وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
جامعة البصرة
كلية التربية للعلوم الصرفة
قسم علوم الحياة

معالجة المياه العادمة باستخدام بعض التقانات الحياتية مع تقييم كفاءة محطة حمدان - البصرة

أطروحة مقدمة الى
مجلس كلية التربية للعلوم الصرفة – جامعة البصرة
وهي جزء من متطلبات نيل درجة دكتوراه فلسفة في
علوم الحياة - التلوث البيئي

من قبل

ماجدة صباح عبدالسيد العنزي

ماجستير في علوم الحياة 2001

بأشراف

أ.م.د. منال محمد اكبر
أ.د. ابتسام مهدي عبد الصاحب

1435 هـ
2014 م

بسم الله الرحمن الرحيم

مَثَلُ الْجَنَّةِ الَّتِي وُعِدَ الْمُتَّقُونَ فِيهَا

أَنْهَارٌ مِّن مَّاءٍ غَيْرِ آسِنٍ

صدق الله العلي العظيم

جزء من آية (15) سورة محمد(ص)

الاهداء

إلى من حنانها يرعاني وهي في قبرها ..... أمي

إلى من أكرمني الله بوجوده ووفقني برعايته ..... أبي

إلى ذخري وسندي بالحياة.....إخوتي

إلى من أسعده نجاحي وأمدني بالعون والمساعدة .. زوجي

وإلى بلسم الروح وأمل الحياة ..... ابني حسين

إلى كل من مروا في حياتي وتركوا أثراً طيباً

أُهدي ثمرة جهدي المتواضع هذا ..

شكر وتقدير

.... من يستحق الشكر هو الله سبحانه وتعالى "بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ" ﴿ربِّ أوزِعني أن أشكرَ نِعمتك التي أنعمتَ عليَ وعلى والديّ وأن أعمل صالحاً ترضاهُ وأدخلني برحمتك في عبادك الصالحين﴾ والصلاة والسلام على خير الخلق وسيد المرسلين محمد وآل بيته الطيبين الطاهرين وأصحابه الغرّ المنتجبين ..

أستاذي أوفيه عهداً ... واقطف من روضته ورداً .. أجد من دواعي العرفان بالجميل، وبعد إتمام هذه الاطروحة، أن أقدم جزيل شكري وعظيم امتناني إلى أستاذتي الفاضلتين الدكتورة منال محمد اكبر والدكتورة ابتسام مهدي عبدالصاحب لتفضلهما بالإشراف على الاطروحة واقتراحهما موضوع هذه الدراسة ودعمهما المستمر في مساعدتي وتقديم النصح الكامل لي برحابة صدر ورجاحة عقل، ومشاركتي عناء البحث والدراسة وإبداء الملاحظات القيمة طوال مدة إعداد الاطروحة .

ويدعو الواجب أن أقدم الشكر الجزيل إلى عمادة كلية التربية للعلوم الصرفة ورئاسة قسم علوم الحياة لتفضلهم بالمساعدة وتقديم كافة التسهيلات المتعلقة بانجاز هذه الدراسة .

كما أتقدم بالشكر والتقدير الى الأستاذ المهندس قصي شاكر عبدالله مدير محطة حمدان لمعالجة مياه الصرف الصحي / مديرية مجاري البصرة، وكادرها الفني على كل ما قدموه لي من تسهيل في انجاز هذا العمل . كما يطيب لي أن أشكر منتسبي شعبة التحاليل البيئية / مديرية بيئة البصرة وأخص منهم بالذكر الآنسة رشا عيسى والسيدة فوزية شيف لتسهيلهم أمري في فحص العينات .

ولا يفوتني أن أتقدم بوافر الشكر والامتنان الى الدكتورة كفاح محمد خضير في كلية الهندسة القسم المدني على ما أبدته من آراء واقتراحات وتوجيهات قيمة . وأود أن أسجل شكري الى كل من الآنسة هناء حسين محمد من مركز علوم البحار والدكتورة سحر عبدالعباس من كلية العلوم لمساهمتهما في عملية تشخيص العينات .

وأتقدم بالثناء والتقدير إلى الأستاذ الدكتورعادل يعقوب الدبيكل في كلية الزراعة لإبدائه المساعدة في تحليل النتائج إحصائياً .

كما لا يفوتني أن أسدي احترامي واعتزازي لكافة أفراد عائلتي لرعايتهم ودعمهم المعنوي وبالأخص زوجي الذي رافقني في كل خطوة . وأخيرا أتقدم بالشكر إلى زميلاتي وزملائي طلبة الدراسات العليا الذين دعموني معنوياً، واسأل الله أن يوفقهم الى ما يرضيه . وختاماً أقدم شكري وامتناني لكل من قدم لي العون والمساعدة متمنية لهم دوام التوفيق وأرجو المعذرة عن السهو في توجيه الشكر لمن يستحق ولمن لم تسعفني الذاكرة لإسداء الشكر له .

ماجدة

الخلاصة

تضمنت الدراسة الحالية جزئين : الجزء الأول هو تقييم كفاءة محطة حمدان لمعالجة مياه الصرف الصحي في مدينة البصرة، عن طريق جمع عينات المياه فصلياً وإجراء بعض التحاليل الفيزيائية والكيميائية من ثلاثة مواقع، الأول (حوض التجميع الخارجي) والثاني (حوض الترسيب الابتدائي) والثالث (حوض الترسيب الثانوي) . وقد بينت النتائج ان متوسط القيم للعوامل البيئية والمواقع الأولى والثانية والثالثة كانت كالاتي : متوسط قيم درجات الحرارة (24.92 ˚م و 25.07 ˚م و 25.11 ˚م) والأس الهيدروجيني (7.14 و7.31 و7.57) والملوحة Salinity (4.29 و4.85 و5.56) غم/لتر، والمواد الصلبة الذائبة الكلية Total Dissolved Solid (TDS) (3831.58 و 4256.16 و 4689.04) ملغم/لتر، والمواد الصلبة العالقة الكلية(Total Suspended Solid (TSS (304.04 و253.50 و203.04) ملغم/لتر، والمتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5) Biological Oxygen Demand (217.45 و 175.41 و97.41) ملغم/لتر، أما متوسط قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين Chemical Oxygen Demand (COD) (350.66 و272.50 و182.20) ملغم/لتر، والقاعدية الكلية Total Alkalinity (232.37 و 253.12 و 273.95) ملغم/لتر، والكلوريدات Chloride (Cl^-) (1571.00 و 1743.54 و 1941.87) ملغم/لتر، ومتوسط قيم الكبريتات Sulfate ($SO_4^=$) (694.16 و 718.12 و 741.29) ملغم/لتر، بينما كان متوسط قيم النترات الفعالة Reactive Nitrate (NO_3^-) (13.69 و 17.57 و 21.09) ملغم/لتر، والفوسفات الفعالة Reactive Phosphate (PO_4^{-3}) (5.92 و 4.97 و 4.26) ملغم/لتر على التوالي .

أما الجزء الثاني فقد تناول تطبيق نظامين من المعالجة الحيوية Bioremediation على مياه الصرف الصحي المعالج أولياً والذي تم جمعه من أحواض الترسيب الابتدائي لمحطة حمدان، هما نظام المعالجة النباتية Phytoremediation بتطبيق نظام الجريان السطحي الحر (FWS) وباستعمال نوعين من النباتات هما نبات القصب *Phragmites australis* (Cav.) Trin.ex Steud ونبات الجولان *Schoenoplectus litoralis* (Schrader) Palla, Bot. Jahrb. Syst. ولمدة ستة أسابيع. ونظام المعالجة الحيوانية Zooremediation باستعمال نوعين من القشريات هما *Artemia franciscana* (Kellogg, 1906) و *Arctodiaptomus* (*Rhabdodiaptomus*) *salinus* (Daday, 1885) ولمدة ثمانية أسابيع .

أثبتت نتائج المعالجة النباتية Phytoremediation كفاءة نباتي القصب والجولان ودورهما الفعال في خفض قيم مؤشرات التلوث وبالتالي تحسين نوعية المياه . امتلك نبات القصب *P. australis* كفاءة عالية في خفض قيم العوامل البيئية المدروسة، إذ تم تسجيل خفض تراكيز الملوحة والمواد الصلبة الذائبة الكلية والمواد الصلبة العالقة الكلية والمتطلب الحيوي للأوكسجين والمتطلب الكيميائي للأوكسجين والقاعدية الكلية والكلوريدات والكبريتات والنترات الفعالة والفوسفات الفعالة بنسب (62.86 %) و (55.46 %) و (96.28 %) و (97.5 %) و (93.33 %) و (85.86 %) و (60.86 %) و (37.01 %) و (86.34 %) و (81.88 %) على التوالي . كما حقق نبات القصب كفاءة فعلية في خفض تراكيز العناصر النزرة المدروسة (النحاس والحديد والرصاص والخارصين) بمقدار (2.13 , 5.41 , 2.27 , 6.88) مايكروغرام/ لتر على التوالي . كما امتلك نبات القصب فعالية عالية بخفض معدل البكتريا الكلية إذ كان قبل المعالجة 894.67 بكتريا/مل وانخفض العدد الى 73.67 بكتريا/مل بعد المعالجة .

امتلك نبات الجولان كفاءة أيضاً في إزالة الملوحة والمواد الصلبة الذائبة الكلية والمواد الصلبة العالقة الكلية والمتطلب الحيوي للأوكسجين والمتطلب الكيميائي للأوكسجين والقاعدية الكلية والكلوريدات والكبريتات و النترات الفعالة والفوسفات الفعالة بنسب (54.26 %) و (51.85%) و (97.51 %) و (95.2 %) و (88.96 %) و (73.87 %) و (60.45 %) و (39.56 %) و (85.28 %) و (87.5 %) على التوالي . وسجل في النبات كفاءة فعلية لإزالة تراكيز العناصر النزرة (النحاس والحديد والرصاص والخارصين) بمقدار (2.66 , 2.91 , 1.11 , 7.16) مايكروغرام/ لتر على التوالي . واظهر النبات قدرة في خفض معدل العدد الكلي للبكتريا إذ كان قبل المعالجة 682.33 بكتريا/مل وانخفض الى 56.33 بكتريا/مل بعد المعالجة .

أما في نظام المعالجة الحيوانية Zooremediation فقد اظهر الحيوان القشري *A. franciscana* كفاءة عالية لإزالة اهم عوامل التلوث من المواد الصلبة العالقة الكلية والمتطلب الحيوي للأوكسجين والمتطلب الكيميائي للأوكسجين والنترات الفعالة والفوسفات الفعالة بنسب (95.74 %) و (96.74 %) و (92.14 %) و (40.21 %) و (83.47 %) على التوالي . وسجل الحيوان القشري نسبة إزالة فعلية لتراكيز عناصر (النحاس والحديد والرصاص والخارصين) وبمقدار (2.2 , 2.93 , 0.71 , 7.82) مايكروغرام/ لتر على التوالي . وكان معدل العدد الكلي للبكتريا قبل المعالجة بالحيوان هو 682.33 بكتريا/مل وأصبح بعد المعالجة 155.67 بكتريا/مل .

أمـا كفـاءة الحيـوان القشـري *A.*(*Rhabdodiaptomus*)*salinus* فـي إزالـة العوامـل المدروسة، فقد كانت بالشكل التالي: تم إزالة المواد الصلبة العالقة الكلية والمتطلب الحيوي للأوكسجين والمتطلب الكيميائي للأوكسجين والنترات والفوسفات بنسبة (92.97 %) و (95.21 %) و (90.6 %) و (30.12 %) و (82.8 %) على التوالي . أما الإزالة الفعلية للعناصر النزرة (النحاس والحديد والرصاص والخارصين) فكانت بمقدار (0.78 , 1.55 , 0.83 , 3.36) مايكروغرام/ لتر على التوالي . وكان معدل العدد الكلي للبكتريا 721 بكتريا/مل قبل المعالجة بالحيوان واصبح بعد المعالجة 282.33 بكتريا/مل .

قائمة المحتويات

التسلسل	الموضوع	الصفحة
1 - الفصل الأول - المقدمة واستعراض المراجع		
1.1	المقدمـــة	1
2.1	استعراض المراجع	5
1.2.1	التلوث البيئي بالمياه العادمة	5
2.2.1	مكونات المياه العادمة	7
3.2.1	خصائص المياه العادمة	9
4.2.1	معالجة المياه العادمة وإمكانية استخدامها	13
5.2.1	محطات معالجة المياه العادمة	15
6.2.1	مراحل المعالجة في محطات معالجة المياه العادمة	18
1.6.2.1	المعالجة التمهيدية	18
2.6.2.1	المعالجة الأبتدائية	18
3.6.2.1	المعالجة الثانوية	19
4.6.2.1	المعالجة الثالثية	19
7.2.1	التقانات السليمة لمعالجة المياه العادمة	20
8.2.1	المعالجة الحيوية	20
1.8.2.1	المعالجة النباتية	20
2.8.2.1	المعالجة الحيوانية	23
9.2.1	أنواع محطات المعالجة بالنباتات	25
	محطة المعالجة ذات الجريان السطحي الحر	25
	نبات القصب *Phragmites australis* (Common reed)	26
	نبات الجولان *Schoenoplectus litoralis*	29
	روبيان الممالح *Artemia franciscana*	31
	مجذافي القدم الهائم *Arctodiaptomus salinus*	33
2 - الفصل الثاني - المواد وطرائق العمل		
1.2	وصف منطقة الدراسة	36
1.1.2	مواقع الدراسة	37

2.1.2	جمع العينات	37
2.2	المعالجة النباتية	40
1.2.2	جمع العينات النباتية	40
2.2.2	وصف منظومة المعالجة بالنباتات المائية باستخدام الأسطح الحرة	42
3.2	المعالجة الحيوانية	44
1.3.2	جمع العينات الحيوانية	44
2.3.2	وصف منظومة المعالجة بالحيوانات القشرية	45
4.2	التحاليل الفيزيائية والكيميائية	46
1.4.2	درجة حرارة الماء	46
2.4.2	الأس الهيدروجيني	46
3.4.2	الملوحة	46
4.4.2	الأوكسجين المذاب	47
5.4.2	المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS)	47
6.4.2	المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)	47
7.4.2	المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5)	47
8.4.2	المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD)	48
9.4.2	القاعدية الكلية Total Alkalinity	49
10.4.2	الكلورايدات (Cl^-)	50
11.4.2	الكبريتات ($SO_4^=$)	50
12.4.2	النترات الفعالة (NO_3^-)	50
13.4.2	الفوسفات الفعالة (PO_4)	50
14.4.2	استخلاص العناصر النزرة	51
1.14.4.2	استخلاص أيونات العناصر النزرة الذائبة بالماء	51
2.14.4.2	استخلاص العناصر النزرة من النباتات المائية	51
3.14.4.2	استخلاص العناصر النزرة من القشريات	52
5.2	قياس العناصر النزرة	52
6.2	الفحوصات البكتريولوجية	53
1.6.2	جمع عينات الفحوصات البكتريولوجية	53
2.6.2	العدد الكلي للبكتريا (TBC)	53
7.2	كثافة الجماعة السكانية	54
8.2	التحليل الإحصائي	54
3 - الفصل الثالث - النتائج		
1.3	الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في محطة حمدان	55

1.1.3	درجة الحرارة	55
2.1.3	الأس الهيدروجيني	55
3.1.3	الملوحة	56
4.1.3	المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS)	56
5.1.3	المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)	57
6.1.3	المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5)	57
7.1.3	المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD)	57
8.1.3	القاعدية الكلية Total Alkalinity	58
9.1.3	الكلورايدات (Cl^-)	58
10.1.3	الكبريتات ($SO_4^=$)	59
11.1.3	النترات الفعالة (NO_3^-)	59
12.1.3	الفوسفات الفعالة (PO_4)	59
2.3	الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمعالجة النباتية باستعمال الأسطح الحرة	63
1.2.3	درجة الحرارة	63
2.2.3	الأس الهيدروجيني	64
3.2.3	الملوحة	64
4.2.3	الأوكسجين المذاب	65
5.2.3	المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS)	66
6.2.3	المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)	67
7.2.3	المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5)	68
8.2.3	المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD)	68
9.2.3	القاعدية الكلية Total Alkalinity	70
10.2.3	الكلورايدات (Cl^-)	70
11.2.3	الكبريتات ($SO_4^=$)	71
12.2.3	النترات الفعالة (NO_3^-)	71
13.2.3	الفوسفات الفعالة (PO_4)	72
14.2.3	النسب المئوية لكفاءة النباتات في خفض الملوثات عند المعالجة النباتية باستعمال الأسطح الحرة	74
15.2.3	كفاءة المعالجة النباتية باستعمال الأسطح الحرة (FWS) أسبوعياً	76
16.2.3	العناصر النزرة	78
1.16.2.3	العناصر النزرة الذائبة في الماء	78
2.16.2.3	العناصر النزرة في النباتات المائية	79
17.2.3	العدد الكلي للبكتريا (TBC)	80
3.3	الخصائص الفيزيائية والكيميائية عند المعالجة الحيوانية	80

1.3.3	درجة الحرارة	80
2.3.3	الأس الهيدروجيني	81
3.3.3	الملوحة	82
4.3.3	الأوكسجين المذاب	82
5.3.3	المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS)	84
6.3.3	المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)	84
7.3.3	المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5)	85
8.3.3	المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD)	85
9.3.3	القاعدية الكلية Total Alkalinity	86
10.3.3	الكلورايدات (Cl^-)	87
11.3.3	الكبريتات ($SO_4^=$)	88
12.3.3	النترات الفعالة (NO_3^-)	89
13.3.3	الفوسفات الفعالة (PO_4)	89
14.3.3	النسب المئوية لكفاءة القشريات في إزالة الملوثات عند المعالجة الحيوانية	91
15.3.3	كفاءة المعالجة الحيوانية باستعمال الأسطح الحرة أسبوعياً	92
16.3.3	العناصر النزرة	94
1.16.3.3	العناصر النزرة الذائبة في الماء	94
2.16.3.3	العناصر النزرة في القشريات المائية	95
17.3.3	العدد الكلي للبكتريا (TBC)	96
18.3.3	حساب كثافة الأفراد عند المعالجة الحيوانية	97
4 - الفصل الرابع : المناقشة		
1.4	الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في محطة حمدان	99
1.1.4	درجة الحرارة	99
2.1.4	الأس الهيدروجيني	99
3.1.4	الملوحة	100
4.1.4	المواد الصلبة الذائبة الكلية	101
5.1.4	المواد الصلبة العالقة الكلية	101
6.1.4	المتطلب الحيوي للأوكسجين	102
7.1.4	المتطلب الكيميائي للأوكسجين	103
8.1.4	القاعدية الكلية	105
9.1.4	الكلورايدات	106
10.1.4	الكبريتات	106
11.1.4	النترات الفعالة	107

12.1.4	الفوسفات الفعالة	108
2.4	الخصائص الفيزيائية والكيميائية عند المعالجة النباتية باستعمال نظام المعالجة ذات الجريان السطحي الحر	109
3.4	الخصائص الفيزيائية والكيميائية عند المعالجة الحيوانية	121
	الاستنتاجات	130
	التوصيات	131
	المصادر العربية	132
	المصادر الأجنبية	141
	الملاحق	183

قائمة الأشكال

رقم الشكل	العنوان	الصفحة
1	خريطة العراق ومحافظة البصرة من برنامج (Google Earth) موضحا عليهما مواقع الدراسة للموقع العام في محطة حمدان - البصرة	38
2	منظومة المعالجة النباتية Phtoremediation	43
3	منظومة المعالجة الحيوانية Zooremediation	46
4	معدل درجات الحرارة في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	63
5	معدل الأس الهيدروجيني (pH) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	64
6	معدل الملوحة في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	65
7	معدل الأوكسجين المذاب (DO) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	66
8	معدل المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	67
9	معدل المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	68

10	معدل المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	69
11	معدل المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	69
12	معدل القاعدية الكلية في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	70
13	معدل الكلوريدات (Cl) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	71
14	معدل الكبريتات (SO_4) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	72
15	معدل النترات (NO_3) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	73
16	معدل الفوسفات (PO_4) في أحواض المعالجة بنباتي القصب والجولان	73
17	النسب المئوية لكفاءة نبات القصب *P. australis* في خفض معدلات الملوثات خلال المعالجة النباتية لمدة ستة أسابيع	75
18	النسب المئوية لكفاءة نبات الجولان *S. litoralis* في خفض معدلات الملوثات خلال المعالجة النباتية لمدة ستة أسابيع	75
19	معدل درجات الحرارة في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A.* (*Rh.*) *salinus*	81
20	معدل الأس الهيدروحيني (pH) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A.* (*Rh.*) *salinus*	82
21	معدل الملوحة في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A.* (*Rh.*) *salinus*	83
22	معدل الأوكسجين المذاب (DO) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A.* (*Rh.*) *salinus*	83
23	معدل المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A.* (*Rh.*) *salinus*	84
24	معدل المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A.* (*Rh.*) *salinus*	85

25	معدل المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*	86
26	المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*	86
27	القاعدية الكلية في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*	87
28	الكلوريدات (Cl^-) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*	88
29	الكبريتات ($SO_4^=$) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*	89
30	النترات (NO_3) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*	90
31	الفوسفات (PO_4) في أحواض المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*	90
32	النسب المئوية لكفاءة *A. franciscana* في إزالة الملوثات خلال المعالجة الحيوانية بمدة ثمانية أسابيع	91
33	النسب المئوية لكفاءة *A. (Rh.) salinus* في إزالة الملوثات خلال المعالجة الحيوانية لمدة ثمانية أسابيع	92
34	العلاقة بين كثافة أفراد *A. franciscana* ودرجة حرارة الماء خلال مدة المعالجة	98
35	العلاقة بين أفراد *A.(Rh.) salinus* ودرجة حرارة الماء خلال مدة المعالجة	98

قائمة الصور

رقم الصورة	العنوان	الصفحة
1	حوض التجميع الخارجي في محطة حمدان (الموقع الأول)	39
2	حوض الترسيب الابتدائي في محطة حمدان (الموقع الثاني)	39
3	حوض الترسيب الثانوي في محطة حمدان (الموقع الثالث)	40
4	موقع جمع نبات القصب *P. australis* في جنوب جزيرة السندباد	41
5	موقع جمع نبات الجولان *S. litoralis* في جنوب جزيرة السندباد	41
6	أحواض المعالجة النباتية	42
7	الارضية المستخدمة بمنظومة المعالجة النباتية	43
8	موقع جمع الارتيميا *A. franciscana* في منطقة كرمة علي	44
9	موقع جمع مجذافي القدم *A. (Rh.) salinus* في منطقة حمدان على طريق بصرة – فاو	45
10	أحواض المعالجة الحيوانية	45
11	جهاز قياس الـ BOD_5 وفيه الحاضنة وقنينة القياس المزودة بالمقياس الرقمي OxiTop	48
12	جهاز Photometer COD Vario مع الحاضن Reaktor والكتات الخاصة	49

قائمة الجداول

رقم الجدول	العنــوان	الصفحة
1	الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في الموقع الأول	60
2	الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في الموقع الثاني	61
3	الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في الموقع الثالث	62
4	كفاءة المعالجة أسبوعياً باستخدام نبات القصب *P. australis*	77
5	كفاءة المعالجة أسبوعياً باستخدام نبات الجولان *S. litoralis*	78
6	تراكيز العناصر النزرة الذائبة في المياه العادمة (مكغم /لتر) قبل وبعد المعالجة النباتية بالقصب *P. australis*	79
7	تراكيز العناصر النزرة الذائبة في المياه العادمة (مكغم /لتر) قبل وبعد المعالجة النباتية بالجولان *S. litoralis*	79
8	تراكيز العناصر (مكغم/غرام وزن جاف) في نبات القصب *P. australis*	79
9	تراكيز العناصر (مكغم /غرام وزن جاف) في نبات الجولان *S. litoralis*	80
10	معدلات العدد الكلي للبكتريا (بكتريا/مل) قبل وبعد المعالجة النباتية	80
11	كفاءة المعالجة أسبوعياً في أحواض *A. franciscana*	93

12	كفاءة المعالجة أسبوعياً في أحواض *A. (Rh.) salinus*	94
13	تراكيز العناصر النزرة الذائبة في الماء(مكغم/لتر) قبل وبعد المعالجة الحيوانية باستعمال *A. franciscana*	95
14	تراكيز العناصر النزرة الذائبة في الماء(مكغم/لتر) قبل وبعد المعالجة الحيوانية باستعمال *A. (Rh.) salinus*	95
15	تراكيز العناصر النزرة (مكغم/غرام وزن جاف) قبل وبعد المعالجة باستعمال *A. franciscana*	96
16	تراكيز العناصر النزرة قبل وبعد المعالجة باستعمال *A. (Rh.) salinus*	96
17	العدد الكلي للبكتريا قبل وبعد المعالجة الحيوانية	97
18	كثافة الأفراد باللتر الواحد بعد كل أسبوعين من المعالجة الحيوانية	97

قائمة الملاحق

رقم الملحق	العنوان	الصفحة
1	معامل الارتباط البسيط (r) بين العوامل البيئية المدروسة للمياه العادمة في محطة حمدان	183
2	المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج بنبات القصب *P. australis*	184
3	المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج بنبات الجولان *S. litoralis*	185
4	معدلات النسب المئوية لاختزال العوامل المدروسة عند المعالجة بنبات القصب *P. australis*	186

5	معدلات النسب المئوية لاختزال العوامل المدروسة عند المعالجة بنبات الجولان *S. litoralis*	186
6	المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج باستعمال *A. franciscana*	187
7	المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج باستعمال *A.* (*Rh.*) *salinus*	188
8	معدلا النسب المئوية لاختزال العوامل المدروسة عند المعالجة باستعمال *A. franciscana*	189
9	معدلا النسب المئوية لاختزال العوامل المدروسة عند المعالجة باستعمال *A.* (*Rh.*) *salinus*	189
10	مقارنة المياه المعالجة والمطروحة من محطة حمدان مع محددات نظام صيانة الأنهار من التلوث رقم 25 لسنة 1967	190
11	تصنيف المياه العادمة	191
12	تصنيف الأنهار بحسب تراكيز BOD_5	191

الفصـل الأول

المقدمـــة واستعـراض المراجـع

1.1: المقدمـــة Introduction

يعد الماء أساس الحياة على سطح الأرض، وهو من الموارد الطبيعية الثمينة التي تلعب دوراً هاماً في حياة كل المخلوقات على وجه الكرة الأرضية . وتمثل الموارد المائية ركناً أساسياً وثيق الارتباط بأنشطة الإنسان والتنمية الاقتصادية والاجتماعية، لذلك أصبح ترشيد استعمالات المياه أمراً حيوياً تلبيةً لمتطلبات خطط التنمية الطموحة، بل والبحث عن مصادر جديدة، وعلى نحو خاص في المنطقة العربية (داوود، 2003) . فكلما ازداد تقدم المجتمعات ازدادت الحاجة للماء وبالتالي ازدادت درجة تلوثه، وهذا بدوره يؤدي إلى تعرض الأنظمة البيئية المائية Aquatic ecosystems إلى الخطر فيما إذا لم تتم إدارة الموارد المائية Water resources بصورة أكثر فاعلية (أبو سمور والخطيب، 1990) . كما تعد أزمة المياه واحدة من أخطر المشاكل التي يواجهها العالم اليوم وأصبحت تهديداً خطيراً لصحة الإنسان في البلدان مثل بلدان أوروبا وأمريكا الشمالية وآسيا وأستراليا ودول أخرى (Srivastava *et al.*, 2008) . والمياه النقية حاجة ملحة وضرورية ليس فقط للشرب والاستخدامات المنزلية وإنما للتطور الحضاري والتقني لأي بلد، وأن العالم اليوم يعاني من مشكلة المياه على صعيدي شحة المصادر المائية وزيادة الإجهادات البيئية نتيجة التلوث .

إن التلوث بشكل عام يؤدي إلى تغيير في الكثير من المواصفات الفيزيائية والكيمائية والحيوية لمياه الأنهار والجداول بفعل تصريف مياه الفضلات المستمر اليها وبكميات كبيرة وعدم كفاءة وحدات المعالجة (رشيد وجماعته، 2004) . وتمثل المياه العادمة Wastewater الناتجة عن الفضلات المنزلية Domestic sewage أحد مصادر تلوث المياه الأكثر انتشاراً وتشمل هذه الأنشطة المخلفات المنزلية والتجارية والمؤسسات أو المنشآت التي تكون فضلاتها أو نواتج مياهها مشابهه لمخلفات الاستعمالات المنزلية (عبدالحسين، 2008)، ويمكن إضافة مياه الإمطار والمياه الناتجة عن غسل الشوارع إلى مصادر المياه العادمة لكونها تصرف في نهاية الأمر إلى شبكة المجاري الرئيسة أو إلى اقرب مصدر مائي (لطيف، 1990) . والمياه العادمة مرتبطة ارتباطاً وثيقاً بتلوث المياه والتربة فتعد واحدة من اخطر المشاكل في معظم دول العالم الثالث لان معالجتها لا تعطى الأولوية التي تستحقها ولذلك فان مياه الفضلات تصرف مباشرةً إلى المسطحات المائية وبالتالي تسبب مشاكل صحية مختلفة للإنسان (Danazumi and Bichi, 2010) . لهذا فانه من الضروري معالجة مخلفات المياه العادمة والمخلفات السائلة عموماً معالجة متكاملة، حتى لا تصل تلك المخلفات إلى مصادر المياه سواء استخدمت هذه المياه في أغراض منزلية أو ترفيهية أو زراعية .

نظراً لقلة مصادر المياه وشحتها في كثير من أقطار العالم فان الاتجاه السائد حالياً يرمي إلى عدم التخلص من المخلفات السائلة عشوائياً، بل إعادة استعمالها بعد معالجتها بطرق صديقة للبيئة تمنع حدوث أي ضرر من استعمالها (عبدالماجد، 2001) . والتي يمكن تحقيقها بإنشاء نظم معالجة كفؤه أو باستعمال تقانات حياتية ملائمة من حيث التكلفة ونوعية وكمية المياه المعالجة وفقاً للأغراض التي تحدد لها (حمود، 1999) . ولان العالم يواجه نقصاً حاداً في المياه ومن المتوقع أن يزداد هذا النقص خلال السنوات القادمة نتيجة الزيادة المضطردة للسكان وتنامي استهلاك الفرد الناجم عن تغير أسلوب حياته، وتعد المنطقة العربية من اكبر مناطق العجز المائي (الظفيري، 2002) . فالجميع مهدد بنقص المياه، وإن أزمة المياه في الوطن العربي تملك أهمية خاصة، ويعود ذلك إلى سيادة المناخ الجاف Arid وشبه الجاف Semi-arid في أغلب أنحاء الوطن العربي، وتكرار نوبات الجفاف التي أصبحت من الظواهر الطبيعية المألوفة . كما إن معظم الأنهار الجارية في الوطن العربي تنبع من مناطق غير عربية، وأن المياه الجوفية في أغلب الدول العربية محدودة ومعظمها غير متجدد، لذا فإن الموارد المائية التقليدية في الوطن العربي لا تتمتع بصفة المورد الآمن، وهي معرضة للتلوث وتدهور نوعيتها، الأمر الذي يستدعي العمل الجاد على الاستفادة من الموارد المائية غير التقليدية، إذ بينت الدراسات والإحصائيات أن هذه النوعية من المياه تتواجد في الوطن العربي بكميات كبيرة جداً تقدر بأكثر من 20 مليار $م^3$، تتمثل بمياه الصرف الصحي والزراعي والمياه الجوفية المالحة والعسرة (بن محمود، 2009) .

وفي العراق على الرغم من وجود نهري دجلة والفرات وروافدهما ووفرة مياههما إلا أنها باتت مهددة بالتناقص الكبير بسبب إنشاء السدود في دول أعالي الأنهار، والزيادة السكانية والتطور الحضاري والمدني مما تجعلها عوامل مسببة لنقص التجهيز المائي في العراق (الظفيري، 2009) . لذا فان اعادة استعمال المياه العادمة المعالجة من طرق استغلال المياه التي لاقت قبولاً ملحوظاً في الآونة الأخيرة إذ أن أكثر من مليار إنسان في العالم لا يتاح لهم الماء النقي، وأكثر من ضعف هذا العدد لم يتاح لهم وسائل الصرف الصحي الأساسي (UNDP, 2006) . وقد بينت الدراسات أن كمية المياه المعالجة في الوطن العربي تقدر بحوالي 10 مليار $م^3$ سنوياً، تصاحبها كميات هائلة من المخلفات العضوية الصلبة (الحمأة) التي لها أهميتها في تسميد الأراضي الزراعية وزيادة خصوبتها (أكساد، 1998). وعلى هذا الأساس فان الحاجة الى تطوير طرق المعالجة بحيث تصبح اكثر كفاءة واقل كلفة تعد من الأولويات البيئية على مستوى العالم .

هذا وقد تطورت التقانات المستعملة في معالجة المياه العادمة والانتقال من الطرائق التقليدية إلى طرائق تعمل وفق أساليب معالجة غير مكلفة وصديقة للبيئة تعمل بأسلوب متميز يحد من الملوثات السائلة التي تصرف إلى البيئة المائية . وأن طرق المعالجة التقليدية تشمل استعمال مرشحات ومواد كيمائية متعددة ذات تكاليف عالية والتي قد تسبب فيما بعد أضرار في التوازن البيئي (Juntunen *et al.*, 2013) . لهذه الأسباب فأن استعمال المعالجة الحياتية Biological treatment (الطبيعية) أصبحت مهمة جداً، لأنها تهدف إلى استعمال نظام حيوي لإزالة الملوثات (مواد عضوية وغير عضوية ومعادن ثقيلة) من المياه العادمة، وهذا النظام ذو كلفة منخفضة ويعمل على الحد من المغذيات والمسببات المرضية بشكل كبير باعتباره أفضل الطرق الحديثة للمعالجة بالمقارنة بالطرق الأخرى (Priya *et al.*, 2012) .

تعني المعالجة الحيوية Bioremediation بالمفهوم البيئي استعمال الكائنات الحية ذات القدرة على خفض مستويات التلوث عن طريق عمليات (حيوية – ايضية) وحسب قدرة الكائن الحي، وفي الوقت الحاضر، اعتبرت المعالجة الحيوية الحقل الجديد والهام للعلوم والتكنولوجيا من خلال تكثيف الدراسات خلال العقدين الأخيرين، و تعد واحدة من أهم الإنجازات للحد من حالات التلوث فضلاً عن كونها رخيصةً وسهلة الاستعمال (Khoei *et al.*, 2013) . وتشمل المعالجة الحيوية خمسة أنواع من المعالجات هي المعالجة النباتية Phytoremediation والحيوانية Zooremediation والبكتيرية Bacterialremediation وبالطحالب Phycoremediation وبالفطريات Mycoremediation .

تعد معالجة المياه العادمة بالنظم الطبيعية طريقة عملية وفعالة جداً خاصةً في أماكن التجمعات السكانية المنعزلة والصغيرة، لأنها تعتمد على استعمال طرق معالجة رخيصة وآمنه مثل المعالجة بالأراضي الرطبة المشيدة Constructed wetlands وهي محطات معالجة بالنباتات ويتم تصميمها هندسياً إذ تمر المياه الملوثة عبر أحواض مزروعة بالنباتات ومملوءة بوسط حصوي أو رملي أو مزيج منهما، تعمل على خفض تراكيز الملوثات الموجودة في المياه العادمة بشكل كبير (Mustafa, 2013) . والمعالجة النباتية Phytoremediation هي شكل من أشكال المعالجة الحيوية وتعني استعمال نباتات معينة لها القدرة على التقليل من مستويات التلوث عن طريق آليات ايضية يقوم بها النبات تؤدي إلى إزالة أو حجز أو تحليل الملوثات المختلفة (السنجري،2011) . إذ تؤدي هذه النباتات دور مرشحات حيوية Biofilters تقوم بسحب المواد المعدنية والسامة والمواد العضوية العالقة والذائبة وامتصاصها، اودفعها للترسيب على القاع، وإتاحة الفرصة لفعل البكتريا وتحويلها إلى نواتج لاعضوية تمثل في دورها مغذيات

للنباتات، وبذلك يصفو الماء وتزداد شفافيته (Zerov, 1979) وكذلك تمتاز بعض النباتات بقابليتها على إزالة العناصر الثقيلة السامة من الماء وتجميعها في الأنسجة (Prasad, 1998) . أما المعالجة الحيوانية Zooremediation فتستخدم أنواعاً مختلفة من الحيوانات اللافقرية لأغراض المعالجة والتخلص من الملوثات بشكل واسع بسبب حساسيتها العالية للملوثات البيئية (Calleja and Persoone, 1992) .

تركز انتباه الباحثين في العقدين الأخيرين من القرن الماضي إلى آليات حيوية لمعالجة المياه من الملوثات بحيث تجعلها صالحة ومتوافرة لإعادة الاستعمال مرة ثانية لأجل تحقيق هدفين أولهما تقليل التلوث والحصول على مياه صالحة بما تحمله من مغذيات لأغراض الري وثانيهما تستعمل لأغراض ثانوية يحتاجها الإنسان خلال فعاليته اليومية كغسل أرضيات الحقول الحيوانية مثلا (الخير، 2001) . ومن خلال ذلك ظهرت العديد من الأبحاث والدراسات في استثمار هذا النوع من المعالجة الحيوية وإخراجها إلى حيز التطبيق نظراً لتقبلها الكبير من قبل المهتمين من الهيئات والمنظمات الحكومية وغير الحكومية ولسهولة تطبيقها ومعالجتها الآمنة والاهم من ذلك الكلفة الزهيدة بالمقارنة بالمعالجات الأخرى ونظراً لكل ما تقدم فقد ارتأت الدراسة الحالية تحقيق الاهداف التالية : -

1) تسليط الضوء على درجة التلوث العضوي للمياه العادمة في البصرة في محطة حمدان/مديرية مجاري البصرة، وتقييم كفاءة المحطة من خلال تحديد قيم العوامل الكيميائية والفيزيائية فصلياً ولمدة عامين .

2) القيام بالمعالجة الحيوية من خلال تصميم منظومتين للمعالجة وهي منظومة المعالجة النباتية بنظام سطـح الجريان الحر(Free Water Surface (FWS باستعمال نوعين من النباتات هما القصب *Phragmites australis* والجولان *Schoenoplectus litoralis* ومنظومة المعالجة الحيوانية باستعمال نوعين من القشريات هما *Artemia franciscana* و *Arctodiaptomus* (*Rhabdodiaptomus*) *salinus* وتحديد مدى كفاءة النباتات المائية والقشريات المستعملة في إزالة الملوثات ودورها في معالجة الفضلات العضوية والكيميائية باعتبارها طريقة طبيعية صديقة للبيئة وإنجازها بأسلوب مقبول بيئياً وصحياً .

3) وضع قاعدة لمعالجة تلوث المياه العادمة ممكن تطبيقها على مياه محدودة تتمثل بإقامة منظومة مياه تصريف لمجموعة صغيرة من المنازل أو معمل أو مستشفى .

2.1: استعراض المراجع Literature review

1.2.1: التلوث البيئي بالمياه العادمة

يعد تلوث البيئة المائية من المشكلات العالمية الكبيرة التي تشغل الحكومات والشعوب في كل أرجاء العالم والتي تسعى جاهدة لحلها إذ إن استمراره كفيل لأحداث أضرار بالغة في صحة الإنسان والأنظمة البيئية والتطور الحضاريّ (السعدي، 2006) . وأدى تصريف المياه العادمة في مسطحات المياه الطبيعية من انهار وجداول وبحيرات الى تحويلها إلى مستودعات للمياه القذرة الآسنة ذات الروائح الكريهة المعدمة فيها الحياة المائية (علي، 1987) . إذ تتعرض المسطحات المائية للتلوث المتزايد على الرغم من أهميتها الواسعة . واستعملت العديد منها وبخاصة الأنهار في المناطق الحضرية والصناعية لتصريف الفضلات المنزلية Domestic wastes والفضلات الصناعية Industrial wastes التي تكون في اغلب الأحيان غير معالجة وتحتوي الكثير من المغذيات والمواد الكيميائية السامة وأغلب هذه المواد لها تأثير تراكمي يستمر لعدة سنوات (Doung *et al.*, 2007) . كما أن المياه الملوثة بالفضلات المنزلية تفسد نوعية المياه فضلاً عن احتوائها على المغذيات النباتية والتي بزيادة تركيزها تحدث ظاهرة الإثراء الغذائي Eutrophication وبالتالي حصول النمو المضطرد للطحالب Blooming التي تؤدي إلى انخفاض في مستوى الأوكسجين وإفراز السموم وبالتالي الى موت الأسماك وانخفاض التنوع الإحيائي (Wang *et al.*, 2007) .

ذكر صبوح (2008) أنّ تلوث المياه بأنواع مختلفة من الملوثات كالمياه العادمة أصبح يشكل قلقاً متزايداً بسبب الأخطار التي يلحقها بمصادر المياه المستعملة من قبل الإنسان فضلاً عن تدميره للبيئة المائية . وبين كل من الإمارة والوادي (2001) أن سبب تلوث الأنهار هو مياه الصرف الصحي والمياه الصناعية ووجدوا أن هذه الملوثات تؤدي دائماً الى ارتفاع كبير في معظم المحددات ذات الخطورة البيئية .

لذا تعد المياه العادمة واحدة من أخطر المشكلات على الصحة العامة لأنها ناتجة من طرح مياه فضلات المنازل أو المؤسسات التجارية في المدينة داخل شبكات المجاري إذ تمتاز هذه المصادر بأنها تطرح إلى البيئة المائية أما معالجة بصورة تامة أو معالجة جزئياً أو غير معالجة وتشكل 28 % من مصادر تلوث المياه (سرحان، 2002) . وقد تفاقمت مشكلة تلوث البيئة المائية بالمياه العادمة مؤخراً حتى أصبحت من أهم المشاكل التي تعاني منها البشرية وأخطرها، لان اغلب الدول لا تمتلك شبكة صرف صحي متكاملة بل تستعمل فقط قنوات للتصريف مما

يؤدي إلى حدوث تلوث كبير وانتشار للعديد من الأمراض، لان المياه العادمة تحتوي على أعداد هائلة من البكتريا الهوائية واللاهوائية (WHO, 1976) .

جاء تصنيف ملوثات المياه حسب وكالة حماية البيئة EPA (1989) ليؤكد على أن أهم ملوث أساسي للمياه هو ارتفاع المتطلب الحيوي لأوكسجين الفضلات Oxygen demanding wastes وهذه تتمثل بالفضلات العضوية التي تصرف إلى البيئة المائية ومنها مياه المجاري المنزلية وبعض المياه الصناعية المصرفة . وقد أجريت العديد من الدراسات العالمية عن التلوث العضوي للمياه العادمة ومنها دراسة Dejoux *et al.* (1981) التي أوضح فيها بأن تلوث مياه المدن عموماً ذو مصدر عضوي ويعتمد بشكل كبير على حجم التطور والتوسع السكاني والعمراني من جهة وغياب أنظمة معالجة المخلفات المنزلية والصناعية من جهة أخرى .

في العراق نحن نفتقر إلى الاهتمام بالبيئة وحمايتها من التلوث كما أن قوانين حماية البيئة المائية في الدستور العراقي لم تفعل بعد، ومن الواضح جداً وجود تلوث سريع ومؤثر في مياه الأنهار خاصةً والذي يؤدي بدوره الى آثار سلبية ونتائج وخيمة لا يحمد عقباها على بيئة جميع المسطحات المائية في العراق ولسنين عديدة قادمة . فوجد كل من Al-Mukhtar *et al.* (1986) ورشيد وجماعته (2000) التي شملت دراستهما الجزء الأسفل من رافد ديالى والتقائه بنهر دجلة في منطقة التويثة أن هناك تأثيراً كبيراً لمياه فضلات مشروع تنقية المياه الثقيلة في الرستمية على مياه رافد ديالى وبالتالي انتقال اثر التلوث إلى مياه نهر دجلة إذ تجاوزت التراكيز فيه الحدود المسموح بها (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم 25 لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) . وقامت رشيد (2007) بدراسة تأثير الأملاح والملوثات الناتجة من المياه العادمة لمشروع الرستمية على نهر ديالى (هور العطارية) بهدف تقييم التلوث الحاصل بنهر دجلة . كما وجد Hussein and Attee (2000) والحلو (2001) أن مياه شط العرب أصبحت معرضة للتغيرات الرديئة المستمرة في خصائصها البيئية بسبب القنوات التي تصب فيه والتي تحولت الى قنوات للفضلات المنزلية . واشارت دراسة مشكور (2002) الى تاثير المياه الثقيلة لمدينة السماوه على تلوث مياه نهر الفرات إذ وجد ارتفاع في مستوى TSS وTDS والعسرة الكلية والفوسفات الكلية والنترات والنتريت . وأشار حسن وحسن (2004) الى ارتفاع التلوث العضوي في نهر الفرات في منطقة الكوفة من خلال اعتبار المتطلب الحيوي للأوكسجين كمعيار لذلك، إذ لاحظا ارتفاع القيم في مركز المدينة وانخفاضها بعد خروج النهر منها وذلك تبعاً لتأثره بالمياه العادمة التي تطرح الى النهر مباشرةً .

بين الأسدي (2008) أن تأثير مخلفات المياه العادمة غير المعالجة على شط الكوفة والعباسية في مدينة النجف يؤدي الى ارتفاع تركيز الأملاح الذائبة والمواد العضوية وغير العضوية والمواد العالقة . أما سلمان وجماعته (2008) فقد وجد أن تصريف مياه الفضلات الى نهر العباسية في مدينة النجف أدى الى رفع قيمة الـ BOD_5 الى 35.5 ملغم/لتر . كما وجد نغيمش وجماعته (2008) أن استخدام الأنهار كوسيلة لتصريف المياه العادمة يعد من أهم المشاكل التي جعلت تراكيز بعض العناصر الثقيلة في حالة ارتفاع في كثير من المياه العراقية . إذ وجد Aziz *et al.* (2012) أن نهر تانجرو ورافده في مدينة السليمانية كان ملوث ببعض المعادن الثقيلة (الحديد والمنغنيز والنيكل والكروم) الناتجة من المياه العادمة ومخلفات المصانع . وأشار خويدم (2012) الى تقييم الوضع البيئي لنهر ديالى داخل مدينة بعقوبة وبين تأثير المياه العادمة و النفايات المنزلية التي تلقى الى النهر من دون معالجة واختبار مدى صلاحية مياه النهر لإغراض الري لما لنهر ديالى من أهمية ذلك لمروره بأراضي زراعيـة كثيرة . كما وجد عبدالله (2012) أن المياه العادمة التي تلقى بصورة مباشرة في الأنهار لمدينة العمارة كان لها تأثيراً كبيراً في تفاقم حدة التلوث المائي وأدى الى ارتفاع محددات التلوث بشكل أعلى مما سمحت به المحددات العراقية لنظام صيانة الأنهار من التلوث . وقامت الغالبي (2013) بتقييم التأثير الناتج من طرح المياه العادمة من محطة المعالجة في نوعية مياه نهر الفرات قرب مركز مدينة الناصرية، من خلال قياس بعض الصفات الفيزيائية والكيميائية وتراكيز بعض العناصر النزرة وحساب أعداد بكتريا القولون البرازية *Escherichia coli* كمؤشر للتلوث البرازي لمياه نهر الفرات .

2.2.1: مكونات المياه العادمة

تشمل المياه العادمة كافة أنواع المياه الصادرة عن الفعاليات البشرية المختلفة منزلية أو تجارية أو صناعية ويطلق عليها أحيانا مياه المجاري أو مياه الفضلات المنزلية لأنها في الغالب تنتقل في شبكة المجاري العامة في المدينة (WHO, 2004) . وتتكون من (99.9 %) ماء و (0.1 %)من مواد صلبة بعضها ذائب وبعضها عالق كما أن بعضها مواد عضوية والبعض الآخر مواد غير عضوية (عبدالصبور، 2000 ورجب، 2013) وتقدر نسبة المواد العالقة (العضوية وغير العضوية) بحوالي (50 %) من المواد الصلبة (عبدالماجد، 2001) . بينما وجد Metcalf and Eddy (2004) أن المواد العضوية تتكون عادةً من الكاربون والهيدروجين والأوكسجين وأحيانا النيتروجين، وتشكل البروتينات (40 – 60 %) والكاربوهيدرات (25 - 50 %) والدهون (8 – 12 %) من المياه العادمة. وأشار العدوي (2008) الى أن المواد العضوية تشكل (70 %) من إجمالي المواد الصلبة المتواجدة في المياه العادمة وتتكون من

مجموعة مركبات تحتوي غالباً على الكاربون والأوكسجين والهيدروجين والنتروجين فضلاً عن الكبريت والفسفور والحديد والبروتينات والكاربوهيدرات والدهون وتمتاز هذه المواد بان لها القابلية على التحلل في المياه مثل السكر والكحول والتي تعد مصدراً مغذياً للأحياء الدقيقة أما المواد غير العضوية فتضم مركبات الكبريتات والكلوريدات والفوسفات والمعادن الثقيلة .

أشار المصلح (1988) إلى أن المياه العادمة تحتوي على (99 %) ماء، في حين ذكر Mancl (2000) إلى أن المياه العادمة تحتوي في تركيبها على (99.94 %) ماء وتشكل المواد الصلبة الكلية (0.06 %) والتي تتكون من مواد ذائبة وعالقة والتي تضم مواد عضوية ومعدنية . بينما وجد شحاته (1998) أن مكونات المياه العادمة هي (95 – 99 %) ماء والباقي مواد عالقة أو ذائبة (عضوية وغير عضوية) . أما Loehr *et al.* (1979) فقد أشاروا إلى أن المياه العادمة تحتوي على كميات مختلفة من الغازات مثل غاز الميثان والأمونيا وكبريتيد الهيدروجين والهيدروجين وثنائي أوكسيد الكربون، وغالباً ما تكون فضلات المجاري منخفضة الأوكسجين لاستهلاكه في أكسدة المادة العضوية، ويكون غاز الميثان الجزء الأكبر من الغازات بحدود (70 %)يليه ثنائي أوكسيد الكربون (حوالي 25 – 28 %) أما بقية الغازات فلا تزيد نسبتها عن (– 3 2 %) لذلك يستغل غاز الميثان في تشغيل محطات معالجة المياه .

تحتوي المياه العادمة المنزلية أيضاً على نسبة من المعادن الثقيلة كالفضة والخارصين والرصاص والنحاس والحديد ويشكل تواجدها في المياه (ولو بنسبة ضئيلة) خطراً على الصحة العامة، أما نسبة ما تضيفه الاستعمالات المنزلية من الأملاح الذائبة للمياه فيقدر بحدود 300-400 ملغم/لتر ومنها الكالسيوم والمغنيسيوم والصوديوم والتي تعد أحد العوامل المسؤولة عن صلاحية المياه للاستعمالات المختلفة (العدوي، 2008) . وتعتبر المياه العادمة التـي تنتقل عن طريق المجاري العامة في المدن والقصبات العراقية وتلقى في الأنهار الرئيسة وفروعها في العراق من أكثر المخاطر على المياه العذبة، وإن ما يطرح من هذه المياه في أنهـار العراق يزيد على 400 مليون م^3 سنوياً ويتوقع أن تزيد هذه الكمية إلى أكثر من 800 مليون م^3 سنوياً في نهاية العقد الثاني من القرن الحادي والعشرين (سعيد، 2000) .

يتفق أغلب الباحثين على أن أخطر المجاميع الملوثة للمياه السطحية تتمثل بالمركبات العضوية والمعادن الثقيلة والمنظفات ومركبات الفسفور والمركبات العضوية المصنعة والمواد المشعة (Clark, 1998). كما أشار السعد وجماعته (2003) إلى إن تركيب المياه العادمة يختلف بدرجة كبيرة حسب نوع ومصدر المياه فهي تحتوي على مواد معدنية عالقة وبكتريا

وفيروسات وأملاح ذائبة فضلاً عن الدهون والبروتينات والكاربوهدرات والمنظفات والاميدات والأحماض الذائبة والمكونات العضوية الذائبة .

3.2.1: خصائص المياه العادمة

تعد خصائص المياه العادمة ذات أهمية بالغة في تحديد درجة المعالجة اللازمة وفي تصميم محطات معالجة المياه ولتحديد درجة جودة المياه المعادة ومدى مطابقة المياه بعد المعالجة للمواصفات العالمية أو المحلية وأهمها الخصائص الفيزيائية والكيميائية والحيوية . فقد عرف Pavoni (1977) المواد الصلبة الكلية Total Solids (TS) بأنها كمية المواد الملوثة في المياه والتي تبقى بعد تبخير هذه المياه على درجة حرارة 103 – 105°م . وذكر السعد وجماعته (2003) أن المواد الصلبة الكلية (TS) في المياه تعد احد الملوثات الرئيسة، وتوجد بكميات وأشكال متعددة، منها مواد صلبة ذائبة ومواد عالقة لا تترسب في الماء إلا ببطء شديد، ومواد صلبة مترسبة يمكن أن تترسب بسرعة . وتقسم المواد الصلبة الكلية إلى قسمين مواد ذائبة Dissolved ومواد عالقة Suspended . وتعرف المواد الصلبة الذائبة الكلية على أنها كمية المواد الصلبة التي تمر من ورق الترشيح (0.45) مايكروميتر نوع Millipore Filter عند ترشيح حجم معين من الماء وترتبط ارتباطاً مباشراً بالملوحة إذ إنها تمثل مؤشر للأملاح الذائبة في الماء والتي لها القابلية على التوصيلية الكهربائية (Wetzel, 2001) . إذ تتكون المواد الصلبة الذائبة الكلية في المياه من المواد اللاعضوية (الكالسيوم والمغنسيوم والبوتاسيوم والصوديوم والبيكاربونات والكلوريدات والكبريتات) هذا فضلاً عن المواد العضوية الذائبة . وتزداد تراكيزها في المياه نتيجة انجراف التربة وتصريف المياه العادمة والفضلات الصناعية السائلة إلى مصادر المياه (Galal-Gorchev, 1991) . وأستعمل Amer *et al.* (2000) خاصية المواد الصلبة الذائبة الكلية في التعبير عن مدى تلوث المياه العادمة في مدينة الإسكندرية، إذ بلغت قيمة (TDS) 1300 ملغم/لتر وهذه القيمة كانت أقل من مياه المنازل المعالجة والمعاد استعمالها للأغراض الزراعية .

أما المواد العالقة الكلية فهي مواد غير ذائبة في المياه وتكون كثافتها أقل من كثافة المياه، وتشمل الطين والغرين والرمل والمواد النباتية والحيوانية، يؤدي وجودها في المياه الى العكورة كما وتعمل على تغيير طعم المياه وتسبب ترسبات في البيئة المائية وتعمل على نشوء بيئة لاهوائية تؤدي إلى زيادة نشاط الكائنات الحية الدقيقة اللاهوائية . أو تعرف المواد العالقة الكلية على أنها كمية المواد الصلبة الباقية على ورق الترشيح (0.45) مايكروميتر نوع Millipore

Filter عند ترشيح حجم معين من الماء (Dresser and McKee, 1977) . وقد أشار Sawyer and Macarty (1978) الى أن تقدير المواد العالقة الكلية يعد أحد المعايير المستعملة في تقييم كفاءة معالجة المياه العادمة، وتتباين قيمتها تبعاً لدرجة التلوث ومصدر المياه.

يشير المتطلب الحيوي للأوكسجين الى كمية الأوكسجين المستهلكة من قبل الأحياء المجهرية بعمليات الأكسدة الهوائية للمواد العضوية عند درجة حرارة 20°م (Stirling, 1985) . في عام 1912 وجدت اللجنة الملكية البريطانية بان فحص BOD_5 هو الفحص الأمثل لتحديد نوعية مياه الأنهر، واعدته مرجعاً في بريطانيا وقد اختير هذا الزمن لان الأنهار البريطانية كلها لا تستغرق 5 أيام للوصول الى مصباتها في البحار ومعدل درجة حرارة الصيف هي 18.3°م، ولاحقاً تم رفع درجة الحرارة الى 20 °م في الفحص بينما بقيت مدة الـ 5 أيام لتصبح مرجعاً علمياً وقانونياً (Tchobanglous and Schoeder, 1985) . وتناولت العديد من المصادر العلمية Metcalf and Eddy (2004) و Abdulla *et al*. (2008) موضوع المتطلب الحيوي للأوكسجين BOD_5 في التعبير عن نوعية المياه الملوثة من خلال وجود مواد عضوية قابلة للتحلل الحياتي بفعل البكتريا الهوائية متباينة التغذية إلى مركبات بسيطة لا تسبب خطراً على البيئة، وان زيادة تركيز المواد العضوية في المياه العادمة تدل على شدة التلوث . ويعتمد قياس المتطلب الحيوي للأوكسجين على الإنزيمات التي تنتجها البكتريا لتحفيز أكسدة المواد العضوية أثناء فترة الحضانة لمدة خمسة أيام (Al-Husony *et al*., 2011) . ولاحظ Kanbar (1973) انخفاض تركيز الأوكسجين المذاب في نهر دجلة نتيجة لارتفاع تراكيز المواد العضوية القابلة للأكسدة الحيوية BOD_5 الناتجة من المياه العادمة المصرفة من المناطق السكنية لمدينة الموصل. وقد أشار علكم (2002) الى أن طرح المياه العادمة الى نهر الديوانية أدى الى رفع قيمة الـ BOD_5 الى 43.9 ملغم/لتر . كما أشار مشكور (2002) في دراسة تأثير المياه الثقيلة والصناعية لمدينة السماوة على تلوث مياه نهر الفرات، الى أن قيمة الـ BOD_5 لمياه الفضلات جاءت خارج الحدود المسموح بها من مديرية البيئة البشرية العامة لسنة 1982 إذ بلغت قيمته 60.5 ملغم/لتر .

وجد Metcalf and Eddy (2004) أن لمواقع اخذ العينات تأثيراً في قيم BOD_5 إذ بلغت 138 و 142 ملغم/لتر عندما تؤخذ العينات من خزانات المياه العادمة مباشرةً وهي قيم عالية، في حين انخفضت قيمتها ما بين 15 و 30 ملغم/لتر في الأنابيب الواصلة إلى شبكة المياه العادمة بسبب التنقية الذاتية Self purification بعمليات الترسيب والامتزاز في الشبكة علاوة على إن بعض المواد السامة قد تقتل بعض البكتريا المسؤولة عن تحلل وتفسخ المواد العضوية .

يعد المتطلب الكيميائي للأوكسجين مقياساً للأوكسجين المكافئ لمحتوى المادة العضوية في النموذج والتي تتعرض للأكسدة بمؤكسد كيميائي قوي (APHA, 2005) . كما أن مصطلح COD يدل على شدة التلوث العضوي الكلي في المياه العادمة للمواد القابلة وغير القابلة للتحلل الحيوي (Westcot, 1997) . وأن أحد المميزات الرئيسة لاختيار الـ COD انه يمكن قياسه خلال 2.5 ساعة مقارنة بالـ BOD_5 الذي يحتاج الى خمسة أيام، وغالبا ما تكون قيمة الـ COD أعلى من قيمة الـ BOD_5 وذلك لان الـ COD يقيس كمية الأوكسجين المستهلك في أكسدة كل المواد التي تتأكسد كيميائياً وحيوياً (Akpor and Muchie, 2011) . وقد بين المصلح (1988) أن المياه الملوثة قد تحتوي على مواد عضوية حلقية التركيب مثل البنزين Benzene والتولوين Toluene والبايرمدين Pyridine والتي تتأكسد كيميائياً، لذا فأن قيم COD تمثل 90 إلى 95 % من القيمة الحقيقية .

من الجدير بالذكر أن قيم الـ COD تختلف من مكان لآخر ومن بيئة إلى أخرى وليس هناك قواعد خاصة تحكم قيمها، وإنما تخضع لعوامل بيئية وزمنية مختلفة . وقد أشار Ogunfowokan *et al.* (2005) الى أن الزيادة في قيمة الـ COD تعزى الى الزيادة في إضافة المواد العضوية واللاعضوية من البيئة فضلاً عن الملوثات العضوية التي تدخل النظام المائي من محطات معالجة الفضلات المنزلية . بينما أشار Pell and Nyberg (1989) إلى أن قيم الـ COD لمياه الصرف الصحي المنزلي قد تصل إلى 700 ملغم/لتر . بينما وجد Soylak *et al.* (2001) أن قيم COD في المياه العادمة لمعامل المنطقة الصناعية في تركيا تراوحت بين 53 – 684 ملغم/لتر .

يعد كل من الفسفور والنيتروجين من أكثر العناصر المحددة للنمو، وتدخل مركباتهما في تركيب العديد من مكونات الخلايا كالأحماض الأمينية والبروتينات والإنزيمات (Lee *et al.*, 1995)، وتمثل النترات الشكل السائد للنتروجين في البيئة المائية، وتحتوي المياه العادمة على المركبات العضوية النيتروجينية التي تتأكسد إلى مركبات نيتروجينية لاعضوية ذائبة (الإمارة والوادي، 2001) .

تشكل الاستخدامات السكانية والزراعية والصناعية وخصائص التربة والصخور ومصادر التلوث العضوي وخصوصاً المنظفات مصادر للفسفور في البيئة المائية العراقية (حسين، 2001) كما أن للمغذيات النباتية كالنتريت والنترات والفسفور أهمية واضحة إذ أن زيادة تراكيزها في البيئة تسبب تلوث البيئة أما نقصانها فيحدد إنتاجية تلك البيئة (Warren, 1971) .

وذكر Pescod (1992) أن النيتروجين يوجد بأشكال مختلفة في المياه العادمة هي النيتروجين العضوي وخاصة البروتينات، والنيتروجين المعدني مثل الأمونيا والنترات والنتريت، وان الأمونيا والنيتروجين العضوي هي الأشكال السائدة في هذه المياه . وقد أشار Al-Lami *et al.* (1999) في دراسته على نهر دجلة الى أن سبب ارتفاع تركيز النترات ناتج عن تصريف المياه العادمة من مدينة بغداد .

توجد الفوسفات في المياه بصور متعددة منها الذائب والعالق والعضوي، وتعد الاورثوفوسفات الذائبة من المغذيات الضرورية للهائمات النباتية (Reynolds, 1986) . فقد وجد Loehr *et al.* (1979) أن أكثر من نصف المركبات الفوسفورية في المياه العادمة تأتي من المنظفات الصناعية، ويصل تركيز االفوسفور الكلي إلى 10 ملغم/لتر في فضلات مياه الصرف الصحي المنزلي .

أشار كل من Sharpley (2001) و Shamkhi (2011) الى أن المشكلة البيئية الناجمة عن طرح المياه العادمة مباشرةً إلى الأنهار تعجل من النمو النباتي بصورة كثيفة وهذا ما يسمى بظاهرة الإثراء الغذائي Eutrophication خاصةً بوجود النيتروجين مما يشجع على نمو بعض الطحالب وبعض النباتات المائية الطافية على سطح الماء ويقلل التنوع الإحيائي للنباتات، مما يؤدي بالتالي الى تغيير للتنوع الإحيائي الكلي في الجسم المائي وأن أخطر سلبيات هذه الظاهرة أنها تحدث انهيار في النظام الحيوي . وقد أوضح الناشئ (2002) في دراسته على نهر الدغارة الى ارتفاع تراكيز الفوسفات والنترات الى (2.3 و 5.3) ملغم/لتر على التوالي والناتجة عن طرح المياه العادمة أدت الى حدوث ظاهرة (الإثراء الغذائي) بسبب ما تحمله هذه الفضلات من مساحيق الغسيل الغنية بالفوسفات وفضلات الإنسان الغنية بالمصادر النيتروجينية .

تعد العناصر الثقيلة Heavy metals من ابرز مشكلات البيئة وأكثرها تعقيداً وأصعبها حلاً وينتج هذا التلوث من طرح نفايات ومخلفات المصانع في المياه عند استعمال المواد الكيميائية كمبيدات الآفات الزراعية والحشرات المنزلية والأسمدة الزراعية (حمادي، 1991) . وتتوافر المعادن الثقيلة بتراكيز واطئة في النظام البيئي المائي، لكن هذه التراكيز قد تزداد نتيجة للنمو السريع للتجمعات السكانية ونشاطاتها المختلفة (Little and Smith, 1994) . وتكمن خطورة المعادن الثقيلة في كونها عالية الذوبان وتبقى مدة طويلة في المياه من دون ترسيب (Moore and Ramamoorthy, 1984) .

كما أن إزالة العناصر الثقيلة السامة من مياه المجاري تعد حالياً واحدة من أهم القضايا البيئية التي يتم العمل عليها (Mondal, 2009) . وذلك نتيجة التأثيرات الضارة لهذه العناصر والناتجة عن كونها شديدة السمية وغير قابلة للتحلل وتمتلك نصف عمر حيوي طويل فضلاً عن قابليتها على التراكم الحيوي في أجزاء مختلفة من الجسم وكذلك التراكم عبر مستويات السلسلة الغذائية وقابليتها على إحداث أورام سرطانية فضلا عن قابليتها على الاتحاد بعناصر أخرى مكونة مركبات جديدة يمكن أن تكون أكثر سمية (Dermentzis *et al.*, ; Arora *et al.*, 2008 2011) .

تعد الخصائص الحيوية Biological characteristics أحد أهم المخاطر المتعلقة بالمياه العادمة في جميع أنحاء العالم، والتي تحتل أهمية خاصة في البلدان النامية وخاصةً تلك المتعلقة بالإمراض الانتقالية الوبائية المرتبطة بالتلوث بالمواد البرازية (Faecal) وعلى الرغم من أمكانية أجراء التحاليل لتشخيص بعض الجراثيم الممرضة Pathogens فان بعض الطرق مكلفة أو بطيئة في إعطاء النتائج وبما أن أجراء العزل الروتيني لبعض الجراثيم الموجودة بالماء ليس عملياً، فان تحلل المياه العادمة من اجل معرفة أنواع البكتريا الموجودة يجري عادةً لتقييم نوعية المياه ولهذا الغرض فان عزلها وتكثيرها يعد دليل لوجود التلوث البرازي الذي ممكن إتباعه (جيمس، 1998) . إذ إن مياه الفضلات القادمة من المدن تحتوي على العديد من البكتريا المسببة لتلوث المياه والتي كانت سبباً في الكثير من الأمراض الوبائية التي اجتاحت العالم (الربيعي، 2002) .

4.2.1: معالجة المياه العادمة وإمكانية استخدامها

تعد معالجة المياه العادمة في الوقت الحاضر من القضايا المهمة التي استقطبت اهتمام الدول كافة، لضمان صحة الإنسان والحفاظ على البيئة المائية كنظام متكامل وجعل المياه في حالة مقبولة تمكن الإنسان من استخدامها . وهناك طرق عديدة لمعالجة المياه وتخليصها من المواد الملوثة تعتمد على نوعية المياه المراد تنقيتها وطبيعة الملوثات التي تحتويها هذه المياه (السعدي، 2002) . إذ تعتمد درجة المعالجة على الخواص المطلوبة فيها بعد معالجتها، وذلك لاختيار الطريقة الملائمة للتخلص من هذه المياه أو إعادة استخدامها، والتأثير البيئي لها في كل هذه الحالات (عمر، 2006 ; العدوي، 2008) .

إن الهدف الأهم من معالجة المياه العادمة هو القضاء على العوامل الممرضة التي تضر بالصحة العامة وبالتالي استخدام المياه المعالجة بشكل آمن . وهنالك اهتمام متزايد بمجالات إعادة

استخدام المياه المعالجة نظراً للحاجة الماسة الى زيادة الموارد المائية من جهة، والآثار السلبية لاستخدام المياه العادمة غير المعالجة من جهة أخرى (شحاته، 1998) .

لم يكن استعمال المياه العادمة المعالجة حديث العهد، إذ كان أول استخدام لها تاريخياً يعود إلى ما قبل ألفي عام من قبل اليونانيين، كما كان الري بالمياه العادمة (الصرف الصحي) شائعاً في ألمانيا في القرن السادس عشر، وفي إنجلترا في القرن التاسع عشر، أما في الولايات المتحدة الأمريكية فإن أول استعمال للمياه العادمة يعود إلى سبعينات القرن التاسع عشر (Shuval, 1977) وأما بالنسبة للمياه المعالجة في البلدان النامية فقد تزايد الإقبال عليها في الزراعة في ثمانينات القرن العشرين، بعد أن أدركت هذه البلدان إمكانيات ومزايا استخدام هذه المياه . ويعتبر استخدام المياه العادمة المعالجة للإغراض الزراعية إستراتيجية هامة لدعم المصادر المائية المتوفرة في كثير من المناطق التي تعاني من نقص المياه وخصوصاً لما تحويه من عناصر غذائية ضرورية لنمو النبات (Katterman and Day, 1989 ; Shuval *et al*., 1986) .

أن إعادة استعمال المياه العادمة بشكل صحيح بعد إجراء الحماية البيئية هو أفضل من تصريف هذه المياه المعالجة الى مياه الأنهار أو المصبات، لان هذا الإجراء يوفر من استعمال المياه العذبة لإغراض الري لسد الاحتياجات المتزايدة للمياه العذبة في مدن الدول النامية (Strauss and Blumenthal, 1990) . كما أشار كلا من Noy and Feinmesser (1977) إلى أن إعادة استعمال المياه العادمة المعالجة تعتبر إحدى الوسائل الاقتصادية للتخلص من هذه المياه دون إحداث تلوث بالبيئة . وقد توسعت في معظم الدول العربية عمليات معالجة المياه العادمة وإعادة استعمالها في الري فعلى سبيل المثال تستعمل مصر كمية من المياه العادمة تقدر بحوالي 5.9 بليون م^3 سنوياً، وفي الأردن تقدر بحوالي 0.07 بليون م^3، وفي سوريا وصلت الكمية إلى 0.26 بليون م^3، وفي السعودية بلغت 0.15 بليون م^3، ووصلت في دولة الإمارات العربية المتحدة إلى 0.14 بليون م^3 سنوياً، حيث أدخلت معظم الدول العربية موضوع استعمال المياه غير التقليدية في موازنتها المائية لتغطية العجز في مواردها المائية التقليدية (اللبدي، 1989 ; World Bank, 2005) .

أما في العراق وبعد قيام تركيا بتنفيذ مشاريع السدود الضخمة على نهري دجلة والفرات أصبحت الحاجة ملحة إلى ضرورة إعادة استعمال مياه الفضلات لمختلف الأغراض . فاستخدمت الأميري (2006) تسعة أنواع من المرشحات هي (غبار المداخن ونوى التمر وقش الشعير وكربونات الكالسيوم وقش الشعير + $CaCO_3$ والشب والشب + $FeCl_3$ وحامض الفولفيك وحامض الهيوميك) لإزالة الملوثات وتحسين نوعية المياه العادمة وإعادة استخدامها للري . كما بين كل من Aziz and Aws (2012) إمكانية استعمال المياه العادمة المعالجة في

العراق لري المحاصيل الزراعية والخضروات وذلك لأنه في العراق يتم معالجة حوالي (580) مليون م^3 من المياه العادمة، فإذا اعتبرنا أن ما يحتاج أليه من كمية المياه لغرض الري هو 15000 م^3/هكتار فهذا يعني من الممكن أن نستخدم هذه المياه لري حوالي 38666 هكتار .

5.2.1: محطات معالجة المياه العادمة

في البداية كانت المياه العادمة تصرف مباشرةً إلى المياه السطحية، وبما أن تلوث المسطحات المائية أصبح مصدر قلق، فقد أضافت المدن محطات لمعالجة المياه العادمة. ومحطات المعالجة هي كافة المنشآت التي تبنى في موقع معين لغرض أكسدة المواد العضوية وفصل الشوائب الصلبة عن المياه التي يمكن تصريفها بعدئذٍ دون ضرر بالصحة العامة أو إعادة إستخدامها مرة أخرى بعد القضاء على الملوثات الجرثومية فيها (Vymazal, 2007) . وعمل هذه المحطات هي تحويل المياه العادمة إلى مياه معالجة يمكن طرحها إلى الأنهار أو المسطحات المائية بحيث لا تؤثر سلباً على نوعية تلك المياه وطبيعة استخداماتها، لذا يعتمد نوع ودرجة المعالجة المطلوبة على معدل تدفق المياه الثقيلة الخام، ومعدل تدفق مياه النهر وتركيز الملوثات في المياه الثقيلة الخام وتركيزها المطلوب في المياه المعالجة، وكذلك المحددات التي تمليها طبيعة استعمال المياه في النهر . كما أن عملية التخلص من هذه المخلفات يجب أن تتم بموجب قوانين دولية عامة أو توصيات وموافقات خاصة (خليل، 2007) .

إن محطات المعالجة ليست وليدة الحاضر وإنما برزت الحاجة إليها منذ فترة طويلة . وقد انشأت مدينة لندن أقدم شبكة صرف صحي عامة في أوربا، ثم انتقلت الفكرة عن طريق نابليون الثالث إلى مدينة باريس لتنتشر بعد ذلك في مدن أوربية كثيرة فمنذ عام 1800 بدأ إدخال تكنولوجيا معالجة المياه العادمة في الولايات المتحدة الأمريكية ووضعت الاستراتيجيات الخاصة لهذا الموضوع، إذ أنشأت أول محطة معالجة لتصفية مياه المجاري عام 1880 في مدينة Memphis (Steven *et al*., 2000)، وكانت أول محطة معالجة في مدينة Frankfurt في ألمانيا سنة 1887 إذ شملت هذه المحطة على أساليب المعالجة الميكانيكية مثل الغربلة وإزالة الحصى والمصافي Strainers وخزانات الترسيب Settling tanks، بعد ذلك تم تبني تقانات معالجة في دول أخرى مثل بريطانيا وبالأسلوب ذاته (Dunbar, 1954). وقد شيدت أول محطة لمعالجة المياه العادمة في ميونخ عام 1866 (EWM, 1999) .

أما بشأن العراق فنلاحظ ومن خلال دراستي رشيد وجماعته (2000) وعلي وجماعتها (2001) حول حالة التقييم لمحطتي المعالجة للمياه الثقيلة في الرستمية والكرخ (بغداد) وجدا عدم

كفاءة المحطتين مما أثرت سلباً في نوعية مياه نهر دجلة نتيجة هذا التصريف الكبير ل المياه العادمة وعكست هاتين الدراستين الظروف التشغيلية لهذه المحطة للفترة 1980 - 2003 من نقص كبير في المواد الاحتياطية والمواد اللازمة للمعالجة مما أدى إلى انخفاض الكفاءة بنسبة 90 % عندها تم تصريف المياه العادمة عالية المحتوى العضوي إلى مياه نهر ديالى مؤدية إلى رداءة نوعية مياهه فضلاً عن إن هذه المشاريع لمعالجة المياه الثقيلة لها طاقة تصميمية بلغت 990000 م^3 / يوم لكليهما في حين بلغت زيادة مياه الصرف الواردة إليهما أكثر من 100% عن الطاقة التصميمية، إذ ظهر في تلك السنوات تلكؤ في وحدات معالجة المياه العادمة وذلك بالانشغال في الحروب إضافة الى الحصار الذي عانى منه القطر فضلا عن الكلفة العالية في إنشاء المحطات واستغراق إنشاءها فترات طويلة، إذ لم يجري أي توسيع وتطوير للكثير من وحدات المعالجة للمياه العادمة في القطر مما أثر سلباً على البيئة المائية . وفي دراسة الغالبي (2001) لتقييم كفاءة محطة معالجة المياه العادمة لمدينة النجف الأشرف والتي درس فيها المشاكل التي تواجه هذه المحطة وأكدت التحاليل للسنوات العشر الماضية ارتفاع تراكيز معظم الملوثات عن الحدود المسموح بها عراقياً في نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم 25 لسنة 1967) . أما الزهيري (2008) فكانت دراسته حول تقييم كفاءة الأداء المستقبلية لمحطات معالجة المياه العادمة لمدينة بغداد بجانبيها الكرخ والرصافة وذلك في ضوء معدل الطاقة الأستيعابية والطاقة القصوى لكل محطة باعتماد ثلاثة معدلات للنمو السكاني للفترة من 2005 لغاية 2025 وبينت الدراسة وجود عجز في كفاءة أداء محطة الرستمية يصل الى 73% خلال العام 2025 ومن المتوقع زيادة نسبة العجز بسبب التقادم الذي يصيب وحدات المعالجة . وقد وجد التميمي والقافلي (2009) أن محطة معالجة المياه العادمة بالرمادي لا تعمل بكفاءة عالية لان وحدات التصفية تستلم كميات كبيرة من المياه تفوق طاقتها ونتيجة لذلك يتعرض نهر الفرات الى الملوثات المطروحة من هذه المحطة . أما خلف وجماعته (2013) فقد درس لمحطة المعالجة في النعيمية (الفلوجة) وسجل ارتفاعاً لقيم المواد الصلبة العالقة الكلية وقيم المواد الصلبة الذائبة الكلية عن الحدود المسموح بها وبمتوسط 3114و 149 ملغم/لتر على التوالي، وتراكيز عالية للأيونات (الكالسيوم والمغنيسيوم والصوديوم والبوتاسيوم والكلورايد والكبريتات) بمتوسط (283.1 ,138.3 ,524.4 ,24.2 ,380 , 790) على التوالي .

أما في مدينة البصرة فتوجد محطة معالجة مركزية واحدة هي محطة حمدان لمعالجة المياه العادمة إذ تخدم هذه المحطة حوالي 50 % من مناطق المدينة . والمياه الخارجة بعد المعالجة

الثانوية تجري في قناة ترابية ناقلة طولها 8.5 كم لتصب أخيراً في قناة شط البصرة . ويعد نظام شبكة مجاري محافظة البصرة من النوع المنفصل والمختلط ، إذ أن نحو 40 % من نسبة الطاقة التشغيلية البالغة 50 % من مساحة المحافظة مشمولة بالخدمة ضمن النظام المنفصل، أي أن هناك شبكة خاصة لتصريف المياه الثقيلة وأخرى لتصريف مياه الإمطار و60 % من الطاقة التشغيلية مشمولة بالخدمة ضمن النظام المختلط، كما أن مياه الإمطار في محافظة البصرة تطرح في المجاري بشكل غير قانوني . علماً إن نوع المعالجة في هذه المحطة هي معالجة ثانوية باستعمال عملية الحمأة المنشطة Activated Sludge Process وهذا يعني أن المياه الثقيلة تمر بمراحل ترسيب ابتدائي وترسيب ثانوي من دون تعقيم وهي تحمل ملوثات وبكتريا مسببة للإمراض المختلفة ومغذيات، كما أن طرح هذه المياه مباشرةً الى قناة شط البصرة تؤثر في الحياة المائية ككل (كالأسماك والهائمات الحيوانية والنباتات المائية) وبشكل بات يهدد حياة المواطنين .

بينت دراسة كل من الضايف (2006) والصافي والموسوي (2012) بان معالجة المياه العادمة في محطة حمدان غير كفوءة بسبب الإمكانية المحدودة وطبيعة المعالجة، وتؤثر المياه المطروحة من هذه المحطة بدرجة كبيرة في نوعية مياه قناة شط البصرة بحيث تغير الكثير من صفاتها الفيزيائية والكيميائية والحيوية . وأكدت Mohammed *et al.* (2012) أن المياه العادمة في محطة حمدان يمكن تصنيفها على أنها مياه مجاري قوية التركيز بسبب ارتفاع الحمل العضوي المتمثل بارتفاع قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5) والمتطلب الكيمائي للأوكسجين (COD) كما يمكن ملاحظة ارتفاع نسبة التوصيلية الكهربائية (EC) وتركيز المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS) فضلاً عن زيادة تركيز أيون الكلورايد (Cl^-) بسبب استعمال مياه ذات ملوحة عالية للاستهلاك المنزلي في مدينة البصرة .

خلال المسح البيئي في العراق لسنة 2010 أظهرت النتائج إن ما نسبته 24 % من منازل سكان العراق مشمولين بخدمة شبكات المجاري وأن عدد محطات المعالجة المركزية قد بلغ 21 محطة وطاقتها التصميمية 1.3 مليون $م^3$ / يوم وطاقتها الفعلية 1.5 مليون $م^3$ / يوم أي أن الطاقة الفعلية تزيد عن الطاقة التصميمية لتلك المحطات وتعمل فوق طاقتها وأن المعالجة غير كاملة ولدى المقارنة مع نتائج المسح البيئي في العراق لسنة 2005 كان عدد محطات المعالجة المركزية 14 محطة، ومن الملاحظ وجود زيادة مقدارها تقريباً 50 % بعدد المحطات . كما أن 88 % من المناطق المشمولة بخدمات الصرف الصحي تمثل المناطق الحضرية لمراكز المدن الكبيرة (مراكز المحافظات)، فالغالبية العظمى من الأقضية والنواحي تفتقر لمثل هذه الخدمات،

نستنتج من ذلك أن العراق لازال بحاجة ماسة إلى زيادة محطات المعالجة المركزية لان أكثر محطات معالجة المياه العادمة بالعراق تعاني من النقص الحاد في جميع مراحل المعالجة لضعف الصيانة وعدم الإدامة مما يستلزم العمل على تطويرها بهدف الارتقاء بمستوى الخدمات المقدمة، ومن الطبيعي أن تتأثر كفاءة المعالجة بحجم التصاريف الواردة للمحطة إذ تكون العلاقة عكسية بين الكفاءة والتصريف المطلوب إخضاعه للمعالجة، وذلك لان أهم المشاكل التي يعاني منها قطاع المجاري هي التجاوزات في ربط شبكات المجاري بشبكات مياه الأمطار والإساءة في استعمال هذه الشبكات تليها شحة وتذبذب الطاقة الكهربائية اللازمة لعمل محطات المعالجة والضخ .

6.2.1: مراحل المعالجة في محطات معالجة المياه العادمة

لم تختلف مراحل معالجة المياه العادمة كثيراً إلا فيما يتعلق بمصدر هذه المياه فيما إذا كانت مصرفة من المعامل الصناعية أم هي مياه صرف صحي إلا أن اغلب المعالجات تشترك بمراحل متشابهة لمعالجة مثل هذه المياه (العدوي، 2008) . واهم مراحل المعالجة هي :

1.6.2.1: المعالجة التمهيدية Preliminary Treatment

تستعمل في هذه المرحلة من المعالجة وسائل الفصل والتقطيع للأجزاء الكبيرة الموجودة في المياه لحماية أجهزة المحطة ومنع انسداد الأنابيب، وتتكون هذه الوسائل من منخل متسع الفتحات وأجهزة سحق، إذ يتم خلال هذه المعالجة ازالة قطع الخزف والخشب والمعادن والبلاستك، ومن خلال هذه العملية فإنه يمكن إزالة 5 - 10% من المواد العضوية القابلة للتحلل فضلاً عن 2 - 20 % من المواد العالقة . ولا تعد هذه النسب من الإزالة كافية لإعادة استعمال المياه في أي نشاط (Lue-Hing *et al.*, 1992 و خليل، 2007).

2.6.2.1: المعالجة الأبتدائية Primary Treatment

الغرض من هذه المعالجة إزالة المواد العضوية والمواد الصلبة غير العضوية القابلة للفصل من خلال عملية الترسيب ويجب خلال هذه العملية إزالة 35 - 50 % من المواد العضوية القابلة للتحلل فضلاً عن 50 - 70 % من المواد العالقة، وفي هذه الدرجة من المعالجة لا يعدّ الماء صالحاً للاستعمال وتحتوي الوحدة الخاصة بالمعالجة الأولية أحواضاً للترسيب ووحدات لاضافة بعض المواد الكيميائية فضلاً عن أجهزة لخلط تلك المواد مع المياه (Loomis *et al.*, 2002 ; عمر، 2006) .

3.6.2.1: المعالجة الثانوية Secondary Treatment

هذه المرحلة من المعالجة يتم فيها تحويل المواد العضوية إلى كتل حيوية بطريقة إحيائية وتزال فيما بعد عن طريق الترسيب في حوض الترسيب الثانوي . تتضمن المعالجات الثانوية نوعين رئيسين من المعالجات هما: المعالجات الهوائية والمعالجات اللاهوائية، تستند على كمية الأوكسجين المذاب المتيسر (Dela Noüe *et al.*, 1992) . والمعالجات الثانوية التقليدية التي تتبع في محطات معالجة المياه العادمة على ثلاثة أنواع رئيسية هي: المعالجة باستعمال المرشحات الحيوية أو الترشيح بالتنقيط Trickling Filter، والمعالجة باستعمال الحمأة المنشطة Activated Sludge والتي تحتاج إلى وجود أحواض الترسيب الثانوية كمكمل لعمل الحمأة المنشطة (Schumerth, 2012) . أما المعالجة من النوع الثالث فهي برك الأكسدة Oxidation Ponds وهي أما بحيرات التهوية Aeration Lagoons أو برك التثبيت Stabilization Pond (العدوي، 2008) .

4.6.2.1: المعالجة الثالثية Tertiary Treatment

يتم تطبيق هذه المرحلة من المعالجة عندما يكون الهدف هو الحصول على ماء عالي النقاوة وتحتوي هذه المرحلة على عمليات مختلفة لإزالة الملوثات التي لا يمكن إزالتها بالطرائق التقليدية ومن الملوثات التي تزال في هذه المعالجة هي النيتروجين والفسفور والمواد العضوية والمواد الصلبة العالقة والمواد السامة (Chen *et al.*, 2005) . ويطلق عليها أيضاً بالمعالجات المتقدمة Advanced Wastewater Treatment وتنجز هذه الطرائق باستعمال الطرائق الكيميائية أو الفيزيائية، والمعالجات الكيميائية تعتمد على نوع الملوث الكيميائي المراد إزالته كالأملاح والمعادن الثقيلة، وهذه المعالجات متنوعة بتنوع الملوث المعني مثل استعمال التخثير الكيميائي Chemical Coagulation (Weber and Leboeuf, 1999) أو ادمصاص الكاربون المنشط Activated Carbon Adsorption (Hutchinson, 1976) أو التبادل الأيونيّ Ion Exchange (Seeger, 1999) أو التناضح العكسيّ Reverse Osmosis إذ يتم في هذه العملية ضخ المياه الملوثة تحت ضغط عالٍ من خلال غشاء رقيق ذيّ فتحات صغيرة جداً يسمح بمرور جزيئات الماء فقط ويمنع مرور جزيئات الأملاح الموجودة (Sostar–Turk and Simonic, 2005) .

7.2.1: التقانات السليمة لمعالجة المياه العادمة

هي تلك التقانات التي لا تسبب ضرراً للبيئة واقل تلويثاً لها وتقوم بإعادة تدوير قسم اكبر من مخلفاتها ومنتجاتها (De Lorenzo, 2008) . وتحسن الأداء البيئي بشكل ملحوظ وتساعد على الاستمرارية والاستدامة البيئية عند تطبيقها، وتستعمل المصادر الطبيعية بشكل يضمن استدامتها (Khoei *et al.*, 2013) ومن أهم تطبيقات هذه التقانات هي المعالجة الحيوية .

8.2.1: المعالجة الحيوية Bioremediation

يعد مصطلح تقانة المعالجة الحيوية Bioremediation من المصطلحات الحديثة لأنه ظهر لأول مرة ضمن المصطلحات العلمية عام 1987 ولكنها كتقانة معالجة مياه صرف صحي كانت قديمة إذ استعملت قبل مائة عام في المملكة المتحدة، واستعملت في العقد الأخير وعلى نطاق واسع في الولايات المتحدة الأمريكية لأنها طريقة كفوءة وغير مكلفة لإزالة الملوثات العضوية من المياه العادمة (NABIR, 2003) . يتم فيها استعمال كائنات حية (نباتات أو طحالب او حيوانات أو أحياء دقيقة) لإزالة الملوثات السامة من البيئات المختلفة وهذه المعالجة هي عملية لا تقدر بثمن لأوسع تطبيق في مجال حماية البيئة (Bhatnagar ; Machado *et al.*, 2008 and Kumari, 2013) . ومن اهم هذه الستراتيجيات هي المعالجة بالنباتات والمعالجة بالحيوانات .

1.8.2.1: المعالجة النباتية Phytoremediation

يتم فيها استعمال النباتات لإزالة الملوثات ويمكن إن تتم بصورة مباشرة بواسطة استعمال النباتات التي لها القدرة العالية على معالجة الملوثات العضوية واحتواء المعادن الثقيلة أو بطريقة غير مباشرة بواسطة استعمال النباتات لتحفيز الكائنات الدقيقة في منطقة المحيط الجذري Rhizosphere (Henry, 2000) .

تتكون كلمة Phyto-remediation من Phyto وتعني نبات و remediation وتعني التصحيح أو العلاج، وهي من التقانات الحيوية للنباتات الخضراء التي تستعمل لمعالجة الملوثات في البيئة أو تقليل سميتها أو تقييد حركتها في التربة أو الماء أو من خلال فعاليتها الحيوية والكيميائية والفيزيائية وقدرتها في تنظيف البيئة بأرخص التكاليف (Prasad, 2004) . وأن المعالجة النباتية هي تقنية بديلة للطرائق التقليدية التي تعد مكلفة وذات احتياج كبير للطاقة، كما أنها تقنية صديقة للبيئة تعتمد على مبدأ استعمال الطبيعة لتنظيف الطبيعة Using Nature To

Cleans Nature (العباوي، 2009) . إذ تعتمد نظم معالجة المخلفات السائلة المنزلية على استعمال النباتات المائية الكبيرة كأساس في المعالجة، إذ تؤدي إلى تكوين بيئة تساعد على ترشيح المواد العضوية وتنشيط البكتريا بإطلاق الأوكسجين عن طريق الجذور، والتحكم بقيم دالة الأس الهيدروجيني pH وامتصاص المركبات العضوية السامة وإنتاج مفرزات قاتلة للجراثيم الممرضة، ويرتبط التفكيك الأفضل للمادة العضوية بقدرة النباتات على تكوين منطقة أكسدة في المحيط الجذري ضمن رواسب الحمأة، لأن الأوكسجين ينتقل من الأجزاء النباتية الخضراء إلى الأعضاء أو الأجزاء المدفونة، فضلاً عن تسرب كمية من الأوكسجين من الجذور إلى المحيط الجذري (مصطفى وعلي نظام، 2005) .

يعد استعمال النباتات المائية في تنقية وتحسين نوعية المياه من أفضل الطرائق التي تغنى عن المحطات الميكانيكية أو الكيميائية لكفائتها العالية في إزالة أو تقليل أكثر أنواع الملوثات (Vymazal, 2005) . وأكد Hammer (1989) أن النباتات المائية تقوم بمعالجة المياه العادمة بصورة فعالة وكفوءة ورخيصة نسبياً إذا ما قورنت بأنظمة المعالجة التقليدية المعتمدة . وان العديد من البلدان وعلى نحو ما يزيد على 50 عاماً مضت استعملت النباتات المائية لمعالجة مياه الفضلات المختلفة من خلال الأهوار أو الأراضي الرطبة المشيدة أو الصناعية (Kadlec and Knight, 1995 ; Vymazal, 2001) إذ بدأ اعتماد النباتات المائية في المعالجة بالأراضي الرطبة في الخمسينيات من القرن الماضي في معهد Maxplank في ألمانيا لمعالجة المياه العادمة (Seidel, 1976) . بينما تطور استعمال النباتات المائية في المعالجة في الولايات المتحدة الأمريكية في فترة التسعينيات من القرن الماضي إذ ازدادت أعداد الأهوار والأراضي الرطبة المشيدة وتم تطوير استعمال النباتات المائية لمعالجة مياه الفضلات الصناعية الثقيلة فضلاً عن معالجتها لمياه الفضلات المنزلية والزراعية (Sauer and Kimber, 2001).

تتضمن المعالجة النباتية عدة عمليات Phytoremediation Processes والتي تعرف بعمليات عزل أو فصل الملوثات Isolation of Containments وهي :

- **التطاير Phytovolatilization أو Phytoevaporation :**

هي قدرة النباتات على امتصاص الملوثات من وسط النمو (التربة أو الماء) ثم تحليلها أنزيمياً الى مواد تتطاير في الجو عن طريق ثغور الأوراق أو السيقان وبتراكيز منخفضة نسبياً (Ma *et al*., 2011) .

- **التحفيز Phytostimulation :**

يتم من خلالها تحفيز النشاط الميكروبي بالقرب من الجذور، عن طريق الهرمونات النباتية Phytohormones التي تطلق من الجذور وتزيد من فعالية البكتريا المحفزة الموجودة في الماء (Ortiz-Castro *et al.*, 2008) .

- **التحلل Phytodegradation أو Phytotransformation :**

يشير الى عملية تحليل للملوثات الموجودة بشكل جزئي أو كلي عن طريق عملية التمثيل الغذائي Metabolism أو تحطيم الملوثات وإزالة السمية بعملية التمعدن Mineralization التي يقوم بها النبات عن طريق الإنزيمات النباتية وبمساعدة البكتريا الموجودة حول الجذور محولاً المواد الكيميائية الى ثنائي أوكسيد الكاربون والماء (Dowling and Doty, 2009) .

- **التثبيت أو الاستقرار Phytostabilization أو Phytoimmobilization :**

هنا تقوم النباتات بتغيير حركة الملوثات أو تثبيتها في وسط النمو مقللة بذلك تواجدها الحيوي Bioavailability ضمن السلسلة الغذائية عن طريق منع انتشارها وهجرتها الى مكان ابعد (Cunningham *et al.*, 1996) .

- **الاستخلاص Phytoextraction :**

هي عملية استخلاص وامتصاص جذور النباتات للملوثات (المعادن) من وسط النمو ثم نقلها وتراكمها في أنسجتها في الجذور والسيقان بعدها يبدأ الفعل الإنزيمي ومن ثم عملية التثبيت النباتي أو استخراجها بعملية النتح Transpiration (Teuchies *et al.*, 2013) .

- **التراكم Phytoaccumulation :**

يتم من خلالها سحب الأملاح والعناصر الثقيلة من البيئة الملوثة ومن ثم تراكمها بالجذور، إذ أوضحت الكثير من الدراسات الى أهمية النباتات كمتراكمات حيوية وذلك لأنها قادرة على احتواء تراكيز عالية للمعادن الثقيلة وبالتالي تراكمها بأجزاء من أجسامها (Shroder *et al.*, 2007) .

- **الترشيح الجذري Rhizofiltration :**

هو قيام جذور النباتات البرية والمائية بامتصاص العناصر الثقيلة والخطرة مثل الرصاص والكروم واليورانيوم والزرنيخ من وسط النمو ومن ثم خزنها بالجذور والأوراق كما في حالة استعمال المعالجة النباتية للمياه العادمة في الأراضي الرطبة المصطنعة (Jadia and Fulekar, 2009) .

2.8.2.1: المعالجة الحيوانية Zooremediation

استخدم مصطلح Zooremediation لأول مرة من قبل Gudimov (2002) ويشير الى المعالجة باستعمال الحيوانات . إذ تلعب بعض الحيوانات المائية دوراً هاماً في معالجة المياه العادمة وإن وجود بعض الأنواع في وسط معين قد استعملت كمؤشرات حياتية Bioindicators على التلوث العضوي أو الكيمياوي وكدليل على فعالية عملية المعالجة من قبل العديد من الباحثين وفي مختلف مناطق العالم (Reinfelder *et al*., 1997) .

تعد أكثر أنواع اللافقريات الكبيرة Macroinvertebrates ذات حساسية عالية للتلوث المائي وبالتالي يمكن استعمالها لمعالجة حالات التلوث (Booth, 2005) . وتمتاز أكثر الحيوانات اللافقرية ذات التغذية الترشيحية بقدرتها الفائقة على إزالة الملوثات العضوية وغير العضوية من المسطحات المائية (Foti and Gravina, 2013) . وعلى الرغم من القدرة العالية للحيوانات المائية في مجال المعالجة الحيوية وفعاليتها الكبيرة بمعالجة المعادن الثقيلة والملوثات الميكروبية والهيدروكربونات والمغذيات والملوثات العضوية في البيئة المائية إلا أنها لم تطبق وبشكل واسع، ويعود السبب حسب رأي بعض الباحثين الى أنها مسالة تتعلق بالمخاوف الصحية فضلاً عن أن أكثر الحيوانات المائية تستعمل لإغراض تجارية وللاستهلاك البشري، ومع ذلك فان العديد من الحيوانات المائية تلعب دوراً مهماً لمعالجة النظم المائية من حيث قدرتها على تحلل الملوثات أو تراكمها (Gifford *et al*., 2007) . كما أن العديد من الأنواع وعبر تاريخ حياتها هي مقاومة للسمية ولها القدرة على مقاومة الملوثات ويمكن إعادة استعمالها اقتصادياً بعد عمليات المعالجة، وتشير المصادر الى أن أهم هذه الأنواع المستعملة لعمليات المعالجة الحيوية هي المحار Oysters (Gifford *et al*., 2005) وديدان عديدة الاهلاب Polychaetes (Foti and Gravina, 2013) والإسفنج Sponges (Stabili *et al*., 2006) والقشريات (Allinson *et al*., 2000) .

غالباً ما يكون التلوث وخاصةً بالعناصر الثقيلة في الأنظمة البيئية المائية أكثر وضوحاً في الرواسب والنباتات الراقية والأحياء المائية مما هو عليه في تراكيز المياه (Linnik and Zubenko ,2000) . فمثلاً استخدم محار اللؤلؤ Pearl Oysters لإزالة المعادن والمواد المغذية من النظم المائية في بحر البلطيق (Gifford *et al*., 2007) . كما استخدمت ذجر وجماعتها (2011) الهائم الحيواني *Philodina roseola* كمرشح حيوي لإزالة تراكيز مختلفة من الرصاص من المياه الملوثة بالفضلات الصناعية، إذ وجد أن هذا الحيوان له القابلية على تحمل التراكيز العالية للرصاص والتي قد تصل الى 5.5 ملغم/لتر.

تعتبر المعالجة الحيوانية كثيرة الشبه بالمعالجة النباتية من حيث آليات المعالجة مثل الاستخلاص Zooextraction والتحويل Zootransformation والتثبيت Zoostabilization والتراكم Hyperaccumulation (Gifford *et al.*, 2007) .

- **الاستخلاص الحيواني Zooextraction :**

يتم خلال هذا النظام من المعالجة الحيوانية امتصاص الملوثات من وسط النمو بما فيها المغذيات والبكتريا المسببة للأمراض والمعادن الثقيلة وغالباً تستعمل في الأوساط الزرعية الأحادية Monocultures ومن أكثر الحيوانات المستعملة في هذا النظام هي الرخويات Molluscs (Neori *et al.*, 2004) . كما في حالة استعمال المحار Oysters الذي يعمل على خفض مستويات النيتروجين والفسفور للملوثات في حقول الاستزراع وبنسبة 72 % و 86 % على التوالي (Jones *et al.*, 2001) . كما أشار Gifford *et al.* (2005) الى أن محار اللؤلؤ نوع *Pinctada imbricata* له القابلية على خفض كميات من النيتروجين للمياه العادمة المطروحة في نهر البلطيق إذ وجد أن الحصاد السنوي لهذا النوع من المحار يقدر بـ 499 ألف طن سنويا وهي قادرة على خفض 3741 كغم من النيتروجين المطروح مع المياه العادمة للشواطئ الجنوبية . وبالمثل فقد تم اقتراح المعالجة بالمحار في السويد وأمريكا لخفض المغذيات الموجودة في المخلفات البشرية للمياه الساحلية (Mackenzie, 2004) . وعلاوة على ذلك، كان هناك استعمال واسع للإسفنجيات Sponges في المعالجة الحيوانية للقضاء على البكتريا الملوثة للماء (Fu *et al.*, 2006) .

- **التثبيت الحيواني Zoostabilization :**

هو استعمال الحيوانات لمنع انتشار وهجرة الملوثات ضمن وسط النمو (Gifford *et al.*, 2007) وقد استعملت الكثير من الحيوانات اللافقرية بهذا المجال كالقشريات Crustacea والنواعم Molluscs والإسفنجيات Sponges وغيرها من الحيوانات ذات التغذية الترشيحية Filter Feeding والتي نجحت في تقييد الملوثات وعدم انتشارها (Ostroumov, 2005)، فقد ذكر(2002) Gudimov أن تحطيم البقع النفطية ومنع انتشارها قد تسارعت بنسبة 10 – 20 مرة باستعمال نواعم (محار) بلح البحر نوع *Mytilus edulis* .

9.2.1: أنواع محطات المعالجة بالنباتات

صنف Vymazal (2010) محطات المعالجة بالنباتات المائية تبعا لاتجاه تدفق المياه عبر وسط النمو :

- محطة المعالجة ذات الجريان السطحي الحر Free Water Surface و يرمز لها (FWS) .
- محطة المعالجة ذات الجريان التحت سطحي الأفقي Subsurface Horizontal Flow و يرمز لها (SHF or HF) .
- محطة المعالجة ذات الجريان التحت سطحي الشاقولي Subsurface Vertical Flow و عادة ما يرمز لها (SVF or VF) .
- محطة المعالجة ذات الجريانات المتنوعة (أفقي + شاقولي) Hybrid System

محطة المعالجة ذات الجريان السطحي الحر والمستخدمة بالدراسة الحالية Free Water Surface (FWS)

إن أحواض المعالجة بالنباتات ذات الجريان السطحي أو ما يعرف بالجريان الحر للماء قريبة جداً من أحواض المعالجة الطبيعية (المستنقعات) وتتكون هذه الأنظمة بشكل نموذجي من أحواض مزودة بحواجز طبيعية أو اصطناعية، والنباتات المزروعة يفضل أن تكون سيقانها مغمورة بالماء لمسافة من 0.2 – 0.5 متر، بينما تكون الجذور مثبتة ضمن طبقة رقيقة من الوسط بسمك 0.15 متر تقريباً، ويعمل الجزء المغمور بالماء من هذه النباتات في هذه الأنظمة كوسطاً داعماً لنمو البكتريا على سطوحها والتصاقها لتشكل طبقة حيوية (Seidel, 1976) . ظهرت تكنولوجيا الأحواض ذات الجريان السطحي الحر(FWS) مع بداية منتصف القرن الماضي وأجريت أول تجربة عام 1950 في ألمانيا إذ استعملت المبادئ والتصاميم الهندسية في تحديد أبعاد و شكل هذه الأحواض (Seidel, 1955) . ومن ثم تم تطبيق هذا النوع في دول أخرى فاستعملت لأول مرة في هولندا عام 1967 (De Jong, 1976) . وخلال الفترة 1980 – 1990 انتشر استعمال أحواض FWS وبشكل كبير في دول أوربا (Vymazal and Mthembu *et al*., 2013 ; Kröpfelová, 2008) . واستعملت على نطاق واسع في أمريكا الشمالية في نهاية عام 1960 وبداية عام 1970 وفي الوقت الحاضر تنتشر الآلاف المحطات لمعالجة المياه العادمة في الولايات المتحدة الأمريكية وتتراوح أبعاد هذه الأحواض من مساحة صغيرة تخدم منصرفات حوض تحليل إلى آلاف الهيكتارات (Odum *et al*., 1977 ; Kadlec and Tilton, 1979) .

أحواض المعالجة بالنباتات (الأرض الرطبة) ذات الجريان السطحي الحر (FWS) للمياه تصمم هندسياً لمرور المياه المعالجة أولياً بشكل حر، بينما وسط النمو هو عبارة عن الحصى أو الرمال أو التربة لتساعد على نمو النباتات واستخدم وسط الرمل والحصى لأول مرة في أواخر عام 1980 وبحجم 10 – 20 ملم (Vymazal and Kröpfelová, 2008) . وبمعنى آخر تعتبر هذه الأحواض مستنقعات كبيرة ذات عمق منخفض وتحتوي على نباتات مائية متنوعة منها النباتات المغمورة كلياً بالماء Submerged Plant أو النباتات الصغيرة الطافية على سطح الماء Floating Plant او النباتات البارزة Emergent Plants ذات الجذور المائية (Kadlec, 1994) . إذ تقوم النباتات بتوفير الأوكسجين الضروري للبكتريا عند المنطقة المحيطة بالجذر Rizosphere (Brix, 1994) .

من الدراسات المحلية دراسة Al-Turaihy (1997) إذ استخدم نظام الجريان السطحي في مدينة الحلة لمعالجة الفضلات العضوية لمياه الصرف الصحي باستعمال نبات *Cynodon dactylan* إذ لوحظت كفاءته العالية في تقليل الـ BOD_5 وPO_4 وHg و Cd و Pb . كما أن هذا النوع من الأحواض يستعمل كمرحلة معالجة ثانوية أو ثالثية فهي مناسبة جداً لإزالة العوامل الممرضة بسبب تعرض المياه لأشعة الشمس كما أن المغذيات المتبقية في المياه تزال ضمنها إلى حد تمنع معه إمكانية حصول ظاهرة النمو الطحلبي . كما بين جاسم (2008) دور النباتات المائية في تحسين نوعية المياه وحدد مدى كفاءة هذه النباتات في إزالة الملوثات من المياه من خلال استخدام نظام اسطح الجريان الحر (FWS) في معالجة المياه الملوثة عضوياً بروث الحيوان .

وتمت خلال الدراسة الحالية معالجة المياه العادمة المعالجة أولياً في محطة حمدان / البصرة باستعمال نوعين من النباتات المائية البارزة Emergent Macrophytes وهي من النباتات ذات الأوراق الكبيرة والجذور المغمورة والسيقان الطويلة والأوراق الظاهرة ونوعين من الحيوانات القشرية Crustacean وهي :-

نبات القصب (Common reed) *Phragmites australis*

وهو نبات عالمي الانتشار إذ ينتشر في جميع المناطق الباردة والصحاري المدارية الرطبة في أفريقيا وبعض دول آسيا والمكسيك وتشيلي والأرجنتين وبعض البلدان الأوروبية، ويقال أن موطنه الأصلي هو أمريكا، وقديماً أطلق علية اسم*Phragmites australis americanus* (Kiviat, 2013) . ويتواجد في المناطق ذات المياه الضحلة ومناطق المد والجزر (Vretare *et al.*, 2001) وفي التربة المالحة الرطبة (Burdick *et al.*, 2001) والقصب ذو مجموع

خضري وفير، وإنتاجية عالية لوحدة المساحة، مما شجع الكثير من الباحثين على التفكير في الاستفادة منه لمعالجة المياه العادمة (Windham and Lathrop, 1999) .

ويوجد نوع واحد فقط بالعراق هو *Phragmites australis* (Cav.) Trin.ex Steud وينمو بجوانب البرك والمستنقعات، وفي المياه الضحلة والترب الطينية في غابات المنطقة الجبلية في الشمال وفي الحقول والبيئات شبه الملحية الرطبة، وينتشر بشكل واسع في الأهوار والمستنقعات في المنطقة الجنوبية وعلى ضفاف شط العرب ويمتد انتشاره ليشمل المنطقة الوسطى والشمالية ويزهر من أيلول – تشرين الثاني (السعدي والمياح، 1983) . كما وجدت العباوي (2009) أن نبات القصب يتأقلم للمياه العميقة من خلال خاصيتة المطاطية المظهرية عبر تجميع مصادر الغذاء لإنتاج كتلة حية وسيقان أطول .

التصنيف العلمي : Scientific classification

صنف النبات حسب Conniff (2003)

Kingdom : Plantae

Division : Magnoliophyta

Class : Magnoliopsida

Order : Cyperales

Family : Gramineae

Genus : *Phragmitus*

Species : *australis*

Phragmitus australis (Cav.) Trin.ex Steud

والقصب نبات معمر Perennial plant (أي أن دورة حياته تمتد إلى أكثر من سنتين) وهو نبات صلب فارع الطول، لونه أخضر وله سيقان أرضية رايزوميه تمتد من 40 - 100سم وربما تصل إلى 200 سم داخل وسط النمو ويتراوح طولـه في الغالب مـن 2 إلى 4 أمتـار (Baran *et al.*, 2002) . أوراقه شريطية طويلة ذات نصل مسطح خشن ومتصلب، يتراوح طولها بين 12 - 50 سم أو أكثر وعرضها بين 1 - 4 سم، أما اللسين فهو عبارة عن حلقة من الشعر تحيط

بمنطقة اتصال الورقة بالساق، والنورة بانكليه كبيرة وكثيفة الفروع يتراوح طولها بين 20 - 60 سم وذات لون بني فاتح وملمس حريري، ويتكاثر القصب إما بالبذرة أو بالساق الرايزومية (Hara *et al.*, 1993) . وتلعب الرياح دوراً أساسياً في انتشاره حيث تنتقل البذور من مكان إلى آخر بواسطة الرياح ومن ثم تنبت هذه البذور عند سقوطها في بيئة زراعية عالية الرطوبة (Haslam, 1969) .

استخداماته البيئية

ينمو نبات القصب في المناطق التي تتجمع بها المياه العادمة أو في المناطق المنخفضة التي تتجمع بها مياه الأمطار أو بتلك المناطق ذات مستوى الماء الأرضي المرتفع (Debing *et al.*, 2010) . ويتلخص دور نبات القصب في أن جذوره تقوم بدور العائل للبكتيريا الهوائية والابتدائيات، إذ يقوم النبات بامتصاص الأوكسجين من الهواء الجوي ومن ثم نقله إلى الجذور وحقنه إلى داخل وسط النمو، ثم يقوم هذا الأوكسجين بأكسدة المادة العضوية الموجودة في المياه العادمة وبالتالي تقليل الروائح المزعجة (Nassar *et al.*, 2006) . فضلاً عن ذلك فإن النبات له مقدرة على امتصاص العناصر الثقيلة Heavy Metals الموجودة في المياه العادمة مثل الرصاص، الكادميوم، الزرنيخ وغيرها (Zawislanski *et al.*, 2001) .

أشارت دراسة Saltonstalk and Stevenson (2007) الى أن زيادة المغذيات ربما تكون سبباً في غزو نباتات القصب وانتشارها في شمال أمريكا ووجود علاقة طردية بين نمو بادرات القصب *Phragmites australis* وزيادة المغذيات مما أدى إلى إنتاج سيقان أكثر وبالتالي زيادة في الكتلة الحية . كما وجد Rickey and Anderson (2004) إن القصب يؤدي دوراً كبيراً في إزالة مركبات النيتروجين بوساطة السيقان والجذور من مسطح مائي يمتاز بالإثراء الغذائي في مدينة Ilia في الولايات المتحدة . كما أن القصب يعمل على إزالة 70% من المتطلب الحياتي للأوكسجين BOD_5 و 72% من المواد الصلبة العالقة بقدرة 1600م^3/هكتار باليوم بزمن احتجاز 4 – 6 أيام (UNEP, 1988) . كما وجد Todorovics *et al.* (2005) أن نبات القصب يلعب دوراً هاماً في معالجة المياه العادمة في الأراضي الرطبة الاصطناعية خاصة بالنسبة الى التجمعات السكانية التي تزيد نسبتها عن 2000 شخص وذلك لقدرته على تحطيم المواد العضوية . وهناك أكثر من 140 من الأراضي الرطبة المصطنعة في إيرلندا تستعمل فقط نبات القصب للمعالجة (Babatunde *et al.*, 2008) . إذ أسهم نبات القصب في معالجة الصرف الصحي للمنازل في المناطق الريفية البعيدة في الدانمارك وبواسطة نظام

الجريان العمودي (VF) فقد أزال المواد العضويه بنسبة 95 % و 90 % من كل من الفسفور والنيتروجين كما وأدى هذا النبات الى تصفية هذه المياه بصورة جيدة من الشوائب خلال عمليتي الترشيح والترسيب (Brix and Arias, 2005) .

كما وجد الركابي (1992) أن نبات القصب هو من أكثر النباتات البارزة خزناً للمغذيات . وذكر Alsamawi (2000) دور القصب في معالجة المياه العادمة في منطقة الرستمية جنوب شرق بغداد في اختزال قيم الـ BOD_5 وTDS وCl وPO_4 وNH_4 بنسبة 52- 92 % وقابليته على النمو في مثل هذه الظروف القاسية . وأعتبر Aziz *et al.* (2006) إن نباتي القصب والبردي من الأدلة الحياتية الجيدة والمعالجات البيئية في قناة شط البصرة من خلال قابليتهما لتراكم العناصر النزرة كالنحاس والرصاص والخارصين وأوضح أن نبات القصب يمتلك قابليــة أعلى بتراكم هذه المعادن . وكانت دراسة Al-Saad (2008) حول استعمال تقنية القصب في معالجة المياه العادمة في جامعة النهرين من خلال تصميم محطة صغيرة لمعالجة 2 م^3 من المياه العادمة ولمدة 12 شهراً واعتمد على نظام المعالجة تحت السطحي . كما درس السنجري (2011) كفاءة نبات القصب لاحتواء الملوثات وتنقية المياه في وادي الخرازي بالموصل، إذ بينت الدراسة أن نسبة الإزالة للحمل العضوي قد بلغت 33.3 % صيفاً و33.6 % شتاءاً وكانت نسبة إزالة الفوسفات 71 % والنترات 68.5 % كما أثبتت الدراسة أن نبات القصب له قدرة فائقة على احتواء العناصر الثقيلة من المياه . وكانت دراسة الجنابي (2013) حول إمكانيه استعمال بعض النباتات المائية في معالجة مياه الصرف الصناعية المطروحة في مبزل شركة الفرات العامة للصناعات الكيميائية في سدة الهندية والملوثة بعنصر الزئبق مختبرياً مع دراسة الحالة الفسلجية لنبات القصب في ذلك المبزل .

نبات الجولان *Schoenoplectus litoralis*

هو من النباتات التي تنتشر بشكل واسع في الأنهار والأهوار والذي يضم 77 نوعاً ينتشر في أنحاء مختلفة من العالم وله إنتاجية هائلة (Smith, 2002) وان 20 نوعاً منه حشائش ضارة وهي أسوأ الأعشاب الضارة في العالم (Holm *et al.*, 1997) . ويتواجد عند حافات الأهوار المؤقتة ويكون هو النبات السائد عندما تكون المياه ضحلة لا يزيد عمقها عن 1.5 – 2 متر(Shu, 2010)، وينمو في بعض أجزاء أهوار ومستنقعات جنوب العراق وينتشر بشكل شاسع في القرنة وفي المنطقة الواقعة بين الهوير والجبايش ويوجد بشكل نادر في المنطقة الوسطى كالشتاته وديالى ويزهر من آذار – مايس (السعدي والمياح، 1983) .

التصنيف العلمي : Scientific classification

صنف النبات حسب Shu (2010)

Kingdom : Plantae

Division : Spermatophyta (Angiospermae)

Class : Monocotyledones

Order : Cyperales

Family : Cyperaceae

Genus : *Schoenoplectus*

Species : *litoralis*

Schoenoplectus litoralis (Schrader) Palla, Bot. Jahrb. Syst.1888.

ويعد الجولان من النباتات المعمرة، ذات الريزومات القصيرة والساق غالباً ما يكون مثلث وعديم الأوراق ويصل ارتفاعه الى 100 سم أحياناً، السنبلات أسطوانية عديدة الأزهار يبلغ طولها 10 ملم تقريباً، تتجمع عادة في مجاميع ثنائية أو ثلاثية على حوامل يصل طولها 5 سم أحياناً، القنيبعات بنية اللون وذات نهاية حادة وحواف غشائية، وعدد المياسم 2 (السعدي والمياح، 1983) .

الاستخدامات البيئية

أن للجولان والنباتات المائية بشكل عام دوراً مهماً في الحفاظ على التوازن الإحيائي في بيئتها والمساهمه في تنظيم المغذيات في البيئة، إذ استعملت أنواع من الجولان وعلى نطاق واسع في تشييد الأراضي الرطبة لمعالجة المياه العادمة في جميع أنحاء العالم (Tanner, 2001) . وقد استعمل كل من Zhu *et al*. (2004) وYue *et al*. (2004) نبات الجولان للمعالجة في نظام الجريان تحت السطحي العمودي Subsurface Vertical Flow . كما بين Vohla *et al*. (2005) أن النبات المائي (الجولان) له دور كبير على استيعاب وإزالة أكثر من 90 % من المغذيات والمواد العضوية من المياه العادمة . وذكر Reddy and Smith (1987) بأن

النباتات البارزة كنبات الجولان له القدرة العالية في تخفيض المستويات العالية من المتطلب الحيوي للأوكسجين في المناطق الضحلة .

روبيان الممالح *Artemia franciscana*

توجد الارتيميا *Artemia* في جميع قارات العالم عدا القارة القطبية (Van Stappen, 2002) وتنتشر في مئات البحيرات المالحة وتعد من الأحياء الحساسة للملوثات، وتقطن البيئات شديدة الملوحة (Badhul Haq *et al.*, 2012 ; Triantaphyllidis *et al.*, 1998) . وتستطيع الارتيميا العيش في المياه العذبة مدة قصيرة لا تتجاوز خمس ساعات ثم تموت (Greco, 2005) . وغالباً ما تتواجد أفرادها وحيدة ضمن المجتمع السكاني Monoculture للمياه التي تقطنها إذ لا يوجد مفترسات أو منافسين على الغذاء نظراً لارتفاع تركيز ملوحة المياه (Triantaphyllidis *et al.*, 1995) . إذ أنها تقطن البيئات المائية الداخلية والساحلية وكذلك البحيرات ذات الملوحة المفرطة التي تفوق ملوحة ماء البحر بعدة مرات أي بين 80 – 220 غرام/لتر حسب السلالة (Camargo *et al.*, 2003) . وقد وجدت الأمين (2006) أن التركيز الملحي الأفضل لنمو وبقاء أفراد الـ *A. franciscana* هو 80 غرام / لتر . بينما وجد (Castro-Mejíal *et al.*, 2011) أن التركيز الملحي 100 و120 غرام / لتر هو الأفضل لنمو وبقاء هذا النوع .

تستعمل الارتيميا على نطاق واسع في مجال البحوث والاختبارات الحياتية في جميع أنحاء العالم، وسبب اختيارها يعود الى قدرتها العالية على التكيف لبيئات المياه المالحة التي تتراوح بين (5 – 250) غم/لتر ودرجة حرارة بين (6 - 35) °م ، كما أنها ذات تغذية ترشيحية غير انتقائية Non-Selective Filter Feeder (Persoone, 1989) . وتتواجد *A. franciscana* في شمال وجنوب ووسط أمريكا ومعظم أنحاء العالم وقد استخدمت كغذاء في الاستزراع المائي (Maniatsi *et al.*, 2009 ; Triantaphyllidis *et al.*, 1997) . وتنتشر الارتيميا في العراق بشكل واسع، وقد أجريت دراسات عديدة حول هذا الجنس منها الدراسات البيئية والتصنيفية، وفي مياه البصرة كانت تعرف بنوع *Artemia salina* ومنها دراسة سلطان وعبدالصاحب (1992) في مياه بركة بمنطقة الكفاءات في محافظة البصرة . الى أن جاءت دراسة العبيدي (2005) التي استخدمت في دراستها البيض المكيس Cysts الذي تم جلبه من البصرة وأطلقت عليها اسم *Artemia franciscana* واشارت الى أن العينات شخصت بعد أرسالها الى مركز أروميا لأبحاث الارتيميا في إيران، ثم تلتها دراسة سلمان وجماعته (2007)

لتأكيد هذا التصنيف من خلال دراسة جزيئية عن طريق تحليل ترتيب الحامض النووي DNA للعينات التي أرسلت الى معهد GENICS : CO وهو فرع من Genome Express للمعلومات الطبية في فرنسا .

التصنيف العلمي : Scientific classification

صنف الحيوان حسب Fox (2006)

Phylum : Arthropoda
Subphylum : Crustacea
Class: Branchiopoda
Order: Anostraca
Genus : *Artemia*
Species : *franciscana*
Artemia franciscana (Kellogg, 1906)

يمتاز جسم الارتيميا البالغة بأنه متطاول يشبه مظهرياً جسم الروبيان ولذلك سمي بروبيان الممالح Brine Shrimp، ويتكون من ثلاث مناطق الأولى تتمثل بالرأس ويكون غير مغطى بالدرع Carapase ويتكون من خمس حلقات جسمية، يحمل زوجين من اللوامس، الزوج الأول يدعى باللويمسات Antennules وهو ذو وظيفة حسية كيميائية Chemosensory ويكون اصغر حجماً من الزوج الثاني أو اللوامس Antenna الذي يكون كبيراً لدى الذكر ويستخدم لمسك الأنثى في أثناء التزواج ويدعى بالكلابات Graspers ، أما في الأنثى فيكون صغيراً ذو وظيفة حسية، ومن هذه اللوامس يمكن تمييز الذكر عن الأنثى (Sorgeloos *et al*., 1977) ويضم الراس على جانبيه زوجاً من العيون المركبة Compound Eyes وعين وسطية تقع في مقدمة الراس تدعى Naupliar Eye لأنها تمثل العين في طور يرقة النوبليس (Fox, 2006) . ويتكون الصدر من 11 حلقة جسمية يحمل كل منها زوج من اللواحق الصدرية المتشابهة ذات الشكل المسطح الورقي تدعى بالأقدام الورقية Phyllopoda وظيفتها السباحة والتنفس والتغذية (Sorgeloos, 1983) . أما منطقة البطن فتتكون من 6 حلقات تنتهي بمنطقة العجب Telson المتميز بوجود شوكتان على جانبيه تدعى بالشوكتين التناسليتين Caudal Furca وتتميز البطن بعدم وجود اللواحق في أي حلقة من حلقاتها (Triantaphyllidis *et al*., 1997) .

يبلغ معدل طول البالغات حوالي 8 ملم ويصل أحياناً الى 20 ملم وتكون الارتيميا البالغة أطول بعشرين مرة من اليرقة (Marini, 2002) . وتتغذى الارتيميا عن طريق ترشيح دقائق الغذاء التي تتراوح أحجامها بين (40 – 60) مايكرون من الوسط الذي تسبح فيه، و تأخذ الماء والأملاح عن طريق القناة الهضمية وتتخلص من الأملاح الفائضة بواسطة غدد خاصة تقع في اللواحق الصدرية (الغلاصم) (Vos and De La Rosa, ; Sorgeloos *et al.*, 1977 . (1980

الاستعمالات البيئية

يمكن استعمال الارتيميا كدليل حياتي لوجود المعادن الثقيلة والهيدروكاربونات (Vanheacke *et al.*, 1980) . وقد استعملت أنواع الارتيميا المختلفة لإغراض معالجة الملوثات العضوية وغير العضوية والتخلص من المعادن كالكادميوم (Sarabia *et al.*, 2002) . واستعملت أيضاً في اختبارات إزالة السمية من البيئات المائية (Castro-Mejíal *et al.*, 2011) كما نجح Guerra (2001) في استعمال الارتيميا لإزالة برمنجنات البوتاسيوم وثنائي كرومات البوتاسيوم ونترات الفضة ومركبات الفينول . واستعملها Barahona-Gomariz *et al.*, (1994) لمعالجة المذيبات العضوية . وتستعمل الارتيميا وعلى مدى واسع لتقييم الملوثات البيئية بما في ذلك المركبات العضوية والمعادن الثقيلة (ALI *et al.*, 2013) . ونجح Zillioux *et al.* (1973) في استعمالها لإزالة الملوثات النفطية . فضلاً عن القدرة العالية لها في معالجة مبيدات الأعشاب والمبيدات الحشرية (Varo *et al.*, 2002) .

مجذافي القدم الهائم ***Arctodiaptomus* (*Rh.*) *salinus***

تتواجد أنواع مجذافية الأقدام في البيئات المائية المالحة (Tolomeyev, 2002 ; Tolomeyev *et al.*, 2010) . وبذلك فإنها تستطيع التكيف ومقاومة الظروف البيئية ذات الظروف الشديدة، لهذا فإنها تسود ضمن البيئة المتواجدة فيها (Guerrero *et al.*, 2007) . أن الدارسات التي أجريت على حياتية مجذافية الأقدام قليلة لطول دورة حياتها بالمقارنة مع الهائمات الحيوانية من مجموعتي الدولابيات Rotifera ومتفرعة اللوامس Cladocera (الدوري، 2001) .

لم تحظى دراسة أنواع مجذافية القدم Calanoids بجنوب العراق بشكل مفصل، إذ وجد أن هذا النوع ينتشر في أهوار العراق، وقد تم تسجيله لأول مرة من قبل Mohammed and Salman (2009) . وسجل النوع في بحيرة ساوه من قبل باحثين من مركز علوم البحار خلال

عامي 2002 و2007 وكان هذا النوع من اكثر الأنواع السائدة في البحيرة على الرغم من ارتفاع الملوحة الى 19 غم/لتر، والكبريتات الى 7703.6 ملغم/لتر (Mohammed, 2005) . علاوة على ذلك، كان هناك تسجيل لهذا النوع في منطقة رأس البيشة وناحية السيبة في قضاء الفاو (Al-Zubaidi, 1998) وسجل أيضاً في بحيرات الثرثار والحبانية والرزازة (Poltrak *et al.*, 2001) .

التصنيف العلمي : Scientific Classification

صنف الحيوان حسب Alfonso and Belmonte (2011)

Phylum : Arthropoda

Subphylum : Crustacea

Class : Maxillopoda

Subclass : Copepoda

Order : Calanoida

Family : Diaptomidae

Subfamily : Diaptominae

Genus : *Arctodiaptomus*

Subgenus : *Rhabdodiaptomus*

Species : *salinus*

Arctodiaptomus (*Rhabdodiaptomus*) *salinus* (Daday, 1885)

جسمها مقسم الى منطقتين أحداهما أمامية عريضة والأخرى خلفية رفيعة، ويكون طول الزوج الأول من اللوامس مساوياً لطول الجسم تقريباً وتحمل الأنثى كيساً واحداً للبيض ويبلغ طول الأنثى 1.0 - 1.8 ملم وطول الذكر 1.0 - 1.7 ملم، وهي ذات تغذية ترشيحية، إذ تتغذى على جزيئات الطعام الخشنة (Sommer and Sommer, 2006 ; Kleppel, 1993) . وذات تغذية انتقائية Selective Feeding أي بإمكانها تجنب الطعام غير المرغوب فيه (DeMott, 1991 ; Kurmayer and Juttner, 1999) . وتستطيع أن تتكيف في البيئة المائية مع التراكيز المنخفضة للغذاء من خلال خزن الطاقة داخل أجسامها على شكل(Triacylglycerols

TAG) أو أسترات الشمع (Hagen and Auel, 2001) . وهذا ما يجعلها تتحمل درجات الحرارة المنخفضة، وهذا التكيف يدعى بـ Homeoviscous أي يسمح لها أن تبقى نشطة بالشتاء وتقوم بجميع فعالياتها الحيوية لاستمرار دورة حياتها (Smyntek *et al*., 2008 ; Brett *et al*., 2009).

الاستعمالات البيئية

استعملت مجذافية الأقدام وعلى نطاق واسع خلال العقود الأخيرة في تقدير المواد العضوية في النظم المائية من حيث الكتلة الحيوية (Napolitano, 1999 ; El-Sabaawi *et al*., 2009) . إذ أشار Poulet (1983) الى أن أنواع مجذافية الأقدام البحرية تكون تغذيتها الرئيسة على المواد العضوية إما عالقة أو ذائبة . كما قام Nour El Din (2000) بجمع مجذافية الأقدام من أربع مناطق على سواحل مدينة الأسكندرية (البحر المتوسط) وهي للصرف الزراعي والصرف الصناعي والصرف الصحي وخليط من الصرف الزراعي / الصناعي وبين أن أكثر كثافة لمجذافية الأقدام كانت في منطقتي الصرف الزراعي والصحي بينما قلت الكثافات في منطقتي الصرف الصناعي ومنطقة خليط الصرف الزراعي – الصناعي . كما وجد Hsieh and Chiu (1997) أن أنواع مجذافية الأقدام هي من أكثر مجاميع العوالق الحيوانية المنتشرة في نهر Tanshui في شمال مدينة تايوان، علماً أن هذا النهر ملوث وبشكل كبير بالمياه العادمة . كما قام Wright *et al*. (2010) بقياس تراكيز مختلفة من العناصر الثقيلة تمثلت بـ Ag, Cd, Zn, Pb, MeHg, Cu, Hg من خلال جمع أفراد من مجذافية الأقدام من نهر Hudson فوجد أن لديها قدرة كبيرة لتراكم هذه العناصر .

الفصـل الثانـي

مواد العمل وطرائقه

1.2: وصف منطقة الدراسة Description of the Study Area

محطة حمدان لمعالجة المياه العادمة

Hammdan Wastewater Treatment Plant

إنشات محطة حمدان لمعالجة مياه الفضلات المنزلية الثقيلة في عام 1975 م ومن ثم استكمل بنائها من قبل شركة أمريكية عام 1977 م ، ثم قامت الشركة الكورية باستكمال بنائها عام 1979م وبدأ عمل المحطة الفعلي عام 1982 م وكان عملها يعتمد فقط على المعالجة الفيزيائية حتى عام 2011 م إذ أدخلت فيها ولأول مرة المعالجة الثانوية، فأصبح نوع تقنية المعالجة فيها يعتمد على الحمأة المنشطة Activated Sludge باستعمال البكتريا الهوائية Aerobic Bacteria .

تقع محطة حمدان في الجنوب الشرقي لمحافظة البصرة على طريق بصرة – فاو بالقرب من المجمع الصناعي، وتعد المحطة المركزية الوحيدة لمدينة البصرة شكل (1) . وتبلغ مساحة المحطة 120 دونم والطاقة التصميمية لها 236000 م^3/يوم (مقابلات شخصية مع مدير إدارة محطة معالجة حمدان، 2013)، تخدم المحطة حوالي 50 % من مناطق المدينة والمياه الخارجة بعد المعالجة الثانوية تجري في قناة ترابية ناقلة طولها 8.5 كم لتصب أخيرا في قناة شط البصرة.

تتم معالجة المياه العادمة في محطة حمدان على مرحلتين وكما يلي:

1. المعالجة الأولية Primary Treatment : تتضمن إزالة المواد الصلبة (العالقة والطافية) من خلال استعمال المصافي القضبانية Bar Screening التي تعمل آلياً بنزع المواد المتراكمة لإزالة الشوائب الكبيرة الحجم وتفيد هذه الإزالة في تقليل الحمل من مياه الصرف وذلك لحماية أجهزة المحطة ومنع انسداد الأنابيب، ثم أحواض حجز الرمال Grit Chambers وهي من الخطوات المهمة لأن تراكم الرمال في أحواض المعالجة تتداخل في وظيفة هذه الوحدات ويزيد وجود الرمال في مشاكل تشغيل المعدات ويساعد في تآكلها، ثم أحواض الترسيب الابتدائي Primary Sedimentation Tanks وهي خمسة أحواض دائرية ذات جريان شعاعي تقشط آلياً.

2. المعالجة الثانوية Secondary Treatment : تتضمن هذه المعالجة تقليل الحمل العضوي للمياه العادمة باستخدام أسلوب الحمأة المنشطة Activated Sludge Process في أحواض التهوية Aeration Tanks والتي يبلغ عددها (4) أحواض، إذ يتم فيها توفير الهواء لزيادة نشاط البكتريا وقدرتها على تحلل المواد العضوية ثم تجري المياه المعالجة ثانوياً في قنوات التهوية لتصل إلى أحواض الترسيب الثانوي Secondary Sedimentation Tanks وعددها (12) حوضاً فضلاً عن معالجة الحمأة Sludge باستخدام أحواض التجفيف .

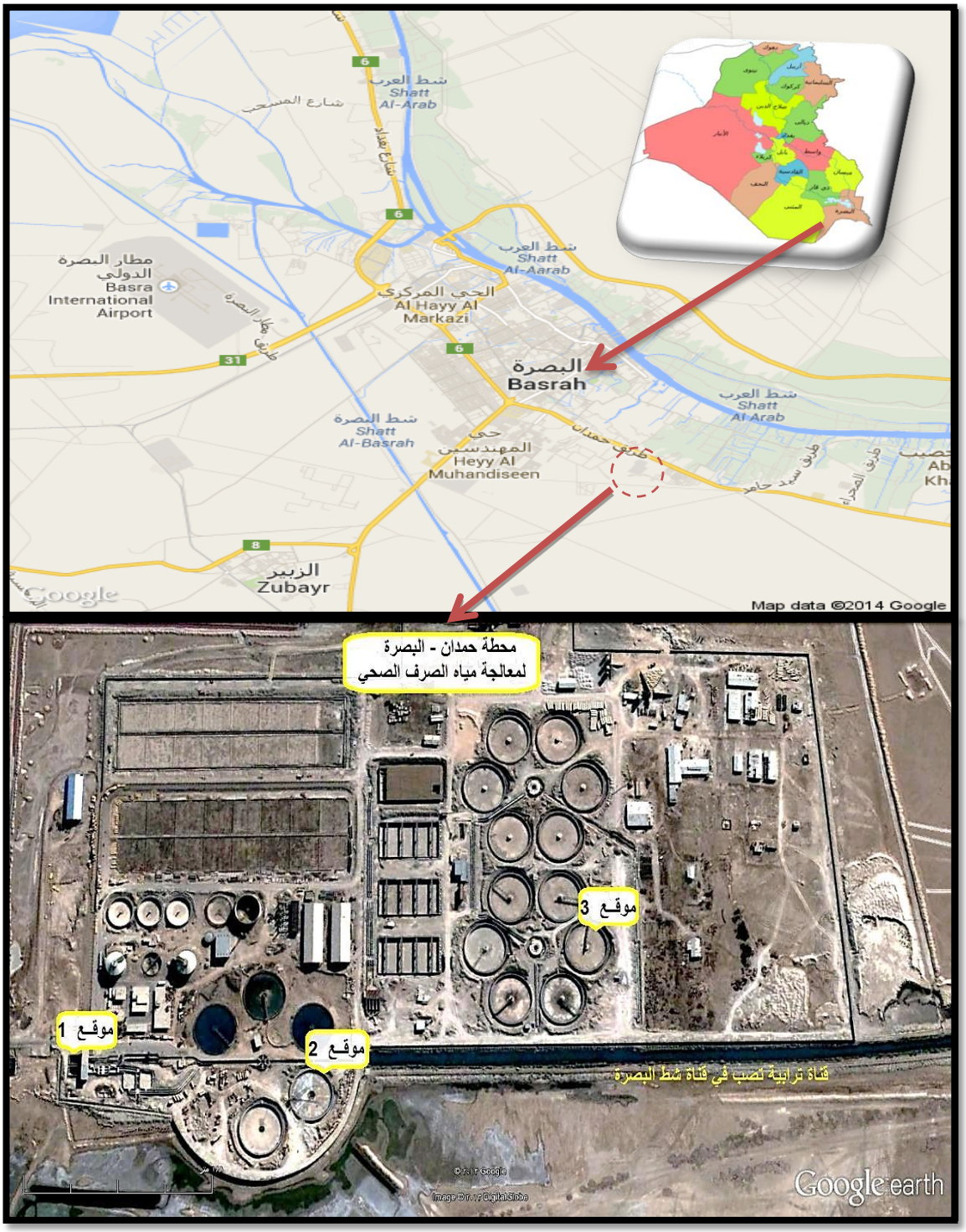
1.1.2: مواقع الدراسة

جمعت عينات المياه العادمة من محطة حمدان التابعة لمديرية مجاري محافظة البصرة من ثلاث مواقع هي :

1. **الموقع الأولى :** حوض التجميع الخارجي من دون أي معالجة (صورة1) .
2. **الموقع الثاني :** حوض الترسيب الابتدائي بعد المعالجة الفيزيائية (صورة 2) .
3. **الموقع الثالث :** حوض الترسيب الثانوي بعد المعالجة الثانوية (صورة 3) .

2.1.2: جمع العينات Samples Collection

جمعت عينات الماء فصلياً من المواقع الثلاثة ولمدة عامين ابتداءً من شتاء 2012 ولغاية خريف 2013 وبمعدل مره واحدة لكل فصل، إذ جمعت العينات باستعمال قناني بلاستيكية (بولي أثلين) سعة 2 لتر لكل عينة، بثلاث مكررات بشكل عشوائي من كل موقع لإجراء التحليلات الفيزيائية والكيميائية وفقاً لما جاء في وكالة صحة المجتمع الأمريكية APHA (2005) . وتم فحص العينات وتحليلها لجميع القياسات في المختبر الكيميائي في شعبة التحاليل البيئية / مديرية بيئة البصرة ومختبرات محطة حمدان / مديرية مجاري البصرة .



شكل (1) خريطة العراق ومحافظة البصرة من برنامج (Google Earth) موضحا عليهما

مواقع الدراسة في محطة حمدان - البصرة

صورة (1) حوض التجميع الخارجي في محطة حمدان (الموقع الأول)

صورة (2) حوض الترسيب الابتدائي في محطة حمدان (الموقع الثاني)

صورة (3) حوض الترسيب الثانوي في محطة حمدان (الموقع الثالث)

2.2: المعالجة النباتية Phytoremediation

1.2.2: جمع العينات النباتية

جمعت العينات النباتية للقصب *Phragmites australis* (Cav.) Trin Ex. Steudel والجولان *Schoenoplectus litoralis* (Schrader) Palla, Bot. Jahrb. Syst. من منطقة جنوب جزيرة السندباد على ضفاف شط العرب، إذ تميزت هذه المنطقة بوفرة أعداد هذه النباتات المائية (صوره 4 و 5)، وتم غسل هذه النباتات في الماء للتخلص من المواد العالقة والطين المتواجد مع الجذور وتم حفظها في أكياس بلاستيكية كبيرة لحين الوصول الى منظومة المعالجة لغرض زرعها في الأحواض .

صورة (4) موقع جمع نبات القصب *Phragmites australis* في جنوب جزيرة السندباد

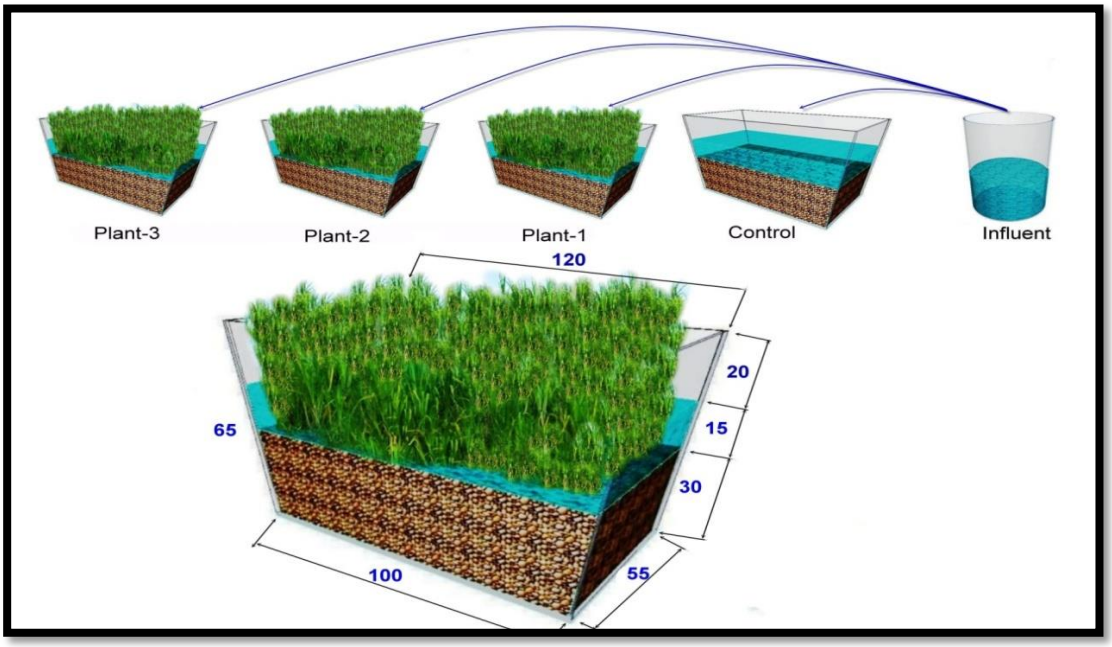
صورة (5) موقع جمع نبات الجولان *Schenoplectus litoralis* في جنوب جزيرة السندباد

2.2.2: وصف منظومة المعالجة بالنباتات المائية باستخدام الأسطح الحرة

تم زراعة نوعين من النباتات المائية البارزة (القصب والجولان) وكانت أعداد النباتات المزروعة لا يتجاوز 20 نبته لكل حوض أما أطوالها فكانت ما بين 0.5 – 1.5 م (صورة 6) . ويظهر الشكل (2) مخطط لأحواض المعالجة المصنوعة من مادة الفايبركلاس مستطيلة الشكل وهي ذات طول (120سم) من الأعلى وطول (100) سم عند القاعدة وعرض (55سم) وارتفاع (65 سم) وكان الفرق بين القاعدة واعلى الحوض (20 سم) لغرض جعل جدار الحوض مائل (مقابلات شخصية مع الدكتورة كفاح محمد خضير، 2012 ; Vymazal, 2001) وتم تغطية قاع الأحواض بطبقة من الحصى والرمل بارتفاع (30 سم) الطبقة الأولى من الأسفل عبارة عن حصى كبير بعمق 10 سم وحجمه ما بين (1- 2) سم والطبقة الثانية عبارة عن طبقة بعمق 10 سم مكونة من حصى حجمه ما بين (0.5 - 1) سم والطبقة الثالثة والأخيرة من فوق كانت بعمق 10سم بنفس خصائص الطبقة الثانية لكنها ممزوجة مع رمل زراعي بنسبة (1:3) حصى : رمل (صورة 7) . وان اختلاف أحجام الحصى له أهمية كبيرة في أحواض المعالجة فإذا كانت طبقات الحصى والرمل خشنة جداً، فان الملوثات في المياه العادمة ستتسرب خلالها وبسرعة كبيرة من دون إعطاء الوقت الكافي للمعالجة من قبل النباتات المائية، وهذه الأحجام والطبقات تختلف باختلاف حجم الحوض ومساحته وتعد من الأوساط الجيدة لنمو النباتات المائية وان الفراغات الكثيرة تساهم في تهوية النظام بصورة جيدة (Sudarsan *et al*., 2012) . ثم تم إضافة حجم قدره 120 لتراً من المياه العادمة المعالج أولياً من حوض الترسيب الابتدائي لمحطة حمدان إلى أحواض النباتات الثلاثة وحوض السيطرة الخالي من النباتات بعد أقلمة هذه النباتات مدة 15 يوماً وتم قياس الخصائص البيئية للأحواض كل سبعة أيام .

صورة (6) أحواض المعالجة النباتية

صورة (7) الارضية المستخدمة بمنظومة المعالجة النباتية



شكل (2) مخطط لمنظومة المعالجة النباتية Phytoremediation

تم الرسم ببرنامج 3Dmax

3.2: المعالجة الحيوانية Zooremediation

1.3.2: جمع العينات الحيوانية

جمعت عينات الارتيميا *Artemia franciscana* (Kellogg, 1906) بوساطة شبكة جمع الهائمات الحيوانية قطر فتحاتها 55 مايكرون، من احدى البرك المؤقتة قرب كلية الهندسة موقع جامعة البصرة في منطقة كرمة علي (صورة 8) إذ لوحظت أفراد الارتيميا متجمعة عند هذه البركة وبكثافة عالية . أما الحيوان القشري مجذافي القدم *Arctodiaptomus* (*Rhabdodiaptomus*) *salinus* (Daday,1885) فقد تم جمعه من منطقة حمدان على طريق بصرة – فاو قرب إعدادية صناعة حمدان باستخدام شبكة الجمع نفسها (صورة 9)، إذ كان متواجداً بشكل كثيف، علماً أن هذا الحيوان قد تم جمعه لأول مرة من هذه المنطقة .

صورة (8) موقع جمع الارتيميا *Artemia franciscana* في منطقة كرمة علي

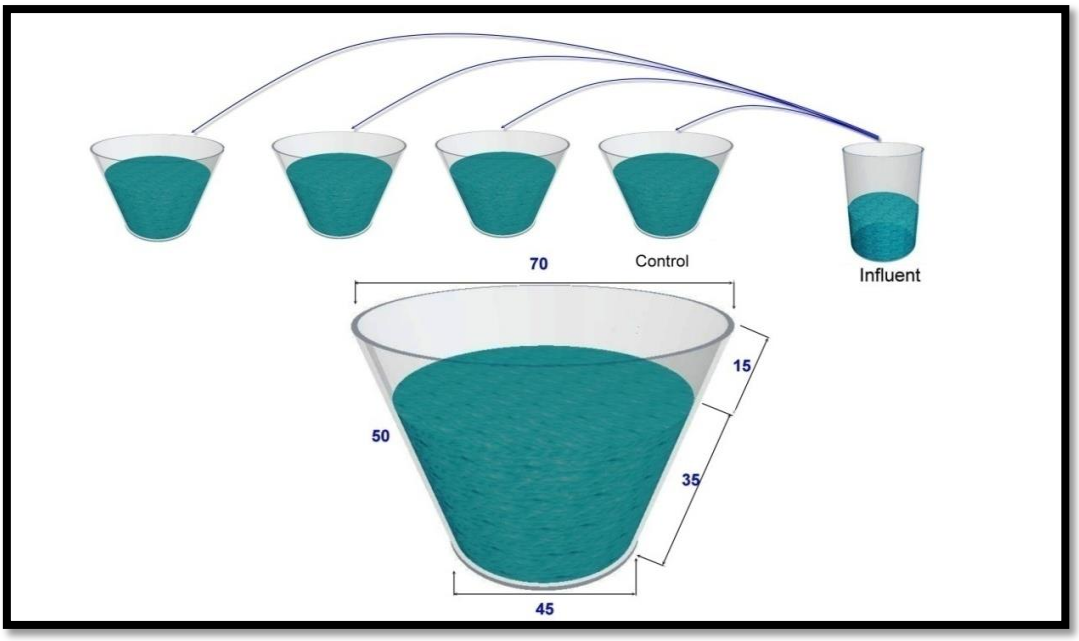
صورة (9) موقع جمع الحيوان القشري *Arctodiaptomus* (*Rh.*) *salinus*

في منطقة حمدان على طريق بصرة – فاو

2.3.2: وصف منظومة المعالجة بالحيوانات القشرية :

تم اختيار نوعين من الحيوانات اللافقرية (القشرية) (*Artemia franciscana* و *Arctodiaptomus* (*Rhabdodiaptomus*) *salinus*) ووضعت في ثلاثة أحواض بلاستيكية دائرية الشكل (صورة 10) . والشكل (3) يبين مخطط الأحواض وهي ذات قطر (70سم) من الأعلى و(45 سم)عند القاعدة وارتفاع (50سم) (مقابلات شخصية مع الدكتورة كفاح محمد خضير، 2012) . ثم تم إضافة كمية 100 لترمن المياه العادمة المعالج أولياً من حوض الترسيب الابتدائي لمحطة حمدان إلى أحواض الحيوانات الثلاثة وحوض السيطرة الخالي من الحيوانات بعد أقلمة هذه الحيوانات لمدة 3 أيام وتم قياس الخصائص البيئية للأحواض كل سبعة أيام .

صورة (10) أحواض المعالجة الحيوانية



شكل (3) مخطط لمنظومة المعالجة الحيوانية Zooremediation

تم الرسم ببرنامج 3Dmax

4.2: التحاليل الفيزيائية والكيميائية Physical and Chemical Analyses

1.4.2. درجة حرارة الماء Water Temperature

قيست درجة حرارة الماء بجهاز Thermometer صنع شركة (W.T.W.) وعبر عن القيم بالدرجة المئوية .

2.4.2: الأس الهيدروجيني Potential Hydrogen Ion (pH)

استعمل جهاز قياس الأس الهيدروجيني pH - meter من نوع PCD 650 بعد معايرة الجهاز بمحاليل قياسية Buffer Solution بقيم (9,7,4) والمجهزة من قبل الشركة نفسها لضبط الجهاز قبل قياس تركيز الأس الهيدروجيني .

3.4.2: الملوحة Salinity

حسبت قيم الملوحة اعتماداً على قيم التوصيلية الكهربائية لعينات الماء باستخدام جهازConductivity meter من نوع PCD 650 بعد أن ضربت قيمة التوصيلية بالمعامل 0.640 حسب المعادلة اللاحقة (Mackerth *et al.*, 1978) وعبر عن ناتج الملوحة بوحدة (غم/لتر) .

$$\text{Salinity gm\l} = Ec * 640 * 10^{-6}$$

حيث Ec : قيمة التوصيلة الكهربائية ($\mu s/cm$) .

4.4.2: الأوكسجين المذاب Dissolved Oxygen (DO)

قيس الأوكسجين المذاب بجهاز قياس الأوكسجين المذاب DO-meter وعبر عن النتائج بوحدات ملغم/لتر وكررت العملية عدة مرات للتأكد من القراءة .

5.4.2: المواد الصلبة الذائبة الكلية Total Dissolved Solid (TDS)

تم قياس المواد الصلبة الذائبة بترشيح 100 مل من العينة على ورقة ترشيح (0.45) مايكروميتر نوع Millipore Filter صنع شركة Whatman وجمع الراشح في جفنة معلومة الوزن (B) ثم تم تبخير الراشح في فرن درجة حرارته (103-105)ْم لمدة ساعة واحدة وبعد ذلك تم وزنها (A) (APHA, 2005) وحسب المعادلة :

$$T.D.S\,(mg/l) = \frac{(A - B) \times 10^3}{\text{Volume of sample}\,(ml)}$$

6.4.2: المواد الصلبة العالقة الكلية Total Suspended Solid (TSS)

تم قياس المواد الصلبة العالقة بترشيح 100 مل من العينة على ورقة ترشيح (0.45) مايكروميتر نوع Millipore Filter صنع شركة Whatman معلومة الوزن (B) ثم تجفيف هذه الورقة في فرن درجة حرارته (103 - 105ْم) لمدة ساعة واحدة وبعد ذلك تم وزنها (A) (APHA, 2005) وحسب المعادلة :

$$T.S.S\,(mg/l) = \frac{(A - B) \times 10^3}{\text{Volume of sample}\,(ml)}$$

7.4.2: المتطلب الحيوي للأوكسجين Biological Oxygen Demand

قيست الـ BOD_5 باستعمال جهاز TS 606 صنع شركة (W.T.W.) والمكون من (حاضنة مع قناني معتمة مزودة بمقياس رقمي OxiTop®) كما موضح في صورة (11) والموجود في مختبرات محطة حمدان لمعالجة المياه العادمة / مديرية مجاري البصرة .

وقيس المتطلب الحيوي للأوكسجين حسب الخطوات الآتية:

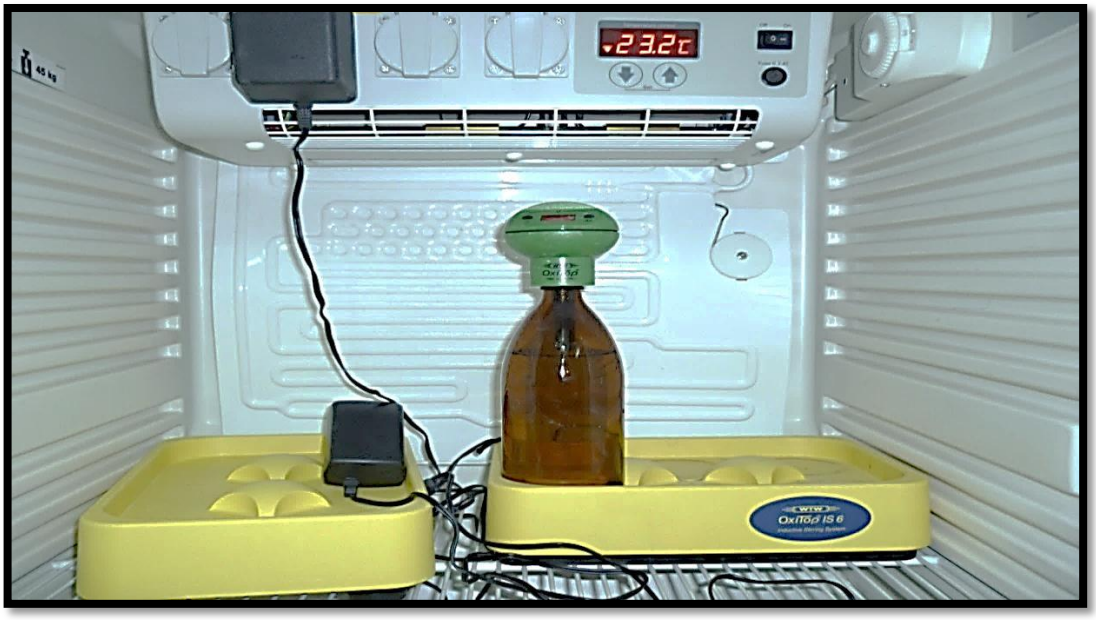
1. رجت العينة (المياه العادمة) بشكل جيد لتجانسها .

2. ملئت القنينة المعتمة الخاصة بالجهاز بماء العينة، وأضيفت قطرات من مانع النترجة Nitrification Inhibitor لان فحص الـ BOD_5 يتأثر بالنترجة الحاصلة ضمن الفحص .

3. وضع الرأس (المقياس رقمي) الخاص بالقنينة بعد أن تم تصفيره .

4. وضعت القنينة في الحاضنة الخاصة بعد تثبيت درجة الحرارة على 20 °م وتركت مدة 5 أيام.

5. قرات النتيجة بعد فترة الحضن بشكل مباشر من خلال المقياس الرقمي OxiTop .



صورة (11) جهاز قياس الـ BOD_5 تبين الحاضنة وقنينة القياس المزودة بالمقياس الرقمي OxiTop

8.4.2: المتطلب الكيميائي للأوكسجين Chemical Oxygen Demand

قيست كمية المتطلب الكيميائي للأوكسجين باستعمال جهاز Photometer COD Vario نوع PC_H 53529 المصنع من قبل الشركة الألمانية Aqualytic باستعمال الـ Kits صورة (12) والموجود في شعبة التحاليل البيئية / مديرية بيئة البصرة . وحسب الخطوات الآتية :

1. رجت العينة (المياه العادمة) لتجانس مكوناتها .

2. أضيف 2 مل من ماء العينة الى الـ kits ورجت جيداً .

3. وضع الـ kits في الحاضن CSB/CO Reaktor نوع AL 32 .

3. حضنت لمدة ساعتين وبدرجة حرارة 150 ° م .

4. قيس COD بجهاز Photometer COD Vario .

صورة (12) جهاز Photometer COD Vario مع الحاضن Reaktor والكتات الخاصة

9.4.2: القاعدية الكلية Total Alkalinity (as $CaCO_3$)

قيست القاعدية الكلية للمياه بأتباع الطريقة الموضحة من قبل جمعية الصحة الأمريكية APHA (2005) ، تم أخذ 50 مل من ماء العينة وإجراء التسحيح مع محلول حامض الكبريتيك القياسي (0.02 N) وباستعمال دليل الفينونفثالين (ph.ph.) Phenolphthalein والمثل البرتقالي Methyl Orange ككاشف لتوضيح نقطة النهاية، وعُبر عن الناتج النهائي بوحدة ملغم كاربونات الكالسيوم/ لتر(mg $CaCO_3$ / L) ثم طبقت المعادلة التالية :-

$$T.A_{(ppm)} \text{ as } CaCO_3 = 50000 \text{ X A X N / Volume of sample (ml)}$$

حيث: A= حجم الحامض المسحح به . N= عيارية الحامض وهي (0.02) .

10.4.2: الكلورايدات Chloride (Cl^-)

قدرت أيونات الكلورايدات بطريقة التسحيح مع نترات الفضة ($AgNO_3$) عيارية (0.014 N) وباستعمال دليل دايكرومات البوتاسيوم ($K_2Cr_2O_7$) (APHA, 2005) ، وتم التعبير عن النتائج بوحدات ملغم/لتر .

11.4.2: الكبريتات Sulfate ($SO_4^=$)

قيست الكبريتات باستعمال طريقة العكارة (APHA, 2005) إذ تم القياس باستعمال جهاز العكارة Turbidimeter نوع 2100N تصنيع شركة HACH وعبر عن الناتج بـ (ملغم/لتر) .

12.4.2: النترات الفعالة (NO_3^-) Reactive Nitrate

قيست النترات الفعالة حسب طريقة التقدير بالأشعة فوق البنفسجية Ultraviolet Method (APHA, 2005) باستعمال جهاز UV- Spectrophotometer موديلLibra S22 حيث اخذ 25 مل من العينة المرشحة وأضيف لها (1 مل) من حامض الهيدروكلوريك وقرأ التركيز له بواسطة الجهاز أعلاه وعلى طول موجي 220 نانومتر وأعيد القياس على طول موجي 275 نانومتر واعتمد على الفرق بين القراءتين كما موضح في المعادلة التالية:

$$NO_3 \text{ mg /L} = (A-B) \times F \times \text{Dilution}$$

إذ أن :-

A= قراءة الناتروجين على طول موجي 220 nm .

B= قراءة الناتروجين على طول موجي 275 nm .

F (Factor) = 4.43

13.4.2: الفوسفات الفعالة (PO_4^{-3}) Reactive Phosphate

اتبع لقياس الفوسفات طريقة Murphy and Riley (1962) باستخدام جهاز المطياف الضوئي Spectrophotometer وعلى طول موجي 885 نانوميتر وعبر عن الناتج بوحدات (ملغم/ لتر) .

14.4.2: استخلاص العناصر النزرة

1.14.4.2: استخلاص أيونات العناصر النزرة الذائبة بالماء

هضمت عينة المياه اعتماداً على الطريقة المتبعة من قبل APHA (2005) وكالاتي :

1. وضع 50 مل من عينة المياه في دورق حجمي سعة 100 مل وأضيف لها 5 مل من حامض النتريك المركز.

2. وضعت العينة على الصفيحة الحارة Hot plate وقبل الغليان أبعدت قليلاً ثم اعيدت الى الصفيحة الحارة وبقيت عليها الى أن اقتربت من الجفاف وتكون الملح الأبيض .

3. أضيف 2 مل من حامض النتريك المركز الى العينة ثم وضعت على الصفيحة الحارة مع إضافة 5 مل من الماء الخالي من الأيونات الى أن تم الهضم .

4. أذيب الملح الأبيض بقطرات قليلة من حامض الهيدروكلوريك المخفف 0.5 N ونقل الى قنينة حجمية سعة 50 مل وغسل الدورق الحجمي عدة مرات بالماء الخالي من الأيونات وأضيف الى العينة واكمل الحجم الى 50 مل بالماء الخالي من الأيونات.

5. رشحت العينة بورقة ترشيح حجم ثقوبها 0.45 µm وحفظت في قناني مغلقة لحين إجراء عملية القياس .

2.14.4.2: استخلاص العناصر النزرة من النباتات المائية

غسلت النباتات المائية القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* بماء دافئ لإزالة الطين واللافقاريات العالقة بها ثم بماء خالٍ من الأيونات وجففت بدرجة حرارة 70 °م، ثم طحن النبات الجاف بأكمله ومرر خلال منخل قطر فتحاته (40) مايكرون . وتم استخلاص العناصر النزرة في النباتات تبعاً لطريقة Barman *et al.* (2000) إذ تم أخذ (1غم) من كل عينة مطحونة وجافة ومنخوله وأضيف إليها (5) مل من خليط حامضي مكّون من حامض النتريك وحامض البيركلورك المركزين بنسبة 4:1 على التوالي وتركت العينة لمدة 30 دقيقة، ثم وضع المزيج على صفيحة حارة بدرجة حرارة 60 °م إلى أن اصبح المحلول رائقاً ، ثم نقل محتوى الدورق بعد أن رشح إلى قناني بلاستيكية نظيفة محكمة الغطاء سعة 25 مل واكمل الحجم بالماء المقطر الخالي من الأيونات الى 25 مل، واصبح جاهز للقياس بجهاز مطياف الامتصاص الذري اللهبي .

3.14.4.2: استخلاص العناصر النزرة من القشريات

اعتمدت إجراءات التحليل على UNEP \ FAO \ IAEA (1982) وهي كالاتي :-

بعد جمع كمية كافية من الحيوان القشري *A. franciscana* ومجذافي القدم *A.*(*Rh.*) *salinus* وقبل عملية الاستخلاص تم وضع الحيوانات في منخل حجم فتحاته 160 µm ثم غسلت بماء نقي خالي من الأيونات وذلك لإذابة ما موجود معها (من العوالق النباتية والأملاح) . ثم جففت بدرجة حرارة 60 °م وتم اخذ عينة صغيرة وممثلة Subsample بوزن جاف 0.2 غرام ووضعت في بيكر وهضمت بإضافة 10 مل حامض النتريك المركز بدرجة حرارة 90 - 70 °م ثم رفعت درجة الحرارة تدريجيا الى 135 °م وأضيفت قطرات من حامض البيروكسيد المركز لإكمال الأكسدة، وبعد التبريد خففت العينة الى 50 مل بماء خالي من الأيونات تلاه الطرد المركزي بسرعة 20000 دورة بالدقيقة ولمدة نصف ساعة وحفظت العينة بأوعية بلاستيكية لحين القياس .

5.2: قياس العناصر النزرة

قيست أيونات العناصر النزرة (الحديد والنحاس والرصاص والزنك) باستعمال جهاز طيف الامتصاص الذري اللهبي(Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (FAAS نوع VGP 210 إنكليزي المنشأ واستخدمت المصابيح الخاصة لكل عنصر(Hollow Cathode Lamp) وتم تحضير المحاليل القياسية للعناصر التي فحصت من محاليل الخزين Stock Solutions حسب ما جاء في APHA (2005) وحسبت تراكيز العناصر النزرة من منحنى المعايرة حسب المعادلات المذكورة في (UNESCO, 1992) والموضحة من قبل (الطائي ، 1999) كما اعتمدت المعادلة التالية لحساب تراكيز العناصر النزرة في العينات النباتية والحيوانية المدروسة :

$$E.\ con. = AB / D$$

كما اعتمدت المعادلة التالية لحساب تراكيز العناصر النزرة في عينات المياه :

$$E.\ con.w = AB / V \times 1000$$

إذ أن :

E. con. = تركيز العنصر الذائب في الماء (مايكغم/ غم)

E. con.w = تركيز العنصر في العينة (مايكغم/ لتر)

A = تركيز العنصر المستخرج من منحني المعايرة (ملغم/لتر)

B = الحجم النهائي للعينة المرشحة

D = الوزن الجاف للعينة الصلبة (غم)

V = حجم عينة المياه المستخلصة (مل)

6.2: الفحوصات البكتريولوجية Bacteriological Tests

1.6.2: جمع عينات الفحوصات البكتريولوجية

جمعت العينات باستعمال قناني زجاجية نظيفة ومعقمة سعة كل منها (250 مل) وغلقت بسدادة مُحكمة جداً بعد ملئها تحت سطح الماء لكي تكون ممثلة تماماً لنوعية المصدر المائي، ونقلت العينات في حافظة مبردة في مدة لا تتجاوز ساعة واحدة بين أخذ العينات وإجراء الاختبارات، منعاً لأي تغير محتمل في المحتوى الجرثومي أو المواد العضوية (APHA, 2005) .

2.6.2: العدد الكلي للبكتريا Total Bacterial Count (TBC)

اعتمدت الطريقة المذكورة في تقرير منظمة الصحة العالمية (1996) WHO عبر تحضير سلسلة من التخافيف العشرية للعينة باضافة 1 مل من العينة الأصلية الى 9 مل من محلول التخفيف، ثم سحب (1مل) منه ووضع في أطباق زرعيه نظيفة ومعقمة وبثلاث مكررات وصب عليه وسط الأكار المغذي Nutrient Agar المعقم والمبرد ثم حرك الوسط ثلاث مرات باتجاه عقرب الساعة وثلاث مرات عكس اتجاه عقرب الساعة لمجانسة نموذج الماء مع الوسط المغذي . ثم تركت الأطباق الى أن تصلبت ووضعت بشكل مقلوب في حاضنة بدرجة 37 °م ولمدة 48 ساعة . بعدها تم حساب عدد المستعمرات النامية بواسطة جهاز عداد المستعمرات Colony Counter وضرب عدد المستعمرات النامية في كل طبق في مقلوب التخفيف للحصول على عدد الخلايا في (1 مل) من العينة الأصلية وحسب المعادلة التالية :

Number of Cell / ml = Number of Colonies x (1 / Dilution Factor)

7.2: كثافة الجماعة السكانية Population Density

تضمن حساب الكثافة العددية للحيوانات القشرية عند المعالجة الحيوانية عن طريق العينات الثانوية Subsample إذ أخذت عينة (200 مل) وخفف الى حجم (1000 مل) ثم خلطت جيداً واخذ منها عينات ثانوية Subsample مكررة بمقدار (20 مل) وحسب عدد الأفراد الموجودة فيها باستعمال مجهر تشريح نوع Wild ثم ضرب المعدل بـ 50 للحصول على العدد الكلي للأفراد باللتر الواحد .

8.2: التحليل الإحصائي Statistical Analysis

حللت النتائج إحصائياً باستخدام تحليل التباين Analysis of Variance (ANOVA) واختبار اقل فرق معنوي Least Significant Difference (LSD) وفق النظام الإحصائي Statistical Package for Social Science (SPSS-17) . واستخرجت قيمة الانحراف القياسي Standard Deviation ومعامل الارتباط (r) لإيجاد مدى العلاقة بين الخصائص الفيزيائية والكيميائية للماء (الراوي وخلف الله، 2000) .

الفصـل الثـالث

النتائـج

1.3: الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في محطة حمدان

يوضح ملحق (1) معامل الارتباط البسيط (r) بين العوامل البيئية المدروسة للمياه العادمة، وتبين الجداول (3,2,1) قيم المتغيرات الفيزيائية والكيميائية والانحراف المعياري للمياه العادمة في محطة حمدان خلال عامي 2012 و 2013 على التوالي خلال مدة الدراسة، وهي كما يأتي:

1.1.3: درجة الحرارة Temperature

بينت النتائج بان متوسط قيم درجة الحرارة لعينات مياه الموقع الأول 24.92 ˚م والموقع الثاني 25.07 ˚م والموقع الثالث 25.11 ˚م . وبينت نتائج التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية بين قيم درجة حرارة الماء في نتائج الفصول المختلفة .

2.1.3: الأس الهيدروجيني pH

أظهرت النتائج بان متوسط قيم درجة الأس الهيدروجيني pH لعينات مياه الموقع الأول 7.14 والموقع الثاني 7.31 والموقع الثالث 7.57 كما أوضحت النتائج عدم وجود علاقة بين قيم الاس الهيدروجيني للمياه في حوض التجميع الخارجي وحوض المعالجة الابتدائية وحوض المعالجة الثانوية طيلة فترة اخذ العينات . وسجلت فروق معنوية بين المواقع الثلاث للمحطة .

وقد وجد ارتباط معنوي عكسي بين قيمة الأس الهيدروجيني وبين كل من المواد الصلبة العالقة TSS (r= -0.483) والمتطلب الحيوي للأوكسجين (r= -0.507) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين (r= -0.539) والفوسفات (r= -0.557) ومن جهة أخرى ارتبطت طردياً مع الملوحة (r= 0.338) والمواد الصلبة الذائبة TDS (r= 0.348) والكلورايد (r= 0.698) والكبريتات (r= 0.845) والنترات (r= 0.669) .

3.1.3: الملوحة Salinity

أوضحت النتائج أن التغيرات الموقعية والفصلية بقيم الملوحة في الموقع الأول والثاني والثالث أظهرت فروقاً معنوية عند مستوى احتمال ($P<0.05$) بين نتائج الفصول والمواقع الثلاث، إذ بلغ المتوسط العام لقيم الملوحة للمياه العادمة في الموقع الأول 4.29 غم/لتر و 4.85 غم/لتر و 5.56 غم/لتر في الموقعين الثاني والثالث على التوالي .

وبينت نتائج التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية ($P<0.05$) بين قيم ملوحة عينات المياه المأخوذة من الموقع الأول خلال الفترات الفصلية المختلفة، إذ سجلت أعلى القيم في الموقع الأول 5.30 غم/لتر من فصل الربيع 2013، والموقع الثاني سجل اعلى قيمة 5.66 غم/لتر في فصل الربيع 2013، وكانت أعلى القيم لملوحة مياه الموقع الثالث 6.23 غم/لتر للسنه نفسها . وجد ارتباط معنوي عكسي عند المستوى ($P<0.01$) بين قيمة الملوحة وبين كل من المواد الصلبة العالقة الكلية TSS (r= -0.420) والمتطلب الحيوي للأوكسجين (r= -0.617) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين (r= -0.655) والفوسفات (r= -0.431) ومعنوي طردي مع الأس الهيدروجيني (r= 0.338) والمواد الصلبة الذائبة الكلية TDS (r= 0.686) والقاعدية الكلية (r= 0.734) والكلورايد (r= 0.671) والنترات (r= 0.670) .

4.1.3: المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS)

أظهرت النتائج وجود فروق معنوية ($P<0.05$) في قيم المواد الصلبة الذائبة الكلية باختلاف نتائج الفصول والمواقع، إذ بلغ متوسط القيم 3831.58 ملغم/لتر و 4256.16 ملغم/لتر و 4689.04 ملغم/لتر للمواقع الأولى والثانية والثالثة على التوالي . وأظهرت نتائج التحليل الإحصائي عند المستوى ($P<0.01$) وجود ارتباط عكسي معنوي بين قيم المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS) والمواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) (r= -0.602) والمتطلب الحيوي للأوكسجين (r= -0.599) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين (r= -0.719) والفوسفات (r= -0.337) لكنه أظهر إرتباطاً طردياً مع الأس الهيدروجيني (r= 0.348) والملوحة (r= 0.686) والقاعدية الكلية (r= 0.572) والكلورايد (r= 0.724) والنترات (r= 0.569) .

5.1.3: المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)

اتضح من النتائج بان متوسط قيم المواد الصلبة العالقة (TSS) في الموقع الأول كانت 304.04 ملغم/لتر والموقع الثاني 253.50 ملغم/لتر والموقع الثالث 203.04 ملغم/لتر .

وأظهرت نتائج التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية عكسية عند المستوى ($P<0.01$) مع الأس الهيدروجيني ($r= -0.483$) والملوحة ($r= -0.420$) والمواد الصلبة الذائبة الكلية TDS ($r= -0.602$) والقاعدية الكلية ($r= -0.385$) والكلورايد ($r= -0.605$) والنترات ($r= -0.650$) ومعنوي طردي مع المتطلب الحيوي للأوكسجين ($r= 0.765$) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين ($r= 0.672$) .

6.1.3: المتطلب الحيوي للأوكسجين(BOD_5)

وجد أن متوسط القيم للمتطلب الحيوي للأوكسجين للمواقع الأولى والثانية والثالثة 217.45 ملغم/لتر و 175.41 ملغم/لتر و 97.41 ملغم/لتر على التوالي . وتبين من التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية عند المستوى ($P<0.05$) لقيم BOD_5 في المواقع الثلاثة خلال نتائج الفصول المختلفة . وأظهرت نتائج التحليل الإحصائي عند المستوى ($P<0.01$) وجود ارتباط معنوي عكسي بين قيم BOD_5 والأس الهيدروجيني ($r= -0.507$) والملوحة ($r= -0.617$) والمواد الصلبة الذائبة الكلية TDS ($r= -0.599$) والقاعدية الكلية ($r= -0.561$) والكلورايد ($r= -0.599$) والنترات ($r= -0.626$) وأظهر إرتباطاً طردياً مع المواد الصلبة العالقة (TSS) ($r= 0.765$) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين ($r= 0.928$) والفوسفات ($r= 0.489$) .

7.1.3: المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD)

بينت النتائج أن متوسط قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين في المواقع الأولى والثانية والثالثة كان 350.66 ملغم/لتر و272.50 ملغم/لتر و182.20 ملغم/لتر على التوالي . كما أظهرت النتائج عند المستوى ($P<0.05$) وجود فروق معنوية في قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين باختلاف نتائج الفصول واختلاف المواقع . أما عند المستوى ($P<0.01$) فأظهر التحليل الإحصائي وجود ارتباط معنوي عكسي بين قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين والأس

الهيدروجيني (r= -0.539) والملوحة (r= -0.655) والمواد الصلبة الذائبة الكلية TDS (r= -0.719) والقاعدية الكلية (r= -0.507) والكلورايد (r= -0.665) والنترات (r= -0.614) وإرتباطاً طردياً مع المواد الصلبة العالقة (TSS) (r= 0.672) والمتطلب الحيوي للأوكسجين (r= 0.928) والفوسفات (r= 0.445) .

8.1.3: القاعدية الكلية

سجلت الدراسة متوسط قيم القاعدية الكلية 232.37 ملغم/لتر في الموقع الأول و 253.12 ملغم/لتر في الموقع الثاني و 273.95 ملغم/لتر في الموقع الثالث . وإحصائيا لوحظ وجود فروق معنوية ($P<0.05$) في قيم القاعدية الكلية بين نتائج الفصول . في حين لم تلاحظ فروق معنوية بين مواقع المحطة . كما سجل ارتباطاً معنوياً عكسياً ($P<0.01$) بين قيم القاعدية الكلية والمواد الصلبة العالقة (TSS) (r= -0.385) والمتطلب الحيوي للأوكسجين (r= -0.561) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين (r= -0.507) والفوسفات (r= -0.563) وإرتباطاً طردياً مع درجة حرارة الماء (r= 0.416) والملوحة (r= 0.734) والمواد الصلبة الذائبة الكلية TDS (r= 0.572) والكلورايد (r= 0.499) والنترات (r= 0.601) .

9.1.3: الكلورايدات

أظهرت النتائج وجود فروق معنوية في قيم الكلوريدات باختلاف نتائج الفصول واختلاف المواقع، إذ بلغ متوسط القيم في الموقع الأول 1571.00 ملغم/لتر والموقع الثاني 1743.54 ملغم/لتر والموقع الثالث 1941.87 ملغم/لتر . وأظهرت نتائج التحليل الإحصائي ارتباطاً معنوياً عكسياً بين الكلوريدات والمواد الصلبة العالقة (TSS) (r= -0.605) والمتطلب الحيوي للأوكسجين (r= -0.599) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين (r= -0.665) والفوسفات (r= -0.425) وارتباطاً معنوياً طردياً مع الأس الهيدروجيني (r= 0.698) والملوحة (r= 0.671) والمواد الصلبة الذائبة الكلية TDS (r= 0.724) والقاعدية الكلية (r= 0.499) والكبريتات (r= 0.497) والنترات (r= 0.800).

10.1.3: الكبريتات

تراوحت متوسطات قيم الكبريتات خلال مدة الدراسة في الموقع الأول والموقع الثاني والموقع الثالث 694.16 ملغم/لتر و 718.12 ملغم/لتر و 741.29 ملغم/لتر على التوالي . ووجدت فروق معنوية بين فصول الدراسة . واظهرت نتائج التحليل الإحصائي ($P<0.01$) وجود ارتباط معنوي عكسي بين قيم الكبريتات والفوسفات ($r= -0.301$) مع وجود ارتباط طردي بين الكبريتات ودرجة حرارة الماء ($r= 0.390$) والأس الهيدروجيني ($r= 0.845$) والكلورايد ($r= 0.497$) والنترات ($r= 0.457$) .

11.1.3: النترات الفعالة

بلغ متوسط قيم النترات لكل من الموقع الأول والثاني والثالث 13.69 ملغم/لتر و 17.57 ملغم/لتر و 21.09 ملغم/لتر على التوالي . حيث سجلت فروق معنوية بين جميع نتائج الفصول والمواقع الثلاثة المدروسة . كما أظهرت النتائج الإحصائية ارتباط معنوي عكسي بين النترات والمواد الصلبة العالقة (TSS) ($r=-0.650$) والمتطلب الحيوي للأوكسجين ($r=-0.626$) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين ($r=-0.614$) والفوسفات ($r=-0.662$) وارتباط معنوي طردي مع الأس الهيدروجيني ($r=0.669$) والملوحة ($r=0.670$) والمواد الصلبة الذائبة الكلية TDS ($r=0.569$) والقاعدية الكلية ($r=0.601$) والكلورايد ($r=0.800$) والكبريتات ($r=0.457$) .

12.1.3: الفوسفات الفعالة

تراوحت متوسطات قيم الفوسفات بين 5.92 ملغم/لتر و 4.97 ملغم/لتر و 4.26 ملغم/لتر في المواقع الأولى والثانية والثالثة على التوالي . ومن التحليل الإحصائي تبين وجود فروق معنوية بين نتائج فصول السنة . كذلك لوحظ أرتباط معنوي عكسي بين الفوسفات والملوحة ($r= -0.431$) والمواد الصلبة الذائبة الكلية TDS ($r= -0.0.337$) والقاعدية الكلية ($r= -0.563$) والكلورايد ($r= -0.425$) والكبريتات ($r= -0.301$) والنترات ($r= -0.662$) وأرتباط معنوي طردي مع المواد الصلبة العالقة (TSS) ($r= 0.525$) والمتطلب الحيوي للأوكسجين ($r= 0.489$) والمتطلب الكيميائي للأوكسجين ($r= 0.445$) .

جدول (1): الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في الموقع الأول

الموسم / القياسات ± S.D.	شتاء 2012	ربيع 2012	صيف 2012	خريف 2012	شتاء 2013	ربيع 2013	صيف 2013	خريف 2013	المتوسط العام
درجة الحرارة م°	19.56 0.06 ± b	21.26 0.06 ± d	31.06 0.06 ± g	28.53 0.06 ± f	18.63 0.06 ± a	20.60 0.10 ± c	32.43 0.06 ± h	27.30 0.10 ± e	24.92 5.27 ±
pH	7.32 0.03 ± e	6.86 0.02 ± b	7.38 0.03 ± f	6.74 0.04 ± a	7.24 0.03 ± d	7.08 0.04 ± c	7.45 0.01 ± g	7.10 0.02 ± c	7.14 0.24 ±
الملوحة غم/لتر	3.36 0.15 ± a	4.20 0.10 ± c	3.83 0.15 ± b	4.40 0.20 ± cd	3.66 0.15 ± b	5.30 0.10 ± e	5.10 0.20 ± e	4.50 0.10 ± d	4.29 0.66 ±
TDS ملغم/لتر	3505.33 18.88 ± b	3300.66 17.95 ± a	3699.00 9.54 ± c	4495.66 75.22 ± e	3642.00 3.00 ± c	4346.33 50.29 ± d	4300.66 54.93 ± d	3363.00 7.81 ± a	3831.58 456.18±
TSS ملغم/لتر	224.33 6.11 ± a	339.33 3.06 ± f	324.00 4.58 ± e	297.33 3.06 ± c	343.33 11.59 ± f	275.33 6.11 ± b	318.33 7.02 ± de	310.33 6.51 ± d	304.04 37.67 ±
BOD_5 ملغم/لتر	187.00 4.00 ± a	203.00 7.00 ± b	246.33 4.04 ± d	190.00 2.65 ± a	230.00 2.00 ± c	248.00 2.00 ± d	231.00 4.00 ± c	204.33 6.66 ± b	217.45 23.61 ±
COD ملغم/لتر	323.33 5.85 ± b	379.33 6.02 ± e	399.66 4.72 ± f	291.66 3.05 ± a	331.00 5.00 ± bc	378.66 3.21± e	332.00 5.29 ± c	369.66 3.05 ± d	350.66 35.10 ±
القاعدية الكلية ملغم/لتر	207.00 9.54 ± b	254.33 3.52 ± f	250.00 3.00 ± ef	242.00 3.00 ± dc	191.66 5.03 ± a	241.00 3.00 ± d	241.00 4.00 ± d	232.00 4.58 ± c	232.37 21.26 ±
الكلوريدات ملغم/لتر	1736.66 9.07 ± f	1246.33 7.37 ± a	1658.66 11.24 ± d	1557.00 17.06 ± c	1454.33 10.26 ± b	1700.33 21.50 ± e	1750.66 6.66 ± f	1464.00 7.21 ± b	1571.00 67.70 ±
الكبريتات ملغم/لتر	722.00 5.57 ± c	613.66 13.20 ± a	723.66 4.51 ± c	607.66 7.51 ± a	712.66 3.5 ± c	650.33 2.52 ± b	780.00 4.58 ± e	743.33 5.86 ± d	694.16 60.32 ±
النترات ملغم/لتر	13.30 0.40 ± d	10.86 0.21 ± b	15.53 0.31 ± f	9.53 0.25 ± a	12.43 0.35 ± c	17.26 0.15 ± h	14.43 0.31 ± e	16.16 0.35 ± g	13.69 2.56 ±
الفوسفات ملغم/لتر	5.93 0.15 ± c	4.63 0.15 ± a	5.63 0.21 ± bc	7.36 0.15 ± f	6.26 0.12 ± d	5.43 0.32 ± b	5.50 0.20 ± b	6.66 0.15 ± e	5.92 0.82 ±

الأحرف غير المتماثلة تدل على وجود فروق معنوية عند ($P<0.05$)

جدول (2): الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في الموقع الثاني

الموسم / القياسات ± S.D.	شتاء 2012	ربيع 2012	صيف 2012	خريف 2012	شتاء 2013	ربيع 2013	صيف 2013	خريف 2013	المتوسط العام
درجة الحرارة م°	19.63 0.06 ± b	21.36 0.06 ± d	31.43 0.06 ± g	28.56 0.06 ± f	18.80 0.10 ± a	20.73 0.06 ± c	32.56 0.06 ± h	27.46 0.06 ± e	25.07 5.31 ±
pH	7.51 0.03 ± d	6.98 0.06 ± a	7.47 0.03 ± d	6.95 0.02 ± a	7.36 0.02 ± c	7.21 0.02 ± b	7.63 0.02 ± e	7.34 0.03 ± c	7.31 0.24 ±
الملوحة غم/لتر	4.13 0.21 ± a	4.50 0.10 ± b	4.53 0.15 ± b	5.16 0.25 ± c	4.50 0.10± b	5.66 0.15 ± d	5.16 0.15 ± c	5.20 0.10 ± c	4.85 0.51 ±
TDS ملغم/لتر	4324.66 29.91± e	3826.33 28.01 ± b	4132.66 74.46 ± d	4807.00 31.75 ± h	3937.00 22.65 ± c	4707.66 19.73 ± g	4590.33 18.15 ± f	3723.66 29.14 ± a	4256.16 398.24±
TSS ملغم/لتر	177.33 4.51 ± a	250.33 6.03 ± c	280.66 5.69 ± e	252.00 6.56 ± c	292.00 3.00 ± f	232.33 4.51 ± b	270.00 8.54 ± d	273.33 4.51 ± de	253.50 34.86 ±
BOD_5 ملغم/لتر	161.33 1.53 ± b	177.66 4.51 ± c	193.33 5.69 ± d	142.33 3.51 ± a	189.00 2.00 ± d	189.33 3.51 ± d	178.00 4.58 ± c	172.33 3.06 ± c	175.41 16.51 ±
COD ملغم/لتر	277.66 4.16 ± c	303.33 6.51± e	284.66 7.57 ± cd	209.33 3.51 ± a	250.00 4.36 ± b	288.33 4.04 ± d	287.66 4.51 ± d	279.00 3.00 ± c	272.50 28.61 ±
القاعدية الكلية ملغم/لتر	217.33 4.04 ± a	267.33 3.51 ± de	269.66 4.04 ± ef	260.00 3.61 ± bc	217.66 2.08 ± a	276.33 3.79 ± f	262.33 5.13 ± cd	254.33 5.69 ± b	253.12 22.19 ±
الكلوريدات ملغم/لتر	1797.33 15.51 ± d	1423.33 26.69 ± a	1853.00 24.03 ± e	1717.00 58.03 ± c	1584.00 15.53 ± b	1975.00 22.34 ± f	1885.66 6.51 ± e	1713.00 26.15 ± c	1743.54 170.36±
الكبريتات ملغم/لتر	731.33 2.52 ± c	638.00 3.00 ± a	758.66 2.52 ± d	630.66 2.52 ± a	731.00 4.00 ± c	675.66 4.16 ± b	806.33 8.50 ± f	773.33 5.13 ± e	718.12 61.28 ±
النترات ملغم/لتر	18.20 0.36 ± e	14.93 0.25 ± b	19.10 0.20 ± f	13.80 0.30 ± a	15.83 0.25 ± c	22.56 0.15 ± g	17.63 0.35 ± d	18.53 0.25 ± e	17.57 2.63 ±
الفوسفات ملغم/لتر	4.80 0.30 ± c	4.10 0.20 ± a	4.43 0.20 ± b	6.66 0.15 ± e	5.30 0.10 ± d	4.56 0.15 ± c	4.46 0.23 ± b	5.50 0.10 ± d	4.97 0.80 ±

الأحرف غير المتماثلة تدل على وجود فروق معنوية عند ($P<0.05$)

جدول (3): الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في الموقع الثالث

الموسم / القياسات S.D. ±	شتاء 2012	ربيع 2012	صيف 2012	خريف 2012	شتاء 2013	ربيع 2013	صيف 2013	خريف 2013	المتوسط العام
درجة الحرارة م°	19.56 0.06 ± b	21.43 0.06 ± d	31.36 0.06 ± g	28.63 0.06 ± f	18.83 0.06 ± a	20.83 0.06 ± c	32.66 0.06 ± h	27.56 0.06 ± e	25.11 5.32±
pH	7.71 0.02 ± e	7.25 0.01± a	7.60 0.04 ± d	7.32 0.03 ± b	7.76 0.05 ± ef	7.52 0.04 ± c	7.80 0.01 ± f	7.59 0.05 ± d	0.19 ± 7.57
الملوحة غم/لتر	5.00 0.10 ± a	5.40 0.62 ± ab	5.10 0.20 ± a	5.86 0.21 ± bcd	5.10 0.26 ± a	6.13 0.15 ± cd	6.23 0.15 ± d	5.70 0.20 ± bc	5.56 0.52 ±
TDS ملغم/لتر	4953.33 145.64± c	4238.00 68.17 ± b	4891.00 14.11 ± c	5185.66 21.55 ± d	4265.00 8.89 ± b	5201.00 20.29 ± d	4912.33 15.31 ± c	3866.00 44.03 ± a	4689.04 477.68±
TSS ملغم/لتر	120.00 5.57± a	216.66 4.51 ± c	197.33 5.51 ± b	205.66 4.51 ± bc	250.66 4.04 ± e	200.33 10.69± b	232.66 6.11 ± d	201.00 7.81 ± b	203.04 37.01±
BOD_5 ملغم/لتر	100.66 3.06 ± de	121.33 5.13 ± f	97.00 3.00 ± cde	83.00 4.58± a	105.00 7.55± e	95.00 6.56± bcd	89.33 2.52 ± abc	88.00 3.00± ab	97.41 12.13±
COD ملغم/لتر	207.00 9.85± d	220.66 5.03± e	175.00 2.65± c	164.66 2.52 ± b	171.33 2.52± bc	169.00 4.00 ± bc	130.66 1.53 ± a	219.33 5.51± e	182.20 30.0±
القاعدية الكلية ملغم/لتر	250.66 3.06± b	289.00 3.00± e	286.66 4.51± de	287.66 3.51± de	231.33 3.51± a	295.00 3.00± f	282.33 3.51 ± d	269.00 2.00± c	273.95 21.46±
الكلوريدات ملغم/لتر	1877.33 15.01± c	1592.33 21.19± a	1927.00 28.35± d	1856.00 10.82± c	1806.33 15.01± b	2311.00 15.52± g	2194.66 43.02± f	1970.33 22.54 ± e	1941.87 215.55±
الكبريتات ملغم/لتر	754.33 9.07± d	669.33 7.77± b	788.33 4.04± e	649.66 3.51 ± a	751.00 3.60± d	698.00 11.53± c	830.00 7.00± f	789.66 5.13± e	741.29 60.86±
النترات ملغم/لتر	20.10 0.30 ± c	18.63 0.25± a	24.50 0.20± e	19.06 0.35± ab	19.50 0.30± b	25.66 0.35± f	20.30 0.36± c	21.00 0.17± d	21.09 2.48±
الفوسفات ملغم/لتر	3.83 0.15± b	3.46 0.25± a	3.83 0.15± b	5.36 0.31± d	4.70 0.10± c	3.96 0.21± b	3.90 0.26± b	5.03 0.15± cd	4.26 0.67±

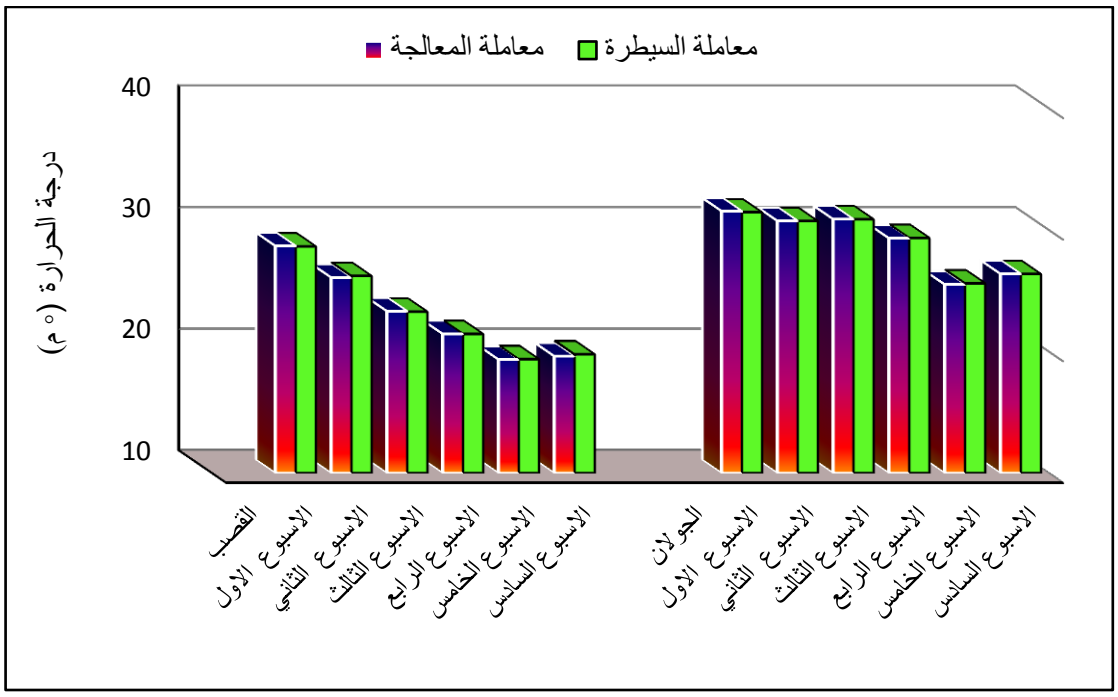
الأحرف غير المتماثلة تدل على وجود فروق معنوية عند ($P<0.05$)

2.3: الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمعالجة النباتية باستعمال الأسطح الحرة

تبين الملاحق (3,2) المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج بنباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* على التوالي خلال ستة أسابيع من مدة المعالجة لكل نبات وكما يأتي :

1.2.3: درجة الحرارة Temperature

يوضح الشكل (4) قيم درجات الحرارة في أحواض المعالجة النباتية بالقصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* خلال ستة أسابيع لكل نبات، وسجل أعلى معدلاً لدرجة الحرارة 28.67 ˚م خلال الأسبوع الأول وأدنى معدلاً 19.6 ˚م خلال الأسبوع السادس في المعالجة بنبات القصب *P. australis*، أما في المعالجة بنبات الجولان *S. litoralis* فكان أعلى معدلاً لدرجة الحرارة 31.53 ˚م بالأسبوع الأول وأدنى معدلاً لدرجة الحرارة 25.5 ˚م بالأسبوع الخامس . وسجلت فروقاً معنوية ($P<0.05$) لقيم درجات الحرارة بين جميع أحواض المعالجة النباتية مع عينة السيطرة .

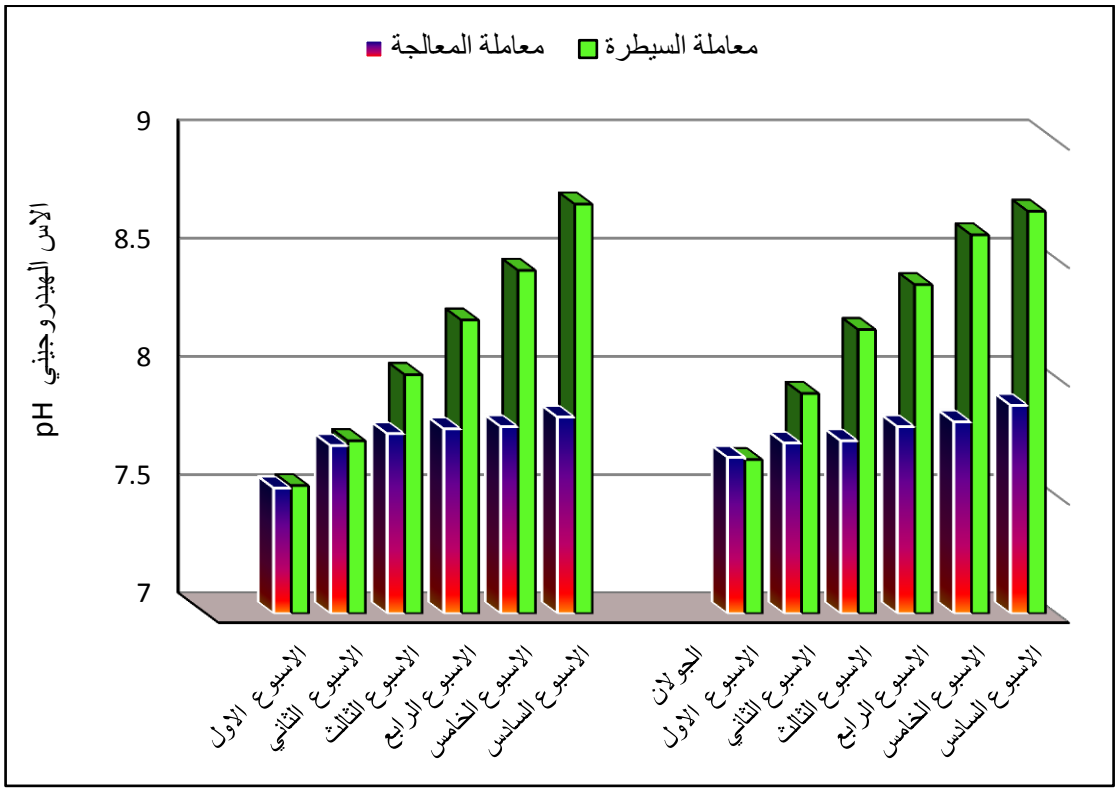


شكل (4) معدل درجات الحرارة في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

2.2.3: الأس الهيدروجيني pH

يظهر الشكل (5) التغيرات في قيم الأس الهيدروجيني في أحواض المعالجة النباتية لمدة ستة أسابيع، إذ سجل عند معاملة نبات القصب *P. australis* ارتفاعاً بسيطاً في قيم الأس الهيدروجيني عند ماء الصرف الصحي المعالج أولياً والمضاف الى الأحواض فكانت القراءة الأولى 7.53 بالأسبوع الأول ثم ارتفعت لتصل الى 7.83 عند نهاية المعالجة . أما عند استعمال نبات الجولان *S. litoralis* فسجل ارتفاع القيمة من 7.66 الى 7.88 بين الأسبوعين الأول والسادس على التوالي . ولوحظت فروقاً معنوية ($P< 0.05$) بين قيم الأس الهيدروجيني عند المعالجة النباتية بالقصب والجولان مع عينة السيطرة .



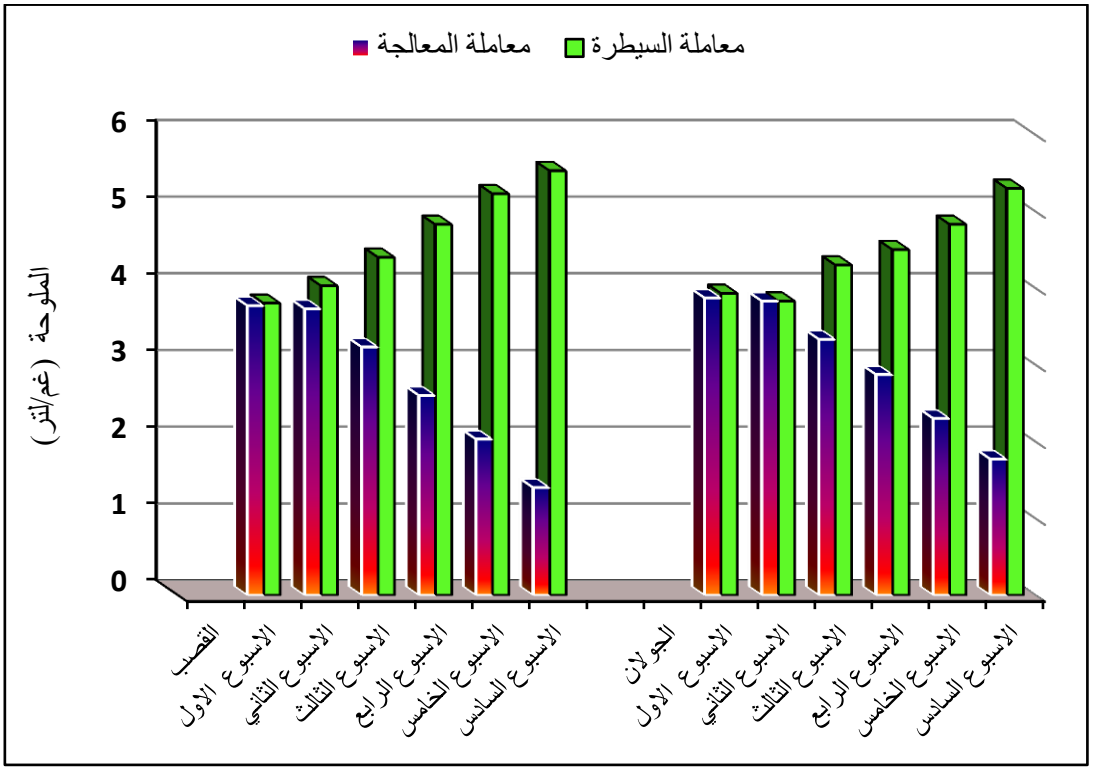
شكل (5) معدل الأس الهيدروجيني (pH) في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

3.2.3: الملوحة Salinity

يوضح الشكل (6) التغيرات في انخفاض تراكيز الملوحة في أحواض المعالجة النباتية إذ سجل عند معاملة نباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* انخفاض في قيم الملوحة خلال مدة المعالجة، اذ انخفضت الملوحة في معاملة أحواض نبات القصب *P. australis* من 3.77 غم/لتر الى 1.4 غم/لتر . وانخفضت الملوحة في معاملة نبات الجولان *S.*

litoralis مـن 3.87 غم/لتـر الـى 1.77 غم/لتـر . وسـجلت فروقـاً معنويـة ($P< 0.05$) لقـيم الملوحة بين جميع أحواض المعالجة النباتية مع عينة السيطرة .

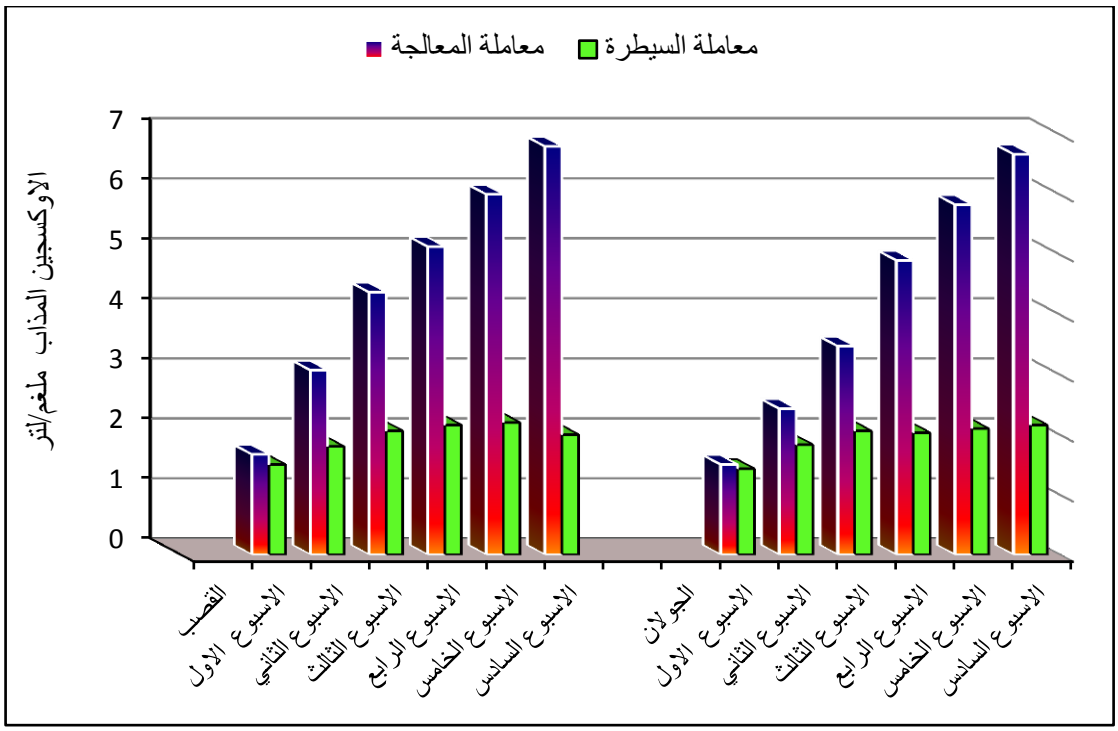


شكل (6) معدل الملوحة في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

4.2.3: الأوكسجين المذاب

تبين من خلال قياس الأوكسجين المذاب في المياه العادمة المعالجة أولياً إن هناك ارتفاع واضح في تراكيز الأوكسجين المذاب في أحواض المعالجة النباتية بالقصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* ولمدة ستة أسابيع (شكل 7) . إذ ارتفعت تراكيز الأوكسجين المذاب من 1.67 ملغم/لتر عند ماء الصرف الصحي المعالج أولياً والمضاف الى الأحواض الى 6.8 ملغم/لتر في نهاية الأسبوع السادس عند المعالجة في نبات القصب *P. australis* . سجل عند استعمال نبات الجولان *S. litoralis* ارتفاع لتراكيز الأوكسجين المذاب من 1.5 ملغم/لتر الى 6.67 ملغم/لتر . واظهر التحليل الإحصائي فرقاً معنوياً ($P< 0.05$) بين تراكيز الأوكسجين المذاب لجميع أحواض المعالجة بالقصب والجولان مع السيطرة .

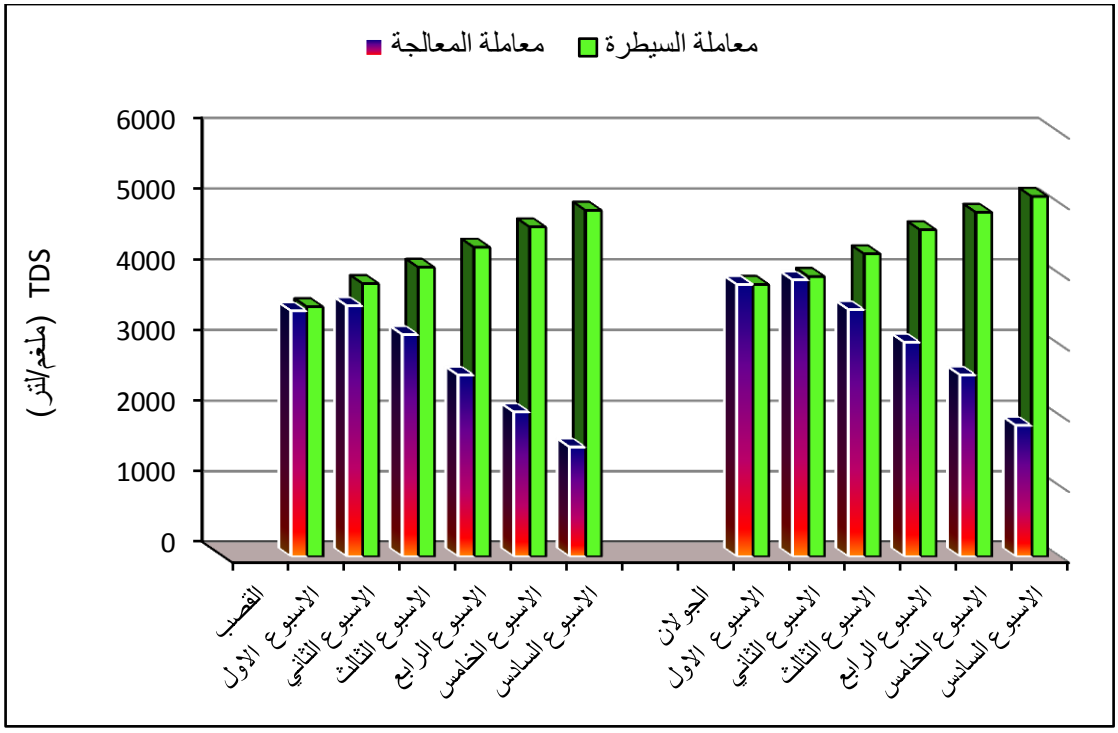


شكل (7) معدل الأوكسجين المذاب (DO) في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

5.2.3: المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS)

يظهر الشكل (8) التغيرات في انخفاض قيم المواد الصلبة الذائبة الكلية في أحواض المعالجة النباتية خلال ستة أسابيع، إذ سجل عند معامل نبات القصب *P. australis* انخفاض لقيم (TDS) عند الماء المضاف الى الأحواض من 3474 ملغم/لتر في الأسبوع الأول ليصل الى 1547.33 ملغم/لتر بالأسبوع السادس، سجل عند معامل نبات الجولان *S. litoralis* انخفاض لقيم (TDS) من 3847.67 ملغم/لتر الى 1852.67 ملغم/لتر بين الأسبوعين الأول والسادس على التوالي . وسجلت فروقاً معنوية ($P< 0.05$) لقيم المواد الصلبة الذائبة الكلية بين جميع أحواض المعالجة النباتية مع عينة السيطرة .

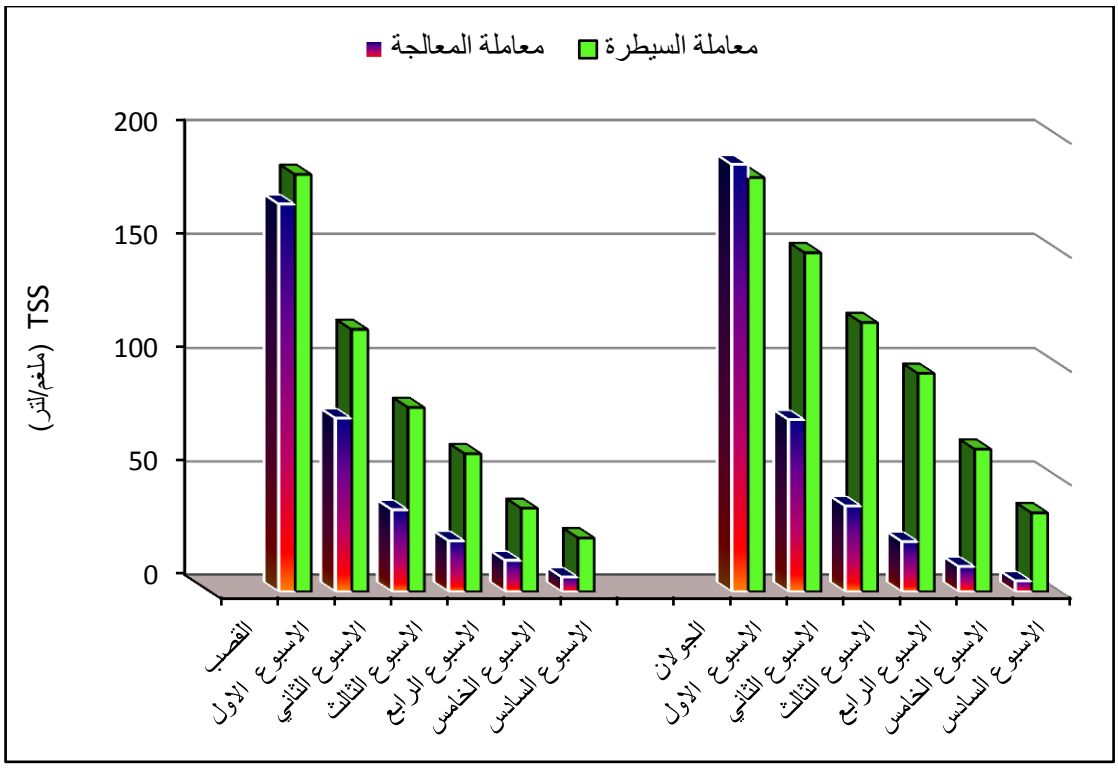


شكل (8) معدل المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS) في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

6.2.3: المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)

أوضحت نتائج المعالجة النباتية إن المواد الصلبة العالقة الكلية TSS في المياه العادمة انخفضت عند معاملة نباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* إذ انخفضت قيم المواد الصلبة العالقة خلال ستة أسابيع (شكل 9)، فانخفضت قيم (TSS) في أحواض نبات القصب *P. australis* من 170.33 ملغم/لتر الى 6.33 ملغم/لتر، وكان الانخفاض لقيم (TSS) في أحواض نبات الجولان *S. litoralis* من 187.67 ملغم/لتر الى 4.67 ملغم/لتر بين الأسبوعين الأول والسادس على التوالي . وأظهرت نتائج التحليل الإحصائي فروق معنوية ($P<0.05$) لقيم (TSS) بين جميع أحواض المعالجة النباتية مع عينة السيطرة .



شكل (9) معدل المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) في أحواض المعالجة بنباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

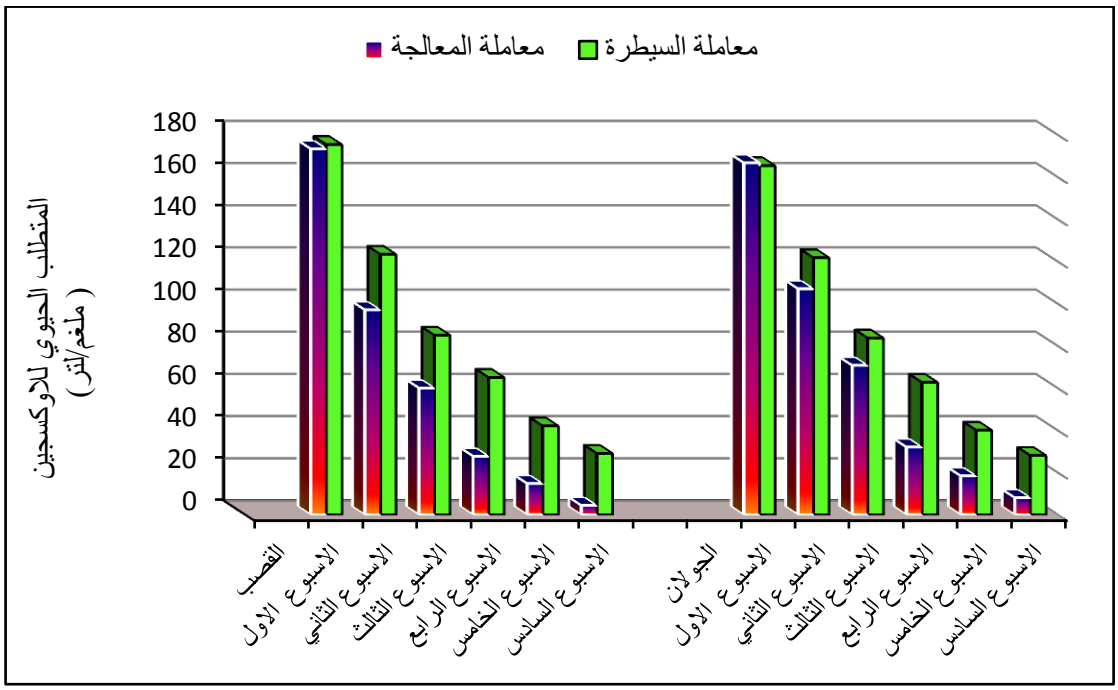
7.2.3: المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5)

يبين الشكل (10) التغيرات في انخفاض قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين في أحواض المعالجة النباتية لمدة ستة أسابيع، إذ تناقصت قيم الـ BOD_5 عند ماء الصرف الصحي المعالج أولياً والمضاف الى أحواض نباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* من 173.33 ملغم/لتر ليصل الى 4.33 ملغم/لتر في نهاية المعالجة ومن 166.67 ملغم/لتر الى 8 ملغم/ لتر في نهاية المعالجة بالنباتين على التوالي . وقد اظهر التحليل الإحصائي فروقاً معنوية ($P<0.05$) بين قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين في جميع أحواض المعالجة النباتية مع عينة السيطرة .

8.2.3: المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD)

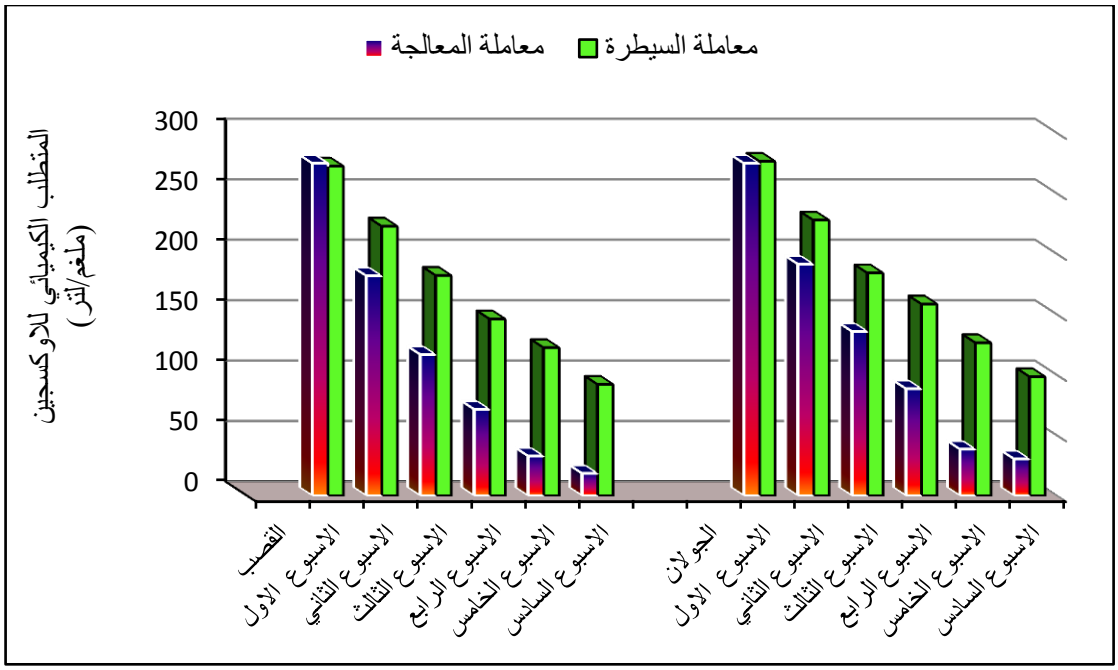
أظهرت نتائج قياس المتطلب الكيميائي للأوكسجين في أحواض المعالجة النباتية لمدة ستة أسابيع، انخفاض القيم عند الماء المعالج أولياً والمضاف الى الأحواض الى نبات القصب *P. australis* من 274.67 ملغم/لتر الى 18.33 ملغم/لتر، بينما انخفضت القيم في أحواض نبات الجولان *S. litoralis* من 274.67 ملغم/لتر الى 30.33 ملغم/لتر بين الأسبوع الأول والسادس

على التوالي (شكل 11) . وبين التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية ($P<0.05$) بين قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين في أحواض المعالجة مع عينة السيطرة .



شكل (10) معدل المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5) في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*



شكل (11) معدل المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD) في أحواض المعالجة بنباتي

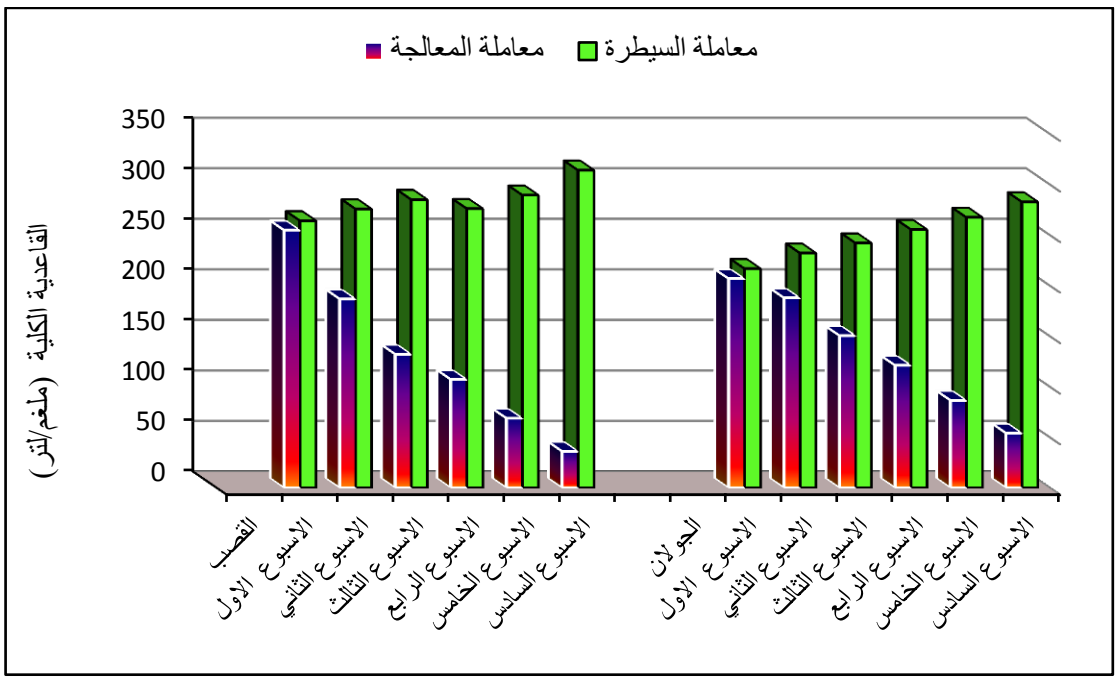
القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

9.2.3: القاعدية الكلية

يظهر الشكل (12) التغيرات في انخفاض القاعدية الكلية لأحواض المعالجة النباتية خلال ستة أسابيع . إذ سجل عند استعمال نبات القصب *P. australis* انخفاض في قاعدية الماء المضاف الى الأحواض من 254.67 ملغم/لتر الى 36 ملغم/لتر واختزلت قيم القاعدية الكلية لأحواض نبات الجولان *S. litoralis* من 206.67 ملغم/لتر الى 54 ملغم/لتر بين الأسبوع الأول والسادس على التوالي . وقد اظهر التحليل الإحصائي فروقاً معنوية ($P<0.05$) بين قيم القاعدية الكلية في جميع أحواض المعالجة النباتية مع عينة السيطرة .

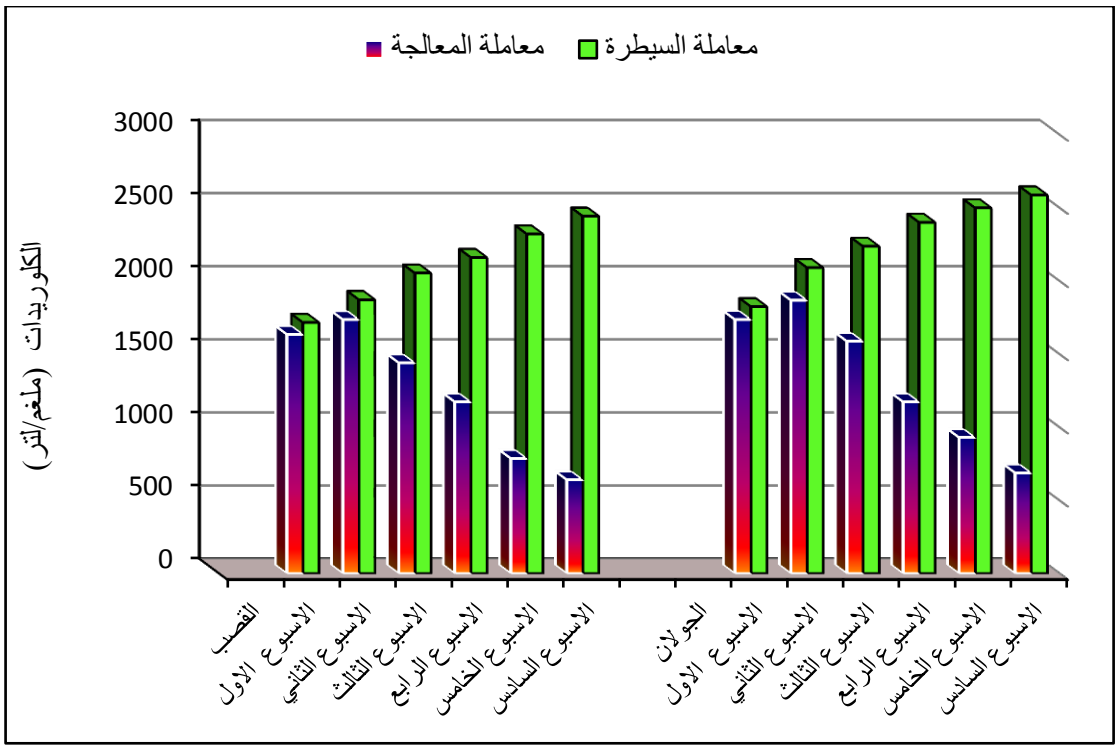
10.2.3: الكلورايدات

يتضح من الشكل (13) التغيرات لانخفاض الكلورايدات في أحواض المعالجة النباتية إذ سجل عند استعمال نباتي القصب *P. australis* والجولان انخفاض في قيم الكلورايدات خلال ستة أسابيع، فانخفضت القيم في أحواض تجربة نبات القصب *P. australis* من 1632.67 ملغم/لتر الى 639 ملغم/لتر، وكان الانخفاض لقيم الكلورايدات في أحواض نبات الجولان *S. litoralis* من 1734.33 ملغم/لتر الى 686 ملغم/لتر . وبين التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية ($P<0.05$) بين قيم الكلوريدات في أحواض النباتات وعينة السيطرة .



شكل (12) معدل القاعدية الكلية في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*



شكل (13) معدل الكلوريدات (Cl^-) في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

11.2.3: الكبريتات

يظهر الشكل (14) التغيرات في انخفاض قيم الكبريتات في أحواض المعالجة النباتية خلال ستة أسابيع، إذ سجل عند استعمال نبات القصب *P. australis* انخفاضاً في قيم الكبريتات عند ماء الصرف الصحي المعالج أولياً والمضاف الى الأحواض فكانت القراءة الأولى 634 ملغم/لتر ثم وصلت الى 399.33 ملغم/لتر عند نهاية المعالجة، أما انخفاض قيم الكبريتات في أحواض نبات الجولان *S. litoralis* فكان من 662.33 ملغم/لتر الى 400 ملغم/لتر بين الأسبوع الأول والسادس على التوالي . وإحصائياً ظهرت فروق معنوية ($P<0.05$) في قيم الكبريتات في أحواض النباتات المذكورة وعينة السيطرة .

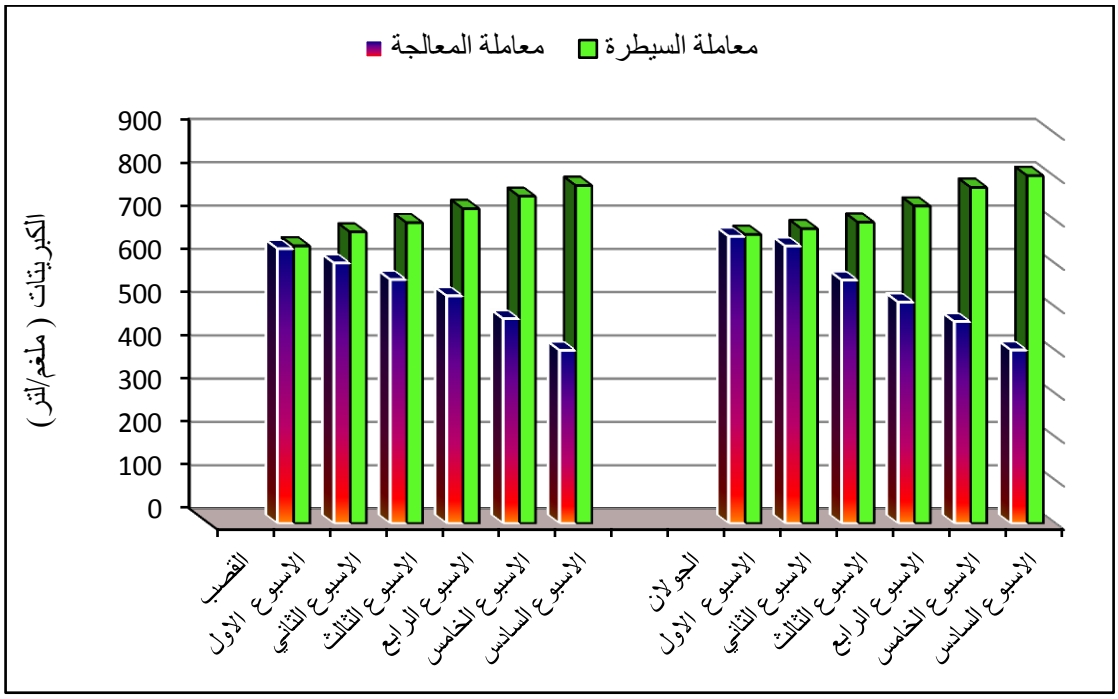
12.2.3: النترات الفعالة

يوضح الشكل (15) الانخفاض الكبير في أحواض المعالجة النباتية إذ سجل نباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* نجاحاً في انخفاض قيم النترات خلال ستة أسابيع، فانخفضت قيم النترات باستخدام نبات القصب *P. australis* من 19.03 ملغم/لتر الى 2.6 ملغم/لتر، وكان الانخفاض لقيم النترات باستخدام نبات الجولان *S. litoralis* من 19.43 ملغم/لتر الى 2.86 ملغم/لتر بين الأسبوع الأول والسادس على التوالي . وأظهرت نتائج التحليل

الإحصائي فروق معنوية ($P<0.05$) لقيم النترات بين جميع أحواض المعالجة النباتية وعينة السيطرة .

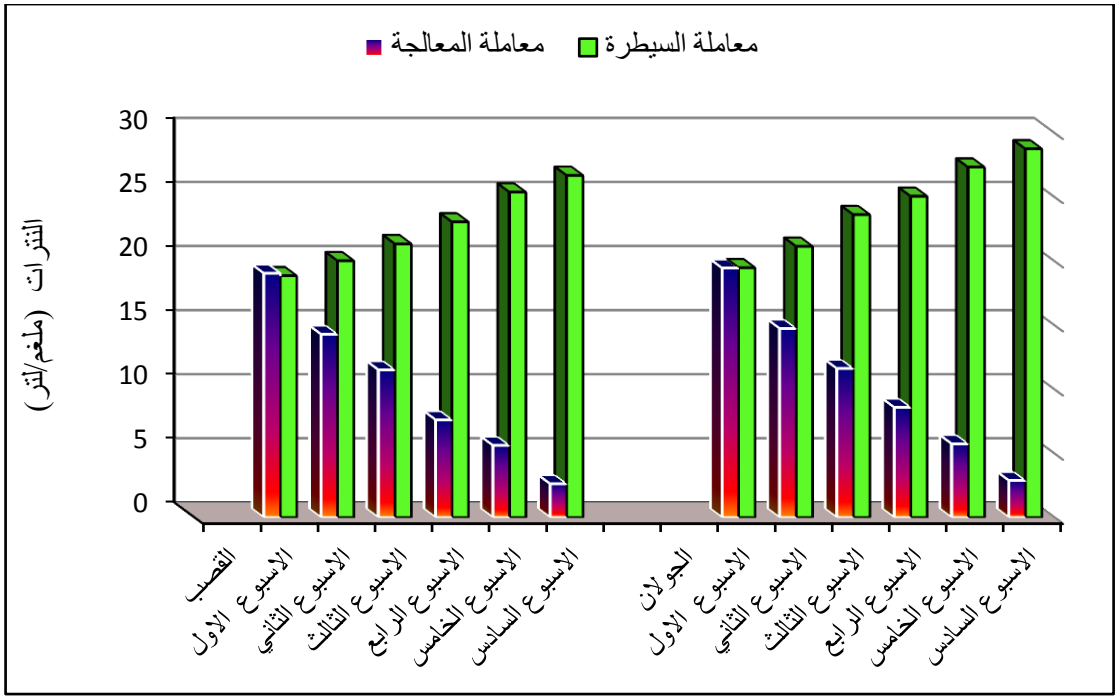
13.2.3: الفوسفات الفعالة

يوضح الشكل (16) انخفاض الفوسفات في أحواض المعالجة النباتية خلال ستة أسابيع . إذ سجل عند استعمال نبات القصب *P. australis* انخفاض في تركيز الفوسفات للماء المضاف والمعالج أولياً للأحواض إذ تناقص من 4.8 ملغم/لتر الى 0.87 ملغم/لتر، أما عند استعمال نبات الجولان *S. litoralis* فقد سجل انخفاض للفوسفات للماء المضاف، إذ أختزل التركيز من 4 ملغم/لتر إلى 0.5 ملغم/لتر بين الأسبوع الأول والسادس على التوالي . وقد اثبت التحليل الإحصائي فروقاً معنوية ($P< 0.05$) بين تراكيز الفوسفات في النباتات المائية المختارة وعينة السيطرة.



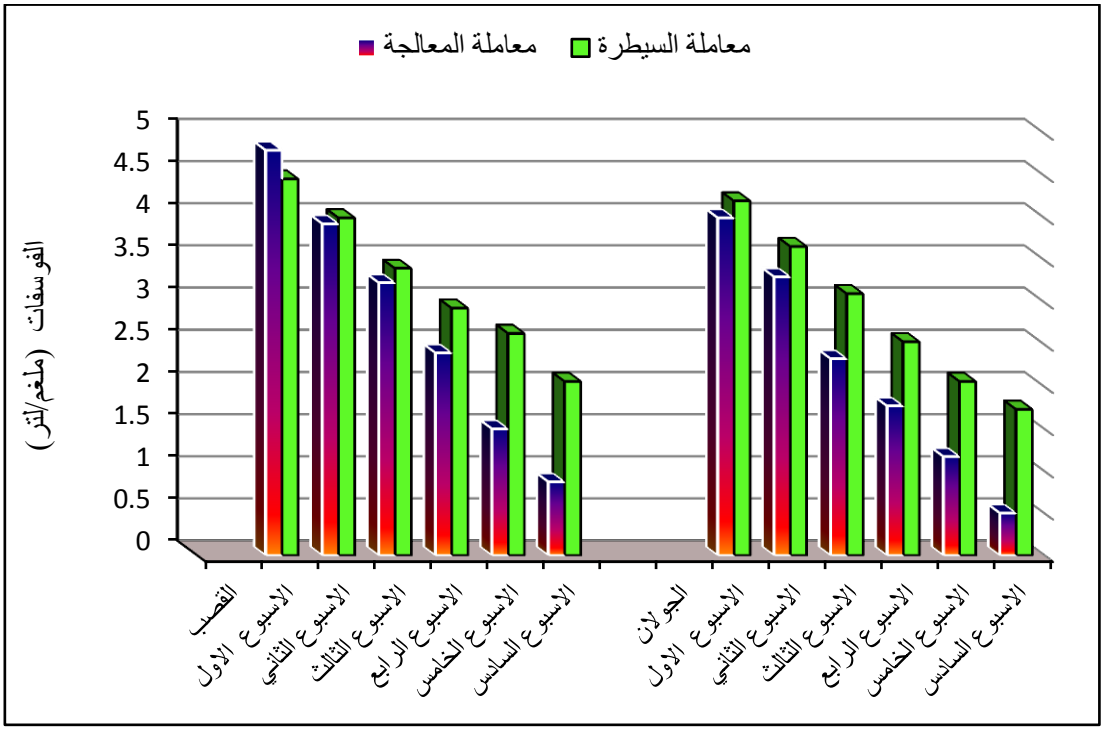
شكل (14) معدل الكبريتات (SO_4) في أحواض المعالجة بنباتي

القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*



شكل (15) معدل النترات (NO_3) في أحواض المعالجة

بنباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*



شكل (16) معدل الفوسفات (PO_4) في أحواض المعالجة بنباتي

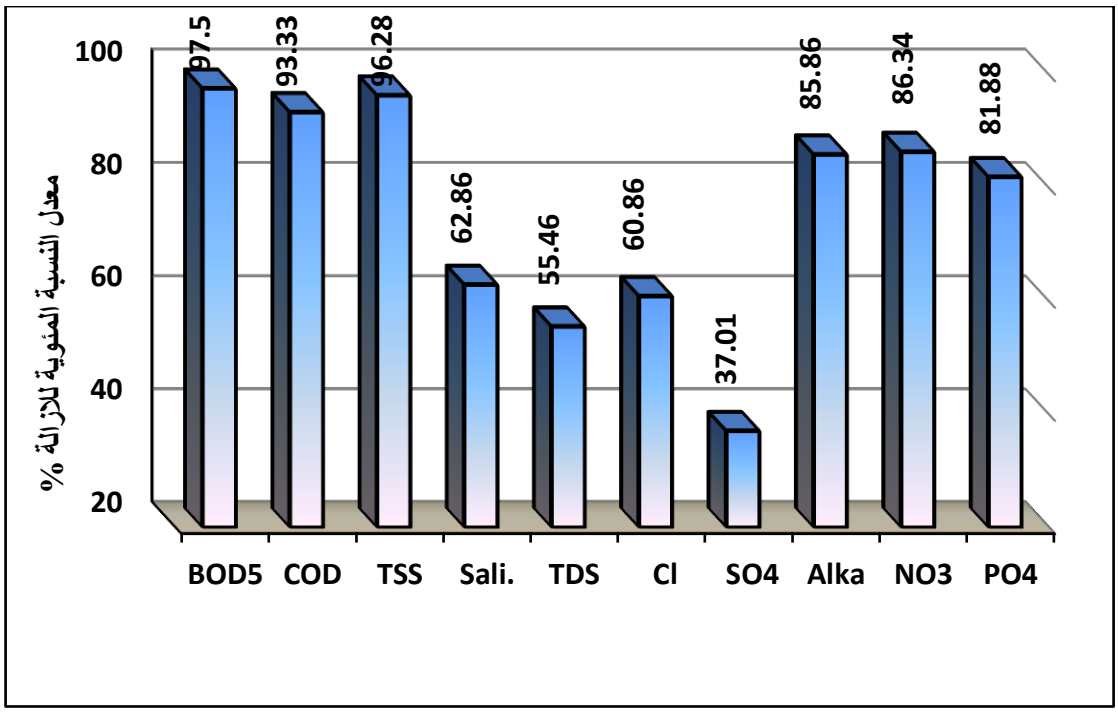
القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis*

14.2.3: النسب المئوية لكفاءة النباتات في خفض الملوثات عند المعالجة النباتية باستعمال الأسطح الحرة

يوضح الملحقين (5,4) معدلات النسب المئوية لانخفاض العوامل المدروسة عند المعالجة النباتية بالقصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* خلال ستة أسابيع لكل منهما، إذ حققت النباتات المذكورة نسب انخفاض عالية لتلك العوامل .

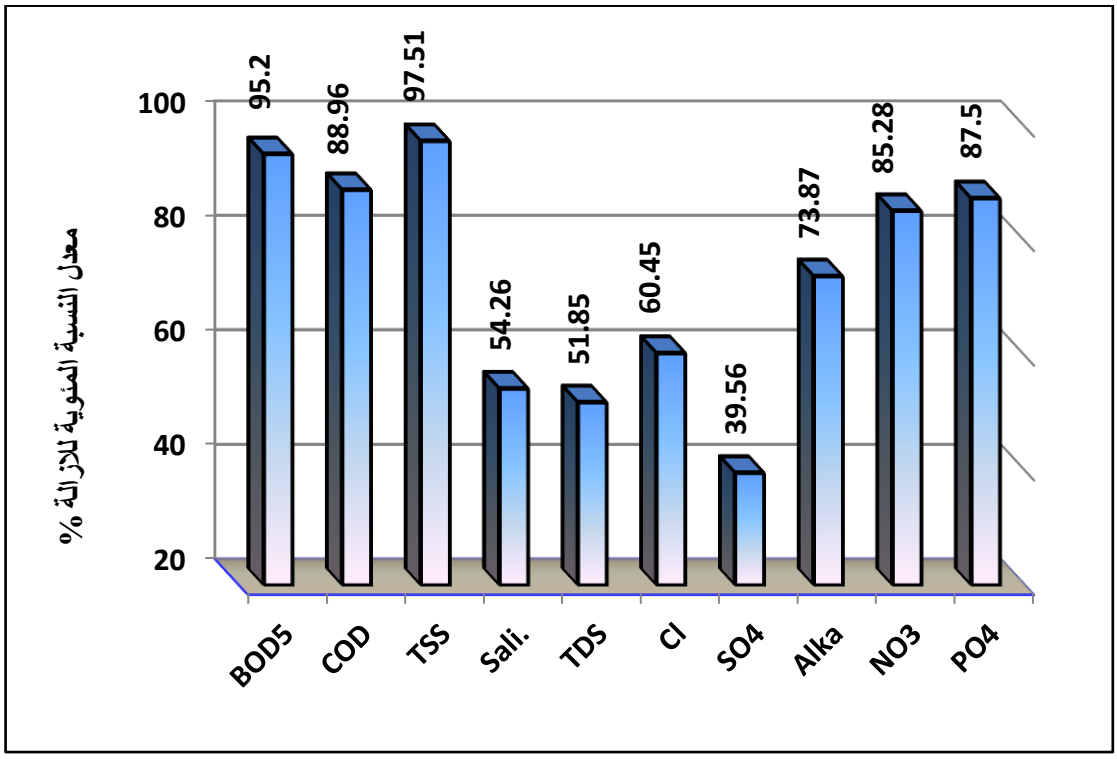
يظهر الشكل (17) كفاءة نبات القصب *P. australis* في إزالة قيم العوامل المدروسة إذ سجلت إزالة للملوحة بمقدار 62.86 % كما كانت نسبة إزالة المواد الصلبة الذائبة الكلية 55.46% وتحققت أعلى نسبة انخفاض للمواد العالقة الصلبة الكلية بنسبة 96.28 % وتحققت أعلى نسبة انخفاض للمتطلب الحيوي للأوكسجين وكانت 97.5 % أما نسبة الإزالة للمتطلب الكيميائي للأوكسجين فكانت 93.33 % بينما سجل عند استعمال نبات القصب نسبة إزالة للقاعدية الكلية 85.86 % وسجلت نسبة إزالة للكلوريدات بمقدار 60.86 % وكانت نسبة الإزالة للكبريتات 37.01 % ونجح نبات القصب في إزالة النترات الفعالة والفوسفات الفعالة إذ كانت النسب 86.34 % و 81.88 % على التوالي .

كما يوضح الشكل (18) كفاءة نبات الجولان *S. litoralis* في إزالة قيم العوامل المدروسة فبلغت إزالة الملوحة 54.26 % وإزالة المواد الصلبة الذائبة الكلية 51.85 % وتحققت نسبة عالية في إزالة المواد الصلبة العالقة الكلية بنسبة 97.51 % كما تحققت أعلى نسبة انخفاض للمتطلب الحيوي للأوكسجين 95.2 % ونجح في إزالة المتطلب الكيميائي للأوكسجين فكانت النسبة 88.96 % كما سجلت نسبة إزالة للقاعدية الكلية فكانت 73.87 % أما إزالة الكلوريدات فكانت 60.45 % ونسبة إزالة للكبريتات 39.56 % وسجل نجاحاً في إزالة كل من النترات الفعالة والفوسفات الفعالة فكانت النسب 85.28 % و 87.5 % على التوالي .



شكل (17) النسب المئوية لكفاءة نبات القصب *P. australis*

في خفض معدلات الملوثات خلال المعالجة النباتية لمدة ستة أسابيع



شكل (18) النسب المئوية لكفاءة نبات الجولان *S. litoralis*

في خفض معدلات الملوثات خلال المعالجة النباتية لمدة ستة أسابيع

15.2.3: كفاءة المعالجة النباتية باستعمال الأسطح الحرة أسبوعياً

يبين (الجدولين 5,4) كفاءة المعالجة النباتية من خلال الفارق بين قيم الخصائص الفيزيائية والكيميائية لماء الصرف الصحي المعالج بنباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* لكل أسبوع خلال ستة أسابيع لكل نبات وكما يلي :

إن كفاءة المعالجة النباتية الكلية لإزالة الملوحة خلال مدة الدراسة كانت عند استعمال نبات القصب بفارق 2.37 وعند نبات الجولان بفارق 2.1 وقد سجلت اعلى كفاءة لإنخفاض الملوحة خلال الأسابيع الثلاثة الأخيرة وبأعلى فارق 0.63 وكان اعلى انخفاض للملوحة عند استعمال نبات الجولان خلال الأسبوعين الأخيرين وبأعلى فارق 0.57 ، بينما اقل انخفاضاً لتراكيز الملوحة خلال الأسبوع الأول من التجربة بفارق 0.04 .

وظهرت كفاءة المعالجة النباتية بصورة كبيرة من خلال خفض المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) عند استعمال نباتي القصب والجولان خلال مدة المعالجة (6 أسابيع) فكانت بفارق كلي مقداره 164 و 183 على التوالي، وسجل اعلى إنخفاض خلال الأسبوع الأول من التجربة وبفارق 94 و 112 على التوالي، بينما ظهرت اقل إزالة بنهاية المعالجة وبفارق 7.34 و 6.33 على التوالي.

وتبين النتائج أن الكفاءة الكلية لنبات القصب *P. australis* في إزالة المواد الصلبة الذائبة (TDS) كانت 1926.67 ولم تظهر الكفاءة خلال الأسبوع الأول ولكن الإزالة الكبيرة ظهرت عند الأسبوع الثالث وبفارق 574 بينما كانت الكفاءة الكلية للإزالة عند استعمال نبات الجولان *S. litoralis* فكانت 1995 وسجلت اعلى نسبة إزالة عند الأسبوع الأخير من المعالجة وبفارق 714.66 .

أظهرت النباتات كفاءة عالية ومتميزة في انخفاض المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5) ومنذ الأسبوع الأول من المعالجة فكان بفارق 76.33 عند استعمال نبات القصب وبفارق 59.67 في نبات الجولان . إذ كانت الكفاءة الكلية لنبات القصب عالية بفارق 169 في حين لنبات الجولان كانت بفارق 158.67 .

وكان نباتي القصب والجولان ذات كفاءة عالية في إزالة المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD) وبفارق كلي 256.34 لنبات القصب و244.34 لنبات الجولان . إذ كانت الكفاءة عالية

لإزالة المتطلب الكيميائي للأوكسجين منذ الأسبوع الأول وبفارق 93 لنبات القصب و 83.34 لنبات الجولان .

وخلال المعالجة النباتية كانت الكفاءة الكلية للقاعدية بفارق 218.67 عند نبات القصب وبفارق 152.67 عند نبات الجولان . وسجلت أعلى كفاءة للمعالجة خلال الأسبوع الأول وبفارق 68 عند نبات القصب، أما اعلى كفاءة للمعالجة عند نبات الجولان فبدأت عند الأسبوع الثاني وبفارق 152.67 . أما كفاءة المعالجة للكلوريدات والكبريتات لنبات القصب *P. australis* فقد بدأت بالأسبوع الثالث من المعالجة وبفارق 386.33 و 52.67 على التوالي . بينما لنبات الجولان *S. litoralis* للكلوريدات بفارق 413.33 في الأسبوع الثالث وللكبريتات بفارق 78.34 في الأسبوع الثاني . علماً أن الكفاءة الكلية عند نبات القصب *P. australis* للكلوريدات كانت بفارق 993.67 والكبريتات بفارق 234.67 . والكفاءة الكلية لنبات الجولان *S. litoralis* كانت بفارق 1048.33 للكلوريدات و 262.33 للكبريتات .

سجلت اكبر كفاءة بانخفاض النترات لنباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* خلال الأسبوع الأول من المعالجة وبفارق 4.76 و 4.7 على التوالي . وبكفاءة كلية بفارق 16.43 لنبات القصب وبفارق 16.57 لنبات الجولان . أما كفاءة نبات القصب في إزالة الفوسفات فكانت في الأسبوع الرابع وبفارق 0.9 وبكفاءة كلية بلغت 3.93 ، بينما كفاءة نبات الجولان كانت في الأسبوع الثاني وبفارق 0.97 وبكفاءة كلية بفارق 3.5 .

جدول (4) كفاءة المعالجة أسبوعياً باستخدام نبات القصب *P. australis*

مدة المعالجة	الملوحة (غم/لتر)	TSS (ملغم/لتر)	TDS (ملغم/لتر)	BOD (ملغم/لتر)	COD (ملغم/لتر)	القاعدية الكلية (ملغم/لتر)	Cl (ملغم/لتر)	SO_4 (ملغم/لتر)	NO_3 (ملغم/لتر)	PO_4 (ملغم/لتر)
أسبوع	0.04	94	-73.67	76.33	93	68	-01.33	33	4.76	0.87
أسبوعين	0.5	40.33	409.34	37	65	54.67	296	38.34	2.77	0.7
ثلاثة أسابيع	0.63	13.67	574	32.33	45.34	25	267	37.66	3.9	0.83
أربعة أسابيع	0.57	8.66	521.33	13	38.66	38.33	386.33	52.67	2	0.9
خمسة أسابيع	0.63	7.34	495.67	10.34	14.34	32.67	145.67	73	3	0.63
الكفاءة الكلية للمعالجة	2.37	164	1926.67	169	256.34	218.67	993.67	234.67	16.43	3.93

جدول (5) كفاءة المعالجة أسبوعياً باستخدام نبات الجولان *S. litoralis*

مدة المعالجة	الملوحة (غم/لتر)	TSS (ملغم/لتر)	TDS (ملغم/لتر)	BOD (ملغم/لتر)	COD (ملغم/لتر)	القاعدية الكلية (ملغم/لتر)	Cl (ملغم/لتر)	SO4 (ملغم/لتر)	NO3 (ملغم/لتر)	PO4 (ملغم/لتر)
أسبوع	0.04	112	-64.66	59.67	83.34	19	-31.67	22.33	4.7	0.7
أسبوعين	0.5	38	419.33	36.33	55.66	37.34	280.67	78.34	3.13	0.97
ثلاثة أسابيع	0.46	15.67	463.33	38.67	47.34	29	413.33	51	3.03	0.56
أربعة أسابيع	0.57	11	462.34	13.67	50	34.67	244	45.33	2.84	0.6
خمسة أسابيع	0.53	6.33	714.66	10.33	8	32.3	242	65.33	2.87	0.67
الكفاءة الكلية للمعالجة	2.1	183	1995	158.67	244.34	152.67	1048.33	262.33	16.57	3.5

16.2.3: العناصر النزرة

1.16.2.3: العناصر النزرة الذائبة في الماء

تبين النتائج في الجدولين (7, 6) تاثير المعالجة النباتية باستخدام نباتي القصب*P. australis* والجولان *S. litoralis* على معدلات تراكيز العناصر النزرة الذائبة في الماء، إذ كانت التراكيز لعناصر النحاس والحديد والرصاص والخارصين في المياه العادمة المعالج أولياً والمضاف لأحواض نبات القصب هي 4.77 , 8.62 , 3.80 , 11.21 مكغم /لتر على التوالي، وبعد ستة أسابيع من المعالجة أصبحت التراكيز 0.58 , 1.02 , 1.07 , 1.43 مكغم / لتر على التوالي . كما كانت تراكيز العناصر للنحاس والحديد والرصاص والخارصين للمياه العادمة المعالج أولياً والمضاف لأحواض نبات الجولان هي 5.73 , 7.18 , 4.31 , 13.76 مكغم /لتر على التوالي وأصبحت بعد عملية المعالجة 0.72 , 1.09 , 1.87 , 2.79 مكغم /لتر على التوالي .

جدول (6) تراكيز العناصر النزرة الذائبة في المياه العادمة (مكغم /لتر)

قبل وبعد المعالجة النباتية بالقصب *P. australis*

العنصر	قبل المعالجة	السيطرة	بعد المعالجة	السيطرة	الكفاءة الفعلية للنبات
Cu	4.77 ± 0.16	4.90	0.58 ± 0.03	2.84	2.13
Fe	8.62 ± 0.27	8.09	1.02 ± 0.05	5.9	5.41
Pb	3.80 ± 0.17	4.05	1.07 ± 0.03	3.59	2.27
Zn	11.21 ± 0.04	12.72	1.43 ± 0.05	9.82	6.88

جدول (7) تراكيز العناصر النزرة الذائبة في المياه العادمة (مكغم /لتر)

قبل وبعد المعالجة النباتية بالجولان *S. litoralis*

العنصر	قبل المعالجة	السيطرة	بعد المعالجة	السيطرة	الكفاءة الفعلية للنبات
Cu	5.73 ± 0.06	5.51	0.72 ± 0.05	3.16	2.66
Fe	7.18 ± 0.07	7.48	1.09 ± 0.1	4.30	2.91
Pb	4.31 ± 0.07	4.37	1.87 ± 0.09	3.04	1.11
Zn	13.76 ± 0.07	14.03	2.79 ± 0.03	10.22	7.16

2.1.2.3: العناصر النزرة في النباتات المائية

يوضح الجدولان (9,8) معدلات تراكيز العناصر النزرة في نباتي القصب والجولان من موقع جمعهما وبعد المعالجة للمياه العادمة حيث كانت تراكيز العناصر للنحاس والحديد والرصاص والخارصين في نبات القصب *P. australis* (27.67 ، 452.33 ، 11.33 ، 57.67) مايكروغرام/غم وزن جاف على التوالي وأصبحت بعد المعالجة (31.67، 475 ، 14.33 ، 65.33) مايكروغرام/غم وزن جاف على التوالي . أما في نبات الجولان*S. litoralis* فكانت تراكيز العناصر للنحاس والحديد والرصاص والخارصين (22.67 ، 573.33 ، 13.67 ، 74.67) مايكروغرام/غم وزن جاف على التوالي قبل المعالجة ثم أصبحت بعد المعالجة (30.33 ، 583.67 ، 17 ، 79.33) مايكروغرام/غم وزن جاف على التوالي .

جدول (8) تراكيز العناصر النزرة (مكغم/غرام وزن جاف) في نبات القصب *P. australis*

العناصر	تراكيز العناصر قبل المعالجة (مكغم /غم)	تراكيز العناصر بعد المعالجة (مكغم /غم)
Cu	2.52 ± 27.67	3.51 ± 31.67
Fe	5.86 ± 452.33	6 ± 475
Pb	2.52 ± 11.33	2.52 ± 14.33
Zn	3.79 ± 57.67	5.51 ± 65.33

جدول (9) تراكيز العناصر (مكغم /غرام وزن جاف) في نبات الجولان *S. litoralis*

العناصر	تراكيز العناصر قبل المعالجة (مكغم /غم)	تراكيز العناصر بعد المعالجة (مكغم /غم)
Cu	4.04 ± 22.67	3.21 ± 30.33
Fe	6.81 ± 573.33	5.69 ± 583.67
Pb	4.04 ± 13.67	2 ± 17
Zn	7.02 ± 74.67	4.51 ± 79.33

18.2.3: العدد الكلي للبكتريا Total Bacterial Count (TBC)

يبين الجدول (10) معدل العدد الكلي للبكتريا (بكتريا/مل) قبل وبعد المعالجة بنباتي القصب *P. australis* والجولان *S. litoralis* في المياه العادمة المعالج أولياً والمضاف الى أحواض المعالجة . إذ كان معدل العدد الكلي للبكتريا قبل المعالجة باستخدام نبات القصب 894.67 بكتريا/مل وأصبح بعد المعالجة 73.67 بكتريا/مل، وكان معدل العدد الكلي للبكتريا 682.33 بكتريا/مل واصبح 56.33 بكتريا/مل عند المعالجة باستخدام نبات الجولان .

جدول (10) معدلات العدد الكلي للبكتريا (بكتريا/مل) قبل وبعد المعالجة النباتية

نباتات المعالجة	نبات القصب *P. australis*	نبات الجولان *S. litoralis*
قبل المعالجة	16.50 ± 894.67	27.54 ± 682.33
بعد المعالجة	6.66 ± 73.67	6.51 ± 56.33

3.3: الخصائص الفيزيائية والكيميائية عند المعالجة الحيوانية

توضح الملاحق (7,6) المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج في أحواض المعالجة الحيوانية بالقشريات *Artemia franciscana* و*Arctodiaptomus* (*Rh.*) *salinus* على التوالي خلال ثمانية أسابيع من مدة المعالجة لكل حيوان وهي كما يأتي :

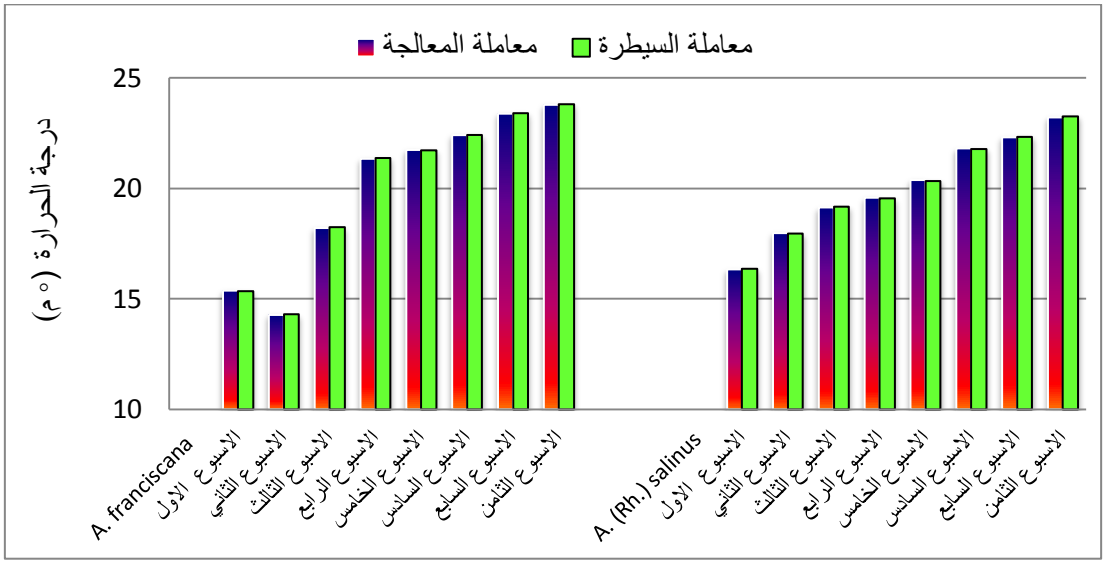
1.3.3: درجة الحرارة Temperature

يظهر الشكل (19) قيم معدلات درجات الحرارة في أحواض المعالجة الحيوانية للقشريات *A. franciscana* و *A.* (*Rh.*) *salinus* على التوالي خلال ثمانية أسابيع لكل منهما، إذ سجل

أعلى معدل لدرجة الحرارة 23.77 °م خلال الأسبوع الثامن وأدنى معدل 14.27 °م خلال الأسبوع الثاني بالنسبة الى *A. franciscana* ، أما بالنسبة الى *A. (Rh.) salinus* فقد كان أعلى معدل لدرجة الحرارة 23.2 °م بالأسبوع الثامن وأدنى معدل 16.33°م بالأسبوع الأول . وسجلت فروقاً معنوية ($P<0.05$) لقيم درجات الحرارة بين جميع أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .

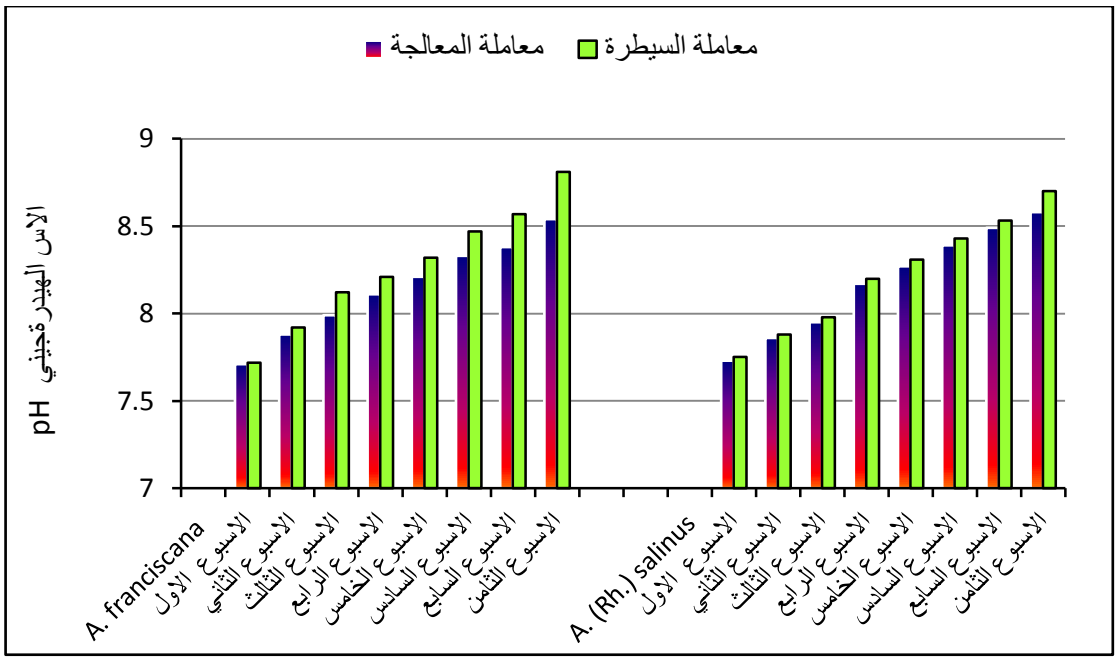
2.3.3: الأس الهيدروجيني pH

يبين الشكل (20) التغيرات في معدلات قيم الأس الهيدروجيني في أحواض المعالجة الحيوانية لثمانية أسابيع، إذ سجل عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* ارتفاع في قيم الأس الهيدروجيني عند الماء المضاف الى الأحواض فكانت القراءة الأولى 7.71 بالأسبوع الأول ثم ارتفعت لتصل الى 8.54 بالأسبوع الثامن . أما بالنسبة الى *A. (Rh.) salinus* فسجل أيضاً ارتفاع في قيم الأس الهيدروجيني إذ ارتفعت القيمة من 7.73 الى 8.58 . ولوحظت فروقاً معنوية ($P< 0.05$) بين قيم الأس الهيدروجيني عند أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .



شكل (19) معدل درجات الحرارة في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*



شكل (20) معدل الأس الهيدروحيني (pH) في أحواض المعالجة الحيوانية

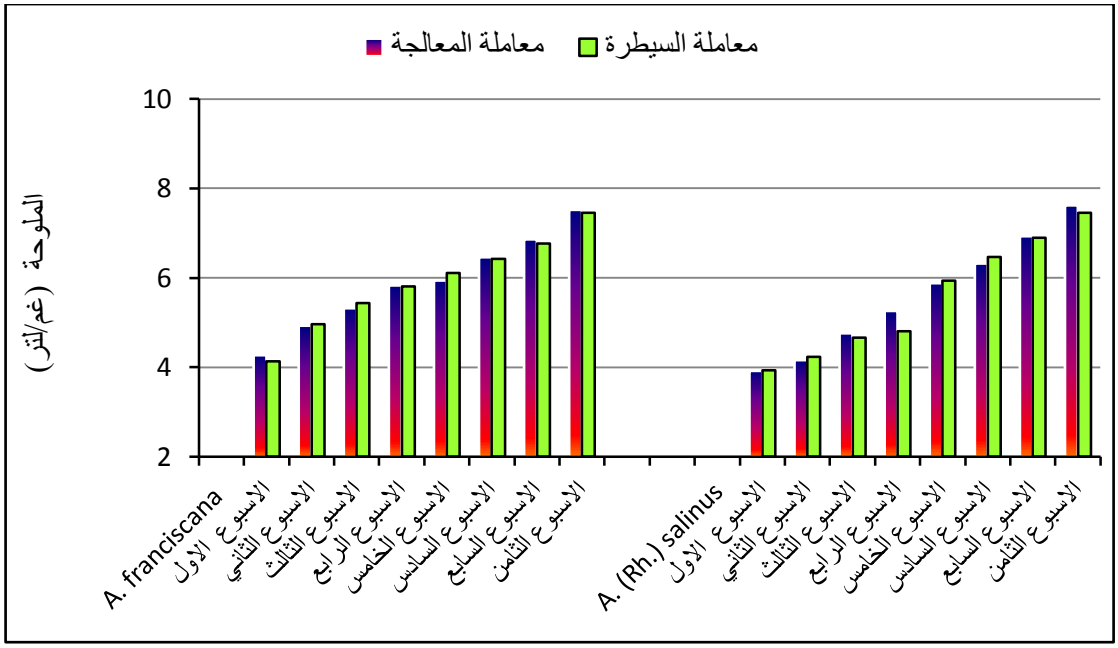
باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*

3.3.3: الملوحة Salinity

يوضح الشكل (21) ارتفاع قيم الملوحة في تجربة المعالجة الحيوانية خلال ثمانية أسابيع، إذ سجل ارتفاعاً في قيم الملوحة في أحواض المعالجة الحيوانية فارتفعت قيم الملوحة عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* من 4.27 غم/لتر الى 7.52 غم/لتر . وارتفعت الملوحة عند المعاملة بالقشري *A. (Rh.) salinus* من 3.92 غم/لتر الى 7.62 غم/لتر . وسجلت فروقاً معنوية ($P< 0.05$) لقيم الملوحة بين أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .

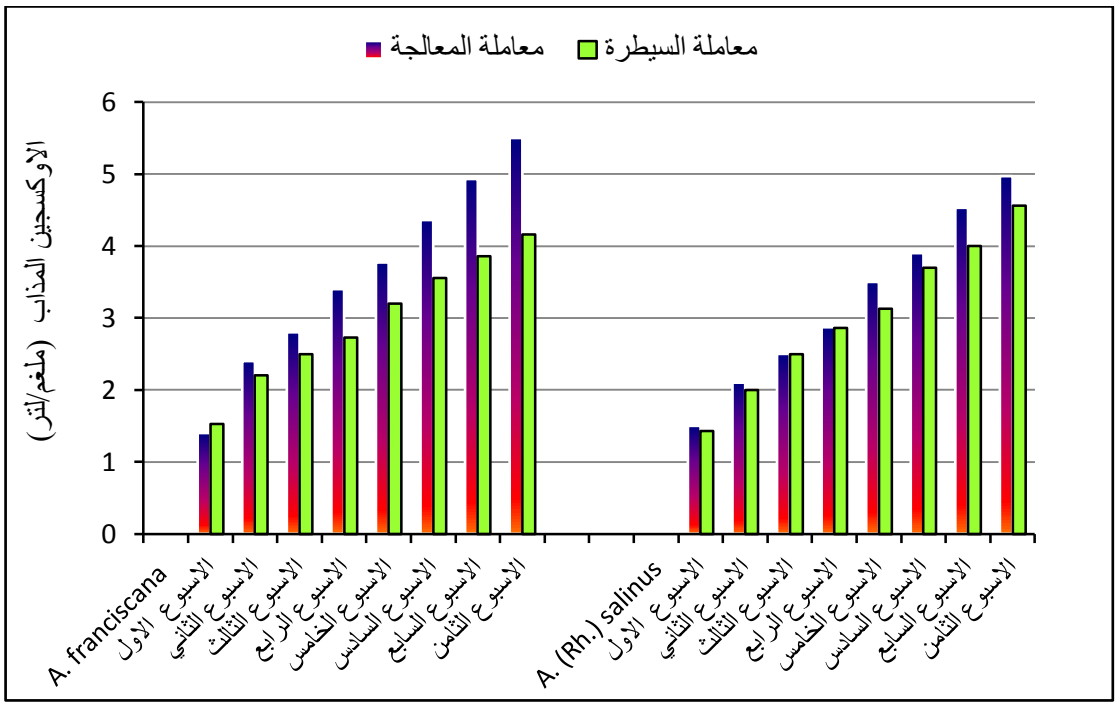
4.3.3: الأوكسجين المذاب

يظهر الشكل (22) الزيادات في تراكيز الأوكسجين المذاب في أحواض المعالجة الحيوانية لثمانية أسابيع . إذ ارتفعت تراكيز الأوكسجين المذاب من 1.4 ملغم/لتر عند الماء المضاف الى الأحواض الى 5.5 ملغم/لتر في أحواض المعالجة بـ *A. franciscana* . وسجل ارتفاع لتراكيز الأوكسجين المذاب من 1.5 ملغم/لتر الى 4.97 ملغم/لتر عند المعاملة بالقشري *A. (Rh.) salinus* . واظهر التحليل الإحصائي فرقاً معنوياً ($P< 0.05$) بين تراكيز الأوكسجين المذاب في أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .



شكل (21) معدل الملوحة في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*



شكل (22) معدل الأوكسجين المذاب (DO) في أحواض المعالجة الحيوانية

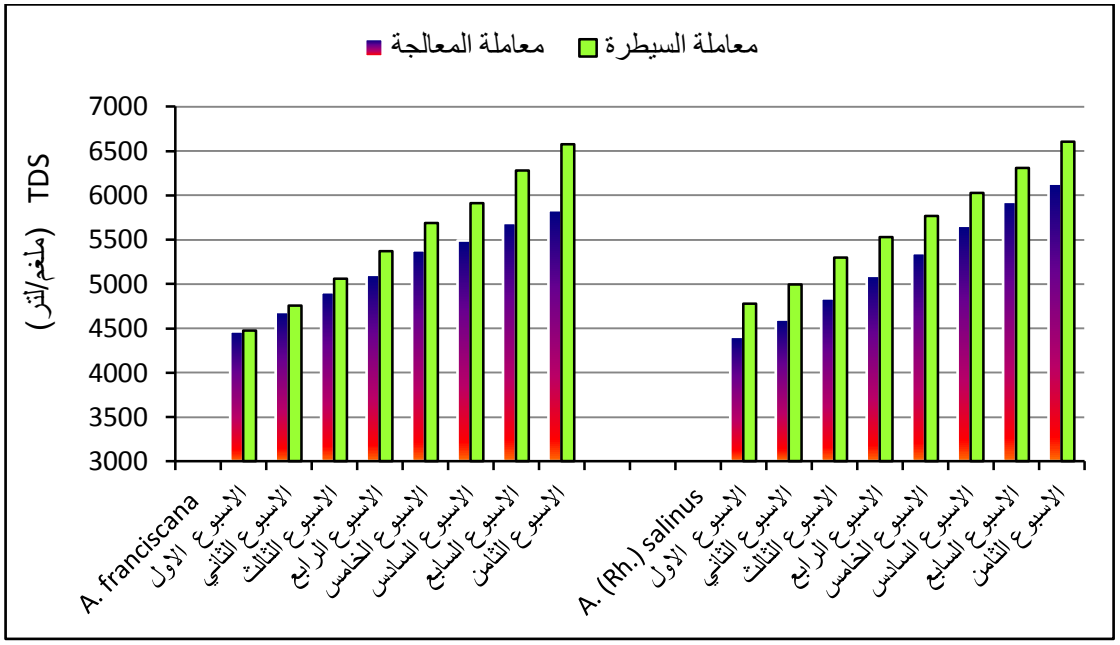
باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*

5.3.3: المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS)

يظهر الشكل (23) التغيرات في ارتفاع قيم المواد الصلبة الذائبة الكلية في أحواض المعالجة الحيوانية لثمانية أسابيع، إذ سجل عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* ارتفاع بقيم (TDS) في الماء المضاف الى الأحواض من 4462.67 ملغم/لتر ليصل الى 5829.67 ملغم/لتر، وسجل عند المعاملة بالقشري *salinus* (*Rh.*) *A.* ارتفاع بقيم (TDS) من 4402.33 ملغم/لتر الى 6129 ملغم/لتر . وسجلت فروقاً معنوية ($P<0.05$) لقيم المواد الصلبة الذائبة الكلية بين جميع أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .

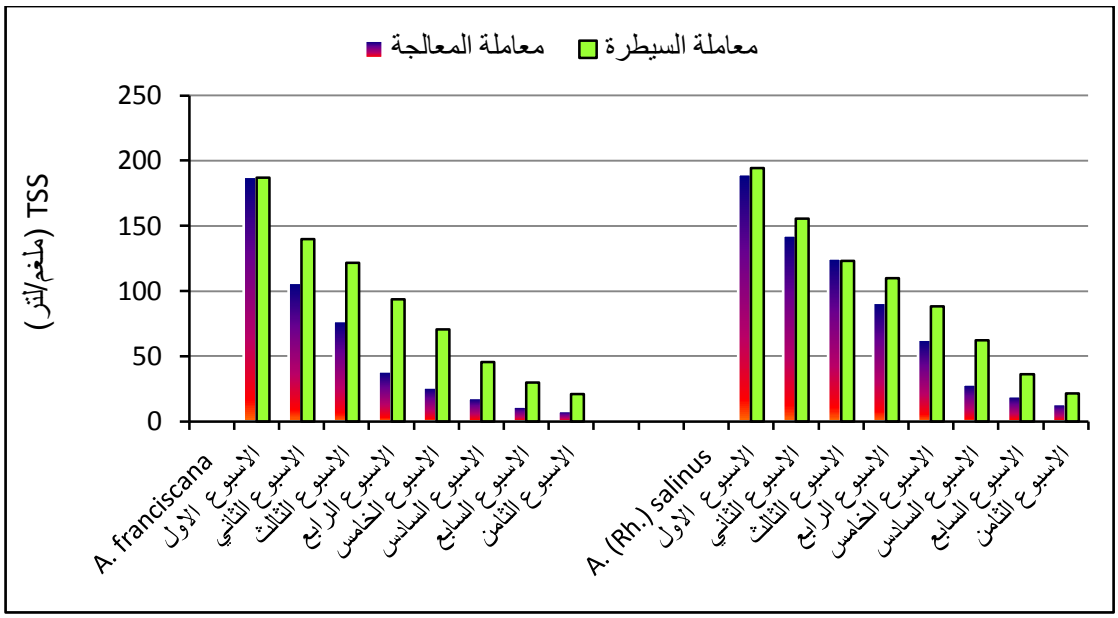
6.3.3: المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS)

يظهر الشكل (24) تغيرات الانخفاض في أحواض المعالجة الحيوانية إذ سجل عند المعاملة بالقشريين *A. franciscana* و *salinus* (*Rh.*) *A.* نجاحاً في انخفاض قيم المواد الصلبة العالقة لكل الأحواض خلال ثمانية أسابيع، فانخفضت قيم (TSS) في عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* من 187.67 ملغم/لتر الى 8 ملغم/لتر، وعند المعاملة بالقشري *A. salinus* (*Rh.*) من 189.67 ملغم/لتر الى 13.33 ملغم/لتر . وأظهرت نتائج التحليل الإحصائي فروق معنوية ($P<0.05$) لقيم (TSS) بين أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .



شكل (23) معدل المواد الصلبة الذائبة الكلية (TDS) في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*



شكل (24) معدل المواد الصلبة العالقة الكلية (TSS) في أحواض المعالجة الحيوانية

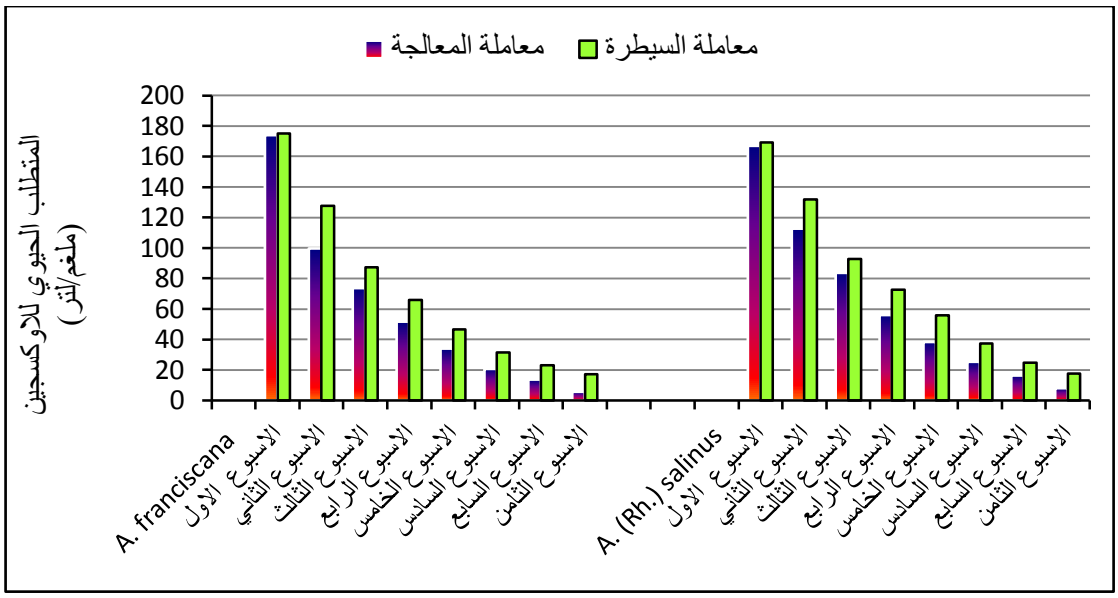
باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*

7.3.3: المتطلب الحيوي للأوكسجين

يوضح الشكل (25) التغيرات في انخفاض قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين في أحواض المعالجة الحيوانية لثمانية أسابيع، إذ انخفضت قيم الـ BOD_5 عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* من 174 ملغم/لتر وصولاً الى 5.67 ملغم/لتر، وكان الانخفاض عند المعاملة بالقشري *A. (Rh.) salinus* من 167 ملغم/لتر الى 8 ملغم/لتر . وقد اظهر التحليل الإحصائي فروقاً معنوية ($P<0.05$) بين قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين بين أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .

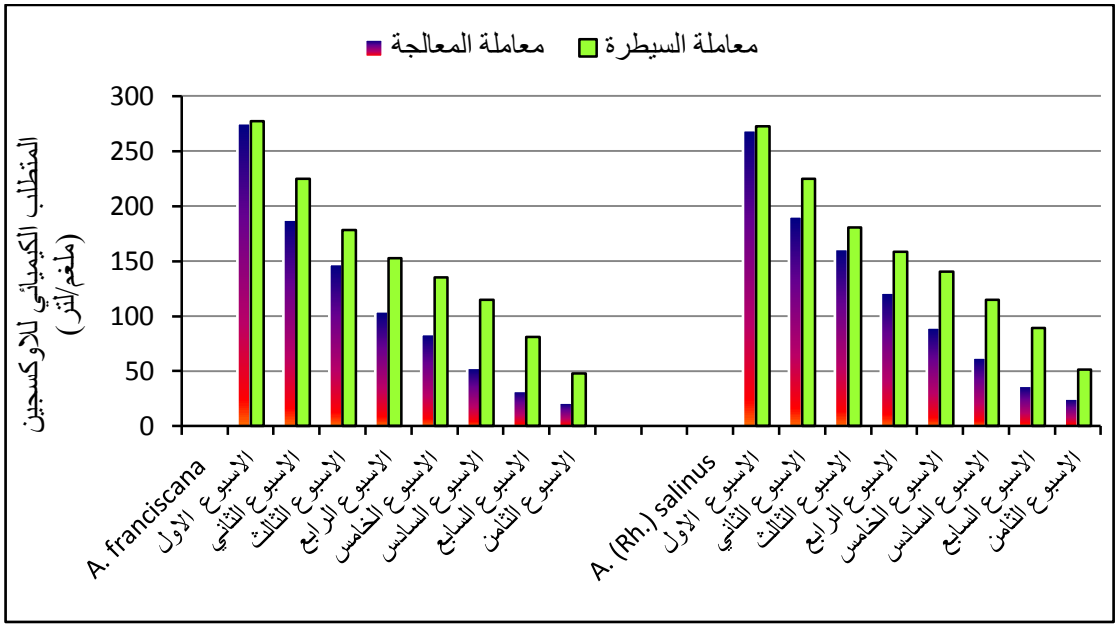
8.3.3: المتطلب الكيميائي للأوكسجين

يبين الشكل (26) التغيرات في انخفاض المتطلب الكيميائي للأوكسجين في أحواض المعالجة الحيوانية لثمانية أسابيع . إذ انخفضت القيم من الماء المضاف الى الأحواض عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* من 275.67 ملغم/لتر الى 21.67 ملغم/لتر، وكذلك انخفضت قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين عند المعاملة بالقشري *A. (Rh.) salinus* من 269.33 ملغم/لتر الى 25.33 ملغم/لتر . وبين التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية ($P<0.05$) بين قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين عند أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .



شكل (25) معدل المتطلب الحيوي للأوكسجين (BOD_5) في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*



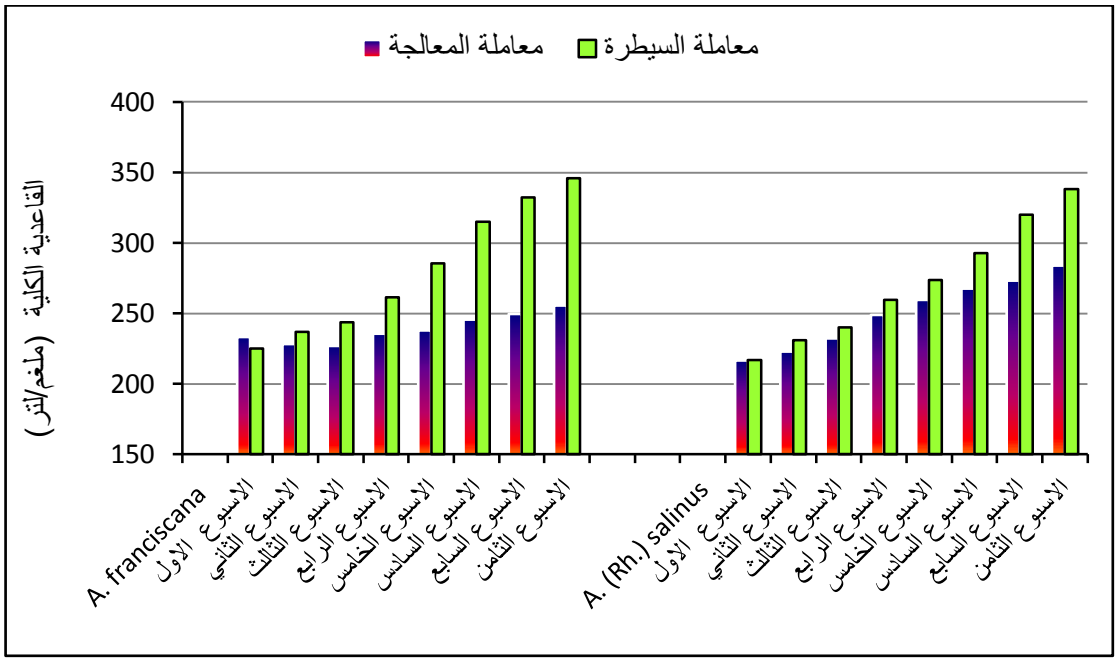
شكل (26) المتطلب الكيميائي للأوكسجين (COD) في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*

9.3.3: القاعدية الكلية

يظهر الشكل (27) التغيرات لقيم القاعدية الكلية لأحواض المعالجة الحيوانية لثمانية أسابيع . إذ سجل القشري *A. franciscana* ارتفاعاً بسيطاً في قاعدية الماء المضاف الى الأحواض

فارتفعت القيم من 233.33 ملغم/لتر الى 255.67 ملغم/لتر وارتفعت قيم القاعدية الكلية عند المعاملة بالقشري *A. (Rh.) salinus* من 216.67 ملغم/لتر الى 284 ملغم/لتر . وقد اظهر التحليل الإحصائي فروقاً معنوية ($P<0.05$) بين قيم القاعدية الكلية عند أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .

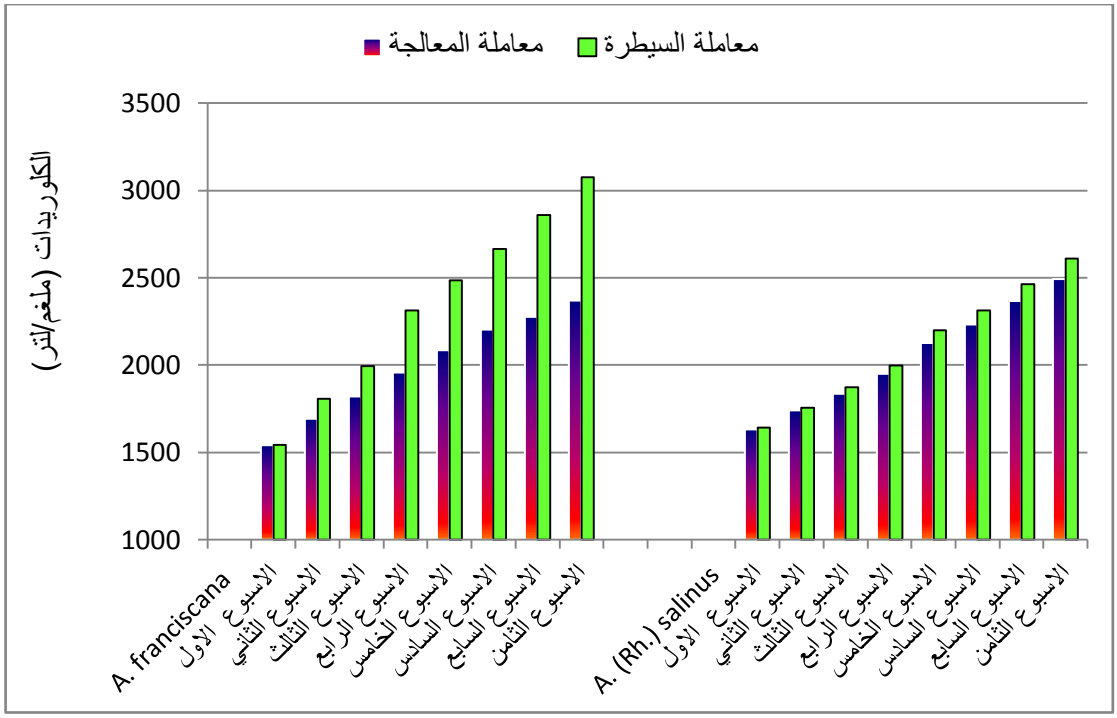


شكل (27) معدل القاعدية الكلية في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*

10.3.3: الكلورايدات

يتضح من الشكل (28) التغيرات في ارتفاع قيم الكلورايدات في أحواض المعالجة الحيوانية إذ سجل ارتفاعاً واضحاً في قيم الكلورايدات لثمانية أسابيع، فكان ارتفاع قيم الكلورايدات عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* من 1541.67 ملغم/لتر الى 2369.67 ملغم/لتر، وكان الارتفاع لقيم الكلورايدات عند المعاملة بالقشري *A. (Rh.) salinus* من 1632 ملغم/لتر الى 2492.67 ملغم/لتر . وبين التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية ($P<0.05$) بين قيم الكلورايدات عند الأحواض وعينة السيطرة .

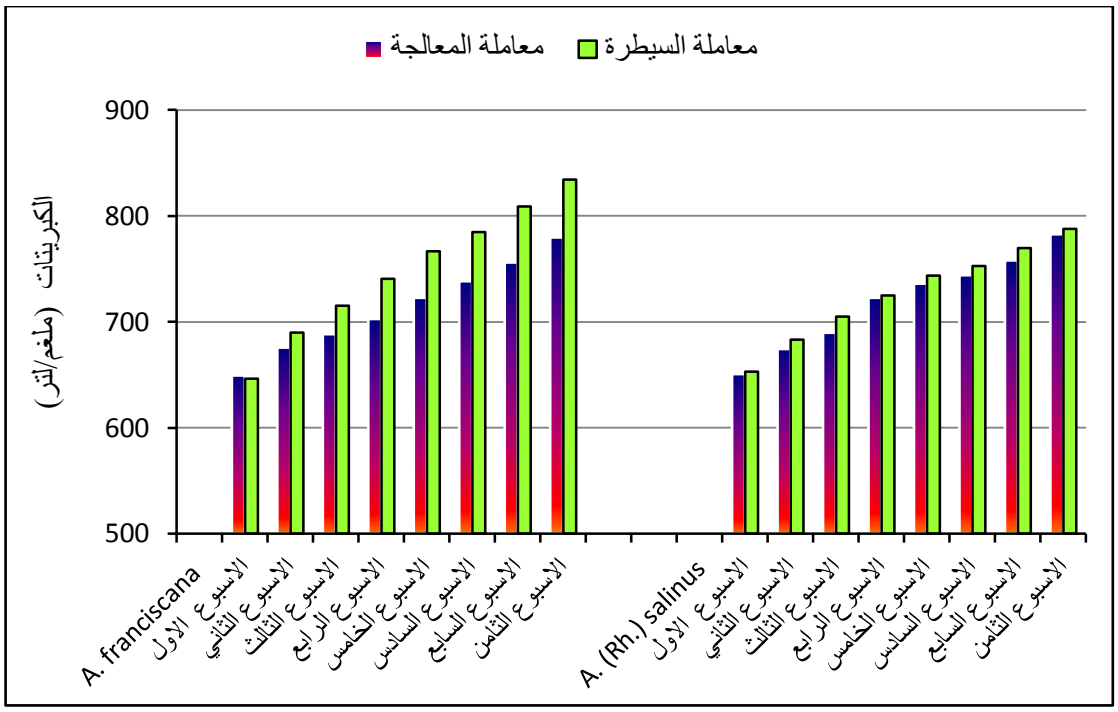


شكل (28) معدل الكلوريدات (Cl^-) في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*

11.3.3: الكبريتات

يظهر الشكل (29) ارتفاع بسيط لقيم الكبريتات في أحواض المعالجة الحيوانية لثمانية أسابيع، إذ سجل عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* ارتفاعاً بسيطاً في قيم الكبريتات عند الماء المضاف الى الأحواض فكانت القراءة الأولى 649.33 ملغم/لتر ثم وصلت الى 779.67 ملغم/لتر، أما ارتفاع قيم الكبريتات عند المعاملة بالقشري *A. (Rh.) salinus* فكان من 650.67 ملغم/لتر الى 782.67 ملغم/لتر . وإحصائياً ظهرت فروق معنوية ($P<0.05$) في قيم الكبريتات عند أحواض الحيوانات وعينة السيطرة .



شكل (29) معدل الكبريتات ($SO_4^=$) في أحواض المعالجة الحيوانية

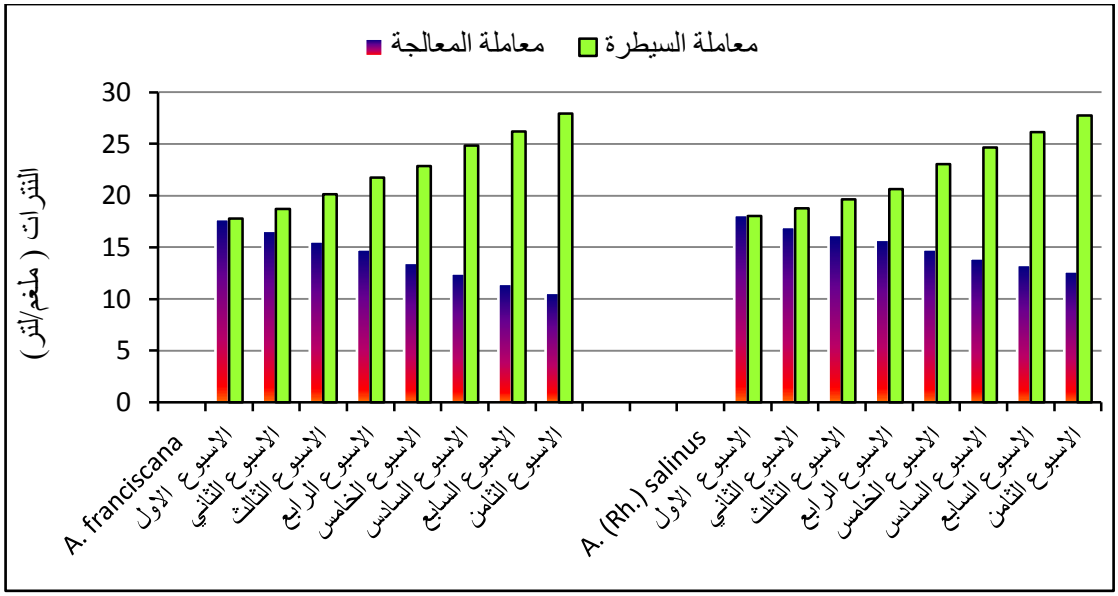
باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*

12.3.3: النترات الفعالة

يوضح الشكل (30) الانخفاض البسيط في أحواض المعالجة الحيوانية لقيم النترات لثمانية أسابيع، فانخفضت القيم عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* من 17.73 ملغم/لتر الى 10.6 ملغم/لتر، وكان الانخفاض لقيم النترات عند المعاملة بالقشري *A. (Rh.) salinus* من 18.13 ملغم/لتر الى 12.67 ملغم/لتر . وأظهرت نتائج التحليل الإحصائي فروق معنوية ($P<0.05$) لقيم النترات بين جميع أحواض المعالجة الحيوانية وعينة السيطرة .

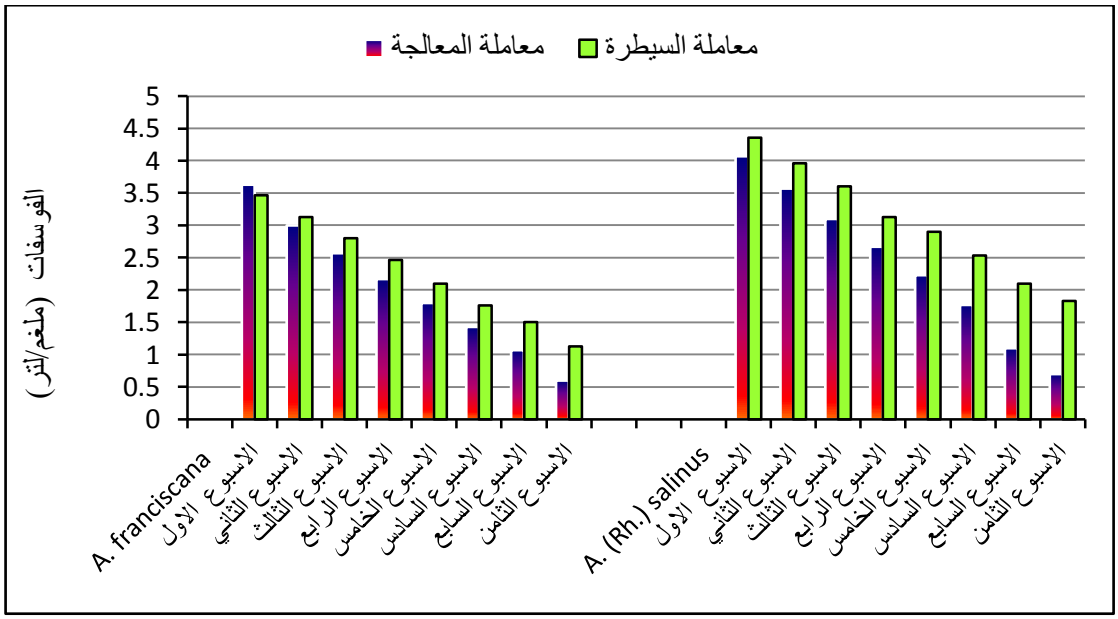
13.3.3: الفوسفات الفعالة

يوضح الشكل (31) انخفاض الفوسفات في أحواض المعالجة الحيوانية لثمانية أسابيع . إذ سجل عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* انخفاض في تركيز الفوسفات للماء المضاف للأحواض فتناقص من 3.63 ملغم/لتر الى 0.6 ملغم/لتر، وكذلك عند المعاملة بالقشري *A. salinus* (*Rh.*) سجل انخفاضاً للفوسفات للماء المضاف، إذ أختزل التركيز من 4.07 ملغم/لتر إلى 0.7 ملغم/لتر . وقد اثبت التحليل الإحصائي فروقاً معنوية ($P< 0.05$) بين تراكيز الفوسفات عند الحيوانات المختارة وعينة السيطرة.



شكل (30) معدل النترات (NO_3) في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*



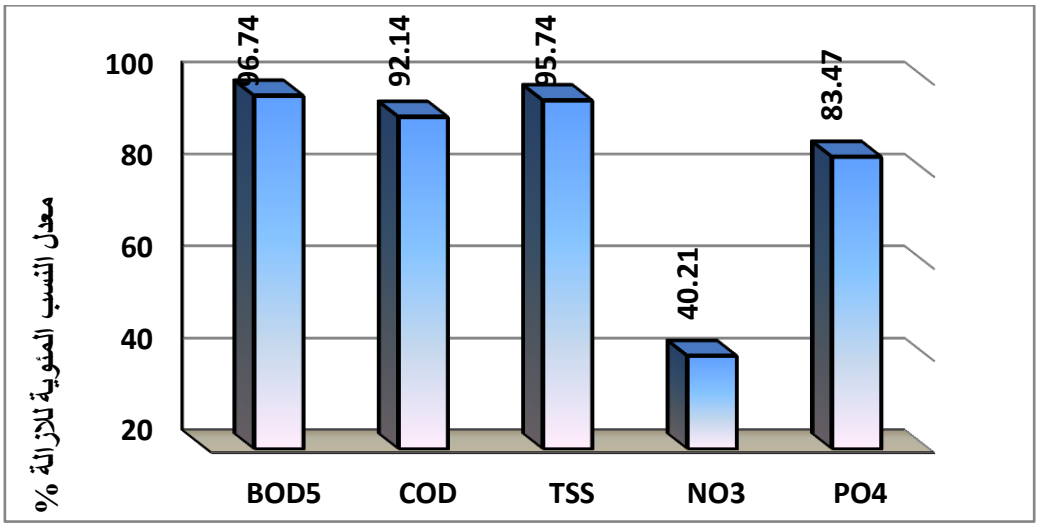
شكل (31) معدل الفوسفات (PO_4) في أحواض المعالجة الحيوانية

باستعمال *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*

14.3.3: النسب المئوية لكفاءة القشريات في إزالة الملوثات عند المعالجة الحيوانية .

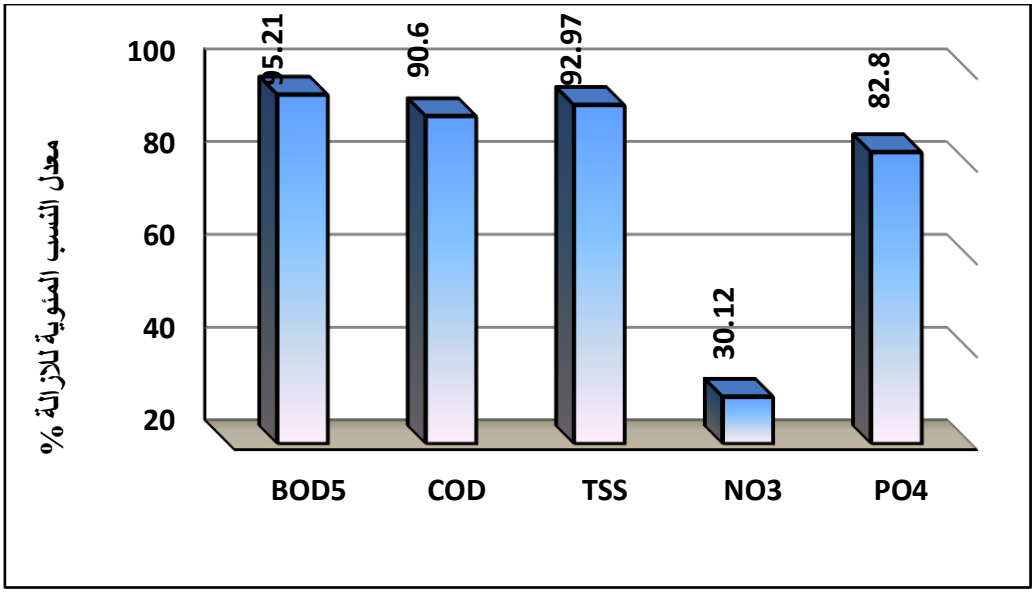
يوضح الملحقين (8 و 9) معدل النسب المئوية لانخفاض أهم القيم المدروسة في المعالجة الحيوانية عند المعاملة بالقشريين *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus* خلال ثمانية أسابيع لكل منهما، فتحققت باستعمال كل من الحيوانين نسبة انخفاض لبعض الخصائص المدروسة . كما سجلت نسب اقل في إزالة الملوحة والمواد الصلبة الذائبة الكلية والقاعدية الكلية والكلوريدات والكبريتات.

يظهر الشكل (32) النسبة المئوية لكفاءة *A. franciscana* في إزالة الخصائص المدروسة إذ سجلت إزالة للمواد العالقة الصلبة الكلية بنسبة 95.74 % وتحققت أعلى نسبة انخفاض للمتطلب الحيوي للأوكسجين فكانت 96.74 % وكانت أعلى نسبة لإزالة المتطلب الكيميائي للأوكسجين 92.14 % كما سجلت نسبة إزالة للنترات الفعالة والفوسفات الفعالة بنسبة 40.21 % و 83.47 % على التوالي . أما الشكل (33) فيبين النسبة المئوية لكفاءة *A. (Rh.) salinus* في إزالة الخصائص المدروسة إذ سجلت إزالة للمواد العالقة الصلبة الكلية بنسبة 92.97 % كما تمت أعلى إزالة للمتطلب الحيوي للأوكسجين فكانت 95.21 % وكانت أعلى نسبة لإزالة المتطلب الكيميائي للأوكسجين 90.6 % كما سجلت نسبة إزالة للنترات الفعالة والفوسفات الفعالة بنسبة 30.12 % و 82.8 % على التوالي .



شكل (32) النسب المئوية لكفاءة *A. franciscana* في إزالة الملوثات

خلال المعالجة الحيوانية بمدة ثمانية أسابيع



شكل (33) النسب المئوية لكفاءة *A. (Rh.) salinus* في إزالة الملوثات

خلال المعالجة الحيوانية لمدة ثمانية أسابيع

15.3.3: كفاءة المعالجة الحيوانية أسبوعياً

يبين الجدولين (12,11) كفاءة المعالجة الحيوانية من خلال الفارق بين قيم الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج بالحيوانات القشرية *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus* لكل أسبوع خلال ثمانية أسابيع لكل حيوان وكما يلي :

إن كفاءة المعالجة الحيوانية عند استعمال *A. franciscana* كانت من خلال قدرته على إزالة المواد الصلبة العالقة والمتطلب الحيوي للأوكسجين والمتطلب الكيميائي للأوكسجين والنترات والفوسفات . إذ سجل الحيوان كفاءة كلية لانخفاض المواد الصلبة العالقة وبفارق 169.67 وكانت افضل كفاءة عند الأسبوع الأول بفارق 81.34 . أما الكفاءة الكلية لإزالة المتطلب الحيوي للأوكسجين كانت بفارق 168.33 وان اكثر كفاءة ظهرت بالأسبوع الأول بفارق 74.33 . والكفاءة الكلية للمتطلب الكيميائي للأوكسجين كانت بفارق 254 وافضل كفاءة للحيوان كانت بالأسبوع الأول بفارق 87.67 . وسجل الحيوان كفاءة كلية لإزالة النترات والفوسفات فكانت بفارق 7.13 و 3.03 على التوالي وأيضاً كانت كفاءة الحيوان بإزالتهما عند الأسبوع الأول وبفارق 1.13 و 0.63 على التوالي .

أما كفاءة المعالجة الحيوانية عند استعمال *A. (Rh.) salinus* فقد ظهرت من خلال كفاءته الكلية بإزالة المواد الصلبة العالقة وبفارق 176.34 وظهرت افضل كفاءة للحيوان بإزالة عند

الأسبوع الأول وبفارق 47 . أما الكفاءة الكلية لإزالة المتطلب الحيوي للأوكسجين والمتطلب الكيميائي للأوكسجين فكانت بفارق 159 و 244 على التوالي وكان الأسبوع الأول هو من اكثر الأسابيع في كفاءة الإزالة وبفارق 54.33 و78.33 على التوالي . وسجلت كفاءة كلية بإزالة النترات والفوسفات وبفارق 5.46 و 3.37 على التوالي وكانت افضل إزالة للنترات عند الأسبوع الأول من المعالجة وبفارق 1.16 ، أما كفاءة إزالة الفوسفات فكانت بالأسبوع السادس وبفارق 0.67 .

لم تظهر المعالجة الحيوانية كفاءة بإزالة الملوحة وبأشكالها المختلفة من مواد صلبة ذائبة أو كلوريدات أو كبريتات لكلا الحيوانين .

جدول (11) كفاءة المعالجة أسبوعياً في معاملة *A. franciscana*

مدة المعالجة	الملوحة (غم/لتر)	TSS (ملغم/لتر)	TDS (ملغم/لتر)	BOD_5 (ملغم/لتر)	COD (ملغم/لتر)	القاعدية الكلية (ملغم/لتر)	Cl (ملغم/لتر)	SO_4 (ملغم/لتر)	NO_3 (ملغم/لتر)	PO_4 (ملغم/لتر)
أسبوع	- 0.66	81.34	- 219.33	74.33	87.67	5	-151.33	- 26.34	1.13	0.63
أسبوعين	- 0.39	29.33	- 223	26	40.33	1.33	-127.67	- 12.66	1.03	0.43
ثلاثة أسابيع	- 0.51	38.67	- 196.33	22	43	- 8.67	- 137	- 14.34	0.77	0.4
أربعة أسابيع	- 0.11	12.33	- 276	17.67	20.67	- 2.33	- 127.66	- 20	1.3	0.37
خمسة أسابيع	- 0.52	8	-110.34	13.33	30.67	- 7.67	- 118.34	- 15.66	1.03	0.37
ستة أسابيع	- 0.4	6.67	- 198	7	21	- 4	- 72.66	- 17.67	1	0.36
سبعة أسابيع	- 0.66	3.33	- 144	8	10.66	- 6	- 93.34	- 23.67	0.87	0.47
الكفاءة الكلية للمعالجة	- 3.25	179.67	- 1367	168.33	254	-22.34	- 828	-130.34	7.13	3.03

جدول (12) كفاءة المعالجة أسبوعياً في أحواض *A. (Rh.) salinus*

مدة المعالجة	الملوحة (غم/لتر)	TSS (ملغم/لتر)	TDS (ملغم/لتر)	BOD_5 (ملغم/لتر)	COD (ملغم/لتر)	القاعدية الكلية (ملغم/لتر)	Cl (ملغم/لتر)	SO4 (ملغم/لتر)	NO3 (ملغم/لتر)	PO4 (ملغم/لتر)
أسبوع	- 0.24	47	- 194.34	54.33	78.33	- 6.33	- 109	- 23.66	1.16	0.5
أسبوعين	- 0.06	17.67	- 238.66	29	29.67	- 9.33	- 95	- 15.34	0.77	0.47
ثلاثة أسابيع	- 0.5	34	- 254.67	27.67	39.66	- 16.67	- 114.33	- 33	0.47	0.43
أربعة أسابيع	- 0.62	28.33	- 256	17.67	31.67	- 10.67	- 176.34	- 13.33	0.93	0.44
خمسة أسابيع	- 0.44	34.34	- 308.33	13	27.33	- 8	- 106	- 8	0.87	0.46
ستة أسابيع	- 0.61	9	- 269.67	9	25.67	- 5.66	- 134.66	- 14	0.63	0.67
سبعة أسابيع	- 0.69	6	- 205	8.33	11.67	- 10.67	- 125.34	- 24.67	0.63	0.4
الكفاءة الكلية للمعالجة	- 3.7	176.34	- 1726.67	159	244	-67.33	-860.67	- 132	5.46	3.37

16.3.3: العناصر النزرة

1.16.3.3: العناصر النزرة الذائبة في الماء

يبين الجدولين (14,13) تراكيز العناصر النزرة الذائبة في الماء عند بداية ونهاية المعالجة الحيوانية عند المعاملة بالقشريين *A. franciscana* و *A. (Rh.) salinus*، إذ كانت التراكيز لعناصر النحاس والحديد والرصاص والخارصين في المياه العادمة المعالج أولياً والمضاف لأحواض *A. franciscana* هي 4.55 , 9.04 , 3.57 , 13.20 مكغم / لتر على التوالي، وبعد ثمانية أسابيع من المعالجة أصبحت التراكيز 1.31 , 3.75 , 2.84 , 2.34 مكغم / لتر على التوالي . كما كانت تراكيز العناصر الثقيلة للنحاس والحديد والرصاص والخارصين للمياه العادمة المعالج أولياً والمضاف لأحواض *A. (Rh.) salinus* 5.48 , 7.32 , 2.93 , 8.70 مكغم / لتر على التوالي وأصبحت بعد عملية المعالجة 2.77 , 2.63 , 1.07 , 3.40 مكغم / لتر على التوالي .

جدول (13) تراكيز العناصر النزرة الذائبة في الماء(مكغم / لتر)

قبل وبعد المعالجة الحيوانية بـ *A. franciscana*

العنصر	قبل المعالجة	السيطرة	بعد المعالجة	السيطرة	الكفاءة الفعلية للحيوان
Cu	0.23 ± 4.55	4.52	0.03 ± 1.31	3.48	2.2
Fe	0.09 ± 9.04	11.86	0.07 ± 3.75	9.50	2.93
Pb	0.03 ± 3.57	3.41	0.08 ± 2.84	3.39	0.71
Zn	0.05 ± 13.20	11.61	0.04 ± 2.34	8.57	7.82

جدول (14) تراكيز العناصر النزرة الذائبة في الماء(مكغم / لتر)

قبل وبعد المعالجة الحيوانية بـ *A. (Rh.) salinus*

العنصر	قبل المعالجة	السيطرة	بعد المعالجة	السيطرة	الكفاءة الفعلية للحيوان
Cu	0.13 ± 5.48	6.18	0.06 ± 2.77	4.25	0.78
Fe	0.06 ± 7.32	8.58	0.06 ± 2.63	5.44	1.55
Pb	0.05 ± 2.93	2.73	0.02 ± 1.07	1.70	0.83
Zn	0.06 ± 8.70	8.58	0.04 ± 3.40	6.64	3.36

2.16.3.3: العناصر النزرة في الحيوانات القشرية

يوضح الجدولين (16,15) معدل تراكيز العناصر النزرة في الحيوانين المستخدمين بالمعالجة فكانت تراكيز العناصر للنحاس والحديد والرصاص والخارصين من موقع الجمع في منطقة (كرمة علي) عند القشري *A. franciscana* (5.43, 41.57 , 1.54 , 19.23) على التوالي وأصبحت بعد المعالجة (7.93 , 46.67 , 2.91 , 28.97) على التوالي . أما عند الحيوان القشري *A.(Rh.) salinus* ومن موقع الجمع بالقرب من إعدادية صناعة حمدان فكانت تراكيز العناصر للنحاس والحديد والرصاص والخارصين (, 36.95 , 2.55 , 21.27 15.66) على التوالي، ثم أصبحت (20.14 , 38.19 , 3.26 , 27.54) على التوالي بعد المعالجة .

جدول (15) تراكيز العناصر النزرة (مكغم/غرام وزن جاف) قبل وبعد المعالجة

بـ *franciscana*

العناصر	تراكيز العناصر قبل المعالجة (مكغم /غم)	تراكيز العناصر بعد المعالجة (مكغم /غم)
Cu	0.25 ± 5.43	0.28 ± 7.93
Fe	0.93 ± 41.57	1.53 ± 46.67
Pb	0.17 ± 1.54	0.06 ± 2.91
Zn	0.31 ± 19.23	0.33 ± 28.97

جدول (16) تراكيز العناصر النزرة قبل وبعد المعالجة

بـ *A. (Rh.) salinus*

العناصر	تراكيز العناصر قبل المعالجة (مكغم /غم)	تراكيز العناصر بعد المعالجة (مكغم /غم)
Cu	1.37 ± 15.66	0.53 ± 20.14
Fe	1.30 ± 36.95	1.17 ± 38.19
Pb	0.50 ± 2.55	0.30 ± 3.26
Zn	1.05 ± 21.27	2.15 ± 27.54

17.3.3: العدد الكلي للبكتريا Total Bacterial Count (TBC)

يوضح الجدول (17) معدل العدد الكلي للبكتريا (بكتريا/مل) قبل وبعد المعالجة الحيوانية للمياه العادمة المعالج أولياً . إذ كان العدد الكلي للبكتريا قبل المعالجة عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* 682.33 بكتريا/مل وأصبح بعد المعالجة 155.67 بكتريا/مل بعد ثمانية أسابيع، أما عند المعاملة بالقشري *A.(Rh.) salinus* فكان العدد الكلي للبكتريا 721 بكتريا/مل واصبح بعد المعالجة 282.33 بكتريا/مل بعد ثمانية أسابيع .

جدول (17) العدد الكلي للبكتريا قبل وبعد المعالجة الحيوانية

حيوانات المعالجة	*A. franciscana*	*A.(Rh.) salinus*
قبل المعالجة	18.15 ± 682.33	31.05 ± 721
بعد المعالجة	10.41 ± 155.67	27.39 ± 282.33

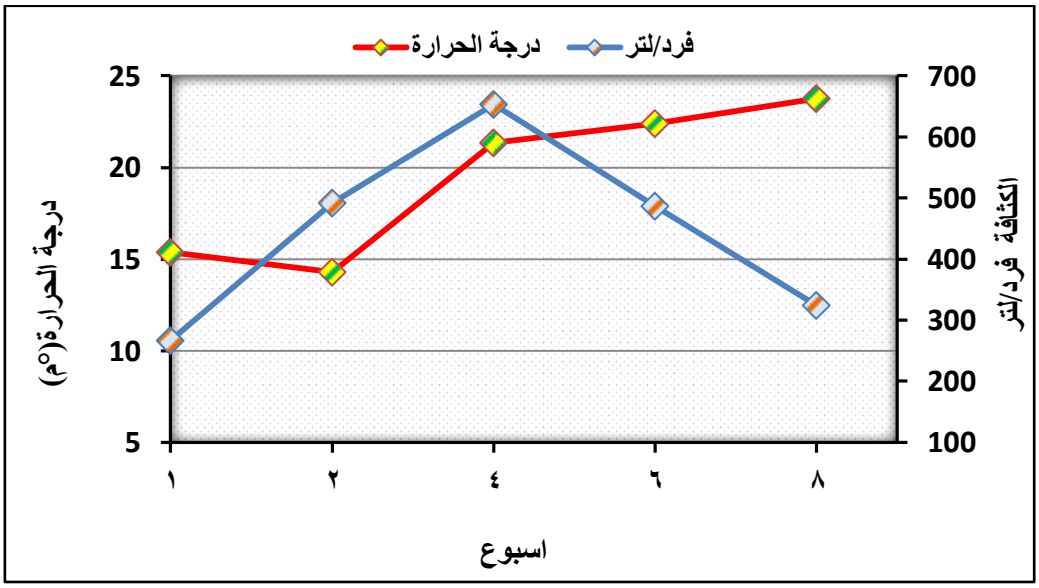
18.3.3: حساب كثافة الأفراد عند المعالجة الحيوانية

يبين الجدول (18) الكثافة العددية لأفراد *A. franciscana* و*A.(Rh.) salinus* باللتر الواحد بعد كل أسبوعين من المعالجة الحيوانية . إذ أظهرت نتائج المعالجة عند المعاملة بالقشري *A. franciscana* زيادة عددية ملحوظة خلال النصف الأول من فترة المعالجة، إذ كان معدل الكثافة 266.33 فرد/لتر قبل المعالجة ووصلت الى 653 فرد/لتر بعد الأسبوع الرابع ومن ثم انخفضت الكثافة لتصل الى 324 فرد/لتر في نهاية المعالجة . بينما توضح نتائج المعالجة عند المعاملة بالقشري *A.(Rh.) salinus* أن الكثافة العددية للأفراد ازدادت مع مرور وقت المعالجة فكانت 340.67 فرد/لتر قبل المعالجة لتصل الى 744.33 فرد/لتر .

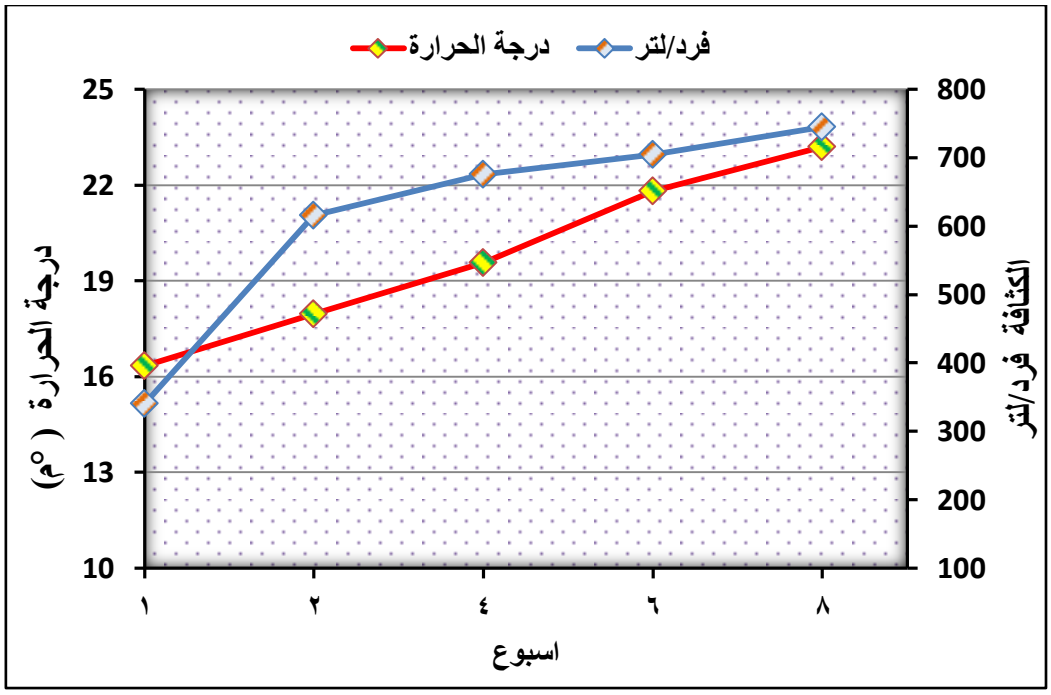
جدول (18) كثافة الأفراد باللتر الواحد بعد كل أسبوعين من المعالجة الحيوانية

وقت المعالجة	العدد الكلي للأفراد/ لتر ± S.D.	
	Artemia franciscana	*Arctodiaptomus (Rh.) salinus*
قبل المعالجة	7.51 ± 266.33	11.50 ± 340.67
بعد أسبوعين	13.58 ± 491.33	17.24 ± 615.67
بعد أربعة أسابيع	25 ± 653	6.66 ± 675.67
بعد ستة أسابيع	3.21 ± 486.33	9.50 ± 704.33
بعد ثمانية أسابيع	23.72 ± 324	5.03 ± 744.33

يظهر الشكلين (35,34) العلاقة بين عدد أفراد *A. franciscana* ودرجات الحرارة، فكان اعلى معدل للأفراد 653 فرد/لتر عند درجة حرارة 21.33 °م . أما عدد أفراد *A.(Rh.) salinus* فكان اعلى معدل للأفراد 744.33 فرد/لتر عند درجة حرارة 23.20 °م .



شكل (34) العلاقة بين كثافة أفراد *A. franciscana* ودرجة حرارة الماء خلال مدة المعالجة.



شكل (35) العلاقة بين أفراد *A.(Rh.) salinus* ودرجة حرارة الماء خلال مدة المعالجة

الفصـل الرابع

المناقشـة

1.4: الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة في محطة حمدان

تعد الخصائص الفيزيائية والكيميائية للماء عاملاً مهماً في تحديد نوعية وصلاحية الماء وأنها تعطي فكرة عن محتوى المياه من العناصر والمركبات العضوية واللاعضوية . ويوضح ملحق (10) محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم 25 لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به .

1.1.4: درجة الحرارة

تعد درجة حرارة الماء من العوامل المهمة التي تؤثر في خواص المياه الفيزيائية والكيميائية والحياتية (Sharma *et al*., 2012) . ويعود الاختلاف في درجة حرارة المياه العادمة الى نوعية المياه التي تطرح عبر شبكات المجاري وعمليات التحلل الكيميائي والإحيائي (طليع والبرهاوي، 2000) . إذ أوضحت نتائج الدراسة الحالية وجود تغيرات موسمية في معدلات درجات حرارة الماء، واختلاف واضح لدرجات الحرارة بين فصلي الصيف والشتاء إذ سجلت أعلى المعدلات في فصل الصيف وأقلها في فصل الشتاء، ويعود ذلك إلى طبيعة المناخ بصورة عامة، إذ يكون بارداً ممطراً في الشتاء وحاراً جافاً في الصيف . كما إن طول فترة الإضاءة هي من العوامل الرئيسية التي تؤثر في التغيير الفصلي لدرجة الحرارة (Talling, 1980) .

كما أظهرت الدراسة عدم وجود اختلافات في متوسط معدلات درجات الحرارة في المواقع الثلاثة طيلة فترة اخذ النماذج لكل موسم فكانت (24.92 ْم ، 25.07 ْم ، 25.11 ْم) على التوالي، إذ كانت التغيرات الموقعية طفيفة وغير محسوسة وقد يرجع سببه إلى شحة المياه بالأحواض مما يجعل تأثير الإشعاع الشمسي كبير وبالتالي ارتفاع درجة حرارة الماء، كما أن درجات الحرارة التي تم قياسها كان عند الصباح ولا تعبر عن التغيرات خلال اليوم بكامله وبصورة عامة فأن مياه الأحواض كانت شبه ساكنة فامتازت بكونها اقل تجانساً في درجات الحرارة مقارنة مع المياه الجارية .

2.1.4: الأس الهيدروجيني

تعد قيمة الأس الهيدروجيني من المؤشرات المهمة للأنظمة الكيميائية والفيزيائية والاحيائية في المياه لما لها من تأثير في طبيعة النظام البيئي (Ruttner, 1973) . بينت النتائج بان متوسط قيم درجة الأس الهيدروجيني للمواقع الثلاثة (7.14 ، 7.31 ، 7.57) على التوالي، وقد يعزى سبب ذلك إلى وجود الكاربونات او البيكاربونات (Reid, 1961 ; طليع، 2004) . أو قد يكون

ناتج عن وجود ثنائي أوكسيد الكاربون والناتج من التحلل الحيوي للمواد العضوية والذي يؤدي الى انخفاض قيمة الأس الهيدروجيني (الإمارة وجماعته، 2008) . كما أشار(1985) Harned and Mayer الى إن الزيادة بالأس الهيدروجيني تصاحب الانخفاض في قيم ثنائي أوكسيد الكاربون ودرجات الحرارة .

كما أوضحت النتائج أن قيم درجة الأس الهيدروجيني لعينات المياه كانت متقاربة في مواقع الدراسة الثلاثة من (محطة حمدان) وبالاتجاه القاعدي الخفيف، وقد يفسر الانخفاض النسبي للأس الهيدروجيني بارتفاع المواد العضوية وهذا ما أيدته نتائج الدراسة الحالية بارتفاع قيم BOD_5 وتتفق هذه النتائج مع ما توصل إليه العديد من الباحثين ومنهم (Nichols and Kang *et al*., 2003 ; Douabul *et al*., 1987 ; Bolter, 1982) . كما إن الأس الهيدروجيني يؤثر تأثيراً مباشراً في أداء عملية المعالجة الثانوية من خلال تأثيره على الكائنات الدقيقة الموجودة، لأن المياه العادمة ذات الأس الهيدروجيني الخارج عن المدى من الصعب معالجتها بالطريقة الحيوية، وبالتالي إذا لم يتم ضبط الاس الهيدروجيني قبل الصرف فإنه سيؤثر عكسياً في الاس الهيدروجيني للمياه الطبيعية (Metcalf and Eddy, 2004) .

ونلاحظ عموما أن متوسط قيمة الأس الهيدروجيني للمياه الخارجة بعد المعالجة الثانوية (7.57) تميل الى القاعدية . ونلاحظ من خلال النتائج أن نسب تركيز الأس الهيدروجيني الخارج من نقطة التصريف لم تتجاوز الحدود المسموح بطرحها حسب المحددات البيئية الجديدة لنظام صيانة الأنهار من التلوث (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم 25 لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) .

3.1.4: الملوحة

حددت قيم الملوحة على اساس قيم التوصيلية الكهربائية وهي تعبر عن التراكيز الكلية للأيونات الموجبة والسالبة في البيئة المائية (Wetzel, 2001) . وان جميع قيم ملوحة المياه العادمة بالمواقع قد تفوقت معنوياً وقد تعزى تلك الزيادة في الملوحة إلى مطروحات المياه العادمة للمدينة والمطروحات الصناعية والتجارية فضلاً عن التصاريف الملوثة بالأتربة والمواد الأخرى من شوارع المدينة والتي اتفقت مع نـتـائج Hopke *et al.* (1980) و Hoffman *et al.* (1985) والموسوي (1992) و(2001) Patterson . كذلك فان ارتفاع الملوحة يعود أيضاً الى طرح الكثير من الملوثات ومنها أملاح الصوديوم والكلورايد وغيرها من المواد الذائبة

الصلبة من جراء الاستخدامات اليومية للمنظفات المنزلية (Viessman and Hammer, 1985) .

كما أوضحت النتائج أيضاً وجود فروق معنوية بين قيم ملوحة عينات المياه المأخوذة من أحواض (محطة حمدان) خلال الفصول المختلفة، وهذا يعود الى ضعف فعالية المعالجة الابتدائية والثانوية في خفض الملوحة من خلال ترسيب الغرويات الحاوية على الأيونات الممتزه والتي تكون في حالة اتزان مع الأيونات الذائبة (Day *et al*., 1981)، أو مع المواد العضوية والمعدنية العالقة والمحتمل ترسيبها خلال هذه المراحل (Bouwer and Chaney, 1974) .

4.1.4: المواد الصلبة الذائبة الكلية

يتضح من نتائج الدراسة الحالية توافق الزيادة في قيم المواد الصلبة الذائبة الكلية مع الزيادة في ملوحة المياه العادمة لمواقع الدراسة الثلاثة، لان الملوحة ترتبط ارتباطاً وثيقاً بالمواد الصلبة الذائبة الكلية والكلوريدات (Wetzel, 2001 ; APHA ,2005) . كما أنّ التغاير في كمية المواد الصلبة الذائبة الكلية في المياه يؤثر على قيم التوصيلية الكهربائية وبالتالي على قيم الملوحة (Abowei *et al*., 2010) . وقد استعمل أكثر الباحثين قيم المواد الصلبة الذائبة الكلية للتعبير عن مدى التلوث الناجم بالمياه العادمة، كالدراسة التي قام بها Amer *et al*. (2000) على محطة الصرف الصحي في الإسكندرية إذ بلغت قيمة المواد الصلبة الذائبة الكلية المطروحة من المحطة 1300 ملغم/لتر .

وخلال الدراسة الحالية بلغ متوسط قيمة المواد الصلبة الذائبة الكلية والمطروحة من (محطة حمدان) بعد المعالجة الثانوية 4689.04 ملغم/لتر، وهذه القيمة قد تجاوزت الحدود المسموح بطرحها حسب (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم 25 لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به)، مما يؤشر على خطورة التلوث الناجم عن مصادر التلوث المختلفة الصناعية والزراعية والمنزلية والصحية الواردة الى المحطة . علماً إن المياه التي تحتوي على أكثر من (1200) جزء بالمليون من المواد الصلبة الذائبة تعد غير مقبولة صحياً (WHO, 1984) .

5.1.4: المواد الصلبة العالقة الكلية

يتضح من النتائج بان متوسط قيم المواد الصلبة العالقة في الموقع الأول كانت عالية 304.04 ملغم/لتر وهذا يؤكد تفاقم حجم مشكلة تلوث المياه الواصلة إلى المحطة نتيجة تلوثها أثناء

مرورها خلال شبكة المياه العادمة أو نتيجة تراكم المواد العضوية والمعدنية، فعند وصول المياه العادمة من المحطات المختلفة للمدينة تختلط مع المياه السابقة الموجودة في الأحواض وتعمل على زيادة أو نقصان كمية الملوثات وهذا يعتمد على كفاءة محطات التجميع في المدينة وفترة النشاط الاجتماعي أو الصناعي أو الزراعي والأحوال الجوية من حرارة وأمطار وغيرها (Xi *et al*., 2000 ; Ross and Valentine, 1990) . وكذلك أن عدم ذوبان جميع المواد في الماء يرجع إلى أنّ هذه المواد آتية من مواد لا تذوب في الحوامض أو أنها أصبحت في حد الإشباع (DOE, 2000) .

وكان متوسط قيم المواد الصلبة العالقة لحوض المعالجة الثانوية 203.04 ملغم/لتر وتشير هذه القيمة المرتفعة إلى الكميات الكبيرة من الفضلات الخام التي تصرف باستمرار من محطة المعالجة في حمدان إلى قناة شط البصرة، وهي قيم أعلى كثيراً من الحدود المسموح بها حسب (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم 25 لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) . وكانت القيم المسجلة في هذه الدراسة اقل مما سجلته دراستي الأميري (2006) إذ سجلت قيم بلغت أكثر من 400 ملغم/لتر والضايف (2006) التي سجلت قيم أعلى من 300 ملغم/لتر عند دراستهما لبعض خصائص المياه العادمة في محطة حمدان . وخلال دراسة الغالبي (2001) سجلت قيم بلغت أكثر من 700 ملغم/لتر عند تقييم كفاءة محطة معالجة المياه الثقيلة لمدينة النجف الأشرف . كما سجل سبتي (2005) خلال دراسته على مشروع معالجة المياه الثقيلة في الرستمية قبل طرحه إلى نهر ديالى قيم المواد الصلبة العالقة الكلية بين 120- 2040 ملغم/لتر .

6.1.4: المتطلب الحيوي للأوكسجين

إن مستوى المتطلب الحيوي للأوكسجين المسجل خلال هذه الدراسة كان عالياً ولا يتفق مع المحددات الدولية المسموح بها لمنظمة حماية البيئة المائية (3.0 - 6.0) ملغم/لتر (Chapman *et al*., 1996) . إذ تراوحت معدلات المتطلب الحيوي للأوكسجين في الموقع الأول بين (187 – 248 ملغم/لتر)، وتشير النتائج المرتفعة للمياه الواردة للمحطة في هذه الدراسة إلى ارتفاع التلوث العضوي في المياه العادمة وتتفق هذه النتائج مع العديد من الدراسات (Miller *et al*., 1994 ; Tayel *et al*., 1996 ; Peeples and Mancl, 1998) . بينما بلغت معدلات المتطلب الحيوي للأوكسجين للموقع الثالث (83 – 121 ملغم/لتر)، أن هذه القيمة المسجلة تجاوزت المحددات في نظام صيانة الأنهار العراقية (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه

العمومية من التلوث رقم 25 لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) ويعود ذلك الى التوقف المستمر عن العمل لإغراض الصيانة في وحدة المعالجة في محطة حمدان مما زاد من شدة التلوث للمياه المتدفقة الى قناة شط البصرة والتأثير السلبي على نوعية المياه . وكانت النتائج الحالية اقل من نتائج الضايف (2006) لمحطة حمدان التي قامت بدراسة بعض العوامل البيئية والبكتريولوجية المؤثرة في نوعية المياه في المحطة المذكورة فكان اعلى معدل لقيمة المتطلب الحيوي للأوكسجين 285 ملغم/لتر للمياه الخارجة من أحواض الترسيب الثانوي . ودراسة الصافي والموسوي (2011) إذ سجلت معدلات المتطلب الحيوي للأوكسجين للمياه الخارجة من محطة المعالجة في حمدان (10 – 840 ملغم/لتر) . ودراسة Mohammed *et al.* (2012) التي قامت بدراسة بعض الخصائص لمياه محطة حمدان ومناطق أخرى من البصرة وكانت قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين المسجلة مابين (180 - 500 ملغم/لتر) . وكذلك لدراسات أخرى بالعراق كدراسة علي وجماعتها (2001) لتقييم كفاءة المرشحات في محطة معالجة المياه الثقيلة في الرستمية إذ كانت قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين المسجلة 430 ملغم/لتر، ودراسة سبتي (2005) الذي سجل أعلى قيمة للمتطلب الحيوي للأوكسجين 405 ملغم/لتر لمشروع معالجة المياه الثقيلة في الرستمية قبل طرحه الى نهر ديالى .

7.1.4: المتطلب الكيميائي للأوكسجين

يعد هذا المقياس احد مؤشرات التلوث إذ يشير إلى كمية الأوكسجين المستهلكة في حجم معلوم من المياه التي تتأكسد كيمائياً إلى ثنائي أوكسيد الكاربون والماء بواسطة مؤكسدات كيميائية قوية (Weiner, 2000) أي يستخدم لتقدير كمية الأوكسجين المطلوبة للأكسدة الكيميائية للمواد العضوية متضمنة المواد غير القابلة للتحلل الحيوي (Mahananda , 2010). وان لهذا المقياس أهمية في معرفة خصائص المياه العادمة والمياه الصناعية والمياه الخارجة من محطات المعالجة، لذا يعد فحص المتطلب الكيميائي للأوكسجين مهماً ومفيدا لأغراض المراقبة والسيطرة على نوعية المياه (GEMS, 1997) .

وقد لوحظ من خلال الدراسة الحالية إن معدلات المتطلب الكيميائي للأوكسجين في جميع المواقع المدروسة تجاوز المحددات الدولية (اقل من 100 ملغم/لتر اعتماداً على محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم (25) لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) . أي أن المياه المدروسة تحتوي على كميات عالية من المواد العضوية وبعض الأصباغ والتي تكون صعبه التحلل وتسود عادة في المياه العادمة والمتجمعة من مياه الصرف المنزلية والزراعية

ومخلفات عدد من المعامل الصغيرة (برنامج الأمم المتحدة للبيئة، 2006) . كما أوضحت النتائج عدم قدرة المعالجة الابتدائية والمعالجة الثانوية في خفض قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين للمياه العادمة بالمقارنة مع قيمها قبل المعالجة وقد يعزى السبب الى التوقفات المستمرة لأحواض ترسيب الرمال Grit Chambers المصممة في حوض المعالجة الابتدائية ولمضخات الرفع بالمعالجة الثانوية . فقد توصل Darby *et al.* (1996) إلى أن قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين لمياه الصرف الصحي المنزلي 144 ملغم/لتر وأعدها قيم واطئة . بينما أشار Pell and Nyberg (1989) إلى أن قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين لمياه الصرف الصحي المنزلي قد تصل إلى 700 ملغم / لتر . وإن هذه القيم المرتفعة خلال الدراسة الحالية توافقت مع دراسة الأميري (2006) التي سجلت فيها قيماً مرتفعة للمتطلب الكيميائي للأوكسجين في المياه العادمة في حمدان إذ بلغت بمتوسط 468.66 ملغم/لتر لحوض التجميع الخارجي ومتوسط 462.66 ملغم/لتر في حوض المعالجة الابتدائية . ودراسة Mohammed *et al.* (2012) التي سجلت قيم للمتطلب الكيميائي للأوكسجين تراوحت ما بين 240 – 1122 ملغم/لتر . ودراسات أخرى مشابهة سجلت ارتفاعاً ملحوظاً للمتطلب الكيميائي للأوكسجين كدراسة علي وجماعتها (2001) التي سجلت فيها قيماً مرتفعة للمتطلب الكيميائي للأوكسجين في مياه محطة معالجة المياه الثقيلة في الرستمية إذ بلغت بحدود 650 ملغم/لتر .

ونلاحظ خلال الدراسة الحالية أن قيم المتطلب الكيميائي للأوكسجين في المواقع الثلاثة ومن خلال مختلف فترات الدراسة كانت أعلى من قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين . وذلك بسبب الأكسدة التامة لجميع المادة العضوية المذابة وغير المذابة (السعدي، 2002)، ولان احد المميزات الرئيسية لاختيار المتطلب الكيميائي للأوكسجين انه يمكن قياسه خلال 2.5 ساعة مقارنة المتطلب الحيوي للأوكسجين الذي يحتاج الى خمسة أيام ، وغالبا ما تكون قيمة المتطلب الكيميائي للأوكسجين أعلى من قيمة المتطلب الحيوي للأوكسجين وذلك لان المتطلب الكيميائي للأوكسجين يقيس كمية الأوكسجين المستهلك في أكسدة كل المواد التي تتأكسد كيميائياً وحيوياً (Akpor and Muchie, 2011) . وهذا مؤشر على ارتفاع كمية الملوثات مما يؤكد بأن المياه العادمة في (محطة حمدان) لمدينة البصرة يمكن تصنيفه على انه مياه مجاري قوي ومتوسط التركيز بسبب ارتفاع تراكيز الأحمال العضوية التي تتمثل بارتفاع قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين والمتطلب الكيميائي للأوكسجين (ملحق 11) . وقد تتأثر كفاءة المعالجة بحجم التصاريف الواردة للمحطة إذ تكون العلاقة عكسية بين الكفاءة والتصريف المطلوب إخضاعه للمعالجة، وهذا يتوافق مع دراسة الزهيري (2008) لتقييم كفاءة الأداء المستقبلية لمحطات

معالجة المياه العادمة لمدينة بغداد بجانبيها الكرخ والرصافة ووجود عجز في كفاءة أداء المحطة.

8.1.4: القاعدية الكلية

تعد القاعدية كدالة لمعرفة نوعية المياه ومدى صلاحيتها للإغراض المختلفة، إذ أنها تعبير عن وجود الأيونات الموجبة والسالبة وهي على الأغلب الكاربونات CO_3^- والبيكاربونات HCO_3^-، كما تعزى القاعدية الى أملاح توجد بنسب ضئيلة في المياه مثل أملاح البورات والفوسفات والسيلكات وكذلك حوامض الدبال (APHA, 2005) .

أظهرت نتائج الدراسة الحالية بان قيم القاعدية الكلية المسجلة في أحواض محطة حمدان كانت عالية وقد تجاوزت المحددات الدولية (اقل من 150 ملغم/لتر اعتماداً على محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم (25) لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) ويعزى هذا إلى تأثرها بالفضلات المطروحة من المنازل والواردة للمحطة، كما أظهرت النتائج أن متوسط قيمة القاعدية الكلية للمياه الخارجة بعد المعالجة الثانوية كانت هي الأعلى (273.95 ملغم/لتر) من بين أحواض المحطة، وقد يعود ذلك الى ضعف فعالية المعالجة الثانوية وتوقف في أحواض التهوية وبالتالي عدم توفر التهوية المناسبة للإحياء المجهرية المحللة وعدم قيامها بتحلل المواد العضوية بشكل تام مما يؤدي الى زيادة القاعدية، بينما توفر التهوية الجيدة يعمل على زيادة إنتاج ثنائي أوكسيد الكاربون الذي يتفاعل بدوره مع الماء ليكون حامض الكاربونيك وهذا يقلل القاعدية في المياه لزيادة تراكير أيونات الهيدروجين على حساب أيونات الهيدروكسيل، وقد أشار Wetzel (2001) الى أن قيمة الرقم الهيدروجيني يسيطر عليها بواسطة العلاقة بين تركيز أيون الهيدروجين H^+ المتحرر من حامض الكاربونيك وجذر الهيدروكسيل OH^- الناتج من تحلل البيكاربونات . لان القاعدية تلعب دوراً كبيراً في تنظيم تغير الأس الهيدروجيني الطبيعي (Weiner, 2000) . ولهذا فان القاعدية الكلية تعد دالة لمحتوى المياه من الهيدروكسيدات والكاربونات والبيكاربونات لمعرفة نوعية المياه ومدى صلاحيتها للاستخدامات المختلفة وخاصة في وحدات التصفية (APHA, 2005) . وبذلك يمكن تصنيف المياه العادمة في محطة حمدان على أنها شديدة القاعدية اعتماداً على تصنيف Pescod (1992) الذي صنف نوعية المياه وفقاً لقيم القاعدية الكلية فإذا كانت 50 ملغم/لتر تعد ضعيفة و 100 ملغم/لتر تعد متوسطة و 200 ملغم/لتر تعد شديدة .

9.1.4: الكلورايدات

يعد أيون الكلورايد من الأيونات السالبة المهمة الموجودة في المياه الطبيعية ويكسب الماء الطعم المالح إذا ارتبط مع أيون الصوديوم مكوناً كلوريد الصوديوم (ملح الطعام) وتتصف أملاح الكلوريدات بقابليتها العالية على الذوبان في الماء (السعدي، 1994) . أن وجود أيون الكلورايد بتركيز عال في الماء له تاثيراً ساماً وتحتوي مياه الصرف المنزلية والصناعية نسبة عالية من الكلورايد . وتدخل الكلوريدات ضمن المياه العادمة عن طريق ملح كلوريد الصوديوم الذي يستخدم بكميات كبيرة في الاستعمالات المنزلية إضافة الى استخدامه في حفظ الجلد في معامل الدباغة (UNIDO, 2000) .

وقد سجلت خلال الدراسة الحالية قيم عالية من الكلورايدات في المواقع الثلاثة لمحطة حمدان وهي قيم أعلى كثيراً من الحدود المسموح بها (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم (25) لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) . وهذا ناتج عن احتوائها على تراكيز عالية من الكلوريدات نتيجة للمطروحات المنزلية (Salpekar, 2008) . فضلاً عن أن المياه المنزلية المستهلكة والمستعملة في مدينة البصرة هي مياه مالحة ، ولذلك فان هذه القيم العالية كان لها آثاراً سلبيةً في معالجة المياه العادمة وبالتالي تكون ضارة على العمليات الكيميائية والحيوية خلال نظم معالجة المياه العادمة وأن صفة الذوبانية قد مكنت الكلورايدات من أن تبقى وبتراكيز عالية مسببة مشكلة حقيقية للمياه المطروحة . وتوافقت النتائج الحالية مع نتائج Mohammed *et al*. (2012) التي سجلت قيم الكلورايد في محطة حمدان ما بين 1092 – 1794 ملغم/لتر .

10.1.4: الكبريتات

تعد الكبريتات من المواد المسببة للعسرة الدائمية في الماء وخاصة عند وجودها على شكل كبريتات الكالسيوم أو المغنيسيوم وتدخل ضمن المواد المسببة للملوحة، كما تعد عاملاً مهماً في تحديد صلاحية الماء، وتكون مصادرها مشابهة لمصادر دخول مركبات النتروجين والفسفور الى المياه العادمة والصرف الصناعي وخاصة في المواقع التي يكثر بها طرح المياه المعاملة بالشب الغنية بالكبريتات، إذ تنتج مركبات الكبريت عن بعض الصناعات كصناعة الأسمدة والورق وتكرير النفط والدباغة (عباوي وحسن، 1990) .

وقد لوحظ من خلال الدراسة الحالية إن معدلات الكبريتات في مواقع الدراسة قد تجاوز المحددات الدولية اعتماداً على محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم (25) لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به وقد يعود السبب إلى طرح كميات كبيرة من مياه الفضلات المنزلية والزراعية الى المحطة . إذ أشار Wetzel (1983) الى أن الفضلات المنزلية تحتوي في تركيبها على حوامض امينية كبريتية مثل الميثونين والسستين والتي عند تحللها بفعل البكتريا تحرر عنصر الكبريت بتراكيز عالية . كما أن هذه الزيادة تعود الى استعمال مركبات تحتوي على الكبريتات سواءاً بالمنازل أو خلال التحضيرات النسيجية أو استعمال الصبغات الكبريتية في وحدة الصباغة لمعظم المعامل والمصانع كاستخدام كبريتات الصوديوم وحامض الكبريتيك فضلاً عن استعمال الشب (كبريتات الألمنيوم) التي تعمل جميعها على رفع تركيز الكبريتات بالمياه (Yöntem, 2000 ; Kabdasli *et al.*, 1995) .

كما أظهرت النتائج بان قيم الكبريتات المسجلة في أحواض المعالجة لمحطة حمدان كانت عالية خلال فصل الصيف، لان ارتفاع درجات الحرارة صيفاً وانخفاض نسبة الأوكسجين المذاب والنشاط البكتيري في تحلل المواد العضوية أدى ذلك كله الى أنتاج غاز كبريتيد الهيدروجين (Mishra and Yadav, 1978) .

11.1.4: النترات الفعالة

تعد النترات الناتج النهائي لعملية التحلل الهوائي Aerobic للمادة العضوية النتروجينية، وان أهم مصادرها هي الأسمدة النتروجينية المصروفة عن طريق البزل ومياه الصرف الصحي المنزلي والصرف الصناعي (Agarwal, 2009 ; GEMS, 1997 ; Stirling, 1985) . وقد تحمل النترات بواسطة المياه الجارية وتصبح وفيرة عند أوقات هطول الأمطار بغزارة (Casey, 1977) .

احتوت المياه العادمة التي تم دراستها على تراكيز متباينة نسبياً من النترات فقد بينت النتائج أن تركيز أيون النترات في الموقع الأول قد تراوح ما بين (9.53 – 17.26 ملغم/لتر) وانخفض قليلاً عن تراكيز مياه الموقع الثاني (13.80 – 22.56 ملغم/لتر) والموقع الثالث (18.63 – 25.66 ملغم/لتر)، وهذه القيم لم تتجاوز الحدود المسموح بطرحها حسب (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم (25) لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) . ولم تحدث أي إزالة للنترات خلال دخولها الى محطة المعالجة في حمدان طول فترة الدراسة، ويعود السبب الى وجود النترات بشكل أمونيا في المطروحات الخام مما أدى الى تحولها خلال عملية التهوية

الى نتريت ونترات، وبالتالي زيادة تركيز النترات الخارجة من المحطة وهذه التفسيرات جاءت متوافقة مع دراسة Ruttner (1963) . كذلك أن ارتفاع درجات الحرارة في الأشهر الحارة تعمل على زيادة تراكيز الأملاح الذائبة وكذلك زيادة عمليات التحلل التي تساعد على أكسدة النتريت إلى نترات (اللامي، 2002) وهذا ما أكدته الدراسة الحالية إذ أظهرت النتائج الإحصائية عند مستوى (0.01) ارتباط معنوي طردي مع القاعدية الكلية والكلورايد والأس الهيدروجيني والملوحة والكبريتات والمواد الصلبة الذائبة الكلية . أما زيادة تركيز النترات في الأشهر الباردة فيعزى إلى هطول الأمطار على الأراضي الزراعية المسمدة بالأسمدة النتروجينية والمصادر النتروجينية القادمة من المشاريع الزراعية والصناعية والتي تساهم هي الأخرى في زيادة تركيزها عند وصولها الى وحدات التجمع في شبكة الصرف الصحي (Talling, 1980 ; Goldman and Horne, 1983) . فينتج عدم انخفاض النترات إلى النتريت في درجات الحرارة المنخفضة ومن ثم زيادة تراكيزها (السعدي وجماعته، 1986 وعبدالله وجماعته، 2001) . وكانت نتائج الدراسة الحالية هي أعلى من نتائج دراسة (Mohammed *et al.* 2012) إذ تراوحت قيم النترات 5- 17.5 ملغم \ لتر في مياه محطة حمدان . وقد سجلت تراكيز مرتفعة في مياه الفضلات لوحدة معالجة مياه الفضلات في الرستمية بلغت 45 ملغم/لتر (نصرالله، 1997 و علي وجماعتها، 2001) .

12.1.4: الفوسفات الفعالة

أن ارتفاع تراكيز الفوسفات في المياه يحدث نتيجة إضافة الفضلات البشرية والصناعية والمنظفات (Saad, 1973) . وقد يعزى سبب الارتفاع في تراكيز الفسفور الى هطول الأمطار التي لها دور في إذابة مركبات الفسفور في الأراضي الزراعية وغسلها وخاصة المسمدة بالأسمدة الفوسفاتية (Wetsteyn *et al.*, 1990) كما تساعد عملية الخلط الناتجة من الأمطار على تحرر الفوسفات من الرواسب (Clavero *et al.*, 1990) .

أظهرت نتائج التحليلات الإحصائية بان قيم تراكيز الفوسفات في المياه العادمة تراوحت في الموقع الأول (4.63 – 7.36 ملغم/لتر) وفي الموقع الثاني (4.10 – 6.66 ملغم/لتر) والموقع الثالث (3.46 – 5.36 ملغم/لتر) . ولوحظ من نتائج الدراسة إرتفاع تراكيز الفوسفات الفعالة وهذه القيم تجاوزت الحدود المسموح بطرحها حسب المحددات البيئية الجديدة لنظام صيانة الأنهار من التلوث (محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم (25) لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به) وقد يرجع سبب ذلك الى تزايد النمو السكاني وما ينتج عنه من

طرح للفضلات المنزلية والصناعية وكذلك المنظفات والأسمدة الكيميائية الحاوية على المواد العضوية واللاعضوية والذي يحفز نشاط الأحياء المجهرية المحللة على تحليل المواد العضوية وتحرير المغذيات ومن ضمنها مركبات الفوسفات (Hussein *et al.*, 2009 ; Minareci *et al.*, 2009) . وارتفاع قيم الفوسفات بالدراسة الحالية خلال فصل الصيف يعود الى ارتفاع درجات الحرارة التي تزيد من عملية تحلل البكتريا ويتسبب ذلك في ارتفاع تراكيز الفسفور في المياه وهذا يتفق مع ما جاء به Kim (1987) . وتطابقت القيم المسجلة في هذه الدراسة مع دراسة الغالبي (2001) في تسجيل قيم عالية للفوسفات في مياه الفضلات خلال دراسة تقييم كفاءة محطة معالجة المياه العادمة لمدينة النجف الأشرف إذ بلغت 10 ملغم/لتر . ومع دراسة الربيعي (2003) لمياه الفضلات في مشروع معالجة المياه الثقيلة في الرستمية في بغداد إذ بلغت القيم المسجلة بين (0.63 – 5.3) ملغم/لتر، في حين سجلت قيماً أعلى للفوسفات في المياه العادمة لمحطة حمدان بالبصرة إذ بلغت (3.5 – 18)ملغم/لتر (Mohammed *et al.*, 2012).

2.4: الخصائص الفيزيائية والكيميائية عند المعالجة النباتية باستعمال نظام المعالجة ذات الجريان السطحي الحر

تستعمل أنظمة النباتات المائية أو الأراضي الرطبة الصناعية Constructed (CWS) Wetland System للمعالجة الأولية (في إزالة المواد العالقة) والثانوية (من خلال إزالة المواد العضوية والمغذية) والثالثية (من خلال إعادة تأهيل المنطقة وإعطاءها جمالية) وذلك عن طريق التخلص من الفضلات المختلفة المنزلية والزراعية والصناعية أي أنها تعمل كمعالجات فيزيائية وكيميائية وحياتية (Mthembu *et al.*, 2013) . كما تعتبر كلاً من النباتات والبكتريا المحور الرئيسي في العمليات التي تحدث في نظم الأراضي الرطبة (Kadlec and Wallace, 2009)

ويعد نظام المعالجة باستخدام اسطح الجريان الحر بمثابة الأراضي الرطبة الطبيعية، بسبب قدرته العالية على إزالة المغذيات مثل النيتروجين وتصفية المياه من الأملاح ودعم النباتات المائية بالمغذيات اللازمة لبقائها فضلاً عن مزاياها الاقتصادية بالمقارنة مع محطات معالجة المياه العادمة التقليدية (Ulsido, 2014) .

تلعب درجة الحرارة دوراً رئيساً ومحدداً في دورة حياة النباتات المائية وبقائها وتوزيعها ووفرتها (Dale, 1986) **.** ويتضح ذلك من خلال تأثير درجة حرارة الماء في معدل الأيض والنمو وكذلك من خلال تأثيرها في تركيز وإذابة الغازات في الماء كغاز الأوكسجين وغاز ثنائي أوكسيد الكاربون (Durmishi *et al.*, 2008) . وأظهرت نتائج الدراسة تغاير في درجة

الحرارة بين المعالجة النباتية للمياه العادمة لنباتي القصب *Phragmites australis* والجولان *Schenoplectus litoralis* وأن هذا التغاير في درجة الحرارة يعود الى الاختلاف في وقت أجراء المعالجتين .

إن قيمة الأس الهيدروجيني للمياه ما هي إلا حصيلة العديد من التفاعلات الكيميائية والاحيائية التي تحصل فيها وهو احد العوامل المؤثرة في التواجد الجرثومي في المياه (Geldreich, 1996) . إذ بينت نتائج الدراسة الحالية أن قيم الأس الهيدروجيني في أحواض المعالجة النباتية كانت ضمن المدى 7.53 – 7.83 عند معاملة نبات القصب و 7.66 – 7.88 عند معاملة نبات الجولان، وذلك لان قيم الاس الهيدروجيني تتأثر بالعوامل المنظمة خصوصاً CO_2^- وHCO_3^- وبعض النباتات لها القدرة بأن تعمل كعامل منظم من خلال تحرير أو اخذ الأيونات الموجبة أو السالبة لإنجاز التوازن داخل البيئة (Marschner and Romheld, 1983) . وقد لاحظ الباحثين Stoltz and Greger (2005) بأن نبات القصب *P. australis* يعمل كعامل منظم Buffering لقيم الأس الهيدروجيني في أنظمة المعالجة بالأراضي الرطبة إذ استطاع أن يرفع القيم إلى 6.7 في المتدفقات الحامضية ذات قيمة 4 لنفايات الكبريت عند منجم Boliden شمال السويد بعد مرور سنتين من التجربة .

يؤثر ارتفاع تراكيز الملوحة عكسياً في بقاء ونمو وتنوع النباتات المائية في المياه لكن بعض هذه النباتات لها القدرة على التأقلم في التراكيز العالية من الملوحة (Grace and Ford, 1996) وان بعض أنواع النباتات تلعب دوراً نشطاً في تقليل تراكيز الأملاح الذائبة الكليــة في المسطحـات المائية (Diwan, 1997) . وقد أثبتت النتائج الحالية أن النباتات المنتخبة في المعالجة النباتية باستعمال اسطح الجريان الحر قد خفضت تراكيز ملوحة المياه العادمة المعالج أولياً في الأحواض خلال مدة الدراسة فكانت أعلى نسبة انخفاض عند نبات القصب *P. australis* (62.86 %) أما انخفاض الملوحة باستخدام نبات الجولان*S. litoralis* فكانت (54.26%) ويعزى ذلك إلى أن هذه النباتات قادرة على سحب العديد من الأيونات الموجبة والسالبة ومن ضمنها الصوديوم والكلورايد من الماء كعناصر مهمه في العمليات الأيضية (Liphschitz and Waisel, 1982) . وأثبتت دراسة Ghaly (2002) أن نسبة إنخفاض الملوحة بوجود نبات القصب تراوحت بين (23 – 42.2 %) في المناطق الزراعية شمال مصر . ويتضح من نتائج الدراسة أن نباتي القصب والجولان لم تخفض نسب الملوحة بشكل عالٍ خلال الأسبوع الأول من المعالجة وذلك لبدء تأقلم النباتات مع الملوحة العالية للمياه العادمة ولكن وجد أن نسبة انخفاض الملوحة أصبحت مرتفعة خلال فترات المعالجة اللاحقة، وهذا يدل على أن

نباتي القصب والجولان لهما القدرة العالية على التأقلم مع تراكيز الملوحة المختلفة، وهذا يتفق مع ما ذكره Rout and Shaw (2001) حول القدرة العالية لهذين النباتين على تحمل التراكيز المرتفعة من الملوحة . أو بسبب قدرتها على امتصاص وتراكم العديد من الأيونات العضوية واللاعضوية فقد تمتص كميات كبيرة من آيون الصوديوم خلال فترة النمو (Starcevich *et al.*, 2003) . إذ أن نبات القصب من أكثر النباتات التي تستطيع أن توفر ظروف امتصاص للأيونات الموجبة بدلاً من أيون الهيدروجين وهي بذلك ستزيل العديد من هذه الأيونات من الماء فضلاً عن قدرتها على امتصاص العديد من الأيونات السالبة (Tisdale *et al.*, 1993) .

يعتمد تركيز الأوكسجين المذاب على النشاطات الحيوية والكيميائية والطبيعية في الجسم المائي . ويلعب دوراً مهماً في تحديد نوعية الماء وذلك من خلال التأثير المباشر في بقاء ونشاط الأحياء المائية وتسهم النباتات المائية بصورة فعالة في تعزيز خزين الأوكسجين المذاب في المسطح المائي كناتج عرضي لعملية البناء الضوئي (Carpenter and Lodge, 1986 ; Bernez *et al.*, 2004) . إذ وجد Brix (1997) أن الكثير من عمليات انخفاض قيم BOD_5 وCOD وN وP وتثبيت الكاربون وتهوية القاع في أنظمة النباتات المائية تعتمد على تركيز الأوكسجين . كما وجد (Russell, 1973) أن امتصاص العناصر الغذائية من جذور النبات وانتقالها داخل النبات يعتمد اعتماداً كبيراً على تجهيز الجذور بالأوكسجين .

وأكدت نتائج الدراسة الحالية بأن النباتات المائية لها القدرة على رفع محتوى تركيز الأوكسجين المذاب في الماء فقد تحققت عند معاملة نباتي القصب *P. australis* والجـولان *S. litoralis* في المعالجة النباتية باستخدام اسطح الجريان الحر نسبة عالية لمعدل الأوكسجين في المياه المعالجة، وتؤكد هذه القيم حدوث عملية إغناء للوسط المائي بالأوكسجين في المياه المعالجة، مما يؤكد حدوث عمليات أكسدة هوائية نشطة، ومن ثم حدوث عملية تفكيك شبه كاملة للمواد العضوية وتحقيق عملية تنقية ذاتية في أحواض المعالجة النباتية، وهذا الارتفاع بقيم الأوكسجين المذاب يرافقه دائماً استهلاك مستمر لهذا الأوكسجين من قبل البكتريا التي تحتاجه لتحلل المواد العضوية (Sugisaki, 1962) . وهذا يتفق مع ما أكده Armstrong *et al.* (2000) و(2006) Matsui and Tsuchiya أن العديد من النباتات البارزة كنبات القصب له القدرة على نقل الأوكسجين من الأوراق والسيقان إلى الجذور من خلال عمل خلايا (الارنكيما) Aerenchyma أي نقل الأوكسجين من الأنسجة الهوائية إلى منطقة الجذور ومن ثم رفع تركيز الأوكسجين حول هذه المناطق . وقد وجد(2010) Vymazal أن النباتات البارزة ذات الأوراق الكبيرة تكون مسؤولة عن نقل ما يقارب الـ 90 % من الأوكسجين الى منطقة الجذر . وهنا تكمن

أهمية الأوكسجين المذاب في الماء كونه منظماً لأنشطة الأحياء المائية المختلفة، فهو يعمل على تفكيك الملوثات العضوية وتخليص الماء منها عن طريق الأحياء المحللة الموجودة حول منطقة الجذر (مصطفى وعلي نظام، 2005) .

المواد الصلبة الذائبة تكون إما مركبات عضوية والتي تكون حاوية على مركبات وعناصر ذات أثر سلبي في الحياة المائية أو قد تكون مركبات غير عضوية ناجمة عن ذوبان الأملاح كالكربونات والبيكاربونات والكبريتات والنترات وأملاح الصوديوم والبوتاسيوم والكالسيوم (العبيدي، 1990) . أثبتت الدراسة الحالية أن نباتات القصب والجولان في المعالجة النباتية قد خفضت تراكيز المواد الصلبة الذائبة الكلية في المياه العادمة المضاف للأحواض خلال مدة الدراسة فكانت أعلى نسبة انخفاض عند معاملة نبات القصب *P. australis* (55.46 %) أما انخفاض المواد الصلبة الذائبة في المعالجة بنبات الجولان *S. litoralis* فكانت (51.85%) ويعزى ذلك إلى أن هذه النباتات تحتاج الى بعض عناصر الأملاح الذائبة كعناصر أساسية لنمو وتكاثر النباتات وتسمى بالمكونات الأساسية ومنها الكالسيوم، والمغنيسيوم والصوديوم والبوتاسيوم والكاربونات والبيكاربونات، والكبريتات والكلوريدات ولهذه المكونات تأثيراً مهماً في النبات ويختلف هذا التأثير باختلاف التراكيز (عباوي وحسن، 1990) . ونجد من خلال نتائج كفاءة نباتي القصب والجولان انه لم تحصل إزالة للمواد الصلبة الذائبة خلال الأسبوع الأول من المعالجة ولكن عملية الإزالة أصبحت اكثر نجاحاً مع تقدم الوقت فأصبحت كبيرة وواضحة بالأسابيع الأخيرة عند المعالجة وجاءت هذه النتائج متوافقة مع نتائج عملية إزالة الملوحة وذلك لان المواد الصلبة الذائبة تعد مقياساً لملوحة الماء (الريماوي، 2004) . وأن نباتات الدراسة كانت بحاجة الى فترة من التأقلم عند البداية قبل القيام بعملية المعالجة وإزالة المواد الصلبة الذائبة، ولكن مع تقدم الوقت أظهرت نباتات القصب والجولان الكفاءة العالية بالمعالجة لإزالة هذه المواد الصلبة الذائبة . وذكر Pavoni (1977) إلى أن المواد الصلبة الذائبة الكلية تحتوي على مواد عضوية ومعدنية ومواد متطايرة والتي تستخدم من قبل النباتات كمغذيات أساسية للنمو.

تعد المواد الصلبة العالقة الكلية في الماء إحدى ملوثات المياه الرئيسية، وبصورة عامة تكون على شكل مواد صلبة عالقة في عمود الماء ولا تترسب إلا ببطيء شديد . وقد أشار Sawyer and Macarty (1978) أن تقدير المواد الصلبة العالقة الكلية تعد أحد المعايير المستعملة في تقييم كفاءة معالجة المياه العادمة . كما وجد انه لا تحصل إزالة كلية لمجموع هذه المواد في وحدات محطات المعالجة التقليدية (مثل خزانات الترسيب للمياه العادمة ومصائد الشحوم) ولكن

وجد أنها تزال وبشكل فعال عبر عمليتي الترشيح Filtration والترسيب Sedimentation باستخدام النباتات المائية كنبات القصب في أحواض المعالجة باستعمال الأراضي الرطبة (Cooper *et al.*, 1996 ; Reed *et al.*, 1995) . إذ نجحت النباتات المائية المستعملة في الدراسة الحالية باستعمال اسطح الجريان الحر في إزالة المواد الصلبة العالقة الكلية للمياه العادمة وبكفاءة عالية، إذ سجلت عند معاملة نبات القصب *P. australis* نسبة انخفاض عالية بلغت 96.28 % بينما كانت النسبة 97.51 % وعند معاملة نبات الجولان *S. litoralis* وهذا يتفق مع الباحثين Reed *et al.* (1995) إذ وجدوا أن نبات القصب يمتلك كفاءة عالية لإزالة المواد الصلبة العالقة بنسبة 70 % . وظهرت كفاءة المعالجة النباتية بصوره كبيرة من خلال إزالة المواد الصلبة العالقة الكلية عند نباتي القصب والجولان خلال الأسبوع الأول وكانت كفاءتهما عالية جداً في ذلك إذ أصبحت المياه اكثر نقاوة، وهذا يعزى الى القدرة العالية للنباتات المائية المستعملة على ترشيح وترسيب تلك المواد، إذ قام نباتي القصب والجولان بدور مرشحات حيوية Biofilters عن طريق جذب المواد العالقة والذائبة بالماء وامتصاصها، ودفعها إلى القاع للترسيب، وبذلك يصفو الماء وتزداد شفافيته . إذ تمتاز النباتات المائية بقدرتها على ترشيح الجسيمات من خلال التصاقها Adhesion عند السطح العلوي للنبات مكونه طبقة حيوية رقيقة Biofilm (IWA, 2000) وترسيب المواد الصلبة العالقة وجعلها راكدة بالطبقة السفلى (Kadlec and Knight, 1996) . فضلاً عن ذلك فان عمليتي الترشيح والترسيب تؤديان دوراً كبيراً في إزالة المواد العضوية والمغذيات ومسببات الأمراض (Kadlec and Knight, 1996 ; Kadlec, 1999) .

إن عملية التقليل من الطلب على الأوكسجين كانت عالية جداً من خلال ما أظهرته نتائج كفاءة نباتي القصب والجولان فنجد إن العملية كانت عالية جداً ومنذ الأسبوع الأول للمعالجة لان المتطلب الحيوي للأوكسجين من أكثر الدلالات أهمية لتحديد درجة تلوث المياه بالمواد العضوية، ويدل هذا الانخفاض الكبير على حدوث عملية تفكيك هوائي شبه كامل للمواد العضوية، ويؤكد في الوقت نفسه حدوث عملية تنقية ذاتية في أحواض المعالجة النباتية . فتبرز هنا عملية المعالجة الجذرية Rhizoremediation للنباتات المائية من خلال توفير الأوكسجين حول منطقة الجذر وتوفير ظروف هوائية جيده في المنطقة الرايزومية وبالتالي تشجيع البكتريا الموجودة على إزالة الملوثات العضوية بالمياه العادمة بفعل العمليات الفيزيائية والحياتية المتضمنة عمليات الترسيب Sedimentation والتحطيم المايكروبي (Mackova *et al.*, 2006 ; Rajkumar *et al.*, 2009) . وهنا أدت النباتات المائية المستعملة دوراً فعالاً في إزالة الملوثات العضوية أو تثبيتها

بعملية التثبيت النباتي Phytostabilization (Hardej and Ozimek, 2002) . ويمثل استعمال هذه النباتات في معالجة المياه العادمة نهضة تكنولوجية عالمية متقدمة (Hoffman, 1990 ; Nassar *et al*., 2006) .

وتبين من نتائج الدراسة الحالية أن كفاءة النباتين في التقليل من الطلب على الأوكسجين قد ازدادت مع تقدم المعالجة حتى وصلت بالأسبوع الأخير الى 10.34 عند المعاملة بنبات القصب والى 10.33 عند المعاملة بنبات الجولان وهذا يعطي دليلاً على فاعلية عملية المعالجة، إذ ذكر Kadlec *et al*. (2000) أن من أكثر الطرائق كفاءة لإزالة الفضلات العضوية المنزلية في الأنظمة المائية هي أنظمة ذات الجريان السطحي الحر . وهذا يتطابق مع ما أثبتته النباتات المائية المستعملة في هذا النظام خلال الدراسة الحالية من كفاءة عالية في إزالة المواد العضوية نتيجة إنخفاض قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين للمياه العادمة ، فقد سجلت أعلى نسبة للانخفاض في أحواض المعالجة فكانت عند المعاملة بنبات القصب *P. australis* 97.5 % ونبات الجولان *S. litoralis* 95.2 % وان هذه النسب العالية لانخفاض المواد العضوية تعود الى أن المواد العضوية في هذا النظام تكون أكثر عرضه للتحلل الحيوي إذ توفر النباتات المائية ظروفا للأكسدة الحياتية وتستقر الجزيئات العضوية على النباتات المستعملة في مثل هذا النظام من المعالجة (Molle *et al*., 2005) . وذكر Reddy and Smith (1987) بأن النباتات البارزة كنباتي القصب والجولان لهما القدرة العالية في تخفيض المستويات العالية من المتطلب الحيوي للأوكسجين في المناطق الضحلة .

ونتائج الدراسة الحالية تتفق مع الكثير من الباحثين ومنهم Sohsalam *et al*. (2008) الذين اعتمدوا نظام الأراضي الرطبة الاصطناعية باستعمال اسطح الجريان الحر لمعالجة فضلات بعض الأحياء البحرية وبستة أنواع من النباتات البارزة إذ تم اختزل قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين بمعدل نسبته 91 - 98 % من أحواض التربية في جامعة Kingmongkus في تايلند . كما أشار Ghermandi *et al*. (2007) الى أن نظام المعالجة للمياه العادمة باستعمال اسطح الجريان الحر ذو انتشاراً عالمياً واسعاً إذ يعطي كفاءة عالية لانخفاض قيم المتطلب الحيوي للاوكسجين قد تصل الى 86 % واعتمدت هذه الحقيقة من بيانات جمعت من (68) موقعاً في العالم طبقت هذا النظام . بينما سجل جاسم (2008) أعلى نسبة لمعدل انخفاض قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين في حوض نبات القصب (56 %) خلال دراسته لنظام معالجة اسطح الجريان الحر لمعالجة الماء المعامل بفضلات حيوانات الأبقار وكما اثبت أن هذا النظام حقق كفاءة عالية في انخفاض المواد العضوية وتحسين نوعية المياه .

يعطي المتطلب الكيميائي للأوكسجين دلالة على كمية الأوكسجين المطلوب لأكسدة المواد العضوية وغير العضوية القابلة للأكسدة بالعمليات الكيميائية (Maiti, 2004) . إذ يتحطم جزء من الفضلات العضوية في أنظمة المعالجة النباتية بسهوله نتيجة الأكسدة الحياتية وبعضها تحتاج الى أكسدة أقوى أو ما نسميه بالمتطلب الكيميائي للأوكسجين (Manios *et al*., 2003) **.** نلاحظ من نتائج الدراسة الحالية أن أعلى معدل نسبة أنخفاض في المتطلب الكيميائي للأوكسجين كانت في معاملة نبات القصب *P. australis* وهي 93.33 % أما في معاملة نبات الجولان *S. litoralis* فقد بلغت النسبة 88.96 % ، إذ تؤدي النباتات المائية دوراً كبيراً في معالجة المياه العادمة من المغذيات العضوية المختلفة، إذ نجح Korkusuz *et al***.** (2005) بإزالة 47 % من المتطلب الكيميائي للأوكسجين باستعمال نظام جريان التدفق العمودي في تركيا لمعالجة المياه العادمة للحرم الجامعي بجامعة METU في أنقره باستعمال نبات القصب *P. australis* . كما وجد Vohla *et al*. (2005) أن لنبات الجولان *Schenoplectus sp.* دور كبير في استيعاب وإزالة أكثر من 90 % من المغذيات والمواد العضوية من المياه العادمة باستخدام أنظمة المعالجة النباتية إذ توفر هذه الأنظمة بيئة جيدة لنمو البكتريا والتي بدورها تحطم هذه الملوثات. وتوافقت كفاءة إنخفاض المتطلب الكيميائي للأوكسجين بواسطة نباتات القصب والجولان مع كفاءة إنخفاض المتطلب الحيوي للأوكسجين منذ الأسبوع الأول من المعالجة وهذه الإزالة الكبيرة تشير إلى القدرة العالية التي تتمتع بها النباتات المستخدمة من حيث قابليتها على تأكسد كمية المواد العضوية الموجودة . وهذا الترابط القوي بين المؤشرين يعزى الى كون هذه النباتات تهيئ ظروفاً هوائية جيدة لأكسدة المواد العضوية سواء في عمود الماء أو القاع من خلال نقل كميات كافية من الأوكسجين إلى القاع عن طريق المنطقة الجذرية Rhizomes (Jenssen *et al***.,** 1993) .

تؤثر قاعدية المياه بصورة غير مباشرة في الإحياء ومن بينها النباتات المائية من خلال تأثيرها في إنتاجية المسطح المائي (Reid, 1961) . وتتأثر بعوامل مختلفة كتراكيز ثنائي أوكسيد الكاربون وعملية البناء الضوئي ونشاط الأحياء المجهرية والتنفس (Trimborn, 2008) . وأظهرت النتائج في الدراسة الحالية حدوث انخفاض للقاعدية إذ بلغت أعلى نسبة إنخفاض عند نبات القصب (85.86 %) وكانت عند نبات الجولان (73.87 %) وان كفاءة الإزالة للقاعدية قد بدأت بالأسبوع الأول لنبات القصب والأسبوع الثاني لنبات الجولان، وتوجد علاقة قوية بين تركيز البيكاربونات ونمو النباتات المائية فالبيكاربونات تؤثر بشكل مباشر على عملية البناء الضوئي والنمو والبقاء الطويل الأمد للنباتات المائية (Vestergaard and Sand-Jensen, 2000) . وكما أوضح الباحثان Vadstrup and Madsen (1995) بأن الكاربون

اللاعضوي كالبيكاربونات وثنائي أوكسيد الكاربون يعدان من أحد أهم العوامل في إنتاجية وتوزيع النباتات المائية في المسطح المائي ويتم إنخفاض قيم البيكاربونات بواسطة النباتات المائية كذلك من خلال عملها المنظم في البيئة(Marschner, 1995) .

يعد أيون الكلورايد من الأيونات شائعة التواجد في المياه أكثر من غيرها من الأملاح الأخرى لسهولة ذوبانها . وسجلت الدراسة الحالية نجاحاً في انخفاض قيم الكلوريدات خلال ستة أسابيع من مدة المعالجة، فانخفضت القيم في أحواض نبات القصب بنسبة 60.68 % وكان الانخفاض لقيم الكلوريدات في أحواض تجربة نبات الجولان بنسبة 60.45 % . وكانت اعلى كفاءة لانخفاض الكلوريدات عند نباتي القصب والجولان بالأسبوع الثالث وذلك لان حاجة النبات الى الكلورايد يكون بتركيز منخفض، وتكمن أهميته الأساسية في كونه عاملاً أساسياً لإتمام عملية الأكسدة الضوئية للماء أثناء عملية التمثيل الضوئي وانطلاق الأوكسجين، ويعد من العناصر التي تحتاجها النباتات للنمو وللمحافظة على التوازن الأيوني داخل الخلية (Harrington *et al.*, 2001) .

أما عملية إزالة أيونات الكبريتات من المياه العادمة فتعد من المشاكل التي تواجه المعالجات المستعملة، لان تواجده يكون نتيجة للأنشطة البشرية والمتمثلة بالمياه المطروحة من الاستعمالات المنزلية والمياه الناجمة عن الفعاليات الصناعية وبخاصةٍ صناعة البطاريات وحامض الكبريتيك (الحسين، 2004) . والكبريتات من المواد المسببة للعسرة الدائمية في الماء وخاصة عند وجودها على شكل كبريتات الكالسيوم أو المغنيسيوم وتدخل ضمن المواد المسببة للملوحة، كما تعد عاملاً مهماً في تحديد صلاحية الماء للري (عباوي وحسن، 1990) . وأكدت نتائج الدراسة الحالية بأن النباتات المائية لها القدرة على انخفاض الكبريتات في الماء فقد تحققت عند معاملة نباتي القصب *P. australis* والجولان *S.litoralis* وبنسبة إزالة 37.01 % و 39.56 % على التوالي في المياه المعالجة خلال ستة أسابيع . وكفاءة النباتات المستعملة بالدراسة الحالية بإزالة الكبريتات بدأت في منتصف وقت المعالجة تقريباً وذلك لأن الكبريت يختلف عن باقي الملوثات السامة، فيعد من العناصر الضرورية للحياة بالتراكيز الطبيعية لكن زيادته تسبب حروق في الأوراق النباتية (التميمي، 1994) . وإزالة الكبريتات من المياه العادمة من قبل نباتات الدراسة باعتباره من المغذيات الضرورية التي تحتاجها النباتات للنمو وتكوين جزء من الأحماض الأمينية والبروتين، لان الكبريتات تؤدي دوراً مهماً في السيطرة على العمليات الخلوية وفي إنتاج الكلوروفيل (Dravidian and Kopriva, 2010) . كما أن توفر التهوية الجيدة يساهم بشكل فعال في امتصاص الكبريتات لان عملية الأكسدة هي المسؤولة عن

تحويل الكبريت العضوي الى كبريت جاهز للامتصاص من قبل النبات على شكل كبريتات (النعيمي، 1990) .

تعد النترات من المواد الملوثة للبيئة على الرغم من كونها أيوناً غذائياً ضرورياً للنبات، إذ تمتص من قبل النبات وتدخل في بناء البروتوبلازم للخلايا النباتية لأنها تعد الحالة المؤكسدة للنتروجين وهي الأكثر استقراراً (مصطفى، 2002) . وتكون النترات هي المصدر المفضل في كثير من الأحيان لنمو النبات وهذا يعتمد على نوعية النبات والعوامل المحيطة (Mengel and Kirkby, 1982) . إذ حققت نباتات الدراسة الحالية نسباً عالية في انخفاض النترات فبلغت أعلى نسبة عند معاملة المعالجة بنبات القصب (86.34 %) بينما (85.28 %) عند المعاملة بنبات الجولان ويعزى ذلك الى أن هذه النباتات في هذا النظام توفر ظروفاً عالية للانخفاض ونمواً كثيفاً للإحياء المجهرية المهمة في تحويل النتروجين الى نترات أو عن طريق الأخذ المباشر من قبل النبات (Senzia *et al*., 2003) . وكفاءة إزالة النترات كانت واضحة جداً من قبل نباتات القصب والجولان ومنذ الأسبوع الأول مما يؤكد أن نظام المعالجة بأسطح الجريان الحر المستعمل ذو كفاءة عالية في معالجة المياه الملوثة، إذ تمثل النباتات المائية أحدى الطرق المهمة لمعالجة التراكيز العالية للمغذيات وتختزل نسبة عالية من النترات وهذا يعطي خصائص مثالية للنباتات لاستعمالها المغذيات في نظم الأراضي الرطبة مما تنتج معدلات نمو سريع، وبالتالي تعطي نقاوة عالية للمياه المعالجة (Mthembu *et al*., 2013) . وكذلك أن البكتريا الموجود حول الجذور تعمل على تحويل النيتروجين الجوي الى امونيا الذي يمتص من قبل النبات ليتحول إلى أحماض أمينية وبروتينات أساسية لنمو النبات (Vymazal, 2007) . كما بين Cedergreen and Madsen (2003) بأن جذر النترات (NO_3^-) في عمود الماء يمكن أن يمتص من قبل سيقان النباتات المائية البارزة مباشرةً فضلا عن جذورها ويساعد بذلك على زيادة نمو النباتات . كذلك وجد Rickey and Anderson (2004) أن نبات القصب *P. australis* أدى دوراً كبيراً في إزالة مركبات النيتروجين من الماء بوساطة السيقان والجذور من مسطح مائي يمتاز بالإثراء الغذائي في مدينة (Iliay) في الولايات المتحدة . كما وجد Vohla *et al*. (2005) أن نبات الجولان *S. litoralis* له دوراً كبيراً في استيعاب وإزالة أكثر من (90 %) من المغذيات والمواد العضوية من مياه المجاري من خلال استعمال نظام المعالجة ذات الجريان تحت السطحي الأفقي (SHF) إذ توفر هذه الأنظمة بيئة جيدة لنمو البكتريا التي بدورها تحطم هذه الملوثات . وأن النترات (NO_3) هي الشكل السائد للنتروجين في البيئة المائية، ويوجد بتراكيز اعلى من النتريت لان النتريت هو الناتج الوسطي في التفاعل الذي يتم فيه أكسدة الأمونيا

بواسطة البكتريا عند توفر الأوكسجين أو انخفاض النترات في الظروف اللاهوائية، لذا فان النتريت غير مستقر وسريع التغير (المنمي، 2002) .

تعد الفوسفات من المغذيات المهمة التي تحتاجها النباتات في النمو والفعاليات الخلوية إلا أنها تتواجد بتراكيز قليلة والفوسفات الفعالة Orthophosphates هي الشكل اللاعضوي الذائب الذي يستعمل من قبل الكائنات الحية (Turner *et al.*, 2005) .

وأكد Knight *et al.* (1999) بأن أنظمة المعالجة بأسطح الجريان الحر تعد من الأنظمة المهمة لمعالجة الفضلات ذات التراكيز العالية من الفوسفات . وأظهر نظام المعالجة بالنباتات المائية المستخدم في الدراسة الحالية أعلى نسبة لانخفاض الفوسفات إذ بلغ أعلى معـدل81.88 % عند نبات القصب وأعلى معدل 87.5 % عند نبات الجولان، ويعود ذلك الى أن هذا النظام يوفر ظروفاً جيدةً لعمليات الامتصاص والادمصاص Adsorbtion والترسيب Precipitation أو من خلال اخذ النبات للفوسفات بشكل مباشر أو خزنه في أنسجة النبـات (Xu *et al.*, 2006) . وأكدت الدراسة الحالية بأن نباتـات القصب *P. australis* والجـولان *S. litoralis* امتلكت القدرة على إزالة الفوسفات وكانت كفاءة القصب بالإزالة عند الأسبوع الرابع وكفاءة الجولان عند الأسبوع الثاني، ويعزى ذلك إلى أن هذه النباتات بالرغم من أنها تمتلك إنتاجية عالية وكتلة كبيرة ولكنها تأخذ نسب معينة من الفوسفات، وهذا يتوافق مع ما أكده Greenway (2003) إذ لاحظ انخفاض في قيم تراكيز الفوسفات للنباتات البارزة باستخدام الأراضي الرطبة الاصطناعية كونها تمتلك كتلة حية كبيرة وتمتاز بقدرة خزن كميات وفيرة من المغذيات داخل أجسامها . ولقد صنفت الفوسفات وحسب حاجة النبات اليها في عملية النمو على أنها من العناصر الكبرى، ولكن محتواها في النباتات يعد اقل من النايتروجين والبوتاسيوم والكالسيوم واكثر أهمية من الكالسيوم والبوتاسيوم (الراشدي، 1987) .

أن العناصر النزرة الذائبة في المياه العادمة والواردة الى محطة حمدان ناتجة عن النشاطات البشرية وهي تمثل النمو السكاني والفعاليات الصناعية والمخصبات والأسمدة الزراعية . ويمكن اعتبارها جزءاً من كمية اكبر قد ارتبط معظمها ليترسب مع الرواسب الحمأة Sludge (Bouwer and Chaney, 1974) أو قد تتحد هذه العناصر مع المواد الصلبة العالقة الموجودة بالمياه العادمة (Afzal *et al.*, 2000) . وقد توصل Davies *et al.* (1991) إلى أن زيادة العناصر المعدنية في المياه غالباً ما يرتبط بزيادة كمية المواد العضوية الذائبة والعالقة فيها . إذ أن المياه العادمة تضيف الحديد والمنغنيز والنيكل والخارصين والكوبلت والكروم والزرنيخ الى الأجسام المائية كما أن مياه المجاري التي تحمل انجرافات المدن خصوصاً في الفصول الممطرة تكون غنية بالنحاس والكروم والخارصين والرصاص(Agarwal, 2009) . وقد شهدت قيم

العناصر النزرة (Zn ، Pb ، Fe ، Cu) انخفاضاً ملحوظاً في نهاية المعالجة ويعود هذا الفرق الى قدرة نباتات القصب والجولان في انخفاض هذه العناصر من المياه العادمة المعالج أولياً والمضاف الى نظام المعالجة النباتية . حيث توجد آليات مختلفة لسحب هذه العناصر من المياه الملوثة باستعمال النباتات المائية (Favas and Pratas, 2007) . وان الآلية الأكثر ترجيحاً هي عملية الاستخلاص النباتي Phytoextraction بواسطة الجذور ويتم من خلالها امتصاص العناصر ليتم بعدها الفعل الأنزيمي ومن ثم عملية التثبيت النباتي Phytostabilization (Lasat, 2002) . أو أنّها تمتلك ميكانيكيات مقاومة مختلفة تجاه التراكيز العالية لهذه العناصر وجعلها خاملة داخل فجوات بآلية التراكم الحيـــوي (Sharma ; Aravind *et al*., 2009 and Subhadra, 2010) . أو إدمصاصها على أسطح الرواسب (Dhir and Kumar, 2010) . وقد وجد كل من Baldantoni *et al*. (2004) و Quan *et al*. (2007) أن نبات القصب يعد من اكثر النباتات المائية تحملاً للملوثات السامة كالمعادن . ولذلك فأنه يستعمل وبنطاق واسع لمعالجة المياه العادمة والصرف الصناعي اللذان يحتويان على تراكيز مختلفة من هذه العناصر (Lesage *et al*., 2007 ; Bragato *et al*., 2006) . إذ تعمل الجذور والبراعم الجذرية للنباتات على ترشيح (فلترة) وتركيز المركبات الموجودة بالمياه العادمة بعملية الترشيح الجذري Rhizofiltration، ولا سيما العناصر المعدنية، إذ أنها تقوم بإزالة هذه المعادن من المياه من خلال افرازات الإنزيمات المحطمة للأحماض العضوية وبالتالي تحلل الملوثات العضوية فضلاً عن الملوثات السامة (Chaudhry *et al*., 2005) . وكذلك النباتات المستعملة تحتاج الى المغذيات الدقيقة مثل الحديد والخارصين والنحاس لضمان النمو الطبيعي لها والقيام بالعمليات الفسلجية المختلفة، فتكون الحاجة الى عنصر النحاس لأنه ضروري لتفاعلات الأكسدة والاختزال وانتقال الالكترونات وتفاعلات الأنزيمات داخل خلايا النبات، إلا أن زيادة تركيز النحاس الحر في الخلايا يمكن أن يتلف جميع العمليات الحيوية من خلال الأكسدة والتبادل الأيوني (Fernandes and Henriques, 1991)، أما الحديد فانه ضروري جدا للنبات ويؤدى نقصه الى حدوث الاصفرار Chlorosis إلا أن التركيز العالي يؤدى الى حدوث أضرار للنبات . ويؤدي عنصر الخارصين دوراً كبيراً ومهماً في تغذية النباتات من خلال دوره الفعال في السيطرة على الأنشطة الأنزيمية (Vymazal, 2007 ; Lesage *et al*., 2007) وللخارصين دور أيضاً في العمليات الحيوية في النبات إذ يشترك في تكوين النشا (Jyung *et al*., 1975) . ولهذا فان للنبات القدرة العالية لامتصاص هذه العناصر من البيئة ولكن يجب أن لا تزيد عن الحد المقبول لان زيادة تراكيز هذه العناصر سيؤدي الى السمية (Obolewski *et al*., 2011) .

أما سبب التراكيز العالية المتراكمة للعناصر النزرة في النبات من منطقة جمعه فله علاقة مباشرة بتراكيز العناصر الموجودة بتلك المنطقة وقد يعزى سبب ذلك الى ما تحتويه رواسب ضفاف شط العرب من فضلات عضوية مع العلم أنه لا توجد صناعات ثقيلة في تلك المنطقة، بل تعد منطقة زراعية ضخمة، يكثر فيها استعمال الأسمدة والمبيدات، وأكد Naaz and Pandy (2010) أن ارتفاع تراكيز هذه العناصر في الأنسجة النباتية هو نتيجة لزيادة الامتصاص من الوسط الخارجي سواء كان من المياه أو الرواسب بالتوافق مع الخصائص الفيزيائية والكيميائية لتلك الأوساط . مما يعني أن تركيز أي عنصر من هذه العناصر في أنسجة نبات القصب تعتمد على ما موجود في الرواسب وليس ما هو ذائب وهذا ما أشار إليه Forstner and Wittmann (1981) في أن معظم النباتات المائية تستطيع اخذ العناصر الثقيلة المرتبطة بالرواسب والماء من خلال النظام الجذري لها . ووجد أن بعض هذه العناصر يكون عالي السمية للأحياء المائية مثل الزنك و النيكل والرصاص والكوبلت والبعض الآخر يكون من المغذيات الضرورية للنباتات مثل النحاس ولكن عندما يكون بتراكيز عالية يصبح ساماً للنبات (Ghosh and Singh, 2005) .

يعد فحص العدد الكلي للبكتريا من الفحوصات المهمة لأنه يتضمن الأحياء الدقيقة الهوائية واللاهوائية اختيارياً وغير ذاتية التغذية، إذ لا يوجد وسط زرعي أو ظروف نمو ملائمة لكل أنواع هذه الأحياء بالمياه لذلك يكون العدد تقريبي، كما أنه أقل بكثير من عددها الواقعي في المياه (المصلح، 1988 ; WHO, 1996) وتمثل الأعداد الكلية للبكتريا غالباً جميع البكتريا الواصلة إلى المحطة مع المياه العادمة ويكمن خطرها وخاصة المرضية منها في المياه العادمة المطروح من دون معالجة بانها تسبب أمراضاً للأحياء المائية كالأسماك واللافقريات والبشر المستخدمين للمياه كالسباحين والصيادين من خلال إصابات الجلد والرئتين (Vaate *et al.*, 1995) . وحدد Burrows (1973) إن عدم التصريف الجيد للمياه العادمة هو المسؤول عن انتشار الأمراض المعدية . وكان معدل العدد الكلي للبكتريا في بداية المعالجة للمياه العادمة المضاف الى أحواض نظام المعالجة النباتية كبيراً ويعود السبب الى عدم كفاءة محطة حمدان في التقليل من تلك الأعداد، بينما انخفض هذا العدد بعد المعالجة النباتية، ويعزى ذلك الى أن البكتريا الموجودة تقوم بتفكيك المواد العضوية وعند نهاية المعالجة لوحظ انخفاض العدد الكلي للبكتريا بسبب انخفاض تراكيز المواد الغذائية واختفائها . إذ تتمكن هذه البكتريا من التكيف Adaptation مع وجود كميات هائلة من المواد العضوية والتي تبدو في بادئ الأمر غير قابلة للتفكك ولكن بمرور الزمن ازدادت قدرة البكتريا على تحطيم هذه المواد العضوية نتيجة لزيادة أعدادها بالتكاثر

(الحايك، 1990) . وهنا نلاحظ حصل ترافق انخفاض العدد الكلي للبكتريا مع انخفاض المتطلب الحيوي للأوكسجين وهذا يؤكد نجاح عملية التنقية الذاتية عند المعالجة النباتية . وأكدت الكثير من البحوث الحديثة على مدى السنوات الماضية قدرة أنظمة الأراضي الرطبة المصطنعة وفعاليتها العالية على إزالة أو الحد من المسببات المرضية الناتجة من البكتريا للمياه العادمة (Karim *et al.*, 2004) .

3.4: الخصائص الفيزيائية والكيميائية عند المعالجة الحيوانية

تؤدي الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه دوراً مباشراً في توزيع الأحياء وسلوكها. وأهم خاصية لها علاقة بتلوث المياه هي درجة الحرارة . لذلك نلاحظ أن جميع البحوث والدراسات البيئية تضعها في المقام الأول لأن تغيراتها الموسمية والمفاجئة قد تؤدي إلى إخلال واضح في توزيع الأحياء وقد تكون الملوث الرئيس للبيئة (Sabri and Rasheed, 1993 ; Salanki *et al.*, 1994) . فضلاً عن كونها من العوامل البيئية ذات التأثير المباشر في توزيع الكائنات الحية في البيئة المائية من خلال تأثيرها في ذوبان الغازات كالأوكسجين وثنائي أوكسيد الكاربون وكذلك من خلال تأثيرها في محتوى المياه من المغذيات والملوحة التي تكون ذات علاقة طردية مع درجة الحرارة (Hauer and Lamberti, 2007) . وأشار Tisdale and Nelson (1975) الى أن ارتفاع أو انخفاض درجات الحرارة عن الحدود المثلى يؤثر في العمليات الأحيائية للحيوان . كما أن لها عدة تأثيرات متداخلة مباشرة وغير مباشرة على تواجد الأحياء وانتشارها (Thirupathaiah *et al.*, 2012) . وان التغيرات في درجات الحرارة عند المعالجة الحيوانية بالحيوانات القشرية *A. franciscana* و *A.*(*Rh.*) *salinus* كانت متغايرة وذلك لاختلاف وقت أجراء المعالجتين . وتعد الارتيميا *A. franciscana* من الحيوانات القشرية واسعة التحمل الحراري (Eurythermal) بالرغم من عدم قدرتها على البقاء في درجات حرارة اقل من 6 °م، في حين أن اقصى درجة حرارة تستطيع تحملها تكون قريبة من 35°م (Helfrich, 1973) . بينما الحيوان القشري *A.*(*Rhabdodiaptomus*) *salinus* يمتاز بتحمله للمدى الحراري الواسع من انخفاض وارتفاع لذلك فهو يتواجد على مدار السنة ويعزى ذلك الى تكيفه مع التراكيز المنخفضة للغذاء في البيئة المائية إذ أنه يقوم بخزن الطاقة داخل الجسم على شكل ثلاثي الكليسيرين Triacylglycerols (TAG) أو أسترات الشمع (Hagen and Auel, 2001) .

يعد الأس الهيدروجيني من العوامل المؤثرة في الأحياء المائية لان معظم الفعاليات الأيضية تعتمد عليه (Wang *et al.*, 2002). ويكون تواجد الأحياء مرتبطاً مع درجة الأس الهيدروجيني وهذا ما أكده عبدالرضا (1981) لكن زيادة درجة الأس الهيدروجيني عن الحد الطبيعي يؤثر سلباً على الأحياء التي تعيش في تلك البيئة . والأس الهيدروجيني يعد من العوامل التي تحدد صلاحية الماء ونوع الأحياء وعددها فقد لوحظ في الدراسة الحالية وجود ارتفاع تدريجي في درجة الأس الهيدروجيني خلال المعالجة الحيوانية إذ بلغت اعلى قيمة (8.54) عند المعالجة بالحيوان القشري *A. franciscana* بينما بلغت اعلى قيمة (8.58) عند المعالجة بالحيوان القشري *A.*(*Rh.*) *salinus* وقد يعود ذلك إلى انخفاض تركيز ثنائي أوكسيد الكاربون وسيادة الأيونات القاعدية (Goldman and Horn, 1983)، وهذا يدل على أن هذه الحيوانات تمتلك القدرة للعيش بمديات عالية للاس الهيدروجيني من دون أن يؤثر ذلك في كثافة الأفراد . وقد ذكر Maitland (1978) الى أن الأس الهيدروجيني الملائم لمعيشة الكائنات الحية يتراوح ما بين (7 - 9) . بينما اعتبر Addy *et al.* (2004) أن درجات الأس الهيدروجيني المثلى للأحياء المائية تتراوح بين (6.5 - 8) وإن أي تطرف في ذلك سوف يؤدي إلى جعل هذه الأحياء تحت الإجهاد لما لهذا العامل من تأثير مباشر على سمية الملوثات البيئية كالعناصر الثقيلة لأن انخفاض الأس الهيدروجيني يجعلها أكثر ذوباناً وبالتالي تصبح أكثر سمية .

تعد الملوحة من أهم المواصفات النوعية للمياه لكافة الاستعمالات، ولها دوراً مباشراً في تحديد نوعية وغزارة الكائنات الحية في المحيط المائي (Wetzel, 2001)، إذ ذكر Johns (1981) أن الملوحة عاملاً محدداً لنمو الأحياء في البيئات المائية . وهي من العوامل الرئيسة التي تؤثر في حياتية وتوزيع اللافقريات المائية (Kinne, 1963) . وبينت نتائج المعالجة الحيوانية زيادة في الملوحة، إذ وصلت الى 6.62 غم/لتر عند المعالجة بالـ *A. franciscana* بينما وصلت الى 6.83 غم/لتر عند المعالجة بالـ *A.*(*Rh.*) *salinus* وقد يعزى ذلك الى ارتفاع درجات الحرارة وحصول التبخر خلال فترة المعالجة ولم تؤثر الملوحة على كثافة أفراد القشريات لانهما من القشريات الواسعة التحمل الملحي (Euryhaline) (Helfrich, 1973 ; Grzesiuk and Mikulski, 2006 ; Uriarte and Villate, 2006) . كما تعد الملوحة احد اهم العوامل البيئية المؤثرة على نمط التكاثر في الارتيميا (Van Stappen, 1996) .

يعد الأوكسجين المذاب من اهم المؤشرات لتحديد نوعية مياه المسطح المائي (Yang *et al.*, 2007) . ويعتمد تركيز الأوكسجين على النشاطات الحيوية والكيميائية والطبيعية التي تحصل في الجسم المائي . كما يعد الأوكسجين المذاب في الماء من أهم العوامل التي تؤثر في

نوعية المياه وتأثيره يكون أساسي في التوازن الطبيعي، والنقص الكبير لهذا العامل له تأثيراً ضـاراً على الأحياء ويعـد من مؤشرات التلوث العضوي كما أنه أساسي في تنفس الأحيـاء المائيـة لتحريـر الطاقـة لدعـم نموهـا وإدامـة حياتهـــا (Mermillod-Blondin *et al*., 2003 ; Al-Kinzawi, 2007) بالإضافة الى أن الأحياء المحللة تستهلك الأوكسجين المذاب خلال عملية تحطيم المواد العضوية (Anber, 1984 ; Hannan and Young, 1974) .

ومن المعروف أن الأوكسجين ضروري للكائنات الحية في البيئات المائية، ويعد من العوامل البيئية المهمة التي تتحكم بفعالياتها الحيوية، وقد أظهرت نتائج الدراسة الحالية ارتفاع في قيم الأوكسجين المذاب مع تقدم المعالجة الحيوانية، إذ وصلت الى اكثر من 5 ملغم/لتر عند نهاية المعالجة وتعد هذه القيمة من المستويات الملائمة لحياة الأحياء (FAO,1987) ودليل على حصول عملية التنقية ونجاح عملية المعالجة . وقد ظهرت أفراد القشريات المستعملة في المعالجة الحيوانية باللون الشاحب وهذا يدل على وفرة الأوكسجين إذ تنخفض نسبة الحبيبات التنفسية أو الهيموغلوبين وعلى العكس فان شحة الأوكسجين تحفز الجسم على زيادة الهيموغلوبين مما يمنح الأفراد لون مائل للاحمرار (Dhont and Lavens, 1996) **.** إذ إن من أهم مؤشرات التلوث العضوي أن يكون تركيز الأوكسجين المذاب 3 ملغم/لتر أو اقل حيث يكون مجهد للأحياء المائية (Metcalf and Eddy, 2004) . وذلك لان انخفاض الأوكسجين في المياه يؤدي الى هلاك الأحياء قبل النضج، وبقاء مستوى الأوكسجين منخفضاً لمدة طويلة يؤدي الى خفض التنوع الأحيائي للأنواع وبذلك يؤثر بصوره عكسية على الشبكات الغذائية في الأنظمة البيئية المائية (Hunt and Christiansen, 2000) . بينما كانت نسبة الأوكسجين المذاب في بداية المعالجة قليلة بالمقارنة مع نهاية المعالجة ويعود ذلك الى زيادة عمليات التنفس وتحلل المواد العضوية (Thiec *et al*., 1998) . لان الأوكسجين عامل أساسي ومهم في عملية التنفس للكائنات الحية للقيام بعمليات الأكسدة الأنزيمية للمركبات العضوية الموجودة في الغذاء والتي تعد أساساً للنمو وللفعاليات الحيوية الأخرى (ادم، 1988) . كما أشار علي (1987) الى أن الجسم المائي يعد ملوثاً عندما يكون تركيز الأوكسجين المذاب فيه اقل من الحد المطلوب لإدامة الحياة .

ترتبط المواد الصلبة الذائبة الكلية ارتباطاً مباشراً بالملوحة إذ أنها تمثل مؤشراً للأملاح الذائبة في الماء والتي لها القابلية على التوصيلية الكهربائية . وأظهرت النتائج خلال المعالجة الحيوانية توافق ارتفاع قيم المواد الصلبة الذائبة مع ارتفاع قيم الملوحة، وهذا يؤكد وجود علاقة طردية بين كمية المواد الصلبة الذائبة الكلية والملوحة في المياه (Abowei *et al*., 2010) . وأيضاً ارتفاع قيم المواد الصلبة الذائبة في المياه قد يعود الى ذوبانية الأملاح التي تزداد عموماً بارتفاع درجات الحرارة (Wetzel, 2001) .

المواد الصلبة العالقة الكلية يقصد بها المواد غير القابلة للذوبان في المياه وتتألف من حبيبات الطين والغرين والرمل والمواد المتفسخة فضلاً عن الأحياء الدقيقة (موسى، 2000) . ويسبب وجودها كدرة الماء، كما أنها تؤثر على نمو الأحياء المائية وفي حالة عدم إزالة تلك المواد فإنها تعمل على نشوء بيئة لاهوائية تؤدي إلى زيادة نشاط الكائنات الحية الدقيقة اللاهوائية بحيث يمكن أن تولد مخاطر تلوث المياه . زيادة المواد الصلبة العالقة تقلل من التنوع الإحيائي في المياه بسبب حجبها لضوء الشمس الضروري للكائنات الحية ومن ثم قلة الأوكسجين المذاب في الماء مسبباً بذلك اختناق الأحياء (احمد، 1987) . ولوحظ خلال المعالجة الحيوانية إن إزالة المواد الصلبة العالقة كان بطيئاً وقد يعزى ذلك الى الحركة المستمرة للحيوانات المستخدمة والتي تحصل على غذائها من الرواسب مما يثير ما موجود من العوالق، وبالمقابل عدم وجود حركة للتيار المائي بالأحواض قد ساهم بترسب المواد العالقة .

يعد المتطلب الحيوي للأوكسجين من المعايير المهمة في تقييم نوعية المياه، ودليلاً على مدى صلاحيتها للاستعمالات المختلفة (Liu *et al*., 2000) ويستخدم بوصفه مقياساً للمادة العضوية القابلة للتحلل في المياه (AL-Layala *et al*., 1980) . كما انه يمثل كمية الأوكسجين المذاب في الماء والمستهلك من قبل البكتريا لتحليل المواد العضوية غير المستقرة وتحويلها إلى حالة أكثر ثباتا في ظروف هوائية وتقويم عملية التنقية الذاتية لهذه المسطحات (Sawyer and Macarty, 1967) . وقد سجلت قشريات المعالجة الحيوانية نجاحاً في انخفاض قيم المتطلب الحيوي للأوكسجين وبنسبة 96.74 % عند المعالجة بحيوان *A. franciscana* وبلغت اعلى كفاءة للإزالة عند الأسبوع الأول وبفارق 74.33 أما نسبة الإزالة عند حيوان (*Rh.*) *A. salinus* فكانت 95.21 % وكان الأسبوع الأول هو الأكثر كفاءة بالإزالة وبفارق 54.33 وهذا يؤكد قدرة هذه القشريات على تحطيم المواد العضوية وكفاءة المعالجة بإزالة الملوثات، وعند نهاية المعالجة الحيوانية تم الحصول على قيم اقل من 10 ملغم/لتر إذ إن القيمة التي تزيد عن ذلك تشير الى رداءة نوعية الماء . إذ يعطي المتطلب الحيوي للأوكسجين مؤشراً جيدا على تلوث المياه بالمواد العضوية فكلما كانت كمية الأوكسجين المستهلكة حيوياً أكبر كان ذلك دليلاً على تلوث المياه بدرجة اكبر، وتشير نسبة المتطلب الحيوي للأوكسجين بأقل من 5 ملغم/لتر على تلوث مياه الأنهار وتبعا لذلك يمكن أن تصنف الأنهار بحسب قيمة المتطلب الحيوي للأوكسجين (ملحق 12) .

يعرف المتطلب الكيمياوي للأوكسجين على انه مقياس للتلوث بالمركبات العضوية وغير العضوية في المياه العادمة وله علاقة وثيقة مع المتطلب الحيوي للأوكسجين . وقد أشار صالح

(2000) إن قيمة المتطلب الكيميائي للأوكسجين تتناسب مع ارتفاع درجة التلوث . وأظهرت نتائج المعالجة الحيوانية نجاحاً كبيراً في إزالة المتطلب الكيميائي للأوكسجين وبنسبة 92.14 % عند معاملة *A. franciscana* وكانت كفاءة الإزالة منذ الأسبوع الأول وبفارق 87.67 وكذلك سجل عند معاملة *A.* (*Rh.*) *salinus* نسبة إزالة عالية للمتطلب الكيميائي للأوكسجين 90.6 % وكفاءة الإزالة كانت عند الأسبوع الأول وبفارق 78.33 . وان احد المميزات الرئيسية لاختيار المتطلب الكيميائي للأوكسجين انه يمكن قياسه خلال 2.5 ساعة مقارنة بالمتطلب الحيوي للأوكسجين الذي يحتاج الى خمسة أيام، وغالبا ما تكون قيمة المتطلب الكيميائي للأوكسجين اعلى من قيمة المتطلب الحيوي للأوكسجين وذلك لان المتطلب الكيميائي للأوكسجين يقيس كمية الأوكسجين المستهلك في أكسدة كل المواد التي تتأكسد كيميائيا وحيويا (Akpor *et al.*, 2011) . وهذه العلاقة القوية بين المتطلب الحيوي للأوكسجين والمتطلب الكيميائي للأوكسجين هي تعبير عن قوة التوافق لإزالة الحمل العضوي للمياه المعالجة (Abdulla *et al.*, 2012) .

فيما يخص القاعدية الكلية التي يعبر عنها على أنها قياس قابلية الماء على معادلة الحامض القياسي الى حد اس هيدروجيني معين، وهي دالة لمحتوى المياه من كاربونات وبيكاربونات إذ يمكن من خلالها معرفة صلاحية المياه للأغراض المختلفة (APHA, 2005) . وتتواجد القاعدية في الماء بثلاث حالات رئيسة وهي قاعدية الكاربونات (CO_3^{-2}) وقاعدية البيكاربونات (HCO_3^-) وقاعدية الهيدروكسيد (OH^-) وتكون معظم قاعدية المياه الطبيعية هي البيكاربونات (مولود وجماعته، 1990) . كما أشار Faure (1998) الى أن الكاربونات والبيكاربونات هما مصدري القاعدية للمياه وان توازنهما الكيميائـي يعمل على وقوع الأس الهيدروجيني ضمن المدى (5 - 9) . ويعزى أرتفاع قيم القاعدية الكلية خلال المعالجة الحيوانية عند معاملة *A. franciscana* و *A.*(*Rh.*) *salinus* إلى ارتفاع درجات الحرارة وزيادة معدل تحلل المواد العضوية وبالتالي قد تحصل زيادة في تحول كاربونات الكالسيوم إلى بيكاربونات (حسن وجماعته، 2005) . عندما تكون قيمة الأس الهيدروجيني اقل من 9 يكون أيون البيكاربونات هو الشائع في المياه إذ تتحول عند هذه القيمة من الأس الهيدروجيني كل الكاربونات الى بيكاربونات وفوق هذه القيمة يحصل العكس (Weztel, 2001) . ولكن هذا الارتفاع في قيم القاعدية الكلية لم يظهر تاثير على زيادة كثافة الأفراد وذلك لان القاعدية الكلية تؤدي دوراً مهماً في البيئة المائية أذ تزداد الإنتاجية الطبيعية للأنظمة البيئية المائية مع ارتفاع القاعدية الكلية وتتأثر قاعدية الماء بعوامل عديدة منها تركيز ثنائي أوكسيد الكاربون ونشاط البكتريا وعملية تفكك البيكاربونات فضلا عن محتوى المياه من الأملاح (Whitton, 1984 ; الشاوي وجماعته، 2007) .

يوجد الكلورايد على شكل أملاح وهو من اكثر الأيونات شيوعاً في الماء لان أملاحه شديدة الذوبان (WHO, 1996) . وعندما يكون بتراكيز كبيرة فانه يسبب الطعم المالح غير المستساغ (موسى، 2000) . وسجلت المعالجة الحيوانية قيم عاليـة لأيـون الكلورايـد فكان عند استعمال *A. franciscana* من 1541.67 ملغم/لتر الى 2369.67 ملغم/لتر، وعند استعمال *A.* (*Rh.*) *salinus* من 1632 ملغم/لتر الى 2492.67 ملغم/لتر . ويمكن أن يعزى ذلك الى أزدياد معدلات التبخر وانخفاض منسوب المياه وقابليتة العالية للذوبان في الماء وميله الضعيف للترسب (Abowei *et al*., 2010 ; Jamie and Balance, 1996) .

تعد الكبريتات واحدة من المواد ذات الوجود الطبيعي في المياه وهي احدى الأيونات السالبة (WHO, 1993) . كما تعمل الكبريتات عسرة دائمة في المياه وخاصةً في حالة وجودها على شكل كبريتات الكالسيوم أو المغنيسيوم، وهي ضمن العناصر المسببة للملوحة إذ تعطي الطعم المالح عندما يكون تركيزها أكثر من (200) ملغرام/لتر ، وإن تراكيزها العالية ضارة للحياة المائية وتغير في صفاتها الطبيعية (سدخان، 2007) . وأظهرت نتائج المعالجة الحيوانية ارتفاع قيم الكبريتات فكانت عند استعمال *A. franciscana* 779.67 ملغم/لتر وعند *A.* (*Rh.*) *salinus* 782.67 ملغم/لتر، وجاء ذلك متوافقاً مع ارتفاع قيم الملوحة، بسبب ارتفاع درجات الحرارة والتبخر .

وتعد مركبات النيتروجين من المغذيات الرئيسية لأغلب الكائنات الحية إذ تحتاجها في النمو والتكاثر . والنترات هي الشكل الشائع لمركبات النيتروجين وعند إختزاله يتحول إلى نتريت (WHO, 1999) . كما وان زيادة تراكيز النترات في البيئة تسبب التلوث أو حدوث ظاهرة الإثراء الغذائي (الإمارة وجماعته، 2001) . وان اغلب تراكيز النترات في الدراسة الحالية كان طبيعياً بسبب الظروف الهوائية المتوفرة خلال المعالجة الحيوانية . والأحياء المائية تأخذ ما يكفيها من النترات للقيام بالعمليات الحيوية المختلفة لان زيادة النترات تسبب تأثيرات فسيولوجية عند بعض الأحياء، فعند تفاعلها مع صبغة الهيموغلوبين التي تنقل الأوكسجين في الدم ينتج مركب أقل كفاءة في نقل الأوكسجين مما يؤثر على نشاط الكائن الحي (السعدي وجماعته، 1986) . وقد نجحت قشريات المعالجة الحيوانية بإزالة النترات فكانت افضل إزالة عند استعمال (الارتيميا) *A. franciscana* وبنسبة 40.21 % وافضل كفاءة للازالة كانت عند الأسبوع الأول وبفارق 1.13، بينما كانت نسبة الإزالة عند استعمال *A.*(*Rh.*) *salinus* هي 30.12 % وافضل انخفاض عند الأسبوع الأول أيضاً وبفارق 1.16 كما لم تحصل إزالة كبيرة للنترات خلال فترات المعالجة وقد يعزى ذلك الى الارتفاع في درجات الحرارة والتي تسبب زيادة

تراكيز الأملاح الذائبة وكذلك زيادة عمليات التحلل . وقد ساعدت التهوية الجيدة على زيادة أكسدة النتريت إلى نترات (اللامي، 2002) . كما وجد Alonso and Camargo (2006) أن أحياء المياه المالحة هي اقل تحسساً من أحياء المياه العذبة لتراكيز النترات .

تزداد أهمية الفوسفات بالنسبة للكائنات الحية إذ أنها تدخل في تركيب الأحماض النووية وفي تركيب الادينوسين ثلاثي الفوسفيت (ATP) الذي يعد حامل للطاقة (Reynolds, 1978) . وقد انخفضت قيم الفوسفات خلال المعالجة الحيوانية إذ سجلت عند استعمال *A. franciscana* افضل إزالة للفوسفات بنسبة 83.47 % وكانت كفاءة الإزالة واضحة ومنذ الأسبوع الأول بفارق 0.63 بينما عند استعمال *A.*(*Rh.*) *salinus* تحققت إزالة للفوسفات بنسبة 82.8 % وكانت افضل كفاءة في الإزالة عند الأسبوع السادس وبفارق 0.67 وهذا الانخفاض في تراكيز الفوسفات يعود الى مدى استفادة هذه الحيوانات منه ومن ثم تؤدي إلى الإسراع في عملية التنقية .

تتواجد العناصر النزرة في المياه بالشكل الذائب إذ تكون بشكل أيونات لها القابلية على المرور من خلال مرشحات ذات فتحات مقدارها 0.45 مايكرومتر وتوجد هذه العناصر كأيونات حرة، كما أن المياه العادمة تحتوي على كميات كبيرة من هذه العناصر (Mojiri, 2011) . إذ أن هذه المياه تحمل انجرافات المدن خصوصاً في الفصول الممطره فتكون غنية بالعناصر النزرة (Agarwal, 2009) . ونلاحظ من خلال نتائج المعالجة الحيوانية أن قيم العناصر النزرة في المياه العادمة المعالج أولياً والذي تم أضافته الى أحواض المعالجة قد انخفضت بشكل واضح بعد عملية المعالجة الحيوانية، إذ أثبتت حيوانات المعالجة قدرتها على امتصاص عناصر النحاس والحديد والخارصين وقد يعزى ذلك الى إن هذه الحيوانات تحتاج الى كميات صغيرة من هذه العناصر الضرورية Essential Elements في عملياتها الحياتية في حين أن عنصر الرصاص لم ينخفض بشكل جيد لأنه عنصر غير ضروري Non-essential Elements وسام حتى في التراكيز المنخفضة نسبياً (Culha *et al.*,2007) . إذ تمتلك الكثير من العناصر النزرة أهمية كبيرة في العمليات الحياتية، وذلك لان معظم الفعاليات الإنزيمية لا تتم إلا بوجودها (Dara, 2004) .

كما تمتاز جميع الحيوانات اللافقرية المائية بقدرتها على اخذ المعادن مع أخذها للماء أو الغذاء (Rainbow and Wang, 2001) . وبعض اللافقريات المائية تستطيع أن تراكم المعادن وهذا يعود الى اختلاف الأصناف والأنواع واستعملت أفراد من شعبة المفصليات على نطاق واسع في دراسة التراكم الحيوي للمعادن شملت بذلك الهائمات الحيوانية رغم صغر حجمها

(Kahle and Zauke, 2003) . وترتبط سمية هذه العناصر للأحياء بمقدار تراكيزها حيث أن التراكيز العالية تؤثر في عمليات الأيض (Rainbow, 2002) . كما أن زيادة تركيز العناصر في القشريات المستعملة بالمعالجة كونها من الأحياء التي تتغذى بطريقة الترشيح والتي تاخذ العناصر النزرة من الوسط الذي تعيش فيه وخاصة المتواجد بصورة دقائقية على اسطح العوالق الحية أو غير الحية التي يتغذى عليها هذا الكائن لتكون بذلك سببا في دخولها الى أنسجته (Boucher–Rodoni *et al.*, 1987). أو قد تدخل العناصر الى أجسام اللافقريات عن طريق الجلد (EPA, 1997) أو عن طريق القناة الهضمية (Ezemonye *et al.*, 2006) أو عن طريق السطح التنفسي كالخياشم (Bradl, 2005) .

أو قد يكون سبب انخفاض العناصر النزرة في المياه المعالجة الى بعض من العوامل الفيزيائية والكيميائية للمياه فمثلاً زيادة الملوحة تؤدي الى تقليل سمية العناصر النزرة تجاه الأحياء المائية بسبب تكوينها معقدات مع أيونات الكلورايد فتجعل العنصر غير متاح حيوياً لاستخدامه من قبل الكائن وتعمل على ترسيبه فتزيد من تركيز هذه العناصر في الرواسب (Salvado *et al.*, 2006) .

تتحدد أعداد البكتريا بعدة عوامل منها درجة الحرارة ومعدل تصريف المياه و كمية المواد العضوية ومصادر التلوث الناتجة من نشاط الأنسان والحيوان (Mutlak *et al.*, 1980) كما أن قيمة الأس الهيدروجيني لها تأثيراً مباشراً في فعاليات الأنزيمات وعلى عملية البناء وجاهزية المغذيات في بيئة البكتريا (Cork and Chase, 1984) فقد بين Rees (1991) العلاقة بين بيئة البكتريا والمحتوى الأيوني لها من خلال تأثيرها على تغذية البكتريا وعملياتها الوظيفية إذ أن الأيونات لها أهمية في المحافظة على شكل الخلية وانقسامها . وخلال المعالجة الحيوانية أنخفض العدد الكلي للبكتريا في المياه العادمة المعالج أولياً والمضاف الى أحواض المعالجة بشكل ملحوظ، وقد يعود السبب الى وجود الأملاح في الماء ودورها الكبير في كبح نمو البكتريا، إذ أن لملوحة المياه علاقة مباشرة بالتنظيم الأزموزي لخلايا الكائن الحي، لذلك فقد لوحظ أن بقاء البكتريا في المياه العذبة أطول من بقائها في مياه البحر (Evison, 1988) .

إن كثافة الأحياء تتغير تبعاً لارتفاع وانخفاض درجات حرارة بيئتها (الراوي وجماعته، 2002) . وبينت نتائج الدراسة الحالية أن أعلى كثافة لأفراد الارتيميا *A. franciscana* كان (653 فرد/لتر) عند درجة الحرارة 21 °م بينما انخفضت كثافة الأفراد مع بداية ارتفاع درجات الحرارة عند نهاية المعالجة . وهذا يدل على أن هناك تاثير قوي لدرجات الحرارة في بقاء ونمو

أفراد الارتيميا *A. franciscana* ويتفق ذلك مع دراسة عبدالله (2007) إذ وجد أن اعلى كثافة لأفراد الارتيميا كانت عند درجة 20 °م . ويبدو أن درجات الحرارة كلما بدأت بالارتفاع تبدا كثافة الأفراد بالانخفاض . فقد وجد Ahmed (2002) أن نسبة الهلاكات لإفراد الارتيميا في محافظة البصرة قد وصلت الى 100 % عند درجة حرارة 30 °م . كما أشار William and Geddes (1991) الى أن درجات الحرارة والملوحة من بين اغلب العوامل الفيزيائية أهمية في حياتية أحياء المياه المالحة والمويلحة، إذ أن الحرارة يمكن أن تؤثر في فعل الملوحة ومن ثم تغير في مديات تحمل الملوحة للكائن الحي وبالعكس .

أما بالنسبة الى *A.(Rh.) salinus* فنلاحظ أن كثافة الأفراد استمرت بالارتفاع إذ وصلت الى 744.33 فرد/لتر عند نهاية المعالجة من دون التأثر بعوامل الملوحة والحرارة، وذلك لأنها تستطيع التكيف ومقاومة الظروف البيئية الشديدة، لهذا فإنها تسود ضمن البيئة المتواجدة فيها (Guerrero *et al*., 2007) . وبالتالي هذا يجعلها تتحمل درجات الحرارة المنخفضة والمرتفعة، وهذا التكيف يدعى بـ Homeoviscous أي يسمح لها أن تبقى نشطة رغم الظروف الصعبة مع القيام بجميع فعالياتها الحيوية واستمرار دورة الحياة (Smyntek *et al*., 2008 ; Brett *et al*., 2009).

الاستنتاجات والتوصيات

الاستنتاجات Conclusions

1- وجود ضعف في أداء محطة حمدان لمعالجة مياه الصرف الصحي ومن المتوقع زيادة نسبتة في المستقبل وذلك بسبب التقادم الذي يصيب الوحدات واعتماد أساليب وتصاميم تقليدية ونمطية دون اللجوء الى تحديثها فضلاً عن زيادة التصاريف التي تتعامل معها المحطة والتي تفوق الطاقة التصميمية للمشروع، إذ تتداخل مع مياه الصرف الصحي أنواعاً أخرى من المياه المتجمعة في شبكات المجاري مثل مياه الأمطار ومياه الغسيل الناتجة عن محطات الوقود والزيوت وبعض الصناعات والورش مما ينتج زيادة العبء على المحطة .

2- طرح المياه الملوثة من محطة حمدان الى قناة شط البصرة بالمعالجة الحالية يؤدي الى رفع ملوثات المياه بدرجة كبيرة والتأثير السلبي على الأحياء المائية، إذ تكون محملة بمواد ملوثة (عضوية ولا عضوية) وعناصر ثقيلة إضافة الى الروائح غير المرغوبة وتشويه المنظر مما يسبب خلل في التوازن الطبيعي للنظام البيئي وتصبح مصدر قلق وخطر كبير على حياة الأشخاص الذين يقطنون بتلك المنطقة .

3 - حققت المعالجة الحيوية (النباتية والحيوانية) في التخلص من الجزء الأكبر من الملوثات العضوية الموجودة بمياه الصرف الصحي وهي لا تتطلب إستعمال أية معدات ميكانيكية وتتميز بإنخفاض تكاليف التنفيذ، وكذلك أدنى المعدلات في إستخدامات الطاقة الكهربائية، إذ تعتبر واحدة من التقانات الصديقة للبيئة والأقل تكلفة بين تكنولوجيات المعالجة المعروفة .

4 - حققت المعالجة النباتية Phytoremediation باستعمال نظام اسطح الجريان الحر كفاءة عالية في تحسين نوعية مياه الصرف الصحي، وسجلت نباتات القصب والجولان اعلى انخفاض للعوامل البيئية المختلفة وإن المياه المعالجة مقبولة من حيث إزالة الحمل العضوي الملوث والمواد العالقة والأملاح وكذلك محتواها من النترات والفوسفات .

5 - سجلت المعالجة الحيوانية Zooremediation كفاءة عالية لخفض الملوثات العضوية والعناصر النزره ولكنها لم تنجح بإزالة الأملاح .

التوصيات Recommendation

1 - تحسين كفاءة محطة حمدان في المعالجة وذلك من خلال استغلال الاراضي الواقعة بعد المحطة عن طريق تشييد اراضي رطبة ذات نظام اسطح الجريان الحر، لمعالجة المواد العضوية والأملاح الذائبة والمغذيات قبل تصريفها في قناة شط البصرة .

2 - تشجيع البحث العلمي في ميدان الموارد المائية، باستعمال مصادر المياه غير التقليدية كالمياه المعالجة من الصرف الصحي في استزراع أنواع معينة من الأسماك، وفي الزراعة والصناعات الصغيرة أو الكبيرة وسقي الحدائق العامة والخاصة . والاهتمام بمياه الصرف الصحي واعتباره جزءاً لا يتجزأ من المنظومة الثلاثية (المياه والصحة والبيئة) وذلك لان إعادة استعمال المياه المعالجة سوف يساعد على سد النقص في مصادر المياه والمحافظة على المصادر الطبيعية لها خاصةً إن العالم قد يكون مقبل على حرب مياه .

3 - توصى الدراسة بتطبيق نظام اسطح الجريان الحر للمناطق التي تتوافر فيها مساحات واسعة من الأراضي غير المستغلة، وذلك لكفاءة النظام العالية في إزالة المحتوى العضوي ولأنها طريقة اقتصادية وملائمة لظروف العراق المناخية (الجو الحار والجاف) .

4 - أن تطبيق نظام المعالجة بواسطة زراعة القصب والجولان هي أقرب ما يمكن الى التنفيذ في القرى نظرا لانخفاض تكاليف إنشائها وتوفر هذه النباتات طبيعياً .

5 - إنشاء نظام وحدات معالجة صغيرة بالأسلوب نفسه تخدم وحدات سكنية محدودة أو مستشفى أو معمل قبل تصريف المياه .

6 - إجراء دراسات مستقبلية بتطبيق أنظمة المعالجة الحيوية باستعمال أنواعاً أخرى من النباتات والأحياء المائية .

المصـــــــادر

المصادر العربية Arabic References

أبو سمور، حسن والخطيب، حامد (1990). جغرافية الموارد المائية، عمان، الطبعة الأولى، دار صفاء للنشر والتوزيع، 225 صفحة.

أحمد، هاشم عبدالرزاق (1987). بايولوجية الأسماك. جامعة البصرة، المكتبة الوطنية – بغداد، 279 صفحة.

ادم، كوركيس عبدال. (1988) "التلوث البيئي". تأليف ج.م. دكسن مترجم، وزارة التعليم العالي والبحث العلمي، جامعة البصرة، دار الحكمة للطباعة والنشر، 469 صفحة.

أكساد (1998). مداولات الندوة الوطنية حول تقانات معالجة المياه العادمة وإعادة استعمالها في الزراعة، من 25 - 1998/11/26 دمشق - سوريا.

الأسدي، كفاح صالح (2008). تاثير مخلفات الصرف الصحي على تلوث المياه السطحية في محافظة النجف. مجلة القادسية للعلوم الإنسانية، 3(11): 239 - 254 .

الأمارة، فارس جاسم محمد والسعد، حامد طالب وخلف، طالب عباس (2008). بعض الخصائص الفيزياوية والكيمياوية والأملاح المغذية في مياه ساحل المخا/اليمن ومقارنتها بالخليج العربي. مجلة أبحاث البصرة، 34(1):16-27.

الأمارة، فارس جاسم محمد والوادي، رياض عزيز غضبان (2001). تحسين نوعية مياه شط العرب بالمعالجة الكيمياوية لأغراض الشرب. مجلة جامعة بابل - العلوم الصرفة والتطبيقية، 6(3):414 - 420 .

الأميري، نجلة جبر محمد (2006). تقييم واستصلاح مياه الصرف الصحي باستخدام المرشحات المختلفة وإعادة استخدامها للري. أطروحة دكتوراه، كلية الزراعة، جامعة البصرة. 219 صفحة.

الأمين، ناديا عماد طارق (2006). استزراع النوع *Artemia fransiscana* مختبرياً تحت ظروف ملحية وغذائية مختلفة. رسالة ماجستير، كلية العلوم للبنات، جامعة بغداد، 70 صفحة.

التميمي، عبدالناصر عبدالله مهدي والقافلي، أمين عبود كبان (2009). تاثير محطة معالجة مياه فضلات الرمادي في الهائمات النباتية وبعض الصفات الفيزيائية والكيميائية لنهر الفرات العراق. مجلة بغداد للعلوم، 6 (4): 664 - 673.

التميمي، كامل مهدي (1994). بايولوجيا التلوث. مترجم، الطبعة الأولى- وزارة الثقافة والأعلام، دار الشؤون الثقافية العامة، بغداد – العراق، 113 صفحة .

الجنابي، قاسم عمار حمود (2013). المعالجة النباتية لمياه الفضلة الصناعية لشركة الفرات العامة للصناعات الكيمياوية في محافظة بابل – العراق. رسالة ماجستير، كلية العلوم، جامعة بابل، 124 صفحة.

الحايك، نصر (1990). طرائق معالجة مياه الصرف، دار الحصاد للنشر والتوزيع، دمشق، ص5 .

الحسين، جمال أحمد (2004). الإنسان وتلوث البيئة. جامعة البلقاء التطبيقية، دار الامل للنشر والتوزيع، اربد، الاردن، 255 صفحة.

الحلو، عبد الزهرة عبد الرسول نعمة (2001). بعض المواصفات الكيميائية لمياه شط العرب وصلاحيتها للاستخدامات المختلفة عند مدينة البصرة. مجلة وادي الرافدين، 16(1):295-308.

الخير، أياد (2001). طريقة حديثة في معالجة مياه الصرف الصحي واستخدامها في الري. مؤتمر التكنولوجيا العراقي السابع، الجامعة التكنولوجية، بغداد – العراق ، ص : 264–276**.**

الدوري، نبراس لفته عبدالقادر (2001). تأثير الزئبق والرصاص في دورة حياة الحيوان القشري (Copepoda: Cyclopoida) *Cyclops vernalis* Fisher. رسالة ماجستير، كلية التربية ابن الهيثم، جامعة بغداد، 122 صفحة.

الراشدي، راضي كاظم (1987). "علاقة التربة بالنبات". وزارة التعليم العالي والبحث العلمي، كلية الزراعة - جامعة البصرة، 464 صفحة.

الراوي، أكرم شافي ويحيى، عبد الغني إبراهيم والحسين، أحلام عمر علي (2002). دراسة النوعية الميكروبية والفيزيوكيميائية لمياه الشرب في مصنعي ألبان في مدينة بغداد. مجلة أبحاث البيئة والتنمية المستدامة، 5(2) : 74-82 .

الراوي، خاشع محمود وخلف الله عبدالعزيز محمود (2000). تصميم وتحليل التجارب الزراعية. طبعة ثانية، دار الكتب للطباعة والنشر، جامعة الموصل، 488 صفحة.

الربيعي، عدنان ياسين محمد (2002). التلوث البيئي. وزارة التعليم العالي والبحث العلمي، كلية التربية للعلوم الصرفة - جامعة ديالى. 366 صفحة .

الربيعي، غيداء حسين (2003). استخدام الطحالب في معالجة مياه الفضلات المنزلية. رسالة ماجستير. كلية العلوم، علوم الحياة – الجامعة المستنصرية، 174 صفحة.

الركابي، حسين يوسف (1992). دراسة بيئية وفسلجية لبعض النباتات المائية في هور الحمار. أطروحة ماجستير، جامعة البصرة، 122صفحة.

الريماوي، عمر (2004). أساسيات علم البيئة. ط 2، دار وائل للطباعة والنشر، عمان.

الزهيري، مظفر صادق حسن (2008). التقييم المستقبلي لكفاءة أداء محطات معالجة مياه الصرف لمدينة بغداد. مجلة التقني، مجلد 21 (1): 14 - 23.

السعد، حامد طالب ومهيوب، عبد الرحمن سعيد ونادر، عبد سلمان (2003). التلوث البحري. كلية علوم البحار والبيئة. جامعة الحديدة – اليمن، 339 صفحة.

السعدي، حسين علي (1994). البيئة المائية في العراق ومصادر تلوثها. وقائع مؤتمر البحث العلمي ودوره في حماية البيئة من مخاطر التلوث، تحرير الدكتور حسين علي السعدي، دمشق 26 – 28 / 9 / 1993 ، اتحاد مجالس البحث العلمي العربية، الأمانة العامة، بغداد : ص 59 – 88 .

السعدي، حسين علي (2002). علم البيئة والتلوث. وزارة التعليم العلي والبحث العلمي، جامعة بغداد، كلية التربية للبنات، 615 صفحة.

السعدي، حسين علي (2006). أساسيات علم البيئة والتلوث. دار اليازوري العلمية، عمان-الأردن. 411 صفحة.

السعدي، حسين علي والدهام، نجم قمر والحصان، ليث عبدالجليل (1986). علم البيئة المائية. وزارة التعليم العالي والبحث العلمي، دار الكتب للطباعة والنشر، 538 صفحة.

السعدي، حسين علي والمياح، عبدالرضا (1983). النباتات المائية في العراق. منشورات جامعة البصرة، مركز دراسات الخليج العربي، البصرة – العراق، 192 صفحة .

السنجري، مازن نزار فضل (2011). اختبار كفاءة نبات القصب في المعالجة الأولية للمياه الملوثة. مجلة تكريت للعلوم الصرفة . الجزء: 16(2): 123 – 127 .

الشاوي، عماد جاسم والربيعي، ايمن عبد اللطيف وعبد الله، شاكر بدر(2007). دراسة لمنولوجية للجزء الجنوبي لنهري دجلة والفرات ومدى تأثيرها على الصفات الفيزيائية والكيميائية لمصب شط العرب. مجلة المعلم الجامعي، 6(11): 125-136.

الصافي، عبير غازي والموسوي، نداء جاسم (2012). دراسة بعض العوامل الفيزيائية والكيمياوية والتكوين النوعي للهائمات النباتية لمحطتي معالجة الفضلات المنزلية في حمدان ومعالجة مياه الإسالة المجهزة لمدينة البصرة في البراضعية . مجلة التقني، هيئة التعليم التقني، 25 (1): 69 – 80 .

الضايف ،انتصار محسن عبود (2006). "دراسة بعض العوامل البيئية والبكتريولوجية المؤثرة على نوعية مياه الفضلات في محطة حمدان ووحدة معالجة مياه الفضلات في الشركة العامة للأسمدة الكيمياوية الجنوبية في محافظة البصرة". رسالة ماجستير، كلية العلوم، جامعة البصرة . 127 صفحة.

الظفيري، عبدالله علي احمد (2002). الأفاق المستقبلية لاستخدامات المياه في الوطن العربي. الندوة العالمية لأفاق البحث العلمي في الوطن العربي، المؤسسة العربية للعلوم والتكنولوجيا، الأمارات العربية المتحدة، EW 65 .

الظفيري، عبدالله علي احمد (2009). استخدام التغطية في تقنين متطلبات الري لمحصول الذرة الصفراء (*Zea mays* L.) وزيادة كفاءة استخدام المياه في وسط العراق. المؤتمر الدولي لترشيد استعمالات المياه في المناطق الجافة، للفترة 12 – 14 اكتوبر 2009، جامعة الملك عبدالعزيز – المملكة العربية السعودية .

العباوي، دنيا علي حسين (2009). دراسة نوعية وكمية وبيئية للنباتات المائية في أهوار العراق الجنوبية خلال عامي 2006 –2007. أطروحة دكتوراه . كلية العلوم . 205 صفحة.

العبيدي، إيناس عبد المنعم (1990). الحلول والضوابط التخطيطية للحد من تأثير الصناعات الملوثة للمياه، رسالة ماجستير، مركز التخطيط الحضري والإقليمي، جامعة بغداد، 197 صفحة .

العبيدي، تغريد صادق محسن (2005). دراسة بعض الجوانب الحياتية لروبيان الممالح واستخدامه لتغذية يرقات اسماك الكارب العادي *Cyprinus Carpio* والكارب العشبي *Ctenoptaryngodon idella* . أطروحة دكتوراه، جامعة بغداد، كلية الزراعة، 185 صفحة.

العدوي، محمد صادق (2008). هندسة حماية البيئة وإدارة المخلفات. القاهرة، دار الفكر العربي للطباعة والنشر، الطبعة الأولى، 496 صفحة.

الغالبي، بشرى علي غياض (2013). دراسة كفاءة محطة معالجة مياه الصرف الصحي و تأثيرها في بعض الخصائص الفيزيائية و الكيميائية و الجرثومية و بعض العناصر النادرة لمياه نهر الفرات قرب مركز مدينة الناصرية- جنوب العراق . رسالة ماجستير. كلية العلوم، جامعة ذي قار، 119 صفحة.

الغالبي، مؤيد جعفر ياسين (2001). تقييم كفاءة محطة معالجة مياه الصرف الصحي لمدينة النجف الأشرف. وزارة التعليم العالي والبحث العلمي، الجامعة التكنولوجية، قسم هندسة البناء والإنشاءات، رسالة نيل شهادة الدبلوم العالي في هندسة البيئة، 87 صفحة.

اللامي، علي عبدالزهرة (2002). نوعية مياه ورواسب نهر دجلة قبل وبعد مدينة بغداد – العراق. المجلة العراقية لعلم الأحياء، 2(2) : 289 – 296 .

اللبدي، علي (1989). الموارد المائية غير التقليدية في الوطن العربي. منشورات المنظمة العربية للتربية والثقافة والعلوم، إدارة العلوم، 1 – 52 صفحة .

المسح البيئي في العراق (2005). نتائج المسح البيئي لقطاع (الماء ـ المجاري ـ الخدمات البلدية)، وزارة التخطيط بالتعاون مع منظمة اليونيسف، الجهاز المركزي للإحصاء.

المسح البيئي في العراق (2010). نتائج المسح البيئي لقطاع (الماء ـ المجاري ـ الخدمات البلدية)، وزارة التخطيط بالتعاون مع منظمة اليونيسف، الجهاز المركزي للإحصاء.

المصلح، رشيد محجوب (1988). علم الإحياء المجهرية للمياه. مطبعة الحكمة للطباعة والنشر، جامعة بغداد، 364 صفحة.

المنمي، دياري محمد (2002). دراسة كيميائية وبيئية للمياه الجوفية في مدينة السليمانية وضواحيها. رسالة ماجستير، جامعة بغداد ـ كلية العلوم، 200 صفحة.

الموسوي، نداء محمد جاسم (1992). دراسة بيئية لمصب شط العرب عند مدينة البصرة. رسالة ماجستير، جامعة البصرة، 114 صفحة .

الناشئ، علي عبد الرحيم (2002). الأثراء الغذائي في نهر الدغارة و انعكاساته على صلاحية استخدامات المياه في مدينة عفك. مجلة القادسية، 7(1):52-63.

النعيمي، سعد الله نجم عبد الله (1990). "علاقة التربة بالماء والنبات"، وزارة التعليم العالي والبحث العلمي، جامعة الموصل، مديرية دار الكتب للطباعة والنشر . 532 صفحة .

برنامج الأمم المتحدة للبيئة (2006). السلفونات المشبعة بالفلور اوكتين، اتفاقية استكهولم بشان الملوثات العضوية، جنيف 6 – 10 تشرين الثاني .

بن محمود، خالد رمضان (2009). (41) خبرة المركز العربي لدراسات المناطق الجافة والأراضي القاحلة (أكساد) في مجال استعمال المياه غير التقليدية في المنطقة العربية. جامعة الدول العربية. المؤتمر الرابع للتقانات الزراعية.

جاسم، عادل قاسم (2008). تقييم مدى كفاءة النباتات المائية في تحسين نوعية مياه الأهوار الجنوبية وبعض القنوات الداخلية في مدينة البصرة. أطروحة دكتوراه، كلية الزراعة /جامعة البصرة . 157 صفحة.

جيمس (1998). "دليل تشغيل برنامج جيمس/ للمياه". نظام مراقبة البيئة العالمية المكتب الإقليمي لشرق المتوسط / المركز الاقليمي لأنشطة صحة البيئة منظمة الصحة العالمية.

حسن، سعد عزيز وحسن، حسين حميد (2004). تقييم التلوث العضوي لنهر الفرات /منطقة الكوفة - محافظة النجف الأشرف. مجلة جامعة بابل / العلوم الصرفة والتطبيقية، 9 (3) : 775- 782.

حسن، فكرت مجيد وصالح، محمد جواد وحميد، حمودي عباس (2005). تقدير بعض العناصر الثقيلة في المياه العادمة لشركة الفرات العامة-العراق وتأثيراتها. مجلة أبحاث البيئة والتنمية المستدامة، 8(1): 51- 75.

حسين، صادق علي (2001). مصادر التلوث العضوي في المياه الداخلية العراقية وأمكانية السيطرة عليها وإعادة استخدامها. مجلة وادي الرافدين لعلوم البحار، 16 (1) : 489 – 505 .

حمادي، طارق حسن (1991). العناصر الغذائية الصغرى في الزراعة. دار الحكمة للطباعة والنشر وزارة التعليم العالي والبحث العلمي، جامعة بغداد - العراق. 386 صفحة.

حمود، نديم (1999). دراسة بيئية تصنيفية للطحالب في أحواض الأكسدة بالسلمية ودورها في التنقية الذاتية. مجلة جامعة دمشق، سلسلة العلوم الهندسية،16 (1): 57-93 .

خلف، عمر كريم وعبدالرزاق، ابراهيم بكري ومناجد، محمود هويدي (2013). تقييم بعض خصائص مياه الصرف الصحي المعالجة في محطة النعيمية(الفلوجة). 1– تقييم الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه الصرف الصحي المعالجة. مجلة الفرات للعلوم الزراعية، 5(4) : 206 – 214 .

خليل، محمد احمد (2007). تصميم عمليات المعالجة للصرف الصحي. دار الكتب العلمية للنشر والتوزيع، القاهرة، 534 صفحة .

خويدم، كريم حسين (2012). تاثير مياه الصرف الصحي على نوعية مياه نهر ديالى ضمن مدينة بعقوبة. المجلة العراقية للعلوم، 53(1): 113 – 124 .

داوود، معن (2003). استخدامات الموارد المائية في الجمهورية العربية السورية للأغراض الزراعية، مؤتمر أسبوع العلم الثالث والأربعون .

ذجر، لمياء عبدالسادة وحسين، هبة ثامر وحمود،امل حمزة وناجي،هاني سعد وجاسم، بان عبدالوهاب وحمدان، غنية عيال (2011). معالجة المياه الملوثة صناعياً بالرصاص باستخدام الهائم الحيواني *Philodina roseola* كمرشح بايولوجي. مجلة كلية التربية الأساسية، العدد 72 : 753–

. 764

رجب، حامد حسين (2013). استخدام المياه العادمة لأغراض الري واحتمالات التلوث البيئي بأيوني الرصاص والكادميوم. مجلة القادسية للعلوم الزراعية، 3(1): 62 - 72 .

رشيد، خالد عباس وصبري، انمار وهبي وسبتي، حسين علي وكامل، رويدة فاهم وعبد السلام، نادية (2004). إزالة الفينولات من مياه الفضلات الصناعية والصرف الصحي بتقنية الزراعة المستمرة للطحالب .المؤتمر الدولي الثاني للتنمية والبيئة في الوطن العربي 23- 25 آذار، مركز الدراسات والبحوث البيئية، جامعة أسيوط، مصر:561 - 566 .

رشيد، خالد عباس وصبري، انمار وهبي وشحاذة، هشام عطا (2000). دراسة بعض الصفات الفيزيائية والكيميائية للجزء الاسفل من نهر ديالى ودجلة جنوب بغداد. المؤتمر القطري العلمي الأول في تلوث البيئة وأساليب حمايتها، بغداد:46 صفحة.

رشيد، شيماء احمد (2007). دراسة وتقييم الملوثات الناتجة عن مشاريع الرستمية. مجلة الهندسة والتنمية، 11 (1): 1 - 13 .

سبتي، حسين علي (2005). دراسة استخدام طرائق التهوية الميكانيكية في زيادة المحتوى الأوكسيجيني للمياه المصرفة و اثرها في بعض الأحياء المائية. رسالة ماجستير، كلية التربية ابن الهيثم - جامعة بغداد، 140 صفحة.

سدخان، احمد ميس (2007). تلوث مياه نهر الفرات في محافظة ذي قار، رسالة ماجستير، كلية التربية، جامعة البصرة، 249 صفحة .

سرحان، عبد الرضا طه (2002). شحة الموارد المائية وانعكاساتها على نوعية المياه وتلوثها. مجلة القادسية، المجلد 7(4): 133- 148.

سعيد، زهير محمد (2000). إعادة استخدام المياه الصناعية المصرفة، المؤتمر الدولي الأول لتعاملات المياه الصناعية، الشركة العامة للصناعات البتروكيمياوية، 19 – 20 تشرين الثاني .

سلطان، انتصار نعيم وعبدالصاحب، ابتسام مهدي (1992). نمو وانتاجية روبيان الممالح *Artemia* sp. في منطقة البصرة. مجلة وادي الرافدين، 7(1) : 107 – 124 .

سلمان، جاسم محمد ولفتة، صادق كاظم وجواد، حسن جميل (2008). دراسة لمنولوجيه على نهرالعباسية. العراق، مجلة القادسية – العلوم الصرفة،13 (1): 48 - 58.

سلمان، سلمان داود وعلي، مالك حسن ومحمد، داود سلمان واحمد، هدى كاظم ومحمد، هناء حسين (2007). تطوير وحدة إنتاج الارتيميا باستخدام الظروف المثلى لإنتاج افضل من الارتيميا المحلية. مقدم الى دائرة البحث والتطوير/قسم رعاية العلماء والمبدعين . التقرير النهائي لمشروع البحث رقم (349). قسم الأحياء البحرية – مركز علوم البحار – جامعة البصرة، 176 صفحة.

شحاته، حسن احمد (1998). التلوث البيئي فيروس العصر المشكلة أسبابها وطرق معالجتها. الطبعة الأولى، دار النهضة العربية، القاهرة، 675 صفحة.

صالح، موفق انهاب (2000). دراسة لمنلوجية على نهر دجلة في محافظة صلاح الدين. رسالة ماجستير، كلية التربية – جامعة صلاح الدين، 100 صفحة.

صبوح، حسام (2008). استخدام مبدا التهوية المتدرجة في أحواض التهوية عند معالجة مياه الصرف الصحي. مجلة تشرين للبحوث والدراسات العلمية– سلسلة العلوم الهندسية، 30(4): 9 - 30 .

طليع، عبد العزيز يونس (2004). دراسة كمية ونوعية الفضلات السائلة المطروحة من مدينة الموصل وتأثيرها في نوعية مياه نهر دجلة ، رسالة ماجستير، كلية التربية، قسم علوم الحياة – جامعة الموصل، 127 صفحة .

طليع، عبد العزيز يونس والبرهاوي، نجوى إبراهيم (2000). تلوث مياه نهر دجلة بالفضلات السكنية شمال مدينة الموصل. مجلة التربية والعلم، العدد 21: 4 - 13.

عباوي، سعاد محمد وحسن، محمد سليمان (1990). الهندسة العملية للبيئة، فحوصات الماء. دار الحكمة للطباعة والنشر – جامعة الموصل، 248 – 261 ص.

عبدالحسين، غفران ذياب (2008). كفاءة استخدام المياه العادمة المعالجة من محطة الرستمية. رسالة ماجستير، مركز التخطيط الحضري والإقليمي، جامعة بغداد. ص 9- 10 .

عبد الرضا، عبد الرضا كاظم (1981). التلوث البكتيري لمياه بعض الآبار في العراق. رسالة ماجستير، كلية العلوم، جامعة بغداد، 79 صفحة .

عبدالصبور، ممدوح فتحي (2000). تقنيات مياه الصرف الصحي وإعادة استخدامها للأغراض الزراعية. وحدة تلوث المياه والتربة، الطاقة الذرية، مصر، مجلة أسيوط للدارسات البيئية – العدد (19): 33 - 45 .

عبدالله، داود سلمان محمد (2007). انتقاء الظروف المثلى لأفضل إنتاج من روبيان الممالح *Artemia*

(Kellogg) *franciscana* من البصرة. أطروحة دكتوراه، كلية العلوم، جامعة البصرة . 166 صفحة.

عبدالله، عبدالعزيز محمود والعيسى، صالح عبدالقادر وجاسم، عادل قاسم (2001). الخصائص الفيزيائية والكيميائية لمياه الجزء الشمالي من شط العرب . مجلة البصرة للعلوم الزراعية . 14(3) : 123 – 142 .

عبدالله، علي ناصر (2012). الأبعاد البيئية لمياه الصرف الصحي في مدينة العمارة. مجلة أبحاث البصرة (العلوم الإنسانية). 37(2): 248 – 261 .

عبدالماجد، هجو محمد (2001). مخلفات الصرف الصحي: الخواص والمعالجة وإعادة الاستخدام. الطبعة الأولى، جامعة الملك سعود، المملكة العربية السعودية، الرياض، 158 صفحة.

علكم، فؤاد منحر (2002). اثر التلوث المائي في نهر الديوانية على كفاءة المجمعات المائية لقريتي النواصر وآل حمادي في محافظة القادسية. مجلة القادسية/العلوم الصرفة، 7 (3):16-21.

علي، زينب حسين وسلمان، كوثر عبد الرزاق وعبد اللطيف، خولة احمد (2001). تقييم كفاءة المرشحات في محطة تصفية المياه الثقيلة في الرستمية. مجلة علوم المستنصرية، المجلد 12 (5) : 200 - 212 .

علي، لطيف حميد (1987). "التلوث الصناعي". وزارة التعليم العالي، جامعة الموصل، كلية العلوم، دار الكتب للطباعة والنشر، 331 صفحة.

عمر، محمد إسماعيل (2006). معالجة المياه. دار الكتب العلمية للنشر والتوزيع، القاهرة، 431 صفحة.

لطيف، باسل عبدالجبار (1990). تلوث البيئة والسيطرة عليه. دار الحكمة للطباعة، بغداد ص15.

محددات نظام صيانة الأنهار والمياه العمومية من التلوث رقم 25 لسنة 1967 والتعديلات الملحقة به. منشور دائرة حماية وتحسين البيئة – قسم العلاقات 1998 .

مشكور، سامي كاظم (2002). تأثير المياه الثقيلة والصناعية لمدينة السماوة على تلوث مياه نهر الفرات، مجلة القادسية / العلوم الصرفة، 7 (2): 29-40.

مصطفى، طرفة وعلي نظام، عدنان (2005). التنقية المايكروبايولوجية للمخلفات السائلة المنزلية باستعمال نباتات البوتوموس مجلة جامعة دمشق للعلوم الأساسية، 21 (2): 163 - 187 .

مصطفى، معاذ حامد (2002). وادي المر مبزل طبيعي لمشروع ري الجزيرة الشمالي، مجلة أبحاث البيئة والتنمية المستدامة، 5 (1): 37-67.

مقابلات شخصية مع الدكتورة كفاح محمد خضير(2012)/ خبيرة بمعالجة مياه الصرف الصحي / قسم الهندسة المدنية / كلية الهندسة - جامعة البصرة.

مقابلات شخصية مع مدير إدارة محطة معالجة حمدان (2013) المهندس قصي شاكر عبدالله .

موسى، علي حسن (2000). التلوث البيئي. دار الفكر المعاصر، بيروت، الطبعة الأولى. 424 صفحة.

مولود، بهرام خضر والسعدي، حسين علي والأعظمي، حسين أحمد شريف (1990). البيئة والتلوث العملي . وزارة التعليم العالي والبحث العلمي ، بيت الحكمة ، جامعة بغداد . ص205.

نصرالله، إسراء كريم (1997). قابلية بعض أنواع الطحالب الخضراء على إزالة الفوسفات والنترات من مياه الصرف الصحي، رسالة ماجستير، كلية التربية / ابن الهيثم – جامعة بغداد. ص88.

نغيمش، رزاق غازي وعداي، زهير راضي ومهدي، ليلى محسن (2008). دراسة بعض الخصائص الفيزيائية والكيميائية لنهر الفرات في مدينة الناصرية. مجلة أوروك للأبحاث العلمية، 1:175-181.

المصادر الأجنبية Foreign References

Abdulla, M. H. ; Sidi, J. and Aris, A. Z. (2007). Heavy metals (Cd, Cu, Cr, Pb and Zn) in *Meretrix meretrix* Roding, water and sediments from estuaries in Sabah, north Borneo. Inter. J. Environ. and Sci. Edu., 2 (3): 69 – 74.

Abdulla, H.J.; Al- Marjani, M.F. and Baqir, B.A. (2008). Study of some bacteria and chemical contents of polluted water in Baghdad city , Iraq . Al – Mustansiryia J. Sci. 9(2): 15 – 20.

Abdulla , H.J.; Al- Sady, H.A. and Husson, A.S. (2012). Soil water, and Plant analysis (In Arabic) . Dar Dejla. Aman Jordain. PP. 375.

Abowei, J.F.N.; Davies O.A. and Eli, A. (2010). Physico-chemistry, morphology and abundance of fin fish of Nkoro River, Niger Delta, Nigeria. Int. J. Pharm. Bios ci, 6 (2).

Addy, K.; Green, L. and Herron, E. (2004). pH and Alkalinity. URI Watershed Watch , (3) : 1- 4.

Afzal, S.; Ahmed, I.; Younas, M.; Zahid, M.; Khan, M.; Igaz, A. and Alim K. (2000). Study of water quality of hydiaradrian, India – Pakistan . Envi. Int. 26 (1-2) : 87 - 96 .

Agarwal, S.K. (2009). Pollution Management; (Vol-II) Water Pollution. A P H publishing corporation. New Delhi. 384 p.

Ahmed, H.K. (2002). Effect of temperature on growth and survival of the brine shrimp A salina (L.): a local strain from Basrah region. Marina Mesopotamica, 17(2): 329-339.

Akpor, O.B. and Muchie, M. (2011). Enviromental and puplic health, implication of wastewater qualiy. African J. of Biotechnology. 10(13) :2397 - 2387.

Alfonso, G. and Belmonte, G. (2011). Calanoida (Crustacea Copepoda) from the inland waters of Apulia (south-eastern Italy). J. Limnol., 70(1): 57-68.

AL- Husony, R.M.E.; Hassony, H.J. and Sarhan, A.T. (2011). Study on the quality of water in Diyola and Tigris rivers in southern Baghdad Al - Kufa University Journal for biology ISSN , 1(1): 2073 – 8854.

ALI, S.; LIU, G. and LI, Z. (2013). The Acute Toxicity of Phenolic Compounds and Heavy Metals on Brine Shrimp *Artemia sinica* (Crustacea: Artemiidae). Sindh University Research Journal (Science Series), 45 (1): 21-24.

Al-Kinzawi, M.A.H. (2007). Ecological Study of Aquatic Macrophytes in the Central Part of the Marshes of Southern Iraq. M.Sc. Thesis, College of Science for Women, Biology Department, University of Baghdad, Iraq. 286 pp.

AL-Lami, A.A.; Kassim, T.I. and AL-Dylymei, A.A. (1999). A Limnological study on Tigris river, Iraq. The scientific Journal of Iraqi Atomic Energy Commission, vol.(1).

Al–Layla, M.A.; Ahmad, S. and Middlebrooks, E.J. (1980). Handbook of Wstewater collection and treatment: principles and practices, Garland STPM press. New York. 504 pp.

Allinson, G.; Laurenson, L.J.B.; Pistone, G.; Stagnitti, F. and Jones, P.L. (2000). Effects of dietary copper on the Australian freshwater Crayfish, C*herax destructor*. 46:117-123.

Al-Mukhtar, E.A.; Musa, S.A.; Sabri, S. and Ali, N.M. (1986). Physical and chemical characteristics of lower reaches of Diyala, central Iraq. J. Environ. Sci. Health, 21(16): 537-550.

Alonso, A. and Camargo, J.A. (2006). Toxicity of nitrite to three species of freshwater invertebrates. Environmental Toxicology, 21:90-94.

Al-Saad, M. (2008). Municipal Wastewater Treatment Using Reed Bed Eco-Technology. The 1st Regional Conference of Eng. Sci. 11(3) 494-505.

Alsamawi, A.A. (2000). The use of reed plants for wastewater treatment: the Iraq experience. Schriftenr Ver Wasser Boden Lufthyg. 105:311-7.

Al-Turaihy, T.A.A. (1997). Waste water treatment using overland flow system. Ph.D. thesis, Engi, Coll.,Baghdad, Uinv.,163pp.

Al-Zubaidi, A.J.M. (1998). Distribution and abundance of the zooplankton in the Shatt Al-Arab Estuary and North West Arabian Gulf .Ph.D. Thesis, University of Basrah, College of Science, Dept. Biology, 200 pp.

Amer, F.M.; Kamel, M.A. and Hamza, K.I. (2000). "Surveying Priorities of Nonconventional Water Resources, Municipal and Industrial Wastewater as Irrigated Resource". Egyptian Academy of Scientific Research and Technology, First Report, June 2000.

Anber, R.M.S. (1984). Studies on the algae of pollued River Kelvin. Ph.D. Thesis,Univ. of Glasgow. U.K., 322 pp.

APHA, American public Health Association. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 10th ed. Wasshington, 268 pp.

Aravind, P.; Prasad, M.N.V.; Malec, P.; Waloszek, A. and Strzalka, K. (2009). Zinc protects Ceratophyllum demersum L.(Free-floating hydrophyte)

agaist reactive oxygen species induced by cadmium . J. of Trace Elem. Medi. Bio. ,23 : 50-60 .

Armstrong ,W.; Cousins, D.; Armstrong, J.; Turner, D.W. and Beckett P.M. (2000). Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rhizosphere: amicroelectrode and modelling study with *Phragmites australis*. Annals of Botany, 86: 687-703.

Arora, M.; Kiran, B.; Rani, S.; Rani, A.; Kaur ,B. and Mittal ,N. (2008). Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. Food chemistry,11:811-815.

Aziz, A.M. and Aws, A. (2012). Waste Water Production Treatment and use in Iraq Country report . Republic of Iraq, Ministry of Water Resources. 19pp.

Aziz, N. A.; Salih, S.M. and Hama-Salh, Y. (2012). Pollution of Tanjero River by Some Heavy Metals Generated from Sewage Wastwater and Industrial Wastewater in Sulaimani District. Journal of Kirkuk University –Scientific Studies, 7(1): 67 – 84 .

Aziz, N.M.; Al-Adhub, A.H. and Al-Imarah, F.J. (2006). *Phragmites austratis* and *Typha domengensis* as bioaccumulators and biomonitors of three trace metals along shatt Al- Basrah canal, south of Al- Hammer marsh. Marsh Bull., 2: 17 – 183.

Babatunde, A.O.; Zhao, Y.Q.; O'Neill, M.; O'Sullivan, B. (2008). Constructed wetlands for environmental pollution control: a review of developments, research and practice in Ireland . Environment International. 34 (1): 116-126.

Badhul Haq, M.A.; Vijayasanthi, P.; Vignesh, R.; Shalini, R. and Rajaram, R. (2012). Effect of Probiotics against Marine Pathogenic Bacteria on *Artemia franciscana.* Journal of Applied Pharmaceutical Science 02 (04: 38-43.

Baldantoni, D.; Alfani, A.; Di Tommasi, P.; Bartoli, G. and Virzo De Santo, A. (2004). Assessment ofmacro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. Environ. Pollut. 130, 149–156.

Barahona-Gomariz, M.V.; Sanz-Barrera, F. and Snchez-Fortn, S. (1994). Acute Toxicity of Organic Solvents on *Artemia salina*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 52(2): 766 - 771.

Baran, M.; Varadyova, Z.; Kraamar, S. and Hedbavn, J. (2002). The Common Reed (*Phragmites australis*) as a Source of Roughage in Ruminant Nutrition . ACTA. VET. BRNO. 71: 445–449.

Barman, S.C.; Sahu, R.K.; Bhargava, S.K. and Chatterjee, C. (2000). Distribution of heavy metals in wheat, mustard and weed grains irrigated with industrial effluents. Bull. Environ. Conta. Toxicol., 64, 489-496 .

Bernez, I.J.; Coudreuse, H.; Daniel, J.; Haury and Coeur, D.L. (2004). Bioindication using vegetation of three regulated rivers under agro-industrial pressure in western France. Annali di Botanica – nuova serie, 4: 37–48.

Bhatnagar, S. and Kumari, R. (2013). Bioremediation: A Sustainable Tool for Environmental Management – A Review . Annual Review and Research in Biology. 3(4): 974-993.

Booth, D.B. (2005). Challenges and prospects for restoring urban streams: a perspective from the Pacific Northwest of North America. Journal of the North American Benthological Association, 24 (3): 724 – 737.

Boucher-Rodoni R.; Boucaud-Camou, E. and Mangold, K. (1987). Feeding and Digestion. In Cephalopod life cycles: comparative reviews, vol. II (ed. P. R. Boyle). London: Academic Press. pp. 85-108.

Bouwer, H. and Chaney, R.L. (1974). Land treatment of wastewater. In Advances in Agronomy, Vol.26. N. C. Brady (edited by N. C. Brady), Academic, Press, New York, vol. 26: 133 – 176 .

Bradl, H.B. (2005). Heavy metals in the environment, origin interaction and remediation. Elsevier Academic Press. 269 pp.

Bragato, C.; Brix, H. and Malagoli, M. (2006). Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and Bolboschoenus maritimus (L. Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed). Environ. Pollut.144: 967–975.

Brett, M.T.; Muller-Navarra, D.C, and Persson, J. (2009). Crustacean zooplankton fatty acid composition. In: Arts MT, Brett MT, Kainz M (eds) Lipids in aquatic ecosystems. Springer, New York, pp 115–146.

Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. Wat. Sci. Tech., 29: 71-78.

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. Water Sci. Technol., 35: 11–17.

Brix, H. and Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. Ecological Engineering, 25 : 491–500.

Burdick, D.M.; Buchsbaum, R. and Holt, E. (2001). Variation in soil salinity associated with expansion of *Phragmites australis* in salt marshes. Envirn. Exp. Bot. 46: 247–261.

Burrows, w. (1973). Text book of Microbiology , 12th . Ed., (W .B. Saunder .company), Vol. (10): 289 pp.

Calleja, M. C. and Persoone, G. (1992). Cyst-based toxicity test IV, the potential of ecotoxicological test for the prediction of acute toxicity in man as evaluated on the first ten chemicals of the MEIC programme. ATLA- AL-tern Lab Animals, 20: 396-405.

Camargo, W.N.; Ely, J.S. and Sorgeloos, P. (2003). Morphometric characterization of thalassohaline Artemia population rom the Colombian Caribbean. J. Biogeography, 30: 697-702.

Carpenter, S.R. and Lodge, D.M. (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. Aquat. Bot., 26: 341–370.

Casey, H. (1977). Origin and variation of nitrate nitrogen in the chalk springs-streams and rivers in Dorset and its utilizations by higher plants. Prog.Wat. Tech., 8: 225-235.

Castro-Mejíal, J.; Castro-Barrera, T.; Hernández-Hernández, L.H.; Arredondo-Figueroa, J.L.; Castro-Mejíal, G. and Lara-Andrade, R. (2011). Effects of salinity on growth and survival in five *Artemia franciscana*

(Anostraca: Artemiidae) populations from Mexico Pacific Coast. Rev. Biol. Trop., 59 (1): 199-206.

Cedergreen, N. and Madsen, T.V. (2003). Nitrate reductase activity in roots and shoots of aquatic macrophytes. Aquatic Botany, 76: 203–212.

Chapman, P.M.; Allen, H.E.; Godtfredsen, K.Z. and Graggen, M.N. (1996). Evolution of bioaccumulation factor in regulating metals. Environ. Sci. Technol., 30 (10): 448-452 .

Chaudhry, Q.; Blom-Zandstra, M.; Gupta, S. and Joner, E.J. (2005). Utilising the synergy between plants and rhizosphere microorganisms to enhance breakdown of organic pollutants in the environment. Environ Sci Pollut R., 12:34-48.

Chen, X.; Shen, Z.; Zhu, X.; Fan, Y. and wang, W. (2005). Advanced treatment of textile wastewater for reuse using electrochemical oxidation and membrance filtration, water SA, 31(1): 127-132.

Clark, R.B. (1998). Marine pollution. 4th ed. Clarendon press, Oxford concept in ecotoxicolgy calls for a redefinition of terms. Ecotoxicol., 5:217–225.

Clavero, V.; Fernandes, J.A. and Niel, F.X. (1990). Influence of Salinity on the concentration and rate of inter change of dissolved phosphate between water in Fuente Pie dralgoon . (S. Spain) Hydrob., 101: 91 – 97 .

Conniff, R. (2003). Beautifal Invader .Yankee., 67(7) : 48 -56 .

Cooper, P.F.; Jog, G.D.; Green, M.B. and Shutes, R.B.E. (1996). Reed Beds and Constructed Wetlands For Wastewater Treatment. WRC Publications, Swindon,UK, p206.

Cork, C.T. and Chase, F.E. (1984). Comarative studies of actinomycetes population in acid podzolic and neutral mull forest soils. Soil. J. Am. 18:75-81.

Culha, S.T.; Bat, L.; Culha, M.; Efendioglu, A.; Andac, M.B. and Bati, B. (2007). Heavy metal levels in some fisher and mollusks from Sinop peninsula of the southern Black sea , Turkey . Rapp. Comm. Int. Mer. Medit, 38:323.

Cunningham, S.D.; Huang, J.W.; Chen, J. and Berti, W.R. (1996). Abstracts of Papers of the American Chemical Society., pp. 87- 212 .

Dale, H.M. (1986). Temperature and light: The determining factors in maximum depth distribution of aquatic macrophytes in Ontario, Canada. Hydrobiologia, (133): 73-77.

Danazumi, S. and Bichi, M.(2010). Industrial pollution and heavy metals profile of Callawa river in Kano, Nigeria J. Applied Science in Environmental Sanitation, 5(1): 23-29.

Dara, S.S. (2004). A Textbook of Environmental Chemistry and Pollution Control. S. Chand and Company LTD, Ram Nagar. New Delhi. 354 p.

Darby, J.L.; Tchobanoglon, G. and Norma Maciolek, D. (1996). Shallow intermittent sand Filtration performance evaluation. Small flows J., 2: 3–15.

Davies, C.A.; Tomlinson, K. and Stephenson, T. (1991). Heavy metals in river tees estuary sediments . Envi. Technol., 12 : 961 – 972 .

Day, A. D.; Mc Fadyen, J.A.; Tucker, T.C. and Cluff, C.B. (1981). Effects of municipal Wastewater on the yield and Quality of cotton. Journal of Environmental Quality, 10(1): 47 - 49.

Debing, J.; Baoqing, S.; Hong, Z. and Jianming, H. (2010). Chemical oxygen demand, nitrogen and phosphorus removal by subsurface wetlands with Phragmites vegetation in different models .Eng. Life Sci., 10(2): 177–183.

De Jong, J. (1976). The Purification of Wastewater with the Aid of Rush or Reed Ponds. In Biological Control of Water Pollution; Tourbier, J., Pierson, R.W., Eds.; Pennsylvania University Press: Philadelphia, PA, USA, pp. 133-139.

Dejoux, C.J.; Deelstra, R. and wikinson, R. (1981). Pollution in the ecology and utilization of Africon in land waters. Edited log J. Sgmens. M. Bnurgis and Goudet. UNEP rep. Ser., (1): 149-10.

Dela Noüe, J.; Gillies, L. and Proulx, D. (1992). Algae and wastewater J. Appl. Phycol., (4) : 247-254.

De Lorenzo, V. (2008). Systems biology approaches to bioremediation. Current Opinion in Biotechnology, (19): 579-589.

Demott, W.R. (1991). Foraging on cyanobacteria by copepods responses to chemical defenses and resource abundance. Ecology, (72):1820–1991.

Dermentzis, K.; Christofordis, A. and Valsamidou, E. (2011). Removal of nickel ,copper ,Zinc and chromium from synthetic and industrial waste water by electrocoagulation. Int.J. of Environ. Sci., 1(5): 697-710.

Dhont, J. and Lavens P. (1996). Tank production and use of ongrown *Artemia*. Vol.(361): p164-195. In: P. Lavens and P. Sorgeloos (Eds.), Manual on the production and Use of Live Food for Aquaculture. FAO fish. Tech. Pap., Rome.

Dhir, B. and Kumar, R. (2010). Adsorption of heavy metals by Salvinia biomass and agricultural residues .Int. J . Environ . Res ., 4 (3) : 427-432.

Diwan, P.L. (1997). Control of drainable shallow ground water through biological management options. In: Drainage for the21st Century, Vol. 3. Management, Challenge, Training andResearch. Proceedings of the seventh international drainage workshop, Penang, Malaysia, November 17–21.

DOE (U.S. Department of Energy office of Industrial Technologies), (2000). " Energy and Environmental Profile of the U.S. Chemical Industry" . Prepared by Energetic Incorporated Colombia , Maryland . 219pp.

Douabul, A.A.Z.; Abaychi, J.K.; AL-Saadi, M.K. and AL- Awadi, H. (1987). Restoration of heavily polluted branches of the Satt AL-Arab River , Iraq. Water Res., 21 (8) : 955 – 960 .

Doung, T.T.; Feurtet-Mazel, A.; Coste, M.; Dang, D.K. and Boudou, A. (2007). Dynamics of diatiom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). Ecological Indication, 7: 839-851.

Dowling, D.N. and Doty, S.L. (2009). Improving phytoremediation through biotechnology. Current Opinion in Biotechnology, 20: 204–206.

Dravidian, J.C. and Kopriva, S. (2010). Regulation of sulphate uptake and assimilation-the same or no same ? Molecular Plant 3,314-325.

Dresser, C. and Mckee Inc. (1977). Municipal wastewater treatment plant sludge and liquid Sidest dreams. 1 edition - first published in 1977, Environmental Research Information Center, Technology Transfer in Cincinnati, Ohio.

Dunbar, W. P. (1954). Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage, German : 3ed. Publisher: Munchen : Oldenbourg Verlag, xxvii – 643 .

Durmishi, H.; Ismaili, M.; Shabani, A.; Jusufi, S.; Fejzuli, X.; Kostovska, M. and Abduli, S. (2008). The physical, physical-chemical and chemical parameters determination of river water Shkumbini (Pena) . BALWOIS - Ohrid, Republic of Macedonia, (27):1-11.

El-Sabaawi, R.; Dower, J.F.; Kainz, M. and Mazumder, A. (2009). Characterizing dietary variability and trophic positions of coastal calanoid copepods: insight from stable isotopes and fatty acids. Mar. Biol., (156): 225–237.

EPA, Environmental Protection Agency. (1989). Design Manual - Fine Pore Aeration Systems. Cincinnati Ohio, United States Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, EPA/625/R-1-89,023p.

EPA, Environmental Protection Agency. (1997). Mercury study report to congress,Volume VI: An ecological assessment for anthropogenic mercury emissions in the united states. US Environmental Protection Agency, EPA – 422/R-97-008, 158 p.

Evison, L.M. (1988). Comparative studies on the survival of indicator organism and patholgyens in freash and seawater sci. Tech, 20(11): 305-315.

EWM, European Water Management. (1999). The history of German waste water treatment. Vol.(2): 5.

Ezemonye, L. ; Enobakhare, V. and Ilechie, I. (2006). Bioaccumulation of heavy metals (Cu, Zn, Fe)in fresh water snail (*Pila ovata* Oliver, 1804) from Ikpoba river of southern Nigeria. J. Aqua. Sci., 21 (1): 23 – 28.

FAO, Food and Agriculture Organization. (1987). Manual of methods in aquatic environment research part 10, short-term static bioassys, United Nation, Rome, 64p.

Faure, G. (1998). Principles and application of Geochemistry (2^{nd} ed.), prentice Hall, USA, p600.

Favas, P.J.C. and Pratas, J.S. (2007). Uptake of heavy metals , and arsenic by an aquatic plant in the vicinity of the abandoned Ervedosa tin mine (NE Portugal) . Goldschmidt conference , pp. 270.

Fernandes, J.C. and Henriques, F.S. (1991). Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. Bot. Rev. 57: 246-273.

Forstner, U. and Wittmann, G. (1981). Metals pollution in the Aquatic Environment, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, p486.

Foti, A. and Gravina, M.F. (2013). Use of filter feeding macroinvertebrates (Ascidians and polychaetes) in bioremidation of aquaculture wastewaters . PhD in Evolutionary Biology and Ecology . Universita di Roma. Tor Vergata.

Fox, R. (2006). An Internet laboratory manual for courses in Invertebrate Zoology; Invertebrate Anatomy OnLine. *Artemia franciscana* Brine Shrimp ©. Lander University, 19 june, 2006. "Internet article".

Fu, W.; Sun, L.; Zhang, X. and Zhang, W. (2006). Potential of the marine sponge Hymeniacidon perleve as a bioremediator of pathogenic bacteria in integrated aquaculture systems. Biotechnol. Bioeng. 93, 1112–1122.

Galal- Gorchev, H. (1991). Who guidelines for drinking water quality . in: Regional seminar of drinking water quality, Amman 1993 , p.128.

Geldreich, E.E. (1996). "Microbial Quality of Water Supply in Distribution Systems", USA, Lewis. Publishers, 30(31): 238-245.

GEMS, (Global Environment Monitoring System). (1997). Water operational guide 3ed, national water research institute Canada Center for Inland water, Burlington Outario, 274 pp.

Ghaly. F. M.(2002). Role of natural vegetation in improving salt affected soil in northern Egypt. Soil and Tillage Research, 64 : 173–178.

Ghermandi, A.; Bixio, D. and Thoeye, C. (2007). The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse. Science of the Total Environment, 380: 247–258.

Ghosh, M. and Singh, S.P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by products, Appl. Ecol. Environ. Res., 3(1): 1-18.

Gifford, S.; Dunstan, H. and Macfarlane, G.R. (2005). Quantification of in situ nutrient and heavy metal remediation by a small pearl oyster (Pinctada imbricata) farm at Port Stephens. Australia. Mar. Pollut. Bull. 50:417–422.

Gifford, S.; Hugh D. and Oconnor W. (2007). Aquatic zooremediation : deploying animals to remediate contaminated aquatic environments. Trends in Biotechnology, Elsevier Ltd., 25(2): 60 – 65 .

Grace, J.B. and Ford, M.A. (1996). The potential impact of herbivores on the susceptibility of the marsh plant *Sagittaria.* Ecol. Eng., 4: 47-5.

Greco, F.M. (2005). Preliminary evaluation of selected nutrient composition of two life stage of *A. salina* before and after feeding an enriched torula yeast product. 1/3/2005 Electronic Version.

Greenway, M. (2003). Suitability of macrophytes for nutrient removal from surface flow constructed wetlands receiving secondary treated sewage effluent in Queensland, Australia.Water Sci. Technol., 48 (2): 121–128.

Grzesiuk, M. and Mikulski, A. (2006). The effect of salinity on freshwater crustaceans,Pol. J. Ecol., 54(4): 669-674.

Gudimov, A.V. (2002). Zooremediation, a new biotechnology solution for shoreline protection and cleanup, In Proceedings of the 25th Arctic and Marine Oilspill Program, pp. 401–412.

Guerra, R. (2001). Ecotoxicological and Chemical Evaluation of Phenolic Compounds in Industrial Effluents. Chemosphere, 44(8): 1737-1747.

Guerrero, F.; Jimenez-Melero, R.; Parra, G.; Lopez dela Torre, M.D. and Melguizo, M. (2007). Lipid composition of *Arctodiaptomus salinus* (Copepoda: Calanoida). J. Freshw. Ecol., 22(1):147–150.

Hagen, W. and Auel, H. (2001). Seasonal adaptations and the role of lipids in oceanic zooplankton. Zoology, 104: 313-326.

Hammer, D.A. (1989). Constructed wetlands for wastewater treatment—Municipal, industrial and agriculture. Lewis Publ., Chelsea, MI, pp.123.

Hannan, H.H. and Young, W.G. (1974). The Influence of a Deep-Storage Reservoir on the Physicochemical Limnology of a Central Taxas River. Journal of Hydrobiologia, 44: 177-207.

Hara, T.; van der Toorn, J. and Mook, J. H. (1993). Growth dynamics and size structure of shoots of *Phragmites australis*, a clonal plant. Journal of Ecology, 81:47-60.

Hardej, M. and Ozimek,T. (2002). The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel, Eco. Eng., 18: 343–350.

Harned, D. and Mayer, D. (1985). Water quality of north Carolina. USGS. Water Supply paper. 2185-E.

Harrington, G.A.; Herzog, A.L. and Cook, P.G. (2001). Ground water sustainability and water quality in the Ti- Tree Basih, Central Australia, Csiro land and water technical Report, 14p.

Haslam, S.M. (1969). The development and emergence of buds in *Phragmitus communis* Trin. Annals of Bot., 33: 127 – 131.

Hauer, F.R. and Lamberti, G.A. (2007). Methods in stream ecology . In Academic Press ofan imprint of Elsevier , 2 nd Ed. , pp: 103- 117.

Helfrich, P. (1973). The feasibility of brine shrimp production on Christmas Island. Sea Grant Teclnical Report.UNIHI-SEA GRANT – TR- 73-02. 173p.

Henry, J. R. (2000). In An Overview of Phytoremediation of Lead and Mercury. NNEMS Report. Washington, D.C., 3-9.

Hoffman, E. J.; Latimer J. S.; Hunt C. D.; Mills G. L. and Quinn, J. G. (1985). Storm water Runoff from Highway, Water, Air and soil pollution 25: 349 – 364.

Hoffman, K. (1990). Use of *Phragmites* in sewage sludge treatment, Adv. Water Poll. Cont., 11: 269–277.

Holm, L.G.; Doll, J.; Holm, E.; Pancho, J. and Herberger, J. (1997). World Weeds: Natural Histories and Distribution. John Wiley and Sons, Inc., New York. 1129 pp.

Hopke, P.K.; Lamb, R.E. and Natusch D.F.C. (1980). Multi elemental characterization of urban Roadway dust, Environmental science and technology, 14: 164 – 172.

Hsieh, C.H. and Chiu, T.S. (1997). Copepod Abundance and Species Composition of Tanshui River Estuary and Adjacent Waters. Acta Zoologica Taiwanica, 8(2): 75-83.

Hunt, R.J. and Christiansen, I.H. (2000). Understanding Dissolved Oxygen in Streams. CRC for Sustainable Sugar Production, Townsville., pp 27.

Hussein , S.A. ; Al-Shawi , I.J. and Abdullah , A.M. (2009). Impact of Al-Najebiya thermal energy power plant on aquatic ecosystem of Garmat Ali canal. Monthly differences in nutrient budget and TDS. J. Thi-Qar Sci., 1(4) : 51-59.

Hussein, S.A. and Attee, R.S. (2000). comparatives studies on limnological features of the Shatt Al- Arab estuary and Mehejran canal, II. Monthly variation of nutrients. Basrah J. Agric. Sci., 13(2): 53- 61.

Hutchinson, W.R. (1976). High rate direct filtration. J. American water work Assocation, 68: 292.

IWA, International Water Association. (2000). Constructed Wetlands For pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control Scientific and Technical Report No. 8. London, UK: IWA Publishing., 156 pp.

Jadia D.C. and Fulekar, M.H. (2009). Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques. African Journal of Biotechnology, 8(6): 921-928.

Jamie, B. and Balance, R. (1996). "Water Quality Monitoring". London. UNESCO, 54pp .

Jenssen, P.P.; Maehlum, T. and Krogstad, T. (1993). Potential of constructed wetlands for wastewater treatment in Northern environments. Wat. Sci. Tech., 28(10): 149-157.

Johns, D.M. (1981). Physiological studies on *Cancer irroratus* larvae. 1-Effect of temperature and salinity on survival, development rate and size, Mar. Ecol. Prog. Ser., 5: 75-83.

Jones, A.B.; Dennison, W.C. and Preston, N.P. (2001). Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. Aquaculture, 193: 155–178.

Juntunen, P.; Liukkonen, M.; Lehtola, M. and Hiltunen,Y. (2013). Cluster analysis by self-organizing maps: An application to the modelling of water quality in a treatment process. Applied Soft Computing, 13: 3191–3196.

Jyung, W.H.; Ethmann, A.; Schlender, K.K. and Scala, J. (1975). Zinc nutrition and starch metabolism in phaseolus vulgoris L. Plant Physiol., 55: 414-420.

Kabdasli, I.; Tunay, O. and Orhon, D. (1995). Sulfate removal from Indigo dyeing textile wastewater (Abstract), J. Wa. Sci. and Tech., 32(12): 21-27.

Kadlec, R.H. (1994). Overview: Surface Flow Constructed Wetlands. In Proceedings of the 4th International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control; ICWS Secretariat: Guangzhou, China, pp. 1-12.

Kadlec, R.H. (1999). Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands.Water Science and Technology, 40 (3): 37-44.

Kadlec, R.H. and Knight R.L. (1995). Treatmant wetlands. Lewis Publishers, USA. pp169.

Kadlec, R.H. and Knight, R.L. (1996). Treatment Wetlands. CRC press Inc. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp 893.

Kadlec, R.H. and Tilton, D.L. (1979). The use of freshwater wetlands as a tertiary wastewater treatment alternative. CRC Crit. Rev. Env. Control, 9: 185-212.

Kadlec, R.H. and Wallace, S.D. (2009). Treatment Wetlands, Second Edition. CRC Press, Boca Raton, FL., 1016 p.

Kadlec, R.H; Knight R.L.; Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P. and Haberl, R. (2000). Constructed wetlands for pollution control: processes, performance,design and operation. London: IWA publishing., 156 pp.

Kahle, J. and Zauke, G.P. (2003). Trace metals in Antarctic copepods from the Weddell see (Antarctica). Chemosphere, 51: 409 – 417.

Kanbar, S. A. (1973). "Astudy of the pollution and Natural purification of tigris River," M. Sc. Thesis, Coll. of Engin. Univ. of Mousl, pp 1 – 5.

Kang, Y.W.; Mancl, K.M. and Tuovinenm O.H. (2003). Biological treatment of Turkey processing waste water with coarse/fine sand filtration. In: proceedings of the ninth inter national symposium on animal, Agricultural and food processing wastes IX. 44 – 49. North Carolina. Niles Road, st. Joseph Mish. ASAE.

Karim, M.R.; Manshadi, F.D.; Karpiscak, M.M. and Gerba, C.P. (2004). The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. J. Water Res., 38: 1831-1837.

Katterman, F.R.H. and Day, A. D. (1989). Plant growth factors in sewage sludge. Biocycle, 3: 64-65.

Khoei, J. K.; Farmohammadi, S.; Noori, A.S. and Padash A. (2013). Bioremediation; a nature-based approach towards having a healthier Environment. Scholars Research Library. Annals of Biological Research, 4(2): 43-46.

Kim, B.C. (1987). An ecological study of phytoplankton in Lake Soyang. Ph.D. Thesis, Department of Oceanography, Seoul National University, 125pp.

Kinne, O. (1963). The effect of Temperature and Salinity on Marina and Brackish water animals .Oceanoger. Mar . Biol. Ann. Rev., 1: 301-340.

Kiviat, E. (2013). Ecosystem services of *Phragmites* in North America with emphasis on habitat functions**.** Oxford Journals, AOB PLANTS, Volume 5.

Kleppel G.S. (1993). On the diet of calanoid copepods. Marine Ecology Progress Series. Published September, 2 (99): 183–195.

Knight, R.L.; Kadlec, R.H. and Ohlendorf, H.M. (1999). "The use of treatment wetlands for petroleum industry effluents". Environmental Science and Technology, 33(7): 76-88.

Korkusuz, E. A.; Beklioglu, M. and Demirer, N. (2005). Comparison of the treatment performances of blast furnaceslag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. Ecological Engineering, 24: 187–200.

Kurmayer, R. and Juttner, F. (1999). Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium Planktothrix rubescens in Lake Zurich. J Plankton Res., 21(4):659–683.

Lasat, M.M. (2002). Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms, J. Environ. Qual., 31: 109–120.

Lee, J. A.; Choi, A. R. and Chung, I. K. (1995). Phytoplankton stoichiometry and nutrient status of the Sonaktong river. Kor. J. Phycol., 10 (1): 37-44.

Lesage, E.; Rousseau, D.P.L.; Meers, E.; Tack, F.M.G. and De Pauw, N. (2007). Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. Sci. Total Environ., 380: 102–115.

Linnik, P.M. and Zubenko, I.B. (2000). Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds. Lakes and Reservoirs: Research and Management, 5: 11-21.

Liphschitz, N. and Waisel, Y. (1982). Adaptation of plants to saline environments: salt excretion and glandular structure. In: Sen,D.N., Rajpurohit, K.S. (Eds.), Contributions to the Ecology of Halophytes. Dr. W. Junk, The Hague, pp. 197–214.

Little, D.I. and Smith, J. (1994). Appraisal of contamination in sediment of the inner bristol channel and severn estuary, Biol. J. Linn. Soc., 51(1-2): 55-69.

Liu, Q.; Mancl, K.M. and Tuovinen, O.H. (1998). Removal of butter fat COD and BOD_5 In inoculated sand columns. Applied Engineering in Agriculture., 14: 287 – 291.

Liu, Q.; Mancl, K.M. and Tuovinen, O.H. (2000). High fat waste-water remediation using layered sand filter biofilm system . In : proceeding of the einghth international symposium on animals ,Agricultural and food proceeding wastes .242 – 248 . Iowa Nils Road. St. Joseph, Mich . ASAE.

Loehr, R.C.; Jewell, W.I.; Novak, J.D.; Clarkson,W.W. and Friedman, G.S. (1979). Land application of waste .Vol.111. Environmental Engineering Series .

Loomis, G.W.; Bow, D.B.; Green, L.T. and Gold, A.J. (2002). Evaluation of Innovative onsite wastewater treatment systems in the green Hill pond watershed, Rhode island- A Nodp II project update. University of Rode Island, Kingston, Rhode Island.

Lue-Hing, C.; Zens, D.R. and Kuchenrither, R. (1992). Municipal sewage sludge management. Processing, utilization and disposal. Water quality management library, 4: 45-60.

Ma, Y.; Prasad, M.N.V.; Rajkumar, M. and Freitas, H. (2011). Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. Biotechnology Advances, 29: 248-258.

Machado, M.D.; Santos M.S.F.; Gouveia C.; Soares H.M. and Soares E.V. (2008). Removal of heavy metal using a brewer's yeast strain of *Saccharomyces cerevisiae*: The flocculation as a separation process. Bioresour Technol., 99: 2107-2115.

Mackenzie, B.R. (2004). Fish, fishing, and pollutant reduction in the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol., 38: 1970–1976

Mackerth, F. J.; Heron, J. and Talling, J. F. (1978). Water analysis : Some revised methods for limnologists. Sci . Pup . Freshwater Biol. Ass. Engl., 36: 1-20.

Mackova, M.; Dowling, D. and Maccki, T. (2006). Phyto-remediation Rhizo-remediation. springer, The Nether Lands, V. 9A, 300p.

Maiti, S. K. (2004). Handbook of methods in environmental studies ,(Vol. I. water and wastewater analysis). ABD publishers ,Jaipur, p. 250.

Mahananda, M.R. (2010). Phsyco-chemical analysis of surface and ground water of Bargarh district, Orissa, India. IJRRS, 2(3): 284-295.

Maitland, P.S. (1978). Biology of fresh waters. Blackie and Limited, Glasgow. xii + 244 p.

Mancl, K. (2000). Onsite wastewater management Rep. No. AEX–750. Columbus, OH: Ohio State university Extension.

Maniatsi, S.; Kappas, L.; Baxevanis , A.D.; Farmaki, T.; and Abatzopoulos T. J. (2009). Sharp Phylogeographic Breaks and Patterns of Genealogical Concordance in the Brine Shrimp *Artemia franciscana*. Int. J. Mol. Sci., 10(12): 5455–5470.

Manios, T.; Stentifor, E.I. and Millner, P. (2003). The removal of chemical oxygen demand from primary-treated domestic wastewater in surface-flow reed beds using different substrates. Water Environment Research, 75(4):336–341.

Marini, F. (2002). The breeders net. Advanced Aquarists online magazine. Pp. 1-15.

Marschner, H. (1995). Mineral Nutrition of Higher Plants. 2nd Ed. Academic Press, London. 889 pp.

Marschner, H. and Romheld, V. (1983). In vivo measurement of root-induced pH changes at the soil-root interface: Effect of plant species and nitrogen source. Z. P flanzenphysiol., 111: 241–251.

Matsui, T. and Tsuchiya, T. (2006). A method to estimate practical radial oxygen loss of wetland plant roots. Plant and Soil, 279: 119–128.

McCutchen, T. and Goodenkauf, A. (1977). Water and Wastewater Technology, John Wiley and Sons, Inc., USA.

Mengel, K. and Kirby, E. (1982). Principles of plant nutrition international potash in stitute Berne, Switzerland, 45-48 pp.

Mermillod-Blondin, F.; Gaudet, J.; Gérino, M.; Desrosiers, G. and des Châtelliers, M.C. (2003). Influence of macroinvertebrates on physico-chemical and microbial processes in hyporheic sediments. Hydrol. Process., 17: 779–794.

Metcalf and Eddy. (2004). "Wastewater Engineering-Treatment and Reuse", 4th Edition, McGraw Hill Publishing, Singapore.

Miller, D.A; Sack, W.A.; Dix, S.P.; Misaghi, F.K. and Lambert, M.E. (1994). Solids Accumulation in recalculating sand filters. in proc. of the seventh Nat symp. On individual and small Community sewage systems. 283 – 291. Atlanta, Ga. St. Joseph. Mich: ASAE.

Minareci, O.; Ozturk, M.; Egmen, O. and Minareci, E. (2009). Detergent and phosphate pollution in Gidiz river , Turkey . African J. of Biotech., 8(15): 3568-3575.

Mishra, G.P. and Yadav, A.K. (1978). A comparative study of physico-chemical characteristics of river hydrobiology, 59(3): 275-278.

Mohammed, H.H. (2005). Some physic-chemical propertied and biomass of algae in Sawa lake. Marina Mesopotamica, 20(2): 395-403.

Mohammed, H.H. and Salman S.D. (2009). Copepoda of the Southern Iraqi Marshes. 1. Calanoida, Marsh Bulletin, 4(2): 148-161.

Mohammed, R.A.; Mohammed, A.A. and Hassan, I.H. (2012). Characteristics of Raw Domestic Sewage for Basrah City Basrah Journal for Engineering Science., 12(1): 60-71.

Mojiri, A. (2011). Effect municipal wastewater on accumulation of heavy metals in soil and wheat (*Triticum aestvum*) with two irrigation methods .African J. of agri. Res., 6(6): 1413-1417.

Molle, P.; Lienard, A.; Boutin, C.; Merlin, G. and Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the Frenchsystems. Water Sci. Technol., 51 (9): 11–21.

Mondal, M.K. (2009). "Removal of Pb (II) Ions from Aqueous Solution Using Activated Tea Waste: Adsorption on a Fixed-Bed Column". J. Environ. Man., 90: 3266-3271.

Moore, J. w. and Ramamoorthy, S. (1984). heavy metals in natural waters, applied monitoring and impact assessment, springier- verlag, New York, p286.

Mthembu, M.S.; Odinga, C.A.; Swalaha, F.M. and Bux, F. (2013). Constructed wetlands: A future alternative wastewater treatment technology. African Journal of Biotechnology., 12(29): 4542-4553.

Murphy, T. and Riley, J. R. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chem. Acta., 27:31– 36.

Mustafa, A. (2013). Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Reuse: A Case Study of Developing Country. International Journal of Environmental Science and Development, 4(1): pp. 20 - 24.

Mutlak, S.M.; Hamdi, Y.A.; Bakal, N.T. and Al-Gazzaly, M.R. (1980). Bacterial pollution of the tigris river in Baghdad area . Bull. Bio. Res. Cent., 12(2): 61-71.

Naaz, S. and Pandy, S.N. (2010). Effects of industrial wastewater on heavy metal accumulation , growth and biochemical responses of lettuce (*Lactuca sativa* L.) .J. of Environ. Biol., 31: 273- 276.

NABIR, Natural and Accelerated Bioremediation Research Program. (2003). What is Bioremediation. Office of Biological and Environmental Research, Office of Science, U.S. Department of Energy. pp 9.

Napolitano, G.E. (1999). Fatty acids as trophic and chemical markers in freshwater ecosystems. In: Arts MT, Wainman BC (eds) Lipids in freshwater ecosystems. Springer, New York, pp 21–44.

Nassar, A.M.; Smith, M. and Afifi, S. (2006). Sludge dewatering using the reed bed system in the Gaza Strip, Palestine, Water Environ. J., 20: 27–34.

Neori, A.; Chopin, T.; Troell, M.; Buschmann, A.H.; Kraemer, G.P.; Halling, C.; Shpigel, M. and Yarish, C. (2004). Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. Aquaculture, 231: 361–391.

Nichols, D. and Boelter, D.H. (1982). Treatment of secondary sewage effluent with peat – Sand filter Bed. J. Environ. Qual., 11: 86 – 92.

Nour El Din, N.M. (2000). "Changes in Copepod Community Structure in Response to Land-Based Activities along Alexandria Coastline, Mediterranean Sea", Qatar University Science Journal, Vol. 20: 205-218.

Noy, J. and Feinmesser, A. (1977). The use of wastewater for agricultural irrigation. P.73 –92.

Obolewski, K.; Skorbiowicz, E.; Skorbiowicz, M.; Glinska-Lewczuk, K.; Astel, A.M. and Strzelczak, A. (2011). The effect of metals accumulated in reed (Phragmites australis) on the structure of periphyton . Ecotoxicology and Environmental Safety., 74: 558–568.

Odum, H.T.; Ewel, K.C.; Mitsch, W.J.; Ordway, J.W. (1977). Recycling Treated Sewage through Cypress Wetlands in Florida. In Wastewater Renovation and Reuse; D´Itri, F.M., Ed.; Marcel Dekker: New York, NY, USA, pp. 35-67.

Ogunfowokan, A.O.; Okoh, E.K.; Adenuga A.A. and Asubiogo, O.I. (2005). Assessment of the impact of point source pollution from a university sewage treatment oxidation pond on the receiving stream –a preliminary study J. Appl. Sci., 6(1): 36-43.

Ortiz-Castro, R., Valencia-Cantero, E., and Lopez-Bucio, J. (2008). Plant growth promotion by *Bacillus megaterium* involves cytokinin signaling. Plant Signaling Behavior, 3(4): 263-265.

Ostroumov, S. (2005). Some aspects of water filtering activity of filter feeders. Hydrobiologia, 542: 275–286.

Patterson, R.A. (2001). Consideration of soil salinity when assessing land application of Effluent–Environmental health protection Guiline. p1–6.

Pavoni, J. L.(1977). Evaluation of Wastewater Treatment Altermatives "Hand book of water quality amusements planning". van Nostrand Reinhold company. New York. p. 87 – 207.

Peeples, J.A. and Mancl, K. (1998). Lapidary–scale septic tanks. The small flows G. Columbus, OH, 4321pp.

Pell, M.M. and Nyberg, F. (1989). Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand–filter system: I reduction of organic matter and phosphorus. J. Environ Qual., 18: 451 – 457.

Persoone, G. (1989). A simple bioassay with *Artemia* larvae to determine the acute toxicity of antifouling paints. Water Res., (23): 893-897.

Pescod , M.B. (1992). Waste water treatment and use in agriculture . FAO Irrigation Drainage . Paper 47, Rome. pp 125 .

Poltrak, T. Bartel, R. and Szczerboowski, J.A. (2001). Horizontal distribution of zooplankton in lakes Tharthar, Habbaniya and Razzazah. Arch. Pol. Fish. 9(1) : 111-126.

Poulet, S.A. (1983). Factors controlling utilization of non-algal diets by particle-grazing copepods. A review. Oceanologica Acta, 6: 221-234.

Prasad, M.N.V. (1998). Metal-biomelecule complexes in plants: Occurrence , functions , and applications . Analysis Magazine, 26(6):25-28.

Prasad, M.N.V. (2004). Phytoremediation of metals in the environment for sustainable development. Proc. Indian natn. Sci. Acad., B 70(1): 71-98.

Priya, A.; Vishek, K. and Pathak, G. (2012). Assessing the potentials of Lemna minor in the treatment of domestic wastewater at pilot scale. Environ Monit Assess, 184: 4301–4307 .

Quan, W.M.; Han, J.D.; Shen, A.L.; Ping, X.Y.; Qian, P.L.; Li, C.J.; Shi, L.Y. and Chen, Y.Q. (2007). Uptake and distribution of N, P and heavy metals in three dominant salt marsh macrophytes from Yangtze River estuary, China. Mar. Environ. Res., 64: 21- 37.

Rainbow , P.S. (2002). Trace metal concentration in aquatic invertebrates : Why and so what ? Environ . Pollut., 120: 497-507.

Rainbow, P. S. and Wang, W. X. (2001). Comparative assimilation of Cd, Cr, Se and Zn by the barnacle *Elminius modestus* from phytoplankton and zooplankton diets. Mar. Ecol. Prog. Ser., 218: 239 – 248.

Rajkumar, M.; Prasad, M.N.V.; Freitas, H. and Ae, N. (2009). Biotechnological Applications of Serpentine Soil Bacteria for Phytoremediation of Trace metals. Critical Reviews in Biotechnology, 29(2): 120–130.

Reddy, K.R. and Smith, W.H. (1987). Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing, Inc., Orlando, Florida, pp 234.

Reed, S.C.; Crites, R.W. and Middlebrooks, E.J. (1995). Natural Systemfor Wastewater Management and Treatment, second ed. McGraw-Hill Inc., New York, 433 pp.

Rees, S.M.K. (1991). 1. Effect of chloride on oxidation of hydroxylamine by *Nitrosomonas* cell. J. Bacteriol., 83 : 207-216.

Reid, G.K. (1961). Ecology of land water and estuaries . D. Van. Nostrand Co. New York. pp. 375.

Reinfelder, J.R.; Wang, W.X.; Luoma, S.N. and Fisher, N.S. (1997). Assimilation efficiencies and turnover rates of trace elements in marine bivalves: A comparison of oysters, clams and mussels. Marine Biology, 129: 443-452.

Reynolds, C.S. (1978). Phosphorus and the eutrophication a personal view. Ciba Foundation Symposium, 57, (New Series): 201-228.

Reynolds, C.S. (1986). The ecology of freshwater phytoplankton.Press syndicate Univ. Cambridge, USA., 384pp.

Rickey, M. A. and Anderson, R.C. (2004). Effects of nitrogen addition on the invasive grass *Phragmites australis* and a native competitor *Spartina Pectinata*. Journal of Applied Ecology, 41: 888–896.

Ross, C. and Valentine, G. (1990). An overview of environ metal concerns in the meat and poultry processing industry. In proceedings of the Sixth International symposium on Agricultural and Food processing wastes. chisago, illinois, st. Joseph. Mich: ASAE, 7 – 66pp.

Rout, N.P. and Shaw, B.P. (2001). Salt tolerance in aquatic macrophytes: possible involvement of the antioxidative enzymes. Plant Science, 160: 415-423.

Russell, E.W. (1973). Soil conditions and plant growth. 10th ed. Longman Group Limited. 849 pp.

Ruttner, F. (1963). Fundamentals of Limnology .Third ed Canada Univ. of Toronto press, 307pp.

Ruttner, F. (1973). The Fundamentals of limnology. 3rd ed. Univirsity of Toronto. Press Toronto. Pp.207.

Saad, M.A.H. (1973). Distribution of phosphates in lake Mariut, A heavily polluted lake in Egypt. Water, Air, and Soil Pollution, 2: 515-522.

Sabri, A.W. and Rasheed, K.A. (1993). Thermal discharge calculation on the Iraqi Nuclear power plant. Iraqi Soc.Of phys. And math.

Salanki, J.; Jeffery, D. and Hughes, G.M. (1994). Biological monitoring of the environment. A manual of Methods. Cab. International., pp. 167-190.

Saltonstalk, K. and Stevenson, C. (2007). The effect nutrients on seedling growth of native and introduced *Phragmites australis* . Aquatic Botany., 86(4): 331-336 .

Salpekar, A. (2008). Water Pollution. Jnanada Prakashan puplishing New Delhi, 670pp.

Salvado, V.; Quintana, X.D. and Hidago, M. (2006). Monitoring of nutrients,pesticides,and metals in waters,s ediments,and fish of awetland. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 51:377-386.

Sarabia, R.; Del Ramo, J.; Var, I.; Daz-Mayans and Torreblanca A. (2002). Comparing the Acute Exposure to Cadmium Toxicity of Nauplii from Different Populations of *Artemia*. Environmental Toxicology and Chemistry., 21(2): 437-444.

Sauer, P.A. and Kimber, A. (2001). Technical Assessment of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Iowa. Iowa Association of Municipal Utilities. Ankeny, IA. pp 59.

Sawyer, C.N and MaCarty, P. L. (1967). Chemistry for Sanitary Engineers. 2th Edition, McGraw-hill Book Comp. New York, 532pp.

Sawyer, C.N. and MaCarty, P.L. (1978). Chemistry for Environ Mental Engineering 3rd Ed, McGraw–Hill, New York, p 351 – 476.

Schumerth, D. J. (2012). Proceedings of the 2012 20th International Conference on Nuclear Engineering collocated with the ASME 2012 Power Conference Gray and Impaired Water Cooling in Surface Condensers and Heat exchangers.

Seeger, H. (1999). The history of German waste water treatment. European water management, 2(5): 51-56.

Seidel, K. (1955). Die Flechtbinse Scirpus lacustris. In Őkologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Volkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung; Schweizerbart´sche Verlagsbuchnadlung: Stuttgart, Germany, pp. 37-52.

Seidel, K. (1976). Macrophytes and water purification. In: Tourbier J., Pierson R.W., (Eds.) Biological Control of Water Pollution. University of Pennsylvania Press., pp. 109–122.

Senzia, M.A.; Mashauri, D.A. and Mayo, A.W. (2003). Suitability of constructed wetlands and waste stabilization ponds in wastewater treatment: nitrogen transformation and removal. Phys. Chem. Earth., 28: 1117–11 24.

Shamkhi, M. S. (2011). Comparison of Chemical and Biological Phosphorus Removal from Wastewater in Numaniya WWTP. Wasit Journal for Science and Medicine. 4(1): 1–11.

Sharma, J. and Subhadra, A.V. (2010). The effects of mercury on nitrate reductase activity in bean leaf segments (Paseolus vulgaris) and its chelation by phytochelation synthesis . Life Sci . and Medicine Res., India : 1-8pp .

Sharma, S.; Tali, I.; Pir, Z.; Siddique, A. and Mudgal, K. (2012). Evaluation of Physico-chemical parameters of Narmada river, MP, India. Researcher, 4(5): 13-19.

Sharpley, A. (2001). Managing phosphorus agriculture and the environment college of science, the Pennsylvania state University, 8 pp.

Shroder, P.; Avino, J.; Azaizeh, H.; Goldhirsh, A. ; DiGregorio, S.; Komives, T; Langergraber, G.; Lenz, A.; Maestri , E.; Ranelli, A.; Sebastiani, L; Smarck, S.; Vanek, T; Vuilleumier, S.; and Wissing F. (2007). Using Phytoremediation Technologies to Upgrade Wastewater Treatment in Europe. Env. Sci. Pollut. Res., 14(7): 490 - 497 .

Shu, S. (2010). 10. *Schoenoplectus* (Reichenbach) Palla, Verh. K. K. (Sitzungsber.): 49. 1888, nom. cons. Zool.-Bot. Ges. Wien 38. Fl. China 23: 181–188.

Shuval, H.I. (1977). Water Renovation and reuse, Academic press. New York. Pp.45-67.

Shuval, H.I., Adin A., Fattal B., Rawitz E., and Yekutiel P. (1986). Wastewater irrigation in developing countries. World Bank Technical Paper., No. 51.

Smith ,P. (2002)."In-stream treatment of main water using clay", Glenthorne, UK, pp. 1-14.

Smyntek, P.M.; Teece, M.A.; Schulz, K.L. and Storch, A.J. (2008). Taxonomic differences in the essential fatty acid composition of groups of freshwater zooplankton relate to reproductive demands and generation time. Freshw Biol., 53:1768–1782.

Sohsalam, P.; Englande, A. J. and Sirianuntapiboon, S. (2008). Seafood wastewater treatment in constructed wetland: Tropical case. Bioresource Technology, 99: 1218–1224.

Sommer, U. and Sommer, F. (2006). Cladocerans versus copepods:the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. Oecologia, 147: 183–194.

Sorgeloos, P. (1983). Brine shrimp Artemia in coastal saltwork : inexpensive source of food for vertically integrated aquaculture. Aquacuture Magazine, 9: 25-27.

Sorgeloos, P.; Bossuyt, E.; Lavina, E.; Baeza-Mesu, M. and Persoonem, G.(1977). Decapsulation of Artemia cysts: A simple technique for the improvement of use brine shrimp in Aquaculture, Aquaculture, 12: 311-315.

Sostar-Turk, S. and Simonic, M. (2005). Wastewater after reactive printing. Journal of Dyes and pigments, 64(2): 147-152.

Soylak, M.; A. Uzun and L. ELCI. (2001). Chemical analysis o f industrial wastewater samples from some metal and textile plants in the Organized industrial region of Kayseri, Turkey. Kuwait J. Sce. Eng. 28: 151 – 158.

Srivastava, J.; Gupta, A. and Chandra, H. (2008). Managing water quality with aquatic macrophytes. Revised Environmental Science Biotechnology, 7: 255 – 266.

Stabili L.; Licciano M.; Giangrande A.; Fanelli G. and Cavallo R.A. (2006). Filtering activity of Spongia officinalis var adriatica (Schmidt) (Porifera, demospongiae) on bacterioplankton: Implications for bioremediation of polluted seawater. Water Res., 40: 3083–3090.

Starcevich, M.R.; Lymbery, A.J.; and Doupe, R.G.(2003). Potential environmental impacts from farming rainbow trout using inland saline water in Western Australia. Aust. J. Environ. Man., 10: 15–24.

Steven, J.; Burian, S. J.; Nix, R. E. and Durrans, S. R.(2000). Urban wastewater management in the united states: past, present, and future. journal of urban technology, 7(3): 33 – 62.

Stirling, H. P. (1985). Chemical and Biological methods of water analysis for Aquaculturalists. Stirling Uni. Scotland , 119pp.

Stoltz, E. and Greger, M. (2005). Effects of different wetland plant species on fresh unweathered sulphidic mine tailings. Plant and Soil, 276: 251–261.

Strauss, M. and Blumenthal, U.I. (1990). Human west use in agriculture and aquaculture, Utilization practices and health perspectives. IRCWD report No. 08\89. Dilbendorf, Switzerland international.

Sudarsan, J.S.; Thattai, D. and DAS, A. (2012). Phytoremediation of Dairy-Wastewater Using Constructed Wetland. International Journal of Pharma and Bio Sciences, 3(3 B): 745 – 755 .

Sugisaki, R.(1962). Geochemical study of ground water. Nagoya University (Japan). J. Earth Sci., 10:1-33.

Talling, J.F. (1980). Water characteristics in Euphrates and Tigris in Mesopotamia. In : Rzoska J.(Ed.)Ecology and Destiny. The Hague-Boston-London, Junk Monogr. Biol., 38: 63-81.

Tanner, C.C. (2001). Growth and nutrient dynamics of soft-stem bulrush in constructed wetland treating nutrient-rich wastewaters. Wetland Ecology and Management, 9: 49–73.

Tayel, F.T.; Fahmym, M.A. and Sheriadah, M.M. (1996). Studies on physico-chemical characteristics of mex Bay and New Dekhila Harbous waters of Alexandria Egypt-Bull. Nat. Inst. of Oceanogr. and fish A. R. E. 22: 1-8.

Tchobanglous,G. and Schoeder, E. D. (1985). water quality Characteristics: Modeling and Modification, Reading, MA: Addison-Wesley Publishing Co\May.

Teuchies, J.; Jacobs, S.; Oosterlee, L.; Bervoets, L. and Meire, P. (2013). Role of plants in metal cycling in a tidal wetland: Implications for phytoremediation. ELSEVIER, Science of the Total Environment, p.146–154.

Thiec,V.L.; Chow-Fraser, P.; Lougheed, V.; Crosbie, B.; Simser, L. and Lord, J. (1998). Long-term response of the biotic community to fluctuating water levels and changes in water quality in Cootes Paradise marsh adegraded coastal wetland of lake Ontario. Wetlands Ecology and monument., 6:19-42 .

Thirupathaiah, M.; Samatha, C. and Sammaish, C. (2012). Analysis of water quality using physico-chemical parameters in lower manair reservoir of Karimnagar district, Andhra Pradesh. Int. J. Environ. Sci., 3:172-180.

Tisdale, S.D.; Rogers, K.H.; Breen, P.F.and Chick, A.J. (1993). Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: vidence for the role of aquatic plants. Res. J. Water Pollut. Control Federat., 63: 934–941.

Tisdale, S.L. and Nelson, W.L.(1975). Soil Fertility and Fertilizers. 3rd ed. Macmillan Publishing Co., Inc. New York., 694p.

Todorovics, C.; Garay, M.T. and Bratek, Z. (2005). The use of the reed (*Phragmites australis*) in waste water treatment on constructed wetlands. Acta Biologica Szegedien, 49(1-2):81-83.

Tolomeyev, A.P. (2002). Phytoplankton diet of *Arctodiaptomus salinus* (Copepoda, Calanoida) in Shira Lake (Khakasia).Aquat Ecol., 36(2): 229–234.

Tolomeyev, A.P.; Sushchik, N.N.; Gulati, R.D.; Makhutova, O.N.; Kalacheva, G.S.; Zotina, T.A. (2010). Feeding spectra of *Arctodiaptomus salinus* (Calanoida, Copepoda) using fatty acid trophic markers in seston food in two salt lakes in South Siberia (Khakasia, Russia). Aquat Ecol., 44:513–530.

Triantaphyllidis, G.V.; Abatzopoulos, T.J. and Sorgeloos, P. (1998). Review of the biogeography of the genus *Artemia.* (Crustacea, Anostraca). J. Biogeogr., 25: 213-226.

Triantaphyllidis, G.V.; Criel, G.; Abatzopoulos, T.J. and Sorgeloos, P. (1997). International study on Atemia. LIII. Morphological study of Artemia with emphasis to old world strain. I. Bisexual populations, Hydrobiologa, 357: 134-153.

Triantaphyllidis, G.V.; Poulopoulou, K.; Abatzopoulos, T.J.; Pinto Perez., C.A. and Sorgeloos, P.(1995). International study on Atemia, XLIX. Salinity effects on survival, maturity, growth, biometrics, reproductive and lifespan characteristics of a bisexual ad a parthenogenetic population of Artemia. Hydrobiologa, 302: 215-227.

Trimborn, S. (2008). Inorganic carbon acquisition of marine phytoplankton with emphasis on selected diatom species. Ph.D. Dissertation, Univ. Bremen, 150.

Turner , B.L.; Frossard, E. and Baldwin, D.S. (2005). Organic phosphrous in the environment . In CAPI publ. , London , U.K. PP: 165- 184.

Ulsido, M.D. (2014). Performance evaluation of constructed wetlands:A review of arid and semi arid climatic region. African Journal of Environmental Science and Technology . 8(2): 99-106.

UNDP, United Nations Development Programme. (2006). Beyond scarcity: power, poverty and the global water crisis. Human development report 2006. New York.p: 1 – 440 .

UNEP (1988). Design manual constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. EPA/ 833 –B-92 -001 .

UNEP /FAO/ IAEA. (1982). Determination of total cadmium , zinc , lead and copper in selected marine organisms by Atomic Absorption spectrometry .Reference methods for marine pollution studies No. 11. United Nations environmental program .

UNESCO (1992). In: Al-Taee, M.M.S. (1999). Trace elements in water, sediments, fish and plants of shatt Al-Hilla river. Ph.D. thesis, Babylon univ., 129p. (in Arabic).

UNIDO, (United Nation Industrial Developing Organization). (2000). pollutants in tannery effluents, Regional programme for pollution control in the tanning industry in South East Asia, Annual Report, N : 92 -1120.

Uriarte, I. and Villate, F. (2006). Spatial variations in size, weight and condition factor of the females of *Acartia clausi* (Copepoda: Calanoida) along a salinity gradient in two contrasting estuaries of the Basque Coast (Bay of Biscay), Hy drobiologia, 571: 329- 339.

Vaate, A.B.D.; Klink , A.G. and Wells , P.G. (1995). Dikerogammarus villosus Sowinsky (Crustacea : Gammaridae) a new immigrant in the Dutch part of the Lower Rhine : Chapter 61 , Aquatic Toxicology – Concepts and Practice . General and Applied Toxicology , second edition , USA, PP: 28-95 .

Vadstrup, M. and Madsen, T.V. (1995). Growth limitation of submerged aquatic macrophytes by inorganic carbon. Freshwater Biol., 34: 411–419.

Vanheacke, P.; Persoone, G.; Claus, G. and Sorgeloos, P. (1980). Research on the development of a short term standard toxicity test with *Artemia* napulii, P.363 – 386. In: The brine shrimp *Artemia* Vol.1 Morphology, genetics, radiobiology, toxicology, Persoone, G. Sorgeloos, P.; Roels, O. and Jaspers, E. (Eds.). Universa Press, Wetteren, Belgium, p380.

Varo, I.; Navarro, J.C.; Amat, F. and Guilhermino, L. (2002). Characterisation of Cholinesterases and Evaluation of the Inhibitory Potential of Chlorpyrifos and Dichlorvos to *Artemia salina* and *Artemia parthenogenetica*. Chemosphere, 48(6): 563-569.

Vestergaard, O. and Sand-Jensen, K. (2000). Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. Aquatic Botany, 67: 85–107.

Van Stappen, G. (1996). Use of cysts. In: P. Lavens, and P. Sorgeloos(eds.) Manual of the production and use of live food for aquaculture., P.FAO. Fish. Tech. p. No. 361. Rome. FAO. 295p.

Van Stappen, G. (2002). Zoogeography. Pp.171-224. In: Th. J. Abatzopoulos, J. A. Beardamore; J. S. Clegg and P. Sorgeloos (Eds.) Artemia: Basic and Applied Biology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Viessman, W. and Hammer, M. (1985). Water Supply and Pollution Control. 4th ed., Harper and Row Publishers, New York, P.797.

Vohla, C.; Põldvere, E.; Noorvee, A.; Kuusemets, V. and Mander, Ü. (2005). Alternative filter media for phosphorus removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. J Environ Sci Health, 40: 1251–64.

Vos, J. and De La Rosa, N. L. (1980). Manual on *Artemia* production in salt ponds in the Philippines.. FAO/UNDP-BFAR Brackishwater Aquaculture Demostration and Training Project Manual PHI/75/005/WP6, Quezon City, Philippines, 48 pp.

Vretare, V.; Weisner, S.E.B.; Strand, J.A. and Graneli, W. (2001). Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. Aquat. Bot., 69: 127 – 145.

Vymazal, J. (2001). Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. In: Vymazal J, editor. Transformations of nutrients in natural and constructed wetlands.Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, p. 1-93.

Vymazal, J. (2005). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe.In: Dunne EJ, Reddy R, Carton OT, editors. Nutrient managementin agricultural watersheds: a wetland solution. Wageningen,TheNetherlands: Wageningen Academic Publishers, p. 230–44.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Sci.Total Environ., 380: 48-65.

Vymazal, J. (2010). "Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience," Environmental Science and Technology, 45(1): 61–69.

Vymazal, J. and Kröpfelová, L. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Series: Environmental Pollution, Springer. Netherlands. Volume:14: p. I - xiv.

Wang, J. ; Xie, P. and Guo, N. (2007). Effect of nonylphenol on the growth and microcystin production of Microcystis strains. Environmental research, 103(1): 70-78 .

Wang, W.; Wang, A.; Chen, L.,Lio, Y. and Sun., R. (2002). Effect of pH on survival phosphorus concentration , adenylat charge and Na^{+} -K^{+} ATPase activities of Penaeus Chinesis Osbeck Juveniles. Aquatic toxicology., 60:75-83.

Warren, C.E. (1971). Biology and water pollution control . W.B. Sunder Company. Philadelphia. London. Toronto. P:434.

Weber, W.J. and Leboeuf, E.J. (1999). Processes for advanced treatment of water, environmental science and technology, 40(4-5): 11-19.

Weiner, E.R. (2000). Applications of environmental chemistry. Lewis publishers CRC Press LLC, 273p.

Westcot, D.W. (1997). Water logging and salinity conditions in system national derange No.1 Cochabamba valley, Bolivia. Report of project UNDP/FAO/BOL/ 78/605 FAO, Rome. p.8.

Wetsteyn, L.P.M.; Peetres, J.C.H.; Duin, R.N.N.N.; Vegtor, F. and Visscher, P.M. (1990). Phytoplankton primary production and nutrients in the Oostercheds (the Netherland) during the pre-barrier period 1980-1984. Hydrobiologia, 195: 163-177.

Wetzel, R.G. (1983). Limnology, 2nd ed., Saunders College Publishing, Philadelphia, P.858.

Wetzel, R.G. (2001). Limnology, lake and river ecosystems.3th ed. Academic press, An Elsevier science imprint, SanFrancisco, New York, London., P. 729.

Whitton, B.A. (1984). Ecology of European Rivers Black Well - Scientific publications Oxford, 664 pp.

Williams, W.D. and Geddes, M.C. (1991). Anostracans of Australians Salt lake with particular references to a comparison of *Parartemia* and *Artemia*. P.351-368. In: R. A. Browne; P. Sorgeloos and C.N.A. Trotman (Eds.) *Artemia* Biology, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Windham, L. and Lathrop, R.G. (1999). Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River. New Jersey. Estuaries, 22: 927–935.

WHO, World Health Organization. (1976). Surveillance of drinking water quality. Monogrph series No. 63 Geneva.

WHO, World Health Organization. (1984). Guidline for Drinking Water Qality vol. 2., Geneva, 94 p.

WHO, World Health Organization. (1993). Guidelines for Drinking-Water Quality, 2ed , Volume 1, Recommendations, Geneva, Switzerland, 11 p.

WHO, World Health Organization. (1996). Guidline for Drinking Water Qality 2nd ed. vol. 2: 940-951.

WHO, World Health Organization. (1999). Guide line for drinking water quality.2 nd ed. 2: 940-949.

WHO, World Health Organization. (2004). Guidelines for drinking water quality, 3ed , Vol.1. Recommmendations, France, 540 p.

World Bank (2005). Water Sector Assessment Report on the Country of the cooperation of the Gulf, report No. 32539 – MNA, 83pp.

Wright, D.D.; Thomas, K.; Frazer, B. and Reinfelderc, J.R. (2010). The influence of river plume dynamics on trace metal accumulation in calanoid copepods. Limnol. Oceanogr., 55(6): 2487–2502.

Xi, J.; Mancl, K.M. and Tuvinen, O.H. (2000). Biological treatment of cheese–processing effluents with gravel/sand filtration. in proceedings of the Eight international symposium on Agricultural and Food processing wastes. 151–157 Des monies, Iowa. St. Joseph. Mich: ASEA.

Xu, D.; Xu, J.; Wu, J. and Muhammad, A. (2006). Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. Chemosphere, 63: 344–352.

Yang, H.; Shen, Z.; Zhang, J. and Wang, W. (2007). Water quality characteristic along the course of Huangpu river (china). journal of environmental sciences, 19: 1193-1998.

Yöntem, Z. (2000). Environmental Aspects of the Co-operation Agreements Signed by EU and Non - Member Mediterranean States . Country Turkey, UNEP Blue Plan for Mediterranean Regional Activity Centre, Ankara.

Yue, C.L.; Chang, J.; Ge, Y. and Zhu, Y. M. (2004). Treatment efficiency of domestic wastewater by vertical/reverse vertical flow constructed wetlands. Fresenius Environmental Bulletin, 13: 505–507.

Zawislanski, P.T.; Chau, S.; Mountford, H.; Wong, H.C. and Sears T.C. (2001). Accumulation of selenium and trace metals on plant litter in a tidal marsh. Estuar Coast Shelf Sci., 52:589–603.

Zerov, K. K. (1979). Forming of plant and over-grown at Dnepr's cascade Reservoirs. Kiev: Nauka.dumka, 140p.

Zhu, X.; Cui, L.; Liu, W. and Liu, Y. (2004). Removal efficiencies of septic tank effluent by simulating verticalflow constructed Canna indica Linn. wetlands. Journal of Agro-Environment Science, 23: 761–765.

Zillioux, E.J; Foulk, H. R.; Prager, J.C. and Cardin, J.A. (1973). Using *Artemia* to Assay Oil Dispersant Toxicities. Journal Water Pollution Control Federation, 45(11): 2389-2396.

الملاحـــق

ملحق (1) معامل الارتباط البسيط (r) بين العوامل البيئية المدروسة للمياه العادمة في محطة حمدان

	Temp.	pH	Salin.	TDS	TSS	BOD_5	COD	Alka.	Chlor.	Sulph.	Nitra.	Phos.
Temp.	1	.151	.252*	.205*	.184	-.043	-.078	.416**	.248*	.390**	.053	.106
pH	.151	1	.338**	.348**	-.483**	-.507**	-.539**	.148	.698**	.845**	.669**	.845**
Salin.	.252*	.338**	1	.686**	-.420**	-.617**	-.655**	.734**	.671**	.177	.670**	-.431**
TDS	.205*	.348**	.686**	1	-.602**	-.599**	-.719**	.572**	.724**	.046	.569**	-.337**
TSS	.184	-.483**	-.420**	-.602**	1	.765**	.672**	-.385**	-.605**	-.175	-.650**	.525**
BOD_5	-.043	-.507**	-.617**	-.599**	.765**	1	.928**	-.561**	-.599**	-.229*	-.626**	.489**
COD	-.078	-.539**	-.655**	-.719**	.672**	.928**	1	-.507**	-.665**	-.260*	-.614**	.445**
Alka.	.416**	.148	.734**	.572**	-.385**	-.561**	-.507**	1	.499**	-.006	.601**	-.563**
Chlor.	.248*	.698**	.671**	.724**	-.605**	-.599**	-.665**	.499**	1	.497**	.800**	-.425**
Sulph..	.390**	.845**	.177	.046	-.175	-.229*	-.260*	-.006	.497**	1	.457**	-.301**
Nitra.	.053	.669**	.670**	.569**	-.650**	-.626**	-.614**	.601**	.800**	.457**	1	-.662**
Phos.	.106	.845**	-.431**	-.337**	.525**	.489**	.445**	-.563**	-.425**	-.301**	-.662**	1

**. Correlation is significant at the 0.01 level (1-tailed).

*. Correlation is significant at the 0.05 level (1-tailed).

ملحق(2) المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج بنبات القصب *P. australis*

القياسات الفيزيائية ± S.D.													التاريخ
Po_4	No_3	SO_4	Cl	Alk.	COD	BOD_5	TSS	TDS	Sal.	Do	pH	Tem.	
4.80 ± 0.36 a	19.03 ± 0.47 a	634.00 ± 6.25 a	1632.67 ± 30.17 a	254.67 ± 8.08 a	274.67 ± 3.51 a	173.33 ± 2.08 a	170.33 ± 5.69 a	3474.00 ± 112.07 b	3.77 ± 0.15 a	1.67 ± 0.15 a	7.53 ± 0.03 a	28.67 ± 0.06 a	22–10-2012
3.93 ± 0.35 b	14.27 ± 0.91 b	601 ± 27.05 b	1734.00 ± 59.57 b	186.67 ± 8.50 b	181.67 ± 8.02 b	97.00 ± 4.36 b	76.33 ± 11.37 b	3547.67 ± 135.91 a	3.73 ± 0.15 a	3.07 ± 0.15 b	7.71 ± 0.03 b	26.07 ± 0.06 b	29–10-2012
3.23 ± 0.35 c	11.50 ± 0.72 c	562.66 ± 12.09 c	1438.00 ± 40.26 c	132.00 ± 4.58 c	116.67 ± 8.62 c	60.00 ± 3.61 c	36.00 ± 4.58 c	3138.33 ± 90.47 c	3.23 ± 0.15 b	4.37 ± 0.31 c	7.76 ± 0.06 c	23.30 ± 0.10 c	5–11-2012
2.40 ± 0.40 d	7.60 ± 0.66 d	525 ± 13.53 b	1171.00 ± 29.10 d	107.00 ± 7.21 d	71.33 ± 4.73 d	27.67 ± 4.16 d	22.33 ± 4.16 d	2564.33 ± 78.00 d	2.60 ± 0.10 c	5.13 ± 0.25 d	7.78 ± 0.03 bc	21.43 ± 0.06 d	12–11-2012
1.50 ± 0.20 e	5.60 ± 0.62 e	472.33 ± 11.93 d	784.67 ± 32.75 e	68.67 ± 5.69 e	32.67 ± 3.21 e	14.67 ± 3.51 e	13.67 ± 4.04 de	2043.00 ± 158.53 de	2.03 ± 0.21 d	6.00 ± 0.36 e	7.79 ± 0.03 b	19.33 ± 0.06 e	19–11-2012
0.87 ± 0.21 f	2.60 ± 0.36 f	399.33 ± 27.43 e	639.00 ± 69.55 f	36.00 ± 6.25 f	18.33 ± 1.53 f	4.33 ± 2.52 f	6.33 ± 1.15 e	1547.33 ± 146.29 e	1.40 ± 0.20 e	6.80 ± 0.26 f	7.83 ± 0.02 c	19.60 ± 0.10 f	26–11-2012
2.80 ± 1.42	10.10 ± 5.69	539.06 ± 79.97	1233.22 ± 424.06	130.83 ± 75.27	115.89 ± 92.12	62.83 ± 60.02	54.17 ± 58.52	2719.11 ± 768.59	2.79 ± 0.91	4.51 ± 1.80	7.72 ± 0.10	23.07 ± 3.49	المتوسط العام

الأحرف غير المتماثلة تدل على وجود فروق معنوية عند ($P< 0.05$)

ملحق(3) المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج بنبات الجولان *S. litoralis*

التاريخ	القياسات الفيزيائية ± S.D.												
	Tem.	pH	Do	Sal.	TDS	TSS	BOD_5	COD	Alk.	Cl	SO_4	No_3	Po_4
23-9-2012	31.53 0.06± a	7.66 0.01 ± a	1.50 0.20 ± a	3.87 0.15 ± a	3847.67 69.95 ± a	187.67 6.66 ± a	166.67 2.08 ± a	274.67 1.53 ± a	206.67 4.51 ± a	1734.33 6.11 ± a	662.33 6.51 ± a	19.43 0.15 ± a	4.00 0.200 a
30-9-2012	30.73 0.06± b	7.72 0.04 ± b	2.43 0.15 ± b	3.83 0.06 ± a	3912.33 80.43 ± a	75.67 6.51 ± b	107.00 7.21 ± b	191.33 3.06 ± b	187.67 7.23 ± b	1866.00 17.09 ± b	640 15.72 ± b	14.73 0.25 ± b	3.30 0.300 b
7-10-2012	30.87 0.06± c	7.73 0.05 ± c	3.47 0.25 ± c	3.33 0.06 ± b	3493.00 57.09 ± b	37.67 2.52 ± c	70.67 3.51 ± c	135.67 6.51 ± c	150.33 4.93 ± c	1585.33 16.26 ± c	561.66 18.23 ± c	11.60 0.66 ± c	2.33 0.32 c
14-10-2012	29.30 0.10± d	7.79 0.03 ± a	4.90 0.20 ± d	2.87 0.06 ± c	3029.67 131.67 ± c	22.00 2.65 ± d	32.00 3.00 ± d	88.33 2.52 ± d	121.00 9.00 ± d	1172.00 38.12 ± d	510.66 15.70 ± d	8.57 0.57 ± d	1.77 0.21 d
21/10/2012	25.50 5.28± e	7.81 0.01 ± d	5.83 0.25 ± e	2.30 0.10 ± d	2567.33 112.13 ± d	11.00 2.00 ± e	18.33 2.08 ± e	38.33 3.51 ± e	86.33 7.02 ± e	928.00 69.20 ± e	465.33 17.79 ± e	5.73 0.45 ± e	1.17 0.21 e
28-10-2012	26.37 0.06± f	7.88 0.04 ± e	6.67 0.15 ± f	1.77 0.06 ± e	1852.67 100.06 ± e	4.67 1.15 ± e	8.00 1.00 ± f	30.33 8.50 ± e	54.00 6.56 ± f	686.00 37.64 ± f	400 15.39 ± f	2.86 0.35 ± f	0.50 0.26 f
المتوسط العام	29.05 2.99±	7.77 0.08 ±	4.13 1.89 ±	2.99 0.80 ±	3117.11 757.60 ±	56.44 65.00 ±	67.11 57.41 ±	126.44 88.93 ±	134.33 55.49 ±	1328.61 445.12 ±	506.66 151.5 ±	10.49 5.71 ±	2.18 1.25

الأحرف غير المتماثلة تدل على وجود فروق معنوية عند ($P< 0.05$)

ملحق (4) معدلات النسب المئوية لاختزال العوامل المدروسة عند المعالجة بنبات القصب *P. australis*

التاريخ	الملوحة %	TDS %	TSS %	BOD %	COD %	القلويدات %	Cl %	SO_4 %	النترات %	الفوسفات %
22–10-2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29–10-2012	1.06	-.12	55.19	44.04	33.86	26.70	-6.21	5.21	25.01	18.13
5–11- 2012	14.32	9.66	78.86	65.38	57.52	48.17	11.92	11.25	39.57	32.71
12–11-2012	31.03	26.19	86.89	84.04	74.03	57.98	28.28	17.19	60.06	50
19–11-2012	46.15	41.19	91.97	91.54	88.11	73.04	51.94	25.5	70.57	68.75
26–11-2012	62.86	55.46	96.28	97.50	93.33	85.86	60.86	37.01	86.34	81.88

ملحق (5) معدلات النسب المئوية لاختزال العوامل المدروسة عند المعالجة بنبات الجولان *S. litoralis*

التاريخ	الملوحة %	TDS %	TSS %	BOD %	COD %	القلويدات %	% Cl	SO_4 %	النترات %	الفوسفات %
23/09/2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30/09/2012	1.03	- 1.68	59.68	35.80	30.34	9.19	- 7.59	3.37	24.19	17.5
07/10/2012	13.95	9.22	79.93	57.60	50.61	27.26	8.59	15.20	40.30	41.75
14/10/2012	25.84	21.26	88.28	80.80	67.84	41.45	32.42	22.90	55.89	55.75
21/10/2012	40.57	33.28	94.14	89.00	86.05	58.23	46.49	29.74	70.51	70.75
28/10/2012	54.26	51.85	97.51	95.20	88.96	73.87	60.45	39.56	85.28	87.5

ملحق (6) المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج بالحيوان القشري *A. franciscana*

القياسات الفيزيائية ± S.D.													التاريخ
Po_4	No_3	SO_4	Cl	Alk.	COD	BOD_5	TSS	TDS	Sal.	Do	pH	Tem.	
3.63	7.73	649.33	1541.67	233.33	275.67	174.00	187.67	4462.67	4.27	1.40	7.71	15.37	**12-3-2012**
0.15 ± a	0.45 ± a	12.01 ± a	26.95 ± a	8.50 ± a	1.53 ± a	2.65 ± a	4.51 ± a	101.11 ± a	0.35 ± a	0.100 ± a	0.01 ± a	0.06 ± a	
3.00	16.60	675.67	1693.00	228.33	188.00	99.67	106.33	4682.00	4.93	2.40	7.88	14.27	**19-3-2012**
0.10 ± b	0.70 ± ab	11.68 ± b	7.00 ± b	7.02 ± ab	7.94 ± b	3.51 ± b	2.86 ± b	58.28 ± b	0.03 ± b	0.100 ± b	0.03 ± b	0.06 ± b	
2.57	15.57	688.33	1820.67	227.00	147.67	73.67	77.00	4905.00	5.32	2.80	7.99	18.20	**26-3-2012**
0.21 ± c	0.70 ± bc	9.019 ± bc	38.00 ± c	6.00 ab	4.16 ± c	4.51 ± c	5.57 ± c	67.20 ± c	0.03 ± ab	0.100 ± c	0.04 ± c	0.10 ± c	
2.17	14.80	702.67	1957.67	235.67	104.67	51.67	38.33	5101.33	5.83	3.40	8.11	21.33	**02-4-2012**
0.21 ± d	0.66 ± c	11.50 ± c	35.35 ± d	4.04 ± abc	7.51 ± d	2.08 ± d	3.06 ± d	15.04 ± d	0.03 ± a	0.100 ± d	0.02 ± d	0.06 ± d	
1.80	13.50	722.67	2085.33	238.00	84.00	34.00	26.00	5377.33	5.94	3.77	8.21	21.73	**09-4-2012**
0.20 ± e	0.96 ± d	7.64 ± d	43.41 ± e	5.57 ± bc	8.00 ± e	2.65 ± e	3.61 ± e	90.50 ± e	0.04 ± c	0.06 ± e	0.02 ± e	0.06 ± e	
1.43	12.47	738.33	2203.67	245.67	53.33	20.67	18.00	5487.67	6.46	4.36	8.33	22.40	**16-4-2012**
0.25 ± f	0.74 ± de	11.50 ± de	23.86 ± f	6.51 ± cd	5.69 ± f	1.53 ± f	1.73 ± ef	111.90 ± e	0.05 ± c	0.15 ± f	0.04 ± f	0.10 ± f	
1.07	11.47	756.00	2276.33	249.67	32.33	13.67	11.33	5685.67	6.86	4.93	8.38	23.37	**23-4-2012**
0.21 ± g	0.72 '± ef	14.18 ± e	20.03 ± g	4.04 ± d	3.51 ± g	2.52 ± g	0.58 ± fg	91.92 ± f	0.05 ± d	0.15 ± g	0.04 ± f	0.06 ± g	
0.60	10.60	779.67	2369.67	255.67	21.67	5.67	8.00	5829.67	7.52	5.50	8.54	23.77	**30-4-2012**
0.20 ± h	0.53 ± f	9.71 ± f	23.44 ± h	6.11 ± d	2.52 ± h	1.53 ± h	1.00 ± g	87.64 ± g	0.05 ± d	0.10 ± h	0.06 ± g	0.06 ± h	
2.03	14.09	714.08	1993.50	239.16	113.42	59.11	59.08	5191.42	5.89	3.57	8.14	20.05	**المتوسط العام**
0.98 ±	2.47 ±	42.48 ±	280.75 ±	11.06 ±	82.97 ±	53.79 ±	59.73 ±	469.71 ±	0.99 ±	1.30 ±	0.27 ±	3.49 ±	

الأحرف غير المتماثلة تدل على وجود فروق معنوية عند ($P< 0.05$)

ملحق (7) المعدلات والانحراف المعياري للخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه العادمة المعالج بالحيوان القشري *A. (Rh.) salinus*

القياسات الفيزيائية ± S.D.													التاريخ
Po_4	No_3	SO_4	Cl	Alk.	COD	BOD_5	TSS	TDS	Sal.	DO	pH	Tem.	
4.07	18.13	650.67	1632.00	216.67	269.33	167.00	189.67	4402.33	3.92	1.50	7.73	16.33	10-3-2013
0.23 ±	0.31 ±	7.77 ±	5.29 ±	4.16 ±	2.517 ±	2.00 ±	3.06 ±	379.86 ±	0.05 ±	0.100 ±	0.02 ±	0.06 ±	
a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	
3.57	16.97	674.33	1741.00	223.00	191.00	112.67	142.67	4596.67	4.16	2.10	7.86	17.97	17-3-2013
0.32 ±	0.35 ±	8.14 ±	32.70 ±	5.00 ±	3.00 ±	4.51 ±	4.04 ±	255.28 ±	0.07 ±	0.10 ±	0.02 ±	0.06 ±	
ab	b	b	b	a	b	b	b	ab	a	b	b	b	
3.10	16.20	689.67	1836.00	232.33	161.33	83.67	125.00	4835.33	4.76	2.50	7.95	19.13	24-3-2013
0.36 ±	0.95 ±	5.86 ±	35.76 ±	6.43 ±	5.86 ±	4.16 ±	3.00 ±	196.27 ±	0.04 ±	0.10 ±	0.03 ±	0.06 ±	
bc	bc	b	c	b	c	c	c	bc	b	c	c	c	
2.67	15.73	722.67	1950.33	249.00	121.67	56.00	91.00	5090.00	5.26	2.87	8.17	19.57	31-3-2013
0.32 ±	0.31 ±	14.74 ±	30.86 ±	6.56 ±	4.16 ±	2.65 ±	3.00 ±	152.75 ±	0.06 ±	0.06 ±	0.03 ±	0.06 ±	
cd	c	c	d	c	d	d	d	cd	b	d	d	d	
2.23	14.80	736.00	2126.67	259.67	90.00	38.33	62.67	5346.00	5.88	3.50	8.27	20.37	7-4-2013
0.31 ±	0.46 ±	13.53 ±	39.80 ±	2.52 ±	2.00 ±	2.52 ±	4.04 ±	91.16 ±	0.05 ±	0.10 ±	0.01 ±	0.06 ±	
de	d	cd	e	d	e	e	e	de	bc	e	e	e	
1.77	13.93	744.00	2232.67	267.67	62.67	25.33	28.33	5654.33	6.32	3.90	8.39	21.80	14-4-2013
0.25 ±	0.15 ±	5.57 ±	47.35 ±	1.53 ±	3.51 ±	2.52 ±	4.04 ±	66.53 ±	0.03 ±	0.10 ±	0.01 ±	0.00 ±	
e	e	de	f	de	f	f	f	ef	c	f	f	f	
1.10	13.30	758.00	2367.33	273.33	37.00	16.33	19.33	5924.00	6.93	4.53	8.49	22.30	21-4-2013
0.26 ±	0.26 ±	3.00 ±	43.88 ±	7.57 ±	3.00 ±	2.89 ±	1.53 ±	64.21 ±	0.03 ±	0.15 ±	0.02 ±	0.10 ±	
f	ef	e	g	e	g	g	g	fg	cd	g	g	g	
0.70	12.67	782.67	2492.67	284.00	25.33	8.00	13.33	6129.00	7.62	4.97	8.58	23.20	28-4-2013
0.26 ±	0.31 ±	7.57 ±	23.50 ±	4.36 ±	3.51 ±	2.65 ±	1.53 ±	89.02 ±	0.04 ±	0.15 ±	0.03 ±	0.00 ±	
f	f	f	h	f	h	h	h	g	d	h	h	h	
2.40	15.22	719.75	2047.33	250.71	119.79	63.42	84.00	5247.21	5.61	3.23	8.18	20.08	المتوسط العام
1.15 ±	1.84 ±	43.43 ±	295.22 ±	23.95 ±	80.07 ±	52.38 ±	61.63 ±	619.24 ±	1.23 ±	1.16 ±	0.29 ±	2.21 ±	

الأحرف غير المتماثلة تدل على وجود فروق معنوية عند ($P< 0.05$)

ملحق (8) معدلات النسب المئوية لاختزال العوامل المدروسة عند المعالجة

بالحيوان القشري *A. franciscana*

التاريخ	% BOD	% COD	% TSS	النترات %	الفوسفات %
12/03/2012	0	0	0	0	0
19-3-2012	42.72	31.80	43.34	6.37	17.36
26-3-2012	57.66	46.43	58.97	12.18	29.20
02-4-2012	70.30	62.03	79.58	16.53	40.22
09-4-2012	80.46	69.53	86.15	23.86	50.41
16-4-2012	88.12	80.65	90.41	29.67	60.60
23-4-2012	92.14	88.27	93.96	35.31	70.52
30/04/2012	96.74	92.14	95.74	40.21	83.47

ملحق (9) معدلات النسب المئوية لاختزال العوامل المدروسة عند المعالجة

بالحيوان القشري *A.* (*Rh.*) *salinus*

التاريخ	% BOD	% COD	% TSS	النترات %	الفوسفات %
10-3-2013	0	0	0	0	0
17-3-2013	32.53	29.08	24.78	6.40	12.29
24-3-2013	49.90	40.10	34.10	10.65	23.83
31-3-2013	66.47	54.82	52.02	13.24	34.40
07-4-2013	77.05	66.58	66.96	18.37	45.21
14-4-2013	84.83	76.73	85.06	23.17	56.51
21-4-2013	90.22	86.26	89.81	26.64	72.97
28-4-2013	95.21	90.60	92.97	30.12	82.80

ملحق (10) مقارنة المياه المعالجة والمطروحة من محطة حمدان مع محددات نظام صيانة الأنهار من التلوث رقم 25 لسنة 1967

القياسات	مياه الصرف الصحي عند حوض التجميع الخارجي ملغم/لتر	مياه الصرف الصحي لأحواض الترسيب الابتدائية ملغم /لتر	مياه الصرف الصحي بعد المعالجة الثانوية ملغم /لتر	الحدود البيئية المسموح بها ملغم / لتر
درجة الحرارة °م	24.92	25.07	25.11	اقل من 35 °م
الأس الهيدروجيني pH	7.14	7.31	7.57	6 - 9.5
التوصيل الكهربائي EC	4.29	4.85	5.56	600 ملموز /سم
المتطلب الحيوي للأوكسجين BOD_5	217.45	175.41	97.41	اقل من 40
المتطلب الكيمياوي للأوكسجين COD	350.66	272.50	182.20	أقل من 100
المواد الكلية الصلبة العالقة T.S.S	304.04	253.50	203.04	60
الأملاح الصلبة الذائبة الكلية T.D.S	3831.58	4256.16	4689.04	1500
القاعدية الكلية	232.37	253.12	273.95	150
الكبريتات SO4	694.16	718.12	741.29	400
الكلوريدات Cl	1571.00	1743.54	1941.87	600
النترات NO_3	13.69	17.57	21.09	50
الفوسفات PO_4	5.92	4.97	4.26	3

المصدر: وزارة الصحة - التشريعات البيئية، نظام صيانة الأنهار من التلوث، رقم 25 لسنة 1967، دائرة حماية وتحسين البيئة .

ملحق (11) تصنيف المياه العادمة

المكونات	التركيز (ملغم / لتر)		
	قوي	متوسط	ضعيف
المواد الذائبة الكلية (TDS)	860	500	270
المواد العالقة الكلية (TSS)	400	210	120
BOD_5	350	190	110
COD	800	430	250
النايتروجين	70	40	20
الفسفور	12	7	4
الكلورايد	90	50	30
الكبريتات	50	30	20

Metcalf and Eddy, 2003

ملحق(12) تصنيف الأنهار بحسب تراكيز BOD

نسبة BOD	تصنيف الأنهار
اقل من 1	نظيف جدا
2	نظيف
3	نضيف الى حد ما
4	مشكوك في نظافته
5	رديء

المصدر : حسين علي السعدي ،البيئة المائية ، ط 1 ، دار اليازوري للنشر والتوزيع ، عمان، 2006، ص 224.

Summary

This study included two objectives: the first one is to evaluate the efficiency of Hammdan plant for wastewater treatment in Basrah city, by collection of water samples seasonally and study the physical and chemical analysis of three sites; the first (external collecting basin), the second (primary sedimentation basin) and the third (secondary sedimentation basin) . The results showed that the average values of the first, second and third sites were as follows: of the ecological parameters water temperatures (24.92°C, 25.07°C and 25.11°C), (pH) (7.14 , 7.31 , 7.57), salinity (4.29 , 4.85 , 5. 56) gm/l, and total dissolved solid (TDS) (3831.58 , 4256.16 , 4689.04) mg/l, total suspended solid (TSS) (304.04 , 253.50 , 203.04) mg/l, the biological oxygen demand (BOD_5) (217.45 , 175.41 , 97.41) mg/l. While the average values of the chemical oxygen demand (COD) (350.66 , 272.50 , 182.20) mg/l, the total alkalinity (232.37 , 253.12 , 273.95) mg/l, chlorides (1571.00 , 1743.54 , 1941.87) mg/l, the average values of sulfates (694.16 , 718.12 , 741.29) mg/l. While the average values of nitrate (13.69 , 17.57 , 21.09) mg/l and phosphate (5.92 , 4.97 , 4.26) mg/l respectively .

The second objective addressed the application of two systems of bioremediation for wastewater treated primarily, and collected from the primary sedimentation basin in Hamdan plant. The two systems were the phytoremediation by application of Free Water Surface (FWS) using two aquatic plants *Phragmites australis* (Cav .) Trin.ex Steud and *Schoenoplectus litoralis* (Schrader) Palla, Bot. Jahrb. Syst. For a period of six weeks . In processing system of animal Zooremediation using two species of crustaceans *Artemia franciscana* (Kellogg, 1906) and *Arctodiaptomus (Rhabdodiaptomus) salinus* (Daday, 1885) for a period of eight weeks.

The results revealed that the efficiency of the Phytoremediation of the aquatic plants *P. australis* and *S. litoralis* and their effective role in the reduction of the most prominent indicators of pollution and improved the water quality. *P. australis* exhibited on efficient reduction of the studied environmental factors, such as the removal of salinity, total dissolved solid (TDS), total solid suspended (TSS), biological oxygen demand (BOD_5), chemical oxygen demand (COD), total alkalinity, chlorides, sulfates, reactive nitrates and reactive phosphate effective (62.86%), (55.46%) (96.28%), (97.5%), (93.33%), (85.86%), (60.86%), (37.01%), (86.34%), (81.88%) respectively . *P. australis* was efficient to remove a high concentrations of the trace elements (copper, iron, lead and zinc) with an amounts of (2.13, 5.41, 2.27, 6.88) µg /l respectively. *P. australis* also managed was to reduce the rate of total bacteria, from 894.67 bacteria/ml before the treatment to 73.67 bacteria/ml after treatment .

The aquatic plant *S. litoralis* exhibited a high efficiency by reducing the salinity, total dissolved solid (TDS), total solid suspended (TSS), biological oxygen demand (BOD_5), chemical oxygen demand (COD), total alkalinity, chlorides, sulfates, reactive nitrates and reactive phosphate at the percentages of (54.26%), (51.85%), (97.51%), (95.2%), (88.96%), (73.87%), (60.45%), (39.56%), (85.28%), (87.5%), respectively . The efficiency of this plant to remove the actual concentrations of trace elements (copper, iron, lead and zinc) were at (2.66, 2.91, 1.11, 7.16) µg / l, respectively . The plant also possessed at capability in reducing the rate of the total number of bacteria, from 682.33 bacteria / ml before the treatment to 56.33 bacteria / ml after treatment.

By application of Zooremediation system, crustacean *A. franciscana* showed a high efficiency in removing the most important factors of pollution such as total suspended solids (TSS), biological oxygen demand

(BOD_5), chemical oxygen demand (COD), reactive nitrates and reactive phosphate at the following percentages (95.74%) (96.74%), (92.14%), (40.21%), (83.47%), respectively. The removal of the actual concentrations of the trace elements (copper, iron, lead and zinc) were (2.2, 2.93, 0.71, 7.82) µg/l respectively. The reduction of total bacterial count was 682.33 bacteria/ml before treatment and became 155.67 bacteria/ml after treatment .

The efficiency of the crustacean *A. (Rhabdodiaptomus) salinus* to remove the studied factors; total suspended solids (TSS), biological oxygen demand (BOD_5), chemical oxygen demand (COD), reactive nitrates and reactive phosphate waw very high at (92.97%) (95.21%), (90.6%), (30.12%), (82.8%), respectively . The actual removal of trace elements (copper, iron, lead and zinc) were (0.78, 1.55, 0.83, 3.36) µg/l, respectively. The rate of total bacterial reduction was 721 bacteria/ml before treatment and 282.33 bacteria/ml after treatment .

Wastewater Treatment by Using Some Technologies of Bioremediation and Evaluates the Efficiency of Hammdan Plant - Basrah

A Thesis
Submitted to the Council of College of Education
for Pure Science - University of Basrah
In Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Doctor in Philosophy in Biology-
(Environmental Pollution)

By

Majida S. A. AL-Enazi
M.Sc. Biology – 2001

Supervised by

Assist. Prof. Dr. Manal M. Akbar **Prof. Dr. Ibtsam M. Abdul-Sahib**

2014 1435