

Research Advances of $Pb(II)$ Contaminated Wastewater Treatment by Adsorption Method

Rihui Liu, Binhui Jiang*, Jiangwei Chen, Shuo Deng

Northeastern University, Shenyang

Email: liurihui2010@163.com, jiangbinhui@mail.neu.edu.cn, chenjiangwei1991@163.com, 329055309@qq.com

Received: Oct. 12th, 2013; revised: Mar. 5th, 2014; accepted: Mar. 14th, 2014

Copyright © 2014 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

Abstract

Pb^{2+} pollution in water exerts great risks on human health and ecosystem, and Pb^{2+} pollution prevention has been recognized as a globally environmental challenge. Therefore, the removal of Pb^{2+} from contaminated water has been brought into focus around the world. Adsorption method refers to the use of adsorbent and impurities, pigment substances, toxic substances and product difference between molecular attractions, thus it plays the role of separation and purification method. In this paper, the sorbents widely used for heavy metal Pb^{2+} removal are reviewed at first. The principle and characteristics of adsorption were briefly introduced, and the performance, the features and the corresponding research advance of various kinds of Pb^{2+} adsorbents including active carbon, natural organic adsorbents, natural inorganic adsorbent and synthetic adsorbent are systemically reviewed. The sorption performance, influencing factors, mechanisms, pretreatment and modeling of sorption (isotherm and kinetic models) have been discussed in detail. The recommendations of making efficient adsorbent by modification and enhancing the research of the adsorbent desorption effect were proposed at the end.

Keywords

$Pb(II)$; Adsorption; Wastewater Treatment

吸附法处理含 $Pb(II)$ 废水的研究进展

*通讯作者。

刘日辉, 姜彬慧*, 陈江伟, 邓 烁

东北大学, 沈阳

Email: liurihui2010@163.com, jiangbinhui@mail.neu.edu.cn, chenjiangwei1991@163.com, 329055309@qq.com

收稿日期: 2013年10月12日; 修回日期: 2014年3月5日; 录用日期: 2014年3月14日

摘 要

水体中的 Pb^{2+} 污染对人体健康及生态系统都有着严重危害, 含 Pb^{2+} 废水的处理已经越来越受到人们的关注。吸附法是指利用吸附剂与杂质、色素物质、有毒物质、产品之间分子引力的差异, 从而起到分离净化作用方法。本文对吸附法去除重金属 Pb^{2+} 污染的研究和应用现状进行了综述, 首先简要介绍了吸附法除 Pb^{2+} 的特点, 重点综述了活性炭、天然有机吸附剂、天然无机吸附剂和合成吸附剂去除 Pb^{2+} 的性能、特点和研究进展。其次对吸附剂吸附 Pb^{2+} 的影响因素、吸附机理、吸附等温式和吸附动力学模型等进行概述。吸附法去除重金属的原理主要是通过表面吸附、表面沉积、离子交换或静电吸引。论文最后提出通过改性制备高效吸附剂和加强对吸附剂解吸作用的研究等建议。

关键词

$Pb(II)$; 吸附; 废水处理

1. 引言

铅是自然界分布很广的元素, 也是工业中常使用的元素之一。铅和可溶性铅盐都有毒性, 含铅废水对人体健康和动植物生长都有严重危害。如每摄取铅量超过 0.3~1.0 mg, 就可在人体内积累, 引起贫血、神经炎等[1], 同时还严重危害儿童的健康[2]。含 Pb^{2+} 废水主要来自各种电池车间、选矿厂、石油化工厂、废铅酸蓄电池回收利用等行业, 其中电池行业是含铅废水的最主要来源, 其特点是正常情况下污水量不大、有机物浓度大、高含酸性。铅属于第一类水污染物, 按国家规定, 含 Pb^{2+} 废水总 Pb^{2+} 含量在车间排放时必须达到第一类污染物最高允许浓度排放标准, 即 1.0 mg/L。尽管铅不如铜、镉那样常见, 但它却是废水中的常见组分, 对地下水源构成很大威胁, 如果不进行处理而任其排放, 必然给环境与社会带来极大的危害。本文对吸附法处理 Pb^{2+} 废水吸附剂的研究进展进行了综述, 并就其未来的研究热点进行展望。

2. 吸附法除铅的现状

目前已开发应用的含 Pb^{2+} 废水处理方法主要有化学沉淀法、离子交换法、液膜法、电解法、吸附法[3]-[6], 其中化学沉淀法将离子铅转化为不溶性铅盐与无机颗粒一起沉降, 处理效果比较好, 可以达到国家排放标准。但大量的铅盐污泥不易处理, 容易造成二次污染, 且化学沉淀法具有占地面积大、处理量小、选择性差等缺点; 离子交换法的缺点是一次性投资比较大, 且再生问题也存在一定的困难; 液膜处理方法普遍停留在实验室阶段, 表面活性剂技术尚不成熟; 电解法是一种比较成熟的处理技术, 对浓度高的铅废水处理效果好, 但处理成本较高限制了电解法的发展。吸附法由于简单易行、去除效果好、能回收废水中的 Pb^{2+} 、对环境不产生或很少产生二次污染, 且吸附材料来源广泛、价格低廉、可重复使用, 而且可望实现固体废物的资源化, “变废为宝”, 提高资源的利用率, 达到“循环经济”的目的, 减少了污染与土地的占用, 提高处理效果, 具有较大的理论价值和实用价值而倍受人们关注, 现已成为研究

热点[7]。目前较为常用的处理重金属 Pb^{2+} 的吸附剂有活性炭、天然有机吸附剂、天然无机吸附剂、微生物吸附剂及复合吸附剂等，下面将分别论述。

2.1. 活性炭

活性炭是木炭、果壳、兽骨、血炭、矿物质原料和其它原料等经炭化、活化后制成的，它具有发达的孔隙结构和巨大的比表面积，因此是交换的吸附材料。刘延慧[8]静态实验结果表明，对质量浓度在 100 mg/L 以内的含 Pb^{2+} 废水，调节废水 pH 为 5.0~6.0，按 Pb^{2+} 与活性炭质量比为 1:400 投加活性炭，吸附接触时间 80 min， Pb^{2+} 去除率约为 99%，处理后的废水可达排放标准。动态实验结果表明，活性炭吸附含 Pb^{2+} 废水穿透体积为 40 mL，饱和吸附容量为 54.96 mg/g。

2.2. 天然有机吸附剂

天然有机吸附剂由天然产品，如木纤维、玉米秆、稻草、木屑、树皮、花生皮等纤维素和橡胶组成，可以从水中除去油类和其他污染物的有机物。天然有机吸附剂具有价廉、无毒、易得等优点，但再生困难。李鱼等[9]研究湿地水环境中不同水体表层沉积物吸附 Pb^{2+} 的实验可知，湿地水环境中的表层沉积物吸附 Pb^{2+} 能力随表层沉积物中铁氧化物含量的增加而增加； Pb^{2+} 的最大吸附量与有机质含量呈负相关，与有机质的含量也存在相关性，但相关性不显著，Langmuir 吸附等温线和 Freundlich 吸附等温线同时可以描述湿地水环境中不同水体的表层沉积物吸附 Pb^{2+} 的热力学过程其相关方程为 $Y = -1.268X + 63.352$ ，在 $n = 10$ 时，相关系数达到了 0.7531，置信水平达到了 0.02。湿地水环境中表层沉积物吸附 Pb^{2+} 的能力与湿地水环境中培养的生物膜吸附铅的能力比较发现，表层沉积物吸附铅的能力小于生物膜吸附铅的能力。从而可以看出，在湿地水环境中，生物膜对重金属迁移转化的作用相对于表层沉积物而言更重要。赵振等[10]利用阴-阳离子有机膨润土制备及其对 Pb^{2+} 的吸附研究表明，阳离子表面活性剂(STAB)添加量为 0.5 CEC 和阴离子表面活性剂(SDBS)添加量为 0.4 CEC 时，阴-阳离子有机膨润土吸附铅效果最佳。阴-阳离子有机膨润土对 Pb^{2+} 的吸附量大，吸附速率快；pH 值强烈影响有机膨润土对 Pb^{2+} 吸附。阴-阳离子有机膨润土对 Pb^{2+} 等温吸附过程同时符合 Langmuir 吸附模型，其方程为 $c/q = c/q_m + 1/kq_m$ ；吸附热力学分析表明该吸附是一个放热过程，降低温度有利于吸附。李鱼等[11]研究表明，自然水体中一定浓度的有机氯类农药能够影响生物膜对重金属的吸附，即有机氯类农药的存在可以抑制生物膜对 Pb^{2+} 的吸附。自然水环境中残留的有机氯类农药的含量水平较低，自然水体生物膜可以同时吸附有机氯类农药和 Pb^{2+} 。

2.3. 天然无机吸附剂

天然无机吸附剂是由天然无机材料制成的，常用的天然无机材料有黏土、珍珠岩、蛭石、膨胀页岩和天然沸石。根据制作材料分为矿物吸附剂和黏土类吸附剂。矿物吸附剂可用来吸附各种类型的烃、酸及其衍生物、醇、醛、酮、酯和硝基化合物；黏土类吸附剂能吸附分子或离子，并且能有选择地吸附不同大小的分子或不同极性的离子。天然无机材料制成的吸附剂主要是粒状的，其使用受刮风、降雨、降雪等自然条件的影响。

宋金如等[12]利用凹凸棒石采用静态处理法吸附含 Pb^{2+} 废水表明，在一定体积和一定浓度含 Pb^{2+} 废水中，经活化处理的凹凸棒石粘土对二价重金属离子有较强的吸附能力，对 Pb^{2+} 的饱和吸附容量为 26 mg/g，是 Pb^{2+} 的优良吸附剂(宋金如等，1998；2004)。韦平英等[13]通过对板蓝根药渣吸附含 Pb^{2+} 废水的研究得出，板蓝根药渣能快速吸附大量的 Pb^{2+} ，对低浓度的 Pb^{2+} 溶液吸附率更高，吸附速度更快；吸附与温度、pH 值都有密切关系，其适宜的 pH 值范围为 6.0~7.0，温度在 25℃左右。用碱预处理能提高板蓝根药渣对 Pb^{2+} 的吸附能力，用 0.1 mol/L~0.2 mol/L 的 NaOH 溶液浸泡 40 min 后，吸附率能达到 99.6%，

比未经预处理的 86.7% 提高了 12.9%。稀 HNO₃ 溶液能有效地从板蓝根药渣上洗脱其所吸附的 Pb²⁺，其解吸率 95.2%。板蓝根药渣对 Pb²⁺ 有较强的吸附能力，其吸附基本符合 Langmuir 单分子层吸附行为铅的吸附等温式为 $ce/q = 1.9209 + 0.007319ce$ 。王翠苹等[14]用微生物、电气石及其联合对 Pb²⁺ 吸附的能力做了初步的研究，结果表明溶液的 pH 值、菌体的种类及联合对 Pb²⁺ 的吸附效率有一定的影响。随着溶液 pH 值从 5 增加到 5.5，Pb²⁺ 的吸附率增加；当溶液 pH = 5 时，*B. subtilis* 和 *P. chrysosporium* 分别对 Pb²⁺ 的吸附动力学变化趋势不一致，但终点时，表现为 *B. subtilis* 对 Pb²⁺ 的吸附效率高，当溶液 pH = 5.5 时，枯草芽孢杆菌的吸附效率高出白腐真菌，且在吸附时间为 400 min 时，*B. subtilis* 的吸附效率比 *P. chrysosporium* 高 40.14%，表明细菌和真菌吸附能力及机理存在着差别；电气石和 *B. subtilis* 的联合时对 Pb²⁺ 几乎完全吸附，400 min 时吸附率比细菌和电气石单一吸附剂分别高出 25.72% 和 10.36%，表明电气石和微生物吸附重金属具有协同作用。李方文等[15]利用煅烧 - 碱溶法制得的类沸石吸附剂的比表面积为 112.6 m²/g，孔隙率为 83.1%，对 Pb²⁺ 有良好的吸附去除作用，吸附去除率达到了 84.87%，吸附容量为 33.94 mg/g。效果优于市售一级活性炭，是一种性能良好的吸附剂，并且成本低廉。吸附后的类沸石吸附剂能再生利用，用 0.1 mol/L 的 HCl 溶液和饱和 NaCl 溶液可使它再生，解吸率达到了 98% 以上，用此再生的类沸石吸附剂处理含 Pb²⁺ 废水，去除率为 83% 以上。赵巍等[16]对水钠锰矿吸附 Pb²⁺ 的进行了研究，取得较好的去除效果。

2.4. 微生物吸附剂

张敬华[17]通过对啤酒酵母菌吸附 Pb²⁺ 的实验研究结果表明：酵母菌对 Pb²⁺ 有较好的吸附能力，短时间内能迅速达到吸附平衡，吸附效率高，常温下即可进行吸附应用。在酸性条件下，升高溶液的 pH 值有利于重金属的吸附。盐度离子浓度较低时，对酵母菌吸附金属离子的影响并不大。酵母菌对 Pb²⁺ 的吸附平衡模型符合 Langmuir 等温吸附模型和 Freundlich 等温吸附模型(表 1)。

尹利利等[18]利用黑曲霉吸附含 Pb²⁺ 废水，实验结果表明当 Pb²⁺ 的质量浓度在 0~120 mg/L 范围时，随着重金属离子质量浓度的增加，黑曲霉真菌对 Pb²⁺ 的吸附率随之增加，当质量浓度大于 120 mg/L 时，黑曲霉对 Pb²⁺ 的吸附率逐渐降低。所以 120 mg/L 对此金属离子是最佳实验质量浓度；通过设定不同 pH 值实验得出最佳实验 pH 值为 6.0。综合考虑实验效果和节约能源的角度考虑，得出最佳实验温度为 25℃；对于 Pb²⁺ 的吸附，灭菌与不灭菌是有区别的。Zn²⁺、Cu²⁺、Hg²⁺ 的存在对 Pb²⁺ 的吸附影响不大。李国新等[19]利用轮叶黑藻对 Pb²⁺ 的吸附，得出轮叶黑藻鲜样对 Pb²⁺ 的吸附反应在 20 min 内达到平衡，且吸附过程符合伪二级动力学模型，相关系数 R² 可达 0.991。等温吸附曲线符合 Langmuir、Freundlich 和 Sips 3 种模型，其中以 Sips 模型拟合效果最好，模型参数与实验数据较相符合，且相关系数可达 0.999，Freundlich 公式为 $q_e = KC_e^{1/n}$ ，Langmuir 公式为 $q_e = bc_e q_{max} / (1 + bc_e)$ ，Sips 公式为 $q_e = \frac{K_{LF} C_e^{n_{LF}}}{1 + (a_{LF} C_e)^{n_{LF}}}$ 。孙文田[20]通过剩余活性污泥吸附 Pb²⁺ 实验，得出剩余活性污泥吸附 Pb²⁺ 的热力学数据用 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温

Table 1. Langmuir, Freundlich coefficient at different temperatures
表1. 不同温度下的Langmuir、Freundlich系数

T (K)	Langmuir常数			Freundlich常数		
	K _L	q _{max}	R	K _F	n	R
293	0.109	5.41	0.998	0.863	2.30	0.981
298	0.106	5.05	0.999	0.760	2.17	0.987
303	0.081	4.46	0.997	0.468	1.79	0.993

式拟合的相关系数较高, *Langmuir* 公式为 $q_e = K_F C_e^{(1/n)}$, *Freundlich* 公式为 $q_e = q_m K_L C_e / (1 + K_L C_e)$, 一般用 *Langmuir* 吸附等温式拟合的精度更高, 表明剩余活性污泥吸附 Pb^{2+} 的方式更倾向于单分子层吸附; 当化学沉淀成为 Pb^{2+} 去除的主要作用机制时, 吸附数据既不能用 *Langmuir* 吸附等温式拟合也不能用 *Freundlich* 吸附等温式拟合; 脱水剩余活性污泥的 Pb^{2+} 吸附量较高, 适合作为去除 Pb^{2+} 的生物吸附剂, 不同来源和性质的污泥吸附 Pb^{2+} 的能力有差别。剩余活性污泥吸附 Pb^{2+} 过程一般都是吸热过程, 污泥吸附 Pb^{2+} 前后的焓变较小, 污泥吸附 Pb^{2+} 过程的自由能变化都是负值, 表明污泥吸附 Pb^{2+} 的过程都是自发的过程。剩余活性污泥吸附 Pb^{2+} 的动力学规律一般都可以用准二级动力学方程更精确地表达, 脱水剩余活性污泥的 Pb^{2+} 吸附速率常数较大, 剩余活性污泥吸附 Pb^{2+} 的速度较快, 一般在 15~30 min 就可以达到较高的吸附量和吸附率。脱水剩余活性污泥的吸附过程一般是膜扩散或膜扩散与孔隙扩散共同控制。龚仁敏等[21]通过极大螺旋藻粉对 Pb^{2+} 吸附实验。得出 pH 值是影响吸附的重要因素, Pb^{2+} 的吸附量随 pH 值的升高而增加, 吸附的最适 pH 约为 5.5。 Pb^{2+} 吸附的前 30 min 为快速吸附阶段, 60 min 时吸附即达平衡状态, 吸附等温线符合 *Freundlich* 模型, *Freundlich* 公式为 $Q_e = KC_e^{1/n}$ 。单位藻重的 Pb^{2+} 吸附量随溶液中藻量的增加而减少, 此外还有静电相互作用及反应基团间的相互干扰等原因, 但 Pb^{2+} 的总吸附率随藻量的增加而增大。蒋元继等[22]利用香菇菌渣吸附水体中 Pb^{2+} 的研究结果表明, pH 为 3.2~5.6 时, Pb^{2+} 初始浓度 20~200 mg/L、菌渣用量 3~4 mg/L、振荡器转速 120 r/min, 25℃ 恒温振荡吸附的条件下, 香菇菌渣对水溶液中重金属 Pb^{2+} 的吸附率为 72%~97%。

2.5. 合成吸附剂

余亮[23]利用 $Fe_3O_4/4A$ 沸石复合材料吸附 Pb^{2+} 。实验结果说明, 加入适量 Fe_3O_4 不会破坏 4A 沸石晶体结构, 但其结晶强度有所降低, Fe_3O_4 与 4A 沸石不是简单的物理混合, 而是通过化学键的作用结合在一起, 合成的磁性 4A 沸石。其热稳定性良好, 具有良好的磁响应性, 可通过外加磁场与作用体系分离, 磁性 4A 沸石分子筛的吸附性能良好, 吸附等温线更符合 *Langmuir* 模型, *Langmuir* 公式为 $C_e/q_e = 1/q_m b + C_e/q_m$, 在 Pb^{2+} 初始浓度为 200 mg/L, 温度为 30℃, 溶液 pH 值为 5.0 的条件下, 吸附剂的最佳加入量为 2.0 g/L, 吸附进行 120 min 时, 对铅离子的去除率达 92.1%; 溶液 pH 值对铅离子吸附性能影响较大, 实验最佳 pH 为 5.0 左右; 磁性 4A 沸石分子筛对 Pb^{2+} 的吸附量随吸附时间和初始浓度的增加而增加, 吸附在 30 min 左右达到平衡状态。高凯莎[24]通过改性复合高吸水树脂的合成及吸附 Pb^{2+} 得出, 等离子体处理 2-丙烯酰胺基-2-甲基丙磺酸/丙烯酰胺高吸水性树脂的最佳条件: 放电功率为 40 W; 放电时间为 3 min。吸附等温线符合 *Freundlich* 等温线, 通过热力学模型计算等离子体处理前后的热力学参数变化, 发现低温等离子体处理后 ΔG 变得更负, ΔS 值变得更正, 同时表观活化能 E_a 有所降低, 说明等离子体处理对吸附效果是有利的, 同时是一个自发熵增的吸热过程。动力学模型比较符合 *pseudo-second-order* 动力学反应控制。钠基膨润土复合树脂进行热力学和动力学的模型拟合进行分析, 可知比较符合 *Freundlich* 吸附等温式, 说明吸附重金属铅离子是多层吸附; 吸附动力学符合准二级动力学方程。复合树脂吸附后强度明显变弱且向低波数移动。吸附前后的树脂相比, 吸收峰的强度变弱同时位置发生偏移, 且均向低波数移动。初步说明复合树脂去除重金属通过离子交换或静电吸引。同时通过热稳定性分析(TG/DTA)说明膨润土复合高吸水性树脂在一定的温度范围内具有实用价值。通过 SEM 电镜图, 可以观察到添加钠基膨润土以后的复合树脂的形貌不光滑, 可能是由于树脂的链状结构嵌入在钠化膨润土的层间结构, 使复合树脂出现不同角度的褶皱, 说明复合树脂的表面发生明显的变化, 相对比表面积增大, 更有利于吸附 Pb^{2+} 。贝壳粉复合高吸水性树脂对 Pb^{2+} 的吸附过程较符合 *Freundlich* 等温模型, 说明贝壳粉复合高吸水性树脂吸附 Pb^{2+} 是多层吸附; 贝壳粉复合高吸水性树脂对 Pb^{2+} 的吸附过程较符合准二级动力学方程。通过傅立叶变换红外光谱(FT-IR)分析可知吸附后的树脂与吸附前的树脂相比, 吸收峰的位置

发生偏移,吸收峰的强度明显增加,说明复合树脂去除重金属通过离子交换或静电吸引。 $-OH$ 的吸收峰向波数减少的方向移动,可能是因为吸附后的树脂分子间或分子内引力的作用引起的。通过扫描电镜分析,可以得出贝壳粉的层状结构和复合高吸水树脂表面粗糙,存在大量的深浅不均匀的皱折和沟壑。这种表面结构的存在,增大了复合树脂的吸附面积,从而有较大的吸附量(表 2)。

宋庆平等[25]利用交联羧甲基壳聚糖能有效的吸附水溶液中 Pb^{2+} ,最大平衡吸附量为 297.6 mg/g。等温吸附可以用 *Langmuir* 方程描述,其方程式为 $C_e/Q_e = C_e/Q_m + 1/KLQ_m$ 。动力学过程符合二级吸附动力学模型,通过二级吸附模型计算出的平衡吸附量与实验值相符。FT-IR 结果表明,树脂中的羧甲基和氨基是主要螯合 Pb^{2+} 的基团。杜秀娟等[26]利用聚丙烯酰胺-钠基复合膨润土吸附 Pb^{2+} ,通过合成条件的单因素实验,确定以 Pb^{2+} 吸附量和丙烯酰胺溶出量为指标的钠基复合膨润土的最适宜合成条件为:膨润土含量 90%,交联剂用量 6%,引发剂用量 1.5%,引发剂比例 1:1,合成温度为 70℃,与钙基膨润土、钠基膨润土、聚丙烯酰胺、钙基复合膨润土相比,90%钠基复合膨润土对 Pb^{2+} 的吸附量有大幅度提高,吸附量可达 118.35 mg/g。钠基复合膨润土对不同浓度 Pb^{2+} 溶液的吸附过程较好地符合 *Lagergren* 二级动力学模型,其方程为 $1/q = 1/(tk_2q_e^2) + q_e^{-1}$ (表 3)。

3. 展望

作为传统的水处理技术,吸附法以高效节能、操作简便、选择性好、环保等优点在含 Pb^{2+} 废水处理中具有独特的应用。综上所述,吸附法在含 Pb^{2+} 废水处理方面的研究层出不穷,显示出了广阔的应用前景。现就其未来研究热点提出几点建议:

- 1) 废弃生物质高效吸附剂(高吸附量、高扩散速率)的开发和改性及其吸附机理的深入研究将会成为未来的一个研究重点。通过“以废制废”实现资源化利用和处理重金属同时并举。
- 2) 吸附剂解吸,吸附剂吸附饱和后再生技术的研发,以及将生物质废弃物与磁性矿物质、微生物结合后吸附重金属的研究与应用;重金属的回收、吸附剂再生可行性、再生成本和再生后的性能将会成为未来几年研究的方向。

Table 2. *Langmuir, Freundlich* coefficient at different temperatures
表 2. 不同温度下的 *Langmuir, Freundlich* 系数

等温线模型		相关参数	
<i>Langmuir</i>	R^2	K_L (L/mg)	q_m (mg/g)
298 K	0.1602	5.673×10^{-2}	49.02
318 K	0.1679	5.403×10^{-2}	43.29
338 K	0.1971	4.792×10^{-2}	39.35
<i>Freundlich</i>	R^2	n	K_F (mg/g(L/mg) ^{1/n})
298 K	0.9862	0.8920	1.335
318 K	0.9952	1.131	2.728
338 K	0.9911	1.434	4.335
<i>Dubunin-Radushkevich</i>	R^2	q_m (mg/g)	
298 K	0.8984	32.87	
318 K	0.8561	29.73	
338 K	0.7481	25.38	

Table 3. Comprehensive comparison of adsorbent
表3. 各吸附剂特点综合比较

吸附剂种类	特点
活性炭	去除率约为 99%，饱和吸附容量为 54.96 mg/g
天然有机吸附剂	1. 价廉、无毒、易得等优点，但再生困难 2. 自然水体生物膜可以吸附 Pb^{2+}
天然无机吸附剂	1. 经活化处理的凹凸棒石粘土对 Pb^{2+} 的饱和吸附容量为 26 mg/g 2. 用碱预处理能提高板蓝根药渣对 Pb^{2+} 的吸附率能达到 99.6% 3. 电气石和微生物吸附重金属具有协同作用 4. 煅烧 - 碱溶法制得的类沸石吸附剂吸附容量为 33.94 mg/g
微生物吸附剂	酵母菌、黑曲霉、轮叶黑藻、活性污泥、极大螺旋藻粉、香菇菌渣等对 Pb^{2+} 有较好的吸附能力
合成吸附剂	1. $Fe_3O_4/4A$ 沸石复合材对铅离子的去除率达 92.1% 2. 改性复合高吸水树脂 3. 交联羧甲基壳聚糖能有效的吸附水溶液中 Pb^{2+} ，最大平衡吸附量为 297.6 mg/g 4. 聚丙烯酰胺 - 钠基复合膨润土吸附量可达 118.35 mg/g

致 谢

本研究由国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2013ZX07202-010、2012ZX07505-002)、大学生创新训练计划项目(130039)经费资助完成，在此表示感谢。

参考文献 (References)

- [1] 王豫 (2010) 浅谈食品中重金属对人体的危害及预防. *青海农技推广*, **4**, 8-16.
- [2] 章有余 (1997) 环境铅对儿童健康的危害. *四川环境*, **4**, 29-34.
- [3] 张少峰, 胡熙恩 (2003) 含铅废水处理技术及其展望. *环境污染治理技术与设备*, **11**, 68-71.
- [4] Christensen, J., Christensen, S. and Izatt, R. (1983) Effect of receiving phase anion on macrocycle-mediated cation transport rates and selectivities in water-toluene-water emulsion membranes. *Separation Science and Technology*, **18**, 363-373.
- [5] Bissen, M. and Frimmel, F.H. (2003) Arsenic—A review. Part II: Oxidation of arsenic and its removal in water treatment. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **31**, 97-107.
- [6] Zouboulis, A.I., Rousou, E.G., Matis, K.A. and Hancock, I.C. (1999) Removal of toxic metals from aqueous mixtures. Part 1: Biosorption. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **74**, 429-436.
- [7] Ponce De Leon, C. and Pletcher, D. (1996) The removal of Pb^{2+} from aqueous solutions using a reticulated vitreous carbon cathode cell—The influence of the electrolyte medium. *Electrochim Acta*, **41**, 533-541.
- [8] 刘延慧 (2011) 活性炭吸附处理含铅废水的研究. *重庆科技学院学报*, **2**, 84-99.
- [9] 李鱼, 王晓丽, 陈昕, 等 (2005) 湿地水环境中表层沉积物吸附铅、镉能力的研究. *吉林大学学报(地球科学版)*, **2**, 231-234.
- [10] 赵振, 许中坚, 邱喜阳, 等 (2012) 阴 - 阳离子有机膨润土制备及其对铅离子的吸附. *环境工程学报*, **12**, 4406-4411.
- [11] 李鱼, 刘亮, 董德明, 等 (2003) 有机氯类农药对自然水体生物膜吸附 Pb, Cd 能力的影响. *自然科学进展*, **8**, 866-869.
- [12] 宋金如, 罗明标, 王黎 (2006) 凹凸棒石吸附铅的性能及含铅废水处理研究. *东华理工学院学报*, **1**, 74-79.
- [13] 韦平英, 等 (2003) 板蓝根药渣对低浓度含铅废水的吸附特性研究. *离子交换与吸附*, **4**, 351-356
- [14] 王翠苹, 等 (2011) 电气石和微生物对水溶液中铅吸附研究. *环境科学与技术*, **7**, 12-30.
- [15] 李方文, 等 (2002) 煅烧 - 碱溶法制粉煤灰类沸石吸附剂及其在处理含铅废水中的应用. *环境污染治理技术与设备*, **10**, 61-67.
- [16] 赵巍 (2009) 水钠锰矿吸附 Pb^{2+} 微观机理的研究. 博士论文, 华中农业大学, 武汉.

- [17] 张敬, 华张宏 (2008) AAS 法研究啤酒酵母对 Pb^{2+} 的生物吸附作用. *天中学刊*, **5**, 29-32.
- [18] 尹利利, 臧淑艳, 侯雪敏, 等 (2013) 黑曲霉对含铅废水的生物吸附研究. *沈阳化工大学学报*, **1**, 15-19.
- [19] 李国新, 张丹丹, 颜昌宙, 等 (2011) 轮叶黑藻对铅的吸附特征及生物吸附机理研究. *中国环境科学*, **8**, 1327-1333.
- [20] 孙文田 (2008) 剩余活性污泥吸附铅、铬特征的比较研究. 硕士论文, 吉林大学, 长春.
- [21] 龚仁敏, 等 (2004) 天然和预处理的极大螺旋藻粉对铅的吸附. *南京农业大学学报*, **3**, 107-110.
- [22] 蒋元继, 唐亚, 刘本洪, 等 (2010) 香菇菌渣吸附水溶液中重金属铅的研究. *西南农业学报*, **5**, 1615-1619.
- [23] 余亮 (2012) $Fe_3O_4/4A$ 沸石复合材料的制备及吸附铅离子性能的研究. 硕士论文, 中南大学, 长沙.
- [24] 高凯莎 (2012) 改性复合高吸水树脂的合成及吸附铅离子的性能. 硕士论文, 燕山大学, 秦皇岛.
- [25] 宋庆平, 王崇侠 (2013) 交联羧甲基壳聚糖对铅离子的吸附研究. *化学研究与应用*, **4**, 541-546.
- [26] 杜秀娟, 曹吉林, 陈学青, 等 (2012) 聚丙烯酰胺-钠基复合膨润土合成及其吸附铅离子性能. *过程工程学报*, **2**, 324-329.