

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2018.02.13

沉淀池排泥水中二氯乙酰胺前体物研究

刘海燕¹, 鲍娟¹, 张绪婷¹, 李士其¹, 侯兵伟², 林涛³

(1. 南京水务集团有限公司, 江苏 南京 210002; 2. 中设设计集团股份有限公司, 江苏 南京 210014;
3. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098)

摘要: 为了得出给水厂沉淀池排泥水中二氯乙酰胺(dichloro-acetamide, DCAcAm)主要前体物特性, 研究排泥水中二氯乙酰胺生成势(DCAcAmFP)与不同组分特征 $\rho(\text{DON})$ 、 $\rho(\text{DON})/\rho(\text{DOC})$ 值之间的关系。结果表明: 沉淀池排泥水的 $\rho(\text{DON})$ 值为0.3~0.6 mg/L, 高于原水中的值(0.2~0.4 mg/L), 且亲水性小分子量占大部分; DCAcAmFP达到5~8 $\mu\text{g/L}$ 。DCAcAmFP与不同组分DON之间存在一定的相关关系($R^2=0.623$), DCAcAmFP与 $\rho(\text{DON})/\rho(\text{DOC})$ 值之间存在很强的线性相关性($R^2=0.868$), 表明DCAcAm的主要前体物为氨基酸、蛋白质类亲水性小分子量含氮有机物。

关键词: 含氮有机物; 沉淀池排泥水; 二氯乙酰胺; 前体物

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2018)02-0083-05

Research on precursor substances of dichloro-acetamide (DCAcAm) in sludge water

LIU Haiyan¹, BAO Juan¹, ZHANG Xuting¹, LI Shiqi¹, HOU Bingwei², LIN Tao³

(1. Nanjing Water Group Co., Ltd., Nanjing, 210002, China; 2. China Design Group Co. Ltd., Nanjing, 210014, China; 3. College of Environment, Hohai University, Nanjing, 210098, China)

Abstract: In order to obtain the characteristics of main precursor material of dichloro-acetamide in sludge water. We explored the relationship between the ratio of dichloro-acetamide (DCAcAmFP) and DON and DON/DOC in this study. Results show that the DON value in sludge water (0.3~0.6 mg/L) is higher than the corresponding value in raw water (0.2~0.4 mg/L), and the hydrophilic small molecular weight accounts for the majority, DcAcAmFP reaches 5~8 $\mu\text{g/L}$. DCAcAmFP has a certain correlation with DON ($R^2=0.623$). There is a strong linear correlation between the ratio of DCAcAmFP and DON/DOC ($R^2=0.868$), which means the main precursor of dichloro-acetamide is amino acid and protein hydrophilic small component nitrogen-containing organic matter.

Key words: nitrogen-containing organic matter; sludge water; dichloro-acetamide; precursor substances

生活饮用水卫生标准的提高和节水型社会的建设使饮用水安全保障和水厂生产废水的资源化利用技术不断受到关注^[1-2]。在饮用水处理和排泥水资源化利用中新型含氮消毒副产物(N-DBPs)不断被

检出^[3-5], 由于其毒性远高于常规的含碳消毒副产物, 而成为行业研究的新热点。卤代乙酰胺是饮用水中已发现的主要含氮类消毒副产物, 其前体物的水质特性和去除已为业内广泛关注, 其中二氯乙酰

基金项目: 国家自然科学基金(51438006)
作者简介: 刘海燕(1982—), 女, 工程师, 主要从事饮用水处理工作。E-mail: xlblhy@163.com
通信作者: 林涛, 教授。E-mail: hit_lintao@163.com

胺(dichloro-acetamide, DCAcAm) 因其在卤代乙酰胺类物质中检出频率高、毒性大而成为研究的焦点,但目前针对 DCAcAm 前体物的研究尚不全面^[6]。Chu 等^[7-8]对原水中不同溶解性有机组分生成卤代乙酰胺的贡献率进行研究,结果表明,在相同氯化条件下亲水性有机酸类的卤代乙酰胺生成势最大;亲水性有机物中大部分属于蛋白芳香类有机物和溶解性微生物代谢物,此类有机组分在消毒时形成的含氮副产物浓度最高,通过对主要前体物的控制,可实现 DCAcAm 生成势(DCAcAmFP)的降低。ZHAO 等^[9]研究结果表明,分子量小于 1 kDa 的有机物组分占比最大,分子量小于 1 kDa 和大于 10 kDa 组分的 DCAcAmFP 较高,即该组分是 DCAcAm 的主要前体物质。

综上所述,含氮有机物是 DCAcAm 的主要前体物来源,但水质差异会导致 DCAcAm 前体物特性有所不同。针对不同的水处理对象,了解其水中 DCAcAm 主要前体物的水质特性,对指导水处理工艺的净化过程具有重要意义。目前对含氮消毒副产物前体物的研究多集中在地表水源的水处理技术,而针对给水厂生产废水(如沉淀池排泥水)中含氮消毒副产物及其主要前体物的研究鲜有报道。笔者研究排泥水中含氮消毒副产物前体物的水质特性,以期为保障排泥水的安全回用提供借鉴。

1 实验材料与方法

1.1 水样的收集与处理

试验水样均取自南方 S 饮用水处理厂。水样在 2 h 之内运送至实验室进行水质检测。预处理用真空抽滤机使水样通过 0.45 μm 微孔滤膜,去除颗粒物杂质。

1.2 分子荧光光谱测定

在室温(25℃)下通过带有氙气光源的三维分子荧光吸收光谱仪(日立 F-7000)测定分子荧光吸收强度。三维荧光光谱中的实验参数设定:发射波长 E_m 和激发波长 E_x 的范围均在 200 ~ 600 nm,并且步长设定为 5 nm,扫面速度为 1 200 nm/min。

1.3 有机物分子量分布测定

在有机物分子量分布测定实验中,经 0.45 μm 滤膜过滤后的水样中的有机物被截留分子量分别为 10、5、3 和 1 kDa 的超滤膜切割分组。切割后的有机物组分的分子量分别为大于 10、5 ~ 10、3 ~ 5、1 ~ 3 和小于 1 kDa。

1.4 有机物亲疏水性测定

采用固相萃取法对有机物进行亲疏水性、酸碱性分级,经 0.45 μm 滤膜截留后的水样通过 3 种具

有不同吸收特性的树脂顺序萃取吸附。3 种树脂吸附柱分别为^[10]:非离子型树脂 DAX-8 (SUPELCO),阳离子交换树脂 AG-MP-50 (Bio-Rad),弱阴离子交换树脂 WA-10 (SUPELCO)。

1.5 DCAcAm 生成势及检测

用纯水将 5% NaOCl 溶液进行稀释。将预处理后的水样倒入容积为 2 000 mL 的磨口琥珀瓶中,加入稀释后的 NaOCl 溶液,用 NaHCO₃缓冲液将 pH 值调节成 7.5 左右,室温、黑暗条件下反应 24 h。加氯量根据式(1)计算,具体的操作步骤见文献[11]。
$$\rho(\text{Cl}_2) = 3\rho(\text{DOC}) + 7.6\rho(\text{NH}_3\text{-N}) + 10 \quad (1)$$
式中: $\rho(\text{Cl}_2)$ 、 $\rho(\text{DOC})$ 、 $\rho(\text{NH}_3\text{-N})$ 分别为溶解性有机碳及 Cl₂、DOC 和 NH₃-N 的质量浓度。

DCAcAm 采用安捷伦 7890B 型气相色谱与微型电子捕获检测器结合进行检测。采用微型取样器抽取 2 mL 样品进样,样品中的 DCAcAm 由 HP-5 (30 m × 0.25 mm × 0.1 μm)的毛细管柱分离。气相色谱进样口温度设置为 235℃,微型电子捕获检测器温度设置在 250℃,进样采用无分流进样。

2 结果与讨论

2.1 沉淀池排泥水中含氮有机物的水质特性

表 1 为原水及沉淀池排泥水含氮污染物水质特性。由表 1 可见,沉淀池排泥水中的 DON 质量浓度和 DCAcAmFP 都要高于相应原水。

表 1 原水及沉淀池排泥水含氮污染物水质特性

水体类别	$\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{TDN})$ (mg·L ⁻¹)	$\rho(\text{DON})$ (mg·L ⁻¹)	DCAcAmFP/ (μg·L ⁻¹)
原 水	0.22	1.55	2.95	0.38	4.35
沉淀池排泥水	0.61	3.12	3.65	0.54	4.78

沉淀池排泥水中 DON 的分子量分布结果表 2 所示,沉淀池排泥水和原水中 DON 分子量分布结果相似,即分子量小于 3 kDa 的都占 DON 的大部分(占比分别为 66.66% 和 51.06%),排泥水中小分子量 DON 比例高于原水。原水进入混凝前采用高锰酸盐预处理,氧化后大分子有机物变成小分子,部分小分子有机物在混凝沉淀中与大颗粒物质一起被去除,成为排泥水中主要的有机物组成。

表 2 原水及沉淀池排泥水中 DON 分子量分布特性

水体类别	不同分子量 DON 质量浓度				
	< 1 kDa/ (mg·L ⁻¹)	1 ~ 3 kDa/ (mg·L ⁻¹)	3 ~ 5 kDa/ (mg·L ⁻¹)	5 ~ 10 kDa/ (mg·L ⁻¹)	> 10 kDa/ (μg·L ⁻¹)
原 水	0.12	0.12	0.04	0.06	0.13
沉淀池排泥水	0.19	0.13	0.03	0.04	0.09

如表 3 所示,沉淀池排泥水中亲水性 DON 占总

有机物的比例最高,达到 64. 58%。这与原水中相应组分的特性相似,但亲水性有机物占比更高。亲水性 DON 主要是蛋白质或氨基酸类和微生物代谢产物。亲水性 DON 大量存在会导致随后的氯消毒过程中形成较多的 DCaAm 等含氮消毒副产物。这类污染物又是常规混凝沉淀过滤工艺难以有效去除的。因此,在考虑沉淀池排泥水回用时必须通过降低亲水性 DON 的含量来降低 DcAcAmFP。

表 3 原水及沉淀池排泥水中亲疏水性 DON 分布特性

水体类别	不同亲疏性 DON 质量浓度					
	亲水酸性/ (mg·L ⁻¹)	亲水中性/ (mg·L ⁻¹)	亲水碱性/ (mg·L ⁻¹)	疏水酸性/ (mg·L ⁻¹)	疏水中性/ (μg·L ⁻¹)	疏水碱性/ (μg·L ⁻¹)
原 水	0.04	0.12	0.05	0.16	0.09	0.07
沉淀池排泥水	0.09	0.18	0.04	0.11	0.04	0.02

图 1 为沉淀池各时段排泥水的三维荧光吸收光谱图,表 4 为各时段排泥水的三维荧光光谱中各个区域的荧光积分结果变化情况。从图 1 可以看出,沉淀池排泥水的三维荧光光谱图中有两个强荧光吸收强度的特征吸收峰 ($E_x/E_m = 225\text{ nm}/305\text{ nm}$, $E_x/E_m = 275\text{ nm}/305\text{ nm}$),一个荧光吸收较弱吸收峰 ($E_x/E_m = 235\text{ nm}/415\text{ nm}$)。根据 chen 等^[12]的划分结果可知,两个强荧光吸收强度的特征吸收峰为氨基酸类有机物;另一个弱吸收峰为富里酸类有机物。表 4 的荧光区域积分结果很直观地显示各组分所占比例,氨基酸类含氮有机物占比超过 48%,而该类污染物是常规处理工艺难以有效去除的,因此,沉淀池排泥水不能直接回用。

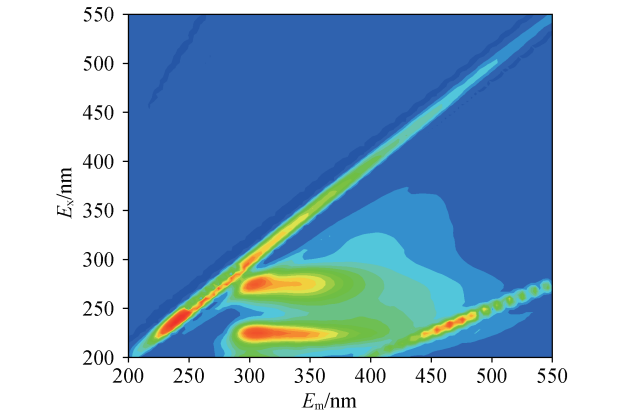


图 1 沉淀池排泥水三维荧光光谱图

表 4 沉淀池排泥水三维荧光区域积分

区域	类别	面积/(AU·mm ²)	比例/%
I	色氨酸	92 327.2	20. 23
II	酪氨酸	125 231. 7	27. 45
III	富里酸	100 789. 2	22. 09
IV	SMPs	63 502. 9	13. 92
V	腐殖酸	74 430. 3	16. 31
总和		456 281. 3	100

2.2 沉淀池排泥水消毒副产物生成势

如图 2 所示,沉淀池排泥水中典型的消毒副产物总三卤甲烷的生成势 (THMFP) 和 DCaAmFP 均随着排泥过程的进行呈现不断降低趋势。但 DCaAmFP 的变化幅度明显小于相应的 THMFPs,这与排泥水中存在的特征有机物种类相关。研究表明,三卤甲烷的前体物为能被混凝沉淀处理工艺有效去除的强疏水性天然有机物 NOM 中的腐殖酸和富里酸类,这些碳碳不饱和双键含量较高的有机物更容易与氯发生反应生成三卤甲烷,是生成三卤甲烷的主要前体物质^[13]。而 DCaAm 的主要前体物为常规处理工艺难以有效去除的亲水性小分子量的含氮有机物。

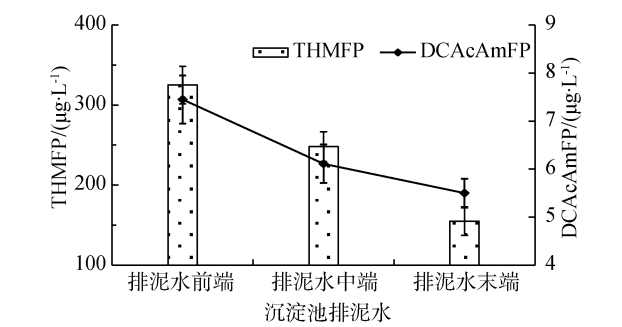


图 2 沉淀池各时段排泥水的消毒副产物生成势

2.3 排泥水中消毒副产物前体物特性

已有的研究表明控制 DCaAm 主要前体物成为降低 DCaAmFP 的最有效途径。因此需要对沉淀池排泥水中 DCaAm 前体物进行研究,以期得出主要前体物的组分特性,为 DCaAmFP 的减量控制提供科学依据。

如图 3 所示,沉淀池排泥水中 DCaAmFP 随着 $w(\text{DON})/w(\text{DOC})$ 值的增加而增大,说明 DCaAmFP 与 $w(\text{DON})/w(\text{DOC})$ 值之间的关系存在很强的线性关系 ($R^2 = 0.868$)。研究结果表明 DCaAm 的主要前体物为蛋白质、氨基酸、微生物代

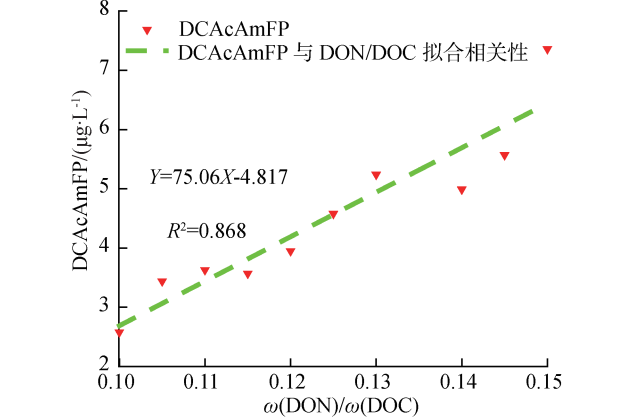


图 3 沉淀池排泥水中 DCaAmFP 与水中 $w(\text{DON})/w(\text{DOC})$ 值之间的相关性

谢产物类陆源有机物。Chu 等^[16]研究发现夏季和初秋季节天然水体中氨基酸和蛋白质类有机物存在量很高,可能是由于温度较高有利于水体中微生物代谢活动的进行。

依据亲疏水性和酸碱性将沉淀池排泥水有机物分为疏水酸性(HPOA)、疏水碱性(HPOB)、疏水中性(HPON)、亲水酸性(HPIA)、亲水碱性(HPIB)、亲水中性(HPIN)组分后进行生成势试验,各组分与消毒副产物生成势之间的结果见表5和表6。

表 5 沉淀池排泥水的有机物特征及氯消毒副产物

排泥水 组分	$\rho(\text{DON})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{DOC})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{DON})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$ $\rho(\text{DOC})$	DCAcAmFP/ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	THMFP/ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
HPOA	0.05	0.89	0.06	90	0.45
HPOB	0.06	0.29	0.21	46	0.28
HPON	0.11	1.36	0.08	80	0.36
HPIA	0.16	0.78	0.21	56	1.36
HPIB	0.03	0.46	0.07	29	0.92
HPIN	0.13	0.98	0.13	52	1.41
合计	0.54	4.76	0.11	353	4.78

表 6 沉淀池排泥水的有机物特征及氯消毒副产物

分子量 区间	$\rho(\text{DON})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{DOC})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{DON})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$ $\rho(\text{DOC})$	THMFP/ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	DCAcAmFP/ ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
<1 kDa	0.21	1.55	0.14	107	1.54
1~3 kDa	0.15	1.12	0.13	88	1.23
3~5 kDa	0.04	0.28	0.14	34	0.52
5~10 kDa	0.03	0.27	0.11	32	0.54
>10 kDa	0.11	0.94	0.12	92	0.95
合计	0.54	4.16	0.13	353	4.78

表5和表6中数据显示,三卤甲烷的主要前体物为疏水酸性和疏水中性及分子量小于3 kDa和大于10 kDa,这类物质主要是天然腐殖酸;与前人的研究结果一致^[17]。研究认为,不同有机成分与氯作用生成的三卤甲烷的含量不同,富里酸的三卤甲烷生成量最大,而腐殖酸、亲水酸和其他亲水物质的三卤甲烷生成量较小^[13]。可见,富里酸是原水中加氯消毒时产生三卤甲烷的主要前体物质。排泥水中DCAcAm的主要前体物质为亲水中性、亲水酸性类,分子量小于3 kDa和大于10 kDa,主要为蛋白质、氨基酸和有机胺类含氮有机物^[16]。因此,在考虑回用安全性时,应重点控制此类物质以期降低消毒副产物生成潜能。

3 结 论

沉淀池排泥水中的DON高于相应原水中的含量。沉淀池排泥水和原水中DON分子量分布结果相似,即分子量小于3 kDa的都占DON的大部分(分别为66.66%和51.06%)。沉淀池排泥水中亲水性DON占总有机物的比例最高,达到约64.58%。在亲水性DON中亲水中性又占有绝大部

分,达到64.58%,该类物质主要是蛋白质或氨基酸类和微生物代谢产物。因此,沉淀池排泥水中DCAcAm的主要前体物为亲水性、小分子量类含氮有机物。

参考文献:

[1] LEE W, WESTERHOFF P, CROUÉ J P. Dissolved organic nitrogen as a precursor for Chloroform, Dichloroacetonitrile, N-Nitrosodimethylamine, and Trichloronitromethane [J]. Environment Science Technology, 2007, 41 (5): 5485-5490.

[2] LEE W, KANG S, SHIN H. Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors [J]. Journal of Membrane Science, 2003;216(1):217-227.

[3] CHOI J, VALENTINE R L. Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) from reaction of monochloramine: a new disinfection by-product [J]. Water Research, 2002, 36(4):817-824.

[4] PLEWA M J, WAGNER E D, JAZWIERSKA P, et al. Halonitromethane drinking water disinfection by-products: chemical characterization and mammalian cell cytotoxicity and genotoxicity [J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38(1):62-68.

[5] PLEWA M J, MUELLNER M G, RICHARDSON S D, et al. Occurrence, synthesis, and mammalian cell cytotoxicity and genotoxicity of haloacetamides: an emerging class of nitrogenous drinking water disinfection by-products [J]. Environmental Science and Technology, 2008, 42 (3): 955-961.

[6] ZHANG H, QU J H, LIU H J, et al. Characterization of isolated fractions of dissolved organic matter from sewage treatment plant and the related disinfection by-products formation potential [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 164(2/3):1433-1438.

[7] CHU W H, GAO N Y, YANG D, et al. Precursors of dichloroacetamide, an emerging nitrogenous DBP formed during chlorination or chloramination [J]. Environmental Science and Technology, 2010, 44(10):3908-3912.

[8] CHU W H, GAO N Y, DENG Y. Formation of haloacetamides during chlorination of dissolved organic nitrogen aspartic acid [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010b, 173(1):82-86.

[9] ZHAO Z Y, GU J D, FAN X J, et al. Molecular size distribution of dissolved organic matter in water of the Pearl River and trihalomethane formation characteristics with chlorine and chlorine dioxide treatments [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 134(1):60-66.

[10] HUR J, WILLIAMS M A, SCHLAUTMAN M A. Evaluating spectroscopic and chromatographic techniques to resolve dissolved organic matter via end member mixing analysis

[J]. Chemosphere,2006,63 (3):387-402.

[11] CHU W H, GAO N, YIN D, et al. Formation and speciation of nine haloacetamides, an emerging class of nitrogenous DBPs, during chlorination or chloramination [J]. Journal of Hazardous Materials,2013,260(6):806-812.

[12] CHEN W, WESTERHOFF P, LEENHEER J A, et al. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. Environmental Science and Technology, 2003, 37: 5701-5710.

[13] 张永吉,武道吉,周玲玲,等. 腐殖酸特性及其对三卤甲烷形成的影响[J]. 中国给水排水,2005,21(1):14-17. (ZHANG Yongji, WU Daoji, ZHOU Lingling, et al. Characteristics of humic acid and its influence on trihalomethane formation[J]. China Water & Wastewater, 2005,21(1). 14-17. (in Chinese))

[14] CHU W H, LI D M, GAO N Y, et al. The control of emerging haloacetamide DBP precursors with UV/persulfate treatment[J]. Water Research,2015,72:340-348.

[15] YU S L, LIN T, CHEN W, et al. The toxicity of a new disinfection by-product, 2, 2-dichloroacetamide (DCAcAm), on adult zebrafish (Danio rerio) and its occurrence in the chlorinated drinking water [J]. Chemosphere,2015,139:40-46.

[16] CHU W H, GAO N Y, DENG Y, et al. Formation of nitrogenous disinfection by-products from pre-chloramination [J]. Chemosphere, 2011, 85 (7): 1187-1191.

[17] CHU W H, GAO N, YIN D, et al. Ozone-biological activated carbon integrated treatment for removal of precursors of halogenated nitrogenous disinfection by-products[J]. Chemosphere,2012,86(11):1087-1091.

(收稿日期:2017-05-04 编辑:徐 娟)

(上接第 67 页)

[30] 张晓晶,李畅游,张生,等. 乌梁素海表层沉积物营养盐的分布特征及环境意义[J]. 农业环境科学学报,2010,29(9):1770-1776. (ZHANG Xiaojing, LI Changyou, ZHANG Sheng, et al. Distribution analysis of nutrient salt in the sediment of Wulangsu Lake respect to its effects on the environment [J]. Journal of Agro-Environment Science,2010,29(9):1770-1776. (in Chinese))

[31] 焦立新. 浅水湖泊表层沉积物氮形态特征及在生物地球化学循环中的功能[D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学,2007.

[32] HERBERT R A. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems [J]. FEMS Microbiology Reviews, 1999, 23 (5):563-590.

[33] 方明,吴友军,刘红,等. 长江口沉积物重金属的分布、来源及潜在生态风险评价[J]. 环境科学学报,2013,33(2):563-569. (FANG Ming, WU Youjun, LIU Hong, et al. Distribution, sources and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of the Yangtze River estuary [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2013,33(2):563-569 (in Chinese))

[34] 薄录吉,王德建,张刚,等. 苏南典型村镇河网区沉积物重金属与营养盐污染评价[J]. 农业环境科学学报,2014,33(5):1033-1040. (BO Luji, WANG Dejian, ZHANG Gang, et al. Assessment of heavy metal and nutrient pollution in surface sediments from rural river network in Southern Jiangsu Province, China[J]. Journal of Agro-Environment Science,2014,33(5):1033-1040(in Chinese))

[35] 高丽,宋鹏鹏,史衍玺,等. 天鹅湖沉积物中营养盐和重金属的分布特征[J]. 水土保持学报,2010,24(4):99-102. (GAO Li, SONG Pengpeng, SHI Yanxi, et al. Distribution characteristics of nutrients and heavy metal in sediments from Swan Lake[J]. Journal of Soil and Water Preservation,2010,24(4):99-102. (in Chinese))

(收稿日期:2017-05-03 编辑:徐 娟)

(上接第 82 页)

[79] 胡冠九,陈素兰,穆肃,等. 江苏省某市典型饮用水水源中抗生素质量浓度特征 [J]. 水资源保护,2016,32(3):84-88. (HU Guanjiu, CHEN Sulan, MU Su, et al. Characteristics of concentrations of antibiotics in typical drinking water sources in a city in Jiangsu Province [J]. Water Resources Protection, 2016, 32 (3): 84-88. (in Chinese))

[80] 姚晶晶,吴东海,陆光华,等. 水环境中 PPCPS 检测技术及风险评价研究进展 [J]. 水资源保护,2017,33(6):76-81. (YAO Jingjing, WU Donghai, LU Guanghua, et al. Advances in aquatic PPCPs analysis technology and risk assessment [J]. Water Resources Protection,2017,33(6):76-81. (in Chinese))

[81] 杨勇. 药物管理的现状及应对措施 [J]. 生物技术世界,2016,43:193-194. (YANG Yong. Present situation and countermeasures of drug management [J]. A World of Biotechnology,2016,43:193-194. (in Chinese))

[82] 王明明,许娜,唐云,等. 食品中硝基咪唑类药物残留检测方法的进展 [J]. 中国畜牧兽医,2016,43(8):2202-2207. (WANG Mingming, XU Na, TANG Yun, et al. Advance on detection methods for residues of nitrofurans in food [J]. China Animal Husbandry and Veterinary Medicine,2016,43(8):2202-2207. (in Chinese))

(收稿日期:2017-05-04 编辑:徐 娟)