

贾昌梅,牛显春,钟华文,等. 珠江三角洲湿地污泥重金属污染特征及风险评价[J]. 江苏农业科学,2016,44(5):442-447.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.05.127

# 珠江三角洲湿地污泥重金属污染特征及风险评价

贾昌梅,牛显春,钟华文,谢文玉

(广东石油化工学院环境与生物工程学院,广东茂名 525000)

**摘要:**采用 ICP-MS 分析法研究珠江三角洲湿地污泥中重金属 (Zn、As、Cd、Hg、Pb、Cu) 污染状况及特征,并利用综合污染指数法和地累积指数法对重金属污染状况进行综合评价。结果表明,(1)珠江三角洲湿地污泥中 Pb 和 Zn 占重金属总量比例最高,Hg 和 Cd 占重金属总量比例较小,各重金属含量均在质量标准范围之内,污泥中各重金属含量基本表现为冬季>秋季>夏季>春季。(2)珠江三角洲湿地污泥中 pH 值依次表现为冬季<秋季<夏季<春季,各季节之间差异均显著( $P<0.05$ );有机质、全氮和全钾含量基本表现为冬季>秋季>夏季>春季,全磷含量各季节之间差异不显著( $P>0.05$ )。(3)Pearson 相关性分析可知,珠江三角洲湿地污泥中 pH 值与重金属含量呈显著的负相关( $P<0.05$ );全磷含量与各重金属含量均没有一定的相关性( $P>0.05$ );有机质含量与各重金属含量呈显著或极显著正相关,由此可知,有机质含量是影响这些重金属元素分布特征的重要因素。(4)从整个调查区域范围来看,各重金属单因子污染系数均值均小于 1,属于低污染水平;污染系数均值由大到小依次为  $Cu>Zn>Hg>Pb>Cd>As$ ,由此可知,Cu、Zn、Hg 是整个珠江三角洲湿地污泥中最主要的环境污染因子。(5)通过 Hakanson 生态风险评估,珠江三角洲湿地污泥中重金属危害指数( $E_i$ )基本表现为  $Zn>As>Cd>Hg>Pb>Cu$ ,其中毒性最强的是 Zn;不同季节 As 危害指数均高于 40( $40<E_i\leq 80$ ),属中等危害水平,其他几种重金属均处于低风险水平( $E_i\leq 40$ )。在时间分布上,单因子潜在生态风险系数由高到低基本表现为冬季>秋季>夏季>春季。综合污染指数(RI)依次表现为冬季>秋季>夏季>春季,在春季和夏季表现为低污染程度,在秋季和冬季表现为中等程度污染。(6)地累积指数( $I_{geo}$ )评价结果表明,各种重金属污染均较轻,冬季 Pb 污染达到重度程度,其他时期均表现为轻度污染或者无污染;从均值来看,Cu、Cd、Hg 和 As 属于轻度污染,Zn 没有污染,Pb 属于中度污染;在时间分布上,各重金属地累积指数( $I_{geo}$ )基本表现为冬季>秋季>夏季>春季。

**关键词:**珠江三角洲;湿地;重金属;风险评价

**中图分类号:** X820

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1002-1302(2016)05-0442-05

湿地是连接陆地与湖泊、海洋等水体交互作用的敏感地带和枢纽,具有独立的生态结构和巨大物种基因库<sup>[1-3]</sup>,作为地球之肾和重要三大自然生态系统之一,在调节气候、涵养水源、净化水质、蓄洪防涝、防治自然灾害等方面发挥着不可替代的特殊功能<sup>[4-6]</sup>。重金属是难降解、累积性元素,通过生物化学循环或食物链在生态系统中积累,导致水体净化效能降低或水体富营养化,对生态系统构成直接或潜在的危<sup>[7]</sup>。我国湿地重金属污染情况十分令人担忧,湿地作为重金属污染物的有效汇集库,尽管通过一系列生化过程对重金属进行一定的吸收、固定和转化,但当湿地重金属超过其承受阈值,会重新释放并形成二次污染,通过食物链威胁人类的生存和生态系统的健康<sup>[8-9]</sup>。湿地污泥重金属含量是湿地生态系统中极其重要的生态因子,显著影响着湿地生态系统的生产力和多样性,因而一直倍受湿地生态学、土壤学等多个学科的关注<sup>[10]</sup>。近年来,水体污染与富营养化以及全球气候变化等环

境问题日益尖锐,湿地在大气调节以及对附近水域中污染物的净化(包括营养盐的吸收与汇聚)方面的功能开始引起环境学家的高度关注,研究湿地污泥重金属分布是湿地生态系统地球化学循环研究的重要基础<sup>[11]</sup>。而湿地底泥中污染物的重新释放是影响湿地水质的一个重要因素,湿地底泥记录着整个湿地周边甚至整个流域环境变化的各种信息<sup>[12-13]</sup>。因此,底泥中污染物的浓度在一定程度上可以间接反映河湖湿地的污染程度。

珠江三角洲仅次于长江三角洲,是比较年轻、成土较快的河口三角洲,也是暖温带保存最完整、典型和年轻的湿地生态系统,在长期的河、海、陆相互作用下,发育形成了多种多样的湿地生态系统<sup>[14-15]</sup>。作为珠江入海的最后屏障,拥有丰富的水资源,集饮用、灌溉、渔业、航运、纳污等多功能于一体,为各种水生植物和动物的生存提供了良好的环境条件,一直受到国内外学者的高度关注和广泛研究<sup>[16]</sup>。随着珠江三角洲地区经济的开发,化石燃料燃烧、土地利用方式、石油开发和农业开垦等高强度人为活动综合作用,加上自然和人文因素的双重影响,导致珠江三角洲湿地生态系统严重退化,水质(水体富营养化)和污泥重金属污染也呈现出恶化的趋势<sup>[17-18]</sup>,这些直接危害了两岸人民群众的身体健康和生命安全,科学、妥善处理珠江三角洲湿地污泥重金属带来的生态环境问题已经迫在眉睫<sup>[19]</sup>。近年来,大量学者对珠江三角洲湿地重金属

收稿日期:2016-01-05

基金项目:广东省科技计划(编号:2012B031000024,2012B010500028);

广东省本科高校教育改革建设项目(编号:650260,286);广东省高

等教育教学改革综合类项目(编号:GDJG20141219)。

作者简介:贾昌梅(1963—),女,江西南昌人,教授,工程师,研究方向为环境污染和环境工程。E-mail:JIA\_Changmei@163.com。

污染特征进行了系列研究,主要集中在水体和污泥重金属空间分布规律、影响因素等方面,但关于珠江三角洲湿地重金属污染程度评价,尤其不同季节重金属污染程度评价的研究尚鲜见报道。因此,本研究采用潜在生态风险指数法和地累积指数法相互补充和借鉴,对比分析不同季节珠江三角洲湿地底泥重金属的分布特征,利用综合污染指数法和地累积指数法对重金属污染状况进行综合评价,对降低重金属危害,恢复和保护湿地生态系统的健康发展、退化湿地生态恢复和治理具有重要作用。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

珠江三角洲在珠江下游,包括南部的现代三角洲与北部的古三角洲,是珠江入海口的冲积平原,同时是中国三大河口三角洲之一,面积约为 56 万 km<sup>2</sup>,流域大部分为亚热带季风地区,温湿多雨多年平均入海水量为 3 100 亿 m<sup>3</sup>,多年平均含沙量为 0.28 kg/m<sup>3</sup>,多年平均输沙量为 0.8 亿 t,气候类型为热带季风气候,年均温度为 22 ℃,年均降水量为 1 600 ~ 2 000 mm,该区域夏季盛行西南风,冬季盛行东北风,6—10 月是台风多发季节,土壤类型为潮土、盐土和滨海盐土。

1.2 样品采集

2014—2015 年分别在 4 月(春季)、8 月(夏季)、10 月(秋季)、12 月(冬季)珠江三角洲湿地公园采集土壤样品,湿地公园内布设 20 个采样点,土壤采样点设在岸边,五点混合法使用 PVC 管和抓取式采样器(grab sampler)采集土壤样品并混合,土壤经自然条件风干 20 d 后,去除石块、植物残体等残杂物,磨细,过 100 目筛,以备待用。

1.3 污泥样品预处理

1.3.1 仪器和试剂 仪器:电感耦合等离子质谱仪(ICP-MS, Agilent 7500, USA);微波消解仪(美国 CEM 公司);消解罐;聚四氟乙烯坩埚;恒温电热板;亚沸蒸馏器(Berghof BSB-939-IR, German);电子天平(German, 精确至 0.01 g);100 mL 容量瓶;玻璃漏斗;定量滤纸。

试剂:去离子水;浓硝酸(Q = 1.42 g/mL, 优级纯);超纯水仪(Milli-Q, France);硝酸(经亚沸蒸馏器二次蒸馏酸);氢氟酸(超纯,上海化学试剂有限公司试剂一厂);高氯酸(优级纯,天津东方化工试剂厂)。

1.3.2 污泥中养分的测定 土壤养分参考鲍士旦方法测定,即土壤颗粒组成采用比重法测定,土壤 pH 值测定采用 1:2.5 水土比浸提 pH 玻璃电极法;土壤有机碳采用重铬酸钾氧化外加热法;土壤全磷用 NaOH 熔融-钼锑抗比色法;土壤全氮用全自动凯氏定氮法;全土壤全钾采用 NaOH 熔融-火焰光度法测定<sup>[20]</sup>。

1.3.3 污泥中重金属质量分数的测定 样品经自然风干后,碾磨并过 60 目筛,称取约 0.500 0 g 加工好的样品(精确到 0.000 1 g)经 HClO<sub>4</sub>-HNO<sub>3</sub>-HF 消化处理,用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)内标法测定土壤 Zn、Cd、Pb、Cu 含量,采用冷原子吸收微分测定仪、为 ICP 配置氢化物发生器,确保所需仪器的灵敏度。同时取土壤样品 0.250 0 g(精确到 0.000 1 g)于 25 ml 比色管中,加入新配(1+1)王水 10 mL,于沸水浴中加热 2 h,其间要充分振摇 2 次,冷却至室温后加入

10 mL 保存液,用稀释液定容,摇匀,该消解液用来测定 Hg。取静置后的消解溶液 5.00 mL 于另一 25 mL 比色管中,加入 50 g/L 的硫脲溶液 2.5 mL,盐酸 2.5 mL,定容至 25 mL,该溶液用来测定 As。ICP-MS 的精确度在 2% 以下,回收率为 95% 以上,测定偏差控制在 9% 内,每个土壤样点的重金属含量均以 2 年的平均值来计算。污泥中重金属质量分数的计算公式<sup>[21]</sup>。

$$w(M) = n \times \frac{V \times c}{m}$$

式中:w 为污泥中重金属的质量分数(干基),mg/kg;M 为所测定的某种重金属;c 为 ICP-MS 测定预处理样品得到的重金属质量浓度,mg/L;n 为 ICP-MS 测定时预处理样品的稀释倍数;m 为污泥样品质量,kg;V 为定容体积,L。

1.4 潜在生态危害评价方法

1.4.1 单因子指数法<sup>[22]</sup>

$$P_i = C_i / S_i$$

式中:P<sub>i</sub> 为污染指数;C<sub>i</sub> 为污染物实测值;S<sub>i</sub> 为污染物评价标准;i 代表某种污染物。

1.4.2 N. L. Nemerow 综合污染指数法<sup>[22]</sup>

$$P_i = \{ [(C_i / S_i)_{\max}^2 + (C_i / S_i)_{\text{ave}}^2] / 2 \}^{1/2}$$

式中:P<sub>i</sub> 为综合污染指数;(C<sub>i</sub>/S<sub>i</sub>)<sub>max</sub> 为土壤重金属元素中污染指数最大值;(C<sub>i</sub>/S<sub>i</sub>)<sub>ave</sub> 为土壤各污染指数的平均值,用评价公式计算出的污染指数,按照土壤环境质量分级标准进行评价。

表 1 土壤质量分级标准

等级划分	单因子污染指数	潜在生态风险程度	污染程度
1	$P_i < 0.7$	$P_i < 0.7$	安全
2	$0.7 < P_i \leq 1$	$0.7 < P_i \leq 1$	警戒级
3	$1 < P_i \leq 2$	$1 < P_i \leq 2$	轻度污染
4	$2 < P_i \leq 3$	$2 < P_i \leq 3$	中度污染
5	$P_i \geq 3$	$P_i \geq 3$	重度污染

1.4.3 Hakanson 潜在生态危害指数法<sup>[23]</sup> 不同重金属对人体健康产生的危害不同,即使在污泥中浓度相同,其产生的危害也有差别。针对于这点,瑞典科学家 Hakanson 在 1980 年建立了一套评估重金属污染与生态危害的方法,将重金属元素的生态效应环境效应及毒理学联系起来,较纯粹采用重金属元素污染程度更好地反映重金属元素的潜在危害。其计算公式为:

$$E_i = \frac{T_i \times C_i}{C_o}$$

式中:E<sub>i</sub> 为第 i 种重金属的潜在生态危害指数;T<sub>i</sub> 为第 i 种重金属的毒性响应系数(表 3);C<sub>i</sub> 为第 i 种重金属的测定浓度,mg/kg;C<sub>o</sub> 为重金属元素的参比值,mg/kg(表 2)。

表 2 重金属毒性响应系数及其参比值

项目	毒性响应系数	全球工业前 (mg/kg)
Cu	2	30
Zn	5	25
Pb	1	80
Cd	2	0.5
Hg	5	0.2
As	30	15

不同重金属复合生态危害指数(RI)的计算公式为:

$RI = \sum E_i。$

根据  $E_i$  与  $RI$  值大小,对 Hakanson 提出的重金属生态危害程度的划分标准进行了适当调整(表 3)。

表 3 潜在生态危害评价标准

$E_i$	$RI$	潜在生态风险程度
$\leq 40$	$\leq 150$	低
41 ~ 80	151 ~ 300	中等
81 ~ 160	301 ~ 600	重
161 ~ 320	601 ~ 1 200	严重
$> 320$	$> 1\ 200$	极严重

1.4.4 地累积指数法( $I_{geo}$ )<sup>[22]</sup> 地累积指数法是从环境地球化学的角度出发评价污泥中重金属的污染,除考虑到的人为污染因素、环境地球化学背景值外,还考虑到工业可能引起的背景值变动的因素,弥补了同类其他评价法的不足,因此在欧洲被广泛采用,目前也应用于土壤中元素的污染评价(表 4)。其计算公式如下:

$I_{geo} = \log_2 [C_n / (k \times B_n)]。$

式中: $C_n$  为元素  $n$  在污泥中的含量(实测值); $B_n$  为工业前该元素的地球化学背景值,取  $k$  值为 1.5。

2 结果与分析

2.1 珠江三角洲湿地污泥重金属季节分布特征

由表 5 可知,珠江三角洲湿地污泥中各重金属浓度范围分别为:Cu 为 15.23 ~ 19.14 mg/kg,Zn 为 18.15 ~ 23.69 mg/kg,Pb 为 13.58 ~ 26.54 mg/kg,Cd 为 0.058 ~ 0.137 mg/kg,Hg

表 5 珠江三角洲湿地污泥重金属含量

季节	Cu(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Pb(mg/kg)	Cd(mg/kg)	Hg(mg/kg)	As(mg/kg)
春季	15.23 ± 1.56d	18.15 ± 1.06b	13.58 ± 1.39c	0.058 ± 0.006c	0.062 ± 0.015c	1.53 ± 0.65b
夏季	16.52 ± 2.18c	19.52 ± 1.54ab	16.95 ± 2.25b	0.065 ± 0.008c	0.085 ± 0.023b	1.69 ± 0.52b
秋季	18.25 ± 2.03b	22.17 ± 2.36a	26.54 ± 3.64a	0.123 ± 0.015b	0.084 ± 0.042b	2.38 ± 0.74a
冬季	19.14 ± 1.17a	23.69 ± 1.47a	25.37 ± 3.12a	0.137 ± 0.023a	0.142 ± 0.036a	2.04 ± 0.26a
平均值	17.29 ± 2.08	20.88 ± 3.02	20.61 ± 2.87	0.101 ± 0.013	0.093 ± 0.048	1.91 ± 0.19
污泥质量标准	35 ~ 100	150 ~ 350	60 ~ 130	0.5 ~ 1.5	0.2 ~ 0.5	20 ~ 65

注:表中数值为平均值 ± 标准差( $n = 3$ );同列数据后的不同小写字母表示处理间差异显著( $P < 0.05$ )。下表同。

2.2 珠江三角洲湿地污泥养分季节分布特征

由表 6 知,珠江三角洲湿地污泥中养分含量范围分别为,pH 值为 6.02 ~ 6.74,有机质含量为 17.69 ~ 23.39 g/kg,全氮含量为 1.54 ~ 2.57 g/kg,全磷含量为 1.21 ~ 1.32 g/kg,全钾含量为 15.95 ~ 26.58 g/kg,其中研究区域污泥 pH 值依次表现为冬季 < 秋季 < 夏季 < 春季,各季节之间差异均显著( $P < 0.05$ );有机质含量依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季,各季节之间差异均显著( $P < 0.05$ );全氮含量依次表现为秋季 > 冬季 > 夏季 > 春季,秋季与冬季差异并不显著( $P > 0.05$ ),显著高于春季和夏季( $P < 0.05$ );全磷含量依次表现为夏季 > 冬季 > 春季 > 秋季,各季节之间差异不显著( $P > 0.05$ );全钾含量依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季,各季节之间差异均显著( $P < 0.05$ )。受排污的影响,污泥中人为输入的养分往往要高于其自然背景值的几倍甚至十几倍,而且受输入源、水动力作用等因素的影响,其季节分布差异较大,使得地球化学特性相似、相近的污泥,其养分和酸碱度出现明显差异。

表 4 重金属地累积指数与污染程度分级

地累积指数 $I_{geo}$	级别	污染程度
$I_{geo} < 0$	0	无
$0 \leq I_{geo} < 1$	1	轻
$1 \leq I_{geo} < 2$	2	中
$2 \leq I_{geo} < 3$	3	中—强
$3 \leq I_{geo} < 4$	4	强
$4 \leq I_{geo} < 5$	5	强—极强
$I_{geo} \geq 5$	6	极强

为 0.062 ~ 0.142 mg/kg,As 为 1.53 ~ 2.38 mg/kg,其中 Pb 和 Zn 占重金属总量比例最高,Hg 和 Cd 占重金属总量比例较小。研究区域污泥重金属含量以冬季最高,秋季次之,春季和夏季最低,污泥重金属含量均在质量标准范围内,污泥中 Cu、Zn、Cd、Hg 含量依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季,Pb、As 含量依次表现为秋季 > 冬季 > 夏季 > 春季。湿地水文环境条件是决定污泥重金属的季节性变化的主要因素,同时温度、pH 值、盐度及有机质含量等因素也会对污泥重金属含量造成影响。秋季和冬季是枯水期,污泥中的悬浮泥沙及污染物快速富集,造成其重金属含量最高,最低值出现在春季和夏季。从冬季至夏季期间,水温逐渐升高,根据分子热运动理论,温度升高有利于底泥中重金属向水相的迁移以及释放,pH 值逐渐降低也促进了碳酸盐和氢氧化物结合态重金属的溶解与释放,污泥中有机质含量减少降低了重金属在污泥中的吸附作用,从而使一部分重金属发生解吸转移到间隙水或者上覆水中,导致春季和夏季污泥中重金属含量较低。

Pearson 相关性系数法可知(表 7),珠江三角洲湿地污泥中 pH 值与 Hg 含量呈极显著负相关( $P < 0.01$ ),与 Cu、Zn、Pb 和 Cd 含量呈显著的负相关( $P < 0.05$ );全磷含量与各重金属含量均没有一定的相关性( $P > 0.05$ );有机质含量与 Cu、Zn、Cd 含量呈极显著正相关( $P < 0.01$ ),与 Pb、Hg 含量呈显著正相关( $P < 0.05$ );全钾含量与 Pb 含量呈极显著正相关( $P < 0.01$ ),与 Cu、Zn、Cd 含量呈显著正相关( $P < 0.05$ )。有机质是影响这些重金属元素分布特征的重要因素,但有机质的这种特性并非适用于所有重金属,主要是因为不同重金属的化学性质有差异,往往对其所结合的位点具有一定的选择性,即只与其化学性质相匹配的位点相结合。受此影响,某些重金属元素与总有机质在分布特征上并不一定有必然的联系。本研究中 Hg、As 元素与总有机质的相关性不显著。以上分析结果说明,有机质含量是控制珠江三角洲湿地污泥重金属元素分布的主要因素。

2.3 珠江三角洲湿地污泥重金属污染程度分析

表 8 分析结果显示,从整个调查区域范围来看,重金属

表 6 珠江三角洲湿地污泥理化性质

季节	pH 值	浓度 (g/kg)			
		有机碳	全氮	全磷	全钾
春季	6.74 ± 0.15a	17.69 ± 1.59d	1.54 ± 0.36c	1.25 ± 0.03a	15.95 ± 3.25d
夏季	6.39 ± 0.21b	19.25 ± 2.69c	1.96 ± 0.61b	1.32 ± 0.08a	18.34 ± 5.18c
秋季	6.41 ± 0.16c	21.58 ± 3.25b	2.63 ± 0.45a	1.21 ± 0.06a	26.58 ± 4.02a
冬季	6.02 ± 0.18d	23.39 ± 2.45a	2.57 ± 0.51a	1.28 ± 0.04a	24.37 ± 5.24b
平均值	6.39 ± 0.29	20.48 ± 2.51	2.18 ± 0.52	1.27 ± 0.05	21.31 ± 4.99

表 7 珠江三角洲湿地污泥重金属与污泥理化性质之间的关系

项目	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg	As
pH 值	-0.898 *	-0.890 *	-0.733 *	-0.790 *	-0.966 **	-0.513
有机质	0.995 **	0.998 **	0.930 *	0.970 **	0.888 *	0.479
全氮	0.967 *	0.951 *	0.993 **	0.948 *	0.687	0.536
全磷	-0.149	-0.179	-0.396	-0.358	0.263	-0.573
全钾	0.918 *	0.908 *	0.994 **	0.940 *	0.571	0.581 *

注：“\*\*”表示相关性在 0.01 水平上显著（双尾）；“\*”表示相关性在 0.05 水平上显著（双尾）。

Cu、Zn、Pb、Cd、Hg、As 单因子污染系数均值均小于 1，属于低污染水平；污染系数均值由大到小依次为 Cu > Zn > Hg > Pb > Cd > As，由此可知，Cu、Zn、Hg 是整个珠江三角洲湿地污泥中最主要的环境污染因子；而在时间分布上，重金属综合污染指数由高到低为：珠江三角洲湿地污泥 Cu 含量污染程度依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，Zn 含量污染程度依次表现为秋季 > 冬季 > 夏季 > 春季，Pb 含量污染程度依次表现为秋季 > 冬季 > 春季 > 夏季，Cd 含量污染程度依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，Hg 含量污染程度依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，As 含量污染程度依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，综合污染指数依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季。

2.4 珠江三角洲湿地污泥重金属潜在生态风险评价

通过对珠江三角洲湿地污泥重金属潜在生态风险进行评价，得到重金属潜在生态风险系数和风险指数 2 项指标，珠江三角洲湿地污泥中重金属的潜在生态危害指数 ( $E_i$ ) 与复合

表 8 污泥中重金属污染单因子评价结果

项目	单因子污染系数 $P_i$						综合污染系数 $P_i$
	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg	As	
春季	0.53	0.52	0.35	0.13	0.35	0.09	1.97
夏季	0.61	0.54	0.34	0.16	0.39	0.13	2.17
秋季	0.84	0.73	0.42	0.23	0.43	0.17	2.82
冬季	0.92	0.65	0.36	0.26	0.46	0.18	2.83
平均值	0.73	0.61	0.37	0.20	0.41	0.14	2.45

生态危害指数 ( $RI$ ) 如表 9 所示。由表 9 可知，珠江三角洲湿地污泥中重金属危害指数 ( $E_i$ ) 基本表现为 Zn > As > Cd > Hg > Pb > Cu，其中毒性最强的是 Zn，其最大危害指数为 152.6 (冬季)，处于重危害范围 ( $80 < E_i \leq 160$ )，其次是秋季，Cu 危害指数为 143.8，重危害范围；不同季节 As 危害指数均高于 40 ( $40 < E_i \leq 80$ )，属中等危害水平，其他几种重金属均处于低风险水平 ( $E_i \leq 40$ )。在时间分布上，单因子潜在生态风险系数由高到低为：珠江三角洲湿地污泥 Cu 含量污染程度依次表现为秋季 > 冬季 > 春季 > 夏季，Zn 含量污染程度依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，Pb 含量污染程度依次表现为秋季 > 春季 > 冬季 > 夏季，Cd 含量污染程度依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，Hg 含量污染程度依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，As 含量污染程度依次表现为秋季 > 冬季 > 夏季 > 春季，综合污染指数 ( $RI$ ) 依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，在春季和夏季表现为低污染程度，在秋季和冬季表现为中等程度污染。由此可知，Zn 是珠江三角洲湿地最主要的潜在生态风险因子。

表 9 污泥中重金属潜在污染评价

季节	单因子潜在生态风险系数 $E_i$						综合潜在生态风险系数 $RI$	风险程度
	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg	As		
春季	2.4	62.4	9.9	9.1	3.2	51.4	138.4	低
夏季	1.9	73.6	3.7	13.2	5.7	56.3	154.4	低
秋季	6.0	143.8	10.9	21.8	13.2	73.2	268.9	中等
冬季	5.1	152.6	8.1	35.6	23.8	63.9	289.1	中等
平均值	3.9	108.1	8.2	19.9	11.5	61.2	212.7	中等

2.5 珠江三角洲湿地污泥地累积指数评价

珠江三角洲湿地地累积指数 ( $I_{geo}$ ) 评价结果见表 10。由表 10 可知，各种重金属均污染均较轻，冬季 Pb 污染达到重度程度，其他时期均表现为轻度污染或者无污染，说明珠江三角洲湿地重金属污染受粘质沉积岩中该元素的地球化学背景值影响较小，主要由人为干扰因素造成。从均值来看，Cu、Cd、Hg 和 As 属于轻度污染，Zn 没有污染，Pb 属于中度污染；在时间分布上，Cu 地累积指数 ( $I_{geo}$ ) 依次表现为冬季 > 秋季 > 夏季 > 春季，Zn 地累积指数 ( $I_{geo}$ ) 依次表现为冬季 > 秋季 > 春季 > 夏季，Pb 地累积指数 ( $I_{geo}$ ) 依次表现为冬季 > 秋季 > 春季 >

夏季，Cd 地累积指数 ( $I_{geo}$ ) 依次表现为秋季 > 冬季 > 春季 > 夏季，Hg 地累积指数 ( $I_{geo}$ ) 依次表现为冬季 > 秋季 > 春季 > 夏季，As 地累积指数 ( $I_{geo}$ ) 依次表现为冬季 > 秋季 > 春季 > 夏季。

3 结论

(1) 珠江三角洲湿地污泥中 Pb 和 Zn 占重金属总量比例最高，Hg 和 Cd 占重金属总量比例较小；污泥重金属含量以冬季最高，秋季次之，春季和夏季最低，污泥重金属含量均在质量标准范围之内，污泥中 Cu、Zn、Cd 和 Hg 含量依次表现为冬

表 10 污泥中重金属地累积指数及分级

季节	Cu		Zn		Pb		Cd		Hg		As	
	$I_{geo}$	分级	$I_{geo}$	分级	$I_{geo}$	分级	$I_{geo}$	分级	$I_{geo}$	分级	$I_{geo}$	分级
春季	0.13	轻	-0.13	无	1.17	中	-0.06	无	0.39	轻	-0.09	无
夏季	0.52	轻	-0.16	无	1.23	中	-0.03	无	0.67	轻	-0.04	无
秋季	1.56	中	-0.05	无	1.98	中	0.36	无	1.06	中	0.07	轻
冬季	1.63	中	0.09	轻	2.36	重	0.18	轻	1.68	中	0.18	轻
平均值	0.96	轻	-0.06	无	1.69	中	0.12	轻	0.95	轻	0.03	轻

季>秋季>夏季>春季,Pb 和 As 含量依次表现为秋季>冬季>夏季>春季。(2)珠江三角洲湿地污泥中 pH 值依次表现为冬季<秋季<夏季<春季,各季节之间差异均显著( $P<0.05$ );有机质含量依次表现为冬季>秋季>夏季>春季,各季节之间差异均显著( $P<0.05$ );全氮含量依次表现为秋季>冬季>夏季>春季,秋季与冬季差异并不显著( $P>0.05$ ),显著高于春季和夏季( $P<0.05$ );全磷含量依次表现为夏季>冬季>春季>秋季,各季节之间差异不显著( $P>0.05$ );全钾含量依次表现为冬季>秋季>夏季>春季,各季节之间差异均显著( $P<0.05$ )。(3)Pearson 相关性分析可知,珠江三角洲湿地污泥中 pH 值与 Hg 含量呈极显著负相关( $P<0.01$ ),与 Cu、Zn、Pb 和 Cd 含量呈显著的负相关( $P<0.05$ );全磷含量与各重金属含量均没有一定的相关性( $P>0.05$ );有机质含量与 Cu、Zn、Cd 含量呈极显著正相关( $P<0.01$ ),与 Pb、Hg 呈显著正相关( $P<0.05$ );全钾含量与 Pb 含量呈极显著正相关( $P<0.01$ ),与 Cu、Zn、Cd 含量呈显著正相关( $P<0.05$ )。由此可知,有机质是影响这些重金属元素分布特征的重要因素,但有机质的这种特性并非适用于所有的重金属。(4)从整个调查区域范围来看,重金属 Cu、Zn、Pb、Cd、Hg、As 单因子污染系数均值均小于 1,属于低污染水平;污染系数均值由大到小依次为 Cu>Zn>Hg>Pb>Cd>As,由此可知,Cu、Zn、Hg 是整个珠江三角洲湿地污泥中最主要的环境污染因子;而在时间分布上,重金属综合污染指数基本表现为冬季>秋季>夏季>春季。(5)通过 Hakanson 生态风险评估,珠江三角洲湿地污泥中重金属危害指数( $E_i$ )基本表现为 Zn>As>Cd>Hg>Pb>Cu,其中毒性最强的是 Zn,其最大危害指数为 152.6(冬季),处于重危害范围( $80<E_i\leq 160$ ),其次是秋季,危害指数为 143.8,属重危害范围;不同季节 As 危害指数均高于 40( $40<E_i\leq 80$ ),属中等危害水平,其他几种重金属均处于低风险水平( $E_i\leq 40$ )。在时间分布上,单因子潜在生态风险系数由高到低基本表现为冬季>秋季>夏季>春季。综合污染指数(RI)依次表现为冬季>秋季>夏季>春季,春季和夏季表现为低污染程度,在秋季和冬季表现为中等程度污染,由此可知,Zn 是珠江三角洲湿地最主要的潜在生态风险因子。(6)珠江三角洲湿地地累积指数( $I_{geo}$ )评价结果表明,各种重金属均污染均较轻,冬季 Pb 污染达到重度程度,其他时期均表现为轻度污染或者无污染。从均值来看,Cu、Cd、Hg 和 As 属于轻度污染,Zn 没有污染,Pb 属于中度污染;在时间分布上,Cu 地累积指数( $I_{geo}$ )依次表现为冬季>秋季>夏季>春季,Zn 地累积指数( $I_{geo}$ )依次表现为冬季>秋季>春季>夏季,Pb 地累积指数( $I_{geo}$ )依次表现为冬季>秋季>春季>夏季,Cd 地累积指数( $I_{geo}$ )依次表现为秋季>冬季>春季>夏季,Hg 地累积指数( $I_{geo}$ )依次表现

为冬季>秋季>春季>夏季,As 地累积指数( $I_{geo}$ )依次表现为冬季>秋季>春季>夏季。

参考文献:

[1] Mitsch W J, Cronk J K, Li Z. Creating a living laboratory on a college campus for wetland research – The Olentangy River Wetland Research Park, 1991 – 2012[J]. Ecological Engineering, 2014, 72: 1 – 10.

[2] Ocock J F, Kingsford R T, Penman T D, et al. Frogs during the flood: differential behaviours of two amphibian species in a dryland floodplain wetland[J]. Austral Ecology, 2014, 39(8): 929 – 940.

[3] Lowry G V, Espinasse B P, Badireddy A R, et al. Long – term transformation and fate of manufactured ag nanoparticles in a simulated large scale freshwater emergent wetland[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(13): 7027 – 7036.

[4] 郑春雨, 王光华. 湿地生态系统中主要功能微生物研究进展[J]. 湿地科学, 2012, 10(2): 243 – 249.

[5] 王 薇, 陈为峰, 李其光, 等. 黄河三角洲湿地生态系统健康评价指标体系[J]. 水资源保护, 2012, 28(1): 13 – 16.

[6] 张和钰, 陈传明, 郑行洋, 等. 漳江口红树林国家级自然保护区湿地生态系统服务价值评估[J]. 湿地科学, 2013, 1(1): 108 – 113.

[7] Andreu V, Gimeno – García E, Pascual J A, et al. Presence of pharmaceuticals and heavy metals in the waters of a Mediterranean coastal wetland: Potential interactions and the influence of the environment [J]. Science of the Total Environment, 2015, 540(Pt 1): 278 – 286.

[8] Hazrat A, Ezzat K, Muhammad Anwar S. Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications[J]. Chemosphere, 2013, 91(7): 869 – 881.

[9] Yadav A K, Abbassi R, Kumar N, et al. The removal of heavy metals in wetland microcosms: Effects of bed depth, plant species, and metal mobility[J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 211 – 212(22): 501 – 507.

[10] Lei L, Sun J S, Borthwick A G L, et al. Dynamic evaluation of intertidal wetland sediment quality in a bay system [J]. Journal of Environmental Informatics, 2013, 21(1): 12 – 22.

[11] Xiao R, Bai J, Lu Q, et al. Fractionation, transfer, and ecological risks of heavy metals in riparian and ditch wetlands across a 100 – year chronosequence of reclamation in an estuary of China [J]. Science of the Total Environment, 2015, 517: 66 – 75.

[12] Ramos – Rosas N N, Valdespino C, García – Hernández J, et al. Heavy metals in the habitat and throughout the food chain of the Neotropical otter, Lontra longicaudis, in protected Mexican wetlands [J]. Environmental monitoring and assessment, 2013, 185(2): 1163 – 1173.

[13] Kwok C K, Liang Y, Wang H, et al. Bioaccumulation of heavy metals in fish and Ardeid at Pearl River Estuary, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 106: 62 – 67.

胡秀虹,张廷辉,黄 剑. 阿维菌素降解菌株 AW1-18 的生长特性及降解活性[J]. 江苏农业科学,2016,44(5):447-450.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.05.128

# 阿维菌素降解菌株 AW1-18 的生长特性及降解活性

胡秀虹<sup>1,3</sup>, 张廷辉<sup>2</sup>, 黄 剑<sup>3</sup>

(1. 凯里学院化学与材料工程学院, 贵州凯里 556011; 2. 黔东南州食品药品检验所, 贵州凯里 556011;

3. 贵州大学精细化工研究开发中心, 贵州贵阳 550025)

**摘要:**从长期施用阿维菌素农药的土壤中分离到 1 株能以阿维菌素为唯一碳源、氮源和能源的不动杆菌(*Acinetobacter tandoii*) AW1-18。研究了该菌株对阿维菌素的降解曲线、生长条件以及影响因素。结果表明, AW1-18 生长所需阿维菌素的最佳浓度为 100 mg/L, 最适 pH 值为 7.0, 温度为 30 ℃, 通气量为 60 mL, 细菌接种浓度为 3%, 培养至 6 d 时, 该菌对阿维菌素的降解率可达 76%。加入较低浓度的碳氮源, 能促进该菌对阿维菌素的降解。

**关键词:**不动杆菌; 生物降解; 生长条件; 阿维菌素

**中图分类号:** X172 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)05-0447-04

阿维菌素(avermectin)在土壤中主要通过非生物降解和微生物降解, 非生物降解包括化学水解和光解作用<sup>[1-4]</sup>。微生物降解作为生物修复技术具有高效、无毒、无二次污染、经济实用、应用范围广等特点, 且操作简便, 目前, 已成为去除残留农药污染物的最主要方式<sup>[5]</sup>, 在阿维菌素降解中同样扮演着重要角色, 也是目前研究阿维菌素的一个新领域。

张卫等运用恒温培养法研究了阿维菌素在灭菌土壤和未灭菌土壤中的降解动力学<sup>[6]</sup>, 结果表明, 阿维菌素在土壤中的降解主要由微生物引起, 而非生物消解作用较小。相关研究进一步证实嗜麦芽寡养单胞菌<sup>[7]</sup>、伯克霍尔德氏菌属<sup>[8]</sup>、蜡芽孢杆菌<sup>[9]</sup>能以土壤中的阿维菌素农药作为唯一的碳源、氮源和能源并将其完全降解。本研究从长期施用阿维菌素农药的菜豆土壤中分离到 1 株对阿维菌素具有良好降解作

用的微生物, 经鉴定为不动杆菌, 命名为 *Acinetobacter tandoii* AW1-18。本试验对该菌株对阿维菌素的降解活性及生长条件等进行了研究。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料

不动杆菌菌株 AW1-18(*Acinetobacter tandoii* AW1-18, 简称 AW1-18), 从贵州省贵阳市花溪区多年使用阿维菌素农药的菜豆土壤中分离获得, 经鉴定后保存。阿维菌素原药(B1a≥96%)由陕西标正作物科学有限公司提供。无机盐基础培养液(g/L)<sup>[10]</sup>; LB 培养基(g/L)<sup>[8]</sup>。

### 1.2 方法

1.2.1 菌悬母液的配制 将目标菌株无菌操作条件下接种至 LB 培养基中, 于 30 ℃、150 r/min 恒温摇床上培养 24 h。按文献[11]的具体方法配制菌悬母液。

1.2.2 阿维菌素含量分析 采用高效液相色谱法(HPLC)测定。HPLC 法测定条件: Agilent 1100 高效液相色谱仪, 紫外检测器, 检测波长为 246 nm, 色谱柱为 ZORBAX SB-C<sub>18</sub>(4.6 mm×250 mm, 5 μm), 流动相为甲醇-水(92:8, V/V), 流量为 1 mL/min, 进样量为 20 μL。

1.2.3 菌体生长量的测定 以波长为 600 nm 处的 D 值表示, 即测定菌液在紫外波长为 600 nm 时的吸光度。

收稿日期: 2015-04-17

基金项目: 贵州省教育厅自然科学基金青年项目[编号: 黔教合 KY 字(2014)311]; 凯里学院自然科学基金(编号: 2013z416); 贵州省科技工业攻关[编号: 黔科合 GY 字(2006)3011]。

作者简介: 胡秀虹(1986—), 女, 江西景德镇人, 硕士, 讲师, 主要从事环境微生物技术及制药工程专业的教育与科研。E-mail: 714920492@qq.com。

通信作者: 黄 剑, 博士, 教授, 主要从事农药毒理学和天然产物化学的研发。E-mail: jhuang66@163.com。

[14] 康 蕾, 马 丽, 刘 毅. 珠江三角洲地区未来海平面上升及风暴潮增水的耕地损失预测[J]. 地理学报, 2015, 70(9): 1375-1389.

[15] 吴统贵, 陈步峰, 肖以华, 等. 珠江三角洲 3 种典型森林类型乔木叶片生态化学计量学[J]. 植物生态学报, 2010, 34(1): 58-63.

[16] 朱照宇, 邓清禄, 周厚云, 等. 珠江三角洲经济区可持续发展中的水环境问题[J]. 环境科学学报, 2001, 21(4): 405-410.

[17] 杨燕红, 傅家谟, 盛国英, 等. 珠江三角洲一些城市水体中微量有机污染物的初步研究[J]. 环境科学学报, 1998, 18(3): 271-277.

[18] 陈步峰, 陈 勇, 尹光天, 等. 珠江三角洲城市森林植被生态系统水质效应研究[J]. 林业科学研究, 2004, 17(4): 453-460.

[19] 朱永官, 陈保冬, 林爱军, 等. 珠江三角洲地区土壤重金属污染控制与修复研究的若干思考[J]. 环境科学学报, 2005, 25(12): 1575-1579.

[20] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[21] 马利民, 陈 玲, 吕 彦, 等. 污泥土地利用对土壤中重金属形态的影响[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 151-153.

[22] 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.

[23] Hossain M K, Strezov V, Yin C K, et al. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar[J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(1): 223-228.