

# 污灌时间对土壤肥力及土壤酶活性的影响

郭晓明, 马 腾\*, 崔亚辉, 陈柳竹, 杜 鹏, 廖 媛

(生物地质与环境地质国家重点实验室, 中国地质大学环境学院, 武汉 430074)

**摘要:**通过时空互代、野外调查和采样分析的方法,研究了石家庄栾城县不同污水灌溉时间下(0~52 a)耕地土壤肥力及土壤酶活性特征。结果表明:与对照点相比,污水灌溉区土壤有机质、全氮、全磷含量,蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性均相对较高,而土壤阳离子交换量、过氧化氢酶和脱氢酶活性无明显的变化规律;污水灌溉区土壤全氮、蔗糖酶、磷酸酶与污灌时间之间表现出显著正相关性( $P<0.05$ ),其他指标与污灌时间之间均无显著相关性;土壤肥力(有机质和全氮)、重金属(总Cr和总Cd)与水解酶(脲酶和磷酸酶)之间表现出显著正相关性,交换态Cr与脱氢酶活性之间呈现出显著负相关性。上述特征反映了污水灌溉时间对土壤肥力及土壤酶活性具有复杂的影响效应,而这些效应是决定污水灌溉区土地生产力能否高产的重要因素。

**关键词:**污水灌溉;土壤肥力;土壤酶活性;重金属

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2012)04-0750-07

## Effect of Sewage Irrigation Time on Soil Fertility and the Enzyme Activity

GUO Xiao-ming, MA Teng\*, CUI Ya-hui, CHEN Liu-zhu, DU Peng, LIAO Yuan

(State Key Laboratory of Biogeology and Environmental Geology, School of Environmental Science, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China)

**Abstract:** Sewage is widely used on agricultural soils in peri-urban areas of developing countries to meet the shortage of water resources. Although sewage is a good source of plant nutrients, it also increases the concentration of heavy metals in soils. Microbial responses to heavy metals may serve as early warning indicators of adverse effects of sewage irrigation on soil quality. The aim of the present work is to evaluate the effect of sewage irrigation time on soil fertility and the enzyme activity. Based on the methods of space instead of time, field investigation and sample analysis, several soil samples in the layer of 0~20 cm were collected and analyzed from seven soil sites(S1~S7) where had been irrigated with sewage for 0, 16, 23, 25, 27, 32 a and 52 a, respectively in Lucheng town of Shijiazhuang. For each soil sample, we determined the concentrations of organic matter, total nitrogen, total phosphorus, cation exchange capacity, sucrase, urease, phosphatase, dehydrogenase and catalase. The results showed that the soils irrigated with sewage contained higher concentrations of organic matter, total nitrogen, total phosphorus, sucrase, urease and phosphatase than those irrigated with groundwater. For the cation exchange capacity, catalase and dehydrogenase, some soils irrigated with sewage exhibited higher concentrations than those irrigated with groundwater, while some soils irrigated with sewage exhibited lower concentrations than those irrigated with groundwater. The concentrations of total nitrogen, sucrase and phosphatase in soils were significantly correlated in a positive manner with sewage irrigation time, while the other indicators did not change significantly with time of sewage irrigation. The contents of fertility(organic matter and total nitrogen) and heavy metals(total Cr and total Cd) in soils were significantly correlated in a positive manner with the activities of hydrolase enzyme(urease and phosphatase), and the content of exchangeable Cr was significantly correlated in a negative manner with the activity of dehydrogenase enzyme. The results indicated that sewage irrigation could have significantly complex effects on soil fertility and the enzyme activity, and these effects had great impact on the yields of agricultural land in wastewater-irrigated fields.

**Keywords:** sewage irrigation; soil fertility; enzyme activity of soil; heavy metals

---

收稿日期:2011-10-17

基金项目:国家重点基础研究发展规划(973)项目(2010CB428802);高等学校博士学科点专项科研基金(20110145110003);国家自然科学基金资助项目(40872157,40830748);教育部新世纪优秀人才支持计划资助项目(NCET-07-0773);中央高校基本科研业务费专项资金资助(CUGL100501);中国地质大学(武汉)研究生培养模式与教学改革研究计划(CUGYCXK0802)

作者简介:郭晓明(1982—),男,河南焦作人,博士研究生,主要从事包气带水文地质学的研究。E-mail:ming198229@163.com

\* 通讯作者:马 腾 E-mail:mateng@cug.edu.cn

污水灌溉农田在我国历经了起步、稳定和快速发展3个阶段<sup>[1]</sup>。工业及城市生活污水含有较高的氮磷等营养物质，会对农作物生长起到一定的促进作用，同时缓解了灌溉水资源不足的问题，在我国尤其是北方缺水地区曾经被广泛采用。据全国第二次污水灌区环境质量状况普查(基准年1995年)，我国利用污水灌溉的农田面积为361.84万hm<sup>2</sup>，占总灌溉面积的7.33%，约占地表水灌溉面积的10%<sup>[2]</sup>。污水灌溉在解决城市污水排放和农业生产用水来源的同时，也造成了污灌区土壤盐渍化、重金属超标和有机污染等问题，并可能危害到农产品的质量安全和居民的身体健康。因此，污水灌溉已成为影响生态环境安全和制约农业可持续发展的重要因素之一。

目前，国外对于污水灌溉区的研究重点已从污水的水肥效应走向生态保护、环境管理和污染防治等方面<sup>[3-6]</sup>。我国有关的研究工作比较多的集中在土壤微生物活性对有机污染物的响应、重金属在土壤-植物系统中的迁移和污灌对地下水的影响等方面的研究<sup>[7-10]</sup>。国内外学者普遍认为污水灌溉对土壤的影响存在双重效应，一方面提高了土壤肥力、微生物活性和作物产量等，另一方面增加了重金属、有机污染物含量和病源微生物数量等。近年来，有关污水灌溉区土壤肥力和重金属在时间上的动态演变方面取得了一系列的研究成果<sup>[11-13]</sup>，可是有关微生物活性的时间特征研究报道极少。土壤酶活性作为衡量生态系统土壤质量变化的预警和敏感指标<sup>[14]</sup>，在污灌区土壤肥力和重金属含量同时增加的情况下，其时间演变特征必将呈现出更加复杂的特点。因此，综合开展土壤物理、化学和微生物活性等方面的时空特征研究并探索土壤质量演变的内在机制，对于污灌区农业的可持续发展具有重要的指导意义和现实意义。本文通过选择有代表性的污水灌溉区，探讨污水灌溉对耕地土壤肥力及酶活性影响的时间效应，旨在为合理引污灌溉和农业的可持续发展提供理论依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 自然概况

本研究选取有代表性的污水灌溉区石家庄栾城

县为研究对象。栾城县( $37^{\circ}47' \sim 38^{\circ}01'N$ ,  $114^{\circ}29' \sim 114^{\circ}47'E$ )位于河北省西南部，属太行山东麓山前平原的滹沱河冲积扇，为暖温带半湿润半干旱季风气候。年平均气温12.2℃，年平均降水量为493 mm，降水主要集中在6—9月，占年降水量的80%以上，年平均蒸发量为1972 mm。研究区四季分明，春季干燥多风，夏季炎热多雨，秋季温和凉爽，冬季寒冷寡照、少雨雪。区内土壤类型主要为潮褐土和石灰性褐土。

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 样品采集及预处理

选取具有不同污水灌溉时间的耕地为采样点(S1~S7)，采样点概况见表1所示，供试土壤的基本理化性质见表2所示，灌溉污水和地下水的基本性质见表3所示。采样时间为2010年8月，其中样点S1为对照点(地下水灌溉)，S2、S3和S4原为污灌现已改为清灌，S5、S6和S7一直污灌至今。每个采样点取3

表1 采样点概况

Table 1 Basic situation of soil sampling sites

采样点	地点	地理坐标	作物类型	污灌时间/a
S1	娄底	N $37^{\circ}57'36.4''$ , E $114^{\circ}32'30.3''$	玉米	0
S2	龙门	N $37^{\circ}48'20.0''$ , E $114^{\circ}39'25.2''$	玉米	16
S3	方村	N $37^{\circ}58'40''$ , E $114^{\circ}33'49.8''$	玉米	23
S4	娄底	N $37^{\circ}58'26.2''$ , E $114^{\circ}32'34.2''$	玉米	25
S5	龙门	N $37^{\circ}47'55.9''$ , E $114^{\circ}39'29.0''$	玉米	27
S6	南赵	N $37^{\circ}53'13.9''$ , E $114^{\circ}32'43.9''$	玉米	32
S7	娄底	N $37^{\circ}58'$ , E $114^{\circ}31'41.1''$	玉米	52

表2 供试土壤的基本理化性质

Table 2 Basic physical and chemical properties of soils irrigated with sewage for different times

采样点	pH	含水量/ %	砂砾/ g·kg <sup>-1</sup>	粉粒/ g·kg <sup>-1</sup>	粘粒/ g·kg <sup>-1</sup>	土壤类型 (USDA分级)
S1	8.64	23	238	413	349	粘壤土
S2	8.52	22	211	437	352	粘壤土
S3	8.75	20	221	440	339	粘壤土
S4	8.58	21	165	477	359	粉粘壤土
S5	8.80	24	151	570	279	粉粘壤土
S6	8.97	26	158	497	345	粉粘壤土
S7	8.37	21	268	327	405	粘土

注：USDA—美国农业部(United States Department of Agriculture)。

表3 灌溉污水和灌溉地下水的基本性质

Table 3 Characteristics of sewage effluents and groundwater used for irrigation of agricultural soils

	pH	电导率/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	有机碳/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	无机氮/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{Na}^+/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{Ca}^{2+}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{Mg}^{2+}/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	SAR	$\text{Cr}/\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{Cd}/\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
污水	7.7	1 599	136.9	47.8	162.5	107.7	30.6	3.5	14.9	7.9
地下水	7.2	1 347	16.7	63.4	46.2	139.8	52.9	0.8	1.1	1.9

注： $SAR = \text{Na}^+ / \sqrt{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/2}$ ；无机氮=氨氮+硝氮。

个重复,采集深度为0~20 cm,每个重复采用S形布点法采集6个样点组成一个混合样。土样混合后装入无菌封口塑料袋内。将土样带回实验室,剔除可见的动植物残体后于室内自然风干、研磨、过1 mm筛,以供土壤肥力和酶活性指标分析。

石家庄污灌始于1950年。1998年的调查结果表明,石家庄污灌面积为11 000 hm<sup>2</sup>,其中栾城县部分占77%,赵县部分占23%<sup>[15]</sup>。污水类型为城市工业和生活混合污水,其主要来源为石家庄市区、栾城县、赵县城镇生活工业混合污水、栾城县窦姬工业区污水、县城医药基地污水及位于藁城市境内石家庄炼油厂污水<sup>[16]</sup>。栾城县污灌始于1956年,污灌定额约为3 150 m<sup>3</sup>·hm<sup>-2</sup>,引污量约为4 815万t<sup>[17]</sup>。

### 1.2.2 测定方法

水体pH、电导、硝氮、氨氮和有机碳的测定分别采用pH计、电导率仪、酚二磺酸光度法、纳氏试剂光度法和燃烧氧化-红外吸收法<sup>[18]</sup>。Na、Ca、Mg、Cr和Cd的测定均采用电感耦合等离子发射光谱法(ICP-AES)<sup>[18]</sup>。

土壤pH、含水量、颗粒组成、有机质、全氮、全磷和阳离子交换量的测定分别采用电位法、烘干法、密度计法、重铬酸钾容量氧化-外加热法、半微量开氏法、H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-HClO<sub>4</sub>酸溶-钼锑抗比色法和乙酸铵交换-蒸馏滴定法<sup>[19]</sup>。总Cr和总Cd的测定均采用原子吸收光谱法<sup>[20]</sup>。交换态Cr和交换态Cd均采用Tessier连续浸提分级法<sup>[21]</sup>。土壤脲酶、蔗糖酶、磷酸酶、过氧化氢酶和脱氢酶活性的测定分别采用苯酚钠比色法、3,5-二硝基水杨酸比色法、磷酸苯二钠比色法、高锰酸钾滴定法和三苯基四氮唑氯化物比色法<sup>[22]</sup>。

采用SPSS 13.0软件进行相关性分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 污灌对土壤肥力的影响

有机质是土壤肥力的物质基础,能改善土壤的物理结构和化学性质,有利于土壤团粒结构的形成,从而促进植物的生长和养分的吸收。氮、磷是作物必需的营养元素,对于植物生长、产品质量具有举足轻重的作用<sup>[23]</sup>。土壤阳离子交换量(CEC)直接决定了土壤的保肥性能。实验测得的污水灌溉区耕地土壤肥力见表4,土壤肥力与污灌时间之间的相关系数见表5。

从表4可以看出,供试土壤(S1~S7)有机质含量在19.10~25.58 g·kg<sup>-1</sup>之间,属于高肥力地<sup>[20]</sup>。与对照点(S1)相比,污灌区土壤(S2~S7)有机质含量分别升高了10%、25%、28%、9%、34%和29%,其中以S6为

表4 污水灌溉区土壤肥力的分布特征

Table 4 Fertility characteristics of soils in sewage irrigated fields

采样点	有机质/ g·kg <sup>-1</sup>	全氮/ g·kg <sup>-1</sup>	全磷/ g·kg <sup>-1</sup>	阳离子交换量/ cmol·kg <sup>-1</sup>
S1	19.10	1.01	0.68	14.79
S2	21.04	1.21	0.75	16.82
S3	23.85	1.10	0.79	15.78
S4	24.36	1.42	0.71	14.69
S5	20.75	1.31	0.84	16.30
S6	25.58	1.46	0.78	17.54
S7	24.58	1.45	0.82	14.65

表5 土壤肥力与污灌时间之间的相关系数

Table 5 Correlation coefficients between soil fertility and sewage irrigation time

指标	有机质	全氮	全磷	阳离子交换量
相关系数	0.738	0.806*	0.724	-0.016

注:\*表示0.05水平显著,\*\*表示0.01水平显著,下同。

最高。供试土壤全氮含量在1.01~1.46 g·kg<sup>-1</sup>之间,含量偏低<sup>[20]</sup>。污灌区土壤全氮含量较对照点土壤分别升高了20%、8%、41%、29%、44%和44%,其中以S6为最高。供试土壤全磷含量在0.68~0.84 g·kg<sup>-1</sup>之间,含量偏高<sup>[20]</sup>。污灌区土壤全磷含量较对照点分别升高了10%、16%、5%、24%、15%和20%,其中以S5为最高。土壤阳离子交换量在14.65~17.54 cmol·kg<sup>-1</sup>,为中等保肥性土壤<sup>[24]</sup>,其中以S7为最低,S6为最高。

由表5可知,土壤有机质、全磷含量、阳离子交换量与污灌时间之间无显著相关性,而全氮含量与污灌时间之间呈现出显著相关性( $P<0.05$ )。表明随着污水灌溉时间的增加,土壤全氮含量有明显增加的趋势。

### 2.2 污灌对土壤酶活性的影响

土壤酶类参与土壤中一切复杂的生物化学过程,包括枯落物的分解,腐殖质及各种有机化合物的分解与合成,土壤养分的固定与释放,以及各种氧化还原反应,直接参与土壤营养元素有效化过程。实验测得的污水灌溉区耕地土壤酶活性见表6,土壤酶活性与污灌时间之间的相关系数见表7。

从表6可以看出,与对照点(S1)相比,污灌区土壤(S2~S7)蔗糖酶活性分别升高了33%、44%、122%、77%、56%和153%,其中以S7为最高;污灌区土壤脲酶活性分别升高了6%、3%、6%、4%、10%和8%,其中以S6为最高;污灌区土壤磷酸酶活性分别升高了1%、30%、40%、12%、35%和50%,其中以S7为最高。污灌区土壤过氧化氢酶活性、脱氢酶活性与对照点相比并无明显的变化规律。土壤过氧化氢酶活性以S7为最

表6 污水灌溉区土壤酶活性的分布特征

Table 6 Enzyme activity characteristics of soils in sewage irrigated fields

采样点	蔗糖酶/ mg·g <sup>-1</sup>	脲酶/ mg·g <sup>-1</sup>	磷酸酶/ mg·100g <sup>-1</sup>	过氧化氢酶/ mL·g <sup>-1</sup>	脱氢酶/ μL·g <sup>-1</sup>
S1	18.15	0.93	7.99	1.65	0.39
S2	24.18	0.99	8.06	1.69	0.45
S3	26.18	0.95	10.42	1.92	0.52
S4	40.29	0.98	11.22	1.50	0.39
S5	32.12	0.97	8.95	1.35	0.21
S6	28.34	1.02	10.77	1.93	0.34
S7	45.85	1.00	11.96	1.31	0.41

表7 土壤酶活性与污灌时间之间的相关系数

Table 7 Correlation coefficients between soil enzyme activities and sewage irrigation time

指标	蔗糖酶	脲酶	磷酸酶	过氧化氢酶	脱氢酶
相关系数	0.858*	0.702	0.804*	-0.369	-0.106

低,S6为最高;脱氢酶活性以S5为最低,S3为最高。

由表7可以看出,土壤脲酶、过氧化氢酶、脱氢酶活性与污灌时间之间无显著相关性,而土壤蔗糖酶、磷酸酶活性与污灌时间之间存在显著相关性( $P<0.05$ )。表明随着污灌年限的增长,污灌区土壤蔗糖酶和磷酸酶活性有明显增加的趋势。

### 2.3 土壤化学性质和酶活性之间的相关性

污灌区土壤化学性质与酶活性之间的相关系数见表8。土壤有机质含量与磷酸酶活性之间正相关性极显著( $P<0.01$ ),全氮含量与蔗糖酶、脲酶活性之间正相关性显著( $P<0.05$ )。可见,污水灌溉区土壤肥力(有机质和全氮)和水解酶活性(蔗糖酶、脲酶和磷酸酶)表现出显著相关性,表明污灌增强了营养元素向土壤中的输入,从而促进了与之循环转化密切相关的水解酶活性的升高。总Cr含量与脲酶活性、总Cd含量与磷酸酶活性之间正相关性均为显著,交换态Cr含量与脱氢酶活性之间负相关性显著。

表8 土壤化学性质与酶活性之间的相关系数

Table 8 Correlation coefficients between soil chemical properties and enzyme activities

指标	蔗糖酶	脲酶	磷酸酶	过氧化氢酶	脱氢酶
有机质	0.61	0.68	0.91**	0.21	0.21
全氮	0.80*	0.87*	0.72	-0.33	-0.37
全磷	0.43	0.41	0.34	-0.26	-0.32
阳离子交换量	-0.39	0.49	-0.25	0.54	-0.21
总Cr	0.33	0.86*	0.47	0.17	-0.21
总Cd	0.69	0.44	0.92**	0.08	0.28
交换态Cr	-0.19	0.16	-0.46	-0.17	-0.85*
交换态Cd	0.20	-0.61	-0.04	-0.45	-0.05

## 3 讨论

### 3.1 土壤肥力的对比

不同污水灌溉区土壤肥力的对比研究结果见表9。可以看出,国外学者关于污灌对土壤肥力影响所取得的研究结果存在差异。多数学者认为污灌可以提高土壤肥力<sup>[13,25-26]</sup>,但是也有部分学者研究发现污灌对土壤肥力无显著影响<sup>[27-28]</sup>,甚至可以降低土壤肥力<sup>[29]</sup>。影响污灌区土壤肥力的关键因素之一是污水的性质,主要表现为<sup>[5]</sup>:①污水中的氮形态以矿化氮为主;②污水中的有机氮来自死亡的藻类,具有快速的矿化强度;③土壤有机质具有理想的矿化条件,如湿度、温度和氧气;④污水具有较低的碳氮比;⑤由于污水引起的激发效应(priming effect)刺激了土壤的微生物活性,从而增强了土壤有机质的分解。

本文支持“污灌可以提高土壤肥力”的结论,这是因为灌溉污水的有机碳含量远远高于灌溉地下水中的含量,并且污水具有较低的无机氮含量和较高的碳氮比(表3),同时研究区土壤质地属于粘壤土,具有中等的保肥强度,结果导致长期的污水灌溉使得污水中的营养物质不断地输入土壤并趋于表层累积,掩盖了营养元素的淋失和激发效应。

表9 不同污水灌溉区土壤肥力的对比

Table 9 Comparison of soil fertility in different sewage irrigated fields

研究区	作物类型	土壤肥力	文献来源
Mezquital, Mexico	Alfalfa/Maize	污灌提高了土壤有机碳和全氮含量	[13]
Erzurum, Turkey	Cauliflower/Red cabbage	污灌提高了土壤有机碳、全氮和全磷含量	[25]
Kurukshetra, India	Wheat/Rice	污灌提高了土壤有机碳、全氮和全磷含量	[26]
Isfahan, Iran	Bermudagrass	污灌对土壤全氮和全磷含量无显著影响	[27]
Dakar, Senegal	Lettuce	污灌对土壤有机碳和有机氮含量无显著影响	[28]
Yagur, Israel	Cotton	污灌减少了土壤有机碳含量	[29]

Lucho 等<sup>[12]</sup>报道过污灌区土壤有机碳与污灌时间之间呈显著正相关; Ramirez 等<sup>[13]</sup>报道过污灌区土壤有机碳和全氮含量随着污灌年限的增长而增加, 阳离子交换量与污灌时间之间无显著相关性, 但是经过近 90 a 污水灌溉的土壤有机碳的含量仅仅增加了1.4倍。本研究的结果(表 5)表明, 除土壤全氮外, 土壤有机质、全磷和阳离子交换量与污灌时间之间均无显著相关性。从表 4 可以看出, 污灌区土壤有机质、全氮和阳离子交换量均以 S6 为最高, 土壤全磷以 S5 为最高。此外, 以同为娄底镇的供试对照点土壤 S1、污灌区土壤 S4 和 S7 的比较可以发现, 污灌区土壤(S4 和 S7)有机质、全氮和全磷含量均高于对照点土壤(S1), 而阳离子交换量的大小顺序为 S1>S4>S7。基于此, 笔者认为, 随着污水灌溉时间的增长, 土壤有机质、全氮和全磷含量均有增大的趋势, 而阳离子交换量有减小的趋势, 但是当时间达到一定年限后, 土壤有机质、全氮和全磷含量将趋于稳定。

### 3.2 土壤酶活性的对比

不同污水灌溉区土壤酶活性的对比研究结果见表 10。可以看出, 国内外学者关于污灌对土壤酶活性影响所取得的研究结果存在差异<sup>[28,30-33]</sup>, 这种差异体现了酶活性对污灌响应的复杂性。造成这种复杂性的主要原因之一是污水中所含的营养元素和重金属同时进入土壤后, 营养元素-重金属-酶之间会形成复杂的作用机制。王涵等<sup>[34]</sup>在对污灌区土壤重金属污染与酶活性的研究中指出, 在影响土壤酶活性变化的各种因素中, 重金属与理化性质处于同等重要的地位; 曹靖等<sup>[30]</sup>在对污灌区土壤 Cu、Ni 复合污染与酶活性的研究中指出, 以微生物学参数作为监测和评价重金属污染的敏感指标时还应考虑土壤肥力因素的干扰和影响。本文的研究结果(表 6)表明, 污灌提高了土壤蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性, 这是由于土壤有机质、全氮和全磷含量的升高促进了与之循环转化密切相关的水解酶活性的升高。从表 8 可以看出,

研究区土壤总 Cr 含量与脲酶活性之间正相关性显著, 总 Cd 含量与磷酸酶活性之间正相关性极显著, 表明重金属对酶活性具有一定的刺激作用, 这是因为在研究区重金属污染水平不高的状况下<sup>[2,35]</sup>, 土壤肥力的提高缓解了重金属的污染。这与张彦等<sup>[31]</sup>的研究结论“污灌区土壤养分含量对微生物的正面效应大于重金属对微生物的负面效应”一致。但是同时必须看到(表 6 和表 8), 污灌并未明显提高土壤过氧化氢酶和脱氢酶活性, 并且交换态 Cr 抑制了土壤脱氢酶活性。

污水灌溉对环境的影响是长期的、积累型的<sup>[1]</sup>, 是随时间和空间变化而变化的复杂过程。随着污灌时间的增加, 土壤中肥力和重金属含量同时增加, 土壤肥力-重金属-酶活性之间的相互作用将更加复杂。本研究的结果(表 7)表明污灌区土壤除蔗糖酶、磷酸酶外, 脲酶、过氧化氢酶和脱氢酶与污灌时间均无显著相关性。从表 6 可以看出, 土壤蔗糖酶、磷酸酶以 S7 为最高, 脲酶和过氧化氢酶活性以 S6 为最高, 脱氢酶活性以 S3 为最高。此外, 以同为娄底镇的供试对照点土壤 S1、污灌区土壤 S4 和 S7 的比较可以发现, 污灌区土壤(S4 和 S7)蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性均高于对照点土壤, 而过氧化氢酶活性的大小顺序为 S1>S4>S7。基于此, 笔者认为, 随着污灌年限的增长, 土壤蔗糖酶、脲酶和磷酸酶的活性均有增大的趋势, 而过氧化氢酶和脱氢酶活性并无明显的增长, 甚至过氧化氢酶活性有减小的趋势。当污灌时间达到一定年限后, 在土壤有机质、全氮和全磷含量趋于稳定和重金属含量不高的水平下, 除土壤蔗糖酶和磷酸酶外其他酶活性趋于稳定。但是, 随着污水灌溉的持续进行, 肥力在土壤中趋于稳定而重金属会进一步累积, 土壤酶极有可能在土壤肥力-重金属共同作用下受到抑制, 进而影响到土壤生态系统的物质循环和土地生产力。因此, 有必要对污灌区土壤理化、微生物指标进行持续不断的监测以维持农业的健康持续发展。

表 10 不同污水灌溉区土壤酶活性的对比

Table 10 Comparison of enzyme activity of soils in different sewage irrigated fields

研究区	作物类型	酶活性	文献来源
甘肃金昌灌区	麦田	污灌促进了土壤脲酶、碱性磷酸酶和酸性磷酸酶活性, 抑制了多酚氧化酶、过氧化氢酶和转化酶活性	[30]
沈阳张土灌区	玉米/大豆	污灌促进了多酚氧化酶和纤维素酶活性	[31]
kolkata, india	Gourd/Brinjal	污灌抑制了荧光素二乙酸酯酶、脲酶、磷酸酶、β-葡萄糖苷酶、芳基硫酸酯酶活性	[32]
Casino, Italy	Citrus	污灌促进了荧光素二乙酸酯酶、酸式磷酸酶和碱式磷酸酶	[33]
Dakar, Senegal	Lettuce	污灌对荧光素二乙酸酯酶无显著影响	[28]

## 4 结论

(1)与对照点相比,石家庄栾城县的污水灌溉区土壤有机质、全氮、全磷含量、蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性均相对较高,而土壤阳离子交换量、过氧化氢酶和脱氢酶活性无明显的变化规律。

(2)污水灌溉区土壤全氮、蔗糖酶、磷酸酶与污灌时间之间表现出显著正相关性( $P<0.05$ ),而其他指标与污灌时间之间均无显著相关性。

(3)污水灌溉区土壤肥力(有机质和全氮)、重金属(总Cr和总Cd)与水解酶(脲酶和磷酸酶)之间表现出显著正相关性,交换态Cr与脱氢酶活性之间呈现出显著负相关性。

(4)上述特征反映了污水灌溉对土壤肥力及酶活性具有复杂的影响效应,而这些效应是决定污水灌溉区土地生产力能否高产的重要因素。

## 参考文献:

- [1] 张慧文,马剑英,陈发虎,等.污水灌溉的研究进展[J].环境污染与防治,2007,29(8):622-627.  
ZHANG Hui-wen, MA Jian-ying, CHEN Fa-hu, et al. Advances in sewage irrigation research[J]. *Environmental Pollution and Control*, 2007, 29(8):622-627.
- [2] 王贵玲,蔺文静.污水灌溉对土壤的污染及其整治[J].农业环境科学学报,2003,22(2):163-166.  
WANG Gui-ling, LIN Wen-jing. Contamination of soil from sewage irrigation and its remediation[J]. *Journal Agro-Environment Science*, 2003, 22(2):163-166.
- [3] Speir T W. Soil biochemical properties as indices of performance and sustainability of effluent irrigation systems in New Zealand-A review[J]. *Journal of The Royal Society of New Zealand*, 2002, 32(4):535-553.
- [4] Hamilton A J, Stagnitti F, Xiong X Z, et al. Wastewater irrigation: The state of play[J]. *Vadose Zone Journal*, 2007, 6(4):823-840.
- [5] Fonseca A F, Herpin U, Paula A M, et al. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil[J]. *Science Agricola*, 2007, 64(2):194-209.
- [6] Murtaza G, Ghafoor A, Qadir M, et al. Disposal and use of sewage on agricultural lands in Pakistan: A review[J]. *Pedosphere*, 2010, 20(1): 23-34.
- [7] 张晶,张惠文,丛峰,等.长期灌溉含多环芳烃污水对稻田土壤酶活性与微生物种群数量的影响[J].生态学杂志,2007,26(8):1193-1198.  
ZHANG Jing, ZHANG Hui-wen, CONG Feng, et al. Effects of long-term PAHs-containing wastewater irrigation on lowland rice soil enzyme activities and microbial populations[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(8):1193-1198.
- [8] LUO Yong-ming, JIANG Xian-jun, WU Long-hua, et al. Accumulation and chemical fractionation of Cu in a paddy soil irrigated with Cu-rich wastewater[J]. *Geoderma*, 2003, 115(1-2):112-120.
- [9] Yang Q W, Lan C Y, Wang H B, et al. Cadmium in soil-rice system and health risk associated with the use of untreated mining wastewater for irrigation in Lechang, China[J]. *Agricultural Water Management*, 2006, 84 (1-2):147-152.
- [10] 唐常源,陈建耀,宋献方,等.农业污水灌溉对石家庄市近郊灌区地下水环境的影响[J].资源科学,2006,28(1):102-108.  
TANG Chang-yuan, CHEN Jian-yao, SONG Xian-fang, et al. Effects of wastewater irrigation on groundwater quantity and quality in the suburbs of Shijiazhuang city, China[J]. *Resource Science*, 2006, 28(1):102-108.
- [11] Lucho-Constantino C A, Alvarez-Suarez M, Beltran-Hernandez R I, et al. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater[J]. *Environment International*, 2005, 31(3): 313-323.
- [12] Lucho-Constantino C A, Prieto-Garcia F, Del Razo L M, et al. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2005, 108(1):57-71.
- [13] Ramirez-Fuentes E, Lucho-Constantino C, Escamilla-Silva E, et al. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 85(2):179-187.
- [14] 万忠梅,宋长春.土壤酶活性对生态环境的响应研究进展 [J].土壤通报,2009,40(4):951-956.  
WAN Zhong-mei, SONG Chang-chun. Advance on response of soil enzyme activity to ecological environment[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2009, 40(4):951-956.
- [15] 黄爽,张仁铎,程晓如,等.石家庄污灌区污水灌溉技术的研究[J].灌溉排水学报,2003,22(5):29-34.  
HUANG Shuang, ZHANG Ren-duo, CHENG Xiao-ru, et al. Perspectives of wastewater irrigation in the Shijiazhuang Area[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2009, 2003, 22(5):29-34.
- [16] 陈媛媛.石家庄市污灌区重金属生态地球化学效应评价[D].石家庄:石家庄经济学院,2008.  
CHEN Yuan-yuan. Assessment of ecological geochemical effect on sewage irrigation region in Shijiazhuang City [D]. Shijiazhuang: Shijiazhuang University of Economics, 2008.
- [17] 宋岚.污水灌溉在农业生态系统中良性运行模式的研究[D].南京:南京理工大学,2005.  
Song Lan. Study on effective operation mode of wastewater irrigation in agricultural ecosystem[D]. Nanjing: Nanjing University of Science and Technology, 2005
- [18] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].第四版.北京:中国环境科学出版社,2002:102-415.  
State Bureau of Environmental Protection. Water and wastewater monitoring analysis method[M]. The forth edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:102-415.
- [19] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,2000:22-169.

- LU Ru-kun. Chemical analysis methods of agricultural soil[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 22–169.
- [20] 鲍士旦. 土壤农化分析[M](第三版). 北京: 中国农业出版社, 2000: 370–394.
- BAO Shi-dan. Soil agro-chemical analysis[M](the third edition). Beijing: China Agricultural Press, 2000: 370–394.
- [21] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51: 844–851.
- [22] 关松荫, 张德生, 张志明. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 274–332.
- GUAN Song-yin, ZHANG De-sheng, ZHANG Zhi-ming. Soil enzyme and its research methods[M]. Beijing: Agriculture Press, 1986: 274–332.
- [23] 李志洪, 赵兰坡, 窦森. 土壤学[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005: 38–138.
- LI Zhi-hong, ZHAO Lan-po, DOU Sen. Soil science[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2005: 38–138.
- [24] 刘克峰, 韩劲, 刘建斌. 土壤肥料学[M]. 北京: 气象出版社, 2001: 42.
- LIU Ke-feng, HAN Jin, LIU Jian-bin. Soil fertilizer learning[M]. Beijing: China Meteorological Press, 2001: 42.
- [25] Kiziloglu F M, Turan M, Sahin U, et al. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. *botrytis*) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. *rubra*) grown on calcareous soil in Turkey[J]. *Agricultural Water Management*, 2008, 95: 716–724.
- [26] Yadav R K, Goyal B, Sharma R K, et al. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water—A case study[J]. *Environment International*, 2002, 28: 481–486.
- [27] Heidarpour M, Mostafazadeh-Fard B, Abedi K J, et al. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods[J]. *Agricultural Water Management*, 2007, 90: 87–94.
- [28] Ndour N Y B, Baudoin E, Guisse A, et al. Impact of irrigation water quality on soil nitrifying and total bacterial communities[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2008, 44(5): 797–803.
- [29] Jueschke E, Marschner B, Tarchitzky J, et al. Effects of treated wastewater irrigation on the dissolved and soil organic carbon in Israeli soils[J]. *Water Science and Technology*, 2008, 57: 727–733.
- [30] 曹靖, 贾红磊, 徐海燕, 等. 干旱区污灌农田土壤 Cu、Ni 复合污染与土壤酶活性的关系[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(5): 1809–1814.
- CAO Jing, JIA Hong-lei, XU Hai-yan, et al. Relationships between soil enzymatic activities and Cu–Ni compounds pollution in the wastewater irrigated farmland in arid region[J]. *Journal Agro-Environment Science*, 2008, 27(5): 1809–1814.
- [31] 张彦, 张惠文, 苏振成, 等. 污水灌溉对土壤重金属含量、酶活性和微生物类群分布的影响[J]. *安全与环境学报*, 2006, 6(6): 44–50.
- ZHANG Yan, ZHANG Hui-wen, SU Zhen-cheng, et al. Effect of sewage irrigation on the distribution of heavy metals, enzyme activities and microbial population in the soil[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2006, 6(6): 44–50.
- [32] Bhattacharyya P, Tripathy S, Chakrabarti K, et al. Fractionation and bioavailability of metals and their impacts on microbial properties in sewage irrigated soil[J]. *Chemosphere*, 2008, 72: 543–550.
- [33] Meli S, Potro M, Belligno A, et al. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition[J]. *Science of the Total Environment*, 2002, 285: 69–77.
- [34] 王涵, 高树芳, 陈炎辉, 等. 重金属污染区土壤酶活性变化: 以福建龙岩新罗区特钢厂污水灌溉区为例 [J]. *应用生态学报*, 2009, 20(12): 3034–3042.
- WANG Han, GAO Shu-fang, CHEN Yan-hui, et al. Changes of soil enzyme activities in heavy metals polluted region: A case study in a wastewater-irrigated agricultural area near a smelter in Xinluo District of Longyan city, Fujian Province[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(12): 3034–3042.
- [35] 栾文楼, 温小亚, 崔刑涛, 等. 石家庄污灌区表层土壤中重金属环境地球化学研究[J]. *中国地质*, 2009, 36(2): 465–473.
- LUAN Wen-lou, WEN Xiao-ya, CUI Xing-tao, et al. Environmental geochemistry of heavy metals in surface soils within sewage irrigation areas of Shijiazhuang City[J]. *Geology in China*, 2009, 36(2): 465–473.