

阿特拉津对我国东北半干旱区黑钙土微生物活性影响研究

宋 日, 刘 利, 吴春胜, 马丽艳

(吉林农业大学农学院, 吉林 长春 130118)

摘 要:按照 $0.5\sim 800\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ soil 施入量添加阿特拉津到黑钙土中培养 54 d 进行实验室培养试验,研究了阿特拉津对我国东北半干旱区黑钙土微生物量碳、土壤碳及氮矿化量、脲酶和脱氢酶活性影响。结果表明,阿特拉津添加到土壤中后,显著提高了($P<0.05$)土壤微生物量碳,增加了土壤碳及氮矿化量,提高土壤脱氢酶活性;多数情况下,各培养时间添加阿特拉津各处理间土壤脲酶活性的差异未达到显著水平($P<0.05$)。由此得出结论:土壤脱氢酶活性、土壤微生物量碳和土壤碳矿化量及氮矿化量是对阿特拉津处理土壤较敏感的生物学指标,适合作为半干旱区黑钙土微生物活性对阿特拉津响应的参数;而土壤脲酶活性不适合作为半干旱区黑钙土土壤微生物活性的指标,因为它不能敏感地反映阿特拉津作用下土壤脲酶活性差异。

关键词:阿特拉津;微生物活性;半干旱区;黑钙土

中图分类号:X172;X592 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)06-1153-06

Effect of Atrazine on Chernozem Soil Microbial Activity in Semiarid Region of Northeast China

SONG Ri, LIU Li, WU Chun-sheng, MA Li-yan

(College of Agronomy, Jilin Agricultural University, Changchun 130118, China)

Abstract: The objective of the study was to investigate the effects of addition of atrazine to the soil on soil microbial biomass carbon, C and N mineralization in soil, dehydrogenase activity and urease activity of chernozem soil in semiarid region of northeast China. Atrazine was added to chernozem soil to obtain a range of concentration in the soil from 0.5 to $800\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ soil through a soil culture experiment. The soils were incubated at $(20/15\pm 2)^{\circ}\text{C}$ day/night air temperature (12-h photoperiod) for 1/3, 1, 3, 9, 27, and 54 days in the growth chamber. The results showed that addition of atrazine to chernozem soil increased significantly soil microbial biomass carbon ($P<0.05$), increased significantly the C and N mineralization in soil ($P<0.05$), and enhanced significantly dehydrogenase activity ($P<0.05$). In most cases, the differences of urease activity in soil between atrazine treatments were not significant ($P>0.05$) at the different incubation time. It was suggested that atrazine is able to increase soil microbial activity of chernozem soil in semiarid region of northeast China. It was concluded that urease activity in soil cannot be considered as an index of soil microbial activity while soil microbial biomass carbon, C and N mineralization in soil, and dehydrogenase activity in soil are more sensitive to the microbial activity variation in response to atrazine addition in chernozem soil of semiarid region of northeast China.

Keywords: atrazine; microbial activity; semiarid region; chernozem soil

东北是我国最大的玉米产区,阿特拉津占该区玉米田除草剂使用面积的 80%以上,阿特拉津施用后约有 80%直接进入土壤环境^[1],极易对农田生态及水体

造成污染,所以其环境行为日益受到人们的关注。微生物是农田土壤的重要组成部分,对土壤肥力的形成、土壤生态系统的物质循环等具有重要意义,同时对农药等有机污染物在土壤中的降解发挥主要作用。土壤微生物活性作为土壤生态系统的一种敏感的感应器,能够及时、准确地反映出土壤生理-生态变化,预示出土壤肥力和土壤的健康状况^[2]。因此,化学农药在农田使用后对土壤微生物活性的影响已成为其生

收稿日期:2009-02-23

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30871487);国家丰粮工程项目(30375647);玉米节本增效技术研究项目(472891)

作者简介:宋 日(1966—),男,吉林人,博士,副教授,主要从事农业生态研究。E-mail: songri2003@yahoo.com.cn

态安全评价的重要指标^[3]。

目前,有关阿特拉津对农业土壤微生物影响报道较多^[4-8],绝大多数局限于少数微生物活性指标的报道,其对半干旱区黑钙土微生物活性的影响系统研究较少。本文从其对黑钙土土壤微生物量碳、土壤碳及氮矿化量、脲酶和脱氢酶活性影响进行了系统研究,旨在全面了解其土壤微生物活性,以便为经济合理地施用阿特拉津,减少环境污染提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 土壤准备

本试验所用土样取自于吉林省松原西部黑钙土区,种植玉米多年,在取样前一年未种植作物。用土钻挖取 0~20 cm 耕作层土壤,其土壤性质为含粘粒 20%,粉粒 39%,砂粒 41%,容重 $1.2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,有机碳 $10.5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全氮 $8.1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,pH 7.3。该地区年平均降水量为 400 mm 左右,蒸发量 1 100 mm,属半干旱区,春季播种时低温少雨。土样自然风干过 2 mm 筛备用。阿特拉津纯度为 99.3%,化工部沈阳农药标品中心提供。设置 8 个处理即阿特拉津浓度梯度设置为 0 (对照)、0.5、1、10、50、100、500 和 $800 \mu\text{g}$ (有效成分) $\cdot\text{g}^{-1}$ (干土),每处理重复 3 次,将 200 g 土壤置于 40°C 温度下干燥,使土壤含水量一致,然后在 25°C 温度和含水量为 15%田间持水量的条件下培养 5 d,以激活土壤微生物。最后通过添加阿特拉津水溶液调节土壤含水量为 35%田间持水量(相对低湿),除草剂施药量处理土壤后,放入人工气候箱中培养。光照 12 h,昼温 20°C ,黑暗 12 h,夜温 15°C (全天相对低温),培养期间,加蒸馏水保持土壤含水量恒定,培养 1/3、1、3、9、27 和 54 d 后分别用铲取土壤 150 g,装于塑料袋中存放在 4°C 温度下待测。

1.2 测定方法

1.2.1 土壤阿特拉津含量测定

采用李清波等改进方法^[9]。提取样品在 100 Hz、 25°C 水温下超声 20 min,离心($4\ 000 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$)取上清液,重复 3 次(后两次每次加 10 mL 甲醇溶液)合并离心液,将该溶液用定量滤纸过滤至 250 mL 分液漏斗中,用 100 mL 蒸馏水分次洗涤漏斗;净化,上述分液漏斗中加入 20 mL 二氯甲烷充分萃取后,将二氯甲烷相收集到 100 mL 接收瓶中,重复 2 次,然后将该溶液浓缩蒸干,用正己烷多次洗涤接收瓶,洗涤液经过盛有 2 g 无水硫酸钠小漏斗(放有少量脱脂棉防止硫酸钠流出)至 10 mL 刻度试管,定容至 5 mL 待测。

1.2.2 土壤有机碳矿化测定

碳的矿化用短期的土壤培养测定^[10]:将供试土样置于 250 mL 的具橡皮塞的广口瓶中,内置装有 10 mL 浓度为 $0.2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ NaOH 溶液的小玻璃瓶,用以吸收有机碳分解释放出的 CO_2 ,通过测定 NaOH 溶液浓度的变化,计算出 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的释放量。在培养 1/3、1、3、9、27 和 54 d 时取出 NaOH 溶液,分别用浓度为 $0.2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ HCl 滴定,计算出 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的释放量。土壤碳的矿化用 $\text{CO}_2\text{-C } \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 表示。

1.2.3 土壤有机氮矿化测定

氨氮和硝氮用 $2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 溶液浸提,浸提液分别用靛酚蓝比色法和镀铜铬柱还原-重氮化偶合比色法,用分光光度计测定;按以下公式计算土壤矿化作用的有关参数: $N_{\min} = (A1 + N1 - A2 - N2)/d$,式中 $N_{\min}$ 为净氮矿化速率, $A1, A2$ 为培养前后氨氮含量; $N1, N2$ 为培养前后硝氮含量,单位均为 $\text{N mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, d 为培养天数。

1.2.4 土壤微生物量 C 测定

采用 Vance 提出的 FE 法^[11]:先进行灭菌提取,取新鲜土样(相当于烘干土 30 g)于 100 mL 烧杯中,并放入能抽气的真空干燥器内,再放入一只盛有无醇氯仿的小烧杯,灭菌 24 h,然后加入 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 K_2SO_4 (土:水为 1:4)于灭菌后的土样中,振荡 30 min 后过滤。与此同时,不灭菌的土样也用 K_2SO_4 溶液提取,经振荡和过滤,吸取上述滤液 8 mL,加入 $66.7 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 重铬酸钾溶液 2 mL,消煮测定微生物生物量碳,微生物量碳 $Bc = 2.64 Ec$,其中 Ec 为灭菌土样用 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 K_2SO_4 提取的总碳减去不灭菌土样用 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ K_2SO_4 提取的总碳。

1.2.5 土壤脲酶活性测定

采用靛酚比色法^[12]测定土壤脲酶活性,以尿素为基质,根据脲酶酶促产物氨在碱性介质中,与苯酚-次氯酸钠作用(在碱性溶液中及在亚硝基铁氰化钠催化剂存在下)生成蓝色的靛酚来分析脲酶活性。精确称取 0.471 7 g 硫酸铵溶于水并稀释至 1 000 mL,则得含氮 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{mL}^{-1}$ 的标准液。用分光光度计在波长 578 nm 处比色,脲酶活性以 1 h 后 1 g 土壤中含 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的毫克数表示。每处理重复 3 次,并分别设无底物(尿素)和无土壤处理对照。

1.2.6 土壤脱氢酶活性测定

土壤脱氢酶活性测定采用 TTC 还原法^[13],土壤脱氢酶活性的测定参照文献[1]的方法:称取相当于 1 g 烘干土的鲜土样 2.5 g 置于容量管(规格 16 mm×175

mm)中,加入 1.0%TTC(三苯基四氮唑氯化物)-Tris(经-羟甲基-氨基甲烷)溶液缓冲溶液(pH7.6) 2.5 mL,用漩涡混合仪振荡 1 min,在培养箱中 40 ℃暗室培养 24 h,取出后加入甲醇定容至 25 mL 标线,振荡 2~3 min,静置后过滤,用紫外分光光度计在 490 nm 波长下测定光吸收值,根据标准曲线计算生成物 TPF(三苯基甲臜)的浓度,以 TPF($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)表示脱氢酶的活性。

1.3 试验数据处理

本试验所有数据均以 Excel 2003 进行数据处理,SPSS 13.0 进行统计分析,处理间采用最小显著性差异法(LSD)进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 培养后土壤中阿特拉津含量变化

表 1 数据表明,土壤中阿特拉津含量随培养时间延长而显著降低($P<0.05$),与 27、54 d 相比,培养 8 h(即 1/3 d)后所有不同含量除草剂处理的阿特拉津降解均最少,此时土壤中检测到的阿特拉津含量占初始添加量的 43%~93%,培养 27 d 后土壤中检测到的阿特拉津含量占初始添加量的 5%~53%,大多数处理培养 54 d 后检测不到农药阿特拉津,这是微生物降解除草剂的结果。通常在农田耕作条件下,阿特拉津半衰期为 40 d 左右^[9],尽管本研究培养环境是相对低温低湿,但在土壤施入高剂量阿特拉津培养 27 d 条件下,土壤中只存留约 50%的阿特拉津,说明这种半干旱土壤有利于阿特拉津的生物降解,此现象可能与黑钙土的低含量粘粒性质有关,从而降低土壤对除草剂的吸附。

表 1 培养后土壤阿特拉津含量($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{ soil}$)变化

Table 1 Atrazine concentration($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{ soil}$) of the soil after the incubation

处理 Treatment	培养时间/d Incubation time		
	1/3	27	54
0(CK)	0.02±0.01 g	ND	ND
0.5	0.28±0.05 f	0.15±0.03 g	ND
1	0.43±0.08 f	0.27±0.07 f	ND
10	4.27±1.11 e	0.87±0.08 e	ND
50	44.23±3.56 d	2.32±0.07 d	ND
100	88.32±4.89 c	48.21±3.60 c	ND
500	432.34±10.11 b	343.12±12.76 b	0.89±0.04 a
800	740.10±12.23 a	423.23±10.54 a	1.12±0.08 a

注:数值表示平均值±标准差,同列数值间不同字母表明多重比较差异显著($P<0.05$),ND 表示未检测到阿特拉津。

2.2 阿特拉津对土壤碳矿化量和土壤氮矿化量影响

如表 2 所示,在供试土壤上,施入阿特拉津同对照相比,土壤碳累计矿化量显著提高($P<0.05$)。添加不同含量阿特拉津变化趋势相似,但随着施入土壤中阿特拉津含量增多而增加幅度较大,一定时期内差异达到显著水平。从土壤碳累计矿化量动态变化过程看,随培养时间延长,各处理土壤碳累计矿化量也在增加,到第 54 d 达到最高值,其中最大剂量 $800\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 达 $424\text{ CO}_2\text{-C}\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$,显著高于($P<0.05$)其他处理。添加 $0.5\sim 500\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 阿特拉津的处理在第 54 d 其土壤碳累计矿化量皆显著高于($P<0.05$)对照,但它们之间差异没达到显著水平($P>0.05$)。这说明,阿特拉津施入土壤后可作为微生物的碳源,提高微生物数量及活性,且最高剂量阿特拉津促进微生物增殖幅度最大。

氮矿化是指有机氮在微生物及其他生物分解作用下的氨化过程,即有机氮分解后形成 $\text{NH}_3\text{-N}$ 。氮矿化程度直接受土壤微生物活性的影响。与土壤碳累计矿化量一样,施入阿特拉津后,土壤氮累计矿化量亦均显著增加($P<0.05$)(表 3),各处理在培养 54 d 时土壤氮累计矿化量达到最高值,其中最大剂量 $800\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 达到 $69.6\text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}\text{soil}$,显著高于($P<0.05$)其他处理。添加 $0.5\sim 500\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 阿特拉津的处理在第 54 d 其土壤氮累计矿化量皆显著高于($P<0.05$)对照,它们之间差异多数达到显著水平($P<0.05$)。这表明,土壤碳矿化量和氮矿化量之间具有较高相关性($r=0.9581, P<0.05$)。本研究结果表明施入阿特拉津后增加土壤氮矿化量,这说明施入阿特拉津促进了土壤微生物繁殖。

2.3 阿特拉津对土壤微生物量碳影响

土壤微生物量碳是土壤微生物活性的重要指标,表 4 的土壤微生物量碳结果显示,与对照相比,除添加阿特拉津 $800\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 处理外,其他剂量阿特拉津施入土壤后,每个培养时期皆显著提高($P<0.05$)土壤微生物量碳。阿特拉津施入量 $800\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 处理的土壤微生物量碳随培养时间延长而降低,而其他添加阿特拉津处理和对照的土壤微生物量碳随培养时间延长而增加。本研究结果与吴景贵等结果^[14]和我们课题组以往的研究结果^[15]一致。但施入高剂量阿特拉津后,土壤微生物量碳并未增加,反而降低。土壤微生物量碳是表示土壤条件变化敏感指标之一,但其不能评价微生物群体群落结构变化,因此在土壤污染研究中有其局限性^[16]。

表 2 阿特拉津对土壤碳累计矿化量($\text{mg C}\cdot\text{kg}^{-1}\text{soil}$)影响
Table 2 Effect of atrazine on cumulative carbon mineralization in soil ($\text{mg C}\cdot\text{kg}^{-1}\text{soil}$)

处理 Treatment	培养时间/d Incubation time					
	1/3	1	3	9	27	54
0(CK)	12±3 a	18±3 g	32±8 g	102±15 h	183±11 f	343±14 c
0.5	12±4 a	26±5 f	43±7 f	123±11 g	199±11 e	358±11 b
1	13±6 a	34±3 e	53±5 e	143±14 f	203±13 e	358±12 b
10	15±4 a	45±2 d	65±6 d	155±13 e	223±13 d	370±14 b
50	14±3 a	54±5 c	70±4 c	168±16 d	243±11 c	378±12 b
100	15±5 a	65±3 b	73±8 c	178±12 c	261±14 b	388±16 b
500	14±3 a	69±4 b	86±4 b	186±13 b	278±15 a	393±15 b
800	13±3 a	82±5 a	97±6 a	197±12 a	287±15 a	424±18 a

注:数值表示平均值±标准差,同一列同一培养时间字母相同者,表示多重比较在 $P<0.05$ 水平上不显著。下同。

表 3 阿特拉津对土壤氮累计矿化量($\text{mg N}\cdot\text{kg}^{-1}\text{soil}$)影响
Table 3 Effect of atrazine on cumulative nitrogen mineralization in soil ($\text{mg N}\cdot\text{kg}^{-1}\text{soil}$)

处理 Treatment	培养时间/d Incubation time					
	1/3	1	3	9	27	54
0(CK)	1.8±0.4 a	2.4±0.6 g	4.6±0.8 g	14.8±1.2 h	26.9±1.7 g	40.7±1.6 f
0.5	1.9±0.2 a	3.9±0.7 f	6.1±0.9 f	17.8±0.6 g	29.3±1.2 f	50.4±3.2 e
1	1.9±0.4 a	5.0±0.7 e	7.6±0.3 e	20.7±1.5 f	29.9±1.9 f	50.9±1.8 e
10	2.2±0.5 a	6.7±0.8 d	9.3±0.7 d	22.5±1.4 e	32.8±1.2 e	52.1±2.2 d
50	2.1±0.3 a	8.1±0.6 c	10.2±0.7 c	24.3±1.7 d	35.7±1.5 d	54.2±2.5 d
100	2.3±0.4 a	9.6±0.5 b	9.3±0.9 d	25.8±1.2 c	38.4±1.7 c	60.4±2.7 c
500	2.0±0.1 a	10.3±0.7 b	12.3±0.4 b	27.0±1.2 b	40.9±1.4 b	66.1±2.3 b
800	1.9±0.1 a	12.2±0.8 a	13.9±0.7 a	28.6±1.5 a	42.2±0.7 a	69.6±2.8 a

表 4 阿特拉津对土壤微生物量碳($\text{mg C}\cdot\text{kg}^{-1}\text{soil}$)影响
Table 4 Effect of atrazine on microbial biomass C in soil ($\text{mg C}\cdot\text{kg}^{-1}\text{soil}$)

处理 Treatment	培养时间/d Incubation time					
	1/3	1	3	9	27	54
0(CK)	186±12 e	189±11 e	201±14 d	210±20 d	221±15 e	229±12 f
0.5	230±17 c	242±9 c	315±15 b	319±12 b	320±12 c	321±6 c
1	204±16 d	215±8 d	448±17 a	452±14 a	411±16 a	362±8 b
10	260±12 b	268±13 b	319±16 b	324±14 b	374±16 b	411±12 a
50	302±11 a	272±14 b	319±20 b	327±15 b	327±17 c	330±11 c
100	272±14 b	296±16 a	277±14 c	279±12 c	292±13 d	294±15 d
500	227±13 c	245±14 c	287±16 c	292±11 c	280±14 d	265±12 e
800	191±9 e	181±12 e	176±9 e	171±9 d	160±9 e	148±13 g

有研究表明,施用除草剂不影响土壤微生物量碳^[17];也有研究表明,施用除草剂引起土壤微生物量碳下降^[8]。而我们研究结果表明:低浓度阿特拉津处理引起土壤微生物量碳增加,说明这些处理中的阿特拉津浓度代表了部分微生物群体生长的可利用碳的数量;而在高浓度阿特拉津处理中,土壤微生物量碳降低,这是由于微生物群体不能全部吸收高浓度阿特拉

津提供的大量碳进行增殖,微生物为了获得足够能量来维持自身需要,只有部分阿特拉津被矿化降解。

2.4 阿特拉津对土壤脲酶活性影响

农药的微生物降解作用的实质是酶促反应,植物根系及其残体,土壤动物及其遗骸和微生物均能分泌酶,土壤中的酶同生活着的微生物一起推动着物质转化,包括除草剂的降解。土壤酶是土壤重要组成部分,

参与了土壤中所有的生化反应,在物质转化、能量代谢、污染物降解等过程中发挥着重要作用^[12]。土壤酶作为土壤生态系统的一种敏感的感应器,能够及时、准确地反映出壤生理-生态变化,预示出土壤肥力和土壤的健康状况。研究除草剂对土壤酶影响是研究除草剂对土壤生态系统影响的一种简便、准确又经济的方法。许多研究已表明,土壤酶活性是一种较灵敏的评价土壤污染状况的指标,较常用和提倡的酶学指标为脲酶和脱氢酶^[12]。

脲酶是土壤中的主要酶类之一,是唯一可转化尿素肥料的土壤酶类,其活性高低与土壤营养物质转化能力、肥力水平、污染状况密切相关。除草剂阿特拉津对土壤脲酶活性影响结果如表 5 所示。阿特拉津施入到土壤中后,同对照相比,土壤脲酶活性显著降低($P<0.05$),从土壤脲酶活性动态变化过程看,对照土壤脲酶活性未随培养时间变化而发生改变,但所有添加阿特拉津处理土壤脲酶活性皆随培养时间而降低,在培养 54 d 时土壤脲酶活性降到最低,对照处理为 $0.67 \mu\text{mol NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}\cdot\text{h}^{-1}$,加入不同剂量阿特拉津处理为 $0.16\sim 0.22 \mu\text{mol NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}\cdot\text{h}^{-1}$ 。多数情况下,各培养时间添加阿特拉津各处理间土壤脲酶活性的差异未达到显著水平($P>0.05$)。胞外酶活性是土壤脲酶活性主要组成部分,约占 79%~89%,在土壤中被土壤有机质和粘粒固定而得到保护^[12],因此土壤脲酶活性高低主要是由土壤微生物产生,阿特拉津加入到土壤中,降低土壤脲酶活性,可能是由于阿特拉津降解产生的代谢产物抑制了土壤脲酶的合成,具体原因需今后进一步研究。根据我们的研究结果认为,土壤脲酶活性不适合作为半干旱区黑钙土土壤微生物活性的指标,因为它不能敏感地反映阿特拉津作用下土壤脲酶活性差异。

2.5 阿特拉津对土壤脱氢酶活性影响

脱氢酶是土壤中另一种主要酶类,由于其具有完整的信息,是土壤生态系统一个敏感的“传感器”,一方面它反映了土壤微生物的生存状况,另一方面也反映了土壤生理-化学状况。脱氢酶的活性,一定程度上反应的是污染物被降解的程度,经常被用作衡量由于除草剂、痕量元素(主要是重金属元素)或耕作方式所导致的对土壤生态环境影响的一种尺度^[12]。研究结果表明,土壤加入阿特拉津后,土壤脱氢酶活性显著增强($P<0.05$)(表 6),并且所有处理土壤脱氢酶活性随培养时间增加而增强,在培养 54 d 时各处理均达到最大值,各培养时间的土壤脱氢酶活性皆以加入阿特拉津 $800 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 处理为最大值,加入阿特拉津 $800 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}$ 的处理在培养 54 d 时的土壤脱氢酶活性为 $1.41 \mu\text{g INTF}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}\cdot\text{h}^{-1}$,显著高于($P<0.05$)其他处理和其他培养时间。阿特拉津是一种含有氢的有机化合物除草剂,可以作为氢的供体。脱氢酶能酶促阿特拉津脱氢,起着氢的中间传递体的作用,是土壤微生物活性较好的度量和生物学表征,适合用于阿特拉津污染监测的指示物。

3 结论

土壤脱氢酶活性、土壤微生物量碳和土壤碳矿化量及氮矿化量是对阿特拉津处理土壤较敏感的生物学指标,适合作为半干旱区黑钙土微生物活性对阿特拉津响应的参数。而土壤脲酶活性不适合作为半干旱区黑钙土土壤微生物活性的指标,因为它不能敏感反映阿特拉津作用下土壤脲酶活性差异。

阿特拉津对黑钙土微生物的影响主要表现为促进作用,即阿特拉津添加到土壤中,可显著提高($P<0.05$)土壤微生物量碳,增加土壤碳及氮矿化量,提高

表 5 阿特拉津对土壤脲酶活性($\mu\text{mol NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}\cdot\text{h}^{-1}$)影响
Table 5 Effect of atrazine on soil urease activity($\mu\text{mol NH}_4^+-\text{N}\cdot\text{g}^{-1}\text{soil}\cdot\text{h}^{-1}$)

处理 Treatment	培养时间/d Incubation time					
	1/3	1	3	9	27	54
0(CK)	0.64±0.03 a	0.61±0.04 a	0.62±0.01 a	0.65±0.08 a	0.60±0.05 a	0.66±0.01 a
0.5	0.47±0.03 b	0.41±0.07 b	0.32±0.02 b	0.23±0.05 b	0.23±0.03 b	0.22±0.02 b
1	0.50±0.05 b	0.41±0.05 b	0.33±0.02 b	0.21±0.02 b	0.23±0.03 b	0.20±0.02 b
10	0.45±0.04 b	0.36±0.04 b	0.29±0.02 b	0.22±0.02 b	0.23±0.07 b	0.21±0.04 b
50	0.46±0.03 b	0.38±0.08 b	0.32±0.06 b	0.20±0.04 b	0.20±0.04 bc	0.18±0.03 bc
100	0.48±0.06 b	0.39±0.03 b	0.32±0.03 b	0.20±0.04 b	0.18±0.03 c	0.16±0.04 c
500	0.48±0.03 b	0.40±0.03 b	0.30±0.04 b	0.25±0.03 b	0.25±0.02 b	0.20±0.01 b
800	0.50±0.05 b	0.41±0.06 b	0.32±0.03 b	0.25±0.01 b	0.23±0.04 b	0.21±0.05 b

表 6 阿特拉津对土壤脱氢酶活性($\mu\text{g INTF}\cdot\text{g}^{-1}\text{ soil}\cdot\text{h}^{-1}$)影响Table 6 Effect of atrazine on soil dehydrogenase activity($\mu\text{g INTF}\cdot\text{g}^{-1}\text{ soil}\cdot\text{h}^{-1}$)

处理 Treatment	培养时间/d Incubation time					
	1/3	1	3	9	27	54
0(CK)	0.27±0.03 d	0.29±0.05 d	0.35±0.01 d	0.38±0.03 d	0.39±0.04 d	0.62±0.09 d
0.5	0.43±0.04 bc	0.46±0.07 c	0.49±0.06 c	0.51±0.04 c	0.63±0.05 c	0.90±0.07 c
1	0.40±0.04 b	0.46±0.08 c	0.50±0.05 c	0.51±0.05 c	0.61±0.04 c	0.82±0.06 c
10	0.39±0.05 c	0.41±0.04 c	0.47±0.04 c	0.50±0.05 c	0.53±0.04 c	0.79±0.07 c
50	0.37±0.04 c	0.39±0.04 c	0.47±0.05 c	0.48±0.03 c	0.49±0.04 c	0.82±0.07 c
100	0.58±0.07 b	0.58±0.03 b	0.60±0.04 b	0.71±0.03 b	0.82±0.03 b	1.11±0.08 b
500	0.55±0.07 b	0.57±0.05 b	0.65±0.05 b	0.76±0.04 b	0.80±0.08 b	1.08±0.06 b
800	0.98±0.08 a	1.06±0.08 a	1.20±0.03 a	1.22±0.08 a	1.31±0.12 a	1.41±0.13 a

土壤脱氢酶活性。因此,施入阿特拉津增加半干旱区黑钙土微生物活性,有利于阿特拉津的生物降解。

参考文献:

- [1] 华小梅,单正军.我国农药的生产、施用及其污染环境因子分析[J].环境科学进展,1996,4(2):33-35.
HUA Xiao-mei,SHAN Zheng-jun.The production and application of pesticides and factors analysis of their pollution in environment in China [J]. *Advances in Environmental Science*, 1996,4(2):33-35.
- [2] 唐玉妹,魏朝富,颜廷梅.土壤质量生物学指标研究进展[J].土壤, 2007,39(2):157-163.
TANG Yu-zhu,WEI Chao-fu,YAN Ting-mei. Advances in biological indicators of soil quality[J]. *Soils*, 2007,39(2):157-163.
- [3] 朱南文,胡茂林,高廷耀.甲胺磷对土壤微生物活性的影响[J].农业环境保护,1999,18(1):4-7.
ZHU Nan-wen,HU Mao-lin,GAO Ting-yao. Effect of methamidophos on microbial activity in soil[J]. *Agro-environmental Protection*, 1999,18(1):4-7.
- [4] 姚斌,徐建,尚鹤,等.阿特拉津除草剂对土壤微生物生态特征的影响[J].水土保持学报,2005,19(3):73-76.
YAO Bin,XU Jian,SHANG He,et al. Study on ecological effect of atrazine on soil microbial activity[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2005,19(3):73-76.
- [5] 王金花,朱鲁生,孙瑞莲,等.阿特拉津对两种不同施肥条件土壤脲酶的影响[J].农业环境科学学报,2004,23(1):162-166.
WANG Jin-hua,ZHU Lu-sheng,SUN Rui-lian,et al. Effects of atrazine on urease in soils with different fertilization[J]. *Journal of Agro-environmental Science*, 2004,23(1):162-166.
- [6] Assaf N A,Turco R F. Influence of carbon and nitrogen application on the mineralization of atrazine and its metabolites in soil[J]. *Pestic Sci*, 1994,41:41-47.
- [7] 张超兰,徐建民,姚斌.阿特拉津污染胁迫下土壤微生物生物量对外源有机无机物质的响应[J].土壤学报,2004,41(2):323-326.
ZHANG Chao-lan,XU Jian-min,YAO Bin. The response of soil microbial biomass to organic amendments and fertilizers under atrazine stress [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004,41(2):323-326.
- [8] 张超兰,徐建民,姚斌.外加阿特拉津土壤的微生物生物量对氮磷肥料的动态响应[J].农业环境科学学报,2004,23(1):159-161.
ZHANG Chao-lan,XU Jian-min,YAO Bin. Response soil microbial biomass toward nitrogen and phosphorus in atrazine-added soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2004,23(1):159-161.
- [9] 李清波,黄国宏,王颜红,等.土壤和玉米籽粒中阿特拉津残留量的测定方法[J].分析化学,2003,31(3):383-384.
LI Qing-bo,HUANG Guo-hong,WANG Yan-hong,et al.The determining method of atrazine in soil and corn seed[J]. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 2003,31(3):383-384.
- [10] Nunez S,Bárquez A. Carbon mineralization in the southern Sonoran desert[J]. *Acta Oecologica*, 2001,22:269-276.
- [11] Vance E D,Brookes P C,Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. *Soil Biol Biochem*, 1987,19(6):703-707.
- [12] 关松荫.土壤酶及其研究方法[M].北京:农业出版社,1987.
GUAN Song-yin.The enzymes in the soil and research method [M]. Beijing: Agricultural Press,1987.
- [13] Casida L C,Klen D A,Santoro T. Soil dehydrogenase activity[J]. *Soil Science*, 1964,98:371-376.
- [14] 吴景贵,王明辉,姜亦梅,等.玉米植株残体培肥土壤的研究[J].土壤学报,2006,43(2):300-305.
WU Jing-gui,WANG Ming-hui,JIANG Yi-mei,et al. Effect of corn plant residue on soil building[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2006,43(2):300-305.
- [15] 宋日,吴春胜,牟金明,等.玉米根茬留田对土壤微生物量碳和酶活性动态变化特征的影响[J].应用生态学报,2002,13(3):303-306.
SONG Ri,WU Chun-sheng,MOU Jin-ming,et al. Effects of maize stubble remaining in field on dynamics of soil microbial biomass C and soil enzyme activities[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002,13(3):303-306.
- [16] Brookes P C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals[J]. *Biol Fert Soil*, 1995,19:269-275.
- [17] Ghani A,Wardle D A,Lauren D R. Interactions between C-14-labelled atrazine and the soil microbial biomass in relation to herbicide degradation[J]. *Biol Fert Soil*, 1996,21:17-22.