

灌河口表层土壤多环芳烃污染调查与评价

于英鹏, 吴菲儿, 王力

(盐城师范学院城市与规划学院, 江苏 盐城 224051)

摘要:为了解灌河口工业区表层土壤中多环芳烃的污染水平及健康风险。于2017年4月份在灌河口化工园区、火力发电厂和钢铁工业园区采集30个表层土壤样品,利用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS)对16种优控 ω (PAH)进行了检测。结果表明,30个采样点16种PAH的 ω (T-PAHs)_总为1 212.8~12 264.5 ng/g,平均值为3 504.8 ng/g。其中单体PAH以Fl为主,平均比例高达19.4%,其次为Pyr(16.7%)和B[a]P(9.6%)。单体PAH相关性分析表明了污染物来源的一致性,主要来源于本地工业区原油、生物质和煤的燃烧过程。根据加拿大土壤环境质量标准,灌河口工业区87%的土壤PAHs污染超过了安全值,存在潜在的生态风险。

关键词:灌河口;土壤;多环芳烃

中图分类号:X53

文献标志码:B

文章编号:1674-6732(2018)04-0047-05

Investigation and Evaluation of PAHs Pollution in Surface Soil of the Guan River Estuary

YU Ying-peng, WU Fei-er, WANG Li

(School of Urban and Planning, Yancheng Teachers University, Yancheng, Jiangsu 224051, China)

Abstract: In order to clarify the pollution level and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface soil of Guan River Estuary Industrial Area, 30 surface soil samples were collected from the study area, and 16 kinds of priority control PAH were detected by gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). The results showed that the total concentration of 16 kinds of PAH (T-PAHs) in 30 sampling sites ranged from 1 212.8 to 12 264.5 ng/g, with an average concentration of 3 504.8 ng/g. The monomer PAH was dominated by Fl, with an average ratio of 19.4%, followed by Pyr (16.7%) and B[a]P (9.6%). The correlation analysis of monomer PAH suggested that the consistency of pollution sources, and the characteristic ratio indicated that PAHs originated from crude oil, biomass and coal combustion processes in local industrial areas. According to the Canadian soil environmental quality standards, 87% of sampling sites in the industrial area of Guan River Estuary exceeded the safe value, and there is a potential ecological risk.

Key words: Guan River Estuary; Soil; Polycyclic aromatic hydrocarbons

多环芳烃 (Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 是一类广泛分布在土壤、大气和水体等环境介质中的持久性有机污染物,其“三致效应”对生态环境和人体健康构成了极大的威胁,已成为生态及环境学研究的热点污染物^[1]。PAHs 主要来源于人类的活动过程(包括化石燃料和生物质的不完全燃烧、汽车尾气排放等)。研究发现,土壤是PAHs 在环境系统中最主要的“储库”^[2]。Wild等^[3]研究发现英国环境中90%的PAHs 储存在表层土壤中。PAHs 污染物进入环境系统中后,通过干湿沉降过程进入土壤并不断累积。而富集在土壤中的PAHs 可通过扬尘、皮肤接触和直接摄入等方式对人体健康产生影响。截至目前,针对土壤中

PAHs 的污染特征、来源及生态风险已开展了大量研究^[4-6]。

灌河是苏北地区主要的入海河道。近十年来河口工业区炼钢、火力发电和石油化工产业发展迅速。科研人员已对河口水体中营养盐和重金属污染物进行了研究,但关于土壤中PAHs 的相关研究却未见报道。现通过对灌河口工业区表层土壤 ω (PAHs)进行分析,掌握工业区土壤中PAHs 污染

收稿日期:2018-04-01;修订日期:2018-04-20

基金项目:江苏省环境监测科研基金资助项目(1713);江苏省自然科学基金资助项目(BK20160446)

作者简介:于英鹏(1985—),男,讲师,博士,从事多介质有机污染物研究。

现状、来源及致癌风险, 以期为区域 PAHs 污染控制与治理提供基础数据。

1 研究方法

1.1 样品采集

于 2017 年 4 月份在灌河口化工园区、火力发电厂和钢铁工业园区采集 30 个表层土壤样品。采样区土壤主要为河流冲积母质, 沉积层厚且有富砂性, 颜色灰黄, 主要为黄潮土和盐化潮土。土壤黏粒组成占比 > 10%, 矿物组成主要以 Al_2O_3 和 Fe_2O_3 为主。表层土壤采样点分布概况见图 1。贺心然等^[7]研究表明, 灌河口沉积物中 ω (PAHs) 呈逐年升高的趋势, 且主要来源于河口工业区煤炭和生物质燃烧。土壤采集按照多点(5 个点)混合法, 用已清洁的不锈钢铲采集 0~10 cm 表土, 采集时剔除草根及较大石块, 采集好 30 个土壤样品用透明自封袋装好并做好标记, 后带回实验室进行冷冻风干处理, 剔除杂质后过筛子待分析。

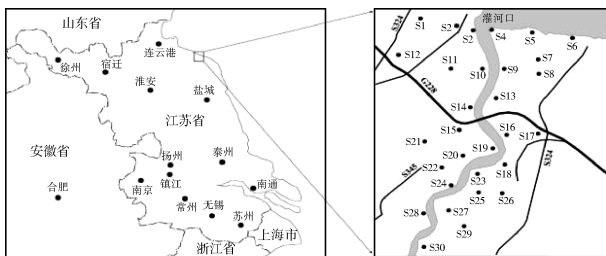


图 1 灌河口采样点分布

1.2 样品处理

称取 5 g 土壤, 加铜粉和无水硫酸钠于滤纸槽内, 加入内标标准物质(萘- d_8 、二氢萘- d_{10} 、菲- d_{10} 、蒽- d_{12} 和 芘- d_{12} , 德国 Dr. Ehrenstorfer 公司), 再加入 120 mL 丙酮和二氯甲烷混合溶剂(体积比 1:1)在索氏抽提器中以平均 4 次/h 的速率连续回流 20 h。萃取液经浓缩并溶剂置换为正己烷后, 过硅胶氧化铝层析柱(硅胶和氧化铝的体积比为 2:1), 用 15 mL 正己烷, 70 mL 二氯甲烷和正己烷的混合溶剂(体积比为 3:7)分别淋洗出烷烃和芳烃组分。含多环芳烃组分的洗脱液定容至 1 mL 进行 GC-MS 分析。

利用气相色谱-质谱联用仪(GC-MS, Agilent 7890A/5975C)对 16 种 PAH 进行定量分析。气相色谱分析条件: 色谱柱为 DB-5 聚硅氧烷聚合物

色谱柱(30 m × 0.25 mm × 0.25 μ m); 色谱柱升温程序为: 柱初始温度为 55℃, 保持 2 min 后, 以 20℃/min 程序升温到 280℃, 再以 10℃/min 升温到 310℃, 保持 5 min; 仪器载气为高纯 He; 流速 1 mL/min; 扫描模式: SIM; 实验方法参见《土壤和沉积物多环芳烃的测定 气相色谱-质谱法》(HJ 805—2016)。

1.3 质量保证和质量控制

实验过程中利用方法空白、加标空白和样品平行样进行质量保证和质量控制。加标空白回收率为 74.7%~106.3%。每组平行样的相对标准偏差均 < 10%。方法空白实验未检出目标污染物。方法检测限为 0.07~0.12 ng/g。由于仪器无法区分 B[b]F 和 B[k]F, 将二者合并为 B[b+k]F 讨论。

2 结果与讨论

2.1 ω (PAHs) 及组成特征

16 种单体 ω (PAH) 分布特征见表 1。灌河口工业区表层土壤中 ω (T-PAHs) 为 1 212.8~12 264.5 ng/g, 平均值和中间值分别为 3 504.8 和 2 396.5 ng/g。各样点间 ω (T-PAHs) 差异较大, 可能的原因是: 首先, 一部分样点为无植物覆盖的裸露表土, 其余部分为有植物覆盖的土壤, 有无植物对土壤中 PAHs 的输入和迁移转化过程存在影响; 其次, 不同样点土壤中有机碳的含量存在差异, 可能会影响 PAHs 的吸附解吸过程; 再次, 采样区土壤中 PAHs 主要来源于本地源, 但采样区域内排放源类型及强度均存在差异, 也可能是 ω (T-PAHs) 存在差异的原因。从单体 ω (PAH) 分布看, 4 环 PAHs 的平均值最高(1 865.6 ng/g), 其次为 5 环和 6 环 PAHs(1 155.4 ng/g), 最低为 2 环和 3 环 PAHs(483.8 ng/g), 研究区 PAHs 主要以中高环为主。其中美国环境保护署列出的 7 种具有致癌性 ω (PAHs)_总(B[a]A、Chry、B[b+k]F、B[a]P、InP 和 D[ah]A) 为 546.1~5 742.3 ng/g, 占 T-PAHs 的 34%~54%, 可见 7 种致癌性 PAHs 的占比较大。其中 ω (B[a]P) 为 89.4~1 737.6 ng/g, 占 T-PAHs 的 3%~14%。单体 PAH 中 Fl、Pyr、B[a]P 的平均占比最高, 其中 Fl 占比高达 19.4%, Pyr 和 B[a]P 的占比分别为 16.7% 和 9.6%。其次是 Chry(8.8%)、B[b+k]F(8.6%)、Phe(8.4%) 和 B[a]A(8.3%)。相比而言, Ace 和 Na 的平均占比最小, 只有 0.6% 和 0.5%。

表 1 灌河口工业区表层土壤 $\omega(\text{PAH})$

ng/g

PAHs	最小值	最大值	平均值	中间值	标准偏差	比例/%
Na	1.7	79	17.2	11.8	15.80	0.5
Acy	5.2	519.3	43.7	16.9	94.01	1.2
Ace	1.3	86.8	21.5	14.1	19.23	0.6
Fluo	6.9	129.9	36.8	23.7	35.44	1.1
Phe	56.2	915.6	295.7	217.7	235.52	8.4
An	13.1	250.1	68.8	47.4	68.60	2.0
Fl	176.7	2 659.6	681.6	413.0	677.43	19.4
Pyr	189.2	2 173.4	585.5	392.8	539.79	16.7
B[a]A	76.8	1 457.6	290.4	204.9	279.19	8.3
Chry	102	1 214.7	308.2	229.8	260.01	8.8
B[b+k]F	108	986	301.5	221.8	231.52	8.6
B[a]P	89.4	1 737.6	336.6	234.8	326.03	9.6
InP	83	556.8	199.3	142.1	128.70	5.7
D[ah]A	21.9	287.4	74.4	50.7	66.61	2.1
B[ghi]P	93.2	770.2	243.6	170.3	174.46	7.0
T-PAHs	1 212.8	12 264.5	3 504.8	2 396.5	2 872.60	
2+3 环	102.9	1 359.8	483.8	343.6	363.724	13.8
4 环	621.7	7 237.2	1 865.6	1 225.9	1 722.85	53.2
5+6 环	447.5	3 831.7	1 155.4	830.7	860.818	33.0
$\Sigma 7\text{car PAHs}$	546.1	5 742.3	1 510.4	1 108.7	1 207.193	

与国内其他工业区土壤中 $\omega(\text{PAHs})$ 相比,灌河口工业区土壤 $\omega(\text{T-PAHs})$ 高于无锡^[8] (207.36 ng/g)、邯郸^[9] (398.9 ng/g)、香港^[10] (590 ng/g) 和杭州^[11] (1 435.3 ng/g), 与济南^[12] (2 700 ng/g) 相当,但远低于鞍山^[13] (32 100 ng/g) 和北京^[14] (32 447.9 ng/g)。可见,就工业区表层土壤 PAHs 污染而言,灌河口工业区处于中等水平。

2.2 相关性分析

灌河口土壤中单体 PAH 间以及与 T-PAHs 的相关系数矩阵见表 2。除 Na 和 Acy 外,其他 14

种单体 PAH 与 T-PAHs 具有明显的正相关关系 ($r > 0.5, p < 0.000 1$),各单体 PAH 之间也存在明显的正相关关系 ($r > 0.5, p < 0.000 1$),可能因为土壤中 Na 和 Acy 的挥发性较强,二者浓度受到环境因素(温度、光照和微生物降解等)的影响较大。其他 14 种单体 PAH 彼此间相关性、与 T-PAHs 的相关性说明研究区内土壤中 PAHs 来源相似,表明了 PAHs 产生的条件和组分特征相同。此外,临近单体 PAH 的相关系数要高于较远的 PAH,说明临近单体 PAH 具有相似的化学结构和理化性质,在迁移归趋过程中光解和降解速率接近。

表 2 灌河口土壤中单体 PAH 间以及与 T-PAHs 的相关系数矩阵 ($n = 30$)

	Na	Acy	Ace	Fluo	Phe	An	Fl	Pyr	B[a]A	Chry	B[b+k]F	B[a]P	InP	D[ah]A	B[ghi]P
Na															
Acy	0.105														
Ace	0.156	0.048													
Fluo	0.037	0.027	0.714												
Phe	0.030	0.06	0.660	0.911											
An	0.025	0.283	0.497	0.854	0.852										
Fl	0.124	0.344	0.516	0.797	0.829	0.887									
Pyr	0.102	0.351	0.522	0.784	0.819	0.886	0.987								
B[a]A	0.006	0.214	0.59	0.779	0.735	0.844	0.908	0.918							
Chry	0.021	0.211	0.565	0.790	0.823	0.811	0.947	0.957	0.883						
B[b+k]F	0.023	0.317	0.582	0.754	0.795	0.782	0.948	0.961	0.915	0.96					
B[a]P	0.008	0.338	0.54	0.612	0.576	0.672	0.766	0.782	0.912	0.695	0.831				
InP	0.029	0.453	0.637	0.694	0.747	0.715	0.871	0.894	0.778	0.881	0.931	0.728			
D[ah]A	0.093	0.241	0.585	0.650	0.663	0.595	0.819	0.848	0.728	0.901	0.898	0.604	0.921		
B[ghi]P	0.009	0.257	0.611	0.696	0.769	0.687	0.86	0.898	0.776	0.927	0.942	0.673	0.957	0.96	
T-PAHs	0.053	0.336	0.596	0.814	0.840	0.874	0.982	0.989	0.941	0.96	0.982	0.832	0.916	0.856	0.909

2.3 特征比值判源

利用单体 PAH 比值对污染物来源进行初步分

析。选择代表性单体 PAH 进行相关分析, 见图 2

(a)(b)(c)(d)(e)。

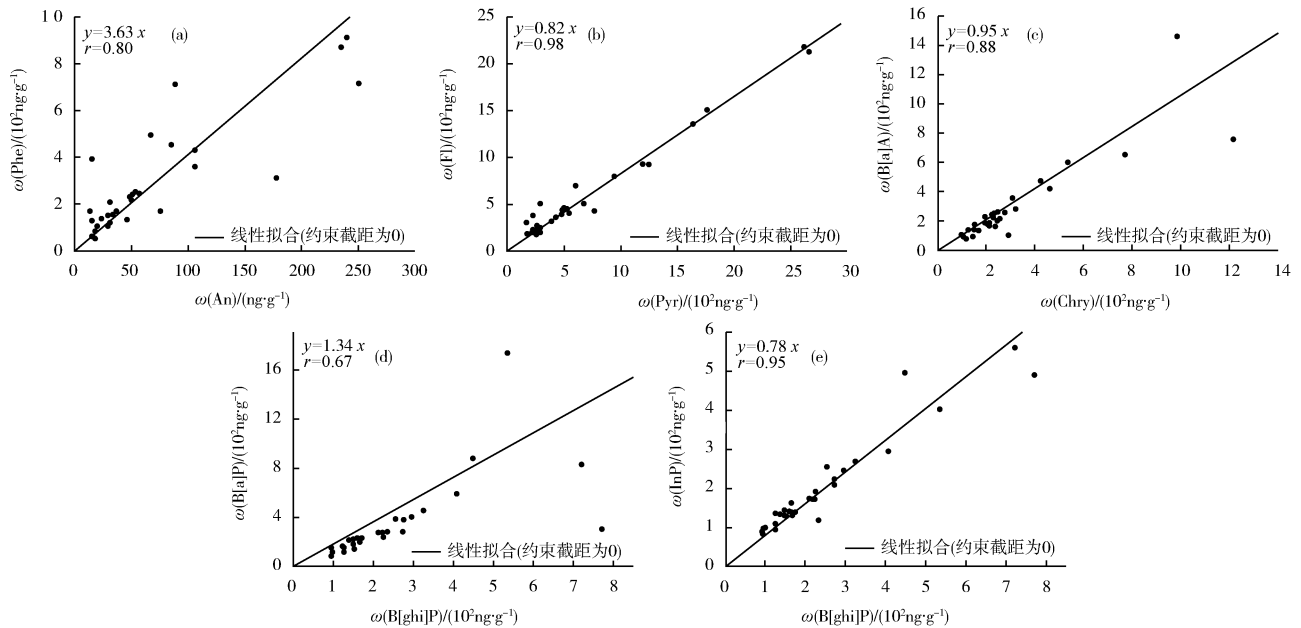


图 2 单体多环芳烃相关性分析

由图 2 可见, $\omega(\text{Phe})/\omega(\text{An})$ 、 $\omega(\text{Fl})/\omega(\text{Pyr})$ 、 $\omega(\text{B[a]A})/\omega(\text{Chry})$ 、 $\omega(\text{B[a]P})/\omega(\text{B[ghi]P})$ 和 $\omega(\text{InP})/\omega(\text{B[ghi]P})$ 拟合约束截距为 0, 方程的系数即为单体 PAH 的比值。所有采样点单体 PAH 相关系数较高 ($r \geq 0.67$), 说明灌河口工业区土壤中 PAHs 具有相似的污染物来源。 $\omega(\text{Phe})/\omega(\text{An})$ 为 3.63, 说明 PAHs 主要来源于原油和生物质的不完全燃烧过程; $\omega(\text{Fl})/\omega(\text{Pyr})$ 为 0.82, 说明汽油和原油燃烧对 PAHs 的贡献较大; $\omega(\text{B[a]A})/\omega(\text{Chry})$ 为 0.95, 暗示原油和生物质燃烧源; $\omega(\text{B[a]P})/\omega(\text{B[ghi]P})$ 和 $\omega(\text{InP})/\omega(\text{B[ghi]P})$ 分别为 1.34 和 0.78, 代表了硬煤、生物质和原油燃烧源^[15]。综上所述, 灌河口工业区土壤 PAHs 来源于燃烧源, 主要包括原油、生物质和煤。这与灌河口工业区实际排污情况相符, 工业区主要以石油炼制、钢铁冶炼和火力发电为主。

2.4 生态风险评价

灌河口表层土壤 PAHs 的生态风险见表 3。

采用 BaP 的毒性当量浓度 TEQ_{BaP} 评价 PAHs 的潜在风险, 公式如下:

$$\text{TEQ}_{\text{BaP}} = \sum (C_i \times \text{TEF}_i)$$

式中: C_i ——第 i 种 $\omega(\text{PAHs})$;

TEF_i ——第 i 种 PAHs 的毒性当量因子(表 3)。

我国目前没有统一的评价土壤中 PAHs 的环境质量标准。现选取荷兰和加拿大土壤质量标准限值对灌河口土壤 PAHs 风险进行评价。由表 3 可见, 致癌风险较小的单体 PAH 中 Na(0.02 ng/g) 和 Phe(0.3 ng/g) 的 TEQ_{BaP} 值远低于荷兰和加拿大土壤质量标准; Acy(0.04 ng/g)、Ace(0.02 ng/g) 和 Fluo(0.04 ng/g) 存在健康风险; 而 An(0.69 ng/g) 和 Fl(0.68 ng/g) 虽远低于荷兰土壤质量标准, 但相对于加拿大土壤质量标准, 其不利影响值得关注; 同样 Pyr(0.59 ng/g) 低于加拿大土壤质量标准, 但高于荷兰土壤质量标准, 也值得关注。致癌性较强的单体 PAH 中 B[a]A(29.04 ng/g) 高于荷兰但低于加拿大土壤质量标准; 而 B[ghi]P(2.44 ng/g) 远低于荷兰和加拿大土壤质量标准; 其他单体 PAH 如 Chry(3.08 ng/g) 和 InP(19.93 ng/g) 低于荷兰、高于加拿大土壤质量标准; 而 B[b+k]F(30.15 ng/g) 和 D[ah]A(74.42 ng/g) 低于加拿大、高于荷兰土壤质量标准。B[a]P 是 PAHs 污染物中致癌性最强的物质之一, 其 TEQ_{BaP} 值(336.55 ng/g) 远高于加拿大和荷兰土壤质量标准, 30 个采样点与荷兰土壤质量标准比较超标率为 100%, 与加拿大土壤质量标准比较超标率为 97%。

30个采样点 $\Sigma 16\text{TEQ}_{\text{BaP}}$ 最高值2 218.35 ng/g,最低值为156.85 ng/g,平均值为497.99 ng/g(表3)。7种致癌 $\omega(\text{PAHs})$ ($\Sigma 7\text{CarTEQ}_{\text{BaP}}$)为155.18 ~ 2 204.78 ng/g,平均值为493.17 ng/g,占

$\Sigma 16\text{TEQ}_{\text{BaP}}$ 高达99%。暗示灌河口土壤PAHs毒性风险主要来自7种强致癌性PAHs,特别是B[a]P(336.55 ng/g)和D[ah]A(74.42 ng/g)。在加拿大土壤环境质量标准中 TEQ_{BaP} 安全值为600 ng/g。

表3 灌河口表层土壤PAHs的生态风险^①

PAHs	TEF	荷兰土壤标准 ^[16]	加拿大土壤标准 ^[17]	毒性当量浓度 TEQ_{BaP}	
				范围	平均值
Na	0.001	15	100	0 ~ 0.08	0.02
Acy	0.001	*	*	0 ~ 0.52	0.04
Ace	0.001	*	*	0 ~ 0.09	0.02
Fluo	0.001	*	*	0.01 ~ 0.13	0.04
Phe	0.001	50	100	0.06 ~ 0.92	0.3
An	0.01	50	*	0.16 ~ 2.5	0.69
Fl	0.001	15	*	0.17 ~ 2.66	0.68
Pyr	0.001	*	100	0.19 ~ 2.17	0.59
B[a]A	0.1	20	100	7.68 ~ 145.76	29.04
Chry	0.01	20	*	1.02 ~ 12.15	3.08
B[b+k]F	0.1	*	100	10.8 ~ 98.6	30.15
B[a]P	1	25	100	89.41 ~ 1 737.58	336.55
InP	0.1	25	*	8.3 ~ 55.68	19.93
D[ah]A	1	*	100	21.86 ~ 287.38	74.42
B[ghi]P	0.1	20	100	0.93 ~ 7.70	2.44
$\Sigma 7\text{CarPAHs}$				155.18 ~ 2 204.78	493.17
$\Sigma 16\text{PAHs}$				156.85 ~ 2 218.35	497.99

① * 表示没有最低安全值,存在就有不利影响。

葛蔚等^[18]认为排污较大的工业区周围土壤的 TEQ_{BaP} 应乘以3倍系数进行评估。计算后 $\omega(\text{TEQ}_{\text{BaP}})$ 为470.6 ~ 6 655.1 ng/g。其中高达87%的采样点超过了安全值。

3 结论

(1) 灌河口工业区表层土壤PAHs以4环PAHs为主,其次为5和6环,2和3环 $\omega(\text{PAHs})$ 最低。 $\omega(\text{T-PAHs})$ 为1 212.8 ~ 12 264.5 ng/g,PAHs组成主要以Fl、Pyr、B[a]P为主。

(2) 单体PAH相关性分析结果表明研究区PAHs的来源具有相似性,主要来源于原油、煤和生物质的燃烧。

(3) 与国外土壤PAHs环境标准限值比较,致癌性较强的B[b+k]F(30.15 ng/g)、D[ah]A(74.42 ng/g)和B[a]P(336.55 ng/g)远高于国外标准限值。高达87%的采样点超过了加拿大土壤环境质量的安全值(600 ng/g),需引起重视。

[参考文献]

[1] BERROJALBIZ N, LACORTE S, CALBET A, et al. Accumula-

tion and cycling of polycyclic aromatic hydrocarbons in zooplankton[J]. Environmental Science and Technology, 2009, 43(7): 2295-2301.

- [2] HE F P, ZHANG Z H, WAN Y Y, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Beijing and Tianjin region: vertical distribution, correlation with TOC and transport mechanism[J]. Journal of Environmental Sciences, 2009, 21(5): 675-685.
- [3] WILD S R, JONES K C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom Environment: A preliminary source inventory and budget[J]. Environmental Pollution, 1995, 88(1): 91-108.
- [4] CHEN R, LV J, ZHANG W, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution in agricultural soil in Tianjin, China: a spatio-temporal comparison study[J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 74(3): 2743-2748.
- [5] CAO H, CHAO S, QIAO L, et al. Urbanization-related changes in soil PAHs and potential health risks of emission sources in a township in Southern Jiangsu, China[J]. Science of the Total Environment, 2016(575): 692-700.
- [6] YANG W, LANG Y H, BAI J, et al. Quantitative evaluation of carcinogenic and non-carcinogenic potential for PAHs in coastal wetland soils of China[J]. Ecological Engineering, 2015(74): 117-124.

(下转第62页)

湖地区城镇污水处理厂及重点工业行业主要水污染排放限值》(DB 32/1072—2007)《纺织染整工业水污染物排放标准》(GB 4287—2018)和其修改单、《化学工业主要水污染物排放标准》(DB 32/939—2006)等,对区域内纺织染整、化工等行业中直排重点污染源实施提标改造。

(3) 提高工业废水集中处理率。企业废水接管要严格执行污水处理厂的接管标准,所有接管企业排放的污水必须达到集中式污水处理厂的接管要求,保证处理水质、水量相对稳定,避免形成冲击负荷,影响污水处理厂尾水达标的稳定性。

(4) 积极淘汰落后产能。按照经济高效、资源集约、节能环保等要求,提高新增项目的准入门槛,坚持高标准招商。对研究区域内所有企业进行分类清理整顿,实行淘汰或提档升级,改善经济结构^[3]。按照“关停一批、搬迁一批、提升一批”的原则,实现重点污染行业的转型升级。

4.3 加强区域性污染物控制

以《水十条目标责任书》控制断面及所在控制单元为重点,加强区域性污染物控制。要基于水质改善需求制定达标方案,将治污任务逐一落实到研究区域内排污单位,对于水质排放不达标企业或者污水处理厂,予以严惩。

4.4 加强生活污染源整治

加快配套截污管网建设与维护工作,提高污水

集中处理设施处置能力;推进农村环境综合整治,加快农村生活污水治理设施建设;建立完善农村生活垃圾收集、转运、处置的长效机制。

4.5 促进河湖生态系统恢复

组织开展河道清淤、疏浚,提高水体自净能力,加快水质改善,发挥景观、生态等综合功能^[4]。对于水质恶劣、严重影响断面水质的局部河道和水域,要落实下达治理任务。此外,对湖泊可实行分期疏浚,在完成初期疏浚后每3年进行1次清淤工作,以减少污染物释放。

4.6 加强自动监测站管理工作

对自动监测站的管理工作要全面落实,保证数据的真实性和准确性,各级环境监测部门应定期开展实验室和自动监测比对分析工作,比对分析污染物实际情况。

[参考文献]

- [1] 卢迎春,王燕,王菊香. 水样中溶解氧、化学需氧量、生物耗氧量的测定注意事项[J]. 光谱实验室,2008,25(3):387-389.
- [2] 马璐. 黄河流域兰州市区段水体中溶解氧现状及其影响因素[J]. 甘肃水利水电技术,2017,53(8):5-8.
- [3] 柳惠青. 湖泊污染内源治理中的环保疏浚[J]. 水运工程,2000,25(11):21-27.
- [4] 陈桂华,张建华. 太湖水环境综合治理的现状、问题及对策[J]. 水资源保护,2014,30(2):67-69.
- 栏目编辑 王 湜 李文峻
- (上接第51页)
- [7] 贺心然,逢勇,高文婕,等. 灌河口海域沉积物中PAHs的垂直分布及生态危害研究[J]. 中国环境监测,2015,31(3):96-104.
- [8] 张强,邹华,张涛,等. 无锡某钢铁厂土壤污染现状及评价[J]. 城市环境与城市生态,2012(6):25-30.
- [9] 吴迪,汪宜龙,刘伟健,等. 河北邯郸钢铁冶炼区周边麦田土和小麦籽粒的多环芳烃含量及其组分谱特征[J]. 环境科学,2016(2):740-749.
- [10] CHUNG M K, HU R, CHEUNG K C, et al. Pollutants in Hong Kong soils: polycyclic aromatic hydrocarbons[J]. Chemosphere, 2007,67(3):464-473.
- [11] 沈菲,朱利中. 钢铁工业区附近农田蔬菜PAHs的浓度水平及分布[J]. 环境科学,2007,28(3):669-672.
- [12] 苑金鹏,王晓利,周家斌,等. 济南市表层土壤中PAHs的分布、来源及风险分析[J]. 环境化学,2015,34(1):166-171.
- [13] 田靖,朱媛媛,杨洪彪,等. 大型钢铁厂及其周边土壤多环芳烃污染现状调查、评价与源解析[J]. 环境化学,2013,32(6):1002-1008.
- [14] 冯嫣,吕永龙,焦文涛,等. 北京市某废弃焦化厂不同车间土壤中多环芳烃(PAHs)的分布特征及风险评价[J]. 生态毒理学报,2009,4(3):399-407.
- [15] YUNKER M B, MACDONALD R W, VINGARZAN R, et al. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition[J]. Organic Geochemistry,2002,33(4):489-515.
- [16] VROM (Ministry of housing, spatial planning and environment). Soil remediation circular 2009[R]. The Hague,2009.
- [17] CCME(Canadian Council of Ministers of the Environment). Polycyclic aromatic hydrocarbons. Canadian soil quality guidelines for protection of environmental and human health. Canadian soil quality guidelines. [EB/OL]. (2010-01-01)[2014-01-15] http://ceqgrcqe.ccme.ca/.
- [18] 葛蔚,程琪琪,柴超,等. 山东省农田土壤多环芳烃的污染特征及源解析[J]. 环境科学,2017,38(4):1587-1596.