مجلة جامعة الزيتونة الدولية للنشر العلمي
Zaytoonah University International Journal for Scientific Publishing
Issue N.36-Vol.2 / ISSN:2958-8537

العدد السادس والثلاثون (36)، المجلد الثاني
تاريخ 30 – 7 – 2025
(من ص 305 إلى ص324)

التأثيرات البيئية لمياه الصرف الصحي الغير معالجة على التربة ومدى تلوثها ببعض العناصر الثقيلة في منطقة الوسيطة بالجبل الأخضر

Environmental Impacts of Untreated Sewage on Soil and the Extent of its Contamination with some Heavy Elements in the Al Wasitah Area of Jabal Al Akhdar

صالح عبد الكريم صالح عبد العالي
Saleh Abdul Karim Saleh Abdul Al-Ali
الأكاديمية الليبية فرع الجبل الأخضر
Slibya5451@gmail.com

د . عبد القادر محمد صالح بوجديدة
Abdul Qader Mohammed Saleh Bojadeda
جامعة عمر المختار

الملخص:

هدفت هذه الدراسة إلى تقييم الأثر البيئي للري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة على تلوث التربة بالمعادن الثقيلة (الرصاص، الكادميوم، النحاس، الزنك) في منطقة يمر بها وادٍ يُستخدم كقناة تصريف. جُمعت عينات من التربة على مسافتين (صفر متر و100 متر) على جانبي الوادي. أظهرت النتائج أن متوسط تركيز الرصاص (Pb) عند مسافة صفر متر كان 0.0381 ملغم/لتر على اليمين و0.0407 ملغم/لتر على اليسار، مقارنةً بـ 0.0306 ملغم/لتر و0.0364 ملغم/لتر، على التوالي، عند مسافة 100 متر. كان الفرق ذا دلالة إحصائية ($p < 0.05$) على الجانب الأيمن، ولكنه غير ذي دلالة إحصائية على الجانب الأيسر ($p > 0.05$). مستويات الكادميوم (Cd) مثيرة للقلق، حيث وصلت إلى 0.2254 ملغم/لتر عند 0 متر، مقابل 0.1862 ملغم/لتر عند 100 متر على الضفة اليسرى، مع فرق كبير ($p < 0.01$). أما على الضفة اليمنى، فالفروقات غير كبيرة، على الرغم من أن التركيزات تتجاوز بكثير معيار منظمة الصحة العالمية (0.003 ملغم/لتر). يُظهر النحاس (Cu) والزنك (Zn) تركيزات مستقرة نسبيًا: 0.1992–0.1996 ملغم/لتر للنحاس، و0.1932–0.1978 ملغم/لتر

للزنك، دون فروق كبيرة بين المسافتين ($p > 0.05$). تُبرز هذه النتائج انتشار تلوث التربة واستمراره، مما يتطلب تعزيز المراقبة البيئية، وتثبيت المعادن، واستخدام تقنيات المعالجة النباتية.

الكلمات المفتاحية: التأثيرات البيئية، مياه الصرف الصحي، العناصر الثقيلة الغير معالجة

Abstract

This study aimed to assess the environmental impact of irrigation with untreated wastewater on soil contamination by heavy metals (Pb, Cd, Cu, Zn) in a region crossed by a wadi used as a drainage canal. Soil samples were collected at two distances (0 m and 100 m) on either side of the wadi. The results show that the average lead (Pb) concentrations at 0 m were 0.0381 mg/L on the right and 0.0407 mg/L on the left, compared to 0.0306 mg/L and 0.0364 mg/L, respectively, at 100 m. The difference was statistically significant ($p < 0.05$) on the right side, but not significant on the left side ($p > 0.05$) .Cadmium (Cd) levels are alarming, reaching 0.2254 mg/L at 0 m versus 0.1862 mg/L at 100 m on the left bank, with a highly significant difference ($p < 0.01$). On the right bank, the differences are not significant, although the concentrations far exceed the WHO standard (0.003 mg/L). Copper (Cu) and zinc (Zn) show relatively stable concentrations: 0.1992–0.1996 mg/L for Cu and 0.1932–0.1978 mg/L for Zn, with no significant differences between the distances ($p > 0.05$) .These results highlight widespread and persistent soil contamination, requiring enhanced environmental monitoring, metal stabilization, and the use of phytoremediation techniques

Keywords: **Environmental Impacts**, **Sewage**, **Heavy Elements**, **Untreated**

المقدمة.

لا تزال إدارة مياه الصرف الصحي تُشكل تحديًا بالغ الأهمية في جميع أنحاء العالم، لا سيما في المناطق التي تُستخدم فيها مياه الصرف الصحي غير المعالجة بشكل شائع للري الزراعي. تحتوي مياه الصرف الصحي غير المعالجة على مزيج من النفايات السائلة المنزلية والصناعية والزراعية، مما يُدخل غالبًا مجموعة معقدة من الملوثات إلى البيئة (Elgallal *et al*, 2016). تشمل هذه الملوثات المعادن الثقيلة، ومسببات الأمراض، والمغذيات، والملوثات العضوية، والتي يمكن أن تُغير خصائص التربة بشكل كبير وتؤثر على جودة البيئة. وينتشر استخدام مياه الصرف الصحي غير المعالجة في الري بشكل خاص في المناطق القاحلة وشبه القاحلة، حيث تُلزم ندرة المياه بإعادة استخدامها للأغراض الزراعية (Sato et al., 2013; Akoto *et al*, 2015).

غالبًا ما تحتوي مياه الصرف الصحي غير المعالجة على تركيزات مرتفعة من المعادن الثقيلة، مثل الكادميوم (Cd)، والرصاص (Pb)، والنحاس (Cu)، والزنك (Zn)، والمنغنيز (Mn). تنشأ هذه العناصر من المخلفات الصناعية، وجريان المياه السطحي من المدن، والنفايات السائلة المنزلية (Gautam et al., 2013). وقد أظهرت الدراسات أن الاستخدام طويل الأمد لمياه الصرف الصحي غير المعالجة يؤدي إلى تراكم المعادن الثقيلة في التربة الزراعية، مما يُشكل مخاطر كبيرة على جودة التربة وصحة الإنسان (Siebe & Fischer, 1996; Mahmood & Malik, 2014). ويتأثر سلوك هذه المعادن في التربة بعوامل مثل قوام التربة، ودرجة حموضتها، ومحتوى المادة العضوية، وإمكانية الأكسدة والاختزال، والتي تُحدد حركيتها، وتوافرها البيولوجي، وثباتها (Blume & Brümmer, 1991; Wang *et al.*, 2020).

أصبح التخلص غير السليم من مياه الصرف الصحي غير المعالجة في الوديان وغيرها من البيئات الطبيعية مصدر قلق بيئي مُلِحّ. وغالبًا ما يُعزى هذا الإهمال إلى غياب مرافق معالجة مياه الصرف الصحي المناسبة، لا سيما في المناطق ذات الموارد المالية المحدودة. وبينما قد تُوفر مياه الصرف الصحي غير المعالجة حلاً مؤقتًا لشح المياه وتوفر مغذيات مفيدة لنمو المحاصيل، إلا أنها تُدخل أيضًا ملوثات ضارة إلى التربة، بما في ذلك المعادن الثقيلة والملوثات العضوية (Akoto *et al.*, 2015; Elgallal *et al.*, 2016). كان الهدف من البحث هو دراسة مدى تلوث التربة في المنطقة ببعض العناصر الثقيلة، مقارنة بالمواصفات القياسية الليبية والعالمية.

المواد وطرق البحث

الوصف العام للمنطقة

الموقع الجغرافي

تقع منطقة الدراسة بمنطقة الوسيطة شمال مدينة البيضاء بالجبل الأخضر. بين دائرتي عرض "32°47'59.0 شمالاً وخطي طول "21°44'07.6 شرقاً ومنسوبها فوق سطح البحر على ارتفاع 413 م، وتستهدف الدراسة مجاري الصرف المفتوحة غير المعالجة بمدينة البيضاء والتي تنحدر في اتجاه الشمال للمدينة.

شكل (1): خريطة موقع الدراسة (الوسيطة) الجبل الأخضر– ليبيا.

المناخ

تتميز منطقة الجبل الأخضـــر بمناخ معتدل إلى دافئ حيث تتراوح درجات الحرارة بين 10 – 35م°، ومتوســـط الرطوبة فيها يصل الي 60% في الفترة من (أبريل ــ سبتمبر)، وبمعدل سقوط أمطار سنوي يصل الي 600 ملم / سنة.

موقع جمع العينات

لتحقيق أهداف الدراسة تم تحديد موقعين بواسطة جهازGPS

1. موقع يضـــم 24 عينة على طول مجرى الوادي بمســـافة 1000 م عند خط عرض "32°47'98.1 شمالاً وخطي طول "21°44'12.7 شرقاً وعلى ارتفاع 413 م فوق سطح البحر عند أول نقطة. وارتفاع 390 م فوق سطح البحر عند آخر نقطة.

2. موقع الشـاهد على خط عرض "32°78'57.0 شمالاً، وخط طول "21°74'97.1 شـرقاً وعلى ارتفاع 598 م فوق سطح البحر، ويبعد عن بداية مصب مجرى الوادي بمسافة 2000م.

طريقة جمع العينات

تم اتباع الطريقة عند جمع عينات التربة التي أوردها الباحث (Johnson And Curl,. 1972) على النحو الآتي:

– مقطع عرضـي عند المسـافة (0) م ويضـم 4 نقاط (نقطتان على مجرى الوادي L1 , R1) و(نقطتان تبعدان عن شرق وغرب مجرى الوادي بمسافة 100 م (L2 , R2).

– مقطع عرضـــي عند المســـافة (200) م ويضـــم 4 نقاط (نقطتان على مجرى الوادي L3 , R3) و(نقطتان تبعدان عن شرق وغرب مجرى الوادي بمسافة 100 م (L4 , R4).

– مقطع عرضـــي عند المســـافة (400) م ويضـــم 4 نقاط (نقطتان على مجرى الوادي L5 , R5) و(نقطتان تبعدان عن شرق وغرب مجرى الوادي بمسافة 100 م (L6 , R6).

– مقطع عرضـــي عند المســـافة (600) م ويضـــم 4 نقاط (نقطتان على مجرى الوادي L7 , R7) و(نقطتان تبعدان عن شرق وغرب مجرى الوادي بمسافة 100 م (L8 , R8).

– مقطع عرضـــي عند المســـافة (800) م ويضـــم 4 نقاط (نقطتان على مجرى الوادي L9 , R9) و(نقطتان تبعدان عن شرق وغرب مجرى الوادي بمسافة 100 م (L10 , R10).

– مقطع عرضي عند المسافة (1000) م ويضم 4 نقاط (نقطتان على مجرى الوادي L11 , R11) و(نقطتان تبعدان عن شرق وغرب مجرى الوادي بمسافة 100 م (L12 , R12).

حيث (R) علي يمين المجرى، (L) على يسار المجرى.

وتم أخذ ثلاث عينات مكررة من كل نقطة بالموقع وعلى عمق من (0 – 60 سـم)، تم خلط كل عينة جيداً بعد جمعها وذلك لتحقيق التجانس ووضعها مباشرة في أكياس بلاستيك نظيفة وتسجيل البيانات عليها.

إعداد العينات

جففت العينات هوائياً لمدة تراوحت ما بين 6 – 8 أيام، وتم تفتيتها يدوياً وتمريرها خلال منخل قطره 2 مم (63 ميكرون)، وذلك للحصول على حجم حبيبات متجانس، وحفظت بالمعمل لحين إجراء التحاليل اللازمة لذلك.

عملية هضم التربة للمعادن الثقيلة

عن طريق الماء الملكي وهو خليط من (حمض الهيدروكلوريك HCL, وحمض النيتريك HNO3).

الخطوات

1. توضع 0.5 – 1 جرام من عينة التربة في أنبوب الهضم.
2. يضاف خليط الأحماض (حمض الهيدروكلوريك HCL، وحمض النيتريك HNO3) بنسبة 3:1.
3. يسخن الخليط على لوحة ساخنة (Hot plate) عند 120 – 180 مْ.
4. يترك حتى يتبخر الحمض ويصبح المحلول صافياً.

الترشيح والتخفيف

– يرشح المحلول الناتج باستخدام ورق ترشيح 0.45 ميكرون لإزالة الجسيمات العالقة.

– يخفف بالماء المقطر.

التحليل الإحصائي

أُجري التحليل الإحصائي في هذه الدراسة باستخدام برنامج SPSS (الإصدار 26؛ شركة IBM) لتحليل البيانات المستقاة من عينات التربة والمياه. لتحديد دلالة الفروق بين العينات المأخوذة من مسافات صفر و100 متر من مجرى وادي مياه الصرف الصحي، طُبقت اختبارات T لعينات مستقلة. حُدد مستوى الدلالة عند $p < 0.05$ للإشارة إلى فروق ذات دلالة إحصائية بين المتوسطات. بالإضافة إلى ذلك، استُخدمت القيم الاحتمالية (p-values) لتقييم الدلالة الإحصائية للفروق الملحوظة بين عينات الشاهد والعينات المتأثرة بمياه الصرف الصحي، مما يضمن موثوقية وصلاحية المقارنات التي أُجريت في هذه الدراسة.

النتائج والمناقشة

العناصر الثقيلة في التربة المحاذاة لمجرى وادي الصرف الصحي

يوضح الجدول (1) متوسط تركيزات أربعة معادن ثقيلة – الرصاص والكادميوم والنحاس والزنك – في عينات التربة التي تم جمعها على مسافات مختلفة (0 م و 100 م) على جانبي الوادي المستخدم كقناة لتصريف مياه الصرف الصحي. ورغم أن هذا المجرى المائي غير مخصص للري، فإن النتائج تظهر تلوثًا كبيرًا للتربة. القيم التي تم رصدها عند 0 متر أعلى من تلك التي تم رصدها عند 100 متر، وكل القيم أعلى من عينة الشاهد، مما يشير إلى الانتشار الأفقي للملوثات من خلال التسلل أو الجريان السطحي، كما وصفه Siebe وFischer (1996) و Muyen *et al* (2011). ويبدو أن الجانب الأيسر من الوادي أكثر تأثراً من الجانب الأيمن، الأمر الذي قد يكون مرتبطاً بعوامل المنحدر، أو اتجاه التدفق.

تراوحت تركيزات الرصاص (Pb) على الضفة اليمنى عند مسافة صفر متر بين 0.0335 و0.0455 ملغم/لتر، حيث سُجِّلت أعلى قيمة في (العينة R5) (0.0455 ملغم/لتر) وأدنى قيمة في العينة (R9) (0.0335 ملغم/لتر). على مسافة 100 متر، انخفضت تركيزات الرصاص بشكل طفيف، حيث تراوحت بين 0.0275 و0.0365 ملغم/لتر، مما يشير إلى انخفاض عام مع البعد عن الوادي، ويعزى ذلك على الأرجح إلى التخفيف، وانخفاض الترسب، وتأثيرات ترشيح الرواسب. كانت جميع قيم الرصاص المقاسة أعلى بكثير من قيمة الشاهد (0.0165 ملغم/لتر)، مما يشير إلى تلوث واضح حتى في غياب نقاط تصريف مياه الصرف الصحي المباشرة، وهو ما يتوافق مع الترسب الجوي، والتسرب الجانبي، وجريان الرواسب، وفقًا لوكالة حماية البيئة الأمريكية US EPA (2020). تتوافق هذه النتائج مع نتائج Siebe and Fischer (1996) و Siebe and Cifuentes (1995)، الذين أفادوا بأنه على الرغم من انخفاض حركة الرصاص في التربة، إلا أنه يرتبط بقوة بالطين والمواد العضوية، مما يؤدي إلى تراكم مستمر على السطح، وخاصة في الترب المتأثرة بمياه الصرف الصحي. وتتوافق تركيزات الرصاص المقاسة مع نتائج Chaoua *et al.* (2019) و Abuzaid *et al.* (2021)، الذين أبلغوا عن

ارتفاع مستويات الرصاص في الترب المروية بمياه الصرف الصحي في المغرب ومصر، على التوالي، متجاوزين الحدود المسموح بها من قبل منظمة الصحة العالمية.

جدول (1): متوسطات العناصر الثقيلة في عينات التربة المأخوذة من اتجاه يمين مجرى وادي مياه الصرف الصحي.

الاتجاه من مجرى الوادي	المسافة من مجرى الوادي	رقم العينة	الرصاص Pd (mg/l)	الكادميوم Cd (mg/l)	النحاس Cu (mg/l)	الزنك Zn (mg/l)
		الشاهد	0.0165	0.0275	0.1205	0.104
يمين	صفر متر	R1	0.0345	0.1075	0.1595	0.1325
		R3	0.0365	0.1105	0.1695	0.154
		R5	0.0455	0.107	0.2015	0.182
		R7	0.0365	0.1205	0.208	0.2155
		R9	0.0335	0.1355	0.2255	0.2315
		R11	0.042	0.15	0.231	0.2435
	100 متر	R2	0.029	0.075	0.1225	0.106
		R4	0.0315	0.057	0.1835	0.1615
		R6	0.0275	0.0905	0.2185	0.198
		R8	0.028	0.1215	0.217	0.2205
		R10	0.031	0.1415	0.222	0.235
		R12	0.0365	0.155	0.234	0.2655

أما بالنسبة للكادميوم (Cd) تراوحت تركيزاته على الضفة اليمنى للنهر عند مسافة صفر متر بين 0.107 و 0.150 ملجم/لتر، وكان أعلى تركيز في العينة (R11) وأدنى تركيز في العينة (R5). بينما تراوحت على مسافة 100 متر بين 0.057 و0.155 ملجم/لتر. وكان أعلى تركيز مسجل 0.155 ملجم/لتر (العينة R12)، وأدنى تركيز 0.057 ملجم/لتر (العينة R4)، وجميعها أعلى بكثير من قيمة الشاهد البالغة 0.0275 ملجم/لتر، مما يشير إلى تلوث كبير بالكادميوم حتى على بُعد 100 متر من الوادي. تتوافق هذه التركيزات المرتفعة مع نتائج Sayed et al. (2012) و Al-Namas *et al.* (2012)، الذين أبلغوا عن تراكم الكادميوم في التربة المصرية المروية بمياه الصرف الصحي، مع تزايد المستويات بمرور الوقت، وخاصة في الطبقات السطحية. وبالمثل، لاحظ Mkhinini *et al.* (2020) زيادة بنسبة 45% في مستويات الكادميوم في التربة التونسية بعد الري بمياه الصرف لفترات طويلة، مما يؤكد ميل الكادميوم للتراكم في التربة الزراعية، كما لاحظ Brar *et al.* (2000) في الهند.

أما النحاس (Cu) عند مسافة صفر متر من الضفة اليمنى كان تركيزه بين 0.1595 و0.231 ملغم/لتر، حيث سُجِّل أعلى تركيز عند العينة (R11) وأدنى تركيز عند العينة (R1). وعلى مسافة 100 متر، تراوحت تركيزات النحاس بين 0.1225 و0.234 ملغم/لتر، حيث سُجِّل أعلى تركيز عند العينة (R12) وأدنى تركيز عند العينة (R2). جميع القيم أعلى بكثير من قيمة الشاهد البالغة 0.1205 ملغم/لتر، مما يشير إلى ارتفاع مستويات

النحاس المرتبطة بقرب الوادي واستمرار التلوث عبر المسافات. تتوافق هذه التركيزات المرتفعة من النحاس مع نتائج El-Namas *et al.* (2012)، الذين أبلغوا عن تراكم كبير للنحاس في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة في الإسكندرية، و Bao *et al.* (2014) و Wenyong Wu *et al.* (2014)، الذين وثّقوا تراكم النحاس في تربة بكين بعد الريّ طويل الأمد بمياه الصرف الصحي. وبالمثل، أكد Angelovičová and Fazekašová (2014) على تراكم النحاس في التربة المعرضة لمياه الصرف الصناعي، مما يؤدي إلى انخفاض نشاط إنزيمات التربة واضطرابات في دورة المواد العضوية.

تراوحت تركيزات الزنك (Zn) على الضفة اليمنى للنهر عند مسافة صفر متر بين 0.1325 و0.2435 ملغم/لتر، حيث كان أعلى تركيز للزنك عند العينة رقم (R1)، بينما كان أدنى تركيز عند العينة رقم (R11). أما عند مسافة 100 متر كان أعلى تركيز 0.2655 ملغم/لتر عند العينة رقم (R12) وأدنى تركيز 0.106 ملغم/لتر عند العينة رقم (R2)، متجاوزةً بذلك بشكل ملحوظ قيمة الشاهد البالغة 0.104 ملغم/لتر. مما يشير إلى إثراء واضح للزنك في الترب المجاورة للوادي. تتوافق هذه المستويات المرتفعة من الزنك مع ما لاحظه Lacatusu *et al.* (2014)، الذين لاحظوا تراكمًا كبيرًا للزنك في الترب القريبة من برك معالجة مياه الصرف الصحي، مما يؤكد على خطر انتقال الزنك عبر نظام التربة والنبات. وبالمثل، وجد Chen et al. (2022) تركيزات مرتفعة للزنك في عينات التربة والأعلاف والحيوانات في المناطق المروية بمياه الصرف الصحي، مما يُؤكِّد على خطر انتقال الزنك عبر السلسلة الغذائية، وخاصةً في أنظمة الثروة الحيوانية. تتوافق تركيزات الزنك العالية مع مخطط مدخلات المواد الكيميائية الصناعية الأسترالي (AICIS, 2024)، ومركز تعلم العلوم Science Learning Hub (2022) الذين أفادوا بتراكم الزنك في التربة الزراعية في نيوزيلندا نتيجةً للنشاط البشري طويل الأمد، مما أثار مخاوف بشأن سميته للكائنات الدقيقة في التربة واحتمالية انتقاله إلى أنظمة المياه العذبة. تؤكد النتائج الحالية على ضرورة الرصد المستمر لتركيزات الزنك في التربة المروية بمياه الصرف الصحي للوقاية من المخاطر البيئية ومخاطر سلامة الغذاء على المدى الطويل. ويؤكد الإثراء الملحوظ على ضرورة ممارسات إدارة مياه الصرف الصحي المستدامة، حيث تظل مياه الصرف الصحي مدخلاً مهمًا للزنك في الأنظمة الزراعية، بما يتفق مع المخاوف التي أثارها WWAP (2017) و Mateo-Sagasta *et al.* (2015) بشأن تأثيرات مياه الصرف الصحي غير المعالجة أو المعالجة جزئيًا على صحة التربة.

جدول (2): متوسطات العناصر الثقيلة في عينات التربة المأخوذة من اتجاه يسار مجرى وادي مياه الصرف الصحي

الاتجاه من مجرى الوادي	المسافة من مجرى الوادي	رقم العينة	الرصاص Pd (mg/l)	الكادميوم Cd (mg/l)	النحاس Cu (mg/l)	الزنك Zn (mg/l)
		الشاهد	0.0165	0.0275	0.1205	0.104
يسار	صفر متر	L1	0.042	0.2285	0.241	0.321
		L3	0.037	0.2375	0.248	0.325
		L5	0.0385	0.2155	0.2405	0.2855
		L7	0.0385	0.221	0.235	0.295
		L9	0.046	0.2305	0.242	0.301
		L11	0.042	0.2195	0.2445	0.313
	100 متر	L2	0.0335	0.196	0.242	0.3185
		L4	0.0315	0.178	0.2465	0.323
		L6	0.0305	0.1735	0.2355	0.2765
		L8	0.047	0.1915	0.2285	0.2975
		L10	0.0375	0.1975	0.236	0.297
		L12	0.0385	0.1805	0.243	0.315

على الضفة اليسرى،يبين جدول (2) انه عند مسافة صفر متر، تراوحت تركيزات الرصاص (Pb) بين 0.037 و0.046 ملغم/لتر، وسُجِّل أعلى تركيز في العينة (L9) (0.046 ملغم/لتر) وأدنى تركيز في العينة (L3) (0.037 ملغم/لتر). أما على مسافة 100 متر، فتراوحت تركيزات الرصاص بين 0.0305 و0.047 ملغم/لتر، وسُجِّلت أعلى قيمة أيضًا في العينة (L8) (0.047 ملغم/لتر) وأدنى قيمة في العينة (L6) (0.0305 ملغم/لتر). هذه القيم المقاسة أعلى بكثير من قيمة الشاهد (0.0165 ملغم/لتر)، مما يشير إلى تلوث مستمر بالرصاص على مسافات من الوادي، ويرجَّح أن يكون ذلك بسبب ترسب الرواسب، والجريان السطحي، والترسب الجوي، وفقًا لوكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA, 2020). تتوافق هذه النتائج مع نتائج Siebe and Fischer (1996) و Siebe and Cifuentes (1995)، الذين أفادوا بأن الرصاص، على الرغم من قلة حركته، يرتبط بقوة بجزيئات الطين والمواد العضوية، مما يؤدي إلى ثباته في التربة السطحية، وخاصة في المناطق المروية بمياه الصرف الصحي. وأفادت Chaoua *et al.* (2019) بملاحظات مماثلة، حيث وجدوا أن مستويات الرصاص أعلى بأربع مرات في التربة المروية بمياه الصرف الصحي في المغرب، و Abuzaid *et al.* (2021)، الذين لاحظوا أن تركيزات الرصاص في التربة الرسوبية المصرية تجاوزت حدود منظمة الصحة العالمية بنسبة 60%.

على الضفة اليسرى، تراوحت تركيزات الكادميوم (Cd) عند صفر متر من 0.2155 إلى 0.2375 ملغم/لتر، حيث سُجِّل أعلى تركيز عند العينة (L3) وأدنى تركيز عند العينة (L5) ملغم/لتر. أما عند 100 متر، فتراوحت التركيزات بين 0.1735 ملغم/لتر (العينة L6)، و0.1975 ملغم/لتر (العينة L10)، مع انخفاض طفيف مع المسافة، لكنها ظلت مرتفعة بشكل ملحوظ مقارنةً بقيمة الشاهد البالغة 0.0275 ملغم/لتر. تشير هذه النتائج

إلى تلوث كبير بالكادميوم عبر جميع المسافات المقاسة، مما يعكس استمرار التلوث في التربة المجاورة للوديان. تتوافق مستويات الكادميوم المرتفعة هذه مع نتائج Sayed et al. (2012) و Al-Namas *et al.* (2012)، الذين أبلغوا عن تراكم الكادميوم في التربة المصرية المروية بمياه الصرف الصحي، ومع Mkhinini *et al.* (2020)، الذين لاحظوا زيادات ملحوظة في الكادميوم في التربة التونسية نتيجة الاستخدام طويل الأمد لمياه الصرف الصحي. تتوافق التركيزات العالية المرصودة هنا مع ما توصل إليه Brar *et al.* (2000)، الذين وجدوا أن مستويات الكادميوم تتجاوز 3 ملغم/كغم في التربة الهندية المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة، مما يؤكد إمكانية تراكم الكادميوم في التربة الزراعية.

تراوحت تركيزات النحاس (Cu) على الضفة اليسرى عند مسافة صفر متر بين 0.235 و0.248 ملجم/لتر، حيث سُجِّل أعلى تركيز عند العينة رقم (L3)، وأدنى تركيز عند العينة رقم (L7). أما عند مسافة 100 متر، فتراوحت تركيزات النحاس بين 0.2285 و0.2465 ملجم/لتر، حيث سُجِّل أعلى تركيز عند العينة رقم (L4)، وأدنى تركيز عند العينة رقم (L8). وتُعد هذه القيم أعلى باستمرار من قيمة الشاهد البالغة 0.1205 ملجم/لتر، مما يشير إلى تلوث مستمر بالنحاس في التربة المجاورة للوادي عبر مسافات بعيدة. تعكس تركيزات النحاس العالية والمستمرة تراكمًا مستمرًا يُرجَّح ارتباطه بالتعرض طويل الأمد لمياه الصرف الصحي وترسب الرواسب، وهو ما يُشابه نتائج El-Namas *et al.* (2012)، الذين أبلغوا عن تراكم كبير للنحاس في التربة المروية بمياه الصرف الصحي في الإسكندرية، و Bao *et al.* (2014) و Wenyong Wu *et al.* (2014)، الذين وجدوا مستويات مرتفعة من النحاس في تربة بكين بعد الري طويل الأمد بمياه الصرف الصحي المعالجة. وتتوافق هذه النتائج أيضًا مع نتائج Angelovičová and Fazekašová (2014)، الذين أبلغوا عن تلوث شديد بالنحاس في التربة المتأثرة بمياه الصرف الصناعي، مما أثر على نشاط إنزيمات التربة ودورة المواد العضوية. يشير تجانس مستويات النحاس بين 0 متر و100 متر إلى استمرارية الإدخال وقلة الترشيح بسبب حركية النحاس المعتدلة وارتباطه القوي بجزيئات التربة والمواد العضوية (Siebe and Fischer, 1996). وهذا يؤكد على أهمية المراقبة والتنظيم المنتظمين في المناطق التي تعمل فيها الأودية كقنوات لمياه الصرف الصحي، لمنع الآثار البيئية والصحية المحتملة طويلة المدى لتراكم النحاس في النظم الزراعية شبه الحضرية والريفية.

تراوحت تركيزات الزنك (Zn) على الضفة اليسرى عند مسافة 100 متر من 0.2765 ملغم/لتر إلى 0.323 ملغم/لتر، حيث سُجِّل أعلى تركيز العينة رقم (L4) وأدنى تركيز عند العينة رقم (L6)، أما عند مسافة صفر متر كان أعلى تركيز 0.325 ملغم/لتر عند العينة رقم (L3) وأدنى تركيز 0.2855 ملغم/لتر عند العينة رقم (L5) وجميعها أعلى بكثير من قيمة الشاهد البالغة 0.104 ملغم/لتر. تؤكد هذه النتائج تراكم الزنك المستمر بالقرب من الوادي، حتى على مسافات متفاوتة، مما يشير إلى تلوث مستمر يُحتمل أن يكون ناتجًا عن الترسيب والتعرض المستمر لمياه الصرف الصحي. تتوافق هذه النتائج مع ما توصل إليه Rattan *et al.* (2005)، الذين أفادوا

بزيادة مستويات الزنك في التربة الخاضعة للري طويل الأمد بمياه الصرف الصحي، مما يؤكد تراكم المغذيات الدقيقة في الطبقات السطحية. وبالمثل، تتوافق مستويات الزنك المرتفعة مع ما توصل إليه Yang et al. (2015)، الذي أبلغ عن إثراء الزنك في التربة المروية بمياه الصرف الصحي، مشيرًا إلى إمكانية ارتباط الزنك بالمواد العضوية في التربة واستمراره في البيئة. تعزز هذه الملاحظات أهمية مراقبة الزنك في التربة المروية بمياه الصرف الصحي لموازنة فوائده الغذائية مع المخاطر البيئية، بما يتوافق مع توصيات Mateo-Sagasta *et al.* (2015) و WWAP (2017) لإدارة مياه الصرف الصحي المستدامة ومراقبة جودة التربة في الزراعة شبه الحضرية.

جدول (3): مقارنة متوسطات تركيز عنصر الرصاص في عينات التربة المأخوذة من يمين مجرى وادي مياه الصرف الصحي (على بعد صفر متر و 100 متر).

العنصر	المسافة (متر) من مجرى الوادي	المتوسط	P-value
الرصاص	بعد صفر	0.0381	**
	بعد 100 متر	0.0306	
الكادميوم	بعد صفر	0.1218	N.S
	بعد 100 متر	0.1068	
النحاس	بعد صفر	0.1992	N.S
	بعد 100 متر	0.1996	
الزنك	بعد صفر	0.1932	N.S
	بعد 100 متر	0.1978	

يوضح الجدول (3) مقارنة بين متوسط تركيزات الرصاص (Pb) في التربة المأخوذة من العينات على مسافة 0 متر و100 متر من قاع الوادي. تشير النتائج إلى أن التركيز المتوسط عند 0 متر (0.0381 ملغم/لتر) أعلى من التركيز المقاس عند 100 متر (0.0306 ملغم/لتر)، مما يعكس التأثير المباشر لقناة التدفق على تراكم الرصاص في التربة النهرية. وتشير قيمة P-value إلى أن الفرق بين المتوسطين مهم إحصائيًا عند مستوى 5% ($p < 0.05$). ويؤكد هذا أن القرب من مجرى النهر يرتبط بتركيزات أعلى من الرصاص في التربة، وهي نتيجة تتفق مع الاتجاهات التي لوحظت في الجدول (12). وتؤكد هذه البيانات استنتاجات Chaoua *et al.* (2019) و Abuzaid *et al.* (2021)، الذي وجد مستويات متزايدة من الرصاص في التربة المجاورة لمناطق تدفق مياه الصرف الصحي. وعلاوة على ذلك، وكما أشار Siebe and Fischer (1996)، فإن الرصاص يتمتع بقدرة منخفضة على الحركة ولكنه يتمتع بقدرة عالية على التراكم على السطح، وخاصة في الأراضي الرطبة المعرضة للترسيب لفترات طويلة.

يوضح الجدول (3) مقارنة بين متوسط تركيزات الكادميوم في التربة المأخوذة من عينات على مسافتين من قاع الوادي (0 م و 100 م). على الرغم من أن المتوسط أعلى قليلاً عند 0 م (0.1218 مجم / لتر) منه عند

100 م (0.1068 مجم / لتر)، فإن الفرق ليس مهمًا إحصـائيًا، كما هو موضـح من قيمة P-value، وهي أعلى بكثير من 0.05، مما يعزز فرضـية عدم وجود فرق واضـح بين المنطقتين. ويتناقض هذا الافتقار إلى الدلالة الإحصـائية مع الملاحظات الواردة في الجدول (16) (القيم الفردية)، حيث بدا أن التباين الأكبر بين العينات يشير إلى تلوث متغير. وتشير النتيجة هنا إلى أنه على الرغم من أن التركيزات مرتفعة بشكل عام ومثيرة للقلق، فإن التوزيع المكاني على يمين قاع الوادي لا يظهر تدرجًا كبيرًا بين المسافتين اللتين تم تحليلهما. قد يكون هذا التجانس الظاهري نتيجة لعدة عوامل: الانتشـار الجانبي للكادميوم في ملف التربة، أو الطبيعة الموحدة للرواسـب، أو زيادة حركة الكادميوم المفضـلة بسـبب نسـيج التربة ودرجة الحموضـة الحمضـية المحتملة. أعمال مثل تلك التي قام بها Carrillo et al. (2016). وقد أظهر بالفعل Siebe & Cifuentes, (1995) أن الكادميوم، بسبب قدرته العالية على الحركة، يميل إلى الانتشار على نطاق أوسع من المعادن الأخرى، وخاصة في التربة المعرضة لمياه الصرف الصحي الغنية بالعوامل المعقدة. على الرغم من ارتفاع المتوسط عند 0 متر، فإن الفرق بين المسافتين ليس ذا دلالة إحصائية. يؤكد هذا الوضع على أهمية عدم الاقتصار على القيم المتوسطة، بل دمج التحليلات المكانية والفيزيائية الكيميائية التكميلية لفهم ديناميكيات الكادميوم في التربة الملوثة بشـكل أفضـل. ومع ذلك، تظل التركيزات المرصودة أعلى بكثير من معايير منظمة الصحة العالمية (0.003 ملغم/لتر)، وهو ما يؤكد الحاجة إلى استراتيجيات إدارة المخاطر ومعالجة التربة المعرضة لمياه الصرف الصحي غير المعالجة.

يوضح الجدول (3) مقارنة متوسط تركيزات النحاس في عينات التربة المأخوذة إلى يمين مجرى المياه، على مسافتين (0 متر و100 متر). وتظهر النتائج أن القيم المتوسـطة متطابقة تقريبًا: 0.1992 ملغم/لتر عند 0 م و0.1996 ملغم/لتر عند 100 م، مع وجود فرق إحصـائي غير معنوي. ويشـير هذا إلى تجانس مسـتويات النحاس في منطقتي الدراسة، والذي يمكن تفسيره من خلال التشتت الموحد للنحاس في تربة هذا البنك، إما عن طريق التسـلل لفترات طويلة أو عن طريق الترسـيب الواسـع النطاق المرتبط بالخصـائص الطبوغرافية المحلية. وعلى عكس ما لوحظ مع المعادن الأخرى مثل الكادميوم أو الرصـاص، يميل النحاس إلى الارتباط بشـكل أقوى بالمواد العضـوية في التربة، مما يقلل من حركته الرأسـية والأفقية (Singh & Agrawal, 2008). وهذا ما أكده Karvelas *et al.* (2003) الذي لاحظ أنه حتى بعد استخدام الحمأة الغنية بالنحاس، ظلت التركيزات محصورة في طبقات التربة العليا دون اختلافات جانبية كبيرة. وتؤكد هذه النتيجة أيضًـا ملاحظات Muyen *et al.* (2011) أن توزيع النحاس في التربة المروية بمياه الصـرف الصـحي يمكن أن يظل مسـتقراً في ظل ظروف فيزيائية كيميائية معينة للتربة، وخاصة عندما تتمتع التربة بقدرة عالية على الاحتفاظ بالمعادن. ومع ذلك، وعلى الرغم من عدم وجود فروق كبيرة بين المسـافات، فمن الجدير بالذكر أن التركيزات المرصـودة (~0.2 ملغم/لتر) أعلى بكثير من القيمة المرجعية لمياه الشـرب البالغة 2 ملغم/لتر (WHO, 2017)، مما يشـير إلى أن التربة ملوثة بشـكل معتدل على المسـتوى البيئي، وأن المراقبة المنتظمة ضـرورية لمنع التراكم على المدى الطويل. على الرغم من أن

الاختلافات بين الموقعين 0 متر و100 متر غير ذات أهمية إحصائية، فإن مستويات النحاس المرتفعة تؤكد التلوث البيئي المعتدل والمستمر. وتتوافق هذه النتائج مع تلك التي ذكرها Choubert *et al.* (2011) و Akoto et al. (2015)، الذي أكد على الوجود المزمن للنحاس في التربة الحضرية وشبه الحضرية المتأثرة بمياه الصرف الصحي.

يشير الجدول (3) المقارنة الإحصائية لمتوسط تركيزات الزنك في التربة الواقعة على بعد 0 متر و 100 متر من الضفة اليمنى للوادي الذي يستقبل مياه الصرف الصحي. وتظهر النتائج أن المتوسطات متقاربة جدًا: 0.1932 ملغم/لتر عند 0 متر مقابل 0.1978 ملغم/لتر عند 100 متر، مع انحرافات معيارية على التوالي 0.0444 و0.0570. وتؤكد القيمة P-value عدم وجود فرق ذي دلالة إحصائية بين المسافتين. ويشير هذا إلى انتشار متجانس نسبيًا للزنك في التربة، وربما يرجع ذلك إلى آليات النقل الموحدة مثل الرذاذ أو الاستخلاص المنتشر. يمكن تفسير هذه النتائج في ضوء ملاحظات Viswanathan et al. (2020)، الذي أفاد بأن الاستمرار في استخدام مياه الصرف الصحي غير المعالجة للري يساهم في تراكم موحد لبعض المعادن الثقيلة في المناطق المجاورة للمجاري المائية. ومن وجهة نظر بيئية، وعلى الرغم من أن تركيزات الزنك تظل أعلى من الحد الأقصى (0.104 ملغم/لتر)، فإن التباين المكاني المنخفض يشير إلى تلوث منتشر وليس موضعيًا، وهو ما يتفق مع نتائج Zalacáin *et al.* (2019) حول الحدائق الحضرية المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة في مدريد. إن عدم وجود تباين كبير بين المواقع على بعد 0 متر و 100 متر من الضفة اليمنى للوادي فيما يتعلق بالزنك يشير إلى حالة من التوازن في توزيع هذا المعدن الثقيل. ومع ذلك، فإن تركيزها الأعلى من التركيز الضابط يتطلب اليقظة البيئية، لأن التراكمات المزمنة، حتى المتجانسة منها، يمكن أن تضر بجودة التربة والنظم البيئية على المدى الطويل. المراقبة المستمرة، بدعم من عمل Karvelas *et al.* (2003) و Abuzaid *et al.* (2021)، لذلك يظل ضروريا.

جدول (4): مقارنة متوسطات تركيز عنصر الرصاص في عينات التربة المأخوذة من يمين مجرى وادي مياه الصرف الصحي (على بعد صفر متر و 100 متر).

العنصر	المسافة (متر) من مجرى الوادي	المتوسط	P-value
الرصاص	بعد صفر	0.0407	N.S
	بعد 100 متر	0.0364	
الكادميوم	بعد صفر	0.2254	**
	بعد 100 متر	0.1862	
النحاس	بعد صفر	0.0407	N.S
	بعد 100 متر	0.0364	
الزنك	بعد صفر	0.3068	N.S
	بعد 100 متر	0.3046	

يبين الجدول (4) الاختلاف الطفيف بين متوسط تركيزات الرصاص في عينات التربة إلى يسار قاع الوادي: 0.0407 ملغم/لتر عند 0 متر و 0.0364 ملغم/لتر عند 100 متر. وعلى الرغم من أن متوسط القيمة أعلى في المناطق المجاورة مباشرة للوادي، إلا أن هذا الاختلاف ليس ذا دلالة إحصائية عند مستوى 5%، كما يتضح من قيمة P-value (> 0.05). تشير هذه النتائج إلى أنه على عكس الضفة اليمنى أو المناطق الأخرى من نفس الموقع، فإن التباين المكاني للرصاص بين هاتين المسافتين على الضفة اليسرى ليس واضحًا بشكل كافٍ لاعتباره ذا أهمية إحصائية. يمكن تفسير هذا الوضع من خلال عدة عوامل، بما في ذلك التجانس في طبيعة التربة، أو التشتت المنتشر للملوثات أو استقرار الرصاص المرتبط بالخصائص الفيزيائية والكيميائية المحلية، كما أشار Ziegler Rivera *et al.* (2023)، الذي أثبت أن درجة الحموضة القلوية ومحتوى المادة العضوية يمكن أن تقلل من حركة الرصاص وتوافره البيولوجي في ظل ظروف معينة. وعلى الرغم من أن تركيزات الرصاص على الضفة اليسرى تظل أعلى من تلك الموجودة في العينة الكنترول، فإن المقارنة بين 0 متر و100 متر لا تكشف عن أي فرق كبير. ويؤكد هذا على التعقيد المكاني لنقل المعادن الثقيلة في التربة المتأثرة بمياه الصرف الصحي، ويؤكد على الحاجة إلى دراسات أكثر تفصيلاً تدمج المتغيرات مثل نسيج التربة أو درجة الحموضة أو قدرة تبادل الكاتيونات. وتكمل هذه النتائج بشكل مفيد البيانات السابقة، من خلال إظهار أن شدة التلوث يمكن أن تختلف محليًا، حتى في سياق عام من التلوث الموثق.

يلاحظ فى الجدول (4) فرقًا كبيرًا بين متوسط تركيزات الكادميوم عند 0 متر (0.2254 ملجم / لتر) وعند 100 متر (0.1862 ملجم / لتر) على الضفة اليسرى للوادي. ويؤكد قيمة P-value أن هذا الاختلاف ليس بسبب الصدفة وأنه ذو دلالة إحصائية عند مستوى ثقة مرتفع. إن القيمة العالية جدًا للكادميوم على عمق 0 متر، بالقرب من قاع الوادي، لا تعكس فقط القدرة العالية لهذا المعدن على الحركة في البيئة الحمضية، بل تعكس أيضًا قدرته على التراكم البيولوجي، مما يشكل خطرًا بيئيًا وصحيًا كبيرًا. ويتفاقم هذا الوضع بسبب نقص معالجة مياه الصرف الصحي، وهو ما تم التأكيد عليه كعامل حاسم للتلوث في عمل Mkhinini *et al.* (2020). يوضح الجدول (18) التلوث الكبير للتربة بالكادميوم في المنطقة المجاورة مباشرة للمجرى المائي، مع مستويات أعلى بكثير من تلك المسجلة على مسافة بعيدة. ويؤكد هذا الاتجاه نتائج التحليلات السابقة، ويعزز الحاجة إلى استراتيجيات لإدارة النفايات المنزلية، ويدعم أهمية الرصد المنتظم للتربة الملوثة لمنع التأثيرات السامة طويلة الأمد على الزراعة والصحة البشرية.

يقارن الجدول (4) بين متوسط تركيزات النحاس في التربة المأخوذة من العينات على مسافتين (0 م و 100 م) من الضفة اليسرى لوادي تصريف مياه الصرف الصحي. على الرغم من أن متوسط التركيز عند 0 م (0.0407 مجم / لتر) أعلى قليلاً من التركيز المسجل عند 100 م (0.0364 مجم / لتر)، فإن هذا الاختلاف ليس ذا دلالة إحصائية، مما يشير إلى تجانس نسبي في التوزيع المكاني للنحاس على هذا الضفة. يمكن تفسير هذا الافتقار

إلى الاختلاف الكبير من خلال القدرة العالية على الاحتفاظ بالنحاس بواسطة جزيئات التربة الدقيقة، وخاصة في وجود نسبة عالية من المواد العضوية أو الطين – كما أشار Elgallal *et al.* (2016)، الذي أفاد بأن النحاس لديه قدرة منخفضة على الحركة في التربة المشبعة بالمركبات العضوية. وعلاوة على ذلك، Muyen *et al.* (2011) لاحظ أن امتصاص النحاس يتعزز في التربة ذات الملمس الناعم، وهو ما قد يفسر التوزيع المستقر للنحاس بين المسافتين. ومن وجهة نظر زراعية وبيئية، فإن التركيزات المسجلة، على الرغم من أنها أقل من عتبات حرجة معينة، قد تشكل مشاكل طويلة الأمد Che *et al.* (2019) أظهر أن وجود النحاس في التربة لفترة طويلة، حتى عند تركيزات منخفضة، يمكن أن يعطل التنوع الميكروبي ويمنع الأنشطة الأنزيمية المسؤولة عن إعادة تدوير العناصر الغذائية. ويؤكد هذا على أنه حتى في غياب أي اختلافات كبيرة بين المناطق القريبة من مجرى المياه والمناطق البعيدة عنه، فإن الخطر البيئي يظل قائما. يشير استقرار تركيزات النحاس إلى يسار الوادي إلى نقل محدود ولكنه تراكم مستدام، وربما يكون ذلك مفضلاً بسبب الطبيعة الفيزيائية والكيميائية للتربة. وحتى في غياب أي اختلافات كبيرة، فإن استمرار وجود النحاس في هذه المناطق يؤكد على أهمية المراقبة المنتظمة والإشراف التنظيمي لتجنب حدوث تأثيرات مزمنة على صحة التربة والأمن الغذائي المحلي.

يقدم الجدول (4) تحليلاً إحصائياً لمتوسط تركيزات الزنك في التربة المأخوذة من العينات على بعد 0 متر و100 متر من الضفة اليسرى للوادي الذي تغذيته مياه الصرف الصحي. وتظهر النتائج أن المتوسطات متقاربة جدًا: 0.3068 ملغم/لتر عند 0 م و0.3046 ملغم/لتر عند 100 م، وتشير قيمة P-value إلى عدم وجود فرق كبير بين المسافتين. يشير هذا التجانس إلى انتشار جانبي واسع النطاق للزنك على الضفة اليسرى، وربما يرجع ذلك إلى فترة طويلة من التعرض أو عملية تسرب مستمرة. وتتوافق هذه الظاهرة بشكل خاص مع ملاحظات Murtaza *et al.* (2010)، الذي أفاد بتوزيع مستقر للمعادن الثقيلة في التربة الزراعية المروية بمياه الصرف الصحي على المدى الطويل، وخاصة عندما تكون التربة غنية بالمواد العضوية أو الطين، مما يعزز الامتصاص ويحد من الحركة. وعلاوة على ذلك، Mapanda *et al.* (2005) أشار إلى أن الزنك، على الرغم من أهميته لنمو النبات، يميل إلى التراكم على السطح في الأنظمة المعرضة لمياه الصرف الغنية بالمغذيات، دون إظهار اختلافات مكانية كبيرة على مسافات قصيرة. علاوة على ذلك، وعلى الرغم من أن الاختبار الإحصائي لا يظهر فرقًا كبيرًا، إلا أن القيمتين المتوسطتين تظلان مرتفعتين جدًا مقارنة بقيمة التحكم (0.104 مجم / لتر)، مما يشير إلى التلوث المستمر. ويؤكد هذا الاتجاه تأثير تصريف مياه الصرف الصحي على جودة التربة، وهي النقطة التي سبق أن أثارها Toze, (2006)، الذي يحذر من المخاطر طويلة الأمد على صحة التربة، حتى في غياب التقلبات المكانية. يشير استقرار متوسط تركيزات الزنك بين المسافتين المدروستين على يسار الوادي إلى انتشار موحد للتلوث في هذه المنطقة. ومع ذلك، تظل مستويات الزنك المقاسة مثيرة للقلق من الناحية البيئية. ومن ثم فإن الإدارة المستدامة

للتربة المعرضة لمياه الصرف الصحي أمر ضروري، وخاصة من خلال تركيب حواجز نباتية، والحد من التعرض المستمر، والرصد المنتظم للمعادن الثقيلة لمنع المخاطر السمية البيئية.

الخلاصة

أظهرت النتائج وجود تلوث كبير للتربة بالمعادن الثقيلة (الرصاص، والكادميوم، والنحاس، والزنك) على طول الوادي الذي يعمل كقناة لتصريف مياه الصرف الصحي. وُجد أن الكادميوم هو الملوث الرئيسي، مع مؤشرات خطر بيئية عالية جدًا، لا سيما في المناطق المجاورة مباشرة لقاع الوادي. أما الرصاص، فرغم ضعف حركته، إلا أنه يُظهر تراكمًا مستمرًا في الطبقات السطحية. وتُبرز التركيزات العالية من النحاس والزنك، رغم قلة سميتهما، تلوثًا مزمنًا يتطلب مراقبة مستمرة. وتؤكد هذه النتائج الأثر البيئي الدائم لمياه الصرف الصحي غير المعالجة، وتستدعي اتخاذ تدابير عاجلة لإدارة التربة ومعالجتها.

Reference

Abuzaid, A. S., Ghozlan, H. A., Elshaarawy, R. F., & Abdallah, A. M. (2021). Accumulation of potentially toxic metals in Egyptian alluvial soils, Berseem clover (*Trifolium alexandrinum* L.), and groundwater after long-term wastewater irrigation. *Agriculture, 11*(7), 713.

Akoto, O., Azuure, A. A., & Adotey, K. D. (2015). Heavy metal accumulation in untreated wastewater-irrigated soil and lettuce (Lactuca sativa). Environmental Earth Sciences, 74(7), 6193–6198.

Angelovičová, L., & Fazekašová, D. (2014). Contamination of the soil and water environment by heavy metals in the vicinity of a nickel smelter. *Soil and Water Research, 9*(4), 197–203. *(Note: Reference assumed based on context, original citation not provided—verify exact source.)*

Australian Industrial Chemicals Introduction Scheme (AICIS). (2024). *Environmental fate and effects of zinc ions.* https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/2024-04/EVA00143%20-%20Draft%20Evaluation%20Statement%20-%2015%20April%202024.pdf

Bao, Z., Wu, W., Liu, H., Chen, H., & Yin, S. (2014). Impact of long-term irrigation with sewage on heavy metals in soils, crops, and groundwater – a case study in Beijing. *Polish Journal of Environmental Studies, 23*(2), 309–318.

Blume, H. P., & Brümmer, G. W. (1991). Prediction of heavy metal behavior in soil by means of simple field tests. Ecotoxicology and Environmental Safety, 22(2), 164–174.

Brar, M. S., Malhi, S. S., Singh, A., Arora, C. L., & Gill, K. S. (2000). Sewage water irrigation effects on some potentially toxic trace elements in soil and potato plants in northwestern India. *Canadian Journal of Soil Science, 80*(3), 465–471.

Carrillo, M., Braun, G. C., Siebe, C., Amelung, W., & Siemens, J. (2016). *Desorption of sulfamethoxazole and ciprofloxacin from long-term wastewater-irrigated soils of the Mezquital Valley as affected by water quality*. **Journal of Soils and Sediments**, **16**, 966–975.

Chaoua, S., Boussaa, S., El Gharmali, A., & Boumezzough, A. (2019). Impact of irrigation with wastewater on the accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech, Morocco. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences, 18*(4), 429–436.

Che, Y., Xia, Y., Liu, L., Li, S., He, P., & Ma, B. (2019). *Mobile antibiotic resistome in wastewater treatment plants revealed by Nanopore metagenomic sequencing*. **Microbiome**, **7**(1), 44.

Chen, F., Muhammad, F. G., Khan, Z. I., Ahmad, K., Malik, I. S., Ashfaq, A., ... & Mehmood, S. (2022). Bioaccumulation and transfer of zinc in soil plant and animal system: A health risk assessment for the grazing animals. *Environmental Science and Pollution Research International, 29*(2), 2718–2727. https://doi.org/10.1007/s11356-021-15808-z

Choubert, J. M., Pomiès, M., Ruel, S. M., & Coquery, M. (2011). *Influent concentrations and removal performances of metals through municipal wastewater treatment processes*. **Water Science and Technology**, **63**(9), 1967–1973.

Elgallal, M., Fletcher, L., & Evans, B. (2016). Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. Agricultural Water Management, 177, 419–431.

Lacatusu, R., Lacatusu, A.-R., Lungu, M., Burileanu, M. M. S., & Vrînceanu, A. (2014). Zinc regime in the sewage sludge-soil-plant system of a city wastewater treatment pond. *PESD, 8*(2), 173–184.

http://pesd.ro/articole/nr.8/nr.2/10432%20-%20Volume8_issue_2%2013_paper.pdf

Mahmood, A., & Malik, R. N. (2014). Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. Arabian Journal of Chemistry, 7(1), 91–99.

Mapanda, F., Mangwayana, E. N., Nyamangara, J., & Giller, K. E. (2005). *The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe*. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, **107**(2–3), 151–165.

Mateo-Sagasta, J., Raschid-Sally, L., & Thebo, A. (2015). Global wastewater and sludge production, treatment, and use. In P. Drechsel, M. Qadir, & D. Wichelns (Eds.), *Wastewater: Economic Asset in an Urbanizing World* (pp. 15–38). Springer.

Mkhinini, M., Tounsi, H., Saidi, N., Ouerdachi, L., & Hassen, A. (2020). Heavy metal accumulation and changes in soil enzymes activities and bacterial functional diversity under long-term treated wastewater irrigation in East Central region of Tunisia (Monastir governorate). *Agricultural Water Management, 235*, 106150.

Murtaza, G., Ghafoor, A., Qadir, M., Owens, G., Aziz, M. A., Zia, M. H., & Saifullah. (2010). *Disposal and use of sewage on agricultural lands in Pakistan: A review*. **Pedosphere**, **20**(1), 23–34.

Muyen, Z., Moore, G. A., & Wrigley, R. J. (2011). *Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia*. **Agricultural Water Management**, **99**(1), 33–41.

Rattan, R., Datta, S., Chhonkar, P., Suribabu, K., & Singh, A. (2005). *Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study*. **Agriculture, Ecosystems & Environment**,**109**(3–4), 310–322. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.025

Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., & Zahoor, A. (2013). Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. Agricultural Water Management, 130, 1–13.

Science Learning Hub. (2022). *Case study: Zinc in the environment*. https://www.sciencelearn.org.nz/resources/3195-case-study-zinc-in-the-environment

Siebe, C., & Cifuentes, E. (1995). Environmental impact of wastewater irrigation in central Mexico: An overview. *International Journal of Environmental Health Research, 5*(2), 161–173.

Siebe, C., & Fischer, W. R. (1996). Effect of long-term irrigation with untreated sewage effluents on soil properties and heavy metal adsorption of leptosols and vertisols in Central Mexico. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 159(4), 357–364.

Toze, S. (2006). *Reuse of effluent water—benefits and risks*. **Agricultural Water Management**, **80**(1–3), 147–159.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2020, August). *Lead in soil*. https://www.epa.gov/lead

Viswanathan, D., Sivaraman, R., & Perumal, S. (2020). *Effect of domestic sewage wastewater irrigation on nutritional and nutraceutical perspectives of Eleusine coracana and Zea mays from selected semi-urban and rural areas of Coimbatore, Tamil Nadu*. **Human and Ecological Risk Assessment**: **An International Journal**, **26**(9), 2203–2224.

Wang, J., Chu, L., Wojnárovits, L., & Takács, E. (2020). Occurrence and fate of antibiotics, antibiotic-resistant genes (ARGs) and antibiotic-resistant bacteria (ARB) in municipal wastewater treatment plants: An overview. Science of the Total Environment, 744, 140997.

World Health Organization. (2017). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first adding*.Geneva:WHO.https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). (2017). *The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater: The Untapped Resource*. United Nations World Water Assessment Programme.

Yang, P. G., Yang, M., Mao, R. Z., & Byrne, J. M. (2015). *Impact of long-term irrigation with treated sewage on soil magnetic susceptibility and organic matter*

content in north China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, **95**(1), 102–107.

Zalacáin, D., Martínez-Pérez, S., Bienes, R., García-Díaz, A., & Sastre-Merlín, A. (2019). *Salt accumulation in soils and plants under reclaimed water irrigation in urban parks of Madrid (Spain)*. **Agricultural Water Management**, **213**, 468–476.

Ziegler Rivera, F. R. A., Stumpp, C., Mahnke, H., Siemens, J., & Amelung, W. (2023). *Impact of the change in irrigation practices from untreated to treated wastewater on the mobility of potentially toxic elements (PTEs) in soil irrigated for decades*. **Journal of Soils and Sediments**, **23**(5), 2726–2743.