

罗大富. 城市污泥改良土壤的生态环境风险[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(3): 335-339.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.03.095

# 城市污泥改良土壤的生态环境风险

罗大富

(福建省 197 地质大队地质环境研究院, 福建泉州 362000)

**摘要:**应用不同处理的土柱试验,分别测定城市污泥和福建红壤混合基质经淋溶后,铜(Cu)、铅(Pb)、锌(Zn)、砷(As)、汞(Hg)、镉(Cd)、六价铬(Cr<sup>6+</sup>)、镍(Ni)等重金属和矿物油、可吸附有机卤化物、挥发酚、多氯联苯、总氰化物等有机物在基质中的含量,以及其在渗滤液中的浓度,并应用潜在生态危害指数法、内梅罗综合污染指数法分别评价污染物的生态环境风险。结果表明:土壤与城市污泥质量比为5:4的试验处理中,基质重金属与大多数有机污染物含量最高,重金属综合污染均达到中等生态危害水平;单因子中Hg的潜在生态危害指数最大,污染水平达强生态危害水平,其余元素均处于轻度危害水平;渗滤液中各重金属与有机物浓度均低于我国地下水环境质量标准值,在CT5处理中N<sub>i</sub>的污染指数为2.16,达到重度污染水平,其余重金属均处于清洁水平。因此,在利用城市污泥改良红壤时,要充分考虑不同的污泥施用量对土壤及地下水的生态环境风险。

**关键词:**城市污泥;红壤;重金属;有机污染物

**中图分类号:** S154.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)03-0335-04

城市污泥是城市污水处理厂在处理污水的过程中产生的固体废物,含有丰富的氮(N)、磷(P)、钾(K)和有机质,但同时也含有大量有毒有害物质,危害人体健康,并造成环境污染等问题<sup>[1-4]</sup>。据统计,我国每年通过处理污水产生的污泥量达 $1.0 \times 10^8$  t,远高于英国、美国等国<sup>[5]</sup>。污泥的主要处理方式有焚烧、投海、填埋和土地利用等,但是焚烧、投海和填埋都会带来很大的问题,目前国内外利用较多的为土地利用<sup>[6-7]</sup>。

红壤为发育于热带和亚热带雨林、季雨林或常绿阔叶林植被下的土壤。分布范围很广,横跨长江以南16个省份,红壤所处地域具有优越的自然条件,粮食作物产量较大,曾以占全国36%的耕地生产出占全国1/2~2/3的粮食作物<sup>[8]</sup>。但由于近些年对红壤资源的不合理开采利用,导致红壤产生很多问题,如水土流失、退让退化等<sup>[9]</sup>。此外,红壤偏酸性,N、P、K等养分含量较低,黏粒含量较高,保水保肥能力较差<sup>[10]</sup>。将污泥施加到土壤中,可以提高土壤中N、P、K等营养元素的

含量,提高农作物的产量<sup>[11-12]</sup>。而污泥中重金属和有机污染物的积累又会对地下水 and 深层土壤造成再次污染。因此,研究不同污泥施用量对生态环境危害风险的区别具有重要意义,可为城市污泥改良土壤工程设计提供参考依据。

## 1 材料与与方法

### 1.1 供试材料

试验用城市污泥来自福建省泉州市某污水处理厂,土壤为采自泉州市永春县的红壤。土壤与污泥的理化性质和养分含量见表1。城市污泥含水量为102.70%,高于GB/T 24600—2009《城镇污水处理厂污泥处置土地改良用泥质》中含水量 $\leq 65\%$ 的标准值。因此,在混合形成土柱试验充填基质前将污泥进行干燥处理。城市污泥的其余理化性质指标均符合标准,适合用污泥进行土壤改良。

表1 城市污泥与土壤的理化性质

类别	含水量 (%)	有机质含量 (g/kg)	pH 值	总氮含量 (g/kg)	碱解氮含量 (mg/kg)	总磷含量 (g/kg)	有效磷含量 (mg/kg)	总钾含量 (g/kg)	速效钾含量 (mg/kg)
土壤	15.21	12.69	6.49	11.39	59.63	10.74	52.18	6.23	24.89
污泥	102.70	226.31	6.25	213.98	493.30	137.55	112.45	66.19	25.03
污泥农用标准	$\leq 65$	$\geq 100$	5.5~10			N、P、K 总量 $\geq 10$ (g/kg)			

### 1.2 试验方法

试验共设计6组不同处理,分别为:土壤与污泥干质量的混掺比例为5:1(CT1处理);土壤与污泥干质量的混掺比例为5:2(CT2处理);土壤与污泥干质量的混掺比例为5:3(CT3处理);土壤与污泥干质量的混掺比例为5:4(CT4处

理);2 cm污泥层位于土壤剖面2~4 cm处(CT5处理);2 cm污泥层位于土壤剖面16~18 cm处(CT6处理)。每组试验处理5个重复。

试验土柱高30 cm,内直径10 cm,底部设渗滤液收集池,土柱周围设防护罩,防止水分蒸发(图1)。充填时,在每个土柱底部首先填入10 cm矿渣,上部填入土壤与污泥的混合物;装填时,按照现场监测的土壤含水量和容重将物料分层充填压实。本试验过程中,每天用去离子水进行灌溉,灌溉量为40 mm,连续灌溉15 d,取基质和滤液样品进行重金属与有机物分析。

收稿日期:2015-08-25

基金项目:福建省科技计划社会发展重点项目(编号:2013Y0006)。

作者简介:罗大富(1972—),男,福建建瓯人,硕士,高级工程师,主要从事矿山地质环境研究工作。E-mail:458809842@qq.com。

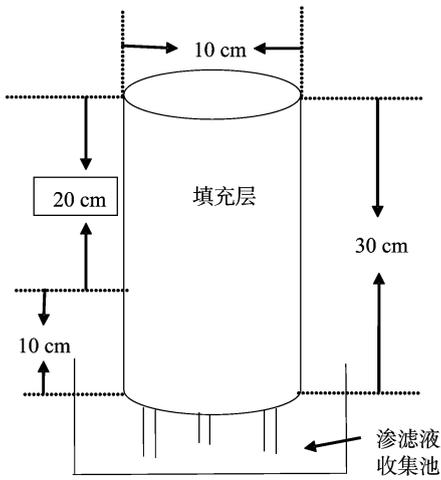


图1 试验土柱示意

基质和滤液样品中的重金属汞(Hg)、砷(As)测定应用原子荧光分光光度计法,其他重金属测定应用原子吸收分光光度计法。有机物中矿物油、可吸附有机卤化物、多氯联苯、挥发酚、总氰化物的测定分别应用紫外分光光度法、微库仑法、气相色谱法、4-氨基安替比林分光光度法、硝酸银滴定法。

### 1.3 生态环境风险评价方法

分别采用潜在生态危害指数法、内梅罗指数法对基质与渗滤液中重金属进行生态环境风险评价。

1.3.1 潜在生态危害指数法 潜在生态危害指数法<sup>[13]</sup>结合环境生态学、环境化学、毒理学,对土壤进行微量元素污染评价,能够较好地反映土壤中各种微量元素对环境的污染情况,定量地评价微量元素污染的潜在风险程度,反映各污染元素的综合污染效应。其计算公式为:

$$C_i^i = C_i^i / C_n^i; \quad (1)$$

$$E_i^i = T_i^i \times C_i^i; \quad (2)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i^i = \sum_{i=1}^n T_i^i \times C_i^i = \sum_{i=1}^n T_i^i \times C_i^i / C_n^i. \quad (3)$$

式中: $i$ 为不同微量元素; $C_i^i$ 为微量元素的污染参数; $C_n^i$ 为土壤微量元素实测值,mg/kg; $C_n^i$ 为参比值; $E_i^i$ 为潜在危害参数; $T_i^i$ 为单一微量元素的毒性响应参数; $RI$ 为多种微量元素潜在危害指数。

潜在生态危害系数和危害指数分级标准见表2;土壤重金属元素毒性系数见表3。

表2 潜在生态危害系数和潜在危害指数分级标准

潜在生态危害系数	潜在生态危害指数	污染程度
$E_i < 40$	$RI < 150$	轻度生态危害
$40 \leq E_i < 80$	$150 \leq RI < 300$	中等生态危害
$80 \leq E_i < 160$	$300 \leq RI < 600$	强度生态危害
$160 \leq E_i < 320$	$RI \geq 600$	重度生态危害
$E_i \geq 320$		极度生态危害

1.3.2 内梅罗综合污染指数法 内梅罗污染指数法<sup>[14]</sup>主要通过单因子污染指数法计算得出,能够较准确地反映出评价区域内微量元素的污染情况,计算公式为:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}; \quad (4)$$

表3 土壤重金属元素毒性系数

重金属元素	毒性系数
Cu	5
Pb	5
Zn	1
As	10
Hg	40
Cd	30
Cr	2
Ni	5

$$I = \sqrt{\frac{P_{i\max}^2 + (1/n \sum P_i)^2}{2}}. \quad (5)$$

式中: $P_i$ 为单项污染指数; $C_i$ 为微量元素污染物实测值,mg/kg; $S_i$ 为环境质量标准值,mg/kg; $P_{i\max}$ 为最大单项污染指数; $I$ 为综合评价指数; $P_i$ 为单项污染指数。

内梅罗指数分级标准见表4。

表4 内梅罗指数分级标准(I)

等级	单因子污染指数	综合污染指数	污染等级	污染水平
1	$P_i \leq 0.7$	$I \leq 0.7$	安全	无污染
2	$0.7 < P_i \leq 1.0$	$0.7 < I \leq 1.0$	警戒线	尚清洁
3	$1.0 < P_i \leq 2.0$	$1.0 < I \leq 2.0$	轻污染	开始受污染
4	$2.0 < P_i \leq 3.0$	$2.0 < I \leq 3.0$	中度污染	中度污染
5	$P_i > 3.0$	$I > 3.0$	重污染	污染严重

### 1.4 样品处理与数据分析

应用SPSS 18.0软件对数据进行统计分析,应用Excel 2007软件对数据进行处理、分析和作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同处理基质中重金属和有机物含量比较

与土壤初始值相比,由于污泥的施用,不同处理基质中重金属元素含量均不同程度地提高(表5)。其中以Zn表现最为明显,最低值为108.00 mg/kg,最高值达到572.00 mg/kg;其次为Cu,最低值为20.80 mg/kg,最高值为104.00 mg/kg。土壤与污泥中Cd元素含量较低,因此在部分试验组中含量值处于检出限以下。在不同试验组中,各个重金属元素的含量均在CT4处理中出现了最大值。从CT1处理到CT4处理,多数重金属元素的含量呈现出不同程度的递增趋势,这表明随着污泥施用量的增加,填充物中重金属元素的含量也逐渐增高。但在CT5、CT6处理中,各个重金属元素的含量均呈现出降低的趋势,其中以Cu和Zn最为明显。CT6处理中重金属元素的含量又低于CT5处理中的含量,这是因为2组试验中污泥层施用的位置不同,从而导致这种现象的产生。与污泥初始值相比,与土壤混合后,除元素As外,其他重金属元素的含量均有不同程度的降低,其中以Cu、Zn最为明显。

与污泥初始值相比,有机物中除多氯联苯外,其余有机物的含量均呈现出不同程度的降低,与重金属含量在每个试验组的变化趋势相似(表6)。各个有机物的含量在CT4处理达到最大值,从CT1到CT4处理,随着污泥施用量的增加,有机污染物的含量呈现出递增的趋势,在CT5、CT6处理中含量突然降低(除多氯联苯)。多氯联苯在不同试验组中含量变化比较稳定,这说明多氯联苯稳定性较强,与土壤混合后对其稳定性影响甚微。

表5 各类基质中重金属含量均值

处理	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	As (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr <sup>6+</sup> (mg/kg)	Ni (mg/kg)
土壤初始值	35.83	54.77	81.32	7.25	0.156	—	30.89	21.93
污泥初始值	602.20	83.44	2 817.00	7.33	1.600	1.390	69.36	45.90
CT1	45.20	56.20	308.00	8.02	0.279	—	32.90	23.40
CT2	66.70	54.10	463.00	8.34	0.227	—	32.60	24.10
CT3	89.70	56.40	540.00	8.05	0.404	0.060	36.20	26.70
CT4	104.00	61.10	572.00	8.85	0.407	0.134	38.00	29.30
CT5	22.00	56.90	135.00	7.42	0.280	—	32.30	23.10
CT6	20.80	53.30	108.00	6.93	0.251	—	31.20	20.40

注：“—”表示含量处于检出限以下。表7、表8同。

表6 充填物中有机污染物含量

处理	矿物油 含量 (mg/kg)	可吸附有机 卤化物含量 (mg/kg)	多氯联苯 含量 (mg/kg)	挥发酚 含量 (mg/kg)	总氰化物 含量 (mg/kg)
污泥初始值	1 959.0	237.68	0.034	2.660	0.740
CT1	84.9	6.92	0.031	0.025	0.003
CT2	119.0	11.80	0.032	0.031	0.010
CT3	256.0	32.50	0.030	0.040	0.020
CT4	332.0	55.00	0.028	0.056	0.026
CT5	42.5	4.92	0.036	0.006	0.002
CT6	21.8	2.80	0.034	0.009	0.002

### 2.2 不同处理渗滤液中重金属和有机物浓度比较

与我国地下水环境质量标准值相比,各重金属元素浓度均未超过标准值(图2)。渗滤液中Hg元素含量较低,均处于检出限以下。Cu在CT2处理中浓度最高,为0.051 mg/L;Pb在CT6处理中浓度最高,为0.013 mg/L;Zn在CT4处理中浓度最高,为0.024 mg/L;As在CT5处理中浓度最高,为0.031 mg/L;不同试验组中Cd的含量没有发生变化,在CT1处理中浓度处于检出限以下;Cr<sup>6+</sup>在CT5处理中浓度最高,为0.013 mg/L;Ni在CT5处理中浓度最高,为0.216 mg/L。

淋溶造成充填物中各个处理有机物的含量存在不同程度的流失,其中挥发酚流失量最低,均处于检出限以下,这可能是因为挥发酚易挥发,长时间试验造成了部分挥发酚的挥发。矿物油和可吸附有机卤化物流失量较大,从图3可以看出,从CT1到CT4处理,渗滤液中矿物油和可吸附有机卤化物的浓度随着污泥施用量的增加而增加,矿物油含量在CT4处理渗滤液中最高,为0.107 mg/L;可吸附有机卤化物浓度在CT3处理中最高,为0.044 mg/L。这两者的浓度在CT5处理中均呈现出降低的趋势。多氯联苯和总氰化物在CT1、CT6处理中浓度均相同,为0.003 mg/L,可见与污泥的施用量之间无相关性。

### 2.3 重金属污染生态环境风险评价结果

#### 2.3.1 充填物重金属元素生态危害风险评价

充填物中重金属元素潜在生态危害系数( $E_i$ )及各个重金属元素生态危害指数( $RI$ )计算结果见表7。从不同试验组各个重金属元素的潜在生态危害系数来看,Hg元素危害系数最大,在处理CT1、CT2、CT5、CT6中分别为137.78、112.10、138.27、123.95,均对土壤构成了强生态危害;而在CT3、CT4处理中,其潜在生态危害系数分别为199.51、200.99,对土壤造成了

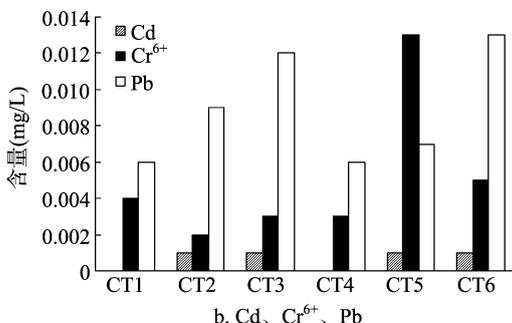
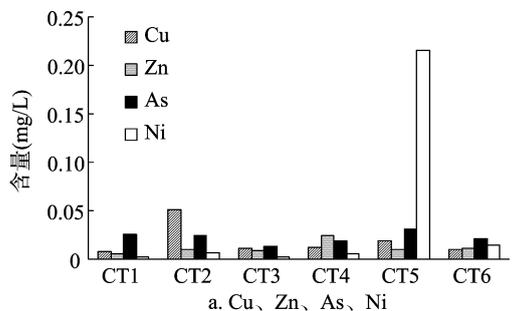


图2 不同处理下渗滤液中重金属含量

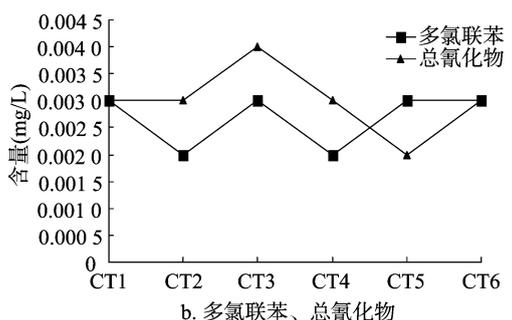
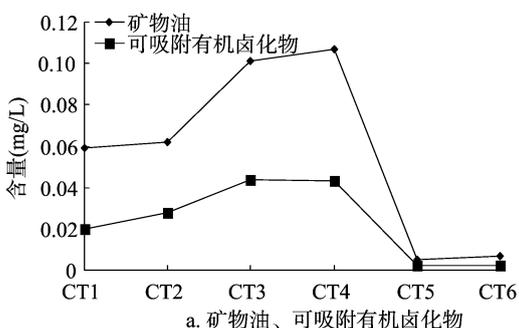


图3 不同处理下渗滤液中有机物浓度

很强的生态危害。这主要是因为土壤样品的 Hg 初始含量高,再加上污泥施用的叠加富集所致。其次为 Cd 元素,在 CT4 处理中,其潜在生态危害系数为 74.44,达到中等生态危害水平。而其余重金属元素在不同试验组中的潜在生态危害

系数都较小,仅达到轻度生态危害水平。

不同试验组中多种重金属元素综合潜在危害指数均大于 150,达到中等生态危害水平,其中 CT4 处理组甚至超过了 300,达到强生态危害水平。

表7 充填物中重金属元素的生态风险参数

处理	生态危害系数( $E_i$ )								生态危害指数( $RI$ )
	Cu	Pb	Zn	As	Hg	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Ni	
CT1	10.46	8.05	3.72	13.88	137.78	—	1.59	8.67	184.15
CT2	15.44	7.75	5.60	14.43	112.10	—	1.58	8.93	165.82
CT3	20.76	8.08	6.53	13.93	199.51	33.33	1.75	9.89	293.78
CT4	24.07	8.75	6.92	15.31	200.99	74.44	1.84	10.85	343.18
CT5	5.09	8.15	1.63	12.84	138.27	—	1.56	8.56	176.11
CT6	4.81	7.64	1.31	11.99	123.95	—	1.51	7.56	158.76

2.3.2 渗滤液中重金属元素危害风险评价 渗滤液中重金属元素的污染指数计算结果见表8。各试验组综合污染指数( $I$ )均小于0.7,均未对地下水环境构成污染。试验组中 Hg 含量较低,处于检出限以下。Cu 在 CT2、CT3、CT4、CT5 处理渗滤液中污染指数分别为0.051、0.220、0.240、0.380,均小于0.7,污染等级为安全;在 CT1、CT6 处理中污染指数分别为0.800、1.000,处于警戒线位置,尚清洁;Pb 在 CT2 处理中污染指数为0.90,处于警戒线以内,尚清洁;其他处理组 Pb 污

染指数均不高于0.7,无污染。Zn、As 在各个试验组渗滤液中污染指数均处于等级1水平,在安全限以内。Cd 在 CT2、CT3、CT5、CT6 处理中污染指数均为1.0,污染等级为2,处于警戒线以内。Cr<sup>6+</sup>、Cu 表现出同样的变化规律,在 CT1、CT6 处理中污染指数分别为0.80、1.00,污染等级为2,尚清洁;其他试验组无污染。Ni 在 CT5 处理中污染指数为2.16,对地下水体已经构成重度污染,而其他试验组均未对水环境构成污染。

表8 渗滤液中重金属元素生态风险参数

处理	单因子污染指数( $P_i$ )								综合污染指数( $I$ )
	Cu	Pb	Zn	As	Hg	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Ni	
CT1	0.800	0.60	0.12	0.52	—	—	0.80	0.40	0.224
CT2	0.051	0.90	0.20	0.50	—	1.0	0.40	0.14	0.269
CT3	0.220	0.24	0.18	0.26	—	1.0	0.60	0.40	0.266
CT4	0.240	0.60	0.48	0.38	—	0.0	0.60	0.12	0.168
CT5	0.380	0.70	0.20	0.62	—	1.0	0.26	2.16	0.565
CT6	1.000	0.26	0.22	0.42	—	1.0	1.00	0.14	0.280

## 2.4 有机污染物污染风险

矿物油、可吸附有机卤化物、多氯联苯、挥发酚和总氰化物的含量均处于污泥农用标准值以内,说明所选污泥可以在农用地中进行土壤改良(表9)。李广涛等认为,利用城市污泥改良土壤会造成土壤中有机污染物不同程度的污染,其污染程度主要与使用污泥的类型、污泥的施用量、污泥的理化性质以及所需改良土壤的理化性质有关<sup>[12]</sup>。Duarte - Davidson 等曾通过建立数学模型来分析将污泥施加到土壤后对地下水的污染风险<sup>[15-16]</sup>,结果表明,以正确方式施用污泥并且污泥中有机污染物的含量处于污泥农用标准值以内时,通过淋溶流失的地下水环境中有机污染物的含量不会超过其地下水环境标准值,也就是说不会对地下水环境构成污染。这一结论在中李广涛等的研究中<sup>[12]</sup>也有所利用。本研究污泥中有机污染物的含量均低于污泥农用标准值,因此对地下水环境构成污染的风险非常小。

表9 污泥中有机污染物含量

类别	矿物油 (mg/kg)	可吸附有机卤 化物(mg/kg)	多氯联苯 (mg/kg)	挥发酚 (mg/kg)	总氰化物 (mg/kg)
污泥初始值	1 959	237.68	0.034	2.66	0.74
污泥农用标准 (pH值<6.5)	3 000	500.00	0.200	40.00	10.00

## 3 结论

与土壤中重金属含量初始值相比,各个试验处理组中重金属元素的含量均有不同程度的增加,在 CT4 试验组中各个重金属元素的含量均达到最大值,Cu、Pb、Zn、As、Hg、Cd、Cr<sup>6+</sup>、Ni 含量的最大值分别为104.00、61.10、572.00、8.85、0.407、0.134、29.30 mg/kg;与污泥中有机污染物初始值相比,与土壤混合后大大降低了有机污染物的含量(除多氯联苯外),各个有机污染物的含量变化趋势与重金属元素含量的变化趋势相似。

各个试验组充填物中重金属综合污染指数均大于150,达到中等生态危害水平甚至强生态危害水平。单因子潜在生态危害指数以 Hg 最大,污染水平较高,达到强生态危害水平;其余元素均处于轻度危害水平。渗滤液中各组重金属综合污染指数均小于0.7,未对地下水环境构成污染,单因子指数中以 Ni 在 CT5 处理中污染指数最高,为2.16,对水体已经构成重度污染,其余元素均未达到污染水平。

试验结束后充填物和渗滤液中有机污染物含量均低于标准值,未达到污染水平。但有机污染的长期积累会导致其通过食物链的方式进入到人体中,对人类的健康构成威胁。因此,在利用污泥改良土壤时,要控制污泥的施用量及其施用方

陈前,陈建. 强化铁碳微电解处理含苯系物制药废水[J]. 江苏农业科学,2016,44(3):339-341.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.03.096

# 强化铁碳微电解处理含苯系物制药废水

陈前<sup>1</sup>,陈建<sup>2</sup>

(1.南通科技职业学院,江苏南通 226007; 2.大恒环境工程有限公司,江苏南通 226007)

**摘要:**苯系物是制药废水中常见的特征污染物,影响了污水处理系统的稳定运行。利用外加直流电源和催化剂来强化铁碳微电解工艺,能有效去除废水中的苯系物,同时能改善废水的生化性。试验结果表明:针对各项污染物浓度均为 50 mg/L 的含苯系物废水,常温条件下,pH 值 = 3.5,反应 1 h 后,总量去除率能达到 93.7%;反应 1.5 h 后,BOD/COD 能从 0.13 稳定到 0.35;反应 2.5 h 后,7 种苯系物均下降到 1 mg/L 以下,反应过程中生成大量小分子新物质。

**关键词:**废水处理;强化铁碳微电解;苯系物;可生化性

**中图分类号:** X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)03-0339-03

某制药企业在生产氟尿吡啶等药品的过程中,车间必须以甲苯作为环合反应的溶剂才能取得较高的得率,进而产生以含甲苯为主的苯系物废水。为了保障后续生化处理的稳定运行,决定通过加强点源车间的预处理,强化降解苯系物,以减轻后续生化负担,确保生化系统正常运转。苯系物(benzene、toluene、ethylbenzene、xylene、BTEX),是指包括苯、甲苯、乙苯、二甲苯等在内的一类易挥发的单环芳香烃类化合物<sup>[1]</sup>。因具有“三致效益”,苯系物被世界卫生组织确定为强

致癌物质,已被列入我国水中优先控制污染物黑名单<sup>[2]</sup>。含苯系物类废水需严格控制达标后才能排放。作为工业溶剂及生产原料,苯系物在化工行业如制药行业被广泛应用,在使用过程中产生了极大的环境毒性。此外,苯系物可能对废水处理系统产生一定的影响,水中高浓度的苯系物会对生化系统中的微生物也将产生一定的生物毒性,常常导致废水降解率低、污泥解体等异常,进而影响废水处理系统运行的稳定性。因此,废水处理时,预处理阶段应尽可能实现预先对含苯系物废水水质降解,降低其毒性后再合并其他废水综合处理。

在污水处理工艺过程中,该企业采用铁碳微电解-芬顿工艺为其废水预处理手段,后接两段 A-O 生化工艺。铁碳微电解作为传统的预处理手段,已广泛用于处理燃料、制药、电镀、石油化工等行业产生的难生化废水<sup>[3]</sup>。但传统的铁碳微电解降解率低,该企业经过预处理去除率仅为 20% 左右,

收稿日期:2016-01-26

基金项目:催化铁碳微电解强化处理制药废水的技术研究与应用示范(编号:KY018009001)。

作者简介:陈前(1977—),女,江苏南通人,硕士,讲师,主要从事环境类教学和废水污染控制技术研究。E-mail: chenqiantt@sina.com。

式,将危害降到最低。

## 参考文献:

- [1]王慧珍,张清敏. 污泥处理及有效利用[J]. 城市环境与城市生态,2001,14(4):42-44.
- [2]陈同斌,黄启飞,高定,等. 中国城市污泥的重金属含量及其变化趋势[J]. 环境科学学报,2003,23(5):561-569.
- [3]莫测辉,蔡全英,吴启堂,等. 城市污泥中有机污染物的研究进展[J]. 农业环境保护,2001,20(4):273-276.
- [4]郝卓莉,刘亚敏. 污泥中重金属的生物淋滤[J]. 石家庄职业技术学院学报,2009,21(2):17-20,23.
- [5]王梅,毛玉芬,张媛. 堆肥对城市污泥重金属的影响[J]. 广州化工,2011,39(24):110-112,120.
- [6]唐景春,张冠辉,王如刚,等. 污泥在堆肥及油污土壤修复中重金属形态的研究[J]. 环境科学与技术,2009,32(12):13-17,26.
- [7]李捷,熊必永,张杰. 城市污水处理厂污泥的处置与农业的可持续发展[J]. 给水排水,2003,29(9):23-26.
- [8]胡月明. 我国红壤资源农业利用研究进展[J]. 土壤与环境,1999,8(1):53-57.
- [9]黄国勤,赵其国. 红壤生态学[J]. 生态学报,2014,34(18):

5173-5181.

- [10]李霞,李法云,荣湘民,等. 城市污泥改良沙地土壤过程中氮磷的淋溶特征与风险分析[J]. 水土保持学报,2013,27(4):93-97,102.
- [11]林春野,董克虞,李萍,等. 污泥农用对土壤及作物的影响[J]. 农业环境保护,1994,13(1):23-25,33.
- [12]李广涛,周光,王影影,等. 污泥农用对土壤环境的影响[J]. 四川环境,2011,30(5):75-79.
- [13]刘廷良,高松武次郎,佐濑裕之. 日本城市土壤的重金属污染研究[J]. 环境科学研究,1996,9(2):47-51.
- [14]孙贤斌. 淮南市土壤重金属污染生态研究[D]. 芜湖:安徽师范大学,2003:15-24.
- [15]Duarte-Davidson R, Jones K C. Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludges applied to agricultural soils: II. The potential for transfers to plants and grazing animals[J]. The Science of the Total Environment,1996,185(1/2/3):59-70.
- [16]Wilson S C, Duarte-Davidson R, Jones K C. Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludges applied to agricultural soils: I. The potential for downward movement to groundwaters[J]. The Science of the Total Environment,1996,185(1/2/3):45-57.