

DOI:10. 3880/j. issn. 1004 - 6933. 2019. 02. 008

基于响应面法的 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系氧化垃圾渗滤液去除 UV_{254} 研究

刘占孟,饶志为,李 贤,胡锋平

(华东交通大学土木建筑学院,江西 南昌 330013)

摘要:为提高 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系氧化垃圾渗滤液去除有机物的效果,试验采用响应面法优化反应条件,借助响应面法的中心组合试验设计了以紫外吸光度 UV_{254} 的去除率为响应值的二次回归模型,分析零价铁(Fe^0)投加量、初始 pH 值和 $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 与 12COD_0 的质量比 3 个因素的交互作用,确定最优反应条件。结果表明在 Fe^0 投加量为 31.3 mmol/L 、初始 pH 值为 4.4 、 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 为 1.14 条件下, UV_{254} 的去除率达到最大值 72% 。

关键词: $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系;响应面法; UV_{254} ;垃圾渗滤液

中图分类号:X703 **文献标志码:**A **文章编号:**1004 - 6933 (2019)02 - 0049 - 05

Study on $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ oxidation progress for UV_{254} removal from landfill leachate by response surface method// LIU Zhanmeng, RAO Zhiwei, LI Xian, HU Fengping (*School of Civil Engineering and Architecture, East China Jiaotong University, Nanchang 330013, China*)

Abstract: Response surface method (RSM) was used to optimize the reaction conditions in order to improve the catalytic effect of $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ system on degradation of organic matter in landfill leachate. Based on the box-behnken design (BBD) of RSM, a quadratic regression model was designed with the removal rate of UV_{254} as the response value. The interaction of three factors, i. e. Fe^0 dosage, initial pH value and $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ value (the mass ratio of $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ to 12COD_0 , reflecting the dosage of sodium persulfate), was analyzed to determine the optimal reaction conditions. The results showed that the removal rate of UV_{254} reached the maximum of 72% under the conditions of Fe^0 dosage of 31.3 mmol , initial pH of 4.4 and $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ value of 1.14 .

Key words: $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ system; response surface method; UV_{254} ; landfill leachate

垃圾渗滤液是公认的难处理有机废水,成分复杂,含有大量难降解和腐殖化程度较高的有机物。采用常规的生物法处理渗滤液难以达标,尤其是其生化出水中难降解有机物比例增大,使得后续处理更加困难^[1]。有研究^[2]表明生化后的渗滤液 COD 质量浓度仍高达 $500\sim 800\text{ mg/L}$,对地下水、地表水及公众安全仍造成威胁,所以有必要对其作进一步的深度氧化处理。

国内外学者研究高级氧化技术处理垃圾渗滤液中难降解有机物^[3-4]多采用过硫酸盐(PS)对生化尾水作深度处理。PS 具有较低的价格、稳定的性质以及超强的氧化能力等特性,成为目前高级氧化技术

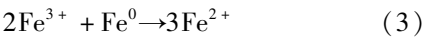
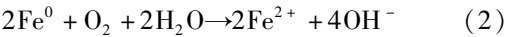
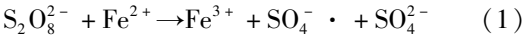
降解垃圾渗滤液有机物研究方面的热点^[5]。

过渡金属、紫外光等均能活化催化 PS 产生氧化性更强的硫酸根自由基($\text{SO}_4^{\cdot -}$),如 Fenton 氧化过程^[6]利用过渡金属活化催化体系(Fe^{2+}/PS)产生强氧化性的自由基^[7](式 1)。 Fe^{2+} 在地球中分布广泛且易于获取,所以在 PS 的活化研究中 Fe^{2+} 往往受到学者更多的青睐,成为研究的重点。但 Fe^{2+} 与 PS 反应速度极快,这将导致 $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 降解污染物的反应在短时间内即会终止^[8]。氧化体系中生成过多的 Fe^{3+} ,反而起抑制作用,导致自由基数量减少。反应往往需要投加大量的 Fe^{2+} ,造成不必要的浪费,且 Fe^{2+} 离子对反应体系的 pH 值要求苛刻,在很大程度

基金项目:国家自然科学基金(51468016,61640217);江西省自然科学基金(20171BAB206047);江西省重点研发计划(20071BBH80008);江西省成果转化计划(20161BBI90033)

作者简介:刘占孟(1977—),男,副教授,博士,主要研究方向为水处理药剂及水处理高级氧化技术。E-mail:ustblzm@163.com

上也限制了其实际应用。一般通过减缓氧化体系中 Fe^{2+} 的溶出速率来提高的催化剂的利用效率,一些研究者^[9-12]使用 Fe^0 代替 Fe^{2+} 来活化PS,发现 Fe^0 可以通过多种途径缓慢的释放可溶性 Fe^{2+} ,生成的 Fe^{2+} 不断地与 $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 接触催化,将其活化产生 $\text{SO}_4^{\cdot -}$ 。在好氧和厌氧条件下, Fe^0 氧化产物均为 Fe^{2+} (式(2)),当使用微型 Fe^0 作为激活剂时, Fe^0 还原 Fe^{3+} 也会产生 Fe^{2+} 。Bremner等^[13]提出了在ZVI表面通过以下反应循环铁离子的反应机理(式(3))。



常见的数理统计方法有单因素法、正交法等,但 these 方法不能反映出整个区域内因素和响应值之间的关系,而且传统的单因素法需要进行大量的试验才能得到优化条件,既耗时又费力,且在多因素条件下会造成一定的试验偏差。 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系的氧化过程是由多个因素同时起作用的过程,可采用响应面法(response surface methodology, RSM)对各个因素进行控制优化^[14]。响应面法通过多因素优化能有效地减少试验次数,降低试验成本,在寻求试验的最优条件过程中对研究的因素各个水平进行连续的分析。

本试验研究 Fe^0 活化过硫酸钠($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$)氧化法处理垃圾渗滤液生化出水,考察 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 氧化体系处理效果,通过建立垃圾渗滤液紫外吸光度 UV_{254} 去除率与3个因素变量的经验模型,采用RSM法的中心组合试验(box-behnken design, BBD)优化氧化体系构建二次回归模型,由模型预测氧化体系最优反应参数条件,最后通过试验验证模型的可靠性和准确性。

1 试验材料与研究方法

1.1 垃圾渗滤液水质特征

垃圾渗滤液水样取自南昌某垃圾填埋场,该填埋场采用了组合工艺处理渗滤液原水,试验水样取自反渗透工艺出水。水样颜色为黄褐色,无明显恶臭,生化出水水质特性为:COD质量浓度为500~800 mg/L,紫外吸光度 UV_{254} 为0.508~0.521 cm^{-1} (稀释10倍),pH值为5.5~7.5。

1.2 主要仪器和药品

主要仪器有759紫外分光光度计(上海精密科学仪器有限公司)、数显水浴恒温振荡器(金坛市晶玻实验仪器厂)、电子天平(上海梅特勒-托利多仪器有限公司)、pHS-3E型数显酸度计(雷磁分析仪器厂)、石英比色皿(751光程10 mm)。药品包括过硫

酸钠($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$,天津市大茂化学试剂有限公司AR)和零价铁(Fe^0 ,泰州市长浦化学试剂有限公司AR)。

1.3 研究方法

研究 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系各因素对降解渗滤液的 UV_{254} 的影响程度,影响因素包括 Fe^0 投加量、初始pH值和 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 与 12COD_0 的质量比,用来反映 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 投加量)。单因素试验结果显示:初始pH值为5、 Fe^0 投加量30 mmol/L、 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 为1时有最大去除率。据此确定 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系中,pH值水平从3变化到7(利用0.01 mmol/L的NaOH和0.01 mmol/L的 H_2SO_4 调节), Fe^0 水平从15 mmol/L变化到45 mmol/L, $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 水平从0.5变化到1.5。采用响应面法3因素3水平的BBD设计优化试验参数条件:3个因素变量分别为 Fe^0 投加量、初始pH以及 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$,记为 X_1 、 X_2 、 X_3 ,3个因素变量分别取低值(-1)、中心点(0)、高值(1)3个水平值,具体设计见表1。

表1 BBD试验设计

特征值	Fe^0 投加量/ (mmol · L ⁻¹)	初始pH值	$\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$
-1	15	3	0.5
0	30	5	1.0
1	45	7	1.5

具体试验步骤为:首先将水样pH调节到设计水平值;然后将适量的氧化剂(PS)投加到渗滤液水样里;最后投加一定量的 Fe^0 活化剂。混合后将每组100 mL水样置于300 mL锥形瓶于恒温振荡器中反应6 h。氧化反应完毕后调整反应后溶液的pH至微碱性以终止反应,然后再取上清液测量。所有实验在同一水平做3份,以保证试验结果再现率高于95%。

2 结果分析

2.1 试验结果

试验总数为17个,其中中心点试验5个,用来估计纯误差平方和,试验结果见表2。其中,响应变量 Y 为 UV_{254} 去除率,其与可控制因素变量模型关系式为

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} X_i^2 + \sum_{i < j}^k \sum_j^k \beta_{ij} X_i X_j + \cdots + e \quad (4)$$

式中: Y 为响应值; X_i 和 X_j 为因素变量; β 为常系数; k 为试验次数; e 为试验误差。

使用方差分析检验模型,统计采用 F 检验方法。结果显示模型 P 值小于0.0001,模型视为显著^[5],证实该二次模型在整个回归区域拟合较好,

具有可行性。模型的精密度大于4,模型变异系数为3.17%,一致性水平检验显示模型能高度拟合,表明该模型对UV₂₅₄去除率有一定的指导意义^[6]。

表 2 响应面试验结果

变量 X ₁		变量 X ₂		变量 X ₃		Y(UV ₂₅₄)
特征值	Fe ⁰ 投加量/ (mmol·L ⁻¹)	特征值	初始 pH	特征值	ω(S ₂ O ₈ ²⁻ / 12COD ₀)	去除率)/ %
0	30	0	5	0	1.0	70.0
0	30	0	5	0	1.0	70.1
0	30	-1	3	1	1.5	67.0
0	30	1	7	1	1.5	63.1
-1	15	-1	3	1	1.5	68.0
0	30	0	5	0	1.0	70.3
0	30	0	5	0	1.0	70.2
-1	15	-1	3	0	1.0	65.0
1	45	-1	3	0	1.0	49.9
1	45	1	7	0	1.0	54.0
-1	15	1	7	0	1.0	47.0
1	45	0	5	-1	0.5	36.0
-1	15	0	5	-1	0.5	32.2
1	45	0	5	1	1.5	39.0
0	30	0	5	0	1.0	70.2
0	30	0	5	0	1.0	70.4
0	30	-1	3	-1	0.5	55.0

2.2 3D 图形优化分析

使用响应面软件 Design Expert 8.0.5 进行三维图形分析,分析独立变量与响应变量之间的影响作用,揭示因素两两间的交互作用,结果如图 1~3 所示。回归模型的响应曲面及其等高线可以直观地反映各因素对响应变量的影响,等高线的形状可反映出交互作用的强弱,椭圆形表示两因素交互作用显著。

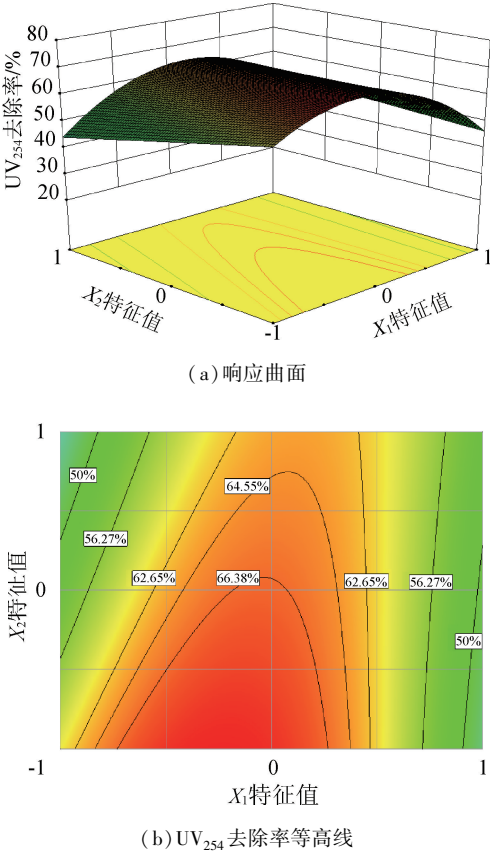


图 1 Fe⁰投加量和初始 pH 值对 UV₂₅₄去除率的影响

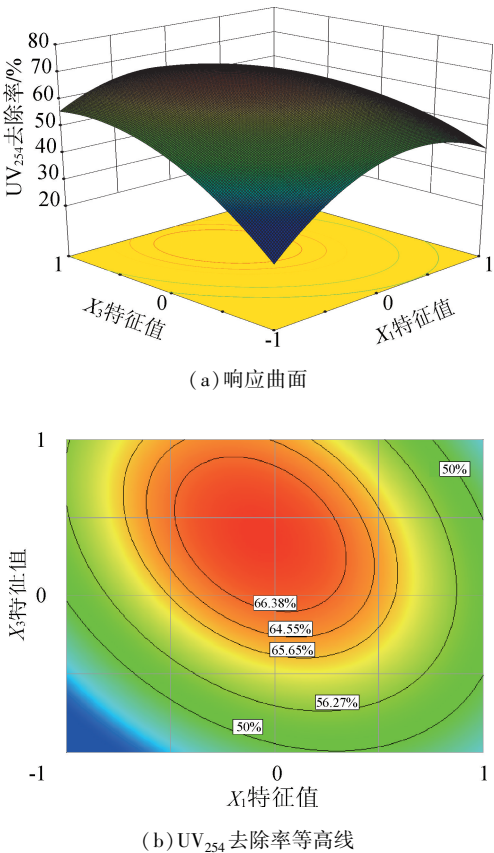


图 2 ω(S₂O₈²⁻/12COD₀)和 Fe⁰投加量对 UV₂₅₄去除率的影响

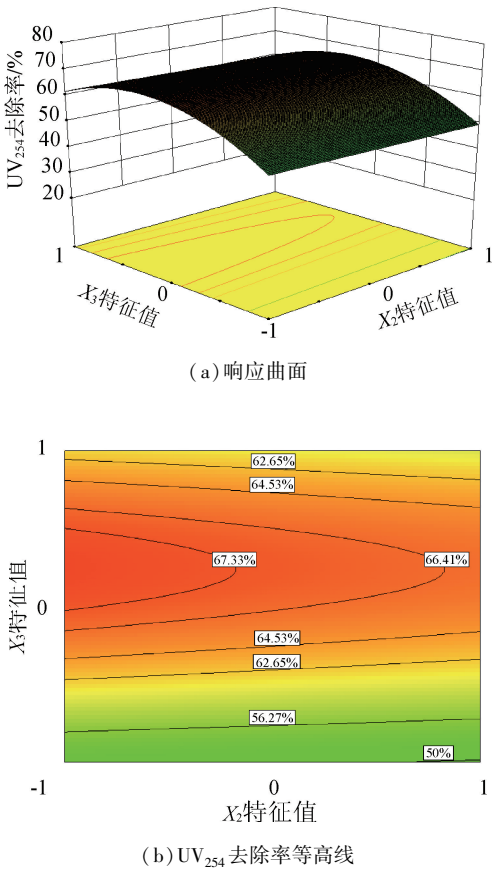


图 3 ω(S₂O₈²⁻/12COD₀)和初始 pH 值对 UV₂₅₄去除率的影响

由图 1 可以看出,当 Fe^0 投加量从 15 mmol/L 增加到 45 mmol/L, UV_{254} 去除率呈现先增后减的趋势,从图 1(b) 可以看出, Fe^0 投加量超过 32.5 mmol/L 时,去除率由 66.38% 逐渐降低,主要原因是一次性投加过量的 Fe^0 会导致混合溶液中 Fe^{2+} 浓度升高,此时溶液中将产生过量的 $\text{SO}_4^{\cdot -}$,此时溶液中过剩的 $\text{SO}_4^{\cdot -}$ 自身会发生淬灭反应消耗掉,并且过量的 Fe^{2+} 也会与 $\text{SO}_4^{\cdot -}$ 发生反应,导致自由基与有机目标物接触机会减少,从而导致 UV_{254} 去除率下降。从图 1(b) 可以看出,在适宜的 pH 值范围内, Fe^0 投加量有个最佳范围(17.5 ~ 32.5 mmol/L)。另外, Fe^0 投加量为 30 mmol/L 时, UV_{254} 去除率随 pH 值提高幅度小,仅从 64.55% 升高到 66.38% 左右, Fe^0 其他投加量情况下,去除率随 pH 值变化整体平缓,这说明投加一定量的 Fe^0 , UV_{254} 去除率随 pH 值变化不大, pH 影响作用相对较小。图 1(b) 显示,两因素交互作用较明显。在强酸条件下 pH 值为 3 时, UV_{254} 去除效果降低,这很可能是因为投加的 Fe^0 在强酸条件下生成 Fe^{2+} 速率过快,导致 Fe^{2+} 浓度太高,同时过量的 Fe^{2+} 与渗滤液中的有机物争夺 $\text{SO}_4^{\cdot -}$,从而降低了 UV_{254} 去除率。

图 2 显示了 pH 取中心值时 Fe^0 投加量与 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 的变化对 UV_{254} 去除率的影响。由图 2 可见,随着 Fe^0 投加量和 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 的增加, UV_{254} 去除率增大;随着 Fe^0 投加量的增加, UV_{254} 去除率增大, Fe^0 投加量超过中心值后, UV_{254} 去除率平缓增长;在 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 较小而 Fe^0 投加量较大时, UV_{254} 去除率一度呈现下降趋势,可能的原因是过量的 Fe^0 导致利用率下降,因此 Fe^0 存在一个最佳投加范围。

由图 3 可见, UV_{254} 去除率随 $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 的质量浓度增大而逐渐增大,在 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 达到 0.5 之后去除效果开始降低,原因在于 $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 浓度饱和会最终导致 UV_{254} 去除率下降。 UV_{254} 去除率存在最优区域, $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 取中心值时, UV_{254} 去除率随 pH 值变化提高幅度小,仅从 66.41% 升高到 67.33% 附近,这主要是因为 pH 偏低时 Fe^0 转化减缓,使得 Fe^{2+} 的产生减少,产生自由基的效率相应变低,最终使有机污染物降解效率变低。

在 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 氧化体系模型中,用 Design-Expert 软件预测出 UV_{254} 去除率最佳实验参数条件是 X_1 、 X_2 、 X_3 的特征值分别为 0.09、-0.33、0.27,采用上述最佳工艺条件进行试验,确定在 Fe^0 投加量为 31.3 mmol/L、初始 pH 值为 4.4、 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/$

12 COD_0) 为 1.14 的情况下, UV_{254} 去除率最大,达到 72%,可见 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 氧化体系有效地提高了垃圾渗滤液有机污染物的矿化程度。

3 结 语

采用 RSM 法研究 $\text{Fe}^0/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ 体系催化过硫酸盐降解垃圾渗滤液有机物的效果,利用 BBD 优化实验设计,构建以 UV_{254} 的去除率为响应值的二次回归模型,分析 Fe^0 投加量、初始 pH 值和 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 值 3 个因素交互作用下的最优反应条件。结果显示,在 Fe^0 投加量为 31.3 mmol/L、初始 pH 为 4.4、 $\omega(\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/12\text{COD}_0)$ 为 1.14 条件下, UV_{254} 的去除率达到最大值 72%。

参考文献:

[1] KANG K H, SHIN H S, PARK H. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications [J]. Water Research, 2002, 36(16): 4023-4032.

[2] 陈广,汪喜生,许洲. 垃圾渗滤液尾水深度处理工艺研究[J]. 净水技术, 2010, 29(2): 29-31. (CHEN Guang, WANG Xisheng, XU Zhou. Advanced treatment of landfill leachate tailwater [J]. Water Purification Technology, 2010, 29(2): 29-31. (in Chinese))

[3] 李章良,郭海灵. 高级氧化技术处理垃圾渗滤液的研究现状与进展[J]. 环境工程, 2014, 32(5): 30-33. (LI Zhangliang, GUO Hailing. Status and process of advanced oxidation processes on landfill leachate treatment [J]. Environmental Engineering, 2014, 32(5): 30-33. (in Chinese))

[4] DE MORAIS J L, ZAMORA P P. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates [J]. Journal of Hazardous Materials, 2005, 123(1/2/3): 181.

[5] 王兵,李娟,莫正平,等. 基于硫酸自由基的高级氧化技术研究及应用进展[J]. 环境工程, 2012, 30(4): 53-57. (WANG Bing, LI Juan, MO Zhengping, et al. Progress in advanced oxidation processes based on sulfate radical [J]. Environmental Engineering, 2012, 30(4): 53-57. (in Chinese))

[6] 朱凌峰,罗琳,蒋宏国,等. Fenton 试剂在微波条件下处理稻壳热解发电含酚废水的试验[J]. 水资源保护, 2010, 26(3): 53-56. (ZHU Lingfeng, LUO Lin, JIANG Hongguo, et al. Experiment on treatment of phenol-containing water from the generation of electricity of rice hull pyrolysis with Fenton reagent in the condition of microwaves [J]. Water Resources Protection, 2010, 26

(3);53-56. (in Chinese))

[7] 丁耀彬. 基于过渡金属氧化物催化活化过一硫酸盐高级氧化方法及其在有机污染物降解中的应用[D]. 武汉:华中科技大学,2013.

[8] 张成. 基于硫酸根自由基的过硫酸钠高级氧化法氧化降解染料的研究[D]. 广州:华南理工大学,2012.

[9] 于辉,金春姬,王鹏远,等. Fe²⁺ 与 Fe⁰ 活化过二硫酸盐降解活性艳蓝 KN-R[J]. 环境科学研究,2015,28(1): 88-95. (YU Hui, JIN Chunji, WANG Pengyuan, et al. Degradation of reactive Brilliant blue KN-R by persulfate activated with Fe²⁺ and Fe⁰ [J]. Research of Environmental Sciences, 2015, 28 (1): 88-95. (in Chinese))

[10] LIANG C, LAI M C. Trichloroethylene degradation by zero valent iron activated persulfate oxidation [J]. Environmental Engineering Science, 2008, 25 (7): 1071-1078.

[11] 丰娇,吴耀国,张娜. 零价铁-Fenton 试剂体系降解有机污染物的研究进展[J]. 化工环保,2012,32(5):413-418. (FENG Jiao, WU Yaoguo, ZHANG Na. Research progresses in degradation of organic pollutants in zero valent iron-fenton reagent system [J]. Environmental

Protection of Chemical Industry,2012,32(5):413-418. (in Chinese))

[12] PETERNEL I, KOPRIVANAC N, LONCARIC B, et al. Iron activated persulfate oxidation of an azo dye in model wastewater: influence of iron activator type on process optimization [J]. Journal of Environmental Engineering, 2010,137(6):454-463.

[13] BREMNER D H, BURGESS A E, HOULLEMARE D, et al. Phenol degradation using hydroxyl radicals generated from zero-valent iron and hydrogen peroxide [J]. Applied Catalysis B Environmental,2006,63(1/2):15-19.

[14] MONTGOMERY D C. Design and analysis of experiments [J]. Journal of the American Statistical Association, 2000,16(2):241-242.

[15] OH S Y, KIM H W, PARK J M, et al. Oxidation of polyvinyl alcohol by persulfate activated with heat, Fe²⁺, and zero-valent iron [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009,168(1):346-351.

[16] DEAN A, VOSS D. Design and Analysis of Experiments [J]. Springer Texts in Statistics,1999,42(3):308.

(收稿日期:2018-04-01 编辑:王 芳)

(上接第 48 页)

[11] LU S Y, PING Z, PAN C R, et al. Agricultural non-point source pollution discharge characteristic and its control measures of Dongtinghu Lake [J]. China Environmental Science,2017,37(6):2278-2286.

[12] 张双圣,刘喜坤,强静,等. 徐州市云龙湖水质评价及污染原因分析 [J]. 水资源保护, 2017, 33 (3): 52-58. (ZHANG Shuangsheng, LIU Xikun, QIANG Jing, et al. Assessment of water quality and analysis of causes of pollution in Yunlong Lake in Xuzhou City [J]. Water Resources Protection,2017,33(3):52-58. (in Chinese))

[13] 吕川,陈明辉,马继力,等. 基于模糊聚类分析的吉林省农业非点源污染负荷现状评价 [J]. 现代农业科技, 2011 (5): 263-265. (LYU Chuan, CHEN Minghui, MA Jili, et al. Evaluation of agricultural nonpoint-source pollution loadings in Jilin Province based on fuzzy cluster analysis [J]. Modern Agricultural Sciences and Technology,2011(5):263-265. (in Chinese))

[14] 范丽丽,邱利,田威,等. 基于马尔科夫模型的太湖水质综合评价 [J]. 水资源保护,2015,31(2):50-54. (FAN Lili, QIU Li, TIAN Wei, et al. Comprehensive evaluation of water quality in Taihu Lake based on Markov model [J]. Water Resources Protection, 2015, 31 (2): 50-54. (in Chinese))

[15] 张汪寿,耿润哲,王晓燕,等. 基于多准则分析的非点源污染评价和分区:以北京怀柔区北宅小流域为例 [J]. 环境科学学报, 2013, 33 (1): 258-266. (ZHANG Wangshou, GEN Runzhe, WANG Xiaoyan, et al. Assessment and zoning of non-point source pollution by multi-criteria analysis: a case study in the watershed of Beizhai [J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2013,33(1): 258-266. (in Chinese))

[16] 涂刚琴,刘鸿雁,赵志鹏,等. 黔中平寨水库保护区非点源污染风险评价与敏感区域识别 [J]. 水资源保护, 2015,31(4):87-93. (TU Gangqin, LIU Hongyan, ZHAO Zhipeng, et al. Risk assessment of non-point source pollution and sensitive region recognition to Pingzhai Reservoir protection areas in central Guizhou [J]. Water Resources Protection,2015,31(4):87-93. (in Chinese))

[17] LI Z, YANG T, HUANG C S, et al. An improved approach for water quality evaluation: TOPSIS-based informative weighting and ranking (TIWR) approach [J]. Ecological Indicators,2018,89:356-364.

[18] 林文婧,杨慧. 飞来峡水利枢纽库区污染源现状调查及评价 [J]. 吉林水利,2011(6):10-15. (LIN Wenjing, YANG Hui. The investigation and evaluation for the sources of pollution in Feilaixia Reservoir [J]. Jilin Water Resources,2011(6):10-15. (in Chinese))

(收稿日期:2018-06-28 编辑:熊水斌)