



文章栏目：土壤污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202109124

中图分类号 TK124;X53

文献标识码 A

吴宇豪, 尹立普, 王晴, 等. 有机污染黏壤土热脱附后热导率的变化特性[J]. 环境工程学报, 2021, 15(12): 3967-3973.

WU Yuhao, YIN Lipu, WANG Qing, et al. Changes in thermal conductivity of organic contaminated clay loam after thermal desorption[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(12): 3967-3973.

有机污染黏壤土热脱附后热导率的变化特性

吴宇豪¹, 尹立普², 王晴³, 范利武^{1,4,✉}, 俞自涛^{1,4}

1. 浙江大学能源工程学院热工与动力系统研究所, 杭州 310027

2. 中科鼎实环境工程有限公司, 北京 100101

3. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008

4. 浙江大学能源清洁利用国家重点实验室, 杭州 310027

第一作者: 吴宇豪(1995—), 男, 博士研究生。研究方向: 有机污染土壤热物性测试与建模。E-mail: 11827030@zju.edu.cn

✉通信作者: 范利武(1982—), 男, 博士, 研究员。研究方向: 传热传质学。E-mail: liwufan@zju.edu.cn

摘要 为探究有机污染土壤热脱附后热导率的变化特性, 采集了苏州市某原位热脱附修复场地编号为 G01、G06 和 G09 的示范区域深度为 0~3 m 的土壤(系黏壤土), 并利用实验室的小型热脱附装置在 350 °C 的条件下对污染土壤试样进行了 1 h 热脱附; 对其热脱附前后的粒径分布以及热脱附后的化学组成(矿物质和有机质的质量分数)进行了表征, 并用探针式导热仪测试了其热导率。结果表明, 在高温热脱附处理过程中, 土壤颗粒的团聚作用比破碎作用更强, 导致热脱附后土壤粒径增大; 当密度、含水率和温度等条件保持一致时, 热脱附后土壤的热导率较场地原位测试时无显著变化, 平均值在 1.4~1.5 W·(m·°C)⁻¹; 随温度升高或干密度增大, 土壤热导率均增大, 且干密度对热导率的影响比温度更加显著。此外, 3 个采样区域的土壤热导率呈现一定的差异, 其中, G06 区域的热导率最大而 G01 区域最小, 最多相差 0.055 W·(m·°C)⁻¹, 这主要是由不同区域土壤中矿物质(其热导率是有机质的 3 倍以上)质量分数的变化所致。本研究结果可为实际热修复场地的地层温升预测提供参考。

关键词 有机污染; 黏壤土; 热脱附; 热导率

近年来, 我国城市化进程和产业转型日益加快, 许多企业(尤其是化工、农药、冶金等污染企业)为落实国家政策陆续迁至郊区、工业园区或关闭停产, 致使城区内遗留了大量废弃的工业污染场地^[1-3]。各类土壤污染物中, 有机污染物的种类繁多, 其具有毒性强、易致癌、易迁移等特点^[4-5], 对人群健康和生态环境的潜在危害大, 应优先控制^[6]。因此, 针对有机污染场地的治理和修复工作已刻不容缓。

热脱附技术是一种近年来被广泛采用的有机污染场地修复技术, 该技术通过加热升温使土壤中的有机污染物挥发、分离并对其集中处理^[7]。目前, 采用热脱附技术能将土壤加热至 500 °C 以上(超过大多数有机污染物的沸点)^[8]。该方法具有适用范围广、修复时间短、修复效果好等优点^[7], 但因为加热土壤需消耗大量能源, 所以该技术的应用成本较高^[9]。在土壤热脱附修复工程中, 只有

收稿日期: 2021-09-22; 录用日期: 2021-11-22

基金项目: 国家重点研发计划(2019YFC1805701)

精确掌握污染场地土壤的热物性以及污染物迁移和相变对场地温度分布的影响规律,才能有效指导加热井的合理布置以及加热功率的即时调整,进而找到降低能耗和成本的途径。目前,关于土壤修复的研究主要关注技术联用、反应机理和脱除效率等^[10-12],鲜有土壤热物性对热脱附过程传热和能耗的研究。同时,虽已有大量关于土壤热物性的研究,但其背景多为农业、林业和地源热泵等领域,关于有机污染场地土壤热物性的数据较少。

为了解有机污染场地土壤热物性的规律,本研究以苏州市某修复场地示范区域内的表层土壤为研究对象,用探针式导热仪探究了有机污染土壤在热脱附前后的热导率差异以及表观密度状态(松散或压实)和温度(10~90 ℃)对热脱附后土壤热导率的影响规律。

1 实验材料及方法

1.1 土壤采集及其参数

土壤采样点位于苏州市某复合有机污染修复场地编号为G01、G06和G09的示范区域,其各自相距约30~70 m,采样深度为0~3 m。前期场地调查已获悉,该场地的主要污染物为挥发性和半挥发性有机物,包括苯、乙苯、二甲苯、氯苯、二氯苯、二氯乙烯、三氯乙烯和石油烃C₆~C₂₀等。各区域0~3 m表层土壤的主要物性参数如表1所示。

表1 表层土壤的主要物性参数

Table 1 Main physical properties of soil samples in superficial layer

采样区域	$\rho_w/(g \cdot cm^{-3})$	$\rho_d/(g \cdot cm^{-3})$	$\rho_g/(g \cdot cm^{-3})$	e	$\theta/\%$	$S_r/\%$	pH
G01	1.85	1.40	2.75	0.97	32.6	92.0	7.40
G06	1.83	1.36	2.75	1.03	35.0	94.0	7.86
G09	1.91	1.52	2.75	0.81	25.8	87.0	7.15

注: ρ_w 为湿密度, ρ_d 为干密度, ρ_g 为土粒比重, e 为孔隙比, θ 为质量含水率, S_r 为饱和度。

在采集过程中,用KD2 Pro探针式导热仪、Takeme-10EC探针式水分仪、环刀和天平等仪器和工具分别测定土壤在原位状态下的热导率、含水率和密度。采集完毕后,抽取部分样品,用TM-85型土壤密度计检测其粒径分布情况,用气相色谱-质谱法检测其各类有机污染物的质量浓度。

1.2 热脱附实验

为了防止土壤中大块石砾造成热脱附管路堵塞,首先对运回实验室的土壤样品进行预处理,即将其风干、研磨后过2 mm筛。预处理后,用图1所示的实验室小型热脱附装置对土壤进行热脱附处理。外管路中土壤的运动方向与内管路中热空气的流动方向相反,因此二者可以充分换热,从而达到热脱附的目的。

在土壤已检出的主要污染物中,石油烃C₂₀的沸点最高,为334.8 ℃^[13]。因此,本实验将热脱附温度设定为350 ℃,可将主要污染物全部脱除,同时也会使土壤中的自由水全部蒸发。热脱附持续1 h后,抽取部分样品,检测其各类有机污染物的质量浓度以判断污染物是否被全部脱除,同时检测其粒径分布。此外,用D8 DISCOVER型X射线衍射仪和重铬酸钾

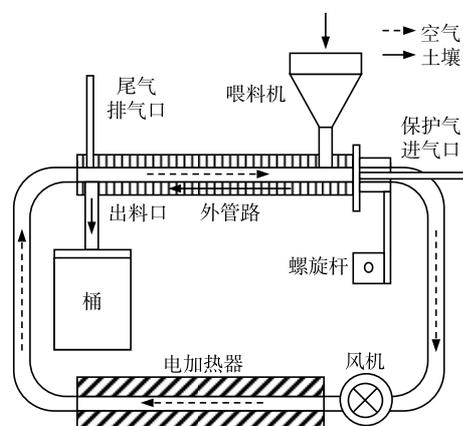


图1 实验室的小型土壤热脱附装置示意图

Fig. 1 Schematic of lab-scale thermal desorption apparatus

容量法分别检测土壤中矿物质和有机质的质量分数(亦即土壤的化学组成),以探究其对土壤热导率造成的影响。

1.3 试样制备

为探究热导率的变化规律,本研究用 3 个区域经热脱附后的土壤制备了 2 类试样。

1) 经过热脱附后,土壤中的有机污染物和水分发生了迁移和相变。为探究热脱附前后土壤热导率的差异,制备了密度、含水率等参数与 1.1 节中在示范场地采样时原位测试的土壤基本相同的试样,在 $(25\pm 1)^\circ\text{C}$ (与原位测试时的温度相同)的条件下测试其热导率。

2) 在热脱附过程中,当温度低于水的沸点(标准大气压下为 100°C)时,由于水的比热较大,故大部分能量用于加热土壤水分,致使土壤单位温升所需的能耗较高,因此需要对水的沸点以下土壤的热导率随温度的变化规律进行研究。为此,制备了一批不同表观密度状态(松散和压实)的试样,在 $10\sim 90^\circ\text{C}$ (以 10°C 为间隔)的条件下测试其热导率。试样的质量含水率均为 $1.9\%\pm 0.2\%$,系热脱附后土壤的自然含水率(绝干土壤易吸收空气中的水分,自然含水率不为 0);松散试样的干密度均为 $(1.10\pm 0.03)\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$,系热脱附后土壤的自然堆积状态,用于与压实试样进行对比;压实试样的干密度均为 $(1.40\pm 0.03)\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$,参照该修复场地 G01 区域土壤的实际干密度(如表 1 所示),以期测试结果能为修复工程提供参考。

1.4 热导率测试

如图 2 所示,为了控制测试过程中土壤试样的温度,本实验将土壤试样盛放于特制的不锈钢圆筒容器内,并将容器置于水浴锅中。圆筒容器的顶盖通过法兰结构与圆筒连接,TR-1 型探针和热电偶通过顶盖上开设的孔位竖直地插入土壤试样内部,用防水胶带固定探针和热电偶的位置以防止其松动的同时隔绝水分。连接好装置后,设定水浴锅的温度,当热电偶的读数稳定在设定温度附近达到 1 h 后,即认为试样内部温度分布均匀,可开始进行热导率测试。每次测试完毕后,记录试样的热导率 λ 和测试过程中试样的平均温度 T 。为保证测试结果的可重复性,每个温度点做多次测试,每次测试均更换探针的位点。实际测试过程中,土壤的平均温度与设定值相差在 1°C 以内。

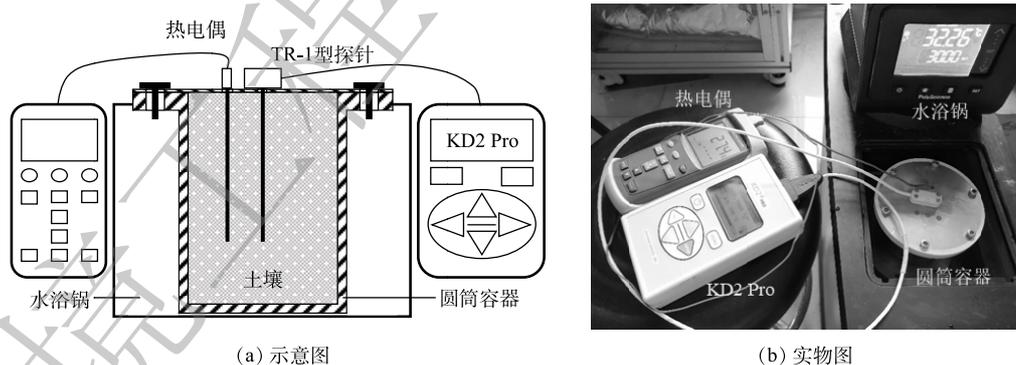


图 2 土壤热导率的探针法测试装置

Fig. 2 Probe-type thermal conductivity measurement instrument for soil samples

2 结果及讨论

从表 2 中可知: 1) 经过 350°C 热脱附后, 3 个区域土壤中的各污染物均被脱除至低于仪器检出下限, 即各污染物脱除率接近 100%; 2) 该场地同一深度的污染情况具有显著的不均匀性, 与另外 2 个区域相比, G01 区域的污染物种类更多且浓度更高。

从表 3 中可知, 3 个区域的表层土壤均为黏壤土, 经过 350°C 热脱附后, 粒径均有一定程度增大且各区域之间无显著差异。其中, 粒径小于 0.005mm 的黏粒占比从超过 30% 减少至不足 15%;

0.005~0.075 mm 的粉粒占比无明显变化；0.075~0.250 mm 的细砂粒占比则从不足 10% 增加至超过 20%，且出现了占比约 1% 的 0.250~0.500 mm 的中砂粒。陈王若尘^[14] 的研究也有类似发现，即温度低于 300 °C 时经热脱附后土壤的粒径会减小，而高于 300 °C 时粒径则会增大。土壤在受热升温时会出现大颗粒破碎^[15] 和小颗粒团聚^[16] 这两种现象，当破碎作用占优时粒径减小，而团聚作用占优时则粒径增大^[14]。

表 2 热脱附前后土壤试样的污染物浓度

Table 2 Concentrations of contaminants in soil samples before and after thermal desorption

污染物名称	检出下限/(mg·kg ⁻¹)	热脱附前质量分数/(mg·kg ⁻¹)			热脱附后质量分数/(mg·kg ⁻¹)		
		G01	G06	G09	G01	G06	G09
苯	0.05	3.56	ND	ND	ND	ND	ND
乙苯	0.05	1.48	0.39	ND	ND	ND	ND
间/对-二甲苯	0.05	5.29	0.35	ND	ND	ND	ND
邻-二甲苯	0.05	8.50	0.07	ND	ND	ND	ND
1,2,4-三甲苯	0.05	7.41	0.13	ND	ND	ND	ND
正丁基苯	0.05	3.27	0.07	ND	ND	ND	ND
正丙苯	0.05	ND	0.06	ND	ND	ND	ND
氯苯	0.05	0.44	ND	0.60	ND	ND	ND
三氯甲烷	0.05	1.31	ND	ND	ND	ND	ND
三氯乙烯	0.05	6.03	ND	ND	ND	ND	ND
石油烃C ₆ ~C ₂₀	6	7	15	19	ND	ND	ND

注：ND表示该污染物浓度低于仪器检出下限。

表 3 热脱附前后土壤试样的粒径分布

Table 3 Particle size distribution of soil samples before and after thermal desorption

热脱附状态	采样区域	颗粒质量分数/%				
		黏粒	粉粒	细砂粒	中砂粒	粗砂粒
		<0.005 mm	0.005~0.075 mm	0.075~0.250 mm	0.250~0.500 mm	0.500~2.000 mm
热脱附前	G01	30.6	62.9	6.5	0	0
	G06	34.0	64.8	1.2	0	0
	G09	44.2	55.3	0.5	0	0
热脱附后	G01	14.4	60.8	24.1	0.7	0
	G06	12.9	60.8	25.1	1.2	0
	G09	14.5	63.1	21.5	0.9	0

在密度、含水率和测试温度都基本相同的情况下，热脱附后与热脱附前(原位测试时)土壤热导率的对比如图 3 所示。与热脱附前相比，G01 和 G06 区域土壤的热导率在热脱附后增大 7.6% 和 3.8%，而 G09 区域则基本保持不变，其测量平均值基本在 1.4~1.5 W·(m·°C)⁻¹ 的范围内。对热脱附前后的热导率进行方差分析，得到热脱附前后热导率的均方值之比 $F = 2.989$ ，低于相应显著性水平 ($\alpha = 0.05$) 下的临界值 $F_{crit} = 7.709$ ，这说明热脱附前后土壤的热导率无显著差异。

在不同表观密度状态和温度的条件下，经热脱附后质量含水率为 1.9%±0.2% 的土壤的热导率随温度的变化曲线如图 4 所示。从图中可知，在 10~90 °C 以内，3 个区域松散状态和压实状态土壤的热导率均随温度的升高而增大。这与 HIRAIWA 等^[17] 以及陈正发等^[18] 的研究结果相似。经计

算, 在 2 种表观密度状态下, 热导率与温度的 Pearson 积矩相关系数均大于 0.970(显著性水平 $\alpha = 0.05$), 呈正相关关系。土壤属于非金属材料, 其导热主要依靠晶格振动为载体, 温度越高则晶格振动越剧烈, 越有利于热量传递。此外, 压实土壤比松散土壤的热导率大, 即土壤的热导率随干密度的增大而增大。干密度反映土壤固体颗粒的密实程度, 干密度增大意味着土壤固体颗粒占比增大而空气占比(孔隙率)减小。由于土壤固体颗粒的热导率比空气的热导率大 2 个数量级, 因此, 干密度越大的土壤热导率越大。分别就温度和干密度对热导率的影响进行了方差分析, 得到温度与热导率的 F 值为 29.763, 干密度与热导率的 F 值为 191.348。后者大于前者, 这表明干密度对热导率的影响比温度对热导率的影响更显著。

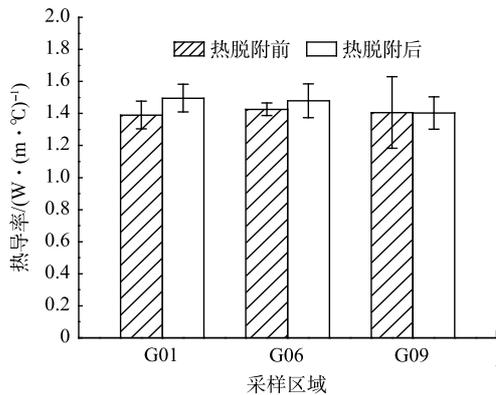


图 3 相同参数条件下热脱附前后土壤试样的热导率对比

Fig. 3 Thermal conductivity of soil samples with same physical properties before and after thermal desorption

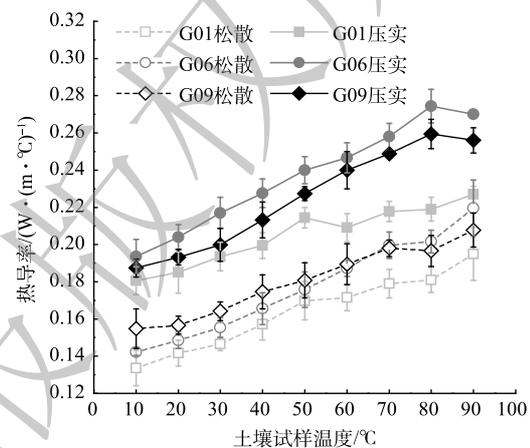


图 4 热脱附后土壤试样的热导率-温度曲线

Fig. 4 Thermal conductivity-temperature curve of soil samples after thermal desorption

用不同的公式对热导率 λ 和温度 T 拟合后发现, 在 10~90 °C, 最简单的线性式即具有足够好的拟合程度, 因此, 本研究给出线性拟合公式供热修复工程参考。 λ - T 拟合公式和拟合优度 R^2 如表 4 所示。

值得注意的是, 密度、含水率和温度均一致时, 经热脱附后 3 个区域土壤的热导率却有显著差异 ($\alpha = 0.05$), 其中, $F = 3.604 > F_{\text{crit}} = 2.152$ 。最大差异出现在温度为 80 °C 且表观密度状态为压实时, 此时 G01 区域土壤的热导率为 $0.219 \text{ W} \cdot (\text{m} \cdot \text{°C})^{-1}$, 而 G09 的则为 $0.274 \text{ W} \cdot (\text{m} \cdot \text{°C})^{-1}$, 相差达到 $0.055 \text{ W} \cdot (\text{m} \cdot \text{°C})^{-1}$ 。热脱附后不同区域土壤的热导率比较为: $G06 > G09 > G01$ 。

3 个区域土壤的采样深度、预处理方法和热脱附条件均相同, 污染物浓度均低于检出下限且粒径分布无显著差异 ($\alpha = 0.05$), 因此, 造成上述热导率差异的主要原因并非污染物或粒径分布差异, 而更可能是土壤化学组成的差异。土壤有机质以腐殖质为主, 其热导率的常用值为 $1.26 \text{ W} \cdot (\text{m} \cdot \text{°C})^{-1}$ [19]。土壤矿物质中, 石英的热导率为 $7.69 \text{ W} \cdot (\text{m} \cdot \text{°C})^{-1}$ [20], 其他各类矿物质的热导率在 $1.53 \sim 5.51 \text{ W} \cdot (\text{m} \cdot \text{°C})^{-1}$ [20], 矿物质热导率的常用值为 $4.43 \text{ W} \cdot (\text{m} \cdot \text{°C})^{-1}$ [19]。因为矿物质热导率的约为有机质的 3.5 倍, 所以矿物质含量高而有机质含量低的土壤的热导率更大。JOHANSEN 模型[21]是计算土壤热导率的经典模型之一, 其公式表明土壤的热导率随石英含量的升高而增大。此外, ABU-HAMDEH 等[22]

表 4 热脱附后土壤试样的热导率-温度拟合公式
Table 4 Thermal conductivity-temperature fitting formula of the soil samples after thermal desorption

采样区域	表观密度状态	λ - T 拟合公式	R^2
G01	松散	$\lambda = 7 \times 10^{-4}T + 0.127$	0.979
	压实	$\lambda = 6 \times 10^{-4}T + 0.176$	0.946
G06	松散	$\lambda = 1 \times 10^{-3}T + 0.129$	0.988
	压实	$\lambda = 1 \times 10^{-3}T + 0.185$	0.980
G09	松散	$\lambda = 7 \times 10^{-4}T + 0.146$	0.980
	压实	$\lambda = 1 \times 10^{-3}T + 0.175$	0.970

通过实验发现,黏壤土的热导率随有机质含量的升高而减小,并指出研究有机质对土壤热导率影响的文献十分匮乏,无法与已有结果进行比较。如表5所示,土壤经热脱附后,矿物质质量分数 $G06 > G09 > G01$,而有机质质量分数 $G06 < G09 < G01$,这是导致不同采样区域土壤热导率对比呈现 $G06 > G09 > G01$ 这一趋势的主要原因。

表5 热脱附后土壤试样的化学组成
Table 5 Chemical compositions of the soil samples after thermal desorption

采样区域	矿物质质量分数/%									有机质质量分数/%	其他物质质量分数/%
	石英	钾长石	斜长石	方解石	菱铁矿	辉石	云母	黏土	总计		
G01	62.55	3.13	10.38	1.43	0	0	0	12.00	89.49	8.26	2.25
G06	57.70	4.15	10.52	1.94	0	1.11	1.12	15.88	92.42	5.13	2.55
G09	59.58	3.18	8.81	1.00	0.91	0.82	1.00	15.53	90.83	6.75	2.42

注:其他物质指土壤中的空气、自由水等。

3 结论

1) 经 350 °C 热脱附处理后,土壤中的主要污染物被全部脱除;受高温热处理时的团聚作用的影响,热脱附后土壤的粒径略有增大,其热导率与热脱附前相比则无显著变化,平均为 $1.4\sim 1.5 \text{ W}\cdot(\text{m}\cdot^\circ\text{C})^{-1}$;土壤热导率随温度升高或干密度增大均呈增大趋势,且干密度对热导率的影响比温度更显著。

2) 温度的土壤热导率拟合计算公式具有较高精度,可供该场地或类似黏壤土质地的原位热修复工程作为热物性参考数据。

3) 土壤中矿物质质量分数的变化是导致同一场地不同区域土壤热导率呈现较大差异的主要原因。3个示范区域两两相隔仅 30~70 m,但热导率的最大差值达 $0.055 \text{ W}\cdot(\text{m}\cdot^\circ\text{C})^{-1}$,这说明对污染场地土壤热物性空间分布的精准把握有助于指导原位热修复工程的开展。

致谢 感谢浙江大学能源清洁利用国家重点实验室李晓东教授、吴昂键讲师和王博硕士在热脱附装置使用上的指导与帮助。

参考文献

- [1] YANG H, HUANG X J, THOMPSON J R, et al. China's soil pollution: Urban brownfields[J]. *Science*, 2014, 344: 691-692.
- [2] 骆永明. 中国污染场地修复的研究进展、问题与展望[J]. *环境监测管理与技术*, 2011, 23(3): 1-6.
- [3] 宋昕, 林娜, 殷鹏华. 中国污染场地修复现状及产业前景分析[J]. *土壤*, 2015, 47(1): 1-7.
- [4] SAKSHI, SINGH S K, HARITASH A K. Polycyclic aromatic hydrocarbons: Soil pollution and remediation[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019, 16: 6489-6512.
- [5] 焦文涛, 韩自玉, 吕正勇, 等. 土壤电阻加热技术原位修复有机污染土壤的关键问题与展望[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(9): 2027-2036.
- [6] 邓忆凯, 韩彪, 黄世友, 等. 挥发性有机物污染土壤修复技术研究[J]. *科技创新与应用*, 2020(28): 163-164.
- [7] O'BRIEN P L, DESUTTER T M, CASEY F X M, et al. Thermal remediation alters soil properties: A review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 206: 826-835.
- [8] 缪周伟, 吕树光, 邱兆富, 等. 原位热处理技术修复重质非水相液体污染场地研究进展[J]. *环境污染与防治*, 2012, 34(8): 63-68.
- [9] 李书鹏, 焦文涛, 李鸿炫, 等. 燃气热脱附技术修复有机污染场地研究与应用进展[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(9): 2037-2048.
- [10] 夏天翔, 姜林, 魏萌, 等. 焦化厂土壤中PAHs的热脱附行为及其对土壤性质的影响[J]. *化工学报*, 2014, 65(4): 1470-1480.
- [11] 隋红, 姜斌, 黄国强, 等. 生物通风修复含石油污染物土壤过程[J]. *化工学报*, 2004, 55(9): 1488-1492.
- [12] 杨悦锁, 陈煜, 李盼盼, 等. 土壤、地下水中重金属和多环芳烃复合污染及修复研究进展[J]. *化工学报*, 2017, 68(6): 2219-2232.

- [13] MACKAY D, WAN Y S, MA K C, et al. Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals[M]. Boca Raton: CRC Press Inc., 2006.
- [14] 陈王若尘. 添加剂对焦化污染土壤性质及热脱附行为影响研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2020.
- [15] ARARUNA J T, PORTES V L O, SOARES A P L, et al. Oil spills debris clean up by thermal desorption[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2004, 110(1/2/3): 161-171.
- [16] 赵海波, 郑楚光. 多分散结构团聚体烧结的数值模拟[J]. 中国电机工程学报, 2012, 32(8): 58-63.
- [17] HIRAIWA Y, KASUBUCHI T. Temperature dependence of thermal conductivity of soil over a wide range of temperature (5-75°C)[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 51(2): 211-218.
- [18] 陈正发, 朱合华, 闫治国, 等. 高温环境下土的导热系数研究[J]. 地下空间与工程学报, 2016, 12(6): 1532-1538.
- [19] 黄昌勇, 徐建明. 土壤学[J]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2010.
- [20] 肖衡林, 吴雪洁, 周锦华. 岩土材料导热系数计算研究[J]. *路基工程*, 2007(3): 54-56.
- [21] JOHANSEN O. Thermal conductivity of soils[D]. Trondheim: University of Trondheim, 1975.
- [22] ABU-HAMDEH N H, REEDER R C. Soil thermal conductivity: Effects of density, moisture, salt concentration, and organic matter[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(4): 1285-1290.
- (责任编辑: 金曙光)

Changes in thermal conductivity of organic contaminated clay loam after thermal desorption

WU Yuhao¹, YIN Lipu², WANG Qing³, FAN Liwu^{1,4,*}, YU Zitao^{1,4}

1. Institute of Thermal Science and Power Systems, School of Energy Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China

2. China State Science Dingshi Environmental Engineering Corporation Limited, Beijing 100101, China

3. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

4. State Key Laboratory of Clean Energy Utilization, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China

*Corresponding author, E-mail: liwufan@zju.edu.cn

Abstract In order to explore the changes in thermal conductivity of organic contaminated soil after thermal desorption, soils (clay loam) with a depth of 0~3 m at the demonstration areas numbered G01, G06 and G09 in an in-situ thermal desorption remediation site in Suzhou City were collected, and then were deal with thermal desorption at 350 °C for 1 h by the lab-scale thermal desorption apparatus. Particle size distributions before and after thermal desorption and chemical compositions (mass percentage of minerals and organic matters) after thermal desorption of the soil samples were characterized, and the thermal conductivity was measured by a probe-type thermal conductivity meter. The results showed that the increase of soil particle size after thermal desorption was due to the fact that the agglomeration effect of soil particles was stronger than the fragmentation effect during the high-temperature treatment. When density, moisture content and temperature were kept constant, the thermal conductivity of the soil samples after thermal desorption had no significant changes compared with the in-situ measured results, with the average results being 1.4~1.5 W·(m·°C)⁻¹. Soil thermal conductivity increased with either increasing the temperature or increasing the dry density, and the effect of dry density was more pronounced. In addition, there was a variation of the thermal conductivity of soil samples among the three areas, where G06 area was the highest and G01 area was the lowest with the maximum discrepancy being 0.055 W·(m·°C)⁻¹. Such variation was mainly due to the changes in mass percentage of minerals, which had a thermal conductivity that was over 3 times greater than that of organic matters. These results could provide a reference for predicting the temperature rise in practical thermal remediation sites.

Keywords organic contamination; clay loam; thermal desorption; thermal conductivity