DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2013.11.016

# 零价铁/过二硫酸盐去除水中硝基苯的还原与氧化机理\*

杨世迎<sup>1,2\*\*</sup> 马 楠<sup>2</sup> 王 静<sup>2</sup> 石 超<sup>2</sup> 冯琳玉<sup>2</sup>

(1. 海洋环境与生态教育部重点实验室,青岛,266100; 2. 中国海洋大学环境科学与工程学院,青岛,266100)

**摘 要** 探讨了零价铁(Fe<sup>°</sup>)/过二硫酸盐(PS)去除水中硝基苯(NB)体系中还原反应和氧化反应之间的相 互影响机制.实验表明,采用依次投加 Fe<sup>°</sup>和 PS 的方式去除 NB,随着 PS 投加时间的推后,Fe<sup>°</sup>还原 NB 产生更 多的苯胺(AN),加入 PS 后,氧化去除 AN 更彻底;在 NB/Fe<sup>°</sup>/PS 的反应体系中,当 NB 和 AN 同时存在,SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 易和 AN 反应,而基本不去除 NB.酸性条件和增加 Fe<sup>°</sup>投加量,利于 Fe<sup>°</sup>还原 NB 产生更多的 AN,增加 PS 投加 量利于 AN 的氧化去除.投加 PS 后 AN 的去除可能主要是发生了 Fe<sup>2+</sup>催化 PS 的类 Fenton 氧化反应. 关键词 硝基苯,苯胺,零价铁,过二硫酸盐,还原与氧化.

硝基苯(NB)是医药、染料、农药等行业的重要原料,对环境和生物都有较大的危害.美国环保署 (EPA)将 NB 列为优先控制污染物,水环境质量标准规定排放污水中 NB 的浓度小于 1.0 mg·L<sup>-1[1-2]</sup>.因此,严格控制水中 NB 具有现实意义.

硝基苯类化合物苯环电子云密集,难以提供电子,直接氧化去除比较困难<sup>[3]</sup>.相对 NB 的难氧化,NB 更易被还原<sup>[4]</sup>.零价铁(Fe<sup>0</sup>)作为一种活泼的还原剂,可以有效还原水中的硝基芳香化合物,硝基能被 Fe<sup>0</sup>还原转化为氨基<sup>[4]</sup>.另外,基于硫酸根自由基(SO<sub>4</sub><sup>--</sup>)的过二硫酸盐(persulfate,PS)活化技术是一类 新型的高级氧化技术(AOPs)<sup>[5]</sup>.在常温常压下,Fe<sup>0</sup>和过渡金属离子(Fe<sup>2+</sup>等)可以催化 PS 产生强氧化 性的 SO<sub>4</sub><sup>--</sup>,氧化去除水中难降解有机污染物<sup>[5-6]</sup>.本课题组已证实了 Fe<sup>0</sup>能有效还原 NB,最终产生苯胺 (AN),而利用 PS 直接氧化 NB 几乎没有反应;进而,利用 Fe<sup>0</sup>和 PS 的联合作用,巧妙将水中硝基苯去 除<sup>[1]</sup>.但是,Fe<sup>0</sup>/PS 联合去除 NB 的体系中反应非常复杂,存在 Fe<sup>0</sup>还原 NB 产生 AN 和 Fe<sup>2+</sup>,Fe<sup>0</sup>(或 Fe<sup>2+</sup>)催化 PS 产生 SO<sub>4</sub><sup>--</sup>,以及 SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 氧化 AN 等反应.

本研究利用 Fe<sup>0</sup>与 PS 依次投加的方式,从 PS 的投加时间、Fe<sup>0</sup>和 PS 的投加量、初始 pH 等方面讨论 Fe<sup>0</sup>/PS 联合去除 NB 体系中各反应之间的反应机理.

## 1 材料与方法

1.1 实验试剂

硝基苯(NB),过二硫酸钠(PS),其他化学试剂如 N-(1-萘基)乙二胺盐酸盐等,均为分析纯.

零价铁粉预处理:称取一定量的零价铁粉,用0.1 mol·L<sup>-1</sup>的稀硫酸充分洗涤以除去表面氧化层,再 用去离子水冲洗至中性,用丙酮冲洗两次后,在氮气保护下用将零价铁粉干燥<sup>[1]</sup>.预处理零价铁粉两天 内使用,保证氮气保护和干燥密封保存.

1.2 实验操作

配制 0.12 mmol·L<sup>-1</sup>的 NB 水溶液并置于 500 mL 的锥形瓶中,利用 NaOH 和 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>调节初始 pH 值;实验开始投加适量经预处理的 Fe<sup>0</sup>,在 Fe<sup>0</sup>还原 NB 一段时间后,投加适量的 PS.反应温度 25 ℃,振荡 300 min,在规定时间内迅速取样并测定.实验均重复 3 次,取平均值进行分析和讨论.需要说明的是,在 同样条件下,将配制的 NB 水溶液暴露于空气中,6 h 后,水中 NB 的浓度变化几乎可以忽略,也就是说,

<sup>2013</sup>年2月3日收稿.

<sup>\*</sup>中国海洋大学"中央高校基本科研业务费青年教师科研专项基金项目"(201113005);国家自然科学基金(21107101)资助.

<sup>\* \*</sup> 通讯联系人, Tel: 0532-66781020; E-mail: ysy@ouc.edu.cn

NB 的挥发对实验结果的影响不大.

1.3 实验仪器及分析方法

Alpha-系列分光光度计(上海, 谱元);国华数显恒温水浴锅;国华 SHA-C 恒温振荡器; 雷磁 PHS-3C 型 pH 计; ICS3000 离子色谱仪(美国, 戴安).

NB 和 AN 的浓度采用 N-(1-萘基)乙二胺偶氮分光光度法测定<sup>[7]</sup>;  $C_{\text{NB}}/C_{\text{NB,0}}$ 来表征 NB 的剩余量 ( $C_{\text{NB}}$ 为任一取样时刻 NB 的浓度,  $C_{\text{NB,0}}$ 为 NB 的初始浓度);  $C_{\text{AN}}/C_{\text{AN,L}}$ 来表征 AN 变化量( $C_{\text{AN}}$ 为任一取 样时刻 AN 的浓度,  $C_{\text{AN,L}}$ 为 NB 理论上还原生成 AN 的浓度); AN 变化量中的  $C_{\text{AN,L}} = C_{\text{NB,0}} \times n_{\text{AN}}/n_{\text{NB}}$ ( $n_{\text{AN}}/n_{\text{NB}}$ 为 AN 和 NB 的物质的量之比).

PS 剩余量采用分光光度法测定<sup>[8]</sup>;  $C_{PS}/C_{PS,0}$ 来表征 PS 剩余量( $C_{PS}$ 为任一取样时刻 PS 的浓度,  $C_{PS,0}$ 为 PS 的初始浓度).

三价铁离子( $Fe^{3+}$ )和亚铁离子( $Fe^{2+}$ )的浓度采用邻菲啰啉分光光度法测定<sup>[9]</sup>,硫酸根离子( $SO_4^{2-}$ )采用离子色谱测定.

## 2 结果与讨论

零价铁(Fe<sup>0</sup>)与过二硫酸(PS)结合去除水中硝基苯(NB)的体系是一个非常复杂的氧化还原体系. 在这个体系中可能存在以下反应(1)—(4)<sup>[10-14]</sup>. Fe<sup>0</sup>既可以还原 NB 生成产物苯胺(AN)和 Fe<sup>2+</sup>、Fe<sup>0</sup>及 Fe<sup>2+</sup>又可以催化 PS 产生活性自由基,氧化 AN.

$$3Fe^{0} + ArNO_{2} + 6H^{+} \longrightarrow ArNH_{2} + 3Fe^{2+} + 2H_{2}O$$

$$\tag{1}$$

$$\operatorname{Fe}^{0} + 3\operatorname{S}_{2}\operatorname{O}_{8}^{2^{-}} \longrightarrow \operatorname{Fe}^{3^{+}} + 3\operatorname{SO}_{4}^{-^{\cdot}} + 3\operatorname{SO}_{4}^{2^{-}}$$
(2)

$$Fe^{2+} + S_2O_8^{2-} \longrightarrow Fe^{3+} + SO_4^{-+} + SO_4^{2-}$$
 (3)

$$\operatorname{Fe}^{0} + 2 \operatorname{Fe}^{3+} \longrightarrow 3 \operatorname{Fe}^{2+}$$
 (4)

Fe<sup>0</sup>和 PS 的投加顺序及投加时间、Fe<sup>0</sup>和 PS 的投加量、反应 pH 都将直接影响着体系的反应机制以及目标污染物 NB 的去除效果.

### 2.1 投加时间的影响

采用依次投加 Fe<sup>0</sup>和 PS 的方式去除 NB,先利用 Fe<sup>0</sup>将 NB 还原生成苯胺(AN),再投加 PS,Fe<sup>0</sup>(或 Fe<sup>2+</sup>)催化 PS 可能产生 SO<sub>4</sub><sup>--</sup>,从而去除 AN. 图 1 中,Fe<sup>0</sup>的投加量为 4.0 g·L<sup>-1</sup>,PS 投加量为 6.0 mmol·L<sup>-1</sup>,分别在 Fe<sup>0</sup>还原 NB 反应 60 min 及 210 min 时投加 PS. 在 60 min 时投加 PS,随着 PS 的投 加,NB 的去除速率增加. 但是,随着 PS 投加时间推后,最终 AN 的剩余量减少 20%. 可能主要有以下两 点原因:第一,PS 投加后,Fe<sup>0</sup>分解 PS 与 Fe<sup>0</sup>还原 NB 的反应之间存在竞争,延迟 PS 的投加时间,能减少 PS 的消耗,充分地利用活化 PS 产生的 SO<sub>4</sub><sup>--</sup> ;第二,结合以往的研究,NB 与 PS 或 SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 几乎都不能反 应<sup>[1,15]</sup>,而 SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 能有效氧化 AN<sup>[16]</sup>,同时,NB 与 Fe<sup>0</sup>反应时间越长,能产生越多 AN,有利于 SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 进一步的降解 AN. 也有研究利用纳米铁和过氧化氢降解金橙 II,通过同时投加和顺序投加两种方式,得到依 次投加纳米铁和过氧化氢时,先将金橙 II 还原再氧化降解,金橙 II 降解率为 54%,而同时投加纳米铁和 过氧化氢时,金橙 II 降解率仅为 30%<sup>[17]</sup>. 后续的研究都采用在 210 min 时投加 PS 的方式.





### 2.2 Fe<sup>0</sup>投加量的影响

Fe<sup>0</sup>的投加量直接影响 Fe<sup>0</sup>与 NB 的还原反应;同时由于 Fe<sup>0</sup>被氧化产生 Fe<sup>2+</sup>,在与 PS 的反应中也起 到关键性作用.实验结果如图 2 所示.图 2a 和 2b,PS 投加量为 6.0 mmol·L<sup>-1</sup>;图 2a'和 2b',PS 投加量为 2.4 mmol·L<sup>-1</sup>.图 2a 和 2a'中,NB 的去除都随 Fe<sup>0</sup>投加量的增加而增加.但是,图 2b 和 2b'显示,AN 在迅 速下降后出现增加的趋势.主要是由于 Fe<sup>0</sup>和适量 Fe<sup>2+</sup>活化 PS 可能产生 SO<sub>4</sub><sup>--</sup>,SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 和 AN 迅速反应, 反应体系中 Fe<sup>0</sup>过量,未去除的 NB 继续被 Fe<sup>0</sup>还原产生 AN.这一现象与图 1 中 60 min 时投加 PS 后 AN 的变化趋势有相似性.Zhang 等<sup>[16]</sup>研究中表明活化 PS 产生的 SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 能在 30 s 内氧化去除 75% 以上的 AN. Guan 等<sup>[15]</sup>的研究中表明 NB 与 SO<sub>4</sub><sup>---</sup> 反应较慢( $k \le 10^6$  (mol·L<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup>·s<sup>-1</sup>).结合以上的研究,说明 当 NB 和 AN 同时存在,SO<sub>4</sub><sup>---</sup> 优先和 AN 反应,基本不去除 NB.



**图 2** Fe<sup>0</sup>投加量对 NB 和 AN 降解的影响 a,b: PS 投加量为 6.0 mmol·L<sup>-1</sup>, a',b': PS 投加量为 2.4 mmol·L<sup>-1</sup> **Fig. 2** Effects of Fe<sup>0</sup> dosage on the reduction and oxidation of NB and AN

### 2.3 PS 投加量的影响

PS 投加量是氧化去除 AN 的重要影响因素,具体见图 3.



图 3 PS 的浓度对氧化 AN 的影响及 PS 的利用效果

Fig. 3 Effects of PS concentration on the oxidation of AN and the utilization of PS in the reaction process

Fe<sup>0</sup>的投加量为 4.0 g·L<sup>-1</sup>,保证 Fe<sup>0</sup>还原 NB 产生大量 AN 的基础上, PS 的投加量自 0.6 mmol·L<sup>-1</sup>

增加至12.0 mmol·L<sup>-1</sup>, AN 的去除量也随之增加, 在15 min 后 AN 变化量基本保持不变. 而随着 PS 的 投加量的增加, PS 的剩余量也增加, 即去除等量 AN 时, PS 的利用率降低. 当 PS 投加量为6.0 mmol·L<sup>-1</sup> 时,更有利于氧化 AN. 另外,图 2a'和 2b'中,当 PS 投加量为 2.4 mmol·L<sup>-1</sup>时,投加 PS 后, AN 继续生成的趋 势更明显,也验证了 PS 投加量不足时,NB 本身不能被 PS 和 SO<sub>4</sub>--氧化去除,NB 将继续被 Fe<sup>0</sup>还原.

2.4 初始 pH 的影响

有研究证明初始 pH 在还原 NB 中起到了关键性的作用<sup>[10, 18]</sup>. Fe<sup>0</sup>的投加量为 4.0 g·L<sup>-1</sup>, PS 投加量 为6.0 mmol·L<sup>-1</sup>,未调节初始 pH 值时(实验用水经测定呈弱碱性),测定在反应过程中的 pH 变化如 表1所示.pH 在整个降解过程中呈先升高后降低的趋势.随着 Fe<sup>0</sup>还原 NB,如方程(1),消耗体系中的 H<sup>+</sup>,导致 pH 值的升高;当投加 PS 时,因 PS 及反应产物呈强酸性,体系的 pH 值迅速降低至 3.00.

	表1 pH 在还原-氧化反应过程中的变化趋势							
	Table 1         Changes in pH values of the system during the reduction-oxidation processes							
t∕min	0	30	90	150	210(投加 PS)	225	300	
pH	8.90	9.12	9.78	9.50	9.34(3.00)	2.71	2.68	

如图 4 所示,初始 pH = 2 或 4 时,能在 60 min 内将 NB 还原生成 AN,还原率都为 85%.但当 PS 投 加以后,NB及AN的去除几乎没有差别,说明初始pH主要影响Fe<sup>0</sup>与NB的还原反应,对氧化AN的影 响不大. 当初始 pH = 10 时,还原 NB 最慢,当投加 PS 时,根据 pH 计测定此时的 pH = 3.00, NB 去除速率 迅速增加. 吕国晓等<sup>[18]</sup>利用 Fe<sup>0</sup>还原 NB, 当 pH ≤7 时, 180 min 内 Fe<sup>0</sup>还原 NB 达到 60% 以上, 认为 pH=3为Fe<sup>o</sup>还原NB的最优pH条件.与本实验结果一致,证明酸性条件利于NB的还原.



图4 初始 pH 对 NB 和 AN 降解的影响 Fig. 4 Effects of initial pH on the reduction and oxidation of NB and AN

### 2.5 Fe<sup>0</sup>/NB和Fe<sup>0</sup>/PS反应

Fe<sup>®</sup>在反应体系中既是 NB 的还原剂,同时也是 PS 的非均相催化剂,促进 PS 分解产生 SO<sub>4</sub><sup>--</sup>,因此, Fe<sup>0</sup>/NB和Fe<sup>0</sup>/PS反应在Fe<sup>0</sup>/PS/NB体系存在微妙的关系.Fe<sup>0</sup>与NB的还原反应,如图5所示,随着NB 减少,AN不断的增加,同时,Fe<sup>2+</sup>也不断的增加.



为探讨 Fe<sup>0</sup>对 PS 的催化分解,研究了体系中无 NB 和 AN 时,PS/Fe<sup>0</sup>体系中 PS 相对浓度的变化,如 图 6 所示. Fe<sup>0</sup>缓慢分解 PS,PS 的分解量随着 Fe<sup>0</sup>的投加量增加而增加,在 120 min 内都能分解 50% 以上. Liang 和 Lai 等<sup>[19]</sup>用 Fe<sup>0</sup>作为 Fe<sup>2+</sup>的来源并用 Fe<sup>0</sup>直接活化 PS 降解 PCE;研究发现 Fe<sup>0</sup>/PS 反应体系 中 PS 分解较后者缓慢,可能原因是 Fe<sup>0</sup>自身分解为 Fe<sup>2+</sup>需经历一个过程,与本研究结论一致.



**Fig. 6** Decomposition of PS catalyzed by  $Fe^0$ 

进一步研究 PS/Fe<sup>0</sup>体系中 Fe<sup>2+</sup>、Fe<sup>3+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>浓度,如图 7 所示,PS 投加量为 6.0 mmol·L<sup>-1</sup>. 结合 图 6,随着 PS 的分解,Fe<sup>2+</sup>的浓度逐渐增加,Fe<sup>3+</sup>的浓度呈先增加后减小的趋势,SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>浓度逐渐增加. Fe<sup>0</sup>(或 Fe<sup>2+</sup>)分解 PS,可能发生类 Fenton 反应,产生 Fe<sup>3+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>--</sup>和 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>,如方程(2)和(3);同时,体系 中的 Fe<sup>0</sup>过量,Fe<sup>3+</sup>进一步和 Fe<sup>0</sup>反应,如方程(4),产生 Fe<sup>2+</sup>.



图 7  $Fe^0/PS$  体系中  $Fe^{2+}$ 、 $Fe^{3+}$ 、 $SO_4^{2-}$  浓度 Fig. 7 The concentration of  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $SO_4^{2-}$  in the reaction of  $Fe^0/PS$ 

综上所述,在 Fe<sup>0</sup>/PS/NB 体系中,伴随 Fe<sup>0</sup>与 NB 的还原反应, Fe<sup>2+</sup>不断产生; Fe<sup>2+</sup>作为活化 PS 的催 化剂, Fe<sup>2+</sup>的产生量越大,对 PS 的活化效果越好,发生了类 Fenton 反应(方程(3)). PS 和 SO<sub>4</sub><sup>--</sup>都不能 直接将 NB 氧化, 而还原产物 AN 容易被 SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 氧化<sup>[15-16]</sup>.

## 3 结论

(1)采用依次投加 Fe<sup>0</sup>和 PS 的方式去除 NB,随着 PS 投加时间的推后,Fe<sup>0</sup>还原 NB 产生更多的 AN, 后续的 PS 氧化可去除产生的 AN.

(2)在 NB/Fe<sup>0</sup>/PS 的反应体系中,当 NB 和 AN 同时存在,SO<sub>4</sub><sup>--</sup> 易和 AN 反应,而基本不去除 NB. 酸 性条件和增加 Fe<sup>0</sup>投加量,利于 Fe<sup>0</sup>还原 NB 产生更多的 AN,增加 PS 投加量利于 AN 的去除.

(3)中间产物 AN 的去除可能主要是发生了 Fe<sup>2+</sup>催化 PS 的类 Fenton 氧化反应.

#### 参考文献

- [1] 杨世迎,杨鑫,梁婷,等.零价铁还原和过硫酸盐氧化联合降解水中硝基苯[J].环境化学,2012,31(5):682-686
- [2] Ambient Water Qualify Criteria[S]. U.S. Environmental protection Agency (USEPA), Washington, DC, 1980
- [3] Li Y P, Cao H B, Liu C M, et al. Electrochemical reduction of nitrobenzene at carbon nanotube electrode [J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 148(1/2): 158-163
- [4] Nefso E K, Burns S E, McGrathb C J. Degradation kinetics of TNT in the presence of six mineral surfaces and ferrous iron [J]. Journal of Hazardous Materials, 2005, 123(1/3): 79-88
- [5] Cao J S, Zhang W X, Brown D G, et al. Oxidation of lindane with Fe( II )-activated sodium persulfate[J]. Environmental Science and Technology, 2008, 25(2): 221-228
- [6] Yang S Y, Wang P, Yang X, et al. Degradation efficiencies of azo dye Acid Orange 7 by the interaction of heat, UV and anions with common oxidants: persulfate, peroxymonosulfate and hydrogen peroxide[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 179(1/3): 552-558
- [7] GB11889-89. 苯胺类化合物的测定 N-(1-萘基)乙二胺偶氮分光光度法[S].
- [8] Liang C, Huang C F, Mohanty N, et al. A rapid spectrophotometric determination of persulfate anion in ISCO[J]. Chemosphere, 2008, 73(9): 1540-1543
- [9] Lee Y, Lo S L, Chiueh P T, et al. Microwave-hydrothermal decomposition of perfluorooctanoic acid in water by iron-activated persulfate oxidation[J]. Water Research, 2010, 44(3): 886-892
- [10] Michelle M S, Kathleen M J, John C W, et al. Mass transport effects on the kinetics of nitrobenzene reduction by iron metal [J]. Environmental Science and Technology, 2001, 35 (13): 2804-2811
- [11] Liang C, Bruell C, Marley M, et al. Persulfate oxidation for in situ remediation of TCE. II. Activated by chelated ferrousion [J]. Chemosphere, 2004, 55(9): 1225-1233
- [12] Przemysaw D, Leonidas P. Impact of peroxydisulfate in the presence of zero valent iron on the oxidation of cyclohexanoic acid and naphthenic acids from oil sands process-affected water[J]. Environmental Science and Technology, 2012, 46(6): 8984-8991
- [13] Liang C, Bruell C, Marley M, et al. Persulfate oxidation for *in situ* remediation of TCE. I. Activated by ferrous ion with and without a persulfate-thiosulfate redox couple[J]. Chemosphere, 2004, 55(9): 1213-1223
- [14] Furukawa Y, Kim J, Watkins J, et al. Fromation of ferrihydrite and associated iron corrosion products in permeable reactive barriers of zero-valent iron[J]. Environmental Science and Technology, 2002, 36(24): 5469-5475
- [15] Guan Y, Ma J. Influence of pH on the formation of sulfate and hydroxyl radicals in the UV/peroxymonosulfate system[J]. Environmental Science and Technology, 2011, 45(10): 9308-9314
- [16] Zhang Y Q, Huang W L. In situ chemical oxidation of aniline by persulfate with iron(II) activation at ambient temperature[J]. Chinese Chemical Letters, 2010, 21(9): 911-913
- [17] Moon B, Park Y, Park K. Fenton oxidation of Orange II by pre-reduction using nanoscale zero-valent iron[J]. Desalination, 2011, 268 (9): 249-252
- [18] 吕国晓, 尹军, 刘蕾, 等. pH 值对零价铁还原降解模拟地下水中硝基苯的影响[J]. 环境化学, 2009, 28(3): 355-359
- [19] Liang C, Lai M C. Trichloroethylene degradation by zero valent iron activated persulfate oxidation [J]. Environmental Engineering Science, 2008, 25(7): 1071-1077

## Reduction and oxidation reaction mechanism of nitrobenzene removal by zero-valent iron and persulfate

YANG Shiying<sup>1,2\*</sup> MA Nan<sup>2</sup> WANG Jing<sup>2</sup> SHI Chao<sup>2</sup> FENG Linyu<sup>2</sup>
(1. Key Laboratory of Marine Environment and Ecology, Ministry of Education, Qingdao, 266100, China;
2. College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao, 266100, China)

### ABSTRACT

This paper discussed the interaction between reduction and oxidation in the process of nitrobenzene (NB) removal by zero-valent iron ( $Fe^0$ )/persulfate (PS) system. The results showed four trends. Firstly, when sequential additions of  $Fe^0$  and PS were adopted, the longer the delay of PS addition, the more aniline (AN) was produced by the reduction of NB by  $Fe^0$ , and the more thorough oxidation of AN by adding PS seemed to occur. Secondly, in the system of NB/Fe<sup>0</sup>/PS where AN and NB both existed, sulfate radicals ( $SO_4^{--}$ ) tended to oxidize AN and little NB was oxidized. Thirdly, the initial pH and the dosage of  $Fe^0$  mainly influenced the reduction of NB by  $Fe^0$ . Acidic environment and more  $Fe^0$  were conducive to the reduction of NB. Finally, the removal of AN in the system after introduction of PS seemed to be a Fenton-like reaction resulting from the catalyzed decomposition of PS by  $Fe^{2+}$  and the production of  $SO_4^{--}$ .

Keywords: nitrobenzene, aniline, zero-valent iron, persulfate, reduction and oxidation.

## 《环境化学》主编江桂斌院士获"Thought Leader Award"

2013 年 10 月 23 日,安捷伦科技公司在北京为中国科学院生态环境研究中心江桂斌院士颁发了 "Thought Leader Award"奖,以表彰他在环境化学与毒理学研究领域开创性的杰出贡献. 江桂斌院士是 世界著名的环境专家、《环境化学》主编,是亚洲第一位获得此殊荣的科学家.

"Thought Leader Award"将提供 \$ 304,000 USD 奖金和一台最先进的分析仪器用于支持江桂斌院 士及其团队对环境领域中新兴的、持久性有机污染物的研究和环境污染物先进筛查方法的持续开发 工作.

江桂斌院士认为,不仅限于中国,而且在全球范围,这个奖项有助于推动我们在环境化学领域的科学研究,更重要的是可以对保护人类健康起到积极的作用. 江院士及其同事在 2010 年《中国科学化学》 发表的一篇论文中记录到:"中国越来越认识到科学技术在解决环境污染问题方面的重要性. 国家支持 开展了大量关于持久性有机污染物的研究项目. 开发高效评估持久性有机污染物相关来源及其环境风险的方法显得至关重要."

江桂斌院士与其团队计划在即将开展的研究工作中使用 GC/QTOF 技术对中国水系统中的有机污染物进行非目标化合物筛查. 他们还将采用 ICP-MS(QQQ)联用技术跟踪纳米颗粒在环境系统中的传输,以更好地定性和定量分析受污染水中的重金属和类金属元素.

"Thought Leader Award"为生命科学和化学分析领域的权威思想领袖的研究提供科研经费、产品和专业技术方面的支持,无疑将推动基础科学的长足进步.