

聚丙烯酰胺对蚯蚓的毒性效应

郭非凡^{1,2}, 张 秦¹, 孙振钧^{1*}, 马丰蕾³

(1. 中国农业大学资源与环境学院生态系, 北京 100093; 2. 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院, 呼和浩特 010018; 3. 圣尼斯种子(北京)有限公司, 北京 101407)

摘 要: 聚丙烯酰胺作为全球应用最广泛, 用量最大的水处理剂, 而其排放到环境中可能会对生态环境形成潜在的威胁。该研究在人工土壤条件下, 通过急性和亚急性暴露试验研究了聚丙烯酰胺和丙烯酰胺对赤子爱胜蚓存活、生长和繁殖的影响, 旨在评价聚丙烯酰胺和丙烯酰胺对蚯蚓的毒性效应。结果表明, 聚丙烯酰胺和丙烯酰胺对蚯蚓的半致死剂量分别为大于 2000 和 164.01 mg/kg, 聚丙烯酰胺比丙烯酰胺毒性低; 在急性和亚急性毒性暴露期内, 聚丙烯酰胺对蚯蚓的存活和生长无显著影响; 而当丙烯酰胺浓度大于 100 mg/kg 时对蚯蚓的存活和生长产生显著的影响 ($P < 0.05$)。聚丙烯酰胺和丙烯酰胺均对蚯蚓的繁殖能力有非常显著的影响 ($P < 0.05$)。因此残留于污泥中的聚丙烯酰胺对环境有一定的潜在风险。

关键词: 农药, 毒性, 环境工程, 丙烯酰胺, 聚丙烯酰胺, 半致死浓度, 生长抑制率, 赤子爱胜蚓

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2012.z1.038

中图分类号: X171

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2012)-Supp.1-0224-06

郭非凡, 张 秦, 孙振钧, 等. 聚丙烯酰胺对蚯蚓的毒性效应[J]. 农业工程学报, 2012, 28(增刊 1): 224-229.

Guo Feifan, Zhang Qin, Sun Zhenjun, et al. Toxicity effects of polyacrylamide to earthworm (*Eisenia fetida*) [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(Supp.1): 224-229. (in Chinese with English abstract)

0 引 言

聚丙烯酰胺 (Polyacrylamide, 简称 PAM) 是丙烯酰胺 (Acrylamide, 简称 AM) 均聚物和共聚物的统称。由于其具有良好的絮凝性能, 目前仍是中国及国外用量最大的水处理剂^[1]。到 2005 年, PAM 世界年总需求量为 65 万 t, 且以每年 10% 的速率递增, 用在水处理领域的比例为 39%^[2]。到 2007 年, 仅中国 PAM 生产总量从 2000 年的 10 万 t 上升到了 49 万 t, 而用在水处理领域的比例从 2005 的 9% 增长到 25%^[3]。

PAM 在过去一直被认为是稳定、安全、无毒的。事实上, 进入环境中 PAM 在化学、物理及生物因素的作用下, 最终会生成各种低聚物以及 AM 单体。已有的研究表明, AM 具有较强的神经毒性和致癌作用^[4], 许多国家都已建立了 AM 的标准限值相关的规定^[5-6]。因此, 可以推断 PAM 可能会对其所排放环境中的生物造成潜在的威胁。目前, 关于 PAM 的研究多集中在其合成技术、新产品开发和应用方面。虽然中国及国外关于 PAM 在进入环境中的变化已有一些研究^[7-8], 但都集中在降解方式和降

解机理方面, 而关于 PAM 对土壤生物和环境的不利影响几乎是空白。

随着世界各国城市污水处理设施的逐步完善, 污泥产生量也在迅猛增长。就中国而言, 预计到 2010 年, 污泥产量将达到 2.85×10^7 t (含水率 80%)^[9], 污泥处置已成为一个十分紧迫的问题。城市污泥蚯蚓生物转化技术 (Vermicomposting) 因其具有经济环保的特点, 从 20 世纪 70 年代就被研究并应用^[10-11], 而目前的研究主要集中在技术可行性^[12-13]以及技术应用过程中污泥的理化性质^[14]及其中的营养成分^[15]、重金属^[16]、有机污染物^[17]、微生物^[18]等方面的变化, 但是有关污泥中 PAM 对蚯蚓以及所排放环境的影响还未见报道。前期的研究表明, 污水处理过程中所使用的 PAM 有 60%~70% 残留到污泥中, 其使用对污泥的理化性质也有一定的影响^[19]。因此, 本文采用人工土壤培养方法, 对 PAM 和 AM 对蚯蚓的存活、生长、繁殖能力的急性和亚急性毒性效应进行研究, 为评价 PAM 在污泥蚯蚓堆肥处置过程中对蚯蚓的影响以及 PAM 的潜在环境风险提供基础数据, 进而为蚯蚓生物转化技术的改进以及 PAM 安全使用和管理提供数据支持。

1 材料和方法

1.1 受试蚯蚓及试剂

选用由北京龙威昌生物科技有限公司提供的赤子爱胜蚓 (*Eisenia fetida*), 并在实验室用牛粪作为基质进行培养。试验挑选 3 月龄以上, 具有明显环带的健康蚯蚓, 体长 5~6 cm, 体重 0.25~0.50 g。试验前蚯蚓需在人工土中驯化至少 24 h。

PAM 由北京希涛技术开发有限公司提供, 颗粒状固

收稿日期: 2011-12-23 修订日期: 2012-02-21

基金项目: 国家“十一五”科技支撑计划课题 (2008BADA7B04)

作者简介: 郭非凡 (1978—), 男, 内蒙古乌兰察布市人, 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院讲师, 中国农业大学在读博士, 主要从事城市及农业有机废弃物处置及资源化利用。北京 中国农业大学资源与环境学院生态科学与工程系, 100193。Email: guofeifan@hotmail.com

※通信作者: 孙振钧 (1956—), 男, 山东省海阳市人, 中国农业大学资源与环境学院教授, 博士, 博士生导师, 主要从事有机废弃物生物处理与资源化及生态毒理学研究。北京 中国农业大学资源与环境学院生态科学与工程系, 100193。Email: sun108@cau.edu.cn

体, 固含量 $\geq 90.0\%$, 丙烯酰胺含量 $\leq 0.05\%$, AM, 白色粉状晶体, 化学纯, 由山东宝莫生物化工股份有限公司生产。

1.2 试验土壤

试验用人工土壤按照粒径 ≤ 2.0 mm 石英砂 70%, 高岭土 20%, 长度 ≤ 15 mm 草炭土 10%的质量比配制而成, 然后通过添加适当的碳酸钙将 pH 值调节为 6.0 ± 0.5 ^[20-21]。土壤最大持水率根据 ISO 标准程序进行测定^[22], 将人工土在水中浸泡 3 h, 然后再排干 2 h, 测得人工土的最大持水率为 65% (w/w)。

1.3 试验方法

1.3.1 急性毒性试验

PAM 和 AM 用蒸馏水溶解后, 均匀拌入到 500 g 人工土壤中, PAM 的浓度分别为 0、50、250、500、1000、2 000 和 4 000 mg/kg, AM 的浓度分别为 0、25、100、200、400 和 800 mg/kg, 用蒸馏水调节土壤含水率到 60% (w/w) 左右。每一个处理设 3 个重复, 同时设空白对照。

将准备好的人工土壤置于 1 000 mL 玻璃烧杯中, 将体长、体重大致相当、已经过驯化的 10 条蚯蚓放入烧杯中人工土壤表面, 任其自行钻入到土壤中。然后用塑料薄膜封口, 扎孔, 以防止烧杯内的水分流失和蚯蚓逃逸。然后将烧杯置于 HPG-280H 型人工气候箱内, 在温度 (20 ± 2) °C, 相对湿度 80%~85%, 光照/无光照时间比为 12 h/12 h, 光照强度 $5 \sim 10 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 条件下进行培养。试验期间, 分别在第 1、4、7、10 和 14 d 将每个处理组中所有试样中的蚯蚓从人工土壤中挑选出来, 计数, 清洗干净后称体质量, 同时根据情况适时进行水分补充。

1.3.2 亚急性毒性试验

在急性毒性试验的基础上, 进行亚急性暴露试验。PAM 设定 5 个浓度梯度, 分别为 0、10、50、250 和 500 mg/kg, AM 设定 6 个浓度梯度, 分别为 0、1、5、25、50、100 mg/kg。每一个处理设 3 个重复, 同时设空白对照。人工土壤的处理、蚯蚓的接种以及培养条件与急性毒性试验完全相同, 只是将暴露时间调整为 70 d, 而且从第 3~6 周, 每周在土壤表面添加一次磨细的干牛粪, 添加标准为每条蚯蚓 0.5 g ^[23]。每 7 d 将每个处理组中所有试样中的蚯蚓从人工土壤中挑选出来, 并对蚯蚓数及其体重进行记录。6 周后将蚯蚓成虫取出, 将含蚓茧和蚯蚓幼虫的人工土壤在相同的条件下再培养 28 d, 第 70 天后用热熏法将幼虫分离出来并计数。

1.3.3 死亡率、生长抑制率和繁殖能力的计算

蚯蚓的死亡率和生长抑制率根据每次观察时获取的数据进行分析计算, 而繁殖能力仅根据第 70 d 获取的蚯蚓幼虫数据进行分析计算。

试验过程中, 头、尾部对用钝的探针等机械刺激无反应的蚯蚓视为死亡, 由于蚯蚓死亡后在土壤中会很快溶解, 因此在观察时蚯蚓减少的数量可认为是已经死亡, 根据蚯蚓死亡的数量计算蚯蚓的死亡率, 并用概率回归法来计算各试剂对蚯蚓的半致死浓度 (LC_{50})。

将在不同观察时间获取到的蚯蚓平均体质量与其在

试验开始时的平均体质量进行比较, 然后利用下列公式计算其生长抑制率。

$$I_n = \frac{w_0 - w_t}{w_0} \times 100\%$$

式中, I_n 是 n 浓度处理的蚯蚓生长抑制率, %; w_0 是试验开始时蚯蚓的体质量, g; w_t 是第 t 天时蚯蚓的体质量, g。

试验期间, 死亡了的蚯蚓是不能产茧的, 如果在数据分析时不考虑蚯蚓死亡这一因素, 往往会导致因为蚯蚓的死亡产生对蚯蚓繁殖能力数据分析的影响会高于试剂本身毒性的影响。因此本试验中参与数据分析的蚯蚓幼虫数是用总的蚯蚓幼虫数除以到第 6 周仍存活的蚯蚓数来得到, 这样计算可以避免因蚯蚓的死亡带来的对蚯蚓幼虫数据分析的影响。

1.4 数据分析

在急性毒性试验中获取的死亡率数据基础上, 采用概率回归的方法计算 PAM 和 AM 的 LC_{50} 。对于试验中获取的其他数据, 在满足正态分布 (Shapiro-Wilks W-test) 和方差齐性 (Levene's test) 的前提下, 采用单因素方差分析 (ANOVA) 来评价 PAM 和 AM 对蚯蚓生长和繁殖能力的影响, 如果数据不满足正态分布和方差齐性 (即使在进行了必要的的数据转换之后), 则采用非参数检验 (Kruskal-Wallis H-test) 来分析。同时采用最小差异显著法 (LSD) (单因素方差分析) 和多重比较 'Z' 和 'P' 值 (非参数检验) 来分析不同处理之间的差异显著性, 所有数据分析采用 SPSS17.0 软件完成。

2 结果与讨论

2.1 PAM 和 AM 对蚯蚓存活的影响

2.1.1 急性暴露对蚯蚓存活的影响

本试验采用 LC_{50} 来评价急性暴露期内 PAM 和 AM 对蚯蚓存活的影响。PAM 浓度在 0~2 000 mg/kg 时, 蚯蚓的死亡率为 0, 但是当浓度达到 4 000 mg/kg 时, 第 1 d 的死亡率就达到 100%, 根据蚯蚓的死亡和人工土壤特征分析, 导致蚯蚓死亡的主要原因不是中毒所致, 而是由于 PAM 浓度太高而致使人工土壤固结, 从而使蚯蚓无法活动和呼吸而致其死亡。由此说明 PAM 的 LC_{50} 远大于 2 000 mg/kg。这与之前对白鼠的毒性试验研究结果完全一致^[24-25], 即 PAM 没有显著的急性毒性。

对 AM 而言, 不同暴露时间不同浓度处理中蚯蚓的 LC_{50} 计算结果如表 1 所示。 LC_{50} 范围值从 164.01 到 360.22 mg/kg, 只有在对照处理中, 整个暴露期内蚯蚓无死亡, 其他处理中蚯蚓都有不同程度的死亡, 而且随着 AM 浓度的增大, 蚯蚓死亡率也在上升, 存在明显的剂量效应关系。从 LC_{50} 的置信区间来看, 第 1 d 和第 4 d 没有重叠, 说明不同浓度 AM 在 4 d 暴露期内对蚯蚓的致死效应差异非常显著, 从第 4、7、10、14 d 的 LC_{50} 数据来看, 置信区间重叠范围较大, 而且从第 7 d 开始完全重叠大, 这就表明从第 4 d 开始, 不同浓度 AM 在暴露期内对蚯蚓的致死效应差异不大, 从第 7 d 开始, 不同浓度 AM 对蚯蚓的致死效应没有差异。相关研究结果表明 AM 对

Daphnia magna 24 和 48 h 的 LC_{50} 为 173.21 和 89.59 mg/L^[26], 对白鼠 14 d 的口摄取的 LC_{50} 是 177 mg/kg^[25], 同样证明 AM 是有毒的, 而 LC_{50} 值之所以不同, 是由于试验方法和供试动物不同所致。

表 1 急性暴露期内不同暴露时间聚丙烯酰胺和丙烯酰胺对蚯蚓的半致死浓度

Table 1 LC_{50} values calculated for Polyacrylamide and Acrylamide from various durations of acute exposure

暴露时间/d	AM			PAM
	LC_{50}^a (mg·kg ⁻¹)	95%置信区间 ^b	P 值 ^c	LC_{50}^a (mg·kg ⁻¹)
1	360.22	(286.50~492.04)	0.540	≥2000
4	192.52	(168.17~227.17)	0.407	≥2000
7	164.01	(143.73~188.42)	0.293	≥2000
10	164.01	(143.73~188.42)	0.293	≥2000
14	164.01	(143.73~188.42)	0.293	≥2000

注: a. LC_{50} 是通过概率回归计算所得 b. 括弧内为 LC_{50} 的 95% 置信区间; c. P 值是通过卡方检验所得。

2.1.2 亚急性暴露对蚯蚓存活的影响

亚急性毒性试验结果如表 2 所示, 当 PAM 和 AM 剂量分别为 500 和 100 mg/kg 时, 42 d 暴露期内, 蚯蚓死亡率仍然为 0, 其他所有处理的蚯蚓死亡率也均小于 13%。这说明 PAM 和 AM 的亚急性 LC_{50} 应远大于试验设置的剂量, 这就表明 PAM 和 AM 在亚急性暴露条件下内对蚯蚓存活无显著影响 ($P>0.05$)。

表 2 亚急性暴露期内聚丙烯酰胺和丙烯酰胺不同处理中蚯蚓死亡率

Table 2 Death rates of earthworms from sub-acute exposure to Polyacrylamide and Acrylamide

试剂	剂量/(mg·kg ⁻¹)	死亡率(28 d)	死亡率(42 d)
PAM	0	6.67±5.77	10.00±10.00
	10	0.00±0.00	0.00±0.00
	50	10.00±10.00	13.33±5.77
	250	3.33±5.77	6.67±5.77
	500	0.00±0.00	0.00±0.00
AM	0	6.67±5.77	10.00±10.00
	1	6.67±5.77	10.00±10.00
	5	3.33±5.77	6.67±5.77
	25	0.00±0.00	3.33±5.77
	50	0.00±0.00	6.67±11.54
	100	0.00±0.00	0.00±0.00

参考农药毒性标准, 当化合物的 LC_{50} 超过 1 000 mg/kg 时, 可认为对蚯蚓的存活无毒害作用^[23]。根据农药环境风险评价规程规定, 当 $LC_{50}<1$ mg/kg 被认为是高毒农药, 当 LC_{50} 在 1~10 mg/kg 被认为是中毒农药, 当 $LC_{50}>10$ mg/kg 时, 被认为是低毒农药^[27]。

结合急性与亚急性毒性试验的结果表明, PAM 是无毒的, 这与其他研究结果是一致的, 而 AM 毒性较小, 浓度小于 100 mg/kg 时对蚯蚓的存活没有影响。

2.2 PAM 和 AM 对蚯蚓生长的影响

2.2.1 急性暴露期对蚯蚓生长的影响

急性暴露期内, 暴露于不同浓度梯度 PAM 和 AM 下的蚯蚓生长抑制率如图 1 所示。

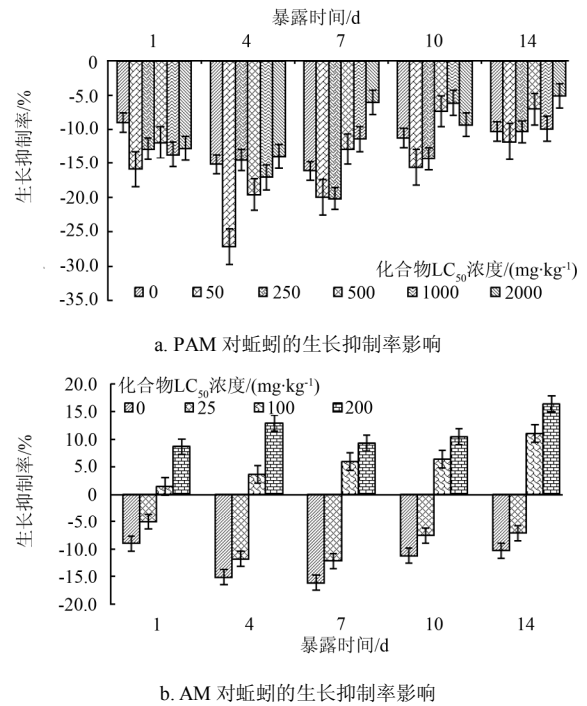


图 1 急性暴露聚丙烯酰胺和丙烯酰胺对蚯蚓的生长抑制率影响

Fig.1 Growth inhibition rates in earthworms from acute exposure to Polyacrylamide and Acrylamide

在暴露期内, PAM 所有处理组中蚯蚓的生长抑制率全部为负值, 这就意味着在暴露期内蚯蚓的体质量是增加的。在第 1、4 天, 对照中蚯蚓的生长抑制率值高于其他所有处理组, 从第 7 天开始, 对照中蚯蚓的生长抑制率值比浓度为 500、1 000 和 2 000 mg/kg 处理中的低, 而比 50、250 mg/kg 处理组中的高。低浓度的 PAM 不仅对蚯蚓的生长没有产生抑制作用, 反而对其生长有促进作用, 可能是因为 PAM 具有较好的保水性, 改变了人工土壤的物理特性, 从而改善蚯蚓的生存环境。单因素方差分析的结果表明, PAM 对蚯蚓生长没有显著影响, 数据分析结果见表 3, 多重比较的结果表明 (Fischer's LSD), 不同浓度水平之间的差异也不显著。这就说明 PAM 对蚯蚓的生长发育没有影响。Hasegawa 等人对小白鼠的毒性试验中也发现同样的结果^[25]。

在暴露期内, 暴露于对照和浓度为 25 mg/kg AM 处理中的蚯蚓的体质量有一定增加, 而在浓度为 100 和 200 mg/kg AM 处理中的蚯蚓的体质量是减少的。单因素方差分析结果表明, AM 对蚯蚓的生长有显著影响, 数据分析结果见表 3。多重比较的结果表明 (Fischer's LSD), 不同浓度水平之间, 生长抑制率在第一天有显著差异, 暴露于浓度 25~200 mg/kg AM 处理组中的要显著高于对照组 ($P<0.05$)。浓度为 100 和 200 mg/kg AM 处理组之间在第 4、7、10 和 14 天暴露时间也存在显著差异,

在这些暴露时间内，暴露于 100 和 200 mg/kg AM 处理中的蚯蚓生长抑制率显著高于暴露于 25 mg/kg 处理组和对照组，而在 25 mg/kg AM 处理组中与对照组中蚯蚓的生长抑制率没有显著差异。基于以上的数据分析结果，不难推断出 AM 的浓度和蚯蚓的生长抑制率有明显的剂量效应关系。与对照相比，当 AM 浓度大于 100 mg/kg 时对蚯蚓的生长发育有显著的抑制作用。而相关的研究表明，当 AM < 150 mg/L 不会影响草履虫 (paramecium) 的生长^[28]。

表 3 急性暴露期内聚丙烯酰胺和丙烯酰胺对蚯蚓体质量影响的单因素方差分析结果

Table 3 Analysis result of variance (ANOVA) for effect of Polyacrylamide and Acrylamide on earthworm

暴露时间/d	变量	SS ^a	DF ^b	MS ^c	F ^d	P ^e
1	PAM	0.007	5	0.001	0.270	0.921
	AM	0.051	3	0.017	19.053	0.001
4	PAM	0.043	5	0.009	0.771	0.589
	AM	0.153	3	0.051	12.270	0.002
7	PAM	0.043	5	0.009	1.140	0.392
	AM	0.151	3	0.050	12.951	0.002
10	PAM	0.019	5	0.004	0.811	0.564
	AM	0.103	3	0.034	14.171	0.001
14	PAM	0.009	5	0.002	0.270	0.921
	AM	0.162	3	0.054	21.380	0.000

注：a. SS, 差方和；b. DF, 自由度；c. MS, 均方差；d. F, F 值；e. P, 概率。

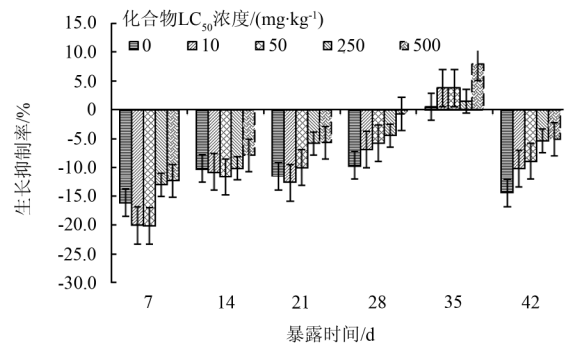
2.2.2 亚急性暴露期对蚯蚓生长的影响

图 2 展示的是在 42 d 亚急性暴露期内，PAM 和 AM 对蚯蚓的生长发育的抑制作用。

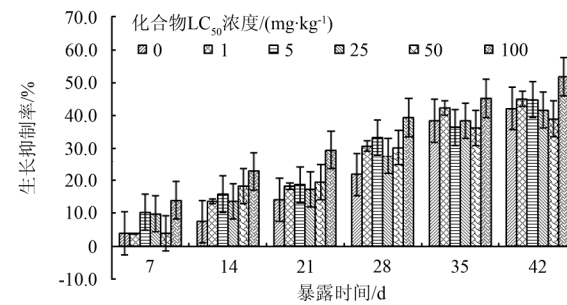
在 PAM 暴露试验中，在第 7、14 天，对照组中的蚯蚓生长抑制率比浓度 10 和 50 mg/kg 处理组中的高，而比浓度 250 和 500 mg/kg 处理组中的低，这一点与急性毒性试验结果完全一致。从第 21 天，PAM 处理组中的蚯蚓生长抑制率比对照组的要高，即 PAM 对蚯蚓生长产生一定的影响，但差异不显著，不同浓度水平之间对蚯蚓的生长抑制率也没有显著差异 ($P > 0.05$)。这就说明，亚急性暴露期内，PAM 对蚯蚓生长发育无明显抑制作用。

就 AM 的 5 个浓度处理组中蚯蚓的生长抑制率数据来看，在整个暴露期内，所有处理组中蚯蚓的体质量都是减少的，这可能是由于人工土壤中营养不足所导致的。但相对于对照而言，从第 7 到 35 天，暴露于 AM 的处理组中的蚯蚓生长抑制率要高。虽然方差分析结果表明，AM 对蚯蚓的生长抑制率无显著的影响，但是多重比较的结果显示，从第 14 到 35 天，对照组和浓度为 100 mg/kg 处理组之间的生长抑制率存在显著的差异 ($P < 0.05$)。而暴露于其他浓度处理中的蚯蚓的生长抑制率与对照之间没有显著差异。这说明，在亚急性暴露期内，当 AM 浓度大于 100 mg/kg 时，对蚯蚓的生长发育影响显著。Hasegawa 等人的研究发现，当 AM 的浓度达到 340 mg/kg，从第 19 天开始，对雄性白鼠的生长发育产生

一定的抑制作用，当浓度超过 700 mg/kg，从试验的一开始就显现出严重的生长抑制作用^[25]。



a. PAM 对蚯蚓的生长抑制率影响



b. AM 对蚯蚓的生长抑制率影响

图 2 亚急性暴露聚丙烯酰胺和丙烯酰胺对蚯蚓的生长抑制率影响

Fig.2 Growth inhibition rates of earthworms from sub-acute exposure to Polyacrylamide and Acrylamide

2.2.3 PAM 和 AM 对蚯蚓繁殖能力的影响

通过蚯蚓幼虫总数除以到第 6 周存活下来的蚯蚓数的平均值来分析 PAM 和 AM 在整个亚急性暴露期内对蚯蚓的繁殖能力的影响。结果见表 4。

表 4 亚急性暴露期内每条蚯蚓所产的蚯蚓幼虫数
Table 4 Number of juvenile per worm produced after 42 days exposure to Polyacrylamide and Acrylamide

	PAM/(mg·kg ⁻¹)					AM/(mg·kg ⁻¹)					
	0	10	50	250	500	0	1	5	25	50	100
均值	3.67	3.30	3.17	0.70	0.30	3.67	1.73	1.37	1.33	0.63	0.33
标准差	0.208	0.200	0.208	0.200	0.100	0.208	0.252	0.208	0.208	0.153	0.577

注：均值代表存活蚯蚓所产蚯蚓幼虫的平均值。

与死亡率和生长抑制率相比较而言，蚯蚓的繁殖能力受 PAM 和 AM 的影响更敏感一些。在所有 PAM 和 AM 处理组中，蚯蚓幼虫的产生量都比对照要低。随着 PAM 和 AM 浓度的增加，幼虫数量明显减少。对照组中蚯蚓生产幼虫的能力要明显高于 PAM 和 AM 处理组 ($P < 0.05$)，不同浓度 PAM 和 AM 处理之间，蚯蚓生产幼虫的能力也显著不同，存在着明显的剂量效应关系。总之，浓度很低的 PAM 和 AM 也会对蚯蚓的生产繁殖能力有显著的影响。这一结论也得到了之前相关研究的印证，丁中海等人研究发现，AM 对 *Daphnia magna* 的繁殖能力有

一定的影响, 产生影响的最小浓度为 3.13 mg/L^[26]。Takigamia 等人研究发现 PAM 可以直接导致 *B. subtilis* 的 DNA 损伤, 可能是由于 PAM 包含有的其他成分所致, 如低聚物、共聚物、单体或其他的附加产物^[29]。

PAM 和 AM 对蚯蚓的繁殖能力影响很大, AM 毒性效应大于 PAM。PAM 表现的生殖毒性到底是 PAM 本身直接所致, 还是其降解产生的单体 AM 或共聚物所致还有待深入研究。PAM 作为水处理剂大量使用并最终进入到污泥中必然会在蚯蚓生物转化过程中, 对蚯蚓的存活、生长、繁殖产生一定的毒性效应及其所排放环境具有潜在风险, 不过单一的人工土壤环境毕竟与复杂的污泥环境不同, 因此本研究的结果还不能完全说明污泥中的 PAM 对蚯蚓及其所排放环境的影响程度, 还有待未来进一步的研究。

3 结 论

急性和亚急性毒性测试表明, 聚丙烯酰胺对蚯蚓的存活和生长没有显著的毒性效应, 对蚯蚓的半致死剂量大于 2 000 mg/kg。但聚丙烯酰胺对蚯蚓的繁殖能力具有显著影响。丙烯酰胺对蚯蚓的毒性较大, 当浓度等于和大于 100 mg/kg 时对存活和生长即表现出显著的毒性效应, 对蚯蚓的半致死剂量为 164.01 mg/kg。残留于污泥中的聚丙烯酰胺对蚯蚓及排放环境安全构成潜在风险。

[参 考 文 献]

- [1] 魏敏, 邹晓兰, 贺莹. 油田采油污水处理技术及面临的问题[J]. 山东化工, 2007, 36(5): 19—21.
Wei Min, Zuo Xiaolan, He Ying. The technique for oil field waste water treatment and the key problems[J]. Shan Dong Chemical Industry. 2007, 36(5): 19—21.
- [2] 汪多仁. 聚丙烯酰胺的生产、应用与市场需求[J]. 广州化工, 1997, 25(2): 66—68.
Wang Duoren. Production, application and market demands of polyacrylamide[J]. Guang Zhou Chemical Industry. 1997, 25(2): 66—68.
- [3] 严瑞瑄. 聚丙烯酰胺生产、市场现状和预测[J]. 精细与专用化学品, 2009, 17(6): 30—31.
Yan Ruixuan. The statistic of the production and market of PAM[J]. Fine and Specialty Chemicals. 2009, (6): 30—31.
- [4] 刘仁平, 童建. 丙烯酰胺毒性的最新研究进展[J]. 职业与健康, 2006, 22(1): 12—14.
Liu Renping, Tong Jian. Update research advances on polyacrylamide toxicity, Profession and Health, 2006, 22(1): 12—14.
- [5] EPA Toxic Substances Control Act Chemical Directory. 1980, EPA-TSCA8(a).
- [6] European Commission. Final opinion of the Scientific Committee on Food on new findings regarding to the presence of Acrylamide in food (SCF/CS/CNTM/CONT/4), 2002.
- [7] 刘德新, 赵修太, 邱广敏. 驱油用聚丙烯酰胺降解研究进展[J]. 高分子材料科学与工程, 2008, 24(9): 27—31.
Liu Dexin, Zhao Xiutai, Qiu Guangmin. Review on the degradation of polyacrylamide used for flooding. Polymer Materials Science and Engineering[J]. 2008, 24(9): 27—31.
- [8] Marcus J. Caulfield, Xiaojuan Hao, Greg G. Qiao, et al. Degradation on polyacrylamides Part I. Linear polyacrylamide[J]. Polyme, 2003, 44(5): 1331—1337.
- [9] 肖本益, 阎鸿, 魏源送. 污泥热处理及其强化污泥厌氧消化的研究进展[J]. 环境科学学报, 2009, 29(4): 673—682.
Xiao Benyi, Yan Hong, Wei Yuansong. State of the art of thermal sludge pretreatment and its enhancement for anaerobic sludge digestion[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(4): 673—682.
- [10] Wang L K, Hung Y T, Li K H. Vermicomposting Process Handbook of Environmental Engineering[J]. 2007, (6): 689—704.
- [11] Hartenstein R, Hartenstein F. Physico-chemical changes affected in activated sludge by the earthworm *Eisenia foetida*[J]. Journal of Environmental Quality, 1981, 10(3): 377—382.
- [12] Surindra S, Sushma S. Feasibility of vermicomposting in biostabilization of sludge from a distillery industry [J]. Science Of The Total Environment, 2008, 394(2/3): 237—243.
- [13] Anoop Y, Garg V K. Feasibility of nutrient recovery from industrial sludge by vermicomposting technology[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 168(1): 262—268.
- [14] Jorge D, Clive E, Michelle W. Vermicomposting of sewage sludge: Effect of bulking materials on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia Andre*[J]. Pedobiologia, 2000, 44(1): 24—32.
- [15] Payal G, Asha G, Santosh S. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: A comparative study[J]. Bioresource Technology, 2006, 97(3): 391—395.
- [16] Morgan J E, Morgan A J. Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils[J]. Environmental Pollution, 1988, 54(2): 123—138.
- [17] Contreras-Ramos S M, Alvarez-Bernal D, Dendooven L. Dynamics of nitrogen in a PAHs contaminated soil amended with biosolid or vermicompost in the presence of earthworms [J]. Chemosphere, 2007, 67(10): 2072—2081.
- [18] Manuel A, Fernando M, Jorge D. et al. How earthworm density affects microbial biomass and activity in pig manure[J]. European Journal of Soil Biology, 2002, 38(1): 7—10.
- [19] Chu C P, Lee D J, Chang B V, et al. Effects of polyacrylamide on microbial density levels and biodegradability in waste-activated sludge[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2002, 76(6): 598—602.
- [20] OECD. Earthworm Acute Toxicity Tests[S]. Guidelines for Testing of Chemicals No. 207. 1984, Paris, France.
- [21] OECD. Earthworm Reproduction Tests (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*)[S]. Guidelines for Testing of Chemicals No. 222. 2004, Paris, France.
- [22] ISO. Soil Quality-Effect of Pollutants on Earthworms (*Eisenia fetida*). Part 2: Determination of Effects on Reproduction, No, 11268-2. ISO, Geneva.

- [23] Kokta C. A laboratory test on sublethal effects of pesticides on *Eisenia foetida*[C]// In: Greig-Smith P W, Becker H, Edwards PJ, Heimbach F(eds) Ecotoxicology of earthworms. 1992, Intercept Ltd. Hants, UK.
- [24] 袁宝珊. 国产聚丙烯酰胺毒性研究报告[J]. 卫生研究, 1977, (6): 455—462.
Yuan Baoshan. Research report of domestic polyacrylamide toxicity[J]. Journal of Hygiene Research, 1977, (6): 455—462.
- [25] Hasegawa R, Naitoh K, Kawasaki Y, et al. Acute and subacute toxicity studies on 2, 3-dichloropropionic acid and chlorinated polyacrylamide in rats[J]. Water Research, 1990, 24(5): 661—666.
- [26] 丁中海, 陆海天, 刘冬姝, 等. 丙烯酰胺对大型溞(*Daphnia magna*)的急性和慢性毒性[J]. 农村生态环境, 2004, 20(2): 65—67.
Ding Zhonghai, Lu Haitian, Liu Dongshu, et al. Acute and chronic toxicities of acrylamide to *Daphnia magna*[J]. Rural Eco-Environ, 2004, 20(2): 65—67.
- [27] 国家环保局. 化学农药环境安全性评价试验准则[J]. 农药科学与管理, 1990, (4): 4—9.
EPA China (Ministry of Environment Protection of the People's Republic of China), Safety evaluation of chemical pesticide[J]. Pesticide Science and Administration, 1990, (4), 4—9.
- [28] Takahashi T, Yoshii M, Kawano T, et al. A new approach for the assessment of acrylamide toxicity using a green paramecium[J]. Toxicology in Vitro, 2005, 19(1): 99—105.
- [29] Takigamia H, Taniguchia N, Shimizua Y, et al. Toxicity assays and their evaluation on organic polymer flocculants used for municipal sludge dewatering[J]. Water Science and Technology, 1998, 38(7): 207—215.

Toxicity effects of polyacrylamide to earthworm (*Eisenia fetida*)

Guo Feifan^{1,2}, Zhang Qin¹, Sun Zhenjun^{1*}, Ma Fenglei³

(1. College of resource and environment Sciences, China Agricultural University, Beijing 100093, China;

2. Water Conservancy and Civil Engineering College, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot, 010018, China;

3. Seminis seeds (Beijing) Co., Ltd, Beijing, 101407, China.)

Abstract: Polyacrylamide is commonly used as a water-treatment agent in China and abroad, it may bring a potential threat to microorganisms when it is discharged into natural environments. To obtain toxicity information of polyacrylamide (PAM) and acrylamide (AM), the acute and sub-acute tests were conducted with specimens of *Eisenia fetida* using OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) artificial soil in this study. The results showed that LC₅₀ of PAM and AM were more than 2000 and 164.01 mg/kg, respectively, the toxicity of PAM was much lower than AM. There was no significant effect of PAM on the survival and growth of *E. fetida* in acute and sub-acute toxicity tests; while at the concentration of 100 mg/kg AM, it showed a significant toxicity effect ($P < 0.05$). Earthworm reproduction rate was significantly affected by both PAM and AM ($P < 0.05$). So, polyacrylamide residual in sewage sludge had potential ecological risk.

Key words: pesticides, toxicity, environmental engineering, acrylamide, polyacrylamide, LC₅₀, growth inhibition rates, *Eisenia fetida*