

不同镁/磷盐添加剂对蓝藻堆肥的氮素损失控制效果

唐尚柱, 赵晓海, 斯鑫鑫, 王顺永, 李珊珊, 张学胜, 李玉成

引用本文:

唐尚柱, 赵晓海, 斯鑫鑫, 等. 不同镁/磷盐添加剂对蓝藻堆肥的氮素损失控制效果[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(2): 428-435.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0940>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

磷石膏和石膏对稻壳与油枯堆肥的影响及基质化利用评价

赵兵, 王宇蕴, 陈雪娇, 徐智

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2481-2488 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0558>

堆肥中不同氮素原位固定剂的综合比较研究

江滔, 常佳丽, 马旭光, 李国学

农业环境科学学报. 2018, 37(2): 369-375 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0996>

清液肥对滴灌棉田 NH_3 挥发和 N_2O 排放的影响

王方斌, 刘凯, 殷星, 廖欢, 孙嘉璘, 闵伟, 侯振安

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2354-2362 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0067>

黄腐酸改性膨润土对氮素淋失和氮肥利用率的影响

孔柏舒, 焦树英, 李永强, 沈玉文, 李焯, 张子胥, 付春雨

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2371-2379 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0838>

磷酸氨基酸盐对Cd污染土壤的淋洗效果

季蒙蒙, 王星星, 马欢欢, 张长波, 阮文权, 任洪艳, 邓芸

农业环境科学学报. 2021, 40(2): 329-337 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0833>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

唐尚柱, 赵晓海, 斯鑫鑫, 等. 不同镁/磷盐添加剂对蓝藻堆肥的氮素损失控制效果[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(2): 428–435.
TANG Shang-zhu, ZHAO Xiao-hai, SI Xin-xin, et al. Effects of different combinations of magnesium (Mg) and phosphorus (P) salts on nitrogen loss during cyanobacteria composting[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(2): 428–435.



开放科学 OSID

不同镁/磷盐添加剂对蓝藻堆肥的氮素损失控制效果

唐尚柱, 赵晓海, 斯鑫鑫, 王顺永, 李珊珊, 张学胜, 李玉成*

(安徽大学资源与环境工程学院, 合肥 230601)

摘要:为探究蓝藻好氧堆肥过程中较佳的氮素损失控制措施,以蓝藻为主要原料,菌渣、稻壳为调理剂,4种不同组合的镁盐和磷盐[Mg(OH)₂+H₃PO₄(MP)、Mg(OH)₂+KH₂PO₄(MKP)、MgSO₄+H₃PO₄(MSP)、MgSO₄+KH₂PO₄(MSKP)]为添加剂进行好氧堆肥试验,对不同处理下的氮素损失控制效果进行研究。结果表明:MP、MKP、MSP和MSKP处理组的NH₃排放量相较于空白对照组分别降低了48.98%、45.95%、76.91%和38.65%;TN含量相较于初始值分别增加了66.31%、54.42%、30.15%和46.50%;氮素固定率分别为44.26%、41.36%、71.09%和33.54%。X射线衍射(XRD)分析结果证实不同处理组堆肥产品中均有鸟粪石(MgNH₄PO₄·6H₂O)的存在。堆肥42 d后,除MSP处理组外,各组均已达到腐熟状态,且符合NY 525—2012标准。综合来看,MKP处理的氮素固定率略低于MP处理,但具有更高的微囊藻毒素降解率与总养分含量,是蓝藻堆肥工程化应用中理想的保氮方式。

关键词:蓝藻;好氧堆肥;氮素损失;鸟粪石结晶;产品品质

中图分类号:S141.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)02-0428-08 doi:10.11654/jaes.2020-0940

Effects of different combinations of magnesium (Mg) and phosphorus (P) salts on nitrogen loss during cyanobacteria composting

TANG Shang-zhu, ZHAO Xiao-hai, SI Xin-xin, WANG Shun-yong, LI Shan-shan, ZHANG Xue-sheng, LI Yu-cheng*

(School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, China)

Abstract: In this study, we optimized the control strategy for nitrogen (N) loss during the aerobic composting of cyanobacteria. Corresponding field aerobic composting experiments were conducted, using cyanobacteria as the raw material, mushroom residues and rice hulls as conditioners, and four mixtures of magnesium salts and phosphates [i. e., Mg(OH)₂+H₃PO₄(MP), Mg(OH)₂+KH₂PO₄(MKP), MgSO₄+H₃PO₄(MSP), MgSO₄+KH₂PO₄(MSKP)] as additives. The control effects of N loss in different treatments were then evaluated. Compared to the control group, the emission of NH₃ in MP, MKP, MSP, and MSKP treatments was reduced by 48.98%, 45.95%, 76.91%, and 38.65%, respectively. Meanwhile, the proportion of total N (TN) increased by 66.31%, 54.42%, 30.15%, and 46.50%, respectively. The fixation rates of N in the four treatments were 44.26%, 41.36%, 71.09%, and 33.54%, respectively. Results of XRD analysis confirmed the presence of struvite (MgNH₄PO₄·6H₂O) in the compost product in all treatments. After 42 days of composting, all the treatments (except the MSP-treated group) reached maturity and met the criterion of NY 525—2012. Although the fixation rate of N in the MKP treatment was slightly lower than that in the MP treatment, the degradation rate of microcystin and total nutrient content in the MKP treatment were both relatively high. Such results indicate that the addition of MKP might be the best method for controlling N loss in cyanobacteria composting.

Keywords: cyanobacteria; aerobic composting; nitrogen loss; struvite crystallization; product quality

收稿日期:2020-08-11 录用日期:2020-10-15

作者简介:唐尚柱(1996—),男,安徽无为,硕士研究生,主要从事水污染防治研究。E-mail:383203853@qq.com

*通信作者:李玉成 E-mail:Li-yucheng@163.com

基金项目:国家科技重大专项(2017ZX07603-002-001)

Project supported: The National Science and Technology Major Project of the Ministry of Science and Technology of China (2017ZX07603-002-001)

近年来,随着巢湖流域内经济与社会的不断发展,大量的氮、磷等营养元素输入湖体,致使水体富营养化现象加剧,蓝藻水华频繁暴发^[1]。打捞是当前应对蓝藻水华暴发较为有效的治理手段,但是打捞上来的蓝藻如不及时进行妥善处理极易造成二次污染^[2-3]。蓝藻中含有丰富的有机质及氮、磷等多种利于植物生长的营养元素,是农业生产中优质的肥料资源^[4-5],因此通过高温好氧堆肥的方式将蓝藻转化为有机肥成为蓝藻资源化利用的重要方式之一^[6]。然而,相关研究表明,好氧堆肥过程中会以 NH_3 挥发的形式损失大量的氮素^[7-8]。例如:动物粪便堆肥过程中这一损失量约为初始氮含量的9.6%~46%^[9];污泥堆肥过程中约为40%~80%^[10];城市垃圾堆肥化处理过程中约为50%~60%^[11-12]。蓝藻富含蛋白质,在传统的好氧堆肥过程中,有机氮降解后极易转化为 NH_3 排放进入大气^[10]。因此,降低 NH_3 挥发是蓝藻堆肥过程中氮素损失控制的关键。

当前控制堆肥过程中 NH_3 排放的方法主要包括调整堆肥材料本身的特性^[13];改善堆肥工艺条件^[14];添加化学药剂使材料的属性发生改变,或是与释放的 NH_3 发生反应^[10,12];添加外源微生物以改变堆肥过程中碳和氮的代谢^[15]。鸟粪石结晶法此前被广泛应用于废水处理中氮和磷的回收再利用,这为实现堆肥过程中的氮素损失控制提供了一种新的思路^[16]。通过添加镁(Mg)盐和磷(P)盐将堆肥过程中释放的 NH_3 以磷酸铵镁结晶($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)的形式沉淀下来,可有效减少 NH_3 的挥发。有研究已证实该方法在食物垃圾、家禽和猪粪便的堆肥过程中对于降低 NH_3 排放具有积极作用^[17-19],然而其在蓝藻堆肥过程中的氮素转化和损失机制可能与上述物料堆肥不尽相同,因此需要做进一步研究。

此前关于蓝藻堆肥的研究多集中于堆肥过程中的养分变化或是藻毒素降解情况^[20-21],有关氮素损失控制的报道也仅局限于酸化沸石、过磷酸钙等几种常用氮素固定剂的添加^[4,22],对基于鸟粪石结晶反应原

理的氮素损失控制技术之间的对比关注较为少见。为此,本文以菌渣、稻壳作为调理剂,联合蓝藻在基地温室大棚内进行较大规模的好氧堆肥试验,研究了4种不同组合的Mg盐和P盐对堆肥过程中氮素损失控制的效果,以期为蓝藻好氧堆肥工程化应用提供较佳的工艺参数。

1 材料与amp;方法

1.1 试验场地与供试材料

堆肥试验在安徽省合肥市肥西县紫蓬镇新农村实验基地的温室大棚内进行。试验所需蓝藻自巢湖塘西河口打捞获取,菌渣由合肥立新菌种厂培训学校提供,稻壳从实验基地附近的紫蓬镇制米厂获得,上述材料的基本理化性质见表1。此外,堆肥过程中添加的 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 、 MgSO_4 、 H_3PO_4 、 KH_2PO_4 均为化学纯试剂。

1.2 堆肥方法与试验设计

堆肥试验采用蓝藻、菌渣和稻壳混合堆肥,各堆体分别添加蓝藻500 kg、菌渣500 kg和稻壳250 kg。为了加快堆肥进程,同时添加堆体总质量1%的EM菌促进堆体发酵。控制堆体初始含水率在55%左右,初始C/N为22.89。

为了比较不同组合Mg盐和P盐对蓝藻堆肥过程中氮素的控制效果,试验共设置4个处理组和1个空白对照组:①MP组,混合堆料与 $\text{Mg}(\text{OH})_2+\text{H}_3\text{PO}_4$;②MKP组,混合堆料与 $\text{Mg}(\text{OH})_2+\text{KH}_2\text{PO}_4$;③MSP组,混合堆料与 $\text{MgSO}_4+\text{H}_3\text{PO}_4$;④MSKP组,混合堆料与 $\text{MgSO}_4+\text{KH}_2\text{PO}_4$;⑤CK组,混合堆料。各试验组均做2组重复。已有的研究结果^[23-25]表明,堆肥过程Mg盐和P盐的添加量相当于初始氮含量的15%(以摩尔计)时有利于鸟粪石结晶的形成,因此本研究中Mg盐和P盐的添加量为15%。将称好的Mg盐与P盐各自用水溶解后搅拌均匀,再添加到堆肥物料中充分混合。所有试验组均按长×宽×高=1.5 m×1.5 m×0.8 m锥体自然堆置。堆肥周期设定为42 d,分别在第10、20、

表1 堆肥材料的基本理化性质

Table 1 Basic characteristics of composting materials

原材料 Materials	含水率 Moisture content/%	pH	有机质 Organic matter/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$)	全氮 Total nitrogen/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$)	全磷 Total phosphorus/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$)	全钾 Total potassium/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$)
蓝藻 Cyanobacteria	90.23	8.35	634	73.32	13.80	10.53
菌渣 Mushroom residues	15.68	7.58	655	16.50	12.26	8.45
稻壳 Rice hulls	12.83	7.73	552	5.25	3.42	2.68

30 d和40 d翻堆。

1.3 样品采集与分析方法

堆肥期间每日上午9:30和下午17:30使用红外线温度探测仪(SENIT/SNT 550,德国衡利)测定堆体温度。 NH_3 样品采用通气法采集^[26]。分别在堆肥开始后的第0、5、10、16、22、32、42 d取样,于堆体上部、中部、下部各取约200 g物料充分混合后作为一个堆肥样品。样品分为3部分:一部分作为新鲜样品贮于4℃冰箱中;一部分用于测定样品含水率;一部分风干、磨碎、过筛后备用。

参照文献[27]中的方法对堆肥样品的含水率、铵态氮($\text{NH}_4\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}$)、有机质(OM)、全氮(TN)、全磷(TP)、全钾(TK)等指标进行测定。参照文献[21]测定堆肥样品中pH、种子发芽指数(GI)及微囊藻毒素含量。参照文献[26]计算 NH_3 的排放通量与累积排放量。采用X射线衍射仪分析堆肥样品中的晶体组成。

1.4 氮素损失率与固定率的计算方法^[22]

根据氮素平衡有:

第一次取样前后:

$$W_0 \times (1 - M_{w0}) \times N_0 = (W_1 + W_1') \times (1 - M_{w1}) \times N_1 + N_{1\text{损失}}$$

第二次取样前后:

$$W_1 \times (1 - M_{w1}) \times N_1 = (W_2 + W_2') \times (1 - M_{w2}) \times N_2 + N_{2\text{损失}}$$

依次类推,每次取样间隔均有氮素损失。

第*n*次取样前后,氮素平衡式:

$$W_{n-1} \times (1 - M_{wn-1}) \times N_{n-1} = (W_n + W_n') \times (1 - M_{wn}) \times N_n +$$

$N_{n\text{损失}}$

则总的全氮损失量:

$$N_{\text{总损失量}} = N_{1\text{损失}} + N_{2\text{损失}} + \dots + N_{n-1\text{损失}}$$

氮素损失率:

$$N_{\text{损失率}} = \frac{N_{\text{总损失量}}}{N_{\text{初始量}}} \times 100\%$$

$\text{NH}_3\text{-N}$ 损失率:

$$N_{\text{NH}_3\text{损失率}} = \frac{N_{\text{NH}_3\text{损失量}}}{N_{\text{初始量}}} \times 100\%$$

氮素固定率:

$$N_{\text{固定率}} = \frac{N_{\text{CK损失率}} - N_{\text{处理损失率}}}{N_{\text{CK损失率}}} \times 100\%$$

式中:*n*为取样次数; W_0 为堆肥开始时堆肥原料总质量(鲜质量),kg; M_{w0} 为堆肥开始时堆肥样品含水量,%; W_n 为每次取样后堆肥的质量(鲜质量),kg; M_{wn} 为每次取样时堆肥样品含水量,%; W_n' 为每次取的堆肥样品质量(鲜质量),kg; N_n 为每次取样的TN含量, $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

1.5 数据处理与分析

采用Microsoft Excel 2010与Origin 2018软件对试验数据进行基础分析和绘图;所有试验数据均采用SPSS 22软件进行单因素方差分析(ANOVA),并通过LSD-*t*检测差异显著性。

2 结果与讨论

2.1 堆肥过程中的基本理化指标

如图1a所示,试验开始后,各试验组的温度迅速升高,MP、MKP、MSKP处理组和CK组在6~8 d时达到各自堆制过程中的最高温度,分别为63.2、60.5、61.2℃和61.5℃,并在高温阶段(>50℃)持续了11~13 d,这足以使得堆肥产品达到卫生要求。30 d后随着易降解有机质的耗尽,堆体温度逐渐下降直到接近气温。MSP组温度在0~30 d显著低于CK组($P < 0.01$),最高温度只达到53.6℃,并且高温阶段只持续了6 d,表明MSP处理对于堆肥过程具有明显的抑制作用。

如图1b所示,4个处理组的起始pH均低于CK组,这与所添加Mg盐和P盐的性质有关。试验开始后,高氮物质剧烈矿化产生的大量 $\text{NH}_4\text{-N}$ 使各试验组的pH逐渐上升并达到峰值;而后随着 NH_3 的大量释放以及硝化作用的增强^[25],堆体pH逐渐降低最终趋于稳定。堆肥结束后,除CK组外,各处理组pH均产生了小幅度上升,这主要是由于Mg盐和P盐的添加使得堆肥过程中更多的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 被固定下来。MSP组的pH显著低于其他处理组($P < 0.01$),这可能是由于 $\text{MgSO}_4 + \text{H}_3\text{PO}_4$ 呈弱酸性,使得发酵过程中各种挥发性有机酸的累积加剧,导致堆肥的pH进一步降低。

如图1c所示,各试验组的有机质含量均随着时间的变化逐渐降低。堆肥结束后,MP、MKP、MSP、MSKP处理组和CK组的有机质含量分别为471.89、475.24、549.20、482.96 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和462.77 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,较初始有机质含量分别下降了25.47%、23.12%、12.23%、21.26%和25.47%。整体来看,有机质在0~16 d的降解速率明显大于16~42 d。这主要是由于堆肥前期微生物代谢作用随着温度的升高不断增强,并且所分解的均为结构简单易降解的有机物;堆肥后期微生物活动随着温度的降低不断减弱,并且木质素等较难分解的有机物成为主要碳源,因此降解速率逐渐减小^[21]。

如图1d所示,各试验组初始GI均低于50%,说明堆肥物料具有较高的植物毒性,这也意味着蓝藻不经过处理直接作为肥料施用存在一定风险。在0~5 d,

各试验组的GI相较于初始变化较小,这主要归因于堆肥初期挥发性脂肪酸和高浓度 NH_4^+ 的产生对种子萌发产生了抑制^[28]。此后随着堆肥的继续进行,所有试验组的GI都逐渐增加。堆肥结束后,除MSP组外,其余各试验组的最终GI均超过80%,说明MSP组堆肥未达到腐熟状态。

研究表明,MSP组的温度、有机质及GI指标的变化情况有异于其他处理组的原因主要是由于MSP组的低pH所致。微生物在低pH条件下的活性会大幅降低,同时较低的pH有利于 NH_4^+-N 和各种挥发性有机酸在堆体中累积,这些均抑制了堆肥的降解进程^[17,23]。

2.2 堆肥过程中氮素的变化

2.2.1 NH_3 的排放规律

如图2a所示,各试验组 NH_3 的大量排放主要集中在堆肥前15 d,之后几乎检测不到 NH_3 的排放,这与之前的研究结果相一致^[7,13],主要是由易降解有机物的强烈降解以及由此产生的高温、高pH和高 NH_4^+ 含量引起的。之后随着底物的耗尽,氨化作用不断减弱, NH_3 排放率降低。CK组 NH_3 排放峰值出现在第5 d,达到 $324.68 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$,而MP、MKP、MSP和MSKP组分别

在第8、9、10 d和6 d达到峰值,分别为122.41、103.02、45.14 $\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$ 和140.93 $\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$,较CK减少了62.30%、68.27%、86.10%和56.59%,这说明Mg盐和P盐的添加能有效降低 NH_3 排放量并延缓排放高峰。

如图2b所示,15 d之后 NH_3 累积排放量趋于稳定,不再增加。整个堆肥过程中CK组 NH_3 累积排放量为1 832.61 g,而MP、MKP、MSP和MSKP组分别为934.97、990.53、423.07 g和1 124.22 g,相较于CK组分别降低了48.98%、45.95%、76.91%和38.65%。这主要是由于Mg盐和P盐的添加在 NH_4^+ 存在的条件下发生鸟粪石结晶反应,将游离的 NH_4^+ 固定为 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 沉淀下来,进而降低了 NH_3 排放量^[16]。MSP组的 NH_3 累积排放量显著低于其他各处理组($P < 0.01$),其原因主要是较低的pH以 NH_4^+ 的形式保留了更多的氮,从而降低了 NH_3 的排放^[23]。

2.2.2 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 及TN的变化

如图3a所示,试验开始后,含氮有机物在氨化细菌作用下不断分解,使得各试验组 NH_4^+-N 含量不断升高达到峰值。此后由于 NH_3 的释放以及硝化作用的增强, NH_4^+-N 含量逐渐下降,最终随着堆肥进入腐

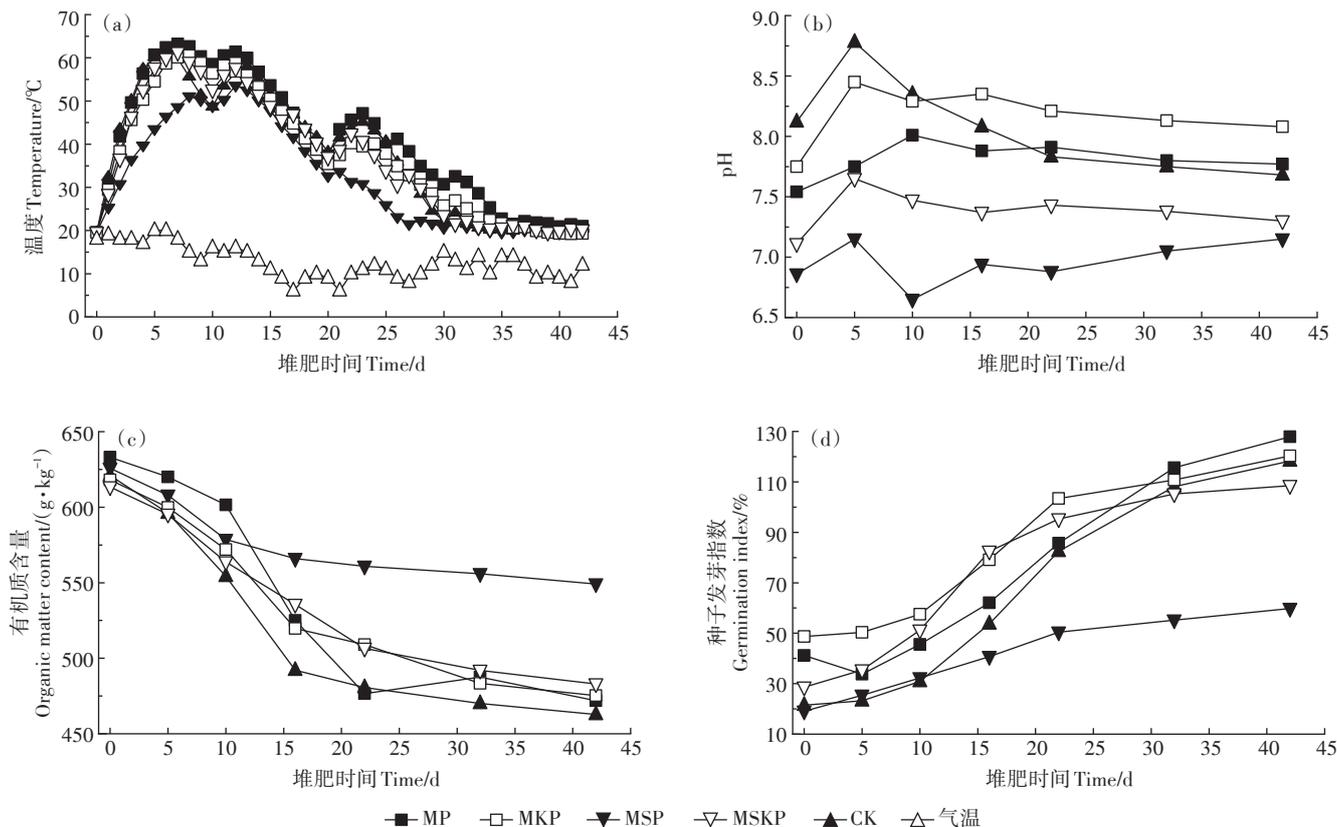


图1 不同处理蓝藻堆肥过程中理化指标的变化

Figure 1 Changes of physical and chemical indexes during composting of cyanobacteria in different treatments

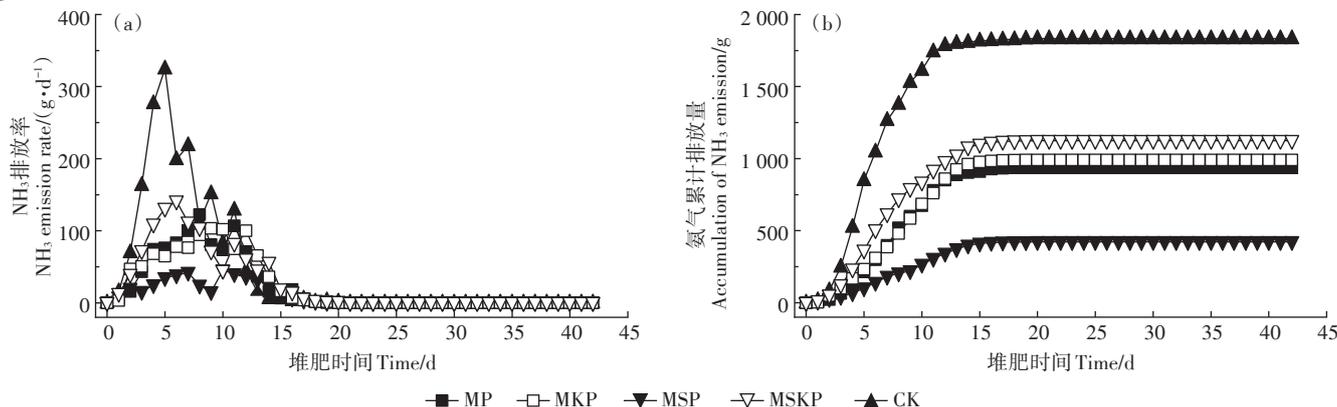


图2 不同处理蓝藻堆肥过程中NH₃排放率与累积排放量的变化

Figure 2 Changes of NH₃ emission rate and accumulation of NH₃ emission during composting of cyanobacteria in different treatments

成熟期, NH₄⁺-N 含量趋于稳定。堆肥结束后, CK 组 NH₄⁺-N 含量为 3.14 g·kg⁻¹, 相较于初始含量减少了 40.19%; 而 MP、MKP、MSP 和 MSKP 组分别为 5.01、4.43、6.28 g·kg⁻¹ 和 5.72 g·kg⁻¹, 相较于初始含量分别增加了 37.64%、23.40%、44.03% 和 29.23%, 这说明 Mg 盐和 P 盐的添加对氮素起到了良好的固定作用, 与此前的研究结果一致^[7,23-24]。堆肥第 10 d 之后, MSP 组的 NH₄⁺-N 含量一直保持在较高水平且显著高于 CK 组 ($P < 0.001$), 其原因一方面是由于低 pH 降低了 NH₃ 的排放; 另一方面可能是由于低 pH 抑制了硝化细菌将 NH₄⁺-N 进一步转化^[13,17]。有研究表明, 鸟粪石结晶法会显著增加堆肥中 NH₄⁺-N 的含量, 由于本试验使用的 2.0 mol·L⁻¹ KCl 溶液作为 NH₄⁺-N 提取剂, 无法提取鸟粪石晶体中的 NH₄⁺, 因此在图 3a 中未观察到明显趋势^[7,23]。

如图 3b 所示, 试验开始后 0~10 d, 各试验组 NO₃⁻-N 含量仅呈现出缓慢增加的态势, 这主要是因为高温和高 NH₄⁺-N 含量对硝化细菌的生命活动产生了抑制作用^[29]。之后随着温度的降低以及大量 NH₃ 的释放, 硝化细菌活性增强, 通过硝化作用将堆体内游离的 NH₄⁺-N 转化为 NO₃⁻-N, 因而 NO₃⁻-N 含量上升^[12]。堆肥结束后, MP、MKP、MSP、MSKP 处理组和 CK 组 NO₃⁻-N 含量相较于初始含量分别增加了 269.68%、247.50%、217.61%、272.02% 和 268.10%, 这说明 Mg 盐和 P 盐的添加对于堆肥过程中 NO₃⁻-N 的固定没有明显的促进或抑制效应。MSP 组的 NO₃⁻-N 含量略低于 CK 组, 这可能是由于低 pH 抑制了硝化作用的转化效率^[13,17]。

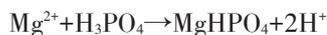
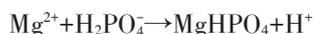
如图 3c 所示, 试验开始后 0~15 d, 尽管 NH₃ 排放显著, 但 TN 含量仍然逐渐增加, 与此前的研究结果一致, 其原因主要是含碳有机物的降解率高于 NH₃ 的

排放率^[30]。此后随着试验的进行, 含碳化合物不断降解, 使得 TN 含量持续上升。堆肥结束后, CK 组的 TN 含量为 21.53 g·kg⁻¹, 相较于初始含量增加了 26.87%, 而 MP、MKP、MSP 和 MSKP 组的 TN 含量分别为 27.84、26.02、22.23 g·kg⁻¹ 和 24.89 g·kg⁻¹, 相较于初始含量分别增加了 66.31%、54.42%、30.15% 和 46.50%。各处理组 TN 含量的升高幅度均大于 CK 组, 其原因主要是 Mg 盐和 P 盐的添加与堆肥中的 NH₄⁺ 反应生成了鸟粪石晶体, 固定了的氮素^[24]。

2.2.3 氮素固定率比较与固氮机制探讨

根据物料守恒与氮素平衡原理^[22], 计算不同处理蓝藻堆肥过程中氮素损失率与固定率, 结果见表 2。可以看出 NH₃ 释放是氮素损失的主要方式, 占比达 71.29%~89.35%, 与此前的相关研究基本一致^[9-11]。通过 Mg 盐与 P 盐的添加, 堆肥氮素固定率达 33.54%~71.09%。

为探讨其固氮机制, 采用粉末 X 射线衍射 (XRD) 对 42 d 后的堆肥样品进行分析。如图 4 所示, 将各处理组衍射图谱与 CK 组衍射图谱以及鸟粪石标准图谱进行比对分析, 证实了各组样品中均含有 MgNH₄PO₄·6H₂O。根据相关研究^[22], 在中性和碱性条件下, 主要发生以下反应:



随着堆肥的进程, 含氮有机物分解产生大量 NH₄⁺, 从而发生以下反应:



综上所述, 堆肥过程中能够形成鸟粪石晶体, 但是其反应受 pH 条件制约。相关研究表明鸟粪石的最佳结晶 pH 范围为 7.5~9^[31], 因此, 低 pH 可能是导致

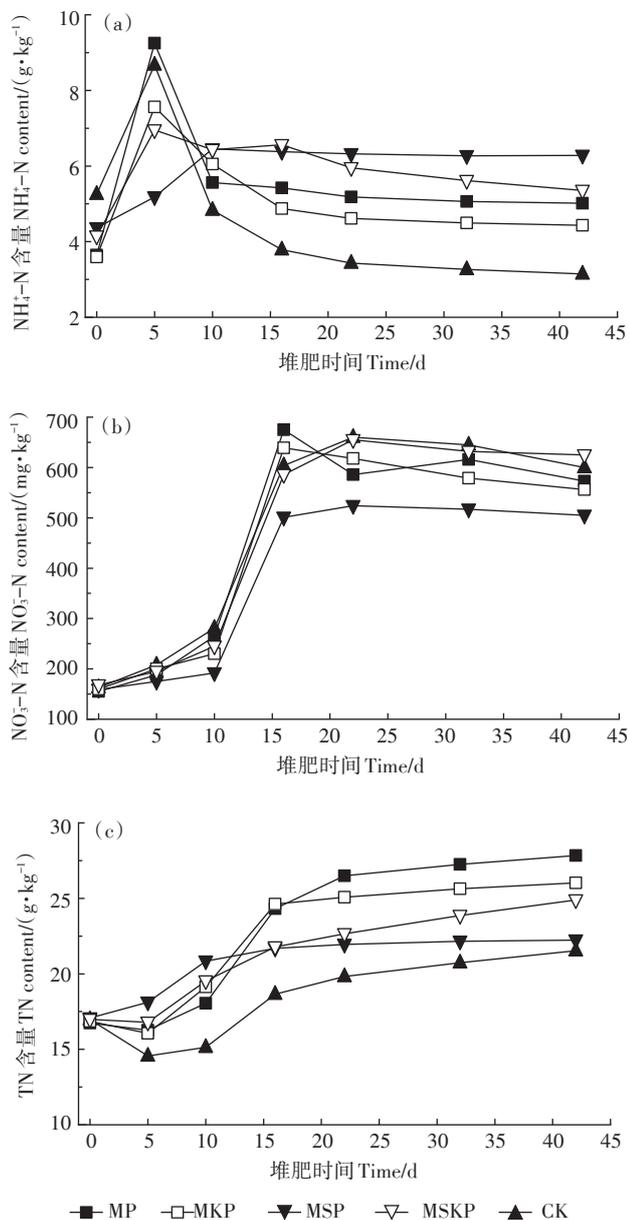
图3 不同处理蓝藻堆肥过程中NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和TN含量的变化

Figure 3 Changes of NH₄⁺-N, NO₃⁻-N and TN contents during composting of cyanobacteria in different treatments

表2 不同处理蓝藻堆肥过程中氮素损失率及固定率(%)

Table 2 Efficiency of nitrogen-loss and inhibiting nitrogen-loss during composting of cyanobacteria in different treatments(%)

处理 Treatments	NH ₃ -N 损失率 Ammonia nitrogen loss	N 素损失率 Nitrogen loss	NH ₃ -N 损失在 N 素损失中占比 Ammonia nitrogen loss/Nitrogen loss	N 素固定率 Nitrogen conservation rate
MP	6.59	8.06	81.76	44.26
MKP	6.98	8.48	82.31	41.36
MSP	2.98	4.18	71.29	71.09
MSKP	7.93	9.61	82.52	33.54
CK	12.92	14.46	89.35	—

注:所有处理的氮物质损失均初始TN相比。

Note: Nitrogen loss of all treatments is compared with the initial TN.

MSP组图谱出峰强度相较于其他3个处理组典型性较弱的主要原因。由表2可知,MSP组的氮素固定率显著大于其余3个处理组,其原因一方面是由于低pH抑制了NH₄⁺-N向NH₃转化,从而保存了更多的NH₄⁺-N;另一方面是低pH抑制了堆肥反应的进行,堆体内的含氮有机物并未被微生物充分利用,因而显示出较高的氮素固定率。

2.3 堆肥产品安全性及肥效评价

2.3.1 微囊藻毒素降解效果

微囊藻毒素(Microcystin, MC)是一类具有严重危害性的生物毒素,主要包括MC-LR和MC-RR^[21]。虽然好氧堆肥对MC的降解较为明显,但若处理不当可能会造成一定的风险^[32]。因此,本试验重点关注了堆肥前后样品中MC的含量及其降解率,结果见表3。

如表3所示,堆肥结束后,MP、MKP、MSKP处理组和CK组的MC含量降解趋势与汪晶晶等^[21]的研究结果一致。MP、MKP和MSKP组对MC的降解率均高于CK组,这可能是由于这3种处理延缓了堆肥的降温期,从而获得了较高的降解率。MSP组的MC降解

表3 不同处理蓝藻堆肥过程中微囊藻毒素含量的变化

Table 3 Changes of microcystin content during composting of cyanobacteria in different treatments

处理 Treatments	MC-RR/(μg·kg ⁻¹)			MC-LR/(μg·kg ⁻¹)		
	0 d	42 d	降解率 Degradation rate/%	0 d	42 d	降解率 Degradation rate/%
MP	340.54	3.58	98.95	245.60	5.65	97.70
MKP	325.46	ND	100	226.74	4.39	98.06
MSP	336.32	24.67	92.66	230.28	23.43	89.83
MSKP	320.78	2.23	99.30	238.95	5.89	97.54
CK	330.65	5.46	98.35	235.56	6.14	97.39

注:MC-LR和MC-RR检测下限为1.0 μg·kg⁻¹,ND表示未检出。

Note: The detection limit of MC-LR and MC-RR is 1.0 μg·kg⁻¹, and ND means not detected.

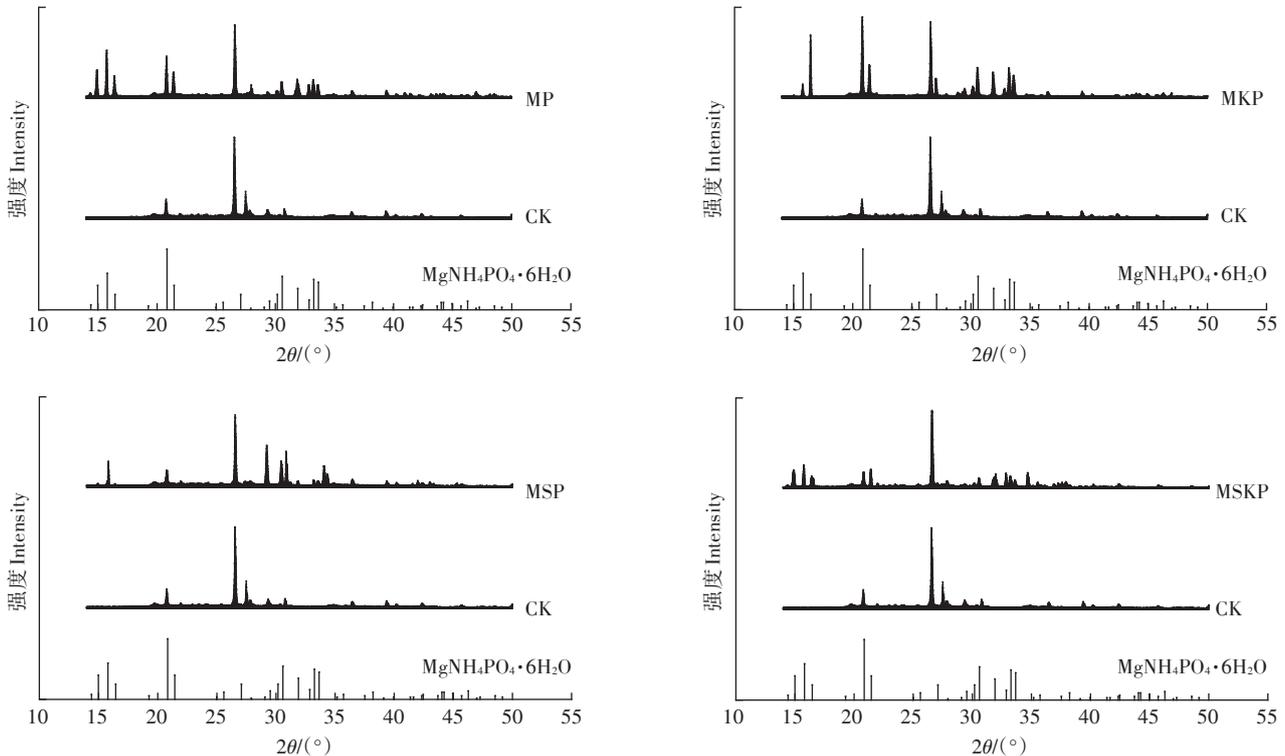


图4 不同处理蓝藻堆肥XRD图谱

Figure 4 XRD patterns of the cyanobacteria compost in different treatments

率明显低于CK组,这主要是由于低pH抑制好氧堆肥发酵过程所导致。

2.3.2 肥效评价

有机肥料国家标准(NY 525—2012)中规定了有机肥的技术指标,其中有机质含量(以烘干基计) $\geq 45\%$,总养分(N+P₂O₅+K₂O)含量(以烘干基计) $\geq 5\%$ 。以此标准为对照,堆肥试验结束后MP、MKP、MSP、MSKP处理组和CK组的有机质含量(以烘干基计)分别为47.19%、47.52%、54.92%、48.30%和46.28%,总养分(N+P₂O₅+K₂O)含量(以烘干基计)分别为8.76%、9.70%、7.71%、9.60%和6.62%,均达到了标准要求。

3 结论

(1)MP、MKP和MSKP处理可显著降低堆肥过程中的NH₃排放与氮素损失,且堆肥产品均可达腐熟状态。

(2)MSP处理由于其初始pH低而抑制了堆肥的进程,种子发芽指数显示堆肥未能完全腐熟。

(3)综合来看,虽然MKP处理的氮素固定率略低于MP处理,但其具有更高的微囊藻毒素降解率与总养分含量,是蓝藻堆肥工程化应用中理想的固氮方式。

(4)本研究中Mg盐与P盐的添加量是参照畜禽粪便作为堆肥原料的相关研究后确定的,而以蓝藻这一植物性物料为堆肥原料,其更适宜的添加量有待于进一步研究。

参考文献:

- [1] 朱超, 杨晓冉, 赵彬, 等. 2017年夏季巢湖水华期间浮游植物与蓝藻毒素的时空变化特征[J]. 中国环境监测, 2018, 34(6): 103-112. ZHU Chao, YANG Xiao-ran, ZHAO Bin, et al. Spatiotemporal dynamics of phytoplankton and cyanotoxins in Chaohu Lake during summer cyanobacterial blooms of 2017[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2018, 34(6): 103-112.
- [2] Kozak A, Celewicz-Goldyn S, Kuczynska-Kippen N. Cyanobacteria in small water bodies: The effect of habitat and catchment area conditions [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 646(1): 1578-1587.
- [3] Li H, Zhao Q, Huang H. Current states and challenges of salt-affected soil remediation by cyanobacteria[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 669(24): 258-272.
- [4] 任云, 崔春红, 刘奋武, 等. 添加氮损失抑制剂对蓝藻泥堆肥质量的影响[J]. 环境工程学报, 2013, 7(4): 1527-1534. REN Yun, CUI Chun-hong, LIU Fen-wu, et al. Effect of adding nitrogen loss inhibitor on quality of dehydrated blue-green algae compost[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(4): 1527-1534.
- [5] Gaget V, Lau M, Sendall B, et al. Cyanotoxins: Which detection technique for an optimum risk assessment?[J]. *Water Research*, 2017, 118

- (11):227-238.
- [6] Cremona F, Tuvikene L, Haberman J, et al. Factors controlling the three-decade long rise in cyanobacteria biomass in a eutrophic shallow lake[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 621(12):352-359.
- [7] Fukumoto Y, Suzuki K, Kuroda K, et al. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH_3 , N_2O and NO during swine manure composting[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(2):1468-1474.
- [8] Yang F, Li G, Shi H, et al. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. *Waste Management*, 2015, 36(2):70-76.
- [9] Jiang T, Schuchardt F, Li G, et al. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, 23(10):1754-1760.
- [10] Liang J, Shen Y, Shou Z, et al. Nitrogen loss reduction by adding KH_2PO_4 - K_2HPO_4 buffer solution during composting of sewage sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 264(18):116-122.
- [11] Eklind Y, Kirchmann H. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: Nitrogen turnover and losses[J]. *Bioresource Technology*, 2000, 74(2):125-133.
- [12] Wang X, Selvam A, Lau S S S, et al. Influence of lime and struvite on microbial community succession and odour emission during food waste composting[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247(1):652-659.
- [13] Chan M T, Selvam A, Wong J W C. Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 200(2):838-844.
- [14] Wang S, Zeng Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 248(2):13-19.
- [15] Cui P, Liao H, Bai Y, et al. Hyperthermophilic composting reduces nitrogen loss via inhibiting ammonifiers and enhancing nitrogenous humic substance formation[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 692(47):98-106.
- [16] Jeong Y K, Kim J S. A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting processes[J]. *Bioresource Technology*, 2001, 79(2):129-133.
- [17] Wang X, Selvam A, Chan M, et al. Nitrogen conservation and acidity control during food wastes composting through struvite formation[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 147(21):17-22.
- [18] Lee J E, Rahman M M, Ra C S. Dose effects of Mg and PO_4 sources on the composting of swine manure[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 169(1/2/3):801-807.
- [19] Zhang W, Lau A. Reducing ammonia emission from poultry manure composting via struvite formation[J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2007, 82(6):598-602.
- [20] 江君, 靳红梅, 常志州, 等. C/N对蓝藻好氧堆肥腐熟及无害化进程的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(10):2031-2038. JIANG Jun, JIN Hong-mei, CHANG Zhi-zhou, et al. Influence of C/N ratio on the composting effect and secure utilization of cyanobacteria [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(10):2031-2038.
- [21] 汪晶晶, 邓威, 方梦紫, 等. 水分含量对蓝藻堆肥腐熟及藻毒素含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(2):403-410. WANG Jing-jing, DENG Wei, FANG Meng-ying, et al. Influence of water content on the maturity and content of microcystin in cyanobacteria composting[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(2):403-410.
- [22] 任云, 崔春红, 刘奋武, 等. 蓝藻好氧堆肥及其氮素损失控制的研究[J]. 环境科学, 2012, 33(5):1760-1766. REN Yun, CUI Chun-hong, LIU Fen-wu, et al. Study on composting of cyanobacteria amended with different N loss inhibitor[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(5):1760-1766.
- [23] Ren L, Schuchardt F, Shen Y, et al. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk[J]. *Waste Management*, 2010, 30(5):885-892.
- [24] Jeong Y K, Hwang S J. Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammonia into struvite crystals in aerobic composting[J]. *Bioresource Technology*, 2005, 96(1):1-6.
- [25] Jiang T, Ma X, Yang J, et al. Effect of different struvite crystallization methods on gaseous emission and the comprehensive comparison during the composting[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 217(19):219-226.
- [26] 赵晨阳, 李洪枚, 魏源送, 等. 翻堆频率对猪粪条垛堆肥过程温室气体和氨气排放的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(2):533-540. ZHAO Chen-yang, LI Hong-mei, WEI Yuan-song, et al. Effects of turning frequency on emission of greenhouse gas and ammonia during swine manure windrow composting[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(2):533-540.
- [27] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000. BAO Shi-dan. Soil agrochemical analysis[M]. 3th Edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [28] Guo R, Li G, Jiang T, et al. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 112(10):171-178.
- [29] Silva C C, Guido M L, Ceballos J M, et al. Production of carbon dioxide and nitrous oxide in alkaline saline soil of Texcoco at different water contents amended with urea: A laboratory study[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40(7):1813-1822.
- [30] Nasini L, De Luca G, Ricci A, et al. Gas emissions during olive mill waste composting under static pile conditions[J]. *International Biodegradation & Biodegradation*, 2016, 107(2):70-76.
- [31] Wang C C, Hao X D, Guo G S, et al. Formation of pure struvite at neutral pH by electrochemical deposition[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2010, 159(1/2/3):280-283.
- [32] Saqrane S, Ouahid Y, Ghazali I E, et al. Physiological changes in *Triticum durum*, *Zea mays*, *Pisum sativum* and *Lens esculenta* cultivars, caused by irrigation with water contaminated with microcystins: A laboratory experimental approach[J]. *Toxicol*, 2009, 53(7/8):786-796.