

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE



UNIVERSITE HADJ LAKHDAR DE BATNA

DEPARTEMENT DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE

THESE

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES BIOLOGIQUES

THEME

**Réponses physiologiques et biochimiques de quelques variétés de
blé dur sous contraintes hydriques à l'apport de boues résiduaires**

Présentée par : Boudjabi sonia

JURY

Grade et Université

Président : Si Bachir Abdelkrim

Professeur : Université Hadj Lakhdar, Batna

Rapporteur : Kribaa Mohamed

Professeur : Université Larbi Ben Mhidi, WOEB

Examineur : Dr. Sbih Mahtali,

MCA : Université Hadj Lakhdar, Batna

Examineur : Dr. Rouag Noureddine

MCA: Université Ferhat Abbas, Sétif 1

Examineur : Benmahammed Amar

Professeur : Université Ferhat Abbas, Sétif 1

Année universitaire 2016-2017

Je dédie cette thèse
à ma très grande Famille qui a fait de moi ce que je suis,
à mon mari qui a toujours cru en moi, pour son amour et son soutien,
et à tous mes Amis pour avoir rendu mon quotidien récréatif et passionnant.

Remerciements

Cette thèse est le fruit d'une collaboration de plusieurs personnes qui m'ont aidé à surmonter les difficultés que j'ai rencontré au cours de la réalisation de ce travail.

Tout d'abord, je souhaite remercier particulièrement Monsieur Kribaa M pour l'encadrement de ce travail. Votre investissement sans faille, le partage de votre expérience et vos conseils m'ont fait progresser. Nos diverses discussions professionnelles, ont été enrichissantes à tout point de vue. Je vous remercie sincèrement pour tout le soutien que vous m'aviez accordé au cours de cette thèse. Votre franchise et vos encouragements ont su me remettre sur le droit chemin dans les moments où le moral n'était pas au rendez-vous. Je veux également vous remercier pour m'avoir autant aidée pendant la période de rédaction : vos corrections, votre rapidité de réflexion et votre volonté de me voir réussir ont été essentielles pour l'aboutissement de ce travail.

Je tiens aussi, à remercier Madame Danièle Touron, Ingénieur à l'Observatoire Midi Pyrénées (CNRS) de Toulouse (France) pour m'avoir accueillie au sein de son unité. Vous avez rendu possible la réalisation du dosage des métaux lourds qui est une partie importante dans mon travail. Merci pour le temps que vous m'avez consacré, vos critiques pertinentes et votre esprit de synthèse qui ont été des éléments déterminants dans la valorisation des résultats obtenus.

Merci à l'ensemble de l'équipe de la salle blanche CNRS (Toulouse). Chacun d'entre vous a participé activement au bon déroulement de ce travail de thèse et sans vous, certaines études expérimentales n'auraient pu être réalisables. Je vous remercie tous pour votre gentillesse, l'aide que vous m'aviez apportée au quotidien et surtout pour votre investissement dans le chapitre dosage des métaux lourds.

J'adresse également mes remerciements aux membres de jury pour avoir accepté de juger ce travail.

Résumé

En égard aux changements climatiques et aux conditions de sécheresse estivales prononcée, l'Algérie fait partis des pays déficitaire en terme de ressource en eau pour la production agricole notamment dans les régions semi arides ou cette ressource est très limitée. Ce déficit a incité les responsables à prendre des mesures politiques d'assainissement des eaux urbaines. Des projets de lancement de nouvelles stations d'épuration sont fixés dans toutes les wilayas. Cette politique d'assainissement conduit à une production d'un grand tonnage de boue qui ne cessera de croître du fait de l'augmentation du nombre de stations d'épuration. Il faut donc des processus d'élimination qui soient adaptés, et ce, en particulier dans les pays en développement moins préoccupés et moins sensibilisés par les risques sanitaires concomitants. Les boues résiduaires traitées constituent, une source non négligeable, d'éléments fertilisants qui améliorent la fertilité du sol, son épandage permet de valoriser et de recycler les éléments nutritifs originaires du sol., toutefois, la présence possible de certains micropolluants est un sujet de préoccupation car les principaux risques liés à la valorisation agricole des boues urbaines se situent au niveau de l'accumulation dans les sols de composés toxiques comme les métaux lourds qui représentent une source significative de contamination des sols et augmentent ainsi le risque d'un impact potentiel tant au niveau environnemental qu'au niveau sanitaire., Ainsi, dans cette thèse notre objectif est d'aborder l'effet de l'épandage des boues sur les caractéristiques physicochimiques du sol et sur la qualité, la physiologie et la production du blé dur. Nous avons caractérisé l'apport des boues sur la fertilité du sol. Les résultats obtenus montrent une amélioration en carbone et en éléments assimilables, (nitrates et phosphore assimilable), aussi une amélioration dans le transfert hydrique du sol, une diminution en pH et une augmentation de la conductivité électrique. Cependant l'accumulation des métaux lourds (Pb, Zn, Cu, Mn, Fe) dans le sol est faible, inférieur aux normes françaises fixées par NFU – 041 (France, 1985).

Dans un deuxième temps nous nous somme intéressés à l'effet des boues sur la qualité alimentaire du grain, cette partie d'étude montre une amélioration dans les matières de réserve (La teneur des protéines, amidon, cendres). L'accumulation des métaux lourds est aussi très faible. Pour démontrer l'effet combiné de l'épandage des boues dans un sol ou la réserve en eau est limitée, on a entrepris dans un troisième temps la troisième partie d'expérimentation.

Les résultats indiquent que contrairement à l'effet traitement, le stress hydrique engendre une accumulation de proline, de sucre et une diminution dans la chlorophylle, avec une perte en biomasse et surface des feuilles suivi aussi par une diminution dans le rendement en grain. Cependant, l'interaction entre les deux facteurs indique un excès dans l'accumulation des deux régulateurs osmotiques (proline et sucre) qui est très déterminante surtout avec la plus forte dose de boue.

Mots clés : Boue résiduaire, blé dur, métaux lourds, semi aride, qualité du grain, fertilité du sol.

Abstract

Under climate change conditions and severe droughts of summer, Algeria is among the countries which is in deficit in terms of water resource for the agricultural production, particularly in the semi-arid areas where this resource is limited. This deficit encouraged decision makers to purify and reuse urban waters. Projects of launching new purification stations are installed in all Algerian cities, which resulted in the production of large amounts of sewage sludge. As the number of purification stations is increasing, processes of sludge elimination are needed in developing countries where there is less worry in regards to concomitant health hazards. Treated sewage sludge represents a considerable source of fertilizing elements which improve soil fertility. Its application enhances the development and recycling of the nutritive elements into the ground., however, the possible presence of some micro-pollutants is a subject of concern because the principal risks related to the agricultural valorization of urban sludge accumulate toxic compounds in grounds such as heavy metals that represent a significant source of soil contamination and thus increase the risk of a potential impact at both the environmental and medical level., in fact, the current study aims to assess the effect of sewage sludge application on soil physicochemical characteristics as well as quality, physiology and production of durum wheat.

We characterized the contribution of sewage sludge on soil fertility. The results obtained showed an improvement of carbon and organic elements (nitrates and organic phosphorus). An improvement in the water transfer of the ground, a reduction in pH and an increase in electric conductivity were observed after the application of sewage sludge. However, the accumulation of heavy metals (Cd, Pb, Zn, Cu, Mn, Fe) in the ground was weak and lower than the French standards set by NFU – 041. Furthermore, we investigated the effect of sewage sludge application on the nutritional quality of the wheat grain. Our findings revealed an improvement in the nutrient preservatives (content of proteins, starch, ashes). The accumulation of heavy metals was also very slight. Regarding the combined effects of sewage sludge application and under different water stresses, results indicated a high accumulation of proline and sugar associated with a reduction in chlorophyll and a loss in wheat production (biomass and leaf area) which also generated a reduction in the output of grain yield.

Keywords: sewage sludge, wheat durum, heavy metals, semi-arid, grain quality, soil fertility.

الملخص

بسبب التغيرات المناخية و عوامل الجفاف الصيفية البارزة، فالجزائر جزء من الدول التي تعاني من نقص في الموارد المائية المستعملة للإنتاج الزراعي و بالتحديد المناطق شبه الجافة حيث يكون هذا المنبع محدود . هذا العجز المائي دفع المسؤولين لاتخاذ إجراءات لتصفية مياه الصرف الصحي للمناطق الحضرية لإنشاء محطات التصفية عبر كل ولايات الوطن.

هذه السياسية تؤدي إلى إنتاج حمولة كبيرة من الحمأة التي هي في تزايد مستمر بسبب زيادة عدد محطات التصفية، و منه وجب وضع آليات إقصاء جد مكيفة و بالتحديد في البلدان النامية الغير واعية و الغير متحسسة بالأخطار الصحية المرافقة لاستعمال هذه المادة . الحمأة المعالجة تمثل مصدر معتبر للمواد المخصبة التي تحسن من خصوبة التربة و إضافاتها تسمح بتثمين و تجديد المواد المغذية الموجودة في التربة. إلا أن إحتمال وجود آثار لبعض المواد الملوثة يعتبر موضوع إنشغال المسؤولين لأن الأخطار الأساسية المرتبطة بالتثمين الزراعي للحمأة تتمثل في تراكم المركبات السامة في التربة مثل المعادن الثقيلة التي تمثل مصدر معنوي لتلوث هذه الأخيرة بحيث ترفع نسبة الخطورة بشدة في كل من الجانب البيئي و الصحي على السواء . الأعمال المقدمة في هذه الرسالة تستهدف دراسة تأثير الحمأة على الخصائص الفيزيو- كيميائية للتربة و على نوعية بدور و فيزيولوجية و إنتاج القمح الصلب . في مرحلة أولى أظهرنا مدى تأثير إضافة الحمأة على خصائص التربة . أظهرت النتائج المتحصل عليها تحسن في الكربون و العناصر المستهلكة (النترات و الفسفور المستهلك)، و كذلك تحسن الناقلية المائية و ارتفاع في الناقلية الكهربائية، و انخفاض في قيمة الحموضة في التربة إلا أن تراكم المعادن الثقيلة في التربة ضعيف و أقل من المعايير التي وضعتها الفرنسية . 041 . NFU في مرحلة ثانية من الدراسة إهتمينا بتأثير الحمأة على النوعية الغذائية للبذور، أظهر هذا الجزء المدروس تحسن في المواد المدخرة (نسبة البروتين و النشاء كذلك الأملاح بينما تراكم المعادن الثقيلة جد ضعيف.

لإظهار التداخل بين عمل الحمأة و محدودية المخزن المائي في التربة قمنا بالجزء الثالث من الدراسة. أظهرت النتائج تراكم قوي في البرولين، تناقص اليخضور ا و ب ، و ضياع الكتلة الاحيائية مما نتج عنه نقص المردود الحيي .

الكلمات المفتاحية :حمأة، قمع صلب، معادن ثقيلة، شبه جاف ، قيمة غذائية للقمح ،خصوبة التربة

Liste des abréviations

ETM : Eléments traces métalliques

CEE : comité européenne de l'environnement

PEG : Polyéthylène de glycol

CNRS : Centre national de recherche scientifique

CTO : Composés traces organiques

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Cu : cuivre

Zn : Zinc

Fe : Fer

Mn : Manganèse

Pb : Plomb

B1 : Dose 20 t /ha de matière sèche de boues

B2 : Dose 50 t /ha de matière sèche de boues

B3 : Dose 100t /ha de matière sèche de boues

N : Azote (fumure Urée)

S1 : niveau hydrique 100% De la capacité au champ

S2 : niveau hydrique 80% De la capacité au champ

S3 : niveau hydrique 50% De la capacité au champ

S4 : niveau hydrique 30% De la capacité au champ

Sommaire

Dédicaces	1
Remerciements.....	2
Résumé.....	3
Abstract.....	4
Abréviations	5
Liste des tableaux.....	12
Liste des figures.....	13
Introduction générale	16
CHAPITRE 1 : CONTEXTE BIBLIOGRAPHIQUE.....	19
I.1. Les Traitement des eaux usées et des boues résiduaires.....	20
I.1.1. Les traitements des eaux usées dans une station d'épuration.	20
I.1.1.1. Le prétraitement des eaux usées.....	20
I.1.1.2. Le traitement primaire.....	20
I.1.1.3. Les traitements secondaires.	21
I.1.3.1. Les traitements physicochimiques.	21
I.1.3.2. Les traitements biologiques.....	21
I. 1.1.4. Les traitements tertiaires ou les traitements complémentaires.....	22
I.1.1.4.1. La réduction des matières en suspension et de la pollution organique biodégradable.....	22
I. 1.1.4.2. La réduction de la matière organique non biodégradable.....	22
I.1-1-4-3. La réduction de la pollution phosphorée : La déphosphatation.	22
I.1.1.4.4. L' élimination des germes pathogènes : La désinfection.....	23

I.1.2. Les différentes filières de traitement des boues résiduaires.	23
I.1.3. Les voies d'élimination des boues.	24
I.1.3.1. La mise en décharge.....	24
I.1.3.2. L'incinération.....	25
I.1.3.3. Le compostage.....	25
I.1.3.4. L'utilisation agricole.	26
I.1.4. La composition des boues.....	27
I.1.4.1. La matière organique.....	28
I.1.4.2. Les éléments fertilisants et amendements.	28
I.1.4.3. Les contaminants chimiques organiques et inorganiques.....	28
I.1.4.4. Les composés traces organiques.	30
I.1.4.5. Les microorganismes pathogènes.....	31
I. 2. Les paramètres de fertilité du sol	31
I.3. A propos du blé dur.....	32
I.3.1. L'origine du blé.	32
I.3.1.1. L'origine géographique du blé.	32
I.3.1.2. L'origine génétique du blé.....	33
I.3. 2. La classification du blé.	33
I.3.3. La composition histologique et chimique.....	34
I. 3.4. Les usages d'utilisation du blé dur.	34
I. 3.5. Les exigences du blé dur.	35
I. 3.5.1. Les exigences climatiques.	35
I.3. 5 .2. Les exigences hydriques.	35

I.3.5.3. Les exigences minérales.....	36
I. 3.6. A propos de la qualité du blé dur.	36
I.4. Le déficit hydrique	37
I.4.1. L'état hydrique du sol.....	37
I.4.2. L'état hydrique de la plante.	38
I. 4.3. L'effet du déficit hydrique sur les processus édaphiques.	38
I.4.4. Les paramètres de la plante affectée par le stress hydrique.....	39
I.4.5. Les mécanismes d'adaptation des plantes via a vis d'un déficit hydrique.	40
I.4.5.1. Les adaptations phénologiques.....	40
I.4.5.2. Les adaptations morphologiques.....	40
I. 4. 5.3. Les adaptations physiologiques.	41
I.4.5.3.1. Maintien de l'état hydrique de la plante.....	41
I. 4.5.3.2. Le fonctionnement stomatique.....	41
I.4.5.3.3. L'ajustement osmotique.	42

CHAPITRE II : EFFET DES BOUES RESIDUAIRES SUR QUELQUES PARAMETRES DE FERTILITE DU SOL.....	43
Résumé	44
Abstract.....	45
Introduction.....	46
II.1. Matériels et méthodes	47
II. 1.1 Localisation de l ´essai.....	47
II. 1.2. Matériels utilisés	47
II.1.2.1.Les boues résiduaires	47
II.2.2.2. Le sol.....	47
II.2.2.3. Le matériel végétal	47
II. 1.3. La description de l ´expérimentation.....	48
II.1.3.1.La préparation des mélanges sols- boues	48
II.1.3.2.La préparation de cultures	49
II. 1.4. Le prélèvement des échantillons.	49
II.1.4.1Le prélèvement des échantillons de sol.....	49
II.1.4.2.. Le prélèvement des plantes	50
II.1.4.3.Les températures prélevées au cours de l ´essai.....	50
II. 1.5. Les analyses du sol.....	50
II. 1.5.1. Les paramètres chimiques	50
II. 1.5.2. Les paramètres physico-chimiques.....	52
II.1.5.3. Les paramètres physiques.....	53
II. 1.6. Les analyses statistiques.....	53

II.2. Résultats et discussions.....	54
II.2.1. Les paramètres chimiques	55
II. 2.1.1. Le carbone	55
II.2.1.2. Les ions nitrates et ammonium.....	58
II.2.1.3. Le phosphore assimilable.....	61
II.2.1.4. Les métaux lourds.....	63
II.2.2. Les paramètres physico-chimiques	70
II.2.2.1. Le pH et la Conductivité électrique.....	70
II.2.3. Les paramètres physiques	74
II. 2.3.1. La conductivité hydraulique et la porosité.....	74
II. 2.3.2. L'humidité équivalente.....	79
CONCLUSION	81
CHAPITRE III : L'EFFET DES BOUES SUR LA QUALITE NUTRITIONELLE DU BLE DUR.....	82
Résumé.....	83
Abstract.....	83
Introduction.....	84
III.1. Matériels et méthodes.	86
III.1.1.L'Analyse du grain	86
III.1.1.1 .Le dosage de l'amidon	86
III.1.1.2.L 'Humidité et la teneur des protéines.....	86
III. 1.1.3.La teneur des cendres	86
III.1.1.4. Le dosage des métaux lourds	87

III.1.1.5.L'Analyse de la variance.....	88
III.2. Résultats et discussions.	89
III. 2. 1. La teneur de l'amidon.....	89
III. 2. 2. Les protéines.....	92
III.2. 3. L'humidité du grain.	94
III. 2. 4. La teneur des cendres.....	95
III. 2.5. Les métaux lourds	97
CONCLUSION	104

CHAPITRE IV : L'EFFET DES BOUES RESIDUAIRES SUR LES PARAMETRES
PHYSIOLOGIQUES, MORPHOLOGIQUES ET SUR LA PRODUCTION DU BLE DUR
SOUS DEFICIT HYDRIQUE..... 105

Résumé	106
Abstract	107
Introduction.....	108
IV.1. Matériels et méthodes.....	109
IV.1.1. Le Dispositif expérimentale.....	109
IV.1.2. Le Prélèvements de la matière végétale.	109
IV.1.3. Les températures prélevées	110
IV.1.4. Les mesures réalisées.....	110
IV.1.4.1 Les paramètres physiologiques	110
IV.1. 4.1.1. La teneur relative en eau	110
IV.1. 4.1.2. La teneur en sucres solubles des feuilles.....	110
IV.1 4.1.3. La teneur en proline.....	111

IV.1.4.1.4. La teneur en chlorophylle.....	111
IV.1.4.2 Les paramètres chimiques	111
IV. 1 .4.2.1. Le dosage de la matière sèche en phosphore total.	111
IV.1.4.2.2. Le dosage de la matière sèche en azote total.	112
IV.1.4.3. Les paramètres de productivité.....	112
IV.1.4.3.1. La surface foliaire.....	112
IV.1.4.3.2. La biomasse aérienne.....	112
IV.1.4.3.3 Le rendement en grains et ses composantes.....	113
IV.1.5. Etude statistique.....	113
IV. 2. Résultats et discussion.....	114
IV.2.1. Les paramètres physiologiques.....	114
IV.2.1.1.La teneur relative en eau	114
IV.2.1.2. Les sucres	119
IV.2.1.3. La proline	122
IV.2.1.4. La chlorophylle.....	125
IV.2.2. Les paramètres chimiques.....	129
IV.2.2.1. La teneur en phosphore totale	129
IV.2.2.2. La teneur en azote total.....	133
IV.2.3. Les paramètres de productivité.....	137
IV.2.3.1. La surface foliaire	137
IV.2.3.2. La biomasse aérienne	140
IV.2.3.3. Le rendement en grain et ses composantes	144
Conclusion.....	149

Conclusion générale et perspectives	151
Références bibliographiques	155
Annexe.....	178

Liste des tableaux

Tableau. no	Titre	Page
Tableau.1	Teneurs limites en éléments traces métalliques dans les boues d'épuration selon l'arrêté du 8 janvier 1998.	30
Tableau.2	Caracteristiques de la variété <i>WAHA et MBB</i> .	48
Tableau.3	Caractéristiques physico-chimiques de la boue et du sol.	54
Tableau.4	Etude statistique des paramètres chimiques calculés dans le sol.	56
Tableau.5	Etude statistique des métaux lourds testés dans le sol.	66
Tableau.6	Etude statistique des paramètres physico-chimiques.	72
Tableau.7	Etude statistique des paramètres physiques calculés dans le sol.	77
Tableau.8	Etude statistique des paramètres nutritionnels dans le grain du blé.	90
Tableau.9	Etude statistique des ETM dans le grain du blé.	99
Tableau.10	Etude statistique des paramètres physiologiques calculés dans la plante.	118
Tableau.11	Etude statistique des paramètres chimiques calculés dans la plante.	135
Tableau.12	Etude statistique des paramètres de productivité calculés dans la plante.	148

Liste des figures

Figure.no	Titre	Page
Figure.1	Effet des traitements sur la teneur en carbone % du sol.	55
Figure.2	Effet des traitements sur la teneur des nitrates et ions ammoniums dans le sol (mg/kg).	59
Figure.3	Effet des traitements sur la teneur en phosphore assimilable et phosphore total du sol.	61
Figure.4	Effet des traitements sur le pH du sol.	65
Figure.5	Effet des traitements sur la conductivité électrique (dS/m) du sol.	71
Figure.6	Effet des traitements sur la teneur des métaux lourds dans le sol (ppm).	72
Figure.7	Effet des traitements sur la conductivité hydraulique du sol.	75
Figure.8	Effet des traitements sur la porosité du sol (%).	76
Figure.9	Effet des traitements sur l'humidité équivalente du sol.	79
Figure.10	Effet des traitements sur la teneur des grains en amidon (%).	89
Figure.11	Effet des traitements sur la teneur des grains en protéines.	92

Figure.12	Effet des traitements sur l'humidité du grain.	94
Figure.13	Effet des traitements sur la teneur des cendres dans le grain du blé.	96
Figure.14	Effet des traitements sur la teneur des grains en métaux lourds (ppm).	98
Figure.15	Effet du stress sur la teneur relative en eau des feuilles.	115
Figure.16	Effet des traitements sur la teneur des feuilles en eau.	115
Figure.17	Effet du stress sur la teneur des sucres dans les feuilles.	120
Figure.18	Effet des traitements sur la teneur des sucres dans les feuilles.	120
Figure.19	Effet du stress sur la teneur de la proline dans les feuilles.	123
Figure.20	Effet des traitements sur la teneur de la proline dans les feuilles.	123
Figure. 21	Effet du stress sur la teneur en chlorophylle <i>a et b</i> .	127
Figure.22	Effet des traitements sur la teneur de la chlorophylle <i>a et b</i> .	127

Figure.23	Effet du stress sur la teneur des plantes en phosphore total.	130
Figure.24	Effet des traitements sur la teneur des plantes en phosphore total %.	131
Figure. 25	Effet du stress sur la teneur des plantes en azote total.	134
Figure. 26	Effet des traitements sur la teneur des plantes en azote total %.	134
Figure. 27	Effet du stress sur la surface foliaire.	138
Figure.28	Effet des traitements sur la surface foliaire des feuilles.	138
Figure.29	Effet du stress sur la biomasse aérienne des plantes au stade maturité.	141
Figure.30	Effet des traitements sur la biomasse formée des plantes au stade maturité.	141
Figure.31	Effet du stress sur les composantes du rendement.	145
Figure.32	Effet des traitements sur les composantes du rendement.	145
Figure.33	Courbe d'étalonnage des ions nitrates dans le sol.	182

Figure.34	Courbe d'étalonnage des ions ammonium dans le sol.	183
Figure.35	Courbe d'étalonnage du phosphore assimilable dans le sol.	184
Figure.36	Courbe d'étalonnage de l'amidon dans le grain du blé.	188
Figure.37	Courbe d'étalonnage des sucres dans la plante.	194
Figure.38	Courbe d'étalonnage de la proline dans la plante.	195
Figure.39	Courbe d'étalonnage du phosphore total dans le sol.	196

Introduction

L'Algérie, comme tous les pays du sud méditerranéen, est confronté au problème de la rareté de l'eau, causée principalement par une irrégularité des précipitations, l'expansion de la population urbaine avec le mode de vie moderne, l'amplification des activités industrielles et agricoles, ainsi que l'augmentation de l'évaporation. Cette pénurie d'eau touche beaucoup plus les régions arides et semi-arides, caractérisées par des sols carbonatés à faible taux de matière organique. Devant ces aléas climatiques et trophiques, la culture du blé, qui est une céréale très cultivée dans notre pays se heurte de ce fait à de grosses difficultés conduisant ainsi à une irrégularité dans la production.

Les céréales et leurs dérivés constituent l'épine dorsale du système alimentaire algérien. Le blé est transformé principalement en semoule et en pâtes alimentaires. Cependant, les exigences en termes de qualité technologique du grain sont parfois difficiles à concilier avec les contraintes des producteurs. Ainsi à titre d'exemple les forts taux de mitadinage enregistrés en zones traditionnelles de culture du blé dur, entraînent des réfections importantes. Ces critères sont fortement dépendants de l'environnement.

Il est notoire que la conciliation de l'amélioration du rendement des cultures de blé, repose sur le maintien du stock en éléments nutritifs, essentiels pour le développement des plantes dans le sol, et sur le recours inéluctable à l'utilisation des ressources conventionnelles pour résoudre le problème du déficit hydrique (Mäder, et al.2000 ;Martinez, 2002;Huang et al.2005; Casado et al. 2006 ; Chennafi et al. 2011 ; Lobo et al.2013 ; Li et al. 2013).

En effet, Le sol est une ressource naturelle dont l'exploitation doit être perçue à travers une optique conservatrice de limitation de toutes les formes de dégradation surtout dans les régions arides et semi arides où la fragilité et la pauvreté en éléments nutritifs constituent les traits dominants. Cette situation incite souvent les agriculteurs à entreprendre une gestion conservatoire qui repose sur l'exploitation de différentes sortes de composés résiduels afin d'améliorer leurs rendement de cultures, tels le fumier de bovins ou de volaille, les compostes.

Pour répondre à cet objectif, l'incorporation des boues s'avère une alternative efficace apte à améliorer durablement la fertilité physique et chimique du sol (N'Dayegamiye et al. 2004; Courtney, 2008; Shaheen et al.2014). En effet, elle protège le sol contre la dégradation et favorise une meilleure croissance des plantes, en accroissant leurs potentiels de survie en

période de sécheresse (Pascual, 2007; Fernandez et al. 2007; Van Zwieten et al. 2010 ; Jacobsen et al. 2012). Actuellement, la majorité des études effectuées sur les boues (Bresson et al. 2001 ; Orman et Kaplan, 2014) sont orientées vers la valorisation agricole grâce à leur apport important en éléments nutritifs. Toutefois, l'épandage de ce biosolide n'est pourtant pas sans risques sanitaires et environnementaux. La présence des éléments traces métalliques, des micropolluants organiques et des agents pathogènes représente un risque fatal de contamination des sols, des cultures et des animaux par le biais des chaînes alimentaires. Bien que, les apports de ces effluents et polluants épandus en agriculture restent faibles comparés à d'autres vecteurs tels que les retombées atmosphériques, les produits phytosanitaires ou encore les engrais (Mench et Baize. 2004 ; Lassoued et al. 2014), l'épandage des boues résiduaires est un sujet qui est au cœur des débats des consommateurs, déjà échaudés par de nombreuses « affaires », vaches folles, OGM, etc... qui s'inquiètent pour leur sécurité alimentaire quand à l'utilisation de ces résidus.

Dans ce contexte que se situe le présent travail dont les objectifs sont les suivants :

- Apprécier la qualité des boues utilisées par une approche physicochimique. et étudier, l'effet de l'épandage de ces boues résiduaires sur les paramètres de fertilité du sol.
- Etudier l'effet de l'apport de ce bio solide sur la qualité nutritive et sanitaire du grain.
- Le dernier objectif est de suivre la réponse du blé dur, (*Triticum durum Desf.*), à l'épandage de boues résiduaires sous climat semi-aride.

Ce manuscrit est divisé en quatre chapitres. Le premier chapitre se veut être une synthèse bibliographique sur les boues, les paramètres de qualité du grain, et sur le déficit hydrique

Le chapitre II, présente l'évaluation de l'épandage des boues sur les paramètres de fertilité du sol. Par hypothèse on s'attendra à une amélioration des paramètres physiques, physicochimiques et chimiques du sol qui sera linéaire en fonction des doses appliquées ; une amélioration qui mettra en relief une augmentation dans la capacité hydrique et nutritive du sol, avec cependant une forte accumulation de métaux lourds qui pourra entraîner des symptômes de toxicité qui pourra affecter le développement du végétal.

Le chapitre III, traite l'impact de l'épandage des boues sur la qualité du grain de blé. Dans ce chapitre, on soupçonnera une forte accumulation dans les matières de réserves (protéine , amidon et cendres) et une augmentation dans l'humidité du grain, avec aussi une très forte accumulation de métaux lourds qui sera linéaire avec l'accroissement des doses de boues appliquées.

Pour le chapitre IV notre étude s'est basée sur le comportement physiologique du blé à l'apport de doses croissantes de boues combiné avec un déficit hydrique. Dans cette partie d'étude, on mettra l'hypothèse que les paramètres morfo-physiologiques, biochimiques ainsi que le rendement seront supérieurs dans les sols amendés par rapport au control; mais aussi ces paramètres vont s'améliorer avec l'accroissement des amendements en boues, vue que les caractéristiques du sol sont connues à s'améliorer avec les amendements organiques à base de boue résiduaire (Lobo et *al.*2013). Cependant, la forte charge minérale de ce biosolide pourra créer avec les plus fortes doses, un effet de stress osmotique qui limitera le développement de culture (Lassoued et *al.*2014).

Chapitre I : Contexte bibliographique

I. 1. Les Traitements des eaux usées et des boues résiduaires

I. 2. Les paramètres de fertilité du sol

I. 3. A propos du blé dur

I. 4. Le déficit hydrique

I.1. Les traitements des eaux usées et des boues résiduaires

I.1.1. Les traitements des eaux usées dans une station d'épuration

I.1.1.1 Le prétraitement des eaux usées

Avant l'arrivée dans la station d'épuration, les collecteurs des eaux usées charrient des matières très hétérogènes, et souvent grossières. Les eaux qui arrivent à la station d'épuration subissent en premier lieu des traitements de dégrossissage nommés prétraitements. Ceux-ci vont permettre d'extraire la plus grande quantité des éléments dont la taille (détritus grossiers), le pouvoir abrasif (sables, argiles) et la masse spécifique (graisses flottantes) risquent de perturber le fonctionnement des étapes ultérieures. Ces prétraitements constituent une première étape très importante pour assurer un traitement efficace des eaux usées.

Il est notoire qu'il existe plusieurs filières, mais le choix d'un procédé de traitement doit être adéquat du point de vue climatique, des applications attendues et de l'investissement (Werther et Ogada, 1999). Ce procédé nécessite un ensemble cohérent de traitements effectués après des prétraitements tels que le dégrillage, tamisage, le dessablage et le dégraissage (Gamrasni, 1984). Après ces prétraitements, les eaux usées vont suivre la filière «eau» dans le processus d'épuration.

I.1.1.2. Le traitement primaire

Après les prétraitements, il reste dans l'eau une charge polluante dissoute et des matières en suspension que ce traitement va permettre d'éliminer en partie. La nature (organique ou minérale), les dimensions (particules grossières non piégées lors des étapes de prétraitements, finement dispersées ou à l'état colloïdal) et la densité de ces particules sont très variables. Le traitement primaire correspond à une étape gravitaire qui permet d'isoler par décantation les particules décantables.

Les eaux usées peuvent transiter dans un bassin de décantation pour subir une décantation primaire qui enlève entre 50 et 65% des MES (Matières en suspension) et 25 à 30% de la DBO₅ (Demande biologique en oxygène). Les résidus récupérés au fond du bassin sont des boues primaires (Guivarch, 2001).

I.1.1.3. Les traitements secondaires

I.1.3.1. Les traitements physico-chimiques

Le traitement physico-chimique va permettre d'agglomérer les particules par adjonction d'agents flocculants. Il comporte une phase de coagulation (agglomération des colloïdes par addition par exemple de sels de fer ou d'aluminium), une phase de floculation et une phase de décantation (dans des clarificateurs : élimination des particules formées décantables de taille généralement supérieure à 50 µm) pour assurer la séparation entre solide et liquide suite à l'injection des agents flocculants tel le charbon actif en poudre. Ces traitements acceptent les variations brutales de charges polluantes, mais ils sont très coûteux en exploitation selon les adjuvants chimiques utilisés. Les traitements physicochimiques sont souvent utilisés dans des stations recevant un débit très variable d'eaux usées (stations touristiques essentiellement) (Gamrasni, 1984 ; Guivarch, 2001 ; Le Villio *et al.* 2001).

I.1.3.2. Le traitement biologique

Le traitement biologique vise à éliminer les matières biodégradables des eaux usées en les transformant en corps et résidus microbiens plus facilement décantables :

Eaux usées + biomasse épuratrice + O₂ → eau purifiée + biomasse décantable + CO₂

Les résidus collectés après ce traitement sont constitués essentiellement de matières minérales flocculées, matières organiques non assimilées ou adsorbées et corps microbiens. Il s'agit de boues secondaires. Boues primaires et secondaires peuvent être mélangées, on parle alors de boues mixtes fraîches (Gamrasni, 1984; Guivarch, 2001). La biomasse est constituée de microorganismes hétérotrophes primaires ou prédateurs. Cette biomasse peut être libre c'est à dire en suspension plus ou moins agrégée en floccs, dans un bassin d'aération. On parle alors de boues activées (Edeline, 1997; Guivarch, 2001). Quand le temps de résidence des boues dans le bassin est grand (supérieur à 18 jours), on parle de boues d'aération prolongée. La biomasse peut aussi être fixée à un support solide à travers lequel percole l'eau à traiter. Enfin, les eaux usées peuvent également être épurées par lagunage. Celles-ci sont dirigées dans des bassins étanches en plein air. L'oxygène nécessaire au développement des microorganismes hétérotrophes est fourni par les algues photosynthétiques.

I.1.1.4. Les traitements tertiaire ou les traitements complémentaires

Le traitement tertiaire, qui n'est pas systématique, est une opération d'affinage de l'effluent avant réintroduction de l'eau épurée dans le milieu naturel.

I.1.1.4.1. La réduction des matières en suspension et de la pollution organique biodégradable

Le traitement le plus utilisé afin de réduire les matières en suspension et la pollution organique biodégradable, est la filtration tertiaire qui, selon la nature du matériau utilisé, permet de réaliser une épuration essentiellement physique ou biologique.

I.1.1.4.2. La réduction de la pollution organique non biodégradable

Pour fixer les matières carbonées dissoutes non biodégradables (par exemple les détergents), le moyen le plus utilisé est l'adsorption sur charbon actif.

I.1.1.4.3. La réduction de la pollution phosphorée : la déphosphatation

Le principal inconvénient de la forte teneur en phosphore dans les eaux est de favoriser l'eutrophisation des cours d'eau, des lacs et des milieux marins. Ainsi, la réduction des apports phosphorés des eaux usées est en général considérée comme le facteur clé de la lutte contre l'eutrophisation des rivières et des lacs. Le phosphore présent dans les eaux peut avoir trois origines :

- les apports diffus d'origine agricole (élevage, engrais...),
- les apports industriels (industrie agro-alimentaire, industrie de pâte à papier...),
- les apports domestiques.

Les techniques de déphosphatation qui sont généralement appliquées font appel à des réactions de précipitation (procédés physico-chimiques) ou à des micro-organismes épurateurs qui assurent une sur-élimination du phosphore (procédés biologiques).

a) La déphosphatation chimique se fait grâce à l'utilisation de réactifs (tels que les sels de fer et d'aluminium ou la chaux) qui donnent naissance à des précipités ou complexes insolubles séparés de l'eau par des techniques de séparation solide-liquide.

b) La déphosphatation biologique repose sur un transfert de phosphore de la phase liquide

(Eaux usées à épurer) vers la phase solide (boues) par stockage intracellulaire. Cette accumulation conduit à la formation de granules de polyphosphates (poly-P) et entraîne un enrichissement progressif de la boue en phosphore jusqu'à des teneurs très importantes. Il est alors aisé d'assurer l'élimination du phosphore de l'eau par simple soutirage des boues en excès après une étape de décantation.

I.1.1.4.4. L'élimination des germes pathogènes : La désinfection

Par définition, les eaux usées urbaines représentent les déchets de la vie individuelle et collective des agglomérations, contiennent des micro-organismes pathogènes susceptibles d'être à l'origine de maladies (bactéries, virus, parasites) (Robert *et al.*1994). La désinfection a pour but de détruire les micro-organismes pathogènes. Parmi les procédés de désinfection susceptibles d'être mis en œuvre, il y a :

- *le chlore* (à l'état gazeux ou sous forme d'hypochlorite de sodium : eau de Javel). Ce moyen de désinfection et de stérilisation est le plus utilisé et le mieux maîtrisé,
- *le bioxyde de chlore* (ClO_2) qui est un réactif très performant mais dont la mise en œuvre est délicate et nécessite une surveillance importante,
- *l'ozone* est performant et très efficace pour l'élimination des virus, mais il est encore actuellement peu utilisé en raison du coût élevé de sa mise en œuvre,
- et *les rayons ultraviolets*, cas de la déphosphatation, qui est principalement utilisée dans la majorité des stations d'épuration (Guivarch, 2001).

I.1.2. Les différentes filières de traitements des boues résiduaires

Les boues résiduaires se présentent sous une forme liquide et avec une forte charge en matière organique hautement fermentescible. Ces deux caractéristiques sont gênantes et posent beaucoup de problèmes techniques pour leur évacuation «quelle que soit la destination », parmi lesquels leur transport et leur stockage qui conduisent souvent à des problèmes de manipulation et des nuisances olfactives (Le villio *et al.* 2001; Koller, 2004).

Généralement, trois grands types de traitement sont à distinguer :

La stabilisation pour empêcher ou réduire les problèmes de fermentation et d'éviter ainsi les nuisances olfactives. Cette opération peut être biologique par voie aérobie (compostage) ou anaérobie (méthanisation) ou chimique (chaulage ou autres traitements) (Office International de l'Eau, 2001). La stabilisation biologique présente l'avantage de limiter l'évolution ultérieure de la composition des boues.

La déshydratation est la concentration des boues qui a pour objectif de réduire leur volume (plus de 97 % d'eau) par épaissement et/ou par déshydratation pour faciliter par la suite leur transport et leur stockage. Un conditionnement est souvent utilisé en amont pour favoriser la séparation liquide-solide à l'aide de flocculants organiques de synthèse ou minéraux, et autoclavage. Selon la puissance du procédé de séchage utilisé, épaissement, déshydratation ou séchage thermique, on obtient des boues à différents pourcentages de siccité : boues liquides (4 à 10 %), boues pâteuses (10 à 25 %), boues solides (25 à 50 %) et boues granulées ou en poudre pour une siccité supérieure à 85 % (Levillio *et al.* 2001). Les traitements d'hygiénisation visent à enlever les agents pathogènes existant dans les boues.

I.1.3. Les voies d'élimination des boues

I.1.3.1. La mise en décharge

La mise en décharge contrôlée consiste en un enfouissement des boues (souvent mélangées avec les ordures ménagères) en tenant compte de certaines conditions : compactage des résidus, site étanche, récupération et traitement des jus de décharges (lixiviats), équipement et gestion du site (El-Fadel et Khoury, 2000 ; Allen, 2001). Les boues doivent être préalablement stabilisées et déshydratées (Humidité maximale de 70%).

La mise en décharge comme solution d'élimination des boues a perdu progressivement de son intérêt et se retrouve actuellement interdite pour des raisons financières (procédure de fermeture ...) et pour des problèmes environnementaux tels que les odeurs nauséabondes, pullulation de moustiques, entraînement d'éléments fertilisants (nitrates, phosphates) et de produits toxiques par les eaux superficielles et contamination des nappes d'eaux souterraines (Looser *et al.* 1999; Kjeldsen *et al.* 2002; Marttinen *et al.* 2003).

Les décharges ne doivent plus accepter que des déchets qui ne peuvent plus être raisonnablement valorisés ou à caractère non dépolluables ou dangereux appelés aussi déchets ultimes. La directive européenne du 26 avril 1999 impose une diminution d'au moins 65 % de la quantité de déchets organiques mis en décharge d'ici 2015.

I.1.3.2. L'incinération

Elle réalise la destruction de la matière organique des déchets par combustion à haute température (+ de 500 °C) produisant des fumées et des matières minérales résiduelles nommées cendres. Dans l'objectif d'une valorisation énergétique des déchets, la chaleur produite est récupérée sous forme de vapeur ou d'électricité pour le fonctionnement du four lui même, pour le chauffage urbain ou industriel (Prevot, 2000). Les résidus de l'incinération (mâchefer) sont utilisables pour les travaux publics (Werther et Ogada, 1999). En France, 14 à 16 % des boues urbaines sont incinérés. En Europe, le pourcentage varie de 0 à 55 % selon les pays. Cependant, malgré l'intérêt de ce procédé pour une réduction importante des volumes de déchets, il présente des contraintes principalement liées à un investissement très coûteux. Les boues seules ne sont pas auto combustibles, elles nécessitent des fours spéciaux et un mélange avec d'autres déchets tels les déchets ménagers. Cette technique reste aussi néfaste du point de vue écologique et environnemental puisqu'elle contribue en plus du gaspillage de matières organiques utiles pour le sol à la diffusion de gaz très toxiques (NO, NO₂, CO, SO, dioxine etc...) (Mininni *et al.* 2004; Nammari *et al.* 2004) qui ont fait l'objet de réglementations spécifiques. En 1995, l'incinération des déchets était à l'origine de 45 % de la dioxine produite et rejetée dans l'air en France.

I.1.3.3. Le compostage

Le compostage est un processus de décomposition et de transformation « contrôlés » de déchets organiques sous l'action de populations microbiennes diversifiées évoluant en milieu aérobie (Sharma *et al.* 1997). Des communautés différentes de micro-organismes se succèdent lors du compostage, elles sont constituées majoritairement de Bactéries, d'Actinomycètes, de Champignons (ou Mycètes), de Protozoaires ou d'Algues (Tuomela *et al.* 2000 ; Hassen *et al.* 2001). Elles sont déjà présentes dans tous les substrats destinés à être compostés : le processus de compostage démarre donc généralement tout seul. Il reproduit en accéléré les étapes de transformation des résidus végétaux en humus dans un sol :

Composter correspond donc essentiellement à la production finale des substances humiques stables et à un recyclage d'une matière organique dont le trajet naturel a été modifié (Mustin, 1987; Inbar *et al.* 1990; Ciavatta *et al.* 1993; Ouatmane, 2000). Biochimiquement, le compostage est un processus continu au cours duquel différentes réactions se produisent parallèlement et consécutivement. Dans les phases biologiques, différentes enzymes permettent la biodégradation de macromolécules facilement décomposables par des réactions de coupures et d'oxydations. Les phases finales font surtout appel à des phénomènes de polymérisation et de polycondensation des molécules néoformées (Tuomela *et al.* 2000; Tiquia, 2002 ; Mondini *et al.* 2004), par conséquent, on obtient un produit mature riche en substances humiques très polymérisées sans risque de générer une fermentation accidentelle une fois dans le sol (Sanchez-Monedero *et al.* 2004). Grâce à ses caractéristiques chimiques, le compost peut assurer en même temps la fertilité et l'équilibre du sol. Il combat efficacement l'érosion et le lessivage des éléments fertilisants en reconstituant la structure de la terre grâce à sa composition en humus qui lui confère à la fois la fonction d'amendement organique et d'engrais minéral (Magdi *et al.* 2004 ; Zorpas *et al.* 2003). Son apport au sol régule l'humidité et l'alimentation en substances nutritives de la plante (Cegarra *et al.* 1996; Wong *et al.* 1999; Ouédraogo *et al.* 2001).

I.1.3.4. L'utilisation agricole des boues

Le choix de cette filière comme moyen de valorisation de ces résidus est dicté par trois raisons principales :

* le premier point concerne leur valeur fertilisante. Il est ainsi admis que les apports de boues permettent de couvrir, en partie ou totalement selon les doses appliquées, les besoins des cultures en azote et en phosphore et éventuellement en magnésium, en calcium et en soufre, ou bien de corriger rapidement des carences en d'autres éléments (Zn, Mg,...). En revanche, les quantités de potassium trouvées dans les boues sont très faibles et ne contribuent que de façon minime aux besoins des cultures (Juste, 1995).

Mench et Baize, (2004) rapportent que le taux d'utilisation du phosphore des boues comparé à celui des phosphates solubles est de l'ordre de 60 à 80% dès la première année de l'épandage. Alors que pour l'azote, le taux d'utilisation dépendra assez fortement des modes d'obtention des boues qui conditionnent les différentes formes d'azote. D'une façon générale, la forme ammoniacale est totalement disponible dès la première année, alors que le taux d'utilisation des formes organiques varie de 15 à 50%.

Les travaux réalisés sur les boues du lagunage et les boues activées ont montré que leur valeur fertilisante en éléments azote et phosphore est comparable à celle des engrais minéraux (le supertriple et l'ammonitrate) (Bousselhaj, 1996).

L'apport des boues sur les sols cultureux entraîne une augmentation des rendements de culture (Schauer *et al.* 1980 ; Morel *et al.* 1988 ; Gardinier *et al.* 1995 ; Bousselhaj, 1996 ; Boukhars, 1997 ; Igoud, 2001 ; Mantovi *et al.* 2005) et améliore la capacité nutritive des plantes en éléments azote, calcium et magnésium (Torleif, 2001)

* le second aspect invoqué à un moindre degré pour la valorisation des boues en agriculture est l'apport de composés organiques qui contribuent au maintien du stock humique et à l'activation de la vie biologique dans les sols. Dans des études concernant les effets à long terme des boues sur les propriétés physiques et physico-chimiques des sols, plusieurs auteurs ont montré que les apports répétés se traduisent par une augmentation significative de la teneur en carbone des sols (Speir *et al.* 2003 ; Albrech, 2007 ; Pascual *et al.* 2007). Cette augmentation a pour conséquence directe une modification des propriétés qui dépendent directement de cette grandeur (capacité d'échange cationique, densité apparente, teneur en eau à la capacité au champ) (Ojeda *et al.* 2003 ; Chang *et al.* 2004 ; Annabi, 2005).

* le troisième intérêt concerne l'aspect socio-économique. La valorisation agricole constitue un moyen d'élimination des boues relativement économique, et qui est généralement bien accepté par des organismes de gestion des déchets, car elle révèle d'une logique de recyclage de la matière et d'exploitation de leur pouvoir fertilisant. Par ailleurs, l'élimination des déchets par leur épandage sur les sols agricoles peut se heurter à plusieurs contraintes. En effet, l'épuration des eaux usées repose sur l'élimination des micropolluants organiques, minéraux et des germes pathogènes (bactéries, virus,). Dans les ouvrages de traitements des eaux usées, ces polluants se concentrent au niveau des sédiments qui constituent les boues résiduelles. La présence de ces micropolluants à certaines concentrations peut restreindre la valeur agronomique de ces boues.

I.1.4. La composition des boues résiduaires

La composition exacte des boues varie en fonction de l'origine des eaux usées, de la période de l'année et du type de traitement et de conditionnement pratiqué dans la station d'épuration (Werther et Ogada, 1999; Jarde *et al.*2003; Singh *et al.*2004). Les boues résiduaires représentent avant tout une matière première composée de différents éléments (Matière organique, éléments fertilisants N et P, d'éléments traces métalliques, d'éléments traces organiques et d'agents pathogènes).

I.1.4.1. La matière organique

La concentration en matière organique peut varier de 30 à 80 %. La matière organique des boues est constituée de matières particulaires éliminées par gravité dans les boues primaires, des lipides (6 à 19 % de la matière organique), des polysaccharides, des protéines et des acides aminés (jusqu'à 33 % de la matière organique), de la lignine, ainsi que des produits de métabolisation et des corps microbiens résultant des traitements biologiques (digestion, stabilisation) (Kakii *et al.* 1986 ; Inoue *et al.* 1996 ; Le villio, 2001; Jarde *et al.*2003).

I.1.4.2. Les éléments fertilisants et amendements

Les boues urbaines contiennent trois nutriments essentiels pour la croissance des plantes: l'azote, le phosphore et le potassium. Les concentrations typiques dans les boues sont plus faibles que celles d'un fertilisant commercial. Un nutriment peut être présent dans les boues sous distinctes formes chimiques. L'azote est sous forme d'azote organique, ammoniacal ou nitrates et le phosphore sous forme de phosphates ou orthophosphates. Selon la dose appliquée, les boues peuvent couvrir, en partie ou en totalité, les besoins des cultures en azote, en phosphore, en magnésium, calcium et en soufre ou peuvent aussi corriger des carences à l'exception de celle en potassium (Zebarth *et al.* 2000; Su *et al.* 2004). Les éléments en traces tels que le cuivre, le zinc, le chrome et le nickel présents dans les boues sont aussi indispensables au développement des végétaux.

I.1.4.3. Les contaminants chimiques inorganiques et organiques

La concentration des métaux dans les boues dépend du type de l'eau résiduaire qui est traitée. Le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le nickel, le mercure, l'argent et le zinc peuvent être présents.

Les teneurs des métaux dans les boues montrent toujours un niveau plus élevé que celui des eaux usées entrant dans l'unité d'épuration (Fars, 1994 ; Karvelas *et al.* 2003; Guibaud *et al.*2003). Ainsi, pour préserver les teneurs naturelles du sol en ETM (Eléments traces métalliques) lors de l'utilisation de boues en agriculture, des réglementations ont été mises en place (Tab.1) car, incorporés au sol, les ETM contenus dans les boues peuvent être absorbés par les plantes et s'incorporer ainsi dans la chaîne alimentaire ou bien migrer vers les nappes d'eau souterraines (Moreno *et al.*1996 ; Wong *et al.*1999 ; Gove *et al.*2001).

Ces mêmes éléments traces métalliques (le cuivre, le zinc, le chrome et le nickel) indispensables au développement des végétaux et des animaux peuvent se révéler toxiques à trop fortes doses (Chang *et al.* 1992 ; Cripps *et al.* 1992). D'autres, tels que le cadmium et plomb sont des toxiques potentiels (McBride, 2003). Ainsi, un polluant peut être défini comme un élément ou un composé chimique ordinaire dont la nocivité n'apparaît qu'à partir d'une certaine concentration. Aussi, dans les boues, une multitude de polluants organiques HAP (hydrocarbures polycycliques), Phtalates, etc. peut se trouver en concentration général de l'ordre de $\mu\text{g}/\text{kg MS}$ (Lega *et al.*1997; Pérez *et al.* 2001).

Des expérimentations de longue durée ont permis de montrer que les taux de transfert des ETM du sol vers les végétaux sont inférieurs à 1 % des quantités apportées sur les sols. Mais, selon la nature des eaux épurées, la teneur en certains éléments dans les boues peut s'élever considérablement. Des apports répétés de boues par épandage pourrait, à long terme, provoquer dans les sols des accumulations incompatibles avec la qualité des cultures (Baize,*et al.*2006) .

La nature et la concentration des eaux usées en polluants organiques et inorganiques sont très dépendantes des activités raccordées au réseau. L'essentiel des contaminations chimiques vient des rejets industriels et dans une moindre mesure des rejets domestiques (utilisation de solvants, déchets de bricolage...). Du fait de la décantation lors du traitement, ces contaminants chimiques se retrouvent dans les boues à de très grandes concentrations par rapport aux eaux usées (Klöpffer, 1996).

Tab.1. Teneurs limites en éléments traces métalliques dans les boues d'épuration selon l'arrêté du 8 janvier 1998 (in Amir, 2005).

Eléments traces	Valeur limite dans les boues (mg/kg MS)	Flux maximum cumulé en 10ans (g/m ²)	Valeur limite dans le sol (mg/kg MS)	Flux maximum (g/ha/an)
Cadmium	20*	0.03**	2	15
Chrome	1000	1.5	150	1200
Cuivre	1000	1.5	100	1200
Mercure	10	0.015	1	12
Nickel	200	0.3	50	300
Plomb	800	1.5	100	900
Zinc	3000	4.5	300	3000
Chrome+Cuivre+Nickel+Zinc	4000	6	-	4000

(*) 15 mg/kg MS (matière sèche) à compter du 1er janvier 2001 et 10 mg/kg MS à compter du 1er janvier 2004

(**) 0,015 g/m² à compter du 1er janvier 2001.

I.1.4.4 Les composés traces organiques

Il s'agit de composés organiques généralement présents en faible quantité dans les déchets (de l'ordre du $\mu\text{g/l}$). Il peut toutefois s'agir de composés à risque pour l'environnement et/ou inhibiteurs de l'activité bactérienne de fermentation. De manière générale, les composés traces organiques ne sont pas solubles dans l'eau, ont une grande affinité pour les matières organiques des boues et des sols et sont peu biodégradables. Ces caractéristiques de corps lipophiles peu dégradables prennent de l'ampleur avec l'augmentation du poids moléculaire. Les composés sont ainsi concentrés au niveau des boues d'épuration et pourront s'accumuler progressivement au niveau du sol. (Pérez *et al.* 2001)

I.1.4.5 Les micro-organismes pathogènes

Les boues résiduaires concentrent une grande quantité de microorganismes (virus, bactéries et parasites). Ils sont éliminés de l'eau avec les boues qui décantent. Une proportion de ceux-ci est pathogène et dangereuse. La concentration de pathogènes peut être réduite significativement par les procédés de traitement des boues, comme la digestion anaérobie, aérobie et le compostage. Ces microorganismes vivants qui jouent un rôle essentiel dans les processus d'épuration, seul une infime partie est pathogène (virus, bactéries, protozoaires, champignons, helminthes, etc.) provient en majorité des excréments humains ou animaux (Sahlström *et al.* 2004).

La concentration d'une eau usée en germes pathogènes dépend du secteur d'activité d'origine. Les eaux provenant d'abattoirs ou de toute industrie traitant des produits d'animaux sont très largement contaminées (Laurent *et al.* 2005). Ainsi, par mesure de précaution, et afin d'éviter de propager la maladie de la vache folle, il est interdit d'utiliser les boues d'épuration provenant des eaux usées des abattoirs ou des équarrissages pour fabriquer de la fumure ou du compost (arrêté n°2210 du 30 avril 2004: Abattoirs). D'une façon générale, les boues doivent subir un prétraitement avant leur utilisation en agriculture (Garrec *et al.* 2003).

I.2. Les paramètres de fertilité du sol

Les anciens agronomes ont souvent présenté la fertilité des sols comme étant la combinaison de 3 aspects : la fertilité physique (texture, structure, etc.), la fertilité chimique (pH, la teneur en composés minéraux, en matière organique, etc.) et la fertilité biologique, qui a été rarement abordée dans les détails et reste jusqu'ici plutôt mal définie.

Le fonctionnement global du sol fait intervenir de très nombreux paramètres d'ordre physique, chimique et biologique, mais ces paramètres agissent en interaction. En d'autres termes, les composantes physiques, chimiques et biologiques ne sont pas additives mais interactives (Chaussod, 1996).

Selon Morel (1989), « *la fertilité du sol répond de la facilité avec laquelle la racine peut, en quantités suffisantes, bénéficier dans ce sol des différents facteurs de croissance végétale : chaleur, eau, ensembles des éléments chimiques nécessaires à la plante, substances organiques de croissance* ». Cette définition implique d'une part l'existence ou la production dans le sol d'éléments nutritifs et d'autre part le transfert vers la plante de ces éléments.

La production d'éléments nutritifs et de facteurs de croissance par les actions microbiennes recouvre les processus de minéralisation et de transformation de la matière organique. Elle a des implications principalement au niveau de la fourniture d'azote minéral, mais également de soufre et de phosphore assimilable par les plantes, respectivement sous forme d'ion sulfate et orthophosphates.

La boue résiduaire est très riche en matières organiques, son épandage sur les sols permet l'amélioration en la teneur de la fraction organique de ceux-ci (Dridi et Toumi, 2000). La fraction organique a depuis longtemps été identifiée comme une composante majeure dans le maintien des fonctions clés du sol. Ainsi, sur le plan chimique, les matières organiques interviennent dans la capacité d'échange cationique du sol et constituent une source d'éléments nutritifs pour les plantes (Bonneau et Souchier, 1979). Sur le plan physique, les matières organiques peuvent améliorer la capacité de rétention en eau des sols, limiter la compaction, et contribuer à la structuration et à l'amélioration de la stabilité structurale des sols (Soane, 1990 ; Stevenson, 1994). Dans le sol, la matière organique est le moteur de l'activité biologique puisqu'elle constitue la source de carbone et d'énergie pour les organismes hétérotrophes. (Arrouays *et al.* 2002).

I.3. A propos du blé dur

I. 3. 1. L'origine du blé dur

I.3.1.1. Origine géographique

Le blé dur est l'une des premières espèces cueillies et cultivées par l'homme, depuis plus de 7000 à 10000 ans, dans le croissant fertile, zone couvrant la Palestine, la Syrie, l'Irak et une grande partie de l'Iran.(Ferret,1996).

I.3.1.2. L'origine génétique du blé

Une monocotylédone qui appartient au genre *Triticum* de la famille des Gramineae. C'est une céréale dont le grain est un fruit sec et indéhiscents, appelé caryopse constitué d'une graine et de téguments. Les deux espèces les plus cultivées sont le blé tendre (*Triticum aestivum*) et le blé dur (*Triticum durum*), mais il existe de nombreux autres espèces de *Triticum* qui se différencient par le degré de ploïdie (blé diploïde : génome AA ; blés tétraploïdes : génomes AA et BB ; blés hexaploïdes : génomes AA, BB et DD)

Le blé tendre possède les trois génomes AA, BB et DD constitués chacun de sept paires de chromosomes homologues numérotés de 1 à 7, soit au total 42 chromosomes. Le blé dur ne contient que les deux génomes AA et BB et 28 chromosomes.

La filiation génétique des blés est complexe et incomplètement élucidée. Il est acquis que le génome A provient de *Triticum monococcum*, le génome B d'un *Aegilops* (*bicornis*, *speltoïdes*, *longissima* ou *searsii*) et le génome D, d'*Aegilops squarrosa* (également dénommé *Triticum tauschii*). Le croisement naturel de *T. monococcum* et *Aegilops* (porteur du génome B) a permis l'apparition d'un blé dur sauvage de type AABB (*Triticum turgidum* ssp *dicoccoïdes*) qui a ensuite progressivement évolué vers *T. turgidum* ssp *dicoccum* puis vers *T. durum* (blé cultivé). Les blés tendres cultivés (AA BB DD) seraient également issus d'un croisement naturel, entre *T. turgidum* ssp. *dicoccum* (AA BB) et *Aegilops squarrosa* (DD) (Feillet, 2000).

I.3.2. La classification du blé dur

Le blé dur est une plante herbacée, appartenant au groupe des céréales à paille. D'après la classification de Bonjean et Picard (1990), il est une monocotylédone classée de la manière suivante:

Embranchement: Spermaphytes

S/Embranchement: Angiospermes

Classe: Monocotylédones

Super ordre: Commeliniflorales

Ordre: Poales

Famille: Graminacées

Genre: *Triticum sp*

Espèce: *durum Desf*

I.3.3. La composition histologique et chimique du grain

Le grain de blé est formé de trois parties :

- l'albumen, constitué de l'albumen amylicé (au sein duquel subsistent des cellules remplies de granules d'amidon dispersés au milieu d'une matrice protéique et dont les parois celluloses sont peu visibles) et de la couche à aleurone (80- 85 % du grain),
- les enveloppes de la graine et du fruit, formées de six tissus différents : épiderme du nucelle, tégument séminal ou testa (enveloppe de la graine), cellules tubulaires, cellules croisées, mésocarpe et épicarpe (13 – 17 %),
- le germe (3%), composé d'un embryon (lui-même formé d'un coléoptile, de la gemmule, de la radicule, du coléorhize et de la coiffe) et du scutellum. Le cotylédon du blé représente 82 % à 85 % du grain. Il accumule toutes les substances nutritives nécessaires qui sont les glucides, les protéines, les lipides, les substances minérales et les vitamines (Cretois, 1985).

Selon Feillet (2000), la qualité du blé est influencée par chacun des constituants du grain qui joue un rôle seul ou en interaction avec d'autres constituants dans l'expression de la qualité. Parmi ces composants les protéines, l'amidon, les lipides, les enzymes, etc.

I.3. 4. Les usages d'utilisation du blé dur

Le blé est l'une des principales ressources alimentaire de l'humanité. Il assure 30 % des besoins énergétiques. Il sert également à l'alimentation des animaux (15% de la production). Les semoules se prêtent à la fabrication, souvent industrielle, d'un nombre extraordinairement diversifié d'aliments : pains, couscous, galettes, pâtes alimentaires. Cette diversité d'usage revient à la capacité des protéines qu'il contient, à former en présence d'eau un réseau viscoélastique, le gluten. Mais les protéines ne sont pas les seules constituantes dont la présence est nécessaire à l'obtention d'aliments savoureux et nutritifs : l'amidon qui constitue la plus grande partie du grain, les lipides, et les enzymes sont autant des molécules qui y contribuent. Les enzymes dont les principales sont l' α et la β amylases, des protéases ainsi que des lipases et des lipoxygénases (Samson et Morel, 1995).

I.3. 5. Les exigences du blé

I.3.5.1. Les exigences climatiques

Les facteurs climatiques ont un effet prépondérant sur les différents stades du développement du blé (Clement et Prats, 1970). La température conditionne à tout moment sa physiologie. Une température supérieure à zéro degré (zéro de végétation du blé est exigée pour la germination des céréales). Il est généralement admis que la température agit de manière positive sur la croissance optimale. L'optimum se situe entre 20 et 22°C (Heller *et al.* 1998). Selon Simon *et al.* (1989), une température élevée est favorable au développement et à la croissance, cependant, Baldy (1993) ajoute que les fortes températures provoquent une levée trop rapide et parfois un déséquilibre entre la partie aérienne et la partie souterraine. Les températures entre 25 et 32 °C défavorisent l'allongement racinaire et l'optimum se situe entre 5 et 12°C.

I.3.5.2. Les exigences hydriques

L'eau est une ressource qui a une grande importance pour le développement et la croissance des plantes. Elle est le véhicule des éléments minéraux solubles de la sève brute (Soltner, 1990). La sécheresse est parmi les facteurs qui expliquent la faiblesse et la variabilité des rendements des céréales. Une sécheresse ou un excès d'eau peuvent provoquer la stérilité. La température basse critique pour la germination est de zéro à 3°C chez le blé. Le rendement d'une culture sera affecté en fonction de l'intensité du déficit hydrique et de sa position dans le cycle de la plante (Monneveux, 1996 ; Slama *et al.* 2005). On exprime souvent le « *besoin en*

eau » par la quantité d'eau utilisée par la plante pour fabriquer une unité (un kilogramme, par exemple) de matière sèche : c'est ce que l'on nomme aussi le coefficient de transpiration. Les blés ont des besoins en eau de l'ordre de 500 à 550 kg d'eau pour un kilogramme de matière sèche (un kilogramme d'eau représente sur 1 m² une hauteur de 1mm) (Boyeldieu, 1997).

I.3.5.3. Les exigences minérales

L'azote minéral mis à la disposition de la plante marque fortement la végétation et les rendements, par insuffisance ou par excès. Des essais ont montré que la fumure azotée optimale d'un blé d'hiver pouvait varier de 0 à 180kg d'azote minéral par hectare, selon les situations

Par quintal de grain de blé dur produit, les exportations par le grain sont de 1 à 2,5kg de P₂O₅; de 0,6 kg de K₂O et de 2 à 2,5kg de N. Les besoins de production atteignent pour un quintal de grains, 3kg de P₂O₅, 2 kg de K₂O et 3,5 à 4 kg de N (Grignac, 1987).

I.3.6. A propos de la qualité du blé dur

La notion de « qualité » de blé dur est très complexe. Sa définition dépend à la fois des variétés, des conditions de culture, de l'interaction entre génotype-milieu et de la valeur nutritionnelle (Liu et Shepherd, 1996).

La notion de qualité désigne :

-la qualité commerciale, qui se réfère à une bonne adéquation entre les caractéristiques d'un lot et la demande qualitative des acheteurs. Elle se définit dans le cadre de contrats et peut évoluer au gré du client et des disponibilités du marché ; (Liu et Shepherd, 1996).

-la qualité réglementaire est définie de manière administrative, qui englobe l'ensemble des éléments qualitatifs qui font que le lot est « *sain, loyal et marchand* » et qui permettent d'éviter la mise sur le marché de produits inaptes à la consommation humaine ou animale.

-La qualité industrielle, seule à prendre en compte l'ensemble des objectifs dont dépend le comportement des blés et des farines tout au long des processus de transformation et de consommation, de l'agriculteur au consommateur : valeur meunière, semoulière ou amidonnière, boulangère, biscuitière ou patière ; qualité du pain, des biscuits et des pâtes alimentaires. (Kezih et al.2014).

-la qualité intrinsèque d'une variété qui exprime le potentiel qualitatif des variétés et qui se réfère directement au patrimoine héréditaire de chacune d'entre elles. Ce concept se révèle particulièrement fructueux pour le généticien et les créateurs de nouvelles variétés : la qualité intrinsèque est une qualité héritable. (Feillet, 2000).

-la qualité hygiénique ou sanitaire, qui garantit l'absence des produits pathogènes dans les grains ou dérivés (micro-organismes, toxines, résidus de traitements des récoltes).

- la qualité nutritionnelle, le pain de froment est un excellent aliment, à la condition d'être sans la moindre adultération. Il contient des matières azotées qui maintiennent à la fois les organes en bon état et produisent la force et le développement du corps; des matières grasses sucrées et amylacées qui, par leur combustion, entretiennent la chaleur animale ; enfin des matières salines qui constituent la charpente osseuse. Il est admis par de nombreux nutritionnistes que l'apport protéique doit représenter environ 1/6 de la consommation calorique totale, l'apport lipidique 2/6 (dont 25% d'acides gras saturés, et 25 % d'acides gras polyinsaturés et 50% d'acides gras monoinsaturés) et l'apport glucidique 3/6 (Feillet, 2000).

I.4. Le déficit hydrique

En général, les plantes exigent des conditions environnementales optimales pour une croissance normale, mais elles sont souvent sujettes à des facteurs extrêmes de potentiel hydrique, températures et salinité en engendrant différents types de stress (Hopkins, 2003).

I. 4. 1 'état hydrique du sol

Le sol est un système caractérisé par une grande anisotropie à tous les niveaux. Une partie de cette hétérogénéité peut être caractérisée par l'étude des différents horizons qui, d'habitude, ne peuvent être considérés comme homogènes. Les macros et micros porosités, la faune (macro, méso et micro) et même les racines créent une hétérogénéité qui, en plus, est en constante évolution. Néanmoins, la supposition d'homogénéité dans les horizons est souvent nécessaire pour étudier l'interaction entre le sol et les plantes à l'échelle de la parcelle (Chennafi, 2012).

La réserve utile (RU) d'eau dans le sol est la différence entre la quantité d'eau à la capacité au champ et au point de flétrissement et elle dépend de la porosité du sol. La caractérisation de la teneur en eau à la capacité au champ est nettement plus facile qu'au point de flétrissement.

La capacité au champ est définie comme la quantité d'eau retenue dans le sol après la perte de l'eau gravitationnelle à flux rapide. Le point de flétrissement est défini comme la teneur minimale en eau du sol après que les plantes ont arrêté l'extraction d'eau et sont proches d'une mort prématurée ou de la dormance comme résultat du stress hydrique (Ratliff *et al.* 1983).

A un moment donné, l'eau utile est la différence entre la teneur en eau actuelle et la teneur en eau au point de flétrissement. Cette variable est définie par horizons, indiquant la quantité d'eau disponible pour les plantes à ce niveau là. L'eau utile totale du sol est donc la somme de la quantité d'eau de tous les horizons où les racines sont présentes.

Lorsque l'eau utile du sol est supérieure à approximativement 30-40% du réservoir utile, la transpiration des plantes est peu affectée par le régime hydrique du sol (Ritchie, 1981 ; Meyer et Green, 1981) et l'absorption d'eau par horizons est proportionnelle à la densité racinaire existante à ce niveau là (Maertens *et al.* 1974). Dans une situation de sécheresse, le dessèchement du sol commence par les horizons supérieurs où la densité racinaire est maximale et l'eau disponible pour les plantes est restreinte aux horizons profonds, où la quantité des racines est minimale.

I.4.2. L'état hydrique de la plante

L'état hydrique instantané des plantes est défini par le potentiel hydrique. L'avantage de l'utilisation du potentiel hydrique est qu'il permet de faire la connexion avec le flux d'eau existant dans la plante, puisque ce dernier est toujours la résultante d'un gradient de potentiel (toujours vers le potentiel inférieur). Ce flux d'eau, résultante de la demande évaporatoire dans les feuilles, est régi par la loi de la tension- cohésion dans le continuum sol- plante atmosphère (Wei *et al.* 1999 ; Tyree et Cochard, 2003). Le potentiel hydrique total des plantes est la résultante de la différence entre la pression hydrostatique et la pression osmotique (Passioura, 1980).

I.4.3. L'effet du déficit hydrique sur les processus édaphiques

L'eau est étroitement liée aux différents processus de transformation et à la mobilité des éléments minéraux dans le sol, exemple l'azote. Dans la mesure où l'eau est le solvant de la solution du sol, toute variation de la teneur en eau affecte la concentration de la solution du

sol en éléments minéraux (NO_3^- et NH_4^+ etc.). Les mouvements verticaux, lessivage, ainsi que les flux horizontaux vers les racines sont dirigés par l'eau.

L'eau joue aussi un rôle essentiel dans les processus de transformation de l'azote qui se déroulent au sein du sol, principalement dans l'horizon le plus superficiel. Il a été démontré que la biomasse microbienne, la minéralisation et la nitrification diminuent pendant une sécheresse (Mazzarino *et al.* 1998).

Des pluies très courtes peuvent augmenter l'activité des microorganismes sans, pour autant, affecter la croissance des plantes (et en conséquence, la demande d'azote). En effet, il existe une relation positive entre l'humidité du sol et l'immobilisation (White *et al.* 2004). Pendant les périodes de sécheresse, la mortalité racinaire augmente (Huang, 2001), ce qui entraîne une augmentation du pool de la matière organique du sol notamment l'azote total (White *et al.* 2004).

I.4.4. Les paramètres de la plante affectés par le stress hydrique

Outre son rôle dans la photosynthèse, dans le transport et l'accumulation des éléments nutritifs ainsi que dans la division cellulaire et la régulation thermique, l'eau joue un rôle essentiel dans la croissance et le développement des plantes cultivées (Riou, 1993). Ainsi un déficit hydrique se traduit par une réduction de la croissance de la plante ou sa production par rapport au potentiel du génotype.

Un déficit hydrique précoce affecte en parallèle la croissance des racines et des parties aériennes, le développement des feuilles et des organes reproducteurs (Debaeke *et al.* 1996 ; Coca *et al.* 2004; Attia, 2007).

Le rendement en grain chez le blé dépend fortement du nombre de grains par épis, du poids de grain par épi et du nombre d'épi par mètre carré. Le manque d'eau combiné avec des températures élevées, entraîne une diminution du poids de mille grains par altération de la vitesse de remplissage des grains et a pour conséquence une réduction de la taille des grains (échouage), réduisant ainsi le rendement (Debaeke *et al.* 1996 ; Slama *et al.* 2005).

I.4.5. Les mécanismes d'adaptation des plantes vis à vis d'un déficit hydrique

Pour lutter contre le manque d'eau, les plantes développent plusieurs stratégies adaptatives qui varient en fonction de l'espèce et des conditions du milieu. La résistance d'une plante à une contrainte hydrique peut être définie, du point de vue physiologique, par sa capacité à survivre et à s'accroître et, du point de vue agronomique, par l'obtention d'un rendement plus élevé que celui des plantes sensibles. La résistance globale d'une plante à la sécheresse apparaît comme le résultat de nombreuses modifications phénologiques, anatomiques, morphologiques, physiologiques et biochimiques qui interagissent pour permettre le maintien de la croissance, du développement et de la production (Hsissou , 1994 ; Xue *et al.*2006).

I.4.5.1. Les adaptations phénologiques

Pour éviter les périodes difficiles pour la croissance et le développement, certaines variétés accomplissent leurs cycles de développement avant l'installation de la contrainte hydrique. La précocité constitue donc un important mécanisme d'évitement de la sécheresse en fin de cycle (Slama, 2002). Dans les zones semi arides, Slama *et al* 2005, recommandent de semer une variété d'orge durant la première quinzaine de novembre et le blé durant la seconde quinzaine(Slama *et al.* 2005) ; Néanmoins, si l'année est pluvieuse avec suffisamment de pluies pendant l'automne, l'agriculteur peut avancer la date de semis jusqu'à deux semaines. Cela permet à la céréale de mieux se développer avant l'entrée de l'hiver et d'arriver à maturité suffisamment tôt pour échapper totalement, ou partiellement aux fréquentes périodes chaudes et sèches de la fin du printemps (M'hedhbi, 1996 ; Ben Salem *et al.*1997 ; Bajji *et al.* 2002).

I.4.5.2. Les adaptations morphologiques à la sécheresse

L'effet de la sécheresse peut se traduire, selon la stratégie adaptative de chaque espèce ou variété, par des modifications morphologiques pour augmenter l'absorption d'eau ou pour diminuer la transpiration et la compétition entre les organes pour les assimilés. Ces modifications affectent la partie aérienne ou souterraine : réduction de la surface foliaire et du nombre de talles, enroulement des feuilles et/ ou meilleur développement du système racinaire (Ali-Dib *et al.* 1992 ; Mefti *et al.*1998 ; Albouchi *et al.* 2001).

I.4.5.3. Les adaptations physiologiques

I.4.5.3.1. Maintien de l'état hydrique de la plante

La diminution du potentiel hydrique du sol en conditions de sécheresse provoque une perte importante de la turgescence au niveau de la plante (HENCHI, 1887). L'augmentation de la production dans ces conditions, dépend des mécanismes de tolérance qui assurent l'hydratation cellulaire et diminuent la perte en eau en maintenant un statut hydrique favorable au développement foliaire (Sorrells *et al.* 2000). Le maintien d'un potentiel élevé est lié à l'aptitude à extraire l'eau du sol et à la capacité à limiter les pertes d'eau par transpiration (Turner, 1986).

I.4.5.3.2. Le fonctionnement stomatique

La réduction de la perte en eau par la fermeture stomatique est un moyen d'adaptation des plantes à la sécheresse. Cette diminution de la transpiration peut engendrer une réduction de la photosynthèse Farineau et Morot-Gaudry (2006 *in* Attia, 2007). Ainsi, les génotypes qui ont la capacité intrinsèque la moins affectée par le déficit hydrique présentent une efficacité de l'utilisation de l'eau (photosynthèse / transpiration) plus élevée et une plus grande capacité de survie (Araus *et al.* 1991). En agronomie de production, l'utilisation efficace de l'eau est le critère le plus utilisé pour évaluer tout apport d'eau. Ce paramètre est défini par le ratio de la matière sèche produite sur la quantité d'eau consommée (Bamouh, 2000).

L'augmentation du nombre de stomates par unité de surface pourrait être un des facteurs de résistance au déficit hydrique chez les céréales si elle est accompagnée par une bonne activité physiologique (Slama, 2002).

I.4.5.3.3. L'ajustement osmotique

Le stress hydrique provoque la mise en place d'un état de régulation hydrique de la plante qui se manifeste par la fermeture des stomates et par une régulation du potentiel osmotique (Slama *et al.* 2005). Parmi les osmorégulateurs les plus importants qui s'accumulent chez les céréales en condition de déficit hydrique, on peut citer les sucres et la proline. Les sucres sont considérés par plusieurs auteurs comme de bon osmorégulateurs qui peuvent jouer un rôle important dans l'ajustement osmotique et l'adaptation des plantes à la sécheresse (Morgan, 1984, Pidgeon *et al.*2001, Togneti *et al.*2003).

L'accumulation de la proline constitue aussi un véritable mécanisme de tolérance à la sécheresse (Ain-Lhout *et al.*2001, Slama *et al.* .2005). En effet, la teneur en proline est plus élevée en cas de déficit hydrique et, en particulier, chez les génotypes les plus résistants à la sécheresse (Slama, 2002).

Chapitre II : Effet des boues sur quelques paramètres de fertilité du sol

Résumé.

Plusieurs études ont mis en évidence que l'utilisation des boues résiduaire représente une alternative attrayante qui résout le manque de disponibilité du fumier et le coût élevé des engrais. Cette pratique peut satisfaire la demande des agriculteurs vis-à-vis leurs production. Plusieurs études ont montré que l'apport des boues en termes de rendement dépasse celui des fumures minérales. Pour promouvoir l'utilisation de ce biosolide il est essentiel de pouvoir établir préalablement l'impact de l'épandage de cette matière sur la fertilité du sol et sur le rendement de culture. C'est dans cet objectif, que le premier essai de notre présente étude a été mis en place. L'expérimentation est faite sous serre en verre, dans des pots en plastique à la faculté des sciences exactes et science de la nature de l'Université de Tébessa. Elle vise principalement l'effet de l'épandage des boues à des doses croissantes (Témoin sans boue, 20t/ha MS de boue, 50t/ha MS de boue et 100t/ha MS de boue) sur les paramètres de fertilité du sol et aussi une caractérisation de l'impact de cette pratique sur l'accumulation des métaux lourds. Pour comparer l'influence de cette pratique avec une fumure minérale on a complété un cinquième niveau de traitement à base de fumure minérale en utilisant l'urée, source d'azote à une dose de (35kg N/ha). Les résultats montrent une amélioration significative des propriétés chimiques, physiques et physicochimiques du sol, qui dépasse la fumure minérale. On détient avec la plus forte dose de boue une teneur élevée en carbone ($2,16 \pm 0,20\%$); en nitrate ($17,60 \pm 2,93 \text{mg/kg}$) et en phosphore assimilable ($57,67 \pm 4,75 \text{ppm}$). Pour les paramètres physique on détecte une importante infiltration ($129,20 \pm 18,87 \text{mm}$); et porosité ($51 \pm 8,38\%$), cependant, les résultats indiquent une diminution du PH ($7,21 \pm 0,15$) avec les traitements boues., l'utilisation des boues a eu peu d'effet sur l'accumulation des métaux lourds (Zn, Fe, Cu, Pb, Mn).

. Mots clés : Fertilité du sol, métaux lourds, boue, fumure minérale, épandage.

Abstract

Several studies have demonstrated that the use of sewage sludge is an attractive alternative, which solves the lack of availability of manure and the high cost of fertilizer. This practice can satisfy the demand of farmers toward their production. Several studies revealed that the application of sewage sludge in term of plant yield is higher than mineral fertilizers.

To promote the use of this matter, it is essential to understand the impact of the spreading of sewage sludge on soil fertility and crop yield. In this objective, the first test of our present study was set up. The experiment was carried out under glass greenhouse in plastic pots at the faculty of sciences and natural science at the University of Tébessa.

Its main purpose is the effect of the application of increasing doses sludge (Control without sludge, 20t/ha MS of sludge, and 50t/ha 100t/ha) on parameters of soil fertility, and also a characterization of the impact of this practice on the accumulation of heavy metals.

To compare the influence of this treatment with a mineral fertilizer we completed a level of treatment based on mineral fertilization using urea, nitrogen source at a dose of (35 kgN/ha).

The results show a significant improvement in soil physical, chemical and physicochemical properties that exceeds those treated with mineral fertilizer, We obtained with the highest dose of mud a high carbon content ($2,16 \pm 0,20\%$); and nitrate (17.60 ± 2.93 mg/ kg), available phosphorus ($57.67 \pm 4,75$ ppm). For physical parameters, a significant infiltration is detected ($129.20 \pm 18,87$ mm); and also porosity ($51 \pm 8.38\%$), however the results indicate a decrease in the pH ($7,21 \pm 0.15$) with the sludge treatment; the use of sludge had less effect on the accumulation of heavy metals (Zn,Fe,Cu,Pb,Mn).

Keywords: soil fertility, heavy metal, sewage sludge, mineral fertilizer, amendment.

Introduction

Dans les régions arides et semi aride l'élevage pastorale non contrôlé et l'agressivité du climat engendrent de très faibles rendements de culture laissant peu de résidus, empêchant ainsi la reconstitution de la réserve organique et minérale dans le sol d'où un épuisement et une perte de fertilité de celui-ci. Ces facteurs suscités, conditionnent le bon développement des plantes dans la zone considérée, essentiellement la céréaliculture.

Face à ces problèmes, l'utilisation des déchets urbains en épandage ouvre des pistes de protection, conservation et de correction de la fertilité du sol associé à des techniques de gestion de ces derniers. Les études montrent que, l'amendement des boues améliore les propriétés du sol spécialement la porosité, la rétention d'eau et la réserve organique (Albrech, 2007).

En effet, les boues résiduares libèrent progressivement les éléments nutritifs notamment l'azote pour le mettre à la disposition de la plante tout le long de son cycle. Cependant, il existe une certaine crainte relative à l'utilisation de ces biosolides dans la mesure où le sol constitue le milieu de réception, d'accumulation et de transfert d'une série de substances, incluant notamment l'azote, le phosphore et divers éléments traces métalliques (ETM) (Aboudrare *et al.* 1998 ; Sachon, 1995).

La présence de ces éléments indésirables dans les sols peut être à l'origine d'un risque pour le sol lui-même, qui peut perdre (totalement ou partiellement) son aptitude à remplir ses fonctions, ou pour les composantes environnementales qui y sont associées (eaux de surface et souterraines, biodiversité, productions végétales...). Xanthoulis (1998 *in* Tamrabet *et al.* 2008).

En tenant compte du rôle fondamental de la matière organique dans l'amélioration de la fertilité du sol, ce volet d'étude a été entrepris. Il vise à voir les effets de l'épandage des boues résiduares sur les propriétés de fertilité du sol, ainsi que l'aspect éco toxicologique, essentiellement l'accumulation des métaux lourds. Nous mettons au début l'hypothèse dans ce volet d'étude qu'on peut déceler une amélioration des paramètres de fertilité du sol (physiques, physicochimiques, chimiques) avec cependant une forte accumulation des métaux lourds.

II.1. Matériels et méthodes

II. 1. 1. Localisation de l'essai

Dans l'objectif d'évaluer l'effet des boues sur l'amélioration de la productivité du sol et sur la qualité alimentaire du grain du blé, on a mené une expérimentation dans des pots en plastiques, sous serre en verre située au sein de la Faculté des Sciences Exactes, de la Nature et de la Vie de l'Université de Tébessa. L'expérimentation a été faite durant la période 2008-2010.

II. 1. 2. Matériels utilisés

II. 1. 2.1. Les boues résiduaires

La boue résiduaire utilisée dans cette étude provient de la station d'épuration des eaux usées d'Ain Sfiha, Sétif (Nord-est algérien). C'est une boue activée issus de l'épuration des eaux usées urbains de la ville de Sétif.

Une fois broyée, séchée et tamisée on a prélevé un échantillon pour une analyse chimique afin de déterminer ses caractéristiques physico-chimiques et sa teneur en métaux lourds (Tab. 2).

II. 1.2.2. Le sol

Les échantillons de sol prélevés au sein de la Faculté des Sciences ont fait l'objet d'une série d'analyses physico-chimiques effectuées dans le laboratoire de biologie de la faculté (Tableau 3) dans la partie (résultats et discussions).

II. 1.2.3. Le matériel végétal

Les semences de 2 variétés de blé dur (*Waha* et *Mohamed ben Bachir*) ont été ramenées l'OAIC de Tébessa. (Office Algérien Interprofessionnel des céréales). Ces 2 variétés ont été choisies pour:

i) leur facilité de culture, ii) leur importance comme aliment de base dans la fabrication de semoule, matière essentielle dans l'alimentation de la population algérienne. (Kezih et al. 2014). Les caractéristiques des deux variétés sont indiquées dans le tableau (2).

Tab. 2. Caractéristiques de la variété *Waha et Mohamed ben Bachir* (Boufenar et Zaghouane, 2006).

Caractéristiques	<i>Waha</i>	<i>Mohamed ben bachir</i>
1-Morphologiques		
-Compacité de l'épi	Demi-lâche à compact	Compact
-Couleur de l'épi	Clair ambré à roux	Roux
-Hauteur de la plante à la maturité	80-90 cm	120 cm
2- Cultureles	Hiver	Automne
-Alternativité		
-Cycle végétatif	Précoce	Tardif
-Tallage	Moyen à fort	Moyen
-Résistance	Au froid: tolérante A la verse: résistante A la sécheresse : sensible	Au froid: résistante A la verse: sensible A la sécheresse : tolérante
3-Conditions techniques		
-Date de semis	-Novembre- Décembre	-mi Octobre au mi Novembre.
-Dose de semis (Kg/ha)	-100-120 Kg/ha	-120Kg/ha
-Fertilisation (Kg/ha)	-Azotée: 46-90 -Phosphatée: 46-90 -Potassique: 46	-Azotée:46 -Phosphatée: 46 -Potassique: 46
4-Productivité		

-Rendement en grain optimal	-45qx/ha	-20qx/ha
-----------------------------	----------	----------

II. 1. 3. La description de l'expérimentation

II. 1. 3.1. La préparation des mélanges sols-boues

Des échantillons de 12 kg de sol, sont mis dans des pots en plastique (de 12 kg de contenance), contenant du gravier rincé abondamment à l'eau distillée. Le gravier a été utilisé pour éviter la compaction du sol au fond des pots, et par conséquent des conditions d'asphyxie des racines par excès d'eau. Un seul facteur a été pris en considération pour cette partie d'étude : « Effet amendement », dont l'application s'est effectuée en cinq niveaux comme suit :

(i) des pots qui reçoivent la boue à raison de 120,300, 600g de matière sèche par pot, soit respectivement l'équivalent de 20, 50 et 100 tonnes de boue par hectare.

(ii) des pots n'ayant pas reçu de boue, ont été amendés par une fumure minérale (urée) avec une dose de 35 kg N/ha, ce qui correspond à 0.82g/pot.

(iii) enfin des pots témoins sans aucun amendement. A titre de test répétitif, chaque traitement a été réalisé 4 fois. Ainsi l'ensemble des pots pour chaque variété est égal à vingt.

II. 1.3.2. La préparation des cultures

Une fois préparé, chaque pot reçoit 30 graines de chaque variété, réparties de façon homogène à quelques centimètres (5cm) de la surface du pot. La date de semi a eu lieu le 20 février 2008.

Les pots placés sous la serre, sont arrosés régulièrement de façon hebdomadaire, en suivant l'humidité du sol. L'irrigation est faite régulièrement pour ramener le sol à une teneur en eau de 100% de la capacité au champ dont la valeur a été préalablement déterminée au début de l'expérience.

La méthode gravimétrique a été utilisée en saturant un pot rempli de terre avec de l'eau puis on détermine le poids humide (PF) et sec (PS), 24 heures après ressuyage.

L'humidité correspondant à la capacité au champ est déduite par la formule :

$$H_{cc} (\%) = [(PF-PS)/(PS)] \times 100 (1).$$

H_{cc}= humidité à la capacité au champ.

II.1.4. Le prélèvement des échantillons

II.1.4.1. Le prélèvement des échantillons de sol

Le prélèvement des échantillons de sol a été effectué à 18 cm de profondeur des pots, après trois mois de culture et pour chaque niveau de traitement. Une fois prélevés, les échantillons sont mis dans des sacs en plastique, séchés à l'étuve à 105°C pendant 24 heures. Après tamisage (tamis de 2mm de diamètre), ils ont fait l'objet de quelques analyses physico-chimiques.

II.1.4.2. Le prélèvement des plantes

Au stade maturité (5 Juin) toute la partie aérienne des plantes a été enlevée. Les grains obtenus ont été moulus et conservés dans des sachets en papier. Ces échantillons serviront pour la détermination des paramètres suivants : la teneur en protéine, l'amidon, les cendres, l'humidité et le dosage des métaux lourds (Chapitre III).

Pour chaque niveau de traitement, une fois la végétation est enlevée, la densité apparente a été déterminée pour chaque pot.

Pour la conductivité hydraulique, les résultats présentés sont ceux qui ont fait l'objet de notre premier travail de recherche Magister (Boudjabi ,2006).La conductivité hydraulique rend compte de la perméabilité du sol.

II.1.4.3 Les températures enregistrées au cours de l'essai.

Mois de l'année 2008	Février	Mars	Avril	Mai	Juin
Températures Moyennes : (° C)	16,1	18,2	23,3	27,0	31,3

II.1.5. Les analyses du sol

II. 1.5.1. Les paramètres chimiques.

II.1.5.1.1. Le carbone total (Anne, 1945)

Le carbone organique de chaque échantillon est oxydé avec le bichromate de potassium (en milieu acide). L'excès de bichromate non réduit par le carbone organique est alors titré par une solution réductrice de sels de Mohr (le sulfate ferreux). Ce titrage se fait en présence d'un indicateur coloré, le diphenylamine qui vire au vert foncé; lorsque l'excès de bichromate est réduit : Méthode de Anne (1945, *in* Bonneau et Souchier, 1979). Un blanc sans sol est réalisé dans les mêmes conditions.

Le taux de carbone est calculé selon la formule :

$$C\% = 0,615 \cdot (V - V') \times 100 / X$$

V' = volume du titre de l'échantillon (ml)

V = volume du titre du témoin (ml)

X = prise d'essai (mg)

II.1.5.1.2. Les nitrates (NO₃⁻) (Rodier, 1996)

On évapore à sec dans une étuve à 105°C, 10ml de solution de sol (obtenue par filtration après agitation de 10g de sol dans 100ml d'eau distillée) en présence de 1 ml de salicylate de sodium le résidu obtenu est repris par 2ml d'acide sulfurique et 10ml d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium. Une coloration jaune se développe et la lecture des échantillons est effectuée au spectrophotomètre à la longueur d'onde 415 nm. La teneur en nitrate est déduite à partir de la courbe d'étalonnage.

($y=0,0635x-0,1344$; $R^2=0,974$) (Fig. 33. Annexe 1).

II.1.5.1.3. Les ions ammonium (NH₄⁺) (Rodier, 1996)

Le réactif de Nessler en milieu basique forme en présence de l'ammonium un complexe rouge qui permet un dosage colorimétrique des ions ammonium.

On ajoute à 10 ml de filtrat de sol, 2ml du réactif de Nessler. La lecture de l'absorbance des concentrations des ions ammoniums est effectuée au spectrophotomètre à la longueur d'onde 420nm. Comme pour les nitrates, les teneurs des ions ammonium sont déduites à partir de la courbe d'étalonnage. ($y=0,295x+0,002$; $R^2=0,997$) (Fig. 34. Annexe 1).

II.1.5.1.4. Le phosphore assimilable (Olsen *et al.* 1954)

Une extraction du phosphore assimilable est faite par une agitation de 5 g de sol dans 100ml de bicarbonate de sodium (0.5M), à 5ml du filtrat est ajouté 5 ml de molybdate d'ammonium et 1ml de SnCl₂. La lecture de l'absorbance des échantillons est faite au spectroscope UV – VIS 1250 à une longueur d'onde 660nm.

La teneur en phosphore est déduite à partir de la courbe d'étalonnage :

($y=0,039x+0,048$; $R^2=0,968$)(Fig. 35. Annexe 1).

II.1.5.1.5. Le dosage des métaux lourds. (Tauzin et Juste 1986 *in* Echab, 2002)

La détermination des métaux lourds (Zn, Cu, Mn, Fe) a été faite au laboratoire de l'Institut National des Sols et de l'Irrigation et Drainage (INSID) d'Oum El Bouaghi, à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de type *Perkin Elmer AA2000* selon le protocole suivant :

Des échantillons de 0,5 g de sol subissent une calcination dans le four à moufle à 450°C pour une durée de 5 heures. Après refroidissement, le contenu du creuset est transvasé dans les béchers contenant 10 ml d'acide fluorhydrique (50%). L'échantillon est, par la suite chauffé à 100°C jusqu'à son séchage. Une fois refroidi, on ajoute 5 ml d'eau régale, on couvre par un verre à montre et on pratique un chauffage à 25°C jusqu'à apparition d'une goutte jaune virant au blanc. Le contenu des récipients est mis dans les tubes auquel, on ajoute l'eau régale pour compléter à 10ml (Volume final). On pratique la lecture dans 10ml en utilisant le spectre d'absorption atomique (SAA).

Concentration = $XXA \times VF \times FD / \text{prise d'essai}$

XXA = lecture de la concentration donnée par le SAA

VF = volume final = 10ml

FD = facteur de dilution

L'analyse du Plomb dans le sol et la boue a été effectuée à l'Observatoire Midi Pyrénées (CNRS) de Toulouse (France) selon la méthode **Alsac (2007)**. Toutes les préparations sont faites en salle blanche. Les échantillons sont préalablement séchés puis broyés en forme de poudre très fine (< 100 μ). Les échantillons de sol, le géostandard (SRM 2709a) et le blanc de mesure ont subi en premier lieu une minéralisation dans un four à micro onde à haute pression (PSI =200) pendant 10mn. Cent milligrammes (100mg) de chaque échantillon sont mis dans un liner propre et sec contenant 9ml d'acide nitrique (15N), 2ml d'HCl concentré et 3ml d'acide fluorhydrique (50%). Après l'étape de minéralisation, chaque solution d'attaque est transférée dans un bécher Savillex propre et préalablement pesé à vide. Le maximum de matière est récupéré en utilisant 5 ml d'eau ultra pure obtenue à partir d'un système Milli-Q. Pour l'étape d'évaporation à sec des échantillons, les béchers Savillex ouverts sont mis dans l'Evapoclean (hotte à flux laminaires) durant plusieurs heures. La dernière étape consiste en une dilution du résidu avec 1 à 2 ml d'acide nitrique et 20ml d'eau ultra pure. L'ensemble est transvasé dans des piluliers propres pour une lecture par l'ICP AES.

II.1.5.2. Les paramètres physico-chimiques

II.1.5.2.1. Le pH (Pieltain et Mathieu, 2003)

Les échantillons de sol sont agités dans de l'eau distillée avec un rapport (2 / 5 ; w/v) pour une durée de 2 h, la lecture électrométrique du filtrat est faite par un pH -mètre universel V503 10.

II.1.5.2.1. La conductivité électrique (Pieltain et Mathieu, 2003)

Comme pour le pH, une solution de sol est obtenue par agitation des échantillons de sol dans l'eau distillée avec le rapport de (1/5 ; w/v). La lecture de la conductivité électrique est établie sur le filtrat sol avec un conductimètre WTW/ LF 330 menu d'un système de correction de la lecture due à la variation de la température.

II.1.5.3. Les paramètres physiques

II.1.5.3.1. La conductivité hydraulique (Hallaire 1953)

La conductivité hydraulique est établie à deux pressions 0,06kPa et 0,04kPa en utilisant un infiltromètre.

II.1.5.3.2. La porosité (Ouoba *et al.* 2015)

Sur la base de la densité apparente et réelle on a calculé la porosité

II.1.5.3.3. L'humidité équivalente (Duchaufour, 1960)

Après saturation, on met 100g de terre dans une boîte de Pétri d'un poids connu et on pèse rapidement. Après séchage dans une étuve à 105°C pendant 24 h, on retire la boîte, on laisse refroidir et on pèse à nouveau.

$$HE \% = \text{Quantité d'eau / terre sèche} \times 100 = A-B/B-C$$

A= tare de la boîte + terre humide

B = tare de la boîte + terre sèche à 105°C

C= tare de la boîte.

II.1.6. Les analyses statistiques

Les données obtenues de l'expérimentation ont été soumises à des études statistiques qui ont consisté en une série d'analyses de la variance à un seul facteur étudié. Ensuite, pour les paramètres ayant un effet significatif au niveau $\alpha = 0,05$. Le test des contrastes est effectué pour déterminer la signification statistique des comparaisons (1) Boue vs (témoin et Urée),

(2) Urée vs témoin. Le test de Newman et Keuls est employé pour classer les niveaux de traitements en groupe homogènes. Pour permettre une explication des phénomènes mis en jeu, les données ont été soumises à une matrice de corrélation. Ces analyses ont été effectuées avec le logiciel STATISTICA 6.0.

II. 2. Résultats et discussion

L'étude des boues et du sol utilisé montre les caractéristiques qui figurent dans le tableau suivant :

Tab. 3. Caractéristiques physico-chimiques de la boue et du sol.

Éléments	Sol	Boue
C org (%)	1.28	28.7
MO (%)	2.20	49.36
N total (%)	0,38	7.98
P total (%)	-	5,7
P ass (µg/g sol)	2.64	17.44
Calcaire total (%)	12,96	-
	3.12	-
Calcaire Actif (%)	7.23	7.88
pH	0.223	1.38
CE dS/cm	13.3	42.38
NO ₃ ⁻ (mg/kg)	4.9	6.6
Fe (ppm)	1.36	21.18
Zn (ppm)	7.14	12.54
Cu(ppm)	26.60	26.60
Mn (ppm)	Nd	Nd
Cd (ppm)	0,12	2,8
Pb (ppm)		

Type de sol	Limono-argileuse	
-------------	------------------	--

Corg :Carbone organique(%), MO : matière organique (%) ,Pass :phosphore assimilable ($\mu\text{g/g}$), NO_3^- : Nitrates (%), Fe : Fer (ppm), Zn : zinc(ppm), Cu : Cuivre (ppm),Mn :Manganèse (ppm),Cd : Cadmium(ppm) , Pb : Plomb (ppm) :Nd :non détectable.

II. 2.1.Les paramètres chimiques

II.2.1.1. Le Carbone

L'analyse des résultats montre un effet traitement hautement significatif ($F=20,98$, $p<0,001$). Il ressort des résultats obtenus que la teneur varie en fonction des types de traitements et des doses de boues appliquées. La fumure minérale ne montre aucun effet significatif par rapport au témoin ($F=4,02$, $p=0,06$) alors que, l'impact des boues s'est bien manifesté (Tab.4).

Les contrastes indiquent un effet boue hautement significatif par rapport au témoin ($F=34,97$, $p<0,001$) et par rapport à la fumure minérale ($F=11,94$, $p<0,01$) (Tab.4).

La teneur du carbone augmente de façon proportionnelle avec les doses de boues apportées, cependant, cette augmentation n'est significative qu'avec le niveau de traitement 100 t/ha, on détient une teneur de $2,16 \pm 0,20\%$ par rapport au témoin $1,16 \pm 0,18\%$. Avec la dose de boue de 50t/ha, 20t/ha et la fumure minérale les teneurs sont respectivement $1,52 \pm 0,10\%$, $1,47 \pm 0,12$ et $1,39 \pm 1,65\%$ (Fig.1). Les groupes obtenus de cette étude sont : $B3 > B2$, B1, N, T

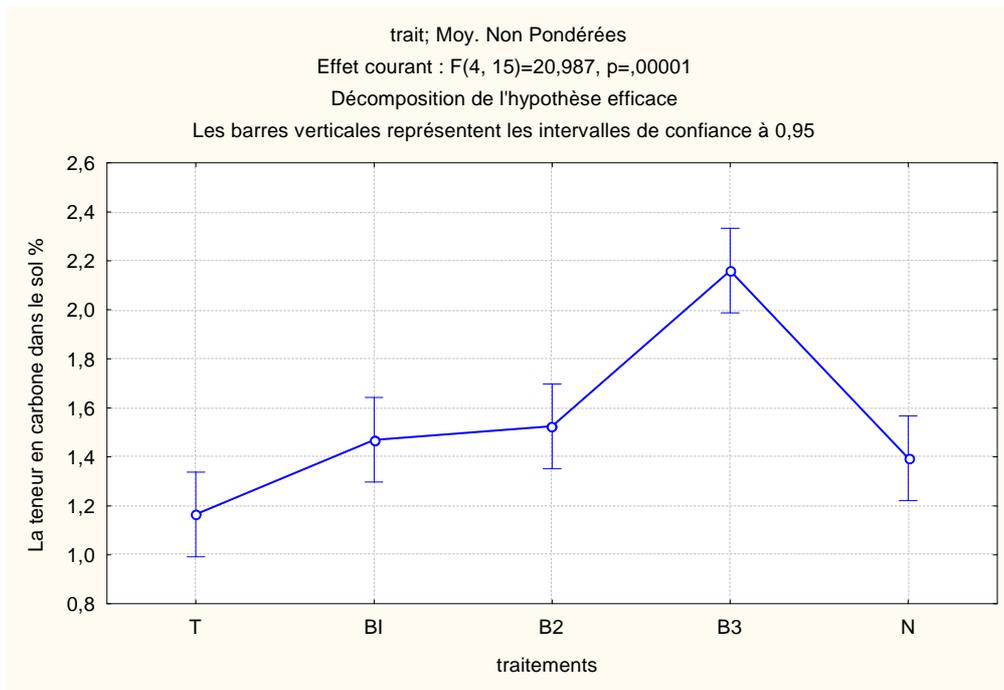


Fig.1. Effet des traitements sur la teneur en carbone % du sol.

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

Tab.4. Etude statistique des paramètres chimiques du sol.

Paramètres calculés	Carbone			Nitrates			Ammoniums			P			Phosphore assimilable		
	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	p	MC	F	p
ANOVA (p<0.05)															
Ord. origine	47,616	1813,289	0,0000	1515,662	776,649	0,0000	212,248	685,76	0,0000	4453,02	4173,86	00000	11799,01	1353,265	0,0000
Traitement	0,551 ***	20,987	0,0000	199,549 ***	102,252	0,0000	9,085 ***	51,38	0,0000	306,82 ***	286,841	0,0000	1879,80 ***	215,600	0,0000
Erreur	0,026			1,952			0,176			1,06			8,72		

LES CONTRASTES

Bvs T	0,915 ***	34,978	0,000	189,74 ***	97,119	0,0000	5,356 ***	30,2966	0,0000	635,39 ***	595,56	0,0000	3166,735 ***	363,202	0,0000
Bvs N	0,313 ***	11,943	0,003	53,998 ***	27,6697	0,000	14,781 ***	83,604	0,0000	298,10 ***	279,41	0,0000	2729178 ***	313,017	0,0000
Nvs T	0,105 ns	4.028	0,06	297,46 ***	152,423	0.0000	25,290 ***	143,038	0.0000	42,044 ***	39,40	0,0000	10,83917 ns	1,24	0.28
Erreur	0,026			1,9515			0,176			1,069			8,718		

***= hautement significatif. * =significatif. ns = non significatif. P% = Phosphore total.

La boue résiduaire est un véritable réservoir qui apporte un stock important et non négligeable de matière organique dans le sol, favorisant ainsi l'amélioration de la valeur nutritionnelle de celui-ci. (Haynes et Naidu, 1998 ; Ros *et al.* 2003). En plus des éléments minéraux, ce biosolide est une source de macronutriments et micropolluants organiques (Logan et Harrison, 1995 ; Karboulewsky *et al.* 2002 ; Casado *et al.* 2006). Dans cette présente étude l'augmentation de la teneur en carbone pour les niveaux de traitement boues est le résultat de l'incorporation des matières facilement dégradables qui ont pour origine ce biosolide. Ces matières, une fois apportées au sol des pots, stimulent l'activité microbienne de celui-ci et facilitent l'amélioration de sa réserve organique. (Sanchez *et al.* 2004 ; Albrech, 2007).

On peut avancer d'après les résultats obtenus que l'amendement de la boue a fortement augmenté le stock de la matière organique dans le sol qui devient significativement riche pour le niveau correspondant à la dose 100 t/ha de boue (Baize et Jabiol, 1995), ceci est probablement le reflet de la forte charge de la matière organique existante dans la boue utilisée (Sommers *et al.* 1976 ; Levi-minzi *et al.* 1990).

Selon Sing et Agrawal (2007), une augmentation de carbone dans le sol amendé par les boues résiduaires au dessus du seuil **1,3 %** fait que ces dernières soient riches en cet élément. En effet, le carbone se trouve en abondance dans notre boue dont la caractérisation montre une forte teneur 49,36% (Tab.3). Dans ce sens, Alvarenga *et al.* (2007) considèrent qu'avec un taux de 38 %, les boues résiduaires urbaines sont riches en matière organique et peuvent être bénéfiques pour un épandage sur un sol agricole. Nous pensons aussi que pour le niveau de traitement (100t/ha), la forte humidité a contribué à la minéralisation et la solubilisation de la matière organique existante dans les boues par les microorganismes qui se trouvent dans le sol (Albiach *et al.* 2000 ; Jedidi *et al.* 2004 ; Casado *et al.* 2006).

Nos résultats viennent approuver ceux trouvés par Courtney et Mullen (2008). Ces derniers ont réalisé avec du compost une amélioration en carbone avec des teneurs significatives de l'ordre de 1,59 et 1,93 %, respectivement avec les doses 50 et 100 t/ha. Corroborant aussi avec nos résultats, Pascual *et al.* (2007) affirment que l'amélioration du stock de la matière organique dans le sol suite à l'épandage des boues dépasse l'apport des fumures minérales.

Il en est de même pour Antolin *et al.* (2005), qui ont obtenu une amélioration significative en la teneur du carbone sous l'effet d'un épandage cumulé de boues appliqué sur trois années successives (1998-2001). Ces derniers auteurs ont observé une hausse de la teneur de 0,67 % à 1,23 %.

Nos résultats concernant l'amélioration de la matière organique viennent aussi appuyer ceux de Gabtani et Gallali (1988) qui notent une augmentation du stock global de la matière organique d'un sol traité par les boues de 1,53% pour le sol témoin à 2,05 % pour les sols traités.

II.2.1.2. Les ions nitrates et ammonium

L'analyse de la variance pour les nitrates indique un effet traitement hautement significatif ($F=102,25$; $p<0,001$) (Tab.4).

L'étude des contrastes met en relief l'effet positif des boues sur l'accumulation de cet élément qui s'est manifestée par un accroissement hautement significatif en comparaison avec la fumure minérale ($F= 27,66$; $p<0,001$) et avec le témoin ($F=97,22$; $p<0,001$). L'urée de son côté apporte aussi une amélioration hautement significative ($F=152, 42$; $p<0,001$) (Tab.4).

Les résultats obtenus sont corrélés positivement avec les doses de traitements appliqués ($r = 0,88$) (Tab.A1. Annexe 1).

L'apport de l'urée et les fortes doses de boues 50 et 100t/ha, ont montré un impact significatif et très net sur les teneurs totales des nitrates dans le sol. La fumure minérale détient une valeur supérieure en comparaison avec les niveaux de traitement boue 50 et 20 t/ha. En revanche, quatre groupes ont été dégagés dans l'ordre décroissant suivant : la dose 100t/ha avec la valeur $17,60 \pm 2.93$ mg/kg, suivie par la fumure minérale (urée) avec $13,69 \pm 0.79$ mg/kg puis, le niveau boue 50t/ha avec $8,63 \pm 0.66$ mg/kg et enfin le dernier groupe qui est représenté par la dose 20t/ha et le témoin qui donnent respectivement $2,10 \pm 0.24$ et $1,49 \pm 0.18$ mg/kg (Fig.2).

En ce qui concerne les ions ammonium, la comparaison des teneurs entre les différents traitements a montré le même profil que celui observé avec les nitrates, à savoir que l'amélioration significative est seulement apportée par l'urée et les niveaux de traitement boues 50 et 100t/ ha (Tab. 4). Le test de Newman et Keuls a dégagé trois groupes selon l'ordre décroissant suivant : le traitement urée et la dose 100t/ha de boue avec des moyennes de $4,50 \pm 0.64$ mg/kg et $3,48 \pm 0.26$ mg/kg ; suivi par le deuxième groupe représenté par les doses de boues 50 et 20 t/ha avec des teneurs respectives de l'ordre de $2,1 \pm 0.46$ et $1,25 \pm 0.37$ mg/kg et enfin le dernier groupe la dose B1 et le témoin $0,94 \pm 0.18$ mg/kg (Fig.2). Comme pour les nitrates, on détient une forte corrélation entre la teneur de l'ammonium formée et l'effet traitement $r = (0,95)$ (TabA.1. Annexe 1).

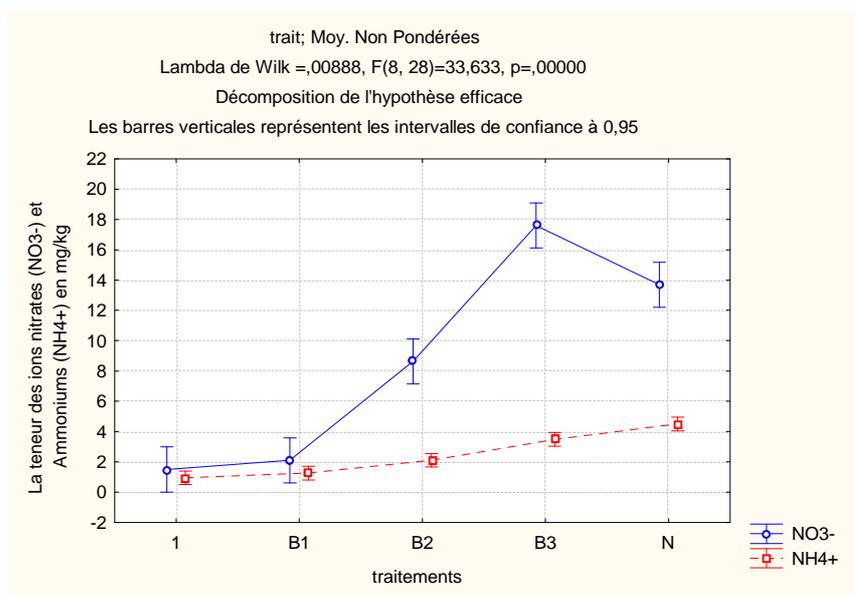


Fig. 2. Effet des traitements sur la teneur des ions nitrates et ammoniums dans le sol (mg/kg).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

A travers les résultats obtenus, il est clair que, les des deux fumures, organique (boue) et minérale (urée) ont contribué à l'augmentation en la teneur des nitrates et ions ammonium dans le sol. Alvarenga *et al.* (2007) considèrent qu'avec une teneur d'azote total de 2,8%, les boues sont riches en cet élément. Dans notre cas, on considère que les boues résiduelles utilisées dans notre expérimentation sont riches en cet élément du fait que la teneur obtenue à partir de l'analyse chimique est trois fois supérieure (7,98%) (Tab.3).Ainsi, la disponibilité potentielle de l'azote contenu dans ces boues contribue à augmenter les nitrates dans les sols traités en comparaison avec le sol témoin.

Dans ce sens, Chaussod (1996) considère qu'après épandage, les boues urbaines libèrent assez rapidement dans le sol 30 à 40 % de leur azote total. Aussi, avec un pH (7,3) optimum au voisinage de la neutralité et un optimum de température (28 et 30°C) (Grimaud, 1996). Ces bonnes conditions d'expérimentation enregistrées au cours de notre essai, ont été favorables pour l'activité des bactéries nitrifiantes du sol.

Il faut noter que les valeurs observées en nitrates sont assez bonnes surtout pour le niveau de traitement boue 100t/ha et l'urée (comprise entre 10 et 20 mg/kg de terre), inférieures à la teneur maximale toxique (30mg/kg) (Ayers et Westcot, 1994).

L'amélioration en la teneur des nitrates dans les sols traités par la fumure minérale est supérieure en comparaison avec les deux niveaux de traitement boue 20 et 50 t/ha, dont l'azote se trouve sous deux formes, minérale et organique (Grimaud, 1999) et dont la minéralisation est fonction du temps. Cependant, pour le niveau de traitement qui correspond à la dose de boue 100t/ha, la teneur obtenue est supérieure à celle obtenue avec la fumure minérale. Nous pensons que cet effet est en rapport avec la forte charge en carbone organique et l'humidité qui ont favorisé le bon déroulement des processus de nitrification. Ceci se confirme par les corrélations positives ($r=0,69$), ($r=0,67$) (Tab.A1. Annexe1) obtenues respectivement entre ces deux paramètres (Carbone et humidité) et la teneur en nitrates dans le sol. En effet, plusieurs auteurs (Paul et Clark ,1996 ; Trinsoutrot *et al.* 2000 ; Simard, 2001 ; Courtney et Mullen, 2008) ont signalé que l'un des facteurs les plus essentiels affectant la transformation des ions ammonium en nitrates, est la réserve en eau du sol, à savoir que les bactéries nitrifiantes sont moins tolérantes au manque d'eau en comparaison aux bactéries ammonifiantes. Dans ce présent travail, l'humidité des pots traités par la boue (100t/ha) est supérieure à celle des pots traités par l'urée. Cette différence a favorisé en mieux le processus de transformation des ions ammonium en nitrates pour les traitements boues comparés aux pots amendés par la fumure minérale.

Quant à l'ion ammonium l'étude indique que, pour le traitement urée, la teneur obtenue en ces ions dépasse celles obtenues pour les traitements boues, ceci revient à la facilité de transformation de cette fumure minérale dans le sol, à l'opposé des boues résiduelles dont la forme d'azote organique est complexe (Pascual *et al.* 2007).

Casado *et al.* (2006), ont enregistré une amélioration significative en la teneur des nitrates dans le sol suite à un amendement de compost à des doses de l'ordre de 1kg/m², 4kg/m². Ils détiennent respectivement les valeurs de 71mg/kg, 73mg/kg, valeurs supérieures à celles détenues dans notre expérimentation.

De leur côté, Antolin *et al.* (2005) dans leurs expérimentations qui consiste en un amendement de sol à base de boue solide et une fumure minérale, obtiennent des résultats pas loin de ceux obtenus dans notre essai. Ces derniers notent une valeur en nitrates de l'ordre de 17,7 mg/kg avec les traitements boues.

Ces mêmes auteurs, ont obtenu avec le traitement de fumure minérale une teneur en ions ammonium de 2,6mg/kg qui est supérieur à la valeur 2,3 mg/kg obtenue par le traitement boue.

II.2.1.3. Le Phosphore assimilable

L'analyse de la variance indique un effet traitement hautement significatif ($F=215,6$; $p<0,001$) (Tab.4). Le test des contrastes pour les résultats obtenus concernant les teneurs en Phosphore assimilable montre que, les trois doses de traitements boues entraînent par rapport au témoin ($F= 363,2$; $p<0,001$) et à la fumure minérale un enrichissement hautement significatif du sol en cet élément ($F=313,01$; $p<0,001$). Cependant l'effet de l'urée est non significatif ($F=1,24$; $p=0,28$) (Tab.4). Aussi, on note une tendance vers une augmentation intéressante des teneurs en fonction des doses de boues appliquées qui nous fait observer des différences significatives entre les différentes teneurs obtenues. Avec les doses de boues 20, 50 et 100 t/ha, les teneurs respectives obtenues sont les suivantes: $21,53\pm 2.3$ ppm, $31,25 \pm 3.57$ ppm, $57,67 \pm 4.75$ ppm, alors que la fumure minérale et le témoin laissent observer respectivement les valeurs $6,65\pm 1.54$ ppm et $4,32\pm 0.63$ ppm (Fig.3). Ainsi, il se dégage de cette étude, quatre groupes dans l'ordre décroissant suivant : boue100t/ha > boue50t/ha > boue 20t/ha > urée et enfin le témoin.

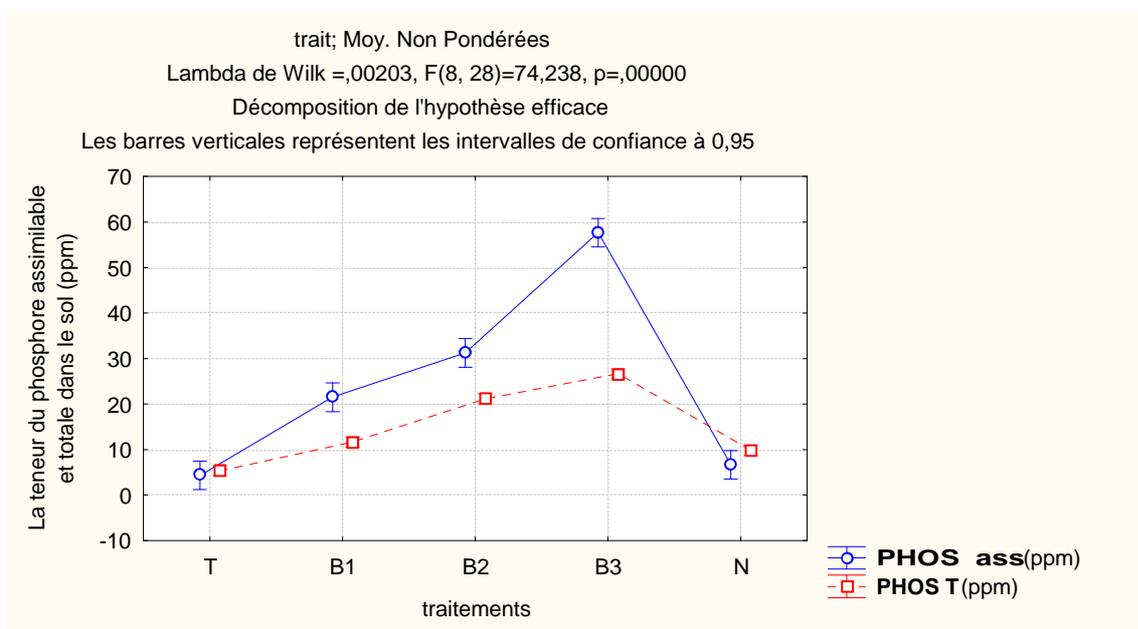


Fig.3. Effet des traitements sur la teneur en phosphore assimilable et phosphore total du sol (ppm).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale

Le phosphore représente souvent un facteur limitant par suite de sa faible concentration dans les sols (Ramade, 1984). L'analyse du sol utilisé dans notre expérimentation indique une très faible teneur en phosphore assimilable.

Dans les eaux usées, la part des rejets humains représente 30 à 50 % du Phosphore total (Petry *et al.* 2002), le reste provient des produits de nettoyage (Sommers et Sotton, 1980 ; Rodier *et al.* 1996). En effet, les rejets d'eaux domestiques par leur richesse en tripolyphosphates de sodium (TPPS), utilisé comme additifs dans les lessives textiles et les produits pour lave-vaisselle constitue une source importante du phosphore contenu dans les boues. La boue résiduaire urbaine utilisée dans notre essai a pour origine les rejets municipaux. L'analyse effectuée au laboratoire sur ce biosolide montre sa richesse en éléments minéraux essentiellement le phosphore (Tab.3). Ainsi l'amélioration en la teneur de cet élément dans notre sol s'explique par sa forte charge dans la boue utilisée. (Shober et Sims, 2003; Mantovi *et al.* 2005). Les valeurs obtenues classent le sol amendé comme sol riche en cet élément assimilable Olsen (1954, *in* Bonneau et Souchier, 1994). Il convient de noter que l'abondance du calcaire du sol pris dans la région et utilisé dans cette expérimentation (Tab.3) a favorisé l'application de ces boues résiduaires (Navas *et al.* 1998 ; Breslin, 1999 ; Garcia-Gill *et al.* 2004 ; Sing et Agrawal, 2007).

D'autres part, l'amélioration de la porosité observée dans cette expérimentation pour le sol traité par les boues permet aux microorganismes existant de bénéficier d'un échange gazeux accru, entraînant une augmentation dans les activités biologiques et enzymatiques de celui-ci (Gagnon *et al.* 2000 ; N'Deyegamiye *et al.* 2004) et conséquemment, il s'effectue une bonne minéralisation d'où une bonne disponibilité de phosphore. Dans ce sens, d'après Bipfubusa *et al.* (2006), les composts peuvent favoriser l'activité des phosphatases, que ce soit de manière directe, par l'accroissement de l'apport en matière organique, ou alors indirectement, par une amélioration de la disponibilité de l'eau. Selon les mêmes auteurs, le métabolisme du phosphore par la biomasse microbienne est en général plus rapide dans les sols traités écologiquement avec des apports de compost.

Dans un essai effectué pour déterminer et évaluer la photosensibilisation du phosphore des boues et de composte urbain sur un long terme (par des suivies pluriannuels de dispositif au champ) et sur le court terme, par des essais en pots de culture, Tercé (2000) montre que, l'apport des boues résiduaires est équivalent à celui de l'engrais minéral.

Nos résultats concernant le dosage du phosphore total dans le sol, montre l'existence d'une étroite relation entre le phosphore total et le phosphore assimilable qui en dérive ($r = 0,95$) (Tab.A1. Annexe 1). Ainsi, nous pensons que dans les bonnes conditions d'expérimentation, la minéralisation du phosphore contenu dans les boues a mis indirectement en valeur la teneur du phosphore assimilable dans le sol (Cooperband *et al.* 2002). La fumure minérale n'apporte aucune augmentation par rapport au témoin et fait que ces deux niveaux sont classés dans le même groupe.

Casado *et al.* (2006) ont enregistré une amélioration en la teneur du phosphore assimilable dans le sol suite à l'apport des boues résiduaires égale à 72,6mg/kg en comparaison au témoin qui note 67,7 mg/kg. Cette amélioration apportée par les boues est confirmée aussi par plusieurs autres auteurs (Moreno *et al.* 1996 ; Walter *et al.* 2000 ; Igoud ,2001 ; Martinez *et al.* 2002).

II.2.1.4. Les métaux lourds

II.2.1.4.1. Le Fer et le Manganèse

L'analyse de la variance des teneurs obtenues pour le fer (Fe), révèle un effet traitement hautement significatif ($F= 353,5$; $p<0,001$). Les contrastes mettent en relief aussi un effet boue hautement significatif par rapport au témoin ($F=180,63$; $p<0,001$) et par rapport à la fumure minérale ($F=1020,63$; $p<0,001$). D'autre part, le traitement fumure minérale révèle aussi un effet hautement significatif ($F=228,34$; $p<0,001$) (Tab.5)

Une remarque mérite d'être signalée, la teneur obtenue pour le témoin ($4,90\pm 0,01$ ppm), est égale à celle obtenue avec la dose de boue 100t/ha. Ainsi nos résultats relatifs à ce paramètre montrent que la différence significative par rapport au témoin n'est révélée qu'avec le traitement urée et les deux doses de boues 20 et 50t/ ha. La plus haute valeur est allouée à la dose de boue 50t/ha ($5,52\pm 0,008$ ppm), suivie par le niveau boue 20t/ha avec la valeur ($5,50\pm 0,08$ ppm).La fumure minérale de son côté donne une teneur moins élevée ($4,34\pm 0,008$ ppm) (Fig.4).

En revanche le test de Newman et Keuls dégage les groupes suivants: 50et 20 t/ ha > témoin, 100t/ha> L'urée.

Les résultats obtenus pour **le Mn(Manganèse)** ne sont pas significatifs. L'épandage des deux fumures n'a donné aucune amélioration (Tab.4). Cependant, les teneurs obtenues par les traitements boues sont supérieures au témoin et à l'urée. On note pour la dose 100t/ha de boue $47,20 \pm 0,03$ ppm, alors que l'urée détient $45,6 \pm 0,1$ ppm et enfin le témoin $45,20 \pm 0,1$ ppm (Fig.4).

II.2.1.4.2. Le Zinc et le cuivre

L'analyse de la variance du zinc (Zn) suivie par les contrastes montre que les traitements boues ($F=72625,03$; $p<0,001$) et la fumure minérale ($F= 42,14$; $p<0,001$) rapportent une augmentation hautement significative dans le sol par rapport au témoin. Aussi, on détient un effet-boue hautement significatif ($F=68402,64$; $p<0,001$) par rapport à la fumure minérale (Tab.5). Il se dégage de l'étude comparative des moyennes obtenues pour l'élément zinc, qu'il existe entre les doses de boues utilisées une augmentation significative et linéaire, qui est en fonction avec le niveau croissant des traitements .On note les valeurs de $2,44 \pm 0,008$ ppm, $4,28 \pm 0,008$ et $5,24 \pm 0,03$ ppm respectivement pour la dose 20, 50 et 100 t /ha de boue.

La fumure minérale laisse voir une teneur de $1,43 \pm 0,1$ ppm supérieure par rapport au témoin $1,36 \pm 0,08$ ppm (Fig.4). Les groupes obtenus par ordre décroissant sont les suivants : boue $100\text{t/ha} > 50\text{t/ha} > 20\text{t/ha} > \text{l'urée} > \text{témoin}$.

L'analyse de la variance pour l'élément cuivre indique un effet traitement hautement significatif ($F=491,3$; $p<0,001$) (Tab.5). Les contrastes montrent que l'effet boue est significatif par rapport au témoin ($F=4,784$; $p =0,04$) et hautement significatif par rapport à la fumure minérale ($F= 48,99$; $p<0,001$). De son côté, l'urée indique une différence hautement significative en comparaison avec le témoin ($F=56,26$; $p<0,001$) (Tab.5).

La comparaison des moyennes par le test de Newman et Keuls indique que l'apport de la boue et la fumure minérale améliore la teneur de cuivre dans le sol de façon significative. La plus forte teneur est observée avec le traitement boue 100t/ha, par contre les doses de boues 20 et 50t/ha de boue détiennent des valeurs inférieures par rapport au témoin et par rapport à la fumure minérale. Les teneurs obtenues sont $6,56 \pm 0,08$ ppm ; $6,94 \pm 0,01$ ppm; et $8,12 \pm 0,01$ ppm respectivement pour les traitements 20, 50 et 100t/ha de boue. L'urée laisse observer la valeur $7,42 \pm 0,01$ ppm. Enfin, le témoin avec la valeur $7,14 \pm 0,11$ ppm. Les traitements sont classés comme suit : dose de boue $20\text{t/ha} < 50\text{t/ha} < \text{témoin} < \text{urée} < 100\text{t/ha}$ (Fig.4).

II.2.1.4.3. Le Plomb

Les valeurs moyennes obtenues du **plomb** dans le sol sont hautement significatives ($F=73,52$; $p<0,001$) (Tab.5). Les contrastes accusent un effet hautement significatif uniquement pour les traitements boues (Tab.5). Avec le niveau B3 on détient $47,60\pm 0$ ppm, suivie par le niveau B1 et B2 avec des teneurs très proches $21,95\pm 0,49$ ppm ; $21,25\pm 3,14$ ppm et en dernier lieu le témoin et la fumure minérale avec respectivement les plus faibles valeurs $12,05\pm 0,04$ et $10,30\pm 0$ ppm (Fig.4). Les groupes obtenus sont : $B3 > B1, B2 > T, N$.

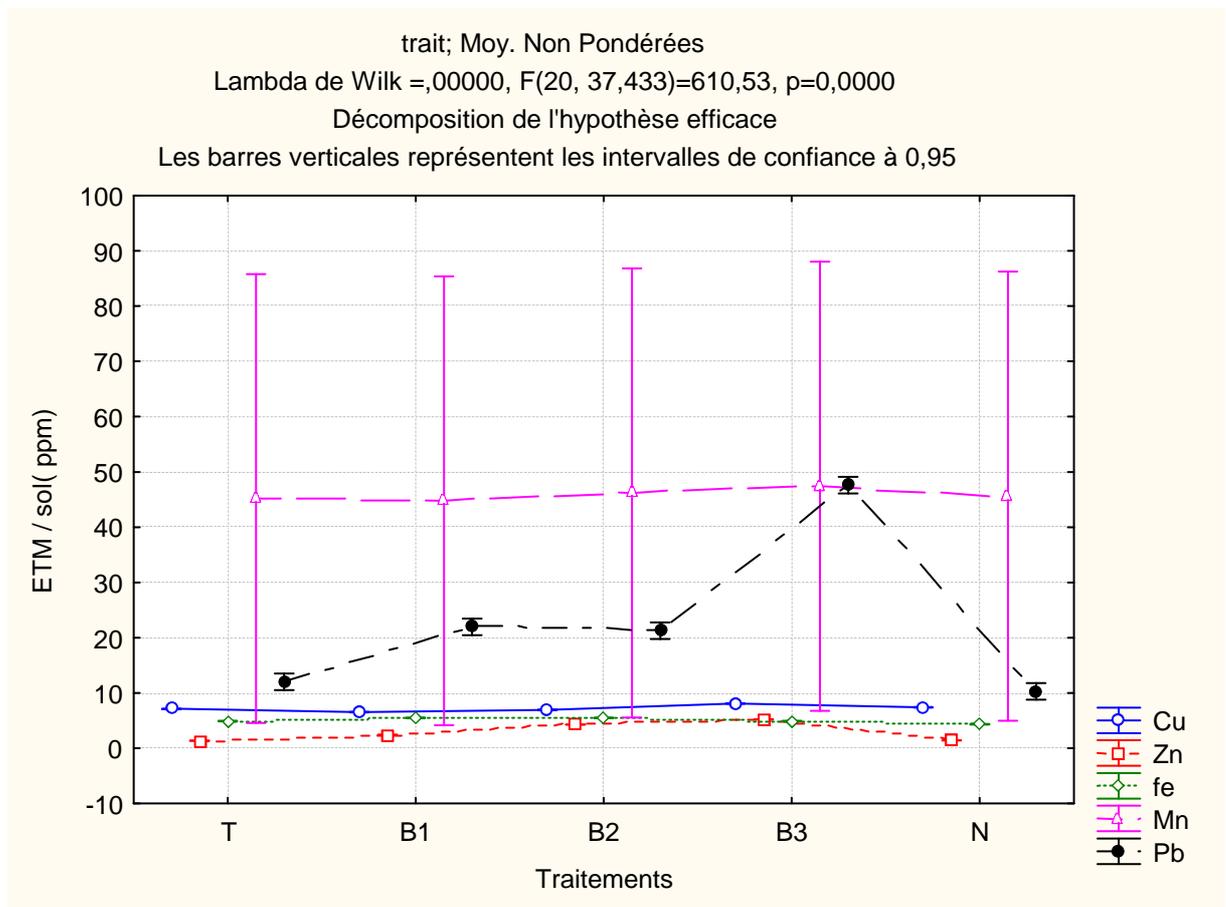


Fig.4. Effet des traitements sur la teneur des métaux lourds dans le sol (ppm)

T = témoin. B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale(Urée).

Tab.5. Etude statistique des métaux lourds testés dans le sol.

Paramètres calculés	Zinc			Cuivre			Manganèse			Fer			Plomb		
	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	p	MC	F	P
ANOVA (p< 0.05)															
Ord. origine	174,227	611323,0	0,0000	1047,19	375787,3	0,0000	42024,28	28,925	0,000	506,420	184376,4	0,0000	5121,16	846,334	0,0000
Traitement	12,088 ***	42417,0	0,0000	1,369 ***	491,3	0,0000	4,23 ns	0,002 ns	0,99	0,970 ***	353,5	0,0000	444,916 ***	73,52	0,0000
Erreur	0,0003			0,003			1452,83			0,002			6,051		

LES CONTRASTES

Bvs T	20,698 ***	72625,03	0,0000	0,0133 *	4,784	0,044	2,604 ns	0,001	0,966	0,496***	180,631	0,0000	497,770 ***	82,262	0,0000
Bvs N	19,494 ***	68402,64	0,0000	0,1365 ***	48,995	0,0000	0,848 ns	0,000	0,981	2,803 ***	1020,631	0,0000	598.001 ***	98.826	0,0001
NvsT	0,012 ***	42,149	0,0000	0,156 ***	56,267	0,0000	0,320 ns	0,000	0,988	0,267 ***	228,349	0,0000	3,062 ns	0,5061	0,508
Erreur	0,00028				0,002		1452,826			0,002			6,051		

***= hautement significatif. * =significatif. ns= non significatif.



Une gamme de métaux lourds peut se trouver dans les boues résiduaires et peut avoir un effet adverse pour l'environnement (Robert *et al.* 1994 ; During et Gath, 2002). Ces métaux peuvent poser un problème toxique s'ils sont mobilisés ou absorbés par les plantes (Fuentes *et al.* 2004 ; Fjallborg *et al.* 2005). Il se dégage des résultats obtenus pour les différents métaux lourds testés dans notre sol d'expérimentation qu'il y'a une accumulation de ces éléments dans celui-ci qui a pour origine la boue utilisée.

Dans notre étude, la teneur du sol en métaux lourds montre une augmentation de l'élément **Fer** uniquement pour les deux niveaux de traitements boues 50 et 20t/ha, ce qui prouve que la boue résiduaire est une source importante en ce métal (Veeresh *et al.* 2003 ; Pascual, 2007). Son enfouissement dans le sol des pots permet la libération de cet élément, toutefois les faibles teneurs observées pour le niveau de traitement boue 100t/ha, nous fait penser, qu'avec ce niveau de traitement il y'a eu une rétention du fer par la matière organique existante dans ce biosolide qui joue le rôle de matrice adsorbante (Moreno *et al.* 1996 ; Echab, 2002 ; Karaca, 2004 ; Courtney et Mullen, 2008). De ce fait, l'analyse montre une teneur qui est équivalente à celle du témoin. Plusieurs auteurs ont rapporté une diminution de métaux lourds dans le sol suite à un épandage de boue résiduaire. Courtney et Mullen (2008) ont observé dans leur essai une diminution de fer et de Mn dans le sol amendé par du compost en utilisant des doses de 100t/ha. Ils révèlent une teneur en fer de l'ordre de 93mg/kg alors que le témoin détient 119mg/kg, cependant pour le Mn, ces mêmes auteurs ont obtenu aussi une diminution non significative avec une valeur de 10,2 mg/kg pour le témoin et 8,9 mg/kg pour le sol amendé par le compost. De leur côté, Zheljzkov et Warman (2004) ont aussi accusé une diminution significative de 40 % en la teneur du fer et 60% pour le Mn dans les sols amendés par du compost.



L'apport des boues résiduaires a permis l'augmentation en la teneur du sol pour l'élément Zinc(Zn). Plusieurs auteurs, (Vilain, 1997 ; Laurent *et al.* 2005) affirment que la composition des boues urbaines est riche en Zinc et en Cuivre. Ainsi, leur épandage permet d'apporter au sol son stock en ces éléments minéraux. Selon Perrono (1999), la forme la plus courante et la plus mobile du zinc dans la solution sol est le Zn^{2+} , qui est facilement adsorbée sur les composants minéraux (argile, hydroxydes de fer et d'aluminium) et organiques, ce qui conduit à une accumulation dans les horizons superficiels. Le Zn est considéré comme facilement soluble et mobile dans les sols par rapport aux autres ETM (Loué, 1986).

Cette augmentation relative aux doses appliquées qui a été observée dans notre essai, a été aussi rapportée par plusieurs auteurs (Karaca, 2004 ; Zheljzakov et Warman, 2004 ; Courtney et Mullen, 2008).

Bourrelier *et al* (1998 in Laurent *et al.*2005) mentionnent que l'épandage des déchets apporte 20% de Zn et 28% de cuivre. Le zinc et le cuivre sont parmi les éléments minéraux mobiles (Moreno *et al.* 1996 ; Brofas *et al.* 2000). Aussi, dans notre étude, l'apport des boues résiduaires permet d'augmenter la teneur de ces deux éléments surtout pour le niveau de traitement 100t/ha de boue. Cependant, pour le cuivre, on voit que les niveaux 20 et 50t de boue/ ha présentent des valeurs inférieures par rapport au témoin et à la fumure minérale.

On peut expliquer ces résultats obtenus concernant cet élément en premier lieu, par le rôle physico- chimique des boues résiduaires qui a une influence par leur matière organique sur les comportements de cet métal (Miller *et al.* 1995 a ; Bouinit *et al.* .2004). En effet, la matière organique contribue à l'immobilité du cuivre en formant de fortes liaisons (acides humiques par exemple) limitant la solubilité de ce métal, et en deuxième lieu le pH. Selon Miller *et al.* (1995b), le cuivre a un minimum de solubilité entre pH 6 et 8 (le pH détenu pour ces deux niveaux de traitement est compris dans cet intervalle). Toutefois, cet effet n'a pas eu lieu pour le niveau de traitement 100t/ha à cause de la forte humidité qui a favorisé au contraire la dissolution de ce métal (le cuivre) dans le sol.

Il est clair à partir de ces résultats obtenus, que les deux niveaux de traitements boue 20 et 50t/ha indiquent une bonne accumulation de fer dans le sol contrairement au cuivre. Ainsi, nous pensons que ce dernier élément a été retenu par la matière organique existante dans la boue contrairement à l'élément fer qui a été libéré (Echab, 2002), ce qui explique que pour ces deux niveaux de traitements la teneur du cuivre est inférieure au témoin. Tandis que, pour le niveau de boue 100t/ha de boue il s'est passé un effet inverse, une rétention de fer et libération de cuivre.

À travers nos résultats concernant la fumure minérale, Il est clair que l'Urée a favorisé l'apport et la disponibilité des deux métaux Zn et Cu ce qui explique leur teneur élevée par rapport au témoin.

Nos résultats concernant les teneurs de cuivre se rapprochent de ceux trouvés Bhogal *et al.* (2003), qui situent une teneur à 7mg/kg pour le témoin et 11,4 mg/kg pour les sols amendés par les boues.

Courtney et Mullen (2008) ont rapporté comme dans notre présente étude une augmentation de cuivre suite à un épandage de compost à des doses de 100t/ ha, une teneur de 3.5 mg/kg alors que le témoin détient 2,3mg/kg et ils considèrent que ces teneurs ne sont pas toxiques, ces mêmes auteurs détiennent une augmentation significative de Zn de la valeur 1.0mg/kg pour le témoin à 3.1mg/kg pour le sol traité par une dose de 100t/ha de boue.

Casado *et al.* (2006) dans leurs études qui consistent à un traitement de sol avec des doses croissantes de boues de l'ordre de 2kg/m² et 4kg/m² ont enregistré une augmentation en élément fer de la valeur 1.1ppm pour le témoin à 2.3 ppm pour le traitement boue,

Bernardon (1993 *in* Baize *et al.* 2006) a montré au cours des années 1975 à 1986, que quatre épandages de boues avaient représenté des flux entrants de 28 à 189 kg de Zn/ha et de 8 à 61 kg de Cu/ha. Selon, Le villio *et al.* (2001) l'épandage des boues résiduelles augmente la teneur du cuivre et du zinc respectivement à 5 et 28 %. Aussi, il a été mentionné que les flux moyens d'ETM apportés pour 2t de MS de boues de station d'épuration d'eaux usées sont égaux (en g/ha/an) à :

Zn 1600, Cu 660, Pb 180, Cr 100, Ni 80, Se 20, et Cd 5 (Baize, 1997).

❖ La quantité de Pb apportée au sol suite à un épandage de déchets urbains peut atteindre 3% (Le villio *et al.* 2001).

Notre étude montre aussi une accumulation de plomb qui s'observe surtout avec les trois doses de boues, toutefois les teneurs obtenues sont au dessous du seuil critique de contamination (60mg/kg) (Baize, 1997). les valeurs obtenues pour le plomb sont inférieures aussi à la teneur maximale limite qui répond aux normes fixées la directive du cadre européenne relative à l'utilisation des boues de station d'épuration de 1986 (86/278/CEE) fixait les teneurs maximales du plomb à ne pas dépasser dans les sols à des valeurs limites qui étaient comprises entre 50 et 300 mg Pb/kg de sol sec, pour des sols dont le pH est compris entre 6 et 7. Gavalda *et al* (2005 *in* Cecchi, 2008).

D'une façon générale, dans cet essai les teneurs obtenues en métaux lourds dans le sol sont faibles nous pensons que ces faibles teneurs obtenues reviennent à leurs faibles quantité dans la boue utilisée. Aussi, le pH et le calcaire existant dans notre sol, seraient l'un des facteurs qui ont favorisé la diminution en la disponibilité de ces métaux, essentiellement le Zn et le cuivre.

En effet Cavallaro et Mc Bride (1978) mentionnent qu'avec un pH compris entre (6,7 – 7,3) la disponibilité du zinc diminue. Cependant, selon le même auteur le cuivre n'est pas influencé par le pH. D'autre part, Perrono (1999) rapporte qu'en sol calcaire, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des ETM, soit par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 , (Davis, 1978)., ce qui explique que les métaux testés dans notre sol restent au dessous des valeurs limites de phytotoxicité.

II.2.2. Les paramètres physico-chimiques

II.2.2.1. Le pH et la CE

L'analyse des résultats obtenus pour le pH indique un effet traitement hautement significatif ($F=14,55$; $p < 0,001$) (Tab.6).

Le pH diminue avec l'augmentation des doses des traitements appliqués. Une corrélation négative ($r = -0,67$) est signalée (Tab.A.1. Annexe 1).

Les contrastes montrent une tendance générale vers une diminution hautement significative du pH sous l'effet du traitement boue en comparaison avec le témoin ($F= 47,10$; $p < 0,001$) d'une part et sous l'effet de la fumure minérale ($F=36,35$; $p < 0,001$) d'autre part (Tab.6).

Par contre, la comparaison des moyennes entre les trois concentrations de boues et urée ne montre aucune différence significative ($F=0,27$; $p=0,60$). Les teneurs obtenues sont classées selon Newman et Keuls en deux principaux groupes dans l'ordre décroissant: le témoin avec une valeur supérieure avec $7,89 \pm 0,05$, puis les traitements boues 20t/ha, 100t/ha, la fumure minérale et la dose 50t/ha avec respectivement les moyennes de $7,51 \pm 0,08$; $7,44 \pm 0,10$; $7,38 \pm 0,15$ et $7,21 \pm 0,15$ (Fig.5). Une remarque importante mérite d'être signalée, au niveau du sol l'humidité est en corrélation négative avec le pH ($r = 0,74$) (Tab.A.1. Annexe 1).

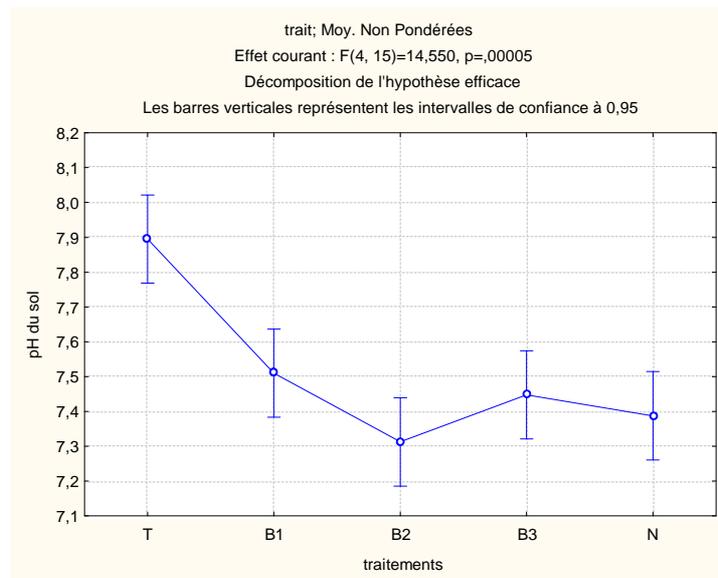


Fig.5. Effet des traitements sur le pH du sol.

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale

L'analyse de la variance pour la conductivité électrique indique un effet traitement significatif ($F= 3,24$; $p=0,04$) (Tab.6). L'étude des contrastes montre, un effet boue significatif en comparaison avec le traitement urée ($F=8,003$; $p=0,01$) (Tab.6)

La conductivité électrique obtenue avec le niveau boue 100t /ha est égale à $0,63 \pm 0,08$ dS/m et celle de la fumure minérale à $0,49 \pm 0,06$ dS/m, soit une différence de $0,14 \pm 0,02$ dS/m apportée par le traitement boue (Fig.6). Il ressort de cette étude une corrélation négative entre la CE et le pH ($r = -0,69$). On note aussi l'existence de corrélation positive entre la CE et le Pass ($r = 0,62$); CE et l'élément Zn ($r = 0,64$), et CE et humidité équivalente ($r = 0,64$) (Tab.A1. Annexe1).

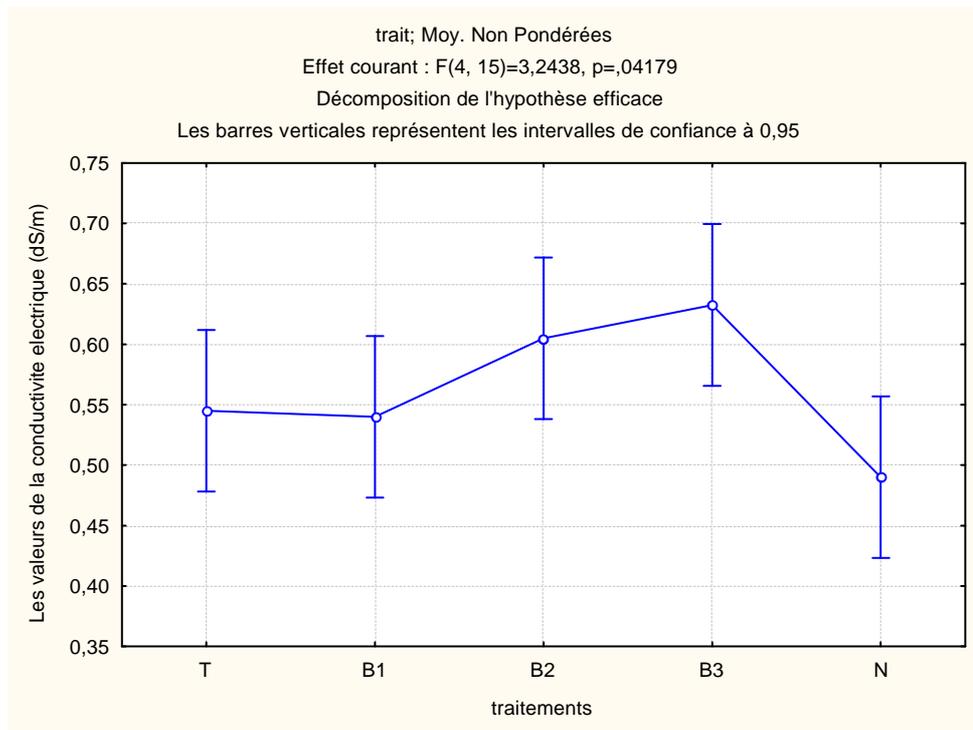


Fig.6. Effet des traitements sur la conductivité électrique (dS/m) du sol

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

Tab.6. Etude statistique des paramètres physico-chimiques.

Paramètres calculés	PH			Conductivité électrique		
Effet	MC	F	P	MC	F	P
	ANOVA p<0.05					
Ord. origine	1128,152	79624,91	0,0000	6,328	1606,80	0'0000
Traitement	0,206 ***	14,55	0,0000	0,012 *	3,24	0,041
Erreur	0,014			0,003		
LES CONTRASTES						
Tvs N	0,515112 ***	36,35661	0,0000	0,006050 ns	1,536183	0,234
Bvs T	0,667408 ***	47,1056	0,0000	0,006769 ,ns	1,718684	0,2095
Bvs N	0,003852ns	0,271880	0,609	0,031519 *	8,003068	0,0126
Erreur	0,0141			0,003938		

***= hautement significatif. * =significatif. ns= non significatif.

L'apport des deux fumures a entraîné une légère diminution de pH. Cette diminution est sans doute en relation avec l'accumulation des métaux lourds et aussi la matière organique issue des amendements (Stamadilas *et al.* 1999 ; Pascual *et al.* 2007). La corrélation négative obtenue entre la CE et le pH , prouve qu'en présence de la bonne humidité qui fut décelée à travers nos prélèvements, il y'a eu lieu une bonne dissolution des matières existantes dans la boue, notamment la nitrification des ions N-NH₄⁺ pourrait être à l'origine de la synthèse de produits acides de décomposition des boues (Silviera et Sommers, 1977). Ces caractéristiques sont en faveur d'une solubilisation et libération des éléments minéraux d'où une augmentation de la CE (Tasdilas, 1997) et une diminution du pH(Navas *et al.* 1998 ; Kutuk *et al.* 2003). En effet, l'analyse des résultats concernant notre sol met en évidence une bonne teneur en carbone organique et en minéraux assimilables (nitrates, phosphore, ion ammonium) et aussi en métaux lourds (Zn, Cu, Mn, Fe). Ces derniers éléments sont capables d'induire l'excrétion d'acide mugéneique (mécanisme existant chez les Poacées Ex. le blé), ce qui influe aussi sur le sol et diminue son pH (Tremel-Schaub et Feix, 2005). Il semble aussi que la légère diminution du pH pour les sols traités par l'urée revient à l'effet de la fumure elle-même qui a un effet modérément acide (PNTTA, 2000).

D'une façon générale, le pH détecté dans notre essai est voisin de la neutralité (Baize et Jabiol, 1995) et est favorable pour la végétation ($5 < \text{pH} < 8$) (Heller *et al.* 1998).

Les résultats obtenus dans cette étude concernant la diminution du pH, sont en accord avec plusieurs auteurs (Epstein *et al.* 1976 ; Sing et Agrawal, 2007) qui rapportent également une baisse de ce facteur sous l'effet des traitements boues. À l'opposé, d'autres auteurs (Tasdilas *et al.* 1995 ; Courtney et Mullen, 2007 ; Ouedraogo *et al.* 2001 ; Madejon *et al.* 2003) montrent une augmentation de ce paramètre.

L'augmentation de la conductivité électrique après l'apport des boues résiduelles est un phénomène qui a été fréquemment signalé (Logon *et al.* 1995 ; Navas *et al.* 1998 ; Veeresh *et al.* 2003 ; Kutuk *et al.* 2003). Ceci revient à la forte charge de sels solubles existant dans les boues et à l'accumulation des nitrates et phosphore dans le sol qui a pour origine les boues. Dans notre essai, l'étude de la conductivité montre un effet-boue important par rapport à la fumure minérale. Effectivement, ce biosolide laisse voir une bonne augmentation de la CE ; Ceci est en rapport avec sa forte charge en sels minéraux.

Aussi, nous pensons que, l'augmentation détectée de la conductivité électrique dans l'ensemble des pots, est en partie due à notre dispositif utilisé qui consiste en un système clos (Pot) qui ne permet pas le drainage des sels sous l'effet de l'irrigation (Pascual *et al.*2007). Nos résultats concernant l'effet non significatif des boues par rapport au témoin corroborent ceux de plusieurs auteurs (Antolin *et al.*2005), qui ont signalé une augmentation non significative de la valeur 0,45 à 0,57dS/m. La libération des sels n'as pas engendré un effet indésirable de salinité dans notre essai. Les résultats obtenus classent notre sol comme sol non salé (Mathieux et Pieltain, 2003), d'ailleurs ceci s'observe à travers le bon développement de notre culture.

Il est important de mentionner que, nos résultats sont largement inférieurs à ceux trouvés par Casado *et al.* (2006) qui considèrent que la valeur 1,5 mS/cm peut être fatale pour le développement de la végétation. Mantovi *et al.* (2005) obtiennent une diminution significative du pH suite à l'apport des boues de la valeur 8,06 à 8 et aussi une augmentation de la CE de 0,16mS/cm à 0,20mS/cm.

II.2.3. Les paramètres physiques

II.2.3.1. La conductivité hydraulique et la porosité

Les valeurs de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation ont fait l'objet d'une analyse de la variance. Les contrastes indiquent, un effet boue hautement significatif ($F=18,00$; $p<0.01$) par rapport au témoin et aussi par rapport à la fumure minérale ($F=13,41$; $p= 0,01$) (Tab.7) Cependant cet effet a été décelé uniquement pour la pression appliquée de 0,06 kPa. A ce potentiel de pression la valeur de conductivité hydraulique la plus élevée est de $129.20\pm 18,87$ mm/h correspondant au troisième niveau de matière sèche de boue ; alors qu'elle était de $41.92\pm 12,68$ et $49,63\pm 14,42$ mm/h dans le témoin et l'engrais minéral (Fig.7).

La boue contribue fortement à l'amélioration de la conductivité hydraulique, ceci est en relation avec les doses croissantes, car on passe de $81.89\pm 2,13$ mm/h pour le premier niveau à $129.20\pm 18,87$ mm/h pour le troisième niveau de matière sèche de boue, c'est à dire une amélioration de 59%. Le test de comparaison Newman et Keuls met en relief les deux groupes suivants : B3, B2>B2, B1, N, T.

Pour la porosité, l'analyse de la variance des valeurs montre un effet traitement significatif ($F=3,655$; $p=0,02$) (Tab.7). Les contrastes indiquent un effet boue hautement significatif ($F=10,42$; $p<0,01$) en comparaison avec le témoin et significatif par rapport à la fumure minérale ($F=5,107$; $p=0,03$) (Tab.7). On détient la valeur de $51\pm 8,38\%$ pour le niveau de traitement B3 et $40\pm 8,38\%$ pour le témoin alors que les niveaux B1 B2 et l'Urée notent respectivement $47\pm 3,21\%$, $50\pm 5,50\%$, $43\pm 5,85\%$. L'urée n'apporte aucune amélioration en terme de porosité. L'amélioration de la porosité par la boue en comparaison avec le témoin et la fumure minérale est estimée à 10%. Les résultats concluent à l'importance de ce paramètre qui est relative à la teneur en matière organique évaluée pour les différents traitements (Fig.8). Les groupes obtenus sont : B3, B2, B1 > N, T.

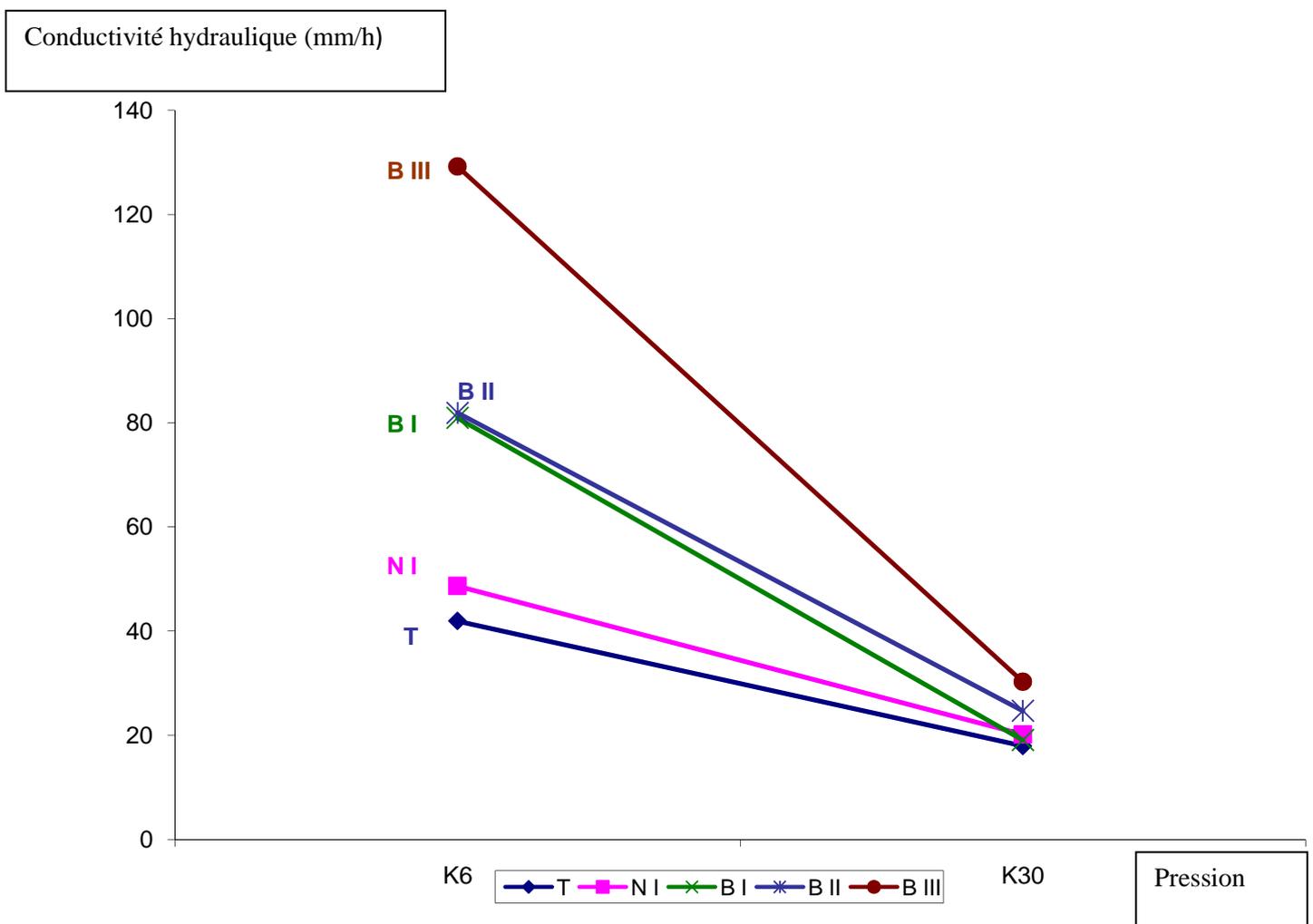


Fig. 7. Effet des traitements sur la conductivité hydraulique du sol.

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., NI= traitement Urée 35kg/ha., NII =Traitement Urée 70kg/ha.

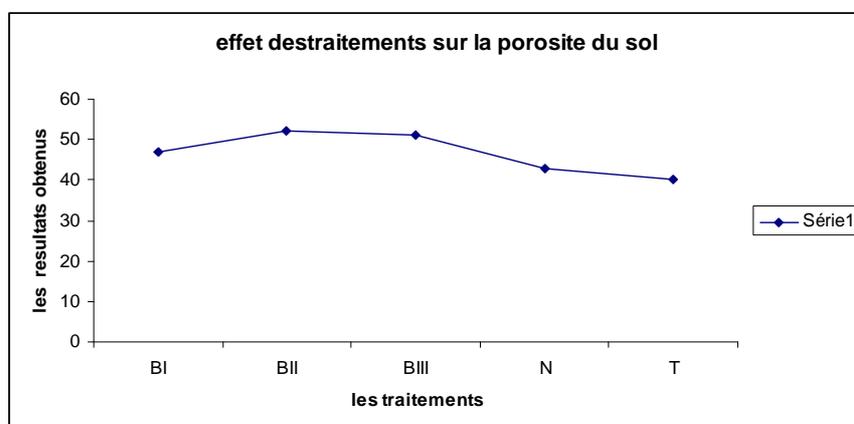


Fig. 8. Effet des traitements sur la porosité du sol (%).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

Tab.7. Etude statistique des paramètres physiques calculés dans le sol.

Paramètres calculés	K30			K6			Porosité			Humidité équivalente		
Effet	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
	ANOVA (p<0.05)											
Ord ; origine	59766,81	225,28	0,0000	5063,40	168,61	0,0000	42966,45	1492,75	0,0000	727,21	3207,74	0,0000
Traitement	2388,26 *	9,002	0,01	50,53 ns	1,68	0,28	105,20 *	3,655	0,028	0,365 ***	413,09	0,0000
Erreur	13,26			30			28,78			0,226		

	LES CONTRASTES											
Tvs N	265,29ns	0,224	0,655	7,23 ns	0,24	0,64	18,000 ns	0,625	0,44	0,001 ns	0,005	0,94
Bvs T	4775,67 *	18	0,008	67,80 ns	2,25	0,19	300,00 ***	10,422	0,0056	180,18 ***	794,80	0,0000
Bvs N	3558,26 *	13,41	0,01	24,24 ns	0,81	0,40	147,00 *	5,107	0,0391	179,02 ***	789,68	0,0000
Erreur	265,30			30,02			28,78			0,226		

***=hautement significatif.* = significatif. ns= non significatif

La conductivité hydraulique est examinée comme l'un des principaux paramètres de prédiction du mouvement de l'eau du sol (Salarashayeri et Siosemarde, 2012). La boue résiduaire a eu un rôle déterminant sur la conductivité hydraulique. Par son effet structurant et son apport en matières organiques, elle favorise l'agencement des agrégats du sol en améliorant la porosité totale ce qui permet un bon drainage. En effet, Ojeda *et al.* (2003) ont rapporté une diminution de la densité apparente du sol suite à l'apport des boues et une élévation de la stabilité structurale de celui-ci, ce qui permet un bon drainage d'eau et par conséquent une bonne conductivité hydraulique. Plusieurs auteurs (Carter, 2002 ; Bipfubusa *et al.* 2005) mentionnent que les sols dont les agrégats sont stables se détériorent moins facilement et bénéficient d'une meilleure infiltration et rétention en eau.

Yaron *et al.* (1983) montrent au contraire que l'apport des boues résiduaire provoque un colmatage de la porosité conduisant à une réduction de la conductivité hydraulique, qui est liée directement à l'entraînement des fines fractions solides. Mais, il reste à dire que la porosité totale n'est pas suffisante pour comprendre le fonctionnement du sol, c'est plutôt la distribution volumique qui est déterminante, car il faut tenir compte de la forme des pores et leur connexion (Pagliai, 1981, 1993).

Dans leur essai, Zerrouk et Dridi (2000), en utilisant des boues liquides ont obtenu une très nette amélioration de la conductivité hydraulique qui passe de 35,5 mm/h pour le témoin à 142,1 mm/h pour les sols amendés par les boues et aussi une amélioration dans la porosité de 40,3% suite au traitement boue alors que le témoin détient 39,7%. De leur côté, Casado *et al.* (2006) ont obtenu une diminution de la densité apparente de 2,70 g/cm³ pour le témoin à 2,20 g/cm³ pour le traitement boue. Toutefois, cette diminution est non significative.

Tejada et Gonzalez (2006) observent une diminution dans la densité apparente de plusieurs types de sol ayant reçu différents types d'amendements organiques. Ils attribuent cette différence à la quantité de matière humique contenue dans les divers amendements utilisés. A titre d'exemple, avec les boues résiduaire, ils obtiennent une diminution de 12% par rapport au témoin. De leur côté aussi, Dridi et Toumi (1999) obtiennent sous l'effet des boues liquides une densité apparente de 1,42 g/cm³ en comparaison avec le témoin 1,54 g/cm³. Ces mêmes auteurs rapportent une amélioration en terme de porosité totale toujours sous l'effet des boues liquides égale à 43,20 % alors que le témoin note 38,40%.

Aussi, ces derniers auteurs, détiennent une augmentation dans la conductivité hydraulique du sol sous l'effet des boues liquides qui est égale à 2,71cm/h alors que le témoin note la valeur de 1,45cm/h.

II.2.3.2. L'humidité équivalente

L'analyse des résultats relatifs à l'effet de l'épandage des boues sur l'humidité équivalente du sol montre que, l'apport de cette matière entraîne une augmentation hautement significative et très intéressante pour les trois doses utilisées ($F=794,80$; $p<0,001$) en comparaison avec le témoin et aussi la fumure minérale ($F=789,68$; $p<0,001$) (Tab.7).

Les niveaux boue 50 et 100t/ha donnent les valeurs respectives $9,37\pm 0,50\%$ et $12,29\pm 0,8\%$. Cependant la dose 20t /ha de boue accuse une plus faible valeur $5,70\pm 0,24\%$. Les contrastes indiquent que la fumure minérale n'apportent aucune amélioration en humidité ($F=0,005$; $p=0,94$) (Tab.7), la teneur obtenue $1,40\pm 0,16\%$ est proche de celle du témoin $1,37\pm 0,09\%$ (Fig.9). A l'issue de cette étude, le test de comparaison des moyennes Newman et Keuls fait surgir quatre groupes dans l'ordre décroissant : 100t/ha de boue > 50 t/ha > 20 t/ha > urée et témoin.

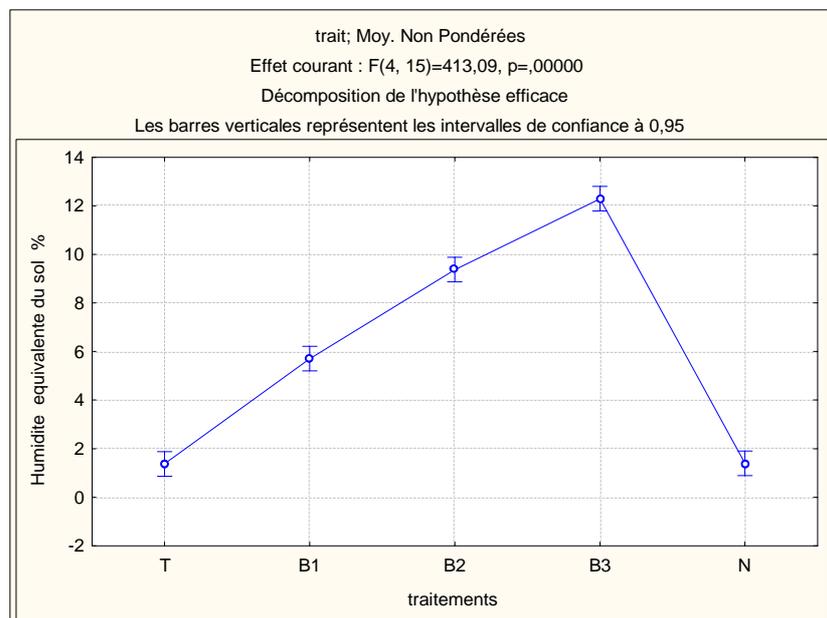


Fig. 9. Effet des traitements sur l'humidité équivalente du sol (%).

T = témoin ., B1= dose de boue (50t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha .,

N= traitement de la fumure minérale.

Nos résultats obtenus pour l'humidité équivalente ne contredisent pas la bibliographie classique selon laquelle le taux de matière organique augmente la disponibilité de l'eau dans le sol. (Epstein *et al.* 1976 ; Ramulu et Sree 2002 ; Ojeda *et al.* 2003 ; Sing et Agrawal, 2007). Dans notre cas, l'apport de la boue résiduaire a été appliqué en surface, ainsi la matière organique contenue dans la boue limite l'effet de l'évaporation d'eau en formant un véritable mulch (Vilain, 1997), ce qui permet de conserver l'humidité plus longtemps. On peut dire aussi qu'au cours de notre expérimentation, l'incorporation dans le sol de la matière organique qui a pour origine ce biosolide a facilité l'infiltration de l'eau en créant des voies de pénétration (Casado *et al.* 2006). En effet, dans notre étude, l'analyse statistique met en évidence une corrélation positive entre l'humidité et la teneur du sol en carbone total ($r = 0,80$) (Tab.A.1. Annexe 1) ce qui confirme que, par son apport en matière organique, la boue résiduaire a amélioré la porosité entraînant une bonne rétention d'eau dans les fractions des pores. Aussi dans cet essai l'augmentation des doses appliquées a apporté un plus en matière organique ce qui a amélioré les propriétés physiques du sol telles que la capacité de rétention d'eau, la porosité, et par la suite la conductivité hydraulique.

D'autre part, nous pensons que ce biosolide joue un rôle important dans la rétention d'eau par effet d'imbibition, retenant l'humidité dans le sol (Fernandez *et al.* 2007).

Nos résultats concernant l'humidité viennent appuyer ceux de Dridi et Zerrouk (2000), qui ont observé une réserve utile de 1,31 mm/cm sol, et qui augmente avec les traitements boues liquides à la valeur de 1,33 mm/cm sol.

Selon Annabi (2005) l'apport des composts au sol engendre une amélioration dans la cohésion des agrégats, qui serait due à leur richesse en substances humiques, améliorant ainsi la stabilité des agrégats et rétention de l'eau dans le sol.

Conclusion

Au terme de cette première partie d'étude, nous pouvons conclure que l'épandage des boues résiduelles pourrait constituer un moyen d'amélioration de la fertilité du sol. En effet, les résultats montrent une augmentation de la capacité nutritive de celui-ci, qui s'est manifestée à travers l'amélioration de la matière organique et les éléments assimilables testés tels que (le phosphore assimilable, les nitrates, l'ammonium...).

Nous avons également montré que l'épandage de ce biosolide a permis d'améliorer la fertilité physique du sol qui se traduit par une augmentation de l'humidité et de la conductivité hydraulique.

Par ailleurs, le transfert des métaux lourds cuivre et zinc observés dans le sol suite à cet épandage reste faible et inférieur aux niveaux maximums tolérables fixés par les normes NF U44- 041 (France 1998) et qui sont de l'ordre de 300 mg/kg pour le zinc, 100mg/kg pour le plomb et 100 mg/kg pour le cuivre. Le faible transfert et accumulation des métaux lourds testés revient à la composition de boues qui montre aussi des teneurs inférieures aux teneurs limites fixées par la CEE : 2500-4000g/kg pour le zinc, 750-1250 mg/kg pour le plomb et 1700-1750 mg/kg pour le cuivre (ADEME, 1999).

Cependant ce transfert même s'il est faible, pourra gérer à long terme de sérieux risques de pollution, qui pourrait entraîner en premier lieu une grande contamination des sols amendés et par la suite les consommateurs de produits issus de ces sols. Ainsi de telles pratiques doivent être suivies attentivement pour ne pas provoquer des risques incontournables pour la santé humaine (Feigin *et al.*1991).

Dans ce sens, nous recommandons de bien prendre ce risque en considération, de bien démontrer aux agriculteurs à travers les réseaux de démonstration, les effets positifs et négatifs concernant l'utilisation de cette matière afin de bien contrôler son utilisation dans le cadre fixé par les normes mondiales .Il faut que l'apport des boues au sol doit être fait de manière raisonnée ,comme il est nécessaire de mener des études complémentaires notamment sur la spéciation des métaux lourds, de mettre au point des outils d'évaluation pour inspirer la gestion des risques.

***Chapitre III: Effet des boues résiduairees sur la qualité nutritionnelle
du blé dur***

Résumé

Cette deuxième partie d'étude expérimentale a pour objectif l'évaluation des effets de l'application des boues sur la qualité nutritive du blé dur. Les plantes obtenues dans le premier essai ont servi pour la détermination des matières de réserve et des métaux lourds.

Les résultats montrent une amélioration dans la quantité des protéines avec les plus fortes doses de boues 50t/ha($18,41 \pm 2,87\%$) et 100t/ha($18,52 \pm 1,02\%$) suivis par la fumure minérale($13,55 \pm 2,48\%$), pour l'amidon on détient un apport équivalent entre la dose B3 et la fumure minérale($71,23 \pm 8,25\%$); aussi, on a obtenu une diminution en humidité dans les grains traités par les boues, la plus faible valeur est observée avec la dose 50t/ha($8,01 \pm 0,23\%$) en comparaison aux témoins ($11,52 \pm 2,30\%$) et ceux de l' Urée($9,48 \pm 0,68\%$). L'apport des boues a engendré une faible accumulation en métaux lourds (Zn, Cu, Pb, Fer, Mn),

Mots clés : Boue résiduaire, protéine, amidon, métaux lourds, cendres.

Abstract

This second part of the experimental study was designed to evaluate the effects of application of sludge on the nutritional quality of durum wheat. Plants obtained in the first study were used in the current experiment to determine reserve materials and heavy metals

The results showed respectively with higher doses 50 t/ ha and 100t/ ha of sludge an improvement in the amount of reserve materials including, proteins, ($18.41 \pm 2.87\%$) , ($18.52 \pm 1.02\%$) followed by mineral fertilizers ($13.55 \pm 2.48\%$); for the starch we detected an equivalent values for the sludge level B3 and mineral fertilizers ($71.23 \pm 8.25\%$); also, we obtained a decrease in moisture in the treated grain sludge, the slight value($8.01 \pm 0.23\%$) was observed with the level 50t / ha compared above control($11.52 \pm 2, 30\%$) and Urea ($9.48 \pm 0.68\%$).The application of sewage sludge induced a low accumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb, Fe, Mn).

Keywords: sewage sludge, protein, starch, heavy metals, ashes.

Introduction

L'épuration des eaux usées urbaines s'inscrit dans une démarche de protection de notre environnement et de préservation de nos ressources en eau. Le processus de dépollution des eaux usées urbaines produit d'un côté de l'eau épurée, de l'autre des sous-produits en grande quantité qui sont les boues. Actuellement, le taux d'épuration des eaux usées est relativement faible: environ 25% en Tunisie, 12% au Maroc et 10 % en Algérie, mais la production de boues est appelée à augmenter de manière exponentielle suite aux programmes de grande envergures entamés et programmés. Représentant chaque jour un volume considérable, ces boues doivent trouver une destination. Du fait, de leurs caractéristiques, plusieurs voies d'élimination ou de valorisation de ces résidus sont possibles: le largage en mer, la mise en décharge, l'incinération et l'épandage agricole.

Actuellement, la majorité des études effectuées sur ces boues sont orientées vers la valorisation agricole (Ouledahlou *et al.* .1999 a.b) grâce à leur apport important en éléments nutritifs, cependant la présence des éléments métalliques toxiques (cadmium, plomb, mercure...) en teneurs élevées pose le problème de contamination du sol et des végétaux.

Ces éléments entraînent des effets toxiques et perturbent de ce fait, le bon fonctionnement des écosystèmes. Ainsi, l'épandage agricole génère une certaine inquiétude parfaitement compréhensible lorsqu'il est question d'épandre ces déchets sur des sols destinés à produire des aliments pour l'Homme ou les animaux (Laurent *et al.* 2005). C'est le cas du blé, qui constitue un aliment de base dans beaucoup de pays en développement, particulièrement dans les pays maghrébins. En Algérie, cette filière représente l'une des principales voies de la production agricole dont, la culture occupe une surface importante. L'épandage des boues résiduelles pourrait avoir des conséquences fatales sur la qualité nutritionnelle de cet aliment.

Dans la première partie d'étude notre étude s'est basée sur la valorisation et effet de l'épandage des boues de la station de Sétif sur les caractéristiques de fertilité du sol de la région de Tébessa (Fertilité physique physicochimique et chimique).

Suite à cette partie d'étude on s'est fixé l'objectif de mettre en relief l'effet de cette épandage sur la qualité nutritionnelle du blé et d'étudier entre autre l'aspect toxique sur la qualité alimentaire de cet aliment et prendre en compte une prise de conscience pour la protection et la sauvegarde de notre environnement, surtout dans notre pays où l'utilisation de ce biosolide n'est pas encore généralisée. Nos mettons l'hypothèse que tous les paramètres étudiés on décèlera une bonne accumulation dans les matières nutritives qui sera en fonction des doses de boues apportées, vu que, dans le chapitre antécédent (Chapitre, sol) on a détecté une amélioration dans la valeur nutritionnel de ce dernier (sol sous l'effet des boues), aussi on suspect une forte accumulation en métaux lourds.

III.1. Matériels et méthodes

La mouture de grains obtenue de l'expérimentation (partie II) a servi pour la détermination de quelques paramètres de la qualité du grain : l'humidité du grain, la teneur en protéine, la teneur en amidon, les cendres, le dosage des métaux lourds (Cu, Zn Fe, Mn et Pb).

III. 1.1. L'analyse du grain

III.1.1.1. Le dosage de l'amidon (Jarvis et Walker, 1993)

0,5 g de la mouture du grain est ajoutée à 5ml de KOH (1N). Après homogénéisation de la solution à la température ambiante et neutralisation avec 5 ml de HCl (1N). Le mélange est mis en ébullition au bain Marie pendant 15 min. On réajuste le mélange à 10ml. Après centrifugation, le surnageant est prélevé pour le dosage de l'amidon. On prélève 0,05 ml du surnageant auquel on ajoute un réactif I₂/KI (Iodure de potassium).

La lecture des échantillons est faite au spectrophotomètre UV à la longueur d'onde 580nm. La teneur de l'amidon est déduite à partir de la courbe d'étalonnage ($y = 0,229x + 0,063$, $R^2 = 0,888$) (Fig.36. Annexe 2).

III.1.1.2. L'humidité et la teneur en protéines

Ces deux paramètres ont été obtenus suite à une lecture directe en utilisant un spectrophotomètre proche- infra rouge (Laboratoire de Biotechnologie de l'Université de Constantine).

III.1.1.3. La teneur des cendres (Afnor –NF V 03-720)

L'opération consiste à calciner 500mg de mouture de grain finement broyée dans un four à moufle à une température de 900°C pendant une heure et demie. La teneur en cendres est déterminée par la pesée du résidu selon la formule suivante :

$$m1 \times 100 / m0 \times 100 / 100 - H.$$

Avec :

m0 : la masse de la prise d'essai (500 mg)

m1 : masse du résidu en gramme

H : teneur en eau de l'échantillon (%).

III.1.1.4. Le dosage des métaux lourds (Davis et White, 1981)

Les mesures de l'élément Plomb ont été effectuées à l'Observatoire Midi Pyrénées (CNRS) de Toulouse (France). Toutes les préparations sont faites en salle blanche. Les échantillons sont préalablement séchés puis broyés en forme de poudre très fine < 100 μ de diamètre. Les échantillons de grain, le standard (1575a) et le blanc de mesure ont subi en premier lieu une minéralisation dans un four à micro onde à haute pression (PSI =200) pendant 10mn:100mg d'échantillon est mis dans un liner propre et sec contenant 9ml d'acide nitrique (15N) et 0,2ml d'acide fluorhydrique (50%) et 1ml de peroxyde d'hydrogène (30%). Après l'étape de minéralisation, chaque solution d'attaque est transférée dans un bécher Savillex propre et préalablement pesé à vide. Le maximum de matière est récupéré en utilisant 5 ml d'eau ultra pure obtenue à partir d'un système Milli-Q. Pour l'étape d'évaporation à sec des échantillons, les béchers Savillex ouverts sont mis dans l'Évapoclean (hotte à flux laminaires) durant plusieurs heures. La dernière étape consiste en une dilution du résidu avec 1 à 2 ml d'acide nitrique et 20ml d'eau ultra pure. L'ensemble est transvasé dans des piluliers propres pour une lecture par l'ICPAES.

La détermination des métaux lourds (Zn, Cu, Mn, Fe) a été faite au laboratoire de l'Institut National des Sols et de l'Irrigation et Drainage (INSID) d'Oum El Bouaghi. L'extraction des métaux lourds du grain est faite selon la méthode de Tausin et Juste (1986 *in* Echab, 2002). Pour ce faire, une prise d'essai de 2 g est calcinée dans un four à moufle à 450° C pendant 4 h. Les cendres obtenues ont été mouillées par quelques gouttes d'acide nitrique puis séchées à l'étuve. Ensuite, le résidu obtenu est repris dans 5 ml d'HCl concentré puis remanié à sec sur un bain de sable à 450°C. Le résidu obtenu est solubilisé par 5ml d'HCl dilué à 5 % à chaud la solution obtenue est ajustée à 5ml par HCl (5%).

En parallèle, les blancs de minéralisation, ne contenant que les réactifs utilisés, ont été préparés dans les mêmes conditions. La lecture des métaux lourds est effectuée par le SAA.

III.1.1.5. L'analyse statistique

Les données obtenues de l'expérimentation ont été soumises à des études statistiques qui ont consisté en une série d'analyses de la variance à deux facteurs : Facteur traitement et génotype. Dans notre discussion, seul le facteur traitement a été étudié et pris en considération. Ensuite, pour les paramètres ayant un effet significatif au niveau $\alpha = 0,05$, le test des contrastes est établie pour déterminer la signification statistique des comparaisons (1) Boue vs (témoin et urée), (2) urée vs témoin. Le classement des traitements en groupes homogènes est fait en utilisant le test de Newman et Keuls. Les données sont aussi soumis à une matrice de corrélation; Ces analyses ont été effectuées avec le logiciel STATISTICA 6.0.

III.2. Résultats et discussion

III.2.1. L'amidon

L'analyse de la variance a mis en évidence un effet traitement hautement significatif ($F=73$; $p<0,001$) (Tab.8).

Les contrastes nous révèlent une amélioration en la teneur d'amidon qui est due beaucoup plus à l'effet boue. On détient un apport hautement significatif en comparaison avec le témoin ($F= 56,30$; $p<0,001$) (Tab.8).

La plus haute teneur d'amidon ($71,23\pm 8.25\%$) est apportée avec la plus forte dose de boue B3. L'urée de son côté a aussi, révélé un effet hautement significatif par rapport au témoin ($F=24, 62$; $p<0,001$) (Tab.8) avec la valeur de $71,18\pm 0.6 \%$.

Le niveau B1 de traitement boue détient une teneur de $68,49\pm 6.84\%$, inférieure à celle du témoin ($70,21\pm 0.14\%$) (Fig.10). La comparaison des moyennes par le test Newman et Keuls laisse voir les groupes suivants : B3, N > B2, T > B1.

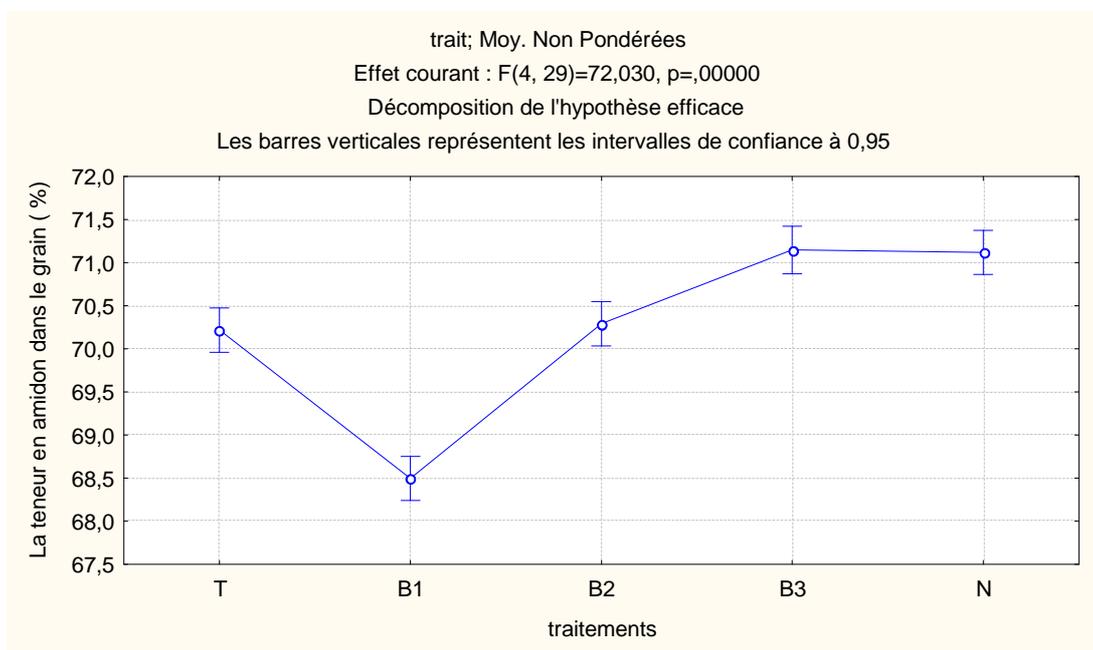


Fig.10. Effet des traitements sur la teneur des grains en amidon (%).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

Tab.8. Etude statistique des paramètres nutritionnels dans le grain du blé.

Les paramètres calculés	AMIDON			PROTEINE			HUMIDITE			CENDRES		
	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	p	MC	F	P
ANOVA (p<0.05)												
Ord. Origine	197524,3	1495414	0,0000	9217296	56547,83	0.0000	2912,842	16565,61	0.0000	128,8810	1475,117	0,00000
Traitement	9,6 ***	73	0,0000	73,003 ***	64,24	0.0000	1,078 ***	0,13	0,0021	0,2680 *	3,067	0,03127
Erreur	0,1			0,163			0,176			0,0874		

LES CONTRASTES												
BvsT	0,2688 Ns	2,035154	0,1640	103,335 ***	633,9571	0,000	50,89 ***	5552,284	0,000	0,07 ns	0,888570	0,35339 5
Bvs N	7,437 ***	56,30445	0,0000	56,73375 ***	348,0598	0,000	4,593 ***	501.1364	0,000	0,89 ***	10,24533	0,00323 2
NvsT	3,252 ***	24,62028	0,0000	4,622500 ***	28,35890	0,000	16,60 ***	1811,523	0,0000	0,29 ns	3,39	0,075
Erreur	0,13			0,16			0,009			0,08		

***= hautement significatif. *=significatif. ns = non significatif.

L'effet des boues sur l'accumulation de l'amidon est attribué à sa forte composition en nutriments dont la plante a besoin. L'apport de cette matière organique améliore la capacité nutritive du sol par la dissolution et la libération des éléments organiques et minéraux qui sont mis à la disposition des plantes. En effet, l'analyse de notre sol d'essai montre que l'épandage des boues augmente le stock du sol en matières nutritives (carbone etc.). Dans ces conditions, l'activité enzymatique du sol est très importante, notamment les enzymes β glucosidase qui dégradent les substrats contenus dans les boues résiduelles et rendent les nutriments disponibles aux plantes.

Ainsi cette bonne nutrition se répercute sur le bon fonctionnement de l'activité photosynthétique des plantes, ce qui permet une bonne accumulation de matières carbonées (Moreno *et al.* 1996 ; Rawluk *et al.* 2000 ; Mata-Gonzalez *et al.* 2002 ; Ros *et al.* 2003). Il faut noter que la formation de cette matière organique de réserve est significative surtout avec la plus forte dose de boue. Ce niveau qui correspond aussi à la plus forte teneur en matière organique dans le sol, et à la forte humidité, néanmoins, on constate que les teneurs d'amidon obtenues sont inférieures à la teneur (75,65%) fixée par (Godon, 1991).

La fumure minérale améliore la teneur d'amidon au même titre que la dose boue B3, ceci revient au rôle que joue l'urée dans la mobilité des éléments minéraux existants dans le sol, essentiellement le zinc et le Mn (Manganèse). En effet, les mesures effectuées pour déterminer la teneur de ces éléments dans le grain indiquent que, la plus haute valeur est obtenue avec le traitement fumure minérale. Le zinc et le Mn qui jouent un rôle déterminant dans leur action sur la formation de la chlorophylle permettant ainsi une bonne nutrition et par conséquent une bonne accumulation dans les matières de réserves (Adriano, 1986).

III. 2.2. Les protéines

L'analyse des résultats obtenus montre un effet traitement ($F= 64,24$; $p<0,001$) hautement significatif (Tab.8).

La quantité des protéines dans le grain de blé est plus importante pour les traitements boues. Les contrastes révèlent un effet hautement significatif en comparaison avec le témoin ($F=633,95$; $p<0,001$) et aussi avec la fumure minérale ($F=348,05$; $p<0,001$). L'urée montre également une accumulation hautement significative ($F=28,35$; $p<0,001$) (Tab.8).

Cependant la comparaison des moyennes indique, que l'apport des boues est plus efficace uniquement pour les deux fortes doses B2, B3. On note les valeurs $18,41\pm 2,87\%$ et $18,52\pm 1,02\%$ alors que la dose B1 détient une teneur $12,95\pm 1,06\%$ inférieure à celle de la fumure minérale $13,55\pm 2,48\%$ (Fig.11). À l'issue de cette étude les groupes mis en évidence sont dans l'ordre décroissant B3, B2>N>B1>T.

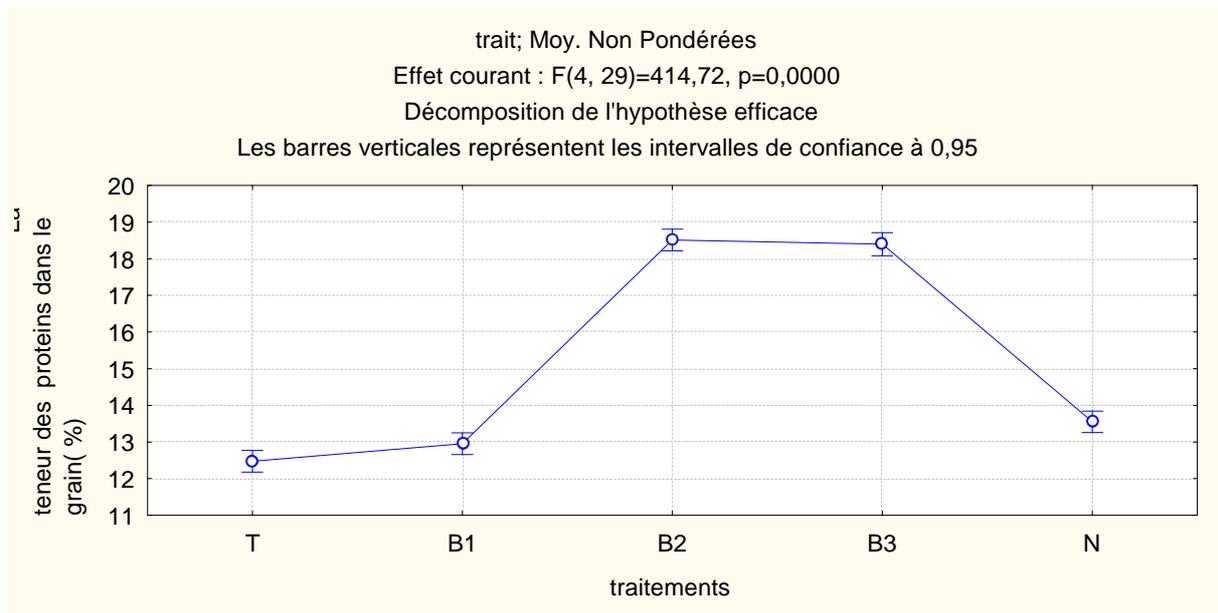


Fig. 11. Effet des traitements sur la teneur des grains en protéines(%).

T = témoin, B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

L'accumulation des protéines comme matière de réserve est déterminante avec les plus fortes doses de boues appliquées et avec la fumure minérale. Nous pensons que ce classement est en rapport avec la fourniture de l'élément azote (sous forme de nitrates) comme élément majeur qui rentre dans la composition des protéines, au même titre que le carbone. L'analyse du sol indique que les plus fortes teneurs en nitrates sont observées dans le sol amendé par l'urée et les deux doses de boues B3 et B2 alors que le niveau B1 montre la plus faible valeur.

Nombreux sont les auteurs qui ont montré que les boues résiduaires constituent une véritable source d'azote (Grimaud, 1996), cas de notre boue (Tab.3). Ainsi, l'épandage de cette matière permet d'améliorer la quantité de nitrate dans le sol (Courtney et Mullen, 2008). Cet élément, une fois absorbé par les plantes sera incorporé dans la matière végétale sous forme de protéine.

Il se dégage des résultats obtenus que l'accumulation des protéines est en étroite relation avec les doses de fumures appliquées. Cette corrélation positive obtenue dans notre essai ($r = 0,69$) (Tab.A6. Annexe 2) vient joindre celle enregistrée par Bulmann et Smith (1993) ($R^2 = 0,99$)

D'après Sharma et Anderson (2004, *in* Asseng *et al.* 2008) l'application de l'urée permet à la plante d'assimiler les quantités d'azote dont elle a besoin, et par la suite de produire les protéines nécessaires pour son développement.

Les travaux réalisés par Bousselhadj (1996) sur les boues de lagunage et les boues activées montrent que la valeur fertilisante de ces dernières du point de vue azote et phosphore est comparable aux engrais minéraux.

Ces résultats sont en accord Antolin *et al.* (2005), qui obtiennent aussi une amélioration de cette matière de réserve dans l'Orge « *Hordeum vulgare* » sous l'effet d'un épandage répété de boue à une dose de 157 kg/ha. Ces auteurs détiennent avec les traitements boues une teneur en protéines de l'ordre de 90mg/kg MS de boue, alors que le témoin laisse voir 40 mg/kgMS. Il a été également signalé par Rashid *et al.* (2008), une augmentation en la teneur des protéines de 9,8% à 11,20 % dans les grains de Sorgho suite à un épandage d'urée.

De son côté Pisson (2000) obtient dans son essai une teneur en protéine dans le grain de blé égale à 13,1% suite à un épandage de 20t/ha de boue résiduaire sur un sol calcaire, contrairement au témoin 11,7%.

III.2.3. L'humidité du grain

L'analyse de la variance indique un effet traitement hautement significatif avec ($F=0,13$; $p<0,01$) (Tab.8).

L'application des deux fumures entraîne une diminution importante en la teneur en eau dans le grain par rapport au témoin. Le test des contraste montre une diminution hautement significative de l'humidité sous l'effet-boue par rapport au témoin ($F=5552,28$; $p<0,001$) et par rapport à la fumure minérale ($F=501,13$; $p<0,001$). L'urée indique aussi un effet hautement significatif ($F=1811,52$; $p<0,001$) (Tab.8).

Il convient de noter aussi que cette diminution est variable entre tous les niveaux. La plus haute teneur en humidité ($11,52\pm 2.30\%$) est obtenue avec le témoin, suivie par la fumure minérale $9,48\pm 0.68\%$ et enfin les traitements boues dans l'ordre suivant : B1 $9,21\pm 0.5\%$; B3 $8,61\pm 0.68\%$; B2 $8,01\pm 0.23\%$. Les groupes mis en évidence sont: $T>N>B1 >B3 >B2$ (Fig.12).

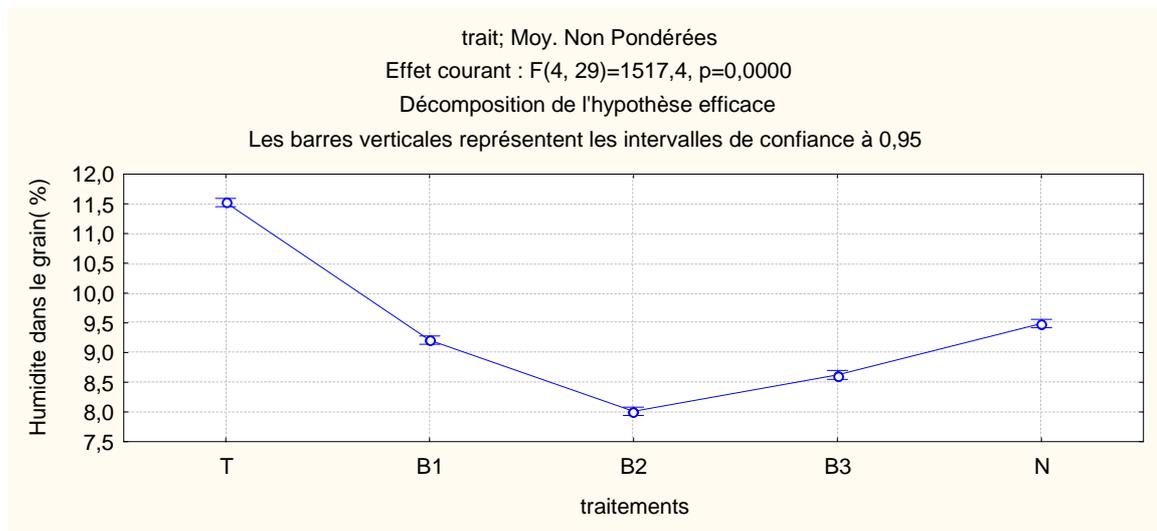


Fig.12. Effet des traitements sur l'humidité du grain(%).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

L'humidité du grain dans les plantes témoins et celle amendées par la fumure minérale est supérieure à celle des plantes traitées par la boue résiduaire. Cette faible teneur en eau dans les grains laisse supposer à de bon critère de conservation. Dans cette présente étude, on peut avancer aussi que la diminution de l'humidité dans les grains obtenus à partir des plantes traitées par la boue revient à l'effet de l'évaporation d'eau via les feuilles (Seassau, 2010). En effet, les plus grandes surfaces foliaires ont été accusées par les plantes amendées par la boue résiduaire.

D'autre part, il ressort aussi de notre étude que les plantes traitées par la boue présentent une accumulation importante en matière organique, de protéine à partir des acides amines et amidon à partir des sucres simples issus de la photosynthèse. Cette accumulation nécessite l'implication de molécules d'eau qui dans les processus de liaisons entre les matières de base de ces composés organiques (Heller, 1997) à cet effet, la fraction d'eau libre se réduit dans le grain.

D'après Karboulewsky *et al.* (2002), il a été observé un effet non significatif dans l'humidité des graines d'une brassicacée traitée par la boue. Ces auteurs détiennent une faible teneur en eau de 4,3% et ils attribuent ces résultats à l'effet des boues qui apportent une amélioration dans l'aspect quantitative et pas qualitative de la plante.

III.2.4. La teneur des cendres

L'analyse de la variance indique un effet traitement significatif ($F = 3,06$; $p=0,03$) (Tab.8).

Les contrastes montrent que la teneur des cendres s'améliore uniquement sous l'effet des traitements boue ($F= 10,24$; $p<0,01$) en comparaison avec la fumure minérale (Tab.8). La plus haute moyenne $2 \pm 0,45$ % est obtenue avec le niveau boue B3. L'urée détient la plus faible valeur $1,50 \pm 0,05$ % (Fig.13). Le test Newman et Keuls classe tout les traitements dans deux groupes B3, B1, B2, T>B1, B2, T, N.

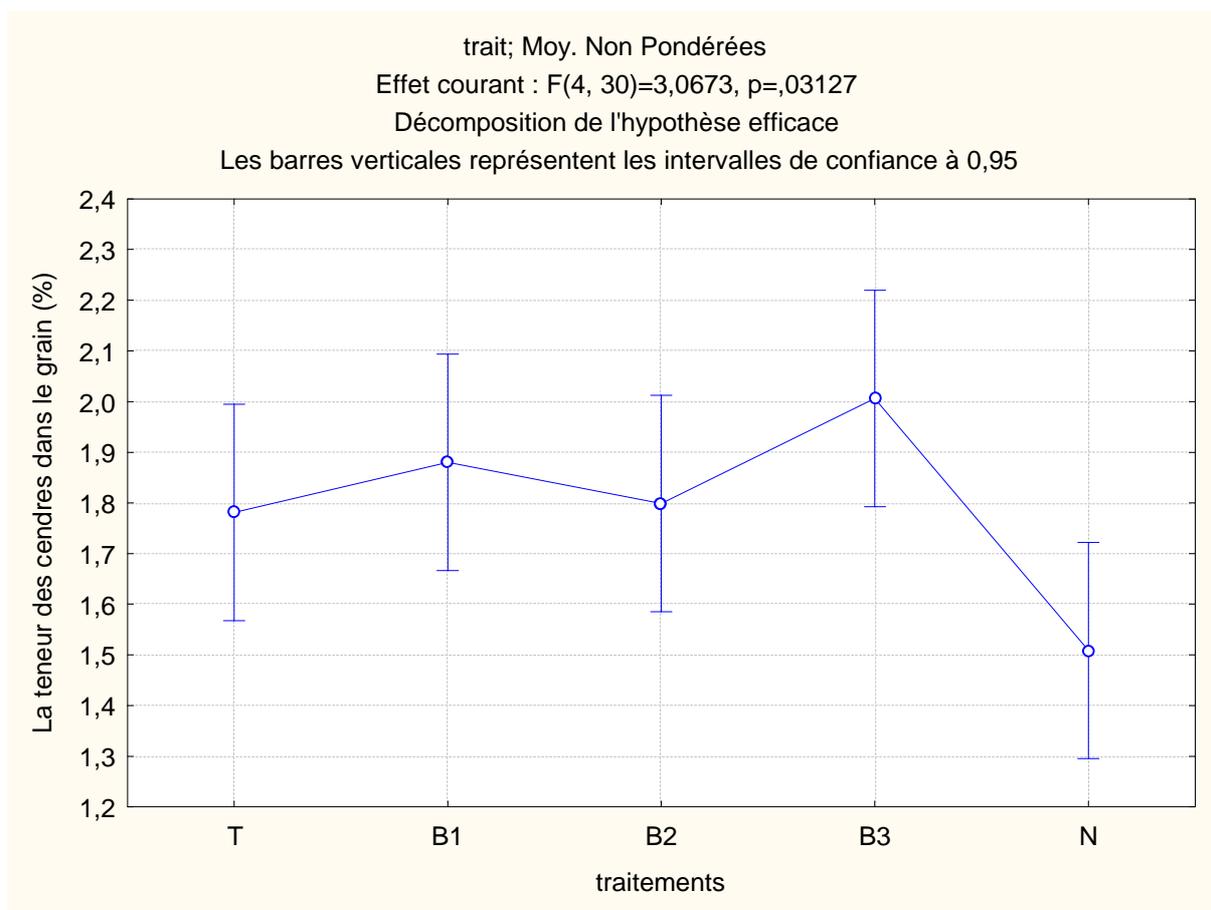


Fig. 13. Effet des traitements sur la teneur des cendres dans le grain du blé (%).

T = témoin., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

La boue résiduaire est une source de minéraux et de métaux lourds dans le sol. Ainsi, l'accumulation de ces éléments traces permet leur passage vers les végétaux et par la suite leur incorporation dans la matière sèche (Mench et Baize, 2004). D'ailleurs, ceci se confirme par les plus hautes teneurs en métaux lourds et en éléments assimilables qui ont été observés dans notre essai surtout avec le niveau B3.

III.2.5. Les métaux lourds

L'analyse de la variance des valeurs obtenues pour le **cuivre** indique un effet traitement hautement significatif ($F=44,09$; $p<0,001$) (Tab.9).

Le test des contrastes confirme la différence hautement significative ($F=25,87$; $p<0,001$) qui existe entre les moyennes des traitements boues et le témoin. La teneur du cuivre dans les grains des plantes témoins est supérieure aux grains traités par les boues et aussi à ceux traités par la fumure minérale ($F=149,99$; $p<0,001$) (Tab.9)

Les valeurs obtenues avec les plantes témoins et le traitement 20t/ha de MS de boue sont respectivement $2,9\pm0,94$ ppm et $2,75\pm0,28$ ppm. Celles enregistrées dans les grains cultivés dans les pots ayant reçu les épandages 50 et 100t/ha, sont de l'ordre de $2,43\pm0,26$ ppm et $2,48\pm0,28$ ppm et enfin la plus faible valeur en cuivre $1,89\pm1,12$ ppm est allouée à la fumure minérale (Fig.14).

À l'issue de cette étude, l'analyse de la variance met en évidence dans l'ordre décroissant les groupes suivants T, $B1>B1$, $B3>B3$, $B2>N$.

Les teneurs obtenues pour le **plomb** dans le grain de blé sont très faibles et inférieures à la limite de quantification de L'ICPAES, et à la concentration minimale réglementaire (CMR) pour le grain de blé (0,2mg/kg) INRA-Quasar (2003 *in* Mench et Baize, 2004).

L'analyse de la variance pour l'élément **Zinc** a mis en évidence un effet traitement hautement significatif ($F=254,18$; $p<0,001$) (Tab.9).

Dans ce cas, les contrastes indiquent un apport boue hautement significatif en comparaison avec le témoin ($F=33,15$; $p<0,001$) (Tab.9).

L'étude des moyennes montre en général, une augmentation de zinc pour le niveau B2, on note la teneur $3,60\pm2,16$ ppm, cependant avec B1 et B3, on détient respectivement $2,56\pm0,73$ et $2,62\pm0,75$ ppm. Ces moyennes ne sont pas loin de celle du témoin $2,38\pm1,12$ ppm (Fig.14).

Les résultats obtenus avec la fumure minérale sont très positifs et dépasse l'effet des traitements boues. Les contrastes montrent une teneur hautement significative ($F=745,85$; $p<0,001$) avec une valeur double $5,51\pm1,73$ ppm à celle notée avec les boues et le témoin ($F=729$; $p<0,001$). Les groupes obtenus sont $N>B2>B3, B1, T$.

En ce qui concerne l'apport des boues en élément **Fer**, l'analyse de la variance montre un effet traitement hautement significatif ($F=61,96$; $p<0,001$). Les teneurs enregistrées varient entre $0,53\pm 0,08$ ppm pour la dose B1 et $1,02\pm 0,46$ ppm pour B3 alors qu'elle est égale à $0,79\pm 0,36$ ppm pour l'urée. Il est important de noter que ces teneurs sont inférieures au témoin $2,09\pm 1,16$ ppm (Fig.14).

Pour le Manganèse (**Mn**), l'analyse de la variance indique un effet traitement hautement significatif ($F= 7.12$, $p< 0,001$) (Tab.9). Le test des contrastes montre que, les résultats obtenus à partir des analyses chimiques du grain traité par les boues, sont hautement et significativement inférieurs à la fumure minérale ($F= 27,56$; $p<0.001$) et au témoin ($F=100,57$; $p<0.001$) (Tab.9).

La plus haute teneur $266,84\pm 19.75$ ppm est obtenue avec l'urée, suivie par le témoin $128,22\pm 39$ ppm et les traitements boues dans l'ordre croissant des doses B1 $112,4\pm 4.41$ ppm, B2 $122,26\pm 23.69$ ppm et enfin B3 117 ± 15.63 ppm. La comparaison des moyennes classe ces traitements dans un même groupe qui est inférieur à l'urée (Fig.14).

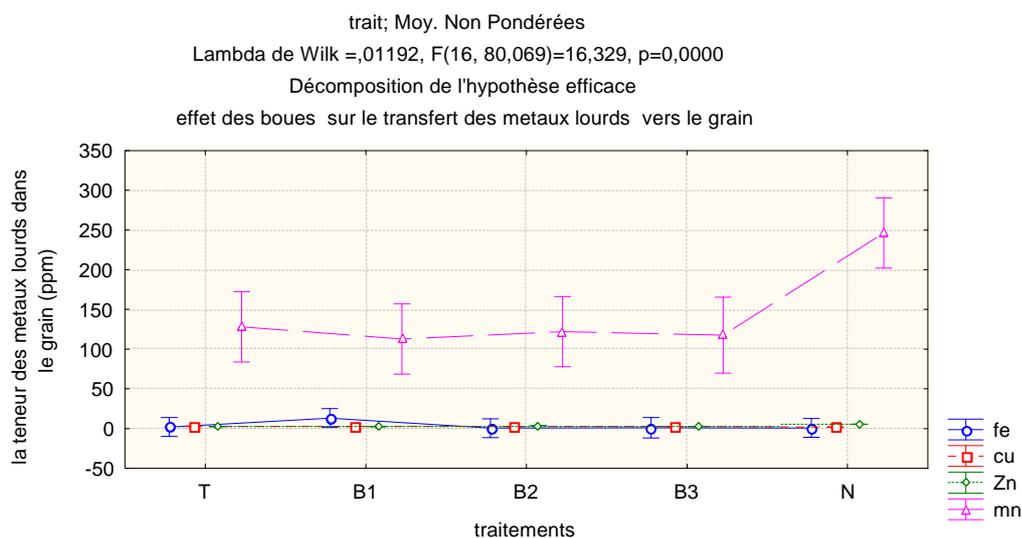


Fig.14. Effet des traitements sur la teneur des grains en métaux lourds (ppm).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha., N= traitement de la fumure minérale.

Tab.9. Etude statistique des ETM dans le grain du blé.

Les paramètres calculés	Zn			CU			Mn			Fer			Pb		
	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	p	Mc	F	p
ANOVA (P<0.05)															
Ord. Origine	446,3576	8303,555	0,0000	248,701	9187,920	0,0000	8460070	236,740	0,00012	38,8287	698,242	0,0000	-	-	-
Traitement	13,66 ***	254,186	0,0000	1,19 ***	44,091	0,0000	25664,0 ***	7,121	0,00037	3,445 ***	61,965	0,0000	-	-	-
Erreur	0,0538			0,0271			3604,0			0,055			-		
LES CONTASTES															
BvsT	1,782150	33,153	0,0000	0,700	25,87	0,0000	362469	100,573	0,000	103,25	0,392	0,5356	-	-	-

	***			***			***			ns					
Bvs N	40,09335 ***	745,853	0,0000	2,660 ***	98,2699	0,000	99339,67 ***	27,563	0,0000	2,660 ***	98,269	0,0000	-	-	-
NvsT	39,18760 ***	729,003	0.00	4,060 ***	149,9991	0,0000	55710,16 ***	15,457	0,0004	6,773 ns	0,0257	0,873565	-		
Erreur	0,0537			0,0270			3604,02			262,93					

***= hautement significatif. *=significatif. ns= non significatif.

Les éléments traces métalliques (Cu, Fe, Mn, Zn) sont nécessaires à la croissance de la plante. Le cuivre et le zinc sont classés parmi les éléments les plus importants (Laurent *et al.* 2005).

Les teneurs observées des métaux lourds, zinc et cuivre testés dans notre grain de blé ne sont pas loin de ceux trouvés par Batten 1994(*in* Rengel *et al.* 1999). L'auteur trouve pour l'élément zinc une teneur comprise entre 4,5 et 37 ppm et pour le cuivre 1,9 à 37 ppm. Cependant, il note une valeur qui est supérieure à celle obtenue dans notre essai pour le fer (24ppm), par contre celle du Mn est inférieure à nos résultats et égale à est de 74 ppm.

La corrélation négative ($r = - 0,74$) (Tab.A6. Annexe 2) obtenue dans notre étude concernant l'accumulation du **cuivre** dans le grain de blé et les doses de traitement boues appliquées aux plantes, montre qu'il y'a une rétention de cet élément par la matière organique existante dans les boues et le sol, ce qui a limité son passage vers le grain de blé. En effet, l'analyse du sol de notre expérimentation en élément cuivre montre que les plus fortes teneurs sont obtenues avec la fumure minérale et la plus forte dose de boue B3. Ainsi, la matière organique existant dans les pots qui correspond à ces traitements pourrait avoir un rôle important dans le sens où elle est capable de piéger cet élément métallique par le phénomène de complexation ou d'adsorption et réduit le transfert de ce métal lourd vers les plantes (Harter, 1983 ; Van Bladel *et al.* 1988 ; Moreno *et al.* 1996). Certains auteurs (Hendrickson et Corey, 1981; Bell *et al.* 1991 ; Heather *et al.* 2000) mentionnent que les boues résiduaires jouent un rôle fixateur des métaux lourds et diminuent de ce fait la disponibilité de ces derniers aux plantes plus que les fertilisants minéraux.

Il convient de noter que, dans cette présente étude les plus hautes teneurs en cuivre testées dans le grain de blé ,sont observées avec le niveau de concentration qui correspond au témoin et à la plus faible dose de boue, ainsi on peut envisager que cette quantité de cuivre apportée à ces niveau de traitement se traduit d'autant plus facilement par une absorption supplémentaire par les plantes que le sol était pauvre en cet élément.(Sirven, 2006).

Dans le même sens, comme pour le cas du cuivre, les résultats accusés pour le fer et le Mn concernant les traitements boues montrent que, ces oligoéléments sont retenus par la matière organique existante dans le sol. Aussi nous pensons que, pour l'élément fer, la forte teneur du phosphore assimilable enregistrée dans le sol de notre essai est aussi un facteur qui a freiné l'absorption de cet oligoélément par la plante (Tremel-Scaubet Feix, 2005). Selon Miller *et al.* (1993), il y a moins de 20% de fer qui est mobilisée dans le grain.

Les boues résiduaires constituent une source importante de **zinc** (Vilain, 1997). Cet élément a une faible affinité pour la matière organique, d'où sa présence sous plusieurs formes assimilables en comparaison avec les autres métaux (Planquart *et al.* 1999). D'après Mench *et al.* (1992), le zinc a un coefficient de transfert du sol vers le maïs très élevé, seulement dans notre cas, on n'a pas décelé un effet boue très important. Nous avançons que ceci revient à la dilution de ce métal dans la plus forte production de biomasse produite par l'effet fertilisant de cette boue (Gardinier *et al.* 1995 ; Juste, 1995; Rada *et al.* 1996 ; Echab 2002).

Aussi, comme pour le Fer la forte teneur observée en élément Phosphore dans notre sol pourrait être à l'origine d'une réduction de transfert de ce métal(Zn) vers la solution sol et par la suite une réduction de sa disponibilité vers les plantes. Le phosphore forme avec le zinc du $Zn_3(PO_4)_2$, de plus il perturbe l'assimilabilité de zinc dans les tissus des végétaux (Loue, 1986 ; Vilain, 1997). A l'opposé de nos résultats, Lerch *et al.* (1990) rapportent une augmentation excessive et double en élément Zn dans le grain de blé suite à un amendement de boue à une dose de 40t/ha.

Il se dégage de cette étude aussi que, **la fumure minérale** accumulent la plus forte teneur en zinc et Mn dans le grain ceci s'explique par le fait que cette dernière a favorisé la solubilisation et le transfert de ces métaux de la phase solide vers la solution sol et par la suite vers le grain.

Les teneurs obtenues pour l'élément zinc et cuivre sont de loin inférieurs aux valeurs limites fixées par l'organisation mondiale de la santé (L'OMS:15mg/kgMS pour le cuivre et 150mg/kg MS pour le zinc).

Nos résultats obtenus sur l'accumulation des métaux lourds s'opposent à ceux trouvés par plusieurs auteurs qui révèlent que l'épandage des boues résiduaires permet une forte accumulation (Chang *et al.* 1992 ; Mench *et al.* 1992 ; Chassin *et al.* 1996 ; Moreno *et al.* 1996 ; Echa, 1998 ; Baize *et al.* 2006). Toutefois, nos résultats sur le cuivre sont en accord avec ceux de Echab (2002), qui rapporte un faible transfert du cuivre au Ray grass attribuant ce fait à la faible affinité du cuivre vis-à-vis la matière organique.

Contrairement aussi à notre essai, Bhogal *et al.* (2003) ont obtenu une accumulation excessive de métaux lourds dans le grain de blé suite à l'amendement boue. Ils enregistrent une teneur 10ppm pour le cuivre et 115ppm pour le zinc. Ces mêmes auteurs obtiennent une teneur 100ppm et 5ppm dans le grain d'orge respectivement pour les mêmes métaux Zn et Cu.

Korboulewsky *et al.* (2002) ont détenu une accumulation significative en cuivre et zinc, dans les différentes parties d'une crucifère *Diplotaxis erucoide* amendée par des boues résiduaires compostées. Ces auteurs notent une accumulation dans l'ordre suivant racines > feuilles > tronc. Ils signalent à titre d'exemple, une augmentation en cuivre dans les feuilles 10,4ppm pour le témoin à 17,7ppm pour les plantes traitées par les boues, et une augmentation en zinc allant de 36,1ppm à 44,3ppm.

Mantovi *et al.* (2005) de leur côté, suite à un traitement à base de boue, ont soulevé une accumulation du métal cuivre dans le grain de blé d'une valeur de 8,11ppm et 2,33 ppm dans le grain de maïs. Ces mêmes auteurs ont eu une augmentation significative en zinc dans le blé de la plus faible valeur obtenue avec le témoin 54,6ppm à 62ppm pour les plantes amendées par les boues.

Lors d'une expérimentation menée par la chambre d'agriculture de l'Aisne au cours de la décennie 1970 avec des boues d'Achères, sur des sols limoneux très hydromorphes, Ducaroir (1993) a rapporté qu'un épandage double de boues à une dose de 208t/ha a permis une accumulation de zinc d'environ 169ppm et de 52,5 ppm pour le cuivre en comparaison avec le sol témoin qui détient respectivement les valeurs de 46 ppm et 9,2 ppm pour les mêmes métaux lourds.

Nos résultats concernant les faibles teneurs du **plomb** dans le grain nous laissent supposer que ce métal est fortement immobilisé dans la paroi des cellules racinaires sous forme de pyrophosphate de Pb, ce qui rend son passage vers la partie aérienne des plantes quasiment nul. (Cecchi, 2008). Aussi le Plomb est un métal qui est très peu prélevé par les racines des plantes ou il s'accumule. (Haan et Visser -Reyneveld, 1996).

D'autre part, le blé dur est une plante qui a un faible pouvoir d'accumulation pour cet oligoélément (**plomb**) (Francois *et al.* 1977 ; Mench et Baize, 2004). Il faut noter aussi, que la concentration de ce métal dans nos boues résiduaires est très faible. Laurent *et al.* (2005) mentionnent que la boue résiduaire issue des déchets urbains apporte de très faible quantité de Pb au sol (19%). Nous pensons aussi que c'est la raison pour laquelle, nous avons obtenu de faible concentration en cet élément dans notre grain.

Une analyse de 23 échantillons de grains de blé récoltés en 1983 et 1984 (dont 2 provenant de parcelles témoins sans boues) par Bauvois *et al.* (1985) a montré que tous les dosages de

plomb dans les grains de blé excédaient largement le seuil réglementaire européen (0,23 ppm de matière sèche), y compris pour les deux parcelles témoins.

Contrairement à nos résultats Deléan et Kockmann (2003) rapportent dans leurs rapport final déduit d'une étude qui a consisté à un épandage des boues sur un sol (n'ayant jamais reçu de boue) cultivé par le blé, qu'aucun lien n'a été mis en évidence entre la présence d'éléments traces métalliques dans les plantes et les épandages de boues, quelles que soient la quantité et la fréquence des apports.

Il se dégage des teneurs observées dans notre étude que les concentrations obtenues pour le cuivre et le zinc dans le grain sont supérieures à celle du Pb.

Coullery (1997) a aussi obtenu la même tendance de ces éléments traces dans les plantes amendées par les boues. Ce même auteur rapporte que les concentrations du Pb dans la paille des céréales est supérieure à celle du grain contrairement au cuivre et zinc.

Ce qu'il faut retenir de cette étude, est, que les teneurs obtenues pour tous les métaux lourds testés au niveau du sol et le grain sont loin des doses toxiques, ce qui laisse supposer que les quantités de boues amendées sont favorables car elles ne montrent pas d'effet stressant sur la végétation des pots.

Conclusion.

A la lumière de cette partie d'étude, on a soulevé que l'amendement du sol par les boues résiduelles utilisées a amélioré la capacité nutritive de celui-ci et a favorisé de ce fait l'assimilation des nutriments par les plantes cultivées, essentiellement le phosphore et les nitrates ce qui a permis l'augmentation des matières de réserve dans le grain, amidon et protéine. Les boues apportent une amélioration dans la qualité nutritionnelle du grain. Cependant, la forte production de matière enregistrée a masqué le transfert des métaux lourds aux cultures.

Aussi, nous avons observé qu'il existe un transfert de métaux lourds cuivre zinc, fer, et Mn vers le grain qui est faible et **variable** en fonction du type de métal en question et en fonction des caractéristiques physicochimiques du sol amendé (NH_4^+ , phosphore) par les boues. En effet l'abondance de la matière organique a limité le passage et le transfert des métaux vers les plantes,

Il ressort donc de cette étude, que l'épandage des boues résiduelles pourrait servir de moyens pour l'amélioration des paramètres de qualité du grain. Toutefois, des mesures sont à prendre en considération pour mieux répondre aux attentes des consommateurs concernant la qualité nutritionnelle et sanitaire du grain.

Pour assurer cette qualité, il est nécessaire de connaître les facteurs régissant le transfert des éléments traces du sol vers la plante en amont, puis ceux qui ont une incidence sur la teneur finale de l'aliment en aval et donc sur l'exposition des consommateurs aux éléments traces. Il faut aussi surveiller les teneurs de ces éléments traces dans les végétaux les plus consommés et diagnostiquer leur transfert pour suivre les risques de contamination qui peuvent avoir lieu avec le temps et entraîner des effets néfastes tant sanitaire qu'environnemental.

***Chapitre IV : Effet des boues résiduairees sur les paramètres physiologiques,
morphologiques et de production du blé dur sous déficit hydrique***

Résumé

La troisième contribution expérimentale dans ce projet de thèse, étudie la réponse du blé dur (*Triticum durum*), variété *waha* et *mohammed ben bachir*, à l'apport de boues résiduelles sous serre en verre. L'essai est fait dans des pots en plastiques. Quatre niveaux de stress hydrique ont été appliqués (100%, 80%, 50% 30% / à la CC) avec quatre niveaux de traitements boue (Témoin sans boue, la dose 20t/ha de Ms de boue, 50t/ha, 100t/ha), le dernier niveau de traitement correspond à une fumure minérale (Urée) avec une dose de 35kgN/ha. Le stress hydrique affecte négativement tout les paramètres calculés, on détecte avec le niveau de stress S4 une perte dans la teneur relative la eau ($31,12 \pm 12,52$), une accumulation en sucre de ($1,63, \pm 0,29 \mu\text{g/gMS}$) et en proline ($3,07 \pm 1 \mu\text{g/gMS}$); une perte en biomasse ($0,60 \pm 0,28 \text{g/plant}$) et en surface des feuilles ($3,71 \pm 2,87 \text{cm}^2$) et en rendement en grain ($0,34 \pm 0,33\%$), une diminution en chlorophylle *a* ($1,43 \pm 1,06 \text{mg/KgMS}$) et *b* ($1,04 \pm 0,33 \text{mg/KgMS}$); en phosphore ($0,23 \pm 0,03\%$) et azote totaux ($1,95 \pm 1,11\%$). Les résultats montrent aussi que l'épandage des boues a réduit l'effet du stress pour toutes ces variables calculées.

L'effet combiné des boues et stress hydrique, indique une perte dans la teneur en eau, la teneur en chlorophylle, la surface des feuilles et une diminution dans la biomasse et une perte aussi dans de rendement. Cet effet a aussi induit sur le plan physiologique une accumulation de proline et sucre, très excessif surtout avec la troisième dose **100t/ha de boue**.

Mots clés : Boues résiduelle, déficit hydrique, pigment chlorophyllien, rendement, proline.

Abstract

The third experimental essay of this thesis studies the response of durum wheat (*Triticum durum*), variety Waha and Mohammed Ben Bachir to the application of sewage sludge under semi-arid climate. The test was carried out under greenhouse conditions in plastic pots. Four levels of water stress were applied (100%, 80%, 50% 30%) with four levels of sludge treatments (Control without sludge, 20 t/ha of sludge, 50 t/ha, 100 t/ha). the final level of treatment is a mineral fertilizer (urea) with a dose of 35 kgN/ha. Water stress affects negatively all the parameters, we detected with the level of water stress S4 a loss in water content (31.12 ± 12.52), an accumulation in sugar ($1.63, \pm 0,29\mu\text{g} / \text{gMS}$) and proline ($3.07 \pm 1 \mu.\text{g} / \text{gMS}$); a loss of biomass ($0.60 \pm 0.28 \text{ g/ plant}$) and leaf area ($3.71 \pm 2,87\text{cm}^2$) and grain yield ($0.34 \pm 0.33\%$), a decrease in chlorophyll *a* ($1.43 \pm 1,06\text{mg/kg MS}$) and *b* ($1.04 \pm 0,33\text{mg/kg MS}$); in phosphorus ($0.23\pm 0.03\%$) and total nitrogen ($1.95\pm 1.11\%$). The results also show that the application of sludge has reduced the effect of stress for all these variables.

The combined effect of sewage sludge application and water deficit induced a loss in the water content, a chlorophyll pigments, a decrease in leaf area and biomass and also a slight of yield. This effect also induced physiologically an accumulation of proline and sugar, which is very excessive especially with the third dose 100 t/ha of sludge.

Keywords: Sewage sludge, water deficit, chlorophyll, yield, proline.

Introduction

Une grande partie des terres de notre pays situées dans les régions semi-arides est occupée par les céréales dont les rendements restent faibles et irréguliers. Le blé dur y occupe une superficie importante: un million d'hectares environ (Benlaribi *et al.* 1990). La production se caractérise par une grande variation et les rendements à l'hectare demeurent faibles. La principale cause de cette fluctuation est la sécheresse (déficit hydrique et coups de chaleur) (Morgan, 1984 ; Djekoun, 2002 ; Tognetti *et al.* 2003) qui compromet l'augmentation et la stabilisation des rendements.

On a montré dans cette présente étude dans les deux chapitres antécédents que l'utilisation des boues résiduaires comme produit d'amendements organiques améliore les propriétés physiques du sol et permet d'améliorer et de maintenir l'humidité de celui-ci. L'apport des boues a permis une augmentation dans les matières de réserves du grain ; toutefois l'épandage de ce biosolide qui se voit très riche en matière minérale pourrait de ce fait instaurer un stress osmotique dans les régions qui se caractérisent par une irrégularité pluviométrique.

Ainsi pour mieux valoriser cette ressource organique dans des terres où l'eau est un facteur limitant, il serait judicieux d'évaluer les performances du blé sur le plan morphologique et physiologique pour voir l'effet réel de ce biosolide sur les cultures. Ainsi, nous avons envisagé au cours de cette troisième présente expérimentation d'étudier la réponse du blé dur à l'apport des boues dans des conditions de déficit hydrique, et mettre en relief la réponse des plantes à travers l'évolution des paramètres morphologiques et physiologiques et de production liés à l'effet interaction entre amendement boue et effet stress. Nous mettons l'hypothèse que les paramètres morpho-physiologiques, biochimiques ainsi que le rendement seront supérieurs dans les sols amendés par rapport au control; mais aussi ces paramètres vont s'améliorer avec l'accroissement des amendements en boues, vu que les caractéristiques du sol sont connues à s'améliorer avec les amendements organiques à base de boue résiduaire (Lobo *et al.* 2013). La problématique posée est est-ce que la plante peut subvenir à ses besoins en conditions de stress hydrique de façon meilleure avec un amendement en boues résiduaire qu'en absence de fertilisation. Cependant, la forte charge minérale de ce biosolide pourra créer avec les plus fortes doses, un effet de stress osmotique qui limitera le développement de culture.

IV. 1. Matériels et méthodes

IV.1. 1. Le dispositif expérimental

Dans le but d'étudier l'effet des boues résiduaires sur les paramètres physiologiques, biochimiques, et sur la productivité du blé dur sous déficit hydrique, on a reproduit le même dispositif utilisé (Chapitre II) en quatre blocs répartis selon les quatre différents régimes hydriques: 100 %, 80%, 50 et 30% de la capacité aux champs. On a maintenu les mêmes variétés et les mêmes doses de boues et de fumure minérale et le même type de sol (sol de la région).

Les pots utilisés sont de 5 kg de contenance. Le 11 février 2010, dix (10) graines sont semées par pot à une profondeur de 5cm. Placés sous serre, les pots sont irrigués à 100% de la capacité aux champs jusqu'au stade fin montaison.

Les quantités de fumures qui correspondent à la contenance des pots utilisés sont respectivement B1 (56,66g), B2 (141,66g) et B3 (283,32g) de boues correspondant aux quantités de 20t/ha, 50 et 100 t/ha de matière sèche de boue. Pour la fumure minérale (l'urée), on a utilisé 0,15g/pot. L'apport des boues dans les pots est établi au début de l'essai avant la mise en place des graines dans le sol, alors que l'Urée est apporté le 05 Mars 2010 au stade début montaison de la plante.

L'application du déficit hydrique a débuté au stade fin- montaison. Dans cet essai, deux facteurs sont pris en considération : le stress hydrique et l'effet amendement.

IV. 1.2. Les prélèvements de la matière végétale

Le premier prélèvement des plantes a eu lieu le 15 Avril 2010 au stade plein épiaison. De chaque pot, on a prélevé quatre plantes dont la moitié a servi pour l'estimation de la biomasse sèche aérienne, la surface foliaire et la teneur relative en eau, l'autre moitié a servi aux dosages des sucres, de la proline et pour l'extraction de la chlorophylle *a* et *b*.

Le deuxième prélèvement des plantes a eu lieu le 27 Mai au stade maturité. Les six plantes restantes dans chaque pot ont été prélevées du sol. Elles ont été consacrées pour le calcul du rendement. Ensuite, après avoir séparé les épis, on a gardé les feuilles étendards de la partie aérienne pour le dosage de l'azote et le phosphore total.

Pour ce faire, la matière végétale est lavée à l'eau distillée, égouttée et introduite dans l'étuve ou elle sèche à 70°C (environ 48 h) jusqu'à atteindre un poids sec constant. L'échantillon est découpé finement avec une paire de ciseaux propres, moulu et stocké dans des piluliers en plastique pour le dosage.

IV. 1. 3. Les températures prélevées

Les mois de l'année 2010	Février	Mars	Avril	Mai	Juin
Températures moyennes ° C	16,5	20,0	23,0	24,5	32,3

IV.1.4. Les mesures réalisées

IV.1.4.1. Les paramètres physiologiques

IV.1.4.1.1. La teneur relative en eau (Barrs, 1968)

La turgescence relative en eau est déterminée par la prise du poids de deux feuilles étendards prises à partir des deux plantes fraîchement coupées (poids frais). Les feuilles sont mises dans de l'eau distillée pendant 24 h pour avoir le poids turgescent puis séchées dans l'étuve à 85°C pour une durée de 24 h jusqu'à obtention d'un poids sec constant. La teneur relative en eau est déterminée selon la formule suivante :

$$\text{TRE \%} = \frac{\text{Poids frais} - \text{Poids sec}}{\text{Poids à la turgescence} - \text{poids sec}} \times 100$$

IV.1.4.1.2. Le dosage des sucres solubles des feuilles

Des deux plants choisis pour calculer les deux osmoticums on prélève au hasard deux feuilles pour chaque répétition, les feuilles une fois séchées ont servis pour le dosage des sucres et la proline. Les des feuilles étendards non séchées des mêmes plantes ont servis pour l'estimation de la chlorophylle *a* et *b*.

Pour le dosage des sucres solubles, nous avons utilisé la méthode de Dubois *et al.* (1956). 100mg de la matière sèche, placée dans des tubes à essai, auxquels sont ajoutés 3ml d'éthanol (80%) pour l'extraction des sucres. Les tubes sont laissés à température ambiante pendant 48 heures. Ensuite ils sont placés dans un bain Marie à 80°C pour faire évaporer l'alcool. Dans chaque tube on ajoute 20ml d'eau distillée.

On introduit 1ml de la solution dans des tubes à essai, auquel est ajoutée 1ml de phénol (5%) et 5ml d'acide sulfurique. Après refroidissement, une lecture de la densité optique des échantillons est faite à une longueur d'onde 496nm. La teneur des sucres est déduite à partir de la courbe d'étalonnage ($y=0,0029x +0,323$. $R^2 = 0,926$) (Fig.37. Annexe 3).

IV.1.4.1.3. La teneur de la proline des feuilles

La méthode utilisée est celle de Trolls et Lindsley (1955) simplifiée par Rasio *et al.* (1987).

On place 100mg de matière sèche dans des tubes à essai contenant 2ml de méthanol (40%). Les tubes sont mis dans un bain Marie à 80°C pour une durée d'une heure. Après refroidissement, à 1 ml prélevé de la solution obtenue, est ajouté 25mg de ninhydrine, 1ml d'acide acétique et 1ml du mélange (120 ml d'eau distillée + 300ml d'acide ortho-phosphorique). Les tubes sont mis dans le bain Marie jusqu'à ébullition pendant 30mn. Une fois refroidis, on ajoute 5ml de toluène.

Deux phases se séparent, la phase supérieure organique qui contient la proline est récupérée. La lecture de son absorbance est faite au spectro UV-VIS- 1205 à une longueur d'onde 528nm. La concentration de la proline est déduite à partir de la courbe d'étalonnage ($y= 0,91x +0,0043$, $R^2=0,989$) (Fig. 38. Annexe 3).

IV.1.4.1.4. La teneur en chlorophylle (Wittmer, 1987)

100mg de matière fraîche obtenue à partir des feuilles sont broyées en présence de l'acétone à 80%. Après filtration, la densité optique est mesurée à 663 et 645nm. Les concentrations de la chlorophylle sont déduites des formules suivantes :

$$\text{Chl } a = 12(\text{DO } 663) - 2,67(\text{DO } 645).$$

$$\text{Chl } b = 22,5(\text{DO } 645) - 4,68(\text{DO } 663).$$

IV.1.4.2. Les paramètres chimiques

IV.1.4.2.1. Le dosage de la matière sèche en phosphore total Olsen (1954 in Mantovi et al. 2005)

Dans un four à moufle, on calcine 0,5 g de mouture obtenue des plantes pendant deux heures à 500°C. Après une attaque acide avec de L'HCl concentré et lavage à l'eau distillée, une solution mère est obtenue (100ml).

On prélève pour chaque échantillon de la solution mère, 1,5 ml auquel on ajoute 6,5 ml d'acide ascorbique, 2 ml de sulphomolybdate et 1ml d'eau distillée. Après incubation, une lecture d'absorbance est pratiquée au spectrophotomètre à une longueur d'onde (650nm). Les concentrations sont déduites à partir de la courbe d'étalonnage.

$$(y=0.169x+0.10, R^2 = 0,978)(\text{Fig. 39. Annexe 3}).$$

IV.1.4.2.2. Le dosage de la matière sèche en azote total (Kjeldhal in Feillet, 2000)

L'azote organique contenu dans chaque échantillon est transformé quantitativement en sulfate d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ par minéralisation d'une prise d'essai (1g) par l'acide sulfurique concentré, porté à ébullition et en présence d'un catalyseur. L'ammoniac est ensuite déplacé de son sel par la soude, puis entraîné par de la vapeur d'eau dans une solution d'acide sulfurique de titre connu. L'acidité résiduelle est dosée par une solution titrée de soude. Le point de virage de la réaction est apprécié par colorimétrie. On déduit la quantité d'azote présente dans l'échantillon à partir de la formule suivante :

$$N = n \times 0,0014 \times 100 / P \times 100 / (100 - H)$$

Avec :n = le volume de soude utilisé pour neutraliser l'ammoniac en solution ;P = prise d'essai de l'échantillon (g) , H = la teneur en eau de l'échantillon.

IV.1.4.3. Les paramètres de productivité

IV.1.4.3.1. La surface foliaire

La mesure de la surface foliaire est faite par la méthode décrite par Paul *et al.* (1979) qui consiste à placer la feuille étendard sur papier calque, découper les contours, peser la partie du calque représentant la feuille (Pf); puis on détermine par pesée le poids (Pq) correspondant à une surface Sq connue d'un carré du même papier calque. On déduit la surface foliaire de la formule : $S_f = P_f \times S_q / P_q$

IV.1.4.3.2. La biomasse aérienne

Les deux plantes qui ont servi pour la détermination de la teneur relative en eau et surface foliaire, ont été utilisées pour calculer la biomasse.

Cette variable est calculée par la prise de la moyenne du poids sec de deux plantes séchées à l'étuve à 85°C jusqu'à l'obtention d'un poids constant (le poids des feuilles prélevé pour la TRE % a été additionné pour compléter le poids manquant).

IV.1.4.3.3. Le rendement en grain et ses composantes

Les six plantes obtenues en fin de l'expérimentation ont servi pour le calcul du rendement selon la formule suivante :

$$RDT = \text{nombre de grains par épi} \times \text{le poids moyen du grain}$$

IV.1.5. Etude statistique

Les données obtenues de l'expérimentation ont été soumises à des études statistiques qui ont consisté en une série d'analyses de la variance à trois facteurs : Facteur stress, traitement et génotype. Dans notre discussion, seul le facteur traitement et stress ont été étudiés et pris en considération. Le classement des traitements en groupes homogènes est fait en utilisant le test de Newman et Keuls. la matrice de corrélation est faite aussi pour mieux expliquer nos résultats. Ces analyses ont été effectuées avec le logiciel STATISTICA 6.0.

IV.2. Résultats et Discussion

IV.2.1. Les paramètres physiologiques

IV.2.1.1. La teneur relative en eau (%)

L'analyse de la variance au niveau $\alpha=0,05$ a révélé des effets hautement significatifs pour le stress hydrique ($F=68,54$). Les résultats obtenus montrent que la teneur des feuilles en eau a une tendance vers une diminution qui est observée avec les trois niveaux d'irrigation (Tab.10).

Le test de Newman et Keuls fait ressortir dans l'ordre décroissant trois groupes homogènes : le premier constitué par le niveau S1 avec une moyenne de $69,12 \pm 14,19$ % et le second groupe constitué par les niveaux S2 et S3 avec respectivement les moyennes de $50,75 \pm 11,60$ % et $47,55 \pm 13,96$ % et en dernier lieu le niveau de stress sévère S4 avec la valeur de $31,12 \pm 12,52$ % (Fig.15).

L'étude statistique indique un effet hautement significatif pour l'effet traitement ($F=26,28$) (Tab.10). L'effet interaction entre le facteur stress et traitement est significatif ($P=0,03$). La comparaison entre les différents niveaux de traitements pour la teneur des feuilles en eau, laisse voir une amélioration significative apportée par l'amendement boue en comparaison avec la fumure minérale. Nous relevons dans ce cas, deux groupes homogènes dans l'ordre décroissant suivant : le groupe B3;B2 ; B1 avec respectivement les valeurs moyennes $61,42 \pm 18,69$ %, $56,32 \pm 14,80$ % et $55,24 \pm 15,97$ %. Le deuxième groupe formé par la fumure minérale qui présente une moyenne légèrement plus élevée $41,84 \pm 12,59$ % à celle du témoin $40,88 \pm 14,82$ % (Fig.16).

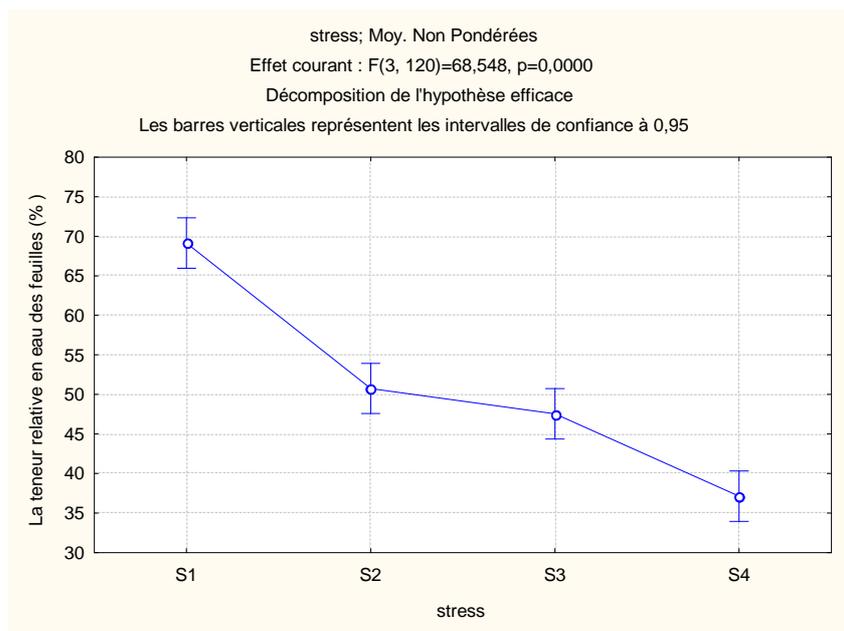


Fig.15. Effet du stress sur la teneur relative en eau des feuilles(%).

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

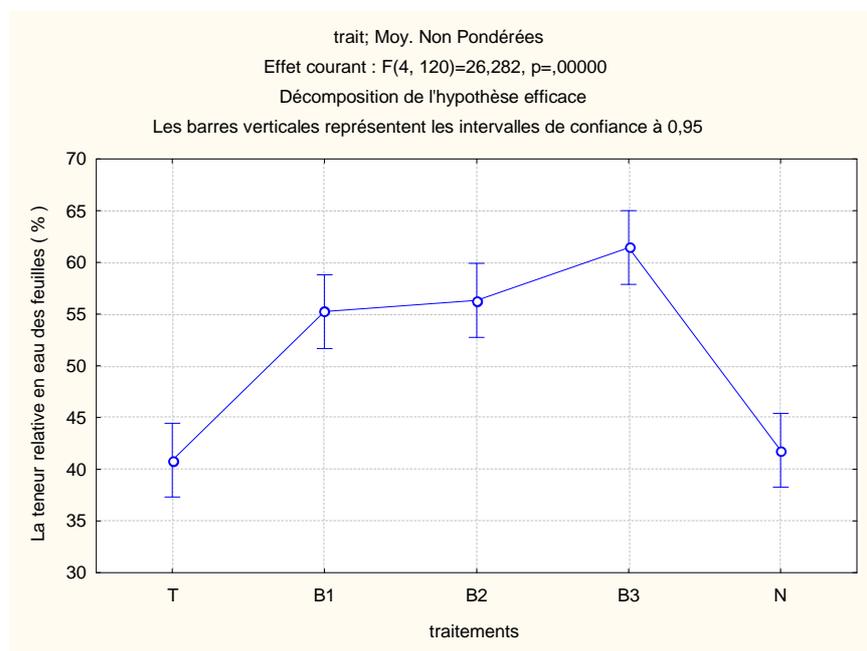


Fig.16. Effet des traitements sur la teneur des feuilles en eau (%).

T = témoin, B1= dose de boue (20t/ha), B2= dose de boue 50t/ha, B3= dose de boue 100t/ha,
 N= traitement de la fumure minérale.

Le manque d'eau dans le sol a un effet déterminant qui induit une diminution en sa teneur dans les plantes (Kramer, 1980 ; Morgan, 1984 ; Albouchi, 2000). Dans notre étude, on voit que le stress hydrique appliqué a induit une baisse dans le contenu relatif en eau des plantes. L'étude révèle que plus l'intensité du déficit d'eau augmente plus la teneur relative en eau des feuilles diminue ($r = - 0,64$) (Tab.A9. Annexe 3).

Ce comportement a été observé chez de nombreuses plantes par plusieurs auteurs, cas du blé (Rasio *et al.* 1987), de *Casuarina glauca* (Albouchi *et al.* 2003). Cet abaissement en la teneur en eau serait du au phénomène de déshydratation, donc une perte d'eau qui touche les cellules (Dugo, 2002 ; Kasroui *et al.* 2006)).

Additionnellement à cet effet, on voit que les réserves en eau pour les plantes qui correspondent au niveau S2 (80%) ; S3 (50%) sont proches et par conséquent sont classées dans le même groupe. Ceci s'explique par le fait que lorsque la réserve en eau du sol est supérieure à 30-40%, la transpiration des plantes est peu affectée (Ritchie, 1981 ; Meyer et Green, 1981 ; Conzalez *et al.* 2006). Nos résultats sur la diminution de la teneur des feuilles en eau sont en accord avec ceux d'Iannucci *et al.* (2002) qui signalent sous déficit hydrique une teneur relative en eau pour une plante fourragère (*Trifolium alexandrinum* L) égale à 68 % pour les plantes témoins et 60% pour les plantes stressées. Aussi, de leur côté Bajji *et al.* (2002) montrent à travers leurs essais sur des calcs de trois cultivars de blé que le déficit hydrique appliqué par le PEG (Polyéthylène de glycol) diminue de manière importante le contenu en eau de ces derniers.

Mouhsenzadeh *et al.* (2006), rapportent une diminution significative dans la teneur relative en eau pour une poacée (*Aeluropus lagopide*) à une valeur de 73% pour les plantes ayant subi un déficit hydrique pour une durée de 11 jours en comparaison avec les plantes témoins 85 %

En ce qui concerne l'effet boue sur le contenu des cellules en eau, on voit que les trois doses améliorent et maintiennent une turgescence supérieure à celle du témoin et celle de l'urée. Nous pensons, qu'à travers l'amélioration de l'humidité du sol amendé par les boues (contrairement aux pots témoins et ceux traités par la fumure minérale), la restauration en eau pour les plantes amendées par ce biosolide a été plus importante. Dans ce sens, plusieurs chercheurs (Zerrouk et Dridi, 2000 ; Mantovi *et al.* 2005) ont confirmé à travers leurs travaux que l'apport des boues résiduelles améliore la réserve utile du sol.

Cependant, il faut dire qu'en général, la teneur des plantes en eau obtenue dans notre essai est inférieure par rapport à la valeur normale (80%). Ceci est dû à l'effet combiné entre le déficit hydrique et l'apport des fumures (Bittman et Simpson, 1987). En effet, L'interaction significative ($F=1,98$) (Tab.10) obtenue entre l'effet traitement et stress montre que la diminution de la TRE est en partie due à l'effet combiné du manque d'eau et l'effet boue. Cet effet est plus observable avec les régimes les plus sévères S3, S4. Lorsque la quantité d'eau diminue, la boue résiduaire par la matière organique qu'elle contient joue le rôle de matière hydrophile qui retient l'eau et limite son passage vers le sol et par la suite vers les plantes.

Tab.10 .Etude statistique des paramètres physiologiques calculés dans la plante.

Les paramètres calculés	TRE			Sucres			Proline			Chlorophylle a			Chlorophylle b		
	MC	F	P	MC	F	P	M	F	P	MC	F	p	MC	F	p
Ord. Origine	41853 5,9	4029,79	0,000	203,762	5144,74	0,000	464,053	3923,293	0,000	512,26	1590,35	0,000	299,978	1588,412	0,000
Effet stress	7119,4 ***	68,548	0,000	6,4666 ***	163,275	0,000	40,723 ***	344,200	0,000	48412 ***	15,030	0,000	3,0364 ***	16,078	0,000
Traitement	2729,7 ***	26,282	0,000	0,2223 ***	5,614	0,000	2,975 ***	25,149	0,000	6,1102 ***	18,970	0,000	3,189 ***	16,890	0,000

Stress*Traitement	206,1 ***	1,985	0,031	0,037 ***	31.40	0,000	0,615 ***	5,200	0,000	0,3404 ns	1,057	0,402	0,200 ns	1,059	0,400
Erreur	103,9			0,0396			0,1183			0,3221			0,1889		

***=hautement significatif.*=significatif. ns= non significatif.

IV.2.1. 2. Les sucres

L'étude des résultats obtenus pour la teneur des sucres dans les feuilles montre des effets hautement significatifs pour le facteur stress ($F=163,27$; $p<0,001$), traitement ($F=5,61$; $p<0,001$), et aussi pour l'interaction effet stress traitement ($F= 31,40$; $p<0,001$) (Tab.10).

L'application du déficit hydrique implique une augmentation en sucres, qui est relative avec les niveaux de stress. Avec le manque d'eau, la synthèse des sucres augmente de $0,74\pm 0,25\mu\text{g}$ de sucre/g de MS pour le niveau S1 (100%) à $0,87\pm 0,26$; $1,26\pm 0,23$ et $1,63\pm 0,29 \mu\text{g}$ de sucre/g de MS respectivement pour les trois régimes hydriques S2, S3, S4 (Fig.17).

Le test de Newman et Keuls met en évidence une différence significative entre tous les niveaux de stress dont les groupes sont classés comme suit : $S4>S3>S2>S1$.

En ce qui concerne l'effet amendement, la comparaison des moyennes révèle deux groupes homogènes, le premier montre un effet dominant pour la dose de boue B3 avec une moyenne supérieure $1,26\pm 0,38 \mu\text{g}$ de sucre/g de MS, suivie par le témoin $1,14\pm 0,46 \mu\text{g}$ de sucre/g de MS, puis le niveau B2 $1,11\pm 0,45 \mu\text{g}$ de sucre/g de MS. Le deuxième groupe représenté par le témoin et les doses de boues B2 ; B1 et la fumure minérale avec la plus faible moyenne $1,05\pm 0,41 \mu\text{g}$ de sucre /g de MS (Fig. 18). Les groupes obtenus sont: B3, T, B2> T, B2, B1, N

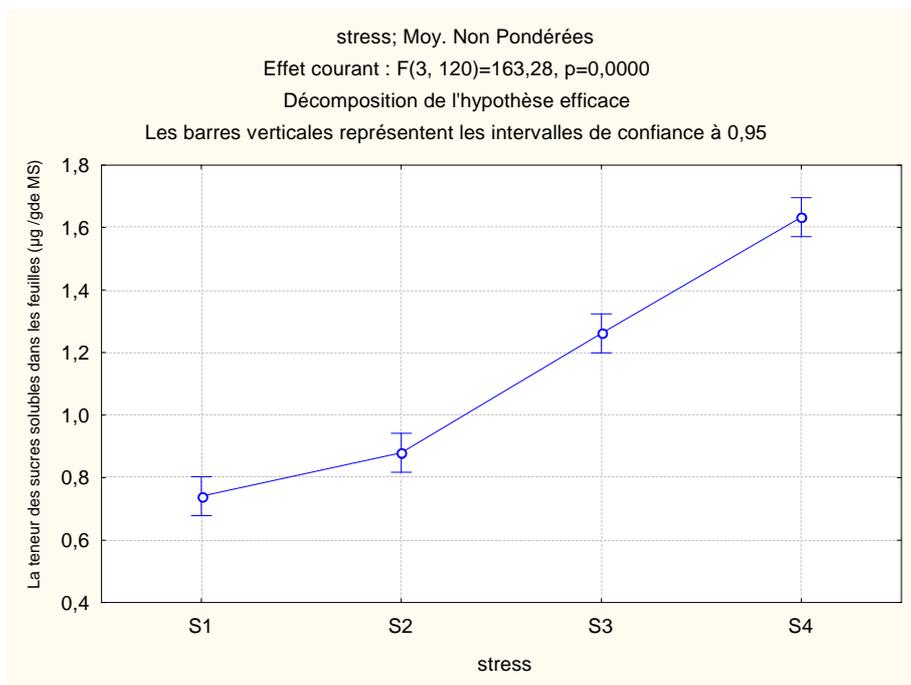


Fig.17. Effet du stress sur la teneur des sucres dans les feuilles (µg/gMS).

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

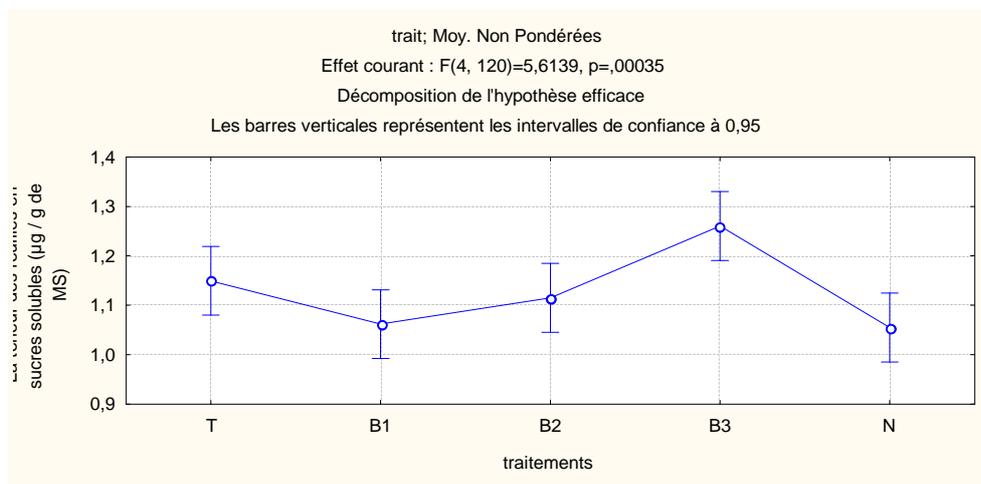


Fig.18. Effet des traitements sur la teneur des sucres dans les feuilles (µg/g de MS).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

Il est connu que le taux des sucres augmente considérablement chez les plantes soumises aux différents types de stress (thermique, osmotique, hydrique etc...) (Hopkins, 2003).

En effet, le dosage des sucres totaux extrait à partir des feuilles montre qu'il y'a une corrélation positive entre la quantité de sucres accumulés et le degré de stress appliquée aux plantes ($r = 0,79$) (Tab.A9. Annexe 3). Ces résultats sont en accord avec ceux de Chunyang et Kaiyun (2003) et Gonzalez *et al.* (2006).

D'autres pars, la corrélation négative ($r = - 0,68$) (Tab.A9. Annexe 3), obtenue entre la teneur relative en eau des feuilles et les sucres solubles formés traduit le rôle de ce soluté dans l'ajustement osmotique pour faire diminuer le potentiel hydrique qui devient plus négatif permettant ainsi de maintenir le mouvement de l'eau vers les feuilles, et donc leur turgescence. Ce mécanisme est considéré par plusieurs auteurs comme une stratégie prise par les plantes pour faire face au stress hydrique (Ackerson, 1981 ; Morgan, 1984 ; Slama *et al.* 2002).

Le manque d'eau dans les tissus des feuilles peut affecter plusieurs processus physiologiques, ultimement une accumulation de sucres réducteurs. Selon Suzuki (2000 *in* Antolin, 2005), le fructose et le saccharose sont la plupart des sucres solubles qui sont accumulés dans le blé suite à un stress hydrique. Nos résultats concernant l'accumulation de ce soluté viennent s'ajouter à ceux de Gloria *et al.* (2002) qui obtiennent une accumulation en la teneur des sucres solubles dans plusieurs génotypes de riz. Ces auteurs détiennent une teneur de 27,9 mg/g MS pour le témoin et 30,5mg/gde MS pour les plantes stressées.

La teneur des sucres testée dans les plantes amendées par les boues résiduaires et la fumure minérale est faible par rapport au témoin sauf pour la dose 100T/ha de MS de boue. Nous pensons que cette diminution est en rapport avec la translocation de ce soluté vers les grains des épis. On a remarqué effectivement au cours de notre expérimentation, que les plantes traitées par les boues ont présenté une croissance et un développement plus avancés comparés aux plantes témoins et à celles traitées par l'urée. Nous pensons que cette rapidité de croissance est en relation avec la forte disponibilité du phosphore apporté par les boues comme facteur important qui permet la précocité dans la maturation des fruits (Rega ,2010).

Nos résultats corroborent ceux d'Antolin et *al.* (2005). Ces auteurs obtiennent avec le témoin une teneur en sucre égale à 400mg/g de MS alors que les plantes traitées par la fumure minérale montrent 200mg/gMS, et celles traitées par la boue détiennent 100mg/kg MS.

Cependant, la plus forte dose de boue B3 apporte une teneur significative et largement supérieure à celle de la dose B1, B2 et à celle de la fumure minérale. On peut envisager que, pour ce niveau de traitement (B3), la plus forte charge en éléments minéraux apportée par les boues résiduaires a créé en plus du déficit hydrique, un stress osmotique qui favorise un excès dans l'accumulation du sucre (Çiçek et Çakırlar, 2002).

IV.2.1.3. La proline

L'analyse de la variance pour la proline des feuilles montre des effets hautement significatifs pour les facteurs stress ($F=344,20$; $p < 0,001$), traitement ($F=25,14$; $p < 0,001$) et effet interaction stress- traitement ($F=5,20$; $p < 0,001$) (Tab.10).

Le déficit hydrique implique une synthèse de proline relative et importante avec le degré de stress appliqué ($r = 0,65$) (Tab.A9. Annexe 3). La teneur la plus élevée $3,07 \pm 1 \mu\text{g/g}$ de MS est obtenue avec le niveau de stress le plus sévère S4, suivie par les valeurs $1,79 \pm 1,26$ et $1,18 \pm 0,93 \mu\text{g/g}$ MS respectivement pour le régime S3 et S2, vient en dernier lieu le niveau témoin S1 avec la plus faible teneur $0,75 \pm 0,65 \mu\text{g/g}$ MS (Fig.19). Le test de comparaison des moyennes confirme la différence significative existante entre les différents régimes hydriques d'où il en ressort les quatre groupes suivants : $S4 > S3 > S2 > S1$.

Pour l'effet traitement, les résultats accusent pour B3 un taux plus élevé en proline avec une moyenne de $2,13 \pm 1,54 \mu\text{g/g}$ MS, suivi par le niveau B2 avec $1,87 \pm 1,34 \mu\text{g/g}$ MS et enfin le témoin par la valeur $1,64 \pm 1,45 \mu\text{g/g}$ MS. La fumure minérale et la dose de boue B1 montrent les plus faibles teneurs, respectivement $1,39 \pm 1,01 \mu\text{g/g}$ MS et $1,46 \pm 1,05 \mu\text{g/g}$ MS (Fig.20).

Les groupes obtenus dans ce cas sont B3, $B2 > B2$, $T > T$, B1, N.

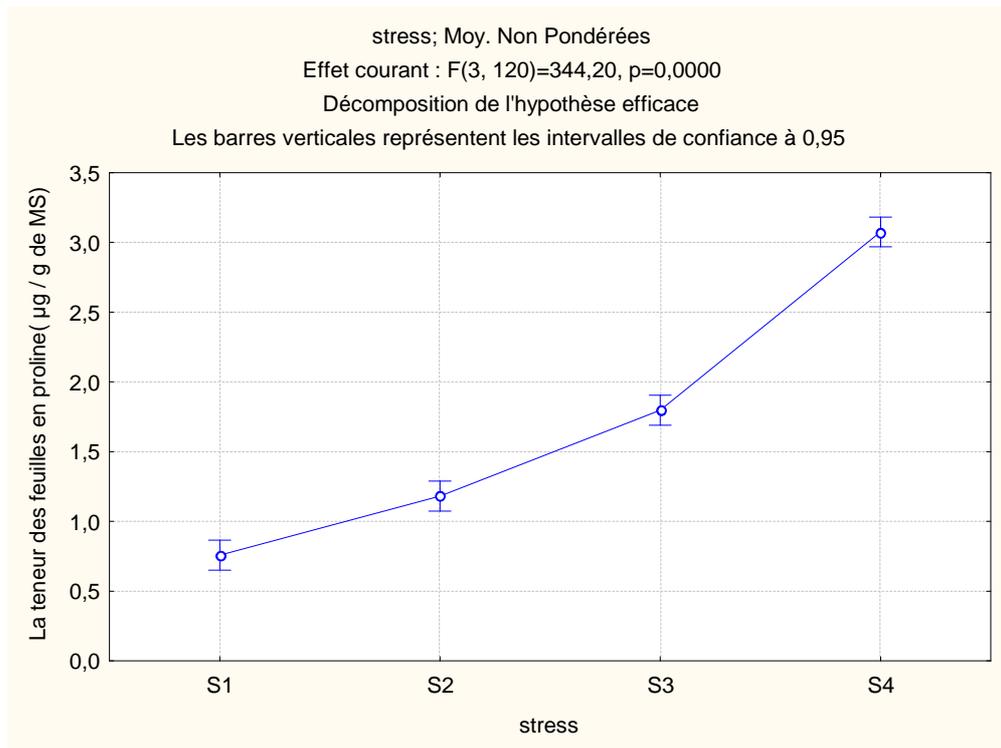


Fig.19. Effet du stress sur la teneur de la proline dans les feuilles (µg/g MS).

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

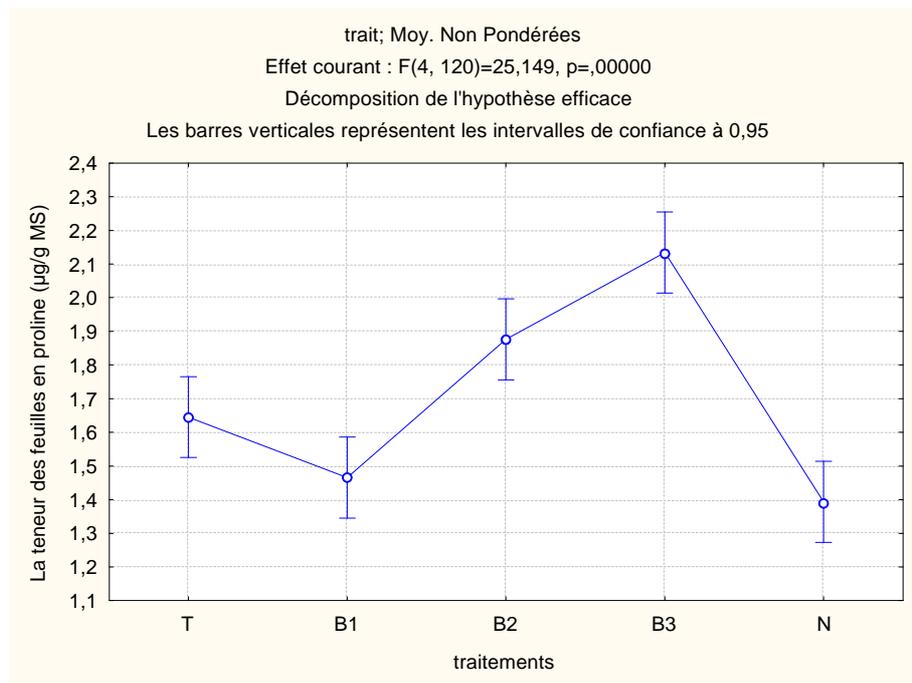


Fig.20.Effet des traitements sur la teneur de la proline dans les feuilles (µg/gMS).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

En plus des sucres, l'accumulation de la proline, constitue aussi un véritable mécanisme d'adaptation pris par les plantes pour affronter les types de stress auxquelles elles sont soumises. La formation de la proline, a été démontrée chez de nombreuses espèces et dans différentes situations de stress osmotique, hydrique et thermique (Blum et Ebercon, 1976 ; Ober et Charp 1994 ; Elhoussine *et al.*1998 ; Hare *et al.*1999 ; Raymond et Smirnof, 2002 ; Antolin *et al.* 2005 et Sing et Agrawal, 2008 ; Djermoun, 2009).

Les résultats obtenus dans cette présente étude montrent que, la teneur de cet acide aminé est associée avec le degré de stress hydrique appliqué. La proline joue un rôle multifonctionnel dans les mécanismes de défense des plantes au déficit hydrique. C'est un médiateur d'ajustement osmotique qui permet aux plantes de stabiliser les structures cellulaires (Stewart et Lee, 1974 ; Seki *et al.* 2002 ; Monreal *et al.* 2007).

Sous déficit hydrique, les forces de rétention d'eau dans le sol augmentent, les plantes voient leur teneur relative en eau s'abaisser à cause de la difficulté que trouvent ces dernières à se restaurer en cette source importante. La corrélation ($r = -0.70$) (Tab.A9. Annexe 3) obtenue dans notre essai entre la teneur relative en eau des feuilles et la proline produite traduit la synthèse de cet acide aminé (Sing *et al.* 1973 ; Nemmar, 1983 ; Clifford *et al.*1998).

Nos résultats rejoignent ceux obtenus par Lewin *et al.* (1978), Stewart (1981) sur l'orge et Tan et Halloran (1982) sur le blé. Parallèlement à cette accumulation, on a remarqué une proportionnalité inverse entre la proline et la chlorophylle *a* ($r = -0,68$) et *b* ($r = -0,75$) (Tab.A9. Annexe 3).

Donc, plus il y a de proline plus il y a une forte diminution en pigments chlorophylliens. Ces résultats suggèrent l'existence d'une connexion vraisemblable entre les voies de biosynthèse des pigments chlorophylliens et la proline qui se résume en une compétition entre ces deux composés pour le glutamate. (Bengson *et al.* 1978).

L'effet des traitements sur la synthèse de cet acide aminé dans les feuilles des plantes montre que seuls les deux niveaux boues B2, B3 apportent une accumulation significative par rapport au témoin. Contrairement au traitement B1 et l'urée. Nous pensons sans doute que ceci est en relation avec la grande disponibilité d'azote (Tahri *et al.* 1998), et du carbone fournis par ce biosolide (Chiang et Dandekar, 1995) et aussi, par l'effet hydrophile que joue la boue en retenant l'eau et impose de ce fait un déficit hydrique et osmotique aux plantes (Rai, 2002). D'ailleurs, ceci se confirme par l'interaction significative observée entre le facteur stress et l'effet traitement.

A l'instar des sucres, ceci indique que les boues résiduelles par leur apport en divers éléments minéraux ont créé en plus du déficit hydrique, un stress osmotique qui favorise un excès dans l'accumulation de la proline (Çiçek et Çakırlar, 2002).

La fumure minérale montre un classement inférieur par rapport au témoin. On peut envisager, le manque d'eau limite la mobilité des nitrates issus de la dissolution de la fumure minérale dans le sol traduisant ainsi une diminution de la disponibilité de l'élément azote pour les plantes et conséquemment une faible accumulation en proline.

Antolin (2005) a obtenu suite à une application de boues avec une dose de 15 t/ha, une accumulation de proline dans les jeunes feuilles de blé. Cet auteur obtient une teneur avec les traitements boues de l'ordre de 12 $\mu\text{mole/g MS}$ et de 8 $\mu\text{mole/g MS}$ avec la fumure minérale et aussi pour le témoin 5 $\mu\text{mole/g MS}$. Ce même auteur mentionne que cette forte accumulation en proline est une stratégie développée par les plantes pour assurer la teneur en azote et en carbone dans le grain.

IV.2.1.4. La chlorophylle

L'analyse de la variance pour les résultats concernant la chlorophylle *a* montré un effet stress hautement significatif ($F=15,03$; $p<0,001$), l'interaction entre le facteur stress et traitement est non significative ($F=1,05$; $p=0,4$) (Tab.10).

Deux principaux groupes sont obtenus. Le premier formé par le niveau de stress S1, S2 avec respectivement des moyennes de $2,19\pm 0,59$ mg/kg MS et $1,95\pm 0,49$ mg/kg MS le second groupe S3, S4 avec des teneurs égales respectivement à $1,57\pm 0,55$ mg/kg MS; $1,43\pm 1,06$ mg/kg MS (Fig.21).

Les deux fumures appliquées notent une amélioration hautement significative ($F=18,97$; $p<0,001$) (Tab.10) pour la teneur de ce pigment qui est apportée pour les deux niveaux de traitement-boue B2 et B3 avec des moyennes respectives de $2,16 \pm 0,50$ et $2,33\pm 0,58$ mg/kg MS, alors que la fumure minérale et la plus faible dose de boue B1 ne laissent voir aucune différence par rapport au témoin, conséquemment, ils sont classés dans un même groupe avec des teneurs de $1,63\pm 0,47$ mg/kg MS pour B1, vient ensuite la fumure minérale et le témoin avec une même valeur $1,40$ mg/kg MS (Fig. 22). On obtient de cette étude deux groupes dans l'ordre décroissant suivant : B3, B2>B1, N, T.

La teneur de la chlorophylle *b* a suivi la même tendance que celle de la chlorophylle *a*. L'analyse de la variance nous fait constater des effets hautement significatifs pour le facteur stress ($F=16,07$; $p< 0,001$) et pour l'effet- traitement ($F=16,89$, $p<0,001$), cependant comme pour la chlorophylle *a*, l'effet interaction entre le facteur stress et traitement est non significatif ($F=1,05$; $p=0,4$) (Tab.10).

La comparaison des moyennes montre que, la chlorophylle *b* diminue de façon significative sous l'effet de stress hydrique pour les niveaux S3 et S4.

Les plantes irriguées à 100% de la capacité au champ montrent la valeur de $1,64\pm 0,67$ mg/KgMS. Cette teneur diminue avec le niveau S3 à $1,24\pm 0,54$ mg/ kgMS et $1,04\pm 0,33$ mg/kgMS pour le régime S4, cependant le niveau S2 ne montre aucune différence avec le régime témoin S1 et détient une valeur de $1,55\pm 0,55$ mg /kgMS. Dans ce cas comme pour la chlorophylle *a*, le test de Newman et Keuls montre les groupes suivants : S1, S2 >S3, S4.

Pour l'effet fumure, on observe une amélioration significative apportée par le traitement boue. Le niveau traitement B2 et B3 laissent voir respectivement les valeurs moyennes $1,59 \pm 0,53$ mg/kg MS et $1,76 \pm 0,70$ mg/kg MS. La fumure minérale et le niveau B1 ne montrent aucune différence par rapport au témoin. On détient pour l'urée la teneur de $0,98 \pm 0,42$ mg/kg MS, alors que le niveau B1 note $1,35 \pm 0,41$ mg/kg MS et enfin le témoin $1,15 \pm 0,40$ mg /kg MS. Les groupes mis en évidence sont : B3, B2 > B2, B1 > B1, T > T, N.

Les teneurs obtenues pour la chlorophylle *a* et *b* appartiennent à la gamme des concentrations rencontrées dans les plantes. Selon Heller *et al.* (1998), la teneur de la chlorophylle *a* dans les plantes est 2 mg/kg. Cependant pour le pigment chlorophyllien *b*, on obtient des valeurs supérieures à celle fixée par Heller *et al.* (1998) ($0,75$ mg/kg).

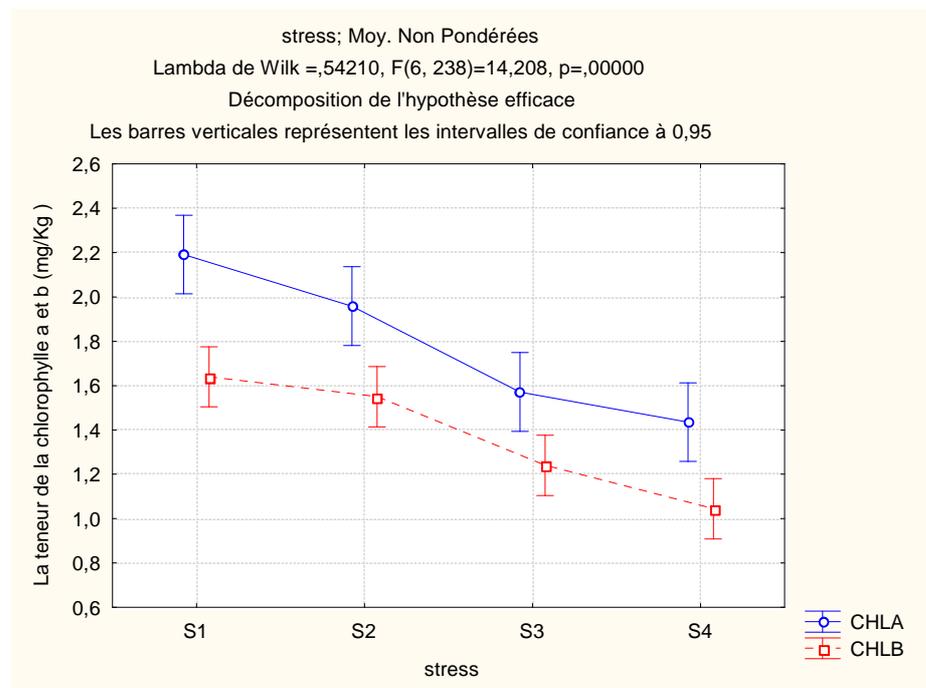


Fig. 21. Effet du stress sur la teneur en chlorophylle *a* et *b* (mg/kgMS).

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

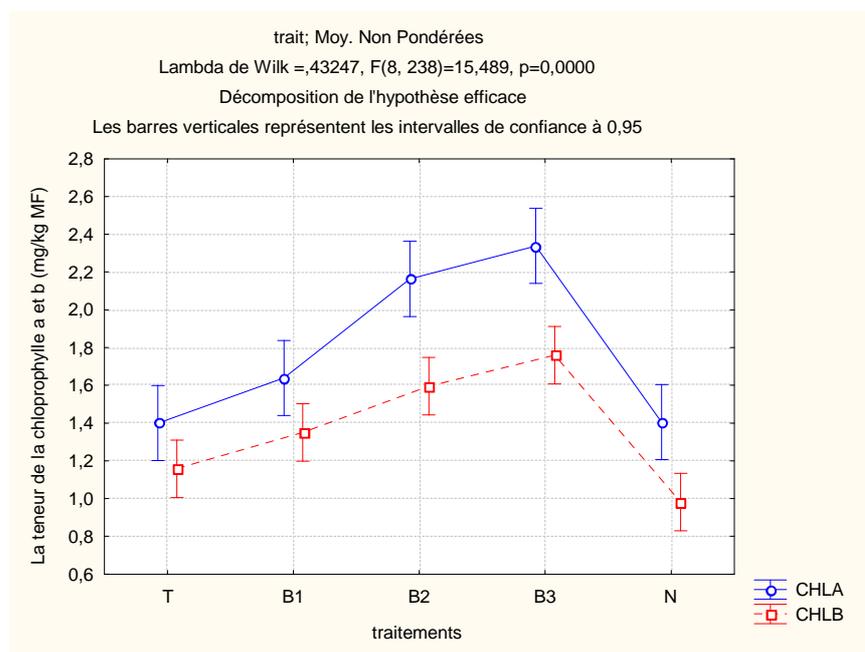


Fig. 22. Effet des traitements sur la teneur de la chlorophylle *a* et *b* (mg /kgMS).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

L'effet du manque d'eau implique une diminution en la teneur des deux pigments. Ce phénomène, serait certainement du à la réduction de l'ouverture des stomates des feuilles, visant à limiter l'effet des pertes d'eau par le phénomène de transpiration, ce qui conduit à une dilution de la chlorophylle (Brown et Tanner, 1983 ; Dugo, 2002). La fermeture des stomates implique une diminution du taux d'assimilation du CO₂ dans les feuilles qui est associée à une inhibition de la photosynthèse, provoquant ainsi, une augmentation de la dissipation de l'énergie d'excitation du PSII (photosystème II), entraînant des photo-endommagements des centres réactionnels du PSII (Fryer *et al.* 1998). Selon Ponkovic *et al.* (1999), un manque d'eau sévère provoque une diminution inférieure à 20% du rendement quantique du PSII.

Chez les plantes C3, comme chez le cas du blé quand les stomates sont fermés sous l'effet d'une contrainte hydrique, l'assimilation du CO₂ est réduite, la réduction photosynthétique de l'oxygène par **la photo-respiration** sert comme consommateur de l'excès d'excitation énergétique issu de l'appareil photosynthétique (Cornic et Briantais, 1991). En revanche, cette réduction photosynthétique du dioxygène devient insuffisante pour la dissipation de l'excès de

l'excitation lumineuse interceptée par les antennes collectrices du PSII. Ces phénomènes conduisent aussi à la dégradation des pigments chlorophylliens.

Plusieurs auteurs affirment que le développement et l'activité photosynthétique des plantes sont étroitement liées à l'humidité du sol (Wan *et al.* 1993; Du *et al.* 1996) et à la teneur d'azote de celui-ci (Pereira *et al.* 1992). En effet, dans notre essai, la teneur en azote dans les plantes diminue sous l'effet du déficit hydrique. Cette diminution a touché la production en biomasse des plantes et le déroulement de la photosynthèse. Dans le même sens, comme il a été mentionné, les corrélations inverses obtenues respectivement entre la synthèse de la proline et la teneur de la chlorophylle *a* et la chlorophylle *b* dans les plantes indiquent, que la diminution de la synthèse des pigments chlorophylliens peut être due aussi à une déficience en certains éléments comme l'azote (Zhao *et al.* 2005).

Quant à l'effet traitement, les résultats obtenus indiquent que les boues apportent une amélioration en ces pigments qui est proportionnelle aux doses appliquées, est plus déterminante avec les plus fortes doses de boues. Ainsi, une bonne nutrition induit une bonne activité photosynthétique (Conzalez *et al.* 2002). Il est important de noter que durant notre essai, les plantes amendées par les boues étaient plus vertes en comparaison avec les plantes témoins et celles traitées avec l'urée. D'autre par, les boues sont une source de plusieurs autres éléments essentiels dans la composition de la chlorophylle tel que le zinc, le fer et l'ion magnésium (Adriano, 1986 ; Ouzounidou *et al.* 1992). Le fer est présent surtout dans les jeunes feuilles où il intervient dans la formation de la chlorophylle alors que le manganèse est nécessaire au développement normal des plantes car il est lié au fer dans son action sur la formation de la chlorophylle.

Nos résultats s'opposent à ceux de Benterrouche (2007) qui trouve chez des plantes d'*Accacia* traitées par les substrats de boues résiduaires, une diminution de l'ordre de 52,61% dans la teneur de la chlorophylle *a* par rapport aux plantes témoins.

IV.2.2. Les paramètres chimiques

IV.2.2.1. Le phosphore total

L'étude comparative des résultats obtenus, laisse voir une diminution significative ($F=2.3$; $p=0,02$) observée sous l'effet stress uniquement pour le niveau hydrique S4 (Tab .11)

La teneur obtenue $0,235\pm 0,03\%$ est inférieure à celle du témoin $0,240\pm 0,07\%$ (Fig. 23).L'interaction entre le facteur stress et amendement est non significatif ($F=1.3$; $p=0,2$) (Tab .11).

L'analyse de la variance au niveau $\alpha=0,05$ indique un effet traitement hautement significatif ($F= 11,60$) (Tab .11). La comparaison des moyennes montre une amélioration importante qui est observée uniquement pour les plus fortes doses de boues appliquées B2 et B3, avec respectivement les teneurs moyennes de $0,242\pm 0,17\%$ et $0,245\pm 0,07\%$. Ces valeurs sont significativement supérieures au traitement boue B1 ($0,237\pm 0,02\%$).Le témoin et la fumure minérale accusent les valeurs respectives de $0,234\pm 0,02\%$ et $0,233\pm 0,01\%$ (Fig.24). Ainsi, les groupes mis en évidence sont les suivants : $B3 > B2 > B1, T, N$.

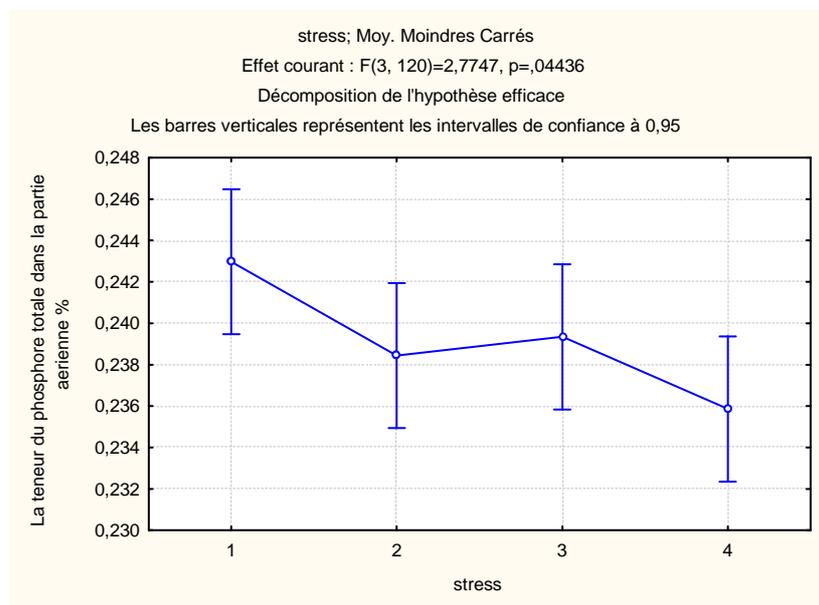


Fig. 23. Effet du stress sur la teneur des plantes en phosphore total.

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

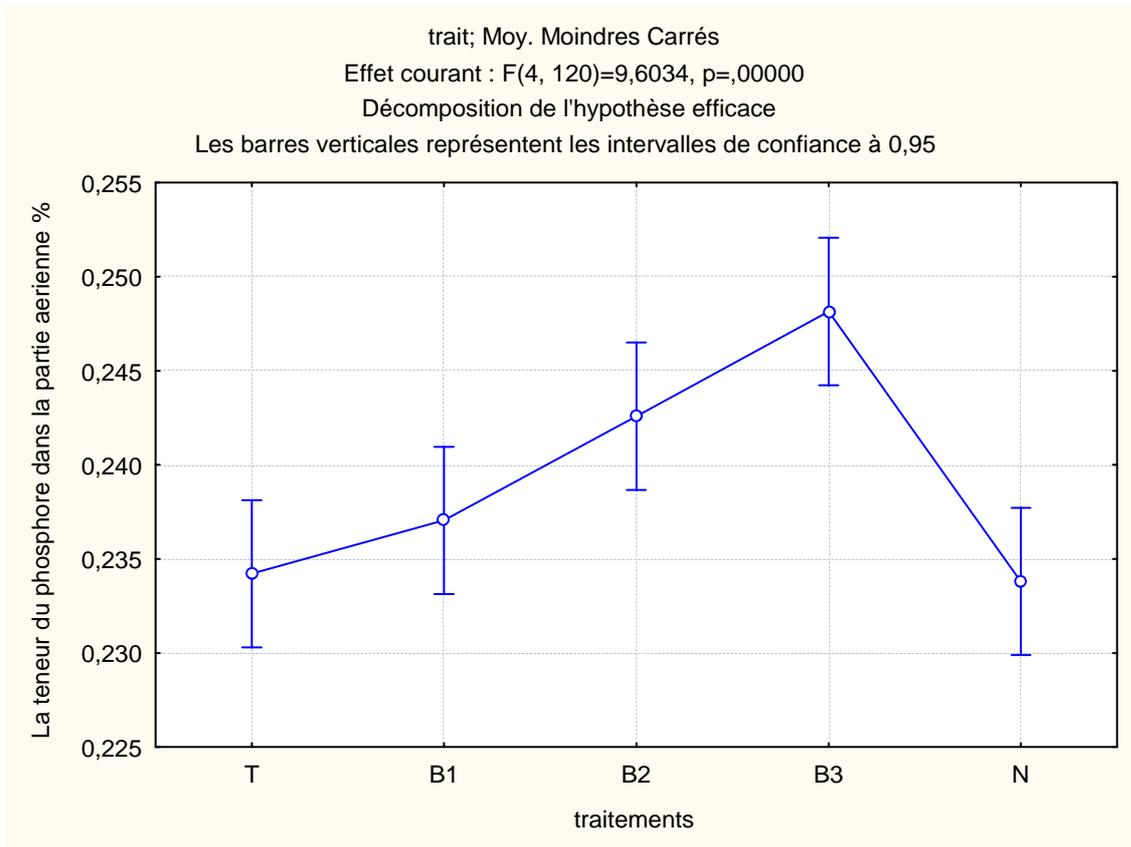


Fig. 24. Effet des traitements sur la teneur des plantes en phosphore total (%).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

L'ordre de grandeur pour la teneur en phosphore obtenue dans cette étude est comprise dans l'intervalle (0,06-1%) cité par (Meyer *et al.* 2004). Il est clair que l'effet du déficit hydrique limite la disponibilité du phosphore pour les plantes. On voit que la concentration diminue relativement avec l'effet du stress. Cette diminution s'avère significative uniquement pour le régime hydrique le plus sévère. L'eau est un solvant qui permet la dissolution des minéraux dans le sol, sa diminution limite son rôle et rend l'absorption des minéraux très difficile par les plantes (Heller *et al.* 1998).

Les boues résiduelles utilisées constituent un véritable réservoir en élément phosphore qui a pour origine principalement les détergents (Sommers et Sotton, 1980). Ainsi, une fois dissous, dans le sol, celui-ci est mis directement à la disponibilité des plantes. Cette dissolution est en fonction des doses appliquées. Selon Guivarch (2001), le phosphore des boues a une biodisponibilité proche à celle du Phosphore minéral soluble, et sa valeur fertilisante moyenne est de 87%.

Dans les expérimentations classiques, réalisées au champ ou en pots de culture, les indicateurs de biodisponibilité du phosphore sont la variation de la production de biomasse et/ou celle de la quantité totale de phosphore prélevé par la culture. En effet, dans notre essai, l'augmentation de la biomasse formée, laisse supposer à une bonne disponibilité de ce minéral qui a pour origine les boues. D'ailleurs, ceci se voit à travers la corrélation positives ($r = 0,67$) (Tab.A9.annexe 3) entre la matière sèche aérienne formée dans l'ensemble des pots et la teneur de ce minéral dans celles-ci, ce qui confirme l'idée de l'incorporation de ce nutriment dans la biomasse aérienne formée (Sims, 1990).

Le blé est une plante qui développe avec les mycorhizes une véritable symbiose qui s'effectue au niveau des racines. Les filaments de ces symbiotes se trouvent dans la rhizosphère et à l'intérieur des cellules de la racine. Elles permettent d'augmenter la surface d'échange entre le sol et la racine et favorisent l'absorption du phosphore, mais aussi certains éléments traces (Barber, 1995 ; Li *et al.* 1991).

Nos résultats concernant l'accumulation du phosphore dans les tissus des plantes sont contraire à Warman et Termeer (2005) qui, dans leurs essai en comparant l'effet de l'apport du compost, fumure minérale et boue résiduaire sur une plante fourragère (Grass forage) trouvent respectivement un apport en matière sèche de l'ordre de 2%, 25%, 8%.

Casado *et al.* (2006) mettent en évidence dans les différentes parties du tournesol une augmentation en la teneur du phosphore mais qui est, toutefois non significative dans les racines, tiges, et significative dans les fleurs. Ces auteurs obtiennent dans les fleurs des plantes traitées avec 4Kg/m² de compost une teneur de 8,44g/kg, alors que le témoin laisse voir 6,75 g/kg.

VI.2.2.2. La teneur en azote total

En fonction des niveaux hydriques et des traitements appliqués, la teneur des plantes en azote est variable. L'analyse de la variance montre que l'impact du stress s'est bien manifesté pour les trois niveaux d'irrigation par une diminution hautement significative ($F=11,86$; $p < 0,001$) (Tab.11).

On obtient une teneur de $2,75 \pm 1.32$ % pour les pots irrigués à 100% de la capacité au champ. Cette valeur diminue respectivement à $2,22 \pm 1.10$ % pour le niveau S2 et à $1,95 \pm 1.11$ % pour les deux niveaux S3 et S4 (Fig. 25). Le test de Newman et Keuls classe les niveaux de stress hydriques en deux groupes suivants: S1 > S2, S3, S4.

Pour l'épandage des boues et de l'urée, l'étude statistique met en relief un effet interaction non significatif ($F=1,5$; $p=0,12$) contrairement à l'effet fumure qui se voit hautement significatif ($F=70,37$; $p < 0,001$) (Tab.11). Cet effet est observé en premier lieu par le niveau de traitement boue B3 et la fumure minérale et qui forment le premier groupe homogène avec les plus hautes moyennes respectives de $3,26 \pm 0.99$ % et $3,22 \pm 0.82$ %, suivi par le deuxième groupe qui correspond à la dose de boue B2 ($2,11 \pm 0.70$ %) et B1 ($1,61 \pm 0.74$ %). Le témoin note la plus faible valeur $0,89 \pm 0.53$ % (Fig. 26). Les groupes obtenus sont : B3, N > B2, B1 > T.

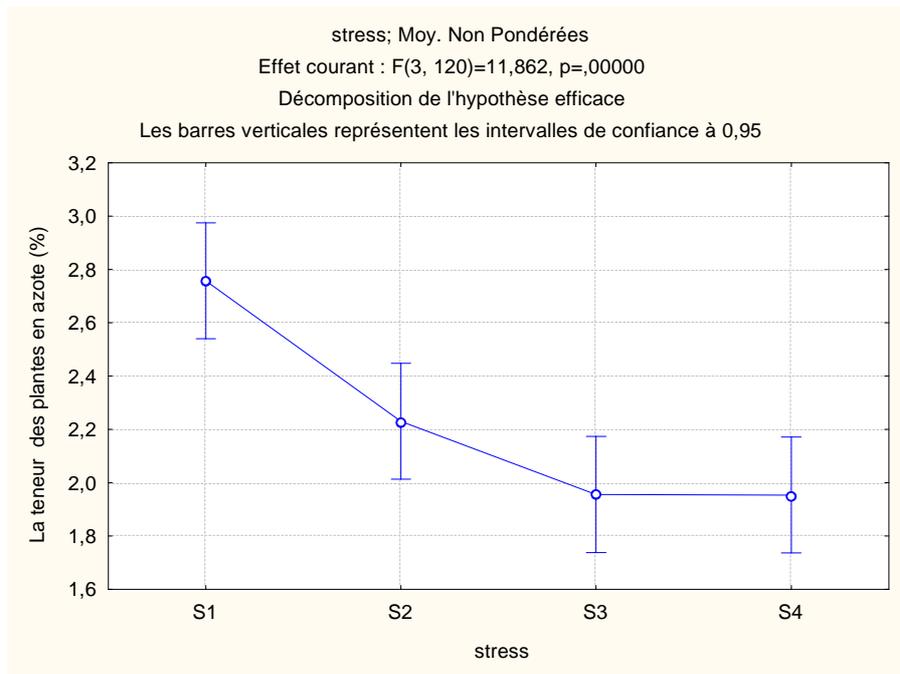


Fig. 25. Effet du stress sur la teneur des plantes en azote total (%).

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

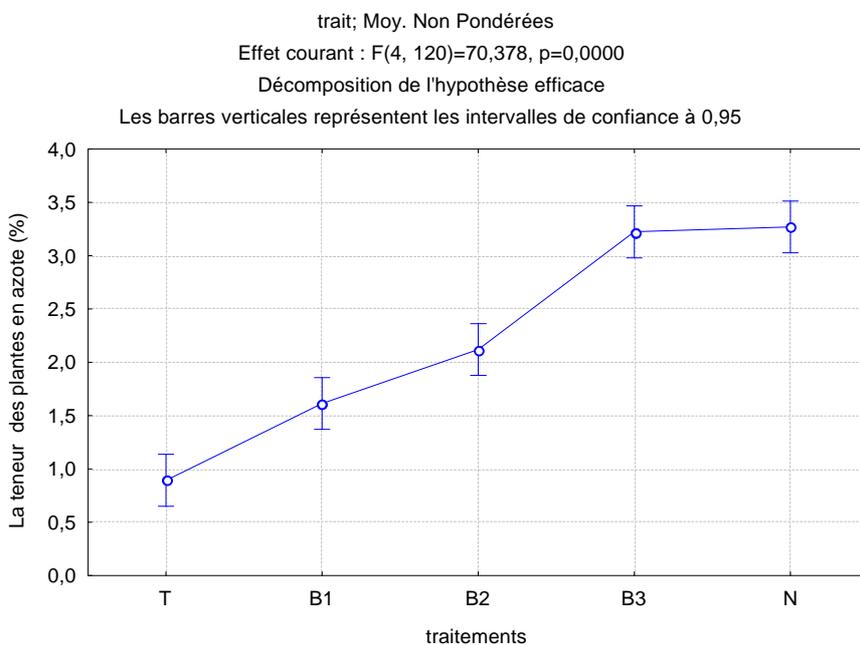


Fig. 26. Effet des traitements sur la teneur des plantes en azote total %.

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

Tab.11. Etude statistique des paramètres chimiques calculés dans la plante.

Les paramètres calculés	Teneur en azote			Teneur en phosphore		
	MC	F	p	MC	F	P
Ord. Origine	701,343	1639,648	0,000	910,550	13,7696	0,0000
Effet stress	5,7251 ***	11,862	0,000	0,0157 *	2,3	0,02
Traitement	33,9668 ***	70,378	0000	0,0804 ***	11,6	0,0000
Stress*Traitement	0,73 ***	1,520ns	0,12	0,0087 Ns	1,3	0,248772
Erreur	0,4826			0,0069		

***= hautement significatif. *= significatif. ns = non significatif.

À travers ces résultats, la nutrition des plantes en élément azote se voit négativement affectée par le déficit hydrique. En effet, le manque d'eau réduit la fourniture des éléments minéraux dont les nitrates et, de ce fait, on observe une diminution dans la concentration de cet élément dans les tissus des plantes. (Devienne *et al.* 2000).

L'effet du déficit hydrique affecte l'activité enzymatique du sol, essentiellement les protéases qui libèrent l'azote à partir de la dégradation des matières organiques existant dans celui-ci, entraînant ainsi une diminution en cet élément minéral dans les tissus des plantes (Pascual *et al.* 2007). Nos résultats concordent avec plusieurs autres chercheurs qui signalent que la sécheresse est un facteur déterminant qui diminue la nutrition azotée des plantes, cas de Smika *et al.* (1965) chez les graminées, Larson (1992) pour le blé et Alvarez (1987) pour le tournesol.

Nous observons aussi que l'état de nutrition azotée pour les traitements les plus secs S3, S4 s'est affaibli de la même façon que pour le niveau S2. Dans ce sens plusieurs auteurs (Buljovcic et Engels, 2001 ; Dugo, 2002), ont montré dans leurs essais réalisés en conditions contrôlées dans les pots, que la capacité d'absorption d'azote diminue de 20 % lorsque l'humidité du sol est réduite de 5%. Nous pouvons avancer que, la diminution dans la quantité d'eau d'approvisionnement apportée aux plantes a fortement influencé la nutrition azotée de celle-ci et a fait que les trois niveaux de stress hydriques soient classés dans le même groupe par rapport au témoin.

L'effet traitement a été très déterminant sur la nutrition azotée des plantes. Plus les doses de fumures utilisées augmentent, plus la teneur d'azote s'améliore dans les parties aériennes. Il se dégage des moyennes obtenues sur la quantité de ce minéral testé dans la partie aérienne des plantes que, les boues montrent une augmentation linéaire aux doses appliquées ($r=0,75$) (Tab.A.9.annexe 3). Le niveau boue B3 apporte une amélioration égale au même titre que la fumure minérale. Ces résultats s'expliquent par le fait que les boues sont considérées comme une véritable source d'azote (Grimaud, 1999). Leur apport au sol améliore le stock de celui-ci (Walter et al. 2000). Effectivement, le dosage de notre boue au laboratoire montre, qu'elle est très riche en cet élément (Tab.3). Dans ce sens, Jurado et al. (2001) rapportent que l'épandage des boues résiduaires anaérobiques améliore la concentration des tissus de Colza en azote. De leur côté Antolin et al. (2005) obtiennent avec les boues résiduaires une augmentation dans la proportion des protéines des plantes.

Dans une expérimentation conduite par Tester (1982 in Tamrabet, 2010), l'amendement du sol par les boues améliore la nutrition azotée de la fétuque et stimule la croissance racinaire en comparaison avec la végétation d'un sol non amendé. La même observation a été faite par Guirard et al (1977 in Tamrabet, 2010) sur ray-gras, où une augmentation de la concentration de l'azote a été signalée dans les tissus des plantes sur sol amendé avec des boues résiduaires.

Il convient de noter, que pour les deux niveaux de traitement boue B1 et B2, la teneur en azote est inférieure en comparaison au traitement fumure minérale, ceci est en relation avec la forme d'azote dans le sol. L'urée est une fumure facilement soluble dans le sol, de ce fait, l'azote apporté est facilement assimilé par les plantes contrairement à la forme d'azote existante dans les boues qui se trouve sous les deux formes minérale et organique. Cette dernière demande une transformation sous l'effet des enzymes existantes dans le sol. Par conséquent, la vitesse de disponibilité de l'azote issue des boues est lente en comparaison

avec l'urée. Néanmoins, avec la plus forte dose de boue B3, la teneur de ce minéral dans les plantes est importante. Nous pensons, cette accumulation est apportée par l'effet dose de boue.

En effet, il se dégage de ces observations comme nous avons mentionné pour l'accumulation de proline que l'effet conjuguée du déficit hydrique et osmotique apporté par l'effet dose de boue a incitée une forte accumulation de proline (source d'azote) ce qui explique la forte teneur de cet élément dans les plantes pour ce niveau de traitement Turkan, (2005in Monreal et al.2005).

IV.2.3. Les paramètres de productivité

IV.2.3.1. La surface foliaire

L'analyse des résultats relatifs à l'effet stress ($F=87,05$; $p<0,001$), traitement ($F=344,85$; $p<0,001$) et effet interaction stress-traitement ($F=14,03$; $p<0,001$) sur la formation de la surface foliaire indique des variations hautement significatifs (Tab.12).

Pour l'effet stress hydrique, la comparaison des moyennes fait ressortir quatre groupes dont le premier correspond au niveau S1 avec une moyenne supérieure de $8,24 \pm 7.89 \text{cm}^2$, suivie par le niveau S2 avec une surface de $6,63 \pm 5.86 \text{cm}^2$, et enfin viennent les deux derniers groupes S3 et S4 avec respectivement les moyennes $5,17 \pm 3.56 \text{cm}^2$ et $3,71 \pm 2.87 \text{cm}^2$ (Fig.27).

Il se dégage de cette étude que l'application des boues résiduaires favorise le développement de la surface foliaire contrairement à la fumure minérale qui ne montre aucun effet significatif.

L'analyse de la variance suivie par le test de Newman et Keuls indique que l'amélioration de la surface foliaire devient importante lorsque les doses de boues augmentent. On obtient respectivement les surfaces moyennes de $4,08 \pm 1.63$; $7,72 \pm 4.12$ et $12,69 \pm 8.03 \text{cm}^2$ pour les groupes suivants : B1, B2 et B3, cependant, la valeur enregistrée avec la fumure minérale $2,5 \pm 0.87 \text{cm}^2$ est proche à celle du témoin $2,67 \pm 0.79 \text{cm}^2$ (Fig.28). Ainsi les groupes ressortis de cette étude sont les suivants : $B3 > B2 > B1 > T, N$.

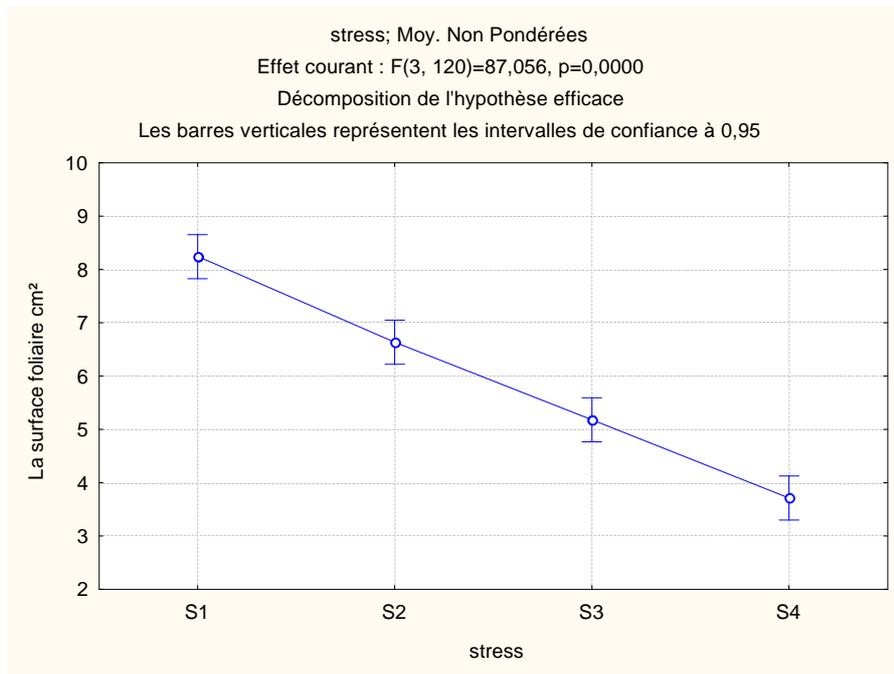


Fig. 27. Effet du stress sur la surface foliaire (Cm²).

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

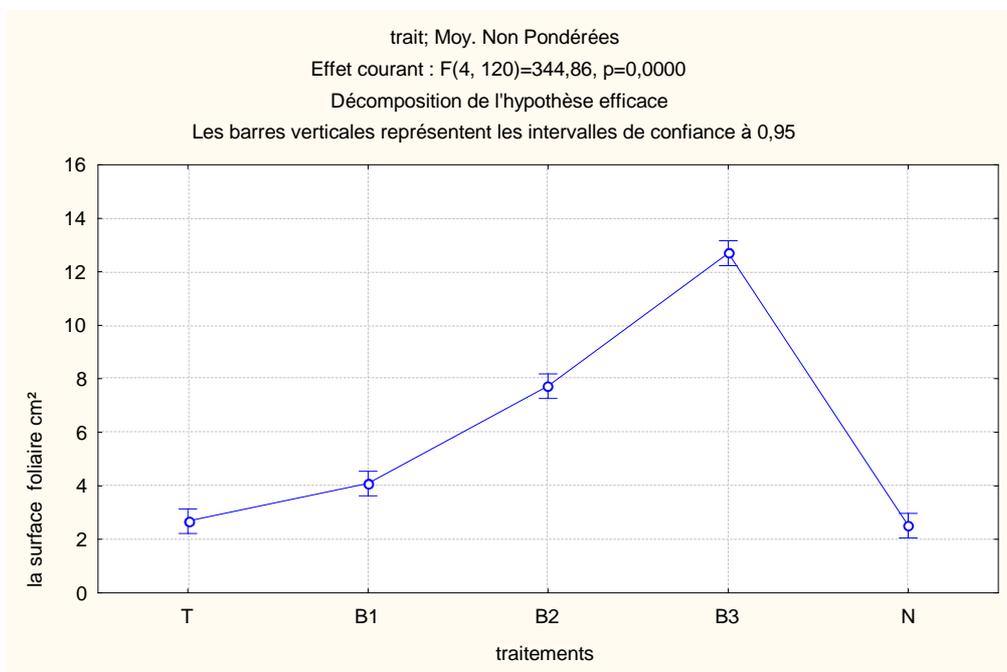


Fig. 28. Effet des traitements sur la surface foliaire des feuilles (Cm²).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

A travers les résultats obtenus, il est clair que la restriction d'eau fournie aux plantes a induit une diminution de la surface foliaire. Cette diminution est un trait majeur visé par les plantes pour réduire d'un côté les besoins en eau lorsque celle-ci est très insuffisante (Ferryra *et al.* 2004 ; Lebon *et al.* 2006) et d'un autre côté pour limiter la surface évaporatrice des feuilles (Bouchabke *et al.* 2006). D'autre part, nous pensons que la diminution de la surface foliaire est due à un ralentissement dans la division et la croissance des feuilles traduite par la diminution de la TRE. La corrélation positive obtenue entre la teneur en eau des feuilles et leurs surfaces ($r = 0.67$) (Tab.A9, annexe 3) révèle cet effet. Dans ce sens plusieurs auteurs (Matthews, 1986 ; Chartzoulakisa *et al.* 2002 ; Saab et Sharp, 2004) rapportent que la réduction de la surface des feuilles par le stress hydrique peut être due à une baisse de l'activité mitotique des cellules épidermiques qui aboutit à une réduction du nombre total dans les cellules de la feuille.

Nos résultats corroborent ceux de Fadi *et al.* (2007) qui mentionnent une diminution de l'indice foliaire chez le tournesol sous l'effet du déficit hydrique de 20% en comparaison avec les plantes témoins. Dans le même ordre d'idées, nos résultats s'accordent avec Gloria *et al.* (2002), qui ont obtenu sous l'effet du déficit hydrique, une large réduction dans l'indice foliaire du Riz (*Oryza sativa*) en comparaison avec la biomasse racinaire.

L'effet des boues appliquées a cependant permis une amélioration de la surface foliaire qui est linéaire avec les doses utilisées. En réalité, cette augmentation sous l'effet des traitements boues revient d'une part à la richesse de cette dernière en azote, élément majeur qui stimule la croissance des méristèmes foliaires et par la suite le développement des feuilles (Hoffman et Blomberg, 2004) et aussi, à l'existence de l'élément phosphore qui agit sur la cinétique de la division cellulaire des méristèmes foliaires Echebest (2001). En effet, l'analyse chimique de la partie aérienne des plantes montre une augmentation en la teneur des deux éléments, azote et phosphore.

Plusieurs auteurs ont montré que l'épandage des boues augmente le stock du sol en azote (Grimaud, 1999) et en phosphore assimilable (Guivarche, 2001 ; Courtney et Mullen, 2008). Le passage de ces nutriments vers les plantes permet leur bon développement. De leur côté (Shepherd *et al.* 2002 ; Bouzerzour *et al.* 2002 ; Monreal *et al.* 2007) ont rapporté que l'apport des boues résiduelles améliore la surface et l'indice foliaire.

Karboulewsky *et al.* (2002) obtiennent une amélioration significative de la surface des feuilles d'une brassicacée (*Diplotaxis eruroides*) traitées par les boues et par la fumure minérale, 46 jours après la germination, ils obtiennent avec le traitement boue les plus grandes surfaces foliaires 40cm² alors que la fumure minérale note 30cm² contre un témoin qui a enregistré une valeur de 15 cm².

IV.2.3.2. La biomasse aérienne

L'analyse de la variance montre que le déficit hydrique ($F=28,24$; $p<0,001$), traitement de fumure ($F=118,87$; $p<0,001$) et aussi interaction stress-traitement ($F=5,66$; $p<0,001$) se sont bien manifestés par leurs effets hautement significatifs (Tab.12).

La comparaison des moyennes concernant les quatre régimes hydriques par le test de Newman et Keuls indique que la biomasse végétale observée pour les pots témoins $0,95\pm 0,54$ gMS/plant est significativement supérieure aux moyennes des autres niveaux d'irrigations S3 et S4 qui forment un seul groupe homogène avec respectivement les valeurs de $0,67\pm 0,26$ et $0,60\pm 0,28$ g MS/plant (Fig. 29). Le régime S2 détient la valeur moyenne de $0,79\pm 0,42$ g de matière sèche /plant.

Ainsi, pour l'effet stress hydrique, le test met en évidence les trois groupes suivants par ordre décroissant : $S1>S2>S3, S4$.

Pour le cas des fumures appliquées, essentiellement la boue résiduaire, seuls les traitements 50t/ha, 100t/ha apportent une amélioration supérieure et significative en terme de biomasse, et la comparaison des moyennes entre les niveaux montre les valeurs moyennes de $1,29 \pm 0,5$ MS/plant pour le niveau B3 et $0,93\pm 0,21$ gMS/plant pour la dose B2. Cependant, on note respectivement ($0,58\pm 0,09$; $0,50\pm 0,1$; $0,56\pm 0,09$ g de matière sèche/plant pour le niveau boue B1, le témoin et enfin la fumure minérale (Fig.30).

Le test de Newman et Keuls classe les traitements en fonction de la production végétale selon le profil décroissant suivant : $B3>B2>B1, T, N$.

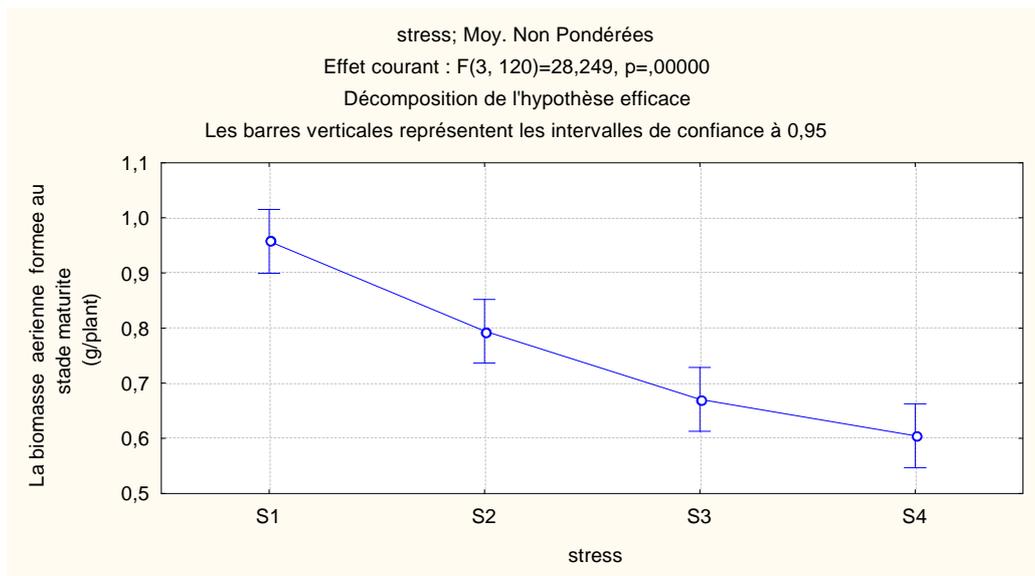


Fig.29. Effet du stress sur la biomasse aérienne des plantes au stade maturité (g/plant).

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

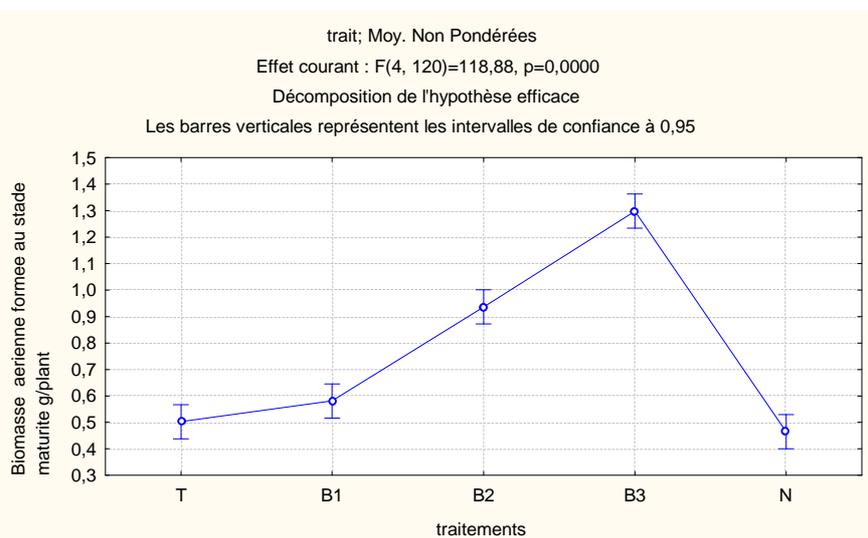


Fig.30. Effet des traitements sur la biomasse formée des plantes au stade maturité (g/plant).

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

D'après les résultats observés, la biomasse formée par les plantes sous contrainte hydrique est inversement proportionnel au degré de stress ($r = -0,65$) (Tab.A9. annexe 3). L'effet du manque d'eau s'observe beaucoup plus avec les deux niveaux de stress sévère (S3 et S4) qui exercent un effet comparable sur la quantité de matière sèche formée.

La diminution dans la production de la matière sèche lorsque les quantités d'eau d'irrigation sont réduites est un phénomène connu chez diverses espèces cultivées, comme la luzerne (Carter et Sheaffer, 1983 ; Hsiao, 1973 ; Hopkins, 2003), le tournesol Liana et *al.* (1983 in Nemmar, 1983). Nous pensons que ceci résulte du fait que les plantes stressés ajustent leurs tailles en fonction de la quantité d'eau disponible dans le milieu par la réduction de leurs surfaces foliaire (Saab et Sharp, 2004), ceci se voit à travers la corrélation positive ($r = 0,83$) obtenue entre la surface foliaire formée et la biomasse (Tab.A9.annexe 3).

Plusieurs auteurs attribuent à la disponibilité en eau une action déterminante sur la production des plantes par une diminution de la surface assimilatrice de la plante ainsi que le taux d'assimilation du carbone des feuilles qui est étroitement lié au fonctionnement photosynthétique (Alleweldt et Ruhl, 1982 ; Patakas et Noitsakis, 2001). Ainsi, dans cette présente étude on a succité une diminution dans la teneur des deux pigments chlorophylliens *a* et *b*, nous pensons que ceci aurait un effet directe sur la perte de biomasse, car les plantes stressés voient leurs fonctionnement photosynthétique diminuer et par conséquent la matière sèche formée aussi diminue.

L'amendement des boues a amélioré la production de la matière sèche. Il est connu que cette matière résiduaire augmente la production et le développement des plantes. Son effet bénéfique sur la biomasse formée a été signalé par plusieurs chercheurs, Boswell (1975) sur la fétuque, Morera *et al.* (2002) sur le tournesol et Conzalez *et al.* (2002) sur *Boutelöua gracilis*.

Cette augmentation en biomasse revient au fait que les boues ont un fort potentiel dans l'amélioration de la qualité nutritionnelle du sol (Nielson *et al.* 1998 ; Sing, 2007). Ces bio-solides sont riches en nutriments dont les plantes ont besoin pour leurs développements, notamment les anions et les cations (Sing et Sinha, 2002). En effet, l'analyse de notre sol indique une augmentation en la teneur des nitrates, du phosphore assimilable, du carbone et certains métaux lourds, ce qui pourrait expliquer les résultats obtenus concernant l'effet positif des boues sur la matière sèche formée.

Cependant, le classement obtenu pourrait s'expliquer par la différence en la disponibilité de matières nutritives qui est en fonction des doses (Levi –minzi *et al.* 1999). Ainsi, la plus faible dose de boue a apporté une légère augmentation en biomasse et a fait que ce niveau d'amendement soit classé dans le même groupe que le témoin.

On voit aussi à travers nos résultats, que l'apport de la fumure minérale n'a pas été valorisée aussi bien, dans le développement des feuilles que celui de la biomasse aérienne totale, cet effet a été rapporté par plusieurs autres auteurs (Dowdy *et al.* 1978 ; Alvaroz., 1987 ; Larsson, 1992 ; Buljoveic et Engel, 2001 ; Jeuffroy *et al.* 2002).

Timbal (2004) a constaté qu'au bout de 3 ans, les boues liquides augmentent la croissance des arbres de 16% et que cette croissance est vraisemblablement due à l'amélioration de la nutrition minérale, surtout phosphatée, qui est mise en évidence en analysant les aiguilles de pin. Mais l'effet le plus spectaculaire est visible sur le sous-bois, avec une augmentation de biomasse de 300% avec les boues liquides et 150 % avec le compost.

Dans son essai, Tamrabet (2010) a réalisé une augmentation maximale en biomasse aérienne pour deux plantes fourragères (*Hordeum vulgare*. L) et (*Avena sativa*) qui est comprise entre les deux dose de boues appliquées 100 et 200 g de boue/pot.

Dridi et Toumi (1999) obtiennent une amélioration en rendement de culture d'une plante fourragère (avoine) sous l'effet des boues liquides de l'ordre de 24,36g/pot alors que le témoin détient 19,95g/pot.

IV.2.3.3. Le rendement en grain et ses composantes

L'analyse de la variance fait apparaître des effets hautement significatifs pour le facteur stress ($F=108,68$; $p<0,001$), traitement ($F=108,10$; $<0,001$) et interaction stress traitement ($F=12,08$; $p<0,001$) (Tab.12).

La comparaison des moyennes obtenues montre que les trois niveaux de stress donnent des rendements inférieurs au témoin. Le test de Newman et Keuls fait ressortir trois groupes homogènes. Le premier groupe S1 avec la valeur moyenne de $1,72\pm 1,31$ g /plant, suivie par le niveau hydrique S2 avec la valeur $1,52\pm 0,95$ g/plant et enfin le dernier groupe avec respectivement les moyennes $0,51\pm 0,44$; $0,34\pm 0,33$ g/plant pour les niveaux S3 et S4 (Fig.31). Les groupes mis en évidence sont : $S1>S2>S3, S4$.

L'apport des deux fumures montre que, seule la boue résiduaire apporte une amélioration en termes de rendement en comparaison au traitement témoin sans fertilisation. On détient pour le niveau B1, B2 et B3 respectivement les valeurs $0,69\pm 0,45$; $1,42\pm 1,09$ et $1,97 \pm 1,25$ g/plant. La fumure minérale montre une valeur de $0,25\pm 0,28$ g/plant, valeur inférieure et non significative par rapport au témoin (Fig.32). A l'issue de cette étude, les groupes obtenus sont les suivants : $B3>B2>B1, T > N$.

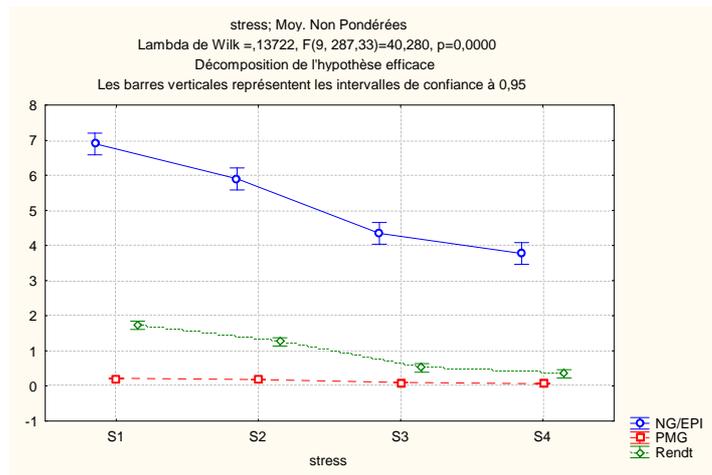


Figure 31. Effet du stress sur les composantes du rendement.

S1 = Niveau d'irrigation 100% de la capacité au champ (cc), S2 = Niveau d'irrigation 80% de la capacité au champ, S3 = Niveau d'irrigation 50% de la capacité au champ, S4 = Niveau d'irrigation 30% de la capacité au champ.

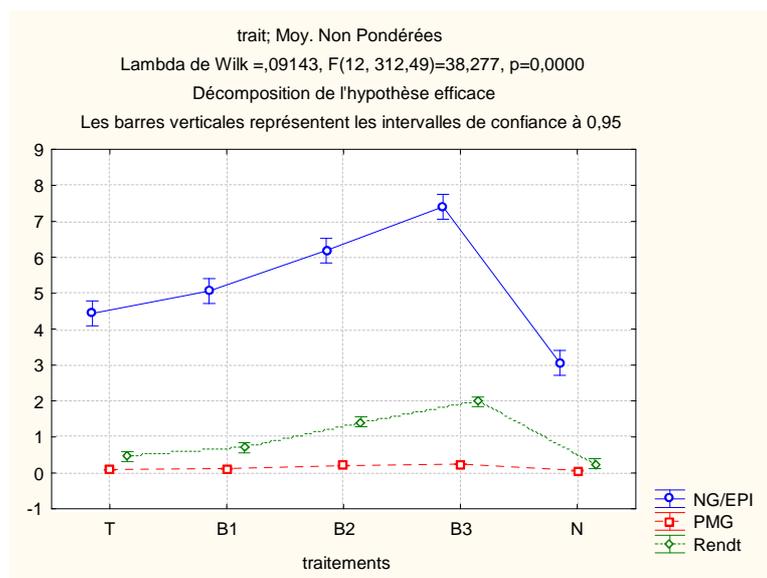


Figure 32. Effet des traitements sur les composantes du rendement.

T = témoin ., B1= dose de boue (20t/ha)., B2= dose de boue 50t/ha ., B3= dose de boue 100t/ha ., N= traitement de la fumure minérale.

Les moyennes indiquent que le déficit hydrique a provoqué une diminution dans le rendement. En réalité, cette diminution s'explique par l'action conjuguée entre le facteur stress et amendement. Ainsi, comme nous l'avons observé, la boue résiduaire impose dans le sol un stress osmotique qui induit un déficit dans la nutrition minérale (azotée et phosphatée) qui est dû principalement à des réductions de flux d'éléments vers les racines, ce qui a pour conséquence une réduction dans la biomasse et la surface des feuilles par la suite une diminution dans le rendement (Gahoonia *et al.* 1994 ; Gonzalez *et al.* 2006).

Cet effet de stress a conduit à un échaudage du grain qui s'observe par la diminution hautement significative du PMG ($F=9,4$; $p<0.001$) (Tab.12). D'autre part, la diminution du NG/EPI ($r = - 0,78$) sous l'effet du manque d'eau affecte aussi le rendement (Tab.A9. annexe 3).

En ce qui concerne l'effet traitement, on voit que le PMG ($F=169,27$; $p<0,001$) et le NG/ EPI ($F=90,12$; $p<0,001$) (Tab.12) s'améliorent relativement et significativement avec les doses de boues appliquées. Cette amélioration est sujette à l'absorption des macro et micro nutriments, qui sont fournis par les boues (Tsakou *et al.* 2002). L'augmentation du nombre de grains par épis et du PMG a permis l'amélioration du rendement. Pedra *et al.* (2007) confirment que l'incorporation des boues a un effet positif sur la minéralisation du carbone dans le sol et la libération des éléments minéraux en plus de l'amélioration des paramètres physiques, chimiques et biologiques du sol, qui bénéficie d'un échange gazeux accru, ainsi que d'une meilleure infiltration et rétention en eau (Carter, 2002). De plus les macropores entre les agrégats constituent des niches pour les microorganismes existants dans le sol, ce qui permet d'augmenter les activités biologiques et enzymatiques de celui-ci (Gagnon *et al.* 2000 ; N'Dayegamiye *et al.* 2004a) et conséquemment, la minéralisation du phosphore et de l'azote (Schawer *et al.* 1980 ; Gardinier *et al.* 1995 ; Bhattacharyya *et al.* 2003). Ainsi, ces bénéfices sur le sol, grâce aux apports de boues, permettent une croissance graduelle du rendement.

Bipfubusa *et al.* (2006), en appliquant des boues fraîches sur le maïs a réussi à avoir une augmentation dans le rendement de 29% en comparaison avec le témoin. Ces mêmes auteurs en appliquant un épandage de boue fraîche et compostée combinées avec une fumure minérale azotée (120Kgd N/ha) détiennent une amélioration du rendement de 46% en comparaison toujours avec le témoin. N'Dayegamiye *et al.* (2005) ont obtenu une augmentation dans la production de culture qui varie de 2479 à 4670 kg/ha pour le blé et de 2333 à 4 841 kg/ha pour l'orge.

Concernant l'effet positif des boues en comparaison à la fumure minérale, nos résultats viennent rejoindre ceux de Tamrabet (2010) qui note que les apports de boues se révèlent, en moyenne, relativement plus bénéfiques pour une culture du blé dur variété Acsad 1107 que la fertilisation minérale azotée. D'après cet auteur, l'amendement organique sous forme de boues résiduelles sur le blé dur induit des augmentations relatives allant à 213,5% pour le nombre de grains par épi, comparativement à l'effet de la fertilisation minérale azotée, alors que le rendement en grains accuse une augmentation relative de 192,7%. Comme dans notre cas, ce même auteur note une amélioration en rendement qui revient au nombre de grains par épi ($r_{RDT/NGE} = 0,92$).

Tab.12. Etude statistique de paramètres de productivité calculés dans la plante.

Les paramètres calculés	Rendement en grain			PMG			NG/épis			Surface foliaire			Biomasse aérienne		
	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	p	MC	F	p	MC	F	p
Ord. Origine	148,221	964,721	0,0000	3,270	2986,005	0,000	4378,556	4481,252	0,000	5648,465	3261,09 3	0,000	91,657	2690,467	0,000
Effet stress	16,697	108,681 ***	0,000	0,196 ***	179,123	0,000	81,723	83,640 ***	0,000	150,788 ***	87,056	0,000	0,962 ***	28,249	0,000
Traitement	16,609	108,106 ***	0,000	0,185 ***	169,276	0,000	88,056	90,122 ***	0,000	597,317* **	344,856	0,000	4,049 ***	118,878	0,0000
Stress*Traitement	1,856	12,084 ***	0,000	0,010 ***	9,414	0,000	1,181	1,209 ns	0,28	24,308 ***	14,034	0,000	0,192 ***	5,661	0,000
Erreur	0,153			0,001			0,977			1,732			0,034		

***= hautement significatif. *= significatif. ns = non significatif.

Conclusion.

En conclusion, dans cette quatrième partie d'étude, notre travail fait ressortir l'effet des boues sur les caractéristiques du matériel végétal et montre que celle-ci exerce un effet bénéfique sur tous les paramètres morphologiques et physiologiques testés.

Du point de vue productivité en matière sèche, en grains et en surface foliaire, il est clair que le meilleur accroissement est alloué au traitement boue avec une supériorité pour la plus forte dose de boue. Il faut noter en réalité que, ce fort potentiel de croissance végétale revient à la richesse des boues en matière organique et minérale, ce qui a favorisé la disponibilité des nutriments aux plantes cultivés. Ceci est mis en évidence à travers la teneur élevée des plantes en élément phosphore et azote testés d'une part et les concentrations élevées en teneurs des pigments chlorophylliens *a* et *b* d'autres part.

Sur le plan physiologique, on peut dire que les boues résiduaire ont favorisé une bonne adaptation des plantes au déficit hydrique qui résulte d'une bonne accumulation de proline et sucres ce qui a permis de maintenir la turgescence des plantes. Cependant les résultats montrent une faible teneur en sucres dans les plantes traitées par les boues, ce qui nous amène à avancer que cet osmoticum est utilisé comme source énergétique par les plantes dans leur développement. Il se dégage aussi qu'avec les plus fortes concentrations de boues, il s'établit en plus du déficit hydrique un stress osmotique qui s'accompagne d'un plus dans l'accumulation de proline et aussi en sucres.

Parallèlement à ces résultats, nos travaux montrent aussi que l'effet du déficit hydrique affecte négativement tous les paramètres testés. En effet, il a été démontré que le manque d'eau limite la production de la biomasse et les grains des plantes cultivées. L'état du stress hydrique a été détecté au niveau des plantes à travers l'accumulation de sucres et aussi en proline, cet acide aminé qui permet d'apporter à la plante une adaptation aux conditions de stress qui lui sont infligées. Ajoutons à ces résultats, une limitation dans le transfert des nutriments vers les plantes qui se répercute négativement sur la formation de la chlorophylle *a* et *b*.

A travers cette étude, il est clair que l'utilisation des boues résiduares comme amendement agricole est à prendre en considération car elle peut constituer un véritable moyen d'augmentation de production végétale et d'amélioration des propriétés physiques et chimiques du sol. Cependant, il faut dire que l'amendement de ce biosolide peut être une menace dans la mesure où son utilisation dans les régions où la réserve en eau est très limitée, notamment les zones arides, car l'apport de ce résidu peut engendrer de sérieux problèmes dans les pertes de rendement en plus de l'accumulation de métaux lourds dans la chaîne trophique qui sera à l'origine de véritables problèmes pour le consommateur. C'est pour cette raison qu'une réglementation d'épandage est indispensable à cet effet (saison, espèce végétal, les doses appliquées, le type de sol receveur etc). Dans ce sens, une perspective de recherche est préconisée sur la teneur des minéraux assimilables et des métaux lourds dans les boues et leur devenir après épandage dans le système sol-plante. Il est préférable d'utiliser une large gamme de doses croissantes afin de déterminer le seuil à partir duquel surgissent les perturbations métaboliques au niveau des plantes pour un meilleur control et un bon suivi.

Conclusion générale

Le secteur des céréales occupe une place très importante dans l'économie algérienne. En effet l'Algérie appartient au groupe des plus gros importateurs de blé dans le monde, où elle est classée à la sixième place (Badrani, 2004). L'augmentation de l'importation du blé au cours des dernières années reflète la diminution de la productivité. Cette diminution est une cause des précipitations annuelles qui sont faibles et aléatoires en plus des sécheresses imprévisibles et sévères qui viennent aggraver la situation de l'agriculture et entraîner un déficit dans le rendement de culture. Le déficit en eau peut revêtir plusieurs degrés de gravité, allant jusqu'à l'anéantissement complet des formes de vie dans son aspect extrême à savoir le désert.

Il est connu, que l'eau occupe une place particulière du fait de sa fréquence dans les phénomènes métaboliques (Turner, 1990 ; Balo *et al*, 1995) .De part son rôle dans la photosynthèse, le transport et l'accumulation, ainsi que dans la multiplication et la croissance cellulaire, elle a aussi un rôle dans la croissance et le développement des plantes. Selon les normes mondiales, où le seuil critique de rareté de l'eau se situe à 1000m³/an/habitant, l'Algérie est un pays pauvre en eau (Saghir *et al*, 2000). Devant cette situation, la diminution de production entraîne une difficulté dans la restitution de la matière organique au niveau du sol et par conséquent une perte progressive de sa fertilité physique, chimique et biologique surtout dans les régions arides où l'agressivité du climat n'est plus à démontrer.

L'utilisation des boues résiduaires apparaît dans le domaine agricole comme une alternative attrayante pour augmenter la production (CNB, 2000 ; Benmouffok *et al*.2005 ; Tamrabet *et al*. 2008). Les sols traités avec des boues résiduaires gardent plus longtemps l'humidité par rapport aux sols non traités (Tester *et al*. 1982), s'enrichissent en matière organique, en phosphore et en azote. Cet enrichissement se révèle très avantageux en termes de production de paille et de rendement. Aussi, l'ajout de la boue résiduelle améliore l'efficacité d'utilisation de l'eau par le végétal et réduit de la part évaporée. Toutefois, ce biosolide peut présenter des éléments métalliques toxiques (cadmium, plomb, mercure...) avec des teneurs élevées qui peuvent poser un problème de contamination au niveau du sol et des végétaux. En plus de la pollution microbienne et l'effet de salinité.

La présente contribution s'inscrit dans le contexte de la valorisation des boues résiduaires de la station d'épuration de Sétif sur une culture de blé dur. Dans notre étude, on a entrepris de mettre en relief l'effet de l'apport des boues sur les paramètres physiologiques des plantes, la qualité du grain et sur la fertilité du sol.

Au départ, nous nous sommes fixés comme premier objectif l'évaluation de l'impact des boues sur la fertilité du sol. Pour ce faire, nous avons cherché à évaluer l'effet de l'épandage de trois doses croissantes de boues en comparaison avec un sol témoin et un sol traité par une fumure minérale sur le plan physique et chimique du sol. Les paramètres pris en compte dans notre essai d'ordre physique sont, (Porosité, conductivité hydraulique, humidité) et chimiques (Carbone total %, nitrates, ammonium, phosphore assimilable, pH, CE) en plus des métaux lourds (Cu, Zn, Pb, Fe, Mn).

Comme deuxième objectif, nous avons suivi l'effet de ces boues sur la qualité nutritive du grain du blé et évaluer le risque sanitaire encouru par l'homme suite à cet épandage à travers l'étude du transfert des éléments-traces vers cette culture. Cette partie d'étude a été basée aussi sur le dosage des réserves organiques et minérales dans les grains, notamment l'amidon, les protéines, les cendres.

En dernier lieu nous avons essayé de valoriser toujours sur la culture du blé, l'apport des boues sur les terres où l'eau est un facteur limitant par un effet combiné de déficit hydrique à quatre niveaux. Dans cette partie de travail, on a essayé de voir la performance du blé sur le plan physiologique et sur la production.

Ce travail a conduit aux résultats suivants :

*les analyses faites sur le sol amendé par les boues montrent que cette dernière contribue à sa fertilité par l'amélioration significative des propriétés chimiques (teneur en la matière organique, phosphore assimilable, nitrates, pH, CE), physiques (Porosité, conductivité hydraulique). La contamination du sol par les ETM ne représente pas une menace aussi importante du fait de la faible teneur de ces métaux dans la boue résiduaire utilisée.

Les résultats obtenus n'ont pas atteint les limites seuils. Cependant, dans notre étude, on a obtenu pour le zinc une augmentation significative en comparaison avec le sol témoin. Aussi, on a remarqué que les conditions trophiques du sol, notamment l'humidité et la matière organique avaient une influence qui contrôlait la répartition et l'accumulation de certains ETM. Le fer et le cuivre sont deux éléments qui présentent une affinité pour la matière organique. Ainsi il faut dire, que l'utilisation de ce biosolide n'est pas sans danger. Beaucoup d'études méritent d'être conduites, dans les différentes conditions trophiques avant d'entreprendre un épandage de cette matière.

L'utilisation de ce résidu impose un bon suivi et une bonne réglementation pour limiter l'effet cumulé des ETM qui risquent d'atteindre des niveaux toxiques irréversibles, créant un problème de pollution insurmontable et rendant ainsi le sol stérile et inutilisable à des fins agricoles.

A la lumière des résultats obtenus de l'étude des paramètres de qualité du grain, on a conclu que l'amendement du sol par les boues a amélioré la capacité nutritive de celui-ci et a favorisé l'assimilation des nutriments par les plantes cultivées, essentiellement le phosphore et les nitrates, ceci a permis l'amélioration et l'augmentation des matières de réserve dans le grain (amidon, protéine et cendres). Nous avons aussi observé qu'il existe un transfert de métaux lourds (cuivre, zinc, fer et Mn) vers le grain qui est faible et variable en fonction du type de métal en question. Cependant, l'utilisation des boues n'est pas sans risque. En effet, les problèmes de contamination par les métaux lourds et les microorganismes existant dans les boues sont très connus pour les ignorer dans ce contexte. En conséquence, une prise en charge sérieuse concernant l'étude approfondie des caractéristiques des boues et du sol est très nécessaire avant tout épandage.

Nos résultats de la dernière partie d'étude montrent que le stress hydrique affecte négativement les paramètres physiologiques et de production de la plante. Ceci se voit par l'accumulation des solutés organiques (proline et sucre), la diminution dans la surface des feuilles et leur teneur relative en eau, en plus une dissolution dans les pigments chlorophylliens *a* et *b* qui affecte une perte en biomasse. Le manque d'eau limite la teneur du phosphore et de l'azote dans la matière sèche de la plante, ce qui a conduit à une perte et une baisse dans le rendement en grains.

Nous avons également constaté que les boues d'épuration **réduisent l'effet du stress hydrique** sur les cultures. On obtient une accumulation dans la quantité des sucres et prolines formés dans les feuilles traduisant un bon ajustement pour contrecarrer l'effet de ce déficit hydrique. Il se dégage des résultats également, un maintien dans la teneur en eau et des pigments chlorophylliens *a et b* et une amélioration dans la matière sèche aérienne produite et sa teneur en éléments nutritifs (azote et phosphore). On a enregistré aussi une augmentation en termes de rendement en grains. Cependant, avec les plus fortes concentrations de boues utilisées, il s'établit un effet inverse du au stress osmotique produit par ce biosolide qui traduit l'effet stressant des boues qui s'observe par un excès dans l'accumulation de proline.

En conséquence, suite à ces résultats observés. L'épandage des boues doit se baser en amont par un souci d'information qui prendra en considération les aspects techniques et économiques qui caractérisent celles-ci et conditionnent leur utilisation, en effet, il n'est pas question d'épandre les boues dans n'importe quelle conditions.

Références

Aboudrare, N., Jellal, T., Benchokroun, D., Jemali, A., 1998. Réutilisation des eaux usées à des fins agricoles à Ouarzazate. *Revue. Terre ET Vie* 26, 7-12.

Ackerson, R.C., 1981. Osmoregulation in cotton in response to water stress. II. Leaf carbohydrate status in relation to osmotic adjustment. *J. Plant Physiol* 67, 489-493.

Adriano, D.C., 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York. 365 p. Agriculture et agroalimentaire du Canada : Rapport sur les perspectives du marché. Blé : situation et perspective. Avril 2010. 2. (1), 1- 16.

Ain-Lhout, F., Zunzunegui, M., Diaz-Barrdaz, M.C., Tirado, R., Clavijo, A., Garcia-Novo, F., 2001. Comparaison of proline accumulation in two Mediterranean shrubs subjected to natural and experimental water deficit. *J. Plant. Soil.* 230, 175- 183.

Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *J. Bioresource Technology.* 75, 43-48.

Albrecht, R., 2007. Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts : Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique. Thèse de Doctorat. Université Paul Cézanne Aix Marseille III. France. 189p.

Albouchi, A., Bejaoui, Z., El Aouni, M.H., 2003. Influence d'un stress hydrique modéré ou sévère sur la croissance de jeunes plantes de *Casuarina glauca*. *S.B. Revue. Sécheresse.* 14. (3), 37- 42.

Albouchi, A., Sebeïb, H., Mezni Majid, Y., Hédi El Aounid, M., 2001. Influence de la durée d'acclimatation sur l'endurcissement à la sécheresse d'*Acacia cyanophylla* Lindl. *Ann. For. Sci.* 58, 519-528.

Albouchi, A., Sebei, H., Mezni, M.Y., El Aouni, H., 2000. Influence de la durée d'une alimentation hydrique déficiente sur la production de la biomasse, la surface transpirante et la densité stomatique d'*Acacia cyanophylla*. *Ann de L'INRGERF.* 4, 38 -61.

Ali Dib, T., Monneveux, P., Araus, J.L., 1992. Adaptation à la sécheresse et notion d'édiotype chez le blé dur. II. Caractères Physiologiques d'adaptation. *J. Agronomie.* 12, 381-93.

Allen, A., 2001. Containment landfills: the myth of sustainability. *J. Engineering Geology.* 60, (4), 3-19.

Alleweldt, G., Ruhl, E., 1982. Investigation on gas exchange in grapevine. *Vitis. J. Field Crop Research.* 21, 313-324.

Alsac, N. 2007. Analysis of heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Hg) in soils by ICP-MS. *Annales de toxicology Analytique*, Vol XIX, no 1 PP 1- 5

Alvarenga,P.,Palma,P.,Gonzalez,A.P.,Fernandes,R.M.,CunhaQueda,A.C.,Duarte,E.,2007.Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land. *J. Environment international*. 33, 505- 513.

Alvarez de Toro, J., 1987. Réponse du tournesol (*Helianthus. annus. L*) a une alimentation variable en régime d'eau et d'azote. Thèse de Doctorat Université Gordoba. Espagne.289p.

Annabi, M., 2005. Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique. Thèse de doctorat Institut National Agronomique Paris. Grignon.France. 280 p.

Antolin, M.C., Inmaculada,P.,Garcia,C., Polo,A.,Sanchez, M.D., 2005. Growth, yield and solute content of Barley in soils treated with sewage sludge under semi arid Mediterranean conditions .*J. Field Crop Research*. 94,224- 237.

Araus, JL., Alegre, L., Ali Dib, T., Benlarbi, M., Monneveux, P., 1991. Epidermal and stomatal conductance in seedlings of Durum wheat Landraces and varieties. Colloque Physiology Breeding of Winter cereals for stressed Mediterranean Environment, Montpellier. France, 3-6 July. Les Colloques no 55. Paris. Ed INRA.118p

Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F., Stengel, P., 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France, Expertise scientifique collective. Ed INRA, 332p.

Asseng, S.S.P., Milroy, S.P., Poole, M.L., 2008. Systems analysis of wheat production on low water-holding soils in a Mediterranean-type environment I. Yield potential and quality.*J. Field Crops Research* .105, 97–106.

Attia, F., 2007. Effet du stress hydrique sur le comportement éco physiologique et la maturité phénolique de la vigne *Vitis vinefera L*. Etude de cinq espèces autochtones de Midi pyreneés : Thèse de doctorat Institut national polytechnique de Toulouse. France.194 p.

Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1994. Water quality for agriculture. FAO. Irrigation and drainage paper. No 29.Rev: 1 FAO. Rome. 174p.

B

Bedrani .S., 2004. L'alimentation de rue en Algérie : quelques réflexions sur la base d'une enquête visuelle rapide. *Alger. Options Méditerranéennes*, 36, 25-46.

Baize, D., Jabiol, B., 1995. Guide pour la description des sols. Techniques et pratiques. Ed INRA. 375p.

Baize,D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétations. INRA Éd. Paris, 409p.

Baize,D.,ChristianC.,Suc,O.,Schwartz,C.,MartineT.,Terce,M.,Bispo,A.,Sterckman,T.,Ciesielski,H.,2006. Epannage des boues d'épuration sur des terres agricoles : impact sur la composition en éléments traces des sols et des grains du blé tendre ; courrier de l'environnement de L'INRA. 53, 35-61.

- Bajji, M., 1999. Etude des mécanismes de résistance au stress hydrique chez le blé dur : caractérisation de cultivars différant par leurs niveaux de résistance à la sécheresse et de variants soma clonaux sélectionnés in vitro. Thèse de doctorat, faculté des sciences université catholique de Louvain. France. 168p.
- Bajji, M., Lutts, S., Kinet, J.M., 2002. Water deficit effects on solute contribution to osmotic adjustment as a function of leaf ageing in three durum wheat (*Triticum durum* Desf.) cultivars performing differently in arid conditions. *J. Plant Science*. 160, 669 – 681.
- Baldy, C., 1993. Progrès récents concernant l'étude du système racinaire du blé (*Triticum* sp). *Ann. Agron. Paris*. 241-276.
- Bálo, B., Bodor, P., Baranyai, L., Ladányi, M., Strever, A. E., Bisztray, G. D., Hunter, H. H., 1995. Stability of Ampelometric Characteristics of *Vitis vinifera* L. cv.'Syrah'and'Sauvignon blanc'Leaves: Impact of Within-vineyard Variability and Pruning Method/Bud Load. *J. South African of Enology and Viticulture*,1, 34
- Bamouh, A., 2000. Gestion de la contrainte pluviométrique pour l'amélioration de la production végétale et de l'efficacité d'utilisation de l'eau. *Bulletin de liaison du programme national de transfert de technologie en Agriculture*.85- 90.
- Barrs, H., 1968. Determination of water deficit in plant tissues in "Water deficit and plant growth Koslowski, T., Ed Acadey Press, New york. 235- 238.
- Batten, G.D., 1994. Concentrations of elements in wheat grains grown in Australia, North America, and the United Kingdom. *Aust. J. Exp. Agric.* 34, 51-56.
- Bauvois, F., Ireland-Ripert, J., Ducauze, C., 1985. Évaluation du degré de contamination des sols et des cultures consécutives à des épandages de boues d'Achères. Agence de bassin Seine-Normandie–SIAAP, Dossier, INRA. 25, 45-62.
- Belaid, D., 1996. Aspects de la céréaliculture algérienne. INES. D'Agronomie. Batna. 187p.
- Bell, P.F., James, B.R., Chaney., R.L., 1991. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt amended soils. *J. Environ. Qual.* 20, 481-486.
- Bengston, C., Klockare, B., Klockare,R.,1978 .The after effect of water stress on chlorophyll formation during greening and the level of abscisic acid and praline in dark grown wheat seedlings . *J. Plant Physiol.* 43, 205-212.
- Benlaribi, M., Monneveux, P.H., Grignac, P.H., 1990. Etude des caractères d'enracinement et de leurs rôles dans l'adaptation au déficit hydrique chez le blé dur (*Triticum durum* Desf) *J.Agronomie*. 10, 305-322.
- Benmouffok,A., Allili,N.,Djebala,L.,Akila.,Medjani, A., 2005. Caractérisation et valeur agronomique des boues issues d'épuration des eaux usées (cas de la station d'épuration de Tizi Ouzou Est, Algérie), *Watmed2 .Marrakech*. 4 p.

Ben Salem, M., Boussen, H., Slama, A., 1997. Evaluation de la résistance à la contrainte hydrique et calorique d'une collection de blé dur : Recherche de paramètres précoces de sélection. 6^{eme} journées scientifiques du réseau Biotech - Génie Génétique des plantes, Agence Francophone pour l'enseignement supérieur et la recherche (AUPELF/uref) Orsay.30 juin – 3 juillet 1997.

Benterrouche, I., 2007. Réponses éco physiologiques d'essences forestières urbaines soumises à une fertilisation avec les boues d'épuration. Mémoire de Magistère. Université de Constantine. 220p.

Bhattacharyya,P.,Chakraborty,A.,Bhattacharya,B.,Chakrabarti,K.,2003. Evaluation of MSW compost as a component of integrated nutrient management in wet- land Rice Compost. J. Science and Utilization. 11, 343-350.

Bhogal, A., Nicholson, F.A., Chambers, B, J., Shepherd, M.A., 2003. Effects of past sewage sludge additions on heavy metal availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptakes. J. Environmental Pollution .121, 413 – 423.

Bipfubsa, M.A., N'Dayegamiye,A., Antoun,H ., 2005. Effet des boues mixtes de papetières fraîches compostées sur l'agrégation du sol, l'inclusion et la minéralisation du carbone dans les macro-agrégats stables à l'eau. Can .J.Soil Sci. 85, 47-55.

Bipfubsa, M.A., N'Dayegamiye, A., Antoun, H ., 2006. Evaluation des effets boues mixtes fraîches et de leurs composts sur les rendements des cultures et leurs nutriments minéraux. J. Agro solutions. 17 (1), 65-72.

Bittman,S.,Simpson, G.M., 1989. Drought effects on water relations of three cultivated grasses. J. Crop Sci.29, 992–999.

Blum, A., Ebercon, A., 1976. Genotypic response in Sorghum to drought stress. Frel. Proline accumulation and drought resistance. J. crop – sci. 16, 34-53.

Bouchabke, O., Tardieu, F., Simonneau, T., 2006. Leaf growth and turgor in growing cells of Maize (*Zea Mays* L.), respond to evaporative demand in well – watered but not in water saturated soil . J. Plant cell and environment. 29,1138- 1148.

Bonjean,A.,Picard,E.,1990. Les céréales à paille: origine, histoire, économie, sélection.Softword–Groupe ITM, Paris, 208 p.

Boufenar, Z F., Zaghouane, O., 2006. Guide des principales variétés des céréales à paille en Algérie (blé dur, blé tendre, orge et avoine). ITGC. 1^{ère} Ed .38p .

Bonneau, J.M., Souchier, B., 1979. Constituants et propriétés du sol, Tome 2, Ed, Masson, 665p.

Boswel Fred, C., 1975. Municipal sewage sludge and selected element application to soil. Effect on soil and fescue. J. Environ. Qual .4, 267-272.

Boukhars L., 1997. Effet de l'utilisation de différentes sources de métaux lourds (eaux usées brutes et traitées, boues, sels métalliques) sur leur transfert aux plantes – Rapport avec la salinité du sol. Thèse de 3^{eme} cycle, Université Cadi Ayyad, Merakech. Maroc. 150p.

- Bounit, S., El Meray, M., Chehbouni, A., Ait Hsine, H., 2004. Comportement des éléments métalliques (Cu, Cd, Pb, Zn) dans trois types de boues résiduaires de la ville de Marrakech – Etude analytique et traitement. *Phys. J. Chem. News.* 17, 113-125.
- Bourrelier, P.H., Berthelin, J., Pédro, G., 1998. Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Académie des sciences Technique et documentation, rapport n° 42, Paris. 440p.
- Bousselhaj, K., 1996. Etude du potentiel fertilisant (N et P) de deux boues de stations d'épuration par lagunage anaérobie et par boues activées. Thèse de 3ème cycle, Université. Cadi Ayyad. Faculté des sciences. Semlalia. Marrakech. Maroc. 171 p.
- Bouzerzour, H., Tamrabet, L., et Kribaa, M., 2002. Réponse de deux graminées fourragères, l'orge et l'avoine, aux apports d'eau usée et de boue résiduaire. In: *Proceedings Séminaire International : Biologie et Environnement*, Université Mentouri, Constantine. 2002. Algérie. p 71.
- Boyldieu, J., 1997. Blé Tendre. *Techniques Agricoles* fiche 2020. 114p.
- Breslin, V.T., 1999. Retention of metals in agricultural soils after amending with MSW and MSW-biosolids compost. *J. Water Air Soil Pollut.* 109, 163–178.
- Bresson, L.M., Koch, C., Le Bissonnais, Y., Barriuso, E., Lecomte, V., 2001. Soil surface structure stabilization by municipal waste compost application. *J. Soil Science Society of America.* 65, 1804-1811.
- Brofas, G., Michopoulos, P., Alifragis, D., 2000. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. *J. Environ. Qual.* 29, 811–816.
- Brown, P.W., Tanner, C.B., 1983. Alfalfa stem and leaf grown during water stress. *J. Agron.* 75, 779-804.
- Buljovcic, Z., Engels, C., 2001. Nitrate uptake ability of maize roots during and after drought stress. *J. Plant and soil.* 229, 125- 135.
- Bulman, P., Smith, D.L., 1993. Accumulation and redistribution of dry matter and nitrogen by spring barley. *J. Agron.* 85, 1114- 1121.

Carter, P.R., Sheaffer, C.C., 1983. Alfalfa response to soil water deficits. I. Growth forage quality, water use and water use efficiency. *Crop J. Sci.* 23, 669-675.

Carter, M.R., 2002. Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *J. Agron.* 94, 38-47.

Casado-Vela, J., Selle's, S., Navarro, J., Bustamante, M.A., Mataix, J., Guerrero, C., Gomez, I., 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *J. Waste management.* 26, 956-952.

Cavallaro, N., McBride, M.B., 1978. Copper and Cadmium adsorption characteristics of selected acid and calcareous soils. *J. Soil Science Society of America.* 54, 242-248.

Cecci, M., 2008. Devenir du Plomb dans le système sol- plante. Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate). Thèse de doctorat Institut national polytechnique de Toulouse. France. 226p.

Cegarra, J., Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Garcia, D., 1996. Use of Olive Mill Wastewater Compost for Crop Production. *International Biodeterioration et Biodegradation. J. Bioresource Technology,* 67(2), 111-115.

Chang, A.C., Granato, T.C., Page, A.L., 1992. A methodology for establishing phyto-toxicity criteria for Cr, Cu, Ni, and Zn in agricultural land application of municipal sewage sludges. *J. Environ. Qual.* 21, 521-536.

Chang, B.V.C., Yang, M., Cheng, C.H., Yuan, S.Y., 2004. Biodegradation of phthalate esters by two bacteria strains. *J. Chemosphere.* 55 (4), 533-538.

Chartzoulakisa, K., Patakas, A., Kofidis, G., Bosabalidis, A., Nastoub, A., 2002. Water stress affects leaf anatomy, gas exchange, water relations and growth of two avocado cultivars. *J. Scientia Horticulturae.* 95, 39-50.

Chassin, P., Baize, D; Gambier, Ph., Sterckeman, T., 1996. Les éléments traces métalliques et la qualité des sols : impacte à moyen et à long terme. *J. Etude et gestion des sols.* 3(4), 297- 306.

Chaussod, R., 1996. La qualité biologique des sols évaluation et implications. *J. Etude et Gestion des sols.* 3.(4), 261-278.

Chennafi, H., 2012. Decadal evaluation of durum wheat water requirements to improve rainfed agriculture under semi-arid conditions. *J. Energ Proc.* 18, 896-904.

Chennafi, H., Aïdaoui, A., Bouzerzour, H., Saci, A., 2006. Yield response of durum wheat (*Triticum durum* Desf.) cultivar Waha to deficit irrigation under semiarid growth conditions. *J. Asian. Plant Sci.* 5, 854-860.

- Chennaf, H., Hannachi, A., Touahria, O., Fellahi, ZEA., Makhlof, M., Bouzerzour, H., 2011. Tillage and residue management effect on durum wheat [*Triticum turgidum* (L.) Thell. ssp. *turgidum* conv. *durum* (Desf.) Mac Key] growth and yield under semi-arid climate. J. Adv Environ Biol. 5,3231-3240.
- Cherak,L.,1999.Incidences des eaux usées résiduaires sur la microflores et le comportement de l'avoine. Thèse magister Université de Batna. Algérie.110 p.
- Chiang, H., Dandekar, A., 1995. Regulation of proline accumulation in *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh during development and in response to desiccation. J. Plant. Cell. Environ.18, 1280- 1290.
- Chunyang, L., Kaiyun, W., 2003. Differences in drought responses of three contrasting *Eucalyptus microtheca* F. Muell populations. UNIV of Helsinki,Finland. J. Forrest Ecology and Management.179, 377- 385.
- Ciavatta, C., Govi, M., Pasotti, L., Sequi, P., 1993.Changes in organic matter during stabilization of compost from municipal solid waste. J. Bioresource Technol. 43,141-145.
- Çiçek, N., Çakırlar, H., 2002. The effect of salinity on some physiological parameters in two maize cultivars. Bulg. J. Plant Physiol. 28 (12), 66-74.
- Clements, G., Prats,J.,1970. Les céréales. Collection d'enseignement agricole. 2ème Ed.351 p.
- Clifford, S.C., Korndt, S., Corlett, J. E., Jochi, S., Sankhla, N., Popp, M., 1998. The role of solute accumulation osmotic adjustment and changes in cell wall elasticity in drought tolerance in *Ziziphus mauritana* (lamk). J. Experimental Botany. 49(323), 967-977.
- Comité National des boues (CNB), (2000) Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Dossier Doc. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) 59 p.
- Commission regulation EC 466/2001, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. J.Official European Communities, 16.3.77, 1-13.
- Coca, M., Garcia, M.T., Gonzalez, G., Pena, M., 2004. Study of coloured components formed in sugar beet processing.J. Food Chem.86,421- 433.
- Cooperband, L., Bollero, G., Coale, F., 2002. Effect of poultry litter and composts on soil nitrogen and phosphorus availability and corn production. Nutrient Cycling in gro ecosystems.J. Plant Physiol. 62,185–194.
- Cornic, G., Briantais, J.M., 1991. Partitioning of photosynthetic electron flow between CO₂ and O₂ reduction in a C₃ leaf (*Phaseolus vulgaris* L.) at different CO₂ concentrations and during drought stress. J. Planta.183, 178–184.
- Coullery, P., 1997. Gestion des sols faiblement pollués par des métaux lourds. Revue Suisse.Agric. 29 (6), 299-305.

Courtney, R.G., Mullen G.J, 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost type's .J. Bioresource Technology .99, 2913–2918.

Cretois, 1985. Valeur technologique de quelques variétés de blé. Bull. Industries des cereals. 20, 26-32.

Cripps, R.W., Winfree,S.K., Reagan, J.L., 1992. Effects of sewage sludge application method on corn production Commun. Soil Sci. Plant Anal. 23, 1705–1715.wheat genetic ressources IBRGR .Bulletin .80, 59-37.

D

Davis, R.S., 1978. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. J.Plant and Soil.79, 395-408.

Davies ,B.E., White ,H.M .1981 - Trace elements in vegetables grown on soils contaminated by base metal mining. - J. Plant Nutr., 3, 387-396.

Debaeke,P.,Cabelguenne,M.,Casals,M ., Puech, J., 1996. Elaboration du rendement du blé d'hiver en condition de déficit hydrique. Mise au point et test d'un modèle de stimulation de laculture de blé d'hiver en conditions d'alimentation hydrique et azotées variées: Epicphase- blé .J. Agron. 16,25- 46.

Delean,M.P., Kockmann,F.,2003. Programme de recherche de références relatives au recyclage agricole des boues en Bourgogne et Franche-Comté. Chambre d'agriculture de Saône-et-Loire, 69 p.

Devienne – Barret, F., Juste,E ., Machet , J.M., Mary, B., 2000. Integrated control of nitrate uptake by crop growth rate and soil nitrate availability under field conditions. Annals of Botany. 86, 995 – 1005.

Djekoun, .A., Ykhlef,N., Bouzerzour,H., Hafsi,M., Hamada,Y., Kahalil, L. 2002. Production du blé dur en zones semi-arides : identification des paramètres d'amélioration du rendement. Act des 3ème Journées Scientifiques sur le blé dur. Constantine 2002.

Djermoun, A., 2009. La production céréalière en Algérie : les principales caractéristiques.Revue Nature et Technologie. 01, 1-9.

Dowdy, R.H., Larson, W.E., Titrud, J.M., Latterell, J.J., 1978. Growth and metal uptake of snap beans growth on sewage sludge amended soil. A four years study. J.Environ .Qual.7, 252-257.

Dridi, B., Toumi, C., 1999. Influence d'amendement organiques et d'apport de boues sur les propriétés d'un sol cultivé. J.Etude ET Gestion des sols. 6, 1.7- 14.

Dubois, M., Gilles, K., Hamilton, P.A., Robeg, A., and Smith, F., 1956. Colometric method for determination of sugars and related substances. J.Analytical chemistry. 28, 350-356.

Ducaroir, J., 1993. Localisation et état de métaux lourds le long de profils de sol soumis à l'épandage de boues résiduaires. Ministère de l'Environnement, Convention de recherche n°87(215) : INRA Versailles, 90 p.

Duchaufour, P., 1997. Abrégé de pédologie. Sol, Végétation, Environnement. 5^{ème} Ed. Masson 285p.

Duchaufour, Ph 1960. Précis de Pédologie, Masson et Cie, Edit., Paris, 438p

Duchaufour, Ph., 2001. Introduction à la science du sol, sol, végétation et environnement sixième Ed Dunod. 325p.

Dugo, M.V.G., 2002. Effet du déficit hydrique sur l'état de nutrition azotée chez les graminées fourragères. Thèse Université de Poitiers. France. 189 p.

Du, Y.C., Kawamitsu, Y., Nose, A., Hiyane, S., Murayama, S., Wasano, K., Uchida, Y., 1996. Effects of water stress on carbon exchange rate and activities of photosynthetic enzymes in leaves of sugarcane (*Saccharum* sp.). Aust. J. Plant Physiol. 23, 719–726.

During, R.A., Gath, S., 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we do? J. Plant Nutr Soil Sci. 165, 544–556.

E

Echab, A., 2002. Aspect écotoxicologique de la valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées : comportement des métaux lourds. Thèse de doctorat présentée à la Faculté des sciences Cadi Ayyad Semlalia– Merrakech. Maroc .144p.

Edeline, F., 1997. L'épuration biologique des eaux. Théorie et technologie. Ed EBEDOC. 298p.

Eigenberg, R.A., Doran, J.W., Nienaber, J.A., Ferguson, R.B., Woodbury, B.L., 2002. Electrical conductivity monitoring of soil conditions and available N with animal manure and cover crop. J. Agriculture, Ecosystems and Environment. 88, 183–193.

El-Fadel, M., Khoury, R., 2000. Modeling Settlement in MSW Landfills: Critical Reviews in J. Environ. Sci. Technol. 30 (3), 327–336.

El Houssine, T., Belabed, A., Sadki, K., 1998. Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de proline de chlorophylle et des ARN m codant pour la glutamine synthétase chez trois variétés de blé dur (*Triticum, durum*). Bulletin de l'institut scientifique de Rabat. 21. 81–87.

Epstein, E., Taylor, J.M., Chaney, R.L., 1976. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. J. Environ. Qual. 5, 422–426.

Epstein, E., 1975. Effect of sewage sludge on some soil physical properties. J. Environ. Qual. 4, 139–142.

Etchebest, S., 2000. Croissance foliaire du maïs (*Zea mays* L) sous déficience en phosphore Analyse à l'échelle de la feuille Thèse de doctorat. Institut agronomique Paris-Grignon. France. 182p

F

Fadi, K., Lahoud, R., Masaad, R., Kabalan, R., 2007. Evapotranspiration, seed yield and water use efficiency of drip irrigated sunflower under full and deficit irrigation conditions. *J. Agricultural water management*. 90, 213 – 223.

Fars, S., 1994. Etude de l'élimination des métaux lourds (Cu, Zn, Pb et Cd) contenus dans les eaux usées de Marrakech par quatre systèmes expérimentaux : Lagunage anaérobie, Lagunage aéro-anaérobie, Sur-irrigation drainage et infiltration-percolation. Thèse de 3ème cycle, Université. Cadi Ayyad, Faculté des sciences. Semlalia, Marrakech. Maroc. 157 p.

Feigin, A., Ravina, I., Shalvet, J., 1991. Irrigation with treated sewage effluent .Management for environmental protection. *Adv. Ser. Agri. Sciences* 17 .Berlin. Springer Verlag. 224p.

Feillet, P., 2000. Le grain de blé. Composition et utilisation. Éd. INRA. 308 p.

Fernandez, J.M., Hernandez, D., Plaza, C., Alfredo, P., 2007. Organic Matter in degraded Agricultural soils amended with composted and thermally- Dried sewage sludges. *J. Science soil Total Environment*. 378, 75-80.

Ferret. M., 1996. Blé dur, objectif qualité. Ed. ITCF. 43p.

Ferryra, R., Selles, G., Ruiz, R.S., 2004. Effect of water stress inducted at different growth stages on grapevine cv Chardonnay on production and wine quality. *J. Acta Hort* .664, 233- 236.

Fjallborg, B., Ahlberg, G., Nilsson, E. Dave, G., 2005. Identification of metal toxicity in sewage sludge leachate. *J. Environ Int*. 31, 25-31.

Francois, J.M., Marin-Lafèche, A., 1977. Etude à long terme de l'utilisation des résidus urbains dans les sols limoneux des plateaux de Brie. Ministère de L'Environnement, Convention de Recherche no 74060. 2p.

Fryer, M.J., Andrews, J.R., Oxborough, K., Blowers, D.A., Baker, N.R., 1998. Relation ship between CO₂ assimilation, photosynthetic electron transport, and active O₂ metabolism in leaves of maize in the field during periods of low temperature. *J. Plant Physiol*. 116, 571–580.

Fuentes, A., Lorens, M., Saez, J., Aguilar, M.I., Ortuno, J.F., Meseguer, V.F., 2004. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilized sewage sludge. *J. Hazard Mater*. A. 108, 161-169.

- Gabtani, N., Gallali, T., 1988. Etude expérimentale des interactions entre éléments métalliques et la minéralisation de la matière organique d'une boue ajoutée à un sol. Cah ORSTOM, ser Pedol.24.(3) 255-261.
- Gahoonia, T.S., Raza, S., Nielsen, N., 1994. Phosphorus depletion in the rhizosphere as influenced by soil moisture. J. Plant and Soil 159, 213-218.
- Gagnard, G., Huguet, C., Ryser J.P., 1988. L'analyse du sol et du végétal dans la conduite de la fertilisation. Le contrôle de la qualité des fruits. Secrétariat général OILB/SROP.83 p.
- Gagnon, B., Lalande, R., Simard, R.R et Roy, M., 2000. Soil enzyme activities following paper sludge addition in a winter cabbage – sweet corn rotation. Can.J. Soil Sci.80, 91-97.
- Gamrasni M.A., 1984. Utilisation énergétique des boues et déchets ; association Française pour l'étude des eaux -Centre national de documentation et d'information sur l'eau- Etude technique de synthèse, Paris.187p.
- Garcia-Gill, J.C., Plaza, C., Senesi, N., Brunetti, G., Polo, A., 2004. Effects of sewage sludge amendment of humic acids and microbiological properties of a semiarid Mediterranean soil. J. Biol. Fertil. Soils.39,320-328.
- Gardinier, D.T., Miller, R.W., Badamchian, B., Azzari, A.S., Sisson, D.R., 1995. Effects of repeated sewage sludge applications on plant accumulations of heavy metals. J. Agr. Ecosyst. Environ.55,1-6.
- Garrec, N., Picard-Bonnaud, F., Pourcher, A.M., 2003. Occurrence of *Listeria* sp. and *L. monocytogenes* in sewage sludge used for land application: effect of dewatering, liming and storage in tank on survival of *Listeria* species. FEMS Immunol. J. Med. Microbiol.35, 273-275.
- Gloria, S., Cabuslay, A., Osamu It, O.B., Arcelia, A., Alejar, C., 2002. Physiological evaluation of responses of rice (*Oryza sativa* L.) to water deficit. J. Plant Science.163, 815- 827.
- Godin, P., 1982. Les sources de pollution des sols: Essai de quantification des risques dus aux éléments trace. J. Sci. Sol. 2, 73-78.
- Godon, B., 1991. Bio transformation de produits céréaliers Ed Tec et Doc/Lavoisier. INRA.219p.
- Gonzalez, D.M.V., 2006. Effet du déficit hydrique sur l'état de la nutrition azotée chez les graminées fourragères. Thèse de doctorat. Université de Poitiers 189p.
- Gove, L., Cooke, C.M., Nicholson, F.A., Beck, A.J., 2001. Movement of water and heavy metals (Zn, Cu, Pb and Ni) through sand and sandy loam amended with biosolids under steady-state hydrological conditions. J. Bioresource Technol.78. (2),171-179.
- Grignac, P., 1987. Blé Dur. Techniques agricoles fiche No 2025. 33 p.

Grimaud, L., 1996. La valorisation des boues de station d'épuration en Agriculture. Mém. D.U. "Eau et Environnement", D.E.P., univ. Picardie, Amiens, 84 p.

Guivarch, A., 2001. Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines thèse de doctorat Institut National de la Recherche Agronomique – Bordeaux. France. 309p.

Guibaud, G., Tixier, N., Bouju, A., Baudu, M., 2003. Relation between extracellular polymers' composition and its ability to complex Cd, Cu and Pb. *J. Chemosphere* .52 (10), 1701-1710.

Guittouy-Larcheveque, M., 2004. Valorisation d'un compost de boues urbaines en garrigue pour le reboisement : Comportement des jeunes arbres d'une plantation et modifications de la dynamique de la végétation naturelle après amendement, Thèse de Doctorat, Université Paul Cezanne. France. 227p.

H

Haan, F.A.V., Visser-Reyneveld M.I., 1996. Soil pollution and soil protection. International Training centre (PHLO), Wageningen Agricultural University, Wageningen, Pays – Bas. 34p.

Hallaire, M ; 1953. Diffusion capillaire de l'eau dans le sol et répartition de l'humidité en profondeur sous sols nus et cultivés, *Ann. Agr. Sér.A* . pp 143 – 244.

Hare, P.D., Cress, W.A., Van staden. 1999. Dissecting the role of Osmolyte accumulation during stress . *J. Plant Cell and Environment*. 21, 535-553.

Harter, R.D., 1983. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc, and nickel. *J. Soil Sci. Soc. Am.* 47. 47-51.

Hassen, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., Cherif, M., Boudabous, A., 2001. Microbial characterisation during composting of municipal solid waste. *J. Bioresource .Technol.* 80, 217- 225.

Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agro ecosystems* 51, 123-137.

Heather, L., Frost, L., Loyd, H., Ketchum, Jr., 2000. Trace metal concentration in durum wheat from application of sewage sludge and commercial fertilizer *Advances in Environmental Research* 4, 347 - 355.

Heller, R., Esnault, R., Lance, C., 1998. *Physiologie végétale. Tome I. Nutrition.* 6^{eme} Ed Dunod 315 p.

Henchi, B., 1987. Effet des contraintes hydriques sur l'écologie et l'écophysiologie de *Plantago albicans*. L. Thèse de doctorat d'Etat, Université de Tunis. 298p.

Hendrickson, L.L., Corey, R.B., 1981. Effect of equilibrium metal concentrations on apparent selectivity coefficients of soil complexes. *J. Soil Sci.* 131, 163-171.

Hernandez, T., Moreno, J.I., Costa, F., 1991. Influence of sewage sludge application on crop yield and heavy metals availability. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 37(2), 201- 210.

Hoffman, C.M., Blomberg, M., 2004. Estimation of leaf area index of *Beta vulgaris* L. based on optical remote sensing data. *J. Agron. Crop Sci.* 190,197–204.

Hopkins., 2003. *Physiologie végétale*. Ed de boeck. 514p.

Hsiao, T.C., 1973. Plant responses to water stress *Ann. J. Plant Physiology.* 24,519- 520.

Hsissou, D., 1994. Sélection in vitro et caractérisation de mutant de blé dur tolérant à la sécheresse. Thèse de doctorat, faculté des sciences, Université de Louvain. France .268p.

Huang, B., 2001. Nutrient accumulation and associated root characteristics in response to drought stress in tall fescue cultivars. *Hort Science.* 36 (1), 148 – 152.

I

Iannucci, A., Russo, M., Arena, L., Di – Fenzo, N., Martiniello, P., 2002. Water deficit effects on osmotic adjustment and solute accumulation in leaves of annual clovers. *European. J. of Agronomy* 16,111–122

Igoud, S., 2001. Valorisation des boues résiduaire issues des Stations d'épurations Urbaines par leur épandage dans les plantations forestières. *Rev. Energ. Ren.* 69-74.

Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y., 1990. Humic substances formed during the composting of organic matter. *J. Soil Sci. Soc. Am.* 54, 1316-1323.

Inoue, S., Sawayama, S., Ogi, T., Yokoyama, S.Y., 1996. Organic composition of liquidized sewage sludge. *J. Biomass and Bioenergy.* 10, 1, 37-40.

J

Jarde, E., Mansuy, L., Faure, P., 2003. Characterization of the macromolecular organic content of sewage sludges by thermally assisted hydrolysis and methylation-gas chromatography-mass spectrometer (THM-GC/MS). *Ann. Appl. Pyrol.*, 68 (69), 331-350.

Jarvis, C. E., Walker, J.R.L., 1993. Simultaneous rapid, spectrophotometric determination of total starch, amylase and amylopectine. *J. Sci Food. Agric.* 63,53-57.

Jedidi, N., Hassen, A., Van Cleemput, O., M_Hiri, A., 2004. Microbial biomass in a soil amended with different types of organic wastes. *J. Waste Management and Research*. 22, 93–99.

Jacobsen, S., Jensen, C.R., Liu, F., 2012. Improving crop production in the arid Mediterranean climate. *J. Field Crop Res.* 128, 34-47.

Jeuffroy, M.H., Ney, B., Ourry, A., 2002. Integrated physiological and agronomic modelling of azote capture and use within the plant. *J. Experimental Botany*. 53 (370), 809-823.

Juste, C., 1995. Les micro- polluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épurations urbaines. Rapport du ministère de l'agriculture et de la pêche. Ademe– INRA, 207p.

K

Kakii, K., Kitamura, S., Shirakashi, T., Kuriyama, M., 1986. Comparison of mucilage polysaccharides extracted from sewage activated sludge. *J. Ferment. Technol.* 64(1), 51-56.

Karaca, A., 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *J. Geoderma* 122, 297–303.

Karvelas, M., Katsoyiannis, A., Samara, C., 2003. Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. *J. Chemosphere*, 53(10), 1201-1210.

Kezih, R., Bekhouche, F., Merazka, A., 2014. Some traditional Algerian products from durum wheat. *Afr J Food Sci.* 8, 30-4.

Ksraoui, M.F., Braham, M., Denden, M., Mehri, H., Garcia, M., Lamaze, T., Attia, F., 2006. Effet du déficit hydrique au niveau de la phase photochimique du PSII chez deux variétés d'olivier. *J. C.R. Biologies*. 329, 98-105.

Koller, E., 2004. Traitement des pollutions industrielles, eau, air, sols, boues. Ed. Dunod. 424 p.

Korboulewsky, N., Dupouyet, S., Bonin, G., 2002. Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorus accumulation. *J. Environ. Qual.* 31, 1522–1527.

Korboulewsky, N., Gilles, B., Massiani, C., 2002. Biological and ecophysiological reactions of white wall rocket (*Diplotaxis erucoides* L.) grown on sewage sludge compost. *J. Environmental Pollution*. 117, 365–370.

Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environ. J. Sci. Technol.* 32(4), 297-336.

Klöpffer, W., 1996. Environmental hazard assessment of chemicals and products. Part V. Anthropogenic chemicals in sewage sludge. *J. Chemosphere*. 33, 1067-1081.

Kramer, P.J., 1980. Drought stress and the origin of adaptation. In *Adaptation of plant to water and high temperature stress* (NC Turner and PJ Kramer, Ed, Wiley Interscience, New York). 212p.

Kutuk, C., Cayci, G., Baran, A., Baskan, O., Hartmann, R., 2003. Effects of beer factory sludge on soil properties and growth of sugar beet (*Beta vulgaris saccharifera* L.). *J. Bioresource Technology* 90, 75–80.

L

Larsson, M., 1992. Translocation of nitrogen in osmotically stressed Wheat seedlings. *J. Plant. Cell and Environment*. 15, 447 - 453.

Laurent, C., Feidt, C., Laurent, F., 2005. Contamination des sols : Transferts des sols vers les animaux. Edit EDP SCIENCE / ADEME. 216p.

Lassoued, N., Khelil, M.N., Rejeb, S., Bilal, E., Chaouachi, M., Rejeb, M.N., 2014. Transfer heavy metal sewage sludge as fertilizer from soil to ray grass. *Banat's J. Biotechnol.* 9:86-95.

Lebon, E., Pellegrino, A., Louarn, G., Lecoœur, J., 2006. Branch development controls leaf area dynamics in grapevine (*Vitis vinifera*) growing in drying. *Soil annals of Botany*. 98, 175- 185.

Lega, R., Ladwig, G., Meresz, O., Clement, R.E., Crawford, G., Salemi, R., Jones, Y., 1997. Quantitative determination of organic priority pollutants in sewage sludge by GC/MS. *J. Chemosphere*, 34, 1705-1712.

Lerch, R.N., Barbarick, K.A., Westfall, D.G., Follet, R.H., McBride, T.M., Owen, W.F., 1990. Sustainable rates of sewage sludge for dryland winter wheat production. II. Production and Income. *J. Prod. Agric.* 3, 66-71.

Le Villio, M., Arrouays, D., Deslais, W., Daroussin, J., Le Bissonnais, Y., Clergeot, D., 2001. Estimation des quantités de matière organique exogène nécessaire pour restaurer et entretenir les sols limoneux français à un niveau organique donné. *Étude et gestion des sols*, 8(1), 47-63.

Levi Minzi, R., Riffoldi, R., Saviozzi, A., 1999. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *J. Agric. Ecosystems. Environ.* 31 (4), 321 – 335.

Lewin, L.G., Sparrow, D.H.B., Aspinall, D., 1978. Proline accumulation and drought resistance in Barley. *J. Plant. Cell and Environment*. 23. 3(b) 8. 36-12.

Li, X.L., Marschner, H., George, F., 1991. Acquisition of phosphorus and copper by VA-mycorrhizal hyphae and root to shoot transport in white clover. *J. Plant and Soil*. 136, 49-57.

Li, S., Di,X., Wu ,D., Zhang, J., 2013. Effects of sewage sludge and nitrogen fertilizer on herbage growth and soil fertility improvement in restoration of the abandoned open cast mining areas in Shanxi, China.J. Environ Earth Sci. 70, 23-33.

Liu, C.Y., Shepherd, K.W., 1996. Inheritance of B subunits of glutenin and - gliadins in tetraploid wheats. Theor. Appl. Genet. 90, 1149-1157.

Lobo TF, Grassi Filho H, Bull LT, Moreira LLQ. 2013. Management of sewage sludge and mineral nitrogen soil fertility over time. Semin Ciênc Agrár.34:2705-25.

Logan, T.J., Harrison, B.J., 1995. Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N vitro soil) and their effects on soil properties. J. Environ. Qual. 24, 153–164.

Looser, M.O., Parriaux, A., Bensimon, M., 1999. Landfill underground pollution detection and characterization using inorganic traces.J. Water Research. 33 (17), 3609-3616.

Loue,A.,1993. Oligo-éléments en agriculture. SCPA Nathan, Paris, 577 p.

Loue, A., 1986. Les oligoéléments en agriculture. SCPA,Agri-Nathan International, Paris.241p.

M

Madejon, E., Burgos,P., Lopez, R.,Cabrera, F., 2003. Agricultural use of three organic residues: effect on orange production and on properties of a soil of the ‘Comarca Costa de Huelva’ (SWSpain). Nutrient Cycling in Agro ecosystems. 65, 281–288.

Mäder P, Fliessbach A, Dubois D, Gunst L, Fried P,Niggli, U.,2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. Bulletin OILB srop 25, 8.

Maertens, C., Blanchet, R., Puech, J., 1974. Influence de différents régimes hydriques sur l’absorption de l’eau et des éléments minéraux par les cultures. Annales Agronomiques. 25(4), 575-586.

Magdi, T.A., Horiuchi, T., Oba, S., 2004. Composting of rice straw with oilseed rape cake and poultry manure and its effects on faba bean (*Vicia faba* L.) growth and soil properties. J. Bioresource Technol.93 (2), 183-189.

Mantovi, P., Guido, B., Giovanni, T., 2005. Reuse of liquid, dewatered and composted sewage sludge on agricultural land: Effect of long term application on soil and crop. J. Water Research 39, 289 – 296.

Martinez, F., Cuevas, C., Teresa, Walter, Iglesias Ingrid, 2002. Urban organic wastes effects on soil chemical properties in degraded semiarid ecosystem. In: Seventeenth WCSS, Symposium No. 20, Thailand.1–9.

Marttinen,S.K.,Kettunen,R.H.,Sormunen, K.M., Rintala, J.A.,2003. Removal of bis (2- ethylhexyl) phthalate at a sewage treatment plant.J. Water Research. 37(6), 1385-1393.

- Mata-Gonzalez, R., Ronald, E., Sosebee, Changgui, W., 2002. Physiological impacts of biosolids application in desert grasses. *J. Environmental and Experimental Botany*.48, 139–148.
- Matthews, LR., 1986. The effect of water stress on the leaf area of cucumis melo. A thesis Submitted to the Graduate Faculty of Texas Tech University in Partial Fulfillment of The Requirements for the Degree of Master of Science.70 p.
- Mazzarino, MJ., Bertiller,MB.,Sain, C., Sahi, P., Coronato, F., 1998 . Soil nitrogen dynamics in northeastern Patagonia steppe under different precipitation regimes. *Plant and Soil*. 202, 125- 131.
- McBride, M.B., 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks. *Advances. J. Environmental Research*. 8, 5-19.
- Mefti M., Abdelguerfi A. et Chebouti A. 1998. Etude de la tolérance à la sécheresse chez quelques populations de *Medicago truncatula* (L.) Gaertn. *Science*.5, 173-176.
- M'hedhbi,K., 1996. Semis. In Cultures du blé et de l'Orge dans les régions semi arides de la Tunisie E .S.A.K . 25-8.
- Mench, M., Juste, C., Solda, P., 1992. Effets de l'utilisation de boues urbaines en essai de longue durée: accumulation des métaux par les végétaux supérieurs. *Bulletin de la Société Botanique Française*. 139,141–156.
- Mench, M., Baize, D.,2004. Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces - mesures pour réduire l'exposition. *Courrier de l'environnement de l'INRA* no 52. 31- 56.
- MENV. (2004). Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Critères de référence et normes réglementaires. Ministère de l'Environnement, Québec, 127 p.
- Meyer, WS., Green, GC., 1981. Plant indicators of wheat and soybean crop water stress. *Irrigation Science*. 2, 167- 176.
- Meyer. S., Reeb,C.,Bosdeveix, R., 2004. Botanique. Biologie et physiologie vegetale. Ed.Maloine. 461p.
- Miller, R.O., Jacobsen, J.S., Skogley, E.O., 1993. Aerial accumulation and partitioning of nutrients by hard red spring wheat. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*. 24, 2389-2407.
- Miller, R, W., Azzari, A, S., Gardiner, D, T., 1995.Heavy metals in crops as affecte'd by soil types and sewage sludge rates. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*. 26 (1995a), 703-711.
- Miller,R,W., Al Khazraji,M,L.,Sisson,D,R.,Gardiner,D,T., 1995 .Alfalfa growth and absorption of Cadmium and zinc from soils amended with sludge. *Agricult. Ecosyst. Environ*. 53(1995b).
- Mininni,G., Sbrilli, A., Guerriero, E., Rotatori, M., 2004. Dioxins and furans formation in pilot incineration tests of sewage sludge spiked with organic chlorine.*J. Chemosphere*. 54,1337- 1350.

Mohsenzadeh, S., Malboobi, M.A., Razavi, K., Farrahi-Ashtiani, S., 2006. Physiological and molecular responses of *Aeluropus lagopoides* (Poaceae) to water deficit. *J. Environmental and Experimental Botany* .56, 314–322.

Mondini, C., Fornasier, F., Sinicco, T., 2004. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *J. Soil Biol. Biochem.* 36, 1587–1594.

Monneveux, P.H., 1996. Contribution à l'étude de la résistance à la sécheresse chez le blé tendre. Etude de l'accumulation de la proline au cours du cycle de développement. *Revue Agronomie*. 6 – 17.

Monreal, J. A., Jimenez, E. T., Remesal, E., 2007. Proline content of sugar beet storage roots. Response to water deficit and Nitrogen fertilization at field conditions. *J. Environmental and experimental Botany*. 60, 257- 267.

Morel, J.L., Pierrat, J.C., Guckert, A., 1988. Effet et arrière effet de l'épandage des boues urbaines conditionnées à la chaux et aux chlorures ferriques sur la teneur en métaux d'un maïs. *Revue Agronomie*. 8 (2), 107- 113.

Morel, R., 1989. La fertilité des sols cultivés. Lavoisier. Coll .TOC et DOC, Paris, 341- 363.

Moreno, J.L., García, C., Hernández, T., Pascual, J.A., 1996. Transference of heavy metals from a calcareous soil amended with sewage-sludge compost to barley plant. *J. Bioresource Technol.* 55(3), 251-258.

Morera, M.T., Echeverria, J .M., Garrido, J., 2002. Bioavailability of heavy metals in soils amended with sewage sludge. *Can. J Soil. Sci.* .82, 433-438.

Morgan, J.M., 1984. Osmoregulation and water in higher plants. Wheat conference 2-9 May, Rabat, Marroco. *Annu Rev Plant Physiol* .35, 299- 319.

Motoaki, S., Taishi, U., Kaoru, U., Kazuo, S., 2007. Regulatory metabolic networks in drought stress responses current opinion. *J. Plant Biology*. 10, 296 – 302.

Mustin, M., 1987. Le Compost, gestion de la matière organique. Ed. François Du busc, Paris, 954 p.

N

Nammari, D.R, Hogland, W., Marques, M., Nimmermark, S., Moutavtchi, V., 2004. Emissions from a controlled fire in municipal solid waste bales. *J. Waste Management*, 24, 9-18.

Navas, A., Bermudez, F., Macin, J., 1998. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. *Geoderma*. 87, 123–135.

N'Dyegamiye, A., Drapeau, A., Huard, S., Thibault, Y., 2004. Intégration de boues mixtes et de fumier dans des rotations agricoles : réponse des cultures et interactions avec les propriétés du sol. *Agrosol*. 15 (2), 83-90.

N'Dyegamiye, A., Drapeau, A., Huard, S., Thibault, Y., 2004a. Intégration de boues mixtes et de fumiers dans des rotations agricoles : réponse des cultures et interactions avec les propriétés du sol. *J. Agrosol* .15(2), 83 -90

N'Dayegamiye, A., Drapeau, A., Laverdière, M.R., 2005. Effets des apports de composts de résidus ménagers sur les rendements des cultures et certaines propriétés du sol. *J. Agrosol* .16 (2), 87- 98.

Nemmar, M., 1983. Contribution à l'étude de la résistance à la sécheresse chez les variétés de blé dur (*Triticum durum*. Desf) et de blé tendre (*Triticum aestivum*. L). Evolution des teneurs en proline au cours du cycle de développement. Thèse de Doctorat. Montpellier. 108p.

Nielson, G.H., Hogue, E. J., Nielson, D., Zebarth, B.J., 1998. Evaluation of organic wastes and soil amendments for cultivation of carrot and Chard on irrigated sandy soils. *Can. J. Soil. Sci.* 78, 217-225.

O

Ober, E. S., Scharp, R.E., 1994. Proline accumulation in maize (*Zea Mays*. L.) primary roots at low water potentials. *J. Plant. Physiol.* 105, 981 – 987.

Orman, S. Ok. H., Kaplan, M., 2014 Application of sewage sludge for growing alfalfa, its effects on the macro micro nutrient concentration, heavy metal accumulation and translocation. *Ekoloji*. 23, 10-9.

Ojeda, G., Alcaniz, J.M., Ortiz, O., 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degrad. Dev.* 14 (6), 563–573.

Olsen, S.K., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Alan, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular*, 939 p.

Ortiz-Lopez, A., Nie, G.Y., Ort, D.R., Baker, N.R., 1990. The involvement of the photoinhibition of photosystem II and impaired membrane energization in the reduced quantum yield of carbon assimilation in chilled maize, *J. Planta*. 181, 78–84.

Ouoba. S ; Bruno C ; Cherblanc. F, Jean Koulidiati. J ; Jean Claude Bénéat .JC . 2015. Une méthode mécanique pour déterminer la porosité totale d'un sol. HAL Id: hal-01121704 Elsevier PP 1- 9

Ouatmane A., 2000. Etude du compostage de quelques déchets organiques : I – Approche physico chimique, calorimétriques et spectroscopique de l'étude de l'état de maturation des composts. II Analyse qualitative et quantitative de la fraction humique, Thèse de Doctorat d'Etat en science, Faculté de Sciences Semlalia, Marrakech, Maroc. 170 p.

Ouédraogo, E., Mando, A. Zombré, N.P., 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. *J.Agriculture, Ecosystems and Environment*. 84, 259-266.

Ouledahlou, A., El Alem, N., Choukr-allah, R., 1999 (a) . Propriétés physico-chimiques de trois mélanges de boues résiduaires et des tiges de bananier au cours du compostage. 2^{ème} colloque International sur l'eau et l'environnement à Agadir Maroc. p 163.

Ouledahhou, A ., El Alem, N ., R. Choukr-allah, R., 1999.(b). Propriétés physico-chimiques de la boue résiduaires et comportement d'une culture de gazon sur le substrat. 2^{ème} colloque .International sur l'eau et l'environnement à Agadir Maroc. p162.

Ouzounidou, G., Eleftheriou, E. P., Karataglis, S., 1992. Ecophysiological and ultrastructural effects of copper in *Thlaspi ochroleucum* (cruciferae). *Can. J. Bot.* 70, 947-959.

P

Pagliai, M., Guidi, G., La Marca, M., Giachetti, M., Lucamante, G., 1981. Effects of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation. *J. Environ. Qual.* 10, 556-561.

Pagliai, M., Antisari, V.L., 1993. Influence of waste organic matter on soil micro and macrostructure. *J. Bioresource Technologie*. 43, 205-213.

Pagliai, M., Vignozzi, N., Pellegrini, S., 2004. Soil structure and the effect of management practices. *J. Soil and Tillage Research* 79, 131-143.

Pankovic, D., Z. Sada, Z., Kevrešan, S., Plesnicar, M., 1999. Acclimation to long-term water deficit in the leaves of two sunflower hybrids: photosynthesis, electron transport and carbon metabolism, *J. Exp. Bot.* 50 (330), 127–138.

Pascual, J.A., Ayso, C., Garcia et Hernandez, T., 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *J. Waste Management and Research*. 15. 103– 112.

Pascual, I.M., Carmen, A., Carlos, G., Alfredo, Polo., Manuel Sanchez, D., 2007. Effect of water deficit on microbial characteristics in soil amended with sewage sludge or inorganic fertilizer under laboratory conditions. *J. Bioresource Technology*. 98, 29-37.

Passioura, J.B., 1980. The meaning of matric potential. *J. Experimental Botany*. 31 (123), 1161-1169.

Paul, M M., Planchton, C., Ecochard, R., 1979. Etude des relations entre le développement foliaire, le cycle de développement et la productivité chez le Soja. *Ann amelio plants*, 29, 479 – 492.

Paul, E.A., Clark, E., 1996. Ammonification and nitrification. In: Paul, E.A., Clark, E. (Eds.), *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, New York, USA, 182–196.

Patakas, A., Noitsakis, B., 2001. Leaf age effects on solute accumulation in water stressed Grapevines. *J. Plant Physiology*. 158, 63 – 69.

Pedra, F., Polo, A., Ribeiro, A., Domingues, H., 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. *J. Soil Biology and Biochemistry*. 39, 1375–1382

Pereira, J.S., Chaves, M.M., Fonseca, F., Araujo, M.C., Torres, F., 1992. Photosynthetic capacity of leaves of *Eucalyptus glubulus* (Labill) growing in the field with different nutrient and water supplies. *J. Tree Physiol*. 11, 381–389.

Pérez, S., Farré, M., Garcia, M.J., Barceló, D., 2001. Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge and their contribution to its toxicity in the ToxAlert .100 bioassay. *J. Chemosphere*. 45, 705-712.

Perrono, P., 1999. Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Etudes menées par l'université picardi, Amiens .France.

Petry J., Soulsby C., Malcolm I. A., Youngson, A. F., 2002, Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *The Science of the Total Environment*, 294, 95-110.

Pidgeon, J.D., Werker, A.R., Jaggard, K.W., Richter, G.M., Lister, D.H., Jones, P.D., 2001. Climatic impact on the productivity of sugar beet in Europe, 1961 -1995. *J. Agric. For. Meteorol* (109), 27-37.

Pisson, C., 2000. Impact de l'épandage agricole des boues résiduelles urbaines sur la qualité des productions céréalières en particulier sur l'aspect des éléments traces métalliques. Mémoire d'Ingénieur Ecole Nationale de la Santé Publique. Rennes. 102p

Piletain, F., Mathieu C., 2003. Analyse chimique des sols. Méthodes choisies. Lavoisier édition TEC et DOC. 376p.

Planquart, P., Bonin, G., Prone, A., Massiani, C., 1999. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. *Science of the Total Environment* 241, 161–179.

Prevot, H., 2000. La récupération de l'énergie issue du traitement des déchets. Rapport du Conseil général des mines. Juillet 2000. <http://www.environnement.gouv.fr/telch/2001-t3/010731rapportprevot-dechets-energie.pdf>.

PNTTA, 2000. Transfert des Technologies en Agriculture. Les engrais minéraux. caractéristiques et utilisations. Bulletin mensuel d'information et de liaison Du PNTA MADREF/DERD .No 72. Institut agronomique et vétérinaire Hassan II. Rabat. 1- 4.

Q

R

- Rada, A., Elgharmali, A., Elmaray, M., Morel, J.L., 1996. Bioavailability of cadmium and copper in two soils from the sewage farm of Merrakech city (Marroco) : effect of earthworms .Agricultura Mediterranea. 126(4), 364-368.
- Ramade, F., 1984. Elément d'écologie, écologie fondamentale. McGraw-Hill, Paris, 397p.
- Ramulu, U., Sree, S., 2002. Reuse of municipal sewage and sludge in agriculture. Scientific Publishers, Jodhpur, India 12-32.
- Rasio, A., Sorrentino, G., Cedola, M.C., Pastore, D., Wittner, G., 1987. Osmotic and elastic adjustment of Durum wheat leaves under stress conditions Genetic. Agr. 41, 427- 436.
- Rai, V.K., 2002. Role of amino acids in plant responses to stresses. J. Biologia Platarum 45 (4), 481-48.
- Rashid, A., Khan, R.U., Ullah, H., 2008. Influence of Nitrogen levels and application methods on Yields and quality of Sorghum. J. Pedosphere 18 (2), 236- 241.
- Rawluk, C.D.L., Racz, G. J., Grant, C. A., 2000. Uptake of foliar or soil application of ¹⁵N-labelled urea solution at anthesis and its effect on wheat grain yield and protein. Canadian J. Plant Sciences. 80(2), 331-334.
- Raymond, M.E., Smirnoff, N., 2002. Proline metabolism and transport in maize seedling at low water potential. Ann .Bot. 89, 813- 823.
- Rega, 2010. Bulletin trimestrielle d'information de réseau National des chambres d'agriculture du Niger No 7. 2p.
- Rengel, Z., G.D., Batten, G.D., Crowley, D.E., 1999. Agronomic approaches for improving the micronutrient density in edible portions of field crops. J. Field Crops Research .60, 27- 40.
- Riou, C., 1993. L'eau et la production végétale. Revue. Sécheresse. 2, 75- 83.
- Ritchie, J.T., 1981. Soil water availability. J. Plant and Soil 58: 327- 328.
- Robert, M., Gambier, P., Juste, C., 1994. Utilisation des boues résiduaires en agriculture : Cahier d'étude et de recherche francophones. Cahiers agricultures. 3. 5, 285-294.
- Rodier, J., 1996. L'analyse de l'eau. 7^{eme} Ed. Dunod. 1526p.
- Rodier, J., Bazin C., Broutin J. C., Chambon P., Champsaur H., Rodi L., 1996. L'analyse de l'eau. 8^{ème} Ed, Dunod, Paris, 1383 pp.

Ros, M., Hernandez, M.T., Garcia, C., 2003. Soil microbial activity after restoration of a semi arid Soil by organic amendments. *J. Soil. Biochem.* 35, 463- 469.

S

Saab, I.N., Sharp, R.E., 2004. Non hydraulic signals from maize root in drying soil: Inhibition of leaf elongation but not stomatal conductance. *J.Planta* .179, 466- 474.

Sachon, G., Wiart, J., & Martel, J. L., 1995. Le plan d'épandage agricole des boues d'épuration: une spécificité française. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (2), 43-52.

Saghir, J., Schiffer, M. and Woldu, M. (2000) Urban water and sanitation in the Middle East and North Africa: the way forward. The world Bank, MENA Infrastructure Development Group, 24 p.

Sahlström, L., Aspan, A., Bagge, E., Tham M.L.D., Albiñ, A., 2004. Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *J. Water Research*, 38, 1989-1994.

Salarashayeri, A.F., Siosemarde, M., 2012. Prediction of Soil Hydraulic Conductivity from Particle-Size Distribution. *World Academy of Science, Engineering and Technology*. 6. 01- 24.

Samson, M.F., Morel, M.H., 1995. Heat Denaturation of Durum Wheat Semolina- Amylase Effects of Chemical Factors and Pasta Processing Conditions. *J. Food Science*. (60). 6, 1313- 1320.

Sanchez-Monedero, M.A., Mondini, C., Nobili, M., Leita, L., Roig, A., 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *J.Waste Management*. 24, 325–332.

Shaheen, S.M., Shams, M.S., Ibrahim, S.M., Elbehiry, F.A., Antoniadis, V., Hooda, P.S., 2014. Stabilization of sewage sludge by using various by-products: effects on soil properties, biomass production, and bioavailability of copper and zinc. *J.Water Air Soil Poll.* 225:1-13.

Schawer, P.S., Wright, W.R., Paterson, E., 1980. Sludge- borne heavy metal availability and uptake by vegetable crops under field conditions. *J. Environ. Qual.* 9(1), 69-73.

Sharma, V. K., Canditelli, M., Fortuna, F., Cornacchia, G., 1997. Processing of urban and agro industrial residues by aerobic composting: Review. *Energy Conversion and Management*. 38 (5), 453-478.

Shepherd, A., McGinn, S.M., Wyseure, G.C.L., 2002 Simulation of the effect of water shortage on the yields of winter wheat in North-East England . *J. Ecological Modelling*. 147, 41–52.

Shober, A.L., Sims, J. T., 2003. Phosphorus restrictions for land application of biosolids. *J.Environ .Qual.* 32, 958-954.

- Seasseau, C., 2010. Ethologie du syndrome de dessèchement précoce du Tournesol : Implication de *Phormia macdonaldi* et interaction avec la conduite de culture. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse. Institut national polytechnique. 209p.
- Seki, M., Narusaka, M., Ishida, J., 2002. Monitoring the expression profile of 7000 Arabidopsis genes under drought cold and high salinity stresses using a full - length DNA microarray. *J. Plant* 31, 279-292.
- Sing, T.N., Paleg, L.G., Aspinall, D., 1973. Stress metabolism. Variation in response water deficit in the Barley plant, *Aust. J. Soil Sci.* (26), 56 – 76.
- Sing, M .K., Sinha, S.S., 2002 . Effect of untreated and treated sewage on seed germination and seedling growth of *Vicia faba* .*Ind. J. Environ. Protect.* 22(4), 426-430.
- 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. *J.Chemosphere.*55, 227–255.
- Singh, R.P., Agrawal, M., 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants.*J. Chemosphere.* 67, 2229- 2240.
- Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge.*J.Waste management.* 1-12.
- Simard, R.R., 2001. Combined primary/secondary papermill sludge as a nitrogen source in a cabbage-sweet corn cropping sequence. *Can. J. Soil Sci.* 81, 1-10.
- Simon, H., Codaccioni, P., Lequeur, X., 1989. Produire des céréales à paille. Coll. Agriculture d'aujourd'hui. Science, Techniques, Applications. 63 (67), 292 - 296.
- Sims, J.T., 1990 .Nitrogen mineralization and elemental availability in soils amended with composted sewage sludge. *J. Environmental Quality* .19, 669-675.
- Sirven, J.B., 2006. Détection des métaux lourds dans le sol par spectroscopie ‘ émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse de Doctorat Université de Bordeaux .252p.
- Slama, A., 2002. Etude comparative de la contribution des différentes parties du plan du blé dur dans la contribution du rendement en grains en irrigué et en condition du déficit hydrique. Thèse de doctorat en biologie, faculté des sciences de Tunis. 192p.
- Slama, A., Bensalem, M., M'barek, b., Ezzedine, Z., 2005. Les céréales en Tunisie: Production, effet de la sécheresse et mécanisme de résistance. *Revue Sécheresse.* 16 (3), 225-9.
- Smika, D.E., Hoas, H. J., Power, J.F., 1965. Effect of moisture and nitrogen fertilizer on growth and water use by native grass. *J.Agronomy.* 57, 483-486.
- Soane B.D., 1990. The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *J. Soil and Tillage Research.* 16, 1-2.

Soltner, D., 1990. Les grandes productions végétales: Céréales, plantes sarclées, prairies. Coll. Sciences et Techniques agricoles. 17ième Ed. 464p.

Sommers, L.E., Nelson, D.W., Yost, K.J., 1976. Variable nature of chemical composition of sewage sludges. *J. Environ. Qual.* 5, 303–306.

Sommers, L.E., Sotton, A.L., 1980. Use of waste materials as sources of phosphorus in agriculture (F. E. Khasawseh, E.C. Sample, E. J. Kamprath, Eds) American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.

Silviera, D.J., Sommers, L.E., 1977. Extractibility of copper, Zinc, cadmium and lead in soils incubated with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 6, 47-51.

Sorrells, M.E., Diab, A., Nachit, M., 2000. Comparative genetics of drought tolerance. Option méditerranéennes série A (Seminaires Méditerranéens). pp191-201.

Speir, T.W., Van Schaik, A.P., Loyd-Jones, A.R., Kettles, H.A., 2003. Temporal response of soil biochemical properties in a pastoral soil after cultivation following high application rates of undigested sewage sludge. *J. Biol. Fertil. Soils.* 38, 37- 3850.

Stamatiadis, S., Doran, J.W., Kettler, T., 1999. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. *Applied Soil Ecology.* 12, 263–272.

Stevenson, F.J., 1994. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. Ed Wiley and Sons, INC: 350p.

Stewart, G.R., Lee, J., 1974. The role of proline accumulation in halophytes. *J. Planta.* 12, 279-289.

Stewart, C.R., 1981. Proline accumulation, Biochemical aspects in Paleg, L.G. Aspinall D Eds The physiology and Biochemistry of drought resistance in Plants Academic. Press. Sydney. 629 – 635.

Su, D.C., Wong, J.W.C., Jagadeesan, H., 2004. Implications of rhizospheric heavy metals and nutrients for the growth of alfalfa in sludge amended soil. *J. Chemosphere.* 56 (10), 957-965.

T

Tahri, E.H., Belabed, A., Sadki, K., 1998. Effet d'un stress osmotique sur l'accumulation de proline, de chlorophylle et des ARNm codant pour la glutamine synthétase chez trois variétés de blé dur (*Triticum durum*). *Bull. Inst. Sci.*, Rabat, n°21 (1997-1998), pp. 81-87.

Tan, B.H., Halloran, G.M., 1982. Variation and correlations of proline accumulation in spring wheat cultivars. *J. Crop. Sci.* 22, 459-463.

- Tamrabet, L., Golea, D. and H. Bouzerzour (2002) The analysis of the water resources in Algeria; *In: Actes de la deuxième conférence inter-régionale sur l'environnement et l'eau (Envirowater2002)*, Ouagadougou, Burkina Fasso.
- Tamrabet, L., Bouzerzour, H., Kribaa, M., 2008. Réponse du blé dur (*Triticum durum* Desf.) variété ACSAD 1107 aux apports de boue résiduaire sous climat semi aride J. Recherche agronomique. 22, 25– 33.
- Tamrabet, L., 2010. Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraîchage Thèse de doctorat en science Université Hadj Lakhdar –Batna.147p.
- Tasdilas, C.D., 1997. Impact of waste water reuse on some soil properties. In: Inter.Conference on water management, salinity, and pollution control towards sustainable irrigation in the Mediterranean region. Options méditerranéennes série B-CIHEAM. pp 213-226.
- Tejada, M., Gonzalez, J.L., 2007. Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain. J. Soil and Tillage Research. 93, 197–205.
- Tercé, M., 2000. Agriculture et épandage de déchets urbains et agro- industriels (AGREDE). Dossier de l'environnement de l'INRA n° 25. 5-14
- Tester, C.F., Sikora, L.J., Taylor, J.M., Parr, J.F., 1982. N Utilization by tall fescue from sewage sludge, compost amended soils. J. Agro. 74, 1013-1018.
- Tiquia, S.M., 2002. Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. J. Appl. Microb. 92, 764-775.
- Timbal, J. 2004. La forêt, une alternative pour recycler les boues de station d'épuration. INRA. 25p.
- Tognetti, R., Palladino, M., Minnocci, A., 2003. The response of sugar beet to drip and low pressure sprinkler irrigation in south Italy. J. Agric. Water. Manage. 1804, 1- 21.
- Torleif, B., 2001. Effects of liquid and dewatered sewage sludge applied to a Scots Pine Stand (*Pinus sylvestris*) in central Sweden. Forest Ecology and management 147, 197-216.
- Tremel-Schaub, A., Feix, I., 2005. Contamination des sols: Transferts des sols vers les plantes. Edition EDP Sciences /ADEME. 407p.
- Trinsoutrot, I., Nicolardot, B., Justes, E.S., 2000. Decomposition in the field of residues of oilseed rape grown at two levels of N fertilisation: effects on the dynamics of soil mineral N between successive crops. Nutrient Cycling in Agroecosystems 56, 125–137.
- Tsadilas, C.D., Matsi, T., Barbayiannis, N., Dimoyiannis, D., 1995. Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 26, 2603–2619.
- Tsakou, A., Roulia, M., Christodoulakis, N.S., 2002. Growth of flax plants (*Linum usitatissimum*) as affected by water and sludge from a sewage treatment plant. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 68, 56-63.

Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itavaara, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technol.*, 72, 169-183.

Turner, N.C., 1986. Adaptation to water deficit: a changing perspective. *Aust. J. Plant Physiol.* 13, 175-90.

Turner, I.B., 1990. The extent and pattern of osmotic adjustment in white clover (*Trifolium repens* L) during the development of Water stress. *Ann. Bot.* 66, 721-727.

Tyree, M.T., Cochard, H., 2003. Vessel contents of leaves after excision: a test of the Scholander assumption. *J. Botany.* 54 (390), 2133- 2139.

U

V

Van Bladel, R., Godfrin, J.M., Cloos, P., 1988. Influence des propriétés physico- chimiques des sols sur l'adsorption des métaux lourds cuivre et zinc. *Revue de l'agriculture.* 41 (3), 729-744.

Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K.Y., Downie, A., Rust, J., 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *J. Plant Soil.* 327, 235-46.

Veeresh, H., Tripathy, S., Chaudhuri, D., Ghosh, B.C., Harte, B.R., Powel, M.A., 2003. Changes in physical and chemical properties of three soil types in India as a result of amendment with fly ash and sewage sludge. *J. Environmental Geology.* 43, 513–520.

Vilain, M., 1997. Production végétale : les composantes de la production Volume 1.3 2eme Edition Tec et Doc - Lavoisier 480p.

W

Walter, I., Cuevas, G., Garcia, S., Martinez, F., 2000. Biosolid effects on soil and native plants production in a degraded semiarid ecosystem in central Spain. *J. Waste Manage. Res.* 18, 259–263.

Wan, C., Sosebee, R.E., McMichael, B.L., 1993. Broom snakeweed responses to drought: I. photosynthesis, conductance, and water use efficiency. *J. Range Manage.* 46, 355–359.

Warman, P.R., Termeer, W.C., 2005. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. *J. Bioresource Technology.* 96, 955–961.

Wei, C., Tyree, M.T., Stendle, E., 1999: Direct measurement of pressure in leaves of intact maize plant. A test of the cohesion – tension theory taking hydraulic architecture into consideration .J. Plant physiology. 121, 1191-1205.

Werther, J., Ogada, T., 1999. Sewage sludge combustion. Progress in Energy and Combustion Science. 25, 55–116.

White, C.S., Moore, D.I., Graig, J.A., 2004. Regional scale drought increases potential soil fertility in semi arid grass lands. Biology Fertility in Soils. 40, 73-78.

Wittmer, G. 1987. Osmotic and elastic adjustment of durum wheat leaves under drought stress conditions. Genetica Agraria. 41, 427-36.

Wong, J.W.C., MaK, K., Fang, K.M., Cheung, C., 1999. Utilization of manure compost for organic farming in Hong Kong. J. Bioresource Technol. 67 (1), 43-46.

X

Xue, Q., Zhu, Z., Jack, T., Stewart, B.A., 2006. Physiological mechanisms contributing to the increased water – use efficiency in winter wheat under deficit irrigation. J. plant physiology. 163, 154-164.

Y

Yaron, B., Vinten, A.L., Fine, P., Metzger, L., Mingel-grin, U., 1983. The effect of solid organic components of sewage on some properties of the unsaturated zones. Ecological studies. 47, 162-181.

Z

Zebarth, B.J., McDougall, R., Neilsen, G., Neilsen, D., 2000. Availability of nitrogen from municipal sewage sludge for dryland forage grass. Can. J. Plant Sci. 80, 575–582.

Zerrad, W., Hillali, S., Matoui, B.S., El Atri, S., 2006. Etude comparative des mécanismes biochimiques et moléculaires de résistance au stress hydrique de deux variétés de blé dur. Congrès International de Biochimie. Agadir (Maroc).

Zerrouk, F., Dridi, B., 2000. Apport des boues d'épuration et propriétés d'un sol en Algérie. Cahier Agriculture. 9, 69- 71.

Zheljazkov, V.D., Warman, P.R., 2004. Phytoavailability and fractionation of copper, manganese, and zinc in soil following application of two composts to four crops. *J. Environmental Pollution* .131(2), 187–195.

Zorpas, A.A., Arapoglou, D., Panagiotis, K., 2003. Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production. *J. Waste Management*. 23, 27-35.

Zhao, D., Reddy, K., Kakania Vijaya, G., Reddy, V.R., 2005. Nitrogen Deficiency effects on plant growth, leaf photosynthesis and hyperspectral reflectance properties of sorghum. *J. Agronomy*. 22, 391- 403.

Annexe 1. Sol

Tab. A 1. Matrice de corrélation pour les paramètres calculés dans le sol.

Corrélations (Feuille de données2 dans Classeur sol)															
Corrélations significatives marquées à p < ,05000															
N=20 (Observations à VM ignorées)															
Variable	trait	C%	NO3-	NH4+	PH	CE	Pass	Cu	Zn	fe	Mn	Pb	Ntotal%	Ptotal %	HUM eq
trait	1,00	0,45	0,88	0,95	-0,67	-0,03	0,29	0,57	0,27	-0,55	0,01	0,23	0,44	0,43	0,22
C%	0,45	1,00	0,69	0,40	-0,41	0,42	0,87	0,64	0,80	0,03	-0,05	0,88	1,00	0,81	0,80
NO3-	0,88	0,69	1,00	0,86	-0,52	0,16	0,57	0,83	0,55	-0,49	0,01	0,56	0,69	0,67	0,67
NH4+	0,95	0,40	0,86	1,00	-0,45	-0,07	0,21	0,64	0,17	-0,68	-0,01	0,19	0,40	0,34	0,10
PH	-0,67	-0,41	-0,52	-0,45	1,00	-0,69	-0,41	-0,10	-0,47	-0,12	0,05	-0,27	-0,40	-0,55	-0,74
CE	-0,03	0,42	0,16	-0,07	-0,69	1,00	0,62	0,26	0,64	0,36	-0,00	0,59	0,42	0,59	0,64
Pass	0,29	0,87	0,57	0,21	-0,41	0,62	1,00	0,54	0,96	0,30	0,02	0,95	0,87	0,95	0,95
Cu	0,57	0,64	0,83	0,64	-0,10	0,26	0,54	1,00	0,45	-0,59	0,02	0,62	0,64	0,52	0,38
Zn	0,27	0,80	0,55	0,17	-0,47	0,64	0,96	0,45	1,00	0,40	0,02	0,88	0,79	0,98	0,99
fe	-0,55	0,03	-0,49	-0,68	-0,12	0,36	0,30	-0,59	0,40	1,00	-0,00	0,19	0,02	0,27	0,46
Mn	0,01	-0,05	0,01	-0,01	0,05	-0,00	0,02	0,02	0,02	-0,00	1,00	0,02	-0,03	0,01	0,00
Pb	0,23	0,88	0,56	0,19	-0,27	0,59	0,95	0,62	0,88	0,19	0,02	1,00	0,89	0,85	0,89
Ntotal%	0,44	1,00	0,69	0,40	-0,40	0,42	0,87	0,64	0,79	0,02	-0,03	0,89	1,00	0,79	0,79
Ptotal %	0,43	0,81	0,67	0,34	-0,55	0,59	0,95	0,52	0,98	0,27	0,01	0,85	0,79	1,00	0,96
HUM eq	0,22	0,80	0,67	0,10	-0,74	0,64	0,95	0,38	0,99	0,46	0,00	0,89	0,79	0,96	1,00

Tab. A2. Les moyennes des paramètres chimiques du sol.

Moyenne des variables	Carbone(%)	Nitrates (mg /Kg)	Ammonium (mg /Kg)	Phosphore total (ppm)	Phosphore assimilable (ppm)
Témoin	1.16±0.18	1.49±0.18	0.94±0.18	5.27±1.06	4,32± 0.63
B1	1,47 ±0.12	2.10±0.24	1.25±0.37	11.66±078	21.53±2.33
B2	1.52±0.10	8.63±0.66	2.11±0.46	21.14±0.90	31.25±3.57
B3	2.16±0.20	17.60±2.93	3.48±0.26	26.66±1.35	57.67±4.75
N	1.39±1.65	13.69±0.79	4.50±0.64	9.85±0.95	6.65±1.54

Tab. A3. Les moyennes des métaux lourds dans le sol.

Moyenne des variables	Cu	Zn	Fe	Mn	Pb
Témoin	7.14±0.11	1.36±0.008	4.9±0.016	45.20±0.1	12.05±0.04
B1	6.56±0.08	2.44±0.008	5.5±0.08	45.7±0.1	21.95±0.49
B2	6,94±0.01	4,28±0.008	5.52±0.008	47.26±0.05	21.25±3.14
B3	8.12±0.01	5.24±0.03	4.9±0.08	47.20±0.03	47.6±0
N	7.42±0.01	1.43±0.1	4.34±0.008	45.6±0.1	10.3±0

Tab. A4. Les moyennes des paramètres physico chimiques du sol.

Moyennes des variables	pH	Conductivité électrique (dS/m)
Témoin	7,89±0,05	0.54±0.04
B1	7.51±0.08	0.54±0.02
B2	7.21±0.15	0.60±0.07
B3	7.44±0.10	0.63±0.08
N	7.38±0.15	0.49±0.06

Tab. A 5. Les moyennes des paramètres physiques du sol.

Moyennes des variables	K6(mm/h)	K 30(mm/h)	Humidité(%)	Porosité (%)
Témoin	41.92±12,68	17,93±0	1.37±0.09	40±8.38
B1	81,89±2,13	19,04±4,7	5.70±0.24	47±3.21
B2	83.91±24,43	24,65±9,51	9.37±0.50	50±5.50
B3	129.20±18,87	30,25±4,75	12.29±0.88	51±8.38
NI	49,63±14,42	20,16±3,16	1.4±0.16	43±5.85

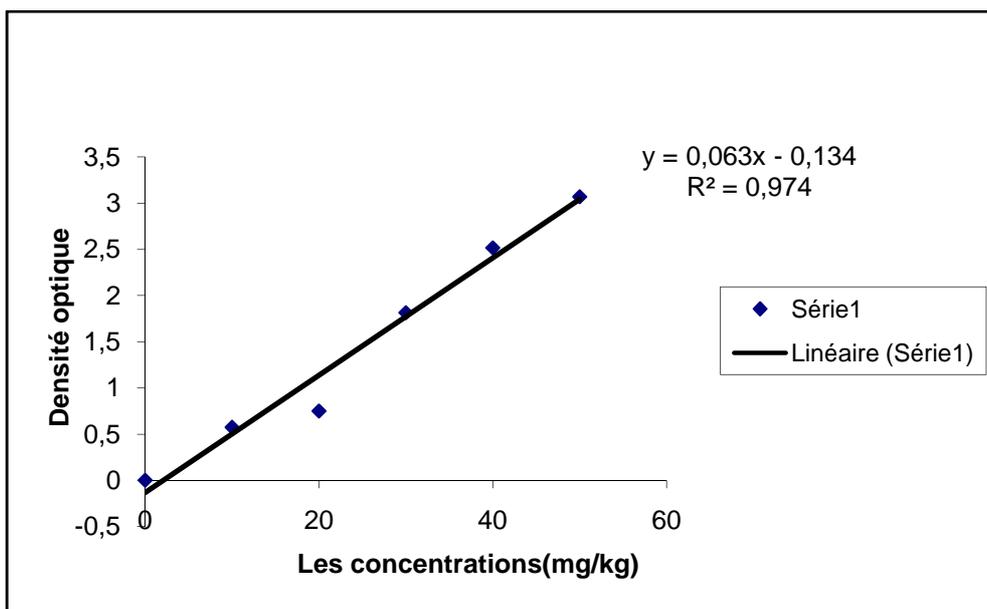


Fig.33. Courbe d' étallonage des nitrates dans le sol.

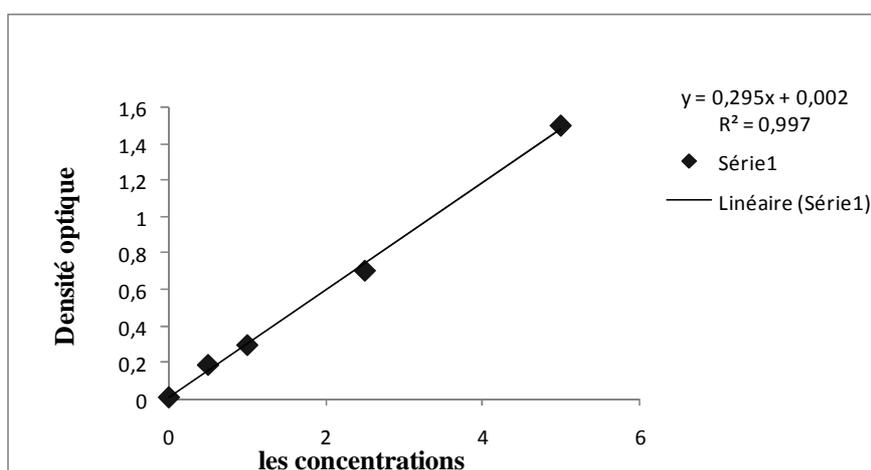


Fig.34. Courbe d' etallonage des ions ammonium dans le sol.

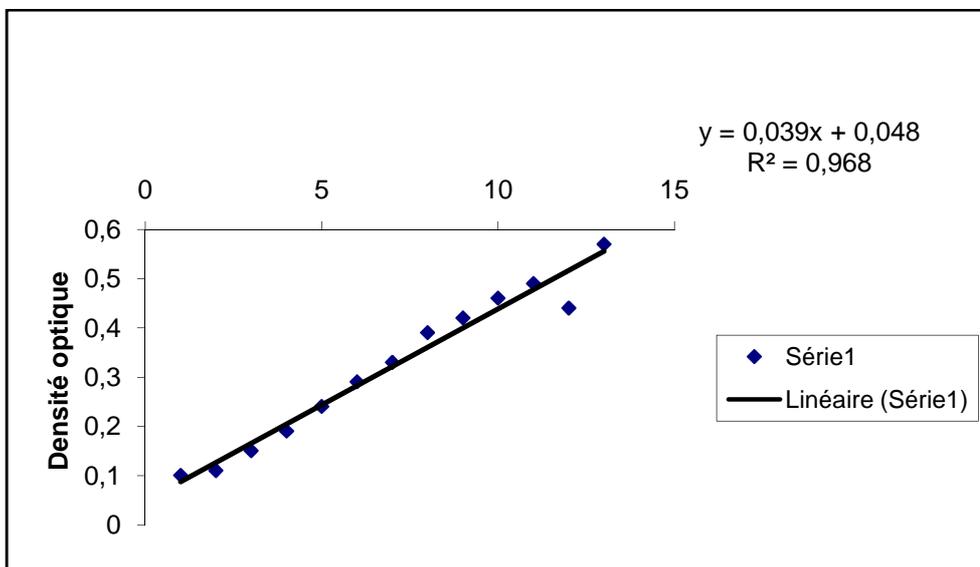


Fig.35. Courbe d'étalonnage du phosphore assimilable.

Annexe 2 : La qualité nutritionnelle du blé

Tab. A 6. Matrice de corrélation pour les paramètres calculés dans le grain.

Variable	Corrélations (Feuille de données2 dans Classeur grain) Corrélations significatives marquées à p < ,05000 N=40 (Observations à VM ignorées)									
	trait	humidite	proteine	cendres	amidon	face folia	fe	Cu	Zn	Mn
trait	1,00	-0,41	0,69	0,18	0,12	0,37	-0,13	-0,74	0,51	0,35
humidite	-0,41	1,00	-0,60	-0,06	-0,22	-0,47	-0,04	-0,10	0,06	-0,19
proteine	0,69	-0,60	1,00	-0,08	0,40	0,40	-0,09	-0,28	-0,12	0,09
amidon	-0,05	0,42	-0,42	0,06	-0,14	-0,18	-0,20	-0,23	0,40	0,20
cendres	0,18	-0,06	-0,08	1,00	-0,12	-0,09	-0,04	0,10	0,17	-0,12
amidon	0,12	-0,22	0,40	-0,12	1,00	0,52	0,12	0,12	-0,44	0,11
surface foliaire	0,37	-0,47	0,40	-0,09	0,52	1,00	-0,14	-0,22	-0,03	0,49
fe	-0,13	-0,04	-0,09	-0,04	0,12	-0,14	1,00	0,17	-0,17	-0,05
Cu	-0,74	-0,10	-0,28	0,10	0,12	-0,22	0,17	1,00	-0,71	-0,51
Zn	0,51	0,06	-0,12	0,17	-0,44	-0,03	-0,17	-0,71	1,00	0,49
Mn	0,35	-0,19	0,09	-0,12	0,11	0,49	-0,05	-0,51	0,49	1,00

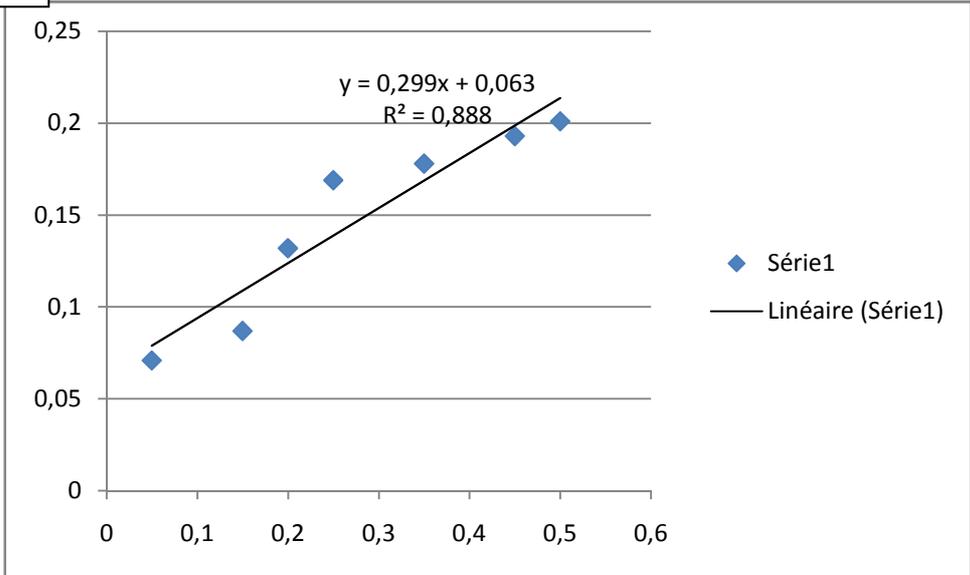
Tab. A 7. Les moyennes des paramètres nutritionnelles du grain.

Moyennes	Amidon (%)	Proteine (%)	Humidité (%)	Cendres (%)
T	70.21±0.14	12.47±0.19	11.52±2.30	1.78±0.25
B1	68.49±6.84	12.95±1.06	9.21±0.50	1.88±0.20
B2	70.29±7.02	18.41±2.87	8.01±0.23	1.79±0.61
B3	71.23±8.25	18.52±1.02	8.61±0.68	2±0.45
N	71.18±0.6	13.55±2.48	9.48±0.60	1.50±0.05

Tab. A 8. Les moyennes des métaux lourds dans le grain.

Moyennes (ppm)	Zn	Cu	Mn	Fe
T	2.38±1.12	2.9±0.94	128.22±39.90	0.53±0.08
B1	2.56±0.73	2.75±0.28	112.4±4.41	0.49±0.08
B2	3.60±2.16	2.43±0.26	122.26±23.69	0.48±0.10
B3	2.62±0.75	2.48±0.28	117±15.63	1.02±0.46
N	5.51±1.73	1.89±1.12	266.84±195.75	0.79±0.36

Densite optique



Les concentrations (mg/g)

Fig. 36. Courbe d'étalonnage de l'amidon dans le grain du blé.

Annexe 3 : La physiologie et productivité de la plante

Tab. A 9. Matrice de corrélation des paramètres physiologiques- morphologiques et de production calculés dans la plante.

Corrélations (Feuille de données2 dans classeur vierge) Corrélations significatives marquées à p < ,05000 N=160 (Observations à VM ignorées)															
Variable	genotype	stress	trait	N %PLNT	P% PLNT	TRE	aérienne r	IOM racinaire	sucré	proline	NG/EPI	PMG	Rendt	Surf f	chla/chl
genotype	1,00	-0,00	-0,00	0,02	0,13	-0,01	0,10	0,08	-0,14	-0,61	0,22	0,15	0,14	0,32	0
stress	-0,00	1,00	-0,00	-0,25	-0,15	-0,64	-0,65	0,11	0,79	0,65	-0,78	-0,85	-0,68	-0,30	-0
trait	-0,00	-0,00	1,00	0,75	0,11	0,07	0,22	0,11	0,00	0,02	-0,03	0,11	0,12	0,21	0
N %PLNT	0,02	-0,25	0,75	1,00	0,17	0,26	0,37	0,08	-0,13	-0,10	0,21	0,31	0,32	0,35	0
P% PLNT	0,13	-0,15	0,11	0,17	1,00	0,29	0,67	-0,05	-0,10	-0,08	0,41	0,38	0,38	0,50	0
TRE	-0,01	-0,64	0,07	0,26	0,29	1,00	-0,65	-0,09	-0,68	-0,70	0,64	0,70	0,67	-0,67	0
BIO aérienne	0,10	-0,65	0,22	0,37	0,67	-0,65	1,00	-0,06	-0,15	-0,11	0,70	0,74	0,76	0,83	0
BIO racinaire	0,08	0,11	0,11	0,08	-0,05	-0,09	-0,06	1,00	0,07	0,04	-0,11	-0,10	-0,07	-0,06	0
sucré	-0,14	0,79	0,00	-0,13	-0,10	-0,68	-0,15	0,07	1,00	0,64	-0,36	-0,40	-0,35	-0,20	-0
proline	-0,61	0,65	0,02	-0,10	-0,08	-0,70	-0,11	0,04	0,64	1,00	-0,32	-0,34	-0,30	-0,27	-0
NG/EPI	0,22	-0,78	-0,03	0,21	0,41	0,64	0,70	-0,11	-0,36	-0,32	1,00	0,90	0,90	0,67	0
PMG	0,15	-0,85	0,11	0,31	0,38	0,70	0,74	-0,10	-0,40	-0,34	0,90	1,00	0,96	0,69	0
Rendt	0,14	-0,68	0,12	0,32	0,38	0,67	0,76	-0,07	-0,35	-0,30	0,90	0,96	1,00	0,71	0
Surf f	0,32	-0,30	0,21	0,35	0,50	-0,67	0,83	-0,06	-0,20	-0,27	0,67	0,69	0,71	1,00	0
chla/chl	0,02	0,09	0,04	0,08	0,04	0,11	0,07	0,02	0,01	0,05	0,08	0,11	0,05	0,04	1

Tab. A 10. Les moyennes des paramètres physiologiques dans la plante.

Stress	TRE%	Sucres(µg/g)	Proline(µg/g)	Chlorophylle a(mg/kg)	Chlorophylle b(mg/kg)
	S1	69.12±14,19	0,7405±0.25	0.75±0.65	2.19±0.59
S2	50.75±11,60	0,87925±0.26	1.18±0.93	1.95±0.49	1.55±0.54
S3	47.55±13,96	1,261±0.23	1,79±1.26	1.57±0.55	1.24±0.54
S4	31,12±12.52	1.63±0.29	3.07±1.00	1.43±1.06	1.04±0.33
Traitement					
T	40.88±14.82	1.14±0.46	1.64±1.45	1.40±0.54	1.15±0.40
B1	55.24±15.97	1.06±0.45	1.46±1.05	1,63±0.47	1.35±0.41
B2	56.32±14.80	1.11±0.45	1.87±1.34	2.16±0.50	1.59±0.53
B3	61.42±18.69	1.26±0.38	2.13±1.54	2,33±0.58	1.76±0.70
N	41.84±12,59	1.05±0.41	1.39±1,01	1.40±1.05	0.98±0,42

Tab. A 11. Les moyennes des paramètres chimiques dans la plante.

Stress		
	Teneur en azote (%)	Teneur en phosphore (%)
<i>S1</i>	2.75 ± 1.32	0.240 ± 0.07
S2	2.22 ± 1.10	0.238 ± 0.06
S3	1.95 ± 1.10	0.239 ± 0.16
S4	1.95 ± 1.11	0.235 ± 0.03
Traitement		
T	0.89 ± 0.53	0.234 ± 0.02
B1	1.61 ± 0.74	0.237 ± 0.02
B2	2.11 ± 0.70	0.242 ± 0.17
B3	3.26 ± 0.99	0.245 ± 0.07
N	3.22 ± 0.82	0.233 ± 0.01

Tab. A12. Les moyennes des paramètres de productivité dans la plante.

Stress	Rendement en grain (g/plant)	PMG (g)	NG/epis	Surface foliaire (cm ²)	Biomasse aérienne (g/plant)
S1	1.72±1.31	0.21±0.10	6,9±2.23	8.24±7.89	0.95±0.54
S2	1.52±0.95	0.18±0.10	5.9±1.86	6.63±5.86	0.97±0.42
S3	0.51±0.44	0.10±0.05	4.35±1.64	5.17±3.56	0.67±0.26
S4	0,34±0.33	0.06±0.04	3,77±1.71	3.71±2.87	0.60±0.28
Traitement					
T	0.45±0.36	0.08±0.05	4.43±1.50	2,67±0.79	0.50±0.10
B1	0.69±0.45	0.11±0.05	5.06±1.50	4.08±1.63	0.59±0.09
B2	1.42±1.09	0.20±0.10	6.18±1.97	7.72±4.12	0.93±0.21
B3	1.97±1.25	0.24±0.10	7.40±1.88	12.69±8.03	1.29±0.5
N	0.25±0.28	0.06±0.04	3.06±1.54	2,51±0.87	0.56±0.09

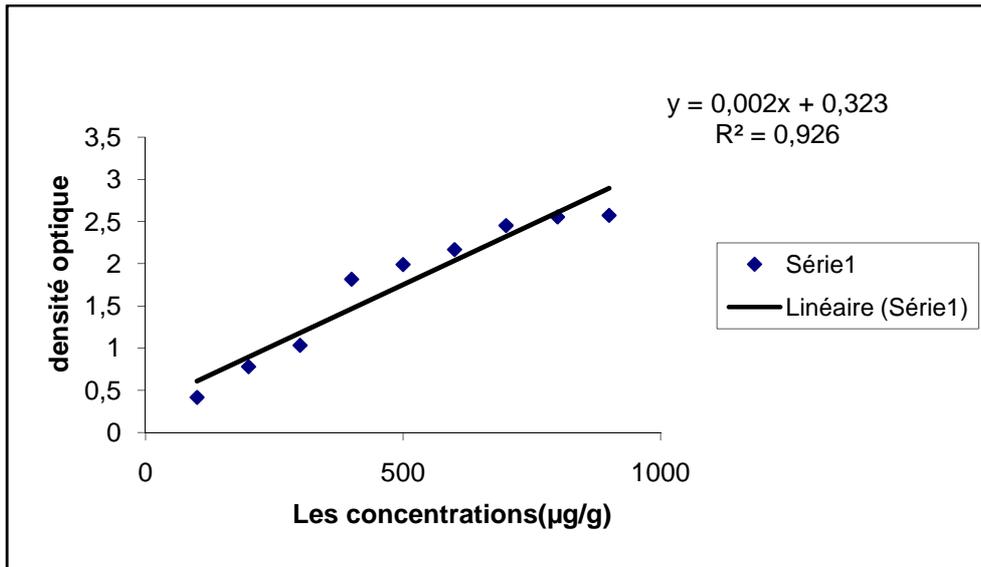


Fig. 37. Courbe d'étalonnage des sucres dans la plante.

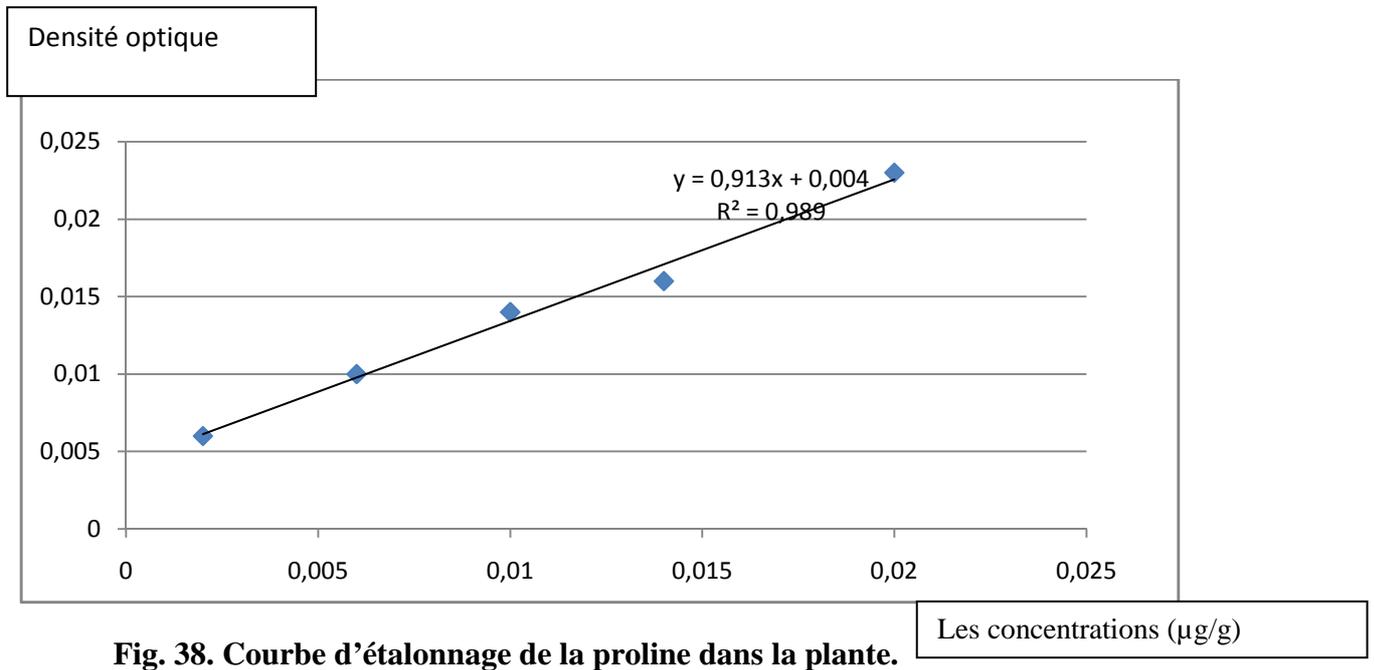


Fig. 38. Courbe d'étalonnage de la proline dans la plante.

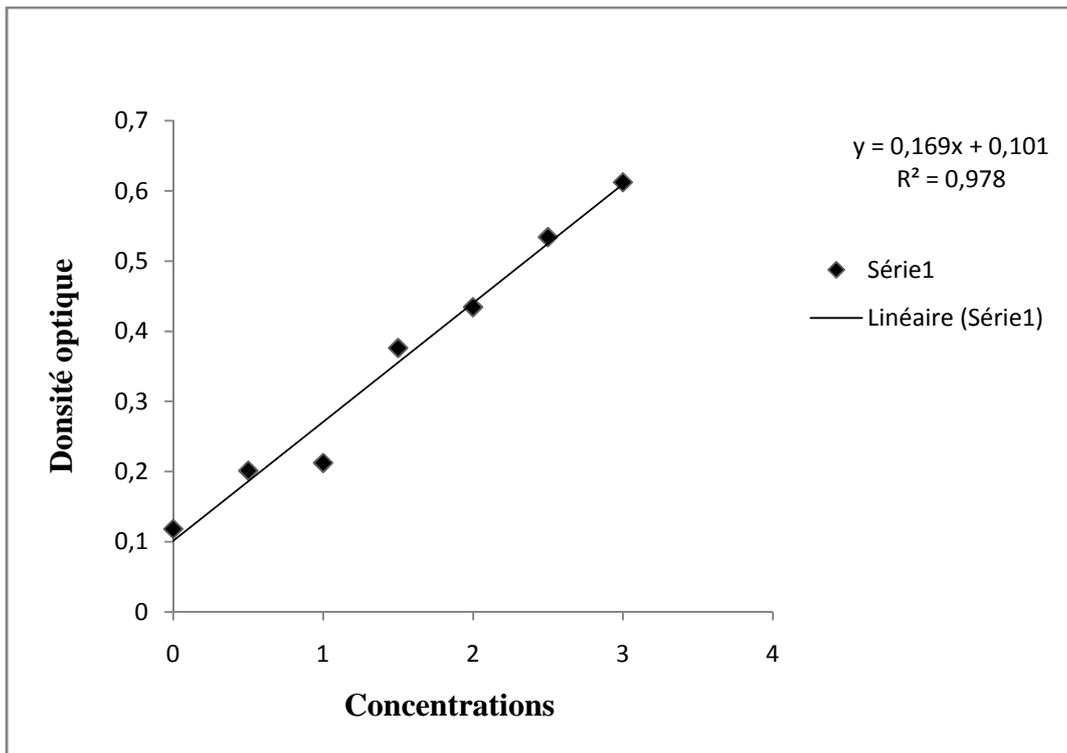


Fig.39. Courbe d'étalonnage du phosphore total dans la plante.

