مجلة جامعة تشرين للبحوث والدراسات العلمية _ سلسلة العلوم البيولوجية المجلد (34) العدد (3) 2012
Tishreen University Journal for Research and Scientific Studies - Biological Sciences Series Vol. (34) No. (3) 2012

استخدام بعض الأنواع النباتية المزروعة كمراكمات حيوية لعنصري الرصاص (Pb) والنيكل (Ni)

الدكتور إبراهيم نيصافي*
الدكتور أسامة رضوان**
ندى يوسف***

(تاريخ الإيداع 28 / 3 / 2012. قبل للنشر في 29 / 5 / 2012)

□ ملخّص □

هدفت هذه الدراسة إلى استقصاء مقدرة ثلاثة أنواع نباتية (*Melia azedarach* L., *Ficus retusa* L., *Hibiscus syriacus* L.) مزروعة في منصف وأرصفة شارع الزراعة في مدينة اللاذقية على مراكمة عنصري الرصاص و النيكل الناتجة بشكل أساسي عن حركة المرور وعوادم السيارات وغيرها من الأنشطة البشرية. ولتحقيق هذا الهدف جمعت العينات من الأنواع النباتية المدروسة (الأوراق، اللحاء، الخشب) ومن التربة المحيطة بها، وحللت باستخدام جهاز التحليل الطيفي بالامتصاص الذري (atomic absorption spectrophotometer). وقد أظهرت النتائج عدم وجود تلوث كبير بهذين العنصرين وكذلك عدم وجود فروق معنوية بين الأنواع الثلاثة في مراكمة الرصاص والنيكل، حيث تراوحت كمية الرصاص في الأنواع النباتية للأجزاء النباتية المدروسة بين ppm(5–17.13) في الأزدرخت، و ppm (7.25–11.63) في التين اللامع و ppm(6–14) في بامياء الزهور، بينما تراوحت كميات النيكل بين ppm (67–81.63) في الأزدرخت، وppm(65.75–85.25) في التين اللامع و(58.13–92.13) ppm في بامياء الزهور. كما أكدت هذه الدراسة تفوق خشب الأزدرخت و لحاء وأوراق التين اللامع على باقي الأجزاء النباتية الأخرى في مراكمة الرصاص، في حين تفوقت أوراق الازدرخت، لحاء الهيبسكوس وخشب التين اللامع على باقي الأجزاء النباتية الأخرى في مراكمة النيكل، لذلك يمكن اعتبارها كمراكمات للتلوث بهذين العنصرين.

الكلمات المفتاحية: المعادن الثقيلة، عنصر الرصاص، عنصر النيكل، المراكمات والمعالجة النباتية.

* مدرس– قسم الحراج والبيئة– كلية الزراعة– جامعة تشرين– اللاذقية– سورية.
** مدرس– قسم الحراج والبيئة– كلية الزراعة– جامعة تشرين– اللاذقية– سورية.
*** طالبة دراسات عليا (ماجستير)– قسم الحراج والبيئة– كلية الزراعة– جامعة تشرين– اللاذقية– سورية.

مجلة جامعة تشرين للبحوث والدراسات العلمية _ سلسلة العلوم البيولوجية المجلد (34) العدد (3) 2012
Tishreen University Journal for Research and Scientific Studies - Biological Sciences Series Vol. (34) No. (3) 2012

Using Some Planted Tree Species as Bioaccumulators of Pb and Ni

Dr. Ibrahim Nisafi[*]
Dr. Osama Radwan[**]
Nada Yousuf[***]

(Received 28 / 3 / 2012. Accepted 29 / 5 /2012)

□ ABSTRACT □

This study aimed to investigate the abilities of three tree species (*Melia azedarach* L., *Ficus retusa* L. and *Hibiscus syriacus* L.) planted in the sidewalk of Alzeraa street in Lattakia city, to absorb and accumulate lead and nickel which are basically exhausted from motor vehicles (transportation). Samples of planted species (leaves, bark, wood and soil) were collected and analyzed by atomic absorption spectrophotometer. Our results didn't show an important pollution with these two elements. Moreover, there were not major significant differences between the three species in terms of the accumulation of Pb and Ni. The Pb concentration ranged between (5-17.13)ppm, (7.25-11.63)ppm, (6-14)ppm for *M. azedarach* , *F. retusa* and *H. syriacus* respectively. While the Ni concentrations ranged between (67-81.63)ppm, (65.75-85.25)ppm, (58.13-92.13)ppm for *M. azedarach* , *F. retusa* and *H. syriacus* respectively. It was revealed that *M. azedarach* wood and *F. retusa* bark and leaves accumulated Pb more than the other parts, whereas *M. azedarach* leaves, *H. syriacus* bark and *F. retusa* wood accumulated the most concentration of Ni. At least, this enables us to use them as Ni and Pb pollution accumulators.

Key words: Heavy metals, Lead, Nickel, Accumulators, Phytoremediation.

[*]**Assistant Professor, Department of Ecology and Forestry, Faculty of Agriculture, Tishreen University, Lattakia, Syria.**
[**]**Assistant Professor, Department of Ecology and Forestry, Faculty of Agriculture, Tishreen University, Lattakia, Syria.**
[***]**Postgraduate Student, Department of Ecology and Forestry, Faculty of Agriculture, Tishreen University, Lattakia, Syria.**

مقدمة:

تؤثر الأنشطة البشرية المختلفة وخاصة الحالية منها في الدورة الطبيعية للمواد (خاصةً المعادن) وتؤدي إلى انطلاق أو تحرر مواد كيماوية جديدة في البيئة (Kord *et al*., 2010)، فالأنشطة البشرية التي يفرضها التطور تؤدي إلى انبعاث الملوثات المختلفة إلى الوسط المحيط ومن ثم ظهور أنواع جديدة من المواد والمركبات الخطيرة في الغلاف الجوي (Onder and Dursun, 2006; Kho *et al*., 2007) وبالتالي الإخلال بالتوازن البيئي الطبيعي وتلويث الوسط المحيط (Adriano,1986). وتعتبر المعادن الثقيلة من أبرز هذه المواد الخطيرة Chehregani and Malayer,) 2007) حيث تتدفق إلى البيئة بشكل كبير مسببةً تدهوراً سريعاً وكبيراً للغطاء النباتي والتربة والتنوع البيولوجي (Rascio and Navari-Izzo, 2011).

هذا وقد تفاقمت مشكلة التلوث بالمعادن الثقيلة في العقود الأخيرة بسبب ثباتها وتراكمها في الوسط الحيوي لفترة طويلة من الزمن (Adriano *et al*., 2005)، حيث لا يمكن تهديمها بيولوجياً، فتتراكم في السلسلة الغذائية مسببةً سمية شديدة للنباتات والحيوانات وتهديداً خطيراً للصحة البشرية (Lone *et al*., 2008).

تعتبر بعض هذه المعادن مثل Ni, Mo, Zn, Fe, Mn ضرورية كمغذيات صغرى (عناصر غذائية صغرى) للكائنات الحية الدقيقة والنباتات والحيوانات (Chehregani and Malayeri, 2007) في حين أن بعضها الآخر لا يعرف له أي وظيفة حيوية، بل يكون ذا تأثيرات سامة حتى بالتراكيز المنخفضة مثل Cd, Pb, Hg (Blume *et al*., 2008) لكن بشكل عام تصبح المعادن الثقيلة سامة عند التراكيز المرتفعة وتعتبر ملوثات بيئية خطيرة (Zhuang *et al.,* 2009) وتهدد صحة البشر والحيوانات (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

هناك عدة طرائق لمعالجة المواقع الملوثة بالمعادن الثقيلة من ضمنها الأساليب التقليدية الفيزيائية والكيميائية، لكنها طرائق مكلفة (Cunningham and OW., 1996)، ويسبب معظمها اضطرابات كبيرة في النظم البيئية (Ahmadpour *et al*., 2010) ، و كما يبطئ العبء المادي من الجهود العالمية للتخلص من التلوث خصوصاً في الدول النامية، مما يوجب تطوير طرائق معالجة أقل تكلفة. فكان لابد من استخدام تقنيات أخرى مثل تقنيات المعالجة الحيوية التي تركز على استخدام الكائنات الحية كعامل تنقية أو تنظيف حلاً بديلاً وجيداً، يمكن تحمل أعباء تكلفته المادية لإصلاح المواقع الملوثة كما أنه أكثر أماناً وسلامةً للنظام البيئي وهذا ما قاد إلى مفهوم الـ Phytoremediation . المصطلح Phytoremediation يتألف من جزأين لاتينيين هما Phyto وتعني (نبات)، و remedium ويعني (المعالجة أو إزالة الضرر)، وبالتالي يصبح معنى المصطلح هو المعالجة باستخدام النباتات (Ghosh and Singh, 2005_b)، أما كمفهوم بيئي فيعرف بأنه استخدام النباتات الخضراء بالإضافة إلى الكائنات الحية الدقيقة في منطقة الـ Rhizosphere لإزالة الملوثات أوعزلها، أو إزالة سميتها بتحويلها إلى أشكال أقل سمية (Ghosh and Singh, 2005_a), ويمكن تطبيق هذه التقنية على الملوثات العضوية والمعدنية الموجودة في التربة أو الماء أو الهواء (Ghosh and Singh, 2005_b) . وهي تضم طرائق عديدة لمعالجة التربة والمياه و الهواء أهمها:

1. Rhizofiltration: وتعرف بأنها استعمال النباتات الأرضية و المائية لامتصاص المعادن الثقيلة من المصادر المائية الملوثة وتركيزها وترسيبها في جذورها (Pulford and Watson, 2003)، وتستخدم للملوثات العضوية والمعدنية .

2. Phytostabilization: تعتمد هذه الطريقة على قدرة النباتات من خلال جذورها على الحد من حركة المعادن الثقيلة وتوافرها الحيوي في الوسط، وذلك من خلال امتصاص المعادن الثقيلة وتثبيتها بتشكيل معقدات معها (Mueller *et al.*, 1999) لذلك تسمى أحياناً بـ Phytoimmobilization .

3. Phytodegradation: تقوم فيها النباتات بتحويل المواد العضوية الممتصة من الأوساط المختلفة إلى جزيئات أبسط بوساطة عملية التمثيل الغذائي، ومن ثم تدمجها بأنسجتها النباتية. وإن تهديم المواد العضوية في التربة من خلال النشاط الميكروبي في منطقة الجذور يدعى بـ Rhizodegradation وهي عملية أبطأ بكثير من Phytodegradation (Chaudhry *et al.*, 1998).

4. Phytovolatilization: تقوم النباتات بامتصاص الملوثات العضوية وغير العضوية من التربة أو الماء ثم تنقلها إلى الأوراق حيث تحولها إلى مركبات طيارة أقل سمية تطرح بالنتح إلى الغلاف الجوي (Mueller *et al.*, 1999 و تستخدم هذه التقنية في المقام الأول لإزالة الزئبق Hg حيث تحوله إلى زئبق عنصري أقل سمية يحرر في الجو (Henry, 2000).

5. Phytoextraction: وهي أفضل طريقة لإزالة الملوث من التربة وعزله دون تخريب تركيب التربة وخصوبتها، وقد يشار إليها أحياناً بـ Phytoaccumulation حيث تقوم النباتات بامتصاص المعادن الثقيلة والعناصر المشعة من التربة الملوثة ومراكمتها في كتلتها العضوية القابلة للحصاد(Kumar *et al.*, 1995) وهي تعتمد على استراتيجيتين هما: تشكيل المخلبيات النباتية Phytochelation للتثبيت والقدرة الطبيعية للنباتات للإصلاح والمعالجة من خلال المراكمة (Salt *et al.*, 1995; Salt *et al.*, 1997). وقد تعززت هذه التقنية كثيراً بعد اكتشاف النباتات فائقة المراكمة Hyperaccumulators والتي تعرف بأنها النباتات النامية طبيعياً فوق الترب المعدنية، وتقوم بامتصاص مستويات عالية جداً من المعادن الثقيلة ومراكمتها في الأجزاء الخضرية بتراكيز كبيرة تعتبر سامة جداً للنباتات الأخرى(Rascio and Navari–Izzo, 2011) فهي تراكم ما يقارب 100– 1000 ضعف من تركيزها في الأنواع الأخرى غير المراكمة وذلك دون أن تظهر عليها أية أعراض للتسمم (Reeves, 2003) كما تمتاز النباتات فائقة المراكمة بمعامل تراكم حيوي Bioaccumulation Factor (BF) أكبر من الواحد، والذي يعبر عن النسبة بين تركيز العنصر في النبات إلى تركيزه في التربة (Kabata–Pendias and Pendias, 2001; Cluis, 2004)

لقد كان مفهوم استخدام النباتات المراكمة في معالجة التلوث بالمعادن الثقيلة وغيرها من الملوثات مطبقاً على مدى الـ 300 سنة الماضية إلا أن فكرة المعالجة النباتية Phytoremediation لم تتوضح بشكل جيد حتى القرن التاسع عشر حيث وصفت قدرة النباتات على مراكمة المعادن الثقيلة في أجزائها المختلفة للمرة الأولى عام 1865 لدى نبات *Thalspi caerulescens* النامي على الترب الملوثة بالزنك، وفي عام 1885 أوضح الباحث Baumann قدرة أنواع نباتية محددة على مراكمة الزنك بدرجة عالية، ثم ذكر Byers عام 1935 أن أنواع *Astragalus* spp. تراكم السيلينيوم بشكل جيد، كما اقترح Chaney في العام 1983 استخدام النباتات فائقة المراكمة Hyperaccumulators في معالجة حمأة مياه الصرف الصحي (Lasat, 2000).

وقد سجل حتى الآن أكثر من 450 نوعاً نباتياً من مغلفات البذور كأنواع Hyperaccumulators سواء كانت أشجاراً أو محاصيل وأعشاباً تنتمي إلى 45 فصيلة نباتية أهمها: *Asteraceae- Brassicaeae- Caryophyllaceae- Cyperaceae- Cunouniaceae- Euphorbiaceae- Fabaceae- Flacourtiaceae- Lamiaceae- Poaceae- Salicaceae -Violaceae*، (Jadia and Fulekar, 2009) وهي تشكل أقل من 0.2% من كل مغلفات البذور (Rascio and Navari–Izzo, 2011)، وتعد *Brassicaceae*

العائلة التي تضم العدد الأكبر من أنواع الـ Hyperaccumulating حيث قدر عددها بـ 87 نوعاً من 11 جنساً (Baker and Brooks, 1989).

إلا أنه يمكن التصور بأن هناك أنواع مراكمة كثيرة غير معروفة حتى الآن، وبالمقابل هناك أنواع مصنفة كمراكمات فائقة قد تحذف من القائمة إذا كانت هذه الميزة غير مؤكدة (Macnair, 2003) .

تعتبر أنواع الأجناس (*Salix* sp., *Arapidopsis* sp., *Thlaspi* sp., *Brassica* sp., *Alyssum* sp.) من أكثر الأنواع فائقة المراكمة المدروسة. هذا ويمكن أن تدخل الأشجار تحت مفهوم المراكمات الحيوية Bioaccumulators وهي نباتات مراكمة يمكن عن طريقها تحديد الكمية المتراكمة من الملوثات، وعموماً تستخدم الأشجار الموجودة على جوانب الطرق كمراكمات حيوية نباتية مثل السنديان *Quercus cerris* وغيرها من الأشجار، حيث تتم عملية الامتصاص للعناصر الثقيلة ومراكمتها في النبات عن طريق الجذور وعن طريق الأوراق (Kabata–Pendias and Pendias, 2001).

أهمية البحث وأهدافه:

بما أن المناطق الحضرية المدنية ذات كثافة سكانية عالية ونشاطات بشرية متنوعة ومختلفة، وبالتالي هناك عدد كبير من مصادر التلوث بالمعادن الثقيلة في المدن ما يؤثر بشكل كبير على صحة الإنسان، بالإضافة إلى مخاطرها البيئية الكبيرة (Chen *et al.*, 2010). يتم تحرير هذه المعادن الثقيلة من المخلفات المنزلية والصناعات الكيميائية وعمليات التعدين والصهر والغلفنة وإنتاج الوقود والطاقة وعمليات النقل (Lone *et al.*, 2008).

وتشكل وسائل النقل (حركة المرور الكثيفة) أهم المصادر الرئيسية لتلوث التربة وهواء المدن، لأنها تؤدي إلى إضافة المعادن الثقيلة إلى الوسط المحيط بشكل مستمر، مما يجعل وجودها فيها لعدة سنوات، حتى بعد إزالة مصادر التلوث (Wang *et al.*, 2009) ولذلك تلعب التربة الموجودة على جوانب الطرق دور المستودع المخزن للتلوث مباشرةً من الآليات، إلا أن الأنواع النباتية المراكمة للعناصر الثقيلة تلعب دوراً هاماً في الحد من انتشار التلوث بها من خلال مراكمتها في أجزائها المختلفة بتراكيز مرتفعة تتجاوز تلك التراكيز الموجودة في التربة، وهذا ما يقود إلى ضرورة دراسة الأنواع النباتية المزروعة على أطراف الطرائق وفي منصفات الشوارع الرئيسية لتحديد أكثرها كفاءة في الامتصاص والمراكمة من أجل زراعتها بشكل أكثر.

بناءً على ذلك كان الهدف من البحث: دراسة مقدرة ثلاثة أنواع نباتية مزروعة خلال فترة زمنية واحدة في منصف وأرصفة شارع الزراعة في اللاذقية وهي الأزدرخت *Melia azedarach* L. والتين اللامع *Ficus retusa* L. وبامياء الزهور *Hibiscus syriacus* L. على مراكمة عنصري الرصاص Pb و النيكل Ni وتوزع هذه العناصر في الأجزاء النباتية المدروسة وبالتالي تحديد النوع الأكثر فاعلية في المراكمة وإمكانية تصنيفه كنبات مراكم يساهم في تنقية البيئة المحيطة من أحد المعدنين الثقيلين المدروسين أو من كليهما.

طرائق البحث ومواده:

1–موقع الدراسة

يقع شارع الزراعة في مدينة اللاذقية التي تقع في الطابق البيوميناخي (الحراري السفلي) والخاضعة للمناخ المتوسطي بمعدل أمطار سنوية 600 –800 مم. وقد اختير شارع الزراعة نظراً للكثافة المرورية العالية وللتنوع النباتي العالي من حيث عدد الأنواع وعدد الأشجار.

2-الأنواع النباتية المدروسة

2-1 – الأزدرخت .L *Melia azedarach* أو (*M . orietalis*)

شجرة يبلغ طولها 15 م ، متساقطة الأوراق تتبع للفصيلة Meliaceae، ينتشر هذا النوع بشكل طبيعي في أواسط الصين وهيمالايا وغربهما، وفي بالوشستان وكشمير، وهو يزرع في بلدان مختلفة لأهداف مختلفة، إذ أنه يزرع في الهند و نيجيريا وأميريكا اللاتينية للحصول على خشب الوقيد. أما في سوريا والبلدان المجاورة فيزرع لغايات تزيينية، تتحمل أشجار هذا النوع الجفاف، كما أنها تتحمل القارية وانخفاض الحرارة حتى 0°م، لا تتأثر كثيراً بالتركيب الفيزيائي و الكيميائي للتربة (شلبي وآخرون، 2007).

2-2 – التين اللامع .L *Ficus retusa* أو (*F. microcarpa* var. nitida)

شجرة دائمة الخضرة، سريعة النمو، يصل طولها حوالي 15م تنتمي إلى الفصيلة Moraceae، يتحمل هذا النوع القص والتشكيل، لذلك يستعمل كأشجار تزيينية في الحدائق العامة والمنتزهات، وعلى أطراف الطرقات نظراً لما تؤمنه أفراد هذا النوع من ظل كبير وكثيف (شلبي وآخرون، 2007).

2-3 – بامياء الزهور .L *Hibiscus syriacus*

جنبة تزيينية متساقطة الأوراق تنتمي إلى الفصيلة **Malvaceae A.L Juss** مزروعة بشكل واسع، لها أسماء متعددة مثل (Shrub Althea, and Rose of Althea.) وتعرف في بلدنا بالهيبسكوس السوري، موطنها الأصلي آسيا، ينتشر في الساحل السوري كشجرة تزيينية من أجل أزهارها الجذابة ذات اللون الأبيض، الوردي، الأحمر والبنفسج، وهي جنبة يصل ارتفاعها إلى 3 م (شلبي وآخرون، 2007).

3-جمع العينات وتحضيرها وتحليلها

تم جمع العينات في شهر أيلول من العام 2011، من الأنواع النباتية الثلاثة المذكورة سابقاً، وتم أخذ أربعة مكررات من كل نوع بحيث تبعد المكررات عن بعضها مسافة حوالي 100 m على امتداد من الشارع بحدود 400 m، ومن كل مكرر تم أخذ عينات (تربة- أوراق- لحاء- خشب)، حيث جمعت العينات من الجهات الأربع لكل مكرر (نبات وتربة محيطه به) وخلطت معاً لتشكل عينة واحدة (عينة مركبة)، مع العلم أن عمر الأنواع النباتية المدروسة حوالي 15 عاماً .

وكذلك جمعت عينات التربة من الجهات الأربع حول كل مكرر على عمق pp (0-20) وخلطت معاً لتشكل عينة واحدة. ثم تمت تعبئة العينات المأخوذة بأكياس نايلون ملائمة محكمة الإغلاق، ومن ثم سجلت عليها المعلومات اللازمة بعد ترقيمها، وبعد ذلك تم نقلها إلى المخبر لإجراء التحاليل اللازمة.

3-1- طريقة تحضير عينات النبات

تمت تنقية عينات الأوراق واللحاء من الشوائب (غسيلها بماء الصنبور أولاً ثم بالماء المقطر) ومن ثم تجفيفها على ورق مقوى (تجفيف هوائي) وبعدها وضعت في أكياس ورقية، ثم جففت بالمجفف على درجة حرارة (60 م°) لمدة 72 ساعة، ثم طحنت، بعد ذلك تم أخذ حوالي 3g من كل عينة ووضعت في المجفف على حرارة 65C° لمدة 24 ساعة بهدف حساب الرطوبة، وأخيراً تم تجهيز الرشاحة بوزن 1g من كل عينة (العينات المجففة على درجة حرارة 60C°) وضعت في جفنات وجففت بالمرمدة على درجة حرارة 550C° لمدة 3 ساعات حتى أصبح لونها أبيض تماماً، ثم أضفنا 2ml من حمض HNO_3 (5 mol) ووضعت على السخان لمدة ساعة مع التحريك من فترة لأخرى بقضيب زجاجي، ثم رطبت بالماء المقطر (3-2) قطرات، ثم أضفنا 2ml من حمض HCl وجففت على السخان لمدة

ساعة كاملة، ثم أضفنا 2.5ml من حمض HNO_3 (2 mol) ثم رشحت العينة بنقلها من الجفنة إلى دورق معياري سعة 25ml وأكملت بالماء المقطر إلى 25ml.

3-2- طريقة تحضير عينات التربة

وضعت عينات التربة في أكياس ورقية وجففت بالمجفف على درجة حرارة (40 م°) أيضاً لمدة 72 ساعة، ومن ثم نخلت بمنخل قطر ثقوبه 2mm، ثم تم وزن 1g من كل عينة ووضعت في أنابيب زجاجية ثم أضيف لها 21ml من حمض HCl و 7ml من حمض HNO_3 وتركت طوال الليل، ثم وضعت في جهاز الهضم (كالداهل) ورفعت درجة الحرارة تدريجياً خلال ساعتين إلى 175C° تحت الضغط الطبيعي، وبعدها تركت على هذه الدرجة لمدة ثلاث ساعات، ثم بردت ورشحت، وأكملت الرشاحة بالماء المقطر حتى 50ml، ووضعت في عبوات بلاستيكية.

وأخيراً حللت العينات باستخدام جهاز التحليل الطيفي بالامتصاص الذري (atomic absorption spectrophotometer)، أما التحليل الإحصائي فتم باستخدام برنامج (COSTAT) وذلك من خلال تحليل التباين (ANOVA) حيث تمت مقارنة الفروق المعنوية بين المتوسطات بحساب قيمة أقل فرق معنوي (LSD) عند مستوى معنوية 5%، فعندما تكون ($p> 0.05$) دليل عدم وجود فروق معنوية في حين ($p< 0.05$) يعني وجود فروق معنوية، وتكون الفروق معنوية جداً عندما تكون ($p< 0.01$).

النتائج والمناقشة:

أولاً – الرصاص

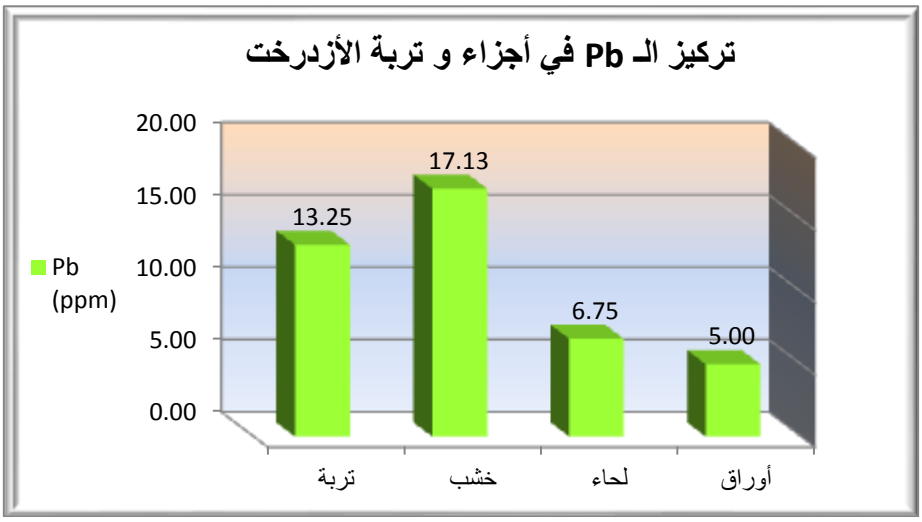
يعد عنصر الرصاص من أكثر العناصر السامة المنتشرة بشكل كبير في التربة وغيرها. توجد العديد من مصادر التلوث بهذا العنصر، ومن أهمها حمأة المخلفات المحلية، الفضلات الصناعية، نشاطات التعدين والصهر، صناعة الورق، عوادم السيارات (احتراق البنزين المرصص) (Lone *et al.*, 2008). والرصاص من العناصر التي لم يكتشف لها أي دور حيوي في النباتات حتى الآن، وهو ضعيف قابلية الحركة، وتسبب التراكيز العالية منه تثبيط نشاط الإنزيمات وإحداث تغيرات في نفاذية الأغشية والإخلال بالتغذية المعدنية (Sharma and Dubey, 2005) كما أن ارتفاع تركيزه في النبات يؤدي إلى جهد تأكسدي من خلال زيادة إنتاج الأوكسجين التفاعلي ROS في النباتات2009) (,Yadav.

1- مقارنة تراكيز الرصاص بين أجزاء النوع الواحد

1-1- الازدرخت .*Melia azedarach* L

تراوحت كميات الرصاص في أجزاء هذا النبات بين ppm (5–17.13) وقد كانت أعلى قيمة مقاسة له في الخشب (17.13ppm) بينما كانت في اللحاء (6.75ppm) وفي الأوراق (5.00ppm) فقط، وكانت القيمة المقاسة له في التربة (13.25ppm) (شكل 1). هذا وقد أظهرت مقارنة قيم الرصاص في الأجزاء المختلفة باستخدام تحليل التباين ANOVA وجود فرق معنوي واضح في قيم الرصاص بين الخشب واللحاء وكذلك بين الخشب والأوراق ($p < 0.05$) بينما لم يكن هناك فرق معنوي في قيمة الرصاص بين اللحاء، والأوراق ($p > 0.05$)، هذا يعني أن الخشب قد تفوق على كل من اللحاء والأوراق في مراكمة الرصاص، مما يمكننا من اعتباره كدليل حيوي على التلوث به. كما تظهر النتائج أيضاً قدرة الأزدرخت على امتصاص الرصاص ومراكمته في الخشب، الأمر الذي يعطيه أهمية كبيرة نظراً لطول عمره مقارنة مع الأوراق واللحاء القابلين للتجدد، كما تظهر النتائج أيضاً عدم وجود تلوث بالرصاص

في التربة وذلك عند المقارنة مع القيم العالمية حيث يتراوح محتوى الأفق السطحي من الرصاص بشكل طبيعي لمختلف أنواع الأتربة في البلدان المختلفة بين ppm (189–3) في حين تقدر الحدود الطبيعية للرصاص في مختلف أنواع الأتربة بـ (32ppm) حسب (Kabata–Pendias and Pendias, 2001)، وقد يعود ذلك إلى استخدام البنزين خالي الرصاص في محركات الآليات المختلفة منذ فترة لا بأس بها. وبشكل عام كانت قيمة معامل التراكم الحيوي أقل من الواحد (BF = 0.73).



شكل (1) متوسط تراكيز الرصاص كقيم متوسطة في الأجزاء النباتية والتربة لنبات الأزدرخت مقدرة بـ (DW) ppm .

وبالعموم عند مقارنة هذه النتائج مع نتائج الدراسات الأخرى المشابهة نجد بأن تراكيز الرصاص في التربة وفي الأجزاء النباتية تختلف عنها في الدراسات الأخرى المشابهة، وقد يعود ذلك إلى اختلاف الأماكن المدروسة والأنشطة البشرية المختلفة فيها أو إلى اختلاف الأنواع النباتية، ففي الدراسة التي أجراها (Sawidis *et al.*, 2011) لتحديد إمكانية استخدام أوراق ولحاء النوعين *Platanus orientalis* L. و *Pinus nigra* Arn. في ثلاث مدن أوروبية كمؤشرات حيوية للتلوث بالمعادن الثقيلة، بينت النتائج أن التراكيز الأعلى للرصاص وجدت في مدينة بلغراد، حيث بلغت(ppm 13.8) في أوراق *Platanus orientalis* L. وفي لحائه (15.2 ppm).

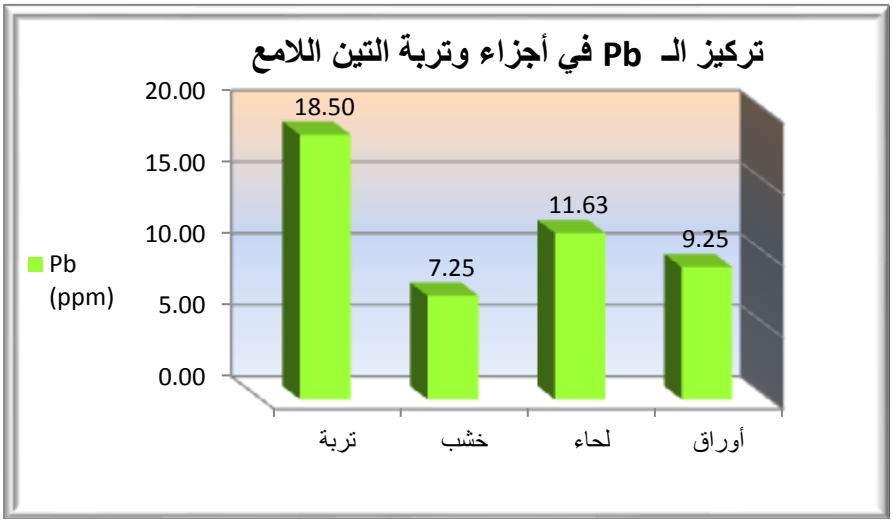
أما في الدراسة التي أجراها Celik وآخرون (2005) في مدينة Denizli (تركيا) على إمكانية استخدام أوراق النوع *Robinia pseudo–acacia* L. كمؤشر حيوي للتلوث بالمعادن الثقيلة في المدينة، حيث بلغت تراكيز الرصاص في عينات الأوراق المجموعة من جوانب الطرقات العامة للمناطق الحضرية ppm (11.5–53.00) كوزن جاف في حين تراوحت تراكيز الرصاص في عينات التربة المأخوذة من جوانب الطرق العامة للمناطق الحضرية ذاتها بين(ppm 336.5 –43.2) كوزن جاف.

كما تشير النتائج المتحصل عليها الى ارتفاع كمية الرصاص المتراكمة في خشب هذا النوع مقارنة بالأنواع النباتية المزروعة في الأماكن غير الملوثة التي لا تزيد عن 5ppm وبالتالي يمكن اعتماد خشب الأزدرخت كدليل حيوي للتلوث بالرصاص نتيجة لمراكمته لتراكيز عالية من الرصاص فيه.

2-1 – التين اللامع *Ficus retusa* L.

تراوحت قيم الرصاص في الأجزاء المختلفة لهذا النبات بين ppm (7.25–11.63) بالوزن الجاف (شكل 2) . حيث كانت أعلى قيمة للرصاص في اللحاء (11.63 ppm) يليها في الأوراق (9.25 ppm) وأخيراً في الخشب (7.25 ppm) في حين كانت كمية الرصاص المقاسة في التربة هي الأعلى فقد بلغت ppm (18.50). وكانت هذه القيم في الأجزاء النباتية المدروسة أعلى بقليل من تلك الموجودة في النباتات غير الملوثة والتي تبلغ قيمتها حوالي 5ppm. بينما كانت في التربة ضمن الحدود الطبيعية (وسطياً 18pmm) (Kabata–Pendias and Pendias, 2001).

وقد أظهر تحليل التباين باستخدام ANOVA وجود فرق معنوي في قيمة الرصاص بين اللحاء والخشب ($p < 0.05$)، لكن لم يوجد فرق معنوي بين اللحاء والأوراق، أو بين الأوراق والخشب ($p > 0.05$)، حيث تفوق اللحاء على باقي الأجزاء النباتية الأخرى في مراكمة الرصاص، وبشكل عام كانت قيمة معامل التراكم الحيوي أقل من الواحد (0.51 = BF) .



شكل (2) متوسط تراكيز الرصاص كقيم متوسطة في الأجزاء النباتية والتربة لنبات التين اللامع مقدرة بـ ppm (DW) .

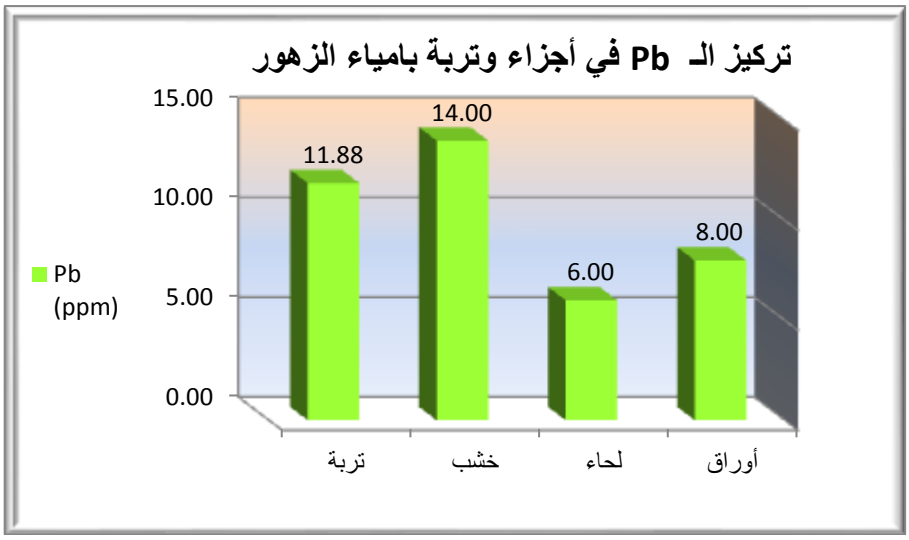
وبمقارنة هذه النتائج مع نتائج الدراسات الأخرى المشابهة نجد بأنها أعلى بقليل لكنها تبقى ضمن الحدود الطبيعية لتراكيز الرصاص في كل من التربة والنباتات، حيث تراوح تركيز الرصاص في أوراق النوع *Ficus religiosa* (Peepul tree) في باكستان بين ppm (1.31–3.12) وفي التربة ppm (5.60–30.0) حسب دراسة العلماء (Beg, 2000) Shams and Ali في (Bu–Olayan and Thomas, 2002)، وفي الدراسة التي قام بها (Bu–Olayan and Thomas, 2002) على مستويات الرصاص في نبات الغاف *Prosopis juliflora* في 12 موقعاً في الكويت (المناطق الصناعية– الأوتوسترادات– المدن)، أظهرت النتائج في المناطق الصناعية أعلى تركيز للرصاص في أوراق الغاف (3.86ppm) يليها اللحاء (3.22 ppm) وأخيراً الثمار (2.57 ppm)، أما تركيزه في التربة السطحية فكان (6.86 ppm) وهو أعلى منه في العينات النباتية، وهذا يتقارب مع نتائجنا بالنسبة للتين اللامع، أما في الدراسة التي أجراها كل من (Pahalawattaarachchi *et al.*, 2009) على مستويات عدة عناصر ثقيلة في نبات *Rhizophora mucronata* (Lam.) في الهند (Maharashtra)، أظهرت النتائج أن تركيز الرصاص في الأوراق تراوح بين ppm (2.96–4.85) وفي اللحاء بين (7.03–7.67)

ppm في حين أن تركيزه في التربة تراوح بين ppm (16.06–24.78). وعموماً، يتضح من نتائجنا بأنه يمكن عدّ اللحاء كمراكم جيد للرصاص وكمؤشر حيوي للتلوث به.

3-1 – بامياء الزهور *Hibiscus syriacus* L

كانت قيم الرصاص في الأجزاء المختلفة لهذا النبات متراوحة بين ppm (6–14) حيث كانت أعلى قيمة له في الخشب (14.00 ppm) يليها في الأوراق (8.00 ppm) وأخيراً في اللحاء (6.00 ppm)، وقد كانت القيمة المقاسة من الرصاص في التربة (11.88ppm) كما في (شكل 3). وحسب (Scheffer and Schachtschabel, 2010) فقد كان متوسط قيمة الرصاص في بامياء الزهور أكبر من الكمية الموجودة في النباتات غير الملوثة (<10 ppm).

وقد أظهر تحليل التباين باستخدام ANOVA فرقاً معنوياً واضحاً في قيمة الرصاص بين الخشب واللحاء، وكذلك بين الخشب والأوراق أيضاً ($p < 0.05$) في حين لم يكن هناك فرق معنوي في قيمة الرصاص بين اللحاء والأوراق ($p > 0.05$)، هذا يعني أن الخشب هو العضو الأكثر مراكمةً للرصاص، مما يعطي لنبات بامياء الزهور أهمية كبيرة، نظراً لطول عمر الخشب مقارنةً مع الأوراق واللحاء القابلين للتجدد، عموماً كانت قيمة معامل التراكم الحيوي أقل من الواحد (BF = 0.78)



شكل (3) متوسط تراكيز الرصاص كقيم متوسطة في الأجزاء النباتية والتربة لنبات بامياء الزهور مقدرة بـ ppm (DW)

في الدراسات الأخرى المشابهة وجد بأن النوع *Salix dasyclados* يراكم (6.3ppm) في الأوراق و(10.8ppm) في الأغصان وذلك حسب (Mleczek *et al.*, 2009). كما قدر تركيز الرصاص في لحاء النوع *Bauhinia monandra* المزروع على جوانب الطرقات في مدينة Ilorin في نيجيريا بين ppm (5.09–25) (Adekola and Afolayan, (2000، وفي الدراسة التي أجراها (Sawidis *et al.*, 2011) لتحديد إمكانية استخدام أوراق ولحاء النوعين *Platanus orientalis* L. و *Pinus nigra* Arn. في ثلاث مدن أوروبية كمؤشرات

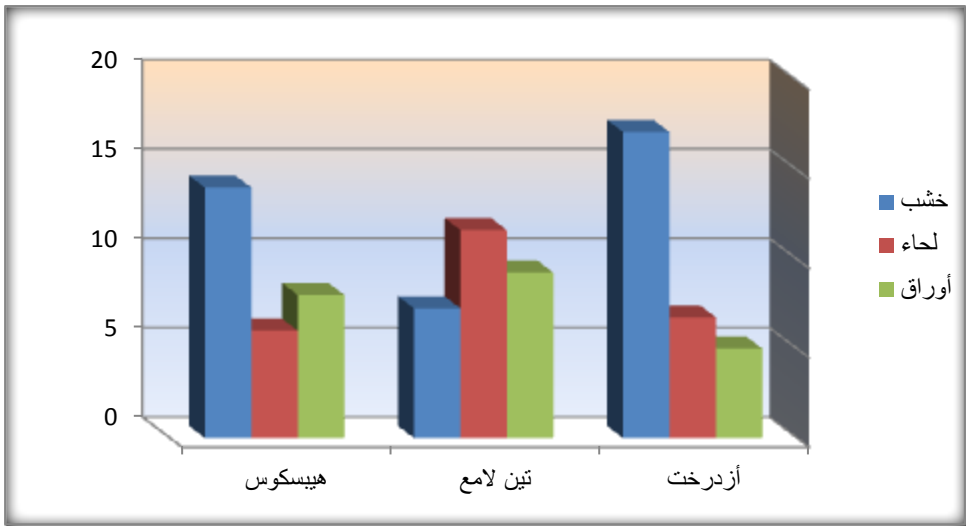
حيوية للتلوث بالمعادن الثقيلة، بينت النتائج أن التراكيز الأعلى للرصاص وجدت في مدينة بلغراد حيث بلغت في أوراق النوع *Pinus nigra* Arn. تقريباً (14.5ppm) وفي اللحاء (15.6ppm).

وبالتالي يمكن اعتبار خشب بامياء الزهور كدليل حيوي للتلوث بالرصاص كونه مراكماً جيداً لهذا العنصر كما تظهره تراكيز الرصاص فيه.

2- مقارنة تراكيز الرصاص بين أجزاء الأنواع الثلاثة

تشير نتائج الدراسة إلى تفوق خشب الأزدرخت و لحاء وأوراق التين اللامع على باقي الأجزاء النباتية الأخرى في مراكمة الرصاص، حيث وجد عند مقارنة تركيز الرصاص بين خشب الأنواع الثلاثة (شكل 4)، فرق معنوي واضح في تركيزه بين خشب الأزدرخت وخشب التين اللامع ($p< 0.05$)، في حين لم نجد أي فرق معنوي في تركيز الرصاص بين خشب التين اللامع وخشب بامياء الزهور ($p> 0.05$) فقد أظهرا قدرة مماثلة على مراكمة الرصاص. حيث تفوق خشب الأزدرخت على كل من خشب التين اللامع وخشب بامياء الزهور في مراكمة عنصر الرصاص.

وأخيراً بالنسبة لمقارنة تراكيز الرصاص في لحاء الأنواع النباتية الثلاثة المدروسة (شكل 4)، لاحظنا وجود فروق معنوية ($p< 0.05$) في تركيزه بين لحاء التين اللامع ولحاء كل من الأزدرخت وبامياء الزهور اللذين لم يوجد بينهما فرق معنوي في تركيز الرصاص ($p> 0.05$)، حيث تفوق لحاء التين اللامع على لحاء الأزدرخت وبامياء الزهور.



شكل (4) تراكيز الرصاص في أجزاء الأزدرخت و التين اللامع و بامياء الزهور

3- مقارنة تراكيز الرصاص بين الأنواع المدروسة على مستوى كامل النبات

عند مقارنة تراكيز الرصاص على مستوى كامل النبات في الأنواع الثلاثة باستخدام ANOVA لاحظنا عدم وجود فروق معنوية واضحة في قيم الرصاص كمتوسطات بين الأنواع الثلاثة.

أما فيما يتعلق بتركيز الرصاص في أتربة الموقع المدروس فقد كانت أقل بكثير من تلك القيم المتواجدة في أتربة المدن والبالغة 225ppm (Scheffer and Schachtschabel, 2010).

ثانياً – النيكـل

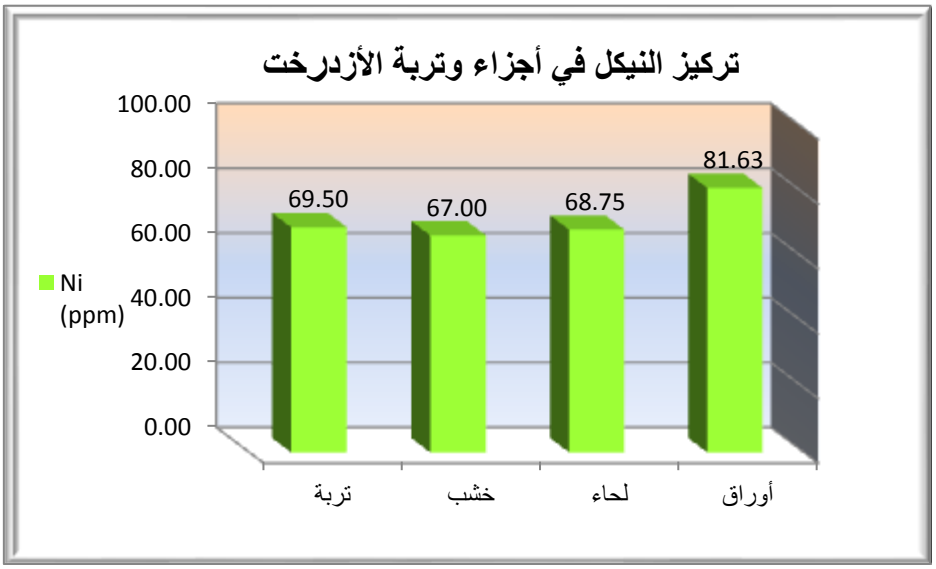
يوجد النيكل في التربة بتراكيز منخفضة في الصخور باستثناء الصخور البركانية (الاندفاعية) أو الأتربة السربنتينية، حيث تحتوي الأتربة الناشئة علها على 0,1 – 1 % Ni، ويزداد تركيزه في بعض المناطق نتيجة الأنشطة البشرية المختلفة مثل أعمال التعدين ، الانبعاثات من المصاهر، تطبيق مياه الصرف الصحي، الأسمدة الفوسفاتية، استخدام المبيدات وحرق الفحم والنفط (Yadav, 2009) ويضاف هذا العنصر إلى الديزل المستخدم في المصانع وأنظمة التدفئة السكنية (Yadav, 2009).

يتواجد النيكل في التربة بشكل Ni^{+2} و يصل تركيزه في الترب الملوثة إلى 20-30 ضعف الأتربة غير الملوثة والتي تتراوح بين 5ppm–40 (Izosimova, 2005). تؤدي زيادة Ni^{+2} في التربة إلى تغيرات فسيولوجية متنوعة ومختلفة وظهور أعراض التسمم المختلفة مثل داء الكلوروز و النخر (Yadav, 2009).

1– مقارنة تراكيز النيكل بين أجزاء النوع الواحد

1–1 – الأزدرخت *Melia azedarach* L.

تراوحت قيمة النيكل بين (81.63ppm) في الأوراق و هي القيمة الأعلى ثم في اللحاء (68.75ppm) ثم في الخشب (67.00ppm)، بينما كانت قيمته في التربة (69.50ppm) شكل (6). وتشير هذه النتائج إلى ارتفاع كمية النيكل في الأجزاء النباتية حوالي عدة مرات عن تلك الموجودة في النباتات النامية في الأماكن غير الملوثة والتي تبلغ قيمة أقل من 5ppm، بينما زادت قليلاً في التربة غير الملوثة عن الكمية الوسطية للنيكل في التربة 40ppm (Kabata–Pendias and Pendias, 2001). بين التحليل الإحصائي ANOVA عدم وجود فروق معنوية في تركيز النيكل بين الأجزاء النباتية الثلاثة (الخشب والأوراق و اللحاء) فقد أظهر النبات قدرة متماثلة على مراكمة النيكل في أعضائه الخضرية، وكان معامل التراكم الحيوي (BF=1.04). ويدل ذلك على أهمية هذا النوع كمراكم حيوي جيد للنيكل.



شكل (6)متوسط تراكيز النيكل كقيم متوسطة في الأجزاء النباتية والتربة لنبات الأزدرخت مقدرة بـ (DW)ppm.

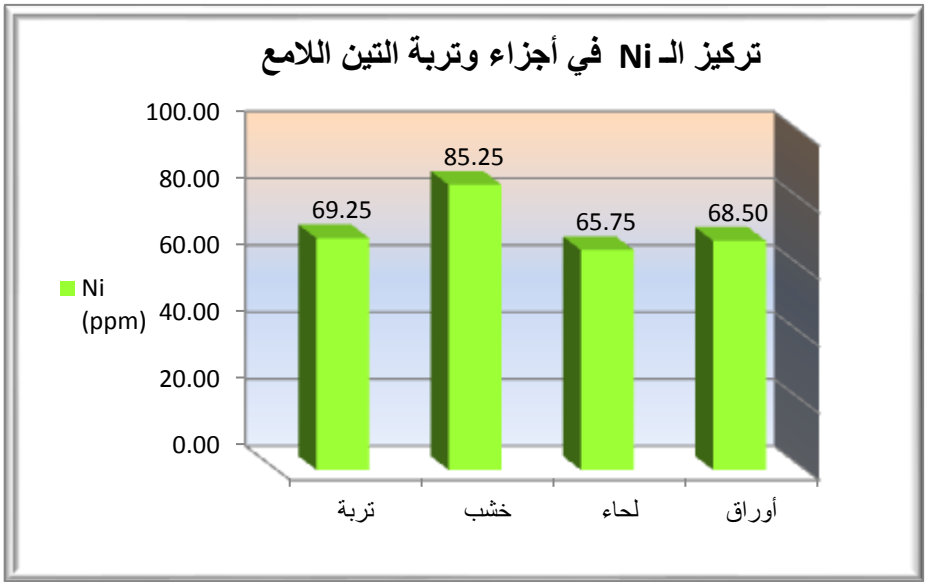
وبمقارنة هذه النتائج مع نتائج الدراسات الأخرى المشابهة نجد بأن أن تراكيز النيكل في موقع دراستنا أعلى وبشكل واضح خصوصاً في الأوراق، فمثلاً في الدراسة التي أجراها (Kord *et al.*, 2010) على أبر الصنوبر من النوع *Pinus eldaririca* Medw. كمؤشر للتلوث بالمعادن الثقيلة في مدينة طهران في إيران في المناطق المدنية والصناعية و الطرق العامة، وجدت أعلى قيمة للنيكل في العينات المأخوذة من مواقع الطرق العامة (الأوتوستترادات) هي (16.7ppm)، و في الدراسة التي أجراها كل من (Pahalawattaarachchi *et al.*, 2009) على مستويات عدة عناصر ثقيلة في نبات (Lam.) *Rhizophora mucronata* في الهند (Maharashtra)، أظهرت النتائج أن تركيز النيكل في الأوراق تراوح بين ppm (1.25–2.39) وفي اللحاء بين ppm (0.62–0.71) في حين أن تركيزه في التربة تراوح بين (54.83– 75.30) ppm، ويعود الفرق في النتائج إلى اختلاف الأماكن المدروسة وكثافتها المرورية بالإضافة إلى اختلاف الأنواع والأجزاء النباتية المدروسة، حيث أن التراكيز العالية من النيكل تعود إلى الانبعاثات من محركات الآليات التي تستخدم بنزين النيكل والاحتكاك والتآكل للنيكل من أجزاء العربات (Al-shayeb and Seward, 2001).

1-2 – التين اللامع .L *Ficus retusa*

تراوحت قيمة النيكل في أجزاء هذا النبات بين ppm(65.75–85.25) حيث أن أعلى قيمة له هي في الخشب (85.25 ppm) ثم في الأوراق (68.50ppm) ثم في اللحاء (65.75ppm) أما في التربة فقد كانت (69.25 ppm) شكل (7). وحسب دراسة العلماء(Kabata-Pendias and Pendias, 2001) لقد تجاوزت كمية النيكل عدة أضعاف القيمة الموجودة في النباتات النامية على الأتربة غير الملوثة، بينما ارتفعت كميته في الأتربة عن قيمته في الأتربة الطبيعية.

وعند تحليل التباين باستخدام ANOVA تبين وجود فرق معنوي في قيمة النيكل بين الخشب واللحاء ($p<0.05$)، لكن لم يوجد فرق معنوي بين الخشب والأوراق أو بين الأوراق واللحاء ($p>0.05$)، حيث تفوق الخشب على كل من اللحاء والأوراق في مراكمة النيكل مما يعطيه أهمية كدليل حيوي للتلوث في حين كان اللحاء والأوراق متقاربين في القدرة على مراكمة النيكل.

عموماً تشير النتائج إلى أن الأجزاء النباتية الثلاثة كانت فعالة في مراكمة Ni وقد كان عامل التراكم الحيوي أكبر من الواحد (BF=1.05) مما يعطي أهمية إضافية للنبات كمراكم جيد للنيكل.



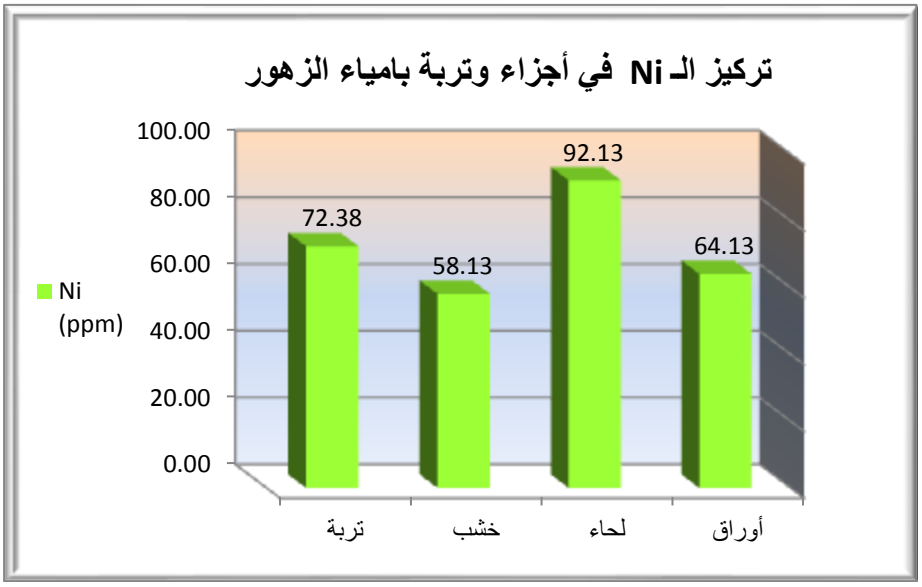
شكل (7)متوسط تراكيز النيكل كقيم متوسطة في الأجزاء النباتية والتربة لنبات التين اللامع مقدرة بـ ppm(DW) .

وبمقارنة هذه النتائج مع نتائج الدراسات الأخرى المشابهة نجد بأن ارتفاع معدل تراكم هذا العنصر في الأجزاء المدروسة للتين اللامع. ففي الدراسة التي أجراها كل من (Pahalawattaarachchi *et al.*, 2009) على مستويات عدة عناصر ثقيلة في نبات *Rhizophora mucronata* (Lam.) في الهند (Maharashtra)، أظهرت النتائج أن تركيز النيكل في الأوراق تراوح بين ppm (1.25–2.39) وفي اللحاء بين ppm (0.62–0.71) في حين أن تركيزه في التربة تراوح بين ppm (54.83–75.30) ، وفي الدراسة التي قام بها (Calzoni *et al.*, 2007) لاستعمال نبات *Rosa rugosa* في إيطاليا كدليل حيوي للتلوث بالمعادن الثقيلة، وبينما بلغ تركيز هذا العنصر في الأوراق بحدود (1.5 ppm).

3-1 – بامياء الزهور *Hibiscus syriacus* L

في هذه الدراسة وصل تركيز النيكل في لحاء هذا النبات (92.13ppm)، بينما كان في الأوراق (64.13ppm) وفي الخشب (58.13ppm) أما في التربة فقد كانت قيمة النيكل (72.38ppm) شكل(8). تشير هذه النتائج أيضاً إلى تجاوز القيم المتحصل عليها في النبات المدروس بعدة مرات عن تلك القيمة الطبيعية للنيكل في النباتات النامية في المناطق غير الملوثة(Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

وعند تحليل التباين ANOVA، ثبت وجود فرق معنوي في قيمة النيكل بين اللحاء والأوراق وبين اللحاء والخشب ($p< 0.05$) بينما لم يوجد فرق معنوي بين الخشب والأوراق ($p> 0.05$), حيث تفوق اللحاء في المراكمة على كل من الخشب والأوراق. هذا وقد بلغ معامل التراكم الحيوي قيمة قريبة من الواحد (BF=0.98).



شكل (8) متوسط تراكيز النيكل كقيم متوسطة في الأجزاء النباتية والتربة لنبات بامياء الزهور مقدرة بـ ppm(DW) .

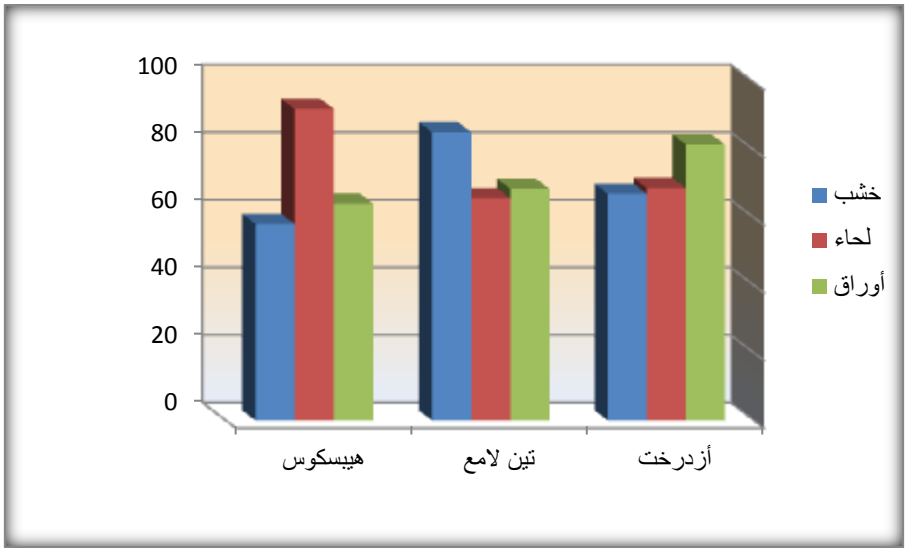
هذا وتشير نتائج دراستنا هذه إلى ارتفاع كميات هذا العنصر في نبات بامياء الزهور مقارنة مع أبحاث أخرى على نباتات أخرى. فقد أظهرت الدراسة التي قام بها (Madejón *et al.*, 2004) على النوع *Populus alba* لاعتماد هذا النوع كمؤشر على التلوث بالمعادن الثقيلة في الغابات الملوثة المتواجدة على ضفاف الأنهار إلى أن تركيز النيكل في الأوراق لم يتجاوز (1.33ppm) وفي اللحاء (0.72ppm) هذا وقد يعود هذا الفرق إلى اختلاف كل من الأماكن المدروسة وشدة التلوث وإلى اختلاف الأنواع والأجزاء النباتية المدروسة، كما تشير الكثير من الدراسات إلى اختلاف في تفضيل الأنواع النباتية في امتصاص عنصر عن آخر (Sarma, 2011).

2- مقارنة تراكيز النيكل بين أجزاء الأنواع الثلاثة

تشير نتائج الدراسة الى تفوق أوراق الأزدرخت ، لحاء الهيبسكوس، خشب التين اللامع في مراكمة النيكل شكل(9) حيث وجد عند مقارنة تراكيز النيكل بين خشب الأنواع الثلاثة (شكل 9)، فرق معنوي واضح في تركيزه بين خشب التين اللامع وخشب الأزدرخت، وكذلك بين خشب الأزدرخت وخشب بامياء الزهور($p< 0.05$)، حيث تفوق خشب التين اللامع في مراكمة عنصر النيكل وكان الترتيب كالتالي، خشب التين اللامع، ثم خشب الأزدرخت، وأخيراً خشب بامياء الزهور.

وبالنسبة لتراكيز النيكل في أوراق الأنواع الثلاثة (شكل 9)، تبين وجود فرق معنوي في تركيزه بين أوراق الأزدرخت، وكل من التين اللامع وبامياء الزهور ($P< 0.05$)، بينما لم نجد أي فرق معنوي في تركيز النيكل بين أوراق التين اللامع وبامياء الزهور ($P> 0.05$)، وبالتالي تفوقت أوراق الأزدرخت على كل من أوراق التين اللامع وأوراق بامياء الزهور اللتين أظهرتا قدرة متماثلة على مراكمة النيكل.

وأخيراً بالنسبة لمقارنة تراكيز النيكل في لحاء الأنواع النباتية الثلاثة المدروسة (شكل 9)، لاحظنا وجود فروق معنوية ($p< 0.05$) في تركيزه بين لحاء بامياء الزهور ولحاء كل من الأزدرخت والتين اللامع اللذين لم يوجد بينهما فرق معنوي في تركيز النيكل ($p> 0.05$)، حيث تفوق لحاء بامياء الزهور على لحاء الأزدرخت والتين اللامع.



شكل (9) تراكيز النيكل في أجزاء الأزدرخت و التين اللامع و بامياء الزهور

3- مقارنة تراكيز النيكل بين الأنواع المدروسة على مستوى كامل النبات

عند مقارنة تراكيز النيكل على مستوى كامل النبات في الأنواع الثلاثة باستخدام ANOVA لاحظنا عدم وجود فروق معنوية واضحة في قيم النيكل كمتوسطات بين الأنواع الثلاثة ($p> 0.05$) (شكل 8).

أما فيما يتعلق بتركيز النيكل في أتربة الموقع المدروس، فقد كانت أعلى من تلك القيم المتواجدة في أتربة المدن والبالغة 28ppm (Scheffer and Schachtschabel, 2010).

4 - مقارنة تراكيز الرصاص و النيكل في النباتات الثلاثة

نلاحظ عند المقارنة أن تراكيز النيكل أعلى وبشكل كبير من الرصاص في الأجزاء النباتية المختلفة للأنواع النباتية الثلاثة المدروسة، وقد يعود ذلك إلى اختلاف درجة التلوث بهذه العناصر ومن جهة أخرى إلى تفضيل الأنواع النباتية المدروسة لامتصاص النيكل أكثر من الرصاص (Kabata- Pendias and Pendias, 2001).

الاستنتاجات والتوصيات :

1- الموقع غير ملوث بشكل كبير بهذين العنصرين، وذلك عند مقارنة تراكيزهما في دراستنا مع المعدلات الطبيعية العالمية لتراكيزهما في كل من التربة والنباتات.

2- يمكن عدّ الأزدرخت والتين اللامع كمراكمات حيوية جيدة لعنصر النيكل (BF>1) .

3- يمكن عدّ لحاء بامياء الزهور مراكماً جيداً للنيكل ومؤشراً حيوياً على التلوث بالمعادن الثقيلة.

4- يمكن عدّ خشب الازدرخت وخشب بامياء الزهور كمؤشر حيوي على التلوث بالمعادن الثقيلة، وذلك لأنهما مراكمات جيدان للرصاص.

ونقترح مايلي:

1- التوسع بزراعة الأزدرخت و التين اللامع خصوصاً في الأماكن عالية التلوث بالرصاص و النيكل .

2- المتابعة في إجراء مثل هذه الدراسات.

3- الاعتماد بشكل متزايد على النباتات كأدلة حيوية للتلوث بالمعادن الثقيلة.

المراجع:

1- شلبي، م،ن.، الشمري، س، ف.، مسلاتي، ك، ص.، نمازي، ع،ع. (2007). الأشجار والشجيرات الحدائقية في مدينة أبها. معهد بحوث الموارد الطبيعية والبيئية- مطابع مدينة الملك عبد العزيز للعلوم والتقنية، المملكة العربية السعودية، الرياض: 648.

2- ADEKOLA, F. A. and AFOLAYAN, O. B. *Assessment of levels of some heavy metals in the bark of street trees in Ilorin city, Nigeria*. Bioscience Research Communications, BRC, 2000, 9942-12204.

3- ADRIANO, D. C. *Trace elements in the terrestrial environment*. – Springer-Verlag, New York, 1986, 533.

4- ADRIANO, D. C.; Bolan, N. S.; Vangronsveld, J.; Wenzel, W. W. *Heavy metals. In: Hille D (ed) Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier, Amsterdam, 2005, 175–182

5- AHMADPOUR, P.; MAT NAWI, A.; ABDU, A.; ABDUL-HAMID, H.; SINGH, D. K.; HASSAN, A.; MAJID, N. M.; JUSOP, S. *Uptake of Heavy Metals by Jatropha curcas L. Planted in Soils Containing Sewage Sludge*. American Journal of Applied Sciences 7 (10), 2010, 1291-1299.

6- AL-SHAYEB, S. M.; SEWARD, M. R. D. *Heavy metal content of roadside soils along ring road in Riyadh (Saudi Arabia)*. Asian J. Chem., 13 (2), 2001, 407-423 (17 pages).

7- BAKER, A. J. M.; BROOKS, R. R. *Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements- a review of their distribution, ecology and phytochemistry*. Biorecovery, 1, 1989, 811- 826.

8- BLUME, H.; BRÜMMER, G. W.; SCHWERTMANN, U.; HORN, R.; KÖGEL-KNABNER, I.; STAHRR, K.; AUERSWALD, K.; BEUER, L.; HARTMANN, A.; LITZ, N.; SCHEINOST, A.; STANJEK, H.; WELP, G.; WILKE, B. *Scheffer / Schactschabel, Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg-Berlin. 571, 2008 , 329-346.

9- BU-OLAYAN, A. H.; THOMAS, B. V. *Biomonitoring studies on the lead levels in mesquite (Prosopis juliflora) in the arid ecosystem of Kuwait*. Kuwait J. Sci. Eng, 29(1), 2002, 56-73.

10- CALZONI, G. L.; ANTOGNONI, F.; PARI, E.; FONTI, P. *Active biomonitoring of heavy metal pollution using Rosa rugosa plants*. Environmental Pollution, 149, 2007, 239-245.

11- CELIK, A.; KARTAL A. A.; AKDOĞAN A.; KASKA Y. *Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinio pseudo-acacia L. Environment International*, 31, 2005, 105–112.

12- CHAUDHRY, T. M.; HAYES, W. J.; KHAN, A. G. ; KHOO, C. S. *Phytoremediation - focusing on accumulator plants that remediate metalcontaminated soils*. – Austraaslian Journal of Ecotoxicology. 4, 1998, 37-51.

13- CHEHREGANY, A.; MALAYERI, B. E. *Heavy metal removal by plants*. Int. J. Agri. Biol., Vol. 9(3), 2007, 462–465.

14- CHEN, X.; XIA, X.; ZHAO, Y.; ZHANG, P. *Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China*. Journal of Hazardous Materials, 181, 2010, 640–646.

15- CLUIS, C. *Junk-greedy Greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination.* BioTeach Journal, Vol. 2, 2004, 1-7.

16- CUNNINGHAM, S. D.; OW, D.W. *Promises and prospects of phytoremediation*. Plant Physiol, 110, 1996, 715-719.
17- GHOSH, M.; SINGH, S. P. *A comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species.* Environmental Pollution, 133, 2005_a, 365-371.
18- GHOSH, M. and SINGH, S.P. *A Review On Phytoremediation Of Heavy Metals and Utilization Of Its Byproducts.* Applied Ecology and Environmental Research, 3(1), 2005_b, 1-18.
19- HENRY, J. R. *In An Overview of Phytoremediation of Lead and Mercury*. –NNEMS Report. Washington, D.C., 2000, pp 3-9.
20- IZOSIMOVA, A. Modelling the interaction between calcium and nickel in the soil–plant system. FAL Agricultural Research, 288, 2005, 99.
21- JADIA, C. D.; Fulekar, M. H. *Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques*. African Journal of Biotechnology Vol. 8 (6), 2009, pp. 921-928.
22- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. *Trace Elements in Soils and Plants*. ISBN 0-8493-1575-1. Boca Raton London New York Washington, D.C, 2001, 403.
23- KHO, F. W. L.; LAW, P. L.; IBRAHIM, S. H.; SENTIAN, J. *Carbon monoxide levels along roadway*. *Int. J. Environ*. Sci. Tech., 4 (1), 2007, 27-34 (8 pages).
24- KORD, B.; MATAJI, A.; BABAIE, S. *Pine (Pinus Eldarica Medw.) needles as indicator for heavy metals pollution*. Int. J. Environ. Sci. Tech., 7 (1), 2010, 79-84.
25- KUMAR, P. B. A. N.; DUSHENKOVE, V.; MOTTO, H.; RASKIN, I. *Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils*. – Environ.Sci. Technol. 29, 1995, 1232-1238.
26- LASAT, **M.M.** *Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinenet agronomic issues.* Journal of Hazardous Substance Research, Vol. 2, 2000, 5-25.
27- LONE, M. I., He, Z.; STOFFELLA, P. J.; YANG, X**.** *Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives*. Journal of Zhejiang University SCIENCE B, 9(3), 2008, 210-220.
28- MACNAIR, M. R. *The hyperaccumulation of metals by plants*, Adv. Bot. Res. 40, 2003, 63–105.
29- MADEJÓN, P.; MARAÑÓN, T.; MURILLO J. M.; ROBINSON B. *White poplar (Populus alba) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests*. Environmental Pollution 132, 2004, 145-155.
30- MLECZEK, M.; RISSMANN, I.; RUTKOWSKI, P.; KACZMAREK, Z.; GOLINSKI, P. *Accumulation of selected heavy metals by different genotypes of Salix*. Environmental and Experimental Botany 66, 2009, 289–296.
31- MUELLER, B.; ROCK, S.; GOWSWAMI, D.; ENSLEY, D. *Phytoremediation Decision Tree*. Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group, 1999, pp 1-36.
32- ONDER, S.; DURSUN, S. *Air borne heavy metal pollution of Cedrus libani (A. Rich.) in city center of Konya (Turkey)*. Atmospher. Environ., 40 (6), 2006, 1122-1133 (12 pages).
33- PAHALAWATTAARACHCHI, V.; PURUSHOTHAMAN, C. S.; VENNILA, A. *Metal phytoremediation potential of Rhizophora mucronata(Lam.)*. INDIAN J.MAR. SCI., VOL. 38(2), 2009, 178-183.
34- PULFORD, I. D.; WATSON, C. *Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees- a Review*. Environment International, 29, 2003, 529– 540.

35- RASCIO, N.; NAVARI-IZZO, F. *Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting* ? Plant Science 180, 2011,169–181.

36- REEVES, R. D. *Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction*. – Plant and Soil. 249, 2003, 57-65.

37- SALT, D. E.; BLAYLOCK, M.; KUMAR, P. B. A. N.; DUSHENKOV, V.; ENSLEY, B. D.; RASKIN, I. *Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants.* Biotechnol, 13, 1995, 468-474.

38- SALT, D. E.; PICKERING, I. J.; PRINCE, R. C.; GLEBA, D.; DUSHENKOV, S.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. *Metal accumulation by aquacultured seedlings of Indian Mustard.* – Environ. Sci. Technol. 31(6), 1997, 1636-1644.

39- SARMA, H. *Metal hyperaccumulation in plants: A review focusing on Phytoremediation technology*. Journal of Environmental Science and Technology, 4(2), 2011, 118- 138.

40- SAWIDIS, T.; BREUSTE, J.; MITROVIC, M.; PAVLOVIC, P.; TSIGARIDAS, P. *Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities.* Environmental Pollution 159, 2011, 3560-3570

41- SCHEFFER and SCHATSCHABEL. *Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg*, Berlin, 2010

42- SHAMS, Z. I.; ALI BEG, M. A. *Lead in particulate deposits and in leaves of roadside plants, Karatchi, Pakistan*. The Environmentalists, 20, 2000, 63-76.

43- SHARMA, P.; DUBEY, R.S. *Lead toxicity in plants*. Brazilian Journal of Plant Physiology 17, 2005, 35–52.

44- WANG, L.; LU X.; HUANG, J.; LEI, K.; ZHAI, Y. *Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China*, J. Hazard. Mater. 161, 2009, 1058–1062.

45- YADAV, S.K. *Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants***.** South African Journal of Botany xx, 2009, xx- xxx

46- ZHUANG, P.; MCBRIDE, M. B.; XIA, H.; LI, N.; LI, Z. *Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China*. Science of the Total Environment, 407, 2009, 1551–156.