

响应面法优化玉米芯基活性炭对双酚 A 的吸附性能研究

张向阳¹ 于 霄¹ 韩秀丽^{1,2*}

(1. 郑州大学化工与能源学院, 郑州 450001; 2. 河南省杰出外籍科学家工作室, 郑州 450001)

摘 要 以玉米芯为原料通过水蒸汽活化法制备活性炭, 研究其对水体中双酚 A(BPA) 的吸附性能。利用响应面分析法优化了吸附时间、活性炭用量、双酚 A 初始浓度和 pH 对吸附双酚 A 的影响。结果表明: 准二级动力学方程对吸附实验数据拟合良好; Langmuir 和 Koble-Corrigan 吸附等温线方程能很好地描述活性炭对双酚 A 的吸附过程。在 298K 时, 活性炭吸附 BPA 的最大吸附量为 770.09mg/g, 表明玉米芯基活性炭是处理双酚 A 废水很有前景的吸附材料。

关键词 双酚 A, 活性炭, 响应面, 吸附, 玉米芯

Response surface methodology for optimization of BPA adsorption using AC prepared from corncob

Zhang Xiangyang¹ Yu Xiao¹ Han Xiuli^{1,2}

(1. School of Chemical Engineering and Energy, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001;
2. Henan Outstanding Foreign Scientists' Workroom, Zhengzhou 450001)

Abstract Activated carbon(AC) derived from corncob with steam agent was investigated for the removal of bisphenol A (BPA) from aqueous solution. Four independent variables including adsorption contact time, AC dosage, initial BPA concentration and pH were optimized by response surface methodology. The result revealed that the adsorption kinetics was well described by pseudo-second-order model. Adsorption isotherms followed Langmuir and Koble-Corrigan models. The maximum monolayer adsorption capacity was found to be 770.09mg/g, which revealed that the AC derived from corncob was a promising candidate for the removal of BPA from aqueous solution.

Key words bisphenol A, activated carbon, response surface methodology, adsorption, corncob

双酚 A(BPA)作为一种稳定剂和抗氧化剂,广泛应用于环氧树脂、聚碳酸酯和其他塑料制品生产过程^[1],是典型的环境内分泌干扰物。目前在废水、室内灰尘和污泥等物质中^[2-3]均检测到双酚 A 的存在。双酚 A 即使在较低的浓度下也会破坏动物和人体的内分泌系统,导致激素水平紊乱,特别是导致人体单核细胞的坏死、凋亡、氧化和基因毒性变化^[4]。现已证实其与肥胖、心血管疾病、生殖障碍和乳腺癌有关^[5-6]。双酚 A 的生物降解能力低,是一种较难降解的水体污染物,因此,如何高效处理双酚 A 废水逐渐成为研究的热点之一。

目前,去除水体中双酚 A 的方法主要有催化降解^[7]、化学氧化^[8]、膜处理^[9]和吸附法^[10-11]等。在这些处理方法中,吸附法因操作简单、吸附效率较高、

成本低且不易造成二次污染而被广泛使用。近年来蒙脱土^[12]、沸石^[13]、活性炭^[14]、纳米纤维和石墨烯^[15-16]等原料已经用于双酚 A 废水的吸附。本研究以农业废弃物玉米芯为原料,水蒸汽活化法制备活性炭,利用生产出的活性炭吸附法处理难降解的 BPA 废水。用响应面分析法优化出吸附双酚 A 的最佳工艺条件,探索出一条有效的、低成本的 BPA 废水处理技术。

1 实验部分

1.1 试剂与仪器

玉米芯材料,河南新乡;双酚 A(BPA, $C_{15}H_{16}O_2$, 228.29g/mol),上海麦克林生化科技有限公司;氢氧化钠,洛阳市化学试剂厂;盐酸,洛阳吴华化学试剂

基金项目: 河南省科技攻关项目(162102210002); 生物质资源加工与高效利用杰出外籍科学家工作室(GZS2018004)

作者简介: 张向阳(1995-),女,硕士,主要从事废水处理方面的研究。

联系人: 韩秀丽(1966-),女,博士,教授,主要从事环境污染治理方面的研究。

剂有限公司;液相色谱级甲醇,天津市科密欧化学试剂有限公司。

电子分析天平(AL-204 型),梅特勒-托利多有限公司;干燥箱(CF080-S 型),天津市华北实验仪器有限公司;管式试验炉(GSL-13-9Y 型),洛阳安特利尔仪器有限公司;恒温振荡器(ZWY-240 型),上海智城分析仪器制造有限公司;高效液相色谱仪(CTO-20A 型),日本岛津公司。

1.2 活性炭的制备

将收集的玉米芯用去离子水洗涤 3—5 次,在 105℃烘箱中烘干,破碎、过筛后备用。称取一定量的玉米芯装入干馏釜内炭化热解,当温度达到 400℃,保温 60min 后停止加热,冷却后取出备用。取 10g 炭化玉米芯置于卧室管式炉中,先通入氮气以排出其中的空气,然后以 10℃/min 的升温速率加热到 909℃,将氮气切换为水蒸汽进行活化(炭化玉米芯与水蒸汽质量比为 1:1.5),活化 42min 后停止加热,并在氮气氛围下冷却至室温。取出产品并研磨至一定粒度。

1.3 吸附实验方法

将制备的活性炭用于水溶液中 BPA 的吸附性能研究,探讨了吸附时间、活性炭用量、BPA 初始浓度和 pH 对双酚 A 吸附的影响。称取一定质量的活性炭加入到含有 50mL BPA 溶液的锥形瓶中,以 150r/min 转速恒温振荡吸附一定时间后,迅速取出锥形瓶,并用 0.45μm 滤膜过滤上清液。用 0.1mol/L 的 NaOH 或 HCl 调节溶液 pH。用高效液相色谱仪在双酚 A 最大吸收波长 278nm 下测定并计算溶液中双酚 A 的浓度。平衡吸附量按式(1)计算。

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (1)$$

式中, q_e 为单位质量活性炭吸附双酚 A 的平衡吸附量,mg/g; C_0 和 C_e 分别为 BPA 溶液的初始浓度和平衡浓度,mg/L; V 双酚 A 溶液体积,L; m 为吸附剂质量,g。

1.4 分析方法

色谱柱条件:Aligent C18 反相色谱柱(4.6mm×150mm,5μm);紫外检测器;检测波长 278nm;柱温 30℃;流动相为液相色谱级甲醇-超纯水(70:30);流速 1mL/min;进样量 20μL。

2 结果与讨论

2.1 吸附条件的优化

2.1.1 建立中心设计模型

使用 Design Expert Software 分析软件进行 4

因素 5 水平的吸附实验设计,各因素和水平设置见表 1。

表 1 实验因素水平和范围

因素	水平				
	−α	−1	0	+1	+α
A(时间)/min	10	90	170	250	330
B(活性炭用量)/(g•L ^{−1})	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6
C(BPA 初始浓度)/(mg•L ^{−1})	10	30	50	70	90
D(pH)	5.5	7	8.5	10	11.5

2.1.2 活性炭吸附 BPA 的响应面实验结果分析

以玉米芯基活性炭对 BPA 的吸附量为响应值,用响应面分析软件对吸附条件进行实验设计,得到一个 30 组中心实验设计,结果见表 2。

表 2 响应面实验设计与结果

序号	A(时间)/min	B(活性炭用量)/(g•L ^{−1})	C(BPA 初始浓度)/(mg•L ^{−1})	D (pH)	q_t /(mg•g ^{−1})
1	90	0.3	30	7	83.11
2	250	0.3	30	7	94.27
3	90	0.5	30	7	55.31
4	250	0.5	30	7	59.27
5	90	0.3	70	7	163.89
6	250	0.3	70	7	175.39
7	90	0.5	70	7	96.85
8	250	0.5	70	7	102.40
9	90	0.3	30	10	54.15
10	250	0.3	30	10	66.14
11	90	0.5	30	10	39.31
12	250	0.5	30	10	52.34
13	90	0.3	70	10	105.61
14	250	0.3	70	10	116.39
15	90	0.5	70	10	53.79
16	250	0.5	70	10	62.39
17	10	0.4	50	8.5	91.13
18	330	0.2	50	8.5	104.65
19	170	0.6	50	8.5	166.21
20	170	0.4	50	8.5	70.00
21	170	0.4	10	8.5	24.53
22	170	0.4	90	8.5	144.96
23	170	0.4	50	5.5	85.93
24	170	0.4	50	11.5	21.93
25	170	0.4	50	8.5	109.67
26	170	0.4	50	8.5	108.94
27	170	0.4	50	8.5	106.83
28	170	0.4	50	8.5	102.55
29	170	0.4	50	8.5	109.43
30	170	0.4	50	8.5	105.08

对 30 组吸附数据进行回归拟合,得到 BPA 吸附量 q_t 与吸附时间(A)、吸附剂用量(B)、溶液初始浓度(C)和溶液 pH(D)之间关系的二次多项式回归方程,见式(2)。

$$q_t = 107.08 + 4.34A - 22.09B + 25.55C - 17.03D - 0.92AB - 0.26AC + 0.74AD - 9.62BC + 4.30BD - 7.49CD - 2.69A^2 + 2.36B^2 - 5.98C^2 - 13.68D^2 \quad (2)$$

由表 2 可知,得到模型的相关系数为 0.9909,校正相关系数为 0.9823,表明 98.23% 的实验数据都可以用模型解释。由回归方程(2)计算得到的最优吸附条件为:吸附时间 237.56min,吸附剂用量 0.2g/L,BPA 溶液初始浓度 90mg/L,pH=6.31。在优化出的最优条件下,进行 5 次平行吸附实验,得到 BPA 吸附量的平均值为 258.51mg/g,表明此模型可以用来优化玉米芯基活性炭吸附双酚 A 的吸附条件。

BPA 吸附实验的方差分析结果见表 3。由表 3 可见,模型的 F 值为 116.24,表明吸附时间、吸附剂用量、BPA 初始浓度和溶液 pH 之间的交互作用显著。 P 值 <0.05 时,表明该参数对吸附实验影响显著。从 P 值和 F 值的显著性分析可知,4 个吸附变量均对 BPA 的吸附量影响显著,其顺序为:初始浓度 $>$ 吸附剂用量 $>$ pH $>$ 吸附时间;从交互作用来说,吸附剂用量和初始浓度、初始浓度和 pH 交互作用对吸附量影响较显著。

表 3 模型的方差分析

方差来源	平方和	自由度	均方差	F 值	P 值	状态
模型	43759.28	14	3125.66	116.24	<0.0001	显著
A(时间)	451.14	1	451.14	16.78	0.0010	
B(活性炭用量)	11711.76	1	11711.76	435.54	<0.0001	
C(BPA 初始浓度)	15669.17	1	15669.17	582.71	<0.0001	
D(pH)	6964.36	1	6964.36	258.99	<0.0001	
AB	13.57	1	13.57	0.50	0.4883	
AC	1.08	1	1.08	0.04	0.8438	
AD	8.69	1	8.69	0.32	0.5780	
BC	1481.66	1	1481.66	55.10	<0.0001	
BD	296.13	1	296.13	11.01	0.0047	
CD	898.08	1	898.08	33.40	<0.0001	
残差	403.35	15	26.89			
失拟项	363.10	10	36.31	4.67	0.051	不显著
总离差	44162.64	29				

2.1.3 3D 图形分析

模型的 3D 立体图和各变量之间交互作用影响见图 1。由图可见,随着吸附时间的增长,BPA 的吸附量逐渐增大直至达到吸附平衡,随着吸附剂用量的增加单位质量吸附量逐渐减小。另外,增加 BPA 溶液的初始浓度有利于吸附的进行;溶液 pH 对 BPA 吸附量的影响,随着 pH 增大,吸附量先升高后降低。

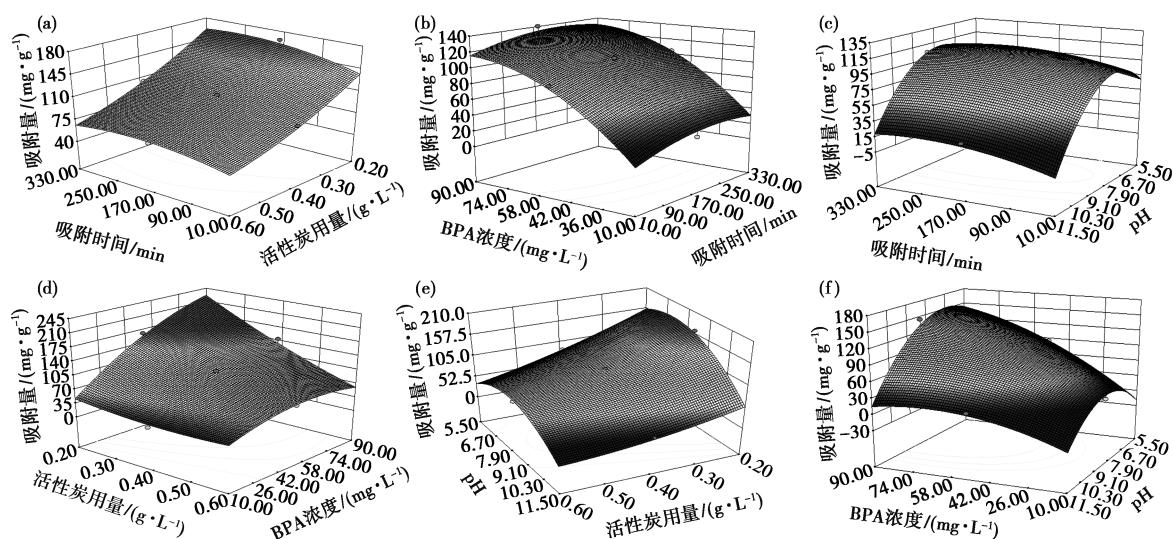


图 1 吸附变量的交互作用立体图

- [(a)吸附时间和活性炭用量的交互作用立体图;(b)吸附时间与 BPA 浓度的交互作用立体图;
(c)吸附时间与 pH 的交互作用立体图;(d)活性炭用量和 BPA 浓度的交互作用立体图;
(e)活性炭用量和 pH 的交互作用立体图;(f)BPA 浓度和 pH 的交互作用立体图]

2.2 吸附等温线模型分析

选用 Langmuir (式 3)、Freundlich (式 4) 和 Koble-Corrigan (式 5) 这 3 个吸附等温方程对实验数据进行非线性拟合回归分析。相关系数 R^2 用来验证模型的有效性,同时 χ^2 (式 6) 可以描述吸附量 $q_{e, \text{exp}}$ 和 $q_{e, \text{cal}}$ 之间的关系并评价等温方程的适用性,非线性拟合结果和相关参数见图 2 和表 4。

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (3)$$

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (4)$$

$$q_e = \frac{A_k C_e^m}{1 + B_k C_e^m} \quad (5)$$

$$\chi^2 = \sum \frac{(q_{e, \text{exp}} - q_{e, \text{cal}})^2}{q_{e, \text{exp}}} \quad (6)$$

式中, q_e 和 q_m 分别为平衡吸附量和最大单分子层吸附量, mg/g ; K_L 为 Langmuir 常数, L/mg , 与吸附能量有关; C_e 为双酚 A 的平衡浓度, mg/L ; K_F 为 Freundlich 模型吸附系数, $\text{mg}/(\text{g} \cdot (\text{L/mg})^{1/n})$; A_k 、 B_k 和 m 均为 K-C 模型参数; $q_{e, \text{exp}}$ 和 $q_{e, \text{cal}}$ 分别为实际吸附量和理论吸附量, mg/g 。

选取 BPA 初始浓度为 $20 \sim 400 \text{ mg/L}$, 吸附剂用量 0.2 g/L , 原始溶液的 $\text{pH}=6.0$, 在恒温摇床中振荡 240 min 至吸附平衡, 考察吸附温度和 BPA 溶液浓度对吸附过程的影响, BPA 的最大吸附量为 770.09 mg/g 。

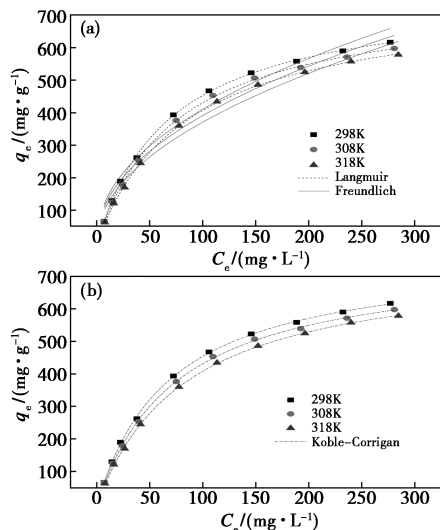


图 2 平衡吸附等温线模型图

[(a) Langmuir 和 Freundlich; (b) Koble-Corrigan]

从图 2 和表 4 可以看出, 相关系数 $R^2 > 0.99$ 以及 $\chi^2 < 0.76$, 并且 q_m 和 K_L 均随着温度的升高而降低, 表明 Langmuir 模型可以很好地描述 BPA 的吸附过程。同时, Koble-Corrigan 模型相关系数

R^2 数值最大, 而且 χ^2 值最小, A_k 和 B_k 都随着温度的升高而减小, m 随着温度升高而增大, 表明 Koble-Corrigan 模型也可以很好地描述 BPA 的吸附过程。由于 Freundlich 模型相关系数 $R^2 < 0.97$, $\chi^2 > 10$, 表明该模型方程不能很好地描述 BPA 的吸附过程。

表 4 双酚 A 吸附的等温线参数

模型	298K	308K	318K
Langmuir			
$q_m/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	770.09	758.51	754.18
$K_L/(\text{L} \cdot \text{mg}^{-1})$	0.0143	0.0132	0.0118
R^2	0.9996	0.9996	0.9997
χ^2	0.7674	0.7427	0.6433
Freundlich			
$K_F/[(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}) \cdot (\text{L} \cdot \text{mg})^{1/n}]$	48.71	44.34	39.14
$1/n$	0.4633	0.4729	0.4886
R^2	0.9665	0.9683	0.9709
χ^2	15.2893	15.1732	10.1688
Koble-Corrigan			
A_k	10.8354	9.6197	8.4447
B_k	0.0141	0.0128	0.0113
m	1.0058	1.0111	1.0147
R^2	0.9996	0.9995	0.9997
χ^2	0.4764	0.8445	0.5440

2.3 吸附动力学模型分析

吸附动力学主要研究 BPA 的吸附量与温度和吸附时间的关系。在 298K、308K 和 318K 温度下, 选取溶液初始浓度 90 mg/L , 分别加入 0.2 g/L 活性炭, 溶液 $\text{pH}=6.0$, 考察吸附时间对吸附过程的影响。用准一级动力学 (式 7)、准二级动力学 (式 8) 和颗粒内扩散模型 (式 9) 对 BPA 的吸附实验数据进行非线性拟合, 其拟合结果见图 3, 模型参数见表 5。

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad (7)$$

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad (8)$$

$$q_t = k_{it}^{1/2} + C \quad (9)$$

式中, q_e 和 q_t 分别为平衡吸附量和 t 时刻 BPA 吸附量, mg/g ; k_1 ($1/\text{min}$) 和 k_2 [$\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{min})$] 分别为准一级动力学和准二级动力学吸附速率常数; k_{it} 为颗粒内扩散速率常数, $\text{mg}/(\text{g} \cdot \text{min}^{1/2})$; C 为与边界层影响有关的常数。

从图 3 和表 5 可以看出, 准二级动力学模型拟

合的相关系数 $R^2 > 0.98$, 吸附速率常数 k_2 随温度的升高而减小, 说明升高温度不利于吸附过程的进行, 并且实验得到的平衡吸附量与模型非线性拟合得到的平衡吸附量数值非常接近, 表明准二级动力学可以很好地描述活性炭对 BPA 的吸附过程。准一级动力学的相关系数较小, 并且模型预测平衡吸

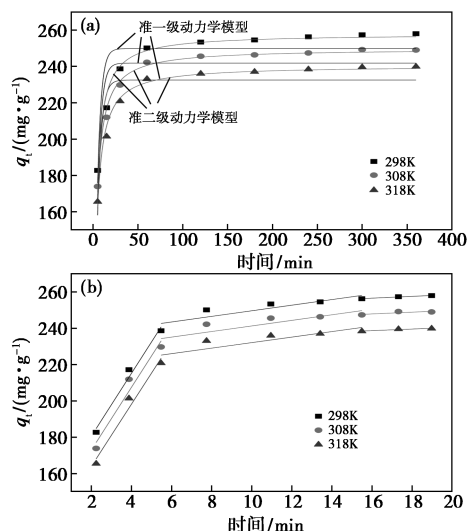


图 3 准一级动力学与准二级动力学(a)和颗粒内扩散(b)的动力学吸附模型图

表 5 双酚 A 吸附的动力学模型参数

模型	298K	308K	318K
拟一级动力学方程			
k_1 / min^{-1}	0.2430	0.2350	0.2277
$q_{\text{cal}} / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	249.82	241.84	232.51
R^2	0.7698	0.8033	0.7945
拟二级动力学方程			
$k_2 \times 10^{-2} / \text{min}^{-1}$	0.1750	0.1740	0.1720
$q_{\text{exp}} / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	258.05	249.05	239.90
$q_{\text{cal}} / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	257.94	249.76	240.45
R^2	0.9821	0.9910	0.9881
颗粒内扩散方程			
$k_{t1} / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1/2})$	17.2845	17.2674	17.1046
C_1	146.12	138.50	129.84
R^2	0.9676	0.9204	0.9460
$k_{t2} / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1/2})$	1.5428	1.5372	1.5204
C_2	234.26	225.95	216.94
R^2	0.7276	0.6577	0.6764
$k_{t3} / (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1/2})$	0.4974	0.4833	0.4348
C_3	248.68	240.22	231.80
R^2	0.9467	0.9815	0.8203

附量与实验所测平衡吸附量相差较大。因此, 准一级动力学不能用来描述 BPA 的吸附过程。

从图 3(b)可以看出, 活性炭吸附 BPA 的过程分为 3 个阶段。第一个阶段是 BPA 分子快速扩散到活性炭表面, 此阶段与边界层有关; 第二阶段是颗粒内扩散过程, 即 BPA 分子从活性炭表面扩散到活性炭内部孔隙的过程; 第三阶段为 BPA 吸附平衡阶段。任意一条线都不通过原点, 表明颗粒内扩散并不是 BPA 吸附过程的唯一速率控制步骤。从表 5 中可以看出, 相同温度下 $k_{t1} > k_{t2} > k_{t3}$, $C_1 < C_2 < C_3$ 。吸附速率逐渐减小, 表明第一阶段吸附速率最快, 随着吸附的进行, BPA 分子向活性炭内部扩散的阻力逐渐增大导致吸附速率降低。随着温度的升高, 吸附速率和边界层都降低, 表明低温有利于吸附反应的进行。

2.4 不同 pH 条件下的吸附机理分析

选取 pH 范围 3.06 ~ 10.92, 溶液初始浓度 90 mg/L, 活性炭用量 0.2 g/L, 吸附时间 240 min, 考察 pH 对 BPA 吸附的影响, 结果见图 4(a)。由图可见, 当溶液 pH 由 3.06 升高到 8.06 时, BPA 的平衡吸附量从 262.70 mg/g 降为 255.53 mg/g。当 pH 从 8.06 增加到 10.92 时, BPA 的吸附量从 255.53 mg/g 急剧下降到 33.73 mg/g。

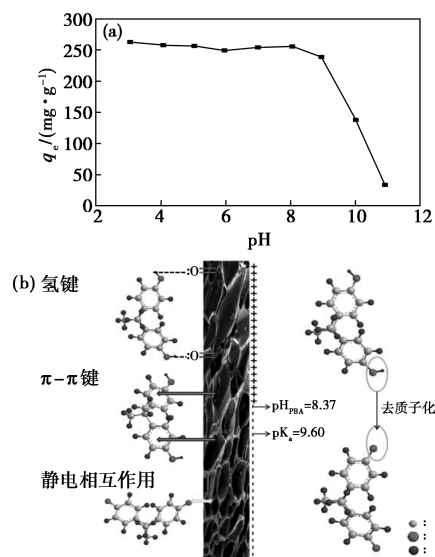


图 4 pH 对 BPA 吸附性能的影响(a)和吸附机理图(b)

活性炭吸附 BPA 的机理见图 4(b)。经测定, 活性炭的等电点约在 8.37。当 $\text{pH} < 8.37$ 时, 活性炭显示正电荷; 当 $\text{pH} > 8.37$ 时, 活性炭表面显示负电荷。同时, BPA 的解离常数 pK_a 数值为 9.6 ~ 10.2, 当溶液 $\text{pH} < \text{pK}_a$ 时, BPA 在水溶液中主要以

分子形式存在。此时,活性炭吸附BPA主要依靠BPA分子的羟基和活性炭所含的羰基形成氢键,其次,活性炭与BPA分子的苯环之间形成 π - π 作用力。当 $\text{pH} > \text{pK}_a$ 时,BPA分子发生电离(-1 、 -2 价阴离子)。此时,随着 pH 的增大,BPA和活性炭之间的氢键作用力逐渐减弱。同时,活性炭的负电荷和去质子化的BPA离子之间存在静电排斥,导致BPA吸附量在 $\text{pH} > \text{pK}_a$ 时吸附量急剧降低。

3 结论

利用响应面分析方法的中心设计模型,优化了活性炭对BPA的吸附条件。优化的吸附条件为:吸附时间237.56min,吸附剂用量0.2g/L,BPA初始浓度90mg/L, $\text{pH} = 6.31$ 。利用Langmuir、Freundlich和Koble-Corrigan等温线方程对BPA的吸附数据进行回归分析,其中,Langmuir和Koble-Corrigan等温吸附模型可以很好地描述BPA的吸附过程。吸附动力学数据符合拟二级动力学方程,吸附过程受颗粒内扩散和边界层扩散联合控制。BPA的最大吸附量为770.09mg/g,表明以玉米芯为原料通过水蒸汽活化法制得的活性炭是一种很有潜力的吸附材料。

参考文献

- [1] Wang L C, Ni X J, Cao Y H, et al. Adsorption behavior of bisphenol A on CTAB-modified graphite[J]. Applied Surface Science, 2018, 428: 165-170.
- [2] Acosta R, Nabarlatz D, Sánchez-Sánchez A, et al. Adsorption of bisphenol A on KOH-activated tyre pyrolysis char[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2018, 6(1): 823-833.
- [3] Eriko Y, Nobuyoshi Y, Sachi T, et al. Bisphenol A and other bisphenol analogues including BPS and BPF in surface water samples from Japan, China, Korea and India[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2015, 122: 565-572.
- [4] Mokra K, Kuźmińska-Surowaniec A, Woźniak K, et al. Evaluation of DNA damaging potential of bisphenol A and its selected analogs in human peripheral blood mononuclear cells (in vitro study)[J]. Food & Chemical Toxicology, 2017, 100: 62-69.
- [5] Glausiusz J. Toxicology: the plastics puzzle[J]. Nature, 2014, 508(7496): 306-308.
- [6] Chen W, Pan S, Cheng H, et al. Diffusive gradients in thin-films (DGT) for in situ sampling of selected endocrine disrupting chemicals (EDCs) in waters[J]. Water Research, 2018, 137: 211-219.
- [7] Mu C, Y. Zhang Y, Cui W, et al. Removal of bisphenol A over a separation free 3D Ag_3PO_4 -graphene hydrogel via an adsorption-photocatalysis synergy[J]. Applied Catalysis B Environmental, 2017, 212: 41-49.
- [8] Hou J, Dong G, Luu B, et al. Hybrid membrane with TiO_2 based bio-catalytic nanoparticle suspension system for the degradation of bisphenol-a[J]. Bioresource Technology, 2014, 169(5): 475-483.
- [9] 程爱华, 王磊, 王旭东, 等. 纳滤膜去除水中微量酚类雌激素的试验研究[J]. 中国给水排水, 2007, 23(19): 73-76.
- [10] Xiao P, Wang P, Li H, et al. New insights into bisphenols removal by nitrogen-rich nanocarbons: synergistic effect between adsorption and oxidative degradation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2017, 345: 123-130.
- [11] Lu J, Zhang C, Wu J, et al. Adsorptive removal of bisphenol a using N-doped biochar made of ulva prolifera[J]. Water Air & Soil Pollution, 2017, 228(9): 327.
- [12] Salehinia S, Ghoreishi S M, Cerda V, et al. Hydrophobic magnetic montmorillonite composite material for the efficient adsorption and microextraction of bisphenol a from water samples[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2016, 4: 4062-4071.
- [13] Xie Q, Lin Y, Wu D Y, et al. Performance of surfactant modified zeolite/hydrous zirconium oxide as a multi-functional adsorbent[J]. Fuel, 2017, 203: 411-418.
- [14] 赵春雷, 赵悦, 王锐, 等. 水溶液中双酚A吸附材料的研究进展[J]. 化工新型材料, 2018, 46(9): 233-237.
- [15] Zhang Y M, Wang F, Zhang D D, et al. New type multifunction porous aerogels for supercapacitors and absorbents based on cellulose nanofibers and graphene[J]. Materials Letters, 2017, 208: 73-76.
- [16] Xu J, Wang L, Zhu Y F. Decontamination of bisphenol A from aqueous solution by graphene adsorption[J]. Langmuir, 2012, 28: 8418-8425.

收稿日期: 2018-12-19

欢迎登陆《化工新型材料》投稿系统, www.hgxx.org