la ressource résultant des rejets des eaux usées, ainsi que par la croissance démographique accrue augmentant la demande en nourriture et en fibres (OMS, 2012).

Plusieurs solutions existent, notamment l'augmentation de l'efficacité des usages de l'eau et de la modulation de la demande via une sensibilisation (UNESCO, 2006). Ces facteurs ont aussi forcé la considération de ressource en eau non conventionnelles (USEPA, 2012).

A cet effet, plusieurs provinces, pays et organisations internationales ont émis des lignes directrices, des normes ou règlements en matière de réutilisation des eaux usées. Pour la plus part, elles énoncent des critères visant la protection de la santé humaine et de l'environnement. Souvent, elles émettent aussi des recommandations quant aux traitements, aux systèmes de distributions, ainsi qu'en ce qui a trait au contrôle et au suivi. Les lignes les plus citées mondialement sont celles de l'OMS et l'USEPA (Exall et al, 2004).

Ainsi, à mesure que la réutilisation devient une pratique répandue, les Etats-Unis ont donc tendance à plutôt vouloir mettre en place des lois et des règlements pour encadrer la réutilisation (Asano et al, 2007).

3.4.1. Les recommandations de l'OMS

En 1973, l'OMS a élaboré des lignes directrices concernant l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture. Celle-ci ont été révisées en 1989, 2006, puis 2012. Elles ont d'abord été émises avec l'intention d'introduire un certain niveau de traitement aux eaux usées préalablement à leur réutilisation (Asano et al, 2007). Depuis, le débat a changé : les recommandations sont aujourd'hui émises afin de servir de base pour le développement d'approches permettant d'assurer un niveau national de risque pour la santé des travailleurs et du public lors de l'utilisation des eaux usées en agriculture et aquaculture, et afin de fournir un cadre pour les processus de décision national et local (OMS, 2012).

Le document de l'OMS cible principalement le volet microbiologique et ne consacre qu'une faible part de ces recommandations aux risques chimiques qui peuvent se révéler importants (AFD, 2011).

L'OMS propose différents moyens pour diminuer les risques sanitaires de cette pratique. Ainsi, cet organisme international propose des critères de qualité microbiologique pour l'effluent, de même qu'un traitement minimal à effectuer (annexe 1). L'OMS émet aussi des recommandations quant aux types de cultures permises, aux techniques d'irrigations et au contrôle des possibilités de contacts, notamment en établissant des zones tampons (OMS, 1989).

3.4.2. Les recommandations de l'USEPA

L'USEPA a élaboré des lignes directrices en 1992 qui furent mises à jour en 2004 et en 2012 afin de tenir compte de l'avancement technologique et de nouvelles données scientifiques (Asano et al, 2007). L'USEPA fait des recommandations aux Etats pour encadrer la réutilisation des eaux usées ou pour orienter les possibilités de réutilisations (USEPA, 2012).

Ces lignes directrices incluent plusieurs aspects dont les procédés de traitement, les critères de qualité microbiologique, physico-chimique et esthétique, la surveillance et le suivi, ainsi que d'autres critères de contrôle comme la mise en place de zones tampons par exemple, et ce, pour les différentes applications possibles (USEPA, 2012).

L'USEPA, (2004) a publié, en collaboration avec l'USAID, des recommandations sur la réutilisation des eaux usées traitées (annexe 2). Dont plusieurs paramètres sont pris en compte : le pH, la DBO, la turbidité ou les MES et microbiologiquement seuls les coliformes fécaux permettent de juger la qualité de l'eau (USEPA, 2004).

3.4.3. Les recommandations de l'Union Européenne

Il n'existe aucune réglementation ni ligne directrice commune encadrant la réutilisation des eaux usées en Europe (Synteau, 2012).

L'Union Européenne accuse un retard en terme de législation sur la réutilisation des eaux usées épurées, puisqu'elle se limite à cette phrase de l'article 12 de la directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux usées, qui mentionne que « les eaux usées traitées sont réutilisées lorsque cela se révèle approprié » (Conseil des Communautés Européennes, 1991 ; Bontaux, 1997). Cette lacune n'a pas empêché les pays membres d'adopter leur propre réglementation, en l'homogénéisant à l'échelle européenne. En effet, aujourd'hui, certains pays comme l'Italie s'inspirent des normes américaines, et d'autres, comme la France, des normes de l'OMS. Les normes bactériologiques appliquées dans certains pays et préconisées par des organisations sont mentionnées dans l'annexe 3 (Lavison et Moulin, 2007).

Les conditions climatiques et géographiques, le niveau de développement et les moyens financiers sont les principaux facteurs influençant le choix des normes de réutilisation, ainsi, des pays comme la Tunisie et l'Afrique du Sud ont opté pour les recommandations de l'OMS qui sont destinées essentiellement aux pays en développement. Alors les pays développés tel que le Japon et Israël et d'autres pays riches comme le Koweït et l'Arabie Saoudite, ont choisi des normes plus sévères, généralement inspirées de celle de la Californie « titre 22 ». par contre, les normes établies dans certains pays développés comme la France, sont basées sur les recommandations de l'OMS. D'autres organismes ont établi des recommandations complémentaires pour quelques paramètres chimiques, ainsi la FAO, (2003) a fixé selon la durée de réutilisation, des limites concernant les éléments de traces dans les eaux usées traitées destinées à l'irrigation (annexe 4).

3.4.4. Réglementations Algériennes de la réutilisation des eaux usées épurées

La réglementation Algérienne de la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture a été préparée par les structures algériennes responsables pour l'introduction des eaux usées épurées

comme alternatives efficaces contre la pénurie des eaux conventionnelles à l'échelle nationale. Dans les zones sahariennes, les ressources en eau souterraines sont vulnérables et non renouvelables, la réutilisation des eaux usées traitées en respectant les normes apparaît comme une solution très conseillée (ONA Sadia, 2010).

La réglementation Algérienne est assez succincte concernant la réutilisation des eaux usées épurées. Les textes de la loi n°05/12 du 4 Août 2005 relative à l'eau, fixe les principes et les règles applicables pour l'utilisation, la gestion et le développement durable des ressources en eau en tant que bien pour la collectivité nationale, sont :

- Art 2 : les objectifs assignés à l'utilisation, à la gestion et au développement durable des ressources en eau visant à assurer :

La préservation de la salubrité publique et la protection des ressources en eau et le milieu aquatique. Contre les risques de pollution à travers la collecte et l'épuration des eaux domestiques et industrielle.

- Art 4 : les eaux usées épurées utilisées dans un but d'utilité publique font partie du domaine public hydraulique naturel.

- Art 43 : conformément aux dispositions des articles 48 à 51 de la loi n°03.10 du 19 Joumada El-Oula 1424 correspondant au 19 Juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable les milieux hydrauliques et les écosystèmes aquatiques doivent être protégés de toute forme de pollution susceptible d'altérer la qualité des eaux et de nuire à leur différents usages.

- Art 46 : sont interdits :

Tout déversement ou rejet d'eaux usées de toute nature dans les puits, forage de captage, fontaines et abrovoires publics, Oueds à sec et canaux.

- Art 46 : les caractéristiques techniques des systèmes d'épurations des eaux usées sont fixées par voie réglementaire en prenant en compte notamment les critères relatifs aux agglomérations, aux possibilités d'utilisation des eaux usées épurées, aux risques de contamination et de pollution.

- Art 47 : sont soumises au régime de la concession d'utilisation des ressources en eau, les opérations portant sur la réutilisation d'infrastructures destinées à l'utilisation d'eau usée épurée pour des usages agricoles individuels ou collectifs ou pour des usages industriels.

- Art 82 : les cahiers de charges portant sur la concession d'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation de certaines cultures ou l'arrosage d'espace vert doit tenir compte des mesures préventives liées aux risques sanitaires et aux impacts sur l'environnement.

Synthèse bibliographique

- Art 93 : des aides et soutiens de toute nature peuvent être accordés aux personnes physiques ou morales, de droit public ou privé, qui initient et mettent en œuvre des opérations portant notamment sur l'utilisation des eaux usées épurées en vue de valoriser les eaux traitées.
- Art 130 : l'utilisation des eaux usées brutes pour l'irrigation est interdite (JORA N°60, 2005).

Décret exécutif n°07-149 du Jumada El-Oula 1428 correspondant au 20 Mai 2007, susvisé, le présent arrêté a pour objet de fixer les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins agricoles.

Les principaux axes de ce décret sont les modalités de concession d'utilisation des eaux usées épurées, risques liés à l'usage des eaux usées épurées (interdiction, distance à respecter).

Les contrôles sanitaires, le cahier des charges type relatif à la réutilisation des eaux usées épurées (JORA, 2012). Les recommandations au niveau microbiologie, les recommandations physico-chimique et les limites recommandés en éléments traces métalliques pour la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture appliquées en Algérie sont mentionnées en annexe 5, 6 et 7 (JORA, 2012).

Chapitre 4 : Traitement des eaux usées

4. Chapitre 4 : Traitement des eaux usées

4.1. Les étapes de traitement des eaux usées

La dépollution des eaux usées nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, physico-chimiques et biologiques. En dehors des plus gros déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre, au minimum, d'éliminer la majeure partie de la pollution carbonée. Selon le degré d'élimination de la pollution et les procédés mis en œuvre, trois niveaux de traitement sont définis (Boussa et Marmet, 2017) :

- Les prétraitements consistent à débarrasser les eaux usées des polluants solides les plus grossiers (dégrillage, dégraissage). Ce sont de simples étapes de séparation physique.
- Les traitements primaires regroupent les procédés physiques ou physico-chimiques visant à éliminer par décantation une forte proportion de matières minérales ou organiques en suspension. A l'issue du traitement primaire, seules 50 à 60 % des matières en suspension (MES) sont éliminées. Ces traitements primaires ne permettent d'obtenir qu'une épuration partielle des eaux usées. Ils ont d'ailleurs tendance à disparaître en tant que seul traitement.
 - notamment lorsque l'élimination de la pollution azotée est requise. Pour répondre aux exigences réglementaires, une phase de traitement secondaire doit être conduite.
- Les traitements secondaires recouvrent les techniques d'élimination des matières polluantes solubles (carbone, azote, et phosphore). Ils constituent un premier niveau de traitement biologique. Pour satisfaire à la réglementation actuelle. Le traitement secondaire est donc désormais le niveau minimal de traitement qui doit être mis en œuvre dans les usines de dépollution.
- Dans certains cas, des traitements tertiaires sont nécessaires, notamment lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieu particulièrement sensible. A titre d'illustration, les rejets dans les eaux de baignade, dans les lacs souffrant d'un phénomène d'eutrophisation ou dans des zones d'élevage de coquillages. Les traitements tertiaires peuvent également comprendre des traitements de désinfection. La réduction des odeurs peut encore être l'objet d'attentions particulières.

4.2. Les procédés de traitements des eaux usées

Une station d'épuration est installée à l'extrémité d'un réseau de collecte des égouts et en amont du milieu naturel. Elle rassemble une succession de dispositifs, empruntés tour à tour par les eaux usées, chacun de ces dispositifs étant conçu pour extraire au fur et à mesure les différents polluants contenus dans les eaux (Van Dermeersch, 2006). La figure 2 montre un dispositif de fonctionnement d'une station d'épuration à boue activée.

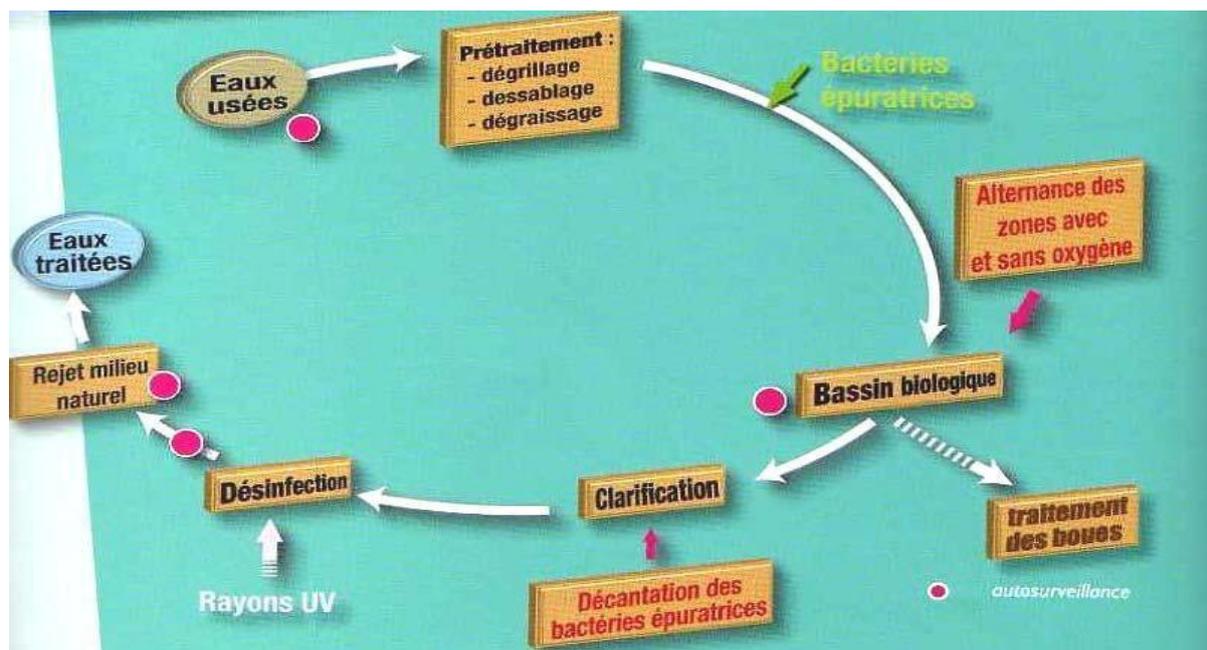


Figure 2 : Le principe de fonctionnement d'une station d'épuration à boue activée

Plusieurs niveaux de traitements sont définis :

4.2.1. Les prétraitements

Les eaux brutes doivent généralement subir avant leur traitement proprement dit. Un prétraitement qui comporte un certain nombre d'opérations, uniquement physiques ou mécaniques. Il est destiné à extraire de l'eau brute, la plus grande quantité possible d'éléments dont la nature ou la dimension constitueront une gêne pour les traitements ultérieurs. Selon la nature des eaux à traiter et la conception des installations, le prétraitement peut comprendre les opérations de dégrillage (principalement pour les déchets volumineux), de dessablage (pour les sables et graviers) et de dégraissage-déshuilage (pour les huiles et les graisses).

4.2.1.1. Le dégrillage

Les eaux usées d'origine urbaine ou industrielle qui arrivent à la station d'épuration passent d'abord à travers des grilles à barreaux plus au moins espacés ou des tamis rotatifs qui retiennent les éléments les plus volumineux (Degrement, 2005). Ce traitement permet de protéger les ouvrages contre l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de l'installation. Les déchets issus de cette étape que nous appelons les « refus de dégrillage » (Le Hyaric, 2009).

4.2.1.2. Dessablage

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brutes, les graviers, le sable et les particules minérales plus ou moins fines de façon à éviter les dépôts dans les canaux, les conduites et les installations, ainsi que de protéger les unités de traitement contre l'abrasion (Jardé, 2002).

4.2.1.3. Dégraissage - Déshuilage

Les graisses et les huiles étant des produits de densité légèrement inférieure à l'eau issue non seulement des habitations, mais aussi des restaurants, des garages, des chaussées, des usines, des abattoirs,...., etc. Le dégraissage et le déshuilage permettent de récupérer grâce à des racleurs les huiles et les graisses domestiques ou industrielles qui tendent généralement à remonter en surface des eaux usées par flottation (Jardé, 2002). Ces deux procédés visent à éliminer la présence de corps gras dans les eaux usées qui peuvent gêner l'efficacité du traitement biologique qui intervient ensuite.

4.2.2. Traitement primaire (physico-chimique)

Les procédés de traitement physicochimique font appel à des procédés physiques. Ces traitements sont la décantation, la coagulation- floculation, la flottation et la filtration.

4.2.2.1. Décantation primaire

La décantation est la méthode la plus fréquente de séparation de MES et des colloïdes. C'est un procédé qu'on utilise dans pratiquement toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux. Son objectif est d'éliminer les particules dont la densité est supérieure à celle de l'eau par gravité.

4.2.2.2. Coagulation – Floculation

La coagulation-floculation est une méthode qui favorise la sédimentation des particules flottantes dans les eaux usées grâce à l'action de réactifs chimiques ajoutés artificiellement (les coagulants ou les floculats). Les critères de choix d'un coagulant sont nombreux. Son efficacité à réduire la couleur, la turbidité et la matière organique d'une eau est essentielle.

4.2.2.3. Flottation

La flottation est un procédé de séparation des MES dans l'eau utilisant la densité apparente plus faible de ces matières et conduisant à leur rassemblement et à leur collecte à la surface libre (Pironin, 2000).

4.2.2.4. Filtration

La filtration est un procédé de séparation dans lequel on fait percoler un mélange solide-liquide à travers un milieu poreux (filtre) qui idéalement retient les particules solides et laisse passer le liquide (filtrat). L'utilisation de membrane ayant des pores de plus en plus petits permettent de pousser très loin le seuil de séparation de la matière pour aller jusqu'à la rétention de molécules et de sels (Degrement, 2005).

4.2.3. Traitement secondaire ou traitement biologique

Les traitements biologiques reproduisent artificiellement ou non les phénomènes d'auto épuration existant dans la nature. Ils regroupent l'ensemble des processus par lesquels un milieu aquatique parvient à retrouver sa qualité d'origine après une pollution. Son principe est de

provoquer une prolifération de micro-organismes aux dépens des matières organiques apportées par l'effluent et en présence ou non d'oxygène. Il s'agit en fait d'un véritable transfert d'une forme non préhensible (matières colloïdales et dissoutes) en un élément manipulable (suspension de microorganismes).

Matière organique + micro-organismes + O₂ + N + P ==> micro-organismes + CO₂ + H₂O + résidu soluble non biodégradable.

Selon que l'oxydation se produit grâce au gaz oxygène dissous dans l'eau (processus aérobie) ou qu'au contraire le processus se fasse sans oxygène (processus anaérobie). Le moteur de décomposition (aérobie ou anaérobie) des substances organiques est constitué par des enzymes catalyseurs organiques sécrétés par les organismes. On distingue les enzymes extracellulaires qui provoquent la destruction des structures moléculaires trop complexes pour pénétrer au sein de la cellule, les enzymes intracellulaires qui assurent l'assimilation et par conséquent, sont à l'origine des phénomènes vitaux provoquant la prolifération des cellules. Les traitements biologiques sont bien adaptés pour éliminer la pollution carbonée mais également les pollutions azotées et phosphorées (Boeglin, ND ; Edeline, 1998).

4.2.3.1. Les différents types du traitement biologique

En traitement biologique, on distingue des procédés intensifs et d'autres extensifs

4.2.3.1.1. Technique intensives

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs. Le principe de ces procédés est de localiser des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel (Bongiovanni, 1998). Quatre grands types de procédés sont utilisés :

- Lits bactériens.
- Bio filtre.
- Disques biologiques.
- Boues activées.

4.2.3.1.1.1. Lits bactériens « filtres bactériens »

Les processus des lits bactériens sont des techniques de traitement qui s'inspirent de la filtration par le sol. Le principe des lits bactériens consiste à faire ruisseler l'eau à traiter préalablement décantée sur une masse de matériaux poreux (filtrant) qui sert de support aux micro-organismes (bactéries). Ils sont généralement réalisés en forme circulaire en se basant sur les trois paramètres suivants (Bongiovanni, 1998) :

- Choix des matériaux.
- Répartition de l'effluent.
- Utilisation de recyclage.

Pour un bon rendement, une aération apporte l'oxygène nécessaire aux microorganismes qui se développent sous forme d'un fil biologique en surface des matériaux. Le rendement maximum de cette technique est de 80% d'élimination de la DBO₅.

4.2.3.1.1.2. Bio-filtres

Le développement actuel des techniques par cultures fixées sur milieu granulaire vise à réaliser la réaction biologique de dégradation de la pollution par la biomasse épuratrice et la clarification par filtration de l'effluent traité. Elle ne comporte pas de clarification finale par décantation. L'ouvrage se présente comme un filtre garni en matériaux de granulométrie suffisamment faible pour obtenir un effet de filtration efficace dans lequel l'accroissement de la biomasse et les matières en suspensions de l'effluent à traiter, retenues dans le matériau vont colmater progressivement le lit.

4.2.3.1.1.3. Disques biologiques

Le dispositif consiste en un ensemble de disques en matière plastique, parallèles et régulièrement espacés par un axe commun. Pour constituer un tambour, les disques sont immergés à 40% approximativement dans un bassin recevant l'eau à traiter. L'écartement entre les disques qui est d'environ 2 cm qui permet la circulation de l'eau. La rotation des disques permet le contact du fil biologique qui les recouvre avec l'eau usée et l'air. C'est presque le même système que le lit bactérien traditionnel (Bongiovanni, 1998).

4.2.3.1.1.4. Les boues activées

Les procédés par boues activées comportent essentiellement une phase de mise en contact de l'eau à épurer avec un floc bactérien en présence d'oxygène (aération) suivie par une phase de séparation de ce floc (clarification). La différence provient d'une plus grande concentration en micro-organismes et par conséquent, d'une demande volumique en oxygène plus importante. De plus, pour maintenir en suspension la masse bactérienne, une agitation artificielle est nécessaire. Les micro-organismes épurateurs sont en suspension dans un bassin aéré, on parle alors de procédé à boues activées. Le réacteur est alimenté en continu (eau usée) et la biomasse transforme les polluants :

- Par adsorption ou absorption des matières polluantes sur le floc bactérien.
- Par conversion de la DBO₅ en matières cellulaires : croissance de la culture bactérienne et des micro-organismes associés ; insolubilisations de la pollution.

- Par oxydation en CO₂ et H₂O qui produit l'énergie nécessaire au fonctionnement et la production de nouveau matériau cellulaire : transformation de la pollution dissoute en gaz.

Environ un tiers de la matière organique de l'eau usée doit être oxydée pour produire l'énergie requise. En conséquence, deux tiers subsistent sous forme de boues en excès (biomasse épuratrice générée). Comme dans le traitement physico-chimique des eaux usées, on aura deux phases :

- Phase biologique : transformation de la pollution dissoute en gaz ou en biomasse.
- Phase physique : séparation de la biomasse épuratrice de l'eau épurée : décantation (Tyrrell et al, 1995 ; Zerouali, 2000).

4.2.3.1.2. Techniques extensives

Les solutions extensives correspondent à des procédés d'épuration dans lesquels la concentration en organismes épurateurs est faible. Parmi ces procédés on note le lagunage (Jardé, 2002).

4.2.3.1.2.1. Le lagunage

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). D'après Faby et Brissaud (1997), ont 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 bactéries par litre. 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. 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.

4.2.4. Le traitement tertiaire

Appelés aussi les traitements complémentaires qui visent l'élimination de la pollution azotée et phosphatée ainsi que la pollution biologique des eaux usées domestiques, ayant déjà subi au préalable des traitements primaires et secondaires qui s'avèrent insuffisants pour arriver au bout de ces polluants. Pour cela les traitements tertiaires s'imposent et deviennent plus que nécessaires, afin de garantir une meilleure protection des milieux naturels récepteurs.

Les traitements tertiaires souvent considérés comme facultatifs ou complémentaires permettent d'affiner ou d'améliorer le traitement secondaire. De telles opérations sont nécessaires pour assurer une protection complémentaire de l'environnement récepteur ou une réutilisation en agriculture ou en industrie. Les traitements tertiaires visent à améliorer la qualité générale de l'eau. Leur utilisation s'impose lorsque la nature des milieux récepteurs recevant l'eau dépolluée l'exige. On distingue généralement les opérations suivantes :

- la nitrification-dénitrification et dé-phosphatation biologique ou mixte (biologique et physico-chimique) ;
- la désinfection bactériologique.

4.2.4.1. Elimination de l'azote

- L'ammonification : première étape de la dégradation des déchets azotés organiques. L'azote organique est converti en ammoniacque (NH_4^+ et NH_3^+) par réaction chimique, cette réaction chimique est complète en milieu boues activées.
- La nitrification (croissance des bactéries autotrophes en phase aérobie) : en environnement aérobie, les bactéries autotrophes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* transforment l'azote ammoniacal (NH_4^+) en présence d'oxygène pour se développer et produire des nitrites (NO_2^-) puis des nitrates (NO_3^-).
- La dénitrification (croissance de bactéries hétérotrophes en phase anoxique) : en environnement anoxique, certaines bactéries hétérotrophes consomment les nitrates, à la place de l'oxygène et le carbone pour se développer et produire de l'azote gazeux (N_2).

4.2.4.2. Elimination du phosphore (dé-phosphatation)

L'élimination du phosphore, ou « dé-phosphatation » peut être réalisée par des voies physicochimiques ou biologiques. La dé-phosphatation biologique consiste à provoquer l'accumulation du phosphore dans les cultures bactériennes des boues. Les mécanismes de la dé-phosphatation biologique sont relativement complexes et leur rendement variable (en

fonction notamment de la pollution carbonée et des nitrates présents dans les eaux usées). Dans les grosses installations d'épuration, ce procédé est souvent couplé à une dé-phosphatation physicochimique pour atteindre les niveaux de rejets requis.

4.2.4.3. Les procédés de désinfection

Le procédé de désinfection est appliqué dans le cas d'un milieu récepteur sensible (zone de baignade ou de conchyliculture...) car une épuration classique n'élimine pas la pollution bactériologique. On applique une désinfection qui est assurée, le plus souvent, par ajout de chlore en sortie de station d'épuration dans un bassin de « contact », ou par des traitements aux ultra-violets.

- 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 dé-chloration qui permet de limiter considérablement l'effet toxique de certains produits dérivés formés lors du traitement est élevé.

- 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. L'efficacité du traitement dépend essentiellement de deux paramètres :

- ✓ Les lampes, 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, dont les MES et certaines molécules dissoutes absorbent les UV, ce qui diminue l'efficacité des lampes.

4.2.5. Traitement et élimination des boues

Les traitements biologiques ou physico-chimiques utilisés pour l'épuration des eaux résiduaires génèrent une production importante de boues diluées (> 99% d'eau) et contenant de la matière organique fermentescible. Les deux principaux objectifs de la filière de traitement des boues seront donc :

- De stabiliser les matières organiques pour éviter toute fermentation incontrôlée qui entraînerait des nuisances olfactives,

- D'éliminer un maximum d'eau afin de diminuer les volumes de boues à évacuer.

Après une étape préalable d'épaississement permettant de concentrer les boues, la stabilisation de la matière organique est réalisée grâce à des procédés biologiques ou physicochimiques. L'étape finale de déshydratation permettra d'extraire le maximum d'eau.

4.2.5.1. L'épaississement des boues

L'épaississeur est le passage obligé pour réduire à faible coût le volume des boues à traiter. Il agit comme un décanteur et réduit légèrement la teneur en eau. Son efficacité s'accroît s'il est précédé de l'injection de réactifs améliorant la décantation (poly électrolytes).

4.2.5.2. La stabilisation des boues

La stabilisation a pour but de réduire la matière organique contenue dans les boues ; elle peut être :

- Biologique, par séjour d'environ un mois dans un digesteur où la matière organique est soumise à l'action de bactéries anaérobies. Leur activité exige le maintien du milieu à une température voisine de 35°C, ce qui est facilité par la production de méthane issu de la fermentation.
- Chimique, par injection de chaux.

4.2.5.3. La déshydratation des boues

La déshydratation réduit la teneur en eau. On utilise le plus souvent des centrifugeuses ou des filtres presse ou filtres à bandes, précédés d'un conditionnement des boues qui favorise la séparation de la phase liquide. Elle s'accompagne d'une modification de la texture de la boue : de liquide elle devient pâteuse puis solide selon la quantité d'eau extraite. Lorsque la teneur en eau atteint 70 %, la boue est dite « pelle table ». Elle peut être transportée en benne et épanchée avec un épandeur à fumier. Elle est solide et tient en tas lorsque la teneur en eau descend en dessous de 60 %. Elle est alors aisément transportable et peut être stockée dans les champs.

Partie 2 : Présentation l'état des lieux et matériels et méthodes

Chapitre 1 : Présentation l'état des lieux, la station d'épuration de Boumerdès

1. Chapitre 1 : Présentation l'état des lieux : la Station d'épuration de Boumerdès

1.1. Introduction

Dans cette partie, j'essaierai de présenter la station d'épuration de Boumerdès, la station expérimentale de l'ENSA, ainsi que l'exploitation agricole de Benrahmone. Je vous rappelle que les essais ont eu lieu au même temps à la station expérimentale de l' de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique Alger (ENSA) pour la fraise sous serre et à l'exploitation agricole de Benrahmone à Corso (Boumerdès) pour les vignoble en plein champs durant l'année 2016/2017 ; 2017/2018, et que ces essais ont été irrigués par de l'eau épurée provenant de la station d'épuration de Boumerdès.

1.2. Présentation de la station d'épuration de Boumerdès

La station d'épuration de Boumerdès a été mise en service en 2001, elle traite les eaux usées, par le procédé des boues activées à faible charge avec prétraitement, traitement biologique, clarification pour la filière eau, et épaissement, déshydratation mécanique pour la filière boue. Aujourd'hui, la station a une capacité maximale de traitement de 75 000 Equivalent Habitant et elle traite des eaux usées d'origines urbaines. Elle est située à proximité de Oued TATAREG qui recueille les eaux épurées, la station est gérée par l'ONA (Office national d'assainissement). Cet organisme de traitement des eaux usées regroupe 3 municipalités (Boumerdes, Corso et Tidjelabine) raccordées avec la STEP par un réseau d'assainissement de type unitaire. Elle s'étend sur une superficie de 34 966,15 m². La figure (3) représente la station de Boumerdès.



Figure 3 : La station d'épuration de Boumerdès

Les données techniques de base ayant servi au dimensionnement des ouvrages sont les suivantes :

- Date de mise en service : Janvier 2001,

- Type de réseau : unitaire,
- Nature des eaux brutes : domestiques,
- Nombre d'équivalent par habitant : 75000,
- Volume journalier : 15 000 m³/j,
- Consommation par habitation : 200 l/j,
- Débit moyen journalier : 625 m³/j,
- Débit moyen horaire : 26,04 m³/h,
- Débit de pointe par temps sec : 1063 m³/h,
- Débit de pointe par temps de pluie : 1944 m³/h,
- DBO₅ éliminée : 4050 kg/j,
- MES éliminées : 5250 kg/j.

1.3. Caractéristiques techniques

La station de traitement des eaux usées de Boumerdes comporte 2 filières de traitement (eau, boue). La filière eau comporte un poste de relevage, des ouvrages de prétraitement, un bassin d'aération, et un clarificateur sucé. Les boues sont déshydratées avec un filtre à bandes puis sont transportées à la décharge publique. Les différentes caractéristiques techniques des ouvrages de la station d'épuration de Boumerdes sont présentées ci-dessous :

Arrivées des eaux caractérisées par :

- Panier de dégrillage
- 3 groupes électropompes 150 m³/h
- Bassin d'orage

Prétraitements caractérisés par :

- un dégrilleur automatique fin du type champ courbe, espacement entre barreaux 20 mm
- un dégrilleur de secours à nettoyage manuel, espacement entre barreaux 20 mm
- Deux dessableurs déshuileurs cylindriques

Traitement biologique caractérisé par :

- 3 bassins d'aérations : volume utile 3600 m³,
- Sonde à oxygène, 3 clarificateurs équipés chacun d'un pont racleur radial : diamètre 24 m, hauteur d'eau cylindrique 2,6 m,
- Canal de comptage et désinfection.

Traitement des boues caractérisé par :

- un épaisseur de diamètre intérieur 13 m,
- Déshydratation mécanique des boues : type super presse, largeur de bande 2 m

Epaississement caractérisé par :

- Poste de préparation de polymère
- Bande transporteuse sortie super presse
- Sauterelle de transfert des boues déshydratées

1.4. Objectif du traitement

La station d'épuration de Boumerdes traite les eaux usées qui proviennent essentiellement des activités domestiques dont les paramètres de pollution de conception sont limités et fixés à la sortie de la STEP selon les normes de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé). Il s'agit d'éliminer 90% de la teneur en matières décantées afin de respecter les normes avant le rejet des eaux épurées, à savoir : un DBO₅ de 30 mg/l, les MES de 30 mg/l, une DCO de 90 mg/l, le NTK de 40 mg/l, et un pH entre (6.5-8.5).

Actuellement, le rendement moyen atteint pour la DBO₅ est 88%, pour le MES 91%, et pour la DCO 88%.

Avant et après traitement, les eaux usées sont analysées pour pouvoir décider de leur rejet si les résultats d'analyses physico-chimique et biologiques respectent les normes. Ces analyses sont effectuées au niveau du laboratoire de l'ONA.

1.5. Procédures du traitement aux niveaux de la station

1.5.1. Introduction

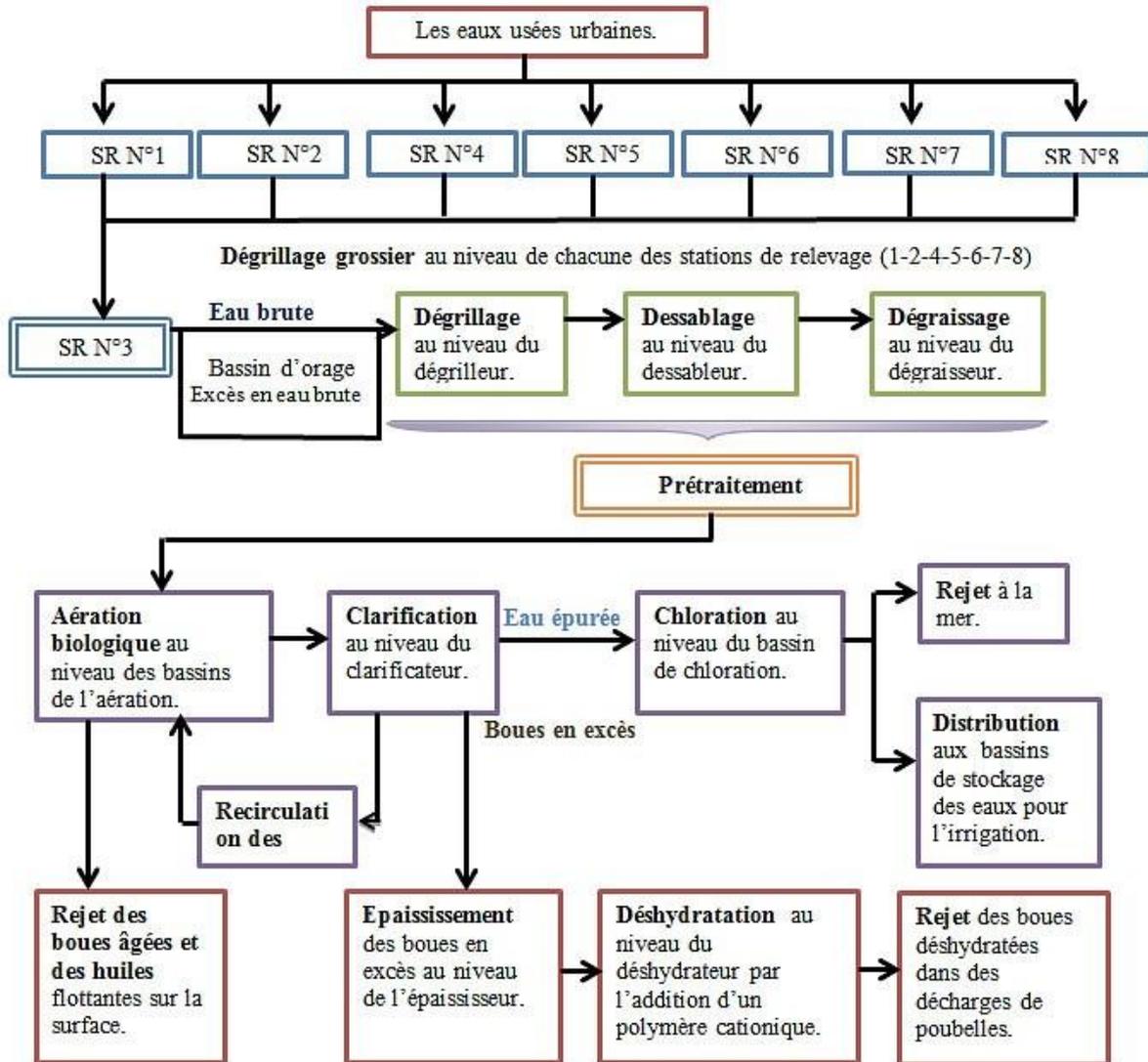
L'objectif principal du traitement est de produire des effluents épurés à un niveau approprié et acceptable du point de vue risque pour la santé humaine et l'environnement. Les eaux usées doivent subir une épuration ou une dépollution avant d'être rejetées dans le cycle naturel.

Pour cela, trois niveaux de traitements sont définis :

- Le prétraitement comportant des séparations physiques ou mécaniques consistent à débarrasser les eaux usées des débris les plus volumineux, des sables et des graisses (dégrillage, dessablage et dégraissage).
- Le traitement primaire visant à éliminer les matières minérales et organiques en suspension par une décantation.
- Le traitement secondaire permettant d'une part d'éliminer les matières organiques à l'aide des bactéries (traitement biologique). Le rôle de ces bactéries est de transformer naturellement la pollution organique, en éliminant le carbone, le phosphore et l'azote. D'autre part, un traitement physico-chimique (la clarification) permet d'éliminer les matières résiduelles par décantation. Une fois le traitement achevé, l'eau épurée ou dépolluée (mais pas potable) est ensuite rejetée dans l'oued de Tatareg et par la suite vers la mer.

1.5.2. Différents procédés de traitement des eaux usées

Un diagramme résumant les étapes de traitement est donné dans la figure (4).



SR : station de relevage ; SP : station principale

Figure 4 : Diagramme représentant les différentes étapes du traitement des eaux usées

1.5.2.1. Arrivée des eaux, comptage et bassin d'orage

L'eau brute arrive d'une part, par pompage, d'autre part par gravité. Un déversoir alimente un bassin d'orage de tout débit supérieur au débit accepté par l'installation suivant le nombre de bassins d'aération en service. Un by pass contrôle l'entrée générale de la station.

1.5.2.2. Prétraitement et traitement primaire

Cette phase consiste à retenir les déchets solides (papiers, plastiques... etc.) ainsi qu'une partie des graisses et de sable contenue dans les eaux usées dans le but d'éliminer les éléments les plus grossiers susceptibles de gêner les processus des traitements ultérieurs ou d'endommager les équipements. Le prétraitement peut comprendre les opérations de dégrillage (principalement

pour les déchets volumineux), le dessablage (pour le sable et le gravier) et le dégraissage-déshuilage (pour les huiles et les graisses).

1.5.2.2.1. Le dégrillage

Le principe du dégrillage consiste à faire passer les eaux usées au travers d'une grille dont les barreaux, plus ou moins espacés, retiennent les éléments les plus grossiers. Son objectif principal est l'élimination des matières volumineuses qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements et amener des risques de bouchage dans les différentes unités de l'installation.

L'ensemble du dégrillage comporte un dégrilleur automatique à champ courbé avec espacement entre barreaux de 20 mm et un dégrilleur manuel. Selon l'écartement des barreaux ou le diamètre des mailles, on distingue le :

- Dégrillage grossier : pour grille à barreaux espacés de 30 à 100 mm,
- Dégrillage moyen : pour grille à barreaux espacés de 10 à 25 mm,
- Dégrillage fin : pour grille à barreaux espacés de 3 à 10 mm.

1.5.2.2.2. Dessablage

Le dessablage a pour but d'extraire les graviers, le sable et autre particule minérale de diamètre supérieur à 0,2 mm contenus dans les eaux usées, afin :

- D'éviter les dépôts dans les canalisations induisant leur bouchage,
- D'éviter de perturber les autres stades de traitement en particulier le réacteur biologique,
- D'éviter l'accumulation de sable dans les étapes ultérieures du traitement. L'écoulement de l'eau à une vitesse réduite dans un bassin appelé « dessableur » entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage. Ces particules sont ensuite aspirées par une pompe (Air lift).

La quantité de sable piégé est de 15 à 40 mg/l.

1.5.2.2.3. Le dégraissage-déshuilage

C'est une opération destinée à éliminer de l'effluent brut les huiles et les graisses, ayant des densités légèrement inférieures à l'eau, par simple sédimentation physique en surface (flottation). Les huiles et les graisses empêchent le transport d'oxygène et donc bloquent l'activité biologique. Les graisses sont récupérées en surface par un racleur manuel ou mécanique, et dirigées vers un piège à graisse. La quantité de graisse piégée est de 5 à 15 mg/l.

1.5.2.3. Traitement secondaire

Après le prétraitement, l'eau coule par gravité dans les bassins biologiques et dans le clarificateur qui permettent l'élimination de la matière dissoute dans l'eau (minérale et organique) et le dégazage de l'azote. Cette eau séjourne environ 6h. Ce temps est jugé nécessaire pour la dégradation de la matière organique (matière polluante soluble) et ce par les

boues activées contenant des micro-organismes. Cette boue est formée puis injectée dans le bassin.

1.5.2.3.1. Ouvrage de répartition

Cet ouvrage permet d'aguiller l'eau à traiter vers les files de traitement par l'intermédiaire de batardeaux, une lame de surverse sert de by-pass en cas de sur débit.

1.5.2.3.2. Bassins d'aération (aération biologique)

Trois bassins munis de trois turbines chacun (acti-rotor) permettent l'aération de la quantité des bactéries à l'origine du traitement. Les bassins reçoivent la liqueur mixte constituée par la recirculation des boues provenant des clarificateurs finaux. Ces trois bassins d'aération sont composés chacun de trois turbines acti-rotor en tôle d'acier au carbone de type RN 6518. La vitesse de rotation est de 57 tr /m, le diamètre extérieur est de 2,15 m et également de trois groupes réducteurs. Les caractéristiques techniques de ces bassins sont les suivants :

- Volume unitaire : 3600 m³,
- Profondeur : 4,5 m,
- Nombre d'aérateurs : 9 x RN6518.

Il est admis que la charge polluante à l'entrée du bassin d'aération est la même qu'à l'entrée de la station. En effet, le rendement d'élimination de MES et de la DBO₅ sur le dessablage R dégraissage est environ égal à la pollution provenant du retour en tête de la station et du filtrat de la déshydratation. À l'entrée de l'aération, le rapport MES/DBO₅ est égal à 0,85 et donc le procédé adapté pour le traitement biologique est une aération biologique.

1.5.2.3.3. Clarification

Les eaux sortantes des ouvrages d'aération sont dirigées vers trois clarificateurs pour séparer la boue qui est mélangée à l'eau. La surface requise est de 1330 m². Les boues décantées au fond de chaque ouvrage sont dirigées à l'aide d'un racleur vers un puits central de collecte. L'ensemble est repris par une tuyauterie les acheminant vers la bache de recirculation attenante aux bassins d'aération. Une partie des boues est recerclée en tête d'aération sous le nom de liqueur mixte et une partie est extraite pour être envoyée vers l'épaississeur. Les eaux décantées sont recueillies par sur verse dans une rigole périphérique pour être dirigées vers la désinfection et le canal de comptage.

1.5.2.4. Traitement complémentaire

L'eau clarifiée est dirigée vers une bache de contact dimensionnée pour 20 minutes de temps de rétention à plein débit, soit un volume 385 m³.

La première partie de l'ouvrage sert de canal de comptage et de désinfection pour asservissement de l'injection du chlore (chose qui ne se fait plus actuellement, étant donné que le chlore est considéré comme un élément toxique pour la faune et la flore).

1.5.2.5. Traitement et élimination des boues

Les boues d'épuration (urbaines ou industrielles) sont les principaux déchets produits par une station d'épuration à partir des effluents liquides. Ces sédiments résiduels sont surtout constitués de bactéries mortes et de matière organique minéralisée. Une installation moyenne produit environ un excès de 40 g de matière sèche par jour et par habitant. Elles sont caractérisées par leur taux de matière sèche et leur taux de matière organique. Ces deux paramètres dépendent du mode de traitement des effluents. Le procédé de traitement appliqué au niveau de la station de Boumerdès est le traitement biologique à culture libre : les boues activées.

1.5.2.5.1. Destination des boues et leur traitement

Après la décantation de la boue dans le clarificateur, elle sera divisée en deux parties. Une partie sera réinjectée dans le bassin biologique, on parle ici de la recirculation. L'autre partie, la boue subira deux étapes de traitement : un épaissement statique, et une déshydratation mécanique.

1.5.2.5.2. Épaisseur des boues

L'épaissement est constitué d'un ouvrage en béton de diamètre intérieur de 13 m, équipé d'un pont racleur diamétral à entraînement central supporté par une colonne centrale en béton armé. L'accès au centre se fait par une passerelle, elle-même construite en béton armé. Les boues sont admises dans la partie centrale de l'ouvrage et guidées vers le fond à l'aide d'un déflecteur. L'épaisseur doit être considéré comme un ouvrage à part entière remplissant les mêmes fonctions qu'un décanteur. C'est-à-dire il permet la séparation du solide (boue épaisse) et du liquide (l'eau de surverse). Cette dernière sera envoyée vers l'entête de la station.

Les caractéristiques de l'épaisseur sont :

- Diamètre intérieur : 13 m,
- ✓ Charge massique : 30 kg/m²/j,
- ✓ Concentration de sortie moyenne : 20 g/l minimum,
- Volume journalier à transférer en déshydratation : 792 m³.

1.5.2.5.3. Déshydratation mécanique des boues sur bande presseuse

La boue doit d'abord être floculée ou coagulée en ajoutant un polymère (la préparation et le dosage du polymère s'effectue dans le poste automatique) afin d'améliorer la séparation (boues + eau).

L'eau, mélangée à la boue formée dans le bassin d'aération est évacuée vers le clarificateur, ce mélange est séparé par décantation et les boues sont récupérées par une pompe qui les envoie vers l'épaississeur, où elles décantent encore une fois pour être plus épaisses et plus denses. L'eau qui reste à la surface est renvoyée vers le début de la station pour subir les mêmes traitements que l'eau brute. La boue épaissie est dirigée vers une machine, où elle est séparée de la petite quantité d'eau qui reste, puis elle est essorée sous un rouleau, pour enfin passer entre deux tapis où elle sera aplatie (forme pâteuse) puis évacuée à l'extérieur vers un camion qui la rejette dans une décharge publique pour être traitée avec le reste des ordures ménagères.

Les caractéristiques générales de la déshydratation sont :

- La largeur de bande : 2 m,
- La capacité unitaire : 150 kg/m/h,
- Le temps de fonctionnement (Superpress) : 13,6 h,
- La consommation de polymère moyenne : 20 kg/j,
- Le poids : 4 tonnes,
- La siccité des boues déshydratées : $15 \pm 2\%$,
- La masse journalière de boues produites : 1,12 t/j de boues sèches.

1.6. Avantages et inconvénients du traitement par boue activée

Les avantages de ce traitement sont :

- Adaptation pour toute taille de collectivité.
- Bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution (MES, DCO, DBO₅, et azote par nitrification et dénitrification),
- Adaptation pour la protection de milieux récepteurs sensibles,
- Stabilisation légère des boues,
- Facilité de mise en œuvre d'une dé-phosphatation simultanée.

Par contre, les inconvénients de ce traitement sont :

- Les coûts d'investissement assez importants,
- La consommation énergétique importante,
- La nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière,
- La sensibilité aux surcharges hydrauliques,
- La dilatabilité des boues pas toujours aisée à maîtriser.

Pour éliminer la pollution des eaux usées, les techniques d'épuration dont l'application dépend à la fois des caractéristiques des eaux usées à traiter et du degré d'épuration désiré ont recours à des processus simples dans leurs principes, reposant sur des séparations physiques, des transformations biologiques et correction chimiques.

**Chapitre 2 : Présentation de l'état des lieux, la
station expérimentale de l'Ecole Nationale
Supérieure Agronomique (ENSA)**

2. Chapitre 2 : Présentation l'état des lieux : La station expérimentale de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA)

2.1. Présentation de la station expérimentale de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA)

La station expérimentale ENSA s'étend sur une superficie totale de 4 ha. Les activités principales sont axées sur la céréaliculture, les cultures fourragères, et les cultures maraîchères. Elle est divisée en deux petites stations :

- une à l'Est dans laquelle on trouve la céréaliculture et les cultures fourragères
- l'autre à l'Ouest, on trouve des serres en plastique pour les cultures maraîchères

La station expérimentale de l'Ecole Nationale Supérieure agronomique d'El Harrach (Alger) dont les coordonnées géographiques sont :

- Latitude : 36°43 Nord
- Longitude : 3°08 Est
- Altitude : 48 m



Figure 5 : La station expérimentale de l'ENSA

2.2. Conditions climatiques générales de la station expérimentale

2.2.1. Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique ci-dessous (figure 6) est réalisé sur une série climatique allant de 1992 à 2015 enregistrée à la station météo de l'ENSA, la station se situe dans l'étage bioclimatique subhumide, elle est caractérisé par l'alternance de deux saisons :

- Une saison froide et pluvieuse allant d'octobre à mai
- Une saison chaude qui coïncide avec la saison sèche allant de mai à octobre

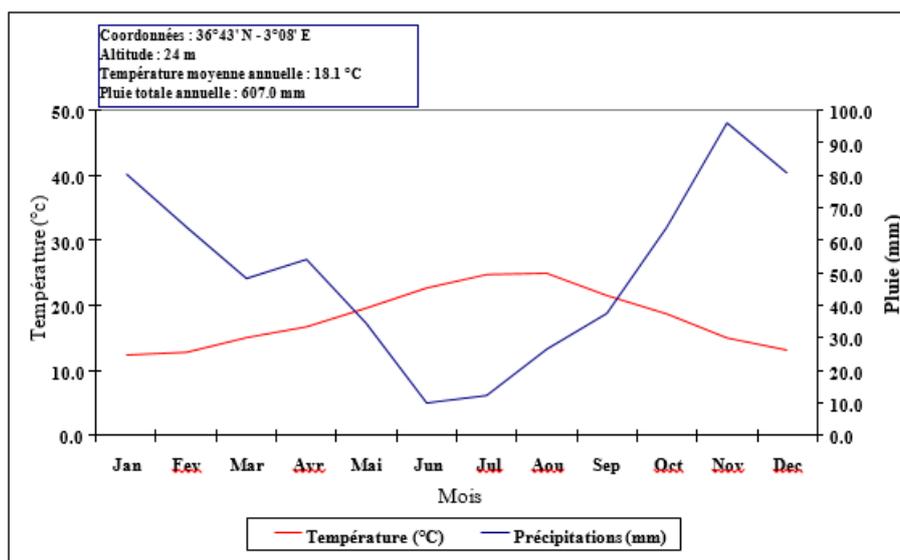


Figure 6 : Diagramme ombrothermique (Station ENSA, 1992 – 2015)

2.2.2. Température de l'air

La figure 7 suivante montre les températures de l'air moyennes (minimales ; maximales et moyennes) annuelles de 24 ans (de 1992 jusqu'à 2015) de la station expérimentale à El Harrach.

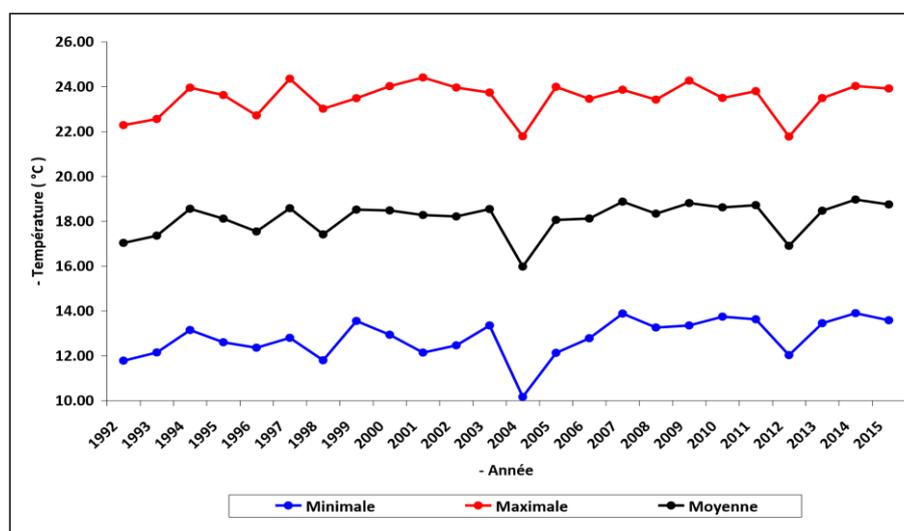


Figure 7 : Températures de l'air moyennes annuelles (ENSA, 1992 – 2015)

Ce graphique montre des variations interannuelles des températures plus ou moins accentuées avec des amplitudes de :

Température Minimale

- Variation entre 10,17°C à 13,9°C
- Coefficient de variation = 6,86%

Température Maximale

- Variation entre 21,77°C à 24,41°C

- Coefficient de variation = 3,20%

Température Moyenne

- Variation entre 15,98°C à 18,97°C
- Coefficient de variation = 4,07%

Les coefficients de variations obtenus pour les températures Min, Max et moyenne montrent clairement une variabilité interannuelle pas trop importante.

2.2.3. L'humidité de l'air

Dreux (1980), définit l'humidité comme la quantité de vapeur d'eau qui se trouve dans l'air. L'humidité relative de l'air est le rapport en pourcentage (%) de la pression réelle de la vapeur d'eau à la pression de vapeur saturante pour une même température.

La figure 8 présente l'humidité de l'air moyenne annuelle d'une série de données climatiques de 24 ans (1992 jusqu'à 2015) de la région.

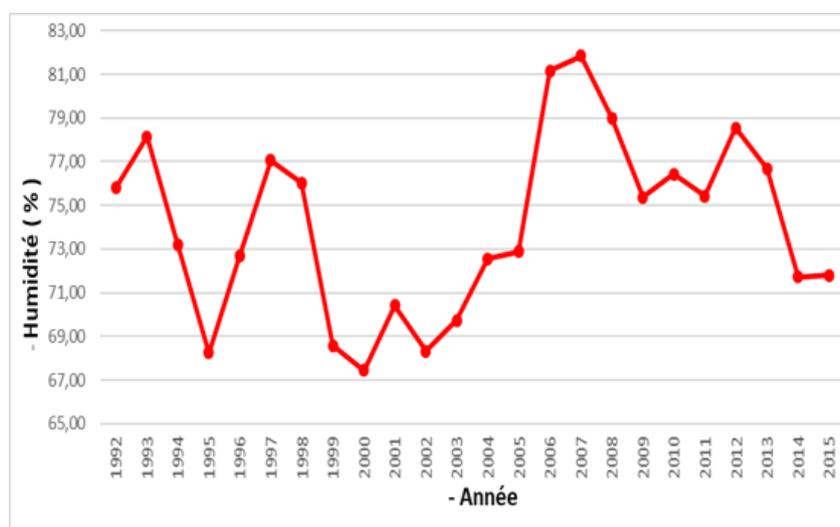


Figure 8 : Humidité de l'air moyenne annuelle (ENSA, 1992 – 2015)

L'humidité de l'air de la série annuelle varie entre 67,46% à 81,84% avec un coefficient de variation de 5,58% traduisant une faible variabilité interannuelle des humidités de l'air.

2.2.4. La vitesse du vent

La figure 9 montre les vitesses du vent moyennes annuelles d'une série climatique de 24 ans (de 1992 jusqu'à 2015) enregistrées à la station météorologique de l'ENSA.



Figure 9 : Les moyennes annuelles de la vitesse du vent

Le graphique montre une légère variabilité de la vitesse du vent dans le temps qui varie entre une valeur minimale de 1,41 m/s et une valeur maximale de 3,23 m/s traduisant un coefficient de variation pas trop important de 15,00 %.

2.2.5. La durée d'insolation

La figure 10 montre les durées des insolutions moyennes annuelles de la même série climatique de l'ENSA (1992-2015) :

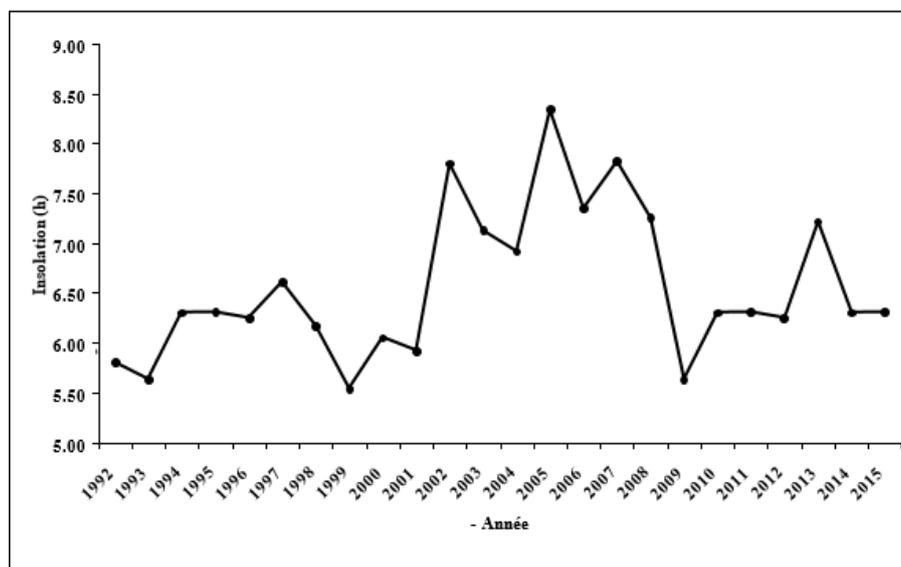


Figure 10 : Durées d'insolation moyennes annuelles (ENSA, 1992-2015)

On note ici une faible variabilité des valeurs moyennes annuelles ($CV=11,48\%$) des durées d'insolutions entre une valeur minimale de 5,54 h et maximale de 8,34 h.

2.2.6. La pluie et l'évapotranspiration potentielle ETP

La figure 11 montre les valeurs annuelles des précipitations et des évapotranspirations calculées selon Penman sur la même série climatique de 24 ans (1992-2015) de la station expérimentale

ENSA. Le graphique montre les évolutions simultanées des pluies et ETP afin de pouvoir juger des déficits climatiques P-ETP.

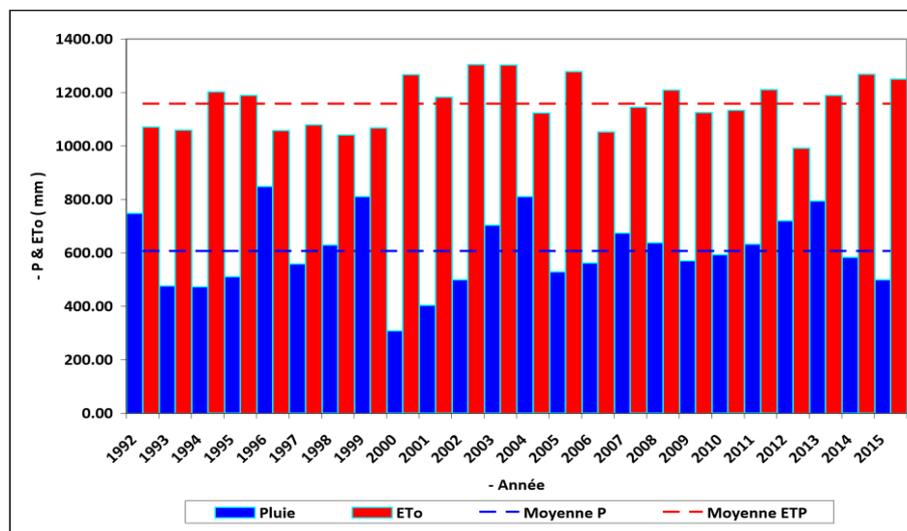


Figure 11 : Pluies et ETP annuelles (ENSA, 1992-2015)

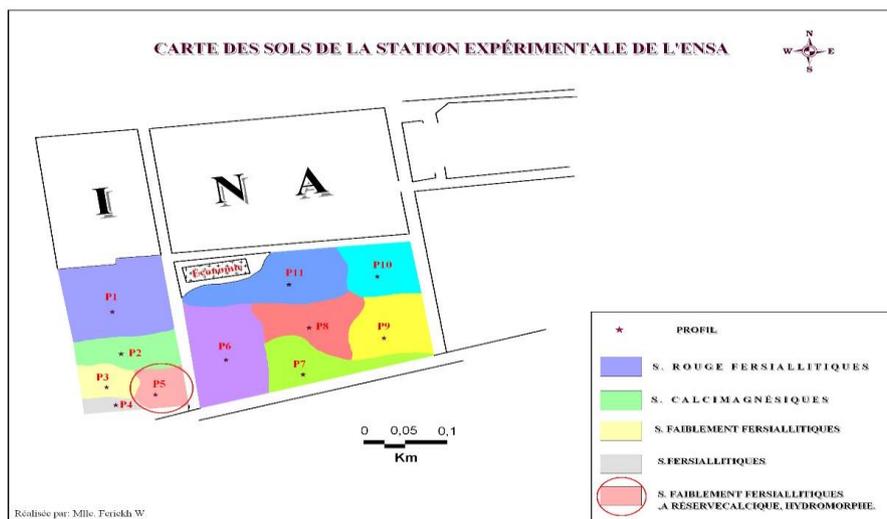
Si les valeurs cumulées de l'ETP montrent une faible variabilité dans le temps avec un coefficient de variation de 7,98%, les pluies quant à elles présentent une plus ou moins forte variabilité interannuelle allant d'un minimum de 307,5 mm en 2000 à un maximum de 848,5 mm en 1996 avec un coefficient de variation assez élevé de 22,7 %.

Les déficits climatiques P-ETP extrêmes ont été de 209,9 mm (année 1996) et 958,5 mm (année 2000).

Comparativement aux moyennes des précipitations et évapotranspirations calculées sur la série des vingt-quatre années respectivement de 606,95 et 1158,40 mm, on note un nombre d'années excédentaires de onze (11) pour les pluies et douze (12) pour les évapotranspirations.

2.3. Conditions édaphiques

Les paramètres climatiques tels que les précipitations, les températures, les vents sont combinés d'une façon à ce que le climat ait un rôle prépondérant dans la répartition des végétaux et la formation des sols. D'après les études pédologiques qui ont été réalisées par Abib et haddab (1995), la station est divisée en cinq types de sols comme le montre la figure (12) :



- Sols rouges fersialitiques
- Sols calcimagnésiques
- Sols faiblement fersialitiques
- Sols fersialitiques
- Sols faiblement fersialitiques à réserve calcique hydromorphe

Le sol de la parcelle utilisé dans notre expérience est classé dans les sols calcimagnésiques carbonatés, bruns calcaires à encroûtement calcaire. Ils sont caractérisés par une faible profondeur (53 cm), ils reposent directement sur un matériau tufeux très calcaire, précédé d'un encroûtement calcaire. La faible épaisseur du Solum n'empêche en rien le développement d'un horizon A_p , ainsi que d'un horizon B structuré. L'horizon de surface est riche en matière organique (2,42%) avec un apport C/N = 10, qui témoigne d'une bonne minéralisation de la matière organique. Le taux de P_2O_5 est très élevé dans tout le profil, ce qui rend ce sol de plus en plus riche en phosphore assimilable. Le calcaire augmente progressivement tout en allant vers la profondeur, ce qui explique le pH basique du sol, qui lui aussi est en ascension. Une CEC relativement bonne, conséquence d'une teneur élevée de la fraction fine. Le complexe adsorbant est saturé à plus de 80% par les alcalino-terreux (Mg^{++} , Ca^{++}).

Chapitre 3 : Présentation de l'état des lieux, l'exploitation agricole de Ben Rahmoune

3. Chapitre 3 : Présentation l'état des lieux : L'exploitation agricole de Ben Rahmoune

3.1. Présentation de l'exploitation agricole de Ben Rahmoune

L'exploitation agricole de Ben Rahmoune fait partie du bassin hydrographique Côtier-Algérois 02A qui s'étend sur une superficie de 4 585 km² répartis dans la totalité ou une partie des wilayas d'Alger, Blida, Boumerdes, Tipaza, Médéa, Ain Defla avec 9 sous-bassins.

L'exploitation couvre une superficie de 56 hectares. Elle est située sur le littoral Est de l'Algérois au Nord de la localité de Corso. L'accès à ces parcelles se fait à travers une route secondaire goudronnée (route Corso-Corso Marine).

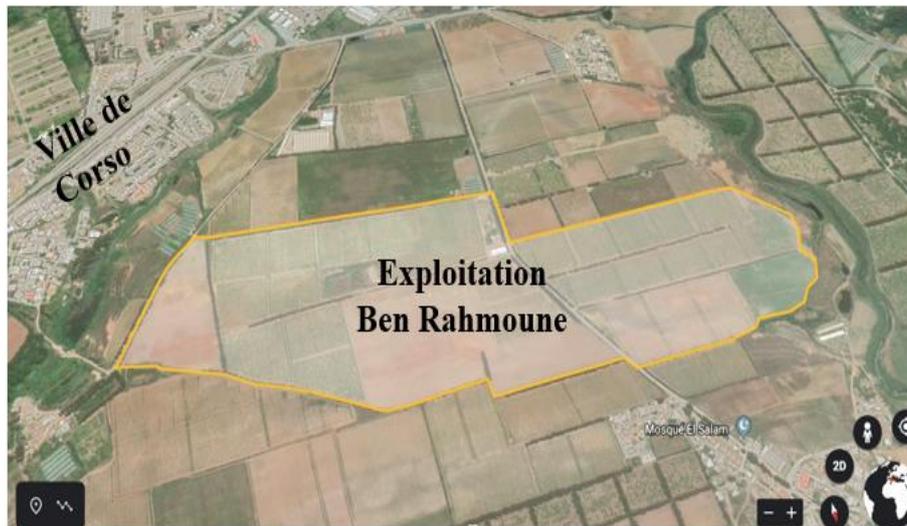


Figure 13 : La situation de la zone d'étude

Les sols de la région de Corso sont occupés à plus de 90% par de l'arboriculture dont deux spéculations (vigne et vergers) couvrent plus de 80% des terres cultivées. Les autres terrains sont occupés par la céréaliculture pour 4,5%, le maraîchage pour 2,8%, les fourrages pour 0,4% et le reste par d'autres cultures annuelles ou pluriannuelles. Le système d'irrigation utilisé est l'aspersion pour les fourrages et le goutte à goutte pour l'arboriculture et le vignoble.



Figure 14 : Parcelle de vignoble irriguée avec des eaux usées épurées

3.2. Données climatologiques

La zone étudiée est caractérisée par un climat méditerranéen subhumide. La saison sèche dure 4 à 5 mois et coïncide avec les jours longs et chauds. Plus de 50% des précipitations annuelles tombent en un temps relativement court, juste après la période sèche. Les risques d'érosion des sols sont alors élevés.

Il ressort donc, que la région de Corso appartient à l'étage bioclimatique subhumide à hiver doux et pluvieux et a été chaud et humide.

3.2.1. Précipitations

La station pluviométrique représentative est celle de Boumerdes, les données couvrent la période de 1985 à 2011. La répartition mensuelle des pluies est donnée dans la Figure 15.

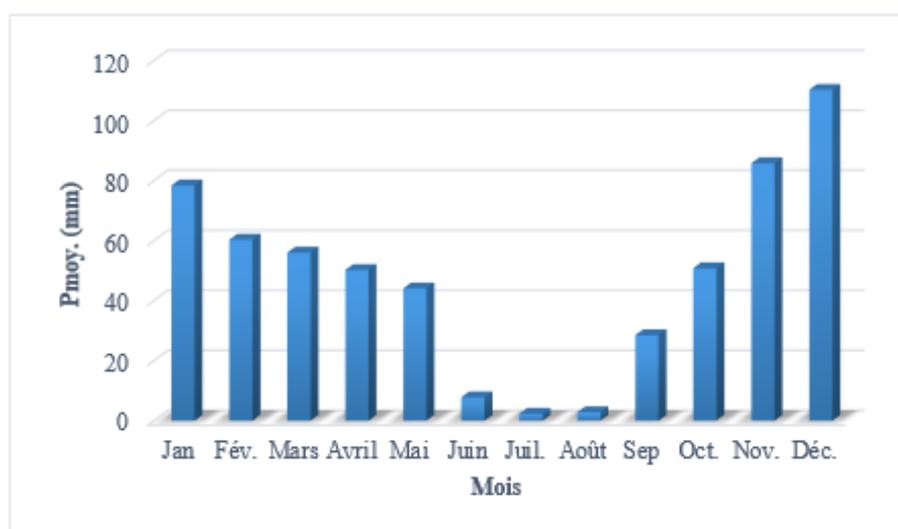


Figure 15 : Répartition mensuelle moyenne de la pluie

L'examen de la répartition mensuelle de la pluie montre que la région étudiée reçoit une pluviométrie totale annuelle de 577,4 mm, la valeur maximale des précipitations est enregistrée aux mois suivants :

Le mois de novembre, décembre et janvier avec un total cumulé de : 274,45 mm, la saison printanière avec 150,35 mm, l'automne reçoit 165,1 mm et le reste durant la saison estivale avec 12,5 mm (l'irrigation est obligatoire pour cette période).

On voit que l'agriculture, dans ces conditions, est limitée par le facteur pluviométrique. Donc, l'apport d'eau par irrigation pour les cultures est obligatoire durant presque les périodes allant de Mai à Octobre.

Les chutes de grêle s'étalent entre Novembre et Juin avec un maximum en Janvier et Février.

3.2.2. Températures

Les températures extrêmes et moyennes sur une période d'observation de 10 ans (1995 à 2004) sont représentées dans la Figure 16.

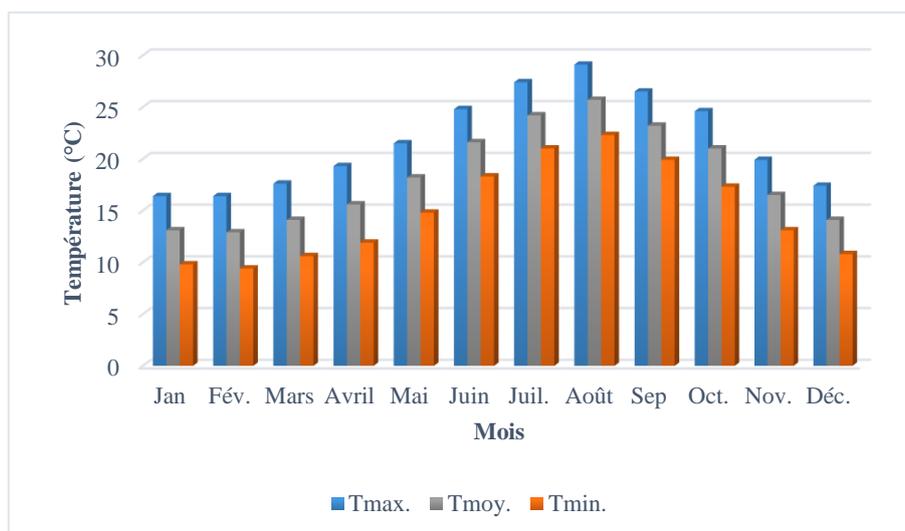


Figure 16 : Températures moyennes mensuelles

D'après la Figure (16), nous constatons que la période chaude s'étale de Juin à Septembre, le mois le plus chaud est Aout avec une température moyenne de 25,7°C. Ainsi que le mois le plus froid est Février avec une température moyenne de 12,9°C. La gelée s'observe de Décembre à Mars.

3.2.3. Vent

Le vent est un paramètre intéressant en pédologie car il conditionne l'état hydrique du sol. Sur l'ensemble du littoral, les vents sont variables à courtes distances. Les vents humides d'Ouest peuvent dominer en Janvier. En Juillet, il y a alternance entre la brise du continent la matinée et celle de la mer dans l'après-midi. Le sirocco qui est un vent sec et chaud naissant au voisinage du Sahara peut s'observer en Aout dans la région de Thénia.

3.2.4. Accidents climatiques

- Il grêle en moyenne 3,1 j/an surtout en Janvier.
- Il gèle en moyenne 7,5 j/an.
- Aucune contrainte pour les cultures.

3.3. Description des sols des parcelles étudiées

L'esquisse pédologique de la zone a confirmé l'existence d'une seule classe de sol, à savoir la classe des sols peu évolués non climatiques d'apport alluvial, avec deux sous-groupes modaux et sur encroutement.

- Le sol est peu évolué d'apport alluvial.
- Le sol des parcelles étudiées montre le caractère non calcaire.
- Le sol a un pH légèrement acide.
- Le sol est enrichi en sodium et en potassium et en calcium échangeables.

Présentation l'état des lieux et matériels et méthodes

- Le sol à une faible salinité, et elle présente une légère tendance à augmenter en fonction de la profondeur.
- Le sol est moyennement pauvre en matière organique.
- Morphologie : Plaine labourée à faible pente.
- Occupation des sols : Vignoble irrigué (Hassbaia, 2014).

Chapitre 4 : Matériels et Méthodes

4. Chapitre 4 : Matériels et Méthodes

4.1. Partie 1 : Fraïse

4.1.1. Matériels

4.1.1.1. L'effet des eaux usées épurées sur la fraïse

L'essai s'est déroulé au niveau de la station expérimentale de l'ENSA d'Alger durant les années 2016/2017 ; 2017/2018. Cette station est caractérisée par un climat méditerranéen avec un été chaud et sec ($T^{\circ}\text{C min} = 18$; $T^{\circ}\text{C max} = 31$) un hiver doux et humide ($T^{\circ}\text{C min} = 5$; $T^{\circ}\text{C max} = 18$), une pluviométrie annuelle moyenne de 640 mm.

Le dispositif mis en place comprend des pots sous serre, posés sur un film plastique sans contact avec le sol de la serre, contenant les plants de fraïsier variété « Camarosa ». Le sol utilisé est remanié, type calcimagnésique.

La serre est de type tunnel ($240 \text{ m}^2 \ll 8 \text{ m} * 30 \text{ m} \gg$), l'irrigation localisée à partir de gaines souples perforées (espacement entre trous de 40 cm), débitant 1 l/h, utilisant deux sources d'eau (eau usée épurée « EUE » de la station de Corso, eau conventionnelle « EC » du forage de l'ENSA).

Le dispositif expérimental mis en place est de type « randomisation totale » à un seul facteur de variation et une seule répétition dans le temps (figure17).

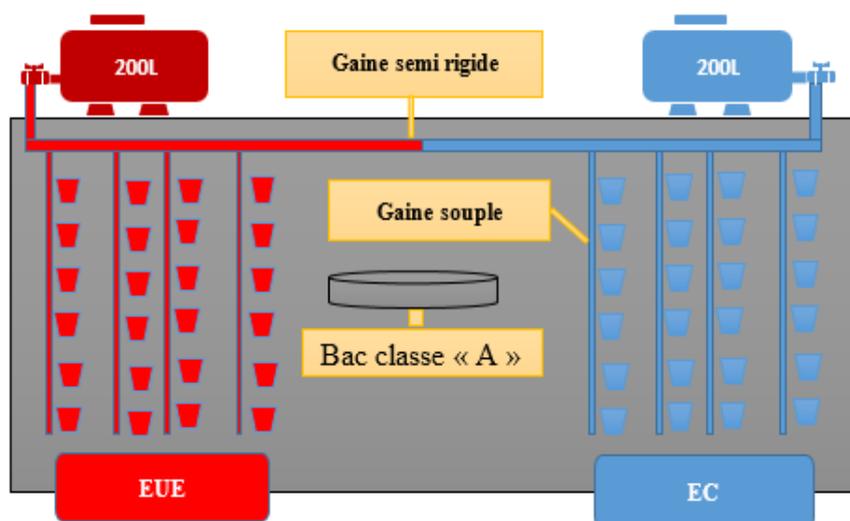


Figure 17 : Dispositif expérimental sous serre tunnel adopté

4.1.2. Méthodes

4.1.2.1. Procédures pour la fraïse (évaluation des plants et des fruits)

L'objectif est de comparer le développement des plants de fraïses irrigués avec les EUE et ceux qui sont irrigués avec les EC par le biais des mesures régulières et du suivi des paramètres morphologiques et agronomiques tout au long du cycle de la plante.

Présentation l'état des lieux et matériels et méthodes

Collecte de données (analyse non destructive) sur toutes les plantes, tous les 20 jours à compter de la date de plantation (incluse) ou comme indiqué différemment dans chaque paramètre, telles que :

- Diamètre de la couronne (mesuré à l'aide pieds à coulisse sur la plante vivante sans l'enlever du sol en mm) ;
- La hauteur de la plante (qui représente la partie la plus haute et est mesurée à l'aide d'une règle en centimètres) ;
- Nombre de feuilles entièrement développées
- Teneur en chlorophylle (mesurée à l'aide d'un appareil de mesure SPAD sur 2 feuilles sélectionnées de chaque plante).

Paramètres morphologiques et physiques des fruits : Données sur 30 fruits ou plus pour chaque traitement au cours de la période de production.

Nous sélectionnons les fruits primaires ou secondaires afin de déterminer :

- Le poids frais des fruits (g),
- Le poids sec des fruits (g),
- La production totale des fruits par plante (g/plante),
- Les dimensions des fruits (longueur et largeur en cm, avec pieds à coulisse),
- La teneur en matière sèche et la matière sèche des fruits (%).

Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une analyse statistique (logiciel JMP-8) avec un seuil de signification de $\alpha = 0,05$, sur la base d'un seul facteur de variation (qualité de l'eau d'irrigation) selon un dispositif par randomisation totale.

4.1.2.2. L'impact des eaux usées épurées sur les paramètres physicochimiques du sol et sur les paramètres morphologiques et agronomiques de la culture de fraise au cours du temps

4.1.2.2.1. Aspect sol

Pour évaluer l'impact de l'irrigation avec les EUE et les EC sur le sol, (granulométrie, humidité résiduelle, pH, conductivité électrique, calcaire total, matière organique, azote total, phosphore assimilable, capacité d'échange cationique et les bases d'échangeables), nous avons procédé à des analyses d'échantillons de sol prélevés avant le démarrage de l'essai et à la fin de celui-ci (après 2 ans d'irrigation).

Les échantillons du sol ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm. L'analyse granulométrique (Pipette de Robinson) consiste à prélever des fractions fines (argile + limon). La classe de texture correspondante a été déterminée à partir du triangle textural de l'USDA. La méthode

utilisée pour l'humidité résiduelle consiste à déterminer la perte de poids après séchage dans l'étuve à 105 °C, pendant 24 h, exprimée par rapport à la terre fine séchée à l'air libre. Le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre avec un extrait du sol dilué d'un rapport sol/eau (1/2.5). La conductivité électrique des échantillons est mesurée avec un conductimètre sur un extrait du sol dilué d'un rapport sol/eau (1/5). Le Calcaire total est mesuré par la méthode volumétrique, à l'aide du Calcimètre de Bernard. Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage du carbone organique, oxydé à chaud (105°C) par le mélange de 10 ml de bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) 1N et 15 ml d'acide sulfurique concentré pendant 5 min, puis l'excès du bichromate est titré par une solution de sel de mohr 0.2N. L'azote total est déterminé par la méthode de Kjeldahl. L'extraction de l'acide phosphorique est réalisée selon la méthode OLSEN. La méthode utilisée pour mesurer la capacité d'échange cationique et les bases d'échangeables est la méthode à l'acétate de sodium.

4.1.2.2. Aspect plants

Concernant l'aspect culture, nous avons comparé la croissance et le développement des plants de fraisiers irrigués avec des EUE et des EC par le suivi et la mesure des paramètres morphologiques et agronomiques sur deux cycles de croissance de la plante (2016/2017 ; 2017/2018), tel que :

Le diamètre de la couronne (mm), la hauteur des plants (cm), le nombre de feuilles entièrement développées, le nombre de bourgeons entièrement développés, la teneur en chlorophylle (SPAD), la production totale en fruits par plants (g), dimension des fruits (longueur et largeur) (cm).

Les effets de l'irrigation avec des EUE et EC sur les propriétés physicochimiques du sol et les paramètres de croissance et de production des plants ont fait l'objet d'une analyse de variance (ANOVA) à l'aide du logiciel JMP-8. Avec un seuil de signification de $\alpha = 0.05$, sur la base de deux facteurs de variation (qualité de l'eau d'irrigation et le temps) selon un dispositif par randomisation totale.

4.1.2.3. Impact des eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans le sol et la contamination des fruits (fraises) par les métaux lourds

Afin d'évaluer l'impact des EUE sur la contamination des sols et des plants de fraisiers, ainsi que les fruits (fraises) par des métaux lourds, différents échantillons du sol et des fraisiers ont été recueillis au hasard environ 20 pots pour chaque traitement. Les échantillons du sol ont été mélangés et homogénéisés, tamisé à 2 mm et séchés à l'air libre pendant plusieurs jours, puis séchés à l'étuve à 72°C pendant 48 h. Les éléments traces métalliques tels que Cd, Cu, Pb, et Zn ont été effectués par spectrophotomètres à absorption atomique (Shimadzu AA-6300) au

niveau du Centre National d'Etudes et de Recherche sur l'Eau et l'Energie de l' (CNEREE) à l'Université de Cadi Ayyad à Marrakach-Maroc, j'ai effectué ces analyses au sein du Laboratoire des Sciences de l'eau et de l'environnement (S2E) sous l'encadrement du Dr. Abdessamed HEJJAJ et Dr. Laila Midhat.

La spectrométrie à absorption atomique permet le dosage des éléments traces métalliques tels que Cd, Zn, Cu et Pb. Pour cela, il faut passer par les étapes suivantes :

- Calcination dans un four à 450°C - 500°C pendant 4 h
- La minéralisation avec l'eau régale (75% HCl et 25% HNO₃)
- Dosage avec spectrophotomètres à absorption atomique (SAA)

4.1.2.3.1. Aspect sol

On prend 0,5 g d'échantillon du sol à calciner dans des creusés dans un four à 500°C pendant 4 h, puis on récupère les échantillons calcinés dans des béchers en téflon et on ajoute 10 ml de l'eau régale (75% HCl et 25% HNO₃), et on recouvre les béchers avec les verres de montres. Mettre la solution à chauffer sur une plaque chauffante à 40°C pendant 4 h.

Après on récupère la solution minéralisée à filtrer puis les ajuster à 50 ml avec l'eau désionisée et conservée dans des tubes en polyéthylène.

Après la minéralisation, le dosage des métaux lourds comme Cd, Cu, Pb et Zn par spectrophotomètre à absorption atomique.

Les solutions standard de Cd, Cu, Pb et Zn ont été préparées par la dilution appropriée de solutions (1000 mg / l) préparées respectivement à partir de Cd (NO₃)₂ 4H₂O, CuSO₄5H₂O, Pb (NO₃)₂ et ZnSO₄H₂O. Les longueurs d'onde analytiques utilisées sont Pb : 220,35 nm, Cd : 228,80 nm, Cu : 324,75 nm et Zn : 213,86 nm.

4.1.2.3.2. Aspect plante et fruits

Les fraisiers ont été soigneusement lavés à l'eau de robinet pour éliminer les particules éventuelles, puis rincés à l'eau distillés. Les fraisiers ont été séparés en feuilles, en tiges et en racines, séchées à l'étuve à 72°C pendant 48 h jusqu'à obtenir un poids sec constant, puis broyées en une poudre fine et tamisées à 2 mm. Les concentrations de métaux lourds dans les feuilles, les tiges, les racines et les fruits ont été déterminées selon la méthode Tausin et Juste (1986).

On prend 1 g d'échantillon de chaque organe à calciner dans des creusés dans un four à 450°C pendant 4 h. Puis on récupère les échantillons sous forme d'une poudre blanche dans des béchers en téflon et on ajoute 10 ml de l'eau régale (75% HCl et 25% HNO₃), et on recouvre

Présentation l'état des lieux et matériels et méthodes

les béchers avec les verres de montres. Mettre la solution à chauffer sur une plaque chauffante à 40°C pendant 4 h.

Après on récupère la solution minéralisée à filtrer puis les ajuster à 10 ml avec une solution de HCl à 5% et conserver dans des tubes en polyéthylène.

Après la minéralisation, le dosage des métaux lourds comme Cd, Cu, Pb et Zn par l'absorption atomique.

Les solutions standard de Cd, Cu, Pb et Zn ont été préparées par comme indiqué dans la partie aspect sol.

4.2. Partie 2 : la vigne

4.2.1. Matériels

4.2.1.1. Historique de l'exploitation des parcelles étudiées

C'est en 2002 que l'exploitation de Ben Rahmoune a pris l'initiative d'utiliser les eaux usées épurées de la STEP de Boumerdes pour irriguer leur parcelle agricole, qui est située au nord-est de la STEP de Boumerdes, et a ainsi réalisé et financé un système d'adduction par refoulement. Au niveau de la chloration de la STEP de Boumerdes un emplacement pour trois pompes électriques d'une capacité chacune de 80 m³/h a été construit. La première campagne d'irrigation est commencée en 2003. La culture principale est basée sur la vigne (raisins de table).

La conduite d'amenée à une longueur de 5 000 m jusqu'au premier bassin de stockage. L'exploitation de Ben Rahmoune possède au début un bassin de stockage dont la capacité est de 18 000 m³ jusqu'en 2016, ils ont fait l'extension du bassin pour atteindre une capacité de stockage de 54 000 m³ afin de satisfaire les besoins en eau de la culture. Le bassin est en terre et présente des pertes dues à l'infiltration.

Le bassin n'est pas clôturé. À l'intérieur de l'exploitation un système ad hoc de tuyaux existe pour ramener les eaux dans les différentes parcelles. Les eaux stockées dans le bassin de stockage pour une durée d'au moins 6 jours, avant d'être utilisées pour l'irrigation. Le système utilisé pour l'irrigation est le système goutte à goutte sur toute l'exploitation.



Figure 18 : Le bassin de stockage d'eaux usées épurées après l'extension

La superficie irriguée de 44 ha au début, après plusieurs extensions en 2015 ; 2016 ; 2017 a atteint 56 ha en 2018. La culture pratiquée est la vigne, avec deux variétés « sabelle » et « red-globe ». La figure 19 ci-dessous montre les limites de l'exploitation agricole de Ben Rahmoune.



Figure 19 : Les limites de l'exploitation agricole Ben Rahmoune

4.2.1.2. Echantillonnage à la tarière des sols pour l'étude de l'accumulation des métaux lourds

Dans le cadre de la présente étude et afin d'évaluer l'impact de l'irrigation par les eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans les parcelles agricoles seize échantillons ont été prélevés sur différents points de la parcelle. Sachant que le site d'échantillonnage a été sélectionné sur la base d'une enquête effectuée auprès de l'exploitant portant spécifiquement sur la durée et l'historique d'irrigation par les eaux usées traitées, l'échantillonnage de la présente étude a été effectué sur la parcelle la plus ancienne environ 15 ans d'irrigation avec des eaux usées traitées.

Les échantillons ont été prélevés sur deux périodes, avant et après la campagne d'irrigation sur deux années consécutives. Le premier prélèvement a été effectué au mois d'avril 2017 (avant la campagne d'irrigation), sachant que l'irrigation a commencé début juin 2017 et le deuxième prélèvement a été effectué fin octobre 2017 (après la campagne d'irrigation), sachant que l'irrigation a été arrêté fin septembre 2017. Le troisième prélèvement a été effectué après la campagne d'irrigation de la deuxième année d'études, fin octobre 2018. Ainsi que, six échantillons issus d'une parcelle non irriguée ont été pris comme témoin. Les échantillons ont été prélevés d'une manière systématique à la tarière aux profondeurs de 0 à 20 cm et 20 à 40 cm correspondant aux horizons H1 et H2.

4.2.1.3. Echantillonnages des feuilles de vigne et des raisins pour évaluer l'accumulation des métaux lourds

Afin d'évaluer l'impact des eaux usées épurées sur les plantes et la contamination des produits agricoles, différents échantillons de feuilles et de raisins ont été recueillis au hasard sur différents plants du vignoble appartenant aux variétés sabelle et red-globe, environ 120 feuilles

et 60 kg de raisins pour chaque variété. Les échantillons des feuilles et des raisins ont été soigneusement lavés à l'eau de robinet pour éliminer les particules éventuelles, puis rincés à l'eau distillée. Les échantillons des feuilles ont été séchés à l'étuve à 72°C/48h jusqu'à obtenir un poids sec constant, puis broyés en une poudre fine et tamisés à 2 mm. Ainsi que les échantillons des raisins ont été moulinés pour obtenir un jus de raisin. Les échantillons des feuilles et des jus de raisin ont été mélangés et homogénéisés, afin de faire des échantillons composites pour l'analyse des métaux lourds.

4.2.2. Méthodes

4.2.2.1. Etude quantitative de l'accumulation des métaux lourds dans le sol irrigué avec des eaux usées épurées

Afin d'évaluer l'impact de l'irrigation par des eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans le sol, les échantillons ont été prélevés d'une manière systématique à la tarière aux profondeurs de 0 à 20 cm ; 20 à 40 cm à partir de la parcelle la plus ancienne irriguée par les eaux usées épurées de l'exploitation de Ben Rahmoune, ainsi qu'une parcelle témoin irriguée au pluvial et n'ayant pas subi une irrigation par des eaux usées épurées.

Les échantillons du sol ont été mélangés et homogénéisés, tamisés à 2 mm et séchés à l'air libre pendant plusieurs jours, puis séchés à l'étuve à 72°C/48h.

Les échantillons du sol ont été analysés pour le dosage des métaux selon le procédé fournit la digestion acide du sol dans un dispositif de récipient fermé chauffé sous une température contrôlée dans une étuve, pour la détermination du Mg, du Cr, du Pb, du Cu, du Zn et du Cd par spectrophotomètre d'absorption atomique SAA 240 FS (Flamme). Les dosages ont effectué au niveau du Centre de Recherche d'Analyse Physico-Chimique (CRAPC).

4.2.2.1.1. Minéralisation du sol

La minéralisation du sol a porté sur vingt-quatre échantillons, soit trois échantillons composites pour chaque période examinée (avant et après la campagne d'irrigation sur deux ans). Après avoir étuvé les échantillons à 110°C pendants une nuit, les manipulations de la minéralisation ont eu lieu sous une hotte aspirante dans des godets en téflon. Des quantités de 0,5 g de chaque échantillon ont été pesés directement dans les godets, puis des volumes de 3 ml d'acide nitrique (HNO₃) concentré à 69% et de 9 ml d'acide chlorhydrique (HCl) à 37% ont été ajoutés, les godets sont fermés hermétiquement avec une pince et laissés à la température ambiante pendant une heure, par la suite les godets ont été placés pendant 120 min dans une étuve réglée à 110°C. Après refroidissement, les échantillons ont été filtrés dans des fioles jaugées de 100 ml, préparées au préalable, les godets sont rincés plusieurs fois avec de l'eau ultra-pure, les fioles sont complétées ensuite au trait de jauge par l'eau ultra-pure.

4.2.2.1.2. Préparation du blanc

Un blanc d'analyse est préparé avec les mêmes étapes que les échantillons, en mettant en contact 3 ml d'acide nitrique concentré à 69% avec 9 ml d'acide chlorhydrique à 37%. Dans un godet en téflon.

Stockage des échantillons minéralisés et le blanc.

Les fioles sont ensuite conservées dans un réfrigérateur à 4°C pour éviter toute perte et contamination jusqu'au moment d'analyse par spectrophotomètre d'absorption atomique.

4.2.2.2. Evaluation de l'impact des EUE sur l'accumulation des métaux lourds dans les feuilles des vignobles et la contamination des raisins par les métaux lourds

Pour évaluer l'accumulation des métaux lourds dans les feuilles et la qualité toxicologique des produits agricoles issus des vignobles irrigués par les eaux usées épurées, des échantillons de feuilles et de raisins appartenant aux deux variétés « sabelle » et « red-globe » ont été prélevés à partir de l'exploitation de Ben-Rahmoune à Corso Boumerdès. Les analyses ont été effectuées au niveau du CRAPC.

4.2.2.2.1. Aspect feuilles

Les échantillons des feuilles ont été analysés pour le dosage des métaux lourds selon un procédé fournit la digestion acide des poudres de feuilles du vignoble dans un dispositif de récipient fermé chauffé sous une température contrôlée dans une étuve, pour la détermination du Mg, du Cr, du Cu, du Pb, du Zn et du Cd par spectrophotomètre d'absorption atomique SAA 240 FS/(Flamme).

4.2.2.2.1.1. Minéralisation des poudres de feuilles du vignoble

La minéralisation des poudres des feuilles du vignoble a porté sur six échantillons ou bien trois échantillons composites pour chaque variété (sabelle et reg-globe). Après avoir étuvé les échantillons à 110°C pendant une nuit, les manipulations de la minéralisation ont eu lieu sous une hotte aspirante dans des godets en téflon. Des quantités de 0,5 g de chaque échantillon ont été pesés directement dans les godets, puis des volumes de 6 ml d'acide nitrique (HNO₃) concentré à 69% et de 2 ml d'eau oxygénée (H₂O₂) à 30% ont été ajoutés, les godets sont fermés hermétiquement avec une pince et laissés à une température ambiante pendant une heure, par la suite les godets ont été placés pendant 120 min dans une étuve réglée à 110°C. Après refroidissement, les échantillons ont été filtrés dans des fioles jaugées de 100 ml, préparées au préalable, les godets sont rincés plusieurs fois avec de l'eau ultra-pure, les fioles sont complétées ensuite au trait de jauge par l'eau ultra-pure.

4.2.2.2.1.2. Préparation du blanc

Un blanc d'analyse est préparé avec les mêmes étapes que les échantillons, en mettant en contact 6 ml d'acide nitrique concentré à 69% avec 2 ml d'eau d'oxygénée à 30% dans un godet en téflon.

Stockage des échantillons minéralisés et le blanc

Les fioles sont ensuite conservées dans un réfrigérateur à 4°C pour éviter toute perte et contamination jusqu'au moment d'analyse par spectrophotomètre d'absorption atomique.

4.2.2.2.2. Aspect jus de raisins

Les échantillons du jus de fruit ont été analysés pour le dosage des métaux lourds selon un procédé fournit la digestion acide du jus de fruit dans un dispositif de récipient fermé chauffé sous une température contrôlée dans une étuve, pour la détermination du Mg, du Cr, du Cu, du Pb, du Zn et du Cd par spectrophotomètre d'absorption atomique SAA 240 FS/(Flamme).

4.2.2.2.2.1. Minéralisation du jus de raisins

Les échantillons des jus de raisins a porté sur 12 échantillons, 3 échantillons pour chaque variété et pour chaque année. Les manipulations de la minéralisation ont eu lieu sous une hotte aspirante dans des godets en téflon. Des quantités de 1 g de chaque échantillon ont été pesés directement dans les godets, puis des volumes de 6 ml d'acide nitrique (HNO₃) concentré à 69% et de 2 ml d'eau d'oxygénée (H₂O₂) à 30% ont été ajouté, les godets sont fermés hermétiquement avec une pince et laissés à une température ambiante pendant une heure, par la suite les godets ont été placés pendent 120 min dans une étuve réglée à 110°C.

Après refroidissement, les échantillons ont été filtrés dans des fioles jaugées de 100 ml, préparées au préalable, les godets sont rincés plusieurs fois avec de l'eau ultra-pure, les fioles sont complétées ensuite au trait de jauge par l'eau ultra-pure.

4.2.2.2.2.2. Préparation du blanc

Un blanc d'analyse est préparé avec les mêmes étapes que les échantillons, en mettant en contact 6 ml d'acide nitrique concentré à 69% avec 2 ml d'eau d'oxygénée à 30% dans un godet en téflon.

4.2.2.2.3. Stockage des échantillons minéralisés et le blanc

Les fioles sont ensuite conservées dans un réfrigérateur à 4°C pour éviter toute perte et contamination jusqu'au moment d'analyse par spectrophotomètre d'absorption atomique

Partie 3 : Résultats et discussions

Chapitre 1 : L'effet des eaux usées épurées sur la fraise

Résultats et discussions

1. Chapitre 1 : L'effet des eaux usées épurées sur la fraise

1.1. Evaluation des paramètres physicochimique du sol

Le pourcentage de limon est supérieur à 65%, le sol est limoneux, avec un indice de battance supérieur à 2. Sa conductivité électrique est celle de la classe 1, non salin (Durand J.H. 1983). Le pH est neutre. La capacité d'échange cationique relativement élevée. La teneur en matière organique est moyennement riche (tableau 3).

Tableau 3 : Les résultats d'analyses physicochimiques du sol avant l'irrigation (sol témoin)

Analyses physico-chimiques		Valeurs
pH		7,18
Conductivité électrique (ds/m)		0,38
Calcaire total (CaCO ₃) en %		2,15
Complexe adsorbant (meq/100g)	Na ⁺	2,6
	K ⁺	0,49
	Ca ⁺⁺	14,55
	Mg ⁺⁺	non mesuré
Capacité d'échange cationique (meq/100g)		17,5
Matière organique en %		1,9
Granulométrie en %	Argile	17,75
	Limon fin	46,15
	Limon grossier	20,13
	Sable fin	9,4
	Sable grossier	6,57

1.2. Evaluation des eaux d'irrigation

La qualité de l'eau d'irrigation (EUE ou EC) a été évaluée pour l'irrigation en ce qui concerne ses propriétés physicochimiques et toxicologiques telles que les métaux lourds.

Les eaux d'irrigation utilisées étaient totalement conformes aux normes de réutilisation des eaux usées épurées (JORA, 2012) et aux normes de qualité destinées à l'eau potable (JORA, 2011) respectivement pour EUE et EC. Cela donne une aptitude à être utilisées à des fins agricoles (tableau 4).

Les effluents d'eaux usées épurées et les eaux conventionnelles appliquées à l'irrigation avaient une réaction légèrement alcaline, les valeurs de pH se situant entre 7,29 et 7,62 pour EUE et

Résultats et discussions

EC respectivement. Ces eaux d'irrigation (EUE et EC) se situent donc dans une plage de pH favorable pour l'irrigation comprise entre 6,5-8,4 (Ayer et Wescot, 1988).

Les caractéristiques physico-chimique de l'eau d'irrigation ont montré que les valeurs de conductivité électrique vont de 1,1 à 1,27 $\mu\text{s}/\text{cm}$ pour EUE et EC, respectivement. Cela montre que les eaux utilisées pour l'irrigation ont une salinité moyenne, et cette dernière est en dessous de la limite autorisée pour l'irrigation.

La concentration de presque tous les éléments nutritifs avait tendance à être plus élevée dans les EUE que dans les EC. La teneur en nitrates ($\text{NO}_3\text{-N} = 5,41 \text{ mg/l}$), en ammonium ($\text{NH}_4 = 3,55 \text{ mg/l}$) et en nitrites ($\text{NO}_2\text{-N} = 0,08 \text{ mg/l}$) est supérieure au contenu ($\text{NO}_3\text{-N} = 2,6 \text{ mg/l}$, NH_4 et $\text{NO}_2\text{-N} \leq 0,02 \text{ mg/l}$), présents dans l'EC. Pour cela, la teneur en azote total moyen dans les EUE était de 15,31 mg/l ; Elle est supérieure à la concentration moyenne mesurée en EC ($\text{NT} = 2,62 \text{ mg/l}$). Ainsi, la concentration ne dépassait pas la limite recommandée par la FAO, de 30 mg/l. Le phosphore total était de 48,17 mg/l dans les EUE, il est plus élevé à la concentration en PT mesurée dans les EC où $\text{PT} \leq 0,02 \text{ mg/l}$. la concentration en PT dépassait la limite recommandée par Müller et Cornal (2017) de 13 mg/l, sachant que cette limite est basée sur les exigences de la plupart des cultures. Des métaux lourds, notamment Cd, Cu, Zn et Pb, ont été détectés dans les eaux d'irrigation (EUE et EC) et leur concentration était inférieure à la limite autorisée par la réglementation algérienne pour la réutilisation de EUE à des fins agricoles.

Résultats et discussions

Tableau 4 : Paramètres physico-chimiques de l'eau d'irrigation

Paramètres	Unité	EC	Standard (JORA, 2011)	EUT	Standard (JORA, 2012)
pH		7,62	6,5-9	7,29	6,5 ≤ pH ≤ 8,5
Conductivité (25°C)	µs/cm	1278	2800	1110	3
Température	°C	24,7	25	18,02	-
DBO	mg/l	-	-	13,53	30
DCO	mg/l	-	-	26,21	90
Ammonium	mg/l	<0,02	0,5	3,55	-
Nitrites	mg/l	<0,02	0,2	0,08	-
Nitrates	mg/l	2,615	50	5,41	-
Azote total kjeldahl	mg/l	-	-	6,27	-
Phosphates	mg/l	<0,02	0,5	1,58	-
Phosphore total	mg/l			48,17	-
Calcium	mg/l Ca	74	200	-	-
Magnésium	mg/l Mg	51,6	50	-	-
Chlorides	mg/l	139,7	500	3,18	10
Cadmium	mg/l	0,001	0,005	0,01	0,05
Cuivre	mg/l	0,009	0,05	< 0,01	5
Nickel	mg/l	-	-	0,007	2
Zinc	mg/l	0,012	5	< 0,04	10
Fer	mg/l	-	-	0,1	20
Cobalt	mg/l	-	-	0,004	5
Plomb	mg/l	0,008	0,01	0,101	10
Aluminium	mg/l	-	-	0,039	20
Manganèse	mg/l	-	-	0,041	10
Mercure	mg/l	-	-	< 0,004	0,01
Chrome	mg/l	-	-	< 0,01	1

1.3. Evaluation des conditions climatiques au niveau de la serre

On présente les données climatiques du milieu environnant la culture de fraise en niveau de la serre. Ces mesures ont été réalisées dans le but de caractériser les conditions climatiques pendant la période expérimentale afin d'approvisionner les besoins en eau de la culture et de planifier le calendrier des irrigations. On note que les mesures ont été faites quotidiennement.

1.3.1. Température de l'air

La température à l'intérieur de la serre est mesurée par thermomètre suspendu à 1 m du sol quotidiennement à 9h ; la figure traduit l'évolution des températures maximale ; minimale et moyenne sous serre au cours de l'essai.

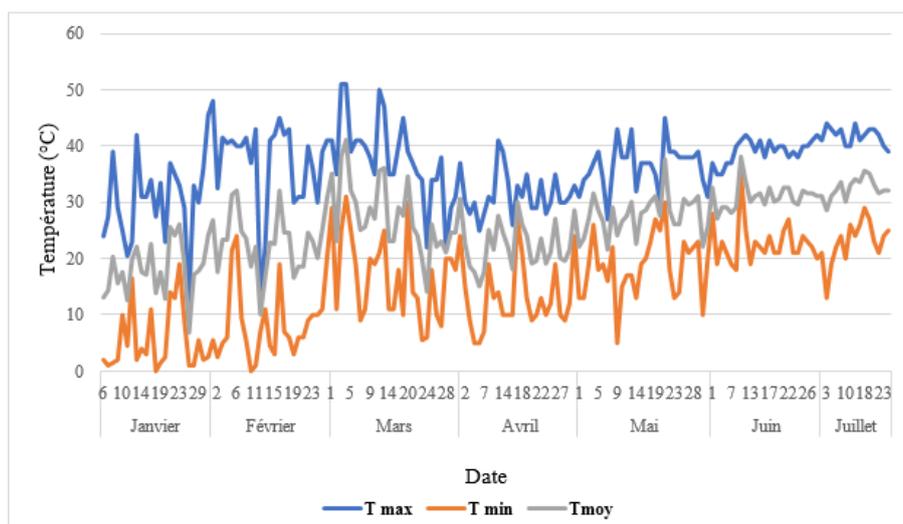


Figure 20 : Evolution de la température moyenne de l'air pendant l'essai

On note que :

- Température maximale varie entre 12,5 et 50°C avec un coefficient de variation de 0,18% qui montre une faible variation durant l'essai.
- Température minimale variant entre 0 et 30°C avec un coefficient de variation de 0,54% donc une variabilité importante dans le temps.
- Les températures moyennes varient de 17,6°C pour le mois de janvier à 37,9 °C pour le mois de juillet, qui correspondent respectivement au mois le plus froid et le plus chaud de la campagne avec un coefficient de variation de 0,24 % qui traduit une faible variation.

1.3.2. Humidité de l'air

La mesure de l'humidité de l'air à l'intérieur de la serre est effectuée quotidiennement à 9h du matin à l'aide d'un hygromètre ; les mesures ont débuté le mois de janvier et ont continué durant toute la campagne. Les mesures sont représentées dans la figure ci-dessous :

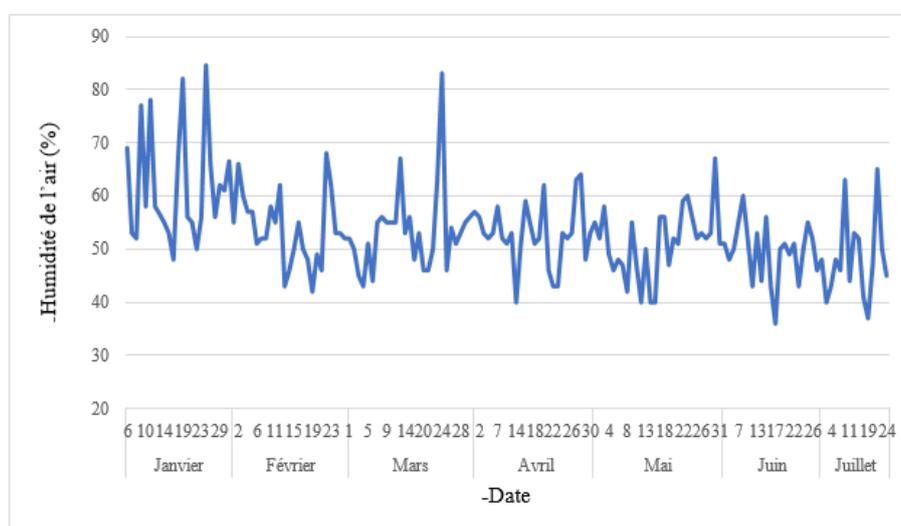


Figure 21 : Evolution de l'hygrométrie relative durant la campagne

Résultats et discussions

On note qu'une humidité relative moyenne de l'air à l'intérieur de la serre est varié d'une valeur maximale de 62% au mois de janvier jusqu'à une valeur minimale de 48% le mois de juillet ; avec un coefficient de variation de 0,15% donc une variation faible durant l'essai.

1.3.3. Evapotranspiration potentielle

L'évaporation du bac « class A » a été mesurée quotidiennement durant toute la période expérimentale du mois de janvier jusqu'au mois de juin quotidiennement à 13 h ; l'évapotranspiration potentielle ou l'ETP est déduite en multipliant l'évaporation du bac fois un coefficient de bac ; Les évolutions de ces deux paramètres sont représentées sur la figure 22.

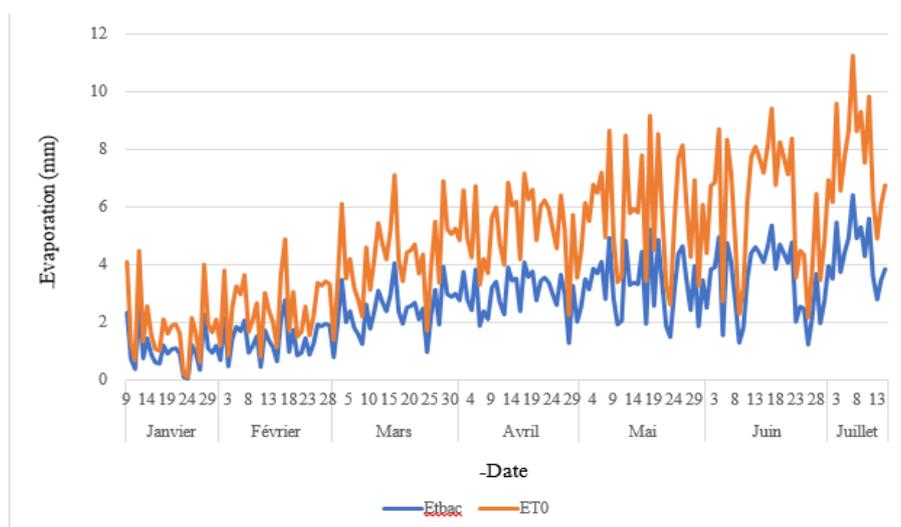


Figure 22 : Evolution de l'évaporation et évapotranspiration durant l'essai

On note que l'évapotranspiration potentielle cumulée du bac « class A » de toute la période expérimentale atteint 375,87 mm sous serre, donnant une moyenne journalière de 2,56 mm et un coefficient de variation de 0,5% qui traduit une variation plus ou moins importante durant l'essai.

1.4. Evaluation les paramètres mesurés durant le cycle de développement de la culture

1.4.1. Mesures non destructives sur les plants

1.4.1.1. Diamètre de la couronne

La figure 23 représente l'évolution du diamètre durant le cycle végétatif.

Résultats et discussions

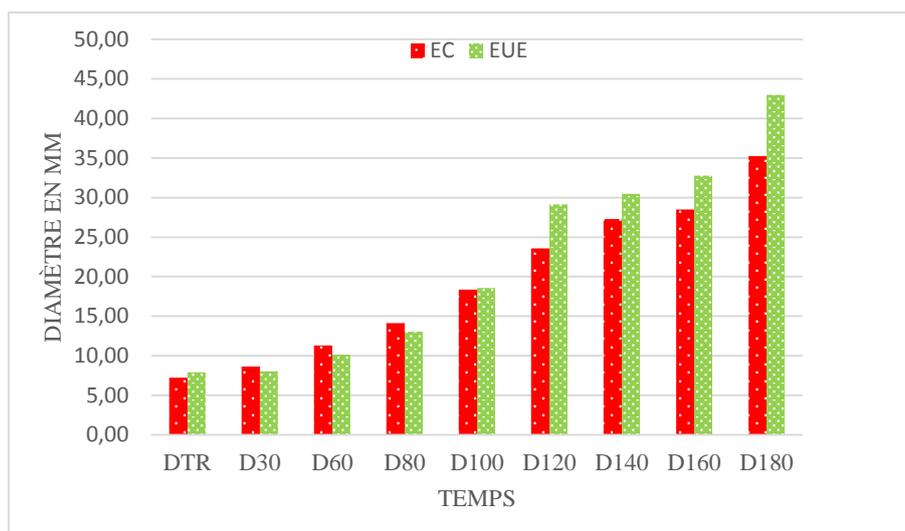


Figure 23 : Evolution du diamètre des plants durant le cycle végétatif (DTR = Diamètre à la transplantation « le premier jour »)

On observe une évolution croissante des diamètres des plants allant de 0,11 et 0,12 mm/j respectivement pour l'EC et l'EUE. Les différences entre les diamètres vont de 0,2 à 7 mm, ce qui montre que l'effet des eaux n'a pas été important (fig. 23). Cette conclusion est confirmée par l'analyse de variance sur les diamètres moyens. La probabilité du test de Fisher $p = 0,06$ obtenue, supérieure au seuil 5%, atteste qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les moyennes des diamètres des plants en fonction de la qualité des eaux utilisées pour l'irrigation. Les effluents domestiques peuvent contenir des éléments nutritifs importants pour le développement des cultures agricoles (Urbano et al, 2017). Gatta et al. (2016) ont montré que les EUE étaient toujours caractérisées par des teneurs en $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, N total, $\text{PO}_4\text{-P}$, Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ plus élevées que celles mesurées pour les EC. De plus, l'irrigation avec EUE améliore l'azote, le potassium, le phosphore, la matière organique et d'autres oligo-éléments dans le sol, fournissant ainsi une bonne source d'éléments nutritifs pour la croissance, le rendement et la qualité des cultures (Almuktar et Scholz, 2016 ; Ganjegunte et al, 2017). Ben Said et al. (2017) ont montré que le diamètre des plantes irriguées avec EUE était plus grand que celui de celles irriguées par EC, dans les deux cycles de croissance, le plus grand diamètre ayant été observé chez les plantes irriguées avec des eaux usées. Dajianta et al. (2014) ont démontré que le poivron irrigué avec les EUE augmentait l'épaisseur de la tige, ce qui s'avère être similaire aux plantes irriguées avec de l'eau fertilisée. L'utilisation des EUE avec la fertilisation produit des tiges plus épaisses que l'utilisation des EC. Il est important de souligner que cela ne remplace pas l'utilisation d'engrais azoté, mais seulement une partie de la quantité nécessaire, comme le soulignent Fonseca et al. (2007) et Damasceno et al. (2010).

L'EUE a fourni une partie des engrais nécessaires et, lorsqu'il a été appliqué sans engrais, la production n'a pas présenté des niveaux comparables par rapport à la culture avec des engrais.

1.4.1.2. Hauteur des plants

La figure 24 représente l'évolution de la hauteur des plants durant le cycle végétatif.

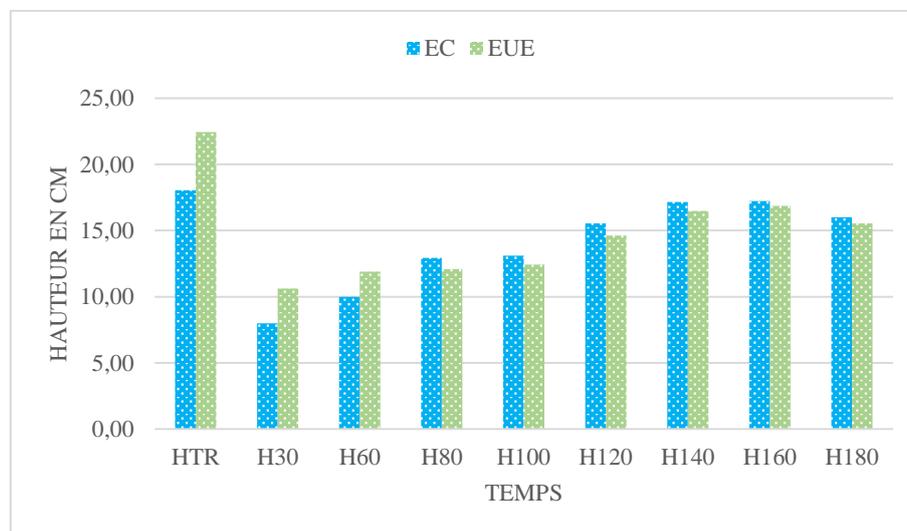


Figure 24 : Evolution de la hauteur des plants durant le cycle végétatif

On observe une évolution croissante des hauteurs des plants selon des rythmes de 0,079 et 0,082 cm/j respectivement pour l'EC et l'EUE, qui décroît vers la fin du cycle. Une légère différence entre les hauteurs des plants, ce qui montre que l'effet de la qualité des eaux n'a pas été important. Cette conclusion est confirmée par l'analyse de la variance sur les hauteurs moyennes. La probabilité du test de Fisher $p = 0,14$ obtenue, largement supérieure au seuil 5%, atteste qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les moyennes des hauteurs de plants.

Elfanssi et al. (2018) ont constaté que la meilleure croissance sur la surface foliaire moyenne avait été observée avec l'irrigation par les eaux usées brutes suivie de l'irrigation par les eaux usées traitées pendant les trois saisons de culture, alors qu'une faible croissance avait été constatée avec l'irrigation par l'eau de puits. Elfanssi et al. (2018) ont déclaré qu'à la fin de chaque saison de culture correspondait à une diminution de la surface foliaire moyenne irriguée par l'EC, tandis que la surface foliaire moyenne de la luzerne (*Medicago Sativa L.*) irriguée par des eaux usées brutes et traitées était toujours en croissance, ce qui montre que l'irrigation avec des eaux usées a eu un effet positif sur la longueur de la luzerne. Ben Said et al. (2017) ont montré que les cultures irriguées avec les EUE ont montré une meilleure croissance pendant les deux cycles de croissance que celles irriguées par les EC, dans les deux cycles de croissance, la qualité de l'eau d'irrigation a eu un impact significatif sur les hauteurs des plantes. Cependant, une augmentation significative des hauteurs des plantes a été observée dans les deux cycles de

croissance, la plus grande hauteur a été observée chez les plantes irriguées avec des eaux usées (fin du premier cycle de croissance), ainsi que la plus grande longueur de feuille observée sous irrigation avec les EUE, d'autre part, les plantes irriguées avec les EC étaient plus courtes que les plantes irriguées avec des eaux usées épurées (Ben Said et al, 2017). Des résultats similaires sur les espèces de gazon, de tomate, de poivron et de fourrage ont été rapportés par Castro et al. (2011), Cirelli et al. (2012), Dagianta et al. (2014) et Kim et al. (2014) qui ont observé que les cultures irriguées avec des eaux usées traitées produisaient des plantes plus hautes que celles cultivées uniquement avec de l'eau douce.

1.4.1.3. Nombre de feuilles entièrement développées

La figure 25 représente l'évolution du nombre de feuilles entièrement développées durant le cycle végétatif.

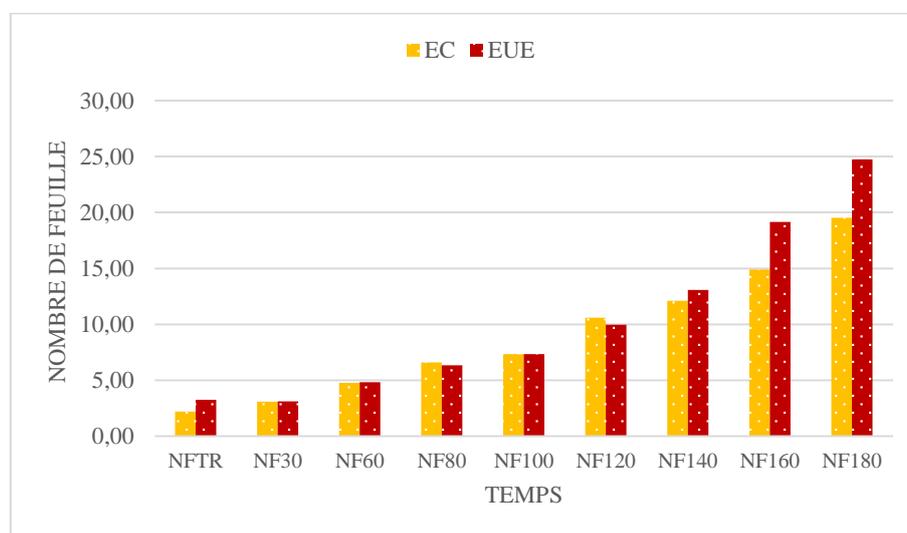


Figure 25 : Evolution des feuilles entièrement développées en fonction de la qualité de l'eau. On observe une évolution croissante du nombre de feuilles des plants irrigués avec des EUE et avec des EC. Cette évolution était identique au début du cycle de croissance des plantes, puis on observe une légère différence vers la fin du cycle végétatif en fonction de la qualité d'eau d'irrigation. Le nombre des feuilles des plants irrigués avec des EUE était légèrement supérieur à celui des plants irrigués avec des EC. Ce qui montre que l'effet de la qualité d'eau n'a pas été important. Cette conclusion est confirmée par l'analyse de variance sur le nombre moyen des feuilles. La probabilité du test de Fisher $P = 0,07$ obtenue, supérieure au seuil 5%, atteste qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre le nombre moyen des feuilles entièrement développées. L'apport en eau usée épurée fournit une quantité importante de matière organique, en éléments fertilisants majeurs (N, P et K), en éléments fertilisants secondaires (Ca, Na, Mg... etc.) et en oligo-éléments (Fe, Cu, Ni, Zn), permettant ainsi d'améliorer les paramètres agronomiques des plantes cultivées (Hbaiz et al, 2014 ; Karef et al,

Résultats et discussions

2014 ; Nakib et al, 2016). En conséquence, l'amélioration des caractéristiques physico-chimiques du sol grâce à l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation a souvent eu une influence positive sur les rendements des cultures et, dans certains cas, ces améliorations peuvent être bénéfiques pour les paramètres de qualité des rendements agricoles (Kiziloglu et al, 2007). Uzma et al. (2016) ont démontré que les effets stimulants des eaux usées traitées pouvaient être attribués à la présence de nombreux nutriments essentiels tels que N, P, K, Ca et Mg. Les effets azotés améliorent la synthèse des protéines végétales, ce qui entraîne une augmentation des niveaux de glucides et, par conséquent, une augmentation des caractères de croissance des plantes (Shaheen et al, 2007). Ben Said et al. (2017) ont montré que la longueur des feuilles du premier cycle augmentait avec les EUE qu'avec les EC mais qu'aucune différence significative de longueur de feuille n'était observée au second cycle entre les plantes irriguées par les EUE et EC. Le plus grand nombre de feuilles était détecté chez les plantes irriguées avec EUE dans les deux cycles de croissance. Ces résultats sont en accord avec ceux d'Oliveira et al. (2013), indiquant une augmentation du nombre de feuilles de *Rosa hybrida* irriguée avec EUE. Une augmentation du nombre de feuilles a également été rapportée pour *Gossypium hirsutum* après irrigation biologique par EUE (Alikhasi et al, 2012).

1.4.1.4. Teneur en chlorophylle

La figure 26 présente l'évolution de la teneur en chlorophylle durant le cycle végétatif.

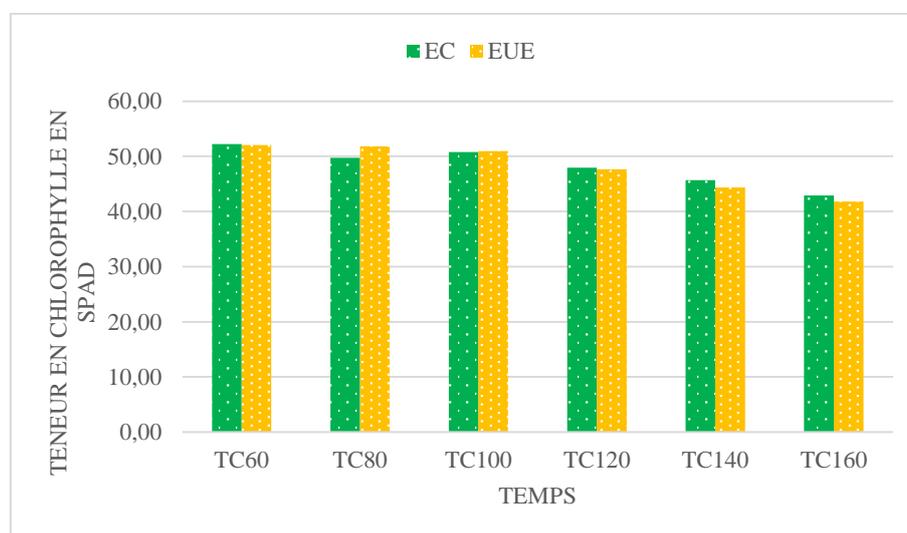


Figure 26 : Evolution de la teneur en chlorophylle en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation

On observe une évolution décroissante des teneurs en chlorophylle au cours du cycle végétatif de la culture, les différences vont de 0,15 à 2 (SPAD), ce qui semble montrer que l'effet de la qualité de l'eau n'était pas important. Cette conclusion est confirmée par l'analyse de la variance sur les teneurs en chlorophylle. La probabilité du test de Fisher $P = 0,85$ obtenue, largement

supérieure au seuil 5%, atteste qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les teneurs moyennes en chlorophylle des plants en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation. Les teneurs plus élevées en éléments fertilisants dans l'eau traitée indiquent que l'eau traitée est une source importante d'éléments nutritifs pour les plantes et contribue donc à la croissance et au rendement des cultures (Lonigro et al, 2016 ; Vergine et al, 2016). L'apport de EUE en nutriments fertilisants (Fe, Mn, Cu et Zn), en faible quantité, est indispensable à la croissance des cultures. Singh et al. (2011) ont démontré que l'irrigation avec un effluent à faible concentration en nutriments fertilisants améliore la croissance du chrysanthème. D'autre part, les effluents contenant plus d'éléments fertilisants présentent un risque de toxicité et d'inhibition du développement de la plante (Hbaiz et al, 2014 ; Muramatsu et al, 2014). Cuba et al. (2015) ont montré qu'en utilisant seulement les EUE, les plantes présentaient des signes visuels de carence en éléments nutritifs, tels qu'une couleur jaune sur les feuilles (carence en azote), une brûlure de la pointe (carence en calcium). Ces symptômes de carence ont été observés dans notre cas, la fraise a été irriguée avec les EUE sans fertilisation (Djillali et al, 2020). L'EUE a fourni une partie des engrais nécessaires et, lorsqu'elle a été appliquée sans engrais, la production n'a pas présenté les niveaux souhaitables par rapport à la culture utilisant des engrais. Elfanssi et al. (2018) ont montré que les eaux usées brutes entraînaient une réduction significative de la chlorophylle totale des plantes de la luzerne, tandis que la luzerne irriguée par les EUE présentait une teneur en chlorophylle totale presque similaire à celle de la luzerne irriguée par EC.

1.5. Evaluation les paramètres morphologiques des fruits

1.5.1. Poids frais et les tailles (longueur, largeur) des fruits

La floraison a commencé trois mois après la plantation (décembre 2016) et a duré jusqu'à fin juillet 2017. Nous avons réalisé sur la campagne expérimentale 2016/2017 (de décembre à Juillet) 22 cueillettes de fruits (cycle 1).

Les 22 récoltes ont donné un poids total de 5238 g (EC) et 4043 g (EUE). La production moyenne par plant était de 137,85 g et 106,4 g respectivement pour les EC et les EUE. Avec une production plus importante pour les plants irrigués par les EC par rapport à ceux irrigués par les EUE, soit un écart de 31,45 g/plants. Ce qui montre que la qualité de l'eau a un effet important sur la production des plantes. Cette conclusion est confirmée par l'analyse de variance sur la productivité des fruits.

La probabilité du test de Fisher $P = 0,006$ obtenue, largement inférieure au seuil 5%, montre qu'il y a des différences statistiquement très hautement significatives entre la production en fruits par plants en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation. Ce qui montre que les EUE

Résultats et discussions

utilisées pour l'irrigation des plantes de fraisiers affectent d'une manière négative la production en fraise par rapport à la production obtenue par les EC. En ce sens, Elfanssi et al. (2018) ont montré une amélioration de la fertilité du sol et de la productivité des cultures après irrigation avec des EUE. Vergine et al. (2016) ont montré que le rendement commercialisable des cultures de laitue et de fenouil irriguées avec des EUE était supérieur à celui obtenu avec l'irrigation en eau douce. De même, une autre étude a montré que l'irrigation par les EUE affectait positivement les rendements en chou-fleur et choux. Les rendements commercialisables les plus élevés pour ces deux espèces de légumes étant obtenus à l'aide des EUE (Kiziloglu et al, 2008). Une différence notable est observée dans le nombre de fruits selon la qualité de l'eau d'irrigation. Le nombre des fruits obtenus sur les plantes irriguées avec des EC était plus élevé par rapport au nombre obtenu sur les plantes irriguées avec des EUE, avec une différence de 123 fruits et une différence moyenne de 3 fruits/plants. La probabilité du test de Fisher $P = 0,0137$ obtenue, largement inférieure au seuil 5%, montre qu'il y a une différence statistiquement significative entre le nombre de fruits obtenus en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation.

La figure 27 illustre les paramètres du fruit obtenus lors de l'expérimentation en fonction de la qualité de l'eau.

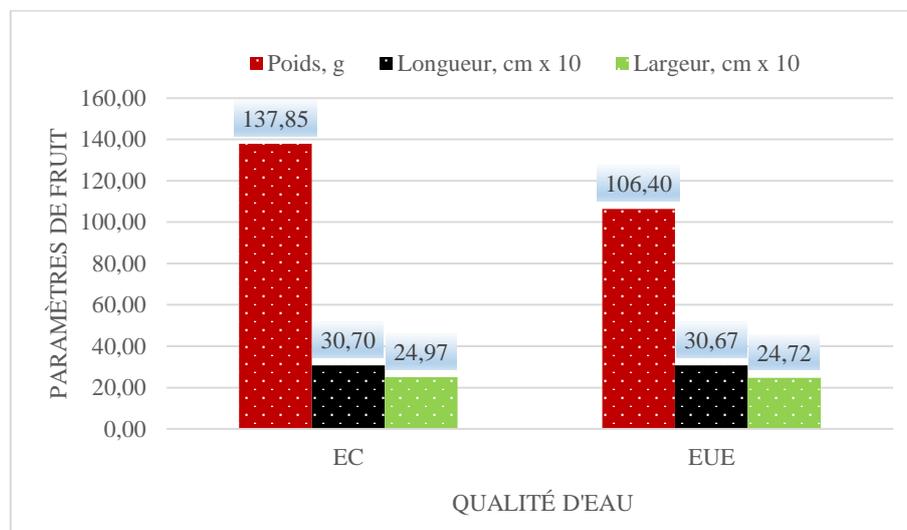


Figure 27 : Les paramètres du fruit obtenus lors de l'expérimentation en fonction de la qualité de l'eau

Il est à noter que la qualité de l'eau d'irrigation n'a aucun effet sur la taille des fruits, ce qui est confirmé par l'analyse de la variance. La probabilité du test de Fisher $P = 0,97$ et $0,6$ obtenue, respectivement pour la largeur et la longueur des fruits, largement supérieure au seuil 5%, montre qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre la taille moyenne des fruits. Gatta et al. (2016) ont montré que les traitements d'irrigation (eaux usées secondaires et eaux usées tertiaires) affectaient significativement les deux paramètres morphométriques des

têtes d'artichaut (c'est-à-dire la longueur, le diamètre). Les têtes d'artichaut obtenues avec les eaux usées secondaires et les eaux usées tertiaires étaient plus longues que celles obtenues avec les EC. Ainsi que, les diamètres des têtes d'artichaut étaient en moyenne plus élevés pour les eaux usées secondaires et les eaux usées tertiaires que pour les EC, comme observé pour les paramètres de production ; ces différences dans les paramètres morphométriques sont probablement dues à l'apport accru d'azote minéral dans les traitements des eaux usées (Gatta et al. 2016). Christou et al. (2014) l'irrigation avec l'EUE n'a pas eu d'incidence significative sur le poids moyen des fruits et le diamètre maximal des fruits par rapport à l'irrigation témoin avec l'EC. Aiello et al. (2007) et Cirelli et al. (2012) ont rapporté que le poids moyen des fruits de la tomate n'était pas affecté par l'irrigation avec EUE, comparé à l'irrigation avec l'EC. Al-Lahham et al. (2002) ont constaté que le diamètre et le poids des fruits de la tomate étaient significativement plus élevés chez les tomates irriguées avec l'EUE que chez les plants irrigués avec l'EC.

1.5.2. Taux en matière sèche (%) et masse sèche (%) des fruits

Afin de déterminer le taux en matière sèche (TMS) et la matière sèche (MS) des fruits, nous avons choisi 84 fruits pour chaque traitement. Les fruits pèsent 717,61 g (EC) et 694,24 g (EUE). Après séchage des fruits à 70°C/72h, nous avons obtenu 59,24 g (EC) et 59,86 g (EUE). Les résultats nous permettent d'estimer la valeur du taux en matière sèche et de la matière sèche (figure 28).

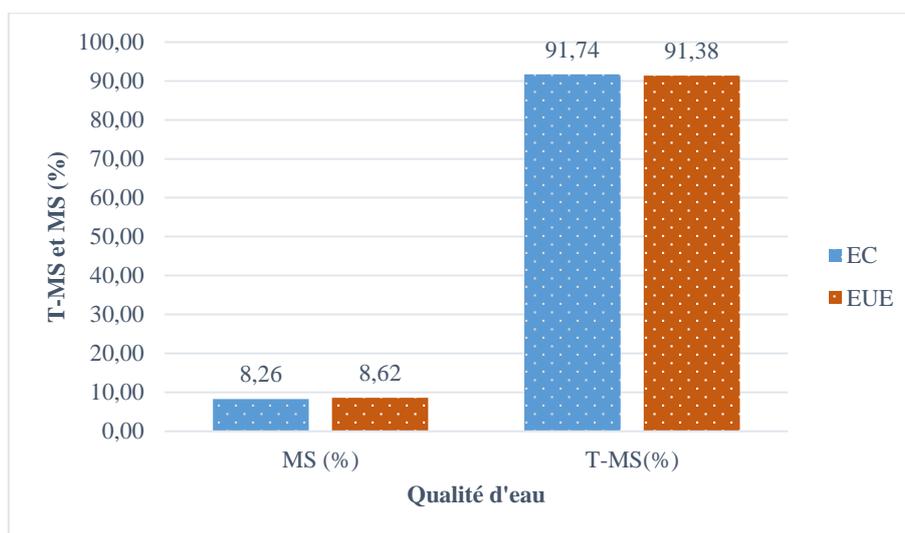


Figure 40 : Taux en matière sèche et masse sèche des fruits

Le graphique montre que le taux en matière sèche et la matière sèche des fruits obtenus sont identiques selon la qualité de l'eau d'irrigation. La différence ne dépassant pas 0,37 %, ce qui indique que la qualité de l'eau n'a pas eu d'effet significatif. Ce qui est confirmé par l'analyse de la variance sur ces paramètres. La probabilité $P = 0,855$ et $P = 0,229$ obtenue respectivement

Résultats et discussions

pour le taux de matière sèche et la matière sèche des fruits, les valeurs sont largement supérieures au seuil de 5%, montre qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre le taux de matière sèche et la matière sèche des fruits collectées selon la qualité des eaux d'irrigation. Ganjgunte et al. (2017) ont montré qu'aucune différence significative dans la production de biomasse de panic raide (plante herbacée) entre les colonnes irriguées d'eaux usées et d'eau douce n'a été observée au cours d'une année donnée, et que la production de biomasse de panic-raïd était élevée pour les traitements des eaux usées par rapport à l'eau douce. Dagianta et al. (2014) ont montré que l'irrigation de poivre avec des EUE combinée à une fertilisation réduisait la teneur en matière sèche de la biomasse. De même qu'Anwar et al. (2016) ont montré que la biomasse de menthe, de coriandre et de fenugrec était négativement affectée lors de l'irrigation avec des eaux usées. La menthe présentait une réduction maximale de la biomasse fraîche et sèche par rapport aux témoins suivis par la coriandre et le fenugrec. Marwari et Khan (2012) ont signalé une diminution de la biomasse fraîche et sèche lorsque les plantes étaient irriguées avec de l'eau polluée à 20-30%. D'autre part, Rusan et al. (2007) qui ont rapporté que l'orge irriguée avec des eaux usées générait une biomasse plus importante que l'orge cultivée avec de l'EC. Farhadkashani et al. (2018) ont suggéré que le type de culture et la méthode d'irrigation employée sont deux facteurs importants à prendre en compte lors de la réutilisation des eaux usées en agriculture.

**Chapitre 2 : L'impact des eaux usées épurées
sur les paramètres physicochimiques du sol et
sur les paramètres morphologiques et
agronomiques de la culture de fraise au cours
du temps**

Résultats et discussions

2. Chapitre 2 : L'impact des eaux usées épurées sur les paramètres physicochimiques du sol et sur les paramètres morphologiques et agronomiques de la culture de fraise au cours du temps

2.1. Evaluation de l'impact de l'irrigation par les EUE sur les paramètres physicochimiques du sol

Le tableau 5 présente les caractéristiques physicochimiques du sol avant et après l'irrigation par les EUE et EC (2 ans d'expérimentation).

Tableau 5 : Caractéristiques physicochimiques du sol avant et après irrigation par les EUE et EC

Paramètres physicochimiques		Avant irrigation	Après irrigation	
		témoin	EC	EUE
pH		7,18	7,55	7,47
CE ($\mu\text{s} / \text{cm}$)		380	560,83	994,33
HR%		Non mesuré	3,77	4,37
%CACO ₃		2,15	2,81	2,74
NT%		Non mesuré	0,18	0,35
Phosphore assimilable (ppm)		Non mesuré	4,88	13,50
Complexe absorbant (meq/100g)	Na ⁺	2,6	1,37	1,81
	K ⁺	0,49	7,55	6,50
	Ca ⁺⁺	14,55	0,27	0,43
	Mg ⁺⁺	Non mesuré		
CEC (meq/100g)		17,5	17,77	19,73
MO%		1,9	2,65	4,91
Granulométrie (%)	Argile	-	23,75	23,50
	Limons Fins	-	37,50	37,75
	Limons Grossier	-	20,60	20,75
	Sable Fin	-	10,70	10,50
	Sable Grossier	-	7,45	7,50

Le pH du sol était de 7,47 et 7,55 respectivement pour le sol irrigué par les EUE et par les EC, ce qui montre que le pH des sols est passé du neutre (sol témoin) à légèrement alcalin pour les deux traitements (limite standard de OMS pour les sols agricoles jusqu'à 8,5).

Résultats et discussions

La teneur en calcaire (CaCO_3 %) obtenue dans le sol varie entre 2,74 et 2,81% respectivement pour le sol irrigué par l'EUE et par l'EC, la teneur en calcaire est augmenté dans les sols irrigués (EUE et EC) par rapport au sol témoin (2,15%), cette augmentation à % CaCO_3 était plus élevée dans le sol irrigué par les EC par rapport au sol irrigué par les EUE. Les teneurs en calcaire dans les sols irrigués situent dans la gamme 1-5%, des sols peu calcaires.

La conductivité électrique du sol a augmenté dans le sol irrigué par les EUE ($\text{CE} = 0,994$ ds/m) et par les EC ($\text{EC} = 0,551$ ds/m) par rapport au même sol avant irrigation ($\text{CE} = 0,38$ ds/m). Cette augmentation de CE est plus élevée dans le sol irrigué par les EUE par rapport au sol irrigué par les EC. La limite standard (CE) autorisée pour les sols agricoles par l'OMS est comprise entre 2 et 4 ds/m, ce qui signifie que les CE obtenues sont sans danger pour les sols. Le pourcentage de sodium échangeable (ESP) était de 14,85 pour le sol avant irrigation, il est de 9,1 pour le sol après irrigation par les EUE et 8 pour le sol après irrigation par les EC. On observe une réduction importante du ESP après l'irrigation. La diminution a été plus élevée pour le sol irrigué par l'EC que pour le sol irrigué par l'EUE. Cette différence est probablement due à la concentration des éléments en base cationique présents dans l'eau d'irrigation. Aucune saturation du sol causée par le sodium n'a été observée d'après les données obtenues après irrigation.

Les résultats montrent une augmentation de la teneur en MO dans les sols irrigués (EUE et EC) par rapport au sol témoin, l'augmentation est plus importante dans le sol irrigué par les EUE par rapport au sol irrigué par les EC. La teneur en MO dans le sol irrigué par les EUE est de 4,91%, elle est plus élevée que dans le sol irrigué par l'EC (2,65%). Elle était de 1,9% dans le sol avant l'irrigation (témoin).

Augmentation de la CEC des sols irrigués par rapport au témoin, la CEC mesurées dans le sol irrigué par les EUE étaient nettement supérieures (19,73 meq/100g) à celles dans le sol irrigué par l'EC (17,77 meq/100g) et le sol avant la campagne d'irrigation (17,5 meq/100g).

On note que le sol irrigué par les EUE a des teneurs plus élevées en N (0,35%), en P (13,5 ppm), en Na^+ (1,81 meq/100g) et en Ca^{2+} (0,43 meq/100g) par rapport au sol irrigué par l'EC sauf pour le K^+ (6,50 meq/100g) où les teneurs sont N (0,18%), P (4,44 ppm), Na^+ (1,37 meq/100g), Ca^{2+} (0,27 meq/100g) et K^+ (7,55 meq/100g). Ces éléments ont tendance à s'accumuler dans le sol en fonction de leur concentration dans l'eau d'irrigation.

L'analyse statistique n'a montré aucune différence significative entre les valeurs des paramètres (pH, CaCO_3 et N) mais a montré des différences très hautement significatives entre les valeurs (CE, P, MO, CEC, Na^+ , K^+ et Ca^{2+}) en fonction de la qualité de l'eau.

Résultats et discussions

Les paramètres physicochimiques des EUE étaient acceptables en termes d'irrigation des cultures selon la réglementation nationale et selon les directives de la FAO (Ayers et Westcot, 1985). À l'exception de la CE qui représentait une restriction légère à modérée pour la réutilisation agricole des EUE. L'utilisation des EUE présentait des valeurs de conductivité électrique élevées directement liées aux risques de salinisation du sol après une application à long terme d'eau usée (Urbano et al, 2017).

La DBO (13,5 mg/l) obtenue dans les EUE dépassent légèrement la limite fixée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA) pour l'irrigation des cultures : 10 mg/l de DBO₅ (USEPA, 2012). La valeur de DBO₅ déclarée peut ne pas être considérée comme un facteur limitant pour l'irrigation des cultures en raison du potentiel agronomique des teneurs en MO présent dans les EUE (Liboutti et al, 2018).

La teneur faible en calcaire renforce les valeurs de pH légèrement alcalin observées. Il est à noter que 2 ans d'irrigation continue par les EUE ne provoquent pas de modulations significatives (prob.= 0,054) du pH au niveau de la couche (0-15 cm) du sol sachant que le pot à 20 cm de profondeur, soit une différence de 0,08 unité avec le sol irrigué par les EC. Christou et al. (2014), ont montré que l'irrigation avec des EUE n'a pas affecté d'une manière significative le pH du sol. Farhadkani et al. (2018), ont montré que le pH du sol était relativement constant dans toutes les parcelles et ne changeait pas après l'irrigation. Un résultat similaire a été rapporté par Rusan et al. (2007), après irrigation à long terme du sol, par des EUE. Par contre, Orlofsky et al. (2016), ont montré que le pH du sol n'était pas affecté par l'eau d'irrigation seule, mais l'effet du temps et l'interaction entre le temps et l'eau d'irrigation ont eu un effet significatif. Une légère réduction de pH du sol a été observée sur les sites recevant une proportion plus élevée d'eaux usées pour l'irrigation (Yadav et al, 2002). Des pH significativement plus élevés dans le sol irrigué par l'EUE par rapport au sol témoin, pourraient être dû à des concentrations plus élevées de cations basiques (Ca²⁺, Na⁺ et Mg²⁺) qui ont entraînés une augmentation du pH du sol (Gharaibeh et al, 2016). Les EUE contiennent des niveaux élevés d'alcalinités et de sodicités, et l'irrigation par des EUE induira donc une alcalinisation et une sodification du sol, ce qui entrainera une augmentation du pH de la solution du sol après une utilisation prolongée des EUE (Sou-Dakouri et al, 2013). Vogeler et al. (2009), ont signalé des augmentations du pH du sol irrigué par des EUE sur une longue période.

L'irrigation par les EUE a entraîné une nette augmentation de la salinité du sol. Cela est expliqué par les teneurs élevées en sels solubles dans les EUE par rapport à l'EC. Nos résultats ont montré que par rapport à la CE du sol avant irrigation (380 µs / cm), celle résultant de l'irrigation par les EUE a très fortement augmenté (994,33 µs / cm) que celle résultant de

Résultats et discussions

l'irrigation par les EC (560,83 $\mu\text{s}/\text{cm}$). Cela a montré que le changement de la conductivité électrique du sol dépend de la composition de l'eau utilisée pour l'irrigation, ainsi que le taux d'évapotranspiration sous serre qui est plus élevé surtout en été qui favorise la salinisation des sols. Gharaibeh et al. (2016), ont montré que le taux élevé d'évapotranspiration entraîne une accumulation de sels dissous dans l'eau d'irrigation dans le sol et entraînerait par conséquent leur accumulation dans la zone racinaire. Un résultat similaire a été rapporté par Urbano et al. (2017), la salinisation du sol peut se produire lors de l'irrigation avec des EUE et même avec des eaux douces ; mais la différence est que les EUE accélèrent le processus car elles ont généralement une salinité supérieure. D'autres auteurs, ont montré que la salinité du sol a augmenté d'une manière significative avec le temps à un taux plus élevé sous l'irrigation par les EUE que par les eaux douces (Urbano et al, 2015 ; Gharaibeh et al, 2016 ; Ganjgunta et al. 2017). Par contre, Farhadkani et al. (2018), ont montré une diminution de la conductivité électrique et du SAR dans les parcelles irriguées par des EUE. Une réduction de la conductivité électrique et du SAR dans le sol lors de l'irrigation peut être due en partie au lessivage du sel résultant de l'irrigation (Christou et al. 2014). L'augmentation de la conductivité électrique et du SAR est probablement dû à une concentration plus élevée de solides dissous totaux et de sodium dans les EUE (Gharaibeh et al. 2016).

Le % de sodium échangeable (ESP) représente le degré de saturation du complexe d'échanges du sol avec le sodium. La réduction notable de l'ESP dans le sol lors de l'irrigation par l'EUE et l'EC est probablement dû en partie au lessivage du sodium résultant de l'irrigation et à la concentration de sodium dans l'eau d'irrigation. Le sol est moyennement salin, la salinisation peut causer des dommages au sol, augmentation de drainage latéral (OMS, 2006). Une augmentation de l'ESP du sol a été fréquemment rapportée par des études utilisant les EUE pour l'irrigation (Varallo et al, 2010 ; Gharaibeh et al, 2016 ; urbano et al, 2017) ; d'autres études ont signalés des concentrations plus élevées de sodium dans les sols irrigués par des EUE que ceux irrigués par l'eau douce (Gharaibeh et al, 2007 ; Galavi et al, 2010 ; Sou-Dakouré et al, 2013).

Les résultats montrent que la CEC des sols irrigués par des EUE est augmenté, ce qui est dû à une augmentation de la matière organique (MO). Cette constatation est cohérente avec d'autres études, qui ont montré une corrélation entre la teneur en CEC et la teneur en MO du sol (Bacera-Castro et al, 2015 ; Wu et al, 2015). La teneur en MO du sol est augmenté avec l'irrigation par l'EUE (4,91%), plus que le sol irrigué par l'EC (2,65%) et par rapport au sol témoin (1,9%). Une différence très hautement significative a été observée entre les teneurs en MO dans le sol irrigué par l'EUE et le sol irrigué par l'EC. Ce % élevé de la MO dans le sol irrigué avec des

Résultats et discussions

EUE est à attribuer probablement à la forte charge de la MO (DBO) dans l'EUE. La DBO peut ne pas être considérée comme un facteur limitant pour l'irrigation des cultures en raison du potentiel agronomique de MO présent dans les eaux usées municipales (Liboutti et al, 2018). Yadav et al. (2002) ; Gatta et al. (2016) ; Gharaibeh et al. (2016), Orlofsky et al. (2016) et Farhadkani et al. (2018), ont montré une légère augmentation de la MO avec l'irrigation par des EUE, sans qu'aucune différence significative n'ait été observé entre les parcelles irriguées par les EUE et les EC. Gharaibeh et al. (2016), ont constaté une légère augmentation de la CEC dans le sol irrigué avec des EUE mais aucune différence significative n'a été observé par rapport au sol témoin. Par contre, Farhadkani et al. (2018), ont montré que la CEC dans les parcelles irriguées avec des EUE était significativement plus élevée que dans les parcelles irriguées avec les EC. Tarchouma et al. (2010), n'ont trouvé aucune corrélation entre la CEC et le contenu en MO dans les zones irriguées à long terme par des EUE. L'augmentation de la teneur en MO dans le sol indique que la croissance de microbes stimulée par l'irrigation pourrait être due à une source importante de carbone organique (Orlofsky et al, 2016). En revanche, Wu et al, (2013), ont montré que l'apport microbien provenant des EUE influence l'activité microbiologique du sol, ce qui peut entraîner des pertes de MO dans le sol.

L'irrigation à l'aide des EUE améliore les niveaux d'azote, de potassium, de phosphore et d'autres oligo-éléments, fournissant ainsi une source d'éléments nutritifs dans la zone racinaire (Almukhtar et Scholz, 2016 ; Gaujegunta et al, 2017). On note que les teneurs en éléments (N, P, K⁺, Ca²⁺ et Na⁺) obtenues dans le sol irrigué par les EUE sont plus élevées que dans le sol irrigué par les EC. Par conséquent, l'état de disponibilité des éléments nutritifs (N, P, K) dans le sol s'améliore en fonction de leur disponibilité dans l'eau d'irrigation. Orlofsky et al, (2016), ont montré que les niveaux d'ammoniac et de nitrate ont été significativement affectés par le temps. Le nitrate augmentait légèrement et l'ammoniac diminuait légèrement au cours de la saison de croissance. La concentration de potassium était influencée par le type d'eau d'irrigation. La concentration augmentait rapidement dans les sols irrigués par les EUE que par les EC. Par contre, Gharaibeh et al, (2016), ont montré qu'il n'y avait aucune influence significative de l'irrigation par des EUE sur les éléments nutritifs essentiels du sol. L'irrigation à long terme avec des EUE ajoute de grandes quantités de nutriments essentiels et de micronutriments au sol (Yadav et al, 2002). Une augmentation des éléments nutritifs du sol irrigués par des EUE en plus de la fertilisation (Urbano et al, 2017).

Résultats et discussions

2.2. Evaluation de l'effet des eaux usées épurées sur les paramètres morphologiques et agronomiques de la culture de fraise au cours du temps

2.2.1. Evaluation des paramètres de croissance du fraisier

Le tableau 6 montre l'effet de l'irrigation avec des EUE et des EC sur les paramètres de croissance du fraisier durant les deux saisons de croissance de la plante (2016/2017 et 2017/2018).

Tableau 6 : Evolution des paramètres de croissance de la plante de fraisier au cours du temps

Plants	Diamètre (mm)		Hauteur (cm)		Nombre feuilles		Nombre bourgeons		Teneur chlorophylle (SPAD)	
	EC	EUE	EC	EUE	EC	EUE	EC	EUE	EC	EUE
Saison 1	20,17	22,92	14,12	15,06	9,60	10,85	1,73	2,01	48,16	48,42
Saison 2	37,41	49,11	13,29	13,58	19,81	24,80	3,21	4,25	37,72	38,15

Les données montraient que les caractéristiques de croissance (le diamètre, la hauteur, le nombre de feuilles, le nombre de bourgeon entièrement développé et la teneur en chlorophylle) de la culture au cours des deux saisons ne différaient pas d'une manière significative en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation. On note une légère différence entre les plants irrigués : les différences varient de 2,7 à 11,71 mm (diamètre), de 0,94 à 0,29 cm (hauteur), de 1,25 à 4,99 (feuilles), de 0,28 à 1,4 (bourgeons) et de 0,26 à 0,43 (chlorophylle).

On note une évolution croissante et continue du diamètre, du nombre de feuilles et du nombre de bourgeon entièrement développé au cours des deux saisons en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation. Par contre, on observe une évolution croissante des hauteurs des plants au cours de la saison de croissance, qui ralentit et s'accompagne d'une diminution vers la fin du cycle. Cette diminution est probablement due aux flétrissements des anciennes feuilles. Une diminution de la teneur en chlorophylle au cours des deux saisons de croissance en fonction de la qualité d'eau d'irrigation est constatée. Cette diminution est probablement due au jaunissement des feuilles à cause des exigences de la plante en éléments nutritifs disponibles dans la réserve du sol et essentiels pour leur développement.

2.2.2. Evaluation des paramètres de production et morphologiques des fruits

La floraison a débuté trois mois après la transplantation (décembre 2016) et durée jusqu'à fin juillet 2017 (saison 1). Les plants ont repris leur croissance et développement dès septembre 2017 (saison 2). La floraison a repris de la mi-octobre à fin mai 2018. Nous avons réalisé sur la saison 1 et la saison 2 vingt-deux cueillettes de fruits pour chaque saison.

Le tableau 7 montre les paramètres de production et morphologiques des fruits.

Résultats et discussions

La production moyenne par plant était de 145 g (EC), 125 g (EUE) et 244 g (EC), 223 g (EUE) respectivement pour la saison 1 et la saison 2 en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation. La production est relativement plus importante pour les plants irrigués par les EC par rapport à ceux irrigués par les EUE, soit un écart de 41,91 g/plant sans que cela ne soit significatif. Pour les deux saisons, la production totale a été de 5461 g (EC) et 4875 g (EUE).

Tableau 7 : Les paramètres de production et morphologiques des fruits

Fruits	Poids/plant (g)		Longueur (cm)		Largeur (cm)	
	EC	EUE	EC	EUE	EC	EUE
Saison 1	145,87	125,12	2,99	3,03	2,49	2,52
Saison 2	244,26	223,11	3,05	3,12	2,53	2,42

Les paramètres morphologiques (longueur et largeur) des fraises récoltées au cours des deux saisons expérimentales ne montraient aucune différence significative selon la qualité de l'eau. La longueur et la largeur moyenne, des fruits, obtenues respectivement étaient de 3,02 cm (EC), 3,07 cm (EUE) et 2,51 cm (EC), 2,47 cm (EUE). Les paramètres morphologiques obtenus avec les EC sont presque identiques à ceux obtenus avec les EUE. Cela montre que la qualité de l'eau d'irrigation n'a pas affecté les paramètres morphologiques au cours des deux saisons.

La production agricole a été influencée par la disponibilité des ressources en eau (Zaanouni et al, 2018). L'EUE peut constituer une ressource alternative face à la rareté de plus en plus accentuée en EC. Sa réutilisation dans le secteur agricole constitue également un levier dynamique socio-économique (Lahmani et al, 2015). C'est dans cette optique que la réutilisation des EUE peut constituer une ressource non conventionnelle d'appoint (Abouelouafa et al, 2002). Par conséquent, les EUE offrent non seulement une autre source d'eau d'irrigation, mais permettent également de recycler les éléments nutritifs pour les plantes (Chen et al, 2008). Son application pourrait assurer le transfert d'éléments fertilisants tels que le phosphore, l'azote, le potassium et la matière organique dans le sol agricole (CMED, 1987). Les éléments nutritifs des eaux usées peuvent améliorer la croissance des cultures et/ou réduire les aspects qualitatifs/quantitatifs des rendements (Pedro et al, 2010 ; Liboutti et al, 2018). Finley et al. (2009) ont comparé les différences entre trois traitements utilisant de l'eau douce, des eaux grises non traitées et des eaux grises traitées lors de la culture de poivron rouge (*Capsicum annum*), de la laitue (*Lactuca sativa*) et de carotte à doigt jaune (*Daucus carota sativa*), ont montré une différence significative entre les traitements pour le poids des cultures. En dépit des études indiquant une production plus élevée des cultures irriguées avec des EUE

Résultats et discussions

(Singh et al, 2012). En revanche, Ahmed et Slima (2018) ont montré que les plantes de la mauve juive irriguées avec des eaux usées présentent une réduction hautement significative de tous leurs paramètres de croissance, le nombre de feuille a diminué de 85%, la longueur des racines de 8,5% et la longueur des pousses de 40%, en plus de poids frais et sec ont été fortement diminués. L'analyse des pigments de la mauve juive a montré une réduction significative de la chlorophylle a et b (Ahmed et Slima, 2018). Bedbabis et Ferrara (2017) ont montré que les EUE et l'année n'ont pas eu d'influence significative sur le poids frais ou la teneur en huile des olives à la récolte. Par contre, Parany Chanakis et al. (2004) ont rapporté que l'irrigation avec des eaux usées recyclée affectait la croissance de la vigne et les composants du rendement. Ainsi que, Etchebarne et al. (2019) ont montré que les vignes irriguées avec des eaux EUE ont poussée vite que les plantes irriguées avec les eaux douces, et le niveau d'irrigation a eu un effet significatif sur la croissance des pousses. La qualité et la quantité de l'eau ont affectée la croissance et le développement de la vigne, l'effet de l'irrigation sur la longueur des sarments, la surface foliaire et les composantes de rendement varient d'un vignoble à l'autre, probablement en raison des différences d'état hydrique entre les sous-parcelles de traitement (Etchebarne et al, 2019). Par conséquent, les concentrations de certains ions inorganiques essentiels $\text{NO}_3\text{-N}$, P, K, Ca et Mg étaient plus élevées dans les eaux usées que dans les eaux souterraines. Ceux-ci auraient pu jouer un rôle bénéfique car ils sont essentiels pour les plantes (Gori et al, 2000). Outre ces micronutriments tels que le fer, le zinc, le manganèse, le cuivre et une quantité considérable de matières organiques pourraient avoir joué un rôle très important dans l'augmentation de la productivité des cultures (Gori et al, 2000 ; Shah et al, 2005 ; Pascual et al, 2009). Iqbal et al. (2015) ont montré que les plantes cultivées avec les eaux usées ont enregistré des valeurs plus élevées pour la longueur du fruit, le nombre de fruits, le nombre de graines et le rendement en fruits au moment de la récolte par rapport à celle obtenue par des eaux souterraines. Les eaux usées constituent une source riche en nutriments organiques essentiels à la croissance et au développement des plantes. Ainsi, la réutilisation des eaux usées à des fins d'irrigation sera bénéfique. Par contre, les éléments nutritifs fournis uniquement par les eaux usées peuvent ne pas suffire à satisfaire les besoins en éléments nutritifs des plantes, ce qui entraîne une diminution du rendement (Iqbal et al, 2015).

Le rendement est la manifestation finale des caractéristiques physiologiques, morphologiques et biologiques d'une culture. Celles-ci dépendent de divers facteurs environnementaux, notamment de l'eau et des nutriments. Pour cela, une meilleures croissances des plantes peuvent être attribuées à une disponibilité accrue et à un apport continu de nutriments. Ainsi, cette augmentation de la croissance peut être attribuée à une absorption plus élevée d'éléments

Résultats et discussions

nutritifs (Iqbal et al, 2015). De nombreux auteurs ont également signalé qu'une absorption suffisante d'azote avec leur disponibilité augmentait progressivement la croissance des plantes (Prabu et al, 2003 ; Hiremath et al, 2006 ; Pascual et al, 2009). Iqbal et al. (2015) ont montré que l'irrigation par les eaux usées des piments a entraîné une augmentation significative de la longueur des pousses et des racines, du nombre et de la surface des feuilles, du taux de photosynthèse nette, de la conductance stomatique, du contenu en chlorophylle et du rendement par rapport à celle obtenue par des eaux souterraines. Ashrafi et al. (2017) ont montré que les jeunes oliviers irrigués avec des eaux usées ont montré une amélioration de la croissance (42%), de la surface foliaire (26%) et du taux de photosynthèse (23,4%) par rapport à celles irriguées avec de l'eau souterraine. Les eaux usées peuvent être une source riche en nutriments nécessaires à la croissance des plantes (Toze, 2006). Pour cela, la croissance s'est améliorée chez les jeunes oliviers recevant des eaux usées, indiquant l'effet positif des eaux usées sur la croissance des plantes et le taux de photosynthèse (Ashraf et al, 2017). Aghabarati et al. (2008) qui ont indiqué que l'application des eaux usées municipales avait permis une meilleure croissance des oliviers, cela indique que l'augmentation de la croissance peut être attribuée à la disponibilité des nutriments et à l'adéquation de l'eau disponible dans le sol pour répondre à la demande en eau des plantes. L'application d'eaux usées est recommandée pour l'irrigation des vergers, car c'est une source riche de N, P et K qui contribue à améliorer la surface foliaire et la production de biomasse (Guo et Sims, 2000). Herteman et al. (2011) ont signalé que l'application des eaux usées augmente la concentration en pigment de chlorophylle dans les feuilles de mangrove. Pour cela, L'application des eaux usées aurait entraîné une augmentation des taux de photosynthèse, de la conductance stomatique et de la croissance végétative des pois chiches en raison du double effet des eaux usées ; elle constitue non seulement une source précieuse d'eau (Tak et al, 2013). La concentration et l'absorption accrues de ces nutriments par les plantes grâce à l'irrigation par des eaux usées étaient les principaux facteurs d'améliorer la teneur en chlorophylle, du taux de photosynthèse, de la surface foliaire et de la hauteur des plantes (Ashrafi et al, 2015).

**Chapitre 3 : Impact des eaux usées épurées sur
l'accumulation des métaux lourds dans le sol et
la contamination des fruits (fraises) par les
métaux lourds**

3. Chapitre 3 : Impact des eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans le sol et la contamination des fruits (fraises) par les métaux lourds

3.1. Evaluation de la contamination par les métaux lourds du sol irrigué avec des eaux usées épurées

Le tableau 8 montre les résultats d'analyse des métaux lourds obtenus dans les sols

Tableau 8 : La quantification des métaux lourds (mg/kg) dans les sols irrigués avec des EUE et avec des EC

sol	Cd	Zn	Pb	Cu
EC	<0,001	264,32	80,98	73,80
EUE	<0,001	284,25	78,97	57,46
LMP	3	300,00	200	140

LMP : Limite Maximale Admissible

Les résultats d'analyse des métaux lourds obtenus dans le sol montrent que la concentration de Pb et du Cu dans le sol irrigué avec l'EC était supérieure à celle du sol irrigué avec les EUE. Par contre, la concentration en Zn est plus élevée dans le sol irrigué avec des EUE. Mais aucune contamination n'a été observée pour le Cd dans le sol irrigué avec des EUE ou avec des EC. La concentration de Cd, Pb et de Zn n'était pas affectée de manière significative par rapport à la qualité de l'eau d'irrigation, mais la concentration du Cu dans le sol irrigué avec des EC était affectée de manière hautement significative par rapport à celle dans le sol irrigué avec des EUE. La concentration des métaux lourds était de l'ordre de : $Zn > Pb > Cu > Cd$. Par conséquent, il est important de noter que les concentrations des métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) obtenues dans les sols ne dépassaient pas les limites de sécurité pour les sols fixées par la FAO/OMS.

Alfansi et al. (2018), ont montré que l'irrigation par l'eau usée n'a eu aucun effet significatif sur les micronutriments et/ou les métaux lourds du sol pendant les saisons de récoltes (3 ans). Smith et al. (1996), n'ont signalé aucune accumulation de métaux lourds dans le sol irrigué à long terme. De même en Tunisie, seul le Zn s'est accumulé dans les sols irrigués pendant 17 ans avec des EUE, par rapport à la zone de contrôle non irriguée voisine (Belaid et al, 2012). Christou et al. (2014), n'ont montré aucun effet significatif de l'irrigation à long terme 10 ans des eaux usées sur le contenu en métaux lourds (Zn, Ni, Mn, Cu, et Co) dans les vergers d'orangers par rapport aux témoins. Rusan et al. (2007), ont rapporté que les niveaux de Pb et de Cd dans le sol n'étaient pas influencés par l'irrigation avec des eaux usées domestiques quelle que soit la période d'irrigation avec des eaux usées, ni dans les couches plus profondes du sol. Ainsi Castro et al. (2013) ont signalé qu'il n'y avait pas de variation entre les

micronutriments et les concentrations de métaux lourds dans les champs irrigués avec des EUE et dans les champs irrigués avec de l'eau douce.

Les métaux lourds pouvant s'accumuler dans les champs à des niveaux toxiques en raison de l'épandage prolongé des eaux usées (Bohn et al, 1984 ; Lin et al, 2016). Khan et al. (2008) ; Alomara et al. (2012) ; Gosh et al. (2012), ont signalé que l'application à long terme des eaux usées traitées ou non traitées a entraîné une accumulation importante de métaux lourds dans le sol. Ullah et al. (2012), ont montré que la concentration des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) dans les sols irrigués avec des eaux usées était significativement supérieure à celle des sols irrigués par l'eau de forage. Gonca-Keser et al. (2013), ont signalé que les sols irrigués avec des eaux usées ont été moyennement enrichis en Cd, Cr, Cu, Ni et Pb par rapport au sol témoin, même si la teneur en métaux lourds dans les eaux usées était relativement faible. Ce qui montre que l'irrigation avec des eaux usées est une source de contamination du sol (Ullah et al, 2012). Khurana et Singh (2012), ont montré qu'une accumulation des métaux lourds significativement plus élevée dans les sols irrigués avec des EUE que dans les sols irrigués avec les eaux souterraines a été observée dans la couche de surface par rapport aux profondeurs plus bas du profil du sol. Brar et al. (2002), ont indiqué que la distribution verticale des métaux lourds due à l'irrigation avec des eaux usées aurait varié d'un élément à l'autre et de la texture du sol.

Par conséquent, les applications des eaux usées répétées peuvent entraîner une accumulation de métaux lourds dans les sols superficiels cultivés jusqu'à des concentrations toxiques pour la croissance des plantes (Megateli et al, 2009). Pour cela, une irrigation avec de l'eau usée mal gérée sur une longue période, pourrait entraîner des problèmes de toxicité en raison de l'accumulation des concentrations élevées d'éléments nutritifs et de métaux lourds, ainsi que de la dégradation des propriétés du sol et de la qualité des plantes (Alfansi et al, 2018).

3.2. Evaluation de la contamination par les métaux lourds des fraisiers irrigués avec des eaux usées épurées

Le tableau 9 montre les résultats d'analyses des métaux lourds (mg/kg) dans les racines, les tiges et les feuilles des fraisiers irrigués avec des EUE.

Résultats et discussions

Tableau 9 : La quantification des métaux lourds (mg/kg) dans les fraisiers irrigués avec des EUE et avec des EC

	Racine		Tige		Feuille		LMP
	EC	EUE	EC	EUE	EC	EUE	
Cd	0,38	0,46	0,12	0,44	0,12	0,21	0,01-1
Zn	0,41	32,77	42,33	42,27	38,96	41,80	100-400
Pb	17,10	13,99	5,36	4,91	5,88	4,89	50
Cu	34,74	41,08	11,64	16,56	10,36	8,10	20

Les fraisiers irrigués avec des EUE et avec des EC analysés dans cette étude sont contaminés par des métaux lourds (Cd, Cu, Pb, et Zn). La concentration de Cd dans les racines, les tiges et les feuilles du fraisier était supérieure dans les fraisiers irrigués avec des EUE que dans ceux irrigués avec des EC. On signale que cette différence de concentration n'était pas significative dans les racines mais elle est très hautement significative dans les tiges et significative dans les feuilles par rapport à la qualité de l'eau d'irrigation. La concentration de Cd était de l'ordre : racines > tiges > feuilles pour les deux traitements d'irrigation (EUE/EC).

La concentration de Zn était plus élevée dans les racines des fraisiers irrigués avec des EUE, avec une différence très hautement significative par rapport à ceux irrigués avec des EC. Par contre, aucune différence significative entre les concentrations en Zn obtenue dans les tiges et les feuilles des fraisiers irrigués avec des EUE et avec des EC. La concentration de Zn dans les tiges et les feuilles des fraisiers irrigués avec des EUE est légèrement supérieure à celle dans les tiges et les feuilles des fraisiers irrigués avec des EC. Une accumulation maximale de Zn était observée dans les tiges > les feuilles > les racines des fraisiers irrigués avec des EUE ou avec EC.

La concentration de Pb dans les racines, les tiges et les feuilles des fraisiers irrigués avec des EC était légèrement supérieure à ceux irrigués avec des EUE, la différence n'était pas significative par rapport à la qualité d'eau d'irrigation. La concentration de Pb était de l'ordre de racines > feuilles > tiges pour les fraisiers irrigués avec des EC et de l'ordre racines > tiges > feuilles pour les fraisiers irrigués avec des EUE.

La concentration de Cu dans les racines et les tiges des fraisiers irrigués avec des EUE est plus élevée à celle dans les racines et les tiges des fraisiers irrigués avec des EC, pour les feuilles, elle est plus importante dans les fraisiers irrigués avec des EC. Aucune différence significative ne se présentait entre les concentrations obtenues dans les racines et les feuilles des fraisiers

Résultats et discussions

irrigués avec des EUE et avec des EC. Par contre, on trouve une différence significative présente entre les concentrations obtenues dans les tiges des fraisiers par rapport à la qualité de l'eau d'irrigation. La tendance de la répartition du Cu dans les fraisiers était racines > tiges > feuilles. Les concentrations de métaux lourds (Cd, Cu, et Pb) dans les fraisiers sont accumulées dans la séquence de racine > tige > feuille. Par contre, les concentrations de Zn sont accumulées dans la séquence de tige > feuille > racine sous l'irrigation avec des EUE ou avec des EC. Ainsi que, les concentrations de ces métaux dans les racines étaient de l'ordre de $Cu > Pb > Zn > Cd$ pour les fraisiers irrigués avec des EUE et de l'ordre $Cu > Zn > Pb > Cd$ pour les fraisiers irrigués avec des EC. Par contre, les concentrations dans les tiges et les feuilles étaient dans la séquence de $Zn > Cu > Pb > Cd$ pour les deux traitements d'irrigation (EUE/EC). Parmi tous les métaux examinés le Zn indique le maximum et Cd, la concentration minimale dans les racines, les tiges et les feuilles des fraisiers irrigués avec des EUE ou avec des EC. Il est important de signaler que les concentrations de Cd, Cu, Pb et de Zn étaient inférieures à la limite de sécurité des plantes, elles ne présentaient aucune menace de toxicité.

L'accumulation des métaux dans les plantes dépend des espèces et de la capacité d'absorption des métaux (Ajaz et al, 2016). L'irrigation continue à long terme des terres agricoles avec des eaux usées a entraîné une accumulation des cultures vivrières avec des métaux lourds au-delà des limites autorisées (Gupta et al, 2012). Gonca-Keser et al. (2013), ont signalé que les plantes irriguées avec des eaux usées ont montré une accumulation importante de métaux dans leurs parties comestibles et dans les racines, ainsi que, les métaux lourds s'accumulent plus dans les racines que dans les parties comestibles de la plante. Probablement en raison d'un mécanisme de tolérance aux métaux lourds (Ernst et al, 1992). Gupta et al. (2012), ont montré que les concentrations de tous les métaux lourds dans les légumes cultivés dans la zone irriguée avec des eaux usées étaient nettement plus élevées que celles cultivées dans la zone irriguée avec des eaux douces. Par conséquent, l'utilisation de l'eau d'irrigation contaminée sur un site irrigué augmente l'absorption et l'accumulation de métaux lourds dans les plantes (Gupta et al, 2012). Ullah et al, (2012), ont signalé des concentrations plus élevées en métaux lourds ont été observées chez *S. oleracea* L. cultivées dans les sols irrigués avec des eaux usées par rapport à ceux irrigués avec des eaux de forage, et que la concentration accrue de ces éléments dans les légumes est naturellement proportionnelle à la quantité de ces éléments toxiques dans le sol.

Les tiges ont généralement une plus grande capacité d'absorption du Zn que les racines et les feuilles. La concentration en métaux lourds est plus élevée dans les légumes à feuilles comme les choux et la coriandre que dans les légumes à racines comme le navet, ce qui indique que les

Résultats et discussions

feuilles sont plus capables d'absorber les métaux lourds (Ajaz et al, 2016). Brar et al. (2000), ont également signalé une accumulation plus importante de métaux lourds dans les feuilles et les tubercules de pommes de terre cultivées sur des sols irrigués avec des eaux usées par rapport aux plantes irriguées avec des eaux souterraines. Hundal et al. (1993), ont montré que les plantes à racines telles que pomme de terre, la carotte, le navet, et le radis accumulent généralement des concentrations d'éléments polluants plus faibles que les légumes à feuilles comme les épinards, menthe et methi. Dheri et al. (2007), ont montré que les épinards accumulent une quantité plus importante de Pb, Cr et Cd par rapport à trifolium alexandrinum. Khan et al. (2008), Singh et al. (2010), Gupta et al. (2012), ont signalés que les concentrations de métaux lourds dans les plantes cultivées dans des sols irrigués avec des eaux usées étaient significativement plus élevées que dans les plantes cultivées dans des sols de références. Sharma et al. (2006), ont conclu que l'utilisation d'eaux usées traitées et non traitées pour l'irrigation avait accru la contamination de Cd, Pb et Ni dans les parties comestibles des légumes. Rusan et al. (2007), a déclaré que l'irrigation avec des eaux usées entraînait une augmentation de Pb et de Cd dans les plantes. Les métaux lourds entrent principalement par les racines et peuvent migrer vers les parties comestibles (Jabeen et al, 2016 ; Younis et al, 2016). La disponibilité accrue de ces métaux lourds dans le sol entraîne finalement une absorption accrue dans différentes parties des légumes en croissance (Ullah et al, 2012). Les légumes à feuilles cultivées sur des sols recevant de l'eau contaminée par des métaux lourds pouvant accumuler des concentrations plus élevées de métaux lourds par rapport aux autres légumes (Khan et al, 2010 ; 2016). Khurana et Singh (2012), ont signalé que les légumes à feuilles et les tubercules accumulent plus de métaux lourds que les graines. Torabian et Mahjouri (2002), ont signalé une augmentation de la concentration de Cd dans les légumes, la menthe, persil, laitue et la coriandre irrigués avec des eaux usées. Anwar et al. (2016), ont montré que l'accumulation de Cd, Pb et de Zn augmentait avec le niveau croissant des eaux usées dans les feuilles, les pousses et les racines de tous les légumes (coriandre, menthe et fenugrec). Parveen et al. (2015), ont montré que la concentration en Fe était plus élevée dans les plantes d'épinards et de gombos irriguées avec des eaux usées que dans les plantes d'épinards et de gombos irriguées avec des eaux douces, suivie de Mn, Zn, Ni, Cu, et Cd ; ainsi que la concentration de Fe et de Zn était plus importante dans les racines que dans les feuilles.

3.3. Evaluation de la contamination des fruits (fraises) par les métaux lourds irrigués avec des eaux usées épurées

Le tableau 10 montre les résultats d'analyses des métaux lourds dans les fruits des fraisiers irrigués avec des EUE et avec des EC.

Tableau 10 : La quantification des métaux lourds (mg/kg) dans les fruits (fraises) irrigués avec des EUE et avec des EC

Fraise	Cd	Zn	Pb	Cu
EC	0,10	4,77	<0,001	0,27
EUE	0,18	8,89	2,63	0,85
LMP	0,2	99,4	5	73,3

Les fraises irriguées avec des EUE et avec des EC sont contaminés par les métaux lourds. La concentration de métaux lourds dans les fraises irriguées avec des EUE était plus élevée par rapport à celle dans les fraises irriguées avec des EC. Les résultats montrent que l'irrigation avec des EUE a un effet très hautement significatif sur l'accumulation de Pb et de Cu, et un effet hautement significatif sur l'accumulation de Zn, ainsi qu'il n'a montré aucun effet significatif sur l'accumulation de Cd dans les fraises par rapport à l'irrigation avec des EC. Les concentrations de métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) dans les fraises irriguées avec des EUE étaient de l'ordre $Zn > Pb > Cu > Cd$ et dans la séquence $Zn > Cu > Cd > Pb$ dans les fraises irriguées avec des EC. Par conséquent, les concentrations quantifiées de Cd, Cu, Pb et de Zn dans les fraises étaient inférieures aux limites maximales admissibles fixées par la FAO/OMS. Christou et al. (2016), ont montré que la qualité d'eau et la technique pour l'irrigation des plantes de fraise n'ont montré aucun effet significatif sur les concentrations de Cu, Zn, Co et Ni dans les fraises, mais la concentration de Mn dans les fraise a été affecté de manière significative ; ainsi que, les concentrations quantifiées de Cu, Zn et Ni étaient inférieures aux limites maximales admissibles fixées par l'OMS/FAO (2007). Sharma et al. (2009) et Singh et al. (2010), ont également trouvés des concentrations de Zn plus élevées que celles de Cd, Cu et de Pb dans les légumes. Rattan et al. (2005), ont montré que des concentrations plus élevées de Zn et de Cu, une légère augmentation de la teneur en Ni et concentration plus faible de Mn dans les grains de riz récoltés dans les champs irrigués par les eaux usées avec rapport aux champs irrigués avec des eaux souterraines. Christou et al. (2014), ont montré que la teneur en métaux lourds dans les fruits de tomate était significativement affectée par la source d'eau utilisée pour l'irrigation ; des concentrations plus élevées de Zn, Mn et Cu ont été trouvés dans les fruits de

Résultats et discussions

tomate récoltés à partir des plantes irriguées avec l'eau douce que celles récoltées à partir de plantes irriguées avec des eaux usées à un traitement tertiaire. Al lahham et al. (2007), ont constaté que l'irrigation des cultures de tomate à court terme avec des EUE ont entraîné une augmentation des concentrations en métaux lourds dans les fruits de tomate par rapport aux fruits de tomate à l'eau douce.

3.4. Evaluation de la bioconcentration et le transfert des métaux lourds du sol aux différentes parties (racines, tiges, feuilles et fruits) des fraisiers

Le facteur de bioconcentration (FBC) était généralement utilisé pour indiquer la bioconcentration des plantes afin d'absorber les métaux lourds dans le sol et pour refléter la capacité des plantes à stocker les métaux lourds (Jin et Yau, 2015). Les résultats ont montré que le Cu présentait le FBC le plus élevé par rapport aux autres métaux lourds, ainsi que, le Zn présentait le FBC le plus bas. Le FBC obtenu dans les fraisiers irrigués avec des EUE était plus élevé par rapport à ceux irrigués avec des EC, sauf pour le FBC du Pb. Plus la valeur de FBC est élevée, plus la plante absorbe les métaux lourds (Jin et Yau, 2015).

Le facteur du transfert (FT) représente la capacité de la plante à déplacer des métaux lourds de la racine vers d'autres parties de la plantes (Jin et Yau, 2015). Les résultats ont montré que le FT de la racine vers les tiges présentait pour le Zn, le plus élevé par rapport aux autres métaux lourds, par contre, les FT présentaient pour le Cu et le Pb, le plus bas. Le transfert des métaux lourds de la racine vers les tiges était plus important pour les fraisiers irrigués avec des EUE que ceux irrigués avec des EC. Marschamer (1995), a montré que le Zn présentait le FT le plus élevé par rapport aux autres métaux en raison de sa fonction en tant que composant métabolique essentiel. Zhiljzkov et al. (2006), ont montré que la plante a transféré une quantité inférieure de Cu et de Pb, en raison de l'immobilité relative des métaux. Une concentration élevée de Zn inhibait le transfert du Cu dans les plantes (Hockong et al, 2016).

Le FT des tiges vers les feuilles présentait pour le Pb, le plus important par rapport aux autres métaux lourds. Le transfert des métaux lourds des tiges vers les feuilles était plus élevé pour les fraisiers irrigués avec des EC que ceux irrigués avec des EUE. Ullah et al. (2012), ont montré que les FT pour le Pb, Cr, Cd, Cu, Zn et le Ni étaient plus élevés dans les épinards du secteur témoin irrigué avec l'eau de forage par rapport aux autres secteurs irrigués avec des eaux usées, bien que la concentration de ces métaux lourds soit plus faibles dans le sol du secteur témoin.

Les fraisiers irrigués avec des EUE et avec des EC ont transféré des quantités de Cd des feuilles aux fraises par rapport aux autres métaux lourds. Le FT élevé en Cd peut être dû à sa facilité d'absorption par les plantes (Keser et Buvuk, 2012), ce qui indique sa grande mobilité du sol

Résultats et discussions

aux plantes (Ullah et al, 2012 ; GoncaKeser et al, 2013). Christou et al. (2014), ont révélé que la variation de FT pour le Zn, Ni, Cu et le Co entre les feuilles et les fruits de tomates étaient moins prononcées que pour le FT calculé pour Mn. Le FT est influencé par divers paramètres, tel que le type de métal lourd, les propriétés du sol (texture, pH, température et matière organique) et les espèces végétales (Lin et al, 2008 ; Kalavrouziotis et al, 2012).

Une accumulation excessive de métaux lourds, tel que le Cd, Cu, Fe, Mn, Pb et le Zn dans les sols par l'irrigation crée des problèmes pour la production agricole (Singh et al, 2004) et conduit à une absorption de métal par les cultures, affectant ainsi la qualité et la sécurité des aliments (Khan et al, 2008).

3.5. Evaluation de l'impact de l'irrigation avec des eaux usées épurées sur le développement des fraisiers

Le tableau 11 montre les mesures destructives effectuées sur les fraisiers irrigués avec des EUE et avec EC à la fin de l'expérimentation (après 2 ans).

Tableau 11 : Les mesures destructives effectuées sur les fraisiers irrigués avec des EUE et avec EC

Les mesures destructives sur les plants du fraisier	EC	EUE
Poids à l'état frais de plant entier après lavage (g)	90,33	90,69
Poids à l'état frais de la tige (g)	49,38	49,17
Poids à l'état frais du système racinaire après lavage (g)	40,95	41,52
Poids à l'état sec de plant entier (g)	38,24	36,99
Poids à l'état sec de la tige (g)	21,79	20,65
Poids à l'état sec du système racinaires (g)	16,45	16,34
la longueur du système racinaire (cm)	25,03	23,96
Les mesures destructives sur les feuilles du fraisier		
Poids à l'état frais des feuilles (g)	609,25	755,88
Poids à l'état sec des feuilles (g)	183,72	228,86

Les résultats des mesures destructives sur les plants des fraisiers n'ont montré aucun effet significatif des EUE sur la croissance des fraisiers au cours de leurs cycles par rapport à ceux irrigués avec des EC. Le poids frais des plants entiers, le poids frais des tiges et le poids frais des racines augmentaient avec l'âge de la plante. La longueur des racines a également augmenté au cours de la période de croissance végétative de la culture.

Résultats et discussions

Les résultats destructifs sur les feuilles au cours de la période de croissance végétative, ont montré un effet significatif des EUE sur le poids frais et sec des feuilles des fraisiers par rapport à ceux irrigués avec des EC. Le poids frais et sec des feuilles des fraisiers irrigués avec des EUE étaient plus élevés par rapport à ceux irrigués avec des EC.

Alfansi et al. (2018) ont montré que l'utilisation des eaux domestiques a influencé favorablement la biomasse par rapport à la production des eaux douces, la production de poids sec de luzerne n'a montré aucun effet significatif lorsqu'on utilisait de l'eau douce par rapport à l'eau usée brute et épurée pendant les saisons de culture, alors qu'une différence significative en poids frais a été observé. Parveen et al. (2015) ont constaté que la concentration des eaux usées utilisées pour l'irrigation peut avoir un effet important sur la croissance car, l'irrigation avec 100% d'eau usée s'est avérée plus efficace que le traitement de 0, 25, 50 et de 75% d'eaux usées, tandis que la croissance des navets était faible avec des concentrations plus faibles d'eaux usées et d'eau douce. Mojiri et al. (2013) ont également ajouté que l'irrigation avec des eaux usées entraînait une augmentation significative de la longueur des racines et de la longueur des pousses *Lipidium sativum* par rapport à celle irriguée avec d'eau douce. Rusan et al. (2007) et Ganjegunte et al. (2017) ont attribué l'augmentation de la biomasse aux éléments nutritifs fournis par les eaux usées, tel que l'azote qui contribue à la croissance des plantes. Par contre, Anwar et al. (2016) ont montré que la biomasse de la menthe, la coriandre et fenugrec a été affectée négativement lors de l'irrigation avec des eaux usées, la menthe a montré une réduction maximale de la biomasse fraîche et sèche par rapport aux témoins suivi de coriandre et de fenugrec. La longueur des racines et la biomasse de *Beta-vulgaris* ont diminué de manière significative avec les boues d'épuration, et cette diminution était plus prononcée lorsque les concentrations des boues étaient plus élevées (Singh et Agrawal, 2007). Ali et al. (2014) (2015), Gill et al. (2015), Rehmane et al. (2015) et Anwar et al. (2016) ont attribué la diminution de la biomasse végétale à l'absorption des métaux lourds par les plantes et l'accumulation accrue de ces métaux toxiques dans les feuilles et les pousses des plantes, qui endommagent les caractéristiques physiologiques et biochimiques des plantes entraînant une réduction de la croissance ainsi que les rendements des plantes. Les métaux lourds ont également diminués les caractéristiques de la photosynthèse et des échanges gazeux chez les plantes (Rezwan et al. 2016a et 2016b). Burkhardt et al. (2015) ont expliqué la production de biomasse inférieure avec une augmentation de la salinité de l'eau d'irrigation.

Chapitre 4 : La vigne

4. Chapitre 4 : La vigne

4.1. Etude quantitative de l'accumulation des métaux lourds dans le sol irrigué avec des eaux usées épurées à long terme

Après la mise en solution des échantillons du sol, on a déterminé la concentration totale des métaux lourds tels que le Mg, le Zn, le Pb, le Cu, le Cr et le Cd, en utilisant le spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme, l'ensemble des résultats obtenus de l'analyse des teneurs totales de ces métaux lourds, est donné dans le tableau 12.

Tableau 12 : Les teneurs totales des métaux lourds (mg/kg) dans le sol irrigué avec des EUE

Sol Boumerdès	Prof. (cm)	Mg	Zn	Pb	Cu	Cr	Cd
sol témoin non irrigué	0-20	1007,58	30,48	26,81	72,12	14,71	0,20
sol avant campagne irrigation	0-20	764,07	20,55	25,60	65,14	11,08	0,20
sol après irrigation (1 ^{ère} année)	0-20	768,94	0,78	42,67	73,50	12,35	0,19
sol après irrigation (2 ^{ème} année)	0-20	1081,81	0,12	41,02	83,35	21,12	0,19
sol témoin non irrigué	20-40	920,76	26,36	25,65	43,80	16,50	0,19
sol avant campagne irrigation	20-40	862,14	9,70	36,36	55,06	14,24	0,20
sol après irrigation (1 ^{ère} année)	20-40	812,83	0,12	41,24	59,61	16,29	0,20
sol après irrigation (2 ^{ème} année)	20-40	1030,45	9,22	42,75	73,34	20,37	0,19
LMP			300,00	200,00	140,00	20	3,00

Les résultats d'analyses des échantions du sol ont montré que les teneurs en métaux lourds (Cu, Cr, Mg et Pb) ont augmenté dans la surface de labour « H1 » (0 à 20 cm) et sub-surface « H2 » (20 à 40 cm) avec l'irrigation consécutive avec des EUE, et sont plus élevées par rapport aux celles dans sol témoin non irrigué. En revanche, les teneurs en Zn ont été diminuées dans le H1 et ont été augmentées dans le H2 avec l'irrigation continue avec des EUE, et sont inférieures à celles obtenues dans le sol témoin non irrigué. Par contre, aucune contamination n'a été trouvée par rapport aux teneurs en Cd.

Les résultats ont montré que la contamination du sol irrigué avec des EUE par les métaux lourds est significative, mais ne présente pas de problème majeur. Les teneurs totales ne dépassaient pas les limites autorisées pour le sol fixées par FAO/OMS, sauf pour le Cr, il y a une accumulation au niveau du H1 et H2 qui dépassait légèrement la norme. Ainsi que, la présente étude montre qu'il y a une augmentation en teneurs des métaux lourds au cours du temps, cette augmentation est significative en Mg, Zn, Cu, Cr, et Pb, tandis que la concentration moyenne la plus enregistrée était pour le Mg et la concentration minimale a été observée pour le Cd dans

Résultats et discussions

les deux horizons (H1 et H2). Ainsi que, ces teneurs étaient de l'ordre de $Mg > Cu > Pb > Cr > Zn > Cd$.

L'irrigation continue des terres agricoles par les eaux usées pendant plusieurs années a entraîné une augmentation des métaux lourds dans les sols et les plantes (Chaoua et al, 2018). De plus, l'irrigation par les eaux usées a eu une incidence importante sur les propriétés chimiques du sol, en particulier à une profondeur de 0 à 30 cm, et sur les éléments nutritifs de la plante (Belkhair et Ashraf, 2016). Par conséquent, les eaux usées sont considérées comme une source riche en MO et d'autre éléments nutritifs mais elles augmentent les niveaux de métaux lourds tels que le Fe, le Mn, le Cu, le Zn, le Pb, le Cr, le Ni, le Cd et le Co dans les sols récepteurs (Belkhair et Ashraf, 2016). De plus, Ahmed et Slima (2018) ont signalé que la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation augmente la MO, le pH et la conductivité électrique (CE) du sol. Ainsi que, Anikwe (2013) a rapporté que l'augmentation de la teneur en MO entraîne une augmentation de la concentration en Zn dans le sol. De plus, Chaoua et al. (2018) ont montré que les sols irrigués avec des eaux usées étaient modérément enrichis en Zn, en Cu, en Pb et en Cd, tandis que la concentration moyenne la plus élevée enregistrée était pour le Zn suivie de Pb, de Cu et la concentration minimale a été observée pour le Cd. Ainsi que Kiziloglu et al. (2007) ; Najafi et Nasr (2009) ont indiqué que l'utilisation d'eau usée dans l'irrigation au goutte à goutte avait entraîné une augmentation de la CE, MO, SO_4 , Ca, Na et de Cl. Les sols irrigués avec des eaux usées ont provoqué une augmentation de CE, P, MO, NT, K, Na, Cl, Fe, Cd et Zn mais ont entraîné une diminution du pH du sol (Mojiri et Jalalian, 2011). En revanche, Ahmed et Slima (2018) ont montré qu'il y a des diminutions remarquables de N, P et de K dans le sol irrigué par les eaux usées, ce qui est cohérent avec l'étude de Najajyoti et al. (2010), Galal et al. (2016) et Farahat et al. (2017). Bien que les concentrations de métaux lourds dans les effluents d'eaux usées soient faibles, leur utilisation à long terme pour les terres agricoles entraîne souvent l'accumulation des concentrations élevées de ces métaux lourds jusqu'à des niveaux toxiques dans le sol (Rattan et al, 2002 ; Nagek et al, 2010 ; Chopra et al, 2012). De plus, Ahmed et Slima (2018) indiquent que les caractéristiques du sol montrent que les eaux usées ont eu un effet négatif sur leur composition chimique, tous les nutriments et les métaux lourds étaient très importants dans le sol irrigué par les eaux usées. Ainsi, Zaanouni et al. (2018) ont montré que les sols irrigués ont des concentrations élevées de métaux qui sont apportés par les eaux usées, ces teneurs diminuent en profondeur parce que la majorité d'entre eux s'est accumulée sur la surface et dépendent principalement de leur forme chimique, puis subissent une lixiviation vers la profondeur, montrant le rôle épurateur important du sol, ce qui correspond bien aux résultats obtenus par Ben Badbabis et al. (2009). De plus, la mobilité des ions métalliques dans le sol

Résultats et discussions

dépend principalement des changements du pH et de la salinité, certains ions métalliques étaient plus mobiles et disponibles pour une absorption végétale (Cd et Zn) que d'autres comme le Pb qui sont relativement immobiles (Lasat, 2000). L'augmentation du pH et la salinité du sol augmentent la mobilité des métaux lourds et leur disponibilité pour l'absorption par les plantes (Thukur et al, 2016). Par conséquent, Zaanouni et al. (2018) ont montré qu'après 20 ans d'utilisation régulière des EUE, le problème de pollution s'est avéré si insignifiant, sans aucun symptôme de toxicité, que même le Pb introduit dans le sol subit peu de transformation et migre très peu à travers les différentes couches. En raison de sa faible mobilité, le Pb est généralement fixé à la partie supérieure du sol. Généralement, dans les sols, les petits composants et d'agrégats sont accompagnés d'une teneur plus élevée en métaux lourds. En effet, les composants de petites tailles (oxyde de fer, Mn, MO, colloïde) sont ce qui présente la plus forte affinité avec les métaux lourds, leur présence favorise donc le piégeage des métaux, ce qui peut toutefois, être temporaire, la libération des métaux se fait lorsque les conditions physicochimiques du sol changent, ainsi que la période d'irrigation influence également des oligo-éléments (Zaanouni et al., 2018). Belaid et al. (2012) ont indiqué qu'une augmentation de la teneur en métaux lourds est clairement visible, par rapport aux témoins, dans les sols irrigués avec des eaux usées, surtout dans la couche superficielle. De plus, Zaanouni et al. (2018) ont montré que la teneur en métaux lourds (Cr, Cu, Mn, Zn et Pb) de la couche superficielle (0 à 30 cm) est beaucoup plus élevée que celle en profondeur dans le sol. Ainsi que, Gatta et al. (2018) indiquent que la concentration en Al, Cu, Ni et en Mn étaient plus élevées dans la surface du profil du sol (H1) que dans le fond du profil du sol (H2). En revanche, des concentrations plus élevées de Fe ont été trouvées dans le H2 que dans le H1. Kao et al. (2007) ont montré que les concentrations moyennes des métaux lourds dans les couches (0 à 20 cm) et (20 à 40 cm) des sols affectés sont supérieures à celles obtenues dans des couches équivalentes des sols témoins.

En effet, le pH alcalin et la MO à haute teneur jouent un rôle important dans la fixation des métaux lourds dans les sols et dans l'inhibition de leur migration dans les plantes. De plus, la richesse superficielle (pH, MO...) ne joue pas seulement un rôle crucial dans la fixation des métaux lourds, mais elle inhibe également leur migration en profondeur, qui ne pose aucun problème aux eaux souterraines et aussi expliquer le rôle purificateur du sol (Zaanouni et al, 2018). Le pH alcalin limite le passage de métaux lourds de la phase solide à la solution du sol puis à la plante (Thornton, 1996). Par conséquent, Gatta et al. (2018) indiquent que l'accumulation de Fe et de Mn dans la surface du sol était liée à la teneur plus élevée en Fe et en Mn dans les eaux usées (secondaire et tertiaire), et à la faible mobilité de ces métaux,

Résultats et discussions

particulièrement dans les sols alcalins (pH = 8) (Gola et al, 2016). De plus, Al-Lahham et al. (2007) ont signalé une augmentation des concentrations de Fe et de Mn dans le sol en corrélation avec des concentrations élevées de ces métaux dans les eaux usées utilisées pour l'irrigation. En effet, l'irrigation par les eaux usées diminue considérablement le pH du sol, et les faibles valeurs du pH augmentent la disponibilité des métaux lourds dans les sols (Oglu et Bashar, 2010 ; Zhao et al, 2015). En revanche, Ahmad et al. (2019) ont montré que les teneurs de tous les métaux dans le sol se situaient à l'intérieur de la limite maximale admissible de Pb, Cd, Fe, Mn, Cu, Cr, Zn et Co recommandé pour les sols, cela pourrait être dû au pH élevé du sol. Ainsi que, l'accumulation des métaux lourds dans le sol ne dépend pas exclusivement de la teneur en métaux lourds des EUE, elle dépend également du taux d'irrigation et du type de sol (Gola et al, 2016), et la capacité du sol à s'auto-nettoyer à chaque épisode pluvieux, mais elle dépendra du rapport eau/eau de pluie (Etchebarne et al, 2019). Les métaux lourds comme le Cd, le Cr et le Pb présentent une vaste gamme de toxicité, s'accumulent facilement dans le sol et constituent une grave menace pour la santé humaine et animale par contact cutané, digestion de la poussière et la contamination de la chaîne alimentaire (Sun et al, 2016).

4.2. Evaluation de la contamination des feuilles des vignobles par les métaux lourds

Les résultats d'analyses des métaux lourds obtenus sur les feuilles des vignobles sont montrés dans le tableau 13.

Tableau 13 : Les résultats d'analyses des métaux lourds (mg/kg) dans les feuilles des vignobles

Feuilles	Mg	Zn	Pb	Cu	Cr	Cd
Sabelle	5354,46	41,87	1,99	1653,86	6,11	0,33
Red-globe	3819,48	57,61	1,99	1919,92	7,55	0,20
LMP		100-400	50,00	20,00	1-2	0,01-1

Les résultats d'analyse toxicologique obtenus sur les feuilles des vignobles (sabelle et red-globe) irrigués avec des EUE ont montré qu'il y a une accumulation en métaux lourds au niveau des feuilles des vignobles et ces concentrations en métaux lourds ont des teneurs variables d'un élément à un autre. Les teneurs en Cu, en Cr et en Zn sont plus élevées dans les feuilles de red-globe que celles obtenues dans les feuilles de sabelles, alors que pour le Mg et le Cd sont plus élevées dans les feuilles de sabelles. Ainsi que, les teneurs en Pb obtenues sont identiques pour les deux variétés. De plus, les teneurs en Zn, en Pb et en Cd obtenues étaient inférieures à la limite de sécurité des plantes, elles ne présentaient aucune menace de toxicité, par contre pour

Résultats et discussions

le Cu et le Cr, on trouve que les teneurs sont plus élevées, et qu'elles présentaient des menaces de phytotoxicité pour la plante.

Les métaux lourds ont une excellente capacité d'absorption et d'assimilation par les systèmes racinaires et foliaires. Les racines éliminent les métaux lourds du sol par échange cationique et adsorption (Ogako et al, 2015). Bien que les eaux usées contiennent de faibles quantités de métaux lourds, les échantillons de plantes ont montré des valeurs plus élevées en raison de leur accumulation (Gupta et al, 2010). En effet, Le taux d'absorption des éléments par les plantes dépend de la plante cultivée et les propriétés du sol, tels que le pH, la CEC et la distribution des métaux dans différentes fractions du sol (Kos et al, 2003). Par conséquent, des niveaux adéquats d'éléments minéraux nécessaires pour une croissance et développement normaux des plantes (Kacar et Inal, 2008 ; Kacar, 2009). Il a été démontré que le contenu des sources d'eau a un grand impact sur la productivité agricole, et selon les applications d'irrigation, les concentrations de métaux dans les fruits des plantes de tomate, d'aubergine et de poivron ont augmenté pendant la période expérimentale (Osma et al, 2016). Ahmed et Slima. (2018) ont montré que l'irrigation avec des eaux usées entraîne une réduction remarquable des paramètres de croissances de la mauve juive et une réduction de la biomasse végétative. Ainsi que, les concentrations de Pb, de Cd, de Cr, de Cu, de Fe et de Zn étaient hautement significatives et supérieures aux concentrations phytotoxiques dans les feuilles (parties comestibles) et les racines des plantes irriguées par les eaux usées. De plus la plante de la mauve juive a tendance à se stabiliser (Cd, Ni et Mn) à la racine et qu'elle a la capacité de se déplacer (Pb, Cu, Cr, Fe et Zn) sur ses feuilles, des concentrations plus élevées de Cd, Cu, Cr, Pb, Fe, Mn, Ni, et Zn dans les racines que dans les feuilles (Ahmed et Slima, 2018). Pondey et al. (2008) ont constaté que l'ion de Ni avait un effet négatif sur la germination et la croissance précoce du maïs et le riz. Ainsi que, Mami et al. (2011) ont signalé que le Fe, le Pb et le Cu ont un effet négatif sur tous les paramètres de croissance des plantes de tomate. Bien que, le Pb est un composant qui peut être dangereux pour les plantes, malgré le fait que les plantes indiquent souvent la capacité de recueillir beaucoup de Pb sans changement évident dans leur apparence. Dans de nombreuses plantes, la collecte de Pb peut dépasser quelques fois la limite du niveau le plus extrême raisonnable pour une utilisation humaine (Latif et al, 2018). De plus, Ahmed et Slima (2018) ont montré que l'accumulation de métaux lourds tels que le Cd, le Cr, le Pb et le Zn inhibe la croissance des racines et réduit la croissance des plantes en raison d'une moindre absorption d'eau et de nutriments. Tandis que, le Zn et le Mn sont entre autres l'un des micronutriments de base pour le développement normal des plantes, mais seule une petite quantité de ces composants est nécessaire (Latif et al, 2018). Bien que le Zn soit un élément essentiel pour la

Résultats et discussions

plante, sa concentration élevée est phytotoxique et affecte directement le rendement des cultures et la fertilité du sol. Les concentrations dans le sol comprises de 70 à 400 mg/kg sont considérées comme critiques, au-dessus desquels une toxicité est considérée comme probable (Alloway, 1990) et les facteurs responsables de la teneur élevée en Mn dans les plantes ont été proposés comme étant le type de sol, l'application des pesticides et des engrais agricoles (Chary et al, 2008). Tandis que, Rusan et al. (2007) ont détecté une concentration élevée d'éléments nutritifs essentiels (NT, NO₃, P et K) dans les plantes cultivées dans les sols irrigués avec des eaux usées, ainsi que les niveaux de Pb et de Cd dans les plantes augmentaient avec l'irrigation par les eaux usées et qu'une période plus longue d'irrigation par les eaux usées entraînait une concentration plus élevée de métaux lourds. Les éléments toxiques et micronutriments peuvent avoir un effet inhibiteur sur la croissance des plantes lorsque leurs concentrations dépassent la limite de sécurité (Balkhair et Ashraf, 2016). Par conséquent, Balkhair et Ashraf (2016) ont indiqué que toutes les concentrations de métaux lourds (Cr, Zn, Ni, Cd, Mn, Pb, Cu et Fe) dans les cultures vivrières irriguées par les eaux usées étudiées étaient supérieures aux limites admissibles, et que les feuilles des légumes sont plus riches en sulfate, en phosphate, en nitrate et en nitrite que d'autres parties étudiées. Ainsi, Singh et Kumar (2006) ont montré que même si la charge en métaux lourds de l'eau d'irrigation était supérieure à la limite maximale admissible, elle était plus faible dans les sols et plus élevée dans les échantillons de légume. De plus, Balkhair et Ashraf (2016) avaient rapporté que les légumes accumulent une quantité considérable de métaux lourds, en particulier Pb, Cr, Cu et Zn dans les racines et les feuilles. De même, Bedbabis et Farrara (2017) indiquent qu'après 10 ans de l'irrigation des oliviers par les EUE présentaient des concentrations significativement plus élevées de N, P, K, Na, Cl, Mg, Mn et de Zn dans les feuilles que les arbres irrigués par les eaux douces. Ainsi que, Zaanouni et al (2018) ont montré qu'après 3 ans d'irrigation avec des eaux usées l'avoine, la luzerne et le sorgho ont accumulé des métaux lourds et sont plus riches que celle des témoins. De plus, ils ont montré que le contenu de Cr est plus élevé dans la racine que dans la partie aérienne ce qui est dû à sa forme chimique et sa combinaison dans la solution de sève à transporter. Cependant, ils ont signalé que le Mn, le Cu et les teneurs en Zn ne présentent pas de grande différence entre les deux parties des plantes, ce qui est en accord avec les résultats de Belaid et al. (2012). Ainsi qu'ils ont constaté que les racines de sorgho accumulent plus de métal que celles de l'avoine et de la luzerne, ce qui est dû à sa physiologie et même à la période d'irrigation car c'est une culture d'été. On sait également que l'irrigation avec des eaux usées contribue de manière significative à la teneur en métaux lourds des sols (Maconda et al, 2005), et les espèces végétales ont diverses capacités pour éliminer et accumuler les métaux lourds (Fytionos et al,

Résultats et discussions

2001). Par conséquent, Liu et al. (2005) ; Muchuweti et al. (2006), Kumar Sharma et al. (2007) ; Balkhair et Ashraf (2016), ont démontré que les plantes cultivés sur des sols irrigués par les eaux usées sont contaminés par des métaux lourds et posent un problème de santé.

4.3. Evaluation de la contamination des raisins par les métaux lourds

Les résultats d'analyse obtenus sur les jus de raisins sont présentés dans le tableau 14.

Tableau 14 : Résultats d'analyse des métaux lourds (mg/kg) sur les jus de raisins

Jus raisin	Mg	Zn	Pb	Cu	Cr	Cd
Sabelle (1 ^{ère} année)	50,79	3,79	2,45	2,06	0,78	<0,10
Sabelle (2 ^{ème} année)	50,51	9,56	4,87	2,92	6,22	<0,10
Red-globe (1 ^{ère} année)	42,62	0,72	11,91	2,92	1,09	<0,10
Red-globe (2 ^{ème} année)	57,00	0,72	16,38	3,90	2,80	<0,10
LMP		99,40	5,00	73,30	2,3-5	0,20

Les résultats d'analyse obtenus sur les jus de raisins ont montré que les raisins irrigués avec des EUE sont contaminés avec des métaux lourds, ces teneurs en métaux lourds sont variables d'un élément à un autre et ils ont augmenté avec l'irrigation continue avec des EUE. Les teneurs en Pb et en Cu sont plus élevées dans les jus de red-globe par rapport aux celles obtenues dans le jus de sabelle, alors que pour les teneurs en Mg, en Zn et en Cr sont plus élevées dans le jus de sabelle. Par contre, les teneurs en Cd sont les mêmes pour les deux jus de raisins, qui ne sont pas importantes.

La présente étude a montré que les concentrations en Zn, en Cu, en Cd et en Pb obtenues dans les jus de sabelles ne présentaient pas de problème de toxicité puisque les teneurs ne dépassaient pas les limites autorisées pour les jus fixées par FAO/OMS, sauf pour le Cr qui dépassait la norme. Ainsi que pour les jus de red-globe, les concentrations en Zn, en Cu, en Cd et en Cr ne dépassaient pas les limites autorisées pour les jus fixées par FAO/OMS, à l'exception de Pb qui dépassait largement la norme.

En conséquence, les résultats obtenus entre les sols et les feuilles, on peut remarquer que pour Mg, Zn, Cu, Cr, Pb et Zn sont bien transférés dans le sol, continuent à migrer vers les parties aériennes et se trouvent par conséquent enrichis dans les parties comestibles.

Les métaux lourds présents dans les eaux usées utilisées pour l'irrigation ont tendance à s'accumuler dans les sols où ils pourraient devenir biodisponibles pour les cultures (Toze et al, 2006). Le pH est un des facteurs influençant la biodisponibilité et le transport des métaux lourds dans le sol. La mobilité des métaux lourds diminue avec l'augmentation du pH du sol en raison

Résultats et discussions

des précipitations d'hydroxydes de carbonates ou la formation de complexe organique insoluble (Smith et Giller, 1992). Le pH du sol à une influence majeure sur la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds et ses changements dépendent du pH des eaux utilisées pour l'irrigation (Nigon et al, 2001). Des études ont révélé que le pH influe sur les populations bactériennes associées aux plantes qui poussent dans les sols métallifères et qui peuvent accumuler des métaux. Ces bactéries sont appelées rhizobactéries favorisant la croissance des plantes (Nihorimbere et al, 2011 ; Sessitsch et al, 2013). De plus, Il a été démontré que l'augmentation de la conductivité augmente la solubilité des métaux lourds, ce qui entraîne une plus grande disponibilité des métaux du sol pour la plante (Ram et al, 2006 ; Singh et al, 2009). Ainsi, l'interaction entre les différents métaux lourds se produit à la surface de la racine et aussi à l'intérieur de la plante, ce qui finit par influencer sur l'absorption et la translocation des métaux lourds (Sharma et al, 2007). Par conséquent, l'absorption et l'accumulation des métaux lourds dans les tissus végétaux dépendent de nombreux facteurs, notamment la température, l'humidité, la MO, le pH et la disponibilité des éléments nutritifs, tandis que la présence de la MO augmentait l'absorption de Zn, de Cr, de Pb et de Cu dans la plante de blé (Rupa et, 2003). De plus, l'accumulation de métaux lourds dépend également de l'âge des plantes et de leurs parties (Liu et al, 2007). En effet, l'accumulation des métaux lourds dans les cultures irriguées par les eaux usées est considérée comme un grave problème environnemental dans de nombreux pays, ou l'irrigation par les eaux usées est devenue une pratique courante. Plusieurs études montrent le risque potentiel pour la santé humaine dû à l'accumulation des métaux lourds dans les plantes (Chauhan et al, 2014 ; Balkhair et Ashraf, 2016 ; Alghobara et Sursha, 2017). Il a été démontré que les métaux lourds tels que le Cd, et le Pb ont des effets cancérigènes (Jaishankar et al, 2014). D'autres éléments métalliques comme le Cu et le Zn sont des nutriments essentiels pour la santé humaine, mais ils peuvent être toxiques en fortes concentration (Rahman et al, 2014).

L'accumulation de métaux lourds dans les sols agricoles par le biais de l'irrigation par les eaux usées pourrait également affecter la qualité et la sécurité des aliments (Achah et al, 2014). Tandis que, les feuilles des plantes ont tendance à accumuler des quantités plus élevées des métaux lourds que les fruits (Sawidis et al, 2001). Des études sur l'absorption des métaux lourds par les plantes ont montré qu'ils peuvent être transportés des racines aux pousses à travers les vaisseaux du xylème (Thakur et al, 2016), alors qu'ils ont généralement une faible mobilité dans le phloème (Mapanda et al, 2005). Les organes de stockage des plantes, comme les fruits et les graines, ont un faible taux de transpiration et n'accumulent pas de métaux lourds parce qu'ils sont en grandes parties chargées de phloème (Gatta et al, 2018). Gatta et al. (2018) ont

Résultats et discussions

montrés que les teneurs en métaux lourds dans les plantes d'artichaut étaient plus élevées sous l'irrigation par des eaux usées secondaires et tertiaires que par irrigation par des eaux douces, ainsi que les concentrations de métaux lourds dans les têtes d'artichaut étaient en moyenne 20% inférieures à celles des plantes d'artichaut. Plusieurs études ont indiqué que les organes végétaux comestibles ne sont pas le principal site d'accumulation des métaux lourds (Peralta-Videa et al, 2009 ; Singh et al, 2011) ; au contraire, les métaux lourds semblent s'accumuler principalement dans les pousses et les racines des plantes, et des niveaux plus faibles se retrouvent généralement dans le rendement commercialisable (Mapanda et al, 2005). Christou et al. (2014) ont montré que les teneurs en métaux lourds de Zn, Mn, Ni, Cu et Co dans les fruits et les feuilles de tomate irrigués avec des EUE étaient inférieurs aux limites admissibles fixées pour la sécurité des fruits de tomate et aux concentrations critiques pour la phytotoxicité dans les tissus. Des données similaires ont été rapportées pour les cultures de pommes de terre (Surdyk et al, 2010). Ainsi, Ahmad et al. (2019) ont montré que la biodisponibilité des métaux lourds pour les plantes entraîne l'accumulation de métaux dans les tissus végétaux comestibles jusqu'à des niveaux toxiques, tandis que la concentration totale des métaux lourds toxiques détectés dans les grains de blé étaient inférieurs à la limite maximale autorisée, sauf pour le Cd (FAO/OMS, 2001). Cela pourrait être dû à l'incohérence des propriétés physiques et chimiques du sol et à la variation de la capacité de la plante à absorber les métaux (Khan et al, 2018b). De plus, Iqbal et al. (2019) ont montré que les teneurs en Cd, en Cr, en Cu, en Ni, en Mn dans le maïs étaient inférieures aux limites admissibles de l'OMS sauf pour le Pb, et les plantes ont été trouvées plus contaminées par le Cd, Cr, Ni, Mn et le Pb. Par conséquent, les métaux toxiques tels que le Cd et le Pb s'accumulent dans différentes parties des plantes sans aucun rôle (Kabata-Pendias, 2001 ; Latif et al, 2018), alors que certains éléments tels que le Mn, Cu, Fe et Zn sont considérés comme des métaux essentiels à la photosynthèse et aux activités métaboliques des plantes (Iqbal et al, 2019). En revanche, Zaanouni et al (2018) ont montré que les oliviers cultivés dans les parcelles irriguées par les eaux usées sont plus riches en métaux lourds que ceux des parcelles témoins, et que les teneurs en oligo-éléments dans les olives n'ont pas dépassé les limites fixées par l'OMS/FAO (2007). Et en contraste, Zhou et al. (2016) ont montré que les métaux polluent le sol et se mélangent à la solution du sol et pénètrent dans le corps de la plante et peuvent s'accumuler à des niveaux toxiques dans les parties comestibles, même à des niveaux faibles dans le sol. De plus, Singh et al. (2010) ont conclu que l'utilisation des eaux usées traitées ou non traitées pour l'irrigation augmente la contamination par le Cd, Pb et Ni dans les parties comestibles des légumes. Ainsi Schon et al. (2007) ; Khan et al. (2012), ont constaté que la bioaccumulation de Pb et de Cd dans les légumes dépassait les concentrations

critiques pour la croissance des plantes, tandis que les concentrations de Pb et de Cd étaient supérieures à la limite prescrite pour les régimes alimentaires des aliments. De même, Latif et al. (2018) indiquent que les épinards, melons et les solonaceus irrigués avec des eaux usées présentaient des concentrations différentes pour chaque métal (Mn, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn, Cd et Cu), et leurs concentrations ont dépassé les limites de sécurité fixées par FAO/OMS. Ainsi Chaoua et al. (2018) ont indiqué que tous les métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) présents dans les cultures vivrières dépassaient les limites acceptables recommandées par FAO/OMS. En revanche, Cereti et al. (2004) et Kumar et al. (2014) ont montré que l'irrigation des vignobles avec des EUE a des avantages sur la production et la qualité des raisins. Alors que Laurenson et al. (2012) ont montré que l'irrigation par des EUE pourrait augmenter la salinité du sol, altérer l'assimilation des éléments nutritifs de la vigne et réduire la qualité du vin. Ainsi Etchebarne et al. (2019) ont montré que les vignes irriguées avec des EUE ont poussé plus vite que les plants irrigués avec des eaux douces, et le niveau d'irrigation a eu un effet significatif sur la croissance des pousses. Ils ont montré que la salinité modérée a élevé des EUE ne semble pas avoir d'effets négatifs sur la croissance végétative, par rapport aux vignes irriguées avec des eaux douces. Par contre, Paranychanakis et al. (2004) indiquent que l'irrigation avec de l'eau recyclée affectait la croissance et le rendement de la vigne. Etchebarne et al. (2019) ont montré que la qualité de l'eau n'a pas affecté à la fois le rendement et la qualité du jus, tandis que l'augmentation du niveau d'irrigation avec des EUE a augmenté le taux d'azote assimilable dans le jus de raisin, et la concentration de sodium dans le jus n'a pas varié entre les vignes irriguées avec des EUE et celles irriguées avec des eaux douces et non irriguées. Le comportement similaire des caractéristiques du raisin entre les traitements est très important pour assurer aux viticulteurs que la qualité de leurs rendements et de leurs produits ne serait pas modifiée en fournissant des EUE à leurs cultures (Mendoza-Espinoza et al, 2008).

Conclusion générale

Conclusion générale

Dans cette contribution, nous avons évalué l'influence de l'irrigation avec des eaux usées épurées, en comparaison avec des eaux conventionnelles, sur l'évolution des paramètres morphologiques et agronomiques tout au long du cycle d'une culture de fraise. Ainsi que, d'évaluer l'impact de l'irrigation à long terme avec des eaux usées épurées sur l'accumulation des métaux lourds dans le sol, dans les vignobles et dans les raisins de table.

Les résultats obtenus sur les paramètres physicochimiques des EUE utilisées pour l'irrigation montraient qu'ils étaient acceptables pour l'irrigation des cultures selon la réglementation nationale et selon les directives de la FAO. À l'exception de la conductivité électrique qui représentait une restriction légère à modéré pour la réutilisation agricole des EUE. L'utilisation des EUE présentait des valeurs de conductivité électrique élevées directement liées aux risques de salinisation du sol après une application à long terme. Les résultats obtenus n'ont montré aucune influence significative des EUE sur le pH, la teneur en calcaire et N du sol mais ont montré des différences très hautement significatives sur la CE, P, MO, CEC, ESP, Na⁺, K⁺ et Ca²⁺ du sol par rapport au sol irrigué avec les EC. La CE du sol irrigué par l'EUE a augmenté rapidement par rapport à la CE du sol irrigué par l'EC. Cela a montré que le changement de la CE du sol dépend de la composition de l'eau utilisée pour l'irrigation, ainsi que le taux d'évapotranspiration sous serre qui est plus élevé surtout en été qui favorise la salinisation des sols. Par conséquent, la salinisation du sol peut se produire lors de l'irrigation avec des EUE et même avec des eaux douces ; Les EUE accélèrent le processus de salinisation des sols, car elles ont généralement une salinité plus élevée. De plus, les résultats obtenus lors de l'expérimentation sur la fraise montraient que les caractéristiques de croissance (le diamètre, la hauteur, le nombre de feuille, le nombre de bourgeon entièrement développé, la teneur en chlorophylle), la production ainsi que les paramètres morphologiques des fruits observés au cours des deux saisons (cycle 1 et cycle 2) ne différaient pas d'une manière significative en fonction de la qualité de l'eau d'irrigation (EUE et EC). Cela est rassurant en soit dans la mesure où nous avons eu un développement des plants de fraisiers identiques pour les deux traitements. Cela permet d'envisager la possibilité d'une utilisation des EUE sans que cela conduise à un impact négatif sur les principaux paramètres agronomiques de la culture.

Les sols recevant des eaux usées, appliquées en raison de la pénurie d'eau de bonne qualité, peuvent accumuler une quantité considérable de métaux lourds. Les résultats montraient que la concentration de Cd, Pb et de Zn dans les sols n'était pas affectée de manière significative par rapport à la qualité de l'eau d'irrigation, mais la concentration du Cu dans le sol irrigué avec des EC était affectée de manière hautement significative par rapport à celle dans le sol irrigué avec des EUE. La concentration des métaux lourds était de l'ordre de Zn > Pb > Cu > Cd. Par

Conclusion générale

conséquence, les concentrations des métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) obtenues dans les sols ne dépassaient pas les limites de sécurité fixées par la FAO/OMS.

L'irrigation avec des EUE permet une meilleure croissance des plantes, les résultats des mesures destructives des fraisiers n'ont montré aucun effet significatif des EUE sur la croissance des fraisiers au cours de leurs cycles par rapport à ceux irrigués avec des EC. Par contre, au cours de la période de croissance végétative, ils ont montré un effet significatif des EUE sur le poids frais et sec des feuilles des fraisiers par rapport à ceux irrigués avec des EC. Le poids frais et sec des feuilles des fraisiers irrigués avec des EUE étaient plus élevés par rapport à ceux irrigués avec des EC. Par conséquent, l'utilisation continue de cette eau entraîne des accumulations de métaux jusqu'à un niveau toxique pour les plantes. Les résultats montrent que les concentrations de Cd, de Cu, de Pb et de Zn étaient inférieures à la limite de sécurité des plantes, elles ne présentaient aucune menace de toxicité. Il est important de signaler que les concentrations de métaux lourds (Cd, Cu, et Pb) dans les fraisiers sont accumulées dans la séquence de racine > tige > feuille. Par contre, les concentrations de Zn sont accumulées dans la séquence de tige > feuille > racine pour les deux traitements d'irrigations. Ainsi, les concentrations de ces métaux dans les racines étaient de l'ordre de Cu > Pb > Zn > Cd pour les fraisiers irrigués avec des EUE et de l'ordre Cu > Zn > Pb > Cd pour les fraisiers irrigués avec des EC. Par contre, les concentrations dans les tiges et les feuilles étaient dans la séquence de Zn > Cu > Pb > Cd pour les deux traitements d'irrigation (EUE/EC). Parmi tous les métaux examinés le Zn indique le maximum et Cd, la concentration minimale dans les racines, les tiges et les feuilles des fraisiers irrigués avec des EUE ou avec des EC.

Les résultats montraient que les fraisiers ont une capacité d'absorber et de transférer les métaux lourds dans leurs racines, tiges et feuilles ainsi que dans les fruits (fraises), les résultats montraient que l'absorption et le transfert de ces métaux lourds sont différents d'un élément à l'autre et d'un organe à autre. Les résultats montraient que le Cu présentait le FBC le plus élevé, le Zn présentait le FT le plus élevé pour les racines, le Pb présentait le FT le plus élevé pour les tiges et le Cd présentait le FT le plus élevé pour les feuilles, par rapport aux autres métaux lourds.

En raison de la nature non dégradable et de la persistance dans le sol, ces métaux lourds s'accumulent principalement dans le système racinaire de la plante et, dans les feuilles, ainsi que dans les parties comestibles des plantes. Les résultats montraient que les fraises irriguées avec des EUE et avec des EC sont contaminées par les métaux lourds. La concentration de métaux lourds dans les fraises irriguées avec des EUE était plus élevée par rapport à ceux

Conclusion générale

irriguées avec des EC. Par contre les concentrations quantifiées de Cd, Cu, Pb et de Zn dans les fraises étaient inférieures aux limites maximales admissibles fixées par FAO/OMS.

En effet, la réutilisation des eaux usées en agriculture est devenue une pratique courante dans les régions où les déficits en eau les plus prononcés, son utilisation pour l'irrigation agricole est en croissance continue. Elle fournit en agriculture de l'eau, de l'azote, du phosphore, et de la matière organique et des polluants toxiques au sol, qui crée des opportunités et des problèmes pour la production agricole, respectivement. Par conséquent, l'application à long terme des eaux usées épurées ou non épurées a entraîné une accumulation importante de métaux lourds dans le sol. Ainsi, les métaux lourds sont des polluants toxiques prioritaires qui limitent considérablement l'utilisation bénéfique d'eaux usées épurées ou non épurées. Les résultats d'analyses au niveau des sols du vignoble ont montré que les teneurs en métaux lourds (Cu, Cr, Mg et Pb) ont augmenté dans la surface de labour « H1 » (0 à 20 cm) et sub-surface « H2 » (20 à 40 cm) avec l'irrigation consécutive avec des EUE (15 ans), ces teneurs sont plus élevées par rapport au sol témoin non irrigué. En revanche, les teneurs en Zn ont été diminuées dans le H1 et ont été augmentées dans le H2 avec l'irrigation continue avec des EUE, ces teneurs sont inférieures à celles obtenues dans le sol témoin non irrigué. Par contre, aucune contamination n'a été trouvée par rapport aux teneurs en Cd. Ainsi, les résultats ont montré que la contamination du sol irrigué avec des EUE par les métaux lourds est significative, mais ne présentait pas de problème majeur puisque les teneurs totales ne dépassaient pas les limites autorisées pour le sol fixé par FAO/OMS. Ainsi, la présente étude montrait qu'il y a une augmentation en teneurs des métaux lourds au cours du temps, cette augmentation est significative en Mg, Zn, Cu, Cr, et Pb, tandis que la concentration moyenne la plus enregistrée était pour le Mg et la concentration minimale a été observée pour le Cd dans les deux horizons (H1 et H2). Ainsi, ces teneurs étaient de l'ordre $Mg > Cu > Pb > Cr > Zn > Cd$.

Chaque plante a besoin d'une concentration en métaux pour se développer, à des concentrations plus ou moins élevées, les dommages aux végétaux peuvent se produire de différentes façons. Les résultats d'analyse toxicologique obtenus sur les feuilles des vignobles (sabelle et red-globe) irrigués avec des EUE ont montré qu'il y a une accumulation en métaux lourds au niveau des feuilles des vignobles et les concentrations de ces métaux lourds ont des teneurs variables d'un élément à un autre. Les teneurs en métaux lourds obtenues telles que le Zn, le Pb, et le Cd étaient inférieures à la limite de sécurité des plantes, elles ne présentaient aucune menace de toxicité, par contre pour le Cu et le Cr, on trouve que les teneurs sont plus élevées, et qu'elles présentaient des menaces de phytotoxicité pour la plante. Pour cela, l'absorption et l'accumulation excessive de métaux lourds par les plantes cultivées dans les sols contaminés

Conclusion générale

représentent la principale voie d'entrée des métaux lourds dans les denrées alimentaires. Les résultats d'analyse obtenus sur les jus de raisin ont montré que les raisins irrigués avec des EUE sont contaminés avec des métaux lourds, ces teneurs en métaux lourds sont variables d'un élément à un autre et ils ont augmenté avec l'irrigation consécutive avec des EUE. Par conséquent, les concentrations en Zn, en Cu, en Cd et en Pb obtenues dans les jus de sabelle ne présentaient pas de problème de toxicité puisque les teneurs ne dépassaient pas les limites autorisées pour les jus fixées par FAO/OMS, sauf pour le Cr qui dépassait la norme. Ainsi pour les jus de Red-globe, les concentrations en Zn, en Cu, en Cd et en Cr ne dépassaient pas les limites autorisées pour les jus fixées par FAO/OMS, à l'exception de Pb qui dépassait largement la norme. En effet, les résultats obtenus entre les sols et les feuilles, on peut remarquer que pour le Mg, le Cd, le Cu, le Cr, le Pb et Zn sont bien transférés dans le sol, continuent à migrer vers les parties aériennes et se trouvent par conséquent enrichis dans les parties comestibles. En effet, la réutilisation des EUE pour l'irrigation des cultures pourrait contribuer à atténuer voire réduire le déficit en eau, soutenir le secteur agricole et protéger les ressources en eau souterraines. Mais il est nécessaire de mentionner qu'une gestion appropriée de la réutilisation des EUE en agriculture et une surveillance périodique des paramètres de qualité de l'eau, du sol et des produits agricoles sont nécessaires pour des périodes fiables et longues. Puisque l'accumulation de métaux lourds dans les produits agricoles est devenue une préoccupation majeure dans le monde entier en raison de ses effets néfastes potentiels sur la santé humaine. Ils sont très toxiques, même à de très faibles concentrations en raison de leur nature cumulative.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Abbas S.T., 2007. Traces elements accumulations in soils and rice plants irrigated with the contaminated water. *Soil & Tillage Research*, vol. 94, pp. 503-509.

Abib F., Haddab H., 1995. Cartographie des sols de la ferme de l'Institut Nationale Agronomique. *Mém. Ing., INA, El Harrach (Alger)*, 89p.

Ackah M., Kwablah Anim A., Tabuaa Gyamfi E., Zakaria N., Hanson J., Tulasi D., Enti-Brown E., Saah-Nyarko S., Owusu Bentil N., Osei J., 2014. Uptake of heavy metals by some edible vegetables irrigated using wastewater : A preliminary study in Accra, Ghana. *Environ. Monit. Assess.*, vol. 186, pp. 621-634.

AFD, 2011. Réutilisation des eaux traitées. Perspectives opérationnel et recommandation pour l'action. France, AFD, 85p.

Aghabarati A., Hosseini S. M., Esmaeili A., Maralian H., 2008. Growth and mineral accumulation in *Olea europaea* L. trees irrigated with municipal effluent. *Res. J. Environ. Sci.*, vol. 2, pp. 281-290.

Ahmad K., Wajid K., Khan Z. I., Ugulu I., Memoona H., Sana M., Nawaz Kh., Malik I. S., Bashir H., Sher M., 2019. Evaluation of Potential Toxic Metals Accumulation in Wheat Irrigated with Wastewater. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. doi.org/10.1007/s00128-019-02605-1

Ahmed D. A., Slima D. F., 2018. Heavy metal accumulation by *Corchorus olitorius* L. irrigated with wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*. doi.org/10.1007/s11356-018-1675-1

Aiello R., Cirelli G. L., Consoli S., 2007. Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits : a case study in Sicily (Italy), *Agric. Wat. Manage.*, vol. 93, pp. 65-72.

Ait Nouh F., Kettab A., Mahmoudi H., OuledBabah I., 2012. Le dessalement des eaux mers dans les pays d'Afrique du Nord, une nécessité incontournable pour le futur, 2^{ème} Colloque International sur la gestion et la préservation des ressources en Eau, Les 10,11 et 12 mai 2012, Meknès.

Ajaz H., Shiekh A. J., Umar M., Rabbani F., Mubeen H., Asif Z., Shah F., 2016. Assessment of Iron, Lead, Zinc, Cadmium and Chromium in Green Vegetables Irrigated with Domestic WasteWater. *Analytical Chemistry Letters*, vol. 6, n° 4, pp. 448-456.

Alghobar M. A., Suresha S., 2017. Evaluation of metal accumulation in soil and tomatoes irrigated with sewage water from Mysore city, Karnataka, India. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, vol. 16, pp. 49-59.

Références bibliographiques

- Ali B., Gill R. A., Yang S., Gill M. B., Farooq M. A., Liu D., Daud M. K., Ali S., Zhou W., 2015. Regulation of cadmium-induced proteomic and metabolic changes by 5 aminolevulinic acid in leaves of *Brassica napus* L. *Plo S One*, vol. 10, n° 4, pp. 1-23. doi.org/10.1371/journal.pone.0123328
- Ali B., Qian P., Jin R., Ali S., Khan M., Aziz R., Tian T., Zhou W., 2014. Physiological and ultra-structural changes in *Brassica napus* seedlings induced by cadmium stress. *Biologia Plantarum*, vol. 58, pp. 131-138.
- Alikhasi M., Kouchakzadeh M., Baniani E., 2012. The effect of treated municipal wastewater irrigation in non-agricultural soil on cotton plant, *J. Agric. Sci. Tech.*, vol. 14, pp. 1357–1364.
- Al-Lahham O., El Assi N.M., Fayyad M., 2003. Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit. *Agric. Water Manage.*, vol. 61, pp. 51-62.
- Al-Lahham O., El Assi N.M., Fayyad M., 2007. Translocation of heavy metals to tomato (*Solanum lycopersicom* L.) fruit irrigated with treated wastewater. *Sci.Hortic*, vol. 113, pp. 250-254.
- Alloway B. J., 1995. *Heavy Metals in Soils*. Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, London, 368 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1>
- Almuktar S.A.A.N. and M. Scholz, 2016. Mineral and biological contamination of soil and *capsicum annum* irrigated with recycled domestic wastewater, *Agric. Wat. Manage.*, vol. 167, pp. 95-109.
- Almuktar S.A.A.N., Scholz M., Al-Isawi R.H.K., Sani A., 2015. Recycling of domestic wastewater treated by vertical-flow wetlands for irrigating chillies and sweet peppers. *Agric. Water Manage.*, vol. 149, pp. 1-22.
- Al-Nakshabandi G. A., Saqqar M. M., Shatanawi M. R., Fayyad M., Al-Horani H., 1997. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management*, vol. 34, pp. 81-94.
- Al-Omron A. M., El-Maghraby S.E., Nadeem M.E.A., El-Eter A. M., Al-Mohani H., 2012. Long term effect of irrigation with the treated sewage effluent on some soil properties of Al-Hassa governorate, Saudi Arabia. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, vol. 11, pp. 15-18.
- Anctil F., 2008. *L'eau et ses enjeux*. Québec, les presses de l'Université Laval, 228p.
- Andreadakis A., Gavalaki E., Mamais D., Tzimas A., 2003. Wastewater reuse criteria in Greece. *Global Nest, the Int. J.*, vol 5, n° 1, pp 9-14.
- Angelakis A. N., Durham B., 2008. Water recycling and reuse in EUREAU countries : trends and challenges. *Desalination*, vol. 218, pp. 3-12.

Références bibliographiques

- Angelakis A. N., Marecos Do Monte M. H. F., Bontoux L., Asano T., 1999. The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin : need for guidelines. *Water Res.*, vol. 33, n° 10, pp.2201-2217.
- Anikwe J. C., 2013. Heavy metal accumulation and arthropod abundance in leafy vegetable cultivation. *Food Sci Qual Manag*, vol. 22, pp. 35-39. ISSN 2224-6088 (Paper) ISSN 2225-0557 (Online)
- Anwar S., Nawaz M. F., Gul S., Rizwan M., Ali Sh., 2016. Arshaad Kareem, Uptake and distribution of minerals and heavy metals in commonly grown leafy vegetable species irrigated with sewage water, *Environ. Monit. Assess.*, pp.188–541.
- Asano T, Burton F. L., Leverenz H. L., Tsuchihashi R. et Tchobanoglous G., 2007. Water reuse, issues, technologie, and application. New-York, Mc Graw-Hill, 1570p.
- Asano T., 1998. Wastwater reclamation and reuse. *Water quality management library*, 1475p.
- Ashrafi N., Nikbakht A., Gheysari M., 2017. Effect of recycled water applied by surface and subsurface irrigation on the growth, photosynthetic indices and nutrient content of young olive trees in central Iran. *Journal of Water Reuse and Desalination*, in press, pp. 1-7.
- Ashrafi N., Nikbakht A., Gheysari M., Fernández-Escobar R., Ehtemam M. H., 2015. Effect of a new irrigation system using recycled water on stomatal behaviour, photosynthesis and nutrient uptake in olive trees (*Olea europaea* L.). *J. Hortic. Sci. Biotechnol.*, vol. 90, pp. 401-406.
- Assadian N.W., Esparza L.C., Fenn L.B., Ali A.S., Miyamoto S., Figueroa U.V., Warrick A.W., 1998. Spacial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the uper Rio Grand River Basin, *Agric. Wat. Mang.*, vol. 36, pp. 141-156. doi.org/10.1016/S0378-3774(97)00054-1
- Ayer R. S. & D.W. Wescot, 1988. Qualité de l'eau en agriculture, *Bulletin FAO d'irrigation et de drainage* 29.
- Ayers R.S., Westcot D.W., 1985. *Water Quality for Agriculture*. Irrigation and Drainage Paper 29 (Rev. 1). Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, Rome, Italy.
- Balkhair Kh. S., Ashraf M. A., 2016. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, vol. 23, pp. S32-S44.
- Baumont S, Camard J-P, Lefranc A, Franconi A., 2004. Réutilisation des eaux usées : Risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. *Rapport ORS*, 220p.
- Bdour A. H. M. R. et Tarawneh L., 2009. Perspective on sustainable wastewater treatment technologies and reuse option in the urban areas of the Mediterranean region, *desalinisation*, vol. 237, n°. 1-3, pp. 162-174.

Références bibliographiques

- Becerra-Castro C., Lopes A. R., Vaz-Moreira I., Silva E. F., Manaia C. M., Nunes, O. C., 2015. Wastewater reuse in irrigation : a microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Int. J. Environ*, vol. 75, pp. 117-135.
- Bedbabis S., Palese A. M., Ben Rouina B., Rhouma A., Gargouri K, Boukhris M., 2009. The effect of irrigation with treated wastewater on BChemlali[^] olive oil quality. *J Food Qual*, vol. 32, n°. 2, pp. 141-157.
- Bedbabis S., Ferrara G., 2017. Effects of long term irrigation with treated wastewater on leaf mineral element contents and oil quality in Olive cv. Chemlali. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, pp. 1-8. Doi : 10.1080/14620316.2017.1354729
- Bedbabis S., Trigui D., Ben Ahmed C., Clodoveo M. L., Camposeo S., Vivaldi G. A., Ben Rouina B., 2015. Long-terms effects of irrigation with treated municipal wastewater on soil : yield and olive oil quality. *Agric. Water Manage.*, vol. 160, pp. 14-21.
- Belaid N., Neel C., Lenain J. F., Buzier R., Kallel M., Ayoub T., Ayadi A., Baudu M., 2012. Assessment of metal accumulation in calcareous soil and forage crops subjected to long-term irrigation using treated wastewater : case of El Hajeb-Sfax, Tunisia. *Agric Ecosyst Environ.*, vol. 158, pp. 83-93.
- Ben Said I., Mezghani I., Donyez F., Chaieb M., Muscolo A., 2017. Reclaimed municipal wastewater for forage production, *Wat. Sci. Techn.*, vol. 75, n°. 8, pp. 1784-1793.
- Benabdeli K., 2005. 50 connaissances pour préserver l'environnement Organisation, de recherche sur les Milieux et l'environnement, 51 p.
- Benblidia M., 2011. L'efficience d'utilisation de l'eau et approche économique, Etude nationale Algérie, Plan Bleu, Centre d'Activités Régionales PNUE/PAM, Sophia Antipolis, France, 24p.
- Benzaria M., 2008. Approche méthodologique pour les projets de réutilisations des eaux usées en irrigation. Mémoire de maitrise. Université du Québec à Montréal, Québec, 92p.
- Bixio D., De Heyder B., Chikurel H., Muston M., Miska V., Joksimovic D., Schäfer A.I., Ravazzini A., Aharoni A., Savic D. and Thoeys C., 2005. Municipal wastewater reclamation : where do we stand ? An overview of treatment technology and management practice. *Wat. Sci. Tech. : Wat. Supply*, vol. 5, n°. 1, pp. 77-85.
- Bixio D., Thoeys C., De Koning J., Joksimovic D., Savic D., Wintgens T., Melin T., 2006. Wastewater reuse in Europe. *Desalination*, vol. 187, pp. 89-101.
- Bixio D., Thoeys C., Wintgens T., Ravazzini A., Miska V., Muston M., Chikurel H., Aharoni A., Joksimovic D., Melin T., 2008. Water reclamation and reuse : implementation and management issues. *Desalination*, vol. 218, pp. 13-23.

Références bibliographiques

- Blinda M., 2011. Stratégie méditerranéenne pour le développement durable, efficience d'utilisation de l'eau. Rapport de synthèse, plan bleu, Centre d'Activité Régionale, Sophia Antipolis, Mai 2011, 58p.
- Blumenthal U. J., Mara D. D., Peasey A., Ruiz-Palacios G., Stott R., 2000. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture : recommendations for revising WHO guidelines. Bull. World Health Organ., vol. 78 n°. 9, pp. 1104-16.
- Bohn H. L., McNeal B. L., O'Connor A. G., 1985. Soil chemistry (2nd ed.). New York : Wiley Interscience, New York, N.Y., U.S.A, 1656p.
- Bontoux L., 1997. Municipal wastewater, public health and environment. Institut for Prospective Technological Rapport, Octobre, 18, 6p.
- Boualla N, 2011. L'expérience algérienne en matière d'épuration des eaux usées. Science libre, Option Environnement. Vol. 3, n° 111115, pp. 1-8.
- Bouchaala L., Charchar N. et Gherib A. E., 2017, Ressources hydriques : Traitement et réutilisation des eaux usées en Algérie, Algerian J. Arid Environ., vol. 7, n°. 1, pp. 84-95.
- Bouirlier P. H., Berthelin J., Pedro G., 1998. Contamination des sols par les éléments en traces, les risqués et leur gestion. Académies des Sciences Rapport n°4 Ed. Technique et documentation, 440 p.
- Brady N. C., Weil R. R., 2002. The nature and properties of soils, 13th ed. Prentice Hall, Uper Saddle River. In : Leone A. P., Menenti M., Buondonno A., Letizia A., Maffei C., Sorrentino G., 2007. A field experiment on spectrometry of crops response to soil salinity, agriculture Water Management, vol. 89, pp. 39-48.
- Brar M. S., Khurana M. P. S., Kansal B. D., 2002, Effet de l'irrigation par les effluents d'eaux usées non traités sur les micro-éléments et les éléments potentiellement toxiques des sols et des plantes. Dans Proc 17e Congrès mondial des sciences du sol, tenu à Bangkok, Thaïlande, du 14 au 21 août 2002, Volume IV, Symposium n ° 24, 2002, pp. 1-6.
- Brar M.S., Mahli S.S., Singh A.P., Arora C.L., Gill K.S., 2000. Sewer water irrigation effects on some potentially toxic trace elements in soil and potato plants in north western India. Can. J. Soil Sci., vol. 80, pp. 465-471.
- BRGM, 2010. La réutilisation des eaux usées, un enjeu majeur de développement durable. Les enjeux des géoscience. Fiche de synthèse scientifique n° 24, 4p.
- Burkhardt A., Gawde A., Cantrell C. L., Zheljzskova V. D., 2015. Burk Effect of varying ratios of produced water and municipal water on soil characteristics plant biomass, and secondary metabolites of *Artemisia annua* and *Panicum virgatum*. Ind. Crops Prod., vo. 76, pp. 987-994.

Références bibliographiques

- Cadillon M., Lancar L., 1996. Irrigation forestière avec des eaux usées en situation de garrigue bilan et perspectives. 8^{ème} rencontre de l'agence régionale pour l'environnement. Nice, Acropolis, 17p.
- Calvet G., Villemin P., 1986. Interprétation des analyses de terre, IPAS, SADEFSCPA, Aspach le Bas, France, 25p.
- Castro E., Manas M. P., De Las Heras J., 2011. Effects of wastewater irrigation on soil properties and turfgrass growth, *Wat. Sci. Tech.*, vol. 63, n° 8, pp. 1678-1688.
- Castro E., Mañas P., Heras J. D. L., 2013. Effects of wastewater irrigation in soil properties and horticultural crop (*lactuca sativa* l.). *J. Plant Nutr.*, vol. 36, n° 1, pp. 1659-1677.
- Cereti C. Fausto, Francesco Rossini, Federico Federici, Daniele Quarantino, Nikolay Vassilev, Massimiliano Fenice (2004). Reuse of microbially treated olive mill wastewater as fertiliser for wheat (*Triticum durum* Desf.). *Bioresource Technology*, vol. 91, n° 2, pp. 135-140. doi:10.1016/s0960-8524(03)00181-0
- Chachoua M., Seddini A., 2013. Etude de la qualité des eaux épurées par lagunage naturel en Algérie. *Afrique Science*, vol. 9, n° 3, pp. 113-121.
- Chaoua S., Boussaa S., El Gharmali A., Boumezzough A., 2018. Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* (2018), doi: <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2018.02.003>
- Chary N.S., Kamala C. T., Raj D. S. S., 2008. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 69 n° 3, pp. 513-524.
- Chauhan G., Chauhan U. K., 2014. Human health risk assessment of heavy metals via dietary intake of vegetables grown in wastewater irrigated area of Rewa, India. *International Journal of Scientific and Research Publications*, vol. 4, Issue 9. <http://www.ijsrp.org/research-paper-0914/ijsrp-p3360.pdf>
- Chen W., Wu L., Frankenberger W. T., Chang A. C., 2008. Soil enzyme activities of long-term reclaimed wastewater-irrigated soils. *J Environ Qual.*, vol. 37 (5 Suppl), pp. 36-42. DOI: 10.2134/jeq2007.0315
- Chopra A. K., Pathak C., 2012. Bioaccumulation and translocation efficiency of heavy metals in vegetables grown on long-term wastewater irrigated soil near Bindal River, Dehradun. *Agric Res.*, vol. 1, n° 2, pp. 157-164.

Références bibliographiques

- Christou A., Eliadou E., Michael C., Hapeshi E., Fatta-Kassinou D., 2014a. Assessment of long-term wastewater irrigation impacts on the soil geochemical properties and the bioaccumulation of heavy metals to the agricultural products. *Environ. Monit. Assess.*, vol 186, pp. 4857-4870.
- Christou A., Maratheftis G., Elia M., Hapeshi E., Michael C., Fatta-Kassinou D., 2016. Effects of wastewater applied with discrete irrigation techniques on strawberry plants' productivity and the safety, quality characteristics and antioxidant capacity of fruits. *Agric. Water Manag.*, vol. 173, pp. 48-54.
- Christou A., Maratheftis G., Eliadou E., Michael C., Hapeshi E., Fatta-Kassinou D., 2014b. Impact assessment of the reuse of two discrete treated wastewaters for the irrigation of tomato crop on the soil geochemical properties: fruit safety and crop productivity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, vol. 192, pp. 105-114.
- Christou A., Maratheftis G., Eliadou E., Michael C., Hapeshi E., Fatta-Kassinou D., 2014. Impact assessment of the reuse of two discrete treated wastewaters for the irrigation of tomato crop on the soil geochemical properties, fruit safety and crop productivity, *Agric. Ecosyst. Environ.*, vol. 192, pp. 105-114.
- Cirelli G. L., Consoli S., Licciardello F., Aiello R., Giuffrida F., Leonardi C., 2012. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production, *Agri. Wat. Manage.*, vol. 104, pp. 163-170.
- CNRS (s. d.). *Recyclage In CNRS. Découvrir l'eau, préservation.*
- Coïc Y., Coppenet M., 1989. *Des oligo-éléments en agriculture et élevage, incidence sur la nutrition humaine*, Ed, FNRA, Paris, 114p.
- Condom, Lefebvre M., Vandome L., 2012. La réutilisation des eaux usées traitées en Méditerranée, retour d'expérience et aide à l'élaboration de projets. *Plan Bleu*, 11-25.
- Cuba R.S., Carmo J.R., Souza C.F., Bastos R.G., 2015. Effluent potential of domestic sewage treated as a source of water and nutrients in lettuce hydroponic cultivation, *Rev. Ambient Wat.*, vol. 10, pp. 574-586.
- Cui Y. J., Zhu Y. G., Zhai R. H., Chen D. Y., Huang Y. Z., Qiu Y., Liang, J. Z., 2004. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment International*, vol. 30, pp. 785-791.
- Dagiante E., Goumas D., Manios Th., Tzortzakis N., 2014. The use of treated wastewater and fertigation in greenhouse pepper crop as affecting growth and fruit quality, *J. Wat. Reuse Disal.*, vol. 4, n°. 2, pp. 92-99.

Références bibliographiques

- Damasceno L. M. O., Andrade A. S., Gheyi H. R., Ribeiro V. Q., Dias N. S., 2010. Cultivation of gerbera irrigated with treated domestic effluents, *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, vol. 14 pp. 582-588.
- Dheri G. S., Brar M. S., Malhi S. S., 2007, Heavy-metal concentration of sewage-contaminated water and its impact on underground water, soil and crop plants in Alluvial soils of Northwestern India., *Communication in Soil Sci. & Plant Anal.*, vol. 38, pp. 1353-1370.
- Disciglio G., Gatta, G., Libutti A., Gagliardi A., Carlucci A., Lops F., Cibelli F., Tarantino A., 2015. Effects of irrigation with treated agro-industrial wastewater on soil chemical characteristics and fungal populations during processing tomato crop cycle. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, vol. 15, pp. 765-780.
- Djillali Y., Chabaca M. N., Benziada S., Bouanani H., Mandi L., Bruzzoniti M. C., Boujelben N., Kettab A., 2020. Effect of treated wastewater on strawberry. *Desalination and Water Treatment*, vol. 181 (2020), pp. 338-345. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25095>.
- Dominguez-Mariani E., Carrillo-chaver A., Ortega A. and Orozco- Esquivel M.T., 2004. Wastewater reuse in valsequillo agricultural area, Mexico, *Environmental impact. Grand water. Water, Air and Soil Pollution*, vol. 155, pp. 251-267.
- Dupant D. P., 2013. Water use restriction or wastewater recycling ? Canadian willingness to pay study for reclaimed wastewater. *Water Resource and Economics*, vol. 1, pp. 61-71.
- Durán-Álvarez J. C. and Jiménez-Cisneros B., 2014. Beneficial and Negative Impacts on Soil by the Reuse of Treated/Untreated Municipal Wastewater for Agricultural Irrigation – A Review of the Current Knowledge and Future Perspectives, *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*, vol. 5, pp. 137- 197. <http://dx.doi.org/10.5772/57226>
- Durand J. H., 1983. *Les sols Irrigables, Etude pédologique*, Presses Universitaires de France, Agence de Coopération Culturelle et Technique.
- Ecosse D., 2001. *Technique alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. Mém. D.E.SS. « Qualité et Gestion de l'Eau »*, Fac, Scie. Amiens, 62p.
- El Addouli J., Chahlaoui A., Berrahou A., Chafi A., Ennabili A. & Karrouch L., 2009b. Influence des eaux usées utilisées en irrigation sur la qualité des eaux de l'oued Bouishak – Région de Meknès (centre sud du Maroc), *Rev. Microbiol. Ind. San.et Environn.*, vol. 3, n°. 1, pp. 56-75.
- El Addouli J., Chahlaoui A., Berrahou A., Chafi A., Ennabili A. & Karrouch L., 2009a. Influence de rejets d'eaux usées sur les qualités physicochimique et bactériologique d'eaux utilisées en irrigation, déchets, *Revue francophone d'écologie industrielle*, vol. 56, n°. 4, pp. 23-28.

Références bibliographiques

- Elfanssi S., Ouazzani N., Mandi L., 2018. Soil properties and agro-physiological responses of alfalfa (*Medicago sativa* L.) irrigated by treated domestic wastewater. *Agric. Water Manag.*, vol. 202, pp. 231-240.
- Elgallal M., Fletcher L., Evans B., 2016. Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones : a review. *Agric. Water Manag.*, vol. 177, pp. 419-431.
- Ernst W. H. O., Verkleij J. A. C., Scat H., 1992. Metal tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica*, vol. 41, pp. 229–248.
- Etchebarne F., Aveni P., Escudier J.-L., Ojeda H., 2019. Reuse of treated wastewater in viticulture : Can it be an alternative source of nutrient-rich water?. *BIO Web of Conferences* 12, 01009 (2019). <https://doi.org/10.1051/bioconf/20191201009>
- Etchebarne F., Escudier J. L., Ojeda H., 2016. Les eaux usées traitées peuvent-elles constituer une source d'eau alternative ? *Rev. Œnologues*, vol. 160, pp. 9-10.
- Exall K., 2004. A review a water reuse and recycling with reference to Candian practice and potentiel, 2. Application-Review article. *Water Quality Research Journal*, vol. 39, n° 1, p.13-28.
- Exall K., Marsale K. J. and Schaefer K., 2004. A review a water reuse and recycling with reference to Canadian practice and potentiel, 1. Incentives and implementation. Review article. *Water Quality Research Journal*, vol. 39, n° 1, p. 1-12.
- Faby J.A., Brissoud F., 1997. L'utilisation des eaux usées traitées épurées en irrigation. *Office International de l'Eau*, 76p.
- FAO, 2003. L'irrigation avec des eaux usées traitées. Manuel d'utilisation. *FAO Irrigation and Drainage Paper*, 65p.
- FAO, 2003. L'irrigation avec les eaux usées épurées. *Office International de l'Eau*, 76p.
- FAO, 2003. L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation, 73 p.
- FAO, 2007. Agriculture et rareté de l'eau approche programmatique pour l'efficacité de l'utilisation de l'eau et la productivité agricole *CoAg /2007/7*, Rome, 15 p.
- FAO/WHO. Food Additives and Contaminants, *FAO/WHO Food Standards Program; ALINORM 01/12A*; Joint Codex Alimentarius Commission: Rome, Italy, 2001.
- Farahat E., Galal T. M., Elawa O., Hassan L., 2017. Health risk assessment and growth characteristics of a wheat and maize crops irrigated with contaminated wastewater. *Environ Monit Assess.*, vol. 189, n°. 11, pp. 535-545.
- Farhadkhani M., Nikaeen M., Yadegarfar Gh., Hatamzadeh M., Pourmohammadbagher H., Sahbaei Z., Rahmani H. R., 2018. Effects of irrigation with secondary treated wastewater on

Références bibliographiques

physicochemical and microbial properties of soil and produce safety in a semi-arid area. *Water Research*, vol. 144, pp. 356-364.

Fars S., Bousselhaj K., Nejmeddine A., Ouazzani N. Laghmari A. et Bouadili A., 2003. Réutilisation d'une eau résiduaire brute et purée en agriculture : Disponibilité de l'azote et trois métaux lourds (Cu, Cd et Cr). Séminaire internationale : Réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits de l'épuration : optimisation, valorisation et durabilité, septembre 2003, Tunis, Tunisie.

Finley S., Barrington S., Lyew D., 2009. Reuse of domestic greywater for the irrigation of food crops. *Water Air Soil Poll.*, vol. 199, pp. 235-245.

Flors L., Blas G., Herdandez G. et Alcalá R., 1997. Distribution and sequential extraction of some heavy metals from soils irrigated with wastewater from Mexico city. *Water, Air and soil Pollution*, vol. 98, pp. 105-117.

Fonseca A. F., Herpin U., De Paula A.M., Victória R.L., Melfi A.J., 2007. Agricultural use of treated sewage effluents : agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil, *Sci. Agric.*, (Piracicaba, Braz.), vol. 64, pp. 194–209.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2016. *Water NEWS : Climate Change & Water*. <http://www.fao.org/nr/water/news/clim-change.html> (Accessed 03.09.16).

Fouad S., Hebabaze S., Moutayeb Z., Cohen N. et Claida M., 2012. Influence des eaux usées de Mediouna (Nord-Est de Casablanca) sur la qualité des eaux de l'oued Hassar, 2^{ème} Colloque International sur la Gestion et la Préservation des Ressources en Eau, Les 10, 11 et 12 Mai 2012, Meknès.

Fytianos K., Katsianis G., Triantafyllou P., Zachariadis G., 2001. Accumulation of heavy metals in vegetables grown in an industrial area in relation to soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 67, n°. 3, pp. 0423-0430.

Galal T., 2016. Health hazards and heavy metals accumulation by summer squash (*Cucurbita pepo* L.) cultivated in contaminated soils. *Environ Monit Assess.*, vol. 188, n°. 7, pp. 434-446. DOI 10.1007/s10661-016-5448-3

Galavi M., Jalali A., Ramroodi M., Mousavi S., Galavi H., 2010. Effects of treated municipal wastewater on soil chemical properties and heavy metal uptake by sorghum (*Sorghum bicolor* l.). *J. Agric. Sci.*, vol. 2, n°. 3, pp. 235–241.

Ganjegunte G., Ulery A., Niu G., Wu Y., 2017. Effects of treated municipal wastewater irrigation on soil properties, switchgrass biomass production and quality under arid climate. *Industrial Crops and Products*, vol. 99, pp. 60–69.

Références bibliographiques

- Gatta G., Gagliardi A., Disciglio G., Lonigro A., Francavilla M., Tarantino E., Giuliani M. M., 2018. Irrigation with Treated Municipal Wastewater on Artichoke Crop : Assessment of Soil and Yield Heavy Metal Content and Human Risk. *Water*, vol. 10, n°. 3, pp. 255-273. doi:10.3390/w10030255
- Gatta G., Libutti A., Beneduce L., Gagliardi A., Disciglio G., Lonigro A., Tarantino E., 2016. Reuse of treated municipal wastewater for globe artichoke irrigation : Assessment of effects on morpho-quantitative parameters and microbial safety of yield, *Scientia Horticulturae*, vol. 213, pp. 55–65.
- Gatta G., Libutti A., Gagliardi A., Disciglio G., Beneduce L., d'Antuono M., Rendina M., Tarantino E., 2015. Effects of treated agro-industrial wastewater irrigation on tomato processing quality. *Ital. J. Agron.*, vol. 10, n°632, pp. 97-100.
- Gharaibeh M. A., Eltaif N. I., Al-Abdullah B., 2007. Impact of field application of treated wastewater on hydraulic properties of vertisols. *Water Air Soil Pollut.*, vol. 184, n°. 1–4, pp. 347–353.
- Gharaibeh M. A., Ghezzehei T. A., Albalasmeh A. A., Ma'in Z. A., 2016. Alteration of physical and chemical characteristics of clayey soils by irrigation with treated waste water. *Geoderma*, vol. 276, pp. 33-40.
- Ghosh A. K., Bhatt M. A., Agrawal H. P., 2012. Effect of long-term application of treated sewage water on heavy metal accumulation in vegetables grown in northern India. *Environ. Monit. Assess.*, vol. 184, n°. 2, pp. 1025-1036.
- Gill R. A., Zang L., Ali B., Farooq M. A., Cui P., Yang S., Ali S., Zhou W., 2015. Chromium-induced physio-chemical and ultrastructural changes in four cultivars of *Brassica napus* L. *Chemosphere*, vol. 120, pp. 154 -164.
- Gola D., Malik A., Ahammad Shaikh Z., Sreekrishnan T.R., 2016. Impact of Heavy Metal Containing Wastewater on Agricultural Soil and Produce : Relevance of Biological Treatment. *Environ. Process.*, vol. 3, pp. 1063-1080.
- Gonca Keser, 2013. Effects of irrigation with wastewater on the physiological properties and heavy metal content in *Lepidium sativum* L. and *Eruca sativa* (Mill.). *Environ. Monit. Assess.*, vol. 185, pp. 6209-6217.
- Gori R., Ferrini F., Nicese F. P., Lubello C., 2000. Effect of reclaimed wastewater on the growth and nutrient content of three landscape shrubs. *Journal of Environmental Horticulture*, vol. 18 pp. 108–114.

Références bibliographiques

- Guo L. B., Sims R. E. H., 2000. Effect of meat works effluent irrigation on soil, tree biomass production and nutrient uptake in *Eucalyptus globulus* seedlings in growth cabinets. *Bioresour. Technol.*, vol. 72, pp. 243-251.
- Gupta N., Khan D. K., Santra S. C., 2012. Heavy metal accumulation in vegetables grown in a long-term wastewater-irrigated agricultural land of tropical India. *Environ. Monit. Assess.*, vol. 184, pp. 6673-6682.
- Gupta S., Satpati S., Nayek S., Garai D., 2010. Effect of wastewater irrigation on vegetables in relation to bioaccumulation of heavy metals and biochemical changes. *Environ. Monit. Assess.*, vol. 165, n°. 1-4, pp. 169-177.
- Hajjami K., Ennaji M.M., Fouad S., Oubrim N., Cohen N., 2013. Wastewater Reuse for Irrigation in Morocco : Helminth Eggs Contamination's Level of Irrigated Crops and Sanitary Risk (A Case Study of Settat and Soualem Regions). *J Bacteriol Parasitol*, vol. 4, n°. 1, pp. 1-5. DOI: 10.4172/2155-9597.1000163
- Hallwell D. J., Barlow K. M., et Nash, D. M., 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil properties and their implication for irrigation system. *Aust. J. Soil. Res.*, vol. 39, pp. 1259-1267.
- Hamilton A. J., Stagnitti F., Xiong X., Kreidl S. L., Benke K. K., Maher P., 2007. Wastewater irrigation : the state of play. *Vadose Zone J.*, vol. 6, pp. 823-840.
- Hannachi A., Gharzouli R., Djellouli T Y., 2014. Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie, Larhyss J., vol. 19, pp. 51-62.
- Hartani T. 1998. La réutilisation des eaux usées en irrigation, situation actuelle et perspective. Séminaire sur les ressources en eau non conventionnelle. Alger KLI. Conseil, 10p.
- Hartani T., 2004. La réutilisation des eaux usées en irrigation, cas de Mitidja en Algérie. Thème 2 vers une gestion durable de l'irrigation, conséquences sur les Option Modernisation. Projet INCO-WADEMED. Actes du Séminaire Modernisation de l'Agriculture irriguée, Rebat, du 19 au 23 avril 2004. 11p.
- Hasbaia O., 2014. Contribution à l'étude de l'impact de la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture : effets sur le sol, sa microflore et les produits agricoles. Thèse Magister en Sciences de la Nature, Univ. USTHB-Alger, 77p.
- Hbaiz E.M., Ouhman E.M., Lebkiri M., Ezzarhouny D., Lebkiri A., Rifi E.H., 2014. Effet des eaux usées d'une station d'épuration sur la croissance du poivron (*Capsicum annum*.L) cultivé sur deux sols différents, *J. Mater. Environ. Sci.*, vol. 5, n°. 5, pp. 1376-1381.

Références bibliographiques

- Heidarpour H., Mostafazadeh-Fard B., Abedi koupai J., Malekian R., 2007. The effect of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agricultural Water Management*, vol. 90, pp. 87-94.
- Herpin U., Gloaguen T. V., da Fonseca A. F., Montes C. R., Mendonça F. C., Piveli R. P., Breulmann G., Forti M. C. Et Melfi A. J., 2007. Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation- A pilot field study in Brazil. *Agricultural Water Management*, vol. 89, vol. 105-115.
- Herteman M., Fromard F., Lambs L., 2011. Effects of pretreated domestic wastewater supplies on leaf pigment content, photosynthesis rate and growth of mangrove trees : a field study from Mayotte Island, SW Indian Ocean. *Ecol. Eng.*, vol. 37, pp. 1283-1291.
- Hiremath S. M., Basavaraj N., Dharmatti P. R., 2006. Response of location, spacing and fertilizer levels on yield and yield attributes of paprika. *Karnataka Journal of Agricultural Sciences*, vol. 19, pp. 362–365.
- Hundal H. S., Arora C. L., 1993. Studies on toxic trace elements in vegetables and corresponding soils, *Ind. J. Horti*, vol. 50, pp. 273-278.
- Iqbal Saba, Tak Hamid Iqbal, Inam Arif, Inam Akhtar, Sahay Seema et Chalkoo Shaista, 2015. Comparative Effect of Wastewater and Groundwater Irrigation Along with Nitrogenous Fertilizer on Growth, Photosynthesis and Productivity of Chilli (*Capsicum annum L.*), *Journal of Plant Nutrition*, vol. 38, n°. 7, pp. 1006-1021, DOI: 10.1080/01904167.2014.991032
- Iqbal Za., Abbas F., Ibrahim M., Ayyaz M. M., Ali Sh., Mahmood A., 2019. Surveillance of heavy metals in maize grown with wastewater and their impacts on animal health in periurban areas of multan, pakistan. *Pak. J. Agri. Sci.*, Vol. 56, n°. 2, pp. 321-328.
- Jabeen N., Abbas Z., Iqbal M., Rizwan M., Jabbar A., Farid M., Ali S., Ibrahim M., Abbas F., 2016. Glycinebetaine mediates chromium tolerance in mung bean through lowering of Cr uptake and improved antioxidant system. *Archives of Agronomy and Soil Science*, vol. 62, pp. 648–662.
- Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B. B., Beeregowda K. N., 2014. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdiscip Toxicol.*, 7, n°. 2, pp. 60-72.
- Jasim S. Y., Saththasivam J., Loganathan K., Ogunbiyi, O. O., Sarp S., 2016. Reuse of treated sewage effluent (TSE) in Qatar. *J. Water Process. Eng*, vol. 11, pp. 174-182.
- Jin X., You S., 2015. Soil pollution of abandoned tailings in one zinc antimony mine and heavy metal accumulation characteristics of dominant plants. *International Conference on Materials, Environmental and Biological Engineering*, Atlantis Press. <https://doi.org/10.2991/mebe-15.2015.115>

Références bibliographiques

- Journal officiel de la république algérienne n° 60, 2005. Loi n 05/12 du 04 Aout 2005 relative à l'eau, 18 p.
- Journal officiel de la république algérienne n°34, 2011. Qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau potable des populations, 23p.
- Journal officiel de la république algérienne n°41, 2012. Spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation, 27p.
- Junjer J.F., 2000. The reuse of urbane wastewater in agriculture. European Rescarch on treated wastewater reuse in agriculture. Urbane Technology Network Project 10th, 7p.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001. Trace elements in soils and plants, 3rd Ed. CRC Press. Boca Raton, Fla., London. doi.org/10.1201/9781420039900
- Kacar B. and İnal A., 2008. Plant Analysis. Nobel Yayın Dağıtım Ltd. Şti. Publications, vol. 63, n°. 1241, pp. 213-770.
- Kacar, B., 2009. Soil Analysis. Nobel Yayın Dağıtım (Extended II. Edition), vol. 467, n°. 1387, pp. 131-334.
- Kalavrouziotis I. K., Koukoulakis P., Kostakioti E., 2012. Assessment of metal transfer factor under irrigation with treated municipal wastewater. Agricultural Water Management, vol. 103, pp. 114 –119.
- Kamizoulis G., Bahri A., Brissoud F. and Angelakis A.N., 2003. Wastewater rececling and reuse practices in Mediterranean region, Recommended Guidelines. http://www.a-angelakis.gr/files/pubrep/recycling_med.pdf
- Kanwar J. S., Sandha M. S., 2000. Waste water pollution injury to vegetable crops, a review. Agric. Review., vol. 21, n°. 2, pp. 133-136.
- Kao T., EL MEJAHED Kh., BOUZIDI A., 2007. Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, 2007, n°29, pp. 89-92.
- Karef S., Kettab A., Nakib M., 2014. Characterization of byproducts from wastewater treatment of Medea (Algeria) with a view to agricultural reuse, Desal. Wat. Treat., vol. 52, pp. 2201-2207.
- Keser G., Buyuk G., 2012. Effects of wastewater irrigation on chemical and physical properties of *Petroselinum crispum*, Biological Trace Element Research, vol. 146, pp. 369-375.
- Kessira Mohamed, 2013. Politiques de soutien et cadres institutionnels valorisation des eaux usées épurées en irrigation. téhéran : s.n., 2013.
- Kettab A., 2001. Les ressources en eau en Algérie: stratégies, enjeux et vision. Desalination. 2001, Vol. 136, pp. 25-33.

Références bibliographiques

- Kettab A., 2014. Water for all with quality and quantity : it is the concern of all, *Desal. Wat. Treat.*, vol. 52, pp. 1965-1966.
- Khan A., Khan S., Alam M., Khan M. A., Aamir M., Qamar Z., Rehman Z., Perveen S., 2016. Toxic metal interactions affect the bioaccumulation and dietary intake of macro and micro-nutrients. *Chemosphere*, vol. 146, pp. 121-128.
- Khan H.A., Arif I.A., Al Homaidan A.A., 2012. Distribution pattern of eight heavy metals in the outer and inner tissues of ten commonly used vegetables. *Int. J. Food Prop.*, vol. 15, n° 6, pp. 1212–1219.
- Khan S., Cao Q., Zheng Y. M., Huang Y. Z., Zhu Y. G., 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environ. Pollut.*, vol. 152, n° 3, pp. 686–692.
- Khan S., Rehman S., Khan A. Z., Khan M. A., Shah M. T., 2010. Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 73, pp. 1820-1827.
- Khan Z. I., Ugulu I., Sahira S., Ahmad K., Ashfaq A., Mehmood N., Dogan Y., 2018b. Determination of toxic metals in fruits of *Abelmoschus esculentus* grown in contaminated soils with different irrigation sources by spectroscopic method. *Int. J. Environ. Res.*, vol. 12, pp. 503–511.
- Khurana M. P. S., Singh Pritpal, 2012. Waste Water Use in Crop Production : A Review. *Resources and Environment*, vol. 2, n° 4, pp. 116-131.
- Kim M., Lee H., Kim M., Kang D., Kim D., Kim Y., Lee S., 2014. Wastewater retreatment and reuse system for agricultural irrigation in rural villages, *Wat. Sci. Tech.*, vol. 70, n° 12, pp. 1961-1968.
- Kiziloglu F. M., Turan M., Sahin U., Angin I., Anapali O., Okuroglu M., 2007. Effects of wastewater irrigation on soil and cabbage-plant (*Brassica oleracea* var. capitata cv. Yalova-1) chemical properties. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, vol. 170, pp. 166-172.
- Kiziloglu F.M., Turan M., Sahin U., Kuslu Y., Dursun A., 2008. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. *Agric. Water Manage.*, vol. 95, pp. 716-724.
- Kos B., Greman H., Lestan D., 2003. Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants. *Plant Soil Environ.*, vol. 49, n° 12, pp. 548–553.
- Kumar A., Rengasamy P., Smith L., Doan H., Gonzago D., Gregg A., Lath S., Oats D., Correll R., Sustainable Recycled Winery Water Irrigation based on Treatment Fit for Purpose Approach

Références bibliographiques

- (Technical report, CSIRO, Australia, 2014). www.wineaustralia.com/getmedia/77ae93f5-2305-4cb1-b3de-0eb39815a9d1/20140819-GWRDC-project-report-CSL1002-FINAL
- Kumar Sh., Agrawal R., Marshall M. F., 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 66, n°. 2, pp. 258-266.
- Lasat M. M., 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil : a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *J. Hazard. Subst. Res.*, vol. 2, n°. 5, pp. 1–25.
- Latif A., Bilal M., Asghar W., Azeem M., Ahmad M. I., Abbas A., Ahmad M. Z., Shahzad T., 2018. Heavy Metal Accumulation in Vegetables and Assessment of their Potential Health Risk. *J. Environ. Anal. Chem.*, vol. 5, n°. 1, pp. 1-7. doi:10.4172/2380-2391.1000234
- Laurenson S., Bolan N. S., Smith E., McCarthy M., 2012. Review: Use of recycled wastewater for irrigating grapevines. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, vol. 18, n°. 1, pp. 1-10. doi:10.1111/j.1755-0238.2011.00170.x
- Lazarova V. et Brissoud F., 2007. Intérêts, bénéfiques et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France. *L'eau, l'industrie. Les nuisances*, n° 299, pp. 29-39.
- Lazarova V., 1998. La réutilisation des eaux usées, enjeu de l'an 2000, l'eau, l'industrie, les nuisances, n° 212, pp. 39-46.
- Lazarova Valentina et Brissaud François, 2013. Intérêt, bénéfiques et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France. *L'eau, l'industrie, les nuisances*. Juin 2013, 299p.
- Libutti A., Gatta G., Gagliardi A., Vergine P., Pollice A., Beneduce L., Disciglio G., Tarantino E., 2018. Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable cropsuccession under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management*, vol. 196, pp. 1-14.
- Lin, C., Negev, I., Eshel, G., & Banin, A. (2008). In situ accumulation of copper, chromium, nickel, and zinc in soils used for long-term waste water reclamation. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, n°. 4, pp. 1477-1487.
- Liu B., Ma X., Ai S., Zhu S., Zhang W., Zhang Y., 2016. Spatial distribution and source identification of heavy metals in soils under different land uses in a sewage irrigation region, Northwest China. *Journal of Soils and Sediments*, vol. 16, pp. 1547-1556.
- Liu W H., Zhao J.-Z., Ouyang Z. Y., So derlund L., Liu G.-H., 2005. Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. *Environ. Int.*, vol. 31, n°. 6, pp. 805-812.
- Liu W. X., Shen L. F., Liu J. W., Wang Y. W., 2007. Uptake of toxic heavy metals by rice (*Oryza sativa* L.) cultivated in the agricultural soil near Zhengzhou City, People's Republic of

Références bibliographiques

- China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 79, pp. 209-213. doi:10.1007/s00128 – 007 – 9164 - 0.
- Lonigro A., Catalano M., Rubino P., 2007. Impiego in agricoltura di acque reflueurbane depurate nel rispetto della sostenibilità ambientale. *Ital. J. Agron.*, vol. 2, pp. 217–259.
- Lonigro A., Rubino P., Lacasella V., Montemurro N., 2016. Faecal pollution on vegetables and soil drip irrigated with treated municipal wastewaters. *Agric. Water Manag.*, vol. 174, pp. 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2016.02.001>.
- Lucho-Constantino C. A., Prieto-Garcia F., Del Razo L. M., Rodriguez-Vazquez R., PoggiVaraldo H. M., 2005. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environment*, vol. 108, pp. 57-71.
- Maait J. E, 1997. La réutilisation des eaux usées en irrigation. ENGIREF, 9p.
- MADR, 2006. Note sur l'état du potentiel productif agricole.
- Magesan G.N., Williamson J.C., Yeates G.W. et Lloyd-Jones A.Rh., 2000. Wastewater C : N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery *Bioresource Technology*, vol. 71, pp. 21-27.
- Mami Y., Ahmadi G., Shahmoradi M., Ghorbani R., 2011. Influence of different concentration of heavy metals on the seed germination and growth of tomato. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 5, n°. 6, pp. 420–426.
- Mantinilli I., 1999. Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluant associés dans le sol urbain vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse doctorat de l'INSA de Lyon. N° 99 ISAL 116, pp. 192.
- Mapanda F., Mangwayana E. N., Nyamangara J., Giller K. E., 2005. The effect of long term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 107, pp. 151-165.
- Marschner H., 1995. *Mineral Nutrition Of Higher Plants*, second edition. London : Academic, 889p. doi.org/10.1006/anbo.1996.0155
- Martin-Lagarette J. L., 2004. *L'eau potable et l'assainissement*, Ed. JOHANET, Paris, 154p.
- Marwari R. and Khan T. I., 2012. Effect of textile wastewater on tomato plant, *Lycopersicon esculentum*, *J. Environ. Biology*, vol. 33, pp. 849-854.
- Masséna P. A., 2001. Valorisation des eaux usées en irrigation localisé. Office International de l'Eau, 14p.
- MEDDE, 2013. La réutilisation des eaux usées In MEDDE-Eau et biodiversité, Eau et Milieu aquatique, les ressources en eau comment gérer la recherche?

Références bibliographiques

- Medkour M., 2003. Réutilisation des eaux usées épurées. Séminaire sur le secteur de l'eau en Algérie. MRE, 12 p.
- Megateli S., Semsari S., Couderchet M., 2009. Toxicity and removal of heavymetals (cadmium, copper, and zinc) by *Lemna gibba*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 72, pp. 1774-1780.
- Mendoza-Espinosa L. G., Cabello-Pasini A., Macias-Carranza V., Daessle-Heuser W., Orozco-Borbón M. V., Quintanilla-Montoya A. L., 2008. The effect of reclaimed wastewater on the quality and growth of grapevines. *Water Science and Technology*, vol. 57, n°. 9, pp. 1445-1450. doi:10.2166/wst.2008.242
- Messahel M., Benhafid M.S., 2007. Aménagement hydro-agricole, situation actuelle et perspectives de développement en Algérie. *Option méditerranéenne*, série B, n° 48, 13p.
- Ministère des Ressource en eau, 2001 et 2003. Les ressources en eau d'Algérie, Rapport de synthèse. MRE, Alger, Algérie. 73 p.
- Miyamoto S. et Chacon A., 2006. Soil salinity of urban turfareas irrigated with saline water 2. Soil factors. *Landscape and urban planning*, vol. 77, pp. 28-38.
- Mohamed A., Klingel F, Bracken P., Werner C., Von Munch E. and Ingle R., 2009. Effluent reuse from constructed wetland system Haren Al-Awamied, Syria, case study of sustionable sanitation projects. Syrie, Sustainable Sanitation Alliance, 7p.
- Mohammad M.J., Mazahreh N., 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treatedwastewater. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, vol. 34, n°. 9–10, pp. 1281-1294.
- Mojiri A., 2011. Effects of municipal wastewater on physical and chemical properties of Saline soil. *J. Biol. Environ. Sci.*, vol. 5, n°. 14, pp. 71-76.
- Mojiri A., Aziz H. A., Aziz S. Q., Gholami A., Aboutorab M., 2013. Impact of urban wastewater on soil properties and *Lepidium sativum* in an arid region. *Int. J. Sci. Res. Environ. Sci.*, vol. 1, n°. 1, pp. 1-9.
- Mojiri A., Jalalian A., 2011. Relationship between growth of *Nitraria schoberi* and some soil properties. *J. Anim. Plant Sci.*, vol. 21, n°. 2, pp. 246-250.
- MRE, 2014. 850 millions de m³ pour l'irrigation dès la fin 2015. [éd.] Liberté. 22 Mai 2014, 9p.
- MRE, Ministère des ressources en eau, Statistiques, Algérie, 2014.
- Muchuweti M., Birkett J. W., Chinyanga E., Zvauya R., Scrimshaw M.D., Lester J. N., 2006. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. *Agric. Ecosyst. Environ.*, vol. 112, 1, pp. 41-48.

Références bibliographiques

- Muhammad S., Shah M.T., Khan S., 2011. Health risk assessment of heavy metals and their source apportionment in drinking water of Kohistan region, northern Pakistan. *MicroChem. J.*, vol. 98, pp. 334-343.
- Müller K. and Cornel P., 2016. Setting water quality criteria for agricultural water reuse purposes, *J. Wat. Reuse Desal.*, vol. 7, n°. 2, pp. 121–135. doi:10.2166/wrd.2016.194
- Muramatsu A., Watanabe T., Sasaki A., Ito H., Kajihara A., 2014. Rice production with minimal irrigation and no nitrogen fertilizer by intensive use of treated municipal wastewater, *Wat. Sci. Tech.*, vol. 70, n°. 3, pp 510-516.
- Nagajyoti P. C., Lee K. D., Sreekanth T. V. M., 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants : a review. *Environ Chem Lett.*, vol. 8, pp. 199-216.
- Najafi P., Nasr S., 2009. Comparison effects of wastewater on soil chemical properties in three irrigation methods. *Res. Crops*, vol. 10, n°. 2, pp. 277-280.
- Nakib M., Kettab A., Berreksi A., Tebbal S., Bouanani H., 2015. Study of the fertilizing potential of the treated wastewater of the Kolea wastewater treatment plant (Algeria), *Desal. Wat. Treat.*, vol. 57, n°. 13, pp. 1-5.
- Nayek S., Gupta S., Saha R. N., 2010. Metal accumulation and its effects in relation to biochemical response of vegetables irrigated with metal contaminated water and wastewater. *J of Hazard Mat.*, vol. 178, pp. 588-595.
- Nigam R., Srivastava S., Prakash S., Srivastava M. M., 2001. Cadmium mobilisation and plant availability-the impact of organic acids commonly exuded from roots. *Plant and Soil*, vol. 230, pp. 107-113.
- Nihorimbere V., Ongena M., Smargiassi M., Thonart P., 2011. Beneficial effect of the rhizosphere microbial community for plant growth and health. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, vol. 15, n°. 2, pp. 327-337.
- Office National d'Assainissement de Saïda, 2012. Document de synthèse préparé par l'ONA de Saïda concernant la réutilisation des eaux usées épurées, 21 p.
- Ogoko EC (2015) Accumulation of heavy metal in soil and their transfer to leafy vegetables with phytoremediation potential. *Am. J. Chem.*, vol. 5, n°. 5, pp. 125-131.
- Oliveira-Marinho L. E., Tonetti A. L., Stefanutti R., Filho B. C., 2013. Application of reclaimed wastewater in the irrigation of rosebushes, *Wat. Air Soil Poll.*, vol. 224, pp.1669-1676.
- OMS, 1989. L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture, recommandation à visée sanitaire. Genève, OMS, 82p.
- OMS, 2006. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater : Volume II Wastewater Use in Agriculture. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Références bibliographiques

- OMS, 2012. Directive de l'OMS pour l'utilisation sans risques des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères. Genève, OMS, 225p.
- ONAS, 2008. Rapport annuelle. 16p.
- Ong G. H., Ling S. W., Ai L. T., Chee K. Y., 2016. Effects of metal-contaminated soils on the accumulation of heavy metals in gotu kola (*Centella asiatica*) and the potential health risks : a study in Peninsular Malaysia. *Environ. Monit. Assess.*, vol. 188, n°. 40. DOI 10.1007/s10661-015-5042-0
- Orlofsky E., Bernstein N., Sacks M., Vonshak A., Benami M., Kundu A., Maki M., Smith W., Wuertz S., Shapiro K., Gillor O., 2016. Comparable levels of microbial contamination in soil and on tomatocrops after drip irrigation with treated wastewater or potable water. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 215, pp. 140-150.
- Osma E., Mutlu S., Aksoy A., Ilhan V., 2016. Effect of Irrigation Water on Accumulation of Heavy Metal and Mineral Element in Some Vegetables. *Iğdır Üni. Fen Bilimleri Enst. Der. / Iğdır Univ. J. Inst. Sci. Tech.*, vol. 6, n°. 2, pp. 49-58.
- Pandey S. N., Nautiyal B. D., Sharma C. P., 2008. Pollution level in distillery effluent and its phytotoxic effect on seed germination and early growth of maize and rice. *J. Environ. Biol.*, vol. 29, n°. 2, pp. 267-270.
- Paranychianakis N. V., Aggelides S., Angelakis A. N., 2004. Influence of rootstock, irrigation level and recycled water on growth and yield of Soultanina grapevines, *Agricultural water management*, vol. 69, n°1, pp. 13-27.
- Parveen T., Hussain A., Rao M. S., 2015. Growth and accumulation of heavy metals in turnip (*Brassica rapa*) irrigated with different concentrations of treated municipal wastewater. *Hydrology Research*, vol. 46, n°. 1, pp. 60-71.
- Pascual I., Azeona I., Morales F., Aguirreolea J., Sanchez-Diaz M., 2009. Growth, Yield and Physiology of Verticillium-inoculated pepper plants treated with ATAD and composted Sewage Sludge. *Plant and Soil*, vol. 319, pp. 291-306.
- Peasey A., Blumenthal U., Mara D., Ruiz-Palacios G., 2000. A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture : a Latin American perspective. WELL Study, <http://www.iboro.ac.uk/well/>.
- Pedrero F., Kalavrouziotis I., Alarcón J. J., Koukoulakis P., Asano T., 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—review of some practices in Spain and Greece. *Agric. Water. Manag.*, vol. 97, pp. 1233-1241.

Références bibliographiques

- Peralta-Videa J. R., Lopez M.L., Narayan M., Saupe G., Gardea-Torresdey J., 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. *Int. J. Biochem. Cell Biol.*, vol. 41, pp. 1665-1677.
- Pereira L., Oweis S. T. et Zairi A., 2002. Irrigation management under water scarcity. *Agricultural Water Management*, vol. 57, pp. 175-206.
- Perveen Sajida, Samad Abdus, Nazif Wajahat, Shah Sadaqat, 2012. Impact of sewage water on vegetables quality with respect to heavy metals in peshawar pakistan. *Pak. J. Bot.*, vol. 44, n°. 6, pp. 1923-1931.
- Petrus R., Warchol J. K., 2005. Heavy metal removal by clinoptilolite. An equilibrium study in multi-component systems. *Water Research*, vol. 39, pp. 819-830.
- PNUD, 2009. Problématique du secteur de l'eau et impacts liés au climat en Algérie, Programme des Nations Unies pour le développement, 14p.
- Prabu T., Narwadkar P. R., Sanindranath A. K., 2003. Effect of integrated nutrient management on okra root and fruit yield. *Journal of Soils and Crops*, vol. 13, pp. 394-396.
- Prabu T., Narwadkar P. R., Sanindranath A. K., 2003. Effect of integrated nutrient management on okra root and fruit yield. *Journal of Soils and Crops*, vol. 13, pp. 394-396.
- Puil C., 1998. La réutilisation des eaux usées urbaines après épuration. Mém. D.U.E.SS. « Eau et Environnement », D.E.P., Université Picardie Amiens, 62p.
- Qadir M., Wichelns D., Raschid-Sally L., McCornick P. G., Drechsel P., Bahri A., Minhas P. S., 2010. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agric. Water. Manag.*, vol. 97, n°. 4, pp. 561-568.
- R.N.M., 2011. Ropport National du Maroc, projet le renforcement de compacité sur l'utilisation sans danger des eaux usées en agriculture. 6-20p.
- Radwan M. A., Salama, A. K., 2006. Market basket survey for some heavy metals in Egyptian fruits and vegetables. *Food and Chemical Toxicology*, vol. 44, pp. 1273-1278.
- Rahman M. A., Rahman M. M., Reichman S. M., Lim R.P., Naidu R., 2014. Heavy metals in Australian grown and imported rice and vegetables on sale in Australia : Health hazard. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 100, pp. 53-60.
- Rahmoune C., Maalem S., Redjeb F., Hioum S., Bennaceur M., 2001. Physiological and biochemical responses of tow precocious varieties of wheat to phosphate rock and TPS fertilisation in semi arid land. XIV IPNC, Hannover, 27 July-03Auguste 2001, 3p.
- Ram L. C., Srivastava N. K., Tripathi R. C., Jha S. K., Sinha A. K., Singh G., Manoharans V., 2006. Management of mine spoil for crop productivity with lignite fly ash and biological amendments. *Journal of Environment Management*, vol. 79, pp. 173-187.

Références bibliographiques

- Rattan R. K., Datta S. P., Chandra S., Saharan N., 2002. Heavy metals and environmental quality-Indian scenario. *Fertiliser news*, vol. 47, n°. 11, pp. 21–40.
- Rattan R. K., Datta S. P., Chhokar P. K., Suribabu, K., Singh A. K., 2005. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater- a case study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 109, pp. 310-322.
- Rebhum M., 2004. Desalinisation of reclaimed wastewater to prevent salinisation of soils and ground water. *Desalinisation*, vol. 160, pp. 143-149.
- Rehman M. Z., Rizwan M., Ghafoor A., Naeem A., Ali S., Sabir M., Qayyum M. F., 2015. Effect of inorganic amendments for in situ stabilization of cadmium in contaminated soil and its phyto-availability to wheat and rice under rotation. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, pp. 16897–16906.
- Rhoades J.D., 1977. Potentiel of using saline agricultural drainage for irrigation. In *Pro. Wat. Manag. For irrigation and drainage*. ASAE, Reno, Nevada, July 1977, pp. 85-116.
- Rizwan M., Ali S., Adrees M., Rizvi H., Rehman M. Z., Hannan F., Qayyum M. F., Hafeez F., Ok Y. S., 2016a. Cadmium stress in rice: toxic effects, tolerance mechanisms, and management: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research*. doi:10.1007/s11356-016-6436-4.
- Rizwan M., Ali S., Qayyum M. F., Ok Y. S., Adrees M., Ibrahim M., Rehman M. Z., Farid M., Abbas F., 2016b. Effect of metal and metal oxide nanoparticles on growth and physiology of globally important food crops : a critical review. *JournalofHazardousMaterials*. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.05.061.
- Rohmoune C, 1992. Interaction entre le Cadmium et le Zinc chez le pois (*Pisum Sativum L.*) en culture hydroponique. Thèse de doctorat en science Agronomique, Faculté des sciences agronomiques de Gembloux, Belgique ,150 p.
- Rupa T. R., Srinivasa R. C., Subba R. A., Sha M., 2003. Effects of farmyard manure and phosphorus on zinc transformations and phyto-availability in two alfisols of India. *Bioresour. Technol.*, vol. 87, n° 3, pp. 279-288.
- Rusan M. J. M., Hinnawi S., Rousan L., 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination*, vol. 215, n°. 1-3, pp. 143-152.
- Salgot M. et Huertas E., 2006. Intergated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater. Guideline for quality standards for water reuse in Europe, Aquarec, EVKI-CI. 2002.013 a work package 2, Deliverable 015, 128p.

Références bibliographiques

- Sawidis T., Chettri M. K., Papaionnou A., Zachariasis G., Stratis J. A., 2001. Study of metal distribution from lignite fuels using trees as biological monitors. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 48, pp. 27–35.
- Sessitsch A., Kuffner M., Kidd P., Vangronsveld J., Wenzel W. W., Fallmann K., Puschenreiter M., 2013. The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 60, pp. 182-194.
- Shah R. A., Javid S., Inam A., 2005. Effect of sewage irrigation and nitrogen rates on the growth and productivity of triticale. *Pollution Research*, vol. 24, pp. 267-274.
- Shaheen A.M., Fatma A., Rizk F.A., Elbassiony A.M., Al-Shal Z.S.A, 2007. Effect of ammonium sulphate and agricultural sulphur on the artichoke plant growth, heads yield and its some physical and chemical properties, *Res. J. Agric. Biol.Sci.*, vol. 3, n°. 2, pp. 82–90.
- Sharma R. K., Agrawal M., Marshall F. M., 2009. Heavy metals in vegetables collected from production and market sites of a tropical urban area of India. *Food and Chemical Toxicology*, vol. 47, pp. 583–591.
- Sharma R. K., Agrawal M., Marshall F., 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 66, pp. 258–266. doi:10.1016/j.ecoenv.2005.11.007.
- Sharma R.K., Agrawal M., Marshall F., 2006. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, vol. 66, n°. 2, pp. 258-266.
- Singh A., Agrawal M., 2010. Effects of municipal waste water irrigation on availability of heavy metals and morpho-physiological characteristics of *Beta vulgaris* L. *J. Environ. Biol.*, vol. 31, pp. 727-736.
- Singh A., Sharma R. K., Agrawal M., Marshall F., 2009. Effects of Wastewater Irrigation on Physicochemical Properties of Soil and Availability of Heavy Metals in Soil and Vegetables, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol. 40, n°. 21-22, pp. 3469-3490.
- Singh A., Sharma R. K., Agrawal M., Marshall F.M., 2010. Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *International Society for Tropical Ecology*, vol. 51, pp. 375-387.
- Singh A., Sharma R. K., Agrawal M., Marshall F. M., 2010. Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of food stuffs from the wastewater irrigated site of arid tropical area of India. *Food and Chemical Toxicology*, vol. 48, pp. 611-619.

Références bibliographiques

- Singh K. P., Mohan D., Sinha S., Dalwani R., 2004. Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage treatment plants on health agricultural, and environmental quality in the wastewater disposal area. *Chemosphere*, vol. 55, pp. 227-255.
- Singh P. K., Deshbhratar P.B., Ramteke D.S., 2012. Effects of sewage wastewater irrigation on soil properties, crop yield and environment. *Agr. Water Manage.*, vol. 103, pp. 100-104.
- Singh P. K., Kumar V., Singh S., 2011. Management of tannery waste: its use as planting medium for chrysanthemum plants, *J. Environ. Sci. Tech.*, vol. 4, pp. 560-567.
- Singh R. P., Agrwal M., 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere*, vol. 69, pp. 2229-2240.
- Singh R., Gautam, N., Mishra, A., Gupta, R., 2011. Heavy metals and living systems : An overview. *Indian J. Pharmacol.*, vol. 43, pp. 246-253.
- Singh S., Kumar M., 2006. Heavy metal load of soil, water and vegetables in Peri-Urban Delhi. *Environ. Monit. Assess.*, vol. 120, n° 1-3, pp. 79-91.
- Skiredje A., 2005. Besoins des plantes en eau et en éléments nutritifs. Département d'Horticulture, Maroc, 10 p.
- Smith S. R., Giller K. E., 1992. Effective *Rhizobium leguminosarum* biovar *Trifolii* present in five soils contaminated with heavy metals from long-term applications of sewage sludge or metal mine spoil. *Soil Biol. Biochem.*, vol. 24, n° 8, pp. 781-788.
- Solis C., Andrade E., Mireles A., Reyes-Solis I.E., Garcia-Calderon N., Lagunas-Solar M.C., Pina C.U. et Flocchini R.G., 2005. Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B.*, vol. 241, pp. 351-355.
- Sou-Dakouré M. Y., Mermoud A., Yacouba H., Boivin P., 2013. Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. *Geoderma*, vol. 201, pp. 31-39.
- Sources nouvelles, 2006. Actualité de secteur eau et assainissement. N° 40, 3.
- Suarez D.L., Wood J.D. et Lesch S.M., 2006. Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain- irrigation management System. *Agricultural Water Management*, vol. 86, pp. 150-164.
- Sun L., Liu X., Min N., 2016. Identifying the potential sources of trace metals in water from subsidence area based on positive matrix factorization. *Water Prac. Tech.*, vol. 11, pp. 79-287.
- Surdyk N., Cary L., Blagojevic S., Jovanovic Z., Stikic R., Vucelic-Radovic B., Zarkovic B., Sandei L., Pettenati M., Kloppmann W., 2010. Impact of irrigation with treated low quality

Références bibliographiques

water on the heavy metal contents of a soil-crop system in Serbia. *Agric. Water Manag.*, vol. 98, pp. 451–457.

SYNTEAU, 2012. Réutilisation des eaux usées traitées, REUSE. Fiches SYNTEAU, n° 5, 6p.

Tak H. I., Babalola O. O., Huyser M. H., Inam A., 2013. Urban wastewater irrigation and its effect on growth, photosynthesis and yield of chickpea under different doses of potassium. *Soil Sci. Plant Nutr.*, vol. 59, pp. 156-167.

Tamrabet L., 2011. Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. Thèse doctorat en science. Option hydraulique, Institut de Génie Civil, l'hydraulique et d'Architecture, Département l'hydraulique, Univ. Hadj Lakhdar Batna, 147 p.

Tamrabet L., Golea D., Bouzerzour H., 2002. La réutilisation des eaux usées en agriculture, une suffisance et solution des méthodes de traitement des effluents en Algérie. Monatir, Tunisie, P.P.295-302.

Tarchouna L.G., Merdy P., Raynaud M., Pfeifer H. R., Lucas Y., 2010. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part I : evolution of soil physico-chemical properties. *Appl. Geochem.*, vol. 25, n° 11, pp. 1703-1710.

Tecsult, 2007. Etude u la réutilisation des eaux épurées à des fin agricoles on autres sur le territoire national, synthèse globale, MRE-DAPE.

Thakur S., Singh L., Ab Wahid Z., Siddiqui M. F., Atnaw S.N., Md Din M. F., 2016. Plant-driven removal of heavy metals from soil : Uptake, translocation, tolerance mechanism, challenges, and future perspectives. *Environ. Monit. Assess.*, vol. 188, n° 4, pp. 206-217.

Thornton I., 1996. Risk assessment related to metals : the role of the geochemist. Report of the International Workshop on Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds, Angers, France, November 1996. International Council on Metals and the Environment.

Torabian A., Mahjouri M., 2002. Heavy metals uptake by vegetable crops irrigated with wastewater in south Tehran. *Journal of Environtal Study Science*, vol. 16, pp. 255 -263.

Tose S., 2006. Reuse of effluent water benefits and risks. *Agricultural Water Managment.*, vol. 86, pp. 147-159.

Toze S., 2006. Reuse of effluent water benefits and risks. *Agricultural Water Management*, vol. 80, pp. 147-159.

Trad Raïs M. et Xanthoulis D., 2006. Rôle de micro-irrigation dans l'atténuation des risques sanitaires liée à la réutilisation des eaux usées à des fins agricoles. *Vecteur Environnement*, mars 2006, pp. 75-81.

Ugulu I., Baslar S., 2010. The determination and fidelity level of medicinal plants used to make traditional Turkish salves. *J. Alternative Compl. Med.*, vol. 16, n° 3, pp. 313–322.

Références bibliographiques

- Ullah, H., Khan, I., Ullah, I., 2012. Impact of sewage contaminated water on soil, vegetables, and underground water of peri-urban Peshawar, Pakistan. *Environ. Monit. Assess.*, vol. 184, n°. 10, pp. 6411–6421.
- UNESCO, 2006. L'eau une responsabilité partagée. Résumé du 2ème rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau. Paris, France, 52p.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2012. Guidelines for Water Reuse, EPA/600/R-12/618. Washington, D.C.
- Urbano V.R., Mendonça T.G., Bastos R.G., Souza C.F., 2017. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. *Agric. Water Manag.*, vol. 181, pp. 108-115.
- Urbano V.R., Mendonça T.G., Bastos R.G., Souza, C. F., 2015. Physical-chemical effects of irrigation with treated wastewater on Dusky Red Latosol soil. *Rev. Ambient. Água.*, vol. 10, pp. 737-747.
- USEPA, 2012. Guidelines for Water Reuse. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 643p.
- Uzma S., Azizullah A., Bibi R., Nabeela F., Muhammad U., Ali I., Rehman Z. Ur, Häder D., 2016. Effects of industrial wastewater on growth and biomass production in commonly grown vegetables, *Environ. Monit. Assess.*, vol. 188, n°. 6, pp. 328-341.
- Varallo A.C.T., Souza C.F., Santoro B.L., 2012. Mudanças nas características físico-químicas de um Latossolo vermelho-amarelo distrófico após a irrigação com água de reúso na cultura da alface crespa (*Lactuca sativa*, L.). *Eng. Agríc.*, vol. 32, pp. 271-279.
- Veolia, 2006. Le recyclage de l'eau, une solution locale quand l'eau se fait rare. Veolia Environnement, 8p.
- Veolia, 2010. Le recyclage des eaux usées In Veolia eau, solution.
- Veolia.com, 2011.
- Vergine P., Lonigro A., Salerno C., Rubino P., Berardi G., Pollice A., 2016. Nutrient recovery and crop yield enhancement in irrigation with reclaimed wastewater: a case study, *Urban Wat. J.*, vol. 14, n°. 3, pp. 325-330. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2016.1141224>.
- Villagra P. E. et Cavagnaro J. B., 2005. Effects of salinity on the establishment and early growth of *Prosopis argentea* and *Prosopis alata* seedlings in two contrasting soils. Implication for their ecological success. *Austral Ecology*, vol. 30, pp. 325-335.
- Vogeler I., 2009. Effect of long-term wastewater application on physical soil properties. *Water Air Soil Pollut.*, vol. 196, n°. 1-4, pp. 385-392.
- WCED, 1987. Our common future. World Commission on Environmental and Development. Oxford University Press, Oxford, 383.

Références bibliographiques

- WHO/FAO, 2007. Joint FAO/WHO food standard programme codex alimentarius commission. 13th Session. Report of the thirty eight session of the codex committee on food hygiene. United States of America, Houston, ALINORM 07/30/13.
- Wu H., Guangming Z., Jie L., Shenglian G., Juan D., Lunhui L., Zhen Wei, Piao Xu, Fei Li, Yujie Yuan, Xiaoxiao He, 2015. Effect of early dry season induced by the Three Gorges Dam on the soil microbial biomass and bacterial community structure in the Dongting Lake wetland. *Ecological Indicators*, vol. 53, pp. 129-136.
- Yadav R. K., Goyal B., Sharma R. K., Dubey S. K., Minhas S. K., 2002. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water-A case study. *Environment International*, vol. 28, pp. 481-486.
- Younis U., Malik S. A., Rizwan M., Qayyum M. F., Ok Y. S., Shah M. H. R., Rehman R. A., Ahmad N., 2016. Biochar enhances the cadmium tolerance in spinach (*Spinacia oleracea*) through modification of Cd uptake and physiological and biochemical attributes. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, n°. 21, pp. 385-394. doi:10.1007/s11356-0167344-3.
- Zaanouni N., Gharssallaoui M., Eloussaief M., Gabsi S., 2018. Heavy metals transfer in the olive tree and assessment of food contamination risk. *Environmental Science and Pollution Research*, pp. 1-12. doi.org/10.1007/s11356-018-1474-8
- Zekri S., Ghezal L., Aloui T., Djebbi K., 1997. Les externalités négatives de l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture ; Options Méditerranéennes, Série A / n °31.
- Zhao K. L., Fu W. J., Ye Z. Q., Zhang C. S., 2015. Contamination and spatial variation of heavy metals in the soil-rice system in Nanxun County. South-eastern China, *Int. J. Environ. Res. Pub. Health*, vol. 12, pp. 1577–1594.
- Zheljazkov V. D., Craker L. E., Xing B., 2006. Effects of Cd, Pb, and Cu on growth and essential oil contents in dill, peppermint, and basil. *Environmental and Experimental Botany*, vol. 58, pp. 9-16.
- Zhou H., Yang W. T., Zhou X., Liu L., Gu J. F., 2016. Accumulation of Heavy Metals in Vegetable Species Planted in Contaminated Soils and the Health Risk Assessment. *International Journal of Environmental Research & Public Health*, vol. 13, n°. 3, pp. 289-301..

Annexes

Annexes

Annexe 1 : Recommandations microbiologiques de l'OMS (2006) pour le traitement des eaux usées destinées à l'irrigation

Catégorie	Condition de réutilisation	Groupe exposé	Nématodes intestinaux (œufs/l)	Coliformes fécaux (CFU/100ml)	Traitement susceptible d'assurer la qualité microbiologique voulue
A	Irrigation de cultures destinées à être consommées crues, des terrains de sports, des jardins publics	Ouvriers agricoles, consommateurs, public	<1	<1000	Une série de bassins de stabilisation conçus de manière à obtenir la qualité microbiologique voulue ou tout autre procédé de traitement équivalent
B	Irrigation de cultures céréalières, industrielles et fourragères, pâturage et des plantations d'arbre	Ouvriers agricoles	<1	Aucune norme n'est recommandée	Rétention en bassins de stabilisation pendant 8 à 10 jours ou tout autre procédé de l'élimination des helminthes et des coliformes intestinaux
C	Irrigation localisée des cultures de la catégorie B, si les ouvriers agricoles et le public ne sont pas exposés	Néant	sans objet	sans objet	Traitement préalable en fonction de la technique d'irrigation, mais au moins sédimentation primaire

Annexes

Annexe 2 : Recommandations de l'USEPA concernant la réutilisation des eaux usées (USEPA, 2004)

Type of use	Reclaimed Water Quality	Treatment
Urban uses, crops eaten raw, Recreational impoundments	<ul style="list-style-type: none"> • pH = 6 - 9 • ≤ 10 mg/L BOD • \leq NTU • No detectable fecal coli/100mL^b • 1 mg/L Cl₂ residual 	<ul style="list-style-type: none"> • Secondary • Filtration • Disinfection
Restricted access area irrigation, processed food crops, nonfood crops, aesthetic impoundments, construction uses, industrial cooling, environmental reuse	<ul style="list-style-type: none"> • pH = 6 - 9 • ≤ 30 mg/L BOD • ≤ 30 mg/L TSS • ≤ 200 fecal coli/100 mL^c • 1 mg/L Cl₂ residual 	<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Secondary <input type="checkbox"/> Disinfection
Groundwater recharge of nonpotable aquifers by spreading	<input type="checkbox"/> Site specific and use dependent	<ul style="list-style-type: none"> • Site specific and use dependent • Primary (minimum)
Groundwater recharge of nonpotable aquifers by injection	<input type="checkbox"/> Site specific and use dependent	<ul style="list-style-type: none"> • Site specific and use dependent • Secondary (minimum)
Groundwater recharge of potable aquifers by spreading	<ul style="list-style-type: none"> • Site specific • Meet drinking water standards after percolation through vadose/one 	<ul style="list-style-type: none"> • Secondary • Disinfection • May Also need filtration & advanced wastewater
Groundwater recharge of potable aquifers by injection, augmentation of surface supplies	<p>Includes Following :</p> <ul style="list-style-type: none"> • pH = 6.5 - 8.5 • ≤ 2 NTU • No detectable fecal coli/100mL^c • 1 mg/L Cl₂ residual • ≤ 3 mg/L TOC • ≤ 0.2 mg/L TOX • Meet drinking water standards 	<ul style="list-style-type: none"> • Secondary • Filtration • Disinfection • Advanced wastewater

Annexes

Annexe 3 : Les normes bactériologiques appliquées dans certains pays et préconisées par des organisations (Lavison et Moulin, 2007)

Pays/Organisation	Recommandations
OMS (niveau A)	1000 coliformes thermotolérants/100mL + 1 œuf d'helminthe/L
USEPA	< 1 ou 200 coliformes thermotolérants/100mL selon culture
Title 22 (Californie)	2,2 ou 2,3 coliformes totaux/100mL selon cultures + filière de traitement agréée
France (CSHPF, niveau A)	1000 coliformes thermotolérants/100mL + 1 oeuf d'helminthe/L + contrainte techniques particulières
Afrique de Sud	1 ou 1000 coliformes thermotolérants/100mL selon culture + filière imposés
Japon	1 E. coli/100mL + résiduel de chlore total > 0,4 mg/L
Koweït	100 ou 10000 coliformes totaux/100mL selon culture + effluent oxydé + filtré et désinfecté
Israël	2,2 ou 500 coliformes thermotolérants/100mL selon culture
Arabie Saoudite	2,2 coliformes totaux/100mL (culture à accès restreint)
Tunisie	< 1 nématode intestinal/L

Annexes

Annexe 4 : Limites recommandées en éléments traces (mgL^{-1}) dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (FAO, 2003)

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

Annexes

Annexe 5 : recommandation au niveau microbiologie pour la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture appliquées en Algérie (JORA, 2012)

Groupes de cultures à irriguer avec les eaux usées épurées	Culture à irriguer	Paramètres microbiologiques		Traitement susceptible d'assurer la qualité microbiologique exigée
		Coliformes fécaux ^a (CFU/100ml)	Nématodes intestinaux ^b (œufs/l)	
A	Irrigation non restrictive Culture de produits pouvant être consommés crus	<100	Absence	Catégorie III
B	Légumes qui ne sont consommés que cuits Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire	<250	<0,1	Catégorie III
C	Arbres fruitiers ^c Cultures et arbustes fourragers ^d Cultures céréalières Cultures industrielles Arbres forestiers Plantes florales et ornementales	Seuil recommandé <1000	<1	Catégorie II
D	Les cultures du groupe C utilisant l'irrigation localisée ^e	Pas de norme recommandée	Pas de norme recommandée	Catégorie I

(a) La valeur limite pour les coliformes fécaux représente une moyenne géométrique.
 (b) La valeur limite pour les œufs de nématodes représente une moyenne arithmétique.
 (c) L'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la cueillette. Aucun fruit tombé ne doit être ramassé sur le sol. L'irrigation par aspersion est interdite.
 (d) Le pâturage direct est interdit et il est recommandé de cesser l'irrigation au moins une semaine avant la coupe.
 (e) A condition que les ouvriers agricoles et la population alentour maîtrise la gestion de l'irrigation localisée et respecte les règles d'hygiène.

Annexes

Annexe 6 : recommandation physico-chimique pour la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture pour l'Algérie (JORA, 2012)

Problème potentiel en irrigation	Unité	Degré de restriction à l'usage		
		Aucun	Léger à Modéré	Sévère
Salinité Conductivité électrique ou TDS	dS/m	< 0,7 < 450	0,7-3,0 450-2 000	> 3,0 > 2 000
Infiltration SAR=0-3 et CE = 3 - 6 = 6 - 12 = 12 - 20 = 20 - 40	dS/m	> 0,7 > 1,2 > 1,9 > 2,9 > 5,0	0,7-0,2 1,2-0,3 1,9-0,5 2,9-1,3 5,0-2,9	< 0,2 < 0,3 < 0,5 < 1,3 < 2,9
Toxicité spécifique des ions Sodium (Na) Irrigation de surface Irrigation par aspersion Chlorure (Cl) Irrigation de surface Irrigation par aspersion Bore (B)	SAR meq/L meq/L meq/L mg/L	< 3 < 3 < 4 < 3 < 0,7	3-9 > 3 4-10 > 3 0,7-3,0	> 9 > 10 > 3,0
Effets divers Azote (NO ₃ .N) Bicarbonate (HCO ₃)	mg/L meq/L	< 5 < 1,5	5-30 1,5-8,5	> 30 > 8,5
pH	Gamme normale 6,5 - 8,4			

Annexes

Annexe 7 : limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (JORA, 2012)

Paramètre	long terme ^a (mg/L)	Court terme ^b (mg/L)
Aluminium	5.0	20.0
Arsenic	0.1	2.0
Béryllium	0.1	0.5
Bore	0.75	2.0
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1.0
Cobalt	0.05	5.0
Cuivre	0.2	5.0
Cyanures	0.05	0.5
Fluor	1.0	15.0
Fer	5.0	20.0
Phénols	0.005	0.002
Plomb	5.0	10.0
Lithium	2.5	2.5
Manganèse	0.2	10.0
Mercure	0.01	0.01
Molybdène	0.01	0.05
Nickel	0.2	2.0
Sélénium	0.02	0.02
Vanadium	0.1	1.0
Zinc	2.0	10.0

a : pour l'eau utilisée sans interruption sur tous les sols

b : pour l'eau utilisée pendant une période de 20 ans sur des sols de texture fine neutre ou alcalin

Annexes

Annexe 8 : Bassin d'orage et canal d'alimentation



Annexe 9 : Dégrilleur



Annexe 10 : Vis à sable



Annexes

Annexe 11 : Dégraissages-déshuilage



Annexe 12 : Racleur des graisses d'un dégraisseur



Annexe 13 : Bassin d'aération



Annexe 14 : Aération dans un bassin biologique



Annexe 15 : Clarificateur



Annexe 16 : Ouvrage de désinfection



Annexe 17 : La bande presseuse



Annexe 18 : Déshydratation mécanique



Annexe 19 : Boue déshydratée destinée à la décharge

