

松花江流域某自来水厂中内分泌干扰物的调查

邵晓玲, 马军*, 文刚

(哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090)

摘要: 利用固相萃取-高效液相色谱法调查了松花江流域某自来水厂原水、传统净水工艺各处理单元出水及管网水中的13种内分泌干扰物(EDCs)。结果表明, 固醇类雌激素物质除管网水中未检出外, 其他各水样均有检出, 浓度为 $4\sim44\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$; 4种邻苯二甲酸酯(PAEs)、双酚A(BPA)及3种烷基酚(APs)在各水样中几乎100%检出, 浓度为 $2\sim163\,760\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$, 其中以邻苯二甲酸二丁酯(DBP)与邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯(DEHP)为主。研究还发现, 尽管有个别EDCs出水浓度高于进水浓度, 但混凝沉淀工艺对EDCs的去除在该水厂中占主导作用, 平均去除率为63%; 砂滤与氯消毒工艺出水不稳定, 只能对部分EDCs起到一定程度去除作用。此外, 出厂水经管网输送后其中的绝大多数EDCs含量升高, 说明进入管网水中的EDCs除水源水污染外, 还有一个重要途径就是输水管材中相应污染物的渗析。

关键词: 内分泌干扰物; 净水工艺; 饮用水; 高效液相色谱

中图分类号: X502 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)10-2723-06

Investigation of Endocrine Disrupting Chemicals in a Drinking Water Work Located in Songhua River Basin

SHAO Xiao-ling, MA Jun, WEN Gang

(School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Solid phase extraction-high performance liquid chromatography was used for simultaneously determination of 13 endocrine disrupting chemicals (EDCs) in water samples taken from each treatment unit of a drinking water treatment plant located in Songhua River basin. Results show that steroid estrogens exist in all water samples except for tap waters, varying at a level of $4\sim44\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$. Four of phthalate acid esters (PAEs), bisphenol A (BPA) and 3 alkylphenols (APs) are detected almost in all samples with concentration ranging from 2 to $163\,760\text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$. The most abundant EDCs are di-butyl phthalate (DBP) and di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). Results also demonstrate that the coagulation-sedimentation process plays a dominant role in the removal of EDCs in the plant with an average removal efficiency of 63%, though the contents of few EDCs in its effluent are higher than those in the influent. Processes of sand filtration and chlorination are unstable, and only several of EDCs investigated are removed partially. In addition, the concentrations of most EDCs left in the effluent of the plant are increased after pipe delivering. It verifies that EDCs in drinking water partly come from the release of pipe material for water delivering besides the contaminated source water.

Key words: endocrine disrupting chemicals; water purification; drinking water; high performance liquid chromatography

美国环保局“内分泌干扰物甄别与测试委员会”对内分泌干扰物(endocrine disrupting chemicals, EDCs)的定义为: 指能改变机体内分泌功能并对机体、后代或(亚)群引起有害效应的外源性物质, 亦被称为环境激素。它们广泛地存在于各种环境介质中, 通过摄入、积累等各种途径对生物和人类的内分泌系统, 特别是对生殖系统造成严重影响。饮用水是人类暴露有毒有害物质的主要途径之一, 而自来水厂对阻断EDCs进入到饮用水中发挥着关键性作用, 所以很有必要对自来水厂中的EDCs做一调查研究, 了解EDCs在原水、出厂水与管网水中的污染状况, 掌握各种常规净水工艺与配水管网对EDCs的影响, 以全面评价水中EDCs对人体健康的风险性。

松花江流域某自来水厂以松花江为水源, 引入后经缓冲加絮凝剂进行混凝沉淀处理, 再经石英砂

过滤、氯消毒后输送出厂。本研究以其进厂原水、各处理工艺单元出水及管网末端饮用水为对象, 利用固相萃取/高效液相色谱法为分析手段, 初步调查了13种典型EDCs在该水厂中的变化规律及去除情况, 以期为保护人体健康及相关政策法规的制定提供基础科学依据。

1 材料与方法

1.1 主要试剂

雌酮(Estrone, E1)、雌二醇(17β -Estradiol, E2)、雌三醇(Estriol, E3)、乙炔雌醇(17α -Ethynodiol,

收稿日期: 2007-10-29; 修订日期: 2008-01-10

基金项目: 教育部知识创新工程重大项目培育基金项目(705013)

作者简介: 邵晓玲(1979~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为给水深度处理技术, E-mail: xyshao@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: majun_hit@163.com

EE2)、乙烯雌酚(Diethylstilbestrol, DES)、双酚 A(Bisphenol A, BPA)、正壬基酚(4-*n*-Nonylphenol, 4-*n*-NP)、带支链的对壬基酚同分异构体混合物(NP)及4-叔-辛基酚(4-*tert*-Octylphenol, 4-*t*-OP)标准样品为色谱纯, 购自 Sigma 公司, 实验前以甲醇为溶剂配制成 100 mg·L⁻¹ 的标准储备液。酞酸二甲酯(Dimethyl phthalate, DMP)、酞酸二乙酯(Diethyl phthalate, DEP)、酞酸二丁酯(Dibutyl phthalate, DBP)、酞酸二(2-乙基己基)酯[Di-(2-ethylhexyl) phthalate, DEHP]4 种物质为分析纯, 天津化学试剂有限公司生产, 纯度在 99.5% 以上, 标准储备液浓度均为 1000 mg·L⁻¹。标准储备液全部 4℃ 保存。HPLC 级甲醇与乙腈来自 Dikma 公司, 色谱纯级二氯甲烷购自天津科密欧公司, 超纯水为 Milli-Q 纯水仪制得, 电阻率 18.2 MΩ·cm。

1.2 仪器及条件

Waters 高效液相色谱仪, 配备有: Waters 1500 系列梯度泵; 色谱柱, Waters Symmetry C18 4.6 mm × 150 mm × 5 μm; Waters 717 plus 自动进样器; Waters 2487 双波长紫外检测器及 Waters Breeze 色谱工作站。

色谱检测条件: 流速 1 mL·min⁻¹; Milli-Q 超纯水为流动相 A, 甲醇/乙腈(50/50, 体积比)为流动相 B, 起始 B 含量为 30%, 5 min 内匀速线性梯度变化到 40%, 再 5 min 内升到 60%, 又 5 min 内到 70%, 再 5 min 内到 100%, 保持 6 min 后 3 min 内降到起始比例; 柱温 30 ℃; 224 nm 与 280 nm 双波长检测; 进样量 100 μL。色谱系统采用外标法进行校准, 以保留时间进行定性, 通过峰面积进行定量。

其他主要仪器有: Multi N/C 3100 TOC 分析仪(德国耶拿公司), 雷磁 PHS-3C 型精密 pH 计, 雷磁 DDS-307 型电导率仪, UV-4802 型紫外可见分光光度计(尤尼柯仪器有限公司), 2100-P 型便携式浊度仪(美国哈希公司)。

1.3 样品采集与处理

2007 年 4~6 月及 9 月每月 1 次, 用棕色带盖玻璃瓶同时采集了进厂原水、混凝沉淀后出水(简称沉后水)、砂滤后出水(简称滤后水)、氯消毒后出厂水(简称出厂水)及用户管网末端自来水(简称管网水), 各水样采样量为 32 L, 且为 16:00 时瞬时水样, 其中出厂水加入约 2.0 g 硫代硫酸钠以消除余氯, 管网水采样前排放 30 min 以除去滞留在管中的陈旧水。水样预处理采用国际上最常用的固相萃取法^[1,2]。为了防止水中的悬浮颗粒在固相萃取过程中堵塞填料,

其中的目标物分两部分分别进行富集与测定: 水样取回实验室后立即过 1 μm 玻璃纤维滤膜(Whatman), 对滤过液用浓硫酸调 pH < 2 后固相萃取富集, 对膜上截留的颗粒物质采取冻干处理。实验用玻璃器皿及玻璃纤维滤膜全部预先 500 ℃ 灼烧 2 h, 为减少酞酸酯的污染, 实验中尽量避免使用塑料制品。

实验选用 Waters C18 固相萃取小柱, 于水样浓缩前依次用 5 mL 甲醇与 5 mL Milli-Q 水活化小柱, 富集时调节系统(Supelco Visiprep™ DL 十二管防交叉污染固相萃取装置)真空度使水样过柱流速大约控制在 10 mL·min⁻¹。洗脱前首先用 10 mL 超纯水清洗小柱, 真空干燥后用 10 mL 酸化的甲醇(含 50 mmol·L⁻¹ 的色谱纯甲酸, 北京试剂一厂)洗脱小柱, 目的是提高固醇类雌激素特别是 E3 的回收率^[2], 接着用甲醇/二氯甲烷(80/20, 体积比)混合洗脱液共 10 mL 分 2 次洗脱柱子。3 次洗脱液合并后, 轻柔氮气吹干, 最后用甲醇定容。各水样富集浓缩 4000 倍。该法的样品加标回收率, 除 DMP、DES 及 DEHP 较低外, 其他 10 种 EDCs 的回收率在 65% ~ 110% 之间, RSD 为 4.3% ~ 15.4%, 实际水样定量检测限为 1.2 ~ 18.4 ng·L⁻¹。

将已冻干截留有颗粒物质的玻璃纤维膜剪成约为 5 mm × 5 mm 的小块, 加一定量的甲醇/二氯甲烷混合萃取剂隔夜浸泡, 再超声波辅助萃取 3 次, 每次 5 ~ 10 min。萃取液氮气吹干后甲醇定容。该法的回收率为 74% ~ 121%, RSD 为 1.1% ~ 7.6%。考虑到实验所用溶剂及样品浓缩富集过程中有空白来源, 所以对 3 份 1000 mL 超纯水膜过滤并做相同处理步骤作为试剂空白, 结果各 EDCs 均未检出。水样总浓度计算时分别将上述两部分测定结果进行回收率校准再合计两者结果。

2 结果与讨论

2.1 EDCs 的含量测定结果

通过 HPLC/UV 测定, 各水样中 13 种 EDCs 的含量如表 1 所示, 其他水质指标见表 2。

饮用水中的 EDCs 来源之一是受污染的水源水, 从表 1 看出, 内分泌干扰物普遍存在于包括原水在内的各取样点水样中。E1、DMP、DEP、DEHP、BPA、4-*n*-NP 及 4-*t*-OP 主要以溶解态形式存在于膜过滤液中, 其他各 EDCs 则主要以吸附态形式存在于膜截留物中。

5 种雌激素物质除管网水中均未检出外, 其他各水样时有检出。E3、E1 与 EE2 在原水中 100% 检

表 1 水样测定结果/ $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$
Table 1 Concentrations of 13 EDCs in water samples/ $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$

| 取样时间 (年-月-日) | 水样 | E3 | E2 | E1 | EE2 | DES | DMP | DEP | DBP | DEHP | BPA | NP | 4-n-NP | 4-t-OP |
|-----------------|-----|----|------------------|----|-----|-----|-----|-----|---------|-------|-----|-------|--------|--------|
| 2007-04-17 | 原水 | 19 | nd ¹⁾ | 41 | 7 | nd | 419 | 207 | 123 028 | 3 290 | 64 | 63 | 198 | 105 |
| | 沉后水 | 4 | nd | 5 | 23 | nd | 251 | 91 | 47 092 | 1 919 | 52 | 54 | 63 | 117 |
| | 滤后水 | 4 | nd | nd | nd | nd | 50 | 142 | 14 624 | 1 677 | 12 | 21 | 38 | 122 |
| | 出厂水 | nd | nd | nd | nd | nd | 22 | 85 | 12 903 | 1 217 | nd | 22 | 35 | 118 |
| | 管网水 | nd | nd | nd | nd | nd | 213 | 60 | 36 758 | 7 173 | 29 | 26 | 44 | 72 |
| 2007-05-09 | 原水 | 20 | nd | 39 | 11 | nd | 110 | 102 | 163 760 | 1 498 | 29 | 79 | 39 | 463 |
| | 沉后水 | 5 | nd | 21 | 25 | nd | 55 | 131 | 61 990 | 3 881 | 6 | 53 | 14 | 52 |
| | 滤后水 | nd | nd | 18 | 9 | nd | 56 | 39 | 24 892 | 5 957 | 2 | 20 | 44 | 208 |
| | 出厂水 | nd | nd | 7 | nd | nd | 32 | 485 | 32 967 | 3 928 | 7 | 14 | 31 | 72 |
| | 管网水 | nd | nd | nd | nd | nd | 423 | 100 | 65 159 | 4 373 | 49 | 116 | 120 | 116 |
| 2007-06-08 | 原水 | 29 | 4 | 44 | 14 | 7 | 148 | 131 | 141 622 | 4 828 | 46 | 72 | 431 | 191 |
| | 沉后水 | nd | nd | nd | 6 | nd | 79 | 15 | 62 017 | 1 625 | 24 | 21 | 124 | 54 |
| | 滤后水 | nd | nd | nd | 5 | nd | 32 | 81 | 32 438 | 2 307 | 48 | 30 | 80 | 118 |
| | 出厂水 | nd | nd | 7 | nd | nd | 97 | 115 | 31 758 | 2 776 | 26 | 19 | 49 | 126 |
| | 管网水 | nd | nd | nd | nd | nd | 171 | 697 | 49 843 | 4 605 | 15 | 102 | 121 | 193 |
| 2007-09-03 | 原水 | 43 | 11 | 26 | 16 | 8 | 33 | 110 | 151 060 | 9 995 | 59 | 1 042 | 160 | 292 |
| | 沉后水 | 21 | nd | 10 | nd | 5 | 259 | 15 | 112 433 | 7 493 | 27 | 44 | 58 | 158 |
| | 滤后水 | 4 | nd | nd | nd | nd | 130 | 6 | 58 303 | 1 467 | 44 | 29 | 28 | 145 |
| | 出厂水 | 4 | nd | nd | nd | nd | 52 | 29 | 64 749 | 2 188 | 8 | 38 | 19 | 146 |
| | 管网水 | nd | nd | nd | nd | nd | 90 | 359 | 88 995 | 2 239 | 63 | 136 | 24 | 154 |

1) 未检出

表 2 水样水质状况
Table 2 Characteristics of water samples

| 水质指标 | 原水 | 沉后水 | 滤后水 | 出厂水 | 管网水 |
|---------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| pH 值 | 7.85~8.22 | 7.60~7.66 | 7.47~7.59 | 7.34~7.53 | 7.25~7.38 |
| DOC/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 4.92~5.69 | 3.50~4.53 | 3.42~4.23 | 3.57~4.27 | 2.84~4.69 |
| UV ₂₅₄ /cm ⁻¹ | 0.118~0.160 | 0.079~0.109 | 0.075~0.091 | 0.061~0.111 | 0.066~0.088 |
| 浊度/NTU | 17.8~83.8 | 1.79~2.70 | 0.23~0.70 | 0.35~1.04 | 0.43~1.10 |
| 电导率/ $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ | 185~297 | 195~320 | 194~319 | 192~393 | 219~409 |

出,浓度分别为 19~43、26~44、7~16 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$,其中 E3 与 E1 在出厂水中也有检出.E2 与 DES 在原水中仅 6 月与 9 月检出.固醇类雌激素物质是天然水体中引起拟雌激素效应的主要物质,我国部分地表水包括水源水已经受到固醇类雌激素物质不同程度的污染,甚至有进入饮用水的潜在可能.例如杭州地区河水中的溶解态 EE2 与 E2 浓度范围分别为 1.17~3.35 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 、低于检测限($<\text{LOD}$)至 0.32 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[3],均低于本研究结果;武汉地区地表水中溶解态 E1 浓度最高可达 28.1 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[4],与本研究结果相当;而青岛海泊河水中的溶解态 E3、E2、E1 及 EE2 含量分别高达 56.6、31、97、70 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[5],远高于松花江原水.

除了上述 5 种雌激素物质,其他 8 种 EDCs 在各水样包括管网水中几乎 100% 检出.诸多研究表明,我国各地表水包括水源水如黄浦江^[6,7]、长江^[4,8]、黄

河^[9]、太湖^[10]、钱塘江^[11,12]、珠江^[13]及北京各水库^[14]等普遍受到这几种物质的污染.在所调查的 13 种 EDCs 中以 PAEs 丰度最大,且以 DBP 与 DEHP 为主,这与我国增塑剂生产应用中主要以二者为主有关^[11].二者在原水中的总含量分别为 123.0~163.8、1.5~10.0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,其中膜滤过液中的浓度分别为 0.6~2.1、1.1~7.4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.DBP 总含量要高于黄河水^[9]及杭州地区水源水^[11],但滤过液中浓度要小于黄浦江原水^[6,7]; DEHP 则与上述报道相当.此外,松花江原水中的 DMP、DEP、BPA 及壬基酚浓度要小于上述绝大多数报道,说明该原水中这些物质的污染状况较其他地表水要轻.对于辛基酚,本研究结果要高于珠江三角洲河流^[13]及武汉地区地表水^[4].

水源水的污染及常规水处理工艺的局限性导致自来水厂出水中这些物质的检出.重庆地区 7 月份

数个自来水厂出水中 NP 总浓度为 $0.10 \sim 2.73 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[8], 沈阳市 9 个自来水厂出厂水膜滤过液中 BPA、4-*t*-OP 与壬基酚的浓度分别为 $14.7 \sim 161.0$ 、 $29.5 \sim 690.5$ 、 $212.1 \sim 2791.6 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[15], 均高于本研究结果; 杭州地区 10 个自来水厂出厂水中 DBP 与 DEHP 总含量分别为 $5 \sim 76$ 、 $< \text{LOD} \sim 17 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[11], 和本研究结果基本在相同水平上。

出厂水中的 EDCs 经管网配送进入到用户饮用水中。上海市自来水中的壬基酚总浓度为 $0.99 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[10], 远高于本研究结果。北京市自来水中的 DEHP 总含量为 $1.8 \sim 24.5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 与本研究结果具有可比性, 但其 DBP 含量较低 ($< \text{LOD} \sim 11.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), 且 DMP 与 DEP 未检出^[16]。南昌市自来水经膜滤后其中的 BPA 浓度为 $1.2 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[17], 低于本研究结果 ($15 \sim 46 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$)。辛基酚则很少有报道。

从季节变化来讲, 松花江 4 月份为枯水期, 5、6 月为平水期, 而 9 月为丰水期。对 5 种雌激素, 在气温较高的 6 月与 9 月原水中含量要高于气温较低的 4 月与 5 月。人体与动物排泄出的固醇类雌激素绝大多数是以葡萄糖醛酸及硫酸盐结合态形式存在, 在温度较高时更容易在微生物作用下裂解释放出雌激素物质。对于计生药物 EE2, 其前驱物炔雌醇甲醚(MeEE2)可通过脱甲基释放出 EE2, 而 DES 目前除少量用于临床治疗外, 大部分用于动物饲料以达到增肥效果, 夏季雨水冲刷施有农肥的土壤后可能将这些物质带入到江水中。对于丰度最大的 DBP 原水中 5 月份浓度最高, 但在管网水中 9 月份污染最严重; DEHP 原水中则是 9 月份含量最高, 而管网水 4 月份含量最大。BPA 原水中含量较稳定, 保持在数十 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$, 管网水 9 月份含量最高。NP 在原水与管网水中均在 9 月份达最大, 4-*n*-NP 则均在 6 月份达最高; 4-*t*-OP 原水中 5 月份含量最大, 管网水却 6 月浓度最高。总体来说, 原水中 EDCs 随季节变化并不很明显, 这与 2007 年 4~9 月松花江流域干旱、降雨量少、水位一直较低且无明显丰水期有关。

2.2 传统净水工艺对 EDCs 的影响

一般研究认为混凝沉淀工艺主要去除的是胶体颗粒与分子量 > 3000 的物质, 对 DOC 也起到一定程度的吸附共沉作用。本研究发现混凝对原水中的 EDCs 起到很好的去除作用, 去除率为 $15\% \sim 100\%$, 平均为 63% , 其中以 6 月份去除效果最佳, 去除率为 $75\% \pm 21\%$ 。此外, 浊度、DOC 及 UV₂₅₄ 的去除率分别为 $89.1\% \sim 96.8\%$ 、 $11.6\% \sim 28.9\%$ 、 $31.9\% \sim 43.1\%$ 。本研究结果要高于 Westerhoff 等^[18] 去除率

$< 25\%$ 的报道, 也高于 Chen 等^[19] $20\% \sim 50\%$ 的报道, 这与他们的实验水样浊度较低 ($< 10\text{NTU}$) 有很大关系。此外, Westerhoff 等^[18] 研究认为, 正辛醇-水分配系数 (K_{ow}) 能对 EDCs 在混凝中的去除行为起到指导作用, $\log K_{ow}$ 值高的化合物其去除也要高, 但从笔者的研究中观察到 K_{ow} 与去除率无任何关联性, $\log K_{ow}$ 值较大的 DEHP、DBP、NP 等相比 $\log K_{ow}$ 值较小的 E3、DMP、DEP 等在去除率上并没有升高。有研究认为, 混凝剂的加入会使原来被富里酸吸附的小分子有机物释放出来^[20], 这可能是 EE2、PAEs 等个别 EDCs 在沉后水中浓度高于原水浓度的原因, 使得原水中未萃取到的一些物质释放了出来, 也有人认为这种升高现象是絮凝剂中杂质所致, 或者 EDCs 前驱物在混凝剂的作用下释放所致。尽管有个别 EDCs 沉后水浓度高于原水浓度, 混凝工艺在该水厂中起主导作用。以 9 月份为例, 除 DMP 外, 其他 12 种 EDCs 在混凝沉淀工艺中的去除率占总去除的 $73\% \pm 28\%$, 相比, 5 月与 6 月要高一些, 4 月则略低。

砂滤仅能使一些 EDCs 得到一定程度的去除, 去除率为 $56\% \pm 28\%$, 而另外一些 EDCs 含量却有不同程度升高。高旭等^[21] 在研究中也观察到同一现象。滤料为均质石英砂, 本身不含有这些物质, 所以推测原因可能是滤料原来吸附截留的物质在一定条件下又释放出来, 也可能是水体中的 EDCs 前驱物在滤料表层生长的微生物作用下得到相应降解转化所致, 例如长链的 DEHP、DBP 等在微生物作用下可降解成短链的 DMP 与 DEP^[22], 而非离子表面活性剂烷基酚聚氧乙烯醚(APnEO)可降解生成毒性更强更具持久性的烷基酚(APs)^[23]。此外, 砂滤效果之所以不及混凝, 其中一个原因就是受到前面混凝处理的影响, 水中的 EDCs 含量大幅度降低, 在其他竞争性天然有机物(NOM)存在状况下, 限制了滤料对 EDCs 的吸附及生物降解。

含有酚羟基的有机物一般很容易与氯发生反应而得到氧化去除, Westerhoff 等^[18, 24~28] 研究证实 E3、E2、E1、EE2、DES、壬基酚、BPA 等在氯消毒过程中能很快地消失而生成其他产物。然而, 从表 1 看, 氯消毒工艺对含酚羟基的 EDCs 的去除效果并不佳。以 5 月份为例, 氯消毒对滤后水中的 E1、4-*t*-OP、NP 与 4-*n*-NP 的去除率分别为 $61\%、65\%、30\%、30\%$, 这与 Chen 等^[19] 对 4 种雌激素的氯氧化结果具有相似性 (去除率为 $20\% \sim 44\%$)。上述诸多研究之所以反应速率高、去除率高, 是因为反应是在超纯水或缓冲液体系中进行, 要么增加了氯投加量、延长了接触时

间,要么EDCs初始浓度很高远远超过环境实际值,而且反应体系无其他竞争性有机物存在。此外,氯处理不但不能使滤后水中含有酚羟基的EDCs得到完全去除,而且有些含量反而升高,对于气温较高的6月与9月,包括PAEs在内,这种现象的发生率有所升高。于涵等^[29]及其他学者^[21]的研究中也有相同现象发生,认为是水处理设备所用材料中相应物质释放到水体中所致。随着气温上升,各设备材质中的EDCs较低温更容易渗出。另外,E1在6月份沉后水与滤后水均未检出的情况下经消毒处理后在出厂水中又出现,原因不明,有待进一步深入研究。残留在出厂水中的余氯会继续与一些EDCs在管网输送过程中反应,使得氯消毒对EDCs的实际去除率要高于取样点处的测定值^[18],这可能是出厂水中有E1与E3存在但经长距离管网输送后未检出的原因。

从表1看出,对于整个水处理过程,传统工艺并不能完全去除原水中的EDCs,出厂水仍存在EDCs。5种雌激素去除效果最好,去除率为82%~100%(均值为97%);PAEs去除率为12%~95%(均值为65%),其中5月份DEP与DEHP出厂水浓度高于原水浓度;BPA去除率为44%~100%(均值为76%);APs的去除率为21%~96%(均值为69%),但4月份4-t-OP出厂水浓度高于进厂水浓度。

2.3 管网输送对EDCs的影响

对于出厂水中能检出的EDCs,除雌激素类物质外,其他绝大多数经管网输送后含量升高。UV₂₅₄、DOC、浊度等也有类似情况发生,说明自来水配水管网中有物质渗出,产生了二次污染。铁质水管为了防止生锈,往往涂环氧树脂作保护膜,而环氧树脂的主要生产原料为BPA,自来水中BPA含量升高说明管材释放出了BPA。有研究结果表明环氧树脂涂层中BPA的单位面积溶出浓度为0.4~5.6 μg·m⁻²。除了BPA,常用于自来水管(衬塑管、塑料管、接头密封圈等)的合成材料还包括油溶性酚树脂(NP、4-n-NP、4-OP、4-t-OP)、橡胶(PAEs、APs等)、聚乙烯合成树脂、纤维树脂、聚合碳酸酯、苯乙烯树脂的中间体(苯乙烯)等,它们在和水的长期接触过程中将会有EDCs逐步从管材中溶出。有关溶出实验表明^[27],壬基酚在合成橡胶中的单位面积最大溶出浓度为240 μg·m⁻²,在聚乙烯给水管中的最低溶出浓度为1 μg·m⁻²^[27]。由此推断,管网水中EDCs含量较出厂水升高的一个主要原因是管网材质中相应物质的溶出。DMP、DBP、DEHP、NP及4-n-NP在4次取样中管网水浓度较出厂水全部升高,BPA与4-t-OP有3次升

高,DEP有2次升高。从含量增加的程度(管网水浓度与出厂水浓度的差值)来看,DMP、DBP、NP及4-n-NP为5月份最高,DEP与4-t-OP为6月份最大,DEHP与BPA则分别在4月份与9月份渗出最严重。

EDCs中的绝大多数物质易在人类与其它动物体内长期积累,即使在ng·L⁻¹级也能表现出较强的雌激素干扰效应而影响生物体正常的内分泌代谢和生殖机能^[30],对人体健康构成极大威胁。有研究报道,原水经混凝、氯消毒等传统工艺处理后其出水仍具有一定雌激素活性,甚至有时进水有升高现象发生^[31,32]。孙庆峰等^[33]建议将雌二醇当量值为0.4 ng·L⁻¹作为初步判定饮用水中EDCs对人体健康是否安全的阈值。依此初步推断该厂原水极有可能已具有雌激素活性,EDCs在该水厂中的变化规律将在随后的研究工作中进一步开展。

3 结论

(1)该水厂原水已受到典型EDCs不同程度污染,而且有些物质污染已相当严重。

(2)混凝沉淀工艺对EDCs的去除在该水厂中占主导作用,砂滤与氯消毒处理具有一定随机性,出水不稳定,去除能力有限。

(3)传统水处理工艺对固醇类雌激素污染物起到很好去除作用,但对含量较高的PAEs、APs及BPA等去除能力有限,出厂水中仍残留有相当可观的EDCs,应该加强饮用水水源管理及提高水处理效率,保证饮用水水质安全。

(4)管网水中的EDCs除一部分来自水源水的污染外,还有一部分来自输水管材的渗析,其程度已经到了不容忽视的程度。

参考文献:

- [1] Esperanza M, Suidan M T, Nishimura F, et al. Determination of sex hormones and nonylphenol ethoxylates in the aqueous matrixes of two pilot-scale municipal wastewater treatment plants [J]. Environ Sci Technol, 2004, **38** (11):3028-3035.
- [2] Baronti C, Curini R, D' Ascenzo G, et al. Monitoring natural and synthetic estrogens at activated sludge sewage treatment plants and in receiving river water [J]. Environ Sci Technol, 2000, **34** (24): 5059-5066.
- [3] 常红,胡建英,邵兵,等.固相萃取-LC-MS法检测水中痕量雌激素[J].环境化学,2003, **22** (4):400-403.
- [4] 邵晓飞,吴峰,邓南圣.关于武汉地区河流与湖泊中内分泌干扰物质的调查与分析[J].洛阳大学学报,2005, **20** (4):33-36.
- [5] 周昕,王江涛,赵志超. GC法测定青岛某水体中雌激素含量[J].分析测试技术与仪器,2006, **12** (2):104-108.
- [6] 马晓雁,高乃云,李青松,等.固相萃取-高效液相色谱检测原

- 水中微量内分泌干扰物 [J]. 给水排水, 2006, **32** (1): 6-10.
- [7] 李若愚, 徐斌, 高乃云, 等. 我国饮用水中内分泌干扰物的去除研究进展 [J]. 中国给水排水, 2006, **22** (20): 1-4.
- [8] 邵兵, 胡建英, 杨敏. 重庆流域嘉陵江和长江水环境中壬基酚污染状况调查 [J]. 环境科学学报, 2002, **22** (1): 12-16.
- [9] 牛静萍, 刘亚平, 阮烨, 等. 黄河兰州段环境激素的污染水平 [J]. 环境与健康杂志, 2006, **23** (6): 527-529.
- [10] 范奇元, 金泰, 将学之, 等. 我国部分地区环境中壬基酚的检测 [J]. 中国公共卫生, 2002, **18** (11): 1372-1373.
- [11] 吴平谷, 韩关根, 王惠华, 等. 饮用水中邻苯二甲酸酯类的调查 [J]. 环境与健康杂志, 1999, **16** (6): 338-339.
- [12] 张海峰, 胡建英, 常红, 等. SPE-LC-MS 法检测杭州地区饮用水水源及自来水中的双酚 A [J]. 环境化学, 2004, **23** (5): 584-586.
- [13] 段菁春, 陈兵, 麦碧娴, 等. 洪季珠江三角洲水系烷基酚污染状况研究 [J]. 环境科学, 2004, **25** (3): 48-52.
- [14] 周鸿, 张晓健, 王占生. 水中内分泌干扰物在我国的研究进展 [J]. 中国给水排水, 2002, **18** (9): 26-28.
- [15] 汤先伟, 金一和, 张颖花, 等. 沈阳市自来水中的烷基酚类污染物 [J]. 环境与健康杂志, 2005, **22** (3): 190-191.
- [16] 郑和辉, 赵立文, 刘玉敏, 等. 饮用水中邻苯二甲酸酯的气相色谱-质谱测定法 [J]. 环境与健康杂志, 2005, **22** (5): 377-378.
- [17] 颜流水, 郑鄂湘, 杨晓燕, 等. 固相萃取-液质联用法同时测定饮用水中双酚 A 和邻苯二甲酸二丁酯 [J]. 分析试验室, 2007, **26** (6): 10-14.
- [18] Westerhoff P, Yoon Y, Snyder S, et al. Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes [J]. Environ Sci Technol, 2005, **39** (17): 6649-6663.
- [19] Chen C Y, Wen T Y, Wang G S, et al. Determining estrogenic steroids in Taipei waters and removal in drinking water treatment using high-flow solid-phase extraction and liquid chromatography/tandem mass spectrometry [J]. Sci Total Environ, 2007, **378** (3): 352-365.
- [20] 罗晓鸿, 张淑琪, 王占生. Ames 试验致突变物在净水工艺中的去除研究 [J]. 给水排水, 1998, **24** (5): 30-32.
- [21] 高旭, 郭劲松, 熊毅, 等. 常规水处理工艺多环芳烃和邻苯二甲酸酯变化分布 [J]. 给水排水, 2007, **33** (1): 25-29.
- [22] Amir S, Hafidi M, Merlina G, et al. Fate of phthalic acid esters during composting of both lagooning and activated sludges [J]. Process Biochem, 2005, **40** (6): 2183-2190.
- [23] Ying G G, Williams B, Kookana R. Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates—a review [J]. Environ International, 2002, **28** (3): 215-226.
- [24] Deborde M, Rabouan S, Gallard H, et al. Aqueous chlorination kinetics of some endocrine disruptors [J]. Environ Sci Technol, 2004, **38** (21): 5577-5583.
- [25] Lee B C, Kamata M, Akatsuka Y, et al. Effects of chlorine on the decrease of estrogenic chemicals [J]. Water Res, 2004, **38** (3): 733-739.
- [26] Korshin G V, Kim J, Gan L. Comparative study of reactions of endocrine disruptors bisphenol A and diethylstilbestrol in electrochemical treatment and chlorination [J]. Water Res, 2006, **40** (5): 1070-1078.
- [27] 胡建英, 杨敏. 自来水及其水源中的内分泌干扰物质 [J]. 净水技术, 2001, **20** (3): 3-6.
- [28] 胡建英, 谢国红, 相泽贵子. 4-壬基酚在氯消毒过程中的氧化途径 [J]. 环境化学, 2002, **21** (3): 254-258.
- [29] 于涵, 胡建英, 金晓辉, 等. 北方某水厂原水和处理过程中邻苯二甲酸酯类的监测 [J]. 给水排水, 2005, **31** (6): 20-23.
- [30] Campbell C G, Borglin S E, Green F B, et al. Biologically directed environmental monitoring, fate, and transport of estrogenic endocrine disrupting compounds in water: a review [J]. Chemosphere, 2006, **65** (8): 1265-1280.
- [31] 饶凯锋, 马梅, 王子健, 等. 北方某水厂的类雌激素物质变化规律 [J]. 中国给水排水, 2005, **21** (4): 13-16.
- [32] 饶凯锋, 马梅, 王子健, 等. 南方某水厂处理工艺过程中内分泌干扰物的变化规律 [J]. 环境科学, 2004, **25** (6): 123-126.
- [33] 孙庆峰, 邓述波, 余刚. 雌激素活性作为饮用水水质指标的探讨 [J]. 中国给水排水, 2007, **23** (12): 105-108.