

尾菜再生水灌溉对土壤酶活性 与重金属含量的影响

卢秀霞¹,赵洋²,王晶¹,杨祎程¹,张译丹¹,何潇³,汪建旭¹

(1.兰州现代职业学院农林科技学院,甘肃兰州730300;2.兰州理工大学能源与动力工程学院,
甘肃兰州730050;3.兰州市农业科技研究推广中心,甘肃兰州730010)

摘要:为探究尾菜再生水灌溉对土壤酶活性和重金属含量的影响,采用室内土柱模拟试验,分别以尾菜再生水(VW)和自来水(TW)为灌溉水,设置充分灌溉(90%田间持水量,09FC)和非充分灌溉(70%田间持水量,07FC)2个灌水水平,以18d为1个灌水周期,累计灌溉16期,分别在第72、144、216、288d进行分层取样,测定土壤过氧化氢酶(CAT)、脲酶(UE)、蔗糖酶(IA)、碱性磷酸酶(ALP)活性及重金属(Pb、Zn、Cr、Cd、Cu)含量的时空变化特征,并对各处理进行相关性分析和潜在生态风险评价。结果显示,与TW-07FC处理相比,长期再生水非充分灌溉0~20cm土层土壤UE、IA活性分别显著提高了31.36%和6.55%;与TW-09FC处理相比,再生水充分灌溉ALP活性显著提高了15.63%,CAT活性无显著性变化;随着灌溉次数的增加,再生水2个灌水水平平均会增加土壤Pb、Cr、Zn含量,但增加效果不显著,土壤Cd含量与自来水灌溉相比无显著变化($P>0.05$),土壤Cu含量有降低的趋势;由相关性分析可知,CAT活性与Cu、Zn含量呈极显著正相关关系($P<0.01$);IA活性与Cr含量呈显著负相关关系($P<0.05$),ALP活性与Zn含量呈显著正相关关系($P<0.05$),而与Cd含量显著负相关($P<0.05$)。综上可知,再生水长期灌溉可增加0~20cm土层土壤IA、UE和ALP活性,提高土壤营养素转化率;再生水灌溉能够引起部分重金属元素的累积,但远低于国家标准限值。

关键词:尾菜再生水;灌溉水平;土壤酶活性;土壤重金属含量;生态风险评估

中图分类号:S273.5 **文献标志码:**A

Effects of reclaimed water from vegetable residues irrigation on soil enzyme activity and heavy metals content

LU Xiuxia¹, ZHAO Yang², WANG Jing¹, YANG Yicheng¹, ZHANG Yidan¹, HE Xiao³, WANG Jianxu¹

(1. Agriculture and Forestry Science and Technology College, Lanzhou Modern Vocational College, Lanzhou, Gansu 730300, China;

2. College of Energy and Power Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou, Gansu 730050, China;

3. Agricultural Science and Technology Research Extension Center of Lanzhou, Lanzhou, Gansu 730010, China)

Abstract: The purpose of this study was to explore the effects of different irrigation treatments on soil enzyme activities and heavy metal contents and to evaluate the potential ecological risks of reclaimed water from vegetable residues (VW) and tap water (TW) to provide a theoretical basis for farmland reuse of reclaimed water from plateau summer vegetable residues. The indoor soil column simulation test was conducted and tap water was used as the control. Two irrigation levels of full irrigation (90% field water capacity, 09FC) and inadequate irrigation (70% field water capacity, 07FC) were set. An irrigation period of 18 days was used and 16 irrigation periods were accumulated to study the spatial and temporal variation characteristics of catalase (CAT), urease (UE), sucrase (IA), alkaline phosphatase (ALP) activities and heavy metal (Pb, Zn, Cr, Cd, Cu) contents in soil under different irrigation levels of reclaimed water from vegetable residues, and to evaluate the correlation and potential eco-

收稿日期:2023-02-28

修回日期:2023-04-12

基金项目:甘肃省重点研发计划项目(21YF5NA161);甘肃省高等学校创新基金项目(2021B-612);2021年现代丝路寒旱农业科技支撑项目(GLSK-2021-19)

作者简介:卢秀霞(1975-),女,甘肃肃泰人,硕士,讲师,主要从事农业废弃物资源化利用技术与推广。E-mail:xiuxialu@126.com

通信作者:汪建旭(1972-),男,甘肃武威人,教授,硕士生导师,主要从事农业废弃物的资源化利用技术研究。E-mail:wjx3729806@163.com

logical risk. The results showed that compared with TW-07FC, the UE and IA activities in 0~20 cm soil layer under long-term reclaimed water inadequate irrigation were significantly increased by 31.36% and 6.55%, respectively. Compared with TW-09FC, the ALP activity was significantly increased by 15.63% under reclaimed water full irrigation ($P<0.05$). There were no significant changes in CAT activity ($P>0.05$). With the increase of irrigation times, the two irrigation levels of reclaimed water increased the contents of Pb, Cr and Zn in soil, but the increasing effect was not significant ($P>0.05$). Compared with tap water irrigation, the content of Cd in soil had no significant change ($P>0.05$), and the content of Cu in soil tended to decrease. Correlation analysis showed that CAT activity was positively correlated with Cu and Zn contents ($P<0.01$). IA activity was negatively correlated with Cr content ($P<0.05$), ALP activity was positively correlated with Zn content ($P<0.05$), and negatively correlated with Cd content ($P<0.05$). In conclusion, long-term irrigation with reclaimed water could increase the activities of IA, UE and ALP in 0~20 cm soil, and improve the conversion rate of soil nutrients. Reclaimed water irrigation can cause the accumulation of some heavy metal elements, but it is far below the allowable value stipulated in the soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land.

Keywords: reclaimed water from vegetable residues; irrigation level; soil enzyme activity; heavy metal content in soil; ecological risk assessment

缺水是中国粮食生产面临的严峻挑战。我国水资源时空分布不均将进一步加剧未来的水资源短缺^[1],尤其是西北干旱和半干旱地区水资源严重不足,为农业灌溉开发新的替代水资源对于中国淡水保护至关重要^[2]。开发和利用再生废水(RW)作为替代水资源,可以有效促进农业生态系统的水供需平衡^[3]。再生水中丰富的氮、磷、钾等营养元素,用作灌溉水可以提高土壤肥力,减少化肥的使用,对植物生长有促进作用,但痕量的铜、锌、镉等重金属存在潜在的土壤累积风险^[4-5]。再生水的质量对土壤-作物生态系统平衡有重要影响,影响程度取决于废水来源和回收技术^[1,6]。

近年来,围绕城市生活/工业废水、养殖废水对土壤、作物与环境影响的研究报道较多^[7]。在对土壤酶活性和重金属含量的影响研究方面,不同来源再生水灌溉均可提高土壤酶活性^[8-11],短期灌溉和适度利用对土壤重金属含量影响不明显^[12]。也有研究表明,短期再生水灌溉对土壤脲酶和碱性磷酸酶活性无显著影响^[13],再生水灌溉可加重土壤中Cd、Zn、Cu和Ni等累积,引起土壤重金属污染^[14]。而韩洋等^[15]研究发现再生水短期灌溉会提高土壤重金属Cd、Pb的含量,但其含量均低于国家规定的限值,不会造成重金属污染。目前国内外关于尾菜再生水灌溉对土壤环境的影响研究尚不充分。

甘肃省作为我国“西菜东调”和“北菜南运”的重要生产基地,2021年全省高原夏菜总产量达1 655.30万t^[16],据测算,蔬菜废弃物/剩余物(以下简称“尾菜”)产生量约1 015.2万t,由于易腐烂变质、数量巨大且季节性强、资源化利用增值空间

小等特点,尾菜已成为农村和城郊生态环境主要污染源^[17]。目前尾菜处理主要采用直接还田、饲料化、堆肥和厌氧消化等方式。尾菜含水率高($\geq 90\%$),有机物和营养成分丰富,非常适宜厌氧消化处理^[18],该方法在全国大宗蔬菜产地废弃物资源高效处理领域应用普遍,但尾菜厌氧消化后产生的大量沼液对周边环境造成严重威胁,处理不当易引起二次污染。本研究针对甘肃高原夏菜尾菜处理利用现状,通过“厌氧反应+两级A/O+MBR(膜生物反应器)生化处理+混凝沉淀+深度处理”主体工艺处理尾菜沼液,获得尾菜再生水,探究再生水灌溉处理对土壤酶活性和重金属含量的影响及潜在生态风险评价,为高原夏菜尾菜再生水农田回收利用提供应用依据及实践基础。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤取自甘肃省兰州市榆中县三角城乡高原夏菜生产基地(104°09'53"E,35°53'43"N,海拔1 810 m)0~20 cm耕层土壤,质地为砂壤土,经自然风干、去除可见杂物,过5 mm筛后,取部分土样测其理化性质,其余填装试验土柱。供试土样基础理化性质为含水率2.44%,容重 $1.39 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,pH值8.46,有机质 $18.32 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,总氮 $0.10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,总磷 $0.13 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,总钾 $0.27 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,重金属含量分别为63.39(Pb)、28.49(Cu)、0.344(Cd)、82.94(Cr) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和80.91(Zn) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

供试水样取自兰州新苏生态能源有限公司尾菜厌氧消化后的沼液,经“厌氧反应+两级A/O+

MBR 生化处理+混凝沉淀+深度处理”主体工艺处理后的再生水, pH 值 7.46~7.51, 其常规水质指标符合农田灌溉水质标准(GB 5084-2021)^[19], 重金属含量分别为 0.042(Pb)、0.019(Cu)、0.092(Zn) mg·L⁻¹和 0.87(Cr)、0.091(Cd) μg·L⁻¹; 以自来水为对照(CK), 其 pH 值 8.08, 重金属含量分别为 0.003(Pb)、0.005(Cu)、0.014(Zn) mg·L⁻¹和 0.16(Cr)、0.018(Cd) μg·L⁻¹。

1.2 试验设计

采用室内土柱灌溉淋溶模拟试验, 土柱为透明有机玻璃管材, 外径 25.0 cm, 高 72.0 cm, 壁厚 0.50 cm, 柱体底部设有排水管, 便于收集淋出液, 柱体自上而下在 15、35、45 cm 处设有直径为 2.5 cm 的取样孔。

试验采用尾菜再生水和自来水两种水质, 设计充分灌溉(90%田间持水量(09FC), 7.86 L)和非充分灌溉(70%田间持水量(07FC), 6.12 L)两种灌溉水平, 尾菜再生水充分灌溉(VW-09FC)、尾菜再生水非充分灌溉(VW-07FC)为处理, 分别以自来水充分灌溉(TW-09FC)、自来水非充分灌溉(TW-07FC)为对照, 每处理设置 3 次重复。室内土柱试验自 2021 年 7 月 23 日开始, 2022 年 4 月 25 日结束, 根据当地作物生长周期及水肥管理模式, 确定一次灌水周期为 18 d, 整个试验累计 16 个灌水周期, 共计 288 d。灌水后 72、144、216、288 d 分别进行分层取样检测。

再生水中重金属元素的去向主要包括土壤的吸附和解吸、作物或土壤生物的吸收以及渗入地表水或地下水^[3], 土壤中重金属可能影响作物的生长, 而淋洗液的重金属主要影响地表水或地下水的质量。本文仅对照国家农田灌溉水质标准研究尾菜再生水对土壤重金属分布的影响, 其在淋洗液中的质量分数及对地下水的影响将在今后进一步开展试验研究。

1.3 研究方法

供试土样以实际干容重 1.39 g·cm⁻³、含水率 2.44% 计算, 每 5 cm 土层所需填装的土壤质量为 3 230.28 g, 土壤分层由下而上装入柱内, 每个土柱均分为 12 次填装, 每次填装要保证土壤颗粒分布均匀, 严格将土柱内壁边缘土壤夯实, 以保证灌水时无贴壁水流现象, 尽量避免边缘效应发生(内壁均匀涂抹凡士林), 装填完成后, 用 0.20 mm 厚度铝箔包裹土柱外壁。

土壤、再生水和自来水中重金属(Cd、Pb、Cr、Cu、Zn)含量采用王水-高氯酸消煮岛津 AA6680 型原子吸收分光光度计法测定; 脲酶(UE)活性采用苯

酚钠比色法测定; 蔗糖酶(IA)活性采用 3,5-二硝基水杨酸比色法测定; 过氧化氢酶(CAT)活性采用 KMnO₄ 显色滴定法测定; 碱性磷酸酶(ALP)活性采用磷酸苯二钠比色法测定^[20]。

采用 Hakanson 潜在生态危害指数法^[21]评价研究土壤重金属生态风险, 公式如下:

$$RI = \sum Er_i = \sum \frac{Tr_i \times C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中, Er_i 为第 i 种重金属潜在生态危害系数; Tr_i 为第 i 种重金属毒性系数, Cu、Pb、Cd、Zn、Cr 的 Tr_i 分别为 5、5、30、1 和 2^[22]; C_i 为重金属 i 浓度实测值; S_i 为重金属 i 浓度的参照值, 可参考食用农产品产地环境质量评价标准(HJ 332-2006)^[23]确定; RI 为综合生态风险指数, 是参评元素 Er_i 的和。根据 Er_i 和 RI 值的大小, 对评价对象的生态风险分级: $Er < 40$ 或 $RI < 150$, 轻微生态危害; $40 \leq Er < 80$ 或 $150 \leq RI < 300$, 中等生态危害; $80 \leq Er < 160$ 或 $300 \leq RI < 600$, 强生态危害; $160 \leq Er < 320$ 或 $600 \leq RI < 1\ 200$, 很强生态危害; $Er \geq 320$, 或 $RI \geq 1\ 200$, 极强生态危害。其中用 Er_i 评价所得为依据重金属 i 元素评价结果, 用 RI 评价所得为依据所有参评重金属综合评价结果^[24]。

1.4 数据处理

采用 Microsoft Excel 2010 进行数据处理、计算及制图; 采用 SPSS 20.0 进行显著性分析。

2 结果与分析

2.1 再生水灌溉对土壤酶活性的影响

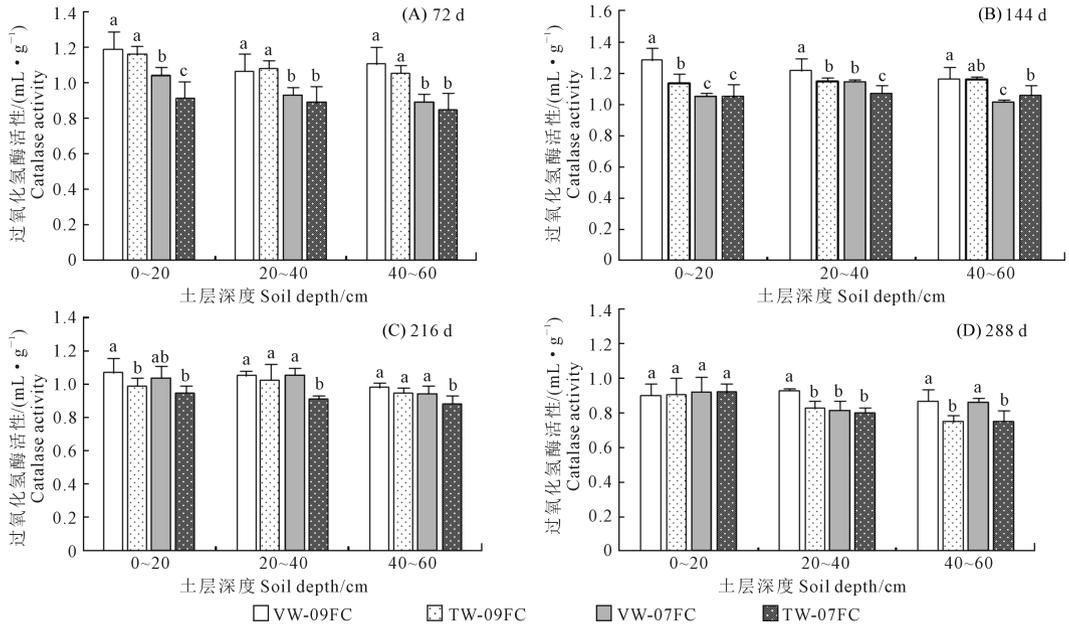
2.1.1 再生水灌溉对土壤过氧化氢酶(CAT)活性的影响

不同灌溉处理条件下土壤过氧化氢酶(CAT)活性如图 1 所示。灌溉 72 d 后, 0~20 cm 土层 VW-07FC 处理 CAT 活性显著高于 TW-07FC 处理($P < 0.05$), 较之提高了 14.19%; VW-09FC 处理 CAT 活性略高于 TW-09FC 处理, 差异不显著($P > 0.05$); VW-09FC 处理 0~60 cm 土层土壤 CAT 活性均显著高于 VW-07FC($P < 0.05$), 3 个土层分别提高 12.17%、12.65%、19.48%。灌溉 144 d 后, VW-09FC 处理 0~40 cm 土层土壤 CAT 活性显著高于 TW-09FC 处理($P < 0.05$), 0~20 cm 和 20~40 cm 土层分别提高了 13.4%、5.9%; VW-09FC 处理 0~60 cm 土层 CAT 活性均显著高于 VW-07FC 处理($P < 0.05$), 3 个土层分别提高了 22.74%、6.40%、15.06%。灌溉 216 d 后, 0~20 cm 土层再生水灌溉 CAT 活性均有显著提高($P < 0.05$), VW-09FC 处理与 TW-09FC 处理相比提高了 7.49%, VW-07FC 处理与 VW-07FC 处理相比提高了 8.68%; 20~60 cm 土层

VW-07FC 处理显著高于 TW-07FC 处理,2 个土层分别提高了13.46%、6.38%,VW-09FC 处理与 TW-07FC 处理差异不显著($P>0.05$)。灌溉 288 d 后,20~60 cm 土层 VW-09FC 处理土壤 CAT 活性显著高于 TW-09FC 处理($P<0.05$),20~40 cm 和 40~60 cm 土层分别提高了 16.53%、15.80%;40~60 cm 土层 VW-07FC 处理与 VW-07FC 处理相比提高了

15.01%。灌溉 216、288 d 后,VW-09FC 处理与 VW-07FC 处理之间无显著差异($P>0.05$)。再生水两种灌溉水平土壤 CAT 活性均表现先升后降的变化趋势(图 2A),且在 144 d 其活性达到最高值。

2.1.2 再生水灌溉对土壤蔗糖酶(IA)活性的影响 不同处理下土壤蔗糖酶(IA)活性变化如图 3 所示。灌溉 72 d 后,VW-09FC 处理显著提高了 0~40 cm



注:图中不同字母表示同一土层不同处理之间差异显著($P<0.05$),下同。

Note: Different letters in the figure indicate significant differences among treatments in the same soil layer ($P<0.05$). The same below.

图 1 不同灌溉条件下土壤过氧化氢酶 (CAT) 活性变化

Fig.1 Changes of soil CAT activity under different irrigation conditions

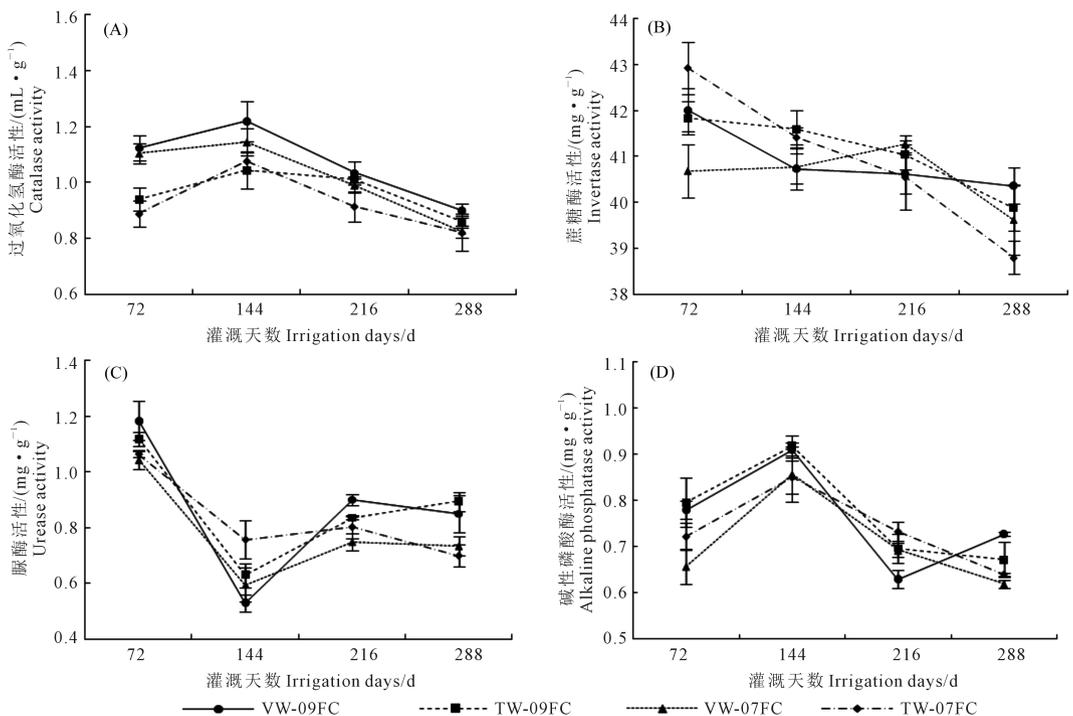


图 2 不同灌溉处理 0~60 cm 土层土壤酶活性变化

Fig.2 Changes of average soil enzyme activity in 0~60 cm soil under different irrigation treatments

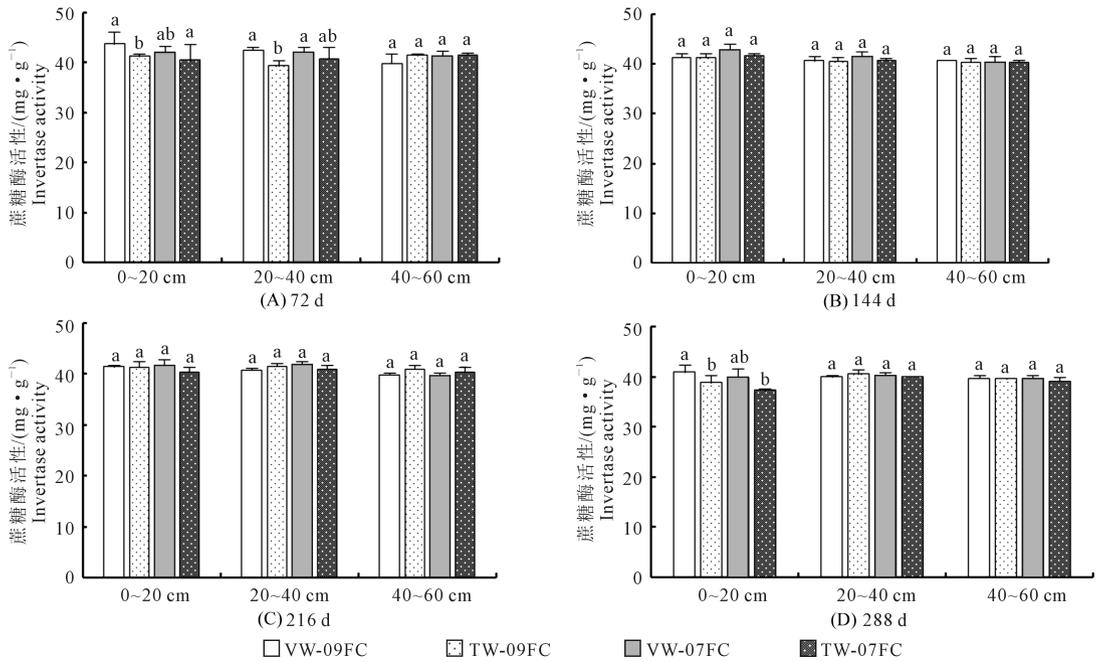


图 3 不同灌溉条件下土壤蔗糖酶 (IA) 活性变化

Fig.3 Changes of soil IA activity under different irrigation conditions

土层土壤 IA 活性 ($P < 0.05$), 0~20 cm 和 20~40 cm 土层较 TW-09FC 处理分别提高了 5.69%、7.35%。灌溉 144、216 d 后, 再生水灌溉与自来水灌溉相比 0~60 cm 土层土壤 IA 活性均无显著差异 ($P > 0.05$)。灌溉 288 d 后, VW-09FC 处理显著提高了 0~20 cm 土层土壤 IA 活性 ($P < 0.05$), 且较 TW-09FC 处理提高了 6.55%; 其余土层均无显著差异 ($P > 0.05$)。VW-09FC 处理与 VW-07FC 处理相比, 无论是短期灌溉还是长期灌溉, 两者 0~60 cm 土层土壤 IA 活性均无显著差异 ($P > 0.05$); 且随着灌溉次数的增加, IA 活性均呈降低趋势 (图 2B)。

2.1.3 再生水灌溉对土壤脲酶 (UE) 活性的影响 不同处理下土壤脲酶 (UE) 活性变化如图 4 所示。灌溉 72 d 后, VW-09FC 处理显著提高了 0~20 cm 土层土壤 UE 活性 ($P < 0.05$), 较 TW-09FC 处理提高了 33.00%; VW-07FC 处理显著提高 20~40 cm 土层土壤 UE 活性 ($P > 0.05$), 较 TW-07FC 处理提高了 15.56%, 其余土层均无显著差异 ($P > 0.05$); VW-09FC 处理较 VW-07FC 处理显著提高了 0~20 cm 土层土壤 UE 活性 ($P < 0.05$), 增幅为 13.82%。灌溉 144 d 后, 两种再生水处理土壤均显著低于两种自来水处理 ($P < 0.05$), 且 VW-09FC 处理较 VW-07FC 处理显著降低了 0~60 cm 土层土壤 UE 活性 ($P < 0.05$), 3 个土层分别降低 10.97%、26.97%、8.32%。灌溉 216 d 后, 再生水处理土壤 UE 活性均显著高于自来水处理 ($P < 0.05$), VW-09FC 处理 0~

60 cm 土层土壤 UE 活性较 TW-09FC 处理分别提高了 20.23%、16.54% 和 17.08%, VW-07FC 处理 0~20、20~40 cm 土层土壤 UE 活性较 TW-07FC 处理分别提高了 12.64%、11.99%; VW-09FC 处理 0~20、20~40、40~60 cm 土层土壤平均 UE 活性较 VW-07FC 处理显著提高了 7.33%。灌溉 288 d 后, VW-09FC 处理 0~60 cm 各土层土壤 UE 活性显著高于 TW-09FC 处理 ($P < 0.05$), 3 个土层分别提高了 15.75%、17.10% 和 9.55%; VW-07FC 处理 0~60 cm 各土层土壤 UE 活性均显著高于 TW-07FC 处理 ($P < 0.05$), 分别提高了 5.17%、24.14% 和 16.81%。无论何种再生水灌溉处理, 土壤 UE 活性均随灌溉周期的增加均呈现先降低后升高的变化趋势 (图 2C), 且在 144 d 降至最低。

2.1.4 再生水灌溉对土壤碱性磷酸酶 (ALP) 活性的影响 不同处理下土壤碱性磷酸酶 (ALP) 活性变化如图 5 所示。灌溉 72 d 后, 两种再生水灌溉处理均显著提高了 0~60 cm 各土层 ALP 活性 ($P < 0.05$), VW-09FC 处理较 TW-09FC 处理分别提高了 14.34%、14.98%、17.92%, VW-07FC 处理较 TW-07FC 处理分别提高了 12.94%、6.49%、8.30%。灌溉 144 d 后, 再生水显著提高了 0~20、20~40 cm 各土层土壤 ALP 活性 ($P < 0.05$), VW-09FC 处理较 TW-09FC 处理分别提高了 5.31%、13.75%, VW-07FC 处理较 TW-07FC 处理分别提高了 12.18%、11.91%。灌溉 288 d 后, VW-09FC 处理显著提高了

0~20、20~40、40~60 cm 各土层土壤 ALP 活性($P < 0.05$),且分别较 TW-09FC 处理提高了 13.52%、16.91%和 13.47%;VW-07FC 处理与 TW-07FC 处理间无显著差异($P > 0.05$)。VW-09FC 处理与 VW-07FC 处理相比,灌溉 72、144、216 d 后,0~60 cm 土层平均 ALP 活性无显著差异($P < 0.05$);灌溉 288 d 后,0~60 cm 土层 ALP 活性 VW-09FC 处理 0~60

cm 土层土壤平均 ALP 活性较 VW-07FC 处理显著提高了 7.70%。由图 2D 可知,中短期(144 d)再生水灌溉后土壤碱性磷酸酶活性达到最高。

2.2 再生水灌溉对土壤重金属累积分布的影响

不同灌溉处理 0~60 cm 土层土壤重金属含量变化见表 1。再生水灌溉显著提高了土壤重金属含量,其中 Pb、Cd 含量升高更为显著,两种再生水灌溉

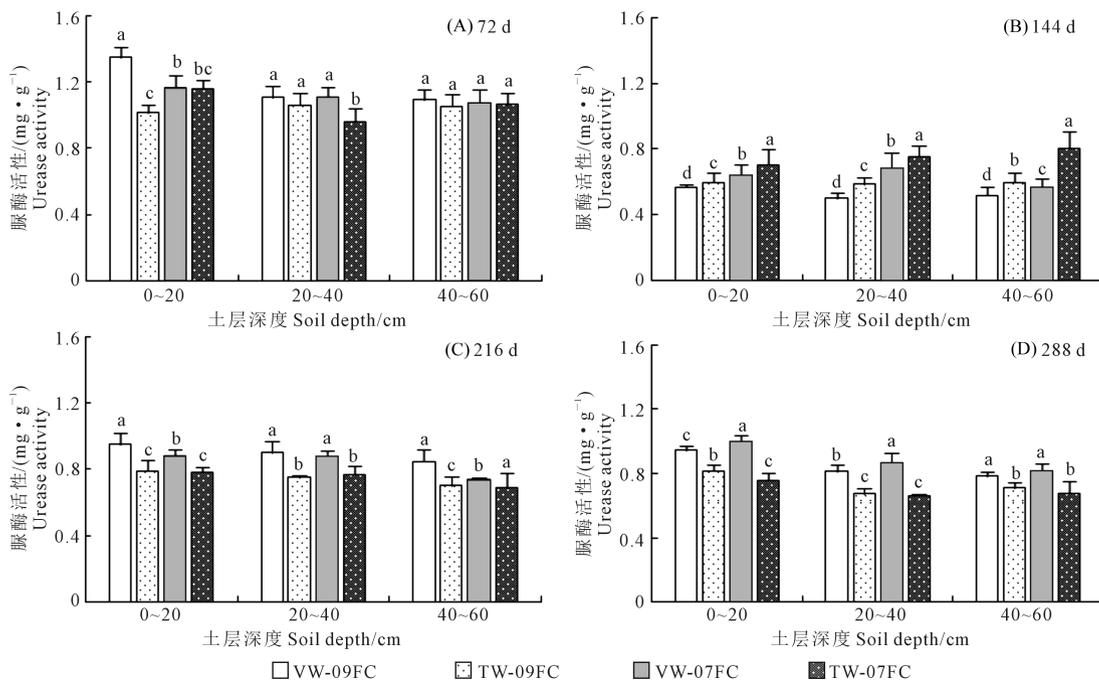


图 4 不同灌溉条件下土壤脲酶 (UE) 活性变化

Fig.4 Changes of soil UE activity under different irrigation conditions

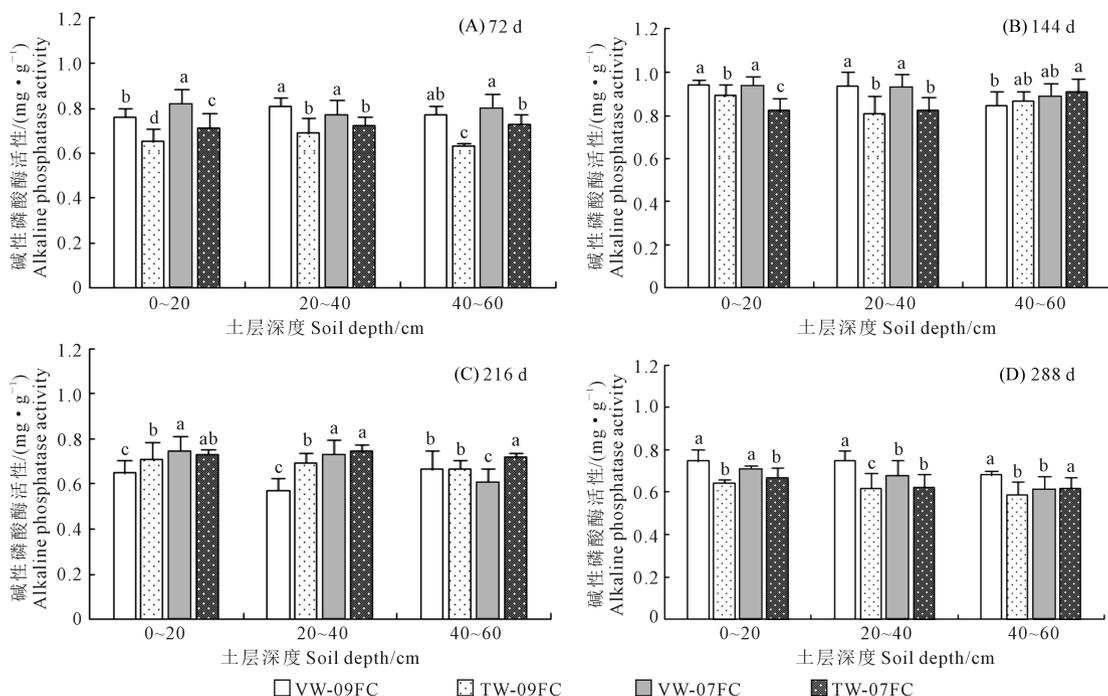


图 5 不同灌溉条件下土壤碱性磷酸酶 (ALP) 活性变化

Fig.5 Changes of soil ALP activity under different irrigation conditions

方式在 72、144、216、288 d 较相应自来水灌溉显著提高了各土层 Pb、Cd 含量,随着灌溉次数的增加,Zn、Cr、Cu 含量在土层中均有一定的累积;VW-09FC 处理与 VW-07FC 处理相比,重金属含量并未随着灌溉次数的增加表现出显著的差异性($P>0.05$)。由表 1

可知,长期再生水灌溉条件下,Pb、Cd、Zn、Cr、Cu 含量在耕层土壤(0~20 cm 土层)累积效果更为显著,且随着淋灌次数的增加,Pb、Cd、Cu 有向深层土壤迁移的趋势,而 Zn、Cr 向下迁移趋势不明显,主要在耕层土壤富集;这与邓金锋等^[25]研究结果一致。

表 1 不同灌溉处理各土层土壤重金属含量变化/(mg·kg⁻¹)
Table 1 Changes of heavy metal contents in soil layers under different irrigation treatments

土层深度/cm Soil depth	处理 Treatment	Pb	Zn	Cr	Cd	Cu
0~20	VW-09FC-72	73.79±1.68a	86.16±1.94a	82.89±0.74a	0.350±0.02a	29.89±0.76a
	VW-07FC-72	73.09±3.01a	84.94±0.82a	82.33±4.01a	0.333±0.04ab	29.49±1.00a
	TW-09FC-72	67.30±0.17b	83.87±0.91a	82.25±0.37a	0.317±0.02bc	28.87±0.18a
	TW-07FC-72	70.83±0.61ab	83.02±2.56a	81.27±1.04a	0.313±0.04c	28.71±2.84a
	VW-09FC-144	74.61±3.20a	86.85±0.01a	83.58±3.79a	0.356±0.03a	30.36±2.62a
	VW-07FC-144	73.94±1.92a	86.05±2.66ab	82.52±2.14a	0.343±0.04a	29.98±1.08a
	TW-09FC-144	68.61±2.36b	82.30±2.89bc	81.20±1.67a	0.313±0.08b	28.45±1.58b
	TW-07FC-144	67.96±0.56b	81.19±1.68c	82.73±2.52a	0.307±0.03b	28.16±0.58b
	VW-09FC-216	75.76±0.52a	88.60±1.35a	85.44±2.93a	0.357±0.02a	30.43±2.00a
	VW-07FC-216	74.80±3.02a	87.67±1.48a	83.14±3.35a	0.347±0.03a	29.96±1.76ab
	TW-09FC-216	62.91±2.80b	82.72±1.26b	82.03±2.74a	0.317±0.05b	28.82±1.05bc
	TW-07FC-216	61.48±4.07b	81.54±1.36b	81.41±1.82a	0.310±0.03b	28.13±0.48c
	VW-09FC-288	75.80±2.77a	88.02±2.40a	86.41±2.31a	0.352±0.05a	31.71±1.50a
	VW-07FC-288	74.92±6.99a	87.95±0.49a	85.21±0.99a	0.350±0.07a	30.60±1.49a
	TW-09FC-288	65.32±5.94b	82.13±2.66b	82.96±1.18ab	0.313±0.02b	28.42±1.09b
	TW-07FC-288	64.08±3.17b	82.22±3.54b	80.79±2.02b	0.313±0.04b	28.21±0.61b
20~40	VW-09FC-72	71.60±0.89a	85.13±3.33a	80.33±2.76a	0.347±0.04a	29.29±1.35a
	VW-07FC-72	70.03±1.37a	83.31±0.75a	79.13±5.22a	0.340±0.02a	29.61±0.40a
	TW-09FC-72	68.60±0.76ab	81.67±2.89a	80.51±4.92a	0.313±0.02b	28.45±0.98a
	TW-07FC-72	65.59±0.37b	81.44±1.17a	79.04±2.27a	0.317±0.02b	28.67±0.34a
	VW-09FC-144	71.83±1.72a	85.43±3.50a	80.44±2.95a	0.343±0.04a	29.61±2.95a
	VW-07FC-144	69.00±3.94ab	83.92±2.90ab	80.38±1.36a	0.334±0.02ab	29.83±0.84a
	TW-09FC-144	68.51±2.40ab	80.61±2.99bc	78.73±3.92a	0.320±0.04b	29.76±1.61a
	TW-07FC-144	68.00±2.89b	79.51±0.36c	79.32±0.39a	0.303±0.03c	28.35±0.77a
	VW-09FC-216	68.45±2.25a	83.41±0.01a	81.14±2.47a	0.347±0.01a	30.60±1.02a
	VW-07FC-216	66.37±2.96a	82.08±1.08a	80.08±2.18a	0.323±0.04b	29.07±0.17ab
	TW-09FC-216	62.82±0.55b	81.58±0.37a	80.21±0.05a	0.317±0.02b	28.89±0.91b
	TW-07FC-216	62.83±0.96b	80.52±0.99a	78.32±2.89a	0.307±0.06b	27.99±1.94b
	VW-09FC-288	71.56±4.63a	82.38±2.92a	82.38±2.50a	0.350±0.08a	30.77±1.76a
	VW-07FC-288	71.43±0.80a	81.32±2.63a	82.46±2.30a	0.347±0.08a	30.40±1.07ab
	TW-09FC-288	69.18±5.52ab	79.46±2.63a	81.73±1.17a	0.317±0.05b	28.91±2.01bc
	TW-07FC-288	67.42±1.45b	79.59±2.18a	80.66±1.54a	0.320±0.01b	28.67±2.53c
40~60	VW-09FC-72	67.52±0.76a	82.55±2.64a	79.00±1.45a	0.341±0.02a	28.32±1.56a
	VW-07FC-72	65.46±3.98a	82.31±0.29a	78.93±4.75a	0.337±0.04ab	28.42±3.81a
	TW-09FC-72	65.20±2.17a	80.85±3.78a	79.15±1.33a	0.313±0.02c	28.49±1.50a
	TW-07FC-72	64.76±3.31a	78.93±2.89a	79.24±4.08a	0.323±0.02bc	27.57±1.06a
	VW-09FC-144	68.08±1.93a	82.94±1.38a	79.10±3.92a	0.323±0.03a	29.58±0.87a
	VW-07FC-144	67.57±4.40ab	82.10±2.66a	79.51±0.79a	0.320±0.04a	29.25±0.98a
	TW-09FC-144	64.42±2.58b	82.20±2.41a	80.91±1.49a	0.310±0.07ab	28.10±0.14a
	TW-07FC-144	64.28±2.65b	80.40±1.10a	78.54±1.71a	0.303±0.02b	28.02±0.74a
	VW-09FC-216	68.15±3.88a	82.85±1.43a	82.40±2.16a	0.337±0.04a	30.82±3.59a
	VW-07FC-216	66.86±3.41a	81.76±1.86a	81.56±0.99a	0.317±0.04b	29.29±0.08a
	TW-09FC-216	65.97±1.87a	79.06±0.44a	81.40±2.79a	0.313±0.06b	27.08±0.76b
	TW-07FC-216	65.05±0.30a	79.40±2.57a	79.62±2.57a	0.297±0.04c	27.34±1.54b
	VW-09FC-288	71.16±3.25a	80.88±1.90a	83.85±3.48a	0.340±0.09a	30.68±1.25a
	VW-07FC-288	71.88±4.37a	80.06±1.30a	82.61±3.68a	0.329±0.07a	29.95±1.08a
	TW-09FC-288	69.85±2.66a	79.84±1.71a	80.14±3.64a	0.307±0.04b	27.54±0.84b
	TW-07FC-288	63.48±2.39b	78.62±2.79a	80.44±1.49a	0.303±0.01b	27.05±0.16b

注:表中各处理后的数字表示灌溉天数;同列数据后的不同字母表示同一土层相同灌溉天数的不同处理之间存在显著差异($P<0.05$)。下同。

Note: The treated figures in the table indicate the irrigation days. The different letters after the same column of data indicate significant differences between different treatments with the same irrigation days in the same soil layer ($P<0.05$). The same below.

2.3 再生水灌溉后土壤重金属潜在生态风险评估

由表 2 可知,Pb、Zn、Cr、Cd、Cu 对土壤环境造成生态风险的大小顺序为: Cd>Pb>Cu>Cr>Zn,且这 5 种重金属 Er 均远低于 40, RI 也远低于 150,说明本试验尾菜再生水灌溉不会对土壤生态环境造成污染。

2.4 土壤酶活性与重金属含量的相关性分析

为进一步分析再生水中重金属对土壤酶活性的影响,选取了再生水 72、144、216、288 d 灌溉后 0 ~ 60 cm 土层平均土壤重金属含量和酶活性进行相关性分析。如表 3 所示,CAT 与 Cu、Zn 呈极显著正相关关系($P<0.01$),相关系数分别为 0.64、0.79,与 Cr、Cd 呈负相关关系,但相关性不显著($P>0.05$); IA 与 Pb、Cr、Cd 呈负相关关系,且与 Cr 显著负相关,相关系数为 -0.59 ($P<0.05$); UE 与 Zn、Cr 呈负相关关系,与 Cd 呈正相关关系,但相关性均不显著($P>0.05$); ALP 与 Zn、Cu 呈正相关关系,且与 Zn 显著正相关($P<0.05$),相关系数为 0.70,与 Cr、Cd 呈负相关关系,且与 Cd 显著负相关($P<0.05$),相关系

表 2 再生水灌溉后土壤重金属污染潜在生态风险系数

Table 2 Soil heavy metal pollution potential ecological risk coefficient after irrigated

处理 Treatment	单重金属潜在生态风险系数 Potential ecological risk coefficient of a single heavy metal (Er)					综合潜在生态风险系数 RI
	Pb	Zn	Cr	Cd	Cu	
VW-09FC-72	5.599	1.046	1.947	30.174	5.119	43.885
VW-07FC-72	5.485	1.032	1.932	29.360	5.120	42.929
TW-09FC-72	5.288	1.015	1.944	27.413	5.020	40.680
TW-07FC-72	5.290	1.003	1.925	27.703	4.970	40.891
VW-09FC-144	5.641	1.051	1.954	29.709	5.239	43.594
VW-07FC-144	5.536	1.038	1.948	28.983	5.210	42.715
TW-09FC-144	5.300	1.010	1.936	27.413	5.049	40.708
TW-07FC-144	5.266	0.993	1.934	26.541	4.945	39.679
VW-09FC-216	5.584	1.050	2.001	30.262	5.373	44.270
VW-07FC-216	5.470	1.036	1.968	28.692	5.167	42.333
TW-09FC-216	5.041	1.003	1.958	27.529	4.960	40.491
TW-07FC-216	4.979	0.995	1.924	26.570	4.882	39.350
VW-09FC-288	5.746	1.035	2.031	30.291	5.450	44.553
VW-07FC-288	5.739	1.027	2.012	29.826	5.321	43.905
TW-09FC-288	5.374	0.995	1.968	27.238	4.945	40.520
TW-07FC-288	5.127	0.991	1.944	27.209	4.910	40.181

表 3 土壤酶活性与重金属元素含量间相关性分析

Table 3 Correlation analysis between soil enzyme activities and heavy metal contents

元素 Element	CAT	IA	UE	ALP	Pb	Zn	Cr	Cd	Cu
CAT	1.000								
IA	0.100	1.000							
UE	-0.167	0.402	1.000						
ALP	0.584 *	0.368	-0.351	1.000					
Pb	0.147	-0.446	0.062	0.084	1.000				
Zn	0.785 **	0.183	-0.365	0.700 **	0.096	1.000			
Cr	-0.486	-0.590 *	-0.364	-0.342	0.260	-0.453	1.000		
Cd	-0.255	-0.396	0.413	-0.569 *	0.513 *	-0.444	0.448	1.000	
Cu	0.636 **	0.147	0.015	0.455	-0.107	0.509 *	-0.524 *	-0.085	1.000

注:双尾检验,**表示在 $P<0.01$ 水平上显著,*表示在 $P<0.05$ 水平上显著。

Note:In the two-tailed test,** means significant at the level of $P<0.01$, and * means significant at the level of $P<0.05$.

数为-0.57。表明在研究区域 CAT 可一定程度上反映重金属 Cu、Zn 的污染程度,ALP 可反映 Zn 的污染程度,且 Cu、Zn 对 CAT、ALP 活性具有一定的刺激作用,而重金属 Pb、Cr、Cd 对绝大多数酶具有抑制作用。

3 讨论

3.1 再生水灌溉对土壤酶活性的影响

土壤酶是由土壤微生物分泌的具有生物催化作用的蛋白质^[26],与微生物共同作用于土壤生境的物质循环,是土壤养分转化动态特征的表现形式和判断土壤肥力大小的重要生物指标,也是土壤敏感性生态指标^[27]。影响土壤酶活性的因素很多,土壤

养分含量、土壤微生物丰度和种类、施肥种类和数量、植物种植方式、农药和重金属等均会影响土壤酶的种类和活性^[28]。多数学者认为再生水灌溉会在一定程度上提高土壤酶活性^[29-30]。本研究表明,再生水两种灌溉模式下土壤 CAT 活性先升后降,最终其活性水平与自来水灌溉无明显差异,这与 Meli 等^[31]研究结果一致。且再生水充分灌溉土壤 CAT 活性均高于同时段的非充分灌溉,说明再生水充分灌溉较非充分灌溉含有更多的过氧化氢等有害物质,更易受到某些污染物的刺激,促进土壤 CAT 活性提高,但随着灌溉时间延长和淋溶作用,过氧化氢等有害物质减少,土壤 CAT 的活性也逐渐降低^[32],尤其在 0~20 cm 土层效果更为明显。再生

水灌溉可显著提高 0~20 cm 土层土壤 IA 和 ALP 活性,不同灌水水平之间差异不大,这与韩洋等^[33] 研究结果一致。与常规灌溉水相比,再生水中常富含氮、磷、钾、有机质等养分以及种群庞大的微生物群体,这些养分和微生物群体随灌溉进入土壤,使土壤养分含量和微生物群体数量均得到提高^[34],进而使土壤 ALP 和 IA 活性得到提升。本研究发现,相比自来水,短期再生水灌溉明显提高 0~20 cm 土层土壤 UE 活性,灌溉中期 UE 活性明显降低,但长期再生水非充分灌溉 0~20 cm 土层土壤 UE 活性显著高于再生水充分灌溉,说明长期再生水非充分灌溉更有利于土壤氮素转化及综合肥力的提升。

3.2 再生水灌溉对土壤重金属的影响

近年来,土壤中重金属污染持续引起全球的高度关注^[35],土壤中重金属具有高毒性、生物不可降解性、持久性和在食物链中的生物蓄积性,会直接或间接地对人体的健康造成危害^[36]。由于在高原夏菜种植生产过程中存在农药的不规范或过量使用、高强度的化肥施用及再生水处理工艺和成本局限等问题,尾菜源再生水中含有一定量重金属离子及无机有机污染物,是其回收利用的限制性因素。本研究结果表明,再生水灌溉显著提高了土壤重金属含量,长期再生水灌溉条件下,无论哪种灌溉模式,重金属(Pb、Cd、Zn、Cr、Cu)在耕层土壤(0~20 cm 土层)的累积效果更为显著,且有向深层土壤迁移的趋势;这可能是再生水中重金属在土壤中的累积、土壤吸附作用及再生水淋溶等因素共同作用的结果。检测结果表明再生水灌溉后土壤中 5 种重金属(Pb、Zn、Cr、Cd、Cu)含量远低于标准限定值^[37],两种再生水灌水模式均不会对土壤生境造成污染,这与大多数研究一致^[38-39]。

3.3 土壤酶活性与土壤重金属含量的相关性

有研究表明,重金属对土壤酶活性的影响很大,并因重金属的种类及浓度不同,两者之间存在相互拮抗或协同作用^[40]。土壤酶活性对重金属含量较敏感,常作为判断污染物对生物潜在毒性的手段^[41]。重金属离子对土壤具有持续的毒害作用,尤其对土壤酶催化的生化反应有很大程度的影响,其通过抑制土壤微生物的生长繁殖、减少体内某些酶的合成与分泌从而降低土壤酶活性^[42-44];但也有研究表明,有些重金属对土壤酶具有激活效应^[45]。本研究发现,Cr、Cd 与过氧化氢酶、蔗糖酶、脲酶、碱性磷酸酶均存在负相关关系,说明这两种重金属元素对多数土壤酶具有抑制作用。Zn 与碱性磷酸酶呈极显著正相关关系,Zn、Cu 与过氧化氢酶呈极显著

正相关关系($P < 0.01$),说明 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 可能参与过氧化氢酶和碱性磷酸酶催化的酶促反应,可推断 Zn、Cu 对过氧化氢酶和碱性磷酸酶具有一定的激活作用,这与王盼盼等^[46] 研究结果相反。土壤 Pb、Zn、Cr、Cd、Cu 含量对脲酶活性影响不大,可能是重金属刺激土壤氮素循环中其他酶的活性,致使脲酶对这 5 种重金属敏感度不高,这与大多数学者研究结果一致^[47-48]。因此,再生水处理过程中在控制处理成本的同时应增加重金属的去除工艺,改善再生水的水质,同时科学合理控制再生水灌溉水平,保证尾菜再生水回用的高效性和安全性。

4 结 论

1) 尾菜再生水灌溉可增加 0~20 cm 土层土壤 IA、UE 和 ALP 活性,长期非充分灌溉更有利于土壤氮素转化。

2) 尾菜再生水灌溉能够引起部分重金属元素(Pb、Cr、Zn)的累积,但远低于相关限定值^[36],表明两种再生水灌溉水平均不会对土壤生境造成污染。

3) Pb、Zn、Cr、Cd、Cu 生态风险系数的大小顺序为: $Cd > Pb > Cu > Cr > Zn$,单潜在生态风险系数和整体潜在生态风险系数远低于轻微生态危害的风险值。

参 考 文 献:

- [1] LV S D, CHEN W P, ZHANG W L, et al. Waste water reclamation and reuse in China: opportunities and challenges[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2016, 39: 86-96.
- [2] 史尚渝, 王飞, 金凯, 等. 基于 SPEI 的 1981-2017 年中国北方地区干旱时空分布特征[J]. *干旱地区农业研究*, 2019, 37(4): 215-222. SHI S Y, WANG F, JIN K, et al. Temporal and spatial characteristics of drought based on SPEI in northern China from 1981 to 2017[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2019, 37(4): 215-222.
- [3] LV S D, WU L S, WEN X F, et al. Effects of reclaimed waste water irrigation on soil-crop systems in China: a review[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 813: 152531.
- [4] 侯伟, 李智, 陈峰, 等. 再生水回灌的农业环境风险及对策[J]. *土壤通报*, 2013, 44(1): 240-244. HOU W, LI Z, CHEN F, et al. Research process on influence of reclaimed water recycling on soil environment[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2013, 44(1): 240-244.
- [5] 刘娟, 张乃明, 于泓, 等. 重金属污染对水稻土微生物及酶活性影响研究进展[J]. *土壤*, 2021, 53(6): 1152-1159. LIU J, ZHANG N M, YU H, et al. Effects of heavy metal pollution on microorganism and enzyme activity in paddy soil: a review[J]. *Soils*, 2021, 53(6): 1152-1159.
- [6] POUSTIE A, YANG Y, VERBURG P, et al. Reclaimed wastewater as a viable water source for agricultural irrigation: a review of food crop growth inhibition and promotion in the context of environmental change [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 739: 139756.

- [7] 王凤, 高尚宾, 张克强, 等. 废水灌溉农田研究进展与展望[J]. 土壤通报, 2009, 40(6): 1485-1488.
WANG F, GAO S B, ZHANG K Q, et al. Development and expectation of research on wastewater irrigation in farmland[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2009, 40(6): 1485-1488.
- [8] GARCÍA-ORENES F, CARAVACA F, MORUGÁN-CORONADO A, et al. Prolonged irrigation with municipal wastewater promotes a persistent and active soil microbial community in a semiarid agroecosystem[J]. Agricultural Water Management, 2015, 149: 115-122.
- [9] 周媛, 李平, 郭魏, 等. 施氮和再生水灌溉对设施土壤酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(4): 268-273.
ZHOU Y, LI P, GUO W, et al. Influence of nitrogen application and reclaimed wastewater irrigation on greenhouse soil enzyme activities[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2016, 30(4): 268-273.
- [10] CHEN W P, WU L S, FRANKENBERGER W T, et al. Soil enzyme activities of long-term reclaimed wastewater-irrigated soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2008, 37(S5): S36-S42.
- [11] 郭晓明, 马腾, 崔亚辉, 等. 污灌时间对土壤肥力及土壤酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(4): 750-756.
GUO X M, MA T, CUI Y H, et al. Effect of sewage irrigation time on soil fertility and the enzyme activity[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(4): 750-756.
- [12] LU S B, ZHANG X L, PEI L, et al. Health assessment of spatial and temporal distribution of arsenic in soils irrigated with reclaimed water[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2020, 42(3): 1001-1008.
- [13] 莫宇. 再生水灌溉对氮素利用效率及土壤酶活性的影响研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2021.
MO Y. Study on nitrogen use efficiency and soil enzyme activity with reclaimed water irrigation[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2021.
- [14] MKHININI M, BOUGHATTAS I, ALPHONSE V, et al. Heavy metal accumulation and changes in soil enzymes activities and bacterial functional diversity under long-term treated wastewater irrigation in East Central region of Tunisia (Monastir governorate)[J]. Agricultural Water Management, 2020, 235: 106150.
- [15] 韩洋, 李平, 齐学斌, 等. 再生水灌水水平对土壤重金属及致病菌分布的影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39(2): 723-731.
HAN Y, LI P, QI X B, et al. Effects of different irrigation levels of reclaimed water on the distribution of soil heavy metals and typical pathogenic bacteria[J]. China Environmental Science, 2019, 39(2): 723-731.
- [16] 颀满斌. 发展现代寒旱特色农业甘肃向乡村振兴迈出坚实步伐[N]. 科技日报, 2022-08-08(5).
JIE M B. Developing modern agriculture with cold and drought characteristics Gansu has taken solid steps toward rural revitalization[N]. Science and Technology Daily, 2022-08-08(5).
- [17] 王丽英, 吴硕, 张彦才, 等. 蔬菜废弃物堆肥化处理研究进展[J]. 中国蔬菜, 2014, (6): 6-12.
WANG L Y, WU S, ZHANG Y C, et al. Research progress on composting treatment of vegetable wastes[J]. China Vegetables, 2014(6): 6-12.
- [18] 刘荣厚, 王远远, 孙辰, 等. 蔬菜废弃物厌氧发酵制取沼气的试验研究[J]. 农业工程学报, 2008, 24(4): 209-213.
LIU R H, WANG Y Y, SUN C, et al. Experimental study on biogas production from vegetable waste by anaerobic fermentation[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2008, 24(4): 209-213.
- [19] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 农田灌溉水质标准: GB5084-2021[S]. 北京: 中国标准出版社, 2021.
Ministry of Ecology and Environment, State Administration for Market Supervision and Administration. Standard for irrigation water quality: GB5084-2021[S]. Beijing: Standards Press of China, 2021.
- [20] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 294-297.
GUAN S Y. Soil enzymes and their research methods[M]. Beijing: Agricultural Press, 1986: 294-297.
- [21] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [22] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
XU Z Q, NI S J, TUO X G, et al. Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 31(2): 112-115.
- [23] 国家环境保护局. 食用农产品产地环境质量评价标准: HJ/T 332-2006[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
State Environmental Protection Agency. Evaluation criteria for environmental quality of edible agricultural products: HJ/T 332-2006[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2007.
- [24] 薄录吉, 李冰, 张荣全, 等. 金乡县大蒜产区土壤重金属特征及潜在生态风险评价[J]. 土壤通报, 2021, 52(2): 434-442.
BO L J, LI B, ZHANG R Q, et al. Characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals in garlic producing areas of Jinxiang[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2021, 52(2): 434-442.
- [25] 邓金锋, 焦志华, 何晨玲, 等. 再生水灌溉土壤 Cd 累积的模拟和预测[J]. 灌溉排水学报, 2008, 27(2): 113-115.
DENG J F, JIAO Z H, HE C L, et al. Simulation and prediction of Cd cumulation in soil irrigated with reclaimed water[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2008, 27(2): 113-115.
- [26] 白岚方, 张向前, 张德健, 等. 不同施氮水平下青贮玉米农田土壤酶活性时空分布特征[J]. 土壤通报, 2022, 53(5): 1088-1097.
BAI L F, ZHANG X Q, ZHANG D J, et al. Temporal and spatial distribution of soil enzyme activities in silage maize fields under different nitrogen application levels[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2022, 53(5): 1088-1097.
- [27] ADROVER M, FARRÚS E, MOYÀ G, et al. Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation[J]. Journal of Environmental Management, 2012, 95 Suppl: S188-S192.
- [28] 刘善江, 夏雪, 陈桂梅, 等. 土壤酶的研究进展[J]. 中国农学通报, 2011, 27(21): 1-7.
LIU S J, XIA X, CHEN G M, et al. Study progress on functions and affecting factors of soil enzymes[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2011, 27(21): 1-7.
- [29] CHEN X H, MA L, MA W Q, et al. What has caused the use of fer-

- tilizers to skyrocket in China? [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2018, 110(2): 241-255.
- [30] 潘能, 侯振安, 陈卫平, 等. 绿地再生水灌溉土壤微生物量碳及酶活性效应研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(12): 4081-4087.
PAN N, HOU Z A, CHEN W P, et al. Study on soil enzyme activities and microbial biomass carbon in greenland irrigated with reclaimed water[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(12): 4081-4087.
- [31] MELI S, PORTO M, BELLIGNO A, et al. Influence of irrigation with lagooned urban waste water on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition [J]. *Science of the Total Environment*, 2002, 285(1/3): 69-77.
- [32] 高转琴, 王丹, 牛灵安, 等. 冀南平原盐渍化改造区土壤过氧化氢酶活性变化研究[J]. *土壤通报*, 2019, 50(6): 1434-1441.
GAO Z Q, WANG D, NIU L A, et al. Soil catalase activities in salinized rehabilitation area of the southern Hebei plain[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2019, 50(6): 1434-1441.
- [33] 韩洋, 李平, 齐学斌, 等. 再生水不同灌水水平对土壤酶活性及耐热大肠菌群分布的影响 [J]. *环境科学*, 2018, 39(9): 4366-4374.
HAN Y, LI P, QI X B, et al. Effects of different levels of irrigation with reclaimed water on soil enzyme activity and distribution of thermotolerant coliforms [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(9): 4366-4374.
- [34] 刘梦娟, 王雪梅, 季宏兵. 再生水农业灌溉对重金属累积的研究进展[J]. *灌溉排水学报*, 2021, 40(增刊2): 77-80.
LIU M J, WANG X M, JI H B. Research progress of heavy metal accumulation in reclaimed water agricultural irrigation[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2021, 40(S2): 77-80.
- [35] HE M J, SHEN H R, LI Z T, et al. Ten-year regional monitoring of soil-rice grain contamination by heavy metals with implications for target remediation and food safety[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 244: 431-439.
- [36] ZHANG F S, LI Y X, YANG M, et al. Content of heavy metals in animal feeds and manures from farms of different scales in Northeast China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2012, 9(8): 2658-2668.
- [37] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618-2018[S].北京: 中国标准出版社, 2018.
Ministry of Ecology and Environment, State Administration for Market Regulation. Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land: GB 15618-2018 [S]. Beijing: Standards Press of China, 2018.
- [38] 王磊, 周璐瑶, 胡静博, 等. 再生水灌溉对稻田重金属分布的影响[J]. *排灌机械工程学报*, 2022, 40(8): 842-849.
WANG L, ZHOU L Y, HU J B, et al. Effects of reclaimed water irrigation on the distribution of heavy metal in paddy fields [J]. *Journal of Drainage and Irrigation Machinery Engineering*, 2022, 40(8): 842-849.
- [39] 张铁军, 宋鑫森, 陈莉荣, 等. 再生水灌溉对土壤盐渍化与重金属累积影响研究[J]. *节水灌溉*, 2016, (12): 72-75.
ZHANG T J, SONG C S, CHEN L R, et al. Effect on reclaimed water irrigation on soil salinization and accumulation of heavy metals [J]. *Water Saving Irrigation*, 2016, (12): 72-75.
- [40] 顾继光, 周启星, 王新. 土壤重金属污染的治理途径及其研究进展[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2003, 11(2): 143-151.
GU J G, ZHOU Q X, WANG X. Reused path of heavy metal pollution in soils and its research advance [J]. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2003, 11(2): 143-151.
- [41] BANDICK A K, DICK R P. Field management effects on soil enzyme activities [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(11): 1471-1479.
- [42] KIZILKAYA R, AŞKIN T, BAYRAKLI B, et al. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals[J]. *European Journal of soil Biology*, 2004, 40(2): 95-102.
- [43] 韩桂琪, 王彬, 徐卫红, 等. 重金属 Cd、Zn、Cu、Pb 复合污染对土壤微生物和酶活性的影响 [J]. *水土保持学报*, 2010, 24(5): 238-242.
HAN G Q, WANG B, XU W H, et al. Effects of heavy metal combined pollution on soil microbial indicators and soil enzymatic activity [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(5): 238-242.
- [44] 季铁群, 王子芳, 高明, 等. 重金属 Cu、Zn、Pb 复合污染对紫色土壤酶活性的影响[J]. *中国农学通报*, 2010, 26(6): 293-296.
JI Y Q, WANG ZI F, GAO M, et al. Effects of Cu, Zn and Pb compound pollution of heavy metals on purple soil enzymic activities [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(6): 293-296.
- [45] 毛雪飞, 吴羽晨, 张家洋. 重金属污染对土壤微生物及土壤酶活性影响的研究进展[J]. *江苏农业科学*, 2015, 43(5): 7-12.
MAO X F, WU Y C, ZHANG J Y. Research progress on effects of heavy metal pollution on soil microorganisms and soil enzyme activities [J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2015, 43(5): 7-12.
- [46] 王盼盼, 郭海峰, 许江环, 等. 湛江沿海盐渍田土壤-稻米系统重金属含量与土壤酶活性的特征及其相关分析[J]. *生态环境学报*, 2021, 30(4): 857-865.
WANG P P, GUO H F, XU J H, et al. Characteristics and correlation analysis of heavy metal content and soil enzyme activity in soil-rice system of Zhanjiang coastal salinized farmland [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021, 30(4): 857-865.
- [47] 许超, 陈旭磊, 陈倩婷, 等. 水稻根际酶活性对土壤重金属污染的响应[J]. *中国农学通报*, 2014, 30(30): 28-33.
XU C, CHEN X L, CHEN Q T, et al. Response of enzymatic activities in the rhizosphere of rice (*Oryza sativa* L.) to heavy metal contamination [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2014, 30(30): 28-33.
- [48] 赵永红, 张静, 周丹, 等. 赣南某钨矿区土壤重金属污染状况研究[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(8): 2477-2484.
ZHAO Y H, ZHANG J, ZHOU D, et al. Mixed heavy metals contamination of tungsten mine area soil in south of Jiangxi Province [J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(8): 2477-2484.