



جامعة واسط

جمهورية العراق
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
جامعة واسط / كلية الزراعة
قسم علوم التربة و الموارد المائية

تأثير الري بمياه الصرف الصحي المعالجة و غير المعالجة لمحطة كربلاء في بعض الصفات الكيميائية و تلوث التربة و النبات بالعناصر الثقيلة

رسالة تقدمت بها
حفصة محمد حمزة العجيلي

الى مجلس كلية الزراعة – جامعة واسط ، وهي من متطلبات نيل شهادة
الماجستير في العلوم الزراعية – علوم التربة و الموارد المائية

بأشرف

أ.د. كاظم مكي ناصر

أ.د. كهرمان حسين حبيب الخزاعي

بِسْمِ اللّٰهِ الرَّحْمٰنِ الرَّحِیْمِ

﴿وَجَعَلْنَا مِنَ الْمَاءِ كُلَّ شَيْءٍ حَيٍّ﴾

﴿صدق الله العلي العظيم﴾

(الأنبياء ، 30)

إقرار المشرفين

نشهد أن إعداد هذه الرسالة جرى تحت إشرافنا في قسم علوم التربة والموارد المائية/ كلية الزراعة / جامعة واسط ، وهي جزء من متطلبات شهادة الماجستير في العلوم الزراعية / علوم التربة والموارد المائية.

المشرفين

أ.د. كاظم مكي ناصر

أ.د. كهرمان حسين حبيب الخزاعي

قسم علوم التربة والموارد المائية

قسم علوم التربة والموارد المائية

كلية علوم الهندسة الزراعية/ جامعة بغداد

كلية الزراعة / جامعة واسط

توصية رئيس القسم

بناء على الشروط والتوصيات المتوافرة أرشح هذه الرسالة للمناقشة.

م.د. علي جواد كاظم

رئيس قسم علوم التربة والموارد المائية

كلية الزراعة / جامعة واسط

الإهداء

إلى والديّ... جذرٌ غائر في تربة روعي، وسحابة ظلت تُمطرني
قُوَّةً و يقينًا.

إلى زوجي... مرفأً أمانٍ أعود إليه بعد كلِّ عاصفة، وبوصلة حلمٍ
لا تحيد.

إلى إخوتي... خُطاي التي سبقتني في الدرب، وصوتي حين خفتَ
صوتي.

وإلى كلِّ قلبٍ مدَّ لي خيط نورٍ في عتمة الطريق...

هذا العمل ليس سطورِي وحدي، بل هو أنفاسكم متجسدة في
حروف

الشكر والتقدير

الحمد لله الذي بفضلله تزهو الآمال، وتُسطر الإنجازات، وتوفيقه تتبدد الصعاب. أتقدم بأسمى آيات الشكر والعرفان إلى مشرفي البحث الكريمن، اللذين كانا منار العلم والدليل الأمين.

وأقدم بالشكر الجزيل إلى أساتذتي الكرام، اللذين زرعوا في قلبي حب المعرفة، وفتحوا أمامي آفاق العلم الرحبة، واحتضنوا خطواتي الأولى في البحث، لكم مني كل تقدير وامتنان.

كما أرفع خالص الشكر إلى عمادة كلية الزراعة - جامعة واسط على دعمها المتواصل، وإلى قسم علوم التربة والمياه على تسهيلاتهم العلمية والبحثية، وإلى مخرية قسم الدراسات العليا على جهودها التنظيمية، وإلى لجنة المناقشة على وقتهم الثمين وحكمتهم التي أضافت للعمل قيمته العلمية.

كما أتقدم بخالص الشكر والتقدير إلى مديرية مجاري كربلاء وموظفيها الأعزاء على تعاونهم ودعمهم خلال فترة جمع البيانات والزيارات الميدانية، مما أسهم في إنجاح هذا البحث وإثراء مضمونه العلمي.

وأخص بالشكر والدي العزيز، ركيمة الصبر وقوة الإرادة، اللذي كان دعمه المستمر وسنده الدائم في كل مرحلة من مراحل حياتي ومسيرتي العلمية.

وأخص بالشكر والدي الغالية، نبض الحنان ومصدر الدعاء اللذي لا ينقطع، اللتي كانت دائماً الدافع الأول لتجاوز الصعاب والحافز الأكبر للنجاح.

وأخص بالشكر زوجي الحبيب، رفيق الدرب وشريك الحلم، اللذي كان الصبر حين أضعفني التعب، والدعم حين أثقلني المشوار، والفرح حين تكلمت جهودي بالنجاح.

ولا أنسى إخواني وأخواتي الأحبة: عبد الله، ومريم، وإبراهيم، اللذين كانوا جناحي في كل عثرة، وسندي في كل خطوة، وصوت الدعاء اللذي يسبق خطاي.

وإلى كل من ساندني، وأمدني بكلمة تشجيع، أو يدًا معطاءة، أو قلبًا مؤمنًا بقدراتي... لكم جميعًا هذا العمل، فأنتم جزء من كل حرف فيه، وحملتكم معي هذه الرحلة حتى نهايتها.

الباحثة
حفصة محمد

Abstract الخلاصة

أجريت دراسة على مياه الصرف الصحي معالجة و غير معالجة من مشروع مجاري كربلاء الموحد لمعالجة مياه الصرف الصحي , باستعمال حاويات مصنوعة من مادة البولي اثيلين سعه 2 لتر لغرض إجراء التحاليل الفيزيائية والكيميائية و البكتريولوجيه المختلفه وتقدير العناصر الثقيلة فيها كل من النيكل والكروم والكوبلت و الرصاص والحديد والكاديوم والمنغنيز والفناديوم والزنك والنحاس , لتقييم كفاءة محطة المعالجة وإمكانية استعمال المياه المعالجة لأغراض الري وتغذية المياه الجوفية , ولغرض معرفة تأثير مياه الصرف الصحي غير المعالجة في بعض الصفات الكيميائية للتربة وتراكم العناصر الثقيلة , تم إجراء تجربة بايولوجية (تجربة اصص) بزراعة نباتات الذرة الصفراء في تربة ذات نسجة مزيجه غرينيه اخذت من منطقة الحسينية – محافظة كربلاء المقدسة وتم الري بثلاث نوعيات من مياه الري هي مياه الصرف الصحي غير المعالجة ومياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة بعد استنفاذ 50% من الماء الجاهز واستمرت التجربة لمدة ثلاثة اشهر وفق تصميم تام التعشبية (CRD) يتضمن ست مكررات , اخذت نماذج تربة ونبات (المجموع الجذري + المجموع الخضري) بعد نهاية التجربة وقدرت فيها بعض الصفات الكيميائية للتربة وتراكيز العناصر الثقيلة أعلاه .

بينت النتائج ما يلي:

1- ارتفاع قيمة الاس الهيدروجين للمياه المعالجة من 7.48 الى 7.59 وانخفاض في بعض الصفات شملت كل من الايصالية الكهربائية من 8.50- 1.20 ديسيمنز م⁻¹ لمياه الصرف الصحي المعالجة و كمية المواد الصلبة الذائبة (TDS) من 5150-775 ملغم لتر⁻¹ لمياه الصرف الصحي المعالجة وبنسبة إزاله بلغت 84.95%, و كمية المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) من 99.00 – 10.00 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة إزالة بلغت 89.89% , و قيمة المتطلب البايوكيميائي للاوكسجين (COD) من 10-236 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة ازالة بلغت 95.76% , و تركيز غاز كبريتيد الهيدروجين (H₂S) من 8.10 – 0.00 ملغم لتر⁻¹ , و قيمة العسرة الكلية (TH) من 66.50 – 3.47 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة ازالة بلغت 94.78% , و قيمة ال SAR من 6.80 – 00.80 (مليمول شحنة لتر⁻¹)^{1/2} وبنسبة ازالة بلغت 88.23% وتغير صنف المياه من C₃S₁-C₄S₁ , و في قيمة عكورة من NTU 0.90-200 وبنسبة ازالة بلغت 99.55% .

2- انخفضت تراكيز الايونات الموجبة كل من الكالسيوم والمغنيسيوم والصوديوم والبوتاسيوم والامونيوم من 14.97- 2.81 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 81.23 % ومن 10.29- 1.90 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض بلغت 81.54% ومن 8.23-0.29 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 96.47% ومن 2.50- 0.81 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 67.60% لايونات العناصر أعلاه على تتابع.

3- انخفضت تراكيز الايونات السالبة في مياه الصرف الصحي المعالجة لايونات الكبريتات والنترات والفوسفات والكلوريدات والبيكاربونات من 13.97- 1.73 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 87.61% ومن 8.29- 0.05 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 99.39% ومن 8.10- 0.03 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 99.62% ومن 24.23-5.09 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 78.99% ومن 2.50 – 1.07 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 57.20% للايونات السالبة أعلاه على تتابع.

4- انخفضت تراكيز العناصر الثقيلة في مياه الصرف الصحي المعالجة كل من الحديد من 90.80 – 0.21 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 99.76% والزنك من 0.51- 0.00 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 100% والنحاس من 0.99-0.00 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 100% والفناديوم من 0.90-0.00 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 100% والكاديوم من 0.40- 0.00 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 100% والنيكل من 0.85-0.00 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 100% والمنغنيز من 85.40- 0.19 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 99.77% والكوبلت من 0.94-0.00 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 100% والكروم من 95.00- 0.26 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض 99.72% كما يلاحظ اختفاء بكتريا القولون الكلية وبكتريا الاشريشية القولونية في مياه الصرف الصحي المعالجة وبنسبة إزالة بلغت 100%.

5- ازدادت تراكيز الايونات الذائبة في محلول التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة لعنصر الكالسيوم من 10.50- 34.28 ملليمكافئ لتر⁻¹ و المغنيسيوم من 6.90- 22.59 ملليمكافئ لتر⁻¹ والصوديوم من 3.10 – 9.70 ملليمكافئ لتر⁻¹ اما البوتاسيوم فقد زاد تركيزه من 0.70 - 1.21 ملليمكافئ لتر⁻¹.

6- أزدادت تراكيز كل من النتروجين والفسفور والبوتاسيوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بالتربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة ، اذ زاد تركيز

- النروجين من 7.50- 10.70 ملغم كغم⁻¹ و من 6.10-22.10 ملغم كغم⁻¹ الفسفور والبوتاسيوم من 68.00-98.00 ملغم كغم⁻¹.
- 7- أدت عملية الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة الى زيادة قيم كل من الايصالية الكهربائية والمادة العضوية ونسبة امتزاز الصوديوم والسعة التبادلية للأيونات الموجبة ، فبلغت 6.80 ديسيمنز م⁻¹ و 18.13 غم كغم⁻¹ و 1.286 (مليمول شحنة لتر⁻¹) $\frac{1}{2}$ و 13.15 سنتي مول شحنة كغم⁻¹ على التتابع .
- 8- ادت عملية الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة الى زيادة تركيز العناصر الثقيلة الكلي في التربة مقارنة بمثيلاتها في التربة المروية بمياه الإسالة فبلغت 3396.10 و 16.13 و 16.92 و 16.98 و 0.68 و 17.50 و 20.33 و 89.00 و 20.60 و 98.23 ملغم كغم⁻¹ للعناصر الثقيلة الحديد والزنك و النحاس و الفناديوم و الكادميوم و الرصاص و النيكل و المنغنيز و الكوبلت و الكروم على تتابع .
- 9- ادت عملية الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة الى زيادة تركيز العناصر الثقيلة في أنسجة نبات الذرة الصفراء ، اذ بلغت 20.30 و 20.58 و 5.00 و 4.63 و 2.16 و 4.31 و 6.55 و 10.77 و 4.91 و 10.73 ملغم كغم⁻¹ مادة جافة للعناصر الثقيلة الحديد والزنك و النحاس و الفناديوم و الكادميوم و الرصاص و النيكل و المنغنيز و الكوبلت و الكروم على التتابع . كما زادت تبعا لذلك الكمية الممتصة من هذه العناصر في النبات .

قائمة المحتويات

الصفحة	العنوان	التسلسل
1	المقدمة	1
3	مراجعة المراجع	2
3	التلوث	1-2
5	تلوث المياه	2-2
5	مصادر تلوث المياه	1-2-2
6	انواع تلوث المياه	2-2-2
6	الملوثات الفيزيائية	1-2-2-2
6	الملوثات الكيميائية	2-2-2-2
7	الملوثات البيولوجية	3-2-2-2
8	شحة المياه	3-2
9	أسباب شحة المياه في العراق	1-3-2
10	مياه الصرف الصحي	4-2
12	مصادر مياه الصرف الصحي	1-4-2
12	مياه الصرف الصحي المنزلية	1-1-4-2
12	مياه الصرف الصحي الصناعية	2-1-4-2
12	المياه المتسللة والمتدفقة	3-1-4-2
12	مياه الأمطار	4-1-4-2
12	المصادر الزراعية	5-1-4-2
12	مكونات وخصائص المياه العادمة	2-4-2
13	ملوثات فيزيائية	1-2-4-2
13	ملوثات كيميائية	2-2-4-2
13	ملوثات حيوية	3-2-4-2
13	أهمية مياه الصرف الصحي	3-4-2
14	معالجة مياه الصرف الصحي	5-2
14	المعالجة الابتدائية	1-5-2
15	المعالجة الأولية	2-5-2
15	المعالجة الثانوية	3-5-2
16	المعالجة المتقدمة	4-5-2
17	استعمال مياه صرف الصحي المعالجة في عمليات الري	6-2
18	امثلة عالمية حول استعمال المياه المعالجة معالجة متقدمة في الري	1-6-2
19	استعمال مياه الصرف الصحي المعالجة في تغذية المياه الجوفية	7-2
21	الأمثلة العالمية لتطبيقات MAR باستعمال المياه المعالجة	1-7-2
22	تلوث التربة و المياه بالاحياء المجهرية المرضية	8-2
23	بكتريا القولون الكلبية	1-8-2
24	بكتريا الأشريشيا القولونية	2-8-2

24	العناصر الثقيلة ، وجودها، مصادرها ومخاطرها على البيئة	9-2
25	الرصاص	1-9-2
26	المخاطر الصحية للرصاص	1-1-9-2
26	الكاديوم	2-9-2
27	المخاطر الصحية للكاديوم	1-2-9-2
28	التداخلات البايوكيميائية للكاديوم	2-2-9-2
28	الزنك	3-9-2
29	مخاطر التلوث بعنصر الزنك	1-3-9-2
30	النيكل	4-9-2
31	الكوبلت	5-9-2
31	الكروم	6-9-2
33	النحاس	7-9-2
34	الحديد	8-9-2
34	الفناديوم	9-9-2
35	المنغنيز	10-9-2
36	مصادر التلوث بالعناصر الثقيلة	10-2
36	العناصر الثقيلة المحمولة في الهواء	1-10-2
38	الاسمدة الكيميائية	2-10-2
39	المبيدات	3-10-2
40	المخلفات الصلبة للانسان والحيوان	4-10-2
41	تلوث المياه بالعناصر الثقيلة	11-2
41	تلوث التربة بالعناصر الثقيلة	12-2
42	تلوث النبات بالعناصر الثقيلة	13-2
46	المواد و طرائق العمل	3
46	منطقة الدراسة	1-3
47	جمع نماذج المياه	2-3
48	الخصائص الكيميائية والفيزيائية والبكتريولوجية لمياه الصرف الصحي	-3-3
48	الخصائص الكيميائية	1-3-3
48	الاس الهيدروجيني للمياه (pH)	1-1-3-3
48	الايصالية الكهربائية (EC)	2-1-3-3
48	نسبة امتزاز الصوديوم (SAR)	3-1-3-3
48	نوعية المياه	4-1-3-3
49	المتطلب الحيوي للاوكسجين (BOD)	5-1-3-3
49	المتطلب الكيميائي للاوكسجين (COD)	6-1-3-3
49	تقدير تركيز غاز كبريتيد الهيدروجين	7-1-3-3
49	تقدير تركيز الزيوت و الشحوم	8-1-3-3
50	الفسفور	9-1-3-3
50	الايونات الموجبة	10-1-3-3

50	الكالسيوم	1-10-1-3-3
50	المغنيسيوم	2-10-1-3-3
50	الصوديوم و البوتاسيوم	3-10-1-3-3
50	الامونيوم	4-10-1-3-3
50	الايونات السالبة	11-1-3-3
50	الكبريتات	1-11-1-3-3
51	الكلورايد	2-11-1-3-3
51	الكاربونات و البيكاربونات	3-11-1-3-3
51	النترات	4-11-1-3-3
51	تقدير العناصر الثقيلة	12-1-3-3
51	الخصائص الفيزيائية	2-3-3
51	المواد الصلبة الكلية	1-2-3-3
52	المواد الصلبة الذائبة الكلية	2-2-3-3
52	المواد الصلبة العالقة الكلية	3-2-3-3
52	العسرة الكلية (الصلابة)	4-2-3-3
52	العكورة	5-2-3-3
53	الفحوصات البكتريولوجية للمياه	3-3-3
53	الكشف عن بكتريا القولون الكلية	1-3-3-3
53	الكشف عن بكتريا الأشريشية القولونية	2-3-3-3
53	التجربة البايولوجية	4-3
54	التحاليل الفيزيائية والكيميائية للتربة	5-3
54	التحاليل الفيزيائية	1-5-3
54	التوزيع الحجمي لدقائق التربة	1-1-5-3
54	السعة الحقلية	2-1-5-3
54	نقطة الذبول الدائم	3-1-5-3
54	التحاليل الكيميائية	2-5-3
54	تفاعل التربة	1-2-5-3
54	الايصالية الكهربائية	2-2-5-3
54	السعة التبادلية لايونات الموجبة	3-2-5-3
55	المادة العضوية	4-2-5-3
56	الايونات الذائبة الموجبة	5-2-5-3
56	الايونات الذائبة السالبة	6-2-5-3
56	النتروجين الجاهز	7-2-5-3
56	الفسفور الجاهز	8-2-5-3
56	البوتاسيوم الجاهز	9-2-5-3
56	العناصر الثقيلة الجاهزة والكلية في التربة	10-2-5-3
57	الفحوصات البكتريولوجية للتربة	6-3
57	الكشف عن بكتريا القولون الكلية	1-6-3
57	الكشف عن بكتريا الأشريكية القولونية	2-6-3

57	مؤشرات نمو النبات	7-3
57	الوزن الجاف	1-7-3
57	تحاليل نماذج النبات	8-3
58	كفاءة الازالة	9-3
58	التحليل الاحصائي	-10-3
58	(CRD) الخريطة الإحصائية للتجربة وفق تصميم تام التعشبية	-11-3
59	النتائج والمناقشة	4
59	الصفات الكيميائية للمياه	1-4
59	(pH) الأس الهيدروجيني	1-1-4
61	(EC) الايصالية الكهربائية	2-1-4
61	(TDS) المواد الصلبة الكلية الذائبة	3-1-4
62	المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)	4-1-4
63	المتطلب البايوكيميائي للأوكسجين (BOD)	5-1-4
64	المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD)	6-1-4
65	غاز كبريتيد الهيدروجين (H ₂ S)	7-1-4
66	العسرة الكلية (TH)	8-1-4
66	نسبة امتزاز الصوديوم (SAR)	9-1-4
66	الزيوت والدهون والشحوم	10-1-4
67	العكورة	11-1-4
68	الايونات الموجبة	2-4
68	الكالسيوم	1-2-4
68	المغنسيوم	2-2-4
69	الصوديوم	3-2-4
69	البوتاسيوم	4-2-4
70	الامونيوم	5-2-4
70	الايونات السالبة	3-4
70	الكبريتات	1-3-4
71	النترات	2-3-4
72	الفوسفات	3-3-4
73	الكلوريدات	4-3-4
73	البيكاربونات	5-3-4
74	العناصر الثقيلة في المياه	4-4
74	الحديد	1-4-4
75	الزنك	2-4-4
75	النحاس	3-4-4
76	الفناديوم	4-4-4
76	الكادميوم	5-4-4
76	الرصاص	6-4-4
77	النيكل	7-4-4

77	المغنيز	8-4-4
77	الكوبلت	9-4-4
78	الكروم	10-4-4
78	الفحوصات البكتريولوجية للمياه	5-4
79	تركيز العناصر الثقيلة الكلية والجاهزة في تربة الدراسة قبل الزراعة	6-4
80	الزنك	1-6-4
80	الحديد	2-6-4
80	النحاس	3-6-4
80	الفناديوم	4-6-4
81	الكادميوم	5-6-4
81	الرصاص	6-6-4
81	النيكل	7-6-4
82	المغنيز	8-6-4
82	الكوبلت	9-6-4
82	الكروم	10-6-4
83	تراكيز الايونات الذائبة في التربة بعد الزراعة	7-4
83	الايونات الموجبة الذائبة	1-7-4
83	الكالسيوم	2-1-7-4
84	المغنسيوم	3-1-7-4
85	الصوديوم	4-1-7-4
85	البوتاسيوم	5-1-7-4
86	الايونات السالبة الذائبة	2-7-4
86	الكبريتات	1-2-7-4
86	الكلوريدات	2-2-7-4
87	البيكاربونات	3-2-7-4
87	العناصر المغذية الكبرى NPK الجاهزة	8-4
87	النتروجين	1-8-4
88	الفسفور	2-8-4
88	البوتاسيوم	3-8-4
89	تأثير الري بمياه الصرف الصحي في بعض صفات التربة الكيميائية	9-4
89	تفاعل التربة (pH)	1-9-4
89	ملوحة التربة	2-9-4
90	المادة العضوية	3-9-4
90	(CEC) السعة التبادلية للايونات الموجبة	4-9-4
91	(SAR) نسبة امتزاز الصوديوم	5-9-4
92	تركيز العناصر الثقيلة الكلية والجاهزة في التربة بعد الزراعة	10-4
93	الحديد	1-10-4

93	الزنك	2-10-4
94	النحاس	3-10-4
95	الفناديوم	4-10-4
96	الكادميوم	5-10-4
96	الرصاص	6-10-4
97	النيكل	7-10-4
98	المنغنيز	8-10-4
98	الكوبلت	9-10-4
99	الكروم	10-10-4
100	تركيز العناصر الثقيلة في النبات عند نهاية التجربة	11-4
100	الحديد	1-11-4
100	الزنك	2-11-4
101	النحاس	3-11-4
101	الفناديوم	4-11-4
101	الكادميوم	5-11-4
102	الرصاص	6-11-4
102	النيكل	7-11-4
103	المنغنيز	8-11-4
103	الكوبلت	9-11-4
103	الكروم	10-11-4
104	الوزن الجاف للنبات	12-4
105	كمية العناصر الثقيلة الممتصة من النبات عند نهاية التجربة	13-4
105	الحديد	1-13-4
105	الزنك	2-13-4
106	النحاس	3-13-4
106	الفناديوم	4-13-4
106	الكادميوم	5-13-4
107	الرصاص	6-13-4
107	النيكل	7-13-4
107	المنغنيز	8-13-4
108	الكوبلت	9-13-4
108	الكروم	10-13-4
109	الاستنتاجات والتوصيات	5
109	الاستنتاجات	1-5
110	التوصيات	1-5
115	المصادر	6
111	المصادر العربية	1-6
117	المصادر الاجنبية	2-6
140	الملاحق	---

قائمة الاشكال

الصفحة	العنوان	التسلسل
16	مراحل معالجة المياه العادمة (مخطط رمزي)(منظمة الصحة العالمية (2004,	1 – 2
47	الموقع الجغرافي لمشروع مجاري كربلاء الموحد	1 – 3

قائمة الجداول

الصفحة	العنوان	التسلسل
55	بعض الصفات الكيميائية والفيزيائية للتربة قبل الزراعة	1-3
60	بعض الصفات الفيزيائية والكيميائية للمياه	1-4
74	بعض العناصر الثقيلة في المياه	2-4
79	الفحوصات البكتريولوجية للمياه	3-4
79	تركيز العناصر الثقيلة الكلية والجاهزة في التربة قبل الزراعة	4-4
84	بعض الصفات الكيميائية والفيزيائية للتربة بعد الزراعة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري.	5-4
92	تركيز العناصر الثقيلة الجاهزة في التربة بعد الزراعة	6-4
92	تركيز العناصر الثقيلة الكلية في التربة بعد الزراعة	7-4
100	تركيز العناصر الثقيلة في النبات عند نهاية التجربة	8-4
104	وزن نبات الذرة الصفراء الجاف عند نهاية التجربة	9-4
105	كمية العناصر الثقيلة الممتصة في النبات عند نهاية التجربة	10-4

فهرست الملاحق

رقم الصفحة	اسم الملحق	رقم الملحق
140	الخواص و المعايير القياسية الواجب الالتزام بها للمياه المستخلصة المعاد استعمالها لأغراض الري	ملحق رقم (1)
141	معايير إعادة استعمال المياه المعالجة لأغراض التغذية الاصطناعية للأحواض.	ملحق رقم (2)
142	الحدود المسموح بها لمياه الصرف الصحي المعالجة وفقاً لقانون رقم 3 لسنة 2012 في العراق	ملحق رقم (3)
142	الحدود المسموح بها لتركيز العناصر الثقيلة في التربة والمياه بحسب Kabata-Pendiad و Krakowiak (2011)	ملحق رقم (4)
143	الحدود المسموح بها لتركيز العناصر الثقيلة في التربة والمياه بحسب WHO(2003)	ملحق رقم (5)
143	الحدود القصوى المسموح بها بالمياه العادمة المعالجة لأغراض الري حسب المواصفات القياسية السورية (2752) الصادرة عام 2008	ملحق رقم (6)

1- المقدمة Introduction

تُعدُّ مشكلة التلوث البيئي قضية قديمة، لكنها شهدت في عصرنا الحالي زيادة ملحوظة في شدتها من حيث الكمية والنوعية. يُعد التلوث ظاهرة عالمية لا تعترف بالحدود السياسية، مما جعلها تحظى باهتمام دولي متزايد. إن مواجهة هذه المشكلة تتطلب جهودًا تتجاوز القدرات الفردية، نظرًا لخطورتها الكبيرة. في الواقع، تُعدُّ المخاطر البيئية لا تقل تهيديًا عن النزاعات والحروب والأمراض الفتاكة، بل قد تفوقها في بعض الأحيان. (الحوسني ، 2005)

يُعرّف تلوث التربة بأنه الفساد الذي يصيب التربة فيغير من صفاتها وخواصها الطبيعية او الكيميائية أو الحيوية بشكل يجعلها تؤثر سلباً بالصورة مباشرة أو غير مباشرة على من يعيش فوق سطحها من إنسان وحيوان ونبات. كما يمكن تعريف تلوث التربة بأنه أي تغير فيزيائي أو كيميائي للأرض و الذي يتسبب عنه عرقلة في استغلالها (المنصوري، 2018).

تؤثر مياه الصرف الصحي على الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة مثل التوصيل الهيدروليكي ، ومعدل الغيض والكربون العضوي ، كما تعمل مياه الصرف الصحي على زيادة تركيز جاهزية العناصر. تحتوي مياه الصرف الصحي على كمية عالية من المواد السامة والعناصر الثقيلة كالكاديوم والكروم والرصاص والنيكل (التي لها تأثير سلبي في التربة و النبات) ، فإذا كان تركيز العناصر السامة أعلى من الحدود المسموح بها فيعد الماء خطر على حياة البشر والحيوانات (Sushil وآخرون، 2019).

يؤدي استعمال المياه العادمة المعالجة وغير المعالجة بشكل عشوائي إلى آثار بيئية هامة وضارة على كل من التربة والمحاصيل الزراعية، والمياه السطحية والجوفية، والصحة العامة والبيئة بشكل عام، وقد تكون سامة للإنسان والنبات والحيوان، منها العناصر الثقيلة، والمواد العضوية وغير العضوية، بخاصة عند وجودها بتركيز عالية، فتتراكم في التربة ثم تنتقل عبر السلسلة الغذائية إلى النبات والحيوان فالإنسان مسببة امراضا خطيرة، كما تؤدي إلى تغيرات مهمة في الخصائص الفيزيوكيميائية للتربة. (Alzoubi وآخرون، 2014).

أصبحت معالجة مياه الصرف الصحي من أهم الخيارات المطروحة دائماً في خطط التطوير، إذ تعد مياه الصرف الصحي المعالجة الخيار الاستراتيجي الثاني بعد المياه المحلاة كمصدر غير تقليدي للمياه الجوفية، وداعماً لها في مواجهة الطلب المرتفع على المياه. إن معالجة مياه الصرف الصحي تستعمل لتقليل الضغط على الموارد المائية ، فيتم استعمالها للزراعة في كل الحدائق العامة الكبرى والحدائق السكنية وحدائق الأحياء ، وفي المنتزهات

والمناطق الطبيعية وأماكن الترفيه والاستجمام . يعاني العراق اليوم من ازدياد حالات الجفاف، وربما قد يصل الأمر إلى نضوب المياه الجوفية، لذا على المؤسسات الحكومية المعنية الاستفادة من تكنولوجيا معالجة مياه الصرف الصحي، فضلاً عن الري ، يمكن استعمال المياه المعاد تدويرها لتنظيف الشوارع ، ولا يخفى على الجميع أن العراق يواجه ضغوطاً خطيرة فيما يخص المياه بعد الجفاف الأخير، وانخفاض مستوى نهري دجلة والفرات وروافدهما، مع توقع خبراء المياه زيادة معدلات الجفاف في المستقبل، وزيادة الطلب على المياه بسبب النمو السكاني، لذا فإن قرار اللجوء إلى إعادة استعمال الصالح للمياه يعدُّ حلاً ممكناً، ويمكن تحقيق ذلك عبر إنشاء نظام يعمل على حقن مياه الصرف التي عولجت في إمدادات المياه، وبدلاً من صبها في أماكن مخصصة للتخلص منها فإنه يمكن ري الحدائق العامة.

إن تصريف مياه الصرف الصحي إلى الأنهار بدون معالجة أو بمعالجة غير كفوءة من قبل محطات معالجة هذه المياه يسبب ضرراً كبيراً للبيئة المائية لما تحتويه تلك المياه الثقيلة من تراكيز عالية من المحددات البيئية الضارة ، وهي حالة عامة في العراق حيث تقع اغلب قصبات المدن على ضفاف الأنهار ، ومن الأضرار التي تسببها الإخلال بالتوازن البيئي وحدوث الإثراء الغذائي (Eutrophication) في الأنهار والتي تتلخص في نمو كائنات غير مرغوب بها على حساب حياة أحياء أخرى مهمة كالأسماك وانتشار الميكروبات المرضية وزيادة تراكيز محدّدات أخرى كالمركبات الفينولية المسرطنة و الفضلات المستهلكة للأوكسجين وغيرها من محدّدات التلوث(Ashworth و Alloway, 2004, Al-Obaidi وآخرون, 2014). تعد معالجة مياه الصرف الصحي أحد العناصر المهمة في الحد من تلوث المياه في أي بلد. تواجه محطات معالجة مياه الصرف الصحي في العراق تحديات كبيرة بسبب الإدارة غير السليمة. حتى الآن ، قد تعد المياه الخارجة من محطات معالجة مياه الصرف الصحي ، الملوث الرئيس للمسطحات المائية في البلاد.

يهدف البحث الى:

- 1- تقييم كفاءة أداء محطة معالجة مياه الصرف الصحي في كربلاء المقدسة وامكانية استعمالها المياه المعالجة لاغراض الري وتغذية المياه الجوفية.
- 2- دراسة تأثير مياه الصرف الصحي في بعض الصفات الكيميائية للتربة و تراكم العناصر الثقيلة في التربة والنبات.

2-مراجعة المصادر Literature Review

1-2 التلوث Pollution

ظهر الاهتمام الحقيقي بالتلوث البيئي بعد مؤتمر ستوكهولم عام 1972 ، وأصبح يشغل عددا من العلماء وأصحاب القرار ورجال السياسة في البلدان المتطورة ودول العالم الثالث على حد سواء والمنظمات الدولية والاقليمية والهيئات والاحزاب والمجالس المحلية بسبب تزايد الخوف من قبل كثير من المنظمات والهيئات العلمية (WHO ، 2010 ، Feng ; وآخرون، 2006). ويعود كل ذلك الى التعدد النوعي والتزايد الكمي لعناصر التلوث في الهواء والماء والترية نتيجة النشاطات العشوائية المتضخمة، مما ادى الى وجود مخاطر شكلت تهديدا واضحا لحياة الانسان والحيوان والنبات و أصبح هنالك خللٌ بالتوازن البيئي بشكل عام بحيث اصبحت مجالات الحياة لجميع الكائنات الحية في الكرة الارضية بأجمعها، مهددة ليس بالخطر المحدق وحسب بل بالانقراض أيضا. (حارث والبياتي، 2021).

يعدُّ التلوث البيئي مشكلة عالمية من خلال تأثيراتها الكبيرة في الصحة العامة للمجتمعات الانسانية (Ashraf وآخرون، 2010) . أن التلوث يمكن أن يكون بأعلى مستوياته في الدول المتطورة، ولاسيما في المناطق الصناعية وشبه الصناعية . ان أكثر من 80% من المياه الملوثة في الدول الفقيرة تستعمل لاغراض الري وان 80% من الأراضي التي تروى بمياه صرف صحي تستعمل لانتاج المحاصيل المنتجة للغذاء (Lone ، 1995) ، و غالبا ما نشاهد نسبة كبيرة من الكثافة السكانية المحاطة بمسافات متباينة من المنشآت الصناعية والسبب هو السعر المنخفض لهذه الأراضي وسوء التخطيط للمنشآت الصناعية ، مما يسبب استمرارا في عملية التلوث البيئي، والذي يكون له تأثير كبير في صحة الافراد الذين يعيشون بالقرب من هذه المواقع وعلى مر العقود الثلاثة الماضية تلاحظ هناك تزايدا في القلق العالمي حول تأثير الصحة العامة للأفراد جراء التلوث البيئي(Mireles وآخرون ، 2012) . أن تعرض الانسان والكائنات الحية الأخرى للتلوث هو أمر حقيقي أكثر من أي وقت مضى ، لاسيما مع تنامي النمو البشري . أن مصادر التلوث أما أن تكون طبيعية متمثلة بالقوى الطبيعية والتي تشمل البراكين والاعاصير والفيضانات أو غير طبيعية (anthropogenic) التي تتمثل بالنشاطات البشرية الصناعية والزراعية . ومن الواضح فإنه في الأونة الأخيرة ، قد كثرت النشاطات الصناعية مع زيادة التطور التكنولوجي الذي أسهم وبشكل كبير في زيادة حجم الملوثات المنبعثة إلى البيئة (Ramalho و Sobrinho ، 2000) . أن قلة الوعي في المجتمع تعد أحدي أهم العوامل

المسببة للتلوث البيئي ، إذ أن التلوث بمعناه العام هو وجود أي مادة من المواد الملوثة في البيئة بكميات تؤدي بصوره مباشرة أو غير مباشرة لوحدها أو بالتفاعل مع غيرها إلى الإضرار بالصحة، أو تسبب توقف الانظمة البيئية، إذ قد تتوقف تلك الانظمة عن أداء دورها الطبيعي على سطح الكرة الأرضية . عرف كل من (Barrell و اخرون , 2000) التلوث بأنه الإخلال بالتوازن البيئي أو هو التدخل في توازن البيئة وسلامة أو نظافة التربة، والماء ، والهواء بسبب احداث تغيرات فيزيائية أو كيميائية أو بايولوجية في مكونات هذه المواد. كما عرفت منظمة الغذاء والزراعة الدولية (WHO,2010) التلوث بأنه هو تدخل الانشطة للإنسانية في موارد وطاقات البيئة بحيث تتعرض تلك الموارد والطاقات الطبيعية لخطر هذه النشاطات. وقد ذكر(Ikeda و اخرون 2008) بأن التلوث هو خلل ذات طبيعة كيميائية أو فيزيائية أو بايولوجية مصدره نشاط انساني يؤدي إلى التأثير على حالة الاتزان القائم بين المصادر الطبيعية للبيئة ، وبصورة عامة يمكن تعريف التلوث (pollution) بأنه خلل أو اضطراب أو حدث خاطئ يغير طبيعة المواد في تركيب القشرة الأرضية والمحيط المائي والغلاف الهوائي أو زيادة أو نقصان بعض مكوناتها أو التدخل في ظروف التفاعلات الحاصلة بفعل تغلغل الطاقة فيما بين هذه المكونات والذي يؤدي بدوره إلى تغير التوازنات في المكونات الأولية للهواء والماء والتربة ومواصفاتها النقية , لذا فان التلوث بمفهومه الشمولي هو الإخلال بطبيعة وتكوين واتزان هذه المكونات الثلاثة ومعدل انسيابية الطاقة خلالها .

ان أبرز مشكلات البيئة وأكثرها تعقيدا وأصعبها حلا هي مشكلة تلوث التربة ومياه البحار والأنهار والبحيرات والمياه الجوفية ، وينتج هذا التلوث عن نفايات ومخلفات المصانع الظاهرة ، وعن استعمال المواد الكيميائية أيضا ، مثل الأسمدة الصناعية في الزراعة و مبيدات الآفات ، كما ينتج عن نفايات مخلفات المنازل والمباني والمنشآت الأخرى. (عيد وشهاب, 2018)

تزداد مشكلة هذا التلوث بزيادة إنتاج المواد الكيميائية واستعمالها في المصانع ، حيث يؤدي التخلص من هذه المواد إلى تلوث التربة والماء والبيئة بشكل عام ، ويزداد حجم مشكلة التلوث من الصناعة حينما يكون هناك إهمال أو عدم اهتمام بالتخلص من مخلفات المصانع الكيميائية بالوسائل التي تحافظ على التربة والماء من التلوث (زعلان وآخرون، 2006) .

2-2 تلوث المياه

تعد البيئة المائية بمختلف أنواعها السطحية والجوفية، من مقومات استمرار الحياة على وجه الأرض بالنسبة للدول أو الأفراد على حد سواء، كون كل نوع من هذه المياه له دور مهم في الأنشطة الاقتصادية للدول، ونتيجة لعدم الأخذ بكل الاحتياطات الواجب اتخاذها تجاه هذا العنصر، أصبح عرضه لمختلف الملوثات البيئية وخاصة التلوث بالنفايات، فالنفايات الغازية تؤثر في مياه الأمطار أو ما يعرف بالمطر الحامضي، والنفايات السائلة تؤثر في المياه السطحية والجوفية، فأصبحت مهددة وتهدد بأخطار عديدة، فكان لزاما على المشرع وضع تدابير وقائية وعلاجية للمحافظة على هذا العنصر الحيوي وسن منظومة قانونية لحمايته وترشيد استعمالاته (Akpor و Muchie, 2011). ان تلوث الماء هو كل ما يفسد خواصه او يغير طبيعته، والمقصود بتلوث الماء هو تدهن مجاري الماء والآبار والأنهار والبحار والأمطار والمياه الجوفية، مما يجعل ماءها غير صالح للإنسان والحيوان او النباتات او الكائنات التي تعيش في البحار والمحيطات وقد أصدرت هيئة الصحة العالمية عام 1961 التعريف التالي لتلوث المياه (إننا نعتبر المجرى المائي ملوث عندما يتغير تركيب عناصره او تغير حالته بطريق مباشر او غير مباشر بسبب نشاط الإنسان بحيث تصبح هذه المياه اقل صلاحية للاستعمالات الطبيعية المخصصة لها او لبعضها)، (يوسف, 2012). المعروف أن المياه لا لون لها ولا طعم ولا رائحة، وأن أي تغير فيزيائي أو كيميائي في المياه يجعل لها طعم أو لون أو رائحة يصبح ملوث، ولا يصلح للاستعمال الأدمي. المياه النقية هي المياه الصالحة للاستعمال الأدمي والمفيد الذي لا يضر بالصحة فهو ضروري للإنسان والأحياء الأخرى، وبدونه تنعدم الحياة. وقد يكون سبب التلوث طبيعي مثل زيادة الملوحة والعوالق ودرجات الحرارة، وقد يكون السبب كيميائي مثل مياه الصرف الصحي والبتروك والمبيدات الحشرية والأسمدة الكيميائية، وإذا ما تغيرت صفات المياه يصبح ملوثا ويسبب الكثير من الأمراض للإنسان والحيوان والأحياء المائية الأخرى.

2-2-1 مصادر تلوث المياه

إن العديد من أنشطة الإنسان في البيئة تتسبب في تلوث المياه، لذا فإن هناك العديد من مصادر تلوث المياه نذكر منها: (Reife, 2000; Edzwald و Association, 2011)

أولا: مخلفات الصرف الصناعي.

ثانيا: مخلفات مياه الصرف الصحي.

ثالثا : المبيدات الكيميائية.

رابعا : الأسمدة الكيميائية الزراعية.

خامسا : مياه الصرف الزراعي

سادسا : الملوثات الإشعاعية.

سابعاً : الأحياء.

ثامنا : النفط ومشتقاته.

2-2-2 أنواع تلوث المياه

تتعدد صور الملوثات التي تصيب الماء والأنظمة المائية وذلك لاختلاف وتنوع الأنشطة الطبيعية والإنسانية التي تؤثر في بيئة الماء وعلى البيئة عموماً، فالملوثات التي تصيب الماء قد تكون ملوثات فيزيائية أو كيميائية أو بيولوجية (إبراهيم, 2015).

2-2-2-1 الملوثات الفيزيائية

تشمل تلك المواد التي تسبب تغير في لون المياه وطعمها ، ويعد التلوث الحراري من المصادر الفيزيائية لتلوث المياه، إذ أنّ الحرارة العالية الناتجة عن طرح مياه التبريد من محطات توليد الطاقة الكهربائية ومخلفات المصانع تسبب في رفع درجة حرارة المياه وبالتالي التأثير في الاس الهيدروجيني وزيادة القابلية الذاتية للمواد (الشمري, 2005) . وفيما يتعلق بالتلوث الإشعاعي فقد وجد أكثر من 200 نويدة مشعة من مصادر طبيعية أو ناشئة من النشاطات البشرية واستهلاكها أكثر من الحدود المسموح بها قد يؤدي إلى التسبب بالأمراض السرطانية (السامرائي, 2009) .

ان هذا النوع من التلوث يعمل على تغيير الخصائص الطبيعية للماء، فيصبح الماء غير صالح للشرب او الاستهلاك البشري فتغير درجة حرارة الماء ، أو ارتفاع نسبة المواد العالقة فيه، مما يشكل خطورة كبيرة على الصحة، خصوصاً في الأماكن الجافة دون تجديد لها، ويؤدي ذلك أيضاً لاكتسابه الرائحة الكريهة او تغير لونه أو مذاقه (Zhou ، Smith 2001)

2-2-2-2 الملوثات الكيميائية

تنتج الملوثات الكيميائية من الأنشطة الزراعية والصناعية القريبة من المياه، مما يؤدي إلى تراكم العديد من الملوثات والتي تصل في أغلب الأحيان دون الخضوع للمعالجة إلى مجاري الأنهار ومنها إلى المياه الجوفية ، وتشكل خطراً على البيئة والصحة ، تعد المواد الكيميائية غير

الأحيائية (Xenobiotic) من الملوثات الرئيسة للمياه (بركات, 2007) التي تعد من اخطر أنواع التلوث , اذ تصبح مواد سامة في الماء مثل الرصاص ,المبيدات الحشرية ,الزئبق .بعضها قابل للانحلال وبعضها يتراكم ويؤدي هذا النوع الى وفاة الكائنات الحية او الاصابة بالأمراض التي يمكن ان تصيب الانسان (1993, Forster و Sharma). يعد التلوث الكيميائي للماء واحدا من أهم و اخطر المشاكل التي تواجه الانسان في وقتنا ، من المعروف ان المواد الكيميائية يمكن تقسيمها من حيث قابليتها للذاتبان في الماء الى نوعين هما :

1- نوع قابل للانحلال .

2- نوع قابل للتراكم و التجمع في الكائنات الحية التي تعيش في الماء و هو الاشد خطرا و تنتمي اليه العناصر الثقيلة مثل الرصاص و الزئبق و مبيدات الحشرات و المنتجات النفطية و المواد العضوية المركبة كاللدائن (البلاستيك).

2-2-3- الملوثات البيولوجية

يقصد بالتلوث البيولوجي للماء وجود كائنات حية مرئية أو غير مرئية بالعين المجردة- نباتية كانت أو حيوانية في البيئة المائية العذبة أو المالحة – السطحية أو الجوفية. والتلوث الذي يحدث للماء غالبا يكون بفعل بعض أنواع الكائنات الحية الدقيقة المسببة للأمراض، مثل البكتريا و الفيروسات و الطفيليات و الطحالب والأوليات، أو بفعل الكائنات الحية المائية النباتية و الحيوانية التي تتواجد في المياه.

تنتج الملوثات من الكائنات الممرضة في الغالب، عن اختلاط فضلات الإنسان و الحيوان بالماء، بطريق مباشر عن طريق صرفها مباشرة في مسطحات المياه العذبة، أو المالحة، أو عن طريق غير مباشر عن طريق اختلاطها بماء صرف صحي أو زراعي. و يؤدي وجود هذا النوع من التلوث، إلى الإصابة بالعديد من الأمراض. لذا، يجب عدم استعمال هذه المياه في الاغتسال أو في الشرب، إلا بعد تعريضها للمعاملة بمواد التطهير المختلفة ، مثل الكلور و الأوزون و الأشعة فوق البنفسجية و الترشيح بالمرشحات الميكانيكية و غيرها من نظم المعالجة و التنقية.

كما قد يوجد داخل البيئة المائية مراحل (أطوار) دقيقة (بويضات – يرقات – أطوار معدية) من دورة حياة بعض الكائنات النباتية أو الحيوانية مثل بعض الطفيليات كالبلهاريسيا و الدودة الكبدية و ديدان القناة الهضمية، و كذلك الحشرات مثل البعوض وغيره، كما تعد

بعض نواتج أيض أنواع من الكائنات الحية الدقيقة و افرازاتها من الملوثات ذات الأثر السمي كما في بعض أنواع الطحالب و البكتيريا و الفطريات (احمد , 2010).

2-3 شحة المياه

اشارت منظمة الصحة العالمية في يوم التغذية (WHO,2023) ان سُح المياه هي واحدة من التحديات الإنمائية الأكثر إلحاحاً في عصرنا ، ويعيش اليوم 2.4 مليارات شخص في بلدان تعاني من سُح المياه ، وكثير منهم من صغار المزارعين الذين يكافحون بالفعل لتلبية احتياجاتهم اليومية من مياه الشرب والأطعمة المغذية والخدمات الأساسية مثل النظافة والصرف الصحي.

شهد استعمال المياه على المستوى العالمي زيادة بمعدل فاق معدل الزيادة السكانية بمقدار الضعف خلال القرن العشرين، ووصل عدد أكبر من الأقاليم إلى الحد الذي لا يمكن بعده توفير خدمات مياه يعتمد عليها ، ولعل النمو السكاني، فضلا عن اتساع المناطق الحضرية بوتيرة سريعة، إلى جانب التنمية الاقتصادية، تسبب في إحداث ضغط غير مسبوق على المياه، ولاسيما في المناطق الجافة. يشكل الشح المتفاقم في المياه والتنافس على هذا المورد تهديدا رئيسا للتطورات المستقبلية على صعيد الأمن الغذائي والحد من وطأة الفقر، وبخاصة في المناطق الريفية (منظمة الأغذية والزراعة للأمم المتحدة ، 2016)، كما و تعد الدول العربية من بين أكثر الدول معاناة لشح المياه في العالم، إذ يعيش ما يقرب من 362 مليون شخص في المنطقة في ظل شحة مائية مطلقة.

يشكل شح المياه في المنطقة تحدياً كبيراً للتنمية المستدامة ، إذ يؤثر تفاقمه في الأمن المائي ، وهذا بدوره يؤثر في الأمن الغذائي وأمن الطاقة والتنمية الاقتصادية وسُبل العيش وصحة الإنسان (Widaa و Saeed , 2008). إن المنافسة على هذا المورد الثمين آخذة في الازدياد، إذ أصبح سُح المياه على نحو متزايد سبباً للصراع ، وانخفضت موارد المياه العذبة للفرد الواحد بنسبة 20 % على مدى العقدين الماضيين، في حين أن توافر المياه ونوعيتها يتدهوران بسرعة بسبب عقود من سوء الاستعمال، والافتقار إلى الإدارة المنسقة، والإفراط في استخراج المياه الجوفية والتلوث وتغيّر المناخ.

يعد العراق من بين الدول العربية الذي يتغير مناخها بسرعة يفوق قدرة سكانه على التكيف معه وفقاً لأحدث تقرير بعنوان "الدولة والمناخ والتنمية" نشره البنك الدولي، ما يزال العراق معرضاً بشدة لتأثيرات الصدمات المرتبطة بالمناخ، والتي تتعلق معظمها بارتفاع درجات

الحرارة وشحة المياه. إذا يبقى كل شيء على ما هو عليه الان فان التقرير يحذر الى اتساع الفجوة بين العرض والطلب على المياه من مستواها الحالي البالغ حوالي 5 مليارات متر مكعب إلى 11 مليار متر مكعب بحلول عام 2035. وفي الوقت نفسه، تعد انبعاثات الكربون في العراق واحدة من أعلى المعدلات في المنطقة، ولم تواكب مؤشرات التنمية النمو والطلب السكاني على الرغم من الدخل النفطي الوفير للبلاد (CCDR Series , 2022). تتأثر المجتمعات الزراعية في العراق سلبيًا أكثر فأكثر نتيجة لنقص الاستثمار الممزوج بالممارسات الزراعية القديمة، وان العراق يعاني من خسارة سنوية تبلغ نحو 400 ألف دونم من الأراضي الصالحة للزراعة، كما تظهر ممارسات الري في العراق في كثير من الأحيان عدم الكفاءة في استعمال الموارد المائية المتناقصة، وقد أفاد نحو 70 % من المزارعين الذين شملهم المسح انهم يستعملون طريقة الري السيحي، وهو المتفق عليه عموماً على ان هذا النوع من طرق الري الأكثر استهلاكاً للمياه. " يعد الري السيحي هو الانسب للمناطق ذات المياه الوفيرة من تلك المعرضة للجفاف الموسمي (Rudaw, 2023).

إن مشكلة المياه في العراق ليست مشكلة حديثة أو طارئة، بل هي مشكلة قديمة برزت بعد انهيار الدولة العثمانية في أعقاب الحرب العالمية الأولى وقيام الدولة العراقية، وتحول نهري دجلة والفرات من نهريين وطنيين إلى نهريين دوليين، وتعد معاهدة لوزان 1923 هي أول معاهدة لتقسيم مياه الفرات بين كل من تركيا وسوريا والعراق (العبيدي ، 2020).

2-3-1 أسباب شحة المياه في العراق

يتشارك العراق في مسارات مياه دولية، خاصة في حوضي دجلة والفرات، مع تركيا، الدولة الرئيسية المنبع لكلا الحوضين، وأيضاً مع سوريا في حوض الفرات ولم يكن العراق قد عانى من أي مشكلة في مياه نهري دجلة والفرات إلى أن ظهرت متغيرات جديدة أثرت على معدلات استهلاك المياه في تركيا وسياستها المائية مع الدول المتشاطئة معها، الأمر الذي أدى إلى أن تخضع العلاقات (العراقية – التركية) للتأثير بالعديد من المتغيرات والعوامل المشتركة، ولعل من أهمها ما يتعلق بالجوانب الأمنية والإستراتيجية والاقتصادية والثقافية، وتكمن مشكلة المياه في العراق في ثلاثة أبعاد: (حسن ، 2018).

الأول مرتبط بالتغيرات المناخية العالمية، فالعراق يعاني من تأثيرات التغيرات المناخية التي تمتد عبر الكرة الأرضية، حيث شهد تراجعاً في معدلات سقوط الأمطار وتزايداً في الجفاف.

بالإضافة إلى ذلك، ظهرت ظاهرة التصحر بشكل ملحوظ في البيئة العراقية، وأصبحت واقعا يُشعر به يوميًا.

والثاني محلي داخلي يتعلق بسوء تخطيط وإدارة الموارد المائية، فالحكومات السابقة أهملت الموارد المائية ولم تضع خطط واضحة لاستعمالها، كما أن معظم المشروعات تحتاج إلى صيانة وتطوير، وهناك عدد كبير من محطات الضخ في وضع سيئ وتحتاج إلى صيانة وإعادة تأهيل نظرًا لوجود الأعشاب المائية وعوامل التلوث البيئي التي تنتشر في الأنهار الرئيسية والفرعية.

الثالث بُعد إقليمي مرتبط بتأثير دول الجوار على الأمن المائي العراقي، فمعظم الموارد المائية في العراق تأتي من مصادر من وراء الحدود مع تركيا وإيران وسوريا، لذلك تتحكم دول المصدر بموارد العراق المائية من خلال إنشاء مجموعة من المشاريع المائية، والتي تركت أثرًا سلبيًا وتسببت بخلل كبير في تدفق المياه نحو العراق، فهناك ثمة مشاريع عملاقة تنفذها تركيا، لتأمين المياه للزراعة والطاقة الكهرومائية، أبرزها مشروع جنوب شرقي الأناضول الكبير (GAP) والذي يشمل بناء 22 سدًا أهمها سد أتاتورك على نهر الفرات، وسد إيليسو على نهر دجلة، الأمر الذي أدى إلى هجر أجزاء كبيرة من الأراضي الزراعية في العراق نتيجة انخفاض نسب المياه في الجزء الأسفل من أحواض نهري دجلة والفرات. أدت شحة المياه إلى البحث عن طرق غير تقليدية لحل المشكلة منها استعمال مياه الصرف الصحي المعالجة. (الجاف ، 2019)

4-2 مياه الصرف الصحي

المياه العادمة هي كافة أنواع المياه المخلفة الصادرة عن النشاطات البشرية المختلفة منزلية - تجارية - صناعية ، ويطلق عليها أحيانا مياه المجاري أو مياه الصرف الصحي لأنها في الغالب تنقل في الشبكات العامة للمجاري. تشكل مياه الصرف حوالي 80% من المياه العذبة المستهلكة في المدن المختلفة ، وتتألف من الماء بنسبة حوالي 99% ومن الشوائب والملوثات الضارة المختلفة بنسبة حوالي 1%. تتغير كمية مياه الصرف المطروحة في شبكة المجاري العامة بتغير معدلات الاستهلاك المائي وبالتالي تختلف كمياتها باختلاف ساعات اليوم أو أيام الأسبوع أو الأشهر أو فصول السنة (منظمة الصحة العالمية , 2004), تعرف أيضاً بأنها المياه التي استعملت من طرف الإنسان في مختلف المجالات تكون هذه المياه ملوثة بواسطة مواد تغير من خصائصها الكيميائية أو تغير من طبيعتها ، مما يجعلها غير صالحة

للإنسان أو الحيوانات أو النباتات أو الكائنات التي تعيش في البحار أو المحيطات. مياه الصرف عبارة عن سوائل ذات تركيبة غير متجانسة غنية بالمواد العضوية والمواد المعدنية تكون عالقة أو منحلة وقد تكون ذات خاصية سامة. الماء الملوث هو الماء المستعمل الذي تدخل عليه المواد الغريبة، فتفسد خواصه الكيميائية والفيزيائية، أو تغير من طبيعته مما يجعله غير صالح للاستعمال من طرف الإنسان أو الحيوان أو النبات والكائنات التي تعيش في البحار والمحيطات (2014, Khemiciy)

تشمل المياه الملوثة المياه المستعملة في التجهيزات الصحية المنزلية والمراحيض وأحواض المطابخ والأجهزة الأخرى، ويتضح من ذلك أن نوعية الشوائب في هذه المياه هي مخلفات الطعام والفضلات البشرية بالإضافة إلى المواد الناتجة عن الاستحمام ونظافة الملابس والأواني والأرضيات وأعمال النظافة الأخرى، وتختلف نوعية مياه الصرف الصحي المنزلي طبقاً للعوامل التالية: نظام شبكات التجمع ومستوى المعيشة ومعدلات استهلاك المياه وخصائص مياه الشرب (2014, Khemiciy) .

يعد توفير المياه النقية ولمختلف المجالات عاملاً أساسياً ومهماً، وقد يتعدى الأمر إلى أكثر من ذلك بل أصبح من أهم المقومات الأساسية للإنسان، ولكي تكون خدمة الماء متكاملة لا بد من وجود شبكات لتصريف المياه بعد استعمالها لان عدم وجود الشبكات ووحدات المعالجة يجعل منها خطراً على البيئة وصحة الإنسان (الخطيب وأحمد 2006) ذكرت منظمة الصحة العالمية WHO (2008) أن تلوث الهواء والماء والتربة أصبح من القضايا الشائعة في جميع بلدان العالم، وأشارت أيضاً إلى أن واحداً من بين ستة دول في العالم أي ما يعادل تقريباً 1.115 بليون إنسان لا يتمتعون بماء صحي و 4.2 بليون يفتقرون إلى المياه التي تستعمل في المجالات الصحية.

أشار Ashraf وآخرون (2010) إلى أن تلوث مصادر المياه الطبيعية، هي نتيجة لرمي المخلفات الصناعية السائلة ومياه الصرف الصحي ومياه الأمطار الملوثة، التي تسبب أضراراً على صحة الإنسان والبيئة. بين Rattan وآخرون (2005)، أن تأثير المياه الملوثة لا يقتصر على صحة الإنسان فقط وإنما يمتد تأثيره في نوعية التربة والمحاصيل الزراعية المزروعة في الأراضي الملوثة، كما بين Ashraf وآخرون (2010)، أن بعض المياه الملوثة يكون تأثيراتها انية أو فورية، والبعض الآخر لا يظهر تأثيره إلا بعد مرور أشهر أو سنوات.

تتلوث المياه السطحية والمياه الجوفية عن طريق التربة الملوثة بالعناصر الثقيلة أو من خلال عمليات الغسل التي تحصل لمركبات العناصر الثقيلة الموجودة بشكل مركبات كيميائية مترسبة أو الممتزة على سطوح دقائق التربة الملوثة (مليطان وآخرون, 2019).

2-4-1 مصادر مياه الصرف الصحي

تصنف مياه الصرف الصحي حسب مصدرها إلى عدة أصناف حسب ما ذكره خليل (2019)

2-4-1-1 مياه الصرف الصحي المنزلية (Domestic Wastewater) :

هي عبارة عن المياه العادمة القادمة من المنازل، والأماكن التجارية كالأسواق، والمطاعم، والأماكن المؤسسية كالمدارس، والمستشفيات. تعد (99.9%) من المياه العادمة المنزلية مياه ذات تلوث قليل، تبلغ نسبة الشوائب والملوثات فيها (0.1%) في معظم الحالات، وتظهر المياه بألوان مختلفة وعبارة مختلفة بسبب وجود المواد الصلبة العالقة والغروية والذائبة وبحسب اختلاف حوادث التلوث (عطية، 2018)

2-4-1-2 مياه الصرف الصحي الصناعية (Industrial Wastewater):

هي المياه العادمة القادمة من المصانع المختلفة.

2-4-1-3 المياه المتسللة والمتدفقة (Infiltration and Inflow Water) :

هي المياه المتسللة إلى شبكات الصرف الصحي من آبار المياه الجوفية عن طريق الرشح والتسرب من خلال الأنابيب التالفة أو عن طريق وصلات الأنابيب، بالإضافة إلى مياه الأمطار التي تدخل عن طريق المناهل والمصارف.

2-4-1-4 مياه الأمطار (Storm Water) :

هي عبارة عن مياه الأمطار أو المياه الناتجة عن ذائبان الثلوج التي تدخل شبكات مياه الصرف الصحي. (عطية، 2018)

2-4-1-5 المصادر الزراعية :

تعد المياه الصادرة عن النشاطات الزراعية، مصدرًا من مصادر مياه الصرف الصحي، كإنتاج الأسمدة والمبيدات التي تستعمل في الزراعة، بالإضافة إلى المياه الناتجة عن عمليات تنظيف حظائر الأغنام والأبقار والدواجن.

2-4-2 مكونات وخصائص المياه العادمة

تتصف المياه العادمة عموماً بأنها مصدر هام من مصادر التلوث الذي يعدُّ خطراً على الصحة العامة نظراً لاحتوائها على العديد من الملوثات التي يمكن أن تكون بعدة أنواع كما أوضحها Stuckey (2010)

1-2-4-2 ملوثات فيزيائية

يمكن إزالتها بعمليات فيزيائية مباشرة كالترسيب أو الترشيح أو التصفية أو الامتزاز أو الفصل الغشائي أو التبخير ... الخ. ومن أهم هذه الملوثات الرمال والجريش والشوائب الخاملة.

2-2-4-2 ملوثات كيميائية

تتطلب لإزالتها تطبيق بعض العمليات الفيزيوكيميائية أو الكيميائية كالتبادل الأيوني أو التحييد أو الترسيب الكيميائي ... الخ ، وقد تكون هذه الملوثات عضوية ومنها الهيدروكربونات والدهون والزيوت والشحوم والمبيدات الحشرية والعشبية والبروتينات والفينولات ... الخ، أو لا عضوية ومنها القلويات والأحماض والكلوريدات والعناصر الثقيلة والنتروجين والفوسفور والكبريت، أو غازية ومنها كبريتيد الهيدروجين والأمونيا والميثان.

3-2-4-2 ملوثات حيوية

وتتطلب لإزالتها تطبيق بعض العمليات الحيوية أو الفيزيوكيميائية كالمعالجة الحيوية أو التعقيم ، ومن أهم هذه الملوثات الحيوانات الميتة وبعض أنواع الكائنات العضوية المجهرية ومنها البكتيريا والفيروسات وكذلك الديدان وبعض أنواع النباتات (منظمة الصحة العالمية , 2004).

3-4-2 أهمية مياه الصرف الصحي

تكمن أهمية معالجة مياه الصرف الصحي كما أوضحها foxon وآخرون (2004)

- استعمال المياه المعالجة من مياه الصرف الصحي للاستعمالات الزراعية يؤدي إلى توفير المياه العذبة لأغراض الشرب.
- تشكل مياه الصرف الصحي مصدراً مائياً دائماً للجريان وجزءاً متكاملًا من موارد المياه المتجددة من الموازنة المائية الوطنية.

- زيادة الدخل القومي وتوفير العملة الصعبة من خلال استعمالها للأغراض الزراعية و خفض كلفة المياه المستعملة.
- زيادة كمية المياه المخصصة للري باستعمال مياه معالجة (تشجيع القطاع الزراعي).
- تغطية كاملة أو جزئية لاحتياجات الأعلاف والمنتجات الزراعية.
- توفير فرص العمل وتشجيع العمل الجماعي وخدمة المجتمع المحلي.
- توفير المياه للأغراض الصناعية وتشجيع إعادة تدويرها.
- حماية المصادر المائية من التلوث.
- حماية البيئة والصحة العامة.
- التقليل من استعمال الأسمدة.

5-2 معالجة مياه الصرف الصحي

في ضوء التغيرات المناخية وقلّة حصة الفرد من المياه والطلب المتزايد على المياه تعتبر مياه الصرف الصحي المعالجة من الموارد المائية غير التقليدية المتزايدة ، ويمكن إضافتها إلى المخزون المائي واحتسابها في الموازنة المائية لاستعمالها لأغراض الزراعة المقيدة أو تصريفها إلى السدود مع المياه السطحية لتحسين نوعيتها . يجب ان تقوم الجهات المعنية باستعمال مياه الصرف الصحي المعالجة ومراقبة نوعيتها ومطابقتها للمواصفات المحلية والدولية ومدى مطابقتها لمواصفات مياه الري واية استعمالات أخرى وتشجيع المزارعين على الاستفادة من هذه المياه واستغلالها في زراعة الأعلاف والزراعات المقيدة من خلال توقيع اتفاقيات لهذه الغاية مع سلطة المياه، بالإضافة الى متابعة المشاريع الريادية التي تنفذ في بعض المواقع المحيطة بمحطات المعالجة.(رجب ، 2010) .

إن هدف معالجة مياه الصرف هو الحفاظ على الصحة العامة وحماية البيئة، وتعمل منشآت معالجة مياه الصرف على تسريع التنقية الطبيعية التي تحدث في الطبيعة، وتحوي مياه الصرف على معلقات ومواد طافية ومواد عضوية منحلّة وغيرها (منظمة الصحة العالمية، 2004). تعد عملية التخلص من مياه الصرف الصحي بطرق صحية من العمليات اللازمة لتوفير بيئة صحية للمجتمعات وفق شروط عالمية وأحدث الطرق الهندسية والعلمية للمحافظة على البيئة المحيطة خالية من ملوثات الصرف الصحي ، والهدف من معالجة هذه المياه هو إعدادها لتكون صالحة للاستعمالات الزراعية، وتجري المعالجة للتخلص من نسبة كبيرة من الملوثات سواء كانت مواد صلبة عالقة عضوية وغير عضوية أو الغروية و عكورة

والرائحة وتحسين اللون, وزيادة نسبة الأوكسجين المذاب والقضاء على الكائنات الحية الدقيقة المسببة لأمراض وبائية(عبد الرزاق ، 2018)وتكون على مراحل وكما يلي :

2-5-1-المعالجة الابتدائية Preliminary treatment

الهدف من المعالجة الابتدائية هو حماية مضخات التزويد والمنشآت اللاحقة ويمكن أن تحوي على مراحل إزالة أو تقطيع أو طحن المعلقات الكبيرة وإزالة الرمال أو إزالة بعض المواد العضوية الثقيلة والتخلص من المواد الطافية كالزيوت والدهون وعموما لا تعتمد نتائج المعالجة النهائية بشكل كبير على هذه المعالجات. (برادعي , 2018)

2-5-2-المعالجة الأولية Primary treatment

الهدف من المعالجة الأولية هو انخفاض سرعة مياه الصرف للسماح بترسيب المعلقات الصلبة كالمواد القابلة للترسيب أو المواد الطافية وتدعى هذه الآلية أحواض الترسيب، وتسهم أحواض الترسيب في انخفاض 50 - 70% من المواد الصلبة الكلية TSS وتخفيض المتطلب البايوكيميائي للاوكسجين BOD بنسبة 25% - 35% كما يتم إزالة 10% من الفوسفور غير المنحل وعندما يتم إضافة مواد كيميائية مخثرة ستتكون الرواسب وتصبح نسبة إزالتها 80% - 90% (TSS)، وفي كثير من الحالات وخصوصا في الدول النامية يمكن وضع حوض ترسيب أولي لتحسين مياه الصرف أو لتكون المعالجة أقل كلفة، ويمكن في حالة عدم توفر إمكانية لإجراء معالجة كاملة أن نقوم بإجراء ترسيب بسيط لمياه الصرف ومن ثم تطهير المياه وتصريفها(برادعي , 2018) .

2-5-3-المعالجة الثانوية Secondary Treatment Systems

بعد إجراء عملية الترسيب الأولى ما تزال مياه الصرف تحوي مواد عضوية بشكل معلقات وغرويات ومواد منحلة حيث تتم عملية المعالجة البيولوجية وذلك باستهلاك هذه المواد تحت ظروف محددة وهي تشبه المعالجة الطبيعية في تنقية المياه (زغدي ، 2016).

تقسم طريقة المعالجة البيولوجية إلى منظومتين منظومة نمو الفيلم البيولوجي الثابت الملتصق (attached (film) growth processes) كالمرشحات البيولوجية والأقراص الدوارة ومنظومة النمو المعلق (suspended growth processes) كالحماة المنشطة ويتفرع عنها أحواض التثبيت بالتماس والهضم الهوائي واللاهوائي وبرك التثبيت والبحيرات المهواة (stabilization ponds)او بطرق أخرى تعتمد على البكتريا الموجودة في التربة وجذور النباتات وعلى دقائق التربة كما في الأراضي الرطبة (wet land).

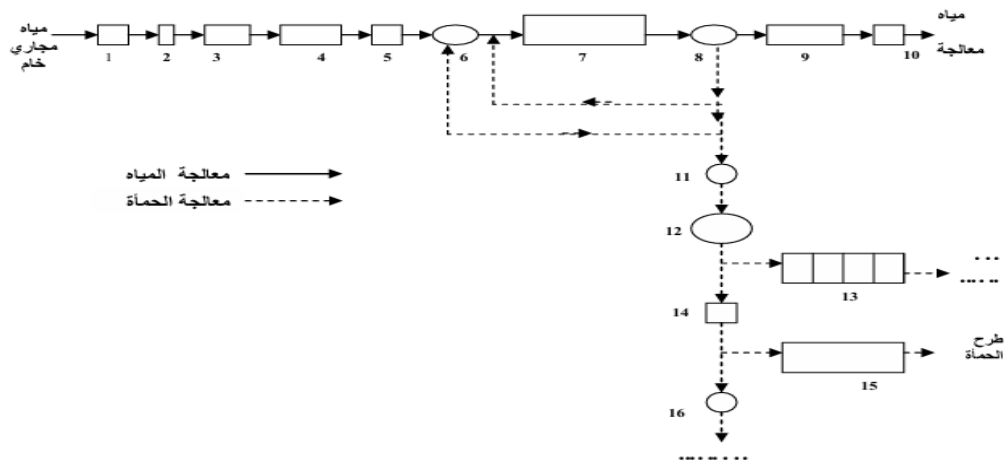
في المعالجة الثنائية يتم انخفاض BOD و TSS أما بالنسبة للفوسفور والنترجين والعناصر الثقيلة والمواد الغير قابلة للتحلل والبكتريا والفيروسات فنسبة الإزالة تبقى محدودة. نحتاج بعد هذه المرحلة حوض ترسيب نهائي لإزالة المعلقات، وتجميع الحماة الناتجة من حوض الترسيب الأولي والنهائي ليتم معالجتها لاحقاً (اصفري , 2004).

2-5-4-المعالجة المتقدمة Advanced Treatment Systems

يطلق تعبير المعالجة المتقدمة على كل المعالجات بعد المعالجة الثانوية لإزالة الملوثات ولكن المعالجة الثلاثية هي المرحلة التي تأتي مباشرة بعد الأولية والثانوية ومع التشديد على المواصفات يتم في هذه المرحلة إزالة زائدة للملوثات من المياه الخارجة من حوض الترسيب النهائي كالترشيح الرملي والترشيح المايكروني والتخثير الكيميائي الترشيح الأرضي وغيرها ، ومنذ عام 1970 بدأ الاتجاه لعمل معالجة متقدمة للتخلص أيضا من النتروجين والفوسفور وباقي ال BOD (برادعي ، 2018).

تصل قيمة BOD بعد المعالجة الثلاثية إلى 12 - 10 ملغم لتر⁻¹ و TSS إلى أقل من 10 ملغم لتر⁻¹ ، علما انه من الصعوبة الحصول على TSS اقل من 20 ملغم لتر⁻¹ بأحواض الترسيب النهائي في المعالجة البيولوجية ولذلك نحتاج إلى معالجة متقدمة لتحسين نوعية المياه.

بالنسبة لضبط كمية النتروجين فيتم تحويل الأمونيا إلى نترات بيولوجيا Nitrification وهناك عدة طرق لتحقيق ذلك، اذ يتم في نفس حوض المعالجة الإزالة BOD او بمرحلة مستقلة، كما يمكن بعد ذلك التخلص من النتروجين بيولوجيا (Denitrification). (منظمة الصحة العالمية (WHO, 2004).



- | | |
|--|-----------------------------------|
| ج- المعالجة الثانوية أو الحيوية | أ- المعالجة الابتدائية |
| .7 أحواض التهوية أو المفاعلات | .1 المصافي |
| .8 أحواض الترسيب (الترويق) الثانوي (النهائي) | .2 المغتاتات |
| د- مرحلة المعالجة الثالثية | .3 مزيلات الرمال |
| .9 المرشحات الرملية | .4 أحواض التعادل |
| .10 التعقيم | ب- المعالجة الأولية |
| هـ- معالجة الحمأة | .5 أحواض التعويم |
| .11 مكثفات الحمأة | .6 أحواض الترسيب (الترويق) الأولي |
| .12 هاضمات الحمأة | |
| .13 أسرة (أحواض) تحفيظ الحمأة | |
| .14 المجففات الميكانيكية للحمأة | |
| .15 أسماد الحمأة | |
| .16 ترميد الحمأة | |

الشكل 2-1. مراحل معالجة المياه العادمة (مخطط رمزي)(منظمة الصحة العالمية، 2004)

6-2 استعمال مياه الصرف الصحي المعالجة في عمليات الري

شهدت العقود الأخيرة اهتمامًا متزايدًا بإعادة استعمال المياه العادمة المعالجة في الري ، وذلك نظرًا للتحديات المتنامية المرتبطة بشحّ الموارد المائية وازدياد الطلب العالمي على الغذاء. يُعد استعمال المياه المعالجة معالجهً متقدمة جدًا (Advanced Treated Wastewater) أحد الحلول المستدامة التي أثبتت فعاليتها في مواجهة هذه التحديات، إذ تخضع هذه المياه لعمليات تنقية وتقنيات معالجة متطورة تهدف إلى إزالة جميع أنواع الملوثات والمواد العضوية والعناصر الغذائية، بما في ذلك النيتروجين والفوسفور، وكذلك العناصر الثقيلة والمواد الصلبة العالقة (shon , 2006 و اخرون ; Asano, 2007 و اخرون). تتم معالجة المياه العادمة في مراحل متعددة تبدأ بالمعالجة الأولية والثانوية، وتصل إلى مراحل متقدمة مثل الترشيح الدقيق (Microfiltration)، الترشيح الفائق (Ultrafiltration)، التناضح العكسي (Reverse Osmosis)، إضافةً إلى عمليات الأكسدة المتقدمة

(Advanced Oxidation Processes)(Drewes و اخرون 2003). تساهم هذه التقنيات في إنتاج مياه ذات جودة عالية جدًا، تُعرف بمياه المعالجة المتقدمة، وتتميز بانخفاض تركيز العناصر الغذائية إلى مستويات غير قابلة للرصد تقريبًا، وخلوها من العناصر الثقيلة والملوثات العضوية الدقيقة، مما يجعلها مثالية للاستعمال الآمن في الري (Dixon و اخرون, 2011).

يُعتبر الري باستعمال هذه المياه المعالجة ممارسةً زراعيةً مستدامة تُسهم في الحفاظ على الموارد المائية العذبة، إذ تستعمل المياه المعالجة بدلاً من المياه العذبة في ري المحاصيل الزراعية المختلفة، مثل الأشجار المثمرة، المحاصيل العلفية، ونباتات الزينة (Pedrero و اخرون, 2010). وقد أظهرت العديد من الدراسات الميدانية أنّ استعمال هذه المياه ذات الجودة العالية لا يؤدي إلى تراكم الأملاح أو العناصر الضارة في التربة، على عكس المياه المعالجة جزئيًا أو غير المعالجة، والتي قد تتسبب في مشاكل بيئية وزراعية (Qadir و اخرون, 2010)، علاوةً على ذلك، فإنّ خلوّ هذه المياه من النيتروجين والفوسفور يحدّ من ظاهرة الإثراء الغذائي (Eutrophication) في الأراضي الزراعية ومجري المياه المجاورة، وهي ظاهرة تؤدي إلى اختلال التوازن البيئي نتيجة فرط تغذية النباتات بالمواد الغذائية (Jiménez , 2006). كما أنّ إزالة العناصر الثقيلة يقلل من المخاطر الصحية المحتملة على صحة الإنسان، سواء عبر تناول المنتجات الزراعية المروية بهذه المياه، أو عبر تلوث المياه

الجوفية (Toze , 2006) ، وتجدر الإشارة إلى أنّ استعمال هذه المياه في الري يوقّر أيضًا مصدرًا مستقرًا للمياه، ما يساهم في ضمان استمرارية الإنتاج الزراعي حتى في المناطق التي تعاني من شحّ المياه (Al-Mashaqbeh و اخرون , 2012).

بيّنت أبحاث ميدانية عديدة أنّ المحاصيل المروية بمياه معالجة معالجة متقدمة جدًا تتمتع بجودة عالية وإنتاجية جيدة، دون أن يُلاحظ أيّ تأثيرات سلبية على التربة أو البيئة المحيطة (Rodriguez و اخرون , 2008).

رغم الفوائد الكبيرة لهذا الاستعمال، فإنّ الإدارة السليمة للمياه المعالجة تعتبر أمرًا بالغ الأهمية ، إذ ينبغي الالتزام الصارم بالمعايير المحلية والدولية التي تنظّم نوعية المياه المستعملة في الري، مثل إرشادات منظمة الصحة العالمية (WHO, 2006)، والتي توصي بضرورة الرصد الدوري لجودة المياه وضمان خلوها من أي ملوثات ميكروبية أو كيميائية قد تهدد الصحة العامة ، كذلك يُوصى باستعمال أنظمة ريّ ملائمة (مثل الري بالتنقيط) لتقليل التلامس المباشر بين المياه المعالجة والمحاصيل الغذائية، خاصةً تلك التي تُستهلك نيئة (Voulvoulis, 2018)، في السياق ذاته، يُعد دمج استعمال المياه المعالجة معالجة متقدمة جدًا مع ممارسات الإدارة الزراعية المتكاملة (مثل تحسين التربة، الإدارة الذكية للمغذيات، واختيار المحاصيل الملائمة) عاملاً رئيسيًا لضمان نجاح هذا التوجّه المستدام ، فمثل هذه المياه، وإن كانت خالية من الملوثات تقريبًا، يجب التعامل معها وفق نهج شامل يراعي سلامة الغذاء وحماية البيئة ، ومع الالتزام الصارم بالمعايير الفنية والإدارية، يمكن اعتبار هذه الممارسة جزءًا أساسيًا من استراتيجيات الإدارة المتكاملة للموارد المائية، بما يحقق أهداف التنمية المستدامة ويوفر موردًا مائيًا متجددًا وصديقًا للبيئة (Drewes و اخرون , 2003) .

2-6-1 أمثلة عالمية حول استعمال المياه المعالجة معالجة متقدمة في الري

أظهرت العديد من الدراسات التطبيقية أنّ دولًا عدة حول العالم نجحت في استعمال المياه العادمة المعالجة معالجة متقدمة جدًا في ري الأراضي الزراعية، ما وقّر بدائل مستدامة للمياه العذبة وساهم في حماية الموارد المائية الطبيعية. في كاليفورنيا (الولايات المتحدة)، يُعد مشروع "بورينغو سبرينغز" (Borrego Springs) من أبرز المشاريع الناجحة في هذا السياق، إذ تم استعمال المياه المعالجة معالجة متقدمة ، مما ساهم في تحسين جودة المياه المستعملة لري محاصيل العنب والحمضيات (Asano و اخرون , 2007).

تستعمل المياه المعالجة معالجةً متقدمة في مشروع بيرث للأمن المائي (Perth) باستعمال الترشيح الدقيق والتناضح العكسي، ثم تُعاد تغذية المياه الجوفية بها، وتستعمل لاحقاً في الري بعد الخضوع لمزيد من المعالجة (Dillon , 2000). هذه التقنية ساهمت في تحقيق توازن مستدام بين استهلاك المياه وحماية موارد المياه الجوفية.

أشارت دراسة أجراها Al-Mashaqbeh و اخرون. (2012) في الأردن إلى أن المياه المعالجة معالجةً متقدمة تستعمل لري مساحات شاسعة من الأشجار المثمرة والمحاصيل العلفية في مناطق تعاني من ندرة المياه، مثل وادي الأردن. وقد أظهرت النتائج أنّ استعمال هذه المياه ساعد على تقليل الضغط على المصادر المائية العذبة، دون ملاحظة أي آثار سلبية على جودة التربة أو المحاصيل.

تستعمل المياه المعالجة معالجةً متقدمة في اسبانيا في مناطق مثل فالنسيا والمروية، حيث تُزرع محاصيل البساتين والخضروات التي تحتاج كميات كبيرة من المياه (Pedrero و اخرون , 2010) ، ويّنت الدراسات أنّ الإدارة المتكاملة لاستعمال هذه المياه ساهمت في تحقيق إنتاجية زراعية عالية مع الحفاظ على نوعية التربة وجودة المياه الجوفية.

تُبرز هذه الأمثلة أهمية الإدارة المستدامة لاستعمال المياه المعالجة معالجةً متقدمة جداً في الزراعة، والتي تُعدّ وسيلة فاعلة للتكيف مع التغيرات المناخية ومواجهة شحّ المياه، خاصةً في المناطق القاحلة وشبه القاحلة. ومع الالتزام الصارم بالمعايير البيئية والصحية، يمكن أن تمثل هذه التجارب نموذجاً يُحتذى به لتعميمه في دول أخرى تواجه تحديات مشابهة

7-2- استعمال مياه الصرف الصحي المعالجة في تغذية المياه الجوفية

تُعد المياه الجوفية مورداً مائياً حيويًا يلعب دوراً مركزياً في تلبية احتياجات الإنسان والبيئة. تتجمع هذه المياه في التكوينات الجيولوجية القابلة للنفاذ والتي تُعرف بالخزانات الجوفية (aquifers)، حيث يتم تخزينها وحركتها بفعل القوى الهيدرولوجية (Fetter, 2001). تمثل المياه الجوفية نحو 30% من إجمالي المياه العذبة على كوكب الأرض، وتُعتبر مصدرًا رئيسيًا لمياه الشرب والزراعة والصناعة في العديد من المناطق (UNESCO, 2022).

تتوزع المياه الجوفية ضمن الطبقات الرسوبية أو الصخرية التي تسمح بتخزينها ونقلها. يتم تصنيف الخزانات الجوفية عادةً إلى

• خزانات حرة (غير محصورة) unaquifers

• خزانات محصورة (Confined aquifers)

يعتمد توفر المياه فيها على عوامل عدة مثل نوع الصخور النفاذة، التركيب الجيولوجي، وكمية التغذية من مياه الأمطار أو الأنهار (freeze و Cherry, 1979).
تُعد المياه الجوفية المصدر الأساسي لمياه الشرب لأكثر من ملياري شخص عالميًا، كما تدعم إنتاج الغذاء من خلال ري المحاصيل في المناطق الجافة (Siebert و اخرون, 2010)، إلى جانب ذلك تُسهم المياه الجوفية في استقرار الأنظمة البيئية مثل الأراضي الرطبة والأنهار الجوفية (Alley و اخرون, 2002).

تواجه المياه الجوفية تحديات متزايدة تتمثل في:

• **الاستخراج المفرط:** يؤدي إلى انخفاض مستويات المياه، مما يسبب هبوطًا أرضيًا

وتدهورًا في نوعية المياه (Famiglietti , 2014).

• **التلوث:** تتعرض المياه الجوفية لمخاطر التلوث الناجم عن الزراعة (مثل النترات

والمبيدات) والصناعات (مثل العناصر الثقيلة والمركبات العضوية الدقيقة)، مما يؤثر

على جودة المياه وصحة الإنسان (Zaporozec و vrba , 1994).

• **تغير المناخ:** يغير من معدلات التغذية الطبيعية للمياه الجوفية، مما قد يؤثر على

توازنها واستدامتها (Taylor و اخرون, 2013).

تشير الدراسات الحديثة إلى ضرورة تبني استراتيجيات شاملة لإدارة المياه الجوفية، تشمل:

• تعزيز ممارسات التغذية الصناعية (Managed Aquifer Recharge).

• اعتماد سياسات تقنين الضخ المفرط وتشجيع الزراعة المستدامة.

• تطوير أنظمة مراقبة ورصد جودة وكمية المياه الجوفية (Custodio , 2002).

في سياق الضغوط المتزايدة على موارد المياه العذبة عالميًا ، برزت إعادة تغذية أو حقن

المياه الجوفية (Managed Aquifer Recharge, MAR) كأحد الحلول المستدامة الرائدة

لتعزيز الأمن المائي. يتمثل جوهر هذا المفهوم في إدخال مياه معالجة معالجة متقدمة جدًا إلى

خزانات المياه الجوفية، بهدف تجديد المخزون وتقليل التأثيرات البيئية الناتجة عن

الاستهلاك المفرط والتغيرات المناخية (Page و اخرون , 2018 ; Dillon و اخرون , 2019).

1. الأسس التقنية لإعادة تغذية المياه الجوفية

تعتمد مشاريع إعادة تغذية المياه الجوفية باستعمال المياه المعالجة المتقدمة على تقنيات عالية الكفاءة تضمن إزالة الملوثات العضوية الدقيقة (micropollutants)، والمواد الغذائية الزائدة (مثل النيتروجين والفوسفور)، والعناصر الثقيلة (Kazner و اخرون, 2012). تشمل تقنيات المعالجة المتقدمة جدًا . هذه التقنيات تُعتبر ضرورية لإنتاج مياه معالجة ذات جودة عالية تتوافق مع المعايير الدولية الصارمة، مثل إرشادات منظمة الصحة العالمية (WHO) والوكالة الأمريكية لحماية البيئة (EPA, 2012; WHO, 2017).

2. الفوائد الهيدرولوجية والبيئية

تُحقق مشاريع إعادة تغذية المياه الجوفية باستعمال المياه المعالجة معالجةً متقدمة فوائد هيدرولوجية ملموسة، من أبرزها:

- زيادة مستوى المياه الجوفية، مما يساهم في استقرار منسوب المياه وتقليل ظاهرة الهبوط الأرضي (Bouwer, 2002).
- الحد من تداخل مياه البحر في المناطق الساحلية، مما يقلل من تملح الخزانات الجوفية ويحافظ على نوعية المياه (Vanderzalm و اخرون, 2018).
- استعادة وظائف النظام البيئي المرتبطة بالتنوع البيولوجي في المناطق الرطبة (Kazner و اخرون, 2012).

2-7-1- الأمثلة العالمية لتطبيقات MAR باستعمال المياه المعالجة

تُعد الولايات المتحدة وأستراليا من أبرز الدول الرائدة في هذا المجال.

- مشروع نظام إعادة تغذية الخزان الجوفي في مقاطعة أورانج، كاليفورنيا (Orange County Groundwater Replenishment System): يُعدّ من أكبر أنظمة MAR في العالم، ويستعمل المياه المعالجة معالجةً متقدمة جدًا (RO + UV/AOP) لإنتاج مياه عالية الجودة تُحقن في الخزانات الجوفية، لتلبية احتياجات أكثر من 850,000 نسمة (OCWD, 2020).
- مشاريع MAR في أستراليا: مثل مشروع إعادة تغذية المياه الجوفية في بيرث (Perth)، حيث تستعمل المياه المعالجة المتقدمة لتعويض الفاقد وتقليل الاعتماد على المياه السطحية (Dillon و اخرون, 2019).

- تجارب في أوروبا: دراسات في هولندا وإسبانيا أظهرت إمكانية تحقيق توازن بين جودة المياه والتكاليف التشغيلية من خلال تطبيق تقنيات (ROUF) (Kazner و اخرون (2012,

3. التحديات الصحية والبيئية

رغم المزايا، تُواجه هذه المشاريع تحديات أساسية:

- ضرورة وجود مراقبة دقيقة ودورية لجودة المياه قبل وأثناء الحقن، لتفادي نقل الملوثات الدقيقة إلى الخزانات الجوفية (Page و اخرون, 2018).
- أهمية التقييم الهيدروجيولوجي المسبق لتحديد سعة الخزانات ومدى تفاعل المياه المعالجة مع التكوينات الجيولوجية (Bouwer, 2002).
- الحاجة إلى دعم تشريعي وتنظيمي صارم لضمان سلامة الاستعمال طويل الأمد (EPA, 2012).

4. الرؤية المستقبلية

مع تزايد شح المياه العذبة، تُظهر العديد من الدراسات أن الاستثمار في تقنيات المعالجة المتقدمة جدًا، ضمن مشاريع إعادة تغذية المياه الجوفية، يمثل حلاً مستدامًا قابلاً للتطبيق على نطاق واسع (Vanderzalm و اخرون, 2018). كما يُتوقع توسيع نطاق هذه المشاريع مستقبلاً في مناطق مثل الشرق الأوسط، بما في ذلك العراق، لتحسين استدامة موارد المياه ومكافحة التصحر (Al-Maliki و اخرون , 2017).

2-8- تلوث التربة و المياه بالأحياء المجهرية المرضية

توجد الأحياء المجهرية بشكل واسع في الأنظمة البيئية، حيث توجد بكثرة في الهواء والماء والتربة. تؤدي بعض هذه الأحياء دورًا مفيدًا للإنسان، بينما تعيش أخرى في جسم الإنسان دون أن تكون ضارة، بل إن بعضها يستعمل في صناعة الأغذية. تنقسم الأحياء المجهرية الموجودة في التربة إلى قسمين: الأول يؤدي دورًا إيجابيًا، حيث يساهم في تحليل المواد العضوية والأسمدة المعدنية، كما يساعد في تحليل بعض المواد الملوثة التي تُضاف إلى التربة. أما القسم الآخر، فيقوم بدور سلبي، ويشمل الأحياء المجهرية المرضية التي يمكن أن تسبب أمراضًا للإنسان والحيوان من خلال إنتاج مواد كيميائية ضارة وسامة. تدخل هذه المواد ضمن العمليات الأيضية للإنسان، مما يؤدي إلى ظهور أمراض تختلف حسب مستوى

التعرض لها. بعض الأحياء المرضية تتواجد بشكل طبيعي في البيئة، بينما يتم إضافة بعضها الآخر إلى التربة من خلال التخلص من فضلات المدن السائلة.

يُعد التلوث البيولوجي للتربة والمياه من أخطر المشكلات البيئية، حيث يُعزى جزء كبير منه إلى التلوث بالمواد البرازية (Feces) الناتجة عن مخلفات الإنسان والحيوان (Biosolid). تشمل هذه المخلفات حيوانات ذات دم حار مثل الأبقار والأغنام، التي تحتوي على كميات كبيرة من الكائنات الدقيقة المسببة للأمراض. تنتقل هذه الكائنات، مثل *Pseudomonas* و *Fecal streptococci* spp و *Fecal coliform*، بشكل مباشر من المياه الملوثة إلى التربة ومصادر المياه الطبيعية، مما يؤدي إلى تلوثها. وفقاً لما ذكره (Leclec و اخرون , 2001)، فإن التربة تتعرض للتلوث بالأحياء المجهرية المرضية نتيجة إضافة المياه الملوثة بالمواد البرازية التي تحتوي على مخلفات الإنسان والحيوان العضوية. كما أشارت (WHO , 2010) إلى أن أكثر من 3.4 مليون شخص، معظمهم من الأطفال، يفقدون حياتهم سنويًا بسبب تلوث المياه والتربة بالكائنات الدقيقة المسببة للأمراض.

من المخاطر الرئيسية الناتجة عن تلوث التربة والمياه بالجراثيم المرضية هو تعرض الأفراد للإصابة من خلال تناول الغذاء الملوث أو من خلال التماس المباشر مع التربة الملوثة أو ابتلاعها (Knudsen وآخرون، 2001)، كما أشاروا إلى تسجيل أكثر من 5,905 حالة مرضية، كانت أسبابها مرتبطة بتلوث التربة والمياه بالجراثيم المرضية، بما في ذلك الأمراض المعوية الناتجة عن وجود أنواع متعددة من الميكروبات المرضية التي تنشأ من المياه والغذاء المزروع في أراضٍ ملوثة. وقد أظهر أن 27% من الحالات المرضية كانت نتيجة الإصابة ببكتيريا *Shigella* spp، بينما كانت النسب المتبقية 10.99% و 10.08% و 6.59% مرتبطة ببكتيريا *Liptospira* و *fecal coliform* و *Cryptosporidium parvum* على التوالي.

2-8-1- بكتريا القولون الكلية (T.C.) Total Coliform Bacteria

تُعد البكتيريا القولونية من أبرز المؤشرات الميكروبية التي تستعمل كدليل على التلوث الجرثومي في المياه، وذلك بسبب سهولة الكشف عنها وتعدادها. تُصنف هذه البكتيريا كنوع من البكتيريا العصوية اللاهوائية الاختيارية، وهي سالبة لصبغة غرام، ولا تُنتج الأبواغ. تتميز بقدرتها على تخمير سكر اللاكتوز، مما يؤدي إلى إنتاج حامض وغاز عند حضنها في درجة حرارة تتراوح بين 35-37 درجة مئوية لمدة تتراوح بين 24-48 ساعة (EPA، 2006). تُعد هذه البكتيريا واسعة الانتشار في الطبيعة، حيث توجد في التربة والمياه السطحية (Hamilton

واخرون, 2003). من بين الأنواع البارزة لهذه البكتيريا نجد E. coli، بالإضافة إلى الأجناس الأخرى مثل Enterobacter spp و Klebsiella spp و Citrobacter spp، التي تشترك مع E. coli في الصفات المظهرية وقدرتها على تخمير سكر اللاكتوز. بناءً على ذلك، تم إطلاق مصطلح "coliform" على مجموعة البكتيريا المعوية.

2-8-2- بكتريا الأشريشيا القولونية Escherichia coli

تعدُّ بكتيريا الأشريشيا القولونية جزءًا طبيعيًا وأساسيًا من الفلور البكتيرية في أمعاء الإنسان والحيوان، حيث لا تسبب ضررًا في العادة، ومع ذلك تؤدي بعض الأنماط منها دورًا مهمًا في التسبب بأمراض الأمعاء والجسم، مثل التهابات المسالك البولية. تم تصنيف سلالات الأشريشيا القولونية المعزولة من الأمراض المعوية إلى ست مجموعات رئيسية استنادًا إلى الأدلة الوبائية والخصائص المظهرية والسمات السريرية للمرض وعوامل الضراوة. ومن بين هذه الأنماط، تبرز مجموعة الأنماط المصلية المعوية (Enteroinvasive Escherichia coli) (EIEC)، الذي يعد مهمًا لأنه ينتقل عبر المياه الملوثة (Strockbine و Scheutz, 2005)، وتعد الأشريشيا القولونية المؤشر الحقيقي الوحيد للتلوث البرازي الحديث وهي تنتمي إلى العائلة المعوية، حيث تتميز بقدرتها على تخمير سكر اللاكتوز وإفراز كميات من السموم المعوية التي تشبه في تأثيرها سموم بكتيريا الكوليرا، و تنمو هذه البكتيريا في درجة حرارة 37 مئوية، بالإضافة إلى قدرتها على النمو في درجة حرارة 44 مئوية.

2-9 - العناصر الثقيلة، وجودها، مصادرها ومخاطرها على البيئة

تعرف العناصر الثقيلة بأنها مجموعة من العناصر التي تمتاز بعدد ذري أكثر من 20 او كثافة نوعية أكثر من 5 غم سم⁻³ (Duffus, 2002)، العناصر الثقيلة هي العناصر القابلة للتراكم وقسم منها لا يوجد لها أي دور فيسيولوجي في العمليات الأيضية مثل الرصاص و الكادميوم و الزئبق و قسم اخر له دور فيسيولوجي في نمو النبات مثل الزنك والكوبلت والنيكل والحديد عند مستويات معينة من التراكيز على ان لا تتجاوز الحدود المسموح بها عالميا حيث تصبح خطرة على صحة الانسان (Khan و اخرون, 2008). تتواجد العناصر الثقيلة بصور كيميائية مختلفة و مرتبطة بكثير من العناصر الكيميائية في التربة و لخصائص التربة الفيزيائية والكيميائية دورا كبيرا في تفاعلاتها مع العناصر الكيميائية الأخرى و تحديد جاهزيتها (Tack و آخرون, 2006). أن المفهوم العام للعناصر الثقيلة هو دائما ما ترتبط في التلوث البيئي، تتواجد العناصر الثقيلة بشكل طبيعي في التربة وتكون تراكيزها حسب طبيعة تكوين الصخور

التي تنشأ منها التربة و التي تتحرر إلى التربة عن طريق عمليات التجوية الجيوكيميائية وتمتاز هذه العمليات بكونها بطيئة وتحتاج إلى زمن طويل ويمكن الإشارة إليها بتراكيز طبيعية كما يمكن أن يعتمد على العناصر الثقيلة الموجوده بشكل طبيعي في المقارنة مع العمليات غير الطبيعية التي تؤدي إلى رفع تراكيز هذه العناصر فوق الحدود الطبيعية المسموح بها في قياس مستويات التلوث (background concentrations) (Alloway, 2013). أن المصادر غير الطبيعية المتمثلة بالنشاطات الزراعية و الصناعية و فضلات المدن يمكن أن تؤدي الى زيادة في تراكيز العناصر الثقيلة مقارنة بالتراكيز المتواجدة بشكل طبيعي في الانظمة البيئية (الهواء، الماء ، التربة)، كما اشار Khan و ali (2018) الى ان زيادة نمو السكان و توسع الوحدات السكنية و التطور الصناعي أدى الى التلوث بالعناصر الثقيلة وقد اصبحت واضحة نتيجة زيادة طرح المياه الملوثة إلى المجاري والمسطحات المائية ، كما اوضح ان الامتزاز هي من تقنيات المعالجة في إزالة الملوثات وهناك مواد نانوية تستعمل في ازالة الملوثات.

2-9-1- الرصاص (Pd^{+2})

يوجد الرصاص بشكل طبيعي مرتبطا مع عناصر أخرى في الطبيعة ، أن معدل محتوى الرصاص الكلي في القشرة الأرضية تقريبا بحدود 15 ملغم كغم . ان الرصاص يمتاز بخصائص عالية يوجد بأشكال أولية طبيعية متحدا مع عناصر أخرى مثل الكبريت ، $PbSO_4$, PbS , أو الأوكسجين من خلال عملية الأكسدة ، $PbCO_3$, Pb_3O_4 أو متحدا مع الفوسفات $Pb_5(AsO_4)_3Cl$ ، $Pb_5(PO_4)_3Cl$ (USDI, 2009). أن معظم كمية الرصاص تذهب في صناعة البطاريات واستعمالات أخرى تتضمن السباكة وغطاء الكيبلات والاصباغ و المحامل، (Manahan, 2003) ، كما أشار Kabata و Terelak (2004) انه يوجد في القشرة الأرضية نوعان من الرصاص هما أولي وثانوي، الرصاص الأولي هو عنصر جيولوجي الأصل ويمكن ان يتحرر إلى التربة من خلال عمليات التجوية الجيوكيميائية اما الرصاص الثانوي فهو العنصر المستخرج من المواد الطبيعية ويتعرض الى عمليات فيزيائية ليتحول إلى مواد جاهزة للاستعمالات أو يخلط مع عناصر أخرى ، اذ يستعمل في المفاعلات النووية كجدار صد للمواد المشعة مثل اليورانيوم .

2-9-1-1 المخاطر الصحية للرصاص

تعد اهم الطرق التي يتعرض بها الانسان والحيوان والنبات للتلوث بعنصر الرصاص وهي استنشاق الهواء الملوث بعنصر الرصاص واستهلاك النباتات النامية بتربة ملوثة بعنصر الرصاص و هما متشابهان من حيث التأثير ، وان عنصر الرصاص تكمن خطورته كبقية العناصر الثقيلة في التراكم داخل الاجسام الحية والتي قد تؤدي إلى التسمم وحتى الى الموت عندما تكون تراكيزه في اعلى من المستويات الحرجة في الخلايا والانسجة. أن استهلاك الاغذية الملوثة بتراكيز عالية من الرصاص يمكن أن يسبب أمراضا خطيرة للانسان قد تؤدي إلى الموت مثل أمراض الجهاز الهضمي وأمراض الكلى، ويصيب الرصاص ايضا الجهاز العصبي المركزي للإنسان (Muschak ، 1990) . اشارت الدراسات التي أجريت من قبل (Muschak و Rossini , 2007)، بأن الرصاص لا يتراكم بسهولة في الاجزاء العليا من النبات مثل محاصيل الخضر واشجار الفاكهة بسبب انخفاض جاهزيته وبطء حركته داخل النبات .

2-9-2 الكاديوم (Cd^{+2})

أن معدل محتوى القشرة الأرضية من عنصر الكاديوم هو 0.1 ملغم كغم⁻¹ . ان وفرة الكاديوم في الصخور الرسوبية والصخور النارية منخفضة لذلك يكون تركيزه منخفض طبيعيا ونادرا ما يكون عنصر الكاديوم بشكل نقي فهو في الغالب يوجد متحدا مع عناصر أخرى مثل CdS و CdO و CdSe ، يوجد الكاديوم في جدول العناصر الدوري بشكل مباشر تحت الزنك ويمتلك الكاديوم خصائص كيميائية مشابهة للزنك وبما أن الزنك من العناصر الأساسية لنمو النبات والحيوان ، ونتيجة لقابلية الكاديوم على التبادل مع عنصر الزنك يمكن للكاديوم أن يوجد في اجزاء مختلفة من النبات وحتى عند التراكيز المنخفضة ، ويعد وجوده داخل أجسام الكائنات الحية ساما ، ويمكن أن يسبب خللا في عمليات التمثيل الغذائي ، ويعد الكاديوم واحدا من أكثر العناصر الثقيلة سمية ، كما أن الكاديوم لا توجد له اي وظيفة اساسية في العمليات الفيسيولوجية داخل اجسام الكائنات الحية (Campbell , 2006) . أن الكاديوم الجاهز للامتصاص في محلول التربة يكون موجودا على هيئة أيون حر Cd^{2+} ويوجد الكاديوم مرتبطا مع الزنك والرصاص و يدخل في تركيب كثير من المعادن الأخرى ومنها :
Biotite و Amphiboles و Sphalerite و Smithsonite .

ذكر Alloway (1995) أن ذوبانية مركبات الكاديوم في الأوساط الحامضية تفوق ذوبانية مركبات الزنك لان الكاديوم والزنك يتشابهان في التركيب الأيوني والشحنات

الالكترونية السالبة والخصائص الكيميائية ، فضلا عن ذلك يمتلك الكاديوم الفة عالية جدا تجاه الكبريت أكثر من الزنك ، ولهذا الكاديوم له تكافؤ و مدار الكتروني نفسيهما لعنصر الكالسيوم ، فضلا عن هذه الخصائص المتشابهة فأن الكاديوم لا يحل محل الكالسيوم خلال عمليات التجوية . الكاديوم يشكل مركبات بسيطة مثل $CdCl_2$, $Cd(OH)_2$, CdO و CdF_2 . يعد الكاديوم من العناصر السامة في الكائنات الحية بسبب تأثيراته المتنوعة في كثير من العمليات الحيوية للانسان والحيوان والنبات . ان الانتاج العالمي للكاديوم ازداد من 16.8 الى 20.8 كيلو طن من العام 2003 الى العام 2008 (USDI , 2009). اشار Kabata و Mukherjee (2007) الى ان الكاديوم ينتج بشكل رئيسي من خلال عمليات التعدين وعمليات تكرير خامات الزنك وينتج الكاديوم كنتاج عرضي لغرض الحصول على الزنك الأكثر اهمية من الكاديوم, بشكل عام فأن انتاج طن واحد من الزنك يرافقه انتاج 3 كغم من الكاديوم ، كما أن تركيز عنصر الكاديوم يمكن أن يزداد في التربة عن طريق اضافة الاسمدة المعدنية وخصوصا الاسمدة الفوسفاتية والمبيدات الزراعية (Scragg , 2006). يدخل الكاديوم بشكل رئيس في كثير من الصناعات ومنها صناعة البطاريات (Ni-Cd ، Ag-Cd) كما تستعمل كميات كبيرة من الكاديوم في صناعة الاصبغ ومثبت للصبغات ايضا وذلك بسبب الخصائص الفيزيائية والكيميائية الفريدة التي يمتلكها ، كل هذه المواد يمكن أن تجد طريقها إلى التربة عن طريق رمي مخلفات هذه المواد في التربة (Campbell, 2006).

2-9-2-1-المخاطر الصحية للكاديوم

إن وجود الكاديوم في أجسام الكائنات الحية يؤثر بشكل كبير في العديد من الأنشطة والفعاليات الإنزيمية. يمكن أن يدخل الكاديوم إلى جسم الإنسان من خلال استهلاك المنتجات الزراعية التي تنمو في تربة ملوثة بالعناصر الثقيلة، أو عبر استنشاق الهواء الملوث بالكاديوم. هذا الأمر يؤدي إلى تعطيل وظائف الكلى، نتيجة التأثيرات المتنوعة للكاديوم في عمل الإنزيمات المسؤولة عن إعادة استيعاب البروتين في الكلى (Manahan , 2003). ان أبرز الأعراض الصحية الناتجة عن زيادة تركيز الكاديوم في خلايا وأنسجة جسم الإنسان هي آلام العظام والفشل الكلوي. ويعد استهلاك النباتات التي تحتوي على تركيزات عالية من الكاديوم أحد الطرق الرئيسية لدخول هذا العنصر إلى جسم الإنسان.

2-2-9-2- التداخلات البايوكيميائية للكاديوم Biochemical Functions

تُعد الخصائص البايوكيميائية لأيون الكاديوم (Cd^{+2}) من الأمور المهمة، إذ يتميز بقدرته العالية على الارتباط مع المجموعة السلفاهيدريل، مما يتيح له تكوين العديد من المركبات من خلال تفاعلاته داخل أنسجة النبات، ومن بين هذه المركبات تتشكل معقدات الكاديوم مع بروتينات Metallothionein. وقد أشار Dabine وآخرون (1978) إلى أن الكاديوم قد يتراكم في الأجزاء البروتينية للنباتات.

بين Plaza وBovet (2008) وظائف بروتينات ABC كبروتينات ناقلة للكاديوم، وأكد Ben Amur وآخرون (2008) أن من أبرز التداخلات البايوكيميائية للكاديوم هو تركيزه في الأجزاء البروتينية لأنسجة النباتات، حيث يوجد أيضًا على شكل معقدات مع Metallothionein.

تُعد مركبات الكاديوم مشابهة لمركبات البروتينات، إذ يظهر الكاديوم تفاعلاً قوياً مع العديد من سلاسل البروتينات ومجموعات الفوسفات، مما يؤدي إلى تكوين معقدات بروتينية متعددة. يُعد الكاديوم عنصراً ساماً للنبات، ومن أبرز التأثيرات السلبية التي يحدثها هو عدم انتظام نشاط الإنزيمات، بالإضافة إلى التأثير على محتوى الجلوتاثيون، كما لوحظ في أنسجة نبات الطماطم عند تعرضه لعنصر الكاديوم (Ben Amur وآخرون، 2008).

2-3-9-2- الزنك (Zn^{+2})

المعدل الطبيعي لتركيز الزنك في القشرة الأرضية حوالي 70 ملغم كغم⁻¹ (Kabata و Mukherjee، 2007). يتواجد هذا التركيز في جميع أنواع الترب حول العالم، إلا أن مستويات الزنك قد ترتفع بشكل غير طبيعي نتيجة الأنشطة البشرية، مثل العمليات الصناعية والتعدين، بالإضافة إلى المياه الملوثة بالزنك، وخاصة المياه الصناعية (Jones و Davies، 1988). يتوزع الزنك بشكل متجانس في الصخور النارية، بينما قد يكون تركيزه أعلى في الصخور الرسوبية، حيث يمكن أن يصل إلى 120 ملغم كغم⁻¹ في الترسبات الجبرية.

يُعد الزنك من العناصر سريعة الحركة خلال عمليات التجوية، حيث يشكل مركبات سهلة الذائبان يمكن أن تترسب بسهولة من خلال تفاعلاته مع الكربونات، أو يتم امتصاصه بواسطة المعادن، أو يرتبط بالمادة العضوية، خاصة عند وجود الأيونات السالبة للكبريتات (Kabata و Mukherjee، 2007). من بين أشهر معادن الزنك: ZnS، Zincite، ZnO، Willemite، Zn_2SiO_4 ، Hemimorphite، $Zn_4Si_2O_4H_2O$ ، Sphalerite، وWurzite.

ZnCO₃، وSmithsonite، تحتوي جميع هذه المعادن على 50% من الزنك، اذ بلغ الإنتاج العالمي للزنك في عام 2008 حوالي 11.8 ميكاطن (USD، 2009). الخامات الرئيسية للزنك تشمل الـووريت، السفاليريت، والسميثونيت.

تحتوي خامات الزنك أيضًا على عناصر دقيقة مثل الكاديوم، الفضة، النحاس، والرصاص (Kabata و Mukherjee، 2007). يُستعمل الزنك في العديد من الصناعات، وخاصة في حماية المعادن من التآكل، كما يُعد مكونًا أساسيًا في صناعة السبائك المعدنية. تمتص النباتات الزنك من خلال أنظمتها الجذرية، ومع ذلك فإن تراكم الزنك في التربة يؤثر سلبيًا في نشاط الكائنات المجهرية وديدان الأرض، مما يعيق عملية تحليل المادة العضوية (جزدان و اخرون، 2008).

2-9-3-1- مخاطر التلوث بعنصر الزنك

يلعب الزنك دورًا حيويًا في العمليات الأيضية للنبات، اذ يُعد من العناصر الأساسية التي تنشط عمل العديد من الإنزيمات، مثل إنزيمات dehydrogenases و Proteases و Peptidases و phosphohydrolase (Lindsay، 1972). أشار Zengin (2006) إلى أن الوظيفة الرئيسية للزنك في النبات ترتبط بعمليات تمثيل الكربوهيدرات والبروتينات والفوسفات. في الآونة الأخيرة، أصبح ارتفاع تركيز الزنك في أنسجة النبات مصدر قلق للعديد من الباحثين، خاصةً مع زيادة استعمال أسمدة الزنك والملوثات الصناعية. وقد أظهرت العديد من أنواع النباتات، سواء الطبيعية أو المعدلة وراثيًا، قدرتها على تحمل مستويات مرتفعة من الزنك في التربة. لذا تعد النباتات من أهم المؤشرات التي تعكس التغيرات في محتوى التربة من الزنك، مما يجعلها من أفضل الطرق للكشف عن المتغيرات البيوجيوكيميائية في التربة (Wani وآخرون، 2007).

تزداد التأثيرات السمية للزنك في التربة الحامضية والتربة المعالجة بكميات كبيرة من المخلفات العضوية البشرية (الحماة). إن التأثيرات السمية لعنصر الزنك في الفعاليات الفسيولوجية والبيوكيميائية للنبات تشبه تأثيرات العناصر الثقيلة السامة الأخرى، رغم أن الزنك لا يُعد من العناصر ذات السمية العالية للنبات، إلا أن مستويات السمية تختلف حسب نوع النباتات ومراحل نموها، على سبيل المثال يُعد مستوى 300 ملغم كغم⁻¹ من الزنك في نبات الشعير مقبولاً في المراحل الأولية من النمو، بينما يُعد مستوى 400 ملغم كغم⁻¹ من الزنك في نباتات الشوفان ساماً في بداية مراحل النمو (Zengin، 2006)، أما في أنسجة جذور

النباتات فإن الزنك يرتبط حيويًا بجدران الخلايا مكوناً معقدات بروتينية ، وتظهر حساسية النباتات للتأثيرات السمية للزنك من خلال انخفاض معدل نموها، خاصة في المراحل الأولى من عمرها. النباتات الحساسة للزنك تتأثر عند حدود 150-200 ملغم كغم⁻¹، بينما النباتات المتحملة لمستويات عالية من الزنك يمكن أن تتحمل مستويات سامة تتراوح بين 100-500 ملغم كغم⁻¹ (sharma وآخرون، 2021).

2-9-4- النيكل (Ni^{+2})

النيكل هو العنصر الثاني والعشرين من حيث الوفرة في القشرة الأرضية، وهو من العناصر الانتقالية ، يتميز بلونه الأبيض الفضي ومظهره الذهبي الخفيف (Wuana و Okicimen، 2011). يتواجد النيكل في الطبيعة بحالتين تأكسديتين (+2 و 0)، وقد يظهر تحت ظروف معينة في حالات تأكسد أحادية وثلاثية (Adriano، 2001).

أوضح Alloway (2013) أن النيكل يُستعمل في العديد من الصناعات، وخاصة في صناعة الأجهزة الطبية، بالإضافة إلى بعض السبائك والعديد من الصناعات الأخرى. النيكل من أكثر العناصر التي تسبب الحساسية، وله تأثير واضح في صحة الإنسان والحيوان، حيث إن زيادة تركيزه تؤدي إلى نقصان ملحوظ في وزن الحيوان. كما ان النيكل عنصرٌ متحركٌ داخل أجسام النباتات، وهو عنصر أساسي في تغذية النبات، اذ لا يمكن إكمال دورة حياة النبات بدونها (Harasim وآخرون، 2015).

أوضح النعيمي (2000) أن التراكيز المرتفعة من عنصر النيكل لها تأثير سام كبير في النباتات، وهو تأثير يفوق تأثير عنصر الكوبلت. يتواجد النيكل في التربة بتركيزات تتراوح بين 10 إلى 70 ملغم لكل كغم، كما يمكن العثور عليه في بعض النباتات بتركيز 0.052 ملغم لكل كغم (الصابونجي، 2005). يُعد النيكل من العناصر الخطرة في التلوث البيئي نظرًا لقدرته على تكوين معقدات مخرلية مع المواد العضوية في الطبقة السطحية من التربة (الشمري، 2005).

أظهرت دراسة أجراها Habib وآخرون (2012) أن زيادة تركيز النيكل في بعض مناطق بغداد تعود إلى ارتفاع النشاط الصناعي في تلك المناطق.

بين Leopold وآخرون (2005) أن المصدر الرئيسي لزيادة تركيز النيكل في الهواء هو عملية احتراق الوقود، بالإضافة إلى معظم الأنشطة الصناعية الأخرى. يُعد النيكل من العناصر الخطرة التي تسهم في زيادة التلوث البيئي، ولذا وضحت منظمة الصحة العالمية الحدود المسموح بها لتركيز هذا العنصر.

2-9-5- الكوبلت (Co^{+2})

الكوبلت من العناصر الصغرى التي يحتاجها النبات بكميات ضئيلة جداً. تبلغ نسبة الكوبلت في القشرة الأرضية حوالي 25 ملغم كغم⁻¹، بينما الحد الأقصى المسموح به في الترب العراقية هو 50 ملغم لكل كغم. من المعادن الشائعة التي تحتوي على الكوبلت نجد الكوبالتيت ($CoAsS$) والسمالتايت ($CoAs_2$)، كما تُعتبر المخلفات الناتجة عن صهر الخامات، وخاصة خامات الرصاص والنيكل والكوبالت، من أهم مصادر هذا العنصر (Carmen, 2016).

يحتل الكوبلت المرتبة الثالثة والثلاثين من حيث وفرة العناصر في القشرة الأرضية، اذ يوجد في مختلف الأنظمة البيئية (Zadnipryany وآخرون، 2017)، يتراوح تركيز الكوبلت في التربة بين 1 إلى 40 ملغم كغم⁻¹، أما في مياه الشرب، فإن وجوده نادر، حيث يتراوح تركيزه بين 0.1 إلى 5 مايكروغرام لكل لتر (Leysens وآخرون، 2017).

أشار Havlin (2014) إلى أن زيادة تركيز عنصر الكوبلت في التربة تعود إلى عدة عوامل، من أبرزها نوعية مادة الأصل وعمليات التجوية، بالإضافة إلى الأنشطة البشرية وعمليات التسميد، وأوضح أن أهم مصادر تلوث التربة بعنصر الكوبلت تشمل صناعة الأصباغ والأسمدة. يُعد الكوبلت من العناصر المسرطنة، رغم سميته المنخفضة مقارنة ببقية العناصر (Emsly, 1998). أكد العمر (2017) أن تركيز الكوبلت في التربة يرتفع مع زيادة النشاط الصناعي وعمليات احتراق الوقود، كما أن القرب أو البعد من مصادر التلوث يلعب دورًا مهمًا في تلوث التربة، حيث وُجد أن تركيز العناصر في المناطق القريبة من معامل الطابوق يتجاوز الحدود العالمية المسموح بها (WHO, 2007).

أشار Deboeck وآخرون (2003) إلى أن أهم مصادر الكوبلت في الطبيعة تشمل انفجارات البراكين وحرائق الغابات، بالإضافة إلى المصادر البشرية مثل صهر خامات العنصر وحرق الوقود العضوي، فضلاً عن استعمال الأسمدة الفوسفاتية، كما يُستعمل عنصر الكوبلت في صناعة السبائك الصلبة التي تُستعمل في أدوات الطحن ومحركات الطائرات (Suh وآخرون، 2016).

2-9-6- الكروم (Cr^{+6})

الكروم من العناصر الطبيعية التي تتواجد في التربة والنباتات والحيوانات، بالإضافة إلى وجوده في الصخور. يتواجد الكروم في حالات تأكسدية متنوعة، وأشهرها الكروم ثنائي التكافؤ

والكروم سداسي التكافؤ (Shanker وآخرون، 2005) و (Krakowiak و Kabata ، 2011). يرتبط الكروم بشكل رئيسي بالصخور النارية القاعدية، بينما يكون تركيزه منخفضًا في الصخور الحامضية. يتميز الكروم بمقاومته لعمليات التجوية (Oze وآخرون، 2004). وهو عنصر رمادي اللون، ذات صلابة عالية ولمعان براق، كما أنه عديم الطعم والرائحة، ويتراوح تركيزه في التربة بين 1 إلى 300 ملغم لكل كغم (Mishra، 2016).

أوضح Sharma و Bhalerao (2015) أن الكروم يعد من العناصر الضرورية للنباتات والحيوانات بكميات ضئيلة وتركيزات محددة، ولكن إذا تجاوزت الكمية الحد المسموح به، فإنه يصبح ملوثًا للبيئة. بين Krakowiak و Kabata (2011) أن الكروم يتمتع بحركة محدودة في ظروف الأكسدة والاختزال المتوسطة، إذ تؤثر هذه الظروف، بالإضافة إلى تفاعل التربة (pH) ووجود المادة العضوية، في سلوك العنصر وحركته. أوضح Gardner وآخرون (2018) في دراستهم أن عنصر الكروم له آثار مسرطنة على الإنسان، حيث يعود ذلك إلى قدرته على اختراق أغشية الخلايا وتفاعله مع الحامض النووي DNA من خلال إنتاج الجذور الحرة (Ahmed وآخرون، 2000).

ذكر Carmen (2016) أن الكروم يُستعمل في العديد من الصناعات، بما في ذلك صناعة الورق، الأسمت، السبائك المعدنية، ومواد أخرى متنوعة ، وأكد أن التعرض لعنصر الكروم حتى بتراكيز منخفضة يمكن أن يؤدي إلى تهيج الجلد وتقرحاته، كما أن التعرض الطويل الأمد لهذا العنصر قد يسبب العديد من الأمراض، مثل أمراض الكلى والدورة الدموية وأمراض الكبد.

وفي دراسة أجراها Chen (2000) حول تلوث التربة بالقرب من المواقع الصناعية في تايوان، تم العثور على زيادة في تركيز العناصر الثقيلة مثل الرصاص، النيكل، الكاديوم، النحاس، المنغنيز، والزنك، وقد عزا ذلك إلى النفايات الصناعية الناتجة عن تلك المواقع.

أشار الهاشمي والشمري (2019) في دراسة أجريها في محافظة واسط إلى أن ارتفاع مستويات العناصر الثقيلة في التربة السطحية في منطقة الدراسة يعود إلى تأثير الأنشطة البشرية، مثل وسائل النقل والفعاليات الصناعية الموجوده في المحافظة . توصل الحميدي (2023) في دراسة له في نفس المحافظة إلى وجود زيادة في تركيز عنصر الكروم في المناطق القريبة من مصادر التلوث، مرجعًا ذلك إلى نشاط شركة الواحة النفطية.

7-9-2 - النحاس (Cu^{+2})

يُعد النحاس (Cu) من العناصر الصغرى الأساسية للنباتات، ويؤدي دورًا مهمًا في العديد من العمليات الفسيولوجية. يوجد النحاس في التربة عادةً بتركيزات تتراوح بين 2 و 100 ملغم كغم⁻¹، وتُعد هذه المستويات طبيعية لمعظم أنواع التربة (Kabata و Krakowiak، 2011). يتواجد النحاس في التربة بأشكال مختلفة، تشمل النحاس القابل للتبادل مع الكاتيونات على سطح الغرويات، والنحاس المرتبط بالمواد العضوية، والأشكال المعدنية غير القابلة للذاتان. تؤثر عوامل مثل درجة تفاعل التربة (pH)، ودرجة تهوية التربة، ونسبة المادة العضوية، على توافر النحاس في التربة للنباتات (Alloway، 2013).

يُسهم النحاس في عمليات التمثيل الضوئي وتكوين اليخضور، كما يدخل في تركيب بعض الإنزيمات الحيوية المهمة مثل **polyphenol oxidase** و **superoxide dismutase**، والتي تلعب دورًا في حماية النباتات من الإجهاد التأكسدي (Marschner، 2012). يؤدي نقص النحاس في التربة إلى ظهور أعراض مثل اصفرار الأوراق الحديثة، وقصر طول الأفرع، وضعف الإزهار (Marschner، 2012).

أما التراكيز العالية للنحاس في التربة، خصوصًا نتيجة التلوث الصناعي أو استعمال المبيدات المحتوية على النحاس، فقد تؤدي إلى سمية للنباتات. تتمثل أعراض السمية بظهور بقع نخرية على الأوراق، وانخفاض امتصاص العناصر الغذائية الأساسية، وتراجع النمو (Adrees وآخرون، 2015).

يوجد النحاس في المياه بتركيز طبيعية منخفضة (عادةً أقل من 0.01 ملغم لتر⁻¹)، لكنه قد يزداد قرب مصادر التلوث الصناعي والتعدين. يُعد النحاس من العناصر الضرورية بتركيزات منخفضة للإنسان، لكن ارتفاعه في مياه الشرب إلى مستويات تفوق الحد الأقصى المسموح به (2 ملغم لتر⁻¹) قد يؤدي إلى مشاكل صحية مثل اضطرابات الكبد والجهاز الهضمي (WHO، 2004).

بيئيًا، ينتقل النحاس بين التربة والمياه والنباتات من خلال الامتصاص الجذري، التبادل الأيوني، وعمليات الترسيب والانحلال. تتأثر حركة النحاس في البيئة بالتفاعلات الكيميائية والبيولوجية المعقدة، والتي تحدد مدى توافره وأثره السمي (Gao وآخرون، 2019).

2-9-8- الحديد (Fe^{+2})

يُعد الحديد (Fe) من العناصر الأساسية للنباتات، إذ يدخل في تركيب العديد من البروتينات والإنزيمات الضرورية. يوجد الحديد في التربة بتركيزات طبيعية تتراوح عادةً بين 20 و 40,000 ملغم كغم⁻¹، ويعتمد توافره للنبات في التربة على العوامل البيئية المختلفة مثل درجة تفاعل التربة (pH)، ونسبة الأكسجين، والمادة العضوية (Krakowiak and Kabata, 2011). غالبًا ما يكون الحديد في التربة بشكل أكاسيد وهيدروكسيدات غير قابلة للذاتبان، بينما تكون الأشكال القابلة للامتصاص هي الحديدوز (Fe^{+2}) والحديديك (1978, Fe^{+3}) (Lindsay).

يُعتبر الحديد ضروريًا لعمليات التمثيل الضوئي وتكوين الكلوروفيل، كما يدخل في تركيب إنزيمات أساسية مثل **catalase** و **peroxidase**، التي تلعب دورًا هامًا في تقليل الأضرار التأكسدية داخل الخلايا النباتية (Marschner, 2012). يُعد نقص الحديد من المشكلات الزراعية الشائعة، خاصة في التربة ذات الأس الهيدروجيني القلوي، ويظهر عادةً بأعراض الاصفرار بين عروق الأوراق الحديثة (Mengel و اخرون, 2001)، أما التراكيز العالية للحديد، فهي نادرة نسبيًا في التربة الزراعية، لكنها قد تحدث في مناطق التعدين أو التربة الغنية بالحديد، ما يؤدي إلى سمية للنباتات تتمثل في إعاقة امتصاص عناصر مغذية أخرى وانخفاض معدلات النمو (Wu و اخرون, 2020) ،

يوجد الحديد في البيئة المائية عادةً بتركيز منخفضة (>0.3 ملغم لتر⁻¹ في المياه السطحية)، إلا أنه قد يزداد بفعل التلوث الصناعي. رغم أهمية الحديد في تغذية الإنسان والكائنات الحية، قد يؤدي ارتفاع تركيزه في مياه الشرب إلى مشاكل في الطعم والرائحة وتشكيل رواسب في شبكات المياه (WHO, 2003).

يُشارك الحديد بيئيًا في دورات الأكسدة والاختزال في الأنظمة البيئية، إذ يتحول بين الحديدوز (Fe^{+2}) والحديديك (Fe^{+3}) تبعًا للظروف الهوائية واللاهوائية، تُسهم هذه التحولات في توافره الحيوي للكائنات المختلفة، وتؤثر في ترسيبه وانتقاله في التربة والماء (Violante و اخرون, 2010).

2-9-9- الفناديوم (V^{+4})

يُعد الفناديوم (V) من العناصر الصغرى الموجودة في البيئة، حيث يدخل في تركيب القشرة الأرضية بتركيز منخفضة تتراوح عادةً بين 50 و 150 ملغم كغم⁻¹

(Kabata و Krakowiak, 2011). يوجد الفناديوم في التربة بعدة أشكال، منها الأيونات القابلة للامتصاص مثل VO_2^+ و VO_3^- ، وأشكال معدنية أخرى غير قابلة للذاتبان. يتأثر توافر الفناديوم في التربة بعوامل مثل درجة تفاعل التربة (pH)، والأكسدة والاختزال، ونسبة المادة العضوية (Zhang و اخرون, 2010).

رغم أن الفناديوم ليس من العناصر الضرورية لنمو معظم النباتات، إلا أنه قد يكون له تأثيرات بيولوجية مهمة في تراكيز منخفضة، حيث يمكن أن ينشط بعض الإنزيمات التي تحتوي على معادن انتقالية (Mackowiak و Grossl , 1999). إلا أن التراكيز العالية من الفناديوم غالبًا ما تكون سامة للنباتات، إذ تعيق امتصاص العناصر الغذائية الأساسية، مثل الفوسفور والحديد، ما يؤدي إلى تأخر النمو وظهور أعراض سمية مثل اصفرار أو احتراق أطراف الأوراق (Adriano, 2001).

فإن تركيز الفناديوم في المياه يُعد مؤشرًا على التلوث الصناعي أو الطبيعي. عادةً ما تكون تراكيز الفناديوم في المياه السطحية منخفضة (>0.001 ملغم لتر⁻¹)، ولكنها قد ترتفع قرب المناطق الصناعية أو المناجم لتصل إلى مستويات سامة (WHO, 2011). يمكن للفناديوم في المياه أن يتراكم في السلاسل الغذائية ويشكل خطورة صحية على الإنسان والكائنات الحية، خصوصًا عند تجاوز المستويات الموصى بها (0.05 ملغم لتر⁻¹ لمياه الشرب) (WHO, 2011). من الناحية البيئية، يُمكن للفناديوم الانتقال بين الماء والتربة والنبات من خلال الامتصاص الجذري والتبادل الأيوني والعمليات الحيوية المختلفة. يساهم النشاط الميكروبي في تحويل أشكال الفناديوم بين حالات الأكسدة المختلفة (V^{+5} و V^{+4} و V^{+3})، مما يؤثر على توافره وسميته في البيئة (Zhang و اخرون, 2010).

2-9-10- المنغنيز (Mn^{+2})

يُعد المنغنيز (Mn) من العناصر الصغرى الضرورية للنباتات، حيث يؤدي دورًا حيويًا في العديد من العمليات البيولوجية والفسيزيولوجية. يوجد المنغنيز في التربة عادةً بأشكال مختلفة، تتراوح بين المنغنيز ثنائي التكافؤ (Mn^{+2}) القابل للامتصاص بواسطة النبات، وأشكاله المؤكسدة غير القابلة للامتصاص (Mn^{+3} و Mn^{+4}). يتأثر توافر المنغنيز في التربة بالعديد من العوامل مثل قيمة الأس الهيدروجيني (pH)، ودرجة الأكسدة والاختزال، والمواد العضوية، ونشاط الأحياء الدقيقة (Alloway, 2013).

يُعد المنغنيز ضروريًا للعديد من العمليات الأنزيمية في النباتات، بما في ذلك تفاعلات الأكسدة والاختزال، وتكوين اليخضور (الكلوروفيل)، والتمثيل الضوئي. كما يُسهم في تفعيل بعض الإنزيمات مثل **Mn-superoxide dismutase**، التي تلعب دورًا رئيسيًا في حماية الخلايا النباتية من الإجهاد التأكسدي (2012, Marschner).

يؤثر النقص في المنغنيز سلبًا على النمو النباتي، إذ يؤدي إلى ظهور أعراض مثل اصفرار الأوراق (chlorosis)، وتأخر النمو، وانخفاض الإنتاجية. من جهة أخرى، قد يؤدي التراكم المفرط للمنغنيز في التربة، خصوصًا في ظروف حامضية أو سيئة التهوية، إلى سمية للنباتات، ما يُظهر بقعًا بنية أو نخرية على الأوراق (Krakowiak وKabata, 2011).

فإن تركيز المنغنيز في المياه يُعد مؤشرًا هامًا على جودة المياه. عادةً ما تتراوح التراكيز الطبيعية للمنغنيز في المياه العذبة بين 0.01 – 0.1 ملغم لتر⁻¹. قد يؤدي ارتفاع تركيز المنغنيز في المياه (خاصةً مياه الشرب) إلى مشاكل صحية للإنسان، مثل تلف الجهاز العصبي عند تجاوز الحد الأقصى المسموح به (0.4 ملغم لتر⁻¹) (WHO, 2017).

من الناحية البيئية، يمكن للمنغنيز أن ينتقل بين الماء والتربة والنبات عبر العمليات الحيوية والكيميائية، بما في ذلك الامتصاص الجذري، التبادل الأيوني، وعمليات الأكسدة والاختزال. يتأثر هذا التوازن البيئي بعوامل عديدة مثل التهوية، النشاط الميكروبي، وظروف التربة (Gao و اخرون, 2016).

2-10-10- مصادر التلوث بالعناصر الثقيلة

2-10-10-1- العناصر الثقيلة المحمولة في دقائقات الهواء (Airborne)

يُعد الهواء الذي نتنفسه أحد العناصر الأساسية لاستمرار الحياة على كوكب الأرض، وقد أشارت منظمة حماية البيئة الأمريكية (USEPA) في عام 1996 إلى أن تلوث الهواء أصبح من الظواهر الشائعة عالميًا منذ عام 1960، وخاصة في الدول المتقدمة تكنولوجياً.

أشار (khan وghouri, 2010) إلى أن المدن المزدحمة غالبًا ما تعاني من مشاكل تلوث الهواء، حيث يُعد النمو السكاني السريع والعمليات الصناعية المتزايدة نتيجة للتطور التكنولوجي، بالإضافة إلى زيادة الطلب على الطاقة وارتفاع عدد المركبات، من أبرز العوامل التي تسهم في ارتفاع مستويات تلوث الهواء.

أشارت وكالة حماية البيئة الأمريكية (USEPA) في عام 1996 إلى أن هناك عوامل أخرى تسهم بشكل غير مباشر في تلوث الهواء، مثل السياسات الضعيفة في تنظيم البيئة والكفاءة المنخفضة في عمليات الإنتاج الصناعي والزراعي.

ذكر Colls (2002) أن تلوث الهواء يؤثر سلبيًا في صحة الإنسان والحيوان والنبات من خلال الغازات السامة الناتجة عن عوادم المركبات وأبراج المصانع، كما أشار Ostro (1994) إلى أن تركيز ثاني أكسيد الكبريت في الهواء يتراوح بين 1000 و3000 ميكروغرام لكل متر مكعب، وعندما يصل تركيزه إلى 10,000 ميكروغرام لكل متر مكعب، يصبح الهواء شديد التلوث. وأضاف أن 30% من غاز ثاني أكسيد الكبريت يتحول إلى غاز سلفايت (Sulfite SO) ويصل إلى التربة والنبات عبر الترسيب الهوائي الرطب والجاف، الذي يتأثر بالعوامل المناخية مثل الرياح ودرجات الحرارة والرطوبة والتضاريس والأمطار.

تُعد العناصر الثقيلة المحمولة أو المنبعثة من مصادر المواد الخام أو الغازات والأبخرة الناتجة عن المراحل البخارية، بالإضافة إلى الغبار المتطاير من مناطق تخزين المواد، من أبرز مخاطر تلوث الهواء (Smith وآخرون، 1995)، وغالبًا ما تكون العناصر الفلزية المنبعثة في الهواء على شكل جزيئات صغيرة محمولة جواً، ومن بين هذه العناصر الثقيلة نجد الرصاص والكاديوم والزرنيخ، التي يمكن أن تتبخر في الهواء نتيجة العمليات التصنيعية التي تترافق مع درجات حرارة مرتفعة. تتواجد هذه العناصر أو الفلزات في الهواء على شكل أكاسيد فلزية، ويمكن أن تترسب على شكل جزيئات صغيرة، كما أن الانبعاثات الناتجة عن أكوام المواد الخام يمكن أن تنتقل عبر مساحات واسعة من الأراضي بواسطة تيارات الهواء، حتى تترسب من خلال آليات الترسيب الرطب أو الجاف، مما يؤدي إلى تلوث مساحات شاسعة من الأراضي، أما التلوث الناتج عن تسرب المواد الملوثة من المعدات أو الآليات أو الأنابيب الناقلة للمشتقات النفطية، فإنه غالبًا ما يتوزع في المناطق القريبة من مصدر التلوث، نظرًا لقربه من السطح (Smith وآخرون، 1995). يعتمد نوع وتركيز العناصر الثقيلة المنبعثة على الظروف الخاصة بالعمليات المرتبطة بالانبعاثات (USEPA, 1996).

2-10-2- الأسمدة الكيميائية Chemical Fertilizers

تُعد الزراعة من أوائل الأنشطة البشرية التي أثرت بشكل كبير في نوعية التربة تاريخياً. وتُعد الأسمدة الزراعية ضرورية لنمو النباتات واستكمال دورة حياتها. تحتاج النباتات إلى مجموعة من العناصر الغذائية، وليس فقط العناصر الرئيسية مثل النيتروجين والفسفور والبوتاسيوم والكبريت والكالسيوم والمغنيسيوم، بل تعاني معظم الترب أيضاً من نقص في العناصر الصغرى مثل الموليبدينوم والنيكل والزنك والمنغنيز والنحاس والحديد والكوبالت، والتي تُعد ضرورية لنمو النباتات (Lasat, 2002) وتحصل النباتات على هذه العناصر بطرق مختلفة.

يمكن إضافة الأسمدة مباشرة إلى التربة أو عن طريق الرش (الرش الورقي). إن استعمال كميات كبيرة من الأسمدة، خارج الحدود الموصى بها، يؤدي إلى تراكم العناصر الثقيلة في التربة، مما يؤثر سلبيًا على نمو النباتات. بين Johnson و Raven (1998) أن العناصر الثقيلة مثل الرصاص (Pb) والكاديوم (Cd) توجد كشوائب ضمن المواد المستعملة في تركيب الأسمدة الكيميائية، وهي عناصر غير رئيسية لأنها لا تلعب أي دور في النشاطات الفسيولوجية داخل أنسجة النبات، كما ذكر Goncalves وآخرون (2000) أنه منذ عام 1970، كانت الأسمدة تُصنع مباشرة من المصادر الطبيعية.

على الرغم من أن الأسمدة الطبيعية تحتوي على عناصر سامة وملوثة للبيئة، إلا أنها تُعد أقل ضرراً مقارنةً بالأسمدة الأخرى. في الآونة الأخيرة، أدى نضوب المصادر الطبيعية للأسمدة المعدنية إلى صعوبة في طرق الاستخراج، إذ تتطلب الأساليب الحديثة معدات أكثر تطوراً، مما يزيد من تكاليف الإنتاج، نتيجة لذلك بدأت الشركات المصنعة للأسمدة في البحث عن حلول أكثر اقتصادية، مثل استعمال المخلفات الصناعية أو نواتج المصانع، التي غالباً ما تكون غنية بالعناصر الخام، وذلك في مجالات صناعة الأسمدة المعدنية الكيميائية. أشار Oliver وآخرون (1996) إلى أن نتائج الأبحاث التي أجروها أوضحت بجلاء تأثير الأسمدة الفوسفاتية في زيادة مستويات الكاديوم في كل من النبات والتربة، فقد أظهرت الدراسات أن إضافة الأسمدة الفوسفاتية على مدى ثلاث سنوات متتالية، بمعدل 10 كغم لكل هكتار و50 كغم لكل هكتار، أدت إلى ارتفاع تركيز الكاديوم في النبات من 0.06 إلى 0.1 ملغم لكل كغم. أوضح Scragg (2006) أن الاستعمال المفرط للأسمدة الكيميائية في الزراعة ساهم في زيادة تراكم العناصر الثقيلة في التربة فوق المستويات الطبيعية. وتعتمد خطورة هذه العناصر على

نوع المركبات الكيميائية الموجوده في التربة، اذ يمكن أن تكون سامة للنبات من خلال صورها القابلة للامتصاص (FAO، 2011).

3-10-2 المبيدات Pesticide

تعد المبيدات من أبرز مصادر تلوث التربة الناتج عن الأنشطة الزراعية، اذ تحتوي على مركبات ومواد كيميائية عضوية وغير عضوية. يهدف استعمال المبيدات في الزراعة إلى القضاء على الكائنات الضارة التي تشارك الإنسان والحيوان في غذائه، والتي تهدد الإنتاج الزراعي. تشمل المبيدات الزراعية أنواعًا متعددة، منها مبيدات الحشرات ومبيدات الفطريات ومبيدات الأعشاب ومبيدات البكتيريا ومبيدات النيماطودا. إن الاستعمال غير السليم لهذه المبيدات من حيث الكمية والنوعية يؤدي إلى تلوث البيئة سواء كانت التربة أو المياه أو الهواء، أشار Raven (1998) إلى أن المبيدات الزراعية، بمختلف أنواعها واستعمالاتها، تتكون من مركبات عضوية وغير عضوية، كما تحتوي على نسب متفاوتة من العناصر الثقيلة والسامة للكائنات الحية الدقيقة المسببة للأمراض، وأوضح أيضًا أن 10% من المركبات الكيميائية المستعملة في المبيدات الحشرية والفطرية في المملكة المتحدة تحتوي على عناصر ثقيلة مثل الزنك والرصاص والمنغنيز والزنبق والنحاس (Mclaughlin وآخرون، 2000).

تُظهر العديد من دول العالم اهتمامًا ملحوظًا بقضايا التلوث البيئي وجودة الغذاء، اذ قامت بحظر استعمال بعض أنواع المبيدات الزراعية التي تحتوي على عناصر سامة مثل الزرنيخ والرصاص في مكافحة محاصيل الحبوب والخضروات ، ومع ذلك لا تزال بعض الدول تستعمل مبيدات تحتوي على تركيزات مرتفعة من الرصاص لمكافحة آفات أشجار الفاكهة على مدى سنوات عديدة ، بالإضافة إلى ذلك تُستعمل المبيدات التي تحتوي على الزرنيخ لمكافحة الحشرات والأمراض التي تصيب المواشي، وكذلك لمكافحة أشجار الموز في نيوزيلندا وأستراليا ، وقد أدى الاستعمال المفرط لهذه الأنواع من المبيدات لفترات طويلة إلى تلوث التربة والهواء بالعناصر الثقيلة (SEPA، 2008)، كما أشارت المنظمة إلى أن بعض المبيدات الزراعية يمكن أن تتعرض لعملية الامتزاز بواسطة جزيئات التربة.

أشار cluces و McLaren (2005) إلى أن معادن الطين والمواد الهيومية تُعد من أبرز مكونات التربة التي تلعب دورًا رئيسيًا في امتزاز المبيدات والملوثات العضوية ، ويعتمد مصير هذه المبيدات والملوثات في التربة والمياه بشكل كبير على سلوكها الفيزيائي والكيميائي ، كما أن

التأثير الامتزازي ليس الظاهرة الفيزيائية الوحيدة المعنية، بل توجد أيضًا تفاعلات كيميائية أخرى تتسم بسلوك متنوع في المحاليل المائية.

4-10-2-المخلفات الصلبة للإنسان والحيوان Bio solid and manures

إن إضافة كميات كبيرة من المخلفات العضوية الناتجة عن الإنسان والحيوانات إلى الأراضي الزراعية بشكل غير مقصود قد يعرض التربة لخطر تراكم العناصر الثقيلة مثل Se, Hg, Ni, Pb, Cu, Cr, Cd, As, (Basta وآخرون، 1992). تنتج حيوانات الماشية والطيور الداجنة كميات كبيرة من المخلفات العضوية، التي تُعد مصدراً غنياً بالعناصر الغذائية الكبرى والصغرى الضرورية لنمو النباتات، ومن جهة أخرى قد تكون هذه المخلفات سبباً رئيسياً في تلوث التربة بالعناصر الثقيلة. بين Weggler (2004) أن إضافة المحسنات المعدنية إلى أعلاف الحيوانات بهدف زيادة الإنتاج الحيواني قد تؤدي إلى رفع مستوى العناصر الثقيلة في مخلفات تلك الحيوانات، مما يشكل مصدراً محتملاً لتلوث التربة بالعناصر الثقيلة إذا تم إضافتها بشكل متكرر كسماد. مخلفات الإنسان هي مواد صلبة عضوية تنتج نتيجة عمليات معالجة مياه الصرف الصحي (USEPA، 2009)، وتعود مصادر العناصر الثقيلة الموجودة في هذه المخلفات إلى مصدرين: طبيعي وغير طبيعي، إذ تدخل هذه العناصر إلى المخلفات من خلال تصريف الفضلات الصناعية السائلة مع مياه الصرف الصحي، وتتم امتصاصها خلال عمليات المعالجة الأولية والثانوية (Popoola و آخرون 2023). أشار Smith وآخرون (1995) إلى أن مكونات المخلفات الصلبة للإنسان تعتمد على المصدر الأصلي الذي نشأت منه، كما أوضحوا أن هذه المخلفات تتكون من مواد غير متجانسة تختلف في تركيز العناصر الثقيلة والعناصر الغذائية، والتي تتأثر بدورها بالعادات الغذائية المتبعة من قبل الأفراد. بين McLaren وآخرون (2004) المخاطر المرتبطة باستعمال مخلفات الإنسان العضوية في الأراضي الزراعية والتي يتضمن تنوعاً في تركيز العناصر الثقيلة، مثل الكاديوم والرصاص والزنك والزنبق والكروم، من خلال تحاليله لثمانية نماذج مختلفة من المخلفات العضوية، توصل إلى أن التركيز الكلي للعناصر الثقيلة مثل Zn و Cu و Cr و Ni و Cd تراوح بين 1077 - 3249 - 50 - 666 و 34 - 225 - 4.8 - 29 ملغم كغم⁻¹ على التتابع .

2-11- تلوث المياه بالعناصر الثقيلة

الماء من أبرز الموارد الطبيعية، وهو العنصر الأساسي لاستمرار الحياة على كوكب الأرض. تعتمد قيمة الماء بشكل رئيسي على جودته واستعمالاته المتنوعة. تتفاوت جودة المياه بناءً على الموقع الجغرافي، بالإضافة إلى مصادر التلوث والعوامل البيئية المحيطة. في السنوات الأخيرة، أصبح تلوث المياه من القضايا الرئيسية التي يسعى الباحثون إلى تقليل مخاطرها، إذ يعد وجود العناصر الثقيلة في المياه مسبباً لآثار خطيرة على صحة الكائنات الحية، وخاصة صحة الإنسان، عندما تتجاوز هذه العناصر الحدود المسموح بها (Abdullah ; 2019, Elhdad, 2013).

أشار Pal وآخرون (2017) إلى الطرق التي تدخل بها العناصر الثقيلة إلى المسطحات المائية، إذ توجد مصادر طبيعية مثل عمليات التجوية والتعرية، بالإضافة إلى مصادر بشرية مثل مياه الصرف الصحي والمخلفات الصناعية السائلة، وكذلك المخلفات الزراعية والتعدين. أوضح Li وآخرون (2016) أن مياه الأنهار سهلة الوصول وتستعمل بشكل واسع في مختلف الأنشطة، مما يجعلها أكثر عرضه للتلوث مقارنة بمصادر المياه الأخرى في الطبيعة، نظرًا لأنها مياه مفتوحة، كما أكد Aminiyan وآخرون (2016) و Aminiyan وآخرون (2018) على أهمية دراسة تأثير تلوث المياه، إذ يعد ذلك ضروريًا لحماية الموارد المائية ومعالجتها من الملوثات. ساهمت الأنشطة البشرية والعديد من العمليات الطبيعية بشكل كبير في تلوث المياه السطحية، مما أدى إلى تقليل استعمالها. شهدت المناطق الجنوبية من العراق مؤشرات تلوث في المياه نتيجة لعوامل متعددة، مثل استعمال المياه في تبريد محطات الكهرباء، مما أثر سلبيًا في خصائص المياه وتركيز العناصر الثقيلة فيها (فرحان، 2020).

2-12 - تلوث التربة بالعناصر الثقيلة

تحتوي معظم المخلفات العضوية على عناصر ثقيلة مثل الكاديوم والنحاس والنيكل والرصاص والزنك والزرنيق والكروم، وتختلف تركيزاتها حسب نوع المواد العضوية ومدى تأثيرها في البيئة والتربة. ذكر Rattan و آخرون (2005) أن استعمال المخلفات العضوية الناتجة عن الإنسان في التطبيقات الزراعية يعد من الممارسات المفيدة للتربة والنبات، إذ تحتوي على كميات كبيرة من العناصر الغذائية الضرورية لنمو النبات، بالإضافة إلى تحسين الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة، ومع ذلك، قد تحمل هذه المواد العضوية كميات كبيرة من

العناصر الثقيلة السامة، خاصة عند استعمالها لفترات طويلة، مما يسهم في زيادة تراكم هذه العناصر في التربة والنبات، وقد أشار إلى أن استعمال المخلفات العضوية الصلبة ومياه الصرف الصحي أدى إلى زيادة تركيز الكاديوم في نباتات الحبوب إلى 1.7 ملغم/ كغم وهو فوق المحددات المسموح بها من قبل FAO\WHO (2007) للكاديوم البالغة 0.02 ملغم كغم⁻¹.

2-13- تلوث النبات بالعناصر الثقيلة

إن الإفراط في تراكم العناصر الثقيلة في التربة يحدث نتيجة للنشاطات الطبيعية وغير الطبيعية، مثل استعمال مياه الصرف الصحي والمياه الصناعية الملوثة، أو بسبب الترسبات الهوائية الناتجة عن عوادم السيارات والمصانع. تؤدي هذه العوامل إلى زيادة تركيز العناصر الثقيلة، خاصة في الطبقة السطحية من التربة، ولا يقتصر تأثير التلوث بالعناصر الثقيلة على التربة فحسب، بل يمتد أيضًا إلى النباتات التي تنمو في الأراضي الملوثة، إذ يؤدي ذلك إلى ارتفاع مستويات تركيز العناصر الثقيلة في أنسجة النبات، مما يؤثر سلبيًا في جودة الغذاء المنتج (Muchuweti وآخرون، 2006). في الآونة الأخيرة، زادت المخاوف بشأن تراكم العناصر الثقيلة في التربة والنبات، نظرًا لتأثيراتها السلبية على صحة الإنسان والحيوان الذي يستهلك غذاءً ناتجًا عن نباتات تنمو في أراضٍ ملوثة بالعناصر الثقيلة (Rattan وآخرون، 2005).

يعد انتقال العناصر الثقيلة عبر السلسلة الغذائية من التربة إلى النباتات، ثم إلى المستهلكين مثل الإنسان والحيوان، من أبرز الطرق التي تدخل بها الملوثات السامة إلى جسم الإنسان. كما أُشير إلى أن تراكم هذه العناصر في النباتات يعتمد على نوع النبات نفسه، إذ تختلف النباتات في قدرتها على امتصاص العناصر الثقيلة. تُعد نباتات الخضروات من بين أكثر الأنواع كفاءة في امتصاص هذه العناصر الملوثة، مما قد يؤدي إلى تراكم كميات كافية منها تسبب مخاطر صحية كبيرة للإنسان. ذكر Rattan وآخرون (2005) و Rothenberg (2007) أن تركيز العناصر الثقيلة في مياه الصرف الصحي يكون منخفضًا، ولكن مع مرور الوقت، يؤدي ذلك إلى تراكم تدريجي للعناصر السامة في التربة عند استعمالها في الري. تتمثل مخاطر زراعة المحاصيل في تربة ملوثة بالعناصر الثقيلة في تراكم هذه العناصر داخل أنسجة النبات، مما يؤثر سلبيًا في نموه وجودة الغذاء المنتج. تزداد هذه المخاطر بشكل خاص في التربة التي تحتوي على مستويات مرتفعة من العناصر الثقيلة، إذ يمكن أن يؤدي ذلك إلى تراكم كميات كبيرة داخل أنسجة النبات، مما يشكل خطرًا كبيرًا على صحة الإنسان والحيوان. أشار

Rattan وآخرون (2005) إلى أن تراكم العناصر الثقيلة في النباتات يعتمد بشكل كامل على توافر هذه العناصر في التربة الملوثة. يمكن تقسيم وجود العناصر الثقيلة في التربة إلى عدة أجزاء، منها الجزء الذائب في محلول التربة، الذي يعد الأكثر تأثيرًا على نمو النبات نظرًا لسهولة امتصاصه ، بالإضافة إلى ذلك هناك الجزء المترسب على شكل مركبات كيميائية غير قابلة للذاتبان، والجزء الممتز على سطوح دقائق الطين وأكاسيد وهيدروكسيدات الحديد والألمنيوم والمادة العضوية، فضلاً عن الجزء المرتبط بالتركيب المعدني للتربة، جميع هذه الأجزاء تتواجد في حالة توازن ديناميكي تتحكم فيه مجموعة من عوامل التربة (Walt ; 1991, Norvell) (1994).

تتأثر جاهزية العناصر الثقيلة في التربة بعدة عوامل، منها تفاعل التربة (pH) ، والمحتوى العضوي ومعادن الطين، بالإضافة إلى ظروف الأكسدة والاختزال. يعتمد الجزء الجاهز من العناصر الثقيلة بشكل أساسي على التركيز الكلي لهذه العناصر في محلول التربة، والذي يعكس جميع الأشكال التي توجد بها العناصر الثقيلة في التربة. وفقًا لما ذكره Zhang وآخرون (2010)، فإن العناصر الثقيلة الموجودة في محلول التربة تتحول إلى حالة جاهزة للامتصاص من قبل النباتات (Bioavailable)، مما يشكل خطرًا كبيرًا على جودة الغذاء ونمو النباتات بسبب سهولة امتصاصها ، كما أشاروا إلى أن التغير في التركيز الجاهز للعناصر الثقيلة في التربة يرتبط بالتركيز الكلي لهذه العناصر، ويؤثر في معدلات التبادل الأيوني بين معادن الطين والأكاسيد والهيدروكسيدات والمادة العضوية في محلول التربة.

أظهرت دراسات أجراها Datta وآخرون (2000) و Moshood (2009) في تقييم التركيز الكلي للعناصر الثقيلة في أنواع مختلفة من التربة، وجود فروقات ملحوظة في تركيز هذه العناصر بين الأنواع المختلفة ، كما تبين أن معدلات امتصاص العناصر الثقيلة داخل أنسجة النباتات تختلف باختلاف أنواع النباتات ونوع العنصر، إذ تختلف كفاءة النباتات في امتصاص العناصر الثقيلة، والتي تتحدد بعامل الانتقال (Transfer factor) من التربة إلى النبات. أشار Hooda وآخرون (1997) إلى أن قيمة عامل الانتقال للعناصر الثقيلة تعكس كفاءة الأنواع المختلفة من النباتات في امتصاص هذه العناصر وتراكمها في أنسجتها، مما يمكن اعتباره مؤشرًا لتقييم كفاءة الأنواع المختلفة من النباتات، وهو ما يسهم بشكل كبير في تحديد نوع المحاصيل المناسبة للزراعة في التربة الملوثة (Rattan وآخرون، 2005). يعد استعمال مياه الصرف الصحي في الزراعة مفيدًا لنمو النباتات، نظرًا لاحتوائها على كميات من العناصر الغذائية

الضرورية ، ومع ذلك فإن الخطر الرئيسي الناتج عن هذا الاستعمال هو تراكم العناصر الثقيلة في التربة، مما يؤثر سلبيًا في نمو النباتات وجودة المحصول. أظهرت دراسة أجراها shahriar وآخرون (2024) أن التراكيز العالية من العناصر الثقيلة في التربة مثل الكاديوم (Cd) والكروم (Cr^{+6}) والنحاس (Cu^{+2}) والزنك (Zn^{+2}) والنيكل (Ni) أدت إلى انخفاض الوزن الجاف لحبوب نبات البرسيم المزروع في تربة ملوثة بالكاديوم والكروم، كما وُجد أن تركيز الكاديوم والكروم عند 10 جزء في المليون (ppm) أدى إلى انخفاض بنسبة 1% في وزن الحبوب، بينما ارتفعت كفاءة الإزالة إلى حوالي 44% عند تركيز 20 ppm ، وعند التركيز 40 ppm، لوحظ تأثير تثبيطي ملحوظ في وزن الحبوب بنسبة 54%، كما أظهرت النتائج أن نمو جذور النبات تأثر بشكل كبير أيضًا عند التركيزات 20 و 40 ملغم كغم⁻¹ من عنصري الكاديوم والكروم بنسبة 5%، تظهر العديد من المشاكل البيئية الناتجة عن العناصر الثقيلة ، تتميز هذه العناصر بأنها غير قابلة للتحلل (Undegradable) ولها القدرة على التراكم بيولوجيًا داخل أنسجة النباتات والكائنات الحية الأخرى، مما يؤدي إلى تأثيرات سامة في الكائنات الحية عندما تتجاوز مستوياتها الحدود المسموح بها. إن مصير العناصر الثقيلة التي تُضاف إلى التربة من خلال مخلفات الإنسان والحيوان يتأثر بعدة عوامل مرتبطة بطبيعة التفاعلات التي تتحكم فيها خصائص التربة المختلفة، مثل تفاعلات الامتزاز والتحرر وتفاعلات الترسيب والإذابة، بالإضافة إلى امتصاصها من قبل النباتات وحركتها ضمن عمق التربة (leachability).

أن امتصاص النباتات للعناصر الثقيلة يتناسب مع الكمية الجاهزة منها، إذ توجد علاقة خطية بينهما. ذكر Malla وآخرون (2007) أن بعض العناصر الثقيلة مثل الكوبلت والحديد والنحاس والنيكل تُعتبر ضرورية لنمو النباتات، إذ تحتاجها بكميات صغيرة وتساهم في العمليات الفسيولوجية وتطوير الوظائف الإنزيمية. كما أشار إلى أن هناك عناصر ثقيلة أخرى ليس لها دور في عمليات التمثيل الغذائي للنبات، وغالبًا ما يرتبط وجودها بتأثيرات سامة بسبب قدرتها على التراكم في أجزاء مختلفة من النبات، مثل الرصاص (Pb) والكاديوم (Cd) والزنك (Zn) والزرنيخ (As) وغيرها من العناصر الثقيلة السامة، خاصة عندما تتواجد في تراكيز عالية تتجاوز الحدود المسموح بها ، تتأثر جاهزية الكاديوم للنبات بدرجة تفاعل التربة (pH) وعوامل فيزيائية أخرى.

يُعد الكاديوم من أخطر العناصر الثقيلة على النباتات بسبب قابليته العالية للتبادل مع الكالسيوم والمغنيسيوم على سطح جذور النبات. يُعتقد أن السبب وراء سهولة امتصاص

الكادميوم من قبل النباتات هو الحساسية العالية بين الكادميوم والنبات. أشار Sridhara وSamuel (2008) إلى أن العناصر الثقيلة تتراكم في أجزاء مختلفة من النبات، ويتحكم في ذلك عدة عوامل فسيولوجية وكيميائية تتعلق بالنبات والعناصر الثقيلة. تعتمد جاهزية العناصر الثقيلة للامتصاص من قبل النبات بشكل كامل على الأشكال الكيميائية التي توجد بها في التربة، بالإضافة إلى تركيزها وقدرتها على الحركة داخل أجزاء النبات، كما تتأثر هذه الجاهزية بمرحلة نمو النبات والخصائص الفيزيائية والكيميائية للعنصر نفسه. تختلف العناصر الثقيلة في قابلية حركتها داخل أجزاء النبات؛ فمثلاً، الزنك والكادميوم يتحركان بسرعة ويمكن أن يصلان إلى الأجزاء العليا من النبات، بينما الرصاص يتحرك ببطء شديد وقد يكون شبه معدوم الحركة، إذ ذكر Jose و Narayan (2009) أن الرصاص يتراكم في جذور النبات من خلال تبادله مع الأيونات الموجودة على سطح خلايا الجذور، بسبب بطء حركته وانخفاض ذائبته وجاهزيته للامتصاص من قبل النبات ويطرسب على هيئة فوسفات وكبريتات الرصاص في أنسجة جذور النباتات ومع زيادة تراكم الرصاص وبسبب بطء حركته الأمر الذي يؤدي إلى تجميعه في أنسجة الجذور حتى تصبح جدران خلايا الجذور خشنة وغير نفاذة مما يؤثر سلباً في عملية امتصاص العناصر الغذائية من محلول التربة.

3- المواد و طرائق العمل Materials and Methods

3-1- منطقة الدراسة

أُجريت هذه الدراسة في محافظة كربلاء المقدسة لسنة 2024 لشهر أيلول ، الواقعة في منطقة الفرات الأوسط من جمهورية العراق، بين خطي عرض (32,30° – 33,00°) شمالاً، وخطي طول

(44,15° – 43,30°) شرقاً، وتبعد حوالي 100 كيلومتر جنوب غرب العاصمة بغداد. تبلغ المساحة الكلية للمحافظة نحو 5034 كيلومترًا مربعًا، وتتميز بأهمية دينية وزراعية واقتصادية. ويتسم مناخ كربلاء بكونه مناخًا جافًا صحراويًا وفق تصنيف كوبن إذ يسودها صيف طويل شديد الحرارة وجاف، وشتاء قصير معتدل إلى بارد، مع معدلات أمطار سنوية لا تتجاوز ١٠٠ ملميمتر. يبلغ المعدل السنوي لدرجة الحرارة نحو ٢٥م°، وقد تتجاوز درجات الحرارة في فصل الصيف ٤٧م°. وتُسهّم هذه الظروف المناخية في زيادة الاعتماد على الموارد المائية غير التقليدية، كالمياه المعالجة، لأغراض الزراعة والاستخدامات البيئية الأخرى.

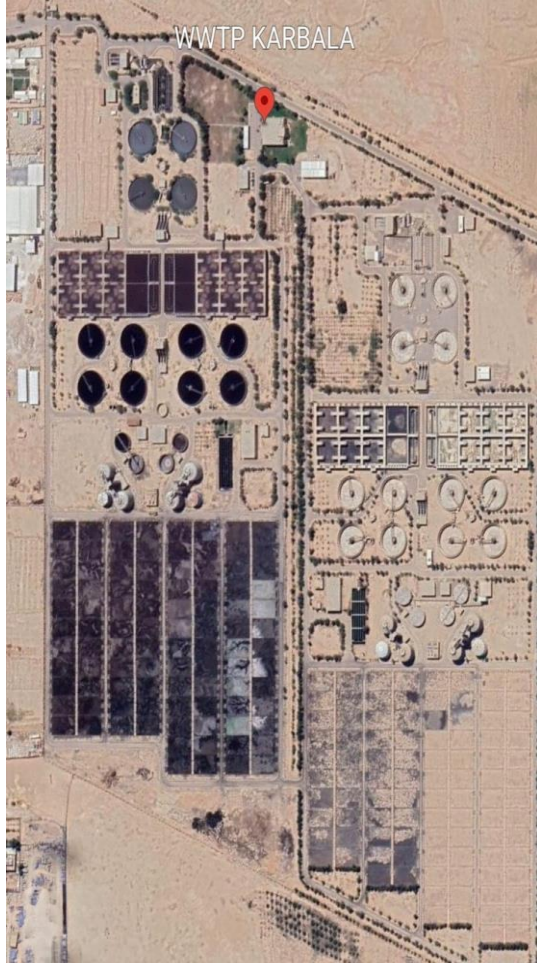
وقد تم تحديد موقع الدراسة في محطة مجاري كربلاء الموحد، الواقعة إلى الجنوب الغربي من مركز مدينة كربلاء، عند الإحداثيات الجغرافية الآتية:

• خط العرض: 32,5659° شمالاً

• خط الطول: 43,9893° شرقاً

وتُعدّ هذه المحطة من أكبر محطات معالجة مياه الصرف الصحي في العراق؛ إذ تبلغ طاقتها التصميمية نحو 400,000 متر مكعب في اليوم، وتخدم معظم أحياء المدينة ضمن منظومة موحدة لتجميع ومعالجة المياه العادمة. وتتكوّن المحطة من عدة مراحل معالجة، بالإضافة إلى وحدات مستقلة لمعالجة الحمأة الناتجة والغازات.

وقد جرى اختيار هذه المحطة لكونها تمثل نموذجًا متكاملًا لمعالجة مياه الصرف الصحي على مستوى المحافظات، فضلًا عن توفر بيئة فنية وبحثية ملائمة لإجراء التجارب والتحليل العلمية الخاصة بتقييم جودة المياه المعالجة، ومدى تأثير استخدامها في ري المحاصيل الزراعية على خواص التربة وتراكم العناصر الثقيلة في النبات



الشكل (3-1) الموقع الجغرافي مشروع مجاري كربلاء الموحد

2-3- جمع نماذج المياه

جمعت نماذج مياه الصرف الصحي من محطة مشروع كربلاء الموحد الكائن في محافظة كربلاء المقدسة، طريق كربلاء - النجف، الفريجة، قبل دخولها الى محطة المعالجة واخرى بعد اتمام عملية المعالجة وقبل تصريفه الى النهر، باستعمال حاويات بولي اثلين نظيفة سعة 2 لتر جرى غسلها مسبقا بوساطة حامض الهيدروكلوريك المخفف (10%)، ثم شطفت بالماء المقطر (Nollet, 2007)، وحفظت في الثلجة لحين اجراء التحاليل الفيزيائية والكيميائية وتقدير العناصر الثقيلة الذائبة، كما تم جمع نماذج الماء باستعمال قناني ونكسر شفافة سعة (250) مل لتقدير الأوكسجين المذاب (DO) وقناني ونكسر معتمة سعة (250) مل لتقدير المتطلب الحيوي للأوكسجين BOD، ولغرض اجراء الفحوصات البكتيرية تم جمع نماذج الماء باستعمال قناني زجاجية سعة (100) مل بعد ان تم تعقيمها بجهاز Autoclave وحفظت النماذج بدرجة حرارة مناسبة لحين وصولها للمختبر (APHA, 2012). تم تقدير

العناصر الثقيلة (النيكل ، الكروم ، الكوبلت ، الرصاص ، الكاديوم ، الحديد ، المنغنيز ، الفناديوم ، الزنك ، النحاس) في نماذج المياه المدروسة وحسب طريقة (APHA، 1998).

3-3- الخصائص الكيميائية والفيزيائية والبكتريولوجية لمياه الصرف الصحي

اعتمدت طريقة وكالة حماية البيئة الأمريكية EPA (2006) في تحديد الخصائص الكيميائية والفيزيائية والمايكروبيولوجية لمياه الصرف الصحي وكالاتي:-

3-3-1- الخصائص الكيميائية

3-3-1-1- الاس الهيدروجيني للمياه (pH)

تم قياس الاس الهيدروجيني لمياه الصرف الصحي مباشرة بواسطة جهاز pH-meter نوع (ZAG).

3-3-1-2- الايصالية الكهربائية (EC) Electrical Conductivity

قيست لنوعيات المياه المختلفة باستعمال جهاز EC – meter نوع (COND) تحت درجة حرارة 25°م.

3-3-1-3- نسبة امتزاز الصوديوم (SAR) Sodium Adsorption Ratio

حسبت وفق المعادلة الآتية : (Richards ، 1954):

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \dots\dots\dots(1)$$

اذ ان :

SAR : نسبة أمتزاز الصوديوم

Na : تركيز أيونات الصوديوم $meq L^{-1}$

Ca : تركيز أيونات الكالسيوم $meq L^{-1}$

Mg : تركيز أيونات المغنيسيوم $meq L^{-1}$

3-3-1-4- نوعية المياه

تم تحديد نوعية المياه ضمن المواصفات المحددة من قبل مختبر الملوحة الامريكي (USDA) الواردة في Richards (1954).

3-3-1-5 المتطلب الحيوي للاوكسجين (BOD) Biochemical Oxygen Demand

حسبت كمية (BOD) من الفرق بين تركيزي الأوكسجين المذاب قبل وبعد الحضانة والمقدر وفقاً إلى طريقة (Azide Modification) والموصوفة في Standard Methods (1995) والتي تعتمد على مقارنة أكسدة هيدروكسيد المنغنيز في الوسط القاعدي إلى منغنيز رباعي التكافؤ في إحدى النماذج المقدرتها بها مباشرة وبين العينة المحضنة على درجة حرارة 20 °م ولمدة خمسة أيام.

3-3-1-6 المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD) Chemical Oxygen Demand

قدرت كمية COD حسب طريقة Dichromate reflux والموصوفة في Standard Methods (1995) والتي تعتمد على تسخين العينة بوجود خليط دايكرومات البوتاسيوم القياسي ($K_2Cr_2O_7$) ذا عيارية (N 0.25) وحامض الكبريتيك المركز مع التكتيف وتسحيح المتبقي من الدايكرومات مع محلول قياسي من كبريتات الحديدوز الامونيائي بوجود دليل الفريون.

3-3-1-7 تقدير تركيز غاز كبريتيد الهيدروجين (H_2S)

تم قياس تركيز غاز كبريتيد الهيدروجين باستخدام طريقة المثلين الأزرق (Methylene Blue Method) وفقاً للإجراء القياسي المرقم D-4500 S^{2-} ، الوارد في دليل الطرق القياسية لتحليل المياه والمياه العادمة (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) والصادر عن منظمات (APHA, AWWA, WEF) (2017)

3-3-1-8 تقدير تركيز الزيوت والشحوم (Oils and Grease)

تم تحديد تركيز الزيوت والشحوم وفقاً للطريقة 5520 - Partition- C Gravimetric Method الواردة في Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2017)

3-3-1-9-الفوسفور

هضمت نماذج المياه باستعمال خليط من حامض النتريك والكبريتيك المركزين وفقاً للطريقة الموصوفة في Standard Methods (1995) ثم قدر الفوسفور لونياً بطريقة Olsen و اخرون (1954) باستعمال جهاز الطيف اللوني (Spectrophotometer) نوع Philips (Pu 8670) وعلى طول موجي 880 نانوميتر.

3-3-1-10- الايونات الموجبة

3-3-1-10-1-الكالسيوم

قدرت ايونات الكالسيوم بأستعمال طريقة التسحيح مع الفرسنيت 0.01N EDTA-) (Na₂ في المياه باستعمال دليل Murexide Indicator وفق ألتريقه والموصوفة في Standard Methods (1995).

3-3-1-10-2-المغنيسيوم

قدرت ايونات المغنيسيوم حسب الطريقة الحسابية والموصوفة في Standard Methods (1995) وكما موضح في المعادلة التالية :
$$\text{Mg}^{+2} (\text{mg L}^{-1}) = (\text{العسرة الكالسيوم} - \text{العسرة الكلية}) \times 0.244$$

3-3-1-10-3-الصوديوم والبوتاسيوم

تم قياس ايونات الصوديوم والبوتاسيوم في النماذج باستعمال جهاز انبعاث اللهب Flame Photometer نوع (Jenway PEP7) وكما ميين في Standard Methods (1995).

3-3-1-10-4- الأمونيوم (NH₄⁺)

قدرت ايونات الامونيوم حسب طريقة Preliminary distillation step باستعمال جهاز Microkjeldhal وحسب ما جاء في Standard Methods (1995).

3-3-1-11- الايونات السالبة

3-3-1-11-1-الكبريتات (SO₄⁻²)

قدرت ايونات الكبريتات بطريقة العكارة (Turbidimetric) باستعمال جهاز الطيف اللوني (Spectrophotometer) نوع Philips (Pu 8670) وعلى طول موجي 420 نانوميتر كما موصوف في Standard Methods (1995).

3-3-11-2-الكورايد

قدرت ايونات الكلورايد بطريقة التسحيح مع نترات الفضة ($AgNO_3$) باستعمال دليل كرومات البوتاسيوم ($K_2Cr_2O_7$) كما موضح في (1995) Standard Methods.

3-3-11-3-الكربونات والبيكاربونات

قدرت الكربونات والبيكاربونات بطريقة المعايرة مع حامض الكبريتيك المخفف (0.01N) بأستعمال دليل المثل البرتقالي (1995, Standard Methods).

3-3-11-4-النترات (NO_3^-)

قدرت ايونات النترات بطريقة Devarda's Alloy Reduction وباستعمال جهاز Microkjeldhal وحسب ما جاء في (1995) Standard Methods.

3-3-12-تقدير العناصر الثقيلة

تم تقدير تركيز العناصر الثقيلة (النكل، الكروم، الكادميوم، الرصاص، الزنك، النحاس، الحديد، والمنغنيز) في عينات المياه باستخدام جهاز الامتصاص الذري (AAS: Atomic Absorption Spectrophotometer) من نوع Shimadzu، وفقاً لما ورد في الدليل القياسي لفحص المياه ومياه الصرف الصحي (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1999). تم إجراء التحاليل باستخدام الجهاز المصنع في عام 2013

3-3-2-الخصائص الفيزيائية

3-3-2-1-المواد الصلبة الكلية (TS) Total Solid

قدرت المواد الصلبة في مياه الصرف الصحي وذلك بتجفيف حجم معلوم من العينة وعلى درجة حرارة 105 - 103م ومن ثم وزنها وكما مذكور في (1995) Standard Methods.

$$TS (mg L^{-1}) = [(W_2 - W_1) \times 1000] / V \quad \dots\dots\dots(2)$$

- W_1 : وزن طبق التبخير الفارغ (ملغم).
- W_2 : وزن طبق التبخير بعد التجفيف (ملغم).
- V : حجم العينة (مل لتر⁻¹).
- تُجفف العينة في فرن بدر

2-2-3-3 Total Dissolved Solid (TDS) المواد الصلبة الذائبة الكلية

قدرت بترشيح حجم معلوم من العينة المائية بواسطة ورقة ترشيح مع التفريغ الهوائي ثم جفف الراشح على درجة حرارة 180°م ومن ثم حساب الوزن الجاف حسب الطريقة الموصوفة في (1995) Standard Methods.

$$\text{TDS (mg L}^{-1}\text{)} = [(W_2 - W_1) \times 1000] / V \quad \dots\dots\dots(3)$$

- W_1 : وزن الكأس أو طبق التبخير الفارغ (بعد تجفيفه سابقاً عند 180°C).
- W_2 : وزن الكأس أو الطبق بعد تبخير الراشح وتجفيفه عند 180°C.
- V : حجم العينة المرشحة (مل لتر⁻¹).

3-2-3-3 Total Suspended Solids (TSS) المواد الصلبة العالقة الكلية

قدرت بترشيح حجم معلوم من العينة المائية بواسطة ورقة ترشيح ثم جففت ورقة الترشيح مع العوالق في فرن على درجة حرارة 105 – 103°م ومن ثم حسب وزن العوالق من الفرق في الوزن بين وزن العوالق مع ورقة الترشيح وورقة الترشيح فارغة وحسب الطريقة الموصوفة في (1995) Standard Methods.

$$\text{TSS (mg L}^{-1}\text{)} = [(W_2 - W_1) \times 1000] / V \quad \dots\dots\dots(4)$$

- W_1 : وزن ورقة الترشيح الجافة قبل الترشيح (ملغم).
- W_2 : وزن ورقة الترشيح بعد الترشيح والتجفيف (ملغم).
- V : حجم العينة (مل لتر⁻¹).

4-2-3-3 Hardness (الصلابة) العسرة الكلية

قدرت العسرة الكلية للمياه بطريقة التسحيح مع محلول EDTA-Na₂ (0.01N) وبوجود محلول منظم (Buffer Solution) وحسب ما موصوف في (1995) Standard Methods.

5-2-3-3 العكورة Turbidity

تم قياس العكورة باستعمال جهاز قياس العكورة (Turbidity meter) بعد معايرته بالمحاليل القياسية لقياس العكورة وعبر عن النتائج بوحدة Nephelometric turbidity unit (NTU)

3-3-3-الفحوصات البكتريولوجية للمياه

3-3-3-1-الكشف عن بكتريا القولون الكلية (Total coliform)

تم بطريقة الأنابيب التخمرية المتعددة Fermentation method multiple tube وحسب الطريقة الموضحة في APHA (2012).

3-3-3-2-الكشف عن بكتريا الأشريشية القولونية (Escherichia coli)

تم بطريقة الأنابيب التخمرية المتعددة Fermentation method multiple tube وحسب الطريقة الموضحة في APHA (2017).

3-4- التجربة البايولوجية

أجريت تجربة اصص في احد الحقول التابعة لمحطة مجاري كربلاء الموحد التابعة لمحافظة كربلاء طريق كربلاء - النجف، الفريجة، اخذ نموذج التربة من منطقة الحسينية- محافظة كربلاء المقدسة وبعمق 0-30 سم ، جفت التربة هوائيا ومررت من خلال منخل قطر فتحاته 4 ملم ، وجرى مجانستها بصورة جيدة ثم عبئت في أصص بلاستيكية بواقع 20 كغم تربة لكل أصيص ودكت عدة مرات للحصول على كثافة ظاهرية قريبة من تربة الحقل، كما قدرت بعض الصفات الكيميائية والفيزيائية لها وفق الطرائق الواردة في Page واخرون (1982) و Jackson (1958) و Black واخرون (1965) ، كما قدرت تراكيز العناصر الثقيلة Zn و Cu و Fe و V و Cd و Pb و Ni و Mn و Co و Cr الجاهزة والكلية. استعمل تصميم تام التعشية (CRD) بثلاث نوعيات من مياه الري (مياه صرف صحي غير معالجة ومياه صرف صحي معالجة ومياه الاسالة) وستة مكررات وبذلك يكون عدد الوحدات التجريبية :
3(نوعية مياه)×6(مكررات)= 18 وحدة تجريبية.

تمت زراعة بذاتر الذرة الصفراء صنف سومر بتاريخ 1 / 9 / 2024, اذ زرعت 5 بذرات بكل اصيص و بعد مرور 15 يوم من الزراعة تم خف النباتات الى ثلاثة لكل اصيص وبعد وصول نبات الذرة الصفراء الى مرحلة النورات الذكرية بتاريخ 3 / 12 / 2024 (نهاية التجربة), بعدها اخذت نماذج التربة و النبات لاجراء التحاليل اللازمة .
تمت عملية الري بثلاثة نوعيات من مياه الري بعد استنزاف 50% من الماء الجاهز بعد حسابه بالطريقة الوزنية, وتم الحفاظ على المحتوى الرطوبي للتربة طيلة موسم النمو قريب من السعة الحقلية.تم اخذ نماذج النبات و التربة بعد نهاية التجربة.

3-5-5-التحليل الفيزيائية والكيميائية للتربة

اخذت عينة من تربة الدراسة بعد تجفيفها وطحنها ونخلها بمنخل قطر فتحاته 2 ملم واجريت عليها كافة التحاليل الفيزيائية والكيميائية (جدول 3- 1) كما يلي:

3-5-1- التحليل الفيزيائية

3-5-1-1- التوزيع الحجمي لدقائق التربة (نسجة التربة)

تم تقديره بطريقة المكثاف (Hydrometer) وحسب الطريقة الواردة في Bouyoucos (1962).

3-5-2- السعة الحقلية

قدرت عند شد (33) كيلو باسكال وفق الطريقة الواردة في Black واخرون (1965).

3-5-3- نقطة الذبول الدائم

قدرت عند شد (1500) كيلو باسكال وفق الطريقة الواردة في Black واخرون (1965).

3-5-2- التحاليل الكيميائية

يتم قياس الصفات الكيميائية للتربة قبل الزراعة وبعد نهاية التجربة لمعرفة تأثير الري بنوعيات مياه الري المختلفة فيها. وهي الايصالية الكهربائية EC و تفاعل التربة والسعة التبادلية للايونات الموجبة CEC والايونات الموجبة والسالبة الذائبة ونسبة امتزاز الصوديوم (SAR) و المواد الصلبة الذائبة الكلية TDS والمادة العضوية.

3-5-2-1 - تفاعل التربة (pH)

قدر في مستخلص تربة: ماء (1:1) وباستعمال جهاز pH meter حسب الطريقة الواردة في Page واخرون (1982).

3-5-2-2- الايصالية الكهربائية (EC)

قدرت في مستخلص تربة: ماء (1:1) قبل الزراعة وباستعمال جهاز EC meter حسب الطريقة الواردة في Page واخرون (1982).

3-5-2-3 - السعة التبادلية للايونات الموجبة (CEC)

قدرت السعة التبادلية للايونات الموجبة (CEC) باستعمال خلات الصوديوم (1 مولاري) عند pH=8.2 كمحلول مشبع، ومحلول خلات الامونيوم (1 مولاري) عند pH=7 كمحلول مزيح، وقياس الصوديوم بجهاز اللهب Flame Photometer . حسب الطريقة الواردة في Carter (1993).

3-5-2-4-المادة العضوية

قدرت بطريقة الهضم الرطب (Wet Digestion) حسب طريقة Black و Walkly الواردة في Page واخرون (1982).

جدول 3-1. بعض الصفات الكيميائية والفيزيائية للتربة قبل الزراعة

القيمة	الوحدة	الصفة
2.15	ديسيمنز م ¹⁻	الايصالية الكهربائية (EC 1:1)
7.06	-----	تفاعل التربة (pH 1:1)
3.90	غم كغم ¹⁻ تربة	المادة العضوية
11.36	سنتي مول شحنة كغم ¹⁻	السعة التبادلية للايونات الموجبة (CEC)
0.98	(مليمول.شحنة.لتر ¹⁻) ^{0.5}	نسبة امتزاز الصوديوم (SAR)
الايونات الذاتية		
10.50	ملي مكافئ لتر ¹⁻	الكالسيوم Ca ⁺²
6.11		المغنسيوم Mg ⁺²
3.99		الصوديوم Na ⁺
0.75		البوتاسيوم K ⁺
1.95		الكبريتات SO ₄ ⁻²
17.53		الكلورايد Cl ⁻
0.70		البيكاربونات HCO ₃ ⁻
Nil		الكاربونات CO ₃ ²⁻
العناصر المغذية الكبرى		
6.00	ملغم كغم ¹⁻ تربة	الفسفورالجاهز
5.12		النروجين الجاهز
81.85		البوتاسيوم الجاهز
مفصولات التربة		
532	غم كغم ¹⁻ تربة	الرمل
398		الغرين
70		الطين
مزيجة رملية Sandy Loam	-----	صنف النسجة
1.25	ميكا غرام م ³⁻	الكثافة الظاهرية
سم ³ سم ³⁻	0.384	المحتوى الرطوبي الحجمي عند 33 كيلو باسكال
	0.179	المحتوى الرطوبي الحجمي عند 1500 كيلو باسكال
	0.205	الماء الجاهز
	0.282	المحتوى الرطوبي الحجمي عند استنزاف 50% من الماء الجاهز
غم غم ¹⁻	0.226	المحتوى الرطوبي الوزني عند استنزاف 50% من الماء الجاهز

3-5-2-5-3-5- الايونات الذائبة الموجبة

قدر كل من (Mg^{+2} و Ca^{+2}) في مستخلص (1:1) بطريقة التسحيح باستعمال Na_2EDTA كما ورد في Page واخرون (1982).

كما تم تقدير كل من (K^+ و Na^+) في مستخلص (1:1) بجهاز اللهب Flame Photometer كما ورد في Page واخرون (1982).

3-6-2-5-3-3- الايونات الذائبة السالبة

قدرت كل من الكربونات والبيكاربونات بالتسحيح مع حامض الكبريتيك $(H_2SO_4)(0.01M)$ كما ورد في Page واخرون (1982).

• قدرت الكبريتات باستعمال كلوريد الباريوم ($0.02N$) لغرض الترسيب ومن ثم التسحيح مع محلول الفرسنيت ($0.01N$) كما ورد في Page واخرون (1982).

• قدر الكلور بالتسحيح مع نترات الفضة ($0.05N$) كما ورد في Page واخرون (1982).

3-7-2-5-3-3- النتروجين الجاهز

قدر النتروجين الجاهز في التربة باستعمال جهاز مايكروكلدال (Micro Kieldahl) وفق طريقة (Bremner) 1965 الواردة في Page واخرون (1982).

3-8-2-5-3-3- الفسفور الجاهز

قدر الفسفور الجاهز في التربة قبل وبعد الزراعة لونيا بطريقة اولسن بعد استخلاصه من التربة بمحلول بيكاربونات الصوديوم $0.5M$ عند $pH=8.5$ باستعمال جهاز الطيف الضوئي Spectrophotometer على طول موجي 882 nm حسب ما ورد في Page واخرون (1982).

3-9-2-5-3-3- البوتاسيوم الجاهز

استخلص البوتاسيوم الجاهز في التربة بخلات الامونيوم NH_4OAC ($1N$) عند $pH=7$ وقدر البوتاسيوم باستعمال جهاز اللهب الضوئي (Flame Photometer) كما ورد في Page واخرون (1965).

3-10-2-5-3-3- العناصر الثقيلة الجاهزة والكلية في التربة

استخلصت العناصر الثقيلة Zn و Fe و Cu و V و Cd و Pb و Ni و Mn و Co و Cr الجاهزة في التربة بوساطة المركب المخلي Diethylene triamine penta acetic acid) DTPA تبعا لطريقة (Lindsay و Norvell, 1978) ، ثم قيست بجهاز الامتصاص الذري (AAS) ،

أما التراكيز الكلية للعناصر الثقيلة فتم تقديرها بجهاز الامتصاص الذري بعد هضمها باستعمال حامضي الكبريتيك و البيركلوريك بنسبة 2:1 وعلى وفق الطريقة الموضحة في Davies(1992).

3-6-الفحوصات البكتريولوجية للتربة

3-6-1-الكشف عن بكتريا القولون الكلية (Total coliform)

تم بطريقة الأنابيب التخمرية المتعددة Fermentation method multiple tube وحسب الطريقة الموضحة في APHA(2017).

3-6-2-الكشف عن بكتريا الأشريكية القولونية (Escherichia coli)

تم بطريقة الأنابيب التخمرية المتعددة Fermentation method multiple tube وحسب الطريقة الموضحة في APHA(2017).

3-7-مؤشرات نمو النبات

3-7-1-الوزن الجاف.

تم اخذ نباتين من التربة لكل وحدة تجريبية وتم تنظيفها بشكل جيد من التربة باستعمال تيار ماء هادئ بعد وضع الجذور على غربيل في احواض ماء نظيفة ثم غسلت بالماء المقطر بعدها جفف هوائياً ووضعت في الفرن على درجة حرارة 65 مئوية لحين الجفاف (ثبات الوزن) وحساب متوسط الوزن الجاف للنبات .

3-8-تحاليل نماذج النبات

تم جمع نماذج نبات الذرة الصفراء(المجموع الخضري و المجموع الجذري) بعد نهاية التجربة , لتقدير المحتوى الكلي للعناصر الثقيلة (Cd و Pb و Ni و Fe و Zn و Mn و Co و Cr و Cu و V) ثم غسلت بالماء المقطر و جففت بالفرن على درجة حرارة 65 م° ولمدة يومين ثم طحنت وتم هضم النماذج بوساطة خليط الحامضين (H₂SO₄ – HClO₄) وذلك بأخذ 0.5 غرام من العينة المجففة والمنخولة بمنخل قطر فتحاته 2 ملم ووضعها في قنينة من البايركس سعة 250 مل ثم اضافة 4 مل من حامض الكبريتيك (H₂SO₄) المركز واضيف لها 2 مل من حامض البيروكلوريك HClO₄ وتركت لمدة 24 ساعة ثم وضعت النماذج على صفيحة ساخنة بدرجة حرارة 80 م° لمدة 2 - 3 ساعة حتى تحول اللون من البني الغامق الى رائق عديم اللون ثم بردت النماذج هوائياً وتم ترشيحها بورق الترشيح Whatman No.42 واكمل الحجم الى 50 مل بالماء المقطر وجري القياس لتقدير العناصر الثقيلة بجهاز

الامتصاص الذري (AAS) Atomic Absorption Spectrophotometer (Jones ، 2001).

3-9- كفاءة الازالة

تم حساب كفاءة الازالة وفق المعادلة التالية: (الاميري , 2006)
 ((تركيز الايونات في المعاملة الابتدائية) قبل المعالجة)- تركيز الايونات في المعاملة النهائية
 (بعد المعالجة)) \ تركيز الايونات في المعاملة الابتدائية (قبل المعالجة) [$\times 100$

3-10- التحليل الاحصائي

تم تحليل البيانات الناتجة عن التجربة وفق تصميم تام التعشية (Completely Randomized Design - CRD)، الذي يُعد من التصاميم الإحصائية الملائمة للظروف المتجانسة كتجربة الأخص المستخدمة في هذا البحث. تضمنت التجربة ثلاث معاملات رئيسية مثلت أنواع مياه الري المختلفة (مياه الصرف الصحي غير المعالجة، مياه الصرف الصحي المعالجة، ومياه الإسالة)، ولكل معاملة ستة مكررات، وبذلك بلغ عدد الوحدات التجريبية الكلي ثمانى عشرة وحدة.

أجري التحليل الإحصائي للبيانات باستخدام البرنامج الإحصائي SPSS (الإصدار 26)، حيث طُبّق تحليل التباين الأحادي (One-way ANOVA) لغرض اختبار دلالة الفروقات الإحصائية بين متوسطات المعاملات المدروسة. وفي حال ثبوت وجود فروقات معنوية، تم اعتماد اختبار أقل فرق معنوي (Least Significant Difference – LSD) عند مستوى احتمالية ($\alpha = 0.05$)، وذلك لغرض المقارنة بين المتوسطات ومعرفة التأثيرات المعنوية الحاصلة نتيجة اختلاف نوعية مياه الري في الصفات الكيميائية والفيزيائية للتربة، فضلاً عن تراكيز العناصر الثقيلة في النبات

3-11- الخريطة الإحصائية للتجربة وفق تصميم تام التعشية (CRD)

يبين الجدول الآتي التوزيع العشوائى للمعاملات الثلاث (CRD) على ست مكررات، موزعة على 18 وحدة تجريبية، وفق تصميم تام التعشية. (M1: مياه صرف صحي غير معالجة ، M2: مياه صرف صحي معالجة ، M3: مياه إسالة)

الصف / العامود	مكرر1	مكرر2	مكرر3	مكرر4	مكرر5	مكرر6
معاملة 1	M2	M1	M2	M2	M3	M1
معاملة 2	M3	M1	M3	M2	M3	M1
معاملة 3	M2	M1	M2	M1	M3	M3

4- النتائج والمناقشة Results and Discussion

4-1-الصفات الكيميائية للمياه

تبين نتائج الجدول 4-1 بعض الصفات الكيميائية لنوعيات المياه المختلفة والمتمثلة بمياه الصرف الصحي غير المعالجة (C) ومياه الصرف الصحي المعالجة من قبل محطة معالجة مياه الصرف الصحي في محافظة كربلاء المقدسة (B) علاوة على مياه الإسالة (A) وتشمل: -

4-1-1- الأس الهيدروجيني (pH)

بلغت قيمة الأس الهيدروجيني لمياه الصرف الصحي غير المعالجة 7.48 وارتفعت قليلاً في مياه الصرف الصحي المعالجة اذ بلغت 7.59 ثم انخفضت قليلاً في مياه الإسالة لتصبح 7.50.

إن انخفاض قيم الأس الهيدروجيني في مياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود لوجود بعض الأحماض مثل حامض الهيومك والفولفك والستريك والكاربونيك وغيرها الذائبة في مياه الصرف الصحي وذلك بسبب تحلل المواد العضوية السريعة التحلل وهذه النتائج تنطبق مع ما أشار إليه كل من الأميري (2006) و خلف واخرون (2013) و Sundara وآخرون (2010) الذين بينوا أن قيمة pH مياه الصرف الصحي تتراوح بين 6-9.

أما سبب زيادة قيمة الأس الهيدروجيني في مياه الصرف الصحي المعالجة فقد يعود إلى معالجة هذه المياه بواسطة محطة معالجة المياه ، مما أدى إلى إزالة الأحماض العضوية وغيرها في هذه المياه الأمر الذي أدى إلى زيادة قاعدية المياه نوع ماً.

أما في مياه الإسالة فقد ارتفعت قيمة الأس الهيدروجيني للمياه مقارنة بمياه الصرف الصحي غير المعالجة وقد يعود ذلك إلى نوعية الأملاح الموجودة في مياه الإسالة والتي يكون تأثيرها قاعدي في المياه. إن هذه القيم للأس الهيدروجيني تتفق مع ما ذكره الكثير من الباحثين حول هذا الموضوع في أن القيم المائلة إلى القاعدية مهمة جداً لزيادة نشاط الأحياء المجهرية الهوائية في عمليات التهوية التي تجري في المحطة كما أنها تقلل من تآكل المعدات المعدنية للمحطة (Raga , 1970 , Boyd , Morrison , 1973 , March ; 1985 , Cossu , 2020) عند مقارنة قيمة الأس الهيدروجيني لمياه الصرف الصحي المعالجة في المحطة مع معايير استعمال المياه المعالجة لأغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية (Abulibdeh ,

2021) نجد أنها صالحة لأغراض التغذية الاصطناعية لأنها دون الحدود المسموح بها وبالباغة (9 – 6).

جدول 1-4. بعض الصفات الفيزيائية والكيميائية للمياه

مياه الاسالة (A)	مياه معالجة (B)	مياه صرف صحي غير معالجة (C)	الوحدة	الصفة
1.70	1.20	8.50	dSm ⁻¹	EC
7.50	7.59	7.48	-----	pH
896.00	775.00	5150.00	mg L ⁻¹	TDS
15.00	10.00	99.00		TSS
0.80	0.90	140.00		BOD
9.23	10.00	236.00		COD
0.00	0.00	10.10		OIL and Grease
0.00	0.00	8.10	ppm	H ₂ S
4.80	3.47	66.50	ملغم لتر ⁻¹	العسرة
1.50	0.90	200.00	NTU	العكورة
الايونات الموجبة				
4.13	2.81	14.97	مليمول لتر ⁻¹	Ca ⁺²
3.11	1.90	10.29		Mg ⁺²
1.80	1.93	24.16		Na ⁺
0.34	0.29	8.23		K ⁺
0.15	0.81	2.50		NH ₄ ⁺
الايونات السالبة				
1.90	1.73	13.97	مليمول لتر ⁻¹	SO ₄ ⁻²
0.09	0.05	8.29		NO ₃ ⁻
0.00	0.03	8.10		PO ₄ ⁻³
11.89	5.09	24.23		Cl ⁻
1.09	1.07	2.50		HCO ₃ ⁻
---	---	---		CO ₃
0.67	0.89	4.81	(مليمول شحنة لتر ⁻¹) ^{0.5}	نسبة امتزاز الصوديوم (SAR)
C ₃ S ₁	C ₃ S ₁	C ₄ S ₁	-----	صنف المياه (USDA,1954)

2-1-4 - الايصالية الكهربائية (EC) (Electrical conductivity)

اشارت النتائج الى ارتفاع قيم الايصالية الكهربائية لمياه الصرف الصحي غير المعالجة , اذ بلغت 8.50 ديسيمنز متر⁻¹ , وقد تعزى هذه الزيادة الى المركبات الذائبة في هذه المياه والقادمة من فضلات الانسان والفضلات البلدية وفضلات المصانع والسيح المائي الملوث بالترربة والمواد الاخرى من الشوارع والتي تطرح مع مياه الصرف الصحي, وتتفق هذه النتائج مع ما اشار اليه خلف وآخرون (2013) الذين اشاروا الى ارتفاع قيم الايصالية الكهربائية لمياه الصرف الصحي بسبب المنشآت الصناعية والفضلات البلدية القريبة من مناطق الصرف والتي تصرف مخلفاتها الى مياه المجاري التي تدخل محطة معالجة المياه.

يلاحظ انخفاض قيم الايصالية الكهربائية لمياه الصرف الصحي المعالجة في المحطة، إذ بلغت 1.20 ديسيمنز متر⁻¹ وقد يعود ذلك الى ازالة ايونات المركبات والاملاح من المياه عن طريق تنقيتها في المحطة, وقد بلغت نسبة الازالة 85.88% . من هذه النتائج يتضح ان عمل المحطة جيد جدا في مجال تنقية مياه الصرف الصحي وذات كفاءة عالية.

اما مياه الاسالة فقد بلغت الايصالية الكهربائية للمياه 1.70 ديسيمنز متر⁻¹ وقد كانت اقل بكثير من مياه الصرف الصحي غير المعالجة لكنها اكبر من قيمة الايصالية الكهربائية للمياه المعالجة و يعود ذلك مياه الإسالة تخضع عادةً إلى عمليات ترشيح وتعقيم (بالكلور) ولا تمر غالبًا بعمليات إزالة الأملاح ، وبالتالي فإن الأملاح الذائبة تبقى كما هي أو قد تزداد بفعل إضافة الكلور او مادة الشب $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$

3-1-4 - المواد الصلبة الكلية الذائبة (TDS) (Total Dissolved Solids)

تمثل المواد الصلبة الذائبة في المياه جميع الأملاح والمواد الذائبة كليًا في المياه وهي تعبر عن كمية المواد العضوية واللاعضوية التي توجد في المياه سواء كانت مواد عالقة بشكل جزئي أو أيوني وفي الغالب يعبر عن ملوحة المياه بمجموع الأملاح الذائبة في المياه. (EPA , 2022)

يلاحظ في نتائج جدول 1-4 ارتفاع قيمة المواد الصلبة الكلية الذائبة في مياه الصرف الصحي غير المعالجة، إذ بلغت 5150 ملغم لتر⁻¹، وهذا يعود إلى المركبات العضوية الناتجة من الفعاليات الناجمة عن الأنشطة والفعاليات السكنية والصناعية، أما المركبات العضوية فتكون ناتجة عن ذائبان الأملاح. تتفق هذه النتائج مع ما توصل إليه خلف وآخرون (2013) الذين أشاروا إلى زيادة قيمة المواد الصلبة الكلية الذائبة في مياه الصرف الصحي في مدينة الفلوجة /

محافظة الأنبار وتجاوزها القيم المسموح بها لاستعمال المياه لأغراض الري. يلاحظ أن كمية المواد الصلبة الذائبة متناسبة مع قيم الايصالية الكهربائية وبشكل طردي.

انخفضت كمية المواد الصلبة الكلية الذائبة في مياه الصرف الصحي المعالجة، إذ بلغت 775 ملغم لتر⁻¹، وهذا يعود إلى دور محطة معالجة المياه في إزالة المواد والمركبات والأملاح الذائبة في المياه، وقد بلغت نسبة الإزالة 84.95%، وهي نسبة جيدة .

تثبت محطة معالجة مياه الصرف الصحي في كربلاء كفاءتها في عملية المعالجة. وهي ضمن الحدود المسموح بها للتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية (Abulibdeh ، 2021) البالغة 1500 ملغم لتر⁻¹، وكذلك ضمن الحدود القصوى المسموح بها لأغراض الري حسب المواصفات القياسية السورية (2008) البالغة 1500 ملغم لتر⁻¹.

أما مياه الإسالة فقد بلغت كمية المواد الصلبة الذائبة الكلسية 896 ملغم لتر⁻¹، وهذا يعود إلى عمليات التصفية و التعقيم في مياه الإسالة في محافظة كربلاء المقدسة في عملية التصفية وتنقيتها لمياه الأنهار وبقاء الكثير من المواد الصلبة وأيونات الأملاح فيها.

4-1-4-المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) (Total suspended solids)

يعبر مصطلح المواد الصلبة العالقة عن المواد الصلبة العالقة وهي الجسيمات الصغيرة التي تكون بشكل عالق في المياه ويستعمل كأحد مؤشرات صلاحية المياه ، أن هذه المواد تكون ذات أهمية كبيرة ، إذ تحمل الملوثات والاحياء المجهرية الدقيقة المسببة للأمراض على سطح الجسيمات.(EPA , 2022)

تبين نتائج الجدول 1-4 ارتفاع قيم المواد الصلبة العالقة في مياه الصرف الصحي غير المعالجة إذ بلغت 99 ملغم لتر⁻¹ وهذه القيمة عالية نسبيا في مياه الصرف الصحي وقد يعود ذلك إلى تلوث المياه الواصلة المحطة اثناء مرورها خلال شبكة مياه الصرف الصحي او كنتيجة لعدم كفاءة احواض التجميع وتراكم المواد المعدنية والعضوية.

تتكون المواد الصلبة العالقة من جزئين الأول يشمل المواد العالقة غير المترسبة والثاني يمثل الجزء الغروي (Colloidal) ويشكل تقريبا نصف الجزء المترسب (Settable)، فعند وصول مياه الصرف الصحي إلى المحطة ، تختلط مع المياه السابقة الموجوده في الاحواض مما يؤدي إلى نقصان او زيادة كمية الملوثات ويعتمد هذا على كفاءة محطة تجميع مياه الصرف الصحي للمدينة والنشاطات الاجتماعية او الصناعة والاحوال الجوية من حرارة او أمطار وغيرها (المصلح، 1988 ; Pescod ، 1992) .تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه

خلف واخرون (2013) الذين بينوا زيادة في قيم كمية المواد الصلبة العالقة الكلية في مياه الصرف الصحي وتجاوزها الحدود المسموح بها لغرض استعمال المياه لأغراض الري.

ان زيادة قيمة ال TSS تجعل المياه غير صالحة للاستعمالات الزراعية وتقتل الاحياء المائية علاوة على زيادة حجبها لاشعة الشمس في البيئة المائية (سالم واخرون ، 2009).

انخفضت كمية المواد الصلبة العالقة في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة ، اذ بلغت 10.00 ملغم لتر⁻¹ بنسبة ازالة بلغت 89.89 % وهي نسبة جيدة جدا وبذلك تثبت محطة معالجة مياه الصرف الصحي في كربلاء كفاءتها العالية في ازالة المواد الصلبة العالقة الكلية .

عند مقارنة قيمة TSS للمياه المعالجة مع معايير استعمال المياه المعالجة لأغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية (Abulibadeh ، 2021) نجد انها ملائمة لذلك ، إذ ان الحدود المسموح بها هي 50 ملغم لتر⁻¹ ، اما مياه الإسالة فقد كانت تحتوى على مواد صلبة عالقة كلية بكمية اكبر من المياه المعالجة ، اذ بلغت 15.00 ملغم لتر⁻¹ وهذا يعود الى ضعف محطات تصفية المياه لاغراض الشرب في المحافظة .

4-1-5- المتطلب البايوكيميائي للأوكسجين (BOD)

يعد من أهم وأكثر مؤشرات التلوث العضوي لمياه الصرف الصحي استعمالاً ويتكون من المواد العضوية الذائبة والتي تكون بحالة غروية ويجب توفر الأوكسجين اللازم لنمو البكتيريا التي تقوم بأكسدة المواد العضوية ويعد من المؤشرات المهمة لمعرفة كفاءة وفعالية محطات معالجة مياه الصرف الصحي (EPA , 2022) .

يلاحظ من نتائج جدول 1-4 ارتفاع قيمة المتطلب البايوكيميائي للأوكسجين لمياه الصرف الصحي غير المعالجة ، إذ بلغت قيمته (140) ملغم لتر⁻¹ وهي قيمة عالية جدا بسبب زيادة المخلفات العضوية وزيادة النشاط البكتيري والأوكسجيني ، في حين كانت قيمة المتطلب البايوكيميائي للأوكسجين لمياه الصرف الصحي المعالجة في محطة كربلاء أقل قيمة بلغت (0.90) ملغم لتر⁻¹ وهذا يعود لكفاءة محطة المعالجة في إزالة المواد العضوية والنشاط البكتيري من مياه الصرف الصحي ، فقد بلغت كفاءة الانخفاض 99.35% ، وبذلك تعد المحطة كفؤة جدا في إزالة المواد العضوية من مياه الصرف الصحي . تتفق هذه النتائج مع ما وجدته محمد ورجب (2017) الذين بينا زيادة كفاءة محطات معالجة مياه الصرف الصحي في انخفاض كمية المتطلب البايوكيميائي للأوكسجين في مياه الصرف الصحي ، كما تتفق مع النتائج

التي توصل اليها سالم وآخرون (2009), الذين اشاروا الى زيادة كفاءة محطة معالجة المياه في النجف الاشرف في التخلص من ال BOD إذ بلغت نسبة التخفيض 81.50% .

أما مياه الاسالة فقد كانت هي الأقل قيمة إذ بلغت (0.80) ملغم لتر⁻¹ وهذا يعود إلى قلة المخلفات العضوية في مياه النهر وزيادة كفاءة محطات تنقية المياه للأغراض الشرب في كربلاء

وقد تجاوزت الحدود المسموح بها لمحددات التلوث في المياه الثقيلة (عبد الصبور، 2002) والتي تعكس وتبين أهمية معالجة هذه المياه قبل تصريفها إلى النهر وأضرارها على الحياة المائية بسبب استهلاكها للأوكسجين الذائب في الماء مما يؤدي الى هجرة وموت الأحياء المائية (Jain وآخرون ، 2022) .

عند مقارنة مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة مع معايير إعادة استعمال المياه المعالجة لأغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية نجد أنها ملائمة لذلك ، إذ كانت قيمتها 0.90 ملغم لتر⁻¹ وهي أقل بكثير من الحدود العليا المسموح بها (Abulibedeh ، 2021) وبالغلة 15 ملغم لتر⁻¹ .

4-1-6- المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD)

يعبر ال COD عن كمية الأوكسجين التي تستهلكها الأحياء الدقيقة خلال نشاطها الحيوي بدرجة حرارة ثابتة وخلال فترة زمنية محددة تسمى فترة الحضانة وتكون المياه ملوثة أكثر كلما زادت كمية الأوكسجين المستهلك حيويًا، ويستعمل هذا الاختبار لقياس تركيز المواد العضوية في مياه الصرف الصحي والتي تحتوي على مركبات سامة للحياة البيولوجية. (APHA , 2017)

تبين نتائج الجدول 4-1 ارتفاع قيمة المتطلب الكيميائي للأوكسجين لمياه الصرف الصحي غير المعالجة، إذ بلغت 236 ملغم لتر⁻¹ وقد يعود هذا إلى التركيز العالي للمواد العضوية في المياه والتي تستهلك الأوكسجين المذاب مؤدية بذلك إلى موت الأحياء المائية وتتلثم هذه النتائج مع ما بينه سالم وآخرون (2009) الذين بينوا زيادة كمية المتطلب الكيميائي للأوكسجين لمياه الصرف الصحي غير المعالجة في النجف الأشرف.

أما بالنسبة للمياه المعالجة في المحطة فقد بلغت قيمة ال COD (10.00) ملغم لتر⁻¹ وهي ضمن الحدود المسموح بها للري بمياه الصرف الصحي المعالجة , المحددات البيئية لمياه الصرف الصحي (Alsaqqar و اخرون ، 2017) ويعكس هذا الكفاءة العالية لمحطة معالجة

مياه الصرف الصحي في كربلاء ، اذ بلغت كفاءة الانخفاض 95.76 % وعند مقارنة قيمة COD مع محددات إعادة استعمال المياه المعالجة لأغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية (Abulibdeh ، 2021) البالغة 50.00 ملغم لتر⁻¹ نجد انها مناسبة لذلك لان قيمتها كانت 10.00 ملغم لتر⁻¹

وتتفق هذه النتائج مع ما توصل اليه محمد ورجب (2017) اللذان بينا زيادة كفاءة الانخفاض في محطة المجر (محافظة ميسان) المعالجة لمياه الصرف الصحي ، إذ بلغت كفاءة الانخفاض 89.27 % . أما بالنسبة لمياه الإسالة فقد كانت تمتلك أقل القيم إذ بلغت قيمة ال COD 9.23 ملغم لتر⁻¹ وهذا يعود إلى قلة المواد العضوية في مياه الانهار الواردة إلى محطة تصفية المياه في كربلاء من جهة وزيادة كفاءة المحطة في عملية التصفية من جهة أخرى . عند مقارنة ال BOD بال COD فإنه في الغالب يجب أن تكون نسبة ال COD إلى BOD 1.5:2 في مياه الصرف الصحي والتي تعبر عن تحلل المواد العضوية في المياه بايولوجياً وهذا واضح من قيمة COD (236) وقيمة ال BOD (140) ملغم لتر⁻¹ وبذلك تكون النسبة 1.68 وهي مقارنة للنسبة أعلاه .

7-1-4- غاز كبريتيد الهيدروجين (H₂S)

تشير نتائج جدول 1-4 الى وجود تراكيز متوسطة من غاز H₂S في مياه الصرف الصحي غير المعالجة، اذ بلغت 8.10 ملغم لتر⁻¹ ويعود ذلك الى فعل بعض انواع البكتريا اللاهوائية في مياه الصرف الصحي والتي تفرز غاز H₂S نتيجة اختزال الكبريتات اللاعضوية (Hammer ، 2008) وهي اعلى من التراكيز المسموح بها في مياه الصرف الصحي حسب المحددات العراقية لمياه الصرف الصحي .

ادت عملية معالجة مياه الصرف الصحي عن طريق محطة كربلاء الى انخفاض كمية غاز H₂S الى الصفر وبذلك بلغت كفاءة الازالة 100% وهذا يعود الى دور المحطة في ازالة الكبريتات اللاعضوية الموجوده في مياه الصرف الصحي علاوة على قتل البكتريا اللاهوائية المسببة لتحرره. يتفق هذا مع ما توصل اليه سالم وآخرون (2009) الذين بينوا كفاءة محطة معالجة مياه الصرف الصحي في النجف الاشرف في عملية ازالة المركبات اللاعضوية والبكتريا اللاهوائية المسببة في تحرر الغاز.

ان سبب الروائح الكريهة لمياه الصرف الصحي تعود إلى الغازات المتحررة من تحلل المواد العضوية او من المواد المضافة الى مياه الصرف الصحي ومنها غاز كبريتيد الهيدروجين .

يلاحظ زيادة كفاءة محطة تصفية المياه لأغراض الشرب في محافظة كربلاء في عملية التصفية والتنقية لمياه النهر الواردة اليها ، اذ اثبتت النتائج عدم وجود غاز H_2S .

4-1-8- العسرة الكلية (TH) (Total Hardness)

تشير نتائج الجدول 4-1 إلى ارتفاع قيمة العسرة الكلية لمياه الصرف الصحي غير المعالجة والتي بلغت 66.50 ملغم لتر⁻¹ وهي قيمة مرتفعة ويعود ذلك إلى ارتفاع تراكيز ايونات الكالسيوم والمغنيسيوم والكلور في المياه ، اذ توجد علاقة طردية بين ارتفاع تراكيز هذه الأيونات وقيمة العسرة الكلية ، وهذا يدل على تلوث المياه (ميلطان واخرون ، 2019) .
انخفضت قيمة العسرة الكلية في مياه الصرف الصحي المعالجة ، اذ بلغت 3.47 ملغم لتر⁻¹ وهذا يعود إلى دور محطة المعالجة في كربلاء في ازالة ايونات العناصر المسببة لهذه العسرة ، وقد بلغت كفاءة الازالة 94.93% وهي نسبة عالية جدا وبذلك تثبت المحطة دورها الكفوء والمميز في معالجة مياه الصرف الصحي مقارنة بقيمة العسرة الكلية في مياه الإسالة والتي بلغت 4.80 ملغم لتر⁻¹ وهذا يعكس عدم كفاءة محطات تصفية المياه لأغراض الشرب في كربلاء بالنسبة لهذا المؤشر.

4-1-9- نسبة امتزاز الصوديوم (SAR) (Sodium adsorption ratio)

بينت نتائج التحليل الكيميائي للمياه ارتفاع قيمة نسبة امتزاز الصوديوم لمياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الإسالة ، إذ بلغت 4.81 و 0.89 و 0.67 (مليمول شحنة لتر⁻¹) للمياه بالتتابع. ان ارتفاع قيمة ال SAR لمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود إلى ارتفاع ملوحة المياه وذلك بسبب زيادة تراكيز ايونات الصوديوم والكالسيوم والمغنيسيوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بنوعيات المياه الأخرى ، وتتفق هذه النتائج مع ما وجدته العزاوي والعزارة (2012) الذين بينوا ارتفاع قيمة نسبة امتزاز الصوديوم مع ارتفاع قيمة الايصالية الكهربائية للمياه . وبحسب تصنيف مختبر الملوحة الأمريكي (Richards, 1954) ، صنف مياه الصرف الصحي غير المعالج ضمن الفئة C_4S_1 مما يشير الى ملوحة عالي جدا قليل الصوديوم اما مياه الصرف الصحي المعالج و مياه الاسالة فكانت ضمن الفئة C_3S_1 التي تشير الى ملوحة متوسطة و صوديوم منخفض

4-1-10- الزيوت والشحوم (Oils And Greases)

تعد الدهون أكثر المواد العضوية ثباتا وهي لا تتحلل بسهولة بفعل البكتريا ، يصل الكيروسين وزيت التشحيم إلى مياه الصرف الصحي والنواتج من مخلفات الورش والكرجات

الخاصة بتشحيم السيارات و زيوت الطهي في المنازل و المطاعم وهو يطفو على سطح مياه الصرف الصحي عدا القليل منه يكون بشكل مواد مترسبة . تؤثر هذه الشحوم عكسياً في الحياة البيولوجية في المياه السطحية والتي تسبب تكون طبقة من المواد الطافية على سطح الماء غير مرئية .

بلغت كمية الزيوت والدهون والشحوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 10.10 ملغم لتر⁻¹ وهي كمية عالية نسبياً يجب ازالتها من مياه الصرف الصحي قبل تصريفها في مياه الأنهار .

انخفضت كمية الزيوت والدهون والشحوم في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة الى الصفر وبذلك تكون نسبة الازالة 100% ويعكس هذا الدور المتميز والكفوء لمحطة المعالجة في الازالة، وعند مقارنة قيمة الزيوت والدهون والشحوم مع معايير استعمال مياه الصرف الصحي المعالجة لأغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية (Abulibdeh ، 2021) ، نجد أنها ملائمة لذلك لانها دون الحدود المسموح بها البالغة 8.0 ملغم لتر⁻¹ لان المحطة ذات كفاءة عالية في ازالة هذه المواد، اذ اختفت نهائياً من المياه. أما مياه الإسالة فانها خالية من هذه الدهون والزيوت والشحوم وهذا يعكس خلو مياه الأنهار منها .

11-1-4- العكورة (Turbidity)

تعد العكورة مقياس مرور الضوء خلال مياه الصرف الصحي وتستعمل كمقياس لمعرفة مدى جودة المياه بالنسبة للمواد الغروية العالقة ، وتتوقف درجة عكورة على كمية المواد العالقة ونوعها ولونها وحجم حبيباتها . من خلال نتائج جدول 4-1 تبين ان قيمة عكورة لمياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغت 200 NTU وهي قيمة عالية جدا وبذلك فإنها تعبر عن مدى تلوث المياه بالمواد العضوية المختلفة العالقة .

اما في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة فقد بلغت قيمة عكورة 0.90 NTU وهي قيمة متدنية جدا وبذلك بلغت كفاءة الانخفاض 99.55% وهي نسبة عالية جدا وبذلك تثبت المحطة كفاءتها في عملية ازالة المواد العضوية العالقة في مياه الصرف الصحي المعالجة .

عند مقارنة هذه القيمة مع الحدود المسموح بها للتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية بالمياه المعالجة (Abulibdeh ، 2021) البالغة 10 NTU نجد انها ملائمة جدا للتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية . اما بالنسبة لمياه الإسالة فقد كانت القيمة قليلة اذ بلغت 1.50 NTU وهي اقل بكثير من الحدود العليا المسموح بها للتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية ، الا انها اعلى

من قيمة عكورة لمياه الصرف الصحي المعالجة في محطة معالجة مياه الصرف الصحي في مدينة كربلاء المقدسة.

2-4- الـايونات الموجبة

1-2-4- الكالسيوم (Ca^{+2})

توضح نتائج الجدول 1-4 ارتفاع تركيز ايونات الكالسيوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة ، اذ بلغ 14.97 ملليمول لتر⁻¹ وقد يعود ذلك إلى زيادة مركبات الكالسيوم الذائبة في المياه والقادمة من مخلفات المدن ومخلفات الإنسان والمصانع التي تطرح مع مياه الصرف الصحي. اما بالنسبة للمياه المعالجة في المحطة فقد انخفض التركيز إلى 2.81 ملليمول لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض بلغت 81.23% وهي نسبة عالية تدل على كفاءة محطة المعالجة في تنقية وتصفية مياه الصرف الصحي . عند مقارنة تركيز الكالسيوم في مياه الصرف الصحي المعالجة مع الحدود القصوى المسموح بها للمياه المعالجة لأغراض الري حسب المواصفات القياسية السورية لعام 2008 والبالغة 400 ملغم لتر⁻¹ نجد انها اقل من ذلك (112.4 ملغم لتر⁻¹) وبذلك فإنها تكون صالحة للري . اما مياه الإسالة فقد كان تركيز ايون الكالسيوم اعلى من ما موجود في المياه المعالجة ، اذ بلغ 4.13 ملمول لتر⁻¹ ويعكس هذا عدم كفاءة محطة تنقية المياه لأغراض الشرب في مدينة كربلاء المقدسة .

2-2-4- المغنيسيوم (Mg^{+2})

بلغ تركيز المغنيسيوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 10.29 ملليمول لتر⁻¹ (جدول 1-4) إلى (10.29 ملليمول لتر⁻¹ × 24 الوزن الذري) = 246.96 ملغم لتر⁻¹ . انخفض تركيز المغنيسيوم في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة ليصل إلى 1.90 ملليمول لتر⁻¹ أي 45.60 ملغم لتر⁻¹ وهو اقل من الحدود القصوى المسموح بها للمياه العادمة المعالجة لأغراض الري والبالغة 60 ملغم لتر⁻¹ (المواصفات القياسية السورية, 2008). وبذلك فإن المياه المعالجة تكون صالحة لأغراض الري ولأغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية. وقد بلغت كفاءة الازالة 81.53% وهي نسبة عالية وبذلك تعد المحطة كفؤة في إزالة أيونات المغنيسيوم من مياه الصرف الصحي.

أما بالنسبة لمياه الإسالة فقد بلغ تركيز المغنيسيوم فيها 3.11 ملليمول لتر⁻¹ أي 74.64 ملغم لتر⁻¹ وهي مقبولة لأغراض الري إلا أنها أكبر من ما هو موجود في مياه الصرف

الصحي المعالجة، وهذا يعود إلى عدم كفاءة محطة تصفية المياه في كربلاء المقدسة لمياه الأنهار لأغراض الشرب.

3-2-4- الصوديوم (Na^+)

توضح نتائج جدول 1-4 أن تركيز أيونات الصوديوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 24.16 ملليمول لتر⁻¹ أي ما يعادل $(24.16 \times 23) = 555.68$ ملغم لتر⁻¹ وهو تركيز عالي جداً.

انخفض تركيز الصوديوم في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة إلى 1.93 ملليمول لتر⁻¹ أي 44.39 ملغم لتر⁻¹، وعند مقارنتها مع الحدود القصوى المسموح بها للمياه المعالجة العادمة لأغراض الري البالغة 230 ملغم لتر⁻¹ (المواصفات القياسية السورية، 2008). نجد أنها أقل بكثير وبذلك تكون المياه العادمة المعالجة صالحة لأغراض الري وللتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية، وقد بلغت كفاءة الإزالة 92.01% وهي نسبة عالية جداً وبذلك تثبت محطة المعالجة كفاءتها في عملية إزالة أيونات الصوديوم في مياه الصرف الصحي.

أما مياه الإسالة فقد بلغ تركيز الصوديوم فيها 1.80 ملليمول لتر⁻¹ أي 41.40 ملغم لتر⁻¹ وهي أقل بكثير من الحدود القصوى المسموح بها للري، إلا أنها أكثر مما هو موجود في مياه الصرف الصحي المعالجة وقد يعود ذلك إلى محطات الإسالة في كربلاء تقتصر على التصفية والتعقيم

4-2-4- البوتاسيوم (K^+)

بلغ تركيز البوتاسيوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 8.23 ملليمول لتر⁻¹ (جدول 1-4) أي 320.97 ملغم لتر⁻¹ وقد يعود ذلك إلى زيادة تحرره من مياه الصرف الصحي بعد تحلل المواد العضوية فيها، إلا أن تركيزه أقل من تركيز أيونات الصوديوم لأنه أقل ذوبانية (Hem, 1989). انخفض تركيز البوتاسيوم في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة إلى 0.29 ملليمول لتر⁻¹ أي 11.31 ملغم لتر⁻¹ وهي كمية قليلة وقد بلغت كفاءة الإزالة 96.47% وهي نسبة عالية جداً وبذلك تثبت محطة معالجة مياه الصرف الصحي في مدينة كربلاء كفاءتها في عملية إزالة أيونات البوتاسيوم. أما مياه الإسالة فقد بلغ تركيز البوتاسيوم فيها 0.34 ملليمول لتر⁻¹ إلى ما يعادل 13.26 ملغم لتر⁻¹ وهي أعلى مما هو موجود في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة. وقد يعود ذلك إلى عدم كفاءة محطة تصفية مياه الشرب في مدينة كربلاء المقدسة في تصفية مياه الأنهار لأغراض الشرب.

4-2-5- الأمونيوم (NH_4^+)

بينت نتائج جدول 1-4 أن تركيز أيون الأمونيوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغ 2.50 مليمول لتر⁻¹ (أي 2.50 مليمول لتر⁻¹ × 18 الوزن الذري = 45.00 ملغم لتر⁻¹)، وهو تركيز عالٍ وقد يعود ذلك إلى تواجد المواد العضوية والمعدنية النيتروجينية في مياه الصرف الصحي والناجمة من النشاطات الصحية والاجتماعية والصناعية علاوة على الأتربة والمواد الأخرى التي قد تصل إلى وحدات التجميع في شبكة الصرف الصحي، كما أن زيادة تركيز أيونات الأمونيوم في مياه الصرف الصحي قد يرتبط بوفرة الأوكسجين ومحتواه من المواد العضوية (Okey و Albertson, 1989). انخفض تركيز الأمونيوم في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة إلى 0.81 مليمول لتر⁻¹ أي 14.58 ملغم لتر⁻¹، ولكنه اعلى من الحدود القصوى المسموح بها لأغراض التغذية الصناعية للمياه الجوفية البالغة 2.00 ملغم لتر⁻¹ (Abulibdeh ، 2021)، إلا أنها غير صالحة للري حسب الحدود القصوى المسموح بها للمياه العادمة المعالجة والبالغة 5.00 ملغم لتر⁻¹. بلغت كفاءة الازالة 67.60% وهي نسبة جيدة. أما مياه الاسالة فقد بلغ تركيز أيون الأمونيوم 0.15 مليمول لتر⁻¹ أي ما يعادل 2.70 ملغم لتر⁻¹ وهي صالحة للري.

4-3-3- الايونات السالبة

4-3-1- لكبريتات (SO_4^{2-})

بينت نتائج جدول 1-4 ارتفاع تركيز ايونات الكبريتات في مياه الصرف الصحي غير المعالجة والتي بلغت 13.97 مليمول لتر⁻¹ أي ما يعادل (13.97×96.00=M.W 1341.12 ملغم لتر⁻¹) وهي قيمة عالية جدا وهي تعود الى المركبات العضوية الحاوية على الكبريت في مياه الصرف الصحي (منظمة الصحة العالمية، 1997 ; جمال ، 2009). تتلائم هذه النتائج مع ما ذكره Al-Haidari وآخرون (1998) الذين بينوا زيادة تركيز ايونات الكبريتات في مياه الصرف الصحي، كما تتفق هذه النتائج مع ما توصل اليه سالم وآخرون (2009) الذين اشاروا الى زيادة تركيز الكبريتات في مياه الصرف الصحي غير المعالجة بسبب وجود بعض انواع البكتريا الكبريتيديه التي تحول الكبريتيدات الى كبريتات (Hammer ، 2008). انخفضت تراكيز الكبريتات في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة الى 1.73 مليمول لتر⁻¹ اي 166.08 ملغم لتر⁻¹ وقد يعود هذا الى عمليات الترسيب والتأكسد في احواض التهوية نتيجة نشاط البكتريا الهوائية. بلغت كفاءة الازالة 87.61% وهي نسبة عالية جداً مما يشير الى كفاءة المحطة في

عملية المعالجة. عند مقارنتها مع الحدود القصوى المسموح بها للمياه العادمة المعالجة للري حسب المواصفات القياسية السورية (2008) وبالباغة 500 ملغم لتر⁻¹. تجد انها مناسبة للري، كما انها مناسبة لغرض التغذية الصناعية للمياه الجوفية حسب Abulibdeh (2021) لانها اقل من 300 ملغم لتر⁻¹. تتفق هذه النتائج مع ما توصل اليه محمد ورجب (2017) اللذان بينا انخفاض تركيز الكبريتات في مياه الصرف الصحي المعالجة في محطات المعالجة وذلك بسبب نشاط البكتريا الهوائية. اما مياه الاسالة فقد بلغ تركيز الكبريتات فيها 1.90 مليمول لتر⁻¹ الى 182.40 ملغم لتر⁻¹. وهي ملائمة لأغراض الري او التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية. ان ارتفاع تركيز الكبريتات في مياه الاسالة مقارنة بمياه الصرف الصحي المعالجة يعود ذلك الى استعمال مادة الشب (كبريتات الالمنيوم المائية $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ في تصفية المياه لأغراض الشرب في مدينة كربلاء المقدسة.

4-3-2- النترات (NO_3^-)

تشير نتائج جدول 4-1 الى أن تركيز ايون النترات في مياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغت 8.29 مليمول لتر⁻¹ اي ($8.29 \times 62.00 = M.W 513.98$ ملغم لتر⁻¹) وهي كمية عالية جدا وقد يعود ذلك الى ان النترات تشكل جزءاً مهماً في الاسمدة الزراعية العضوية والمعدنية وانها من الايونات السريعة الذائبان بالماء وبذلك فأنها تذاب في مياه الامطار ومياه السقي وتنتقل الى المياه الجوفية بالترشيح او لمياه الصرف الصحي عند تفريغ مياه الامطار (السيول) ومياه البزل الزراعي الى شبكات الصرف الصحي (محمد ورجب ، 2017).

انخفضت تراكيز النترات في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة لتبلغ 0.05 مليمول لتر⁻¹ اي 3.10 ملغم لتر⁻¹ وقد يعود ذلك الى عملية النترجة والتي تتم فيها أكسدة النترات الى نترت بفعل نوعين مختلفين من البكتيريا ، اذ يتم فيها استهلاك كمية من الاوكسجين من المواد العضوية نتيجة التنفس في أحواض التهوية. بلغت كفاءة الازالة 99.39 % وهي نسبة عالية جداً، وبذلك تثبت محطة المعالجة كفاءتها في ازالة النترات من مياه الصرف الصحي ، تتلائم هذه النتائج مع ما وجدته محمد ورجب (2017) واللذان بينا انخفاض تركيز النترات في مياه الصرف الصحي المعالج. عند مقارنة تركيز النترات في المياه المعالجة مع معايير اعادة استعمال المياه والمعالجة لاغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية البالغة 7.00 ملغم لتر⁻¹ , نجد انها صالحة لذلك. (Abulibdeh ، 2021) , كما انها صالحة لاغراض الري حسب المواصفات القياسية السورية (2008) (اذ ان اقصى حد مسموح به لتركيز النترات

في المياه العادمة المعالجة يبلغ 25 ملغم لتر⁻¹ وان تركيز النترات في المياه المعالجة 3.10 ملغم لتر⁻¹ وهو اقل من ذلك).

اما في مياه الاسالة فقد بلغ تركيز النترات فيها 0.09 مليمول لتر⁻¹ اي 5.58 ملغم لتر⁻¹ وهي صالحة لاغراض الري حسب المواصفات القياسية السورية (2008)، الا انها اكبر من تركيز النترات في المياه المعالجة فقد يعود ذلك الى قلة كفاءة محطة تصفية المياه لاغراض الشرب في مدينة كربلاء المقدسة.

3-3-4- الفوسفات (PO_4^{-3})

تبين نتائج جدول 1-4 ان تركيز الفوسفات في مياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغ 8.10 مليمول لتر⁻¹ اي ($8.10 \times M.W94.97 = 769.257$ ملغم لتر⁻¹) وهي كمية عالية جدا وقد يعود ذلك الى مساحيق التنظيف التي تحتوي على المواد المنشطة الفوسفورية واكثرها شيوعا هو ثلاثي فوسفات الصوديوم (Sodium tri-poly phosphate) والتي تستعمل في التنظيف في المنازل وهي تتحلل بسرعة في المياه الى مكونات بسيطة ، كما ان تفسخ وتحلل المواد العضوية الفسفورية نتيجة نشاط البكتريا تكون الفوسفات ، كما تؤدي هذه المنظفات الى تكوين طبقة من الرغوة على سطح الماء تعيق عمليه التبادل الغازي بين الماء والهواء وتسبب زيادة تركيز الفوسفات علاوة على الفسفور الذي ينتقل في الاراضي الزراعية نتيجة اضافة الأسمدة الفسفورية الزراعية الى مياه المبالز ومياه الصرف الصحي الذي يلعب دوراً كبيراً في اغناء هذه المياه بتركيز عالية في الفوسفات (العزاوي ، 2010)

انخفضت تراكيز الفوسفات في مياه الصرف الصحي المعالجة الى 0.03 مليمول لتر⁻¹ اي 2.85 ملغم لتر⁻¹ وبنسبة انخفاض بلغت 99.62 % وهي نسبة عالية جداً وبذلك تثبت محطة معالجة المياه الثقيلة في كربلاء كفاءتها في ازالة الفوسفات في مياه الصرف الصحي. تتفق هذه النتائج مع ما توصل اليه محمد ورجب (2009) اللذان بينا انخفاض تركيز الفوسفات في مياه الصرف الصحي المعالجة. عند مقارنة هذه التراكيز مع معايير اعادة استعمال المياه المعالجة لاغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية (Abulibdeh ، 2021) البالغة 5 ملغم لتر⁻¹ , نجد انها اقل من ذلك وبذلك فهي تصلح لاغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية. اما بالنسبة لمدى صلاحيتها لأغراض الري حسب المواصفات القياسية السورية (2008) البالغة 25 ملغم لتر⁻¹ نجد انها صالحة لأغراض الري. خلت مياه الاسالة من الفوسفات اي لا توجد في

المياه وهذا يعكس خلو مياه الانهار منها او زيادة كفاءة محطة تصفية المياه في كربلاء المقدسة في التخلص منها.

4-3-4- الكلوريدات (Cl^-)

بلغ تركيز ايون الكلورايد في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 24.23 ملليمول لتر⁻¹ (جدول 1-4) اي 860.16 ملغم لتر⁻¹ وهي كمية عالية جدا وقد يعود ذلك الى كثرة استعمال المنظفات المنزلية والتي يدخل في تركيبها الكلور علاوة على الكلور المستعمل في تعقيم مياه الشرب والذي يدخل ضمن مياه الصرف الصحي بعد الاستعمال (الهاشمي، 2008).

انخفض تركيز الكلورايد في مياه الصرف الصحي المعالجة في المحطة الى 5.09 ملليمول لتر⁻¹ اي 180.69 ملغم لتر⁻¹ وكفاءة الازالة بلغت 78.99 % وهي نسبة جيدة. تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه محمد ورجب (2017) اللذان بينا انخفاض تركيز الكلورايد في مياه الصرف الصحي المعالجة. عند مقارنة هذه النتائج مع معايير اعادة استعمال المياه المعالجة لاجراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية للكلورايد والبالغة 350 ملغم لتر⁻¹ , نجد انها مناسبة لتلك الاغراض حسب Abulibdeh (2021). كما انها ملائمة أيضا لاجراض الري حسب المواصفات القياسية السورية (2008) والبالغة للكلوريد 350 ملغم لتر⁻¹. اما في مياه الاسالة فقد بلغ تركيز ايونات الكلورايد فيها 11.89 ملليمول لتر⁻¹ اي 422.09 ملغم لتر⁻¹ وهي عالية نسبيا وهذا يعكس زيادة اضافة تراكيز عالية من غاز الكلور لاجراض التعقيم.

4-3-5- البيكاربونات HCO_3^-

بينت نتائج جدول 1-4 ان تركيز ايون البيكاربونات في مياه الصرف الصحي بلغت 2.50 ملليمول لتر⁻¹ اي ($M.W \ 61.00 \times 2.50 = 152.50$ ملغم لتر⁻¹) وقد يعود ذلك الى ايونات البيكاربونات الذائبة والتي تأتي من مياه الامطار نتيجة مرورها في الترب العراقية الكلسية وتصريفها مع مياه الصرف الصحي. انخفض تركيز البيكاربونات في مياه الصرف الصحي المعالجة في المحطة الى 1.07 ملليمول لتر⁻¹ اي 65.27 ملغم لتر⁻¹ ونسبة انخفاض بلغت 57.20 % وهي نسبة جيدة اي اختزلت التركيز الى النصف تقريبا. عند مقارنة تركيز البيكاربونات مع المعايير المستعملة لمياه الصرف الصحي المعالجة لغرض التغذية الصناعية للمياه الجوفية البالغة 400.00 ملغم لتر⁻¹ (Abulibdeh ، 2021) , نجد انها تصلح لذلك، وكذلك تصلح لغرض الري حسب المواصفات القياسية السورية (2008) البالغة 520 ملغم لتر⁻¹.

4-4-العناصر الثقيلة في المياه (ملغم لتر⁻¹)

بينت نتائج الجدول 2-4 التحليل الكيميائي لمياه الصرف الصحي من حيث العناصر الثقيلة, اذ اشارت الى وجود تراكيز مختلفة من العناصر الثقيلة (Fe ، Zn ، Cu ، V ، Cd ، Pb ، Ni ، Mn ، Co ، Cr) وقد يعزى ذلك الى تعدد مصادر تلوث المياه وكما يلي:

جدول 2-4 . بعض العناصر الثقيلة في المياه (ملغم لتر⁻¹)

الحدود الحرجة Duncan) (واخرون , 2009)	مياه الاسالة (A)	مياه معالجة (B)	مياه صرف صحي غير معالجة (C)	العنصر الثقيل
0.20	0.55	0.21	90.8	Fe^{+2}
2.00	BDL	BDL	0.51	Zn^{+2}
0.20	BDL	BDL	0.99	Cu^{+2}
0.10	BDL	BDL	0.90	V^{+4}
0.10	BDL	BDL	0.40	Cd^{+2}
2.00	BDL	BDL	0.69	Pd^{+2}
0.20	BDL	BDL	0.85	Ni^{+2}
0.20	BDL	0.19	85.4	Mn^{+2}
0.05	BDL	BDL	0.94	Co^{+2}
0.10	BDL	0.26	95.00	Cr^{+6}

BDL = Below Detection Limit

4-4-1-الحديد(Fe^{+2})

بلغ تركيز الحديد في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 90.80 ملغم لتر⁻¹ وهو تركيز عالي وعند مقارنته مع معايير اعادة استعمال مياه الصرف الصحي المعالجة لاغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية والبالغة 2.00 ملغم لتر⁻¹ حسب Abulibdeh (2021) لعنصر الحديد نجد ان الحديد تجاوز كثيرا الحدود المسموح بها.

انخفض تركيز الحديد في المياه العادمة المعالجة في المحطة ليصل الى 0.21 ملغم لتر⁻¹ و بذلك يكون مسموح به لتغذية المياه الجوفية حسب المصدر اعلاه وقد بلغت كفاءة الازالة 99.76% وهي نسبة عالية جدا وهذا يعكس كفاءة محطة المعالجة في ازالة ايونات الحديد من مياه الصرف الصحي. اما في حين استعمال المياه المعالجة للري فقد تجاوزت الحدود المسموح بها من قبل Duncan واخرون (2009) البالغة 0.20 ملغم لتر⁻¹ وبذلك فيها لا تصلح للري وكذلك الحال لمياه الاسالة فقد بلغ تركيز الحديد 0.55 ملغم لتر⁻¹ وهو تركيز عالي

وقد يعود الى تهرأ انابيب نقل المياه المصفاة للشرب بسبب قدم شبكة توزيع مياه الشرب او قلة كفاءة محطة تصفية المياه في كربلاء المقدسة.

4-4-2-الزنك (Zn^{+2})

بلغ تركيز الزنك في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 0.51 ملغم لتر⁻¹ وقد يعود ذلك الى المواد العضوية المتحللة الموجودة في المياه او كونه جزء من الزنك المترسب مع الرواسب الطينية والتي انتقلت الى مياه الصرف الصحي ويتفق هذا ما وجدته خلف واخرون (2013) الذين وجدوا كميات متباينة من الزنك مع مياه الصرف الصحي غير المعالجة. انخفض تركيز الزنك الى الصفر في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة وكفاءة الازالة 100% ويعكس هذا الدور الإيجابي لمحطة المعالجة وزيادة كفاءتها في معالجة مياه الصرف الصحي. عند مقارنة تركيز الزنك في المياه العادمة المعالجة مع معايير استعمال المياه العادمة لاغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية البالغة (5.00) ملغم لتر⁻¹ (Abulibdeh ، 2021) نجد انها صالحة لذلك، كما انها صالحة للري لخلوها من العنصر حسب Duncan واخرون (2009). اما في مياه الاسالة فقد بينت نتائج التحليل الكيميائي لخلوها من ايونات الزنك وقد يعود ذلك الى خلو مياه الانهار منها .

4-4-3- النحاس (Cu^{+2})

بينت نتائج جدول 2-4 ان تركيز النحاس في مياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغ 0.99 ملغم لتر⁻¹ وقد يعود ذلك الى فضلات المصانع التي تستعمل النحاس كمادة اساسية في الصناعة كعامل القابلوات والاسلاك الكهربائية، والتي ترمى مع مياه الصرف الصحي. عند مقارنة تركيز النحاس في مياه الصرف الصحي مع الحدود القصوى المسموح بها في المياه (Duncan واخرون، 2009) البالغة 0.2 ملغم لتر⁻¹، نجد انها تجاوزت هذه الحدود وبذلك فانها غير صالحة للري. انخفض تركيز النحاس في مياه الصرف الصحي المعالجة في المحطة الى الصفر وبذلك تثبت المحطة كفاءتها في معالجة المياه وبذلك فان كفاءة الازالة بلغت 100% وبذلك فان المياه تكون صالحة للتغذية الصناعية للمياه الجوفية وصالحة كذلك للري.

كما انه لا توجد ايونات النحاس في مياه الاسالة وقد يعود ذلك الى خلو مياه الانهار من ايونات النحاس .

4-4-4-4 الفناديوم (V^{+4})

بلغ تركيز الفناديوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 0.90 ملغم لتر⁻¹ (جدول 24) وهو تركيز عالي بالنسبة للحدود الحرجة لاستعمال هذه المياه للري (Duncan وآخرون، 2009) والبالغة 0.10 ملغم لتر⁻¹ وبذلك فإنها غير صالحة للري. انخفض تركيز الفناديوم في المياه المعالجة إلى الصفر وبذلك فإن كفاءة المحطة تكون 100% وبذلك فإن المياه المعالجة صالحة للري وللتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية. بينت النتائج كذلك خلو مياه الإسالة من عنصر الفناديوم وبذلك فإنها صالحة للري وللتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية.

4-4-4-5 الكاديوم (Cd^{+2})

بلغ تركيز الكاديوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 0.40 ملغم لتر⁻¹ (جدول 2-4) وهو أعلى بكثير من الحدود المسموح بها للمياه الثقيلة (Duncan وآخرون، 2009) البالغة 0.10 ملغم لتر⁻¹ وبذلك فإنها تعد مياه غير صالحة للري، وقد يعود تركيز الكاديوم في مياه الصرف الصحي إلى مياه الصرف الزراعي التي تحتوي على الكاديوم المضاف للتربة مع الاسمدة الفوسفاتية والتي تطرح مع مياه الصرف الصحي. انخفض تركيز الكاديوم في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة إلى الصفر وبذلك تثبت المحطة كفاءتها في عملية الإزالة، إذ بلغت كفاءة الإزالة 100% وهي بذلك تكون صالحة للري وللتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية. بينت النتائج عدم وجود أيونات الكاديوم في مياه الإسالة وبذلك فإن هذه المياه صالحة للري والتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية.

4-4-4-6 الرصاص (Pd^{+2})

بينت نتائج جدول 2-4 أن تركيز الرصاص في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 0.69 ملغم لتر⁻¹ وهي أعلى من الحدود المسموح بها للري حسب Duncan وآخرون (2009) البالغة 2.00 ملغم لتر⁻¹. انخفض تركيز الرصاص في مياه الصرف الصحي المعالجة إلى الصفر وبنسبة انخفاض 100% وبذلك فإن المياه المعالجة صالحة للري وللتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية.

كما بينت النتائج خلو مياه الإسالة من أيونات الرصاص وبذلك فهي صالحة للري والتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية.

4-4-7- النيكل (Ni^{+2})

بلغ تركيز النيكل في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 0.85 ملغم لتر⁻¹ (جدول 4-2) وهو أعلى بكثير من الحد المسموح به في مياه الري البالغة 0.20 ملغم لتر⁻¹ (Duncan وآخرون، 2009) وقد يعود ذلك إلى زيادة النشاط الصناعي وطرح مخلفاته مع مياه الصرف الصحي (Habib وآخرون، 2012 وناصر ومهدي، 2016). انخفض تركيز النيكل في مياه الصرف الصحي المعالجة بالمحطة إلى الصفر وكفاءة الإزالة بلغت 100% وبذلك تثبت المحطة كفاءتها في إزالة أيونات النيكل من المياه، وبذلك فإن المياه المعالجة تصلح للري وللغذائية الاصطناعية للمياه الجوفية. أما مياه الآسالة فقد كانت خالية من أيونات النيكل وهي صالحة للري وللغذائية المياه الجوفية.

4-4-8- المنغنيز (Mn^{+2})

بينت نتائج جدول 4-2 أن تركيز المنغنيز في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 85.40 ملغم لتر⁻¹ وهو تركيز عالي جدا حسب Duncan وآخرون (2009) البالغة 0.20 ملغم لتر⁻¹ وقد يعود ذلك إلى زيادة طرح مخلفات المصانع والمعامل التي تحتوي على العنصر مع مياه الصرف الصحي، وهي بهذه المواصفات تكون غير صالحة للري ولا لتغذية المياه الجوفية. انخفض تركيز المنغنيز في المياه المعالجة إلى 0.19 ملغم لتر⁻¹ وهي دون الحدود القصوى (الحرجة) (Duncan وآخرون، 2009) وهذا يدل على زيادة كفاءة محطة المعالجة، إذ بلغت كفاءة الإزالة 99.77% وبذلك فإن المياه المعالجة تكون صالحة للري وللغذائية المياه الجوفية حسب Abulibdeh (2021) البالغة 0.40 ملغم لتر⁻¹، وقد خلت مياه الآسالة من أيونات المنغنيز وبذلك فهي صالحة للري وللغذائية المياه الجوفية.

4-4-9- الكوبلت (Co^{+2})

بلغ تركيز الكوبلت في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 0.94 ملغم لتر⁻¹ (جدول 4-2) وهي أعلى بكثير من الحدود الحرجة للعناصر الثقيلة في مياه الري البالغة 0.05 ملغم لتر⁻¹ (Duncan وآخرون، 2009)، وقد يعود ذلك إلى زيادة النشاطات الصناعية والتي تطرح مخلفاتها مع مياه الصرف الصحي.

انخفض تركيز الكوبلت في مياه الصرف الصحي المعالجة إلى الصفر، وبذلك بلغت كفاءة الإزالة 100%. ويعكس هذا كفاءة محطة المعالجة في إزالة أيونات الكوبلت في مياه الصرف الصحي. وبذلك فإن مياه الصرف الصحي المعالجة تعد صالحة للري وكذلك للتغذية

الاصطناعية للمياه الجوفية, كما يلاحظ عدم وجود أيونات الكوبلت في مياه الإسالة وبذلك تعد صالحة للأغراض العامة.

4-4-10-الكروم(Cr^{+6})

بلغ تركيز الكروم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة 95.00 ملغم لتر⁻¹ (جدول 4-2) ويعد عالي جداً حسب Duncan وآخرون (2009)، إذ إن الحدود المسموح بها هي 0.10 ملغم لتر⁻¹. وقد يعود ذلك إلى طرح مخلفات المصانع كعامل الورق والاسمنت والسبائك المعدنية مع مياه الصرف الصحي (Carmen، 2016)، وبذلك فإن هذه المياه غير صالحة للري أو لتغذية المياه الجوفية. تتفق هذه النتائج مع ما توصل إليه القصير (2005) الذي بين وجود أيونات الكروم في مياه الصرف الصحي لمدينة الديوانية وتركيز 81.00 ملغم لتر⁻¹.¹ انخفض تركيز الكروم في مياه الصرف الصحي المعالجة إلى 0.26 ملغم لتر⁻¹ ونسبة انخفاض بلغت 99.72% وهي نسبة عالية جداً، وبذلك تثبت المحطة كفاءتها في عملية المعالجة. وعند مقارنة هذا التركيز مع الحدود الحرجة لتركيز الكروم في مياه الري نجد أنه غير مناسب للري، إذ إن الحدود المسموح بها لعنصر الكروم 0.10 ملغم لتر⁻¹ (Duncan وآخرون، 2009). أما عند مقارنتها مع الحدود القصوى المسموح بها للري في المياه المعالجة حسب المواصفة القياسية السورية (2008) البالغة 1.00 ملغم لتر⁻¹ لعنصر الكروم، نجد أنها تصلح للري وذلك لأن تركيز الكروم فيها أقل من ذلك (0.26 ملغم لتر⁻¹).

عند مقارنة تركيز الكروم في مياه الصرف الصحي المعالجة مع معايير إعادة استعمال المياه المعالجة لأغراض التغذية الاصطناعية للمياه الجوفية البالغة 0.05 ملغم لتر⁻¹ نجد أنها لا تصلح لذلك لأنها أكبر من هذا التركيز بكثير (0.26 ملغم لتر⁻¹). أشارت نتائج التحليل الكيميائي لمياه الإسالة خلوها من عنصر الكروم وبذلك فإنها صالحة لأغراض الري والتغذية الاصطناعية للمياه الجوفية.

4-5-الفحوصات البكتريولوجية للمياه (Bacteriological tests for water)

بينت نتائج جدول 4-3 الفحوصات البكتريولوجية لمياه الصرف الصحي غير المعالجة، إذ بلغ عدد البكتيريا القولون الكلية 2.23×10^6 / MPN 100 مل في حين بلغ عدد بكتريا ال Escherichia Coli والتي هي من أصل برازي 2.03×10^5 / MPN 100 مل ويعود ذلك إلى فضلات الإنسان التي تعد المصدر الرئيس الذي تدخل بواسطته الأحياء المرضية ومنها البكتريا والميكروبات الأخرى إلى المياه أو كنتاج فضلات بعض الصناعات التي تحتوي على هذه

الاحياء مثل فضلات المجازر والصناعات الغذائية المختلفة بضمنها صناعة الألبان و معامل تعليب المواد الغذائية (Mrello واخرون , 2006) . تلائم هذه النتائج مع ما وجدته القصير (2005) الذي بين وجود بكتريا ال Escherichia Coli في مياه الصرف الصحي لمدينة الديوانية والتي تراوحت بين $10^2 \times 26.3 - 10^2 \times 403.3$ خلية / 100مل.

انخفض تركيز البكتيريا الكلية وبكتيريا القولون البرازية (Escherichia Coli) إلى الصفر في مياه المعالجة. وهذا يثبت دور المحطة الكفوء في التخلص من هذه الأحياء المرضية وبنسبة انخفاض 100% وبذلك فإن هذه المياه المعالجة من حيث هذه الأحياء المجهرية تعد صالحة للري وتغذية المياه الجوفية. لوحظ خلو مياه الإسالة من البكتيريا بصورة عامة, وذلك لكفاءة محطة تصفية مياه الأنهار لغرض الشرب في مدينة كربلاء المقدسة.

جدول 3-4. الفحوصات البكتريولوجية للمياه.(MPN / 100 مل)

Coliforms	E – Coli	نوعية المياه
No Growth	No Growth	مياه الاسالة (A)
No Growth	No Growth	مياه معالجة (B)
2.23×10^6	2.03×10^5	مياه صرف صحي غير معالجة (C)

MPN = Most Probable Number

4-6 تركيز العناصر الثقيلة الكلية والجاهزة في تربة الدراسة قبل الزراعة

يشير جدول 4-4 إلى وجود تراكيز مختلفة من العناصر الثقيلة في التربة قبل الزراعة وكما يلي:

جدول 4-4. تركيز العناصر الثقيلة الكلية والجاهزة في التربة قبل الزراعة.

Cr^{+6}	Co^{+2}	Mn^{+2}	Ni^{+2}	Pb^{+2}	Cd^{+2}	V^{+4}	Cu^{+2}	Fe^{+2}	Zn^{+2}	تركيز العناصر الثقيلة
16.5	15.02	22.03	19.57	16.99	0.50	16.10	18.11	357.00	32.50	الكلية (ملغم كغم ⁻¹)
1.77	1.20	1.59	1.55	1.97	0.21	0.72	0.65	10.99	10.15	الجاهز (ملغم لتر ⁻¹)
1.95*	4.84*	1.65*	1.53*	1.46*	0.09*	1.65*	3.22*	9.75*	4.70*	LSD 5%

4-6-1- الزنك (Zn^{+2})

بلغ تركيز الزنك الكلي في التربة قبل الزراعة 32.50 ملغم كغم⁻¹ وهو أقل من الحد الحرج البالغ 70.00 ملغم كغم⁻¹ حسب Kabata و Krakowiak (2011) وبذلك لا توجد مشكلة في تركيز الزنك في تربة الدراسة. اما الزنك الجاهز في التربة فقد بلغ تركيزه 10.15 ملغم كغم⁻¹ وهو ضمن الحدود المقبولة للزنك في التربة باعتباره عنصر مغذي اساسي للنبات ويرتبط وجوده بعمليات تمثيل الكربوهيدرات والبروتينات والفوسفات (Zengin، 2006) .

4-6-2- الحديد (Fe^{+2})

بلغ تركيز الحديد الكلي في تربة الدراسة 357.00 ملغم كغم⁻¹ وهو ضمن الحدود الطبيعية للحديد في التربة البالغة 3.5% حسب Kabata و Krakowiak (2011) وبذلك لا توجد مشكلة في تركيز الحديد في التربة. اما تركيز الحديد الجاهز فقد بلغ 10.99 ملغم كغم⁻¹ وهو تركيز لا بأس به للحديد في مثل هذه التربة كما انه من العناصر التي تحتاجها المحاصيل بتركيز 0.50 ملغم كغم⁻¹ التربة بشكل جاهز.

4-6-3- النحاس (Cu^{+2})

بلغ تركيز النحاس الكلي في تربة الدراسة 18.11 ملغم كغم⁻¹ (جدول 4-4) وهو اقل من الحدود المقبولة لتواجد النحاس في التربة البالغة 38.90 ملغم كغم⁻¹ حسب Kabata و Krakowiak (2011) وبذلك لا توجد أي مشكلة لتركيز النحاس في التربة علاوة على كونه من العناصر المغذية الصغرى الأساسية للنبات. اما تركيز النحاس الجاهز فقد بلغ 0.65 ملغم كغم⁻¹ وهو ضمن الحدود المقبولة ولا يوجد أي ضرر منه في التربة بالنسبة لتلوثها.

4-6-4- الفناديوم (V^{+4})

تشير نتائج جدول 4-4 إلى ان تركيز الفناديوم الكلي في تربة الدراسة بلغ 16.10 ملغم كغم⁻¹ وهو ضمن الحدود المسموح بها لتركيز الفناديوم في التربة البالغة 129 ملغم كغم⁻¹ حسب Kabata و Krakowiak (2011) وبذلك فانه لا يشكل أي خطورة على التربة من حيث التلوث.

اما التركيز الجاهز للفناديوم فقد بلغ 0.72 ملغم كغم⁻¹ ويعد من التراكيز القليلة بالنسبة للعنصر

4-6-5- الكاديوم (Cd^{+2})

بلغ تركيز الكاديوم الكلي في التربة 0.50 ملغم كغم⁻¹ وهو اعلى من الحدود القصوى لتواجد الكاديوم في التربة البالغة 0.04 ملغم كغم⁻¹ حسب Krakowiak و kabata (2011) وبذلك فان هنالك مشكلة في زيادة تركيز الكاديوم في التربة, الا انه اقل من الحدود المسموح بها لتلوث التربة بالكاديوم البالغة 3.00 ملغم كغم⁻¹ (WHO, 2003) وقد يعود وجوده في هذه التراكيز الى الأسمدة الفوسفاتية التي تضاف الى التربة او مع استعمال المبيدات الزراعية (Scragg, 2006). اما التركيز الجاهز لعنصر الكاديوم في التربة فقد بلغ 0.21 ملغم كغم⁻¹ وهو قليل نسبيا وغير مؤثر في تلوث التربة بالكاديوم

4-6-6- الرصاص (Pd^{+2})

بلغ تركيز الرصاص الكلي في تربة الدراسة قبل الزراعة 16.99 ملغم كغم⁻¹ (جدول 4-4) وهو اقل من الحدود القصوى المسموح بها لتواجد الرصاص في التربة البالغة 100 ملغم كغم⁻¹ (WHO, 2003) وهو بذلك اقل من تركيز تواجد الرصاص في التربة البالغة 27.00 ملغم كغم⁻¹ حسب Krakowiak و kabata (2011) وبذلك فانه لا ضرر من تواجده في التربة . بلغ تركيز الرصاص الجاهز في التربة 1.97 ملغم كغم⁻¹ ويعد من التراكيز القليلة للرصاص في التربة وليس له اثر ضار .

4-6-7- النيكل (Ni^{+2})

بلغ تركيز النيكل الكلي في تربة الدراسة قبل الزراعة 19.57 ملغم كغم⁻¹ (جدول 4-4) وهو اقل بكثير من الحدود الطبيعية لتواجد النيكل في التربة البالغة 29.00 ملغم كغم⁻¹ حسب Krakowiak و kabata (2011) كما انه اقل من الحدود القصوى المسموح بها للنيكل في التربة البالغة 50.00 ملغم كغم⁻¹ (WHO, 2003) وبذلك فانه لا توجد مشكلة بالنسبة لتواجده في التربة من حيث تلوثها. اما النيكل الجاهز في التربة فقد بلغ 1.55 ملغم كغم⁻¹ وهو من التراكيز القليلة للعنصر في التربة وبذلك فانه لا يشكل خطورة في تلوث التربة وذلك لانه من العناصر الأساسية في تغذية النبات, اذ لا يمكن للنبات اكمال دورة حياته بدونه) (harasim واخرون, 2015) .

4-6-8- المنغنيز (Mn^{+2})

بلغ تركيز المنغنيز الكلي في تربة الدراسة قبل الزراعة 22.03 ملغم كغم⁻¹ (جدول 4-4) وهو اقل بكثير من التراكيز الطبيعية لتواجد العنصر في التربة البالغة 488 ملغم كغم⁻¹ kabata و Krakowiak (2011) . اما تركيز المنغنيز الجاهز في التربة فقد بلغ 1.59 ملغم كغم⁻¹ ويعد من التراكيز القليلة للعنصر في التربة .

4-6-9- الكوبلت (Co^{+2})

يبين جدول 4-4 ان تركيز الكوبلت الكلي في تربة الدراسة قبل الزراعة بلغ 15.02 ملغم كغم⁻¹ وهو اعلى من الحدود الطبيعية لتواجد الكوبلت في التربة البالغة 8.00 ملغم كغم⁻¹ حسب kabata و Krakowiak (2011) وبذلك فان وجوده يشكل خطورة في تلوث التربة به وقد يعود ذلك الى عدة عوامل منها نوعية ماده الأصل وعمليات التجويه علاوه على الانشطه البشرية و عمليات التسميد (havlin, 2014) . اما تركيزه الجاهز فقد بلغ 1.20 ملغم كغم⁻¹ ويعد مناسب في التربة لان الكوبلت من العناصر المغذية التي يحتاجها النبات بكميات قليلة جدا .

4-6-10- الكروم (Cr^{+6})

تبين نتائج التحليل الكيمائي لتربة الدراسة قبل الزراعة ان تركيز الكروم الكلي في التربة بلغ 16.50 ملغم كغم⁻¹ (جدول 4-4) وهو اقل بكثير من الحدود القصوى لتواجد الكروم في التربة البالغة 66.00 ملغم كغم⁻¹ وفق kabata و Krakowiak (2011) وبذلك فانه لا توجد مشكلة في تواجده في تربة الدراسة . بلغ تركيز الكروم الجاهز 1.77 ملغم كغم⁻¹ ويعد مناسب لوجوده في التربة , اذ يعد الكروم من العناصر المغذية الضرورية التي يحتاجها النبات بكميات قليلة (Sharma , Bhalerao, 2015) .

7-4-تراكيز الايونات الذائبة في التربة بعد الزراعة

تبين نتائج التحليل الكيميائي للتربة تراكيز الايونات الذائبة (مليمكافىء لتر⁻¹) (جدول 4-5) بعد الزراعة وباستعمال نوعيات مياه ري مختلفة وكما يلي :

1-7-4-الايونات الموجبة الذائبة

1-1-7-4- الكالسيوم (Ca^{+2})

اختلفت تراكيز الكالسيوم الذائب في محلول التربة بعد الزراعة معنويا فقد كانت اعلى قيمة في التربة المروية بمياه صرف الصحي غير المعالج بلغت 34.28 مليمكافىء لتر⁻¹ ولم تختلف التراكيز معنويا بين التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة .

عند مقارنة تركيز الكالسيوم الذائب في التربة قبل الزراعة مع نظيره في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة بعد الزراعة, نجد ان التركيز زادت من 10.50-34.28 مليمكافىء لتر⁻¹, وقد يعود ذلك الى احتواء مياه الصرف الصحي غير المعالجة على تراكيز عالية من الكالسيوم بلغت 14.97 مليمول لتر⁻¹ (جدول 4-1). تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه مليطان واخرون (2019) وعبد الكريم واخرون (2021) الذين بينوا ان الري بمياه الصرف الصحي غير المعالج يؤدي الى زيادة تراكيز ايونات الكالسيوم في محلول التربة .

لم تختلف تراكيز الكالسيوم الذائب في محلول التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة معنويا عن التربة المروية بمياه الاسالة على الرغم من زياده التراكيز في التربة المروية بمياه الاسالة, اذ بلغت 12.20 مليمكافىء لتر⁻¹ في حين كان في التربة المروية بالمياه المعالجة 10.50 مليمكافىء لتر⁻¹ وهذا يعود الى اختلاف تراكيز الكالسيوم في المياه المعالجة ومياه الاسالة اذ كانت 2.81 و 4.13 مليمول لتر⁻¹ على تتابع(جدول4-1).

جدول 4-5. بعض الصفات الكيميائية والفيزيائية للتربة بعد الزراعة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري.

قيم LSD	القيمة			الوحدة	الصفة
	تربة مروية بمياه الاسالة (A)	تربة مروية بمياه معالجة (B)	تربة مروية بمياه صرف صحي غير معالجة (C)		
1.497*	2.50	2.21	6.80	ديسيمنز م ⁻¹	الايصالية الكهربائية (EC 1:1)
NS	7.60	7.70	7.58	-----	تفاعل التربة (pH 1:1)
1.961*	4.60	3.96	18.13	غم كغم ⁻¹ تربة	المادة العضوية
1.536*	11.37	11.37	13.15	سنتي مول شحنة كغم ⁻¹	السعة التبادلية للأيونات الموجبة (CEC)
0.216*	1.44	1.05	1.83	(مليمول شحنة لتر ⁻¹) ^½	نسبة امتزاز الصوديوم (SAR)
الايونات الذائبة					
1.163*	12.20	10.50	34.28	ملي مكافئ لتر ⁻¹	الكالسيوم Ca ⁺²
1.301*	8.30	6.90	22.59		المغنسيوم Mg ⁺²
1.280*	4.60	3.10	9.70		الصوديوم Na ⁺
0.252*	0.80	0.70	1.21		البوتاسيوم K ⁺
1.540*	3.19	3.16	11.24		الكبريتات SO ₄ ⁻²
3.114*	20.25	16.30	54.30		الكلورايد Cl ⁻¹
0.316*	0.70	0.61	2.54		البيكاربونات HCO ₃ ⁻
	Nil	Nil	Nil		الكاربونات CO ₃ ²⁻
العناصر المغذية الكبرى					
1.970*	8.90	6.10	22.10	ملغم كغم ⁻¹ تربة	الفسفور الجاهز
1.503*	6.13	7.50	10.70		النتروجين الجاهز
7.450*	70.00	68.00	98.00		البوتاسيوم الجاهز

4-1-7-2- المغنسيوم (Mg⁺²)

بلغت اعلى قيمة لايونات المغنسيوم الذائب في محلول التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة , 22.59 مليمكافئ لتر⁻¹ وقد اختلفت معنويا عن تراكيز المغنسيوم في الترب المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والمروية بمياه الاسالة اذ بلغت التراكيز 6.90 , 8.30 مليمكافئ لتر⁻¹ على تتابع وقد اختلفا بدورهما معنويا .ان زيادة تركيز المغنسيوم في التربة نتيجة الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى المستوى العالي لايونات

المغنيسيوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة , اذ بلغت 10.29 مليمول لتر⁻¹ (جدول 4-1) وبذلك فقد ازداد تراكم المغنيسيوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي , اذ زاد التركيز من 6.11 مليمكافىء لتر⁻¹ قبل الزراعة الى 22.59 مليمكافىء لتر⁻¹ تتفق هذه النتائج مع ما توصل اليه عبد الكريم واخرون (2021) والمنصوري واخرون (2016) الذي بينوا زيادة في تركيز المغنيسيوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج .

3-1-7-4- الصوديوم (Na^+)

عن التربة المروية بمياه مختلفة النوعية , اذ بلغ اعلى تركيز في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة 9.70 مليكافىء لتر⁻¹ في حين كان في التريتين المرويتين بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة 3.10, 4.60 مليكافىء لتر⁻¹ على تتابع والتي اختلفت معنويا فيما بينها تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه Mohanavelu واخرون (2021) ومليطان واخرون (2019) الذين بينوا زياده تركيز الايونات الموجبة في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة .

ان زياده تراكم الصوديوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي الغير معالجة يعود الى زيادة تركيز الصوديوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة والتي بلغت 24.16 مليمول لتر⁻¹ (جدول 4-1). تتلائم هذه النتائج مع ما ذكره المنصوري واخرون (2016) .

ان زيادة تركيز الصوديوم في التربة يؤدي الى الحاق الضرر بالصفات الفيزيائية للتربة كالبناء والنفاذية والاخلال في التوازن الايوني لمحلول التربة .

4-1-7-4- البوتاسيوم (K^+)

بلغ اعلى تركيز للبوتاسيوم الذائب في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج بعد الزراعة 1.21 مليمكافىء لتر⁻¹ وقد اختلف معنويا عن تركيز البوتاسيوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة (0.70 مليكافىء لتر⁻¹) وعن التركيز في التربة المروية بمياه الاسالة (0.80 مليمكافىء لتر⁻¹) ولذان لم يختلفان فيما بينهما معنويا .

عند مقارنة تركيز البوتاسيوم الذائب في التربة قبل الزراعة بالتربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة نجد زيادة في التركيز فقد ازداد من 0.75 - 1.21 مليمكافىء لتر⁻¹ وقد يعود ذلك الى البوتاسيوم الموجود مع المواد العضوية في مياه الصرف الصحي . تتلائم هذه النتائج مع ما ذكر مليطان واخرون (2019) و وراق ومتوكل (2013) الذين بينوا زياده في تركيز البوتاسيوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي .

2-7-4- الأيونات السالبة الذائبة

1-2-7-4- لكبريتات (SO_4^{2-})

اختلفت تراكيز الكبريتات الذائبة في محلول التربة بعد الزراعة معنويا فقد كانت اعلى قيمة في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج بلغت 11.24 مليمكافىء لتر⁻¹ ولم تختلف التراكيز معنويا بين التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة . عند مقارنة تركيز الكبريتات الذائبة في التربة قبل الزراعة مع نظيرتها في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة بعد الزراعة , نجد ان التركيز زاد من 1.95-11.24 مليمكافىء لتر⁻¹, وقد يعود ذلك الى احتواء مياه الصرف الصحي غير المعالجة على تراكيز عالية من الكبريتات بلغت 13.97 مليمول لتر⁻¹ (جدول 1-4). تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه مليطان واخرون (2019) وعبد الكريم واخرون (2021) الذين بينوا أن الري بمياه الصرف الصحي غير المعالج يؤدي الى زيادة تركيز ايونات الكبريتات في محلول التربة .

لم تختلف تراكيز الكبريتات الذائبة في محلول التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة معنويا عن التربة المروية بمياه الاسالة على الرغم من زياده التراكيز في التربة المروية بمياه الاسالة , اذ بلغت 3.19 مليمكافىء لتر⁻¹ في حين كان في التربة المروية بالمياه المعالجة 3.16 مليمكافىء لتر⁻¹ وهذا يعود الى اختلاف تراكيز الكبريتات في المياه المعالجة ومياه الاسالة اذ كانت 1.73 و1.90 مليمول لتر⁻¹ على تتابع (جدول 1-4).

2-2-7-4- الكلوريدات (Cl^-)

بلغت اعلى قيمة لايونات الكلوريدات الذائبة في محلول التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة 54.30 مليمكافىء لتر⁻¹ وقد اختلفت معنويا عن تراكيز الكلوريدات في الترب المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والمروية بمياه الاسالة , اذ بلغت التراكيز 16.30, 20.25 مليمكافىء لتر⁻¹ على تتابع ولم يختلفا فيما بينهما معنويا .

ان زيادة تركيز الكلوريدات في التربة نتيجة الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى المستوى العالي لايونات الكلوريدات في مياه الصرف الصحي غير المعالجة , اذ بلغت 24.23 مليمول لتر⁻¹ (جدول 1-4) وبذلك فقد ازداد تراكم الكلوريدات في التربة المروية بمياه الصرف الصحي , اذ زاد التركيز من 17.53 مليمكافىء لتر⁻¹ قبل الزراعة الى 54.30 مليمكافىء لتر⁻¹. تنجسم هذه النتائج مع ما توصل اليه عبد الكريم واخرون (2021) والمنصوري واخرون

(2016) الذي بينوا زيادة في تركيز الكلوريدات في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج

4-7-2-3- البيكاربونات HCO_3^-

اختلف تركيز البيكاربونات الذائبة في التربة بعد الزراعة معنويا في التربة المروية بمياه مختلفة النوعية , اذ بلغ اعلى تركيز في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة 2.54 مليكافى لتر⁻¹ في حين كان في الترتين المرويتين بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة 0.61 و 0.70 مليكافى لتر⁻¹ على تتابعوالتي لم تختلف معنويا فيما بينها .تتلائم هذه النتائج بما توصل اليه Mohanavelu وآخرون (2021) ومليطان وآخرون (2019) الذين بينوا زيادة تركيز الايونات السالبة في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة . ان زياده تركيز البيكاربونات في التربة المروية بمياه الصرف الصحي الغير معالجة ويعود الى زيادة تركيز البيكاربونات في مياه الصرف الصحي غير المعالجة والتي بلغت 2.50 مليمول لتر⁻¹ (جدول 4-1) .تتلائم هذه النتائج مع مذكره المنصوري وآخرون (2016) .

4-8-العناصر المغذية الكبرى NPK الجاهزة

4-8-1-النروجين (N)

تبين نتائج جدول 4-5 وجود فروق في تركيز النروجين الجاهز في التربة المروية بمياه ري مختلفة بعد الزراعة , اذ تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة في زياده تركيز النروجين في التربة بلغ 10.70 ملغم كلغم⁻¹ في حين بلغ في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة 7.50 ملغم كلغم⁻¹ تر به وهي لم تختلف معنويا عن تركيز النروجين في التربة المروية بمياه الاسالة الذي بلغ 6.13 ملغم كلغم⁻¹ تربة . ان تفوق تركيز النروجين في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى المادة العضوية الموجوده في مياه الصرف الصحي والتي بتحليلها تزيد من تركيز النروجين, علاوه على ارتفاع تركيز النروجين في مياه الصرف الصحي غير المعالجة التي بلغت 2.50 مليمول لتر⁻¹ (جدول 4-1) , كما ان المياه الوارده في الأراضي الزراعية والتي تستعمل الاسمدة النروجينية مع ماء البزل والتي تطرح مع مياه الصرف الصحي لها دور كبير في زيادة تركيز النروجين في مياه الصرف الصحي والتي بدورها تنتقل الى التربة عند الري بها (محمد ورجب, 2017).

4-8-2-الفوسفور (P)

تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج بزيادة تركيز الفسفور الجاهز فيها معنويا على التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالج والتربة المروية بمياه الاسالة , اذ بلغت التراكيز 22.10 , 6.10 , 8.90 ملغم كغم⁻¹ تربة على تتابع (جدول 4-5). زاد تركيز الفسفور في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج بعد الزراعة من 6.00 ملغم كغم⁻¹ قبل الزراعة الى 22.10 ملغم كغم⁻¹ وقد يعود ذلك الى الأسمدة الفوسفاتية التي تضاف للتربة الزراعية والتي تنتقل مع مياه البزل الى شبكات الصرف الصحي علاوة على المياه التي تأتي من مخلفات المعامل والتي تحتوي على الفسفور مثل معامل انتاج المنظفات كالشامبو والصابون وغيرها . تتلائم هذه النتائج مع ما بينه محمد ورجب (2017) من زيادة تركيز الفسفور في مياه الصرف الصحي والتي يؤدي الى زيادة تركيز الفسفور في التربة عند الري بها .

4-8-3-البوتاسيوم (K⁺)

تشير نتائج جدول 4-5 الى وجود فروق معنوية في تركيز البوتاسيوم الجاهز في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري , اذ تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج معنويا بتركيز البوتاسيوم الجاهز بلغ 98.00 ملغم كغم⁻¹ وجاءت التربة المروية بمياه الاسالة ثانيا , اذ بلغ تركيز البوتاسيوم الجاهز 70.00 ملغم كغم⁻¹ ثم التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة حيث بلغ تركيز البوتاسيوم 68.00 ملغم كغم⁻¹. ان تفوق التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج بزيادة تركيز البوتاسيوم قد يعود الى زيادة تركيز البوتاسيوم الذائب بمياه الصرف الصحي غير المعالج (8.23 ملغم لتر⁻¹) (جدول 4-1) مقارنة بتركيز البوتاسيوم في مياه الاسالة ومياه الصرف الصحي المعالجة . تتلائم هذه النتائج مع مذكره المنصوري واخرون (2016) الذين بينوا زيادة في تركيز البوتاسيوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة .

9-4- تأثير الري بمياه الصرف الصحي في بعض صفات التربة الكيميائية

9-4-1- تفاعل التربة (pH)

توضح نتائج جدول 4-5 عدم وجود فروق معنوية في درجة تفاعل التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري الا ان القيم جميعها تميل الى القاعدية ,ازدادت قيمة تفاعل التربة في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة نسبة الى قيمتها في التربة قبل الزراعة (7.06-7.58) وقد يعود ذلك الى وجود الطحالب والهائمات النباتية في مياه الصرف الصحي والتي تسهم في تحول ايون البيكاربونات الى ايونات الكربونات وغاز ثاني أوكسيد الكربون وان عملية استهلاك غاز CO₂ تؤدي الى زيادة الأسس الهيدروجيني للمياه والتي تنعكس على التربة المروية بها .يلاحظ زيادة درجة تفاعل التربة في التربة المروية بالمياه المعالجة ومياه الاسالة اذ بلغت 7.60 ,7.70 على تتابع. ان ارتفاع قيم تفاعل التربة في هذه التربة قد يعود الى العلاقة الشبه عكسية بين ملوحة التربة ودرجة تفاعلها .تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه الياسري (2007) و مليطان واخرون (2019) الذين اوضحوا زياده قيم التفاعل التربة نتيجة الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة وميلها الى القاعدية الخفيفة .

9-4-2-ملوحة التربة (Soil salinity)

توضح نتائج التحليل الكيميائي للتربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري (جدول-5 4) الى زيادة الايصاليه الكهربائيه للتربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج معنويا عن التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة اذ بلغت 6.80 و 2.21 و 2.50 ديسيمنز م⁻¹ على تتابع.ان زيادة قيمة الايصالية الكهربائيه للتربة المروية بمياه الصرف الصحي غير معالج قد يعود الى زيادة كمية المواد الملوثه المطروحة فيها وبالتالي زيادة تركيز الاملاح فيها (السعيدى والعبودي ,2010) ويلاحظ ذلك من نتائج جدول 4-1 الذي يشير الى زيادة تراكيز الايونات الموجبة والسالبة في مياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة والتي تنعكس على ملوحة التربة نتيجة الري بها , وتتفق هذه النتائج مع ما أشار اليه مليطان واخرون (2019) الذين بينوا زيادة قيم الإيصالية الكهربائيه للتربة المروية بمياه صرف صحي غير معالجة, كما يلاحظ زيادة قيم الايصالية الكهربائيه للتربة المروية بالمياه العادمة المعالجة مقارنة بقيمتها في التربة قبل الزراعة ,اذ ازدادت من 2.15- 2.21 ديسيمنز م⁻¹ وقد يعود ذلك الى تركيز الايونات الموجبة والسالبة الموجوده في مياه الصرف الصحي المعالجة والتي تتراكم في التربة مع الزمن نتيجة الري بها . تتلائم هذه النتائج مع

ما توصل اليه ميلاد واخرون (2019) الذين بينوا زيادة في قيمة الايصالية الكهربائية للتربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة , كما يلاحظ ذلك أيضا في التربة المروية بمياه الاسالة .

4-9-3-المادة العضوية (Organic matter)

توضّح نتائج جدول 4-5 وجود فروق معنوية في كمية المادة العضوية في التربة نتيجة الري بنوعيات مياه مختلفة , اذ تفوقت التربة المعاملة بمياه الصرف الصحي على التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالج ومياه الاسالة بكمية المادة العضوية اذ بلغت 18.13 و 3.96 و 4.60 غم كغم⁻¹ على تتابع. ان زيادة كمية المادة العضوية في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالج قد يعود الى المواد العضوية المختلفة الموجوده في هذه المياه (García-Orenes واخرون, 2015 و هرموش , 2013). تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه Palese واخرون (2006) وميلاد واخرون (2019) الذين اوضحوا زيادة المادة العضوية في التربة التي تروى بمياه صرف صحي غير معالجة نتيجة لوجود كمية جيدة من المواد العضوية في هذه المياه .

4-9-4-السعة التبادلية للايونات الموجبة (CEC)

اشارت نتائج جدول 4-5 الى فروق معنوية في قيمة السعة التبادلية للايونات الموجبة (CEC) للتربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري , اذ تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي معنويا على التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالج والتربة المروية بمياه الاسالة فقد بلغت القيم 13.15 و 11.37 و 11.37 و 11.37 سنت مول شحنة كغم⁻¹ على تتابع وقد ازدادت قيمة (CEC) للتربة من 11.36 قبل الزراعة الى 13.15 سنتي مول شحنة كغم⁻¹ بعد الزراعة. ان زيادة قيمة (CEC) للتربة المروية بمياه الصرف الصحي غي المعالجة قد يعود الى المواد العضوية التي اضيفت للتربة والتي مصدرها مياه الصرف الصحي غير المعالجة ' اذ تعد المادة العضوية من اهم العوامل التي تؤثر في قيمة السعة التبادلية للايونات الموجبة في التربة لانها تحتوي على المجاميع الفعالة النشطة مثل NH_2^- و $COOH^-$ و OH^- والتي تتاين لتضيف شحنة سالبة في التربة علاوه على وجود الحوامض الدباليه كالهيومك والفولفك في المادة العضوية عند تحللها والتي لها القدرة العالية على ربط ومسك العناصر الثقيلة وذلك بتكوين مركبات مخلبية بمواصفات تركيبية وكيميائية مختلفة (التميمي, 1997) ولم تتاثر قيمة (CEC) في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة او مياه الاسالة .

4-9-5- نسبة امتزاز الصوديوم (SAR)

دلت نتائج التحليل الكيميائي للتربة بعد الزراعة (جدول 4-5) الى ارتفاع قيمة نسبه امتزاز الصوديوم للتربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج معنويا عن التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة اذ بلغت القيم 1.83 و 1.05 و 1.44 (مليمول شحنة لتر⁻¹)^{1/2} على تتابع, وبذلك فقد زادت قيمة نسبه امتزاز الصوديوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة من 1.44 (مليمول شحنة لتر⁻¹)^{1/2} في التربة قبل الزراعة (جدول 4-1) الى 1.83 (مليمول شحنة لتر⁻¹)^{1/2}, ويُعزى الارتفاع في قيمة نسبة امتزاز الصوديوم في هذه المياه مقارنةً بالمياه المعالجة، مقابل انخفاض نسبي في تركيزي الكالسيوم والمغنيسيوم، مما يخلّ بالتوازن الأيوني في محلول التربة. هذا الخلل يؤدي إلى إحلال الصوديوم محل الكاتيونات ثنائية الشحنة على معقد التبادل الكاتيوني، وبالتالي رفع قيمة SAR، مما قد ينعكس سلبيًا على خواص التربة الفيزيائية والكيميائية، لا سيما نفاذية التربة وبنيتها، وهذا يتفق مع ما أشار اليه المنصوري واخرون (2016) الذين بينوا زيادة قيمة نسبة امتزاز الصوديوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة .

ان استمرار الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة سوف يؤدي الى زيادة ايونات الصوديوم القابلة للتبادل في التربة الذي قد يؤثر في نمو النباتات الحساسة للصوديوم و تؤثر كذلك في التوازن الايوني لمحلول التربة .

4 - 10 تركيز العناصر الثقيلة الكلية والجاهزة في التربة بعد الزراعة

يوضح الجدولين 4-6 و4-7 تراكيز العناصر الثقيلة في التربة بعد الزراعة نتيجة الري

بنوعيات مختلفة من مياه الري وكما يلي :

جدول (4 - 6) تركيز العناصر الثقيلة الجاهزة في التربة بعد الزراعة (مليغرام كغم⁻¹)

Cr^{+6}	Co^{+2}	Mn^{+2}	Ni^{+2}	Pb^{+2}	Cd^{+2}	V^{+4}	Cu^{+2}	Fe^{+2}	Zn^{+2}	التربة
0.56	0.11	0.18	0.30	0.82	0.02	0.02	0.07	2.13	0.42	تربة مروية بمياه الاسالة (A)
0.90	0.04	0.26	0.24	0.56	0.02	0.03	0.17	1.26	0.38	تربة مروية بمياه معالجة (B)
5.18	1.13	7.02	1.47	1.90	0.10	0.60	0.79	30.12	1.04	تربة مروية بمياه صرف صحي غير معالجة (C)
0.14*	0.10*	0.14*	0.75*	0.81*	0.04*	0.10*	0.07*	1.13*	0.09*	LSD 5%

جدول (4 - 7) تركيز العناصر الثقيلة الكلية في التربة بعد الزراعة (مليغرام كغم⁻¹)

Cr^{+6}	Co^{+2}	Mn^{+2}	Ni^{+2}	Pb^{+2}	Cd^{+2}	V^{+4}	Cu^{+2}	Fe^{+2}	Zn^{+2}	التربة
11.26	12.15	16.63	18.31	15.74	0.44	15.29	14.51	3346.10	14.58	تربة مروية بمياه الاسالة (A)
15.21	13.80	20.59	18.27	15.73	0.40	15.27	14.36	3344.18	14.10	تربة مروية بمياه معالجة (B)
98.23	20.60	89.00	20.33	17.50	0.68	16.98	16.92	3396.10	16.13	تربة مروية بمياه صرف صحي غير معالجة (C)
5.068*	NS	8.540*	NS	NS	0.144*	NS	NS	6.280*	NS	LSD 5%

4-10-1 الحديد (Fe^{+2})

اشارت نتائج التحليل الكيميائي لجدول 4-7 الى وجود اختلافات معنوية في تركيز الحديد الكلي في التربة بعد الزراعة نتيجة الري بنوعيات مختلفة من مياه الري, اذ بلغت اعلى قيمة في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة 3396.10 ملغم كغم⁻¹ في حين كانت الأقل في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة ثم في التربة المروية بمياه الاسالة اذ بلغت 3344.180 و 3346.100 ملغم كغم⁻¹ على تتابع.

ان ارتفاع تركيز الحديد الكلي في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج مقارنة بنوعيات المياه الأخرى قد يعود الى احتواء مياه الصرف الصحي غير المعالج على تراكيز عالية من الحديد مقارنة بالنوعيات الأخرى من المياه مما أدى الى زيادة تراكمه في التربة . تتفق هذه النتائج مع ما توصل اليه حسنين (2001) والمنصوري واخرون (2016) الذين بينوا زياده تراكم الحديد في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة والذي يحتوي على تراكيز عالية من الحديد (خلف واخرون, 2013).

اما بالنسبة للحديد الجاهز في التربة فقد بينت نتائج الجدول وجود اختلافات معنوية في تركيز الحديد الجاهز في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري , اذ تفوقت التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالج معنويا على التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالج والتربة المروية بمياه الاسالة , اذ بلغت التراكيز 30.12 و 1.26 و 2.13 ملغم كغم⁻¹ على تتابع. ان زيادة تركيز الحديد الجاهز في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالج مقارنة بالتربة المروية بالنوعيات الأخرى من المياه قد يعود الى زيادة تركيز الحديد في مياه الصرف الصحي غير المعالج مقارنة بنوعيات المياه الأخرى (جدول 4-1) وهذه النتائج تتفق مع ماوجده عاتي (2004) الذي بين ان تركيز العناصر الثقيلة في مياه الصرف الصحي اعلى مما موجود في مياه نهر الفرات كما تتفق هذه النتائج مع ما ذكره الاعظمي (1981) الذي بين ان المادة العضوية في مياه الصرف الصحي غير المعالجة تزيد في تركيز الحديد الجاهز في التربة .

4-10-2 الزنك (Zn^{+2})

بينت نتائج الجدول 4-7 عدم وجود فروق معنوية في تركيز الزنك الكلي في التربة المروية بنوعيات مختلفة من المياه بعد الزراعة اذ بلغت التراكيز 16.13 و 14.10 و 14.58 ملغم كغم⁻¹ للتربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة والتربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة على تتابع. ان عدم وجود

فروق معنوية في تركيز الزنك الكلي في التربة المعاملة بنوعيات مختلفة رغم زيادته في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة, ويُعزى ذلك إلى أن الزنك الكلي يُمثل الشكل غير المتاح مباشرة للنبات، ويتراكم في التربة بشكل تدريجي يعتمد على الزمن وطبيعة التربة، كما أن التباين داخل المعاملات قد يكون مرتفعاً، مما أدى إلى انخفاض القدرة على كشف الفروقات الإحصائية، بالرغم من وجود اختلافات عددية بين المعاملات وتتفق هذه النتائج مع ما توصل إليه المنصوري وآخرون (2016) الذين أشاروا إلى عدم حصول زيادة في تركيز الزنك في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالجة نتيجة امتصاصه من قبل النبات كونه من العناصر المغذية الصغرى أما بالنسبة للزنك الجاهز في التربة فقد بينت نتائج التحليل الإحصائي للجدول (4-6) وجود فروق معنوية في تركيز الزنك الجاهز في التربة المعاملة بنوعيات مختلفة من مياه الري، إذ تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة بامتلاكها لأعلى تركيز بلغ 1.04 ملغم كغم⁻¹ في حين بلغ في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة 0.38 ملغم كغم⁻¹ وفي التربة المروية بمياه الاسالة 0.42 ملغم لتر⁻¹ وقد توافقت هذه التراكيز مع التراكيز الكلية للزنك في التربة وتراكيز الزنك في نوعيات المياه المختلفة (الجدولين 4-2 و 7-4). تتلائم هذه النتائج مع ما توصل إليه El-Mowelhi وآخرون (1994) الذين بينوا أن مياه الصرف الصحي تحتوي على أيونات العناصر الصغرى مثل الزنك والتي تزداد جاهزيتها في التربة باستمرار الري، كما تتفق هذه النتائج مع ما ذكره Mohammed وآخرون (2010) الذين بينوا ارتفاع تراكيز الزنك في التربة المروية بمياه الصرف الصحي.

4-10-3- النحاس (Cu⁺²)

أشارت النتائج في جدول 4-7 إلى عدم وجود فروق معنوية في تركيز النحاس الكلي في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري على الرغم من زياده التركيز في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة إذ بلغت 16.92 و 14.36 و 14.51 ملغم كغم⁻¹ للتربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة والتربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة على تتابع، وقد تعود زيادة تركيز النحاس الكلي في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة إلى تركيز النحاس في مياه الصرف الصحي غير المعالجة البالغة 0.99 ملغم كغم⁻¹ (جدول 4-2). تتوافق هذه النتائج مع ما توصل إليه المنصوري وآخرون (2016) الذين بينوا زياده في تركيز النحاس في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة عند مقارنة تركيز النحاس الكلي في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة مع

الحدود الحرجه للنحاس في التربة (Kabata و Krakowiak , 2011) البالغة 60-150 ملغم Cu كغم⁻¹ نجد انها لم تتجاوز الحدود الحرجة . وجدت فروقات معنوية في تركيز النحاس الجاهز في التربة (جدول 4-6) في التربة المروية بنوعيات مختلفة من المياه , اذ تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي على التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة و بلغت تراكيز النحاس الجاهزة 0.79 و 0.17 و 0.07 ملغم كغم⁻¹ على تتابع . ان زياده تركيز النحاس الجاهز في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بالتربة المروية بنوعيات مياه أخرى قد يعزى الى زيادة تركيز النحاس اصلا في مياه الصرف الصحي غير المعالجة (جدول 4-2) وتتفق هذه النتائج مع ما توصل اليه El-Mowelhi واخرون (1994) الذين وجدوا زيادة في تركيز النحاس الجاهز في التربة المروية بمياه صرف صحي غير المعالجة .

4-10-4- الفناديوم(V⁺)

تشير نتائج الجدول 4-7 الى عدم وجود فروق معنوية في تركيز الفناديوم الكلي في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري رغم زيادتها في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة , اذ بلغت تراكيز الفناديوم 16.98 و 15.27 و 15.29 ملغم كغم⁻¹ للتربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة والتربة المروية بمياه صرف صحي معالج والتربة المروية بمياه الاسالة على تتابع

ان زيادة تركيز الفناديوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى زيادة تركيز العنصر من مياه الصرف الصحي غير المعالجة البالغة 0.90 ملغم لتر⁻¹ (جدول 4-2) و زيادة تراكمه في التربة عند الري بهذه المياه . تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه المنصوري واخرون (2016) الذين اوضحوا ان الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة يزيد من تركيز العناصر الثقيلة في التربة التي تروى بها ويلاحظ ان جميع التراكيز لم تتجاوز الحدود المسموح بها للعنصر في التربة البالغة 150 ملغم كغم⁻¹ (Kabata و Krakowiak, 2011). بينت نتائج جدول 4-6 وجود فروقات معنوية في تركيز الفناديوم الجاهز في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري, اذ تفوقت معنويا التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة على التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة فبلغت التراكيز 0.60 و 0.03 و 0.02 ملغم كغم⁻¹ على تتابع. قد يعود زيادة تركيز الفناديوم الجاهز في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة الى زيادة تركيز العنصر في مياه الصرف الصحي غير المعالجة .

4-10-5- الكاديوم (Cd^{+2})

دلت نتائج جدول 4-7 على وجود فروقات معنوية في تركيز الكاديوم الكلي في التربة المروية بنوعيات مختلفة من المياه , اذ ازدادت معنويا في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بالتربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة فبلغت التراكيز 0.68 و 0.40 و 0.44 ملغم كغم⁻¹ على تتابع. ان زيادة تركيز الكاديوم في التربة بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى زيادة تركيز الكاديوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة البالغة 0.40 ملغم لتر⁻¹ (جدول 4-2) مقارنة بنوعيات المياه الأخرى .

تتفق هذه النتائج مع ما أشار اليه خلف وآخرون (2013) الذين بينوا وجود ايون الكاديوم في مياه الصرف الصحي والذي يؤدي الى زيادة تراكمه في التربة نتيجة الري به ومع ذلك فان تركيز الكاديوم في التربة لم يتجاوز الحدود الحرجة المسموح بها لتركيز العنصر في التربة البالغة 3.00 ملغم كغم⁻¹ (WHO, 2003). عند مقارنة تركيز الكاديوم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة مع تركيز العنصر في التربة عالميا , نجد ان التركيز كان اعلى من المتوسط العالي للكاديوم في التربة البالغ 0.41 ملغم كغم⁻¹ (Krakowiak و kabata , 2011). تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة بزيادة تركيز الكاديوم الجاهز فيها (جدول 4-6) اذ بلغ 0.10 ملغم كغم⁻¹ مقارنة بالتربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة والبالغة 0.02 ملغم كغم⁻¹ . ان زيادة تركيز الكاديوم الجاهز في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى زيادة تركيز الكاديوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة (جدول 4-2).

4-10-6- الرصاص (Pd^{+2})

بلغت تراكيز الرصاص الكليه في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة 17.50 ملغم كغم⁻¹ (جدول 4-7) وهي لا تختلف معنويا عن تركيز الرصاص في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة التي بلغت 15.73 ملغم كغم⁻¹ و التربة المروية بمياه الاسالة التي بلغت 15.74 ملغم كغم⁻¹. ان زيادة تركيز الرصاص في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد تعود الى زيادة تركيز الرصاص في مياه الصرف الصحي غير المعالجة البالغة 0.69 ملغم لتر⁻¹ (جدول 4-2) . يلاحظ ان تركيز الرصاص الكلي في التربة لم يصل الى الحدود القصوى المسموح بها للرصاص في التربة البالغة 100 ملغم كغم⁻¹ (WHO, 2003) , كما ان تركيز الرصاص الكلي في التربة قريب من متوسط تركيز الرصاص في التربة عالميا وتقع ضمن

الحد الأدنى لمحتوى التربة الكلية من الرصاص (17-65) ملغم كغم⁻¹ حسب kabata و Krakowiak (2011). تتلائم هذه النتائج مع مذكره Sushil وآخرون (2019) في أن مياه الصرف الصحي تحتوي على عناصر ثقيلة مثل الرصاص والتي عند الري بها تتراكم في التربة وتلوثها. اختلفت تراكيز الرصاص الجاهز في التربة المروية بمياه ري مختلفة معنويا , إذ تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة معنويا وبلغ تركيز الرصاص الجاهز فيها 1.90 ملغم كغم⁻¹ في حين بلغ في التربة المروية بمياه صرف صحي معالجة والتربة المروية بمياه الاسالة 0.56 و 0.82 ملغم كغم⁻¹ على تتابع, وقد يعود ذلك الى زيادة تركيز الرصاص في مياه الصرف الصحي غير المعالج مقارنة بالمياه الأخرى (جدول 4-2) .

4-10-7- النيكل (Ni^{+2})

لم تختلف تراكيز النيكل الكلية في التربة المروية بمياه مختلفة معنويا في تراكيز النيكل الكلي (جدول 4-7) رغم زيادتها في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالجة مقارنة بالتربة المروية بمياه صرف صحي معالجة والتربة المروية بمياه الاسالة , إذ بلغ تركيز النيكل الكلي 20.33 و 18.27 و 18.31 ملغم كغم⁻¹ على تتابع. وقد يعود ذلك الى زيادة تركيز النيكل في مياه الصرف الصحي غير المعالج مقارنة بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة (جدول 4-2) (Dahdoh وآخرون, 2000). يلاحظ ان تركيز النيكل الكلي في التربة المروية بنوعيات مختلفة من المياه لم يتجاوز الحدود المسموح بها لتراكيز النيكل في التربة وفق kabata و Krakowiak (2011) البالغة 60 ملغم كغم⁻¹ تربة .

اما تراكيز النيكل الجاهز فيلاحظ من جدول 4-6 وجود فروق معنوية في تراكيز النيكل الجاهز في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه , إذ تفوقت التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة في زياده تركيز النيكل الجاهز مقارنة بالتربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة فبلغت التراكيز 1.47 و 0.24 و 0.30 ملغم كغم⁻¹ على تتابع . ان زيادة تركيز النيكل الجاهز في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى زيادة تركيز النيكل في مياه الصرف الصحي غير المعالجة ويلاحظ ان تراكيز النيكل الجاهزة قليلة نسبيا وقد يعود ذلك الى امتصاص العنصر من قبل النبات, إذ ان النيكل من العناصر المغذية الصغرى الأساسية للنبات. تتلائم هذه النتائج مع ما توصل اليه فرحان (2020) الذي يبين انخفاض تركيز النيكل في التربة الزراعية القريبة من مصادر التلوث وذلك بسبب امتصاصه من النبات كونه من العناصر المغذية الصغرى للنبات .

8-10-4- المنغنيز (Mn^{+2})

اشارت نتائج جدول 7-4 الى وجود فروق معنوية في تركيز المنغنيز الكلي في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري فقد ازداد تركيز المنغنيز معنويا في التربة المروية بمياه الصرف الصحي الغير معالجة بلغ 89.00 ملغم كغم⁻¹, في حين كان في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة 20.59 ملغم كغم⁻¹ وانخفض في التربة المروية بمياه الاسالة بلغ 16.63 ملغم كغم⁻¹. ان زيادة تركيز المنغنيز الكلي في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى تركيز المنغنيز العالي في مياه الصرف الصحي غير المعالجة البالغة 85.40 ملغم لتر⁻¹ (جدول 2-4) مما أدى الى تراكمه في التربة .

تتفق هذه النتائج مع ما ذكره Al-Sheik واخرون (2000) Abbas واخرون (2023) الذين بينوا زيادة تركيز المنغنيز في التربة المروية بمياه الصرف الصحي. اما تركيز المنغنيز الجاهز في التربة فيلاحظ من جدول 6-4 وجود فروق معنوية في تركيز المنغنيز الجاهز في التربة المروية بمياه مختلفة النوعية , اذ ازداد معنويا في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالجة بلغ 7.02 ملغم كغم⁻¹ وجاءت التربة المروية بمياه صرف صحي معالجة بالمرتبة الثانية فبلغ التركيز 0.26 ملغم كغم⁻¹ وأخيرا في التربة المروية بمياه الاسالة فبلغ 0.18 ملغم كغم⁻¹. ان زيادة تركيز المنغنيز الجاهز في التربة المروية بمياه صرف صحي غير المعالجة قد يعود الى زيادة تركيز المنغنيز في مياه الصرف الصحي غير المعالجة (جدول 2-4) . تتلائم هذه النتائج مع ما ذكره Sushil واخرون (2019) في ان مياه الصرف الصحي تحتوي على عناصر ثقيلة مختلفة والتي عند الري بها تتراكم في التربة وتلوثها .

9-10-4- الكوبلت (Co^{+2})

تشير نتائج جدول 7-4 الى عدم وجود فروق معنوية في تركيز الكوبلت الكلي في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري رغم زيادته في التربة المروية بمياه الصرف الصحي الغير معالجة اذ بلغت التراكيز 20.60 و 13.80 و 12.15 ملغم كغم⁻¹ تربة للتربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة والتربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة والتربة المروية بمياه الاسالة على التتابع . ان زيادة تركيز الكوبلت الكلي في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة قد يعود الى تراكم الكوبلت في مياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بنوعيات المياه الأخرى (جدول 2-4). اما التركيز الجاهز للكوبلت في التربة فقد اختلف معنويا في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري, فقد ازداد معنويا في التربة المعاملة بمياه الصرف

الصحي غير المعالجة بلغ 1.13 ملغم كغم⁻¹ , في حين كان في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة 0.04 ملغم كغم⁻¹ وارتفع قليلا في التربة المروية بمياه الاسالة ليلبغ 0.11 ملغم كغم⁻¹. ان تفوق التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة في زيادة تركيز الكوبلت الجاهز قد يعود الى زيادة تركيز الكوبلت في مياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بمياه الصرف الصحي المعالجة ومياه الاسالة التي كانت خالية من ايونات الكوبلت .

10-10-4 - الكروم (Cr⁺⁶)

اختلفت تراكيز الكروم الكلية في التربة المعالجة بنوعيات مختلفة من مياه الري معنويا (جدول 4-7) , اذ كانت الأعلى في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة فبلغت 98.23 ملغم كغم⁻¹ , في حين كانت في التربة المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة 15.21 ملغم كغم⁻¹ وانخفض في التربة المروية بمياه الاسالة فبلغت 11.26 ملغم كغم⁻¹. ان زياده تركيز الكروم في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالجة قد يعود الى زيادة كبيره في تركيز الكروم في مياه الصرف الصحي التي تم الري بها (95.00 ملغم لتر⁻¹) (جدول 4-2). اما التركيز الجاهز للكروم في التربة فقد اختلف معنويا في التربة المروية بمياه ري مختلفة (جدول 4-6) , اذ ازدادت معنويا في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالجة فبلغت 5.18 ملغم كغم⁻¹ في حين كانت في التربة المروية بمياه صرف صحي معالجة 0.90 ملغم كغم⁻¹ وكانت الأقل في التربة المروية بمياه الاسالة فبلغت 0.56 ملغم كغم⁻¹ نتيجته امتصاص الكروم من قبل النبات كونه من العناصر المغذية الأساسية الصغرى (Bhalerao و Sharma , 2015) يلاحظ تلائم التركيز الجاهز للكروم في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة مع التركيز الكلي للكروم فيها.

11-4-تركيز العناصر الثقيلة في النبات عند نهاية التجربة

تبين نتائج التحليل الاحصائي لجدول 8-4 اختلاف تركيز العناصر الثقيلة في النبات المزروع في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري وكما يلي :

جدول 8-4. تركيز العناصر الثقيلة في النبات عند نهاية التجربة (ملغم كغم⁻¹ - مادة جافة)

Cr^{+6}	Co^{+2}	Mn^{+2}	Ni^{+2}	Pb^{+2}	Cd^{+2}	V^{+4}	Cu^{+2}	Fe^{+2}	Zn^{+2}	نوعية مياه الري
1.09	1.10	1.30	1.22	1.13	0.09	0.65	1.57	11.93	17.63	نباتات مروية بمياه الاسالة (A)
1.22	1.18	1.39	1.30	1.20	0.11	0.71	1.69	10.55	18.20	نباتات مروية بمياه معالجة (B)
10.73	4.91	10.77	6.55	4.31	2.16	4.63	5.00	20.30	20.58	نباتات مروية بمياه صرف صحي غير معالجة (C)
3.43	1.14*	1.25*	1.35*	0.30*	0.09*	1.19*	1.08*	2.09*	NS	LSD 5%

1-11-4 الحديد (Fe^{+2})

اختلف تركيز الحديد في النباتات المزروعة في ترب مروية بمياه مختلفة معنويا جدول(8-4)، اذ بلغت 20.30 و 10.55 و 11.93 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة للترب المروية بمياه صرف صحي غير معالج والتربة المروية بمياه ري معالجة وأخيرا في التربة المروية بمياه الاسالة على تتابع، وقد جاءت هذه النتائج متناغمة مع التركيز الجاهز للحديد في التربة (جدول 6-4) . تتفق هذه النتائج مع ما بينه Al-Sheik (2000) الذي أشار الى زيادة تركيز الحديد في الترب المروية بمياه الصرف الصحي ومن ثم زيادة تركيزه في النبات .

2-11-4 الزنك (Zn^{+2})

تشير نتائج جدول(8-4) ان تركيز الزنك لم تختلف في النباتات المزروعة في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري الا انها زادت في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالج ثم التربة المروية بمياه صرف صحي معالجة وأخيرا في التربة المروية بمياه الاسالة اذ بلغت التراكيز 20.58 , 18.20 , 17.63 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة. ان عدم وجود فروق معنوية

بين تركيز الزنك في التربة المروية بنوعيات مختلفة قد يعود الى امتصاص الزنك من قبل النبات كونه من العناصر المغذية الصغرى الأساسية , كما ان زيادة تركيز الزنك في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة تتلائم مع ما اشار اليه المنصوري واخرون (2016) الذين بينوا زيادة في تراكيز الزنك في انسجه النبات المروية بمياه المجاري .

3-11-4- النحاس (Cu^{+2})

وجدت فروقاً معنوية في تركيز النحاس جدول (4-8) في النباتات المروية بمياه ري مختلفة , فقد تفوقت النباتات المروية بمياه صرف صحي غير معالج بزيادة معنوية في تركيز النحاس في النباتات فبلغ 5.00 ملغم كغم⁻¹ مادة جافة , في حين كان في النباتات المروية بمياه صرف صحي معالج 1.69 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وكانت الأقل في النباتات المروية بمياه الاسالة بلغت 1.57 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وقد توافقت هذه التراكيز مع التراكيز الجاهزة للنحاس الجاهز في التربة (جدول 4-6). ان زيادة تركيز النحاس في انسجه النبات تتفق مع ما ذكره Dahdoh واخرون (2000) الذي يبين وجود زياده في تركيز النحاس في النبات عند الري بمياه الصرف الصحي .

4-11-4- الفناديوم (V^{+4})

تشير النتائج في جدول (4-8) الى وجود فروق معنوية في تركيز الفناديوم في النبات , فقد تفوقت النباتات المروية بمياه صرف صحي غير معالجة على النباتات المروية بمياه صرف صحي معالجة والنباتات المروية بمياه الاسالة اذ بلغت 4.63 , 0.71 , 0.65 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة على تتابع وقد انسجمت هذه التراكيز مع تركيز الفناديوم الجاهز في التربة المروية بمياه ري مختلفة (جدول 4-6)

5-11-4- الكاديوم (Cd^{+2})

اختلف تراكيز الكاديوم في النباتات المروية بمياه ري مختلفة معنويًا جدول (4-8), فقد كانت الأعلى في النباتات المروية بمياه صرف صحي غير معالج بلغت 2.16 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وانخفض في النباتات المروية بمياه صرف صحي معالجة بلغت 0.11 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة , في حين كانت الأقل في النباتات المروية بمياه الاسالة بلغت 0.09 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وقد تلائمت هذه التراكيز مع التراكيز الجاهزة للكاديوم في التربة (جدول 4-6).

عند مقارنة تركيز الكاديوم في النباتات المزروعة في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري مع الحدود المسموح بها للكاديوم في النبات (WHO, 2003) البالغة 0.10

ملغم كغم⁻¹ ماده جافة , نجد ان النباتات المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة وغير المعالجة قد تجاوزت هذه الحدود وتعد النباتات ملوثة بالكاديوم , في حين لم تتجاوز التراكيز في النباتات المروية بمياه الاسالة الحدود الحرجه للعنصر .

4-11-6- الرصاص (Pd^{+2})

ارتفعت تراكيز الرصاص في النباتات المروية بمياه صرف صحي غير معالجة جدول (4-4) (8) فبلغت 4.31 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وقد اختلفت معنويا عن تراكيز الرصاص في النباتات المروية بمياه صرف صحي معالج التي بلغت 1.20 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وعن النباتات المروية بمياه الاسالة الذي بلغ تركيز الرصاص فيها 1.13 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وقد انسجمت هذه النتائج مع تركيز الرصاص الجاهز في التربة (جدول 4-6). عند مقارنة هذه التراكيز مع الحدود المسموح بها للرصاص في النبات (WHO, 2003) البالغة 0.30 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة نجد أن النباتات المزروعة في التربة المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري قد تجاوزت الحدود المسموح وبذلك تعد النباتات ملوثة بالرصاص . تتفق هذه النتائج مع ماتوصل اليه Alzoubi وآخرون (2014) الذين بينوا ان الري بمياه الصرف الصحي يؤدي الى تراكم العناصر الثقيلة في التربة وانتقالها الى النبات .

4-11-7- النيكل (Ni^{+2})

اختلفت تراكيز النيكل في النباتات المروية بمياه ري مختلفة معنويا (جدول 4-8) , فقد كانت الاعلى في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغت 6.55 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة , في حين كانت 1.30 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة وكانت الأقل في النباتات المروية بمياه الاسالة فبلغت 1.22 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة .

لقد توافقت هذه التراكيز مع تراكيز النيكل الجاهزة في التربة (جدول 4-6). عند مقارنة تراكيز النيكل في النباتات مع الحدود المسموح بها لتراكيز النيكل في النباتات حسب WHO (2003) البالغة 67.90 (WHO, 2003) , نجد انها لم تتجاوز الحدود المسموح بها . تنطبق هذه النتائج مع ما توصل اليه Dahdoh وآخرون (2000) الذين اوضحوا ان هناك زيادة في تركيز النيكل لانسجة النباتات المروية بمياه الصرف الصحي .

4-11-8- المنغنيز (Mn^{+2})

تبين النتائج (جدول 4-8) وجود اختلاف تركيز المنغنيز في النباتات المروية بمياه ري ذات نوعيات مختلفة معنويا , اذ زادت في النباتات المروية بمياه صرف صحي غير معالجة بلغت 10.77 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة , في حين كانت في النباتات المروية بمياه صرف صحي معالج 1.39 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وانخفضت في النباتات المروية بمياه الاسالة لتبلغ 1.30 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وقد انسجمت هذه التراكيز مع التراكيز الجاهزة للمنغنيز في التربة. تتلائم هذه النتائج مع ماتوصل اليه Dahdoh واخرون (2000) الذين بينوا زيادة في تركيز المنغنيز في انسجة النباتات النامية في التربة مروية بمياه الصرف الصحي

4-11-9- الكوبلت (Co^{+2})

اختلفت تراكيز الكوبلت في النباتات المروية بنوعيات مختلفة من مياه الري معنويا اذ (جدول 4-8) ان القيم ارتفعت في النباتات المروية بمياه صرف صحي غير المعالجة بلغت 4.91 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة في حين كانت 1.18 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة في النباتات المروية بمياه صرف صحي معالجة , اما في النباتات المروية بمياه الاسالة فقد كانت الأقل بلغت 1.10 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة منسجمة بذلك مع تراكيز الكوبلت الجاهزة في التربة (جدول 4-6).

4-11-10- الكروم (Cr^{+6})

تشير النتائج في (جدول 4-8) الى وجود اختلافات معنوية في تركيز الكروم في النباتات المروية بنوعيات مياه ري مختلفة , فقد كانت الأعلى في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغت 10.73 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة , في حين بلغت في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة 1.22 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة وقد انخفضت في النباتات المروية بمياه الاسالة 1.09 ملغم كغم⁻¹ ماده جافة متلائمة مع تراكيز الكروم الجاهزة في التربة .

4-12-الوزن الجاف للنبات

توضح نتائج التحليل الاحصائي للجدول 4-9 وجود فروق معنوية في الوزن الجاف للنباتات المزروعة في التربة المروية بمياه ري ذات نوعيات مختلفة , اذ كانت الأعلى في النباتات المزروعة في التربة المروية بمياه صرف صحي غير معالجة بلغت 145.60 غم نبات¹ في حين بلغت 121.50 غم نبات¹ في النباتات المزروعة في التربة المروية بمياه صرف صحي معالجة وقد كانت الاقل في النباتات المزروعة في تربه تم ريها بمياه الاسالة فبلغت 112.68 غم نبات¹ وقد توافقت هذه النتائج مع تراكيز العناصر الثقيلة في النبات (جدول 4-8) .

جدول 4-9. الوزن الجاف لنبات الذرة الصفراء عند نهاية التجربة (غم نبات¹).

الوزن (غم نبات ¹)	التربة
112.68	نباتات مروية بمياه الاسالة (A)
121.50	نباتات مروية بمياه معالجة (B)
145.60	نباتات مروية بمياه صرف صحي غير معالجة (C)
7.49*	LSD 5%

4-13-13- كمية العناصر الثقيلة الممتصة من النبات عند نهاية التجربة

يبين جدول 4-10 نتائج كمية العناصر الثقيلة الممتصة من الذرة الصفراء المزروعة في تربة تم ريها بنوعيات مختلفة من مياه الري وكما يلي :

جدول 4-10 كمية العناصر الثقيلة الممتصة في النبات عند نهاية التجربة (غم نبات⁻¹).

Cr^{+6}	Co^{+2}	Mn^{+2}	Ni^{+2}	Pb^{+2}	Cd^{+2}	V^{+4}	Cu^{+2}	Fe^{+2}	Zn^{+2}	نوعية مياه الري
0.123	0.124	0.146	0.137	0.127	0.010	0.073	0.176	1.344	1.986	نباتات مروية بمياه الاسالة (A)
0.148	0.143	0.168	0.158	0.145	0.013	0.086	0.205	1.281	2.211	نباتات مروية بمياه معالجة (B)
1.562	0.642	1.568	0.953	0.627	0.314	0.674	0.728	2.955	2.996	نباتات مروية بمياه صرف صحي غير معالجة (C)

4-13-1- الحديد (Fe^{+2})

اختلفت كميات الحديد الممتص من نبات الذرة الصفراء المزروع في تربة مروية بنوعيات مختلفة من مياه ري (جدول 4-10), اذ بلغت اعلى كمية 2.955 غم نبات⁻¹ في التربة المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج وقد اختلفت عن باقي النباتات المزروعة في تربة مروية بمياه صرف صحي معالجة (1.281 غم Fe نبات⁻¹) والنباتات المزروعة في تربة مروية بمياه الاسالة (1.344 غم Fe نبات⁻¹). ان زيادة كمية الحديد الممتص من نبات الذرة الصفراء المزروع في تربة تم ريها بمياه صرف صحي غير معالجة قد يعود لزيادته تركيز الحديد في مياه الصرف الصحي وزيادة امتصاصها من النبات .

4-13-2- الزنك (Zn^{+2})

يلاحظ من النتائج (جدول 4-10) عدم وجود اختلاف كبير في كمية الزنك الممتص من النبات على الرغم زيادتها في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالج اذ بلغت الكميات 2.996 و 2.211 و 1.986 غم نبات⁻¹ لنباتات الذرة الصفراء المروية بمياه صرف

صحي غير معالجة والمروية بمياه صرف صحي معالجة والمروية بمياه الاسالة على تتابع. ان عدم وجود فروق معنوية في كمية الزنك الممتص قد يعود الى كون الزنك من العناصر المغذية الصغرى التي تحتاجها النبات وبذلك تم امتصاصها من النبات .

4-13-3- النحاس (Cu^{+2})

تبين النتائج (جدول 4-10) عدم وجود اختلاف كبير في الكميات الممتص من عنصر النحاس من النبات رغم زيادتها في نبات الذرة الصفراء المروي بمياه صرف صحي غير معالجة, اذ بلغت الكميات 0.728 و 0.205 و 0.176 غم نبات¹⁻ لنباتات الذرة الصفراء المروية بمياه صرف صحي غير معالجة والمروية بمياه صرف صحي معالجة والمروية بمياه الاسالة على تتابع, وقد يعود ذلك الى ان النحاس يعد من العناصر الصغرى المغذية للنبات والتي تم امتصاصها من النباتات .

4-13-4- الفناديوم (V^{+4})

زادت كمية الفناديوم الممتص من النبات عند الري بمياه صرف صحي غير معالجة (جدول 4-10) حيث بلغت 0.674 غم نبات¹⁻ , في حين كانت في النباتات المروية بمياه صرف صحي معالج 0.086 غم نبات¹⁻ والتي بدورها لم تختلف معنويا عن الكمية الممتصة من النباتات المروية بمياه الاسالة والتي بلغت 0.073 غم نبات¹⁻ , وقد يعود ذلك الى زيادة تركيز الفناديوم في النبات المروي بمياه صرف صحي غير معالج (جدول 4-8).

4-13-5- الكادميوم (Cd^{+2})

يوضح (جدول 4-10) وجود تباين في كمية الكادميوم الممتصة من النبات المروي بنوعيات مختلفة من مياه الري , فقد زادت في النباتات الذرة الصفراء المروية بمياه صرف الصحي غير المعالجة بلغت 0.314 غم نبات¹⁻ , في حين كانت في نباتات الذرة الصفراء المروية بمياه صرف صحي معالج 0.013 غم نبات¹⁻ و التي لم تختلف معنويا عن كمية الكادميوم الممتصة من نباتات الذرة الصفراء المروية بمياه الاسالة والتي بلغت 0.010 غم نبات¹⁻. ان هذا الاختلاف قد يعود الى التركيز العالي للكادميوم في مياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بنوعيات المياه الأخرى والتي أدت الى زيادة تركيز العنصر في النبات .

4-13-6- الرصاص (Pd^{+2})

اختلفت كمية الرصاص الممتصة من نباتات الذرة الصفراء المزروعة في تربة تروى بنوعيات مختلفة من مياه الري (جدول 4-10) , اذ كانت اعلى كمية في النباتات المروية بمياه صرف صحي غير معالج بلغت 0.627 غم نبات⁻¹ ثم في نباتات الذرة الصفراء المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة بلغت 0.145 غم نبات⁻¹ , في حين كانت الكمية الممتصة الأقل في نباتات الذرة الصفراء المروية بمياه الاسالة بلغت 0.127 غم نبات⁻¹. ان اختلاف الكمية الممتصة من الرصاص قد يعود الى زياده تركيز الرصاص في مياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بنوعيات المياه الأخرى والذي أدى الى زيادة تركيز الرصاص في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة ومن ثم زيادة الكمية الممتصة فيها .

4-13-7- النيكل (Ni^{+2})

بينت نتائج (جدول 4-10) وجود اختلافات في الكميات الممتصة من النيكل بالنسبة لنباتات الذرة الصفراء المروية بنوعيات ري مختلفة , فقد زادت في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغت 0.953 غم نبات⁻¹ في حين بلغت 0.158 غم نبات⁻¹ في المياه المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة وكانت الأقل في نباتات الذرة الصفراء المروية بمياه الاسالة بلغت 0.137 غم نبات⁻¹ , وقد يعود هذا الاختلاف الى زيادة تركيز النيكل في مياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بالنباتات المروية بنوعيات مياه الري الأخرى الخالية من عنصر النيكل .

4-13-8- المنغنيز (Mn^{+2})

زادت كمية المنغنيز الممتصة في نباتات الذرة الصفراء المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة عن الكميات الممتصة من النباتات التي تم ربيها بنوعيات مختلفة من مياه الري (جدول 4-10) , اذ بلغت 1.568 غم نبات⁻¹ , في حين كانت في نباتات الذرة الصفراء المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة 0.168 غم نبات⁻¹ وكانت الأقل في النباتات المروية بمياه الاسالة بلغت 0.146 غم نبات⁻¹. ان هذه الاختلاف قد يعود الى زيادة تركيز المنغنيز في مياه الصرف الصحي غير المعالجة (جدول 4-2) والتي أدت الى زيادة تركيز المنغنيز في النباتات (جدول 4-8) مما أدى الى زيادة الكمية الممتصة من العناصر من النباتات .

4-13-9- الكوبلت (Co^{+2})

لوحظ في نتائج (جدول 4-10) وجود فروق في الكمية الممتصة من عنصر الكوبلت بالنباتات المروية بمياه ري ذات نوعيات مختلفة, فقد كانت الأعلى في نباتات الذرة الصفراء المروية بمياه الصرف الصحي غير المعالجة بلغت 0.642 غم نبات¹⁻, حيث كانت بالنباتات المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة 0.143 غم نبات¹⁻ وانخفضت بالنباتات المروية بمياه الاسالة وبلغت 0.124 غم نبات¹⁻. ان هذا الاختلاف قد يعود الى زيادة تركيز عنصر الكوبلت لمياه الصرف الصحي غير المعالجة مقارنة بنوعيات مياه الري الأخرى والذي انعكس على زيادة تركيز العنصر في نباتات الذرة الصفراء نتيجة زيادة امتصاصه .

4-13-10- الكروم (Cr^{+6})

اختلفت نباتات الذرة الصفراء في الكميات الممتصة من عنصر الكروم (جدول 4-10) ، اذ كانت الأعلى بالنباتات المروية بمياه صرف صحي غير المعالجة بلغت 1.562 غم نبات¹⁻ ، وقد يعود ذلك الى زيادة تركيز عنصر الكروم لمياه الصرف الصحي غير المعالجة (جدول 4-2) والذي أدى الى زيادة تركيزه في انسجة النباتات علاوة على زيادة وزن النبات الجاف كونه من العناصر المغذية الصغرى التي يحتاجها النبات مما أدى الى زيادة الكمية الممتصة من العنصر في النباتات .

انخفضت الكمية الممتصة من الكروم في النباتات المروية بمياه الصرف الصحي المعالجة , اذ بلغت 0.148 غم نبات¹⁻ ، في حين كانت الأقل بالنباتات المروية بمياه الاسالة التي بلغت 0.123 غم نبات¹⁻ ، وقد يعود ذلك الى قلة تركيز العنصر في مياه الصرف الصحي المعالجة (جدول 4-2) وخلو مياه الاسالة من العنصر.

5-الاستنتاجات والتوصيات Conclusions and Recommendations

5-1-الاستنتاجات Conclusions

1. أظهرت نتائج الدراسة أن محطة كربلاء لمعالجة مياه الصرف الصحي تمتلك كفاءة عالية في إزالة الملوثات الفيزيائية والكيميائية والبايولوجية، إذ تجاوزت نسب الإزالة لبعض المؤشرات - كالعكارة والمواد الصلبة العالقة والعناصر الثقيلة - حاجز 95%، مما يجعل المياه المعالجة صالحة للاستخدام الزراعي تحت ضوابط محددة.
2. ساهم الري بمياه الصرف الصحي المعالجة في تحسين بعض الخصائص الكيميائية للتربة، مع بقاء درجة تفاعل التربة (pH) ضمن الحدود المقبولة لنمو النبات، ما يعزز إمكان استخدام هذه المياه في الزراعة المستدامة.
3. أثبتت الدراسة أن الري بمياه الصرف الصحي غير المعالجة أدى إلى تراكم واضح للعناصر الثقيلة في التربة والنبات، خاصة الرصاص والنيكل والكاديوم، وهو ما يشكل خطراً بيئياً وصحياً، ويؤكد ضرورة حظر استخدام هذه المياه في زراعة المحاصيل الغذائية.
4. أوضحت النتائج أن نبات الذرة الصفراء أظهر قدرة واضحة على امتصاص العناصر الثقيلة من التربة، مما يُمكنه من أداء دور "النبات المؤشر" في رصد انتقال العناصر السامة إلى داخل النبات، وبالتالي يُوصى باستخدامه في تقييم المخاطر الزراعية والصحية لمشاريع الري بمياه المعالجة.
5. أظهرت تحاليل المياه المعالجة الخارجة من محطة كربلاء استقراراً نسبياً في نوعيتها الكيميائية، ما يشير إلى إمكانية استخدامها في الري المنتظم، بل ويمهد الطريق لاستخدامها مستقبلاً في مشاريع تغذية المياه الجوفية، بشرط استكمال المعالجة الثلاثية المتقدمة.
6. تُعدّ هذه الدراسة من أوائل الأبحاث التطبيقية التي قدمت تحليلاً متكاملاً لتأثير نوعية مياه الري على تراكم العناصر الثقيلة في بيئة كربلاء، وقد ساهمت في بناء قاعدة علمية يمكن أن تُعتمد في رسم السياسات المحلية لإدارة المياه غير التقليدية وتعزيز الأمن المائي والزراعي في العراق.

2-5-التوصيات Recommendations

1. ضرورة تطوير وحدة معالجة رابعة في محطة كربلاء تستخدم المواد العضوية الممتازة منخفضة التكلفة، مثل الفحم الحيوي أو البتموس، بهدف تحسين كفاءة إزالة العناصر النزرة السامة كالكاديوم والفناديوم، قبل إعادة استخدام المياه المعالجة في الري أو التغذية الجوفية.
2. إجراء دراسات متابعة طويلة الأمد (Longitudinal Studies) لتقييم الأثر التراكمي للعناصر الثقيلة في التربة والنباتات المروية بمياه المعالجة، ولمراقبة التغيرات التدريجية في الخصوبة والتركيزات السامة، خاصة عند تجاوز خمسة مواسم زراعية متتالية.
3. تصميم نظام ري تكاملي ذكي (Integrated Smart Irrigation System) يعتمد على مستشعرات حقلية لقياس التوصيلية الكهربائية وتركيز العناصر الثقيلة في مياه الري لحظيًا، ويقوم بضبط مواعيد وكميات الري تلقائيًا لتقليل المخاطر التراكمية.
4. اعتماد نبات الذرة الصفراء كمؤشر بيولوجي فعال لرصد انتقال العناصر الثقيلة من التربة إلى النبات في البيئة العراقية، وإدراجه ضمن برامج المراقبة البيئية الدورية المرتبطة بمشاريع استخدام المياه المعالجة.
5. استحداث قاعدة بيانات إلكترونية متخصصة في كربلاء لتوثيق تراكيز العناصر الثقيلة في المياه المعالجة والتربة والنبات على مدار السنوات، بما يتيح تتبع الاتجاهات الزمنية والاستجابة المبكرة لمظاهر التراكم الخطيرة.
6. إدراج خيار تغذية المياه الجوفية بالمياه المعالجة ضمن السياسات المائية الاستراتيجية لمحافظة كربلاء، بعد استيفاء الشروط الفنية والبيئية، ووفقًا لنتائج تقييم جودة المياه المعالجة الواردة في هذه الدراسة، لما له من دور في تعزيز الأمن المائي طويل الأمد.

6المصادر References

6-1- المصادر العربية

- ابراهيم، عدنان مريم.2015. تقييم التلوث الحاصل في التربة وبعض النباتات الخضرية بالعناصر الثقيلة الواقعة على ممر جدول المياه الناتجة من مصرفي بيجي.مجلة جامعة كركوك للدراسات العلمية مجلد 10 , عدد (4): ص 160-176.
- احمد, احمد.2010 . التلوث البيولوجي للبيئة المائية ، مكتبة الدار العلمية ، القاهرة .
- اصفري ، فيصل. 2004 .إرشادات في تصميم و صيانة محطات معالجة المياه العادمة ، منظمة الصحة العالمية ، عمان .
- الأعظمي، زيدون احمد عبد الكريم، 1981 . دراسات عن تأثير بعض العوامل المؤثرة على جاهزية الحديد بالترب الرسوبية والبنية. رسالة ماجستير- كلية الزراعة-جامعة الموصل.
- الأميري ، نجلة جبر محمد، . 2006. تقييم واستصلاح مياه الصرف الصحي باستعمال المرشحات المختلفة واعادة استعمالها للري .أطروحة دكتوراه، كلية الزراعة – جامعة البصرة.
- برادعي : محمد معن .2018. دليل تصميم محطات معالجة مياه الصرف الصحي , الامارات .العربية المتحدة , شارع الشيخ زايد , الطبعة الاولى231 .
- بركات, نادية طارق .2007. قياس ملوثات مياه الشرب في بعض مناطق بغداد. رسالة ماجستير . كلية العلوم / جامعة بغداد .
- التميمي، هيفاء جاسم حسين، 1997 . السلوك الكيميائي لأسمدة المغذيات الصغرى المخبلية المصنعة من الحوامض الدبالية والشائعة وكفاءتها في بعض الترب الكلسية. اطروحة دكتوراه، كلية الزراعة – جامعة البصرة.
- الجاف، ي. ح. (2019). الأمن المائي العراقي في ظل التحولات الإقليمية. مجلة العلوم السياسية، جامعة النهريين، 61، 100-125
- جزدان , عمر عبد الجواد والجيلاني,ارسلان اواديس والزعبي,محمد منهل وبيجون,نادية طباع محمد.2008. تأثير اضافة الحمأة في انتاجية القطن والقمح والذرة الصفراء وتراكم بعض العناصر الثقيلة في التربة والمحاصيل المدروسة.المجلة العربية للبيئات الجافة.المجلد الاول .العدد الثاني.ص:28-44 .اصدارات المركز العربي لدراسات المناطق الجافة والاراضي القاحلة- اكساد.2008 .

- جمال، أمين طاهر . 2009 . التلوث البيئي إدارة النفايات ومعالجتها، مجلة اسيوط للدراسات البيئية، العدد 33 - ،ص 135.
- حارث، حازم ايوب وفراس عباس البياتي .2021. التلوث البيئي المعرقل للتنمية ومهددالسكان ، المجله العراقيه لبحوث السوق وحمايه المستهلك،مجاد (2)،عدد(3) ص:246.
- حسن، ك. ع. (2018). شح المياه في العراق: الأسباب والآثار الاقتصادية. مجلة القادسية للعلوم الإدارية والاقتصادية، 20(1)، 1-20
- حسنين، سمية أحمد . 2001 التقانات البديلة لتنمية الموارد المائية من المصادر غير التقليدية والآثار المترتبة عليها. الندوة القومية المنعقدة في القاهرة بتاريخ-2001/7/14 . 11ص1 .
- الحميدي ، نور حمدان جار الله . 2023. دراسة تأثير شركة الواحة النفطية في محافظة واسط في تلوث التربة والماء والنبات بالعناصر الثقيلة (Hg,Pb,Cr,Cd,Co) . رسالة ماجستير . كلية الزراعة - جامعة واسط .
- الحوسني، طلال سيف (2005)، "حماية البيئة الدولية من التلوث"، على موقع www.alhosanilaw.net/82%zotalal.doc
- الخطيب، م.، وأحمد، س. (2006). المعالجة البيئية لمياه الصرف الصحي. دار الشروق للنشر
- خلف , عمر كريم وعبد الرزاق, ابراهيم بكري و مناجد, محمود هويدي.2013 . تقييم بعض خصائص مياه الصرف الصحي المعالجة في محطة النعيمية (الفلوجة).-ا- تقييم الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه الصرف الصحي المعالجة . مجلة الفرات للعلوم الزراعية 5. (4):204-216.
- خليل، ع. م. (2019). هندسة الصرف الصحي: الأسس والتطبيقات. القاهرة: دار الفكر العربي
- رجب، إ. م. (2010). معالجة مياه الصرف الصحي وإعادة استخدامها. الإسكندرية: دار الجامعة الجديدة

- زعلان، ليلي صالح وشيرين فاضل عباس و انفال علوان عبد النبي. 2006. تقدير نسب التلوث ببعض العناصر الثقيلة في نماذج من الخضروات في منطقة جنوب البصرة. مجلة البصرة للعلوم الزراعية. 19(2): 36 - 44.
- زغدي, سعد. 2016. تحديد محطات التنقية المحلية واستعمالها في تطهير المياه العادمة في منطقة الوادي، أطروحة دكتوراه جامعة ورقلة.
- سالم, ضياء الدين و محمد قاسم كاظم و حسن' مهند هادي و علي راضي و فاهم عبد علي. 2009 . تقييم كفاءة محطة معالجة مياه الصرف الصحي في النجف الأشرف. مجلة الكوفة لعلوم الكيمياء العدد (1) .
- السامرائي, بيداء عبد القادر صالح. 2009. دراسة بيئية ومايكروبية لمياه الأسالة في محافظة صلاح الدين . رسالة ماجستير كلية العلوم / جامعة تكريت .
- السعيد, صباح و العبودي .فاضل . 2010 . دراسة بيئية لبعض الخواص الفيزيائية والكيميائية لمياه نهر الغراف في محافظة ذي قار .قسم علوم الحياة / كلية التربية / جامعة ذي قار الناصرية العراق.
- الشمري, علي عطية عبد .2005. تقييم مياه الشرب في محافظة كربلاء من الناحية البكتريولوجية والفيزيائية وكيميائية. رسالة ماجستير . كلية العلوم / الجامعة المستنصرية.
- الصابونجي ، ازهار علي . 2005 . بيئة الانسان مركز البيئة والصحة. كلية الطب -جامعة البصرة.
- عاتي , رائد سامي . 2004 . خصائص المياه في شط العرب والمصب العام ومستويات تلوثها ببعض العناصر الثقيلة. اطروحة دكتوراه , كلية الزراعة – جامعة البصرة.
- عبد الرزاق، م. (2018). معالجة مياه الصرف الصحي وإعادة استخدامها. القاهرة: مكتبة الأنجلو المصرية
- عبد الصبور، ممدوح. 2002. تقنيات الصرف الصحي وإعادة استعمالها للاغراض الزراعية، مجلة أسيوط للدراسات البيئية، العدد 19 , ص. 33 .
- عبد الكريم , خليفة و مصباح عبد الكريم و صالح أمحمد أمهني . 2021 . دراسة أثر مياه الصرف الصحي غير المعالجة على بعض خواص التربة في منطقة أجدابيا – ليبيا.مجلة العلوم الانسانية والطبيعية.2(12).

<https://doi.org/10.53796/hnsj21231>

- العبيدي، ع. ع. (2020). الأمن المائي في العراق: التحديات والبدايل. مجلة دراسات إقليمية، 17(2)، 33-55
- العزاوي , كاظم مكي ناصر. 2010 . تأثير المادة العضوية والتركييب الايوني لمحلول التوازن في سلوك وحركة الفسفور في التربة. اطروحة دكتوراه. كلية الزراعة. جامعة بغداد.
- العزاوي, كاظم مكي ناصر والعرازة احمد عبد الوهاب عبد الرضا. 2012. دراسة الخصائص الكيميائية لبعض مياه أبار كلية الزراعة جامعة بغداد وتقييم صلاحيتها للاستعمالات الزراعية –والمنزلية. مجلة العلوم الزراعية العراقية. 43(6): 59-70.
- عطية , جمال. 2018. إزالة التلوث العضوي من مياه الصرف الصحي بمنطقة الوادي باستعمال المعادن الطينية، جامعة ورقلة.
- العمر، حسن جاسم عبيد نومان . 2017. تأثير معامل طابوق الناصرية في تلوث التربة والماء والنبات ببعض العناصر الثقيلة . دبلوم عالي . كلية الزراعة جامعة بغداد.
- عيد , فريد مجيد عيد و فاضل احمد شهاب . 2018 . تلوث التربة ، دار طباعة اليازوري سوريا.
- فرحان , باسم حسين. 2020. دراسة تلوث التربة والمياه والنبات ببعض العناصر الثقيلة من المخلفات الصناعية في محافظة واسط . اطروحة دكتوراه . كلية علوم الهندسة الزراعية . جامعة بغداد.
- القصير, محمد كاظم خوين. 2005 . دراسة التأثير البيئي لتصريف مشروع معالجة مياه الصرف الصحي على نوعية مياه نهر الديوانية – العراق رسالة ماجستير. كلية العلوم / جامعة القادسية.
- محمد, نجلة عجيل و رجب, اسراء موفق . 2017. دراسة بعض محددات التلوث لثلاث محطات مياه صرف صحي في محافظة ميسان للمدة (2014 - 2013) .مجلة كلية التربية. الجامعة المستنصرية. العدد السادس. ص 473.
- المصلح , رشيد محجوب . 1988 . علم الإحياء المجهرية للمياه , مطبعة الحكمة للطباعة والنشر , جامعة بغداد . 364 صفحة.
- مليطان ، عبد المجيد ، حنان احسونة، خديجة القنيدي، خوله أبورويص. 2019 . دراسة أثر مياه الصرف الصحي على بعض خواص التربة في منطقة وادي ساسو، مجلة البحوث الاكاديمية 174-182.

- المنصوري - جمال علي قاسم سيف و مختار دائل محمد عثمان و أحمد محمد الوادعي 2016 . تقدير مؤشرات النوعية في التربة المروية بالمياه العادمة الصناعية في منطقة المراوعة بالحديدة - الجمهورية اليمنية - مجلة اتحاد الجامعات العربية للعلوم الزراعية جامعة عين شمس ، القاهرة. مجلد (24)، عدد (2):417 – 430.
- المنصوري، أمانة كاظم مراد. 2018 . تلوث التربة، كلية التربية الاساسية، جامعة بابل.
- منظمة الأغذية والزراعة للأمم المتحدة . 2016 التآقلم مع شح المياه ودور الزراعة المرحلة الثالثة: تعزيز القدرات الوطنية ، ماهر سلمان و اخرون ، روما ، 2016.
- منظمة الصحة العالمية . 1997. دليل تشغيل برنامج جيمس / للمياه . المكتب الاقليمي لشرق المتوسط/المكتب الاقليمي لانشطة صحة البيئة.
- منظمة الصحة العالمية 2004 ارشادات في تصميم وتشغيل وصيانة محطات معالجة المياه العادمةالمركز الاقليمي لانشطة صحة البيئة/عمان/الاردن
- المواصفة القياسية السورية . 2008. معايير ومواصفات مياه الصرف الصحي المعالجة للاستعمال الزراعي رقم 2752.
- ميلاد, رمضان على و مصطفى على بن زقطة و محمود عياش إمعرف. 2019 . تأثير إعادة استعمال مياه الصرف الصحي المعالجة في الري على بعض الخواص الكيميائية للتربة ونمو محصول القمح. مجلة جامعة مصراتة للعلوم الزراعية.عدد خاص بالاوراق العلمية المقدمة للمؤتمر العلمي الاول للعلوم الزراعية- انتاج نباتي.
- ناصر, كاظم مكي و ضي مهدي صالح. 2016. تأثير مصفى الدورة ومحطة كهرباء الدورة في تلوث التربة والنبات والماء لبعض العناصر الثقيلة. Ni, Zn, Cd, Pb . المجلة العراقية لعلوم التربة. مجلد (16) العدد (1).
- النعيمي ، سعد الله نجم. 2000. مبادئ تغذية النبات (مترجم) ، مديرية دار الكتب للطباعة والنشر، جامعة الموصل.
- الهاشمي , زينة فخري . 2008 . تقييم كفاءة محطات معالجة مياه الفضلات في ازالة العناصر الثقيلة لبعض مستشفيات مدينة الموصل. مركز البحوث والسيطرة على التلوث. الموصل-العراق.

- الهاشمي ، عبد الرضا مطر عبد الرضا والشمري ، علي كريم حميد . 2019. التقييم البيئي لتلوث الترب الحضرية بالعناصر الثقيلة في محافظة واسط باستعمال معايير التلوث (CF,PLI,Igeo) . جامعة القادسية - كلية الآداب.
- هرموش , مني . 2013. تأثير الري المستمر بمياه الصرف الصحي المعالجة في بعض الخصائص الفيزيائية والكيميائية ووتراكم العناصر الثقيلة في التربة والنبات .رسالة ماجستير جامعة البعث.سوريا.
- وراق , هناء عبد العزيز الرشيد و متوكل , صلاح ميرغني . 2013. أثر مياه الصرف الصحي على التربة في مدينة بورتسودان.مجلة جامعة البحر الاحمر.العدد 3 (30) :9- 18.
- الياسري , علي عبد الخبير علي . 2007. دراسة الخواص الكيميائية والفيزيائية لمواقع مائية مختلف في منطقتي سوق الشيوخ و الجبايش في محافظة ذي قار .مجلة جامعة ذي قار 103 – 107 (3 :) 3 .,
- يوسف، س. ع. (2012). التلوث البيئي: أسبابه، مخاطره، طرق الوقاية منه. القاهرة: مكتبة الأنجلو المصرية

2-6- المصادر الأجنبية

- Abbas, M. T., Wadaan, M. A., Ullah, H., Farooq, M., Fozia, F., Ahmad, I., Khan, M. F., & Baabbad, A. (2023). Bioaccumulation and mobility of heavy metals in the soil-plant system and health risk assessment of vegetables irrigated by wastewater. *Sustainability*, 15(21), 15321. <https://doi.org/10.3390/su152115321>
- Abdullah ,E.J. 2013. Evaluation of Surface Water Quality Indices for Heavy Metals of Diyala River-iraq:3(8),pp.63-70.
- Abulibdeh, Ammar, .2021. Spatiotemporal Mapping of Groundwater Salinity in Al-Batinah, Oman. *Groundwater for Sustainable Development*, Vol. 12 (February). Available at: <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2021.100551>
- Adrees, M., Ali, S., Rizwan, M., Ibrahim, M., Abbas, F., Farid, M., ... & Bharwana, S. A. (2015). The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11), 8148–8162. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4496-5>
- Adriano,D.C. 2001.Trace Elements in Telements in Terrestrial Environments,Biogeochemistry,Bioavailability,and Risks Metis,2ed Springerlag,New York.
- Ahmad N, Avais MA, Saqib M, Bhatti KM, Anwar SA.(2000). Response of potato (*Solanum tuberosum*) to seed and Foliar application of Iron and Manganese . *Pak. J. Agri. Sci.*, 37:3-4.
- Akpor, O. B. and M.Muchie.2011. Environmental and Puplic health, implications of wastewater quality. *African J. of biotechnology*. 10(13): 2379-2387.

- Al-Haideri, Y. K.;M.H. Mohammedm and F.A. Jaber. 1998. Evaluation of Al-Hella river water quality for different uses. *Al-Qadisiya J.* 3(1):28-35.
- Ali, H., & Khan, E. (2018). Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(5), 1371–1392.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1285315>
- Alley, W. M., Reilly, T. E., and Franke, O. L. (2002). *Sustainability of ground-water resources* (USGS Circular 1186). U.S. Geological Survey.
- Alloway, B. J. (2013). *Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (3rd ed.). Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Alloway,B.J. 1995. *Heavy metals in soils*. NewYork :Blackie Academic and Professional, 368p.
- Al-Maliki, S. J., Al-Jubouri, S. N., and Al-Sa’ady, Y. I. (2017). Wastewater treatment and reuse in Iraq: Current status and future potential. *International Journal of Environmental Science and Development*, 8(1), 59–63.
<https://doi.org/10.18178/ijesd.2017.8.1.919>
- Al-Mashaqbeh, I. A., Ghrair, A. M., and Megdal, S. B. (2012). Wastewater reuse in Jordan: Feasibility and challenges. *Agricultural Water Management*, 110, 164–170.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.04.009>

- Al-Obaidi, A.M.; Al-Janabi, Z. and Abdul Rahman, A.J. 2014. Distribution of heavy metals in Tigris River in central Iraq. Baghdad Journal of Science Volume 11(2).
- Alsaqqar, A. S., Khudair, B. H., & Al-Sulaimen, A. M. (2017). Performance evaluation of the organic matter removal efficiency in wastewater treatment plants: Case study Al-Diwaniyah WWTP in Iraq. International Journal of Science and Research (IJSR), 6(2), [صفحات المقال].
- AL-Sheik, A.A.I. 2000. Anthropogenic effects on soil properties and nutrient levels of some irrigated lands in Saudi Arabia, An-nals, Agric. Ain Shams Univ. Cairo 45 (2), 811-822.
- Alzoubi, M.M.; O. Jouzdan; A. Majar; M.N. Haboub; M. Hakkoun; H. Drwesh (2014). Treated waste water use in agriculture. General Commission for Scientific Agricultural Research (GCSAR In collaboration with ACSAD and ICBA). Damascus, Syria. Pp 2-63.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th ed.). Washington, DC: APHA.
- Aminiyan ,M.M.;F.M. miniyan;A. Heydariyan and M.R. Sadikhani. 2016.the assessmment of groundwater geochemistry of some wells I in Rafsanjan plain,Iran:Eurasian Journal of Soil Science .Vol.5. No.3,p.221-230.
- Aminiyan,M.M.,Aitkenhead-Peterson,J.,and Aminiyan, F.M . 2018. Evaluation of multiple water quality indices for drinking and irrigation purposes for the Karoon river,Iran:Environ Geochem Health,Vol..40,No.6,p.2707-2728.

- APHA, American Public Health association, American water works association (AWWA) and water environmental federation (WEF). 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd Edition, 9993.
- APHA, AWWA, & WEF. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed.). APHA Press.
- Asano, T., Burton, F. L., Leverenz, H. L., Tsuchihashi, R., and Tchobanoglous, G. (2007). *Water reuse: Issues, technologies, and applications*. McGraw-Hill.
- Ashraf, M.A.;M.I. Maha;l. yusof and K. mehmoed. 2010. Effects of polluted water irrigation on Environment and health of people injamber, District Kasur, Pakistan, international Journal of Basic and Applied science.10(3).pp.37-57.
- Ashworth, D. J. and Alloway, B. J. 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc .Environmental Pollution, 127: 137-144.
- Barrell , R. A.;P. Hunter and G. Nichols. 2000 . Microbiological standards for water and their relationship to health risk . Communicable disease and public health, 3(1): 8-13.
- Basta, N. T., Sloan, J. J., & Miller, R. M. (1992). Bioavailability of heavy metals in strongly acidic soils treated with exceptional quality biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 21(4), 587–593. <https://doi.org/10.2134/jeq1992.00472425002100040007x>
- Ben Amur W.;C. Mediouni and B. Tray. 2008. Glutathione and phytochelation contents in tomato plants exposed to cadmium . Bid. Plant.

- Black, C.A.; D.D.Evans; L.E. Ensminger; J.L. White, and F.E.Clark. 1965. Methods of Soil Analysis., Part I. Physical Analysis, American Soc. Agronomy. Inc. Madison Wisconsin. USA.
- Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 121–142. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal*, 54(5), 464–465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
- Campbell, P.G.C. 2006. Cadmium-Apriority pollutant, *Environmental chemistry*, 3, NO.6,pp.387-388.
- Carmen Cristina Elekes . 2016. Environmental Risk Assessment of soil contamination . classiques :experimentation et modelisation universite ferhat abbas-setifufas (algerie) magister 03 / 03 / 2007.
- Carter, M. R. (Ed.). (1993). *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science / Lewis Publishers.
- Chen,Z. 2000.Relationship between Heavy Metals Concentration in soils of Taiwan and Uptake by crops, National Taiwan University,pp.15 .
- Colls, J. (2002). *Air pollution* (2nd ed.). London: Spon Press.
- Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation: What does it mean? *Hydrogeology Journal*, 10(2), 254–277. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0186-1>
- Dabin, p.; J.M, marafante, mousny and C. myttenaere. 1978. Adsorption ,distribution and binding of cadmium and zinc in irrigated rice plants, *plant. soil*, 50, 329.

- Dahdoh, M.S.A.;A.M. Gaberand M.M.R. Abd-EL Maksod. 2000. Yield and ele-mental content of some crops ground in different soils irrigated with different wa-ters, Research J. Taiz Univ., 3, 107-115.
- Datta, S.P.; D.R., Biswas; N.Saharan ; S.K., Chose and R.K.Rattan. 2000.Effect of long-term application of sewage effects on organic carbon bioavialable phosphorus, potassium and heavy metals status of soils and uptake of heavy metals by crops, J. Indian soc .soil sci 48, 836- 839.
- Davies, B. E. (1992). Inter-relationships between soil properties and the uptake of cadmium, copper, lead and zinc from contaminated soils by radish (*Raphanus sativus* L.). Environmental Pollution, 76(2), 181–189. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(92\)90138-K](https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90138-K)
- Davise, B.E. and L,H.P. Jones. 1988. Micronutrients and toxicity elements , in Russell,s soil conditions and plant Growth, A.wild,(Ed) , John Wiley and sons; inter. Science, new your k, N Y, USA,II th edition. pp. 781-814.
- DeBoeck ,M.; M.Kirsch-Volders and D. lison.2003.Cobalt and antimony:genotoxicity and carciogenicity: Mutation Research / Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis ,Vol..533 ,No.1-2,p.135-152. - diagnostic micro biology. 9th (ed)., mosby company, Missouri, pp. 389-395.
- Dillon, P. (2000). Water reuse in Australia: Current status, projections and research. In *Integrated Concepts in Water Recycling* (pp. 79–88). Australian Water Association.
- Dillon, P., Pavelic, P., Page, D., Beringen, H., and Ward, J. (2019). Managed aquifer recharge: An introduction. *Australian Government National Water Commission*.

- Dixon, A. M., Butler, D., and Fewkes, A. (2011). *Water recycling: Reuse of treated wastewater in urban environments*. Urban Water Journal, 8(4), 311–318.
<https://doi.org/10.1080/1573062X.2011.596082>
- Drewes, J. E., Hoppe, C., and Horstmeyer, N. (2003). *Integrating natural and engineered systems for water reuse*. Water Science and Technology: Water Supply, 3(4), 209–216.
- Duffus, J.H .2002. Heavy metal-ameaningless term. Pure Apple chem 74:pp.793-807
- Ensink, J.H.J., van der Hoek, w., matsuno, Y., munir, s.
- Duncan,G.K.;R.N. Carrow and M.T.Huck.2009.Turfgrass and landscape irrigation water quality assessment and management.Taylor and Francis group,LLC.
- Edzwald J. and A. W. W.2011. Association, Water quality and treatment: a handbook on drinking water. McGraw-Hill [9] Education.
- El-Hdad ,A.M.A. 2019. Assessnent of surface water quality,raw versus treated,for different uses at Dakahlia Governorate, EGYPT ,EGYPTIAN JOURNAL of Chemistry,pp.1517-1529.
- EL-Mowelhi, B.;M. EL-Nasher,. and A.F.EL-Wakeel. 1994. Effect of long-term sewage water Application of soil and plant. J. Agric. Sci. Mansoura Univ. 19(13), 1259-1266.
- Emsley .J. 1998.the elements (3 rd ed.),Clavendon Press,Oxford, London,p292.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2012). Guidelines for water reuse. U.S. EPA/600/R-12/618.
- Famiglietti, J. S. (2014). The global groundwater crisis. *Nature Climate Change*, 4(11), 945–948. <https://doi.org/10.1038/nclimate2425>

- FAO- 2011. Food And Agriculture organization of the United Nations. The state of food and Agriculture women in agriculture closing the gender gap for development . Rome: FAO.2011.
- Feng , x.; yang .; G., Qiu, ; Li, G.; li,F.; liu, T.; Fu,Z.and Z. Jin. 2006. Environmental contamination of heavy metals from zinc smelting area in Ezhang international County ,32 ,western Guizhou ,china- Environment Hezhang county, western Guizhou china Environment international 32, 883-890.
- Fetter, C. W. (2001). *Applied hydrogeology* (4th ed.). Prentice Hall.
- Foxon, K. M.;S. Pillay;T. Lalbahadur; N. Rodda;F. Holder and C.A. Buckley.2004. The Anaerobic Baffled Reactor (ABR): An Appropriate Technology for on-Site Sanitation Water SA 30 (5) (Special Edition). Available at: www.wrc.org.za.
- Freeze, R. A., and Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall.
- Gao, J., Liu, Y., Huang, Y., Liu, Y., & Yan, C. (2019). Effects of copper stress on growth and antioxidant responses in rice seedlings. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 173, 186–193. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.116>
- Gao, Y., Luo, Y., Zhang, H., Wu, L., & Li, Q. (2016). Effects of manganese on the environment and its removal from water: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(2), 1410–1420. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5395-9>
- García-Orenes, F., Roldán, A., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., & Guerrero, C. (2015). Effects of long-term irrigation with treated wastewater on soil total organic carbon and available phosphorus: A case study in semiarid soils. *Soil & Tillage Research*, 151, 109–117.

- García-Orenes, F.; F. Caravaca; A. Morugán-Coronado, and A. Roldán. 2015. Prolonged irrigation with municipal wastewater promotes a persistent and active soil microbial community in a semiarid agroecosystem. *Agricultural Water Management*, 149: 115-122.
- Gardner, S.; G. Cline; N. Mwebi and J. Rayburn. 2018. Natural tissue concentrations in adult *Ambystoma maculatum* and larval DNA damage from exposure to arsenic and chromium. *J Toxicol Environ Health*. Vol. 81, No. 12 p. 512-524.
- Goncalves Jr; AC, Luchese and EB, Lenzie. 2000. Evaluation of phytoavailability of the cadmium, lead and chromium in soybean cultivated in the latossolo vermelho escuro, treated with commercial fertilizers. *quimica Nova*; 23 (2) 173-177.
- Grossl, P. R., & Mackowiak, C. L. (1999). Chemical properties and toxicity of vanadium in the environment. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology*, 159, 83–101.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2252-1_3
- Habib, R. H.; S. M. Awadh and M. Z. Muslim. 2012. Toxic Heavy Metals in soil and some Plant in Baghdad, Iraq. *J. Al-Nahrain Univ Sci*, 15 (2), 1-16.
- Hamilton, A. J., Stagnitti, F., Premier, R., Boland, A. M., & Hale, G. (2003). Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(7), 4021–4025.
<https://doi.org/10.1128/AEM.69.7.4021-4025.2003>
- Hammer, M. J. 2008. *Water and Wastewater Technology* 6th Ed.
- Harasim, P.; T. Filipek and P. Harasim. 2015. Nickel in the environment. *Journal of Elementology*, No. 2. <https://hdl.handle.net/10986/38250>.

- Hem, J. D. 1989. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. US Geological Survey. Water supply. Paper 2254.
- Havlin, J.L. 2014. Soil Fertility and Nutrient Management .in Encyclopedia of Natural Resources.
 - Hooda . S.; D. McNulty ; B.J., Alloway and U.N. Aitken. 1997. Plant availability of Heavy metals in soils previously amended with heavy application of sewage sludge. J. Sci. food Agric. 73, 446-454.
 - Ikeda . M.; Z.W. Zhang; S. Shim bo; T. Watanabe; H. Nakatsuka and H., Moon. 2008. Urban population exposure to lead and cadmium in east and south-east science of the total Environment 249, 373-384.
 - Jackson, M. L. (1958). Soil chemical analysis. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, Inc.
 - Jain, A. K., Singh, H., & Sharma, R. (2022). Effects of dissolved oxygen concentration on freshwater fish: A review. International Journal of Fisheries and Aquatic Studies, 10(4B).
 - Jiménez, B. (2006). *Irrigation in developing countries using wastewater*. International Review for Environmental Strategies, 6(2), 229–250.
 - Jones, J. Benton . 2001. Laboratory guide for conducting soil tests and plant analysis. CRC Press LLC.
 - Jose R.; vid ea p.; Lopez M.I. and M. Narayan. 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain , J. Biochem. Cell Biol., 41(8-9)-1665-1677.
 - Kabata- pendias A., and W. Sadurski. 2004. Trace elements and compounds in soil. In : Elements and their compounds in the

Environment, 2ed S. E. mcrian, M.Anke, M. Ihnat, M. stoeppler, 79-99, wiley-VCH, weinheim.

- Kabata pendias, A. and Mukherjee.A. 2007. Trace Elements from soil to Human. Springer-verlag, Berlin.
- Kabata-pendias A.and H. Terelak. 2004.Regional variation of trace elements (Cd , Cu, Ni, pb, Zn) contents of native grassland in Poland. 3 int. conf. Heavy metals Radio nuclides and elements-Biofilis in the Environment, Semipalatinsk, Kazakhstan, 1:28-33.
- Kabata-Pendias, A. and A. Krakowiak. 2011. Soils parameters as a base for the calculation of background heavy metal status, Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Wilkens,R.-D., Forstner, U., and Knochel, A., eds., 1, 398.
- Kazner, C., Wintgens, T., and Dillon, P. (2012). Water reclamation technologies for safe managed aquifer recharge. *IWA Publishing*.
- Khan, M. A., & Ghouri, A. M. (2010). Environmental pollution: Its effects on life and its remedies. *Researcher*, 2(2), 276–285.
- Khan, S.;Q. Cao.;Y.M. zheng ;Y.Z. Huang andY.C. Zhu. 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing china, *Environ. Pollut.*, 152(3). 686-692.
- Khemiciy. 2014.Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique d'une eau usée épurée par un lit de plantes. Mémoire master professionnel. Ouargla : Université Kasdi Merbah.
- Knudsen, D.m., Yamamoto, S.A. and L.J.Harris. 2001 .Survival of salmonella spp. And Escherichia coli 0157:H7 on fresh and frozen strawberries. *J. food part* 64: 1483-1488.
- Lasat M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanism [J].*Journal of Environment Quality*, 31:109-120.

- Leclerc, H., Mossel, D. A. A., Edberg, S. C., & Struijk, C. B. (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: Their suitability as markers of microbial water safety. *Annual Review of Microbiology*, 55, 201–234. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.55.1.201>
- Leopold, I.; D. Gunther ; J. Schmidt, and D. Neumann . 2005. Phytochelatins and heavy metal tolerance *Phytochemistry_Oxford* .50:8,1323_1328.
- Leysens ,L.; B. Vinck ; C. Van Der Straeten; F. Wuyts and L. Maes .2017. Cobalt toxicity in humans-A review of the potential sources and systemic health effects . *Toxicology*, 387, 43-56.
- Li ,Z.; X.Z. Mao; T.S. Li and S.Y. Zhang. 2016. Estimation of river pollution source using the space-time radial basis collocation method . *Advances in Water Resources*, Elsevier Ltd ., Volume 88, pp:68-79.
- Lindsay, W. L., & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42(3), 421–428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>
- Lindsay, W.L. 1972. Zinc in soils and plant nutrition, *Adv. Agron.*, 24, 147. 1972b.
- Lone , M.I. 1995. Comparison of blended and cyclic use of water for agriculture, final Research Report of project EuGG, 13:90. U.G.C. Islamabad.
- Malla , R.; Y. Tanaka ; K . Mori and K . L. Totawat . 2007 . Short term effect of sewage irrigation on chemical buildup in soil and vegetables the *Agricultural Engineering International CIGR E. journal manuscript* 9: 14.

- Manahan, S.E. 2003. Toxicological Chemistry and Biochemistry CRC Press, Liability Company (LLC), 3rd edition .
- March, J. 1985. Advanced Organic Chemistry, Reactions, Mechanisms and structures, McGraw – Hill, International Book Co., ED. John Wiley and Sons, New York, 816.
- Marschner, P. (Ed.). (2012). Marschner's mineral nutrition of higher plants (3rd ed.). London: Academic Press.
- McLaren, L.M.; M. Clucas; D. Taylor, and T. Hendry,. 2004. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal- spiked sewage sludge. 2. Leaching of metals," Australian Journal of soil Research, vol. 42, no. 41 pp. 459-471.
- McLaren, R. G., & Clucas, L. M. (2005). Adsorption of pesticides in soil: influence of soil properties. Environmental Pollution, 134(2), 275–284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.07.015>
- McLaughlin, M. J., Parker, D. R., & Clarke, J. M. (2000). Metals and micronutrients—Food safety issues. Field Crops Research, 60(1–2), 143–163. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(98\)00137-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(98)00137-3)
- Mengel, K., Kirkby, E. A., Kosegarten, H., & Appel, T. (2001). Principles of plant nutrition (5th ed.). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Mireles, F.; J. I. Davila; J. L. Pinedo; E. Reyes; R.J. Speakman and M.D. Glascock. 2012. Assessing urban soil pollution in the cities of Zacatecas and Guadalupe, Mexico by instrumental neutron activation analysis Microchem J. 103: 158- 164 .
- Mishra, R. K.; M. Naseer. and N. Roychoudhury. 2016. Soil pollution: Causes, effects and control. Vol. 3 : No. 1.

- Mohammad , G; J. Abbas and R. Mohammad . 2010. Effects of treated municipal waste water on soil chemical properties and heavy metals uptake by Sorghum. (Sorghum Bicolor L.) .J. Agri . sci . 2 (3).
- Mohanavelu, A., Naganna, S.R., & Al-Ansari, N. (2021). Irrigation induced salinity and sodicity hazards on soil and groundwater: an overview. Agriculture, 11(10), 983.
<https://doi.org/10.3390/agriculture11100983>
- Morrison, R.T and R.N. Boyd.1973. Organic Chemistry, Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 2nd Ed. Five Privated, 640.
- Moshood , N.T. 2009. Contamination of shallow ground water system and soil-plant transfer of trace metals under amended irrigated fields. Agricultural water management, Vol.96(3): 437-444.
- Mrello, J. A.; Mizer, H. E. and Granato, P. A.(2006). Laboratory manual and workbook in microbiology. 8th ed. McGraw Hill, New York.
- Muchuweti , M.J.W;E. Irkett, ;R. chinyanga;R. Zrauya.; Scrimshaw, M.D.and J.N. Lester. 2006. Health metal content of vegetables irrigated with mixture of waste water and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health, Agriculture. Ecosystem and Environment 112, 4148.
- Muschack, W.1990. Pollution of street runoff by traffic and local conditions, the science of the Total Environment, no.93,pp-419-431.
- Nollet, L. M. L. (2007). Handbook of Water Analysis (2nd ed.). CRC Press.
- Norvell, W.A. 1991. Reactions of metal chalets in soils and nutrient solutions in micronutrients in Agriculture;2nd .ed. ed . mortvedt, J,J., COX, F,R., shuman, L.M and Welch, R.m., .PP.187-227. Soil science society of America, Madison.

- OCWD (Orange County Water District). (2020). Groundwater replenishment system. Retrieved from <https://www.ocwd.com/gwrs/>
- Okey, R. W. and O. E. Albertson. 1989. The role of the diffusion in regulating rate and Masking temperature effects on fixed film nitrification. J. Water pollution control Fed. 61: 500. p170.
- Oliver, D.p.;K.G. Tiller;MK Onyers, ;WJ lattery ; A.M. Iston and R.H. Rerry. 1996. Effectiveness of liming to minimize uptake of cadmium by wheat and barley grain grown in the field, Aust J.AgricRes., 47, 1181,1996.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S., & Dean, L. A. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate (USDA Circular No. 939). Washington, DC: U.S. Government Printing Office.
- Oze ,C.; S.Fendorf ; D.K. Bird and R.G. Coleman. 2004.Chromium geochemistry in serpentized ultramafic rocks and serpent soils from the Franciscan complex of California .American Journal of Science,Vol.1.304,No.1,pp:67-101.
- Page, A. L.; R. H. Miller and D. R. Kenney. 1982. Methods of soil analysis, part (2).Chemical and Biological Properties .Am . Soc. Agro . Inc. Publisher, Madison,Wisconsin.
- Page, D., Dillon, P., Vanderzalm, J., and Miotlinski, K. (2018). Managed aquifer recharge (MAR) in sustainable urban water management. *Water*, 10(2), 139.
<https://doi.org/10.3390/w10020139>
- Pal, R., Dubey, R. K., Dubey, S. K., Singh, A. K., & Sharma, T. C. (2017). Assessment of heavy metal pollution of Yamuna river water in

Mathura region through index analysis approach. *International Journal of Chemical Studies*, 5(6), 1284–1289.

- Palese, A.M., G. Celano, S. Masi, and C. Xiloyannis.(2006).Treated wastewater for irrigation of olive trees: effects on yield and oil quality. In: *OlivebioteqMazara del Vallo*,. Marsala, Italy, pp. 123–129.
- Pedrero, F., Kalavrouziotis, I., Alarcón, J. J., Koukoulakis, P., and Asano, T. (2010). Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management*, 97(9), 1233–1241. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.003>
- Pescod, M. B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and Drainage paper 47. Rome. pp. 125.
- Plaza, S.and L. Bovet. 2008. Cadmium detoxification in p;ants: involvement of ABC transports. In *trace Elements as contaminates and Nutrients*. Ed M.N.V. Prasad, 449-469, Wiley, new Jersey.
- Popoola, L. T., Ogunwumi, T. O., & Salami, L. (2023). A review on the fate and effects of contaminants in biosolids applied on land: Hazards and government regulatory policies. *Heliyon*, 9(9), e19788. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19788>
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-Sally, L., McCornick, P. G., Drechsel, P., Bahri, A., and Minhas, P. S. (2010). *The challenges of wastewater irrigation in developing countries*. *Agricultural Water Management*, 97(4), 561–568. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.11.004>
- Raga, R., & Cossu, R. (2020). Intermittent aeration of landfill simulation bioreactors: Effects on emissions and microbial community. *Waste Management*, XX, pp-pp.

- Ramolho JFGP, Sobrinho NMB ACX. 2000. Heavy metals contamination of a water shed in castes by the use of agro chemicals. *Pesquisa Agrop Eccuarria Brasilia* ; 35(7)1289-1303.
- Rattan R.K.;S.P. Datta ;P.K Chhonkar ;K. Suribabu and A.K. Singh. 2005 . long term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and ground water; *Acse study, Agric. Ecoyst. Environ.*, 109(3-4),310-322.
- Raven, R. Berg, and G.B. Johnson,. 1998. *Environment*, saunders college publishing, New York, Usa, 2nd edition.
- Reife, A. "Dyes.2000. environmental chemistry," *Kirk-Othmer Encycl. Chem. Technol.*
- Richards, L.A. 1954. *Diagnonis and im-provement of saline and alkaline soils*. USDA, Handbook, 60 p.
- Rodriguez, N., Dillon, P., Pavelic, P., and Massuel, S. (2008). *Role of aquifer storage and recovery in integrated water resource management in urban areas*. *Water Science and Technology: Water Supply*, 8(3), 371–376.
- Rossini, O. L., & Muschak, L. (2007). Lead uptake and translocation in vegetable crops grown in contaminated soils. *Environmental Research*, 103(3), 339–345.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.07.007>
- Rothenberg, S.E.; X, DU;Y.G. Zhu and J.A Jay. 2007. The impact of sewage irrigation on the uptake of mercury in crn plants (zea mays) from suburban Beijing *Environmental pollution* 149, 246-251.
- Rudaw.2023. 'Climate change costs Iraq 400,000 dunums of agricultural land annually: UN' (14th August 2023). Available at: [https:// www.rudaw.net/english/middleeast/iraq/140820231](https://www.rudaw.net/english/middleeast/iraq/140820231).

- Scheutz, F., & Strockbine, N. A. (2005). *Escherichia coli*. In P. R. Murray, E. J. Baron, J. H. Jorgensen, M. A. Pfaller, & R. H. Tenover (Eds.), *Manual of clinical microbiology* (9th ed., pp. 631–652). Washington, DC: ASM Press.
- Scragg, 2006. *Environmental Biotechnology*, oxford university press, oxford, UK, 2nd edition.
- Shahriar, S. M. S., Hossain, M. S., Dipti, S., & Salam, S. M. A. (2024). Heavy metal contamination in soil and vegetables: A review with health risk assessments. *Journal of Science and Engineering*, 24, 40–48. <https://doi.org/10.62275/josep.24.1000007>
- Shanker ,A.K.;C. Cervantes ;,C., Loz ; H. Tavera and S.Avudainayagam.2005.Chromium toxicity in plants :Environment international,Vol..31,No..5,p.739-753.
- Sharma, P., Dubey, R. S., & Giri, B. S. (2021). Toxicity of Heavy Metals in Plants and Phytoremediation: Current Trends and Future Perspectives. *Environmental Biotechnology Reports*, 4(2), 115–130.
- Sharma,D.C. and C. F. Forster.1993. “Removal of hexavalent chromium using sphagnum moss peat,” *Water Res.*, Vol. 27, No. 7, pp. 1201–1208.
- Sharma. A.S.and S.A. Bhalerao.2015. Chromium Asan environmental pollutant *Int.J.Curr.Microbiol.Appl.Sci*,4(1),pp.732-746.
- Shon, H. K., Vigneswaran, S., and Snyder, S. A. (2006). *Effluent organic matter (EfOM) in wastewater: Constituents, effects, and treatment*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(4), 327–374. <https://doi.org/10.1080/10643380600580011>
- Siebert, S., Burke, J., Faures, J. M., Frenken, K., Hoogeveen, J., Döll, P., and Portmann, F. T. (2010). Groundwater use for irrigation—A global

inventory. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(10), 1863–1880.

<https://doi.org/10.5194/hess-14-1863-2010>

- Smith, L.A.;J.L. Means; A.B. CHEN,;C.C. Alleman;J. Chapman;J.R. Tixier; S.E.. Braining ;A.R .Gavaskar, and M .D. Moyer.1995. Remedial options for metals contaminated sites, Lewis publisher, Boca Raton, FL.
- Sridhara chary, N.;C.T. Kamala and D.Samuel sumac Raj. 2008. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on irrigated soils and food chain transfer, *Ecotoxicol. Environ. Safety.*, 69(3), 513-524.
- Standard Methods.1995. The examination of water and wastewaters, American water Public Health Assoc., American water works Assoc. 19th ed., New York.
- Stuckey, D. C. 2010. Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for Wastewater Treatment In: *Environmental Anaerobic Technology. Applications and New Developments*, H. H. P. Fang (Ed.), Imperial College Press, London, UK.
- Suh,M.; C.M.Thompson; G.P.Brorby; L.Mittal and D.Proctor . 2016.Inhalation cancer risk assessment of cobalt metal:*Regul Toxicol Pharmacol*,Vol..79,p.74-82.
- Sushil, Kumar; V., Kochar; D., Vikas; and K. Khokhar.2019. A Review on Influence of Sewage Water on Soil Properties and Microbial Biomass *Carbon, Ind. J. Pure App. Biosci.* 7(5), 83-90.
- Swedish Environmental Protection Agency (SEPA). (2008). *Environmental quality objectives: A shared responsibility*. Stockholm: SEPA.<https://www.naturvardsverket.se>

- Tack, F.M.G.;E.Van Ranst, ; C.Lievens, and R.E.Vander bergh,. 2006 .Soils solution cd,cu and zn concentrations as affected by short-timed drying or wetting: the role of hydrous oxides of Fe and Mn, *Gendarme* 137: pp.83-87.
- Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., van Beek, R., Wada, Y., ... Treidel, H. (2013). Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3(4), 322–329.
<https://doi.org/10.1038/nclimate1744>
- Toze, S. (2006). *Reuse of effluent water—Benefits and risks*. *Agricultural Water Management*, 80(1–3), 147–159.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.07.010>
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2022). *Secondary Drinking Water Standards: Guidance for Nuisance Chemicals*.
<https://www.epa.gov>
- U.S. Environmental Protection Agency.(EPA) (2006, July). *Method 1681: Fecal coliforms in sewage sludge (biosolids) by multiple-tube fermentation using A-1 medium (EPA-821-R-06-013)*. Washington, DC: Author.
- UNESCO. (2022). *The United Nations World Water Development Report 2022: Groundwater: Making the invisible visible*. UNESCO Publishing.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1996). *Air quality criteria for particulate matter*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- USDI. 2009. *Mineral commodity summaries, usgs* Accessed on July 15, 2009, [http:// minerals. Uses. Gov/minerals/pubs/mcs](http://minerals.Uses.Gov/minerals/pubs/mcs).

- USEPA. U.S.2009. Environmental Protection Agency.External peer review draft aquatic life ambient water quality criteria for selenium – fresh water. Washington(DC): USEPA.EPA 822-P 14-00 .
- Vanderzalm, J., Page, D., Barry, K., and Dillon, P. (2018). Water quality considerations for managed aquifer recharge in an urban setting. *Water*, 10(4), 389. <https://doi.org/10.3390/w10040389>
- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A. G., & Pigna, M. (2010). Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10(3), 268–292. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005>
- Voulvoulis, N. (2018). *Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach*. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 2, 32–45. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.005>
- Vrba, J., and Zaporozec, A. (1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. International Association of Hydrogeologists.
- Wani, P,A.;M.S. Khan and A. Zaidi . 2007. Effects of metals tolerant growth Brady rhizobium sp. (viga) on growth, symbiosis, seed yield and metal uptake by green gram plants. *Chemosphere* 70:36-45.
- Weggler, M.;J. Mclaughlin, and R.D. Graham. 2004. " Effect of chloride in soil solution on the plant Availability of Biosolid-Borne Cadmium." *Journal of Environmental Quality*, Vol.33.no.2,pp,496-504.
- WHO. 2010. Enterotoxigenic Escherichia coli (ETEC) N: Diarrhoeal Diseases. World Health organization (WHO). Available, world health organization (WHO) press, Geneva.

- WHO/FAO. 2007. Joint WHO/FAO. Food standard programme codex Alimentarius commission 13th session .
- Widaa A. M, and A.B. Saeed. 2008. "Impact of using treated wastewater for irrigation on soil chemical properties, plant growth and forage yield" , University of Khartoum journal of Agricultural science, 16(1): 75-87.
- Wolt, J.D. 1994 .Soil solution chemistry Applications to Environmental science. John wiley and sons new yourk.
- World Bank Group. 2022. Iraq Country Climate and Deve lopment Report. CCDR Series; World Bank, Washington, DC.
- World Health Organization (WHO). (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Volume II: Wastewater use in agriculture*. World Health Organization.
- World Health Organization (WHO). (2017). Potable reuse: Guidance for producing safe drinking-water. WHO.
- World Health Organization. (2023, October 16). World Food Day 2023: Water is life, water is food. Leave no one behind. Geneva: WHO. Retrieved from <https://www.who.int/news/item/16-10-2023-world-food-day-2023>
- World Health Organization. (WHO) (2003). Guidelines for drinking-water quality (3rd ed., Vol. 1: Recommendations). Geneva: World Health Organization.
- World Health Organization.(WHO) (2008). Guidelines for drinking-water quality (3rd ed., Vol. 1: Recommendations). Geneva: World Health Organization.
- World Health Organization.(WHO) (2011). Guidelines for drinking-water quality (4th ed.). Geneva: World Health Organization.

- Wu, Q., Wang, S., Thangavel, P., Li, Q., & Zhang, X. (2020). Heavy metal contamination and phytoremediation potential of woody plants in urban environments: A review. *Environmental Pollution*, 257, 113494. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113494>
 - Wuana ,R.A., and F.E.Okieimen.2011. Heavy metals in contaminated soils :a review of sources , chemistry,risks and best available strategies for remediation.ISRN Ecology ,ID 40267,120.
 - Zadnipyany.I.; O.Tretiakova,;T.Sataieva and W.Zukow. 2017. Experimental review of cobalt induced cardiomyopathy :Russian Open Medical Journal ,Vol.6,No.1,p. 103.
 - Zengin F.K.2006. The effect of Co+2 and Zn+2 on the content of proteins, abscisic acid , proline and chlorophyll in bean (phaseolus vulgaris cv. Strike). Seedings. J. Environ.Biol.27:441-448.
 - Zhang, Z.;Y.liu, and H.wang. 2010. Use of single extraction methods to predict bioavailabilty of Heavy metals in plant Analysis, Vol . 41, No.7, pp. 820-831.
- Zhou.H. and D. W. Smith.2001. "Advanced technologies in water and wastewater treatment," *Can. J. Civ. Eng.*, Vol. 28, No. S1, pp. 49–66.

ملحق رقم (1) : الخواص و المعايير القياسية الواجب الالتزام بها للمياه المستخلصة المعاد استعمالها
لأغراض الري حسب المواصفات القياسية الأردنية لمياه الصرف الصحي 2022

الحدود المسموح بها حسب أوجه الاستعمال (ملغم لتر ⁻¹) (باستثناء المشار إليها)			
المعايير و الخواص	المنزهات و الملاعب و جوانب الطرق داخل المدن	الأشجار المثمرة و جوانب الطرق الخارجية و المسطحات الخضراء	المحاصيل الصناعية و المحاصيل الحقلية و الأشجار الحرجية
الأكسجين المستهلك حيونا	30	100	200
الأكسجين المستهلك كيميائيا	100	200	300
الأكسجين الذائب	2 <	---	--
المواد العالقة الكلية	50	100	100
الأس الهيدروجيني	6 – 9	6 – 9	6 – 9
درجة العكورة	10	--	-
النترات نيتروجين	16	16	16
النيتروجين الكلي	70	70	70
الإيشيرشيا كولاي	100	1000	--
بيوض الديدان المعوية	1 ≥	1 ≥	1 ≥
الدهون و الزيوت والشحوم	8	8	8
مادة الميثيلين الأزرق الفعالة	100	100	100
الفينول	0.02	0.02	0.02
الفوسفات - فسفور	10	10	10
الكلورايد	500	500	500
الكبريتات	500	500	500
البكتريونات	400	400	400
نسبة المصاص الصوديوم	9.0	9.0	9.0
الألمنيوم	5.0	5.0	5.0
الزرنخ	0.1	0.1	0.1
البريليوم	0.1	0.1	0.1
النحاس	2.0	2.0	2.0
الفلورايد	2.0	2.0	2.0
الحديد	2.0	2.0	2.0
الليثيوم	2.5	2.5	2.5
المنغنيز	0.4	0.4	0.4
المولبدنيوم	0.27	0.27	0.27
النكل	0.2	0.2	0.2
الرصاص	0.2	0.2	0.2
السييلينيوم	0.05	0.05	0.05
الكادميوم	0.01	0.01	0.01
الخاصين	5.0	5.0	5.0
الكروم الكلي	0.1	0.1	0.1
الزئبق	0.006	0.006	0.006
الفاناديوم	0.1	0.1	0.1
الكوبالت	0.05	0.05	0.05
البورون	2.4	2.4	2.4
السيانيد	0.1	0.1	0.1

ملحق رقم(2) : معايير إعادة استعمال المياه المعالجة لأغراض التغذية الاصطناعية
للأحواض. (Abulibdeh, 2021)

المعايير	الرمز	الحد المسموح به (ملغم / لتر)
الأكسجين المستهلك حيويًا	BOD5	15
الأكسجين المستهلك كيميائيًا	COD	50
الأكسجين الذائب	DO	<2
المواد العالقة الكلية	TSS	50
الأس الهيدروجيني	PH	6 – 9
درجة العكورة	Turbidity	10
النترات	NO, -N	7.0
الأمونيوم	NH	4.0
النيتروجين الكلي	T-N	20
الإيشيريشيا كولاي	E.coli	1.1>
بيوض الديدان المعوية	Intestinal Helminthes Eggs	≤ 1
الدهون و الزيوت والشحوم	FOG	8.0
مادة الميثيلين الأزرق الفعالة	MBAS	25
الفينول	Phenol	0.02
المواد الصلبة الذائبة الكلية	TDS	1500
الفوسفات	PO. (as P)	5
الكلورايد	Cl	350
الكبريتات	SO	300
البكربونات	HCO	400
نسبة المصاص الصوديوم	SAR	6.0
الألمنيوم	Al	2.0
الزرنيخ	As	0.05
البريليوم	Be	0.1
النحاس	Cu	2.0
الفلورايد	F	2.0
الحديد	Fe	2.0
الليثيوم	Li	2.5
المنغنيز	Mn	0.4
المولبدينوم	Mo	0.27
النيكل	Ni	0.2
الرصاص	Pb	0.2
السيلينيوم	Se	0.05
الكاديوم	Cd	0.01
الزئبق	Hg	0.006
الزئبق	Hg	0.006
الفاناديوم	V	0.1
الكوبالت	Co	0.05
البورون	B	2.4
السيانيد	CN	0.1

ملحق رقم (3) : الحدود المسموح بها لمياه الصرف الصحي المعالجة وفقاً لقانون رقم 3 لسنة 2012 في العراق

الحدود بعد المعالجة الثالثة	الحدود بعد المعالجة الثانوية	الوحدة	الصفة
≤ 40	≤ 100	PPM	COD
≤ 10	≤ 40	PPM	BOD
6 – 8	6 – 8	----	PH
≤ 3500	≤ 2500	PPM	TDS
≤ 10	≤ 40	PPM	SS
≤ 50	≤ 50	PPM	NO_3
≤ 12	≤ 25	PPM	PO_4
≤ 230	≤ 250	PPM	Na^+
≤ 400	≤ 450	PPM	Ca^{+2}
≤ 60	≤ 80	PPM	Mg^{+2}
< 6	6 – 9	----	SAR

ملحق رقم (4) : الحدود المسموح بها لتركيز العناصر الثقيلة في التربة والمياه بحسب Kabata و Krakowiak (2011) (ملغم لتر⁻¹)

تركيز العنصر في النبات	تركيز العنصر في التربة	العنصر
400 – 100	300 – 10	الزنك (Zn)
500	250,000 – 20,000	الحديد (Fe)
30 – 10	10 – 2	النحاس (Cu)
< 10	150 – 20	الفاناديوم (V)
1.0 – 0.5	3.0 – 0.01	الكاديوم (Cd)
30 – 10	300 – 2	الرصاص (Pb)
50 – 10	100 – 3	النيكل (Ni)
500 – 300	3000 – 20	المنغنيز (Mn)
20 – 5	50 – 1	الكوبلت (Co)
5 – 1	100 – 5	الكروم (Cr)

ملحق رقم (5) : الحدود المسموح بها لتركيز العناصر الثقيلة في التربة والمياه بحسب WHO(2003) (ملغم لتر⁻¹)

العنصر	تركيز العنصر في التربة	تركيز العنصر في الماء	تركيز العنصر في النبات
الزنك (Zn)	300 – 10	2.0	400 – 100
الحديد (Fe)	250,000 – 20,000	5.0	500
النحاس (Cu)	10 – 2	0.2	30 – 10
الفاناديوم (V)	150 – 20	0.1	< 10
الكاديوم (Cd)	3.0 – 0.01	0.01	1.0 – 0.5
الرصاص (Pb)	300 – 2	0.1	30 – 10
النيكل (Ni)	100 – 3	0.2	50 – 10
المنغنيز (Mn)	3000 – 20	0.2	500 – 300
الكوبلت (Co)	50 – 1	0.05	20 – 5
الكروم (Cr)	100 – 5	0.1	5 – 1

ملحق رقم (6) : الحدود القصوى المسموح بها بالمياه العادمة المعالجة لأغراض الري حسب المواصفات القياسية السورية (2752) الصادرة عام 2008

المؤشر / ملغم / لتر	المتنزهات و جوانب طرق المدينة	الملاعب الرياضية	الأشجار المثمرة	جوانب الطرق الخارجية	المسطحات الخضراء	الحبوب و المحاصيل العلفية	المحاصيل الصناعية	الأشجار الحراجية
TDS	1500				1500		-----	
SS	50				150		150	
NO_3	20				25		25	
NH_4	3				5		-----	
SO_4	300				500		500	
PO_4	20				20		20	
HCO_3	520				520		520	
Cl	350				350		350	
Na	230				230		230	
Mg	60				60		60	
Ca	400				400		400	

**The Republic of Iraq
Ministry of Higher Education and
Scientific Research
Wasit University
College of Agriculture
Soil and water resources sciences**



University of Wasit

**The effect of irrigation with treated and untreated
wastewater from Karbala station on some chemical
properties and soil and plant pollution with heavy
elements**

A Thesis

**Submitted to the Council of College of Agriculture, University
of Wasit as a Partial Fulfillment of the Requirements for the
Degree of Master in Soil Sciences and Water Resources**

By

Hafsa Muhammad Hamza Hassan Al-Ajili

Supervisors

Prof. Dr. Kahraman Hussein Habib Al-Khazaei

Prof. Dr. Kadhim Makke Naser

2025 A . D

1447 A . H

Abstract

Wastewater samples were taken Treated and untreated from Karbala Holy Project wastewater treatment plant. Other samples were taken from treated and untreated wastewater using 2 liter polyethylene containers ,for the purpose of conducting various physical, chemical and bacteriological analyses and estimating heavy metals in it, including Nickel, Chromium, Cobalt, Lead, Iron, Cadmium, Manganese, Vanadium, Zinc and Copper. To evaluate efficiency of treatment plant and possibility of using treated water for irrigation purposes and groundwater recharge, and to know the effect of untreated wastewater on some chemical properties of soil and accumulation of heavy metals according to international pollution standards.

A biological experiment (pot experiment) was conducted by planting Zea mays plants in a soil with a silty loam texture taken from Al-Hussainiya area - Karbala Governorate, irrigation was carried out with three types of irrigation water, which are: Untreated wastewater, treated wastewater and wastewater after exhausting 50% of available water. Experiment continued for three months according to a completely randomized design (CRD) with six replicates. Soil and plant samples (root system + shoot system) were taken after the end of experiment, some chemical properties of soil and concentrations of the above heavy metals were estimated :

- 1- pH value of treated water increased from 7.48 to 7.59, while electrical conductivity decreased from 8.50 to 1.20 dS m^{-1} for treated wastewater, and total dissolved solids (TDS) decreased from 5150 to 775 mg L^{-1} for treated wastewater, with a removal rate of 84.95%, decrease in amount of total suspended solids (TSS) from 99.00 – 10.00 mg L^{-1} with a removal rate of 89.89%, decrease in value of biochemical oxygen demand (COD) from 236 – 10 mg L^{-1} with a reduction rate of 95.76%, decrease in concentration of hydrogen sulfide gas (H_2S) from 8.10 – 0.00 mg L^{-1} , total hardness (TH) decreased from 66.50 to 3.47 mg L^{-1} , with a reduction rate of 94.93%, SAR decreased from 6.80 to 0.80 ($\text{mmol charge L}^{-1}$)^½, with a reduction rate of 88.23%, water class changed from C_4S_1 to C_3S_1 ,

turbidity decreased from 200 to 0.90 NTU, with a reduction rate of 99.55%.

- 2- The concentrations of cations, including Calcium, Magnesium, Sodium, Potassium, and Ammonium, decreased from 14.97 to 2.81 mmol L⁻¹, a reduction of 81.23%, and from 10.29 to 1.90 mmol L⁻¹, a reduction of 92.01% from 8.23-0.29 mmol L⁻¹, with a decrease of 98.47%, and from 2.50-0.81 mmol L⁻¹, with a decrease of 67.60%, for ions of above elements, respectively.
- 3- Concentrations of anions in treated wastewater decreased from 13.97 to 1.73 mmol L⁻¹, a decrease of 87.61%, and from 8.29 to 0.05 mmol L⁻¹, a decrease of 99.39% from 8.10 - 0.03 mmol L⁻¹ with a decrease of 99.62%, from 24.23 - 5.09 mmol L⁻¹ with a decrease of 78.99%, and from 2.50 - 1.07 mmol L⁻¹ with a decrease of 57.20% for above anions, respectively.
- 4- Concentrations of heavy metals in treated wastewater decreased: Iron from 90.80 to 0.21 mg L⁻¹, a 99.76% decrease; Zinc from 0.51 to 0.00 mg L⁻¹, a 100% decrease; Copper from 0.99 to 0.00 mg L⁻¹, a 100% decrease; and Vanadium from 0.90 to 0.00 mg L⁻¹ and a 100% reduction, Cadmium from 0.40-0.00 mg L⁻¹ and a 100% reduction, Nickel from 0.85-0.00 mg L⁻¹ and a 100% reduction, Manganese from 85.40-0.19 mg L⁻¹ and a 99.77% reduction, Cobalt from 0.94-0.00 mg L⁻¹ with a 100% reduction, Chromium from 95.00-0.26 mg L⁻¹ with a 99.70% reduction. Total Colon bacteria and E-coli bacteria also disappeared in treated wastewater with a 100% removal rate.
- 5- Concentrations of dissolved ions in soil solution irrigated with untreated wastewater increased for Calcium from 10.50 to 34.28 meq L⁻¹, Magnesium from 6.90 to 22.59 meq L⁻¹, Sodium from 3.10 to 9.70 meq L⁻¹, Potassium from 0.70 to 1.21 meq L⁻¹.
- 6- Concentrations of Nitrogen, Phosphorus and Potassium increased in soil irrigated with untreated wastewater compared to soil irrigated with treated wastewater, with Nitrogen concentration increasing from 7.50-10.70 mg kg⁻¹ and from 6.10-22.10 mg kg⁻¹, Potassium from 68.00-98.00 mg kg⁻¹.
- 7- Irrigation with untreated wastewater led to an increase in values of electrical conductivity, organic matter, sodium adsorption ratio, and

cation exchange capacity, which reached 6.80 dS m^{-1} , 18.13 g kg^{-1} , $1.286 \text{ (mmol charge L}^{-1})^{1/2}$, and $13.15 \text{ C. charge kg}^{-1}$, respectively.

- 8- Irrigation with untreated wastewater increased total heavy metals concentration in soil compared to soil irrigated with tap water, reaching 3396.10, 16.13, 16.92 , 16.98 , 0.68 , 17.50 , 20.33 , 89.00 , 20.60 and 98.23 mg kg^{-1} for heavy metals Iron, Zinc, Copper, Vanadium, Cadmium, Lead, Nickel, Manganese, Cobalt, and Chromium, respectively.
- 9- Irrigation with untreated wastewater increased concentration of heavy metals in tissues of Zeya mays plants, reaching 20.30, 20.58, 5.00, 4.63, 2.16, 4.31, 6.55, 10.77, 4.91 and 10.73 mg kg^{-1} dry matter heavy metals such as Iron, Zinc, Copper, Vanadium, Cadmium, Lead, Nickel, Manganese, Cobalt, and Chromium were increased in succession. The amount of these elements absorbed by plant also increased accordingly.