

电渗析法去除未脱水污泥中重金属的试验研究

王丽香¹, 孙长顺¹, 陈 宣¹, 刘 田², 郭新超²

(1. 陕西省环境科学研究院, 陕西 西安 710061; 2. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055)

摘 要: 为了降低城镇生活污水污泥中重金属含量, 采用三槽型电解槽研究了反应时间和 NaClO 预处理对未脱水污泥中重金属 Zn、Cu、Cr 和 Ni 去除率的影响。试验结果表明, 延长反应时间可以提高未脱水污泥中重金属去除率。电渗析反应时间为 14 h 时, 污泥中 Zn、Cu、Cr 和 Ni 的去除效果较好, 去除率分别为 52.08%、27.24%、31.66% 和 46.42%。污泥中重金属的初始非稳定态比例越大, 电渗析反应后的去除率越高。NaClO/HNO₃ 组合预处理的污泥中重金属去除率最高, 对 Zn、Cu、Cr 和 Ni 的去除率分别达到 70.32%、35.39%、36.80% 和 56.78%。

关键词: 电渗析; 未脱水污泥; 重金属; 形态分布; 预处理

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)05-0061-07

Heavy Metals Removal from Non-dehydrated Sludge by Electrodialysis

WANG Li-xiang¹, SUN Chang-shun¹, CHEN Xuan¹, LIU Tian², GUO Xin-chao²

(1. Shaanxi Provincial Academy of Environmental Science, Xi'an 710061, China; 2. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract: In order to decrease heavy metal content of municipal sewage sludge, the effects of reaction time and pretreatment of NaClO on the removal rates of heavy metals (Zn, Cu, Cr and Ni) from non-dehydrated sludge by electrodialysis were explored. The removal rates of heavy metals in non-dehydrated sludge could be improved by prolonging the reaction time. When the reaction time of the electrodialysis was 14 hours, the removal rates of Zn, Cu, Cr and Ni were 52.08%, 27.24%, 31.66% and 46.42%, respectively. The removal rates of heavy metals by the electrodialysis increased with the increase of the initial unstable proportion of heavy metals in the sewage sludge. The removal rates of heavy metals in the sludge pretreated by NaClO and HNO₃ were the highest, and the removal rates of Zn, Cu, Cr and Ni could reach 70.32%, 35.39%, 36.80% and 56.78%, respectively.

Key words: electrodialysis; non-dehydrated sludge; heavy metal; speciation distribution; pretreatment

随着我国对水污染防治工作的重视, 污水处理能力逐年提高, 污泥产量也快速增加, 污泥的合理处

置已成为制约城镇污水处理厂良性健康发展的瓶颈。目前污泥的主要处置方法有土地利用、焚烧和

填埋等,其中污泥的土地利用可以使污泥处置达到资源化、稳定化和无害化的目的。在欧美等国家,污泥的土地利用率超过50%,尽管我国也掀起了污泥土地利用的研究热潮,但是实际的污泥土地利用率不到10%^[1],污泥中重金属是制约土地利用的一个重要因素,这是因为污泥中重金属无法自然降解甚至会生成毒性更强的物质,若随着农作物等进入食物链,会对人体健康造成潜在威胁。

研究发现,污泥中重金属的危害不仅与重金属含量有关,而且由于污泥中不同化学形态的重金属其可迁移性、稳定性和生物可利用性差异较大^[2],还和其在污泥中的分布形态有很大关系^[3]。目前国内外对污泥中重金属的去除方法主要有:微生物法、植物修复法、动物修复法^[4]、化学法和电化学法^[5]。袁华山等人^[6]研究了电化学法对污泥中不同形态Cd和Zn的去除效果差异,发现两者迁移性强的可交换态、碳酸盐结合态和铁锰氧化物态去除率的总和分别达到75.73%和68.60%。顾祝禹等人^[7]研究了电解电压和电解时间对污泥中重金属去除的影响,结果发现,电压变化对污泥去除率的影响较大,在电压为35 V、电解时间为6 h的条件下处理效果最佳。与其他方法相比,电渗析法具有对金属去除无选择性和操作简单等优点,但同时存在处理时间较长、能耗高以及处理脱水污泥造成传质不方便等问题。

笔者以三槽型电解槽为试验装置,以未脱水城镇污泥为处置对象,探究电渗析法去除污泥中重金属的最佳反应条件,同时揭示反应过程中污泥pH值和电导率的变化特点,解决去除脱水污泥中重金属时传质不方便、处理时间长等问题,以期找到去除城镇污水厂污泥中重金属快速、高效、便捷、经济的方法,从而最大限度地降低城镇生活污泥中重金属含量。

1 材料与方法

1.1 试验污泥

试验污泥取自西安市某污水处理厂的二沉池未脱水好氧剩余污泥,其含水率、pH值和电导率分别为99%、6.94和1 142 $\mu\text{S}/\text{cm}$,Zn、Cu、Cr和Ni的含量分别为442.70、161.52、108.42和30.01 mg/kg。

1.2 试验装置

试验装置如图1所示,其材质为有机玻璃,阴、阳极室规格:120 mm×60 mm×200 mm(长×宽×

高);污泥室规格:120 mm×25 mm×150 mm。一次最多可处理450 mL污泥,既可保证有足够的污泥用于试验,同时能够缩短反应周期,防止污泥放置过久发生厌氧反应,性质发生改变。阴、阳极板的尺寸:200 mm×100 mm×4 mm,钛板作为阴极,钨铂钛合金电极作为阳极。

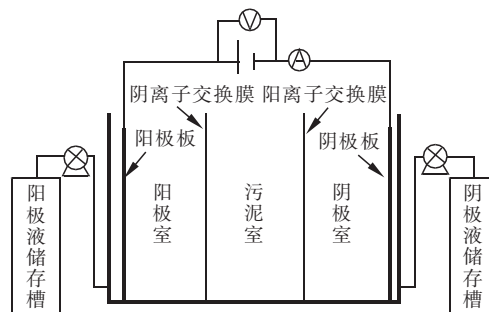


图1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of test device

中间污泥室与阴、阳极室分别用阳离子交换膜和阴离子交换膜隔开,以防止电解反应过程中阴、阳极发生氧化还原反应产生的 H^+ 和 OH^- 定向移动,形成内部电流而降低电流效率。阴极液由浓硝酸与自来水配制成pH值=2.5的电解液,一方面可防止阴极碱化,提高污泥重金属去除率;另一方面可降低污泥pH值,起到酸化污泥的作用。阳极液为自来水。阴、阳极液通过蠕动泵从储存槽内进入两极室中,两极室液体更新方式为下进上出。

为确保试验数据的准确性,避免由于测样导致后期取样污泥与前期取样污泥试验条件变化较大,采用批式进样方式,如处理300 mL原始污泥6 h后取样,然后清洗污泥室,再加入300 mL原始污泥反应12 h后取样,以此类推。

1.3 分析项目及方法

污泥电导率采用便携式电导率仪测定,阴极液与污泥pH值采用电极法测定,含水率采用重量法测定。将试验污泥在离心机中以3 000 r/min进行泥水分离20 min,分离后的污泥用冷冻干燥机冻干,然后在烘箱(105 $^{\circ}\text{C}$)中烘4~6 h,研钵研磨后过100目筛,用硝酸、氢氟酸和高氯酸按照3:2:2组成的混合酸在石墨消解仪中消解,直到消解液中无固体残留、清澈透明为止,用火焰原子吸收法测定消解液中Zn、Cu、Cr和Ni含量。污泥中重金属形态的提取采用Tessier A五步连续法,用火焰原子吸收法测定含量。

2 结果与讨论

2.1 反应时间对重金属去除效果的影响

设定试验电压为 30 V,污泥采用浓硝酸酸化,一次酸化原始污泥 600 mL,酸化 2 h,酸化 pH 值为 2.0。预酸化完成后,取 300 mL 酸化污泥检测重金属含量,剩余 300 mL 酸化污泥进入反应器。

向污泥中加入硝酸,用玻璃棒搅拌均匀,10 min 后污泥上浮,将酸化好的污泥转入污泥室通电,反应 1 h 左右可看到大量污泥开始上浮,可能是因为电极产生气体引起的气浮,另外污泥受电场电化学反应的影响发生变性也是原因之一。试验开始后,阴、阳极板上均可看到有大量气泡产生,这是因为污泥中加入的大量 H^+ 增大了反应电流,阴、阳极上发生的氧化还原反应剧烈。随着反应的进行, H^+ 和 NO_3^- 不断在电场作用下分离出污泥室,污泥电导率下降,电流也随之降低,阴、阳极板上产生气泡的速率也逐渐减小。阳极室一直处于澄清状态,阴极室有黄色絮状物产生,反应 30 h 时阴极室底部有大量黄色絮状物。

2.1.1 污泥 pH 值和电导率的变化

经过 30 h 的电渗析反应,污泥 pH 值从 2 逐渐增大到 4.33,污泥中 H^+ 在电场作用下从污泥室通过阳离子交换膜进入阴极室,最终在阴极板上放电析出 H_2 。经过 2 h 酸化处理,污泥电导率从 1 142 $\mu S/cm$ 跃增到 7 680 $\mu S/cm$,强电解质硝酸的加入使得污泥离子浓度快速增加。污泥电导率在电渗析过程中呈先较快下降然后缓慢下降的趋势。反应 14 h 后,电导率从 7 680 $\mu S/cm$ 降至 220 $\mu S/cm$,这是因为污泥中容易分离的游离离子在电场作用下快速迁移至阴、阳两极。14 ~ 30 h 内,随着游离离子的大量减少,电导率缓慢下降到 72.3 $\mu S/cm$ 左右。

2.1.2 污泥中重金属含量的变化

电渗析过程中污泥重金属含量的变化如图 2 所示。可知,整体上随着反应时间的增加,污泥中重金属含量逐渐减少,Zn、Cu、Cr 和 Ni 去除率逐渐增大。0 ~ 30 h 内,Zn、Cu、Cr、Ni 的含量分别从 345.97、150.62、96.87 和 25.33 mg/kg 降至 184.86、110.92、71.17 和 14.23 mg/kg,相应去除率分别从 21.85%、6.75%、10.65% 和 15.59% 增至 58.24%、31.33%、34.36% 和 52.58%。4 种重金属去除率从大到小的顺序为 $Zn > Ni > Cr > Cu$,其中反应结束时 Zn 和 Cu 的去除率相差 26.91%。

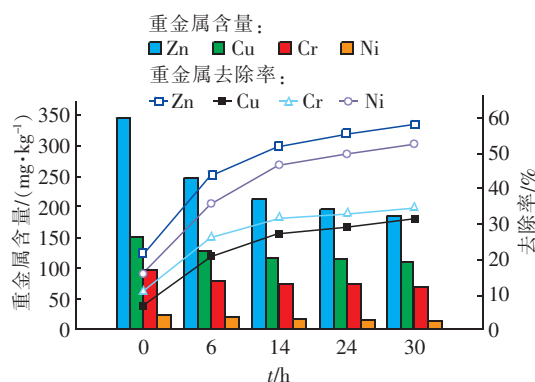


图2 污泥中重金属含量的变化

Fig. 2 Variation of heavy metal content of sludge

污泥经过酸化后,Zn 去除率达到 21.85%,而去除率最低的 Cu 也达到了 6.75%。这是因为在强酸环境下,部分重金属与 H^+ 发生交换反应,从污泥上解吸下来进入溶液成为离子,脱离污泥固相^[8]。

反应前 6 h 是重金属去除率快速增加阶段,在电场和酸化的共同作用下,反应 6 h 后对 Zn、Cu、Cr 和 Ni 的去除率较反应初始时分别增加了 22.20%、14.01%、15.35% 和 20.06%。这是因为在 2 h 的酸化过程中,pH 值降低加快了污泥中重金属的稳定态向可交换态的转化速率^[9],大量可交换态被解吸下来成为离子,污泥中累积了大量的可交换态和离子态重金属,在反应通电后,离子态重金属被快速转移至阴极室分离去除,同时加快可交换态金属解吸为离子态的速率,去除率快速升高。

在 6 ~ 14 h 过程中,去除率增加速度明显小于前 6 h。Ni 去除率的增加速度在此时间段最快,其含量从 19.31 mg/kg 下降到 16.08 mg/kg,累积去除率增加了 10.76%,而 Cr 含量从 80.23 mg/kg 降低到 74.09 mg/kg,累积去除率增加了 5.66%。由于在电场作用下, H^+ 不断被分离出污泥室造成污泥 pH 值逐渐升高,使得重金属从稳定态向可交换态转化的速度减缓;另一方面由于可交换态在反应前 6 h 被大量去除,导致去除率的增长速度随着可交换态重金属含量的减少而降低。

14 ~ 30 h 是重金属去除率缓慢增加阶段,Zn 从 212.15 mg/kg 下降到 184.86 mg/kg,累积去除率增加了 6.16%。由于 Zn 的含量最高,非稳定态的占比也较高,在弱酸环境下仍有部分重金属被分离去除。pH 值升高导致酸化作用减弱,可交换态的含量大量减少,累积去除率只增加了 2.69%。

综上所述,电渗析反应时间为14 h是较佳的选择,对4种重金属的去除率均较高,耗时较少,对Zn、Cu、Cr、Ni的去除率分别为52.08%、27.24%、31.66%和46.42%。

2.1.3 污泥重金属的形态分布与转化

电渗析过程中污泥重金属的形态分布见图3。

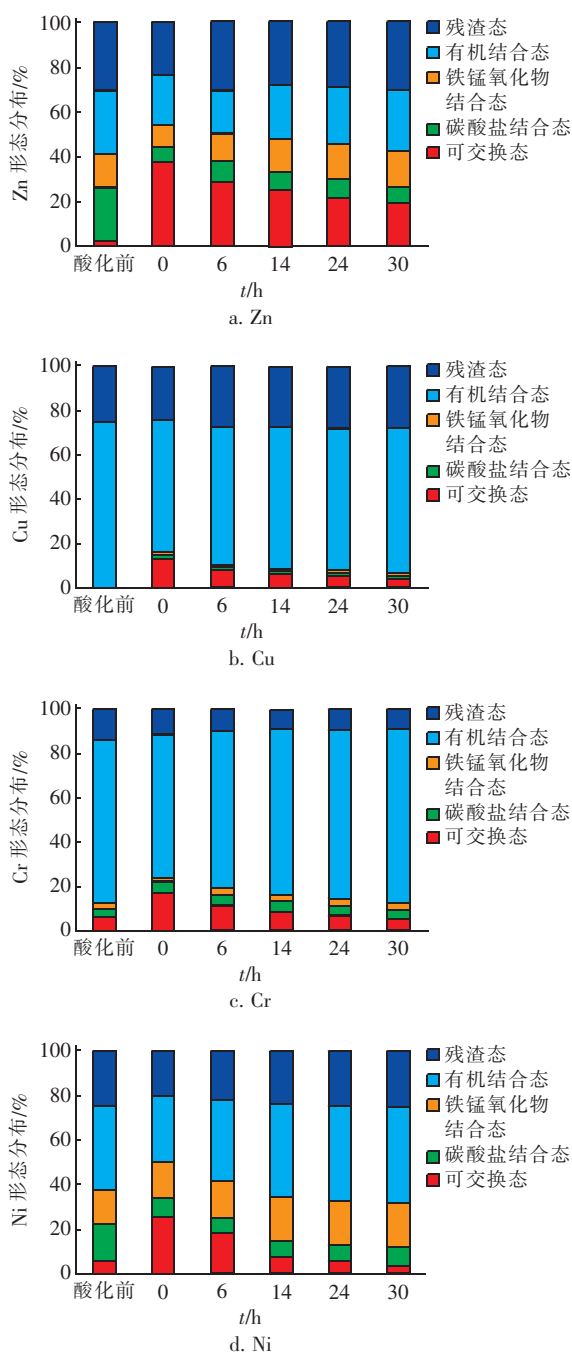


图3 电渗析过程中污泥重金属的形态分布

Fig. 3 Speciation distribution of heavy metals of sludge during electrodialysis process

由图3可知,原泥经过酸化后,4种重金属可交换态比例都有不同程度的增加,其中Zn的可交换态比例增加最多,增加了34.62%,Cr的可交换态比例增加最少,增加了10.97%。稳定态,即有机结合态和残渣态比例之和都有不同程度的减少,Zn、Cu、Cr和Ni的稳定态比例分别减少了17.49%、15.10%、11.12%和12.37%,这是由于浓硝酸的加入提高了污泥的氧化还原电位,促使稳定态向可交换态转化。随着反应时间的延长,4种重金属的非稳定态,即可交换态和碳酸盐结合态的比例之和逐渐减少,与污泥中重金属去除率增加幅度的变化趋势一致,而铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态三者的比例之和逐渐增加,污泥中的重金属由非稳定态向稳定态转化。结合图2可知,4种重金属中,酸化后污泥初始(即0 min)的非稳定态比例越大,去除率越高,4种重金属初始的非稳定态比例从大到小的顺序为Zn > Ni > Cr > Cu,这与反应时间为6、14、24、30 h时重金属去除率的大小顺序一致。

由图3(a)和(d)可知,原泥经过酸化后,Zn和Ni的碳酸盐结合态比例分别从24.31%和16.76%降低到7.18%和8.33%。碳酸盐结合态的大量减少是因为该形态为稳定态与可交换态之间的一种“过渡形态”,对pH值非常敏感,在酸性条件下可快速转化成可交换态。0~14 h内,Zn和Ni的可交换态比例下降较快,分别从37.04%和26.33%降至25.12%和8.21%,这是由于在电场作用下离子态的Zn和Ni被快速去除,加快了可交换态转化为离子态的速率,并且污泥pH值逐渐升高使得稳定态向可交换态转化的速率减慢。14~30 h时间段内,由于污泥pH值继续升高导致稳定态向非稳定态的转化速率减慢,可交换态不断解吸,导致稳定态Zn和Ni的占比分别上升5.60%和2.39%。

由图3(b)和(c)可以看出,原泥经过酸化以后,Cu和Cr的可交换态占比分别为14.37%和18.26%,相对于Zn和Ni的都较低。这是因为原泥中Cu和Cr稳定态的占比分别高达98.77%和86.84%,不利于重金属的形态转化,由于重金属的不同化学形态有着不同的化学效应,有机结合态以重金属离子为中心离子,以有机质活性基团为配位体结合或是硫离子与重金属生成难溶于水的物质^[10],较难发生化学反应,残渣态的金属一般性质稳定,不易发生化学反应。且经过电渗析反应后,导

致 Cu 和 Cr 的去除率较低,由于电渗析反应主要是针对污泥中重金属的非稳定态即可交换态和碳酸盐结合态进行去除,原泥中 Cu 和 Cr 的非稳定态占比均较低,因此 Cu 和 Cr 的去除率较低。

2.2 预处理对重金属去除的影响

设定电渗析反应时间为 14 h,电压为 30 V。试验分为 3 组:A 为 NaClO 预处理组,B 为 HNO₃ 预处理组,C 为 NaClO/HNO₃ 组合预处理组。预处理时间为 2 h。

2.2.1 污泥 pH 值和电导率的变化

向污泥中加入 NaClO,10 min 以后污泥中微生物的细胞壁被破坏,使得部分污泥因密度减小而开始上浮,2 h 后污泥的色泽相较于原始污泥发白,并伴有浓重的刺激性气味,这是 NaClO 的强氧化作用使得污泥中有机物被氧化而变色。HNO₃ 预处理组的试验现象与 2.1 节相同。

电渗析反应前后污泥 pH 值的变化如图 4 所示。可以看出,HNO₃ 预处理组和 NaClO/HNO₃ 组合预处理组经过电渗析反应后 pH 值均增大。这是因为初始污泥的 pH 值较低,与阴极液 H⁺ 的浓度差较小,阴极对 H⁺ 的吸引力相对较强,部分 H⁺ 在电场的作用下从污泥室转移至阴极室。NaClO 预处理组反应结束后 pH 值减小,这是由于 NaClO 为强碱弱酸盐,向污泥中加入 NaClO 以后,pH 值从 6.94 增加至 7.77,阴极液的 pH 值为 2.5,能够与污泥室形成较大的 H⁺ 浓度差,反应过程中部分 H⁺ 从阴极室穿过阳离子交换膜进入污泥室,从而导致污泥 pH 值降低。

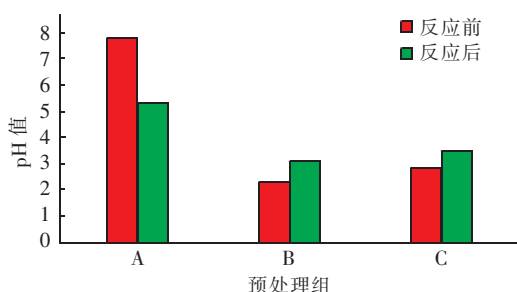


图4 电渗析反应前后污泥 pH 值的变化

Fig. 4 Variation of pH of sludge before and after electrodialysis process

反应前后污泥电导率的变化如图 5 所示。可知,污泥经过不同条件的预处理后,其电导率较原泥 (1 142 $\mu\text{S}/\text{cm}$) 均有所增大,从小到大依次为 NaClO

预处理组、HNO₃ 预处理组、NaClO/HNO₃ 组合预处理组。经过电渗析反应后电导率都大幅下降,其中 NaClO/HNO₃ 组合预处理组的下降幅度最大,从 5 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 下降到 587 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。

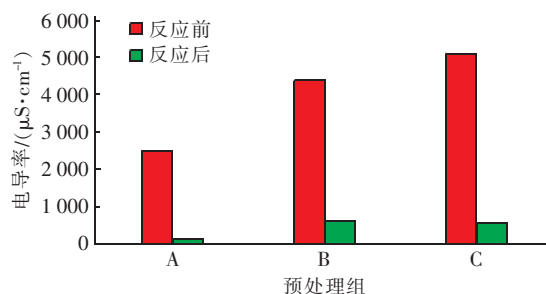


图5 电渗析反应前后污泥电导率的变化

Fig. 5 Variation of conductivity of sludge before and after electrodialysis process

2.2.2 污泥重金属含量的变化

电渗析反应前后污泥重金属去除率的变化见图 6。可知,不同预处理条件下,反应后 4 种重金属的去除率较反应前均有不同程度的增加。污泥经过 NaClO/HNO₃ 组合预处理后,各重金属的去除率均最高,而只用 NaClO 对污泥进行预处理后重金属去除率最低。NaClO/HNO₃ 组合预处理组中,Zn 的去除率最高,为 70.32%;Ni、Cr 和 Cu 的去除率分别为 56.78%、36.80% 和 35.39%。

污泥经过 NaClO 预处理后,对 Zn 和 Ni 的去除率分别为 7.33% 和 3.30%,反应结束后分别为 15.78% 和 7.06%,去除效果较差。由于 NaClO 为强碱弱酸盐,加入后使得污泥 pH 值升高至 7.77,呈弱碱性,不利于可交换态重金属解吸。随着反应的进行,不断有 H⁺ 进入污泥室,使得可交换态 Zn 从污泥上解吸下来成为离子,在电场作用下转移至阴极室分离去除,使去除率升高。经 HNO₃ 预处理后,对 Zn 和 Ni 的去除率分别为 19.07% 和 16.16%,反应结束后分别为 47.78% 和 41.95%。经 NaClO/HNO₃ 预处理后,对 Zn 和 Ni 的去除率分别为 24% 和 25.42%,反应结束后分别为 70.32% 和 56.78%。原因可能是 NaClO 的加入破坏了污泥的细胞壁和胞外聚合物结构,使得细胞内和胞外聚合物中的重金属释放出来,同时加上 HNO₃ 的酸化作用,加速了稳定态 Zn 和 Ni 向非稳定态的转化速率,从而提高了 Zn 和 Ni 的去除率。Cu 和 Cr 去除率的变化情况与 Zn 和 Ni 相似,但反应结束后去除率均相对较低,

这与原泥中两种重金属的稳定态比例较高有一定的关系。

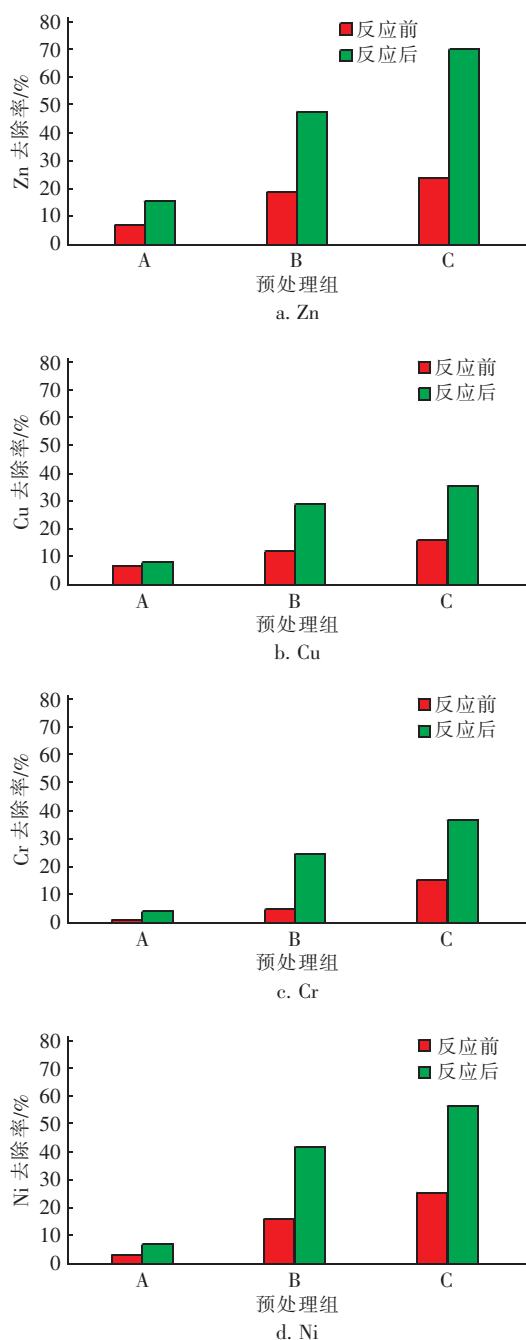


图6 电渗析反应前后污泥重金属去除率的变化

Fig. 6 Variation of heavy metal removal rates of sludge before and after electro dialysis process

3 结论

① 延长反应时间可以提高未脱水污泥中重金属去除率,在0~14 h内,去除率增长较快,14 h后增长相对缓慢。因此,确定最佳电渗析反应时间为

14 h,此时 Zn、Cu、Cr、Ni 去除率分别为 52.08%、27.24%、31.66% 和 46.42%。污泥中重金属的初始非稳定态比例越大,电渗析反应后的去除率越高。随着反应时间的延长,污泥 pH 值逐渐增大,电导率先快速下降,然后趋于平稳。

② 采用 NaClO/HNO₃ 组合预处理对污泥中重金属的去除率最高,电渗析反应后,对 Zn、Cu、Cr 和 Ni 的去除率分别达到 70.32%、35.39%、36.80% 和 56.78%。

参考文献:

- [1] 刘洪涛,张悦. 国情背景下我国城镇污水厂污泥土地利用的瓶颈[J]. 中国给水排水,2013,29(20):1-4.
Liu Hongtao, Zhang Yue. Key issues on land application of sewage sludge in Chinese national conditions [J]. China Water & Wastewater, 2013, 29 (20): 1-4 (in Chinese).
- [2] Tack F M G, Vandecasteele B. Cycling and ecosystem impact of metals in contaminated calcareous dredged sediment-derived soils (Flanders, Belgium) [J]. Sci Total Environ, 2008, 400(1/3): 283-289.
- [3] 孟昭福,张增强,张一平,等. 几种污泥中重金属生物有效性及其影响因素的研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(1): 115-118.
Meng Zhaofu, Zhang Zengqiang, Zhang Yiping, et al. Bioavailability of heavy metals and affecting factors in sewage sludge [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2004, 23(1): 115-118 (in Chinese).
- [4] Yang J, Zhao C H, Xing M Y, et al. Enhancement stabilization of heavy metals (Zn, Pb, Cr and Cu) during vermifiltration of liquid-state sludge [J]. Bioresour Technol, 2013, 146(10): 649-655.
- [5] Lu P, Feng Q Y, Meng Q J, et al. Electrokinetic remediation of chromium- and cadmium-contaminated soil from abandoned industrial site [J]. Separation and Purification Technology, 2012, 98: 216-220.
- [6] 袁华山,刘云国,李欣. 电力修复技术去除城市污泥中的重金属研究[J]. 中国给水排水, 2006, 22(3): 101-104.
Yuan Huashan, Liu Yunguo, Li Xin. Treatment of heavy metals in municipal sewage sludge by using electroremediation technique [J]. China Water & Wastewater, 2006, 22(3): 101-104 (in Chinese).
- [7] 顾祝禹,艾克拜尔·伊拉洪,吐尔逊·吐尔洪. 电化学方法去除污泥中重金属的研究[J]. 环境科学学

报,2014,34(10):2547-2551.

Gu Zhuayu, Aikebaier · Yilahong, Tuerxun · Tuerhong. Removal of heavy metals in sludge by electrochemical treatment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(10):2547-2551 (in Chinese).

- [8] 周邦智,吕昕,赵小辉. 剩余污泥中重金属的电动力学修复研究[J]. 环境工程学报,2011,5(6):1401-1404.

Zhou Bangzhi, Lü Xin, Zhao Xiaohui. Research on electrokinetic remediation of heavy metals in surplus sludge [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, 5(6):1401-1404 (in Chinese).

- [9] 陈铭. 城市污泥中重金属的形态分布及动电修复[D]. 长沙:湖南大学,2008.

Chen Ming. Speciation and Electrokinetic Remediation of Heavy Metals in Municipal Sludge [D]. Changsha: Hunan University, 2008 (in Chinese).

- [10] 崔妍,丁永生,公维民,等. 土壤中重金属化学形态与植物吸收的关系[J]. 大连海事大学学报,2005,31(2):59-63.

Cui Yan, Ding Yongsheng, Gong Weimin, et al. Study on the correlation between the chemical forms of the heavy metals in soil and the metal uptake by plant [J]. Journal of Dalian Maritime University, 2005, 31(2):59-63 (in Chinese).



作者简介:王丽香(1982-),女,河南林州人,硕士,高级工程师,主要从事水环境研究。

E-mail: 779103996@qq.com

收稿日期:2019-08-12

(上接第60页)

- [5] Zhang H N, Zhang K F, Jin H X, et al. Variations in dissolved organic nitrogen concentration in biofilters with different media during drinking water treatment [J]. Chemosphere, 2015, 139:652-658.

- [6] 张东,许建华,刘辉. 微污染原水的生物接触氧化预处理研究[J]. 中国给水排水,2000,16(12):6-9.

Zhang Dong, Xu Jianhua, Liu Hui. Research on pretreatment of micro-polluted source water by biological contact oxidation process [J]. China Water & Wastewater, 2000, 16(12):6-9 (in Chinese).

- [7] 梅翔,高廷耀. 水源水生物处理工艺中亚硝酸盐氮的去除[J]. 环境科学与技术,2000(3):3-7.

Mei Xiang, Gao Tingyao. Removal of nitrite-nitrogen in source water by biological process [J]. Environmental Science & Technology, 2000(3):3-7 (in Chinese).

- [8] Hao S Z, Zhang H W. High catalytic performance of nitrate reduction by synergistic effect of zero-valent iron (Fe^0) and bimetallic composite carrier catalyst [J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 167:192-200.

- [9] Aristizúbal A, Contreras S, Barrabés N, et al. Catalytic reduction of nitrates in water on Pt promoted Cu hydrotalcite-derived catalysts; Effect of the Pt-Cu alloy

formation [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2011, 110:58-70.

- [10] Saada R, Kellici S, Heil T, et al. Greener synthesis of dimethyl carbonate using a novel ceria-zirconia oxide/graphene nanocomposite catalyst [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2015, 168/169:353-362.



作者简介:郝松泽(1988-),男,河北邯郸人,博士研究生,主要研究方向为膜法水处理技术。

E-mail: ayshsz1@163.com

收稿日期:2019-06-23