المراقبة الحيوية لتلوث الهواء ببعض المعادن الثقيلة الناتجة عن الطريق الدولي M1 باستخدام الشيبيات المنقولة

كامل خليل* (1) و شهيد مصطف (2) و رنيم عبود(1)

(1). قسم الوقاية البيئية، المعهد العالي لبحوث البيئة، جامعة تشرين. اللاذقية، سورية.

(2). قسم الكيمياء، كلية العلوم، اللاذقية، سورية.

(*للمراسلة الباحث: كامل خليل، البريد الإلكتروني: d.kamelkhalil@tishreen.edu.sy)

تاريخ الاستلام: 17/ 5/ 2024 تاريخ القبول: 8/ 7/ 2024

الملخص

هدفت هذه الدراسة إلى مراقبة حالة التلوث ببعض المعادن الثقيلة (Pb، Cd، Cu، Zn) الناتجة عن الطريق الدولي M1 باستخدام الشيبيات المنقولة كمركم حيوي للعناصر الثقيلة، لذلك جمعت عينات الشيبيات *Parmelia Pastillifera* بتاريخ 2022/5/20 من محمية الشوح والأرز في منطقة صلنفة (مدينة اللاذقية– سورية)، نقلت عينات الشيبيات إلى الجانب الشرقي (الرياح السائدة غربية) من الأوتوستراد الدولي M1 في بداية الشهر السادس 2022/6/1 إلى أربعة مواقع تبعد عن الأوتوستراد مسافات مختلفة (0 – 10 – 50 – 100 متر) وعلقت الشيبيات المنقولة بأكياس نايلون مثقبة على الأشجار الموجودة في المواقع بارتفاع (1.5–2) متر فوق سطح التربة وتركت لمدة 3 أشهر (تموز، آب، أيلول). قدرت تراكيز المعادن الثقيلة (Pb، Cd، Cu، Zn) في نهاية كل شهر في مخابر المعهد العالي لبحوث البيئة بهدف دراسة العلاقة بين هذه العناصر الأربعة المدروسة. أظهر النتائج أن ترتيب قيم محتوى المعادن المتراكمة في الشيبية المنقولة في المواقع الأربعة وفي جميع العينات المأخوذة كان على النحو التالي: الزنك > النحاس > الرصاص > الكادميوم وكانت قيم محتوى المعادن أعلى من الشاهد، وسجلت علاقات ارتباط موجبة ومعنوية بين المعادن المدروسة. حسب قيم معامل التراكم (EC)، كان صف التراكم لعنصري الكادميوم والنحاس (شديد إلى متوسط) وأن تراكم الرصاص (خفيف إلى متوسط) والزنك كان (منخفض). سجلت المعادن المدروسة علاقة ارتباط سلبية مع المسافة (تناقص التراكيز مع زيادة المسافة عن الأوتوستراد) لكن لم تكن معنوية. خلصت الدراسة بإمكانية اعتماد الشيبية المنقولة *Parmelina pastillifera* كمراكم حيوي لتقييم التلوث على جوانب الطرق بالمعادن الثقيلة (Pb، Cd، Cu، Zn) في ظروف منطقة الدراسة.

الكلمات المفتاحية: الشيبيات المنقولة، المراكم الحيوي، المعادن الثقيلة، الطريق الدولي M1. سورية.

المقدمة:

يكمن القلق الناجم عن زيادة الملوثات الجوية وراء الجهود الرامية لضرورة الرصد المستمر لمستويات العناصر الملوثة في البيئة ووضع برامج وخطط الإدارة للسيطرة عليها، حيث يتم الحصول على المعلومات الكمية الضرورية لتلوث الهواء بالعناصر الكيمائية عن طريق القياسات الميدانية (Wolterbeek, 2002). إلا أن القياسات باستخدام المعدات التقنية قليلة ويرجع ذلك إلى ارتفاع تكاليف المواد والمعدات، الطاقة الكهربائية، عدم امكانية تثبيت المعدات المفيدة في جميع المواقع المطلوبة وحمايتها من التخريب

(Marques, 2008). من هنا تأتي أهمية المراقبة (الرصد) الحيوية Biomonitoring لمنطقة دراسة ما، تفتقر تماماً لشبكة كشف الملوثات (Bergamaschi *et al.*, 2007). يعد استخدام المراكمات الحيوية Bioaccumulators من الطرائق الاقتصادية والفعالة في تقييم جودة الهواء وخاصة فيما يتعلق بالمعادن الثقيلة لا سيما في المناطق الحضرية/المناطق الصناعية بسبب ما توفره من استجابات محددة للملوثات (Khalil, 2000; Bargagli and Mikhailova, 2002). ومن أهم المراكمات الحيوية الشيبيات Lichens أو (الحزازيات) كما يسميها البعض، وهي عبارة عن كائنات صغيرة ناتجة عن اتحاد كائنين مختلفين: فطر fungus و(أشنه algae أو ساينوبكتريا cyanobacteria) تقوم بعملية التركيب الضوئي يعيشان معاً بشكل متعايش symbiosis وبشكل عام، لا يجمع الشيبية أي تشابه مع شريكيها المكونين لها، يكون هذا التعايش ذو فائدة للفطر وأيضاً للأشنة، حيث يستقبل الفطر المواد الكربوهيدراتية الضرورية لوجوده من الأشنة، بينما يقوم الغلاف الذي تشكله الأنسجة الفطرية بحماية الأشنة من الفقد المائي القاسي ومن الأشعة الشمسية العالية الشدة. تؤمن الشيبيات المغذيات الضرورية لها وتراكم الملوثات من خلال امتصاصها مباشرة من الغلاف الجوي عبر كامل سطح مشراتها Thaulls فهي لا تمتلك جذور ولا فروع ولا أوراق خلافاً للنباتات العليا (Kirschbaum and Wirth, 1997; Loppi and Pirintsos, 2003; Stamenkovic *et al.*, 2013).

تم تعريف الشيبيات على أنها "**أنظمة تحكم دائمة**" لتقييم تلوث الهواء بسبب حساسيتها العالية تجاه ملوثات معينة وقدرتها على تخزين الملوثات في أنسجتها الحيوية (De La Cruz, 2018)، تستطيع الشيبيات، بسبب نموها البطيء ودورة حياتها الطويلة، مراكمة الملوثات، وخاصة المعادن الثقيلة، في مشراتها بتراكيز أعلى بكثير من متطلباتها الفيزيولوجية (Sweat, 2010)، فهناك العديد من المعادن (Pb, Zn, Cd, Ni, Cu, Hg, Cr) التي تعد سامة للكثير من الكائنات الحية ولكنها يمكن أن تتراكم في نفس الوقت في عينة شيبية واحدة بدون أن تبدي أي مظاهر ضرر (Sujetoviene and Sliumpaite, 2013; Canha *et al.*, 2014; Malaspina *et al.*, 2018).

في مناطق المدن حيث لا توجد الشيبيات تم استنباط طريقة لدراسة تراكم المعادن الثقيلة تتمثل بتقنية " **الشيبيات المنقولة**" . Transplanted lichens حيث يتم عادة جمع الشيبيات من منطقة طبيعية natural areas نظيفة وخالية من التلوث غنية بالشيبيات ثم تنقل إلى المكان المراد دراسته بعد وضعها على لوحات خشبية أو ضمن أكياس بلاستيكية مثقبة (شبكية) وهذا ما يسمى **تقنية الأكياس** bags technique، (Yildiz *et al.*, 2011; Syed Salleh and Abas, 2023) حيث تعلق على الأشجار أو حامل خشبي بواسطة خيوط نايلون في المنطقة المراد دراستها، وترك لفترة من الزمن وتؤخذ عينات الشيبيات بعدها للتحليل (خليل وآخرون، 2022) ويفضل أن تكون فترات التعرض exposure periods بين 1-3 أشهر لأن فترات التعرض الأطول قد تسبب تدهوراً فيزيولوجياً وتغيرات بنيوية (Mikhailova and Sharunova, 2008). هذا وتشكل وسائل النقل أحد أهم مصادر التلوث بالمعادن الثقيلة خصوصاً في المدن حيث تنتج بشكل رئيس عن المحركات والفرامل (Cd, Cu, Ni) وزيوت التشحيم (Cu, Zn, Cd) وانبعاثات العوادم (Pb) والاحتكاك وتآكل الإطارات (Cd)، فحركة المرور الكثيفة هي إحدى المصادر الرئيسة لتلوث المدن بالعناصر الثقيلة (Padmavathiamma and Li, 2007; Chen *et al.*, 2010; Adamiec, 2017) بناءً على ما تقدم تم في هذا البحث استخدام **تقنية الشيبيات المنقولة** كأداة مراقبة حيوية فعالة (Active) موثوقة واقتصادية وسريعة لتقييم تلوث الهواء في محيط الطريق الدولي M1 بالمعادن الثقيلة باستخدام الشيبة *Parmelina Pastillifera* المنتشرة طبيعياً في صلنفة (محمية الشوح والأرز) وهي منطقة الشاهد من خلال تقدير محتواها من الرصاص (Pb)، الكادميوم (Cd)، النحاس (Cu)، الزنك (Zn) والناتجة عن حركة المواصلات)، وتلك المنقولة على الجانب الشرقي من الأوتوستراد الدولي M1 خلال 3 أشهر وبمسافات مختلفة عن

الأوتوستراد (0– 10– 50 –100 متر)، أيضاً حساب معامل التراكم (EC) لكل من المعادن التي تناولتها هذه الدراسة ودراسة علاقات الارتباط فيما بينها وامكانية اعتماد الشيبية المنقولة *Parmelina Pastillifera* كمراكم حيوي للمعادن الثقيلة في المنطقة المدروسة.

مواد البحث وطرائقه:

موقع جمع عينات الشيبيات (منطقة الشاهد):

تقع محمية الشوح والأرز [35° 35' 0.4.31" N – 36° 13' 01.65" E]، في الجزء الشمالي لسلسلة الجبال الساحلية في منطقة صلنفة (مدينة اللاذقية–سورية) التي تبلغ مساحة نواتها 13.5 كم^2، على ارتفاع بين 900 و 1560 متر فوق سطح البحر على السفحين الغربي والشرقي لجبل النبي متى (مشروع صون التنوع الحيوي وإدارة المحميات، مشروع الأرز والشوح، 2004). جمعت عينات الشيبيات *Parmelia Pastillifera* بتاريخ 2022/5/20 من على جذوع وأغصان أشجار السنديان البلوطي *Quercus infectoria* على ارتفاع 1.5 متر فوق سطح التربة ووضعت العينات في أكياس من النايلون كما في الشكل (1).

الشكل (1): أكياس جمع العينات الشيبية.

الشيبية المنقولة *Parmelina pastillifera*:

تعد هذه الشيبية من الشيبيات الورقية Foliose وتتبع الفصيلة *Parmeliaceae*، رمادية بيضاء اللون ذات فصوص عريضة بدون أجسام ثمرية Apothecia ولكن ذات أسيدي Isidia سوداء اللون (على شكل أزرار)، الوجه السفلي بني مسود مغطى بشكل كامل بأشباه الجذور Rhizines. تنتشر في المناطق ذات الهطولات العالية للأمطار وتتواجد على الأشجار الغنية بالمواد المغذية (خليل، 2015، خليل وآخرون، 2022).

Parmelina pastillifera

الشكل (2): الشيبية *Parmelina pastillifera* (Harm.) Hale من محمية الأرز والشوح (صلنفة – اللاذقية).

مواقع وضع عينات الشيبيات المنقولة:

نقلت عينات الشيبيات إلى الجانب الشرقي من الأوتوستراد الدولي M1 (الرياح السائدة غربية) في بداية الشهر السادس 2022/6/1 إلى أربعة مواقع تبعد عن الأوتوستراد بمسافات مختلفة (0 – 10 – 50 – 100 متر) الجدول (1) موضحة بالشكل (3) على اعتبار أن تأثير التلوث الناتج عن حركة السيارات على الطرقات يكون واضح على الأقل ضمن 100 متر على جانب الطريق (Demiray *et al.*, 2012).

الجدول (1): إحداثيات المواقع (حسب المسافة)

الموقع (المسافة) متر	الاحداثيات
0	35° 411' 0.33" N – 35° 929' 006" E
10	35° 411' 16" N – 35° 929' 20" E
50	35° 411' 24" N – 35° 929' 006" E
100	35° 411' 44" N – 35° 929' 58" E

وعلقت الشيبيات المنقولة بأكياس نايلون مثقبة (الشكل 4) على الأشجار الموجودة في الموقع بارتفاع (1.5–2) متر فوق سطح التربة تقريباً (Allen, 2017) لدراسة تأثير المسافة بالابتعاد عن الأوتوستراد والتراكم للملوثات مع الزمن بواقع 3 مكررات في كل موقع:

الشكل (3): مسافات وضع أكياس الشيبيات المنقولة

الشكل (4): تعليق الشيبيات المنقولة على الأشجار

جمع عينات الشيبيات لإجراء التحاليل (تحضير وقياس قيم المعادن):

تم جمع عينات الشيبيات المنقولة خلال ثلاث فترات زمنية منتظمة أي بعد مضي 30 يوم (تموز)، 60 يوم (آب)، 90 يوم (أيلول)، أخذت ثلاثة مكررات من كل موقع لكل فترة زمنية ولكل مسافة للشيبيات الموضوعة في أكياس بلاستيكية مثقبة ومن ثم نقلت إلى المختبر لإجراء التحاليل المناسبة. في البداية تمت تنقية عينات الشيبيات من أي شوائب (قلف) بعد قشطها عن الأغصان بسكين حادة من الستانلس ستيل غير قابلة للصدأ، لم تغسل بهدف المحافظة على الغبار المتراكم (المدمصة على السطح) كما أوصى Ferreira (2012)، ومن ثم تجفيفها على ورق مقوى (تجفيف هوائي) بدرجة حرارة الغرفة، وبعدها وضعت العينات (مشرات الشيبيات) في أوعية وجففت بالمجفف على درجة حرارة 60 م° لمدة حوالي 72 ساعة حتى ثبات الوزن، ثم طحنت آلياً بواسطة مطحنة خاصة مع مراعاة أن لا تختلط بقايا العينات المطحونة مع بعضها البعض أي يجب تنظيف المطحنة بشكل جيد ودقيق بين كل عينة وأخرى، ثم تم تنخيل العينات بمنخل قطر فتحاته 2 مم (Conti *et al.*, 2004). تم وزن 2 غ من كل عينة (بثلاث

مكررات)، وضعت العينة في أنبوب التهضيم وأضيف لها (10 ml) من حمض الآزوت المركز (HNO_3) وتركت العينات حوالي الساعة في جو المخبر ثم سخنت العينات بعد ذلك لمدة ثلاث ساعات حتى تمام التهضيم ثم تركت العينات حتى تبرد ثم رشحت ومددت بالماء ثنائي التقطير حتى حجم 25 ml (AOAC, 2005) تم قياس تراكيز العناصر الثقيلة باستخدام جهاز الامتصاص الذري Atomic absorption spectrometer ماركة Shimadzu (6800) وذلك في كل من مخابر المعهد العالي لبحوث البيئة في جامعة تشرين

حساب معامل التراكم (النسبة EC) (Exposed-to-Control ratio, EC ratio):

تم حساب تراكم كل معدن باستخدام النسبة (EC = E / C) وايضاً تم تقدير صفوف معامل التراكم حسب طريقة (Cecconi *et al.*, 2019) حسب الجدول (2) وأعطي كل صف لون لسهولة التميز. حيث EC = معامل التراكم. E= تركيز العنصر في عينة الشيبية بعد التعرض. C= تركيز العنصر في عينة الشاهد.

الجدول (2): صفوف معامل التراكم حسب (Cecconi *et al.*, 2019)

Bioaccumulation Class	معدل التراكم	الرمز	1 شهر	2 شهر	3 شهر
Absence of bioaccumulation	غياب التراكم	A	≤ 1	≤ 1	≤ 1
Low bioaccumulation	تراكم منخفض	L	1-1.8	1-1.9	1-1.8
Moderate bioaccumulation	تراكم متوسط	M	1.8-2.5	1.9-2.7	1.8-3.1
High bioaccumulation	تراكم مرتفع	H	2.5-2.8	2.7-3.5	3.1-3.7
Severe bioaccumulation	تراكم شديد	S	> 2.8	> 3.5	> 3.7

التحليل الإحصائي

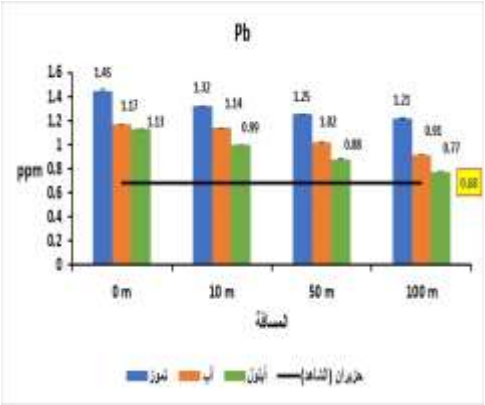
حُسب المتوسط الحسابي (3 مكررات لكل عينة) مع الانحراف المعياري لقيم العناصر المدروسة. أجري اختبار تحليل فرق التباين – ثنائي الاتجاه (Anova-Tow-way analysis of variance) باستخدام (General Linear Model) حسب طريقة Tukye عند مستوى معنوية (0.05) لمعرفة الفروقات وتأثير التداخل بين الزمن والمسافة على تركيز المعادن. وحُسبت أيضاً علاقات الارتباط البسيط (Pearson`s simple correlation coefficients "r") بين المعادن المدروسة والمسافة عند مستوى معنوية ($p \leq 0.05$). بالاستعانة بالبرنامج الإحصائي MINITAB 16 ورُسمت الأشكال البيانية باستخدام برنامج Excel.

النتائج والمناقشة:

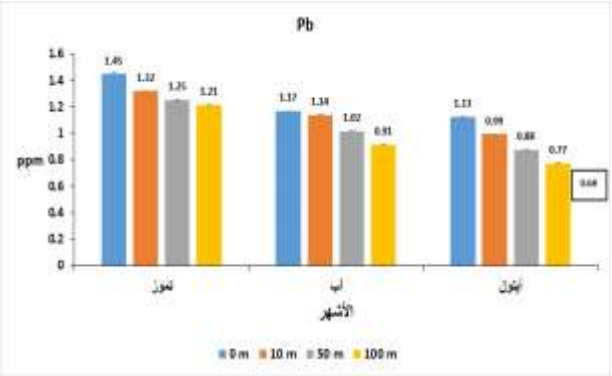
قيم المعادن الثقيلة في الشيبية المنقولة *Parmelina pastillifera*

أ. قيم الرصاص:

يوضح الشكل البياني (5) والشكل (6) قيم الرصاص كمتوسط حسابي وانحراف معياري حسب المسافات والزمن، لا بد من التذكير بأن قيم الرصاص في موقع الشاهد (محمية الشوح والأرز) (0.68) ppm، وهي تتوافق مع التراكيز الطبيعية للرصاص في الشيبيات من نوع *Parmelia* (1-8) ppm التي حددها Bargagli. (1998) حيث لوحظ أن قيم الرصاص كانت أعلى من قيم الشاهد في جميع المواقع وقد سجلت أعلى القيم (1.4) ppm في شهر تموز وعلى المسافة 0 متر من الأوتوستراد وقد تناقصت هذه القيم مع ازدياد المسافة (أي الابتعاد عن الأوتوستراد ومع الزمن حيث سجل أقل قيمة (0.77) ppm على المسافة 100 متر في شهر أيلول.



الشكل (5): قيم الرصاص حسب المسافة.



الشكل (6): قيم الرصاص حسب الشهر (المدة).

من خلال الدراسة الإحصائية بإجراء تحليل التباين الثنائي باستخدام (General Linear Model) بين قيم الرصاص حسب المسافة وحسب الزمن (الشهر) مع التفاعل أو التداخل (interaction) (المسافة Distance* الزمن Time) لوحظ أن هناك تداخل معنوي أي تأثير لكل من المسافة والزمن على تراكم الرصاص في الشيبيات عند مستوى معنوية p= 0.000 (جدول 4) الأحرف المتشابهة تدل أنه لا يوجد فرق معنوي من حيث التداخل بين العوامل.

الجدول (4): نتائج تحليل التباين ثنائي العوامل للمتغيرات (المسافة* الزمن) حسب Tukey p<0.05.

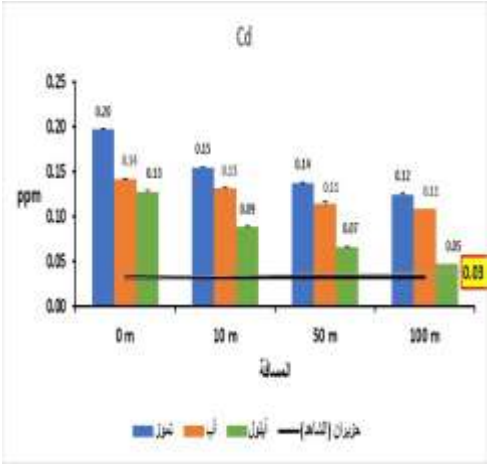
Grouping Information Using Tukey Method and 95.0% Confidence				
Distance	**Time**	**N**	**Mean**	**Grouping**
1	**1**	**3**	**1.4**	**A**
2	**1**	**3**	**1.3**	**B**
3	**1**	**3**	**1.2**	**C**
4	**1**	**3**	**1.2**	**D**
2	**2**	**3**	**1.2**	**E**
1	**2**	**3**	**1.1**	**F**
1	**3**	**3**	**1.1**	**G**
3	**2**	**3**	**1.0**	**H**
2	**3**	**3**	**1.0**	**I**
4	**2**	**3**	**0.9**	**J**
3	**3**	**3**	**0.9**	**K**
4	**3**	**3**	**0.8**	**L**

نستنتج أن للكثافة المرورية دور هام في زيادة تركيز الرصاص في الشيبيات المنقولة (Koch *et al.*, 2018; Abas *et al.*, 2020). وقد أكد Cuny وآخرون (2001) عند دراسة تأثير انبعاثات الرصاص الناتجة عن حركة المواصلات على الطريق الدولي A1 في شمال فرنسا باستخدام الشيبية المنقولة *Parmelia caperata* إلى وجود علاقة ارتباط بين تركيز عنصر الرصاص وحركة المواصلات. يضاف إلى ذلك، الظروف المناخية خلال فصل الصيف حيث لوحظ إن الانخفاض في منحنيات التراكم Accumulation curves خلال فصل الصيف قد يكون بسبب الأضرار الخلوية الناجمة عن الظروف البيئية المؤكسدة خلال هذه

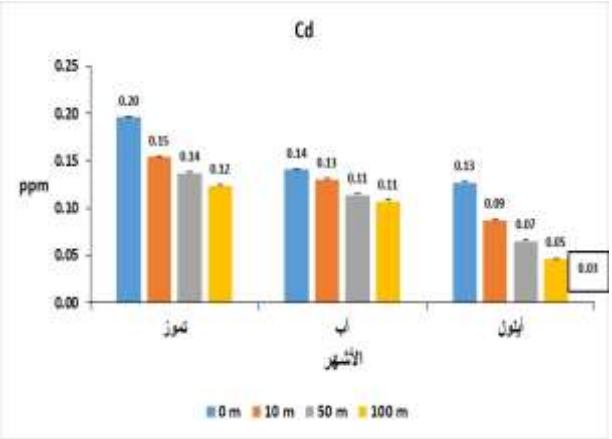
الفترة (Conti and Cecchetti, 2001) حيث أكدت دراسة (Gombert *et al.*,2006) التأثير الكبير لمستويات الأوزون المرتفعة على قدرة مراكمة الشيبيات، مع مراعاة المتغيرات البيئية التي قد تحدث خلال أيام الصيف وهذا قد يساعد في تفسير انخفاض تراكم الرصاص مع الزمن في فصل الصيف في هذه الدراسة. تقاربت نتائج هذه الدراسة مع دراسة الباحث Abas وآخرون (2020) عند نقلة الشيبية *Usnea misaminensis* من منطقة منتزه Mt. Kinabalu بهدف استخدامها كطريقة مكملة لتقدير نوعية الهواء في مدينة Kota Kinabalu (ماليزيا) حيث كانت قيم الرصاص (1.08–4.11) ppm وعزى ذلك إلى حركة المواصلات في المدينة كما تطابقت مع دراسة الباحث Wu وآخرون (2020) الذي أكد على انخفاض تراكم عنصر الرصاص في الشيبيات مع الابتعاد (زيادة المسافة) عن الطرقات حيث بينت النتائج أن المنحى العام هو انخفاض التراكم مع المسافة (العلاقة سالبة) وكان غير معنوي في الشهر الأول مع قيمة معامل ارتباط " r" (-0.864; p= 0.136) بينما كان الانخفاض مع المسافة معنوياً في شهر آب (-0.995; p= 0.005) وشهر أيلول (-0.95; p= 0.05) وكمتوسط عام لقيم الرصاص للأشهر الثلاث كان الانخفاض معنوي (-0.957; p= 0.043).

ب. قيم الكادميوم:

يوضح الشكل البياني (7) والشكل (8) قيم الكادميوم كمتوسط حسابي وانحراف معياري حسب المسافات والزمن حيث لوحظ أن قيم الكادميوم قد تجاوزت قيم الشاهد (محمية الشوح والأرز) (0.03) ppm، وهي أقل من التراكيز الطبيعية للكادميوم في الشيبيات من نوع *Parmelia* أقل من (0.1-0.3) ppm التي حددها Bargagli. (1998) في جميع المواقع وقد سجلت أعلى القيم (0.2) ppm في شهر تموز وعلى المسافة 0 متر من الأوتوستراد وقد تناقصت هذه القيم مع ازدياد المسافة (أي الابتعاد عن الأوتوستراد ومع الزمن حيث سجل أقل قيمة (0.05) ppm على المسافة 100 متر في شهر أيلول.



الشكل (7): قيم الكادميوم حسب المسافة.



الشكل (8): قيم الكادميوم حسب الشهر (المدة).

بينت نتائج تحليل التباين الثنائي مع التداخل وجود فروق معنوية ذات دلالة إحصائية عند مستوى معنوية p= 0.000. حيث لوحظ أن أعلى قيمة للكادميوم (0.2) ppm كانت في الموقع 1 (0 متر) والزمن 1 (تموز أي بعد 30 يوم من التعرض للتلوث) وقد اختلفت بشكل معنوي عن بقية المواقع. الأحرف المتشابهة تدل أنه لا يوجد فرق معنوي من حيث التداخل بين العوامل كما هو الحال مثلاً في المسافة 1 لشهر آب مع المسافة 3 لشهر تموز كما هو موضح في الجدول (5):

الجدول (5): نتائج تحليل التباين ثنائي العوامل للمتغيرات (المسافة* الزمن) حسب Tukey p<0.05.

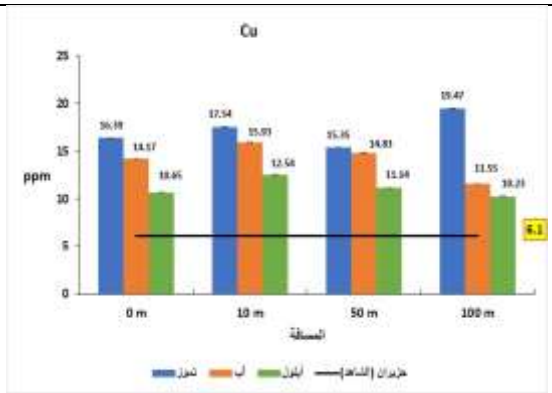
Grouping Information Using Tukey Method and 95.0% Confidence										
Distance	Time	N	Mean	Grouping						
1	1	3	0.2	A						
2	1	3	0.2		B					
1	2	3	0.1			C				
3	1	3	0.1			C				
2	2	3	0.1				D			
1	3	3	0.1				D	E		
4	1	3	0.1					E		
3	2	3	0.1						F	
4	2	3	0.1							G
2	3	3	0.1							H
3	3	3	0.1							I
4	3	3	0.0								J

تلعب حركة المواصلات والكثافة المرورية دور هام في زيادة تركيز الكادميوم في الشيبيات المنقولة (Abas *et al.*, 2022). حيث أكد Cuny وآخرون (2001) إلى وجود علاقة ارتباط بين تركيز الكادميوم باستخدام الشيبية المنقولة *Parmelia caperata* وحركة المواصلات وخاصة في الجهة الغربية من الطريق الدولي A1 في شمال فرنسا. وقد سجلت زيادة في تركيز الكادميوم في الشيبيات المنقولة *Parmelia nepalensis* (1.33) ppm (Chettri *et al.*, 2000) وفي الشيبية المنقولة *Xanthoria parietina* في الجزائر (3.25) ppm (Adjiri and Ramdani, 2022) وهذا عائد إلى حركة المواصلات العالية وهذه القيم أعلى من قيم الكادميوم في هذا البحث، بينما كانت النتائج أعلى مما سُجل في دراسة الباحث Abas وآخرون (2020) عند نقلة الشيبية *Usnea misaminensis* من منطقة منتزه Mt. Kinabalu بهدف استخدامها كطريقة مكملة لتقدير نوعية الهواء في مدينة Kota Kinabalu (ماليزيا) حيث كانت قيم الكادميوم (0.029−0.019) ppm وعزى ذلك إلى حركة المواصلات في المدينة وأن أعلى القيم سجلت بالقرب من الطرق الدولية متأثرة بحركة السيارات وكذلك من قيم الكادميوم (0.01-0.06) ppm في الشيبية المنقولة *Pseudevernia furfuracea* في تركيا (Yildiz *et al.*, 2011) كما تطابقت مع دراسة Wu وآخرون (2020) الذي أكد على انخفاض تراكم عنصر الكادميوم في الشيبيات مع الابتعاد (زيادة المسافة) عن الطرقات حيث بينت النتائج أن المنحى العام هو انخفاض التراكم مع المسافة (العلاقة سالبة) وكان غير معنوي في كل الأشهر مع قيمة معامل ارتباط " r" مستوى المعنوية (-0.856; p= 0.144) لشهر تموز و شهر آب (-0.942; p= 0.058) وشهر أيلول (-0.9.3; p= 0.095) وكمتوسط عام لقيم الكادميوم للأشهر الثلاث كان (-0.898; p= 0.102).

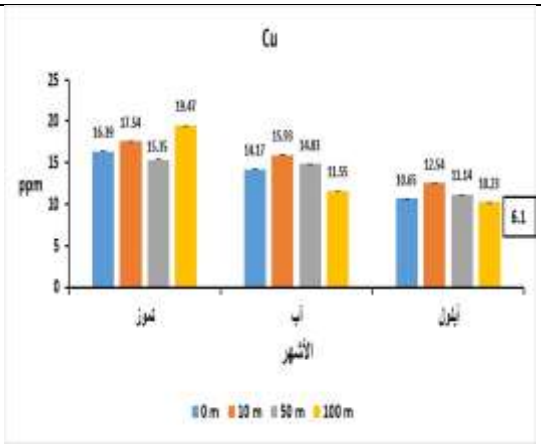
ج. قيم النحاس:

يوضح الشكل البياني (9) والشكل (10) قيم النحاس كمتوسط حسابي وانحراف معياري حسب المسافات والزمن، لوحظ أن قيم النحاس قد تجاوزت قيم الشاهد (محمية الشوح والأرز) (6.1) ppm، وهي ضمن التراكيز الطبيعية للكادميوم في الشيبيات من نوع

Parmelia (4–10) ppm التي حددها Bargagli (1998) في جميع المواقع وقد سجلت أعلى القيم (19.47) ppm في شهر تموز وعلى المسافة 100 متر من الأوتوستراد، وقد تذبذبت هذه القيم مع ازدياد المسافة وسجلت أقل قيمة (10.23) ppm على المسافة 100 متر في شهر أيلول.



الشكل (9). قيم النحاس حسب المسافة.



الشكل (10). قيم النحاس حسب الشهر (المدة).

من خلال الدراسة الإحصائية بإجراء تحليل التباين الثنائي باستخدام (General Linear Model) لوحظ أن هناك فروق معنوية حسب المسافة والزمن ووجود تفاعل ذو دلالة معنوية أي تأثير لكل من المسافة والزمن على تراكم النحاس في الشيبيات عند مستوى معنوية p= 0.000. حيث لوحظ أن أعلى قيمة النحاس كانت في الموقع 4 (100 متر) والزمن 1 (تموز أي بعد 30 يوم من التعرض للتلوث) وقد اختلفت بشكل معنوي عن بقية المواقع. الأحرف المتشابهة تدل أنه لا يوجد فرق معنوي من حيث التداخل بين العوامل هو موضح في الجدول (6).

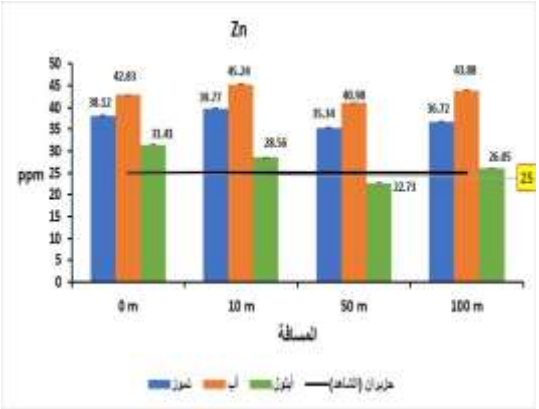
الجدول (6). نتائج تحليل التباين ثنائي العوامل للمتغيرات (المسافة* الزمن) حسب Tukey p<0.05.

Grouping Information Using Tukey Method and 95.0% Confidence				
Distance	**Time**	**N**	**Mean**	**Grouping**
4	**1**	**3**	**19.5**	**A**
2	**1**	**3**	**17.5**	**B**
1	**1**	**3**	**16.4**	**C**
2	**2**	**3**	**15.9**	**D**
3	**1**	**3**	**15.4**	**E**
3	**2**	**3**	**14.8**	**F**
1	**2**	**3**	**14.2**	**G**
2	**3**	**3**	**12.5**	**H**
4	**2**	**3**	**11.5**	**I**
3	**3**	**3**	**11.1**	**J**
1	**3**	**3**	**10.6**	**K**
4	**3**	**3**	**10.2**	**L**

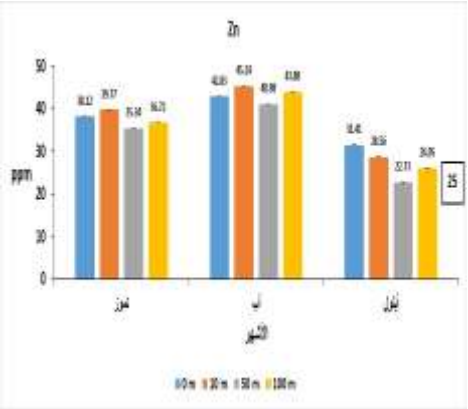
تعد بطانة الفرامل وسبائك المحرك أحد أهم مصادر التلوث بعنصر النحاس كما أظهرت الشيبيات على سبيل المثال قدرتها على مراكمة تراكيز عالية من النحاس خارج الخلايا extracellularly لذلك استخدمت لتقييم التلوث في مناطق المدن (Loppi *et al.*, 2020) وقد سجلت تراكيز عالية من النحاس (16.8) ppm في الشيبية *Evernia prunatri* المنقولة إلى منطقة ذات كثافة مرورية في إيطاليا (Loppi and Frati, 2006). كما لوحظ تراكم واضح للنحاس في الشيبية المنقولة *Evernia prunastri* لمدينة Montecatini Terme (منطقة سياحية) لمدة 3 أشهر وكانت قيم النحاس (10.1) ppm وقد فسر ذلك نتيجة الانبعاثات الناتجة عن بطانات الفرامات بالدرجة الأولى والتي تمثل 75% من الانبعاثات الكلية لهذا العنصر في المدن الأوروبية (Loppi *et al.*, 2019). ذكر Jia وآخرون (2020) أن قيم النحاس كانت 20 ppm في الشيبية من نوع *Xanthoparmelia camtschadalis* في الصين بجوار أحد الطرق الدولية G7. تتطابق حقيقة هذه القيم مع نتائج هذا البحث (10.32–19.47) ppm التي تبين أثر الطريق الدولي M1 في مراكمة النحاس بالشيبيات وأن المنحى العام هو انخفاض التراكم مع المسافة ما عدا الشهر الأول (ارتفاع) وكانت علاقات الارتباط غير معنوية في كل الأشهر مع قيمة معامل ارتباط " r" (0.581; p= 0.419) لشهر تموز وشهر آب (-0.801; p= 0.199) وشهر أيلول (-0.560; p= 0.44) وكمتوسط عام لقيم النحاس للأشهر الثلاث كان (0.432; p= 0.568).

د. قيم الزنك:

يوضح الشكل البياني (11) والشكل (12) قيم الزنك كمتوسط حسابي وانحراف معياري حسب المسافات والزمن، لوحظ أن قيم النحاس قد تجاوزت قيم الشاهد (محمية الشوح والأرز) (25) ppm، وهي ضمن التراكيز الطبيعية للكادميوم في الشيبيات من نوع *Parmelia* (20-90) ppm التي حددها Bargagli (1998) يلاحظ أن قيم الزنك قد تجاوزت قيم الشاهد في جميع المواقع ما عدا المسافة 50 متر في شهر أيلول وقد سجلت أعلى القيم (45.24) ppm في شهر آب وعلى المسافة 10 متر من الأوتوستراد وقد تميز شهر آب (الشهر الثاني للتعرض) بأعلى القيم.



الشكل (11): قيم الزنك حسب المسافة.



الشكل (12): قيم الزنك حسب الشهر (المدة).

من خلال الدراسة الإحصائية بإجراء تحليل التباين الثنائي باستخدام (General Linear Model) لوحظ وجود فروق معنوية وتداخل معنوي أي تأثير لكل من المسافة والزمن على تراكم للزنك في الشيبيات ذات دلالة إحصائية عند مستوى معنوية p= 0.000. حيث لوحظ أن أعلى قيمة الزنك كانت في الموقع 2 (10 متر) والزمن 2 (آب أي بعد 60 يوم من التعرض للتلوث) وقد اختلفت بشكل معنوي عن بقية المواقع. الأحرف المتشابهة تدل أنه لا يوجد فرق معنوي من حيث التداخل بين العوامل هو موضح في الجدول (7).

الجدول (7): نتائج تحليل التباين ثنائي العوامل للمتغيرات (المسافة* الزمن) حسب Tukey p<0.05.

Grouping Information Using Tukey Method and 95.0% Confidence											
Distance	Time	N	Mean	Grouping							
2	2	3	45.2	A							
4	2	3	43.9		B						
1	2	3	42.8			C					
3	2	3	41.0				D				
2	1	3	39.8					E			
1	1	3	38.1						F		
4	1	3	36.7							G	
3	1	3	35.3								H
1	3	3	31.4								I
2	3	3	28.6								J
4	3	3	26.1								K
3	3	3	22.7								L

ربطت الكثير من الدراسات التلوث بالزنك من خلال اهتلاك إطارات السيارات على الطرقات وهذا ما أكد عليه Yildiz وآخرون (2011) عند تقدير الزنك في الشيبية *Pseudevernia furfuracea* المنقولة إلى مدينة Kayseri (تركيا) حيث ارتفعت تراكيز الزنك مع زيادة حركة المواصلات على الطرقات. وباستخدام تقنية الشيبيات المنقولة بالأكياس نوع *Pseudevernia furduracea*، أظهرت النتائج زيادة ملحوظة في تركيز الزنك مع زيادة فترة التعرض مع قيمة متوسطة (8.68) ppm وكانت القيم العظمى عند المسافة 10 متر بجانب الطريق (Petrova *et al.*, 2015)، سجلت قيم الزنك (9.54–20.38) ppm في الشيبية *Usnea misaminensis* في مدينة Kota Kinabalu (ماليزيا) وارتبط التراكم بشكل رئيس مع حركة المواصلات (Abas *et al.*, 2020) وهي أقل من قيم الزنك المسجلة في دراستنا. بينما في الشيبية (*Xanthoria parietina*) المنقولة في الجزائر سجلت قيم للزنك (476.36) ppm وزادت القيم مع القرب من الأوتوستراد (Adjiri and Ramdani, 2022) مع العلم أن هذه القيمة أعلى من التراكيز المسجلة في هذه الدراسة.

لقد سُجل زيادة تراكم عنصر الزنك ومن ثم انخفاضه من قبل العديد من الداسات (Conti *et al.*, 2004; Frati *et al.*, 2005; Godinlo *et al.*, 2008) وقد فسر ذلك بأن للعوامل المناخية (مطر وجفاف) دور هام في إزاحة الكاتيونات وإحداث تغيرات في التركيب المعدني لجدران خلايا الشيبيات أو حتى تضرر لهذه الجدران مما قد يفسر هذه التغيرات في معدل التراكم (Bargagli, 1998; Paoli *et al.*, 2011; Corapi *et al.*, 2014). لا بد من الإشارة إلى أنه في حالة التلوث الشديد تلجأ الشيبية إلى مراكمة الزنك خارج الخلايا extracellulary على هيئة أوكسالات بلورية oxalates مع أن الوضع الطبيعي أن يكون داخل الخلايا intercellulary، وهذا يعد نوع من أنواع الدفاع الذي تلجأ له الشيبيات (Backer and Loppi, 2009; Rola, 2020). أن المنحى العام هو انخفاض التراكم مع المسافة وكانت علاقات الارتباط غير معنوية في كل الأشهر مع قيمة معامل ارتباط "r" (0.624; p= 0.376) لشهر تموز وشهر آب (-0.114; p= 0.886) وشهر أيلول (-0.641; p= 0.359) وكمتوسط عام لقيم

الزنك للأشهر الثلاث كان (-0.566; p= 0.434). مما سبق نستنتج أن للكثافة المرورية دور هام في زيادة تركيز الزنك في الشيبيات المنقولة (Zulaini *et al.*, 2019; Abas *et al.*, 2020; Adjiri and Ramdani, 2022).

معامل التراكم (EC):

يبين الجدول (8) مستويات التلوث أو التراكم حسب قيم معامل التراكم للمعادن المدروسة في الشيبية المنقولة *Parmelina pastillifera* وعرضت النتائج برموز وألوان لسهولة التوضيح على اعتبار أن اللون الأحمر يدل عادة على شدة التلوث أو شدة التراكم.

الجدول (8): صفوف قيم معامل التراكم للمعادن المدروسة.

العنصر	2022	الزمن (يوم)	المسافة (متر)				معامل التراكم المتوسط
	الشهر		0	10	50	100	
	حزيران	0	معامل التراكم EC				
Pb	تموز	30	M	M	M	L	M
	آب	60	L	L	L	L	L
	أيلول	90	L	L	L	L	L
Cd	تموز	30	S	S	S	S	S
	آب	60	S	H	S	S	S
	أيلول	90	M	L	M	M	M
Cu	تموز	30	H	S	H	S	S
	آب	60	M	M	M	L	M
	أيلول	90	L	M	M	L	M
Zn	تموز	30	L	L	L	L	L
	آب	60	L	M	L	L	L
	أيلول	90	L	L	A	L	L

يمكن الاستنتاج أن الشيبيات قد راكمت كل من عنصري الكادميوم والنحاس بشكل شديد إلى متوسط، أما الرصاص كان خفيفاً إلى متوسط، أما الزنك فكان منخفض. وكان ترتيب معامل التراكم على النحو الآتي: Cd> Cu> Pb>Zn وهذا ما أكده Jia وآخرون (2020) و Abas وآخرون (2022) بأن قيم معامل التراكم العالية للمعادن الثقيلة في الشيبيات المنقولة قد سجلت بجانب الطرق الدولية.

علاقة الارتباط بين العوامل المدروسة:

درست علاقات الارتباط بين تركيز المعادن المدروسة والمسافة بالابتعاد عن الطريق الدولي M1 يبين الجدول (9) قيم معامل الارتباط (r) عند مستوى معنوية ***(0.01) و ** (0.05) و * (0.1).

أظهرت النتائج وجود علاقة ارتباط موجبة ومعنوية بين بعض العناصر المعدنية المدروسة، وهذا يعني أنها لها مصادر مشتركة فيما بينها (Alaimo and Varrica, 2020) لكن لم تكن هذه العلاقة معنوية بين الرصاص والزنك. كما سُجلت علاقة ارتباط سالبة

مع المسافة (تناقص التركيز مع زيادة المسافة عن الأوتوستراد) لكن لم تكن معنوية عند مستوى (0.05) ولكنها كانت معنوية عند مستوى (0.1) للرصاص والكادميوم.

الجدول (9): علاقات الارتباط بين المعادن المدروسة

Heavy metals	Distance	Pb	Cd	Cu
Pb	*-0.538	1		
P-Value	0.071			
Cd	*-0.549	***0.950	1	
P-Value	0.065	0.000		
Cu	-0.105	***0.763	**0.659	1
P-Value	0.746	0.004	0.020	
Zn	-0.155	0.470	**0.641	*0.534
P-Value	0.631	0.123	0.025	0.074

الاستنتاجات

- كان ترتيب قيم العناصر المتراكمة في الشيبية المنقولة *Parmelina pastillifera* الزنك > النحاس > الرصاص > الكادميوم وجميعها أعلى من الشاهد مع وجود علاقات ارتباط موجبة بين بعض المعادن.
- كانت تصنيف صفوف معامل التراكم لكل من الكادميوم والنحاس (شديد إلى متوسط) والرصاص (خفيف إلى متوسط) والزنك (منخفض) وكان ترتيب معامل التراكم (EC) على النحو الآتي: Zn < Pb <Cu <Cd.
- وجود علاقة ارتباط سلبية بين المسافة (تناقص مع زيادة المسافة عن الأوتوستراد) وقيم المعادن المدروسة لكن لم تكن معنوية عند مستوى معنوية 0.05.
- سُجل بشكل عام انخفاض في تراكم المعادن المدروسة مع الزمن.
- أدت الشيبية المنقولة *Parmelina pastillifera* دورها كمراكم حيوي فعال لتقييم التلوث على جوانب الطرق.

التوصيات

- ✓ إجراء المزيد من الدراسات لتقييم التلوث الناتج عن الطرق الدولية مع الأخذ بعين الاعتبار استخدام أنواع مختلفة من الشيبيات وأيضا أخذ مواقع مختلفة على طول الطريق الدولي من جانبي الطريق.
- ✓ دراسة العلاقة بين شدة حركة المواصلات وقيم الملوثات.

المراجع:

خليل، كامل (2015). تحديد بعض الشيبيات النامية على الأشجار في محمية الشوح والأرز في منطقة صلنفة – سورية. مجلة بحوث جامعة حلب. العدد 53. 21 صفحة.

خليل، كامل، علي، محمود، حسن، لبنى (2022). استخدام الشيبية المنقولة *Parmelina pastillifera* كمراكم حيوي لتحديد تركيز المعادن الثقيلة (Pb, Cd) في بعض المواقع في مدينة اللاذقية (سورية). المجلة السورية للبحوث الزراعية. 9(1): 2022.

مشروع صون التنوع الحيوي وإدارة المحميات (2004). خطة الإدارة، مشروع الشوح والأرز، صلنفة، سورية، 137 صفحة.

Abas, A., A. Awang, and K. Aiyub (2020). Analysis of heavy metal concentration using transplanted lichen *Usnea misaminensis* at Kota Kinabalu, Sabah (Malaysia) applied ecology and environmental research 18(1): 1175-1182.

Abas, A.; K. Aiyub; and A. Awang (2022). Biomonitoring Potentially Toxic Elements (PTEs) Using Lichen Transplant Usnea misaminensis: A Case Study from Malaysia. Sustainability. 14, 7254. https:// doi.org/10.3390/su14127254.

Adamiec, E. (2017). Chemical fractionation and mobility of traffic-related elements in road environments. *Environ.Geochem*. Health. 39: 1457–1468.

Adjiri, F., and M. Ramdani (2022). Distribution Maps of the Different Levels of Elemental Concentrations Accumulated by the Lichen in the Northeast of Algeria. Journal of Environment and Earth Science. ISSN 2224-3216 (Paper) ISSN 2225-0948 (Online). 12(2): 14-22.

Alaimo, M.G.; and D. Varrica (2020). Recognition of Trace Element Contamination Using *Ficus* macrophylla Leaves in Urban Environment. Int. J. Environ. Res. Public Health. 17. 881.

Allen, J. (2017). Testing lichen transplant methods for conservation applications in the southern Appalachian Mountains, North Carolina, U.S.A.

AOAC (Association of Official Analytical Chemists). (2005). Official Methods of Analysis of AOAC International. 18th Ed., AOAC in Ternational, Gaithersburg, MD, USA, official method.

Backor, M., and S. Loppi (2009). Interactions of lichens with heavy metals. Biologia Plantarum, 53(2): 214-222. doi: 10.1007/s10535-009-0042-y.

Bargagli, R. (1998). Trace elements in terrestrial plants: an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, 324 p.

Bargagli, R., and I. Mikhailova (2002). Accumulation of inorganic contaminants. - In: Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P.A. (ed.): Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens. Pp. 65-84. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht - Boston – London.

Bergamaschi, L., E. Rizzio, G. Giaveri, S. Loppi and M. Gallorini (2007) Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site. Environmental Pollution 148: 468-476.

Canha, N., S.M. Almeida, M.C. Freitas, and H.T. Wolterbeek (2014). Indoor and Outdoor Biomonitoring Using Lichens at Urban and Rural Primary Schools, Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues, 77(14-16): 900-915.

Cecconi, E., L. Fortuna, R. Benesperi, E. Bianchi, G. Brunialti, T. Contardo, and L.D. Nuzzo (2019). New interpretative scales for lichen bioaccumulation data: The Italian proposal. Atmosphere.10: 1-19.

Chen, X., X. Xia, Y. Zhao, and P. Zhang (2010): Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. Journal of Hazardous Materials, 181: 640–646.

Chettri, M.K., K.B. Thapa, K. Poudyel, and B.D. Acharya (2000). Biomonitoring of Toxic Heavy metals in Kathmandu Valley using lichens.

Conti, M.E., and G. Cecchetti (2001). Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment—a review. Environ. Pollut. 114: 471–492.

Conti, M.E., M. Tudino, J. Stripeikis, and G. Cecchetti, (2004). Heavy metal accumulation in the lichen *Evernia prunastri* transplanted at urban, rural and industrial sites in Central Italy. *J Atmos*. Chem., 49: 83–94.

Corapi, A., L. Gallo, V. Nicolardi, L. Lucadamo, S. Loppi (2014). Temporal trends of element concentrations and ecophysiological parameters in the lichen *Pseudevernia furfuracea* transplanted in and around an industrial area of S Italy.

Cuny, D., C. Van Haluwyn, and R. Pesch (2001). Biomonitoring of trace elements in air and soil compartments along the major motorway in France. Water Air Soil Pollut. 125: 273-289.

De La Cruz, A.R.H. (2018). Air quality monitoring and assessment: a multidisciplinary study. Ph.D. thesis Pontifical Catholic University of Rio de Janeiro (PUC-Rio), Department of Chemistry, Rio de Janeiro, Brazil. 228 p.

Demiray, A.D.G., I. Yolcubal, N.H. Akyol, and G. Cobanoglu (2012). Biomonitoring of airborne metals using the Lichen *Xanthoria parietina* in Kocaeli Province, Turkey. Ecological Indicators. 18: 632–643.

Ferreira, A.B.; J.O. Santos; S.O. Souza; W.N.S Júnior; and H. A. Patrocínio (2012). Use of passive biomonitoring to evaluate the environmental impact of emissions from cement industries in Sergipe State, northeast Brazil. Microchemical Journal. 103: 15–20.

Frati, L., G. Brunialti, and S. Loppi (2005). Problems related to lichen transplants to monitor trace element deposition in repeated surveys: A case study from Central Italy. Journal of Atmospheric Chemistry, 52(3): 221-230..

Godinho, R.M., H.T. Wolterbeek, T. Verburg, and M.C. Freitas (2008). Bioaccumulation behavior of transplants of the lichen *Flavoparmelia caperata* in relation to total deposition at a polluted location in Portugal. Environmental Pollution, 151: 318–325.

Gombert, S., J. Asta, and M.R.D Seaward (2006). Lichens and tobacco plants as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isère, southeast France). Ecol Ind. 6: 429–43.

Jia, S., X; Zhang, Q. Liu, Q. Chen, X. Li; X. Pang, J. Li; Q. Wu, L. Zhao, and H. Liu (2020). Spatial-Temporal Patterns of Element Concentrations in *Xanthoparmelia camtschadalis* Transplanted along Roads. Pol. J. Environ. Stud. 29(1): 121-129.

Khalil, K. (2000). Utilisation de bioindicateurs végétaux (lichen et tabac) dans la détection de la pollution atmosphérique de la région lyonnaise. Thèse de dectroat. UJF-Grenoble 1, 283 p.

Kirschbaum, U., and V. Wirth (1997). Les Lichens bio-indicateurs: les reconnaître, évaluer la qualité de l'air. Ulmer, Paris, 128 p.

Koch, N.M., F. Lucheta, M. Käffer, S.M.A. Martins, and V.M.F. Varga (2018). Air quality assessment in different urban areas from Rio Grande do Sul State, Brazil, using lichen transplants. Annals of the Brazilian Academy of Sciences. 90 (2 Suppl. 1): 2233-2248.

Loppi, S., and S.A. Pirintsos (2003). Epiphytic lichens as sentinels for heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). Envir. Pollution, 121: 327–332.

Loppi, S., and Frati, L. (2006). Lichen diversity and lichen transplants as monitors of air pollution in a rural area of central Italy. Environmental Monitoring and Assessment 114: 361–375.

Loppi, S; A. Corsini; and L. Paoli (2019). Estimating Environmental Contamination and Element Deposition at an Urban Area of Central Italy. Urban Sci, 3, 76. doi:10.3390/urbansci3030076 . 9 p.

Loppi, S., A. Vannini, F. Monaci, D. Dagodzo, F. Blind. M. Erler, and S. Fränzle (2020). Can Chitin and Chitosan Replace the Lichen *Evernia prunastri* for Environmental Biomonitoring of Cu and Zn Air Contamination? Biology. 9: 301; doi:10.3390/biology9090301.

Malaspina, P., S. Tixi, G. Brunialti, L. Frati, L. Paoli, P. Giordani, P. Modenesi, and S. Loppi, (2014). Biomonitoring urban air pollution using transplanted lichens element concentrations across seasons. Env. Sci. Pollut. Res. 21: 12836–12842.

Marques, V. (2008). Positional Responses in Lichen Transplant Biomonitoring of Trace Element Air Pollution. Thesis, Faculty of Sciences of the University of Lisbon. 215 p.

Mikhailova, I.N., and I.P. Sharunova (2008). Dynamics of heavy metal accumulation in thalli of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes.* Russian Journal of Ecology, 39(5): 346–352.

Padmavathiamma, P. K. and L.Y. LI (2007). Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. Water Air Soil Pollut, 184: 105-126.

Paoli, L; T. Pisani; A. Guttova; G. Sardella, and S. Loppi (2011). Physiological and chemical response of lichens transplanted in and around an industrial area of south Italy: relationship with the lichen diversity. Ecotoxicology and Environmental, Safety, 74: 650–657.

Petrova, S., L.D. Yurukova, and I. Velcheva (2015). Lichen-Bags as a Biomonitoring Technique in an Urban Area. Appl. Ecol. Environ. Res, 13: 915–923.

Rola, K. (2020). Insight into the pattern of heavy-metal accumulation in lichen thalli. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 61: 506-512.

Stamenković, S. S., T. L. Mitrović, V. J. Cvetković, N.S. Krstić, R.M., Baošić, M.S. Marković, N.D. Nikolić, V.L. Marković, and M.V. Cvijan (2013). Biological indication of heavy metal pollution in the areas of Donje Vlase and Cerje (southeastern Serbia) using epiphytic lichens. Arch. Biol. Sci., Belgrade. 65(1): 151-159.

Sujetoviene, G., and I. Sliumpaite (2013). Response of *Evernia prunastri* transplanted to an urban area in central Lithuania. Atmosph. Pollution Research, 4: 222- 228.

Sweat, K.G. (2010). Biomonitoring of elemental atmospheric deposition with the lichen *Xanthoparmelia* spp. in Arizona, USA. (Doctor of Philosophy), Arizona State University, ProQuest Dissertations and Theses.

Syed Salleh, S.N.A.; and A. Abas (2023). Monitoring Heavy Metal Concentrations Using Transplanted Lichen in a Tourism City of Malaysia. Sustainability. 2023, 15, 5885. https:// doi.org/10.3390/su15075885. 1-12 p.

Wolterbeek, H.T. (2002). Biomonitoring of trace element air pollution: principles possibilities and perspectives. Environmental Pollution, 120: 11-21.

Wu, Y., J. Gao, G. Zhang, R. Zhao, A. Liu, L. Sun, X. Li, H. Tang, L. Zhao, X. Guo, and H. Liu (2020). Two lichens differing in element concentrations have similar spatial patterns of element concentrations responding to road traffic and soil input. Scientific Reports. (2020) 10:19001https://doi.org/10.1038/s41598-020-76099-x.

Yildiz, A., A. Akosy, G. Akbulut, D. Demirezen, C. Islek, E.M. Altuner, and F. Duman (2011). Correlation between Chlorophyll Degradation and the Amount of Heavy Metals Found in *Pseudevernia furfuracea* in Kayseri (Turkey). Ekoloji. 20, 78: 82-88.

Zulaini, A.A.M., N. Muhammad, S. Asman, N.H. Hashim, S. Jusoh, A. Abas, H. Yusof, and L. Din (2019). Evaluation of transplanted lichens, *Parmotrema tinctorum* and *Usnea diffracta* as bioindicator on heavy metals accumulation in southern peninsular Malaysia. Journal of Sustainability Science and Management, 14(4): 1-13.

Biomonitoring air pollution with some heavy metals resulting from the M1 international highway using transplanted lichens.

Kamel Khalil * (1), Shahid Mostafa and (2) Rannem Aboud (1)

(1) Department of Environmental Prevention, Higher Institute for Environmental Research, Tishreen University, Lattakia, Syria.

(2) Department of chemistry, Faculty of Science, Tishreen University, Lattakia, Syria.

(*Corresponding author: kamel Khalil, d.kamelkhalil@tishreen.edu.sy).

Received: 17/5/2024 Accepted: 8/7/2024

Abstract

This study aimed to monitor the state of pollution with some heavy metals (Pb, Cd, Cu, Zn) resulting from the M1 international Highway, using transplanted lichens as a Bioaccumulator of heavy metals. Therefore, samples of the *Parmelia pastillifera* were collected on 5/20/2022 from the Cedar - fir Reserve in the Slanfa area (Latakia city - Syria). Lichens samples were transported to the eastern side (prevailing westerly winds) of the M1 international highway at the beginning of the sixth month, 1/6/2022, to four locations at different distances from the highway (0 - 10 - 50 - 100 metres) and the transplanted lichens were hung with drilled nylon bags on trees in the sites at a height of (1.5-2) meters above the soil surface and left for 3 months (July, August, September). Concentrations of heavy metals (Pb, Cd, Cu, Zn) were estimated at the end of each month in the laboratories of the Higher Institute for Environmental Research with the aim of studying the relationship between these 4 elements. The results showed that the order of the metal content values accumulated in the transplanted lichens in the four sites and in all samples taken was as follows: zinc > copper > lead > cadmium. The metal content values were higher than the control, positive significant correlations were recorded between the studied metals. According to the values of the accumulation factor (EC ratio), the accumulation class for cadmium and copper was (severe to moderate), and the accumulation of lead (light to moderate) and zinc was (low). The studied metals recorded a negative correlation with distance (concentrations decreased with increasing distance from the highway), but it was not significant. The study concluded with the possibility of adopting the transplanted *Parmelina pastillifera* as a bioaccumulator to evaluate roadside pollution with heavy metals (Pb, Cd, Cu, Zn) under the conditions of the study area.

Keywords: Transplanted Lichens, Bioaccumulator, Heavy Metal, M1 International Highway. Syria.