

# 菜心对邻苯二甲酸酯 (PAEs) 吸收途径的初步研究

曾巧云<sup>1</sup>, 莫测辉<sup>2</sup>, 蔡全英<sup>1</sup>, 王伯光<sup>2</sup>

(1. 华南农业大学资源环境学院, 广州 510642; 2. 暨南大学环境工程系, 广州 510632)

**摘要:** 采用玻璃室处理和污染土壤覆盖原土壤来控制 PAEs 来源进行盆栽试验, 应用 GC/MS 联机检测技术初步研究了菜心对 PAEs 的吸收途径, 结果表明: 污染土壤处理与污染土壤上覆盖原土壤处理相比, 前者菜心茎叶中 DBP 和 DEHP 的含量均高于后者, 但相差不大, 表明菜心茎叶可以吸收污染土壤中挥发出来的 DBP 和 DEHP, 而根系吸收转移是菜心茎叶中 DBP 和 DEHP 的主要来源途径, 玻璃室处理增加了菜心茎叶和根系中 DBP 的含量, 而对 DEHP 的影响趋势不明显, DBP 与 DEHP 相比, 前者更易被菜心根系吸收并向地上部 (茎叶) 转移, 后者主要滞留在根部。

**关键词:** 菜心 (*B. rassaica Parachinensis*); 邻苯二甲酸酯 (PAEs); 吸收途径; 茎叶; 根系

中图分类号: S481

文献标识码: A

文章编号: 1002-6819(2005)08-0137-05

曾巧云, 莫测辉, 蔡全英, 等. 菜心对邻苯二甲酸酯 (PAEs) 吸收途径的初步研究 [J]. 农业工程学报, 2005, 21(8): 137-141.

Zeng Qiaoyun, Mo Cehui, Cai Quanying, et al. Uptake pathway of phthalic acid esters (PAEs) by *B. rassaica Parachinensis* [J]. Transactions of the CSAE, 2005, 21(8): 137-141. (in Chinese with English abstract)

## 0 引言

邻苯二甲酸酯 (phthalic acid esters, PAEs) 广泛用于塑料、汽车、服装、润滑剂和农药等行业, 进而不断进入环境, 在环境中普遍存在<sup>[1-4]</sup>, 成为全球性的有机污染物。邻苯二甲酸二乙酯 (DEP)、邻苯二甲酸正丁酯 (DBP)、邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯 (DEHP) 等 6 种化合物被美国国家环保局 (US EPA) 列为“优控污染物”。PAEs 还被认为是环境激素, 对生物的内分泌系统和生殖系统有严重干扰作用, 有些甚至具有“三致”作用 (致癌、致畸、致突变)。

土壤中 PAEs 既可来自工业“三废”, 又可来自农业生产资料如地膜、肥料等<sup>[5]</sup>, 因此, 土壤的 PAEs 污染问题不容忽视。研究表明, 珠江三角洲一些蔬菜基地土壤已受到 PAEs 污染<sup>[6]</sup>。因此, 农业系统中 PAEs 的环境归宿和生态效应越来越受到关注。有人研究了 PAEs 污染对种子萌发、作物生长和品质的影响<sup>[7-11]</sup>, 以及作物对 PAEs 的吸收累积程度和差异<sup>[12-16]</sup>。关于作物对土壤中 PAEs 的吸收累积途径, 国外较早有一些研究报道, 主要有两种观点: 一是土壤中 PAEs 被菜心根系吸收并运移到茎叶<sup>[17,18]</sup>, 二是土壤中 PAEs 挥发出来进而

被菜心茎叶吸收累积<sup>[19]</sup>。但由于研究的 PAEs 化合物和作物品种的不同, 以及种植条件的差异, 导致研究结果不一致, 有些结论甚至互相矛盾。国内在这方面至今未见研究报道。本文通过盆栽试验, 研究菜心对 PAEs 化合物的吸收累积途径, 从而为蔬菜中 PAEs 污染的防治提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

供试叶菜类蔬菜为菜心 (*B. rassaica Parachinensis*), 其品种为油青 60 天菜心。供试土壤为花岗岩发育的水稻土, 其有机质含量为 13.5 g/kg, 全氮、全磷和全钾含量分别为 1.39、1.84 g/kg 和 18.54 g/kg。盆栽所用化肥为尿素、过磷酸钙和氯化钾 (均为分析纯), 其施用量分别为氮 0.20 g/kg 土、磷 0.15 g/kg 土和钾 0.20 g/kg 土。

供试 PAEs 化合物包括 DEP、DBP 和 DEHP, 均为分析纯, 购自天津市化学试剂厂。定量分析用 DEP、DBP 和 DEHP、内标化合物 (菲-d<sub>10</sub>、苊-d<sub>10</sub>) 和替代物 (苯胺-d<sub>5</sub>) 为色谱纯标准物, 购自美国 ULTRA Scientific, Inc., North Kingstown, R. I.

自制小型玻璃室的材料为有机玻璃, 规格为 1050 mm × 280 mm × 500 mm。其两侧距顶 150 mm 处有通气孔 (直径 50 mm, 每隔 150 mm 有 1 个, 共 10 个)。通气孔用微孔滤膜和活性炭填充, 以阻止大气中 PAEs 化合物进入。填充物每周更换一次。

### 1.2 试验方法

#### 1.2.1 试验方案

试验采用污染土壤上覆盖一层原土壤 (假设为清洁土壤) 以阻断污染土壤中 PAEs 挥发出来被菜心茎叶吸收, 采用玻璃室阻断菜心茎叶吸收原大气中的 PAEs。污染土壤设置 2 个污染水平 (I 和 II), 同时设置空白对照, 共设 6 个处理 (表 1), 每个处理有 4 个重复。

收稿日期: 2004-12-20 修订日期: 2005-05-30

基金项目: 国家自然科学基金项目 (30471007); 教育部科技研究重点项目 (地方 02112); 广东省自然科学基金 (021011, 036716); 广东省科技计划项目 (01C21202, 03A 20504, 03C34505); 广东省环保科技开发研究项目 (粤环 2001-20); 广东省教育厅自然科学基金项目 (Z02004)

作者简介: 曾巧云 (1974-) 女, 湖南人, 讲师, 主要从事农业环境有机污染与控制研究。广州 华南农业大学资源环境学院, 510642。

Email: qiaoyunzeng@126.com

通讯作者: 莫测辉 (1965-) 男, 广西人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事农业环境有机污染与控制研究。广州 暨南大学环境工程系, 510632。Email: tchmo@jnu.edu.cn

表 1 菜心对 PAEs 吸收途径的试验方案

Table 1 Experimental scheme for uptake pathway of PAEs by *B. rassica Parachinensis*

处 理	方案说明	茎叶中 PAEs 的可能来源途径
原土壤	原土壤, 暴露于大气中	根系吸收运移; 茎叶吸收原土壤中挥发出来的 PAEs 和原大气中的 PAEs
原土壤/玻璃室	原土壤, 放入玻璃室中	根系吸收运移; 茎叶吸收原土壤中挥发出来的 PAEs
污染土壤	污染土壤, 暴露于大气中	根系吸收运移; 茎叶吸收土壤中挥发出来的 PAEs 和原大气中的 PAEs
污染土壤/玻璃室	污染土壤, 放入玻璃室中	根系吸收运移; 茎叶吸收土壤中挥发出来的 PAEs
污染土壤/覆土	污染土壤上覆盖 2 cm 厚原土壤, 暴露于大气中	根系吸收运移; 茎叶吸收原大气中的 PAEs
污染土壤/覆土/玻璃室	污染土壤上覆盖 2 cm 厚原土壤, 放入玻璃室中	根系吸收运移

注: 1. 盆栽试验有防雨篷; 2. 假设原土壤作为清洁土壤, 其中 PAEs 含量相对于污染土壤而言可忽略不计; 3. 假设覆土处理的土壤中挥发出来的 PAEs 可忽略不计。

### 1.2.2 污染土壤的制备

将一定量的 PAEs 溶于丙酮溶剂(分析纯)中配成丙酮溶液, 然后添加到过 2 mm 筛的水稻土中混匀, 配得污染土壤(其 PAEs 含量是盆栽土壤的 10 倍), 置于阴凉处让丙酮自然挥发, 再与过 5 mm 筛的土壤以及化肥混合均匀后装盆, 并以去离子水调至田间持水量, 培育 5 d 后将其倒出, 粉碎混匀再装盆。盆栽前土壤中 PAEs 的含量见表 2。

表 2 供试土壤的初始 PAEs 含量

Table 2 Initial concentrations of PAEs in pot soil

污染水平	mg · kg <sup>-1</sup>			
	DEP	DBP	DEHP	PAEs
空白对照	1.913	6.827	7.592	16.331
污染水平 I	19.982	23.696	38.290	81.968
污染水平 II	35.423	45.467	78.862	159.751

### 1.2.3 盆栽与采样

盆栽采用底部内径 20 cm、上部内径 27 cm、高 17 cm 的瓷盆, 每盆装土 5 kg。2003 年 10 月 26 日播种, 采用直播方式。3~4 片真叶时间苗, 每盆保留 5 株。盆栽试验期间用蒸馏水浇灌(以不渗漏为准), 人工防治虫害, 不喷施农药。

2003 年 12 月 5 日收割(生长期 40 d)。用不锈钢剪刀从距土面 20 mm 处将菜心剪断, 并分地上部和地下部分别采样, 依次用自来水、蒸馏水洗净后装于信封内, 以 50~60 ℃ 烘干, 研碎后过 1 mm 铜筛。采用四分法采集土壤样品, 并置于室内风干后研磨过 1 mm 铜筛。所有样品均在低温干燥条件下保存备用。

### 1.3 样品预处理与 GC/MS 分析

#### 1.3.1 样品预处理

试验中所有玻璃仪器均用洗涤液(重铬酸钾 浓硫酸 水 = 20 g : 360 mL : 20 mL)浸泡, 先后用自来水和蒸馏水洗净, 于 250 ℃ 烘 2 h 后备用。有机溶剂均为分析纯, 并经全玻璃系统重蒸。滤纸、层析硅胶和脱脂棉等均用二氯甲烷进行索氏抽提 12 h 后烘干备用。

样品 PAEs 的预处理按照 U.S. EPA 8270C 方法进行, 具体步骤如下:

1) 索氏抽提。分别称取植物样品 5~10 g, 土壤样品 10~20 g, 用滤纸包好, 放入索氏抽提管内, 接好回流装置(自上而下: 冷凝管、索氏管、平底烧瓶、恒温电热器), 然后加入 90 mL 对应溶剂(植物样品为乙醚, 土壤

样品为 1:1 的二氯甲烷和丙酮混合液), 调节对应温度(植物样品 40 ℃ 左右, 土壤样品 67 ℃ 左右), 使溶剂回流速率为 12 次/h, 抽提 20 h。样品提取过程中, 加入替代物标准液, 同时做空白试验。

2) 浓缩。将回收的溶剂在旋转蒸发仪上以 50 r/min 转速在对应温度下浓缩至约为 5 mL。

3) 净化过柱分离。用 10 mm × 300 mm 的玻璃柱, 下端用脱脂棉堵住, 然后依次装约 30~50 mm 长的氧化铝, 约 100 mm 左右长的硅胶和 30~40 mm 左右长的无水硫酸钠。先用 2~3 mL 左右二氯甲烷湿润柱子, 然后将样品转移到柱子, 再用约 5~6 mL 二氯甲烷冲洗装样品的平底烧瓶, 将样品全部转移到柱子, 重复 5~6 次, 洗脱液收集于锥形瓶。

4) 浓缩、吹干、定容。将上述收集液置于旋转蒸发仪上, 调节好水浴温度(植物样为 40 ℃, 土壤样为 55 ℃), 以 50 r/min 转速浓缩至近干(1 mL 以下), 再用高纯氮气吹干, 立即用重蒸 2 次的二氯甲烷定容, 然后吸取定量转移至样品瓶。GC/MS 分析前, 用高纯氮气吹至 0.4 mL 左右, 迅速加入混合内标溶液, 用二氯甲烷定容, 使内标浓度为 5.0 μg/mL。

#### 1.3.2 标准样品

菲-d<sub>10</sub>、苊-d<sub>10</sub>和苯胺-d<sub>5</sub>标准溶液: 分别用作内标化合物和加标空白用。邻苯二甲酸酯化合物混合标准溶液: 包括邻苯二甲酸二乙酯(DEP)、邻苯二甲酸正二丁酯(DBP)和邻苯二甲酸(2-乙基己基)酯(DEHP)在内的 6 种 U.S. EPA 优控污染物, 浓度分别为 4000 μg/mL。配制工作标准液: 先吸取混合标准液 2.5 μL, 用二氯甲烷定容至 1 mL, 从而配得 100 μg/mL 中间标准液, 分别吸取中间标准液 0.2, 5, 5, 0.7, 5, 10, 0 μL, 并加入内标菲-d<sub>10</sub>和苊-d<sub>10</sub>标准溶液, 用二氯甲烷定容至 100 μL。即得浓度为 0.0, 2.5, 5, 0.7, 5, 10, 0 μg/mL 的工作标准溶液, 其中内标浓度均为 5 μg/mL。

#### 1.3.3 GC/MS 分析与质控

GC-MS 分析方法参考 U.S. EPA 8270C 方法, 有关分析条件如下:

气相色谱仪: HP5890 II。质谱仪: HP5972。计算机(GC-MSD 工作站): 486/66X HP。色谱柱: 30 m × 0.25 mm。载气: 高纯氦气。用 B 进样口, 采用不分流进样。进样口温度: 250 ℃。检测口温度: 280 ℃。初始压力: 82.8 kPa。载气流速: 0.7 mL/min。

升温程序: 初始温度 45 (停留 1 min)  $\xrightarrow{15 \text{ } ^\circ\text{C}/\text{min}}$  100  $\xrightarrow{6 \text{ } ^\circ\text{C}/\text{min}}$  140  $\xrightarrow{12 \text{ } ^\circ\text{C}/\text{min}}$  280 (停留 5 min)。

采用 PAEs 化合物标样的 0.2, 5, 50, 7.5, 10.0  $\mu\text{g}/\text{mL}$  为工作曲线, 内标法定量。苯胺- $d_5$  的回收率为 75.53% ~ 89.96%, 符合 US EPA 8270 分析方法的要

求。加标空白试验中未检测出目标化合物, 说明试验操作过程无人为污染。

## 2 结果与分析

### 2.1 菜心茎叶中 PAEs 含量特征

各处理菜心茎叶中 PAEs 化合物含量见表 3。

表 3 不同处理菜心茎叶中 PAEs 化合物的含量

污染水平	处 理	DEP	DBP	DEHP	PAEs
空白对照	原土壤	ND	0.874 ± 0.081 <sup>d</sup>	0.680 ± 0.102 <sup>e</sup>	1.554 ± 0.027 <sup>e</sup>
	原土壤/玻璃室	ND	1.199 ± 0.162 <sup>d</sup>	0.776 ± 0.052 <sup>e</sup>	1.974 ± 0.208 <sup>e</sup>
污染水平 I	污染土壤	ND	3.917 ± 0.396 <sup>bc</sup>	3.091 ± 0.242 <sup>ab</sup>	7.008 ± 0.175 <sup>bc</sup>
	污染土壤/玻璃室	ND	4.254 ± 0.165 <sup>ab</sup>	2.983 ± 0.333 <sup>ab</sup>	7.237 ± 0.443 <sup>bc</sup>
	污染土壤/覆土	ND	3.119 ± 0.406 <sup>c</sup>	1.797 ± 0.118 <sup>d</sup>	4.915 ± 0.313 <sup>d</sup>
	污染土壤/覆土/玻璃室	ND	4.020 ± 0.312 <sup>bc</sup>	2.285 ± 0.176 <sup>cd</sup>	6.305 ± 0.386 <sup>c</sup>
污染水平 II	污染土壤	ND	4.644 ± 0.113 <sup>ab</sup>	3.392 ± 0.272 <sup>a</sup>	7.836 ± 0.381 <sup>ab</sup>
	污染土壤/玻璃室	ND	5.146 ± 0.311 <sup>a</sup>	3.251 ± 0.147 <sup>ab</sup>	7.997 ± 0.304 <sup>a</sup>
	污染土壤/覆土	ND	4.018 ± 0.518 <sup>bc</sup>	2.118 ± 0.210 <sup>cd</sup>	6.137 ± 0.627 <sup>c</sup>
	污染土壤/覆土/玻璃室	ND	4.836 ± 0.375 <sup>ab</sup>	2.619 ± 0.176 <sup>bc</sup>	7.455 ± 0.305 <sup>ab</sup>

注: ND 表示未检出, 检出限为 0.002  $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。同一列数据后含相同字母者表示差异不显著 ( $p = 0.05$ )。

所有处理菜心茎叶中 DEP 的含量都低于检测限, 可能与土壤中 DEP 较易挥发、降解或吸收进入菜心后易被代谢等因素有关。

在相同盆栽处理条件下, 菜心茎叶中 DBP 和 DEHP 的含量与土壤污染程度呈正相关趋势。空白对照的菜心茎叶中 DBP 和 DEHP 的含量均显著低于污染水平 I 和污染水平 II。在同一污染水平下, 不同盆栽处理条件对于菜心茎叶中 DBP 和 DEHP 的含量有不同影响。

就 DBP 而言, 在污染水平 I 和污染水平 II 下, 污染土壤/玻璃室处理菜心茎叶中 DBP 含量均最高, 污染土壤/覆土处理菜心茎叶中 DBP 的含量均最低。未覆土处理(包括污染土壤处理和污染土壤/玻璃室处理)与对应的覆土处理(包括污染土壤/覆土处理和污染土壤/覆土/玻璃室处理)相比, 前者菜心茎叶中 DBP 的含量高于后者。玻璃室处理(包括污染土壤/玻璃室处理和污染土壤/覆土/玻璃室处理)与对应的非玻璃室处理(包括污染土壤处理和污染土壤/覆土处理)相比, 前者菜心茎叶中 DBP 的含量高于后者。

就 DEHP 而言, 在污染水平 I 和污染水平 II 下, 污染土壤处理菜心茎叶中 DEHP 的含量均最高, 污染土壤/覆土处理菜心茎叶中 DEHP 的含量均最低。未覆土处理(包括污染土壤处理和污染土壤/玻璃室处理)与对应的覆土处理(包括污染土壤/覆土处理和污染土壤/覆土/玻璃室处理)相比, 前者菜心茎叶中 DEHP 的含量高于后者, 其差异程度比 DBP 大。玻璃室处理(包括污染土壤/玻璃室处理和污染土壤/覆土/玻璃室处理)与对应的非玻璃室处理(包括污染土壤处理和污染土壤/覆土处理)相比, 前者菜心茎叶中 DEHP 的含量或高或低, 没有一定的变化趋势。

从表 3 还可以看出, 同一处理的菜心茎叶中 DBP

的含量均高于 DEHP。

### 2.2 菜心根系中 PAEs 含量特征

与菜心茎叶一样, 各处理菜心根系中 DEP 的含量都低于检测限。各处理菜心根系中 DBP 和 DEHP 的含量特征见图 1。

在相同盆栽处理条件下, 菜心根系中 DBP 和 DEHP 的含量随土壤污染程度的增加而增加。空白对照的菜心根系中 DBP 和 DEHP 的含量显著低于污染水平 I 和污染水平 II。在同一污染水平下, 不同盆栽处理条件对于菜心根系中 DBP 含量的影响情况较复杂, 但对于 DEHP 含量的影响都不大。

对于 DBP, 未覆土处理(包括污染土壤处理和污染土壤/玻璃室处理)和覆土处理(包括污染土壤/覆土处理和污染土壤/覆土/玻璃室处理)的菜心根系中 DBP 的含量之间差异不大, 变化趋势也不明显; 而玻璃室处理(包括污染土壤/玻璃室处理和污染土壤/覆土/玻璃室处理)与对应的非玻璃室处理(包括污染土壤处理和污染土壤/覆土处理)相比, 菜心根系中 DBP 的含量相差较大, 且都是前者不同程度地高于后者。

对于 DEHP, 无论是未覆土处理(包括污染土壤处理和污染土壤/玻璃室处理)与对应的覆土处理(包括污染土壤/覆土处理和污染土壤/覆土/玻璃室处理)相比, 还是玻璃室处理(包括污染土壤/玻璃室处理和污染土壤/覆土/玻璃室处理)与对应的非玻璃室处理(包括污染土壤处理和污染土壤/覆土处理)相比, 各处理菜心根系中 DEHP 的含量都变化不大, 变化趋势不明显。

与茎叶特征相反, DEHP 在同一处理菜心根系中含量均高于 DBP。根系与茎叶相比, 前者 DEHP 含量均高于后者, 其差异随着污染水平的提高而增大; DBP 在高污染水平下前者高于后者, 但在低污染水平下情况较复杂。

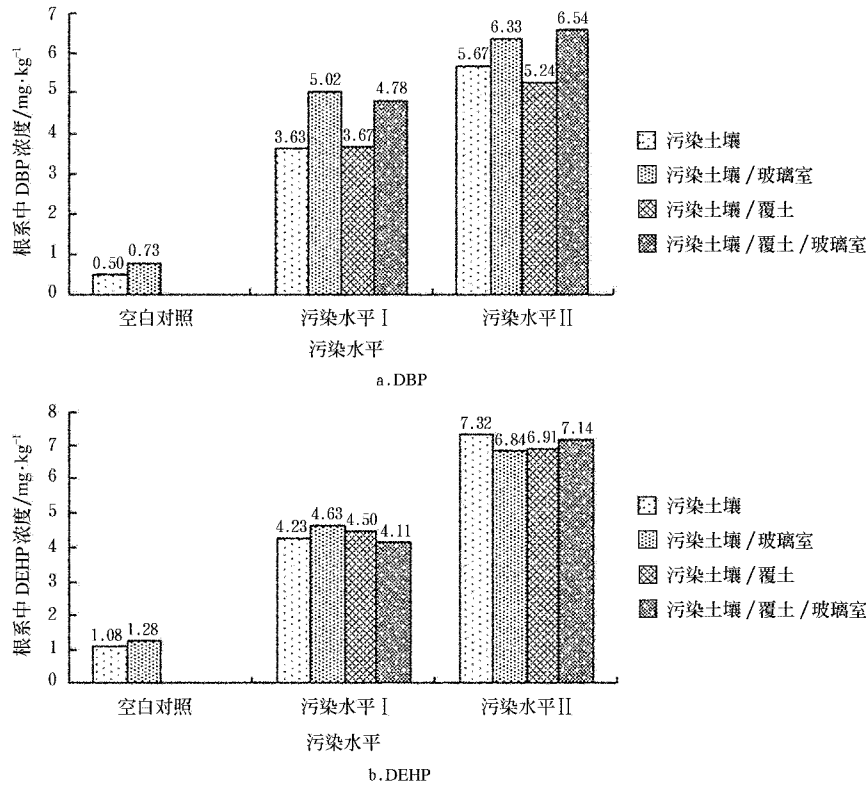


图1 不同处理菜心根系中PAEs的含量

Fig 1 Concentrations of PAEs in roots of *B. rassica Parachinensis* under different treatments

### 3 讨论

PAEs属于半挥发性有机化合物。玻璃室处理是为了阻断菜心茎叶吸收原大气中的PAEs,污染土壤上覆盖一层原土壤(假设为清洁土壤)是为了阻断污染土壤中PAEs挥发出来后被菜心茎叶吸收。从上述研究结果来看,空白对照处理的菜心茎叶中PAEs的含量较低,暴露于大气中的菜心茎叶中PAEs的含量也并未增加,表明原土壤尤其是原大气中的PAEs对于菜心茎叶中PAEs含量的贡献相对于污染土壤来源而言是微小的。污染土壤处理与污染土壤覆盖原土壤处理相比,前者菜心茎叶中DBP和DEHP的含量均高于后者,但两者相差并不大,表明前者菜心茎叶吸收累积了污染土壤中挥发出来的DBP和DEHP,但其中的DBP和DEHP主要来自根系吸收运移。

不同PAEs化合物在蔬菜中的吸收运移与化合物的理化性质相关,如分子量、辛醇-水分配系数( $K_{ow}$ )和挥发性等。DBP的分子量和 $K_{ow}$ 较小,更易被菜心根系吸收运移,而DEHP的分子量和 $K_{ow}$ 较大,更难被菜心根系吸收并向地上部(茎叶)运移,而易滞留在根部。因此,相同处理的菜心茎叶中DBP的含量均高于DEHP,而根系中DEHP的含量高于DBP。另外,DBP也比DEHP更易从污染土壤中挥发出来而被菜心茎叶吸收累积。特别是对于玻璃室处理,DBP挥发出来后不易扩散而相对聚集,增强了菜心茎叶的吸收累积。因此,玻璃室处理的菜心茎叶中DBP的含量呈现不同程度的

提高。这对于大棚蔬菜生产是值得注意的一个重要问题。

污染物在植物中的运移还受蒸腾作用的影响,蒸腾作用越强,向茎叶运移污染物就越多越快<sup>[20]</sup>。玻璃室处理减弱了菜心的蒸腾作用,从而导致PAEs化合物(主要是分子量和 $K_{ow}$ 较小的DBP)在菜心根系累积。因此玻璃室处理的菜心根系中DBP的含量相对较高。

### 4 结论

菜心根系和茎叶可以吸收累积PAEs化合物,并与土壤污染程度成正比。菜心茎叶可以吸收累积空气中的PAEs化合物,但根系吸收运移是茎叶中PAEs化合物的主要来源途径。DBP与DEHP相比,前者更易被菜心根系吸收并向茎叶运移,后者主要滞留在根部。玻璃室处理增加了菜心茎叶和根系中DBP的含量,而对DEHP的影响趋势不明显。

#### [参考文献]

- [1] Yin MeChin, Su Kuohsiung. Investigation on phthalate ester in drinking water and marketed foods[J]. Journal of Food and Drug Analysis, 1996, 4(4): 313- 317.
- [2] 孟平蕊, 王西奎, 徐广通, 等. 济南市土壤中酞酸酯的分布与分析[J]. 环境化学, 1996, 15(5): 427- 432.
- [3] Muszkat L., Bir L. Identification of mixed O-phenyl alkyl pythalate esters in an agricultural land[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1997, 58(3): 348- 355.

- [4] Yuan S Y, Liu C, Liao C S, et al. Occurrence and microbial degradation Of phthalate esters in Taiwan river sediments[J]. *Chemosphere*, 2002, 49(10): 1295- 1299
- [5] 莫测辉, 李云辉, 蔡全英, 等. 农用肥料中有机污染物的初步检测[J]. *环境科学*, 2005, 26(3): 209- 313
- [6] 蔡全英, 莫测辉, 李云辉, 等. 广州、深圳地区蔬菜生产基地土壤中邻苯二甲酸酯(PAEs)研究[J]. *生态学报*, 2005, 25(2): 283- 288
- [7] 蔡玉祺, 汤国才, 王珊龄, 等. 植物对酞酸酯的敏感性[J]. *农村生态环境*, 1994, 10(1): 29- 32
- [8] 蔡玉祺, 汤国才, 王珊龄, 等. 邻苯二甲酸酯对蔬菜幼苗的影响[J]. *农业环境保护*, 1994, 13(4): 163- 166
- [9] 安琼, 靳伟, 李勇. 酞酸酯类增塑剂对土壤-作物系统的影响[J]. *土壤学报*, 1999, 36(1): 118- 126
- [10] 尹睿, 林先贵, 王曙光, 等. 农田土壤中酞酸酯污染对辣椒品质的影响[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(1): 1- 4
- [11] 尹睿, 林先贵, 王曙光, 等. 土壤中DBP/DEHP污染对几种蔬菜品质的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2004, 23(1): 1- 5
- [12] Kato K T, Nakaoka H I. Contamination of phthalic acid esters in vegetables [M]. *Contam Abstr*, 1981, 95: 60034K
- [13] Aranda J M, O'connor G A, Eiceman G A. Effects of sewage sludge on di- (2- ethylexyl) phthalate uptake by plants[J]. *J Environ Qual*, 1989, 18: 45- 50
- [14] 甘家安, 王西奎. 酞酸酯的生态毒性及其在植物中的吸收积累[J]. *山东建材学院学报*, 1995, 9(4): 23- 26
- [15] 庞金梅, 段亚利, 池宝亮, 等. DEHP在土壤和白菜中的残留及毒性分析[J]. *环境化学*, 1995, 14(3): 239- 242
- [16] 蔡全英, 莫测辉, 曾巧云, 等. 邻苯二甲酸酯在不同品种蔬菜-土壤系统中的累积效应研究[J]. *应用生态学报*, 2004, 15(8): 1455- 1458
- [17] Kirchmann H A, Tengsveld A. Organic pollutants in sewage sludge[J]. *Swedish J Agric Research*, 1991, 21: 115- 119
- [18] Overcash M R, Weber J B, Tucker W. Toxic and priority organics in municipal sludge land treatment system [Z]. *Water Engineering Research Laboratory, Office of Research and Development U S Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, EPA/600/2- 86/010* 1986: 135
- [19] Schmitzer J L, Scheunert F Korte. Fate of Bis (2-Ethylhexyl) [ $^{14}\text{C}$ ]Phthalate in Laboratory and Outdoor Soil-Plant System s[J]. *J Agric Food Chem*, 1988, 36: 210 - 215L
- [20] Hardin R T, Jacoby B. Absorption and translocation of Cd in bush beans (*Phaseolus vulgaris*) [J]. *Physiol Plant*, 1984, 61: 470- 474

## Uptake pathway of phthalic acid esters (PAEs) by *B rassic a Parachinensis*

Zeng Q iaoyun<sup>1</sup>, Mo Cehui<sup>2</sup>, Cai Quanying<sup>1</sup>, Wang Boguang<sup>2</sup>

(1. College of Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China;

2. Department of Environmental Engineering, Jinan University, Guangzhou 510632, China)

**Abstract** Using glasshouse and clean soil covering on polluted soil to control PAEs sources, *B rassic a Parachinensis* was pot-cultured, and the concentrations of PAEs in *B rassic a Parachinensis* were detected by gas chromatography-mass spectrum (GC/MS). The results showed that concentrations of both DBP and DEHP in the shoots growing in polluted soil were only a few higher than those of them in the shoots growing in polluted soil covered with original soil. DBP and DEHP in the shoots of *B rassic a Parachinensis* derived dominantly from roots uptake, leaf uptake of DBP and DEHP volatilizing from polluted soil was minor. Concentrations of DBP in *B rassic a Parachinensis* (both shoots and roots) growing in glasshouse were higher than those of that in *B rassic a Parachinensis* growing in non-glasshouse. But similar situations were not observed for DEHP. In the shoots concentrations of DBP were always higher than those of DEHP, but in the roots concentrations of DEHP were always higher than those of DBP on the contrary, which indicated that roots uptake and translocation was more important for DBP.

**Key words:** *B rassic a Parachinensis*; phthalic acid esters(PAEs); uptake pathway; shoot; root