

引用格式:仇付国,王娟丽,付昆明,等. 水厂污泥制备可吸附污染物的生态透水砖[J]. 科学技术与工程, 2018,18(32): 248—254
Qiu Fuguo, Wang Juanli, Fu Kunming, et al. Preparation of eco-permeable bricks for adsorption of pollutants using water treatment residual [J]. Science Technology and Engineering, 2018, 18(32): 248—254

环境科学、安全科学

水厂污泥制备可吸附污染物的生态透水砖

仇付国 王娟丽 付昆明 曹秀芹
(北京建筑大学城市雨水系统与水环境教育部重点实验室,北京 100044)

摘要 污泥制砖是现阶段污泥资源化、稳定无害化、产业化途径之一。采用黏土作为黏结材料添加到给水厂污泥中烧结透水砖;并对制备的烧结砖吸附水体中污染物的性能进行了试验。用黏土作为添加剂加入到水厂污泥中制备透水砖的最佳条件是给水厂污泥、黏土和石英砂的比例分别为40%、30%、30%,在30 MPa的压力下压制成砖坯,烧成温度为1 100 ℃,保温时间为3 h,制成品抗压强度达到32.7 MPa,透水系数为 1.06×10^{-2} cm/s,满足透水砖标准的要求。在实际生产中,为了尽量多地利用给水厂污泥,可将污泥的比例控制在45%左右,粗骨料标准砂的粒径控制在0.8~1.2 mm之间,水厂污泥筛分至0.3 mm左右,黏土筛分至0.125 mm左右。烧结砖吸附水中污染物试验表明,震荡吸附60 h后,其对初始浓度分别为158 mg/L、6.17 mg/L和10.86 mg/L的COD、NH₄⁺-N和TP的去除率分别为25%、30%和57%。

关键词 给水厂污泥 透水砖 COD NH₄⁺-N 磷
中图法分类号 X523; **文献标志码** B

随着中国经济的快速发展和城镇化建设的加速,城市中不透水建筑屋面和硬化路面大幅增加,产生了一系列负面问题^[1,2]。首先,暴雨冲刷汇水面使径流中积累大量的污染物,如悬浮沉积物、氮磷营养物、致病菌以及铜、铅、锌、镉等有毒重金属。雨水水质检测结果显示,相关污染物指标均超过国家地表水水质标准,水中重金属含量超标会威胁动植物生长,而氮磷营养物的积累会造成严重的水体富营养化问题。未经净化处理的径流雨水直接经城市雨水管道排入江河湖海,造成受纳水体环境的破坏^[3,4]。其次,城市雨量控制难度加大。不透水面积的扩大使雨水径流系数增大,地面雨水能够快速形成径流,雨水汇流时间缩短,导致洪峰值和径流总量的增加,受此影响,中国大中城市遭遇暴雨自然灾害的概率增大。在此背景下,中国积极推动和实施海绵城市建设,采取低影响开发技术(low impact development technology, LID)降低人类活动对自然水

文循环的影响。可渗透路面是LID技术中非常重要的一部分,要实现可渗透路面就必须采用透水铺装,透水铺装最表层的部分即为透水砖。
透水砖作为一种典型的透水铺装和生态环保砖主要有以下几个优点:①有利于保护地下水^[5];②有利于缓解城市的热岛效应^[6];③有利于减轻城市排水管网的压力和降低污水处理压力^[7];④有利于城市的地表土壤环境^[8];⑤有利于降低噪声,可以吸收城市噪声^[9]。现阶段在所见到的研究中,多是利用污水厂污泥制砖,利用给水厂污泥制备砖材尤其是透水砖的研究较少。

采用给水厂污泥替代黏土作为原料进行砖材的制作,既可以节约土地资源,减少对天然资源的消耗,还能有效节省能源,提高经济和社会效益。在发达国家透水砖早已大规模推广应用,以德国和日本为例,两个国家将透水砖大规模应用于道路和广场的铺设,透水砖被日本环境保护协会推荐为道路友好材料。给水厂污泥有比较发达的微孔结构和较大的比表面积^[10],对水体中的污染物有比较好的吸附作用。本文对利用给水厂污泥制备的透水砖的条件进行了研究,在满足透水砖对抗压强度和透水性要求条件下对其吸附水中污染物的性能进行了考察,为给水厂污泥大规模资源化利用提供技术支持。

2018年7月13日收到 国家自然科学基金(51278024)、北京“未来城市设计高精尖中心”项目(2018)、北京建筑大学市属高校基本科研业务费专项资金(X18182)和住房城乡建设部科学技术项目(K42016090)资助
第一作者简介:仇付国(1974—),男,博士,教授。研究方向:水处理理论与技术、环境污染物健康风险评价。E-mail: qiufulguo@ bucea.edu.cn。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 给水厂污泥

给水厂污泥取自北京市某给水厂,采用 ZSX Primus II 扫描型波长色散 X 射线荧光光谱仪(Rigaku 公司)对污泥样品中的元素进行分析。透水砖否能烧制成功很大程度上与污泥的化学成分有关,尤其是污泥中二氧化硅的含量,地表水源给水厂污泥中含有大量的泥沙,有比较高的二氧化硅含量,该指标是烧制普通黏土砖所使用的黏土的主要成分,对于给水厂污泥制砖能否烧制成功具有很大的影响。研究中监测了不同时期污泥的化学成分如表 1 所示。

表 1 污泥主要成分

Table 1 Main compositions in water treatment residual					
日期	占比/%				
	CO ₂	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO
2016. 09	39. 1	13. 8	16. 7	16. 0	4. 4
2016. 09	32. 3	27. 6	9. 4	27. 6	2. 0
2017. 02	36. 4	22. 9	7. 3	21. 7	9. 7
2017. 06	35. 2	19. 4	19. 4	17. 7	2. 8
2017. 09	34. 2	13. 9	16. 9	27. 5	3. 2

检测结果显示污泥中主要物质为 C、Si、Al、Fe、Ca 等元素,其他物质含量均在 1% 或以下。表 1 中给水厂的脱水污泥的组成,其性质更近似黏土。其中 Si 主要来自源水中的泥沙,经过水厂工艺富集而成。由于季节及源水水质的变化使得水厂在运行中混凝剂种类及投量不同,混凝剂的水解产物残留在污泥之中,造成污泥中 Fe 和 Al 含量发生变化。Fe₂O₃ 在 16% ~ 27% 之间波动,Al₂O₃ 在 7.3% ~ 19.4% 之间波动。Fe₂O₃ 含量略高于 Al₂O₃,二者比例约在 1:1 ~ 3:1 之间,这种含量的变化与水厂工艺运行方式相关。由于给水厂的污泥多来自于悬浮物沉淀以及添加的混凝剂,因此,给水厂的污泥相对于污水厂的污泥,有机物含量比较低;给水厂污泥主要来源于类似于黏土的悬浮物,如泥沙等;净水过程中添加的混凝剂使污泥中 Fe 和 Al 的含量发生变化,Fe 和 Al 可以作为制作砖材的添加剂^[11]。

1.1.2 骨料

试验中所选用的粗骨料是石英砂,将石英砂进行过筛控制粒径在 0.8 ~ 1.2 mm 之间。砂子作为一种常见的建材,价格相对低廉,并且容易获取。试验中采用石英砂而不是常见的普通砂是由于石英砂的粒径比较好控制,便于控制试验条件。在实际生产应用中可以考虑价格低廉易得的普通砂。

1.1.3 黏土

现阶段黏土砖仍是一种常用砖,尤其是在西北地区,伴随着城镇化的推进,以及棚户区改造政策的进行,黏土砖的市场仍然十分巨大。

试验采用黏土为黏性掺料的原因是希望在传统的制砖工艺中添加净水污泥,从而可以降低黏土的用量,节约宝贵的资源和耕地。尽可能多地利用水厂污泥替代黏土,既可以减少黏土资源的使用,同时为污泥资源化利用提供一条合适的出路。所采用黏土的主要化学成分如表 2 所示。

表 2 黏土的主要化学成分

Table 2 Main chemical elements of clay					
成分	CO ₂	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO
占比/%	9. 07	60. 70	15. 40	4. 46	1. 90

对比黏土与给水厂污泥的主要化学成分可知,主要物质为 C、Si、Al 和 Fe₃,其他物质含量较低,但是给水厂污泥与黏土的有机物含量是有较大差别的;水厂污泥中的有机物含量虽然比污水厂污泥的有机物含量要低,但是相比较于黏土中的有机物含量还是比较高的,这一点在后面的烧制试验中,由于有机物在高温下的氧化会对烧制的成品性能有比较大的影响;另外水厂污泥中 SiO₂ 的含量相比于黏土的明显较低, SiO₂ 作为影响烧结制品性能比较重要的一种物质,对于烧制过程中的物理化学变化和产品的性能均有较大影响,正是由于这种物质的影响导致直接采用给水厂污泥烧制普通烧结砖的效果不理想。

1.2 试验仪器

试验主要仪器有 SYA—300B 水泥胶砂抗压试验机、101A—A 型电热鼓风干燥箱、LRH—250 生化培养箱、SX—G07103 型箱式电炉、GJ—7 型密封式制样粉碎机以及 ZBSX—92A 型震击式标准振筛机等。

1.3 制作工艺流程

透水砖的制作主要分为样品前处理、砖坯制作及烧制三部分。样品的前处理是将原料进行烘干至含水率达 5% ~ 10%,烘干温度 105 ℃。对烘干样品用粉碎机粉碎 40 min 并筛分至 50 目以备用。净水污泥、长石粉、黏土、沸石粉等原料与水混合后将其装入密封袋陈腐 24 h。称取陈腐粉料,置于模具中采用干压法压制成型。成型脱模后置于烘箱中将砖坯烘干至质量不再发生变化。然后放入电窑炉中进行烧制。

1.4 单因素影响分析试验

JC/T 945—2005《透水砖》中对于透水砖物理性

能的规定中,抗压强度和透水系数是衡量透水砖是否合格的最重要、最基本的指标。标准中规定透水系数不小于 $1.0 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$, 抗压强度不小于 30 MPa。而两种因素之间一定程度上呈现出此消彼长的关系。试验考察了水厂污泥与黏土配比、不同烧制温度和不同烧成时间三个因素对透水砖透水系数和抗压强度的影响从而确定出制备透水砖的最佳方案。

根据参考文献和试验经验,将最高温度烧制时间选择在 3 h,将骨料的粒径确定为 1.0 mm,掺加量为 30%,水厂污泥粉筛分至 0.3 mm,黏土筛分至 0.125 mm,取水厂污泥分别为 30%、40%、50%、60%与黏土和骨料混合均匀,分析不同配比对于抗压强度和透水系数的影响。

取给水污泥、黏土和石英砂的比例分别为 40%、30%、30%的配料然后进行混合,经压力机压制成砖坯后,选择在不同的温度下进行烧制,烧成时间选择为 3 h。根据 JC/T 945—2005《透水砖》要求进行透水系数和抗压强度的检测,从而可以得出不同烧制温度这一因素对于透水砖和抗压强度的影响关系。

取给水污泥、黏土和石英砂的比例分别为 40%、30%、30%的配料然后进行混合,经压力机压制成砖坯后,选择温度 1 100 ℃,考察在不同保温时间下对于透水砖抗压强度和透水系数的影响。

1.5 水厂污泥制备砖体污染物吸附能力试验

鉴于水厂污泥有比较发达的微孔结构和较大的比表面积^[12],因此给水厂污泥对于水体中的污染物有比较好的吸附作用。但试验制备的烧结砖由于高温烧制的原因对污泥会有高温改性的作用,这种高温改性作用是否会影响水厂污泥的吸附性能,是否影响水厂污泥对于污染物的吸附效果需要进行考察。将制备的砖体浸泡于配置的含有污染物的水溶液中,然后放入恒温振荡器中进行震荡,水溶液中污染物浓度如表 3 所示。然后每隔 12 h 取一次水样进行过滤,将过滤后的滤液进行污染物浓度的测定。COD、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、TP 的检测分别采用酸性重铬酸钾消解滴定法、纳氏试剂分光光度法、紫外分光光度法、过硫酸钾消解-钼酸铵分光光度法。

表 3 人工合成污染物指标

Table 3 The pollutants indea in synthetic water solution

水质指标	浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	来源
COD	158	葡萄糖
TP	10. 86	磷酸二氢钾
$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	6. 17	氯化铵

2 试验结果与分析

2.1 给水厂污泥与黏土配比对于透水砖性能的影响

由图 1 可以看出,水厂污泥的掺加量对于抗压强度和透水系数都有比较明显的影响,且对两者之间的影响存在着此消彼长的关系。随着水厂污泥量的增加透水砖的抗压强度有比较明显地降低趋势,与之相反,透水系数则呈现上升趋势。由于水厂污泥中含有有机物含量较高,伴随着水厂污泥添加量的增加,导致烧结的过程中有机物发生燃烧和氧化等反应从砖体中去除,从而导致在砖体中留下空隙,砖体的孔隙率增大从而使得砖体的透水系数会有相应的增强。与此同时,由于砖体内空隙的增多,导致结构不够致密,从而导致了砖体抗压强度的降低。与之相对应的是伴随着水厂污泥添加量的增加使得黏土的添加量减少,由于水厂污泥的塑性较差,而黏土具有较好的塑性,因此水厂污泥的量越大则砖坯的可塑性越差,导致在压制砖坯的时候,砖坯的成型效果差,导致砖坯的密度降低,颗粒间的黏结性低,对后期的烧结造成隐患。在这两种因素的作用下,随着水厂污泥掺量的增加,导致透水砖的透水系数增加,与此同时会导致抗压强度的降低。比较适宜的污泥掺加量在 45% 左右,在这个范围内可以比较好地满足标准的要求,否则低于 45% 虽然抗压强度较高,但透水系数降低;同样的,高于 45% 则抗压强度会有明显地降低。

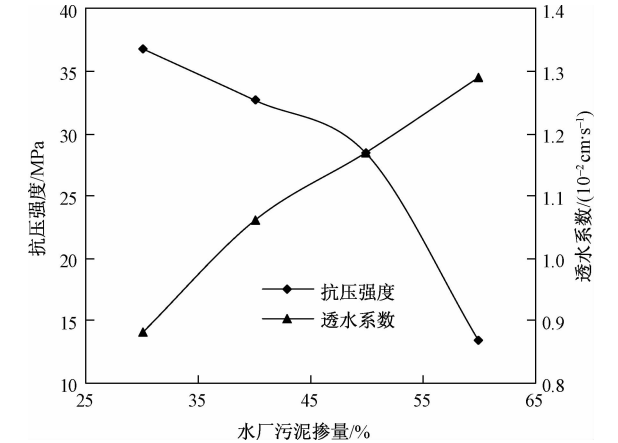


图 1 污泥掺量对于透水砖基本性能的影响
Fig. 1 Effect of water treatment residual content on performance of permeable bricks

2.2 不同烧制温度对于水厂污泥黏土透水砖性能的影响

图 2 中的数据分析可知,伴随着烧成温度的提高抗压强度呈现明显的上升趋势,而与之相对的是透水系数降低,在 1 200 ℃ 时烧制后的砖坯呈现熔

融的状态。当烧结温度的升高时发生的主要的物理过程为,颗粒间接触面积扩大,颗粒聚集,颗粒中心距逼近,逐渐形成晶界,气孔形状变化,体积缩小,从通连的气孔变成各自孤立的气孔并逐渐缩小,以致最后大部分甚至全部气孔从晶体中排除。这些物理过程随烧结温度的升高而逐渐推进;同时,砖坯的性质也出现坯体体积收缩、气孔率下降、致密度提高、强度增强等变化。从图 2 中可以看出,当烧制温度在 1 000 ℃ 时,透水砖的抗压强度较低,用手触摸有些粉性物质发生掉落现象。当烧制温度升高时,抗压强度增加。当烧制温度达到 1 200 ℃ 时,粉料已发生熔融,可见 1 200 ℃ 已超出烧结温度范围。

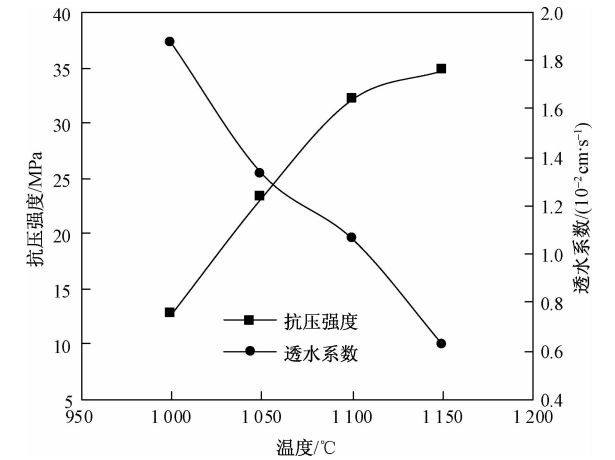


图 2 烧结温度对透水砖基本性能的影响
Fig. 2 Effect of temperature on performance of permeable bricks

烧结机制经过长期的研究,可归纳为^[13]黏性流动、蒸发与凝聚、体积扩散、表面扩散、晶界扩散及塑性流动等。实践证明,用任何一种机制去解释某一具体烧结过程都是困难的,烧结是一个复杂的过程,是多种机制作用的结果。在烧结过程中坯体将会发生体积胀缩效应,尤其是烧结过程中的升温速率、烧结温度以及冷却速率对制品的强度和性能均有很大影响^[14]。

抗压强度在 1 000 ℃ 时只有 12.6 MPa,伴随着温度的升高到 1 150 ℃ 抗压强度达到了 34.8 MPa,因此烧结温度对于抗压强度的提升还是十分明显的。通过了解普通烧结砖的微观过程可以分析出经过不同烧制温度后,污泥中生成方石英,并随烧制温度的升高而含量也增大,石英具有较强的硬度,导致砖体的抗压强度增大,同时伴随着温度的升高砖体内生成莫来石,莫来石是一种重要的工程材料,热稳定性好;有良好的高温强度和断裂韧性、优异的抗酸碱腐蚀性能、体积稳定性好,方石英抗腐蚀、抗热震性、亲水疏油。因此由于伴随着温度升高生成了更多的晶体,导致砖体的抗压强度不断增加。

烧制的温度对于抗压强度和透水系数同时有着

非常明显的影响,1 000 ℃ 时,颗粒之间的黏结性较差,比较松散地挤在一起,这个时期颗粒之间更多地是以点对点的方式连接起来的,因此抗压强度较低,砖体的强度较小,但是孔隙率较大,透水性能较好,因此抗压强度较低但透水系数较大。1 050 ℃ 时各种物料颗粒之间挤得更加紧密,逐步从点对点的接触向面接触过度;1 100 ℃ 物质发生深度地融合形成比较好的支撑体,从而有比较好的强度,与此同时虽然颗粒间比较紧密;但是熔融的液态物质在高温下并没有完全将砖体的空隙堵死相反地而是在空洞之间形成了一层黏性物质,这种液相在冷却后使得微孔变得相对圆润,减小了孔道的粗糙度,因此在这种情况下既有比较好的抗压强度,同时透水系数也较高。在烧成温度从 1 050 ℃ 增大到 1 100 ℃ 的过程中,由图 2 中曲线可以发现,砖体的透水系数没有明显的降低;伴随着温度的进一步升高,高温下促使生成了更多的液相,过多的液相导致将颗粒之间的空洞完全堵塞,砖体更加致密,因此虽然有比较高的抗压强度,但是透水性能变差。

2.3 不同烧成时间对于水厂污泥黏土透水砖性能的影响

烧结保温时间对透水砖性能的影响如图 3 所示。随着保温试验的延长,抗压强度升高,透水系数降低,造成这种结果的原因是在高温烧结的起始阶段,体系中的颗粒处于一种原始的堆积状态,随着保温时间的延长,促进支撑体颗粒之间烧结程度的增加,同时颗粒的微观结构更加均匀,从而导致支撑体的抗压强度变大,同时伴随着保温时间的增长导致高温下产生的液相变多,液相随着时间的增多从而将颗粒之间的空隙填充地更加密实,因此导致透水系数降低同时抗压强度的增加,但是保温时间对于二者影响的程度的绝对值变化相对前两种因素是比较小的。

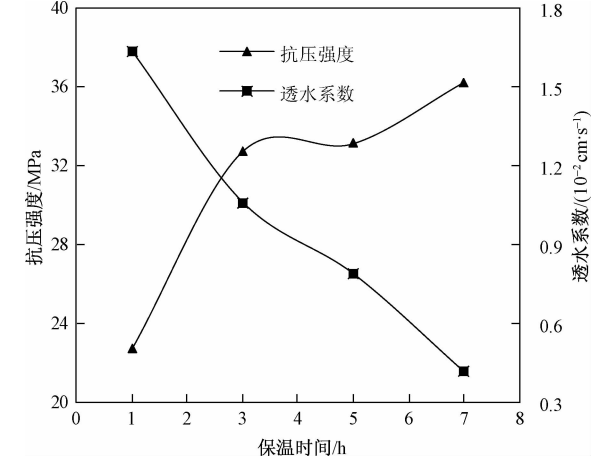


图 3 保温时间对透水砖基本性能的影响
Fig. 3 Effect of holding time on performance of permeable brick

综上所述,采用黏土和给水厂污泥制备透水砖的最佳条件是给水污泥、黏土和石英砂的比例分别为40%、30%、30%,烧成温度为1 100 ℃,在30 MPa的压力下压制成砖坯,保温时间为3 h,在该条件下制备的透水砖满足标准的要求,在实际生产应用中根据单因素分析结果;为了更好地尽量多地利用水厂污泥可将水厂污泥的比例在45%左右进行调整,粗骨料选择标准砂的粒径在0.8~1.2 mm之间调整选择,水厂污泥粉筛分至0.3 mm左右,黏土筛分至0.125 mm左右。

2.4 制备透水砖对污染物去除效果

2.4.1 对 COD 的去除

砖体对 COD 的去除如图4所示。在开始的0~24 h内砖体的吸附能力较强,吸附速率增长较快,浓度下降速度快,伴随着时间的增长,砖体对于COD的吸附率增加速度降低,污染物COD的浓度降低速度变慢;但吸附60 h后吸附率仍在缓慢增长,并没有达到饱和。类比于LID应用十分广泛的生物滞留系统机理,在生物滞留系统中,COD去除通过吸附,过滤,微生物生物降解和植物吸收实现^[15]。其中吸附发挥重要作用^[16],因此砖体对于COD有一定的吸附作用。根据图4中的数据可以直观地反映出制备的砖体对于COD的去除效果。根据图4中的结果可以看出砖体在进水COD浓度为158 mg/L经过60 h的震荡吸附后的水体浓度为125 mg/L,去除率大概在25%。由于经过超过1 000 ℃的高温烧制之后导致水厂污泥的内部结构发生了变化,即高温改性后的水厂污泥中不定型的铝转化为晶体结构,原本疏松多孔的结构变得致密,导致其吸附能力下降,因此导致砖体对于COD这种污染物的吸附能力较低。

2.4.2 对氮的去除

配制含有污染物的溶液中氮包括NO₃⁻-N和

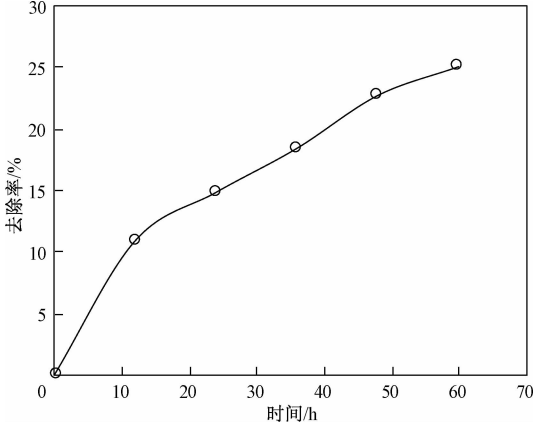


图4 砖体对 COD 的去除

Fig. 4 COD removal by permeable bricks

NH₄⁺-N两种污染物,在经过震荡吸附试验后发现NO₃⁻-N的去除效果不理想,在进水浓度为2.9 mg/L的情况下,经过60 h的震荡吸附后,水厂污泥黏土烧结砖吸附过后的溶液浓度为2.4 mg/L,对于NO₃⁻-N的吸附能力较差。对氨氮的去除效果如图5所示。砖体在开始的12 h内对于NH₄⁺-N有比较好的吸附效果,NH₄⁺-N的浓度下降明显,吸附率较高,随着时间的推移砖体的吸附率增长趋于平缓说明砖体对于NH₄⁺-N的吸附在24 h之后逐渐趋于饱和。砖体对于NH₄⁺-N的去除有一定的作用,在60 h吸附试验后,水厂污泥黏土烧结砖吸附能力趋于饱和,吸附率达到30%。

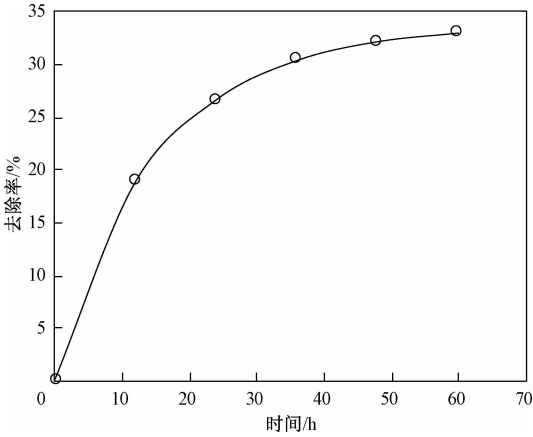


图5 砖体对 NH₄⁺-N 的去除

Fig. 5 NH₄⁺-N removal by permeable bricks

2.4.3 对 P 的去除

透水砖对磷的吸附效果如图6所示。烧制后的砖体与给水厂原污泥相比吸附磷的能力下降较大,在60 h吸附试验后去除率达到57%。烧制过程中的高温环境改变了水厂污泥的性能,使水厂污泥原本疏松多孔的结构发生变化,经XRD检测后发现水厂污泥经过烧制之后形成了61%石英、12%赤铁矿

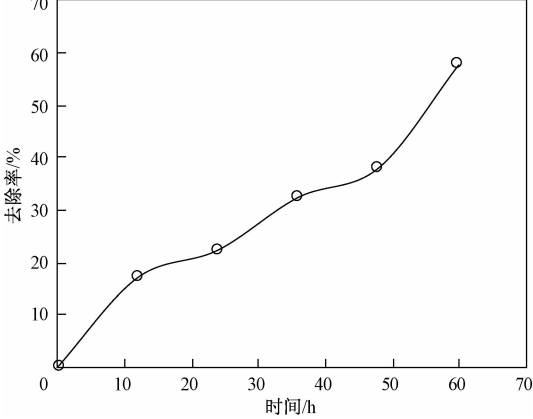


图6 砖体对 P 的吸附率

Fig. 6 P removal by permeable bricks

18%斜长石和9%辉石等晶体,正是这些晶体的产生增强了砖体的抗压强度但是影响了砖体对于磷的吸附性能,使得吸附效果降低。

3 结论

用黏土作为添加剂加入到水厂污泥中制备透水砖的最佳条件是取给水污泥、黏土和石英砂的比例分别为40%、30%、30%;烧成温度为1 100℃,在30 MPa的压力下压制成砖坯,保温时间为3 h。抗压强度达到了32.7 MPa,透水系数为 1.06×10^{-2} cm/s。其抗压强度和透水系数两大指标达到了JC/T 945—2005《透水砖》的要求。在实际生产应用中,为了更好地尽量多地利用水厂污泥可将水厂污泥的比例在45%左右进行调整,粗骨料标准砂的粒径在0.8~1.2 mm之间调整选择,水厂污泥粉筛分至0.3 mm左右,黏土筛分至0.125 mm左右。

经过超过1 000℃的高温烧制之后导致水厂污泥的内部疏松多孔结构发生了变化,砖体对原始COD浓度为158 mg/L的水溶液经过60 h的震荡吸附后的COD浓度为125 mg/L,去除率大约为25%;对初始浓度为6.17 mg/L和10.86 mg/L的 NH_4^+ -N和TP的去除率分别为30%和57%。

参 考 文 献

- 李亚光. 关于城市雨水资源化利用中雨洪安全问题的研究. 兰州:兰州交通大学, 2013
Li Yaguang. The research about the rain flood safety of the urban rainwater utilization. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2013
- 龙剑波, 何强, 司马卫平, 等. 城市规划与城市面源污染调控协同研究. 中国给水排水, 2013; 29(14): 21—24
Long Jianbo, He Qiang, Sima Weiping, *et al.* Coordination between urban planning and urban non-point source pollution control. China Water Wastewater, 2013; 29(14): 21—24
- 向璐璐. 雨水生物滞留技术设计方法与应用研究. 北京: 北京建筑大学, 2009
Xiang Lulu. Research on design method and application of rainwater biological retention technology. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2009
- Hood M J, Clausen J C, Warner G S. Comparison of stormwater lag times for low impact and traditional residential development. Journal of the American Water Resources Association, 2007; 43(4): 1036—1046
- 汪俊松, 韩雪颖, 张玉, 等. 透水铺装材料湿物理性质测定. 土木建筑与环境工程, 2018; 40(4): 20—26
Wang Junsong, Han Xueying, Zhang Yu, *et al.* Measurement of hygric properties of porous paving materials. Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering, 2018; 40(4): 20—26
- Asaeda T, Ca V T. Characteristics of permeable pavement during hot summer weather and impact on the thermal environment. Building & Environment, 2000; 35(4): 363—375
- Dreelin E A, Fowler L, Ronald C C. A test of porous pavement effectiveness on clay soils during natural storm events. Water Research, 2006; 40(4): 799—805
- 朱文丽. 透水铺装材料在现代城市景观中的应用. 新型建筑材料, 2017; 44(9): 100—102, 117
Zhu Wenli. Application of permeable pavement material in landscape pavement of the modern city. New Building Materials, 2017; 44(9): 100—102, 117
- 柳孝图. 建筑物理. 北京: 中国建筑工业出版社, 2010
Liu Xiaotu. Building physics. Beijing: China Building Industry Press, 2010
- 仇付国, 许俊挺, 李林彬, 等. 孔隙结构和铝铁含量对水厂污泥吸磷的影响. 水处理技术, 2018; 44(4): 36—40
Qiu Fuguo, Xu Juntong, Li Linbin, *et al.* Effects of pore structure and Al/Fe content on phosphorus adsorption by waterworks sludge. Technology of Water Treatment, 2018; 44(4): 36—40
- Hong E, Seagren E A, Davis A P. Sustainable oil and grease removal from synthetic stormwater runoff using bench-scale bioretention studies. Water Environment Research, 2006; 78(2): 141—155
- 方晖, 张易培, 陈丁丁, 等. 净水厂聚合氯化铝铁污泥对污水中磷的吸附作用. 工业用水与废水, 2013; 44(3): 17—20
Fang Hui, Zhang Yipei, Chen Dingding, *et al.* Adsorption of phosphorus in sewage by polyaluminum chloride sludge in water purification plant. Industrial Water and Wastewater, 2013; 44(3): 17—20
- 王焕庭, 刘杏芹, 周勇. 多孔陶瓷支撑体膜材料的制备与性能表征. 膜科学与技术, 1997; 17(1): 47—52
Wang Huanting, Liu Xingqin, Zhou Yong. Preparation and characterization of porous ceramic support membrane materials. Membrane Science and Technology, 1997; 17(1): 47—52
- 王连星, 宁青菊, 姚治才. 多孔陶瓷材料. 硅酸盐通报, 1998; (1): 41—45
Wang Lianxing, Ning Qingju, Yao Zhicai. Porous ceramic material. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 1998; (1): 41—45
- Lefevre G H, Paus K H, Natarajan P, *et al.* Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and fate in bioretention cells. Journal of Environmental Engineering, 2015; 141(1): 1—23
- LeFevre G H, Novak P J, Hozalski R M. Fate of naphthalene in laboratory-scale bioretention cells: Implications for sustainable stormwater management. Environmental Science & Technology, 2011; 46(2): 995—1002

Preparation of Eco-permeable Bricks for Adsorption of
Pollutants Using Water Treatment Residual

QIU Fu-guo, WANG Juan-li, FU Kun-ming, CAO Xiu-qin

(Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment (Beijing University of
Civil Engineering and Architecture), Ministry of Education, Beijing 100044, China)

[**Abstract**] Making bricks using water treatment residual (WTR) is one of the feasible methods for municipal sludge recycling and reclamation. The preparation conditions of permeable bricks using WTR and clay, as a binding material, were investigated and the adsorption performance for contaminants in water by the sintered bricks was tested. The optimal preparing conditions were as following: the proportions of the WTR, clay and quartz sand were 40% , 30% , and 30% , respectively; the unfired bricks were pressed at a pressure of 30 MPa; sintering temperature was 1 100 ℃ and that temperature was kept for 3 h. The compressive strength and the water permeability coefficient of the finished bricks were 32. 7 MPa and $1.06 \times 10^{-2} \text{cm/s}$, both of which met the demand of the permeable brick standard. The proportion of the WTR can be adjusted to about 45%. The particle size of the quartz sand was controlled at 0. 8 ~ 1. 2 mm, and about 0. 3 mm and 0. 125 mm for WTR and clay respectively. The adsorption tests of contaminants in water by the sintered brick showed when the initial concentrations of COD, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and TP were 158 mg/L, 6. 17 mg/L and 10. 86 mg/L in water solution, the removal rates of COD, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and TP were 25% , 30% and 57% after 60 h, respectively.

[**Key words**] water treatment residual permeable brick COD $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ phosphorus