

• 污染防治技术 •

# 地下土壤、水中 DNAPLs 污染的修复技术研究进展

燕永利<sup>1,2</sup>, 陈杰瑛<sup>1</sup>, 张宁生<sup>2</sup>, 屈撑囤<sup>2</sup>

(1 西安交通大学能源与动力工程学院, 陕西 西安 710049;

2 西安石油大学化学化工学院, 陕西 西安 710065)

**摘要:** 综述了国内外地下土壤、含水层 DNAPLs 污染的迁移机理及其修复技术研究进展, 对该领域的研究前景做了展望。

**关键词:** 地下; 土壤; 地下水; 重质非水相流体; 污染物迁移; 修复技术

**中图分类号:** X54      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1006-2009(2007)05-0038-05

## Progress in the Remediation Technology for Underground Soil and Aquifer Contamination by DNAPLs

YAN Yong-li<sup>1,2</sup>, CHEN Jie-rong<sup>1</sup>, ZHANG Ning-sheng<sup>2</sup>, QU Cheng-tun<sup>2</sup>

(1 School of Energy and Power Engineering, Xi'an Jiaotong University, Xi'an, Shanxi 710049, China;

2 College of Chemistry and Chemical Engineering, Xi'an Shiyou University, Xi'an, Shanxi 710065, China)

**Abstract** In recent years, the remediation technologies for soil and underground water contaminated by DNAPLs have developed rapidly in Europe and America. The research advances in migration mechanism and remediation technologies for underground soil and aquifers contamination by DNAPLs were reviewed in this paper, and relevant foreground of the technologies was prospected.

**Key words** Subground, underground, Soil, Ground water, DNAPLs, Transport pollutant, Remediation technology

土壤化学污染物主要有持久性有毒物质 (Persistent Toxic Substance, PTS), 如多环芳烃 (PAHs)、重金属等。PTS 大部分具有“三致”效应, 可通过空气或水进行长、短距离输送, 参与全球和各圈层的循环, 对土壤、地下水、生物等介质造成污染, 进而危及生态系统和人体健康。

由非水相流体 (NAPLs) 引起的含水层污染是一个全球性的严重的环境问题<sup>[1]</sup>。大多数 NAPL 污染物的水溶解性是非常低的, 为  $0.1 \text{ g/L} \sim 5 \text{ g/L}$ <sup>[2]</sup>。另外, NAPLs 分子向与它接触的水相迁移速度是很慢的<sup>[3]</sup>, 加之 NAPLs 在地下的不规则分布和地下水的不同流动状态, NAPLs 在地下水中的含量通常低于其溶解度的 10%, 意味着少量的 NAPLs 将对人类健康造成几十年甚至更长时间的威胁<sup>[4]</sup>。

土壤污染具有隐蔽性与滞后性, 累积性与地域

性, 不可逆转性和治理难而周期长等特点。我国土壤污染非常严重, 危害极大, 因此开展污染土壤修复研究, 发展污染土壤修复技术已十分紧迫。

### 1 地下土壤、含水层修复

#### 1.1 地下土壤、含水层重质非水相流体 (DNAPLs) 污染的存在方式及其迁移

由非水相流体 (NAPLs) (其中包括有机溶剂和石油产品) 污染地下土壤、含水层, 已经成为全球地下环境的主要威胁。NAPLs 主要是由于化学药剂喷洒、燃料泄漏、脱脂过程等造成的。随着地下水的流动, 含有 NAPLs 的污染羽就会形成且顺

收稿日期: 2007-01-29 修订日期: 2007-05-12

基金项目: 中国博士后科学基金资助项目 (20060400299)

作者简介: 燕永利 (1965-), 男, 陕西西安人, 讲师, 博士, 主要从事胶体化学、环境化学教学与科研。

流扩散。在多数情况下, NAPLs 污染的修复费用非常高,  $0.4 \text{ hm}^2$  高达 120 万美元 ~ 750 万美元。

根据相对于水相密度大小, 可将 NAPLs 分为两类, 一类是密度小于水相的 NAPLs, 称为轻质非水相流体 LNAPLs; 另一类是密度大于水相的 NAPLs, 称为重质非水相流体 DNAPLs。由于密度上的差异, LNAPLs 和 DNAPLs 在地下的分布截然不同。

NAPLs 一旦进入地下, 在重力作用下会穿过非饱和带继续向下迁移。由于界面张力的存在, 污染物的一部分或全部会以球状或神经中枢状被包裹在固体孔隙中。如果 NAPLs 量足够大, 其中溢出量能到达饱和带, 在这一区域, NAPLs 的命运又受到许多因素的影响。总而言之, LNAPLs 趋向于沿着水床扩散且在水床顶部形成透镜状的自由体。偶尔依靠垂直方向的水床波动置换他们也能进入饱和带。另一方面, DNAPLs 通过饱和带迁移, 直至所有的污染物被包裹或到达一低渗透性区域形成大片状 DNAPLs。定位或修复 DNAPLs 相比于 LNAPLs 通常是很困难的, 因为 DNAPLs 比 LNAPLs 位置深得多<sup>[5]</sup>。与 LNAPLs 相比, DNAPLs 对于地下污染会带来更严重的威胁。进入非饱和带后, LNAPLs 向下迁移直至饱和带的顶层进而形成透镜状的非水相流体。另一方面, DNAPLs 在重力作用下通过饱和带继续向下迁移, 最后被包围在土壤中, 以水滴状和神经中枢状存在。如果这些 DNAPLs 的体积足够大, 它们能到达不可渗透区顶层形成大片 DNAPLs。

由于 DNAPLs 的低水溶性、弱迁移性、难降解性并能穿透含水层而滞留在含水层底部, 其迁移和修复比 LNAPLs 更复杂, 因而得到了环境和水文地质工作者更多的关注。DNAPLs 污染物主要与脱脂、电镀、化工、煤气、木材防腐、氯代溶剂和农药等工农业活动有关。氯代溶剂、煤焦油、重矿物油、杂酚油等是地下水中最常见的 DNAPLs。DNAPLs 在含水层的分布、迁移及其修复是 DNAPLs 治理的主要研究内容。

## 1.2 地下土壤、含水层污染及其修复技术

最常见的有关 NAPLs 修复技术是采用泵抽出技术<sup>[6]</sup>, 该法是利用 NAPLs 在水中的溶解性, 连续用水冲洗, 并用泵抽提水到地面进行处理。该法主要去除地下水中溶解的有机污染物和浮于浅水面上的油类污染物, 可以有效防止地下水有机污染羽

进一步扩大。但是由于 DNAPLs 的低水溶性和弱迁移性, 因此要达到处理目标耗时较长, 耗资也较大。多数情况下, 因为 NAPLs 很低的溶解性和 NAPLs 与水相间大的界面张力, 泵抽出技术只是零散的控制技术而不是真正意义上的修复, 要达到预期目的需要数十年或者更长时间<sup>[7-8]</sup>。另一种控制方法是限定控制区域, 依靠非渗透材料如水泥墙合理的设计位置以至于污染羽能够被阻截<sup>[9]</sup>。

相对于这些控制方法, 长期的检测必不可少, 而 NAPLs 源的去除了是更为理想的办法。可渗透反应墙技术和热处理技术是两种有效的方法。可渗透反应墙克服了抽出处理系统因许多化合物溶解度和溶解速率低而带来的限制。在过去的十年中, 应用粒状零价铁已被证明能有效地原位修复氯代有机溶剂污染羽。虽然可渗透反应墙技术在处理 NAPLs 污染羽是有效的, 但它还是依赖于 NAPLs 的溶解性而且在短时间内难以完成地下含水层的修复<sup>[10]</sup>。热处理依靠蒸汽注入或电加热, 增加了 NAPLs 的气化, 但其受到消耗大量能源的限制<sup>[11]</sup>。

Kim 等<sup>[12]</sup>引进了超声波技术用于增强土壤清洗技术的处理效果。实验结果表明, 超声波可以增强土壤清洗技术治理地下土壤污染的处理效果。Fox 等<sup>[13]</sup>又进行了等离子体用于地下土壤的修复技术的尝试。

化学清洗技术包括表面活性剂和有机溶剂, 在处理 LNAPLs 污染时被实验室和现场证明是有效的<sup>[14-16]</sup>。化学清洗技术的原理包括溶解和迁移。表面活性分子能增加 NAPLs 在水相中的溶解度, 从而增大溶解性; 同时表面活性分子也能降低 NAPLs 与水相之间的界面张力, 克服固定土壤中 NAPLs 的毛细势垒。总之, 迁移是最有效的, 因为它移动 NAPLs 为分离相, 且要求少量的化学清洗剂。当治理 DNAPLs 时, 迁移就意味着更大的危险, 因为 DNAPLs 在消除了毛细势垒后会向下迁移更深<sup>[17]</sup>。

化学冲洗, 主要依靠表面活性剂和乙醇溶液, 利用泵抽出技术, 已被用来提高 NAPLs 的去除率。该法在实验室和现场都得到了应用<sup>[18-21]</sup>。该法的成功之处在于: 由于胶束化, 提高了 NAPLs 的表现溶解性; 另一个是由于界面张力的作用加大了 NAPLs 的迁移性, 以提高泵抽出治理技术的修复效果。溶解性是受速率限制的, 而迁移是瞬间的。

虽然迁移在 NAPLs 去除上比提高溶解度更为

有效,但在重力作用下,移动的 DNAPLs 会不可控制地向下继续运移,使修复工作复杂化,这已被许多研究者所证实<sup>[22]</sup>。甚至在去除 DNAPLs 主要依靠增强溶解度时,溶解的 DNAPLs 也会比水重而向下继续迁移<sup>[17]</sup>。

### 1.3 密度调节法

为了解决化学清洗过程中 DNAPLs 向下迁移的问题,研究者提出了许多可替代的方法。例如,一些研究者提出了利用向上水力梯度以阻止 DNAPLs 向下迁移<sup>[23-24]</sup>; Inhoff 等<sup>[25]</sup>采用乙醇溶液以降低 DNAPLs 的向下迁移; Pennell 等<sup>[26]</sup>提出了界面张力的低限以避免 DNAPLs 的迁移。

因为迁移比溶解更有效,因此需增强 DNAPLs 的迁移性,但同时消除 DNAPLs 向下迁移或将其迁移降低到最低水平是一种理想的 DNAPLs 处理方法。原位密度调节法是一种很有前途的方法。即降低 DNAPLs 密度或增加水相密度,或两者结合使用。密度调节的目的使 DNAPLs 与水相的密度发生反转,以消除 DNAPLs 向下迁移的潜在威胁。

为了解决上述问题,旨在使得 DNAPLs 与水相之间密度实现反转的密度调节法应运而生,该法可通过降低 DNAPLs 密度或增大水相密度来调节两相的密度比。依靠增大水相密度法在经济上不可行。相反,采用降低 DNAPLs 密度法显然更具有前景。

最早提出 DNAPLs 密度调节的是 Kostareos 等<sup>[17]</sup>。在二维沙池中,采用水平表面活性剂淋洗以回收三氯乙烯(TCE)。发现不含异丙酮,溶解的 TCE 经历了严重的下移过程,而加了异丙酮后,没有发现 TCE 明显的下移现象。在该研究中虽然 TCE 的下移得到了控制,但异丙酮的加入仅仅使 TCE 乳状液密度从 1.028 g/mL 降低到 1.003 g/mL, TCE 依靠溶解被回收而没有迁移现象发生。

为了控制在表面活性剂冲洗过程中 TCE 的下移现象,Miller 等<sup>[27-28]</sup>发展了密度屏障技术,即利用 NaI 溶液来提高水相密度。在其一维垂直流实验中,向上注入的 NaI 溶液由于密度的差异置换了 TCE。在两维水平流实验中,一层 NaI 溶液出现在污染层的最底部,这是由于密度屏障限制了 TCE 的下移。虽然盐水作为密度屏障是一种有效的方法,但该方法需要大量的 NaI 溶液以提高水相密度,因而不是一种经济方法。从生态学角度讲,大量使

用 NaI 溶液,对地下环境带来新的威胁。另外,分散稀溶液在地下可能阻止 NaI 溶液保持必要的浓度而导致无效的密度屏障。

Roeder 等<sup>[29]</sup>采用混合淋洗剂,对 DNAPLs 和水相密度同时调节的方法。所用混合淋洗剂包括叔丁醇、水和密度大于水的添加剂,比如蔗糖或甘油等。叔丁醇本身不能将 DNAPLs 转化为 LNAPLs 而密度添加剂用来增加水相的密度。他们在一维的垂直流和二维的水平流实验中,均成功地实现了 DNAPLs 和水相密度的反转。叔丁醇的注入体积分别是 DNAPLs 相体积的 22.5 倍(一维垂直流)和 38 倍(二维水平流)。密度添加剂的浓度是如此高(甘油: 39.5%; 蔗糖: 15%),以至于淋洗液的粘度急剧增加,形成了较大的压降。另外,因其密度反转是可逆的, NAPLs 相与醇必须保持平衡。

Lunn 等<sup>[30-31]</sup>描述了用向上梯度流来控制 DNAPLs 下移。异丁醇作为预淋洗剂以降低 PCE 密度接近 1.0 g/mL,以降低在醇溶液淋洗过程中 DNAPLs 下移的可能性。在该实验中, PCE 的去除率为 1.2% ~ 99.8%。

预淋洗策略也被 Ramsburg 等<sup>[32-33]</sup>采用。其使用正丁醇作预淋洗剂以预处理污染物,然后用正丁醇、表面活性剂和水去置换氯苯(CB)或 TCE,用较少的淋洗剂得到了大于 80% 的 DNAPLs 去除率。更重要的是 NAPLs 的密度可达到 0.90 g/mL ~ 0.96 g/mL。在其最新研究中,将正丁醇的乳状液作为预淋洗剂,淋洗液仍为正丁醇、表面活性剂和水,只是正丁醇的用量减少了,使用相近的注入量,多于 90% 的 TCE 被溶解或转化为乳状液被回收。

Tohnson 等<sup>[34]</sup>采用表面活性剂淋洗,盐水改变水相密度加之蒸汽萃取等综合方法来处理土壤中污染物 TCE,去除效果达到 99%。

在上述研究中,绝大部分的 DNAPLs 被分离而没有明显的下移发生。这些成果清楚地表明,密度调节法是有效的 DNAPLs 修复技术。然而上述的研究中也存在一些缺点,从而限制了这些技术在现场的应用。第一,这些方法中大部分使用轻质有机溶剂溶解于水相中来调节 DNAPLs 密度,这意味着在整个修复过程中水相中的轻质有机溶剂必须与 DNAPLs 中的浓度保持相平衡,否则这些轻质有机溶剂将会返回到水相中从而使 DNAPLs 的密度上升。因此,大量的淋洗液用来稀释轻质有机溶剂。

第二, 这些方法只能将 DNAPLs 的密度降至稍低于水, 而不能将 DNAPLs 转化为 LNAPLs。第三, 有些使用向上水力梯度法去阻止 DNAPLs 下移的技术, 在实验室是成功的, 但在现场应用不太现实。因此寻找新的 DNAPLs 密度调节技术是环境化学工作者所面临的新课题。

## 2 展望

缓解和修复土壤持久性有毒污染是环境科学和工程中急需解决的重要问题, 已成为国内外环境科学乃至土壤科学的热点研究问题和前沿领域之一<sup>[35-36]</sup>。但目前几乎没有土壤持久性有毒污染修复的实用技术, 急待解决土壤持久性有毒污染物修复中重要的基础性的科学问题及关键技术问题, 为拟订快速、经济、有效的土壤污染修复的实用技术, 同时为土壤污染地区有效控制农产品污染、生产优质农产品提供理论依据。

由非水相流体 (NAPLs) 引起的含水层污染是一个全球性的严重的环境问题。为了解决上述问题, 旨在使得 DNAPLs 与水相之间密度实现反转的密度调节法应运而生, 该法可通过降低 DNAPLs 密度或增大水相密度来调节两相的密度比。依靠增大水相密度法在经济上是不可行的, 相反, 采用降低 DNAPLs 密度法显然更具有应用前景。

### [参考文献]

- [1] HARWELL JH, SABATINIDA, KNOX RC. Surfactants for ground water remediation [J]. *Colloids Surfaces A*, 1999, 151: 255-268
- [2] MERCER JW, COHEN RM. Review of immiscible fluids in the subsurface: properties, models, characterization and remediation [J]. *J Contam Hydrol*, 1990, 6: 107-163.
- [3] POWERS SE, ABRIDLA LM, WEBER WJJ. An experimental investigation of NAPL dissolution in saturated subsurface systems: Steady-state mass transfer rates [J]. *Water Resour Res*, 1992, 28: 2691-2705.
- [4] PENNELL K D, ABRIDLA LM, WEBER W J. Surfactant enhanced solubilization of residual dodecane in soil column. I. Experimental investigation [J]. *Environ Sci Technol*, 1993, 27: 2332-2340
- [5] GRIFFINTW, WATSON KW. DNAPL site characterization - a comparison of field techniques [C] // *Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compound Monterey California USA Columbia Ohio Battelle Press*, 2002: 255-261
- [6] TAYLOR TP, PENNELL K D, ABRIDLA LM, et al. Surfactant enhanced recovery of tetrachloroethylene from a porous medium containing low permeability lenses. I. Experimental studies [J]. *J Contam Hydrol*, 2001, 48: 325-350
- [7] MACKAY DM, CHERRY JA. Groundwater contamination: pump-and-treat remediation [J]. *Environ Sci Technol*, 1989, 23: 630-636.
- [8] WEST CC, HARWELL JH. Surfactants and subsurface remediation [J]. *Environ Sci Technol*, 1992, 26: 2324-2330
- [9] BULLON J, CARDENAS A, SANCHEZ J. Emulsion filtration through surface modified ceramic membranes [J]. *J Dispersion Sci Technol*, 2003, 23: 269-277.
- [10] OHARA S, KRUG T, QUINN J, et al. Field and laboratory evaluation of the treatment of DNAPL source zones using emulsified zero-valent iron [J]. *Remediation*, 2006, 16: 35-36
- [11] HERON G, CARROLL S, NIELSEN S. Full-scale removal of DNAPL constituents using steam-enhanced extraction and electrical resistance heating [J]. *Ground Water Monit Remediat*, 2005, 25(4): 92-107.
- [12] KIM YU, WANG MC. Effect of ultrasound on oil removal from soils [J]. *Ultrasonics*, 2003, 41: 539-542.
- [13] FOX CA, CIRCEO LJ, MARTIN RC. In-situ plume remediation of contaminated soils [J]. *Remediation*, 2001, 11: 3-13.
- [14] JAWITZ JW, SILLAN R K, ANNABLEM D, et al. In-situ alcohol flushing of a DNAPL source zone at a dry cleaner site [J]. *Environ Sci Technol*, 2000, 34: 3722-3729.
- [15] MARTEL R, LEFEBVRE R, GELNAS PJ. Aquifer washing by micellar solutions. 2. DNAPL recovery mechanisms for an optimized alcohol-surfactant-solvent solution [J]. *J Contam Hydrol*, 1998, 30: 1-31.
- [16] MARTEL R, GELNAS PJ, SAUMURE L. Aquifer washing by micellar solutions. 3. Preliminary field test at thouin sand pit quebec, canada [J]. *J Contam Hydrol*, 1998, 30: 33-48.
- [17] KOSTARELOS K, FOPE GA, ROUSE BA, et al. A new concept: the use of neutrally-buoyant microemulsions for DNAPL remediation [J]. *J Contam Hydrol*, 1998, 34: 383-397.
- [18] ROTHMET R K, PETERS RW, MARTIN EST. Surfactant foam/bioaugmentation technology for in situ treatment of TCE-DNAPLs [J]. *Environ Sci Technol*, 1998, 32: 1667-1675
- [19] GUPTA DK, MOHANTY KK. A laboratory study of surfactant flushing of DNAPL in the presence of microemulsion [J]. *Environ Sci Technol*, 2001, 35: 2836-2843.
- [20] MARTEL R, HEBERT A, LEFEBVRE R, et al. Displacement and sweep efficiencies in a DNAPL recovery test using micellar and polymer solutions injected in a five-spot pattern [J]. *J Contam Hydrol*, 2004, 75: 1-29.
- [21] SCHAERLAEKENS J, CARMELIET J, FEYEN J. Multi-objective optimization of the setup of a surfactant-enhanced DNAPL remediation [J]. *Environ Sci Technol*, 2005, 39: 2327-2333.
- [22] YAN L, THOMPSON K, VALSARAJKT, et al. In-situ

- density modification of DNAPL by using polyphosphates [J]. Environ Sci Technol 2003, 37: 4487-4493
- [23] LONGINO B L, KUEPER B H. The use of upward gradients to arrest downward dense nonaqueous phase liquid (DNAPL) migration in the presence of solubilizing surfactants [J]. Canadian Geotechnical J 1995, 32: 296-308.
- [24] LUNN S R D, KUEPER B H. Removal of pooled dense, nonaqueous phase liquid from saturated porous media using upward gradient alcohol floods [J]. Water Resour Res 1997, 33: 2207-2219
- [25] MBOFF P T, GLEYAER S N, MCBRIDE J F, et al. Cosolvent-enhanced remediation of residual dense nonaqueous phase liquid: experimental investigation [J]. Environ Sci Technol 1995, 29: 1966-1976
- [26] PENNELL K D, POPE G A, ABRIDIA L M. Influence of viscous and buoyancy forces on the mobilization of residual tetrachloroethylene during surfactant flushing [J]. Environ Sci Technol 1996, 30: 1328-1335
- [27] MILLER C T, HILLEH, MOUTIER M. Remediation of DNAPL-contaminated substance system using density-motivated mobilization [J]. Environ Sci Technol 2000, 34: 719-724
- [28] HILL E H, MOUTIER M, ALFARO J et al. Remediation of DNAPL pools using dense brine barrier strategies [J]. Environ Sci Technol 2001, 35: 3031-3039
- [29] ROEDER E, FALTA R W, LEE C M, et al. DNAPL to LNAPL transitions during horizontal cosolvent flooding [J]. Ground Water Monitor Resour 2001, 21: 77-88.
- [30] LUNN S R D, KUEPER B H. Manipulation of density and viscosity for the optimization of DNAPL recovery by alcohol flooding [J]. J Contam Hydro 1999, 38: 427-445.
- [31] LUNN S R D, KUEPER B H. Risk reduction during chemical flooding: preconditioning DNAPL density in situ prior to recovery by miscible displacement [J]. Environ Sci Technol 1999, 33: 1703-1708
- [32] RAMBURG C A, PENNELL K D. Density-modified displacement for DNAPL source zone remediation: density conversion and recovery in heterogeneous aquifer cells [J]. Environ Sci Technol 2002, 36: 3176-3187.
- [33] RAMBURG C A, PENNELL K D, KIBBEY T C G, et al. Use of a surfactant-stabilized emulsion to deliver 1-butanol for density-modified displacement of trichloroethene [J]. Environ Sci Technol, 2003, 37: 4246-4253
- [34] TOHNSON D N, PEDIT J A, MILLER C T. Efficient near-complete removal of DNAPL from three-dimensional heterogeneous porous media using a novel combination of treatment technologies [J]. Environ Sci Technol 2004, 38: 5149-5156
- [35] 朱利中. 土壤及地下水有机污染的化学与生物修复 [J]. 环境科学进展, 1999, 7(2): 65-71.
- [36] 王虹, 马娜, 叶露, 等. 国外土壤污染防治进展及对我国土壤保护的启示 [J]. 环境监测管理与技术, 2006, 18(5): 51-53.

本栏目责任编辑 李文峻

(上接第 31 页)

连续分析 7 个接近检出限的实验室空白加标样品 (质量浓度为  $5 \mu\text{g/L}$ ), 根据浓缩系数和固相萃取效率, 计算方法检出限, 对硝基氯苯为  $0.6 \mu\text{g/L}$ , 2,4-二硝基氯苯为  $2.1 \mu\text{g/L}$ 。

### 2.5 精密度与准确度

平行测定某地表水加标样品 6 次 (加标质量浓度为  $50.0 \mu\text{g/L}$ ), RSD 对硝基氯苯和 2,4-二硝基氯苯分别为 16.3% 和 19.6%; 平行测定某地表水加标样品 4 次 (加标质量浓度为  $100 \mu\text{g/L}$ ), 加标回收率对硝基氯苯和 2,4-二硝基氯苯分别为 86.2% ~ 94.7% 和 87.3% ~ 95.4%。

## 3 结论

采用 SPE-GCMS 法测定水中对硝基氯苯和 2,4-二硝基氯苯, 具有以下优点: ①采用高灵敏的质谱检测器, 方法灵敏度高; ②采用分子离子峰和同位素离子峰分别作为定量离子和限定离子, 结合

相对保留时间定性、定量分析, 测定结果的可靠性强, 假阳性检出率低; ③采用 SPE 装置萃取样品, 减少了手工操作引入的误差, 测定结果的重现性好; ④干扰少, 操作简便, 试剂用量少。

### [参考文献]

- [1] 胡睿, 王琳玲, 陆晓华. 固相萃取/气相色谱法测定水中的酚类污染物 [J]. 环境科学与技术, 2005, 28(1): 57-65
- [2] 孙润泰, 陈敏, 于波, 等. 气相色谱法测定水源水中硝基苯类化合物结果分析 [J]. 中国卫生工程学, 2002, 1(3): 149
- [3] 杨雨莉, 母应峰, 姚诚, 等. 毛细管气相色谱法测定水中氯苯类化合物 [J]. 环境监测管理与技术, 2007, 19(2): 34-35
- [4] 奚稼轩. 固相萃取-高效液相色谱法测定饮用水中酚类化合物 [J]. 环境化学, 2004, 23(2): 235-236
- [5] 苏宇亮, 方黎. 固相萃取-高效液相色谱法测定水中 12 种酚类化合物 [J]. 现代科学仪器, 2004(4): 55-57
- [6] 徐水平. 高效液相色谱法测定水和废水中邻(对)硝基氯苯 [J]. 中国环境监测, 2001, 17(3): 36-38