

# PCBs 对红树林沉积物中微生物及酶活性的影响

孙红斌<sup>1,2</sup>, 刘亚云<sup>1,3</sup>, 陈桂珠<sup>1,\*</sup>

(1. 中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275; 2. 深圳市绿化委员会办公室, 深圳 518048;  
3. 广东海洋大学资源与环境系, 湛江 524008)

**摘要:**研究了多氯联苯(PCBs)对沉积物及红树植物秋茄根区沉积物微生物及酶活性的影响。结果表明,种植秋茄可提高沉积物中细菌和放线菌的数量,但不能提高真菌的数量。PCBs 处理可显著提高沉积物中细菌和放线菌的数量。土壤呼吸与微生物量具有相似的变化趋势。由于细菌在沉积物微生物中占有绝对的优势,因此细菌的数量是微生物多样性指数的决定性因素。与未种植红树植物的相比,种植沉积物微生物多样性指数相对较低,PCBs 处理与对照相比,微生物多样性指数差异不显著。在试验过程中,未种植的 PCBs 处理组多酚氧化酶和过氧化物酶活性均高于对照组,表明这两种酶是沉积物 PCBs 污染的敏感指标,而这两种酶被报道在植物修复中与 PCBs 的降解有关。

**关键词:**多氯联苯;微生物种群;多酚氧化酶;过氧化物酶;秋茄

文章编号:1000-0933(2007)12-5398-10 中图分类号:X171 文献标识码:A

## Effect of PCBs on microbial and enzyme activities in vegetated and non-vegetated mangrove sediments

SUN Hong-Bin<sup>1,2</sup>, LIU Ya-Yun<sup>1,3</sup>, CHEN Gui-Zhu<sup>1,\*</sup>

1 School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China

2 Office of Shenzhen Green Committee, Shenzhen 518048, China

3 Resource and Environment College of Guangdong Ocean University, Zhanjiang 524008, China

Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(12): 5398 ~ 5407.

**Abstract:** Microcosms were employed to study the effect of polychlorinated biphenyls (PCBs) in vegetated (with *Kandelia obovata* seedlings) and non-vegetated sediment on microbial and enzyme activities. The sediment was treated with 180, 900, 1800, 2700  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  of 2,2',4,4'-tetrachlorobiphenyl and 2,2',4,4',6,6'-hexachlorobiphenyl. Both vegetated and non-vegetated sediment were sampled at 1, 30, 90, 180 d and 270 d respectively following planting. Microbial enumeration, intensity of sediment respiration and microbial diversity were determined. Polyphenol oxidase and peroxidase activity were also analyzed. Results demonstrated that vegetation increased the amount of sediment bacteria and actinomycetes rather than fungi. PCB addition increased the sediment bacteria and actinomycetes population. The amount of bacteria in non-vegetated sediments was related significantly to concentrations of PCBs at day 30 and 90 with an  $r$  value of

**基金项目:**国家自然科学基金资助项目(40576057); 国家“863”资助项目(2003AA 627030); 国家高等学校博士学科点专项科研基金资助项目(20050558010)

**收稿日期:**2006-10-11; **修订日期:**2007-04-29

**作者简介:**孙红斌(1970 ~ ), 女, 蒙古族, 内蒙古呼和浩特人, 博士, 副研究员, 从事污染生态学和恢复生态学研究. E-mail: sunholly807@sohu.com

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: chenguizhu@yeah.net

**致谢:**本文承 Dr. Ron DeLaune 和 Dr. Aaron Jugsujinda (Louisiana State University) 润色英文摘要, 在此表示衷心感谢。

**Foundation item:** The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 40576057), the “863” Grant of China (No. 2003AA 627030) and the Specialized Research Fund for the Doctoral Program of Higher Education of China (No. 20050558010)

**Received date:** 2006-10-11; **Accepted date:** 2007-04-29

**Biography:** SUN Hong-Bin, Ph. D., Associate professor, mainly engaged in pollution ecology and restoration ecology. E-mail: sunholly807@sohu.com

0.974 and 0.942 respectively. Microbial respiration intensity paralleled microbial populations over course of experiments; increasing in the present of PCBs. Bacteria was the predominate microorganism population in sediment, and the determinant of microbial diversity. Microbial diversity of vegetated sediment were lower than that in non-vegetated sediment. In contrast, there were no significant differences in microbial diversities between PCBs treatments and the control. Polyphenol oxidase produced by sediment microorganism were stimulated by PCB addition. However, peroxidase was initially inhibited at the beginning of the experiment but increased with time. Results indicated that these two enzymes are sensitive to PCBs contamination.

**Key Words:** polychlorinated biphenyls; microbial community; polyphenol oxidase; peroxidase; *Kandelia obovata*

多氯联苯(polychlorinated biphenyls, PCBs)因其环境持久性、远距离迁移性和生物蓄积性等特点,给人体健康和生态系统造成了潜在的威胁<sup>[1,2]</sup>。PCBs 在我国的湖泊、水库、河流、河口、海湾等湿地生态系统中广泛存在<sup>[3~5]</sup>,对 PCBs 污染的环境进行修复,已日趋成为国内外的研究焦点。在众多的修复方法中,PCBs 的植物修复具有其独特的优势<sup>[6]</sup>。

红树林湿地能够通过物理、化学及生物作用对各种污染物进行净化<sup>[7]</sup>,可净化生活污水、牲畜废水和养殖水体中的 N 和 P;污水中的重金属和石油;沉积物中 PAHs 及其他有害污染物<sup>[8~12]</sup>。在植物修复过程中红树植物对这些污染物的生理生态响应的研究有很多报道<sup>[13~21]</sup>,但对沉积物微生物及酶活性动态变化的报道却很少。本文研究了 PCBs 对红树林湿地沉积物中及秋茄根区微生物及酶活性的影响,以便进一步了解修复过程中,PCBs 污染对红树植物根系的影响机制,为合理利用红树植物修复沉积物中的 PCBs 提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料与试剂

沉积物为深圳福田红树林自然保护区育苗基地表层(0~20cm)沉积物,为粉壤土;有机质含量为 2.73%;pH 为 5.93。土样采集后,风干,过 5mm 筛,备用。

红树植物为秋茄(*Kandelia obovata*)1 年生幼苗。

多氯联苯 PCB47 (2,2',4,4'-四氯联苯)和 PCB155 (2,2',4,4',6,6'-六氯联苯)购自百灵威试剂公司。

### 1.2 试验设计

试验设 1 个对照组和 4 个 PCBs 处理组,对照组不加 PCBs,处理组 PCBs 的浓度分别为 180、900、1800 和 2700  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (分别为海洋沉积物 PCBs 污染风险评价中值<sup>[22]</sup>、中值的 5、10 倍和 15 倍),其中 PCB47 和 PCB155 各半。

试验采取如下 3 个步骤将多氯联苯与风干过筛的沉积物混合<sup>[23]</sup>:(1)将供试验用的 PCB47 和 PCB155 各 150mg 溶于 1000ml 丙酮中,然后取 432ml 加入到 1000g 沉积物中,充分搅拌均匀,于振荡器上振荡 24h,再放置 1d,为第一母体污染沉积物;(2)将第一母体污染沉积物加入到 5000g 沉积物中,充分搅拌,于振荡器上振荡 24h,放置 1d,为第二母体污染沉积物;(3)然后将第二母体污染沉积物再加入到预先称好的沉积物中,使 PCBs 浓度达到试验处理要求,放置 15d,期间每天混合 1 次。然后制备污染水体:将相同浓度的污染土样分装到 6 个直径 30cm,高 16cm 的陶瓷盆钵中,向每个盆钵中加入自来水,使水面高过土样 3cm,平衡 15d。

试验设种植和不种植两种模式。将秋茄幼苗各 10 株分别栽植于对照组和 PCBs 处理组的盆钵中,每组栽种 3 盆。每组另设 3 盆不栽种植物。在盆栽期间,每星期加两次自来水,使水面保持相同的高度,以补充蒸发散失的水分。试验期间,在种植的第 1,30,90,180,270 天采样分析。未种植沉积物样品在沉积物表层 3cm 以下每盆 3 点随机取样,种植的沉积物样品在植物根区附近 3 点随机取样,混匀后分为 3 份,分别进行微生物数量测定、沉积物呼吸强度测定、酶活性测定。

### 1.3 分析方法

微生物测定采用平板计数法<sup>[24,25]</sup>。培养基分别为细菌:牛肉膏蛋白胨琼脂;放线菌:改良高氏 1 号琼脂;

真菌:虎红琼脂。微生物的数量分别以每克干土中细菌、放线菌和真菌数量的对数计。

微生物多样性指数采用 Shannon-Wiener 指数法计算,计算公式为<sup>[26]</sup>:

$$\text{多样性指数}(DI) = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

式中, $P_i$  为群落中第  $i$  个物种个体数占总个体数的百分比。

土壤呼吸采用 NaOH 吸收,标准酸滴定法<sup>[27]</sup>:称取 50g 鲜土于 250ml 塑料瓶中,小心放入盛有 10ml NaOH 的 25ml 小烧杯,塑料瓶加盖密封,于 28 °C 恒温培养 24h,取出小玻璃瓶,将 NaOH 溶液倒入 100ml 三角瓶中,加入 BaCl<sub>2</sub>溶液 1ml,酚酞指示剂 2 滴,用标准 HCl 滴定至红色消失。另设不加土壤的空白对照。以每克干土每小时所放出 CO<sub>2</sub>的微克表示土壤的呼吸强度。

过氧化物酶活性和多酚氧化酶活性采用比色法测定<sup>[24,25]</sup>,标准曲线为: $y = 4.957x + 0.478$ ,  $r = 0.9986$ 。其活性以每 100g 干土产生的红紫脒精的毫克数表示。

#### 1.4 数据处理

分析数据采用 Excel 2003 和 SPSS(V13.0)统计软件进行处理和分析

### 2 结果与分析

#### 2.1 PCBs 对微生物数量的影响

##### 2.1.1 PCBs 对沉积物细菌数量的影响

PCBs 对未种植及种植两种模式沉积物细菌数量的影响见表 1。在第 1 天,在种植和不种植两种模式下,PCBs 处理组与对照组相比,沉积物中细菌数量无显著差异,但从第 30 ~ 第 270 天,未种植的沉积物中 PCBs 处理组显著高于对照组 ( $P < 0.05$ ),说明 180 ~ 2700  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  PCBs 对细菌的生长具有促进作用。从第 30 ~ 第 90 天,PCBs 处理组沉积物中,细菌的数量与 PCBs 浓度具有显著相关性, $r$  分别为:0.974 和 0.942。在种植了秋茄的沉积物中,从第 1 ~ 第 30 天,PCBs 处理组与对照组细菌数量差异不显著。到第 90 天,900  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  和 2700  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组细菌显著高于对照组。到第 180 天以后,2700  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组细菌显著高于对照组。

从表 1 可看出,从第 30 天起,与未种植相比,种植可显著提高沉积物中细菌的数量,并相对削弱 PCBs 对沉积物中细菌的影响,只有高浓度的 PCBs 促进细菌的生长。

表 1 PCBs 对细菌数量的影响  
Table 1 Effect of PCBs on bacterial amounts

| 时间<br>Time (d) |                   | PCBs ( $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) |            |             |             |            |
|----------------|-------------------|---------------------------------------------|------------|-------------|-------------|------------|
|                |                   | 0                                           | 180        | 900         | 1800        | 2700       |
| 1              | No plant          | 7.138 a(a)                                  | 7.098 a(a) | 7.201 a(a)  | 7.247 a(a)  | 7.162 a(a) |
|                | <i>K. obovata</i> | 7.229 a(a)                                  | 7.184 a(a) | 7.193 a(a)  | 7.151 a(a)  | 7.161 a(a) |
| 30             | No plant          | 7.375 a(a)                                  | 7.565 a(b) | 7.605 a(bc) | 7.641 a(bc) | 7.740 a(c) |
|                | <i>K. obovata</i> | 7.843 b(a)                                  | 7.920 b(a) | 7.930 b(a)  | 7.931 a(a)  | 7.934 b(a) |
| 90             | No plant          | 7.432 a(a)                                  | 7.632 a(b) | 7.682 a(b)  | 7.689 a(b)  | 7.788 a(b) |
|                | <i>K. obovata</i> | 8.255 b(a)                                  | 8.144 a(a) | 8.443 b(b)  | 8.220 a(a)  | 8.659 b(c) |
| 180            | No plant          | 7.317 a(a)                                  | 7.736 a(b) | 7.705 a(b)  | 7.498 a(a)  | 7.824 a(b) |
|                | <i>K. obovata</i> | 8.543 b(a)                                  | 8.176 b(b) | 8.568 b(a)  | 8.403 b(a)  | 8.808 b(c) |
| 270            | No plant          | 7.380 a(a)                                  | 7.985 a(b) | 7.902 a(b)  | 7.946 a(b)  | 7.994 a(b) |
|                | <i>K. obovata</i> | 7.693 b(a)                                  | 7.634b(ab) | 7.816b(ac)  | 7.607 b(ab) | 8.283 b(e) |

表中数值为 3 个重复的微生物数量对数值的平均值,同列字母不同者表示在同一时间相同浓度 PCBs 处理不同模式 5% 水平具有显著性差异;括号中的字母表示相同模式不同 PCBs 处理差异显著,以下同

Values in the table is the means of logarithm of the microbial number; the letters mean the difference between *K. obovata* and non-vegetated sediments at the same PCBs concentration are significant ( $n = 3$ ,  $P < 0.05$ ), and the letters in cloze mean the difference in same pattern but different PCBs concentration are significant ( $n = 3$ ,  $P < 0.05$ ), the same below

### 2.1.2 PCBs 对沉积物放线菌数量的影响

从表 2 可看出,从第 1~第 30 天,无论种植还是未种植,各组沉积物中放线菌数量无显著差异。但到第 90 天,未种植的沉积物中  $900\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组放线菌数量显著高于对照组 ( $P < 0.05$ )。到第 180 天,PCBs 处理组放线菌数量显著高于对照组 ( $P < 0.05$ ),到第 270 天,放线菌数量开始下降, $900\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $2700\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  的 PCBs 处理组放线菌数量显著高于对照组 ( $P < 0.05$ ),表明在本试验条件下,PCBs 可促进沉积物中放线菌的生长。

在种植了秋茄的沉积物中,从第 90~第 180 天,  $2700\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组细菌显著高于对照组。但到第 180 天,  $900\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组放线菌显著低于对照组,到第 270 天,各组放线菌数量差异不显著。

从第 30 天起,与未种植相比,种植可普遍提高沉积物中放线菌的数量。

表 2 PCBs 对放线菌数量的影响

Table 2 Effect of PCBs on Logarithm of actinomycetic amounts

| 时间<br>Time(d) |                   | PCBs( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) |             |             |            |            |
|---------------|-------------------|------------------------------------------|-------------|-------------|------------|------------|
|               |                   | 0                                        | 180         | 900         | 1800       | 2700       |
| 1             | No plant          | 4.278 a(a)                               | 4.370 a(a)  | 4.503 a(a)  | 4.445 a(a) | 4.595 a(a) |
|               | <i>K. obovata</i> | 4.448 a(a)                               | 4.519 a(a)  | 4.532 a(a)  | 4.584 a(a) | 4.600 a(a) |
| 30            | No plant          | 4.425 a(a)                               | 4.483 a(a)  | 4.626 a(a)  | 4.648 a(a) | 4.538 a(a) |
|               | <i>K. obovata</i> | 4.802 b(a)                               | 4.880 b(a)  | 4.918 b(a)  | 4.831 a(a) | 4.881 b(a) |
| 90            | No plant          | 5.408 a(a)                               | 5.205 a(a)  | 5.847 a(b)  | 5.373 a(a) | 5.065 a(a) |
|               | <i>K. obovata</i> | 5.590 a(a)                               | 5.712 b(a)  | 5.718 a(ab) | 5.699 a(a) | 5.857 b(b) |
| 180           | No plant          | 4.339 a(a)                               | 5.170 a(bd) | 5.601 a(c)  | 5.321 a(b) | 5.073 a(d) |
|               | <i>K. obovata</i> | 5.345 b(a)                               | 5.407 a(a)  | 5.125 b(b)  | 5.386 a(a) | 5.754 b(c) |
| 270           | No plant          | 4.401 a(a)                               | 4.501 a(ab) | 4.590 a(b)  | 4.447 a(a) | 4.594 a(b) |
|               | <i>K. obovata</i> | 5.285 b(a)                               | 5.153 b(a)  | 5.292 b(a)  | 5.185 b(a) | 5.370 b(a) |

### 2.1.3 PCBs 对沉积物真菌数量的影响

表 3 结果表明,种植秋茄没有提高沉积物中的真菌数量。无论是种植还是不种植,真菌的数量随处理时间呈现从低至高,再至低的变化。

从第 1~第 90 天,无论种植与未种植,各组沉积物中真菌数量差异不显著。到了第 180 天,沉积物中真菌数量开始下降,但未种植模式下 900 和  $2700\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组真菌显著高于对照组 ( $P < 0.05$ )。到第 270 天,除了  $900\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组真菌数量差异不显著外,各 PCBs 处理组真菌数量显著高于对照组 ( $P < 0.05$ )。

在种植了秋茄的沉积物中,到第 180 天,900 和  $2700\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组真菌显著高于对照组,而  $180\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组真菌数量又显著低于对照组;到第 270 天,除  $1800\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组真菌数量显著低于对照组外,各组真菌数量差异不显著。

表 3 PCBs 对真菌数量的影响

Table 3 Effect of PCBs on fungi amounts

| 时间<br>Time(d) |                   | PCBs( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) |             |            |             |             |
|---------------|-------------------|------------------------------------------|-------------|------------|-------------|-------------|
|               |                   | 0                                        | 180         | 900        | 1800        | 2700        |
| 1             | No plant          | 4.128 a(a)                               | 4.142 a(a)  | 4.191 a(a) | 4.122 a(a)  | 4.199 a(a)  |
|               | <i>K. obovata</i> | 4.067 a(a)                               | 4.116 a(a)  | 4.245 a(a) | 4.190 a(a)  | 4.307 a(a)  |
| 30            | No plant          | 4.137 a(a)                               | 4.234 a(a)  | 4.384 a(a) | 3.876 a(a)  | 4.198 a(a)  |
|               | <i>K. obovata</i> | 4.266 a(a)                               | 4.287 a(a)  | 4.349 a(a) | 4.285 a(a)  | 4.347 a(a)  |
| 90            | No plant          | 5.075 a(a)                               | 5.233 a(a)  | 5.156 a(a) | 5.195 a(a)  | 5.235 a(a)  |
|               | <i>K. obovata</i> | 4.996 a(a)                               | 4.855 b(a)  | 4.959 a(a) | 4.891 b(a)  | 5.016 a(a)  |
| 180           | No plant          | 4.840 a(a)                               | 4.709 a(a)  | 5.161 a(b) | 3.932 a(c)  | 5.112 a(b)  |
|               | <i>K. obovata</i> | 4.419 b(a)                               | 4.265 b(bd) | 5.125 a(c) | 4.319 b(ad) | 5.171 a(c)  |
| 270           | No plant          | 4.062 a(a)                               | 4.229 a(b)  | 4.040 a(a) | 4.210 a(b)  | 4.460 a(c)  |
|               | <i>K. obovata</i> | 4.418 b(a)                               | 4.261 a(ab) | 4.338 b(a) | 4.126 a(b)  | 4.456 a(ac) |

## 2.2 PCBs 对微生物多样性的影响

图 1 结果表明,未种植秋茄的沉积物微生物主要类群多样性的变化呈现降低→升高→降低的趋势,且变幅较大。秋茄根区则呈现降低→升高→降低→升高的趋势,变幅较平缓。从第 90 ~ 第 180 天,种植了秋茄的沉积物中微生物主要类群多样性低于未种植。在种植不种植两种模式下,PCBs 对微生物主要类群多样性影响不明显。

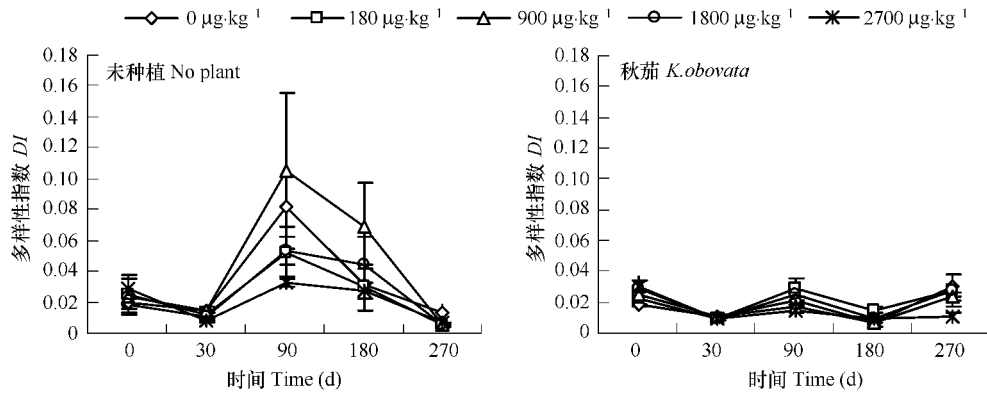


图 1 PCBs 对微生物多样性的影响  
Fig. 1 Effect of PCBs on microbial diversity

## 2.3 PCBs 对微生物呼吸作用的影响

沉积物呼吸强度与微生物量具有相似的变化趋势(图 2 ~ 图 5)。未种植的沉积物呼吸强度与总微生物量在第 30、90、180、270 天的相关系数  $r$  分别为: 0.788、0.949、0.9 和 0.787。秋茄根区沉积物呼吸强度与总微生物量在第 30、90、180、270 天的相关系数  $r$  分别为: 0.882、0.838、0.732 和 0.645。

在试验开始,两种模式下,PCBs 处理组与对照组相比沉积物呼吸强度的差异不明显。但从第 30 天起,未种植模式下 PCBs 处理组显著高于对照组( $P < 0.05$ )。说明 PCBs 对沉积物的呼吸作用具有明显的促进作用。在秋茄根区的沉积物中,从第 30 ~ 第 270 天,除 180 µg·kg<sup>-1</sup> PCBs 处理组差异不显著外,其余处理组呼吸强度显著高于对照组( $P < 0.05$ )。

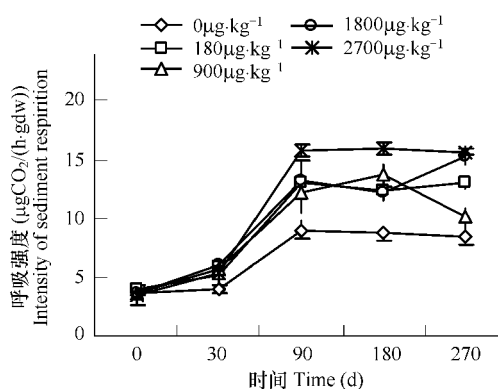


图 2 不同浓度 PCBs 对未种植沉积物呼吸强度的影响  
Fig. 2 Effect of different concentrations of PCBs on non-vegetated sediments respiration

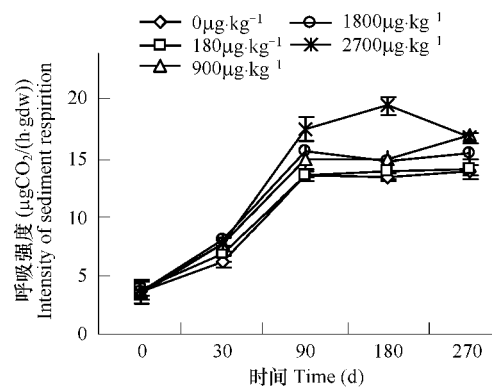


图 3 不同浓度 PCBs 对秋茄根区沉积物呼吸的影响  
Fig. 3 Effect of different concentrations of PCBs on *K. obovata* rhizopheric sediments respiration

## 2.4 PCBs 对酶活性的影响

### 2.4.1 PCBs 对多酚氧化酶活性的影响

PCBs 对多酚氧化酶活性的影响见图 6 和图 7。试验开始时,两种模式下 PCBs 处理组多酚氧化酶活性与

对照差异不显著。到第 30 天,1800 和 2700  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  PCBs 处理组多酚氧化酶活性显著高于对照组 ( $P < 0.05$ )。到第 180 天以后,未种植 PCBs 处理组多酚氧化酶活性显著高于对照组 ( $P < 0.01$ ),种植秋茄的 PCBs 处理组除 900  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  外,多酚氧化酶活性均显著高于对照组。这表明本试验浓度下,PCBs 可刺激土壤微生物分泌多酚氧化酶。

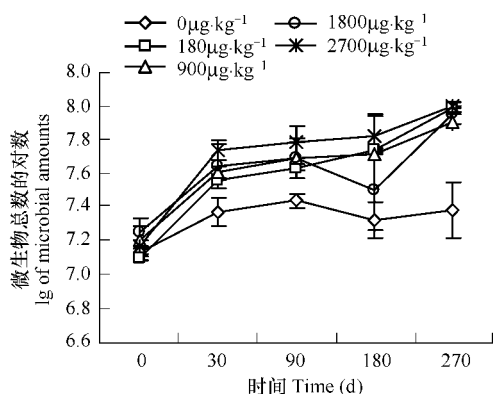


图 4 不同浓度 PCBs 对未种植沉积物微生物数量的影响

Fig. 4 Effect of PCBs on non-vegetated sediment microbial amounts in different concentrations

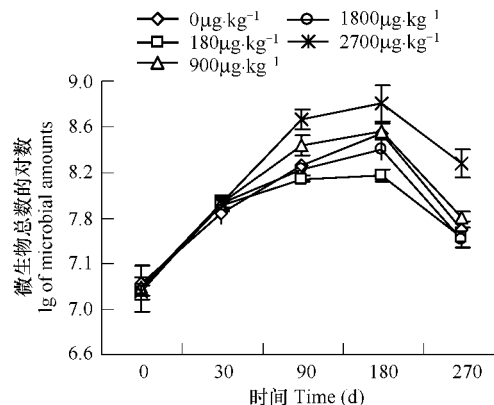


图 5 不同浓度 PCBs 对秋茄根区沉积物微生物数量的影响

Fig. 5 Effect of PCBs on *K. obovata* rhizospheric sediment microbial amounts in different concentrations amount in different concentrations

从第 30 ~ 第 90 天,尽管个别差异不显著,秋茄根区的多酚氧化酶活性普遍高于未种植,第 180 天以后,种植与未种植沉积物多酚氧化酶活性差异不显著。

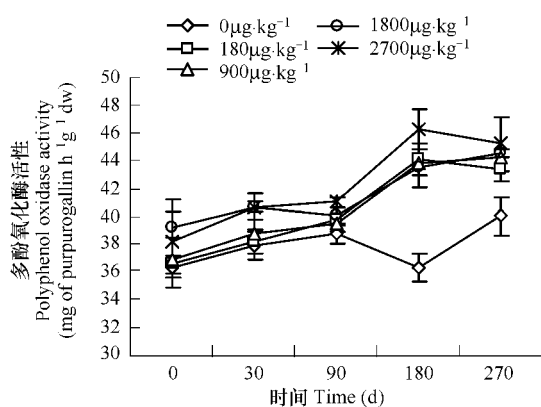


图 6 PCBs 对未种植沉积物中多酚氧化酶活性的影响

Fig. 6 Effect of PCBs on activity of polyphenol oxidase in non-vegetated sediment

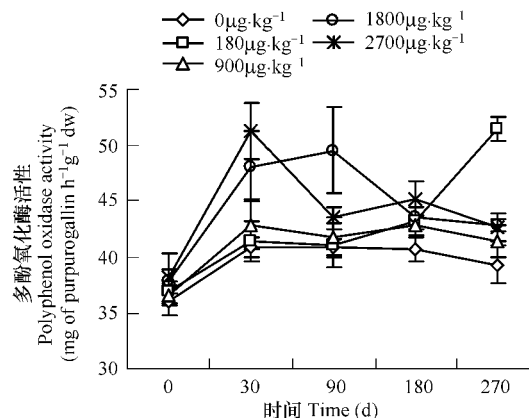


图 7 PCBs 对秋茄根区沉积物中多酚氧化酶活性的影响

Fig. 7 Effect of PCBs on activity of polyphenol oxidase in *K. obovata* rhizospheric sediment

#### 2.4.2 PCBs 对过氧化物酶活性的影响

PCBs 对沉积物过氧化物酶 (POD) 活性的影响见图 8。试验开始时,1800 ~ 2700  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  的 PCBs 抑制了 POD 的活性 ( $P < 0.05$ ),到第 30 天,酶活性开始恢复,PCBs 处理组 POD 活性与对照差异不显著。第 90 天以后,PCBs 处理组 POD 活性显著高于对照组 ( $P < 0.05$ )。表明 PCBs 对 POD 活性是先抑制后激活,且抑制作用与 PCBs 的浓度有关。

PCBs 对秋茄根区沉积物 POD 活性的影响见图 9。试验初期,2700  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  的 PCBs 抑制了 POD 的活性 ( $P < 0.05$ ),但酶活性恢复很快,到第 30 天,900  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  和 2700  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  的 PCBs 处理组 POD 活性显著高于对照组 ( $P < 0.05$ ),到第 180 天,除 1800  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  外,其余 PCBs 处理组 POD 活性显著高于对照组 ( $P < 0.05$ )。

到第 270 天,各 PCBs 处理组显著高于对照组。

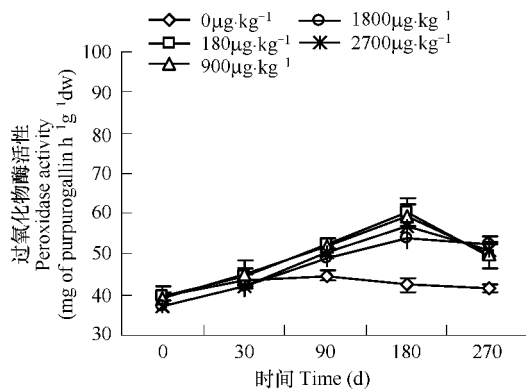


图 8 PCBs 对未种植沉积物中过氧化物酶活性的影响

Fig. 8 Effect of PCBs on activity of peroxidase in non-vegetated sediment

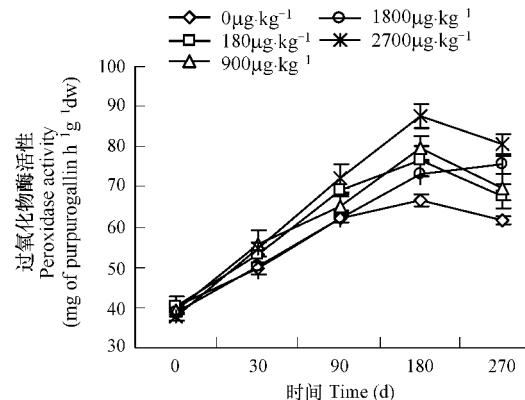


图 9 PCBs 对秋茄根区沉积物中过氧化物酶活性的影响

Fig. 9 Effect of PCBs on activity of peroxidase in *K. obovata* rhizopheric sediment

从第 30 ~ 第 270 天,秋茄根区的 POD 活性显著高于未种植 ( $P < 0.05$ )。

### 3 讨论

#### 3.1 PCBs 对微生物数量和主要类群多样性的影响

Zhang 等<sup>[28]</sup>在石油污染废水灌溉对水稻土壤微生物的影响研究表明,灌溉水中总石油烃 (TPH) 的浓度与好氧异氧细菌的菌落形成单位呈极显著正相关。Ramsay 等<sup>[29]</sup>在研究了生物修复对石油污染的红树林底泥微生物群落的影响发现,石油污染可刺激红树林底泥好氧异氧菌、烷类降解菌和芳香族降解菌的生长。而石油污染又是 PCBs 污染的来源之一。Nichols 等<sup>[30]</sup>的研究表明,加入代表链烷、环烷、单环和多环芳烃的十六烷、2,2-二甲苯、顺式萘烷、苯甲酸、菲等有机污染物可刺激土壤细菌尤其是降解菌增殖,同时,与未种植的土壤相比,种植了 *Medicago sativa* L. 和 *Poa alpina* L. 可提高根系细菌的数量和降解菌的比率。在本研究中,无论种植还是未种植,与对照组相比,PCBs 处理可增加细菌和放线菌的数量,这可能是 PCBs 的加入作为一种基质,刺激了降解菌或产酶菌的生长。其中,未种植秋茄的沉积物经 PCBs 处理可显著提高细菌和放线菌的数量。由于种植可显著提高沉积物中细菌的数量,所以 PCBs 对秋茄根区沉积物中细菌的影响不明显,只有高浓度的 PCBs 促进细菌的生长。

沉积物呼吸强度与微生物数量具有相似的变化趋势,土壤的呼吸作用是指土壤微生物活动中释放  $\text{CO}_2$  的过程,可用来衡量土壤微生物总活性,反映土壤中有机质的分解,以及土壤有效养分的状况,也可代表土壤代谢的旺盛度<sup>[27,31]</sup>。在未种植模式下,PCBs 处理的沉积物呼吸强度均比对照组高。在种植模式下,除个别差异不显著外,其余的呼吸强度均比对照组显著提高。说明 PCBs 促进微生物的生长繁殖进而促进了沉积物的呼吸能力。

由于细菌在沉积物微生物中占有绝对的优势,因此细菌的数量是微生物多样性指数的决定性因素。在第 90 天,无论种植还是未种植,多样性指数都有一个峰值,这是由于此时,细菌增加不明显,而放线菌和真菌却增加了一个数量级,导致多样性指数上升。另外,与未种植相比,种植秋茄可显著提高沉积物中细菌的数量,因此,多样性指数相对更低。

#### 3.2 PCBs 对未种植沉积物和秋茄根区沉积物酶活性的影响

土壤和沉积物中的酶是土壤新陈代谢的重要因素。它们主要来自微生物细胞,也可来自动植物残体。土壤和沉积物中的酶与微生物细胞一起推动着有机物的分解和无机物的转化。此外,植物也能产生和释放某些生化酶,促进污染物的降解。植物通过酶促反应降解污染物的过程,既可以发生在植物体内,也可发生在植物的根系周围(根际圈)。没有被细胞呼吸作用所利用的光合产物能够释放进入根际圈,从而降解污染物。植物

中常规酶系能增加污染物的可溶解性,从而提高它们的生物可利用性<sup>[32]</sup>。植物释放到环境中的酶具有显著的催化作用,可直接降解有机污染物<sup>[33,34]</sup>。

多酚氧化酶是土壤中重要的氧化还原酶,能够参与芳香族类化合物的分解转化过程。在土壤中芳香族有机化合物转化为腐殖质组分的过程中,多酚氧化酶起着重要作用,在此过程中多酚氧化酶活性不断降低<sup>[35]</sup>。周礼恺等<sup>[36]</sup>的研究也表明,多酚氧化酶活性与土壤腐质化程度呈负相关。多酚氧化酶分为两个亚型:酪氨酸酶和漆酶,其中漆酶参与了 PCBs 的降解<sup>[37]</sup>。丁克强等<sup>[23]</sup>研究表明多酚氧化酶有可能参与了土壤中苯并[a]芘的分解转化过程,其活性的提高加速了苯并[a]芘这种有机污染物的降解,从而提高了多环芳烃污染土壤的生物修复能力,本试验过程中也发现沉积物中多酚氧化酶活性与 PCBs 的去除率具有正相关关系。

在本试验过程中,无论种植秋茄还是未种植,PCBs 处理组多酚氧化酶活性显著高于对照组,并呈升高趋势,这可能是难以降解的 PCBs 持续性地刺激沉积物中微生物产生多酚氧化酶的原因。由于植物的参与,在第 30 天到第 90 天,秋茄根区沉积物多酚氧化酶活性显著高于未种植,但到第 180 天以后,种植和不种植酶活性差异不显著,因此推断多酚氧化酶主要靠特定的微生物产生。

土壤和沉积物中 POD 能利用由于微生物的活动和某些氧化酶的作用而在土壤中形成的过氧化氢和其他有机过氧化物中的氧,氧化土壤有机质(酚、胺及某些杂环化合物)。POD 是由许多具有特异性酶作用物组成的酶系,它的总活性是几种过氧化物同工酶联合活性的表现<sup>[38]</sup>。POD 在体外参与许多化学反应,如:氧化反应、脱羧反应及聚合反应,有的还参与有机化合物的脱毒反应。当环境中存在有毒化合物时可通过生物或非生物因素诱导产生 POD。在这个酶系中,山葵过氧化物酶(Horseradish peroxidase (HRP))、氯过氧化物酶(Chloroperoxidase (CPO))、木质素过氧化物酶(Lignin peroxidase (LiP))、锰过氧化物酶(Manganese peroxidase (MnP))等催化了污染物的降解<sup>[39]</sup>,其中,LiP、MnP 参与了氯取代数为 1~6 的 PCBs 的降解<sup>[37]</sup>。Kucerova 等<sup>[40]</sup>认为植物中的 POD 能代谢 PCBs。Chu 等<sup>[41]</sup>的研究也表明植物中的 POD 和 P-450 部分介导了 PCBs 的降解和转化。植物对 PCBs 的代谢能力与 POD 总活性呈正相关<sup>[42,43]</sup>,但与 LiP 和 MnP 没有相关性<sup>[44]</sup>。Zhang 等<sup>[28]</sup>在研究石油污染废水灌溉对水稻土壤酶活性的影响中发现灌溉水中总石油烃(TPH)浓度与脱氢酶、过氧化物酶以及多酚氧化酶均呈极显著正相关。在本研究中,POD 活性与 PCBs 污染浓度没有显著相关关系,但与沉积物中 PCBs 的去除率呈正相关关系。在试验过程中,未种植 PCBs 处理组多酚氧化酶和 POD 活性均高于对照组,表明这两种酶是沉积物 PCBs 污染的敏感指标。这两种酶是否参与了 2,2',4,4'-CB 和 2,2',4,4',6,6'-CB 的降解,有待进一步研究。

#### 4 结论

(1)种植秋茄可提高沉积物中细菌和放线菌的数量,但不能提高真菌的数量。本试验条件下,PCBs 处理可显著提高沉积物中细菌和放线菌的数量。沉积物呼吸强度与微生物数量具有相似的变化趋势,PCBs 促进微生物的生长繁殖进而促进了沉积物的呼吸能力。

(2)本试验条件下,细菌的数量是微生物主要类群多样性指数的决定性因素。与未种植红树植物的相比,种植沉积物微生物多样性指数相对较低;PCBs 对微生物主要类群多样性影响不明显。

(3)PCBs 可促进沉积物中多酚氧化酶的产生,对沉积物中 POD 先抑制后激活,表明这两种酶是 PCBs 污染的敏感指标。

#### References:

- [1] Tyler C R, Jobling S, Sumpter J P. Endocrine disruption in wildlife : a critical review of the evidence. *Critical Reviews in Toxicology*, 1998, 28: 319—3611.
- [2] Vallack H W, Bakker D J, Brandt I, *et al.* Controlling persistent organic pollutants — what next? *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 1998, 6: 143—175.
- [3] Xing Y, Li Y L, Liu W B, *et al.* Assessment of PCB pollution in spatial distribution and analysis of the PCB sources in sediments in China. *Environmental Science*, 2006, 27(2): 228—234.

- [ 4 ] Nie X P, Lan C Y Luan T G, *et al.* Polychlorinated biphenyls in the waters, sediments and benthic organisms from Guangzhou reach of Pearl River. *China Environmental Science*, 2001, 21(5): 417—421.
- [ 5 ] Yang Y L, Pan J, Li Y, *et al.* Horizontal and vertical distributions of PCBs in sediments and mussel pollution in Qingdao coastal sea. *China Environmental Science*, 2003, 23(5): 515—520.
- [ 6 ] Liu Y Y, Chen G Z. Research advances in phytoremediation of polychlorinated biphenyls ( PCBs). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(2): 325—330.
- [ 7 ] Lin P. Mangrove vegetation. Beijing: Ocean Press, 1984. 4—34.
- [ 8 ] Halmar H, Peter V R. Assessing sediment removal capacity of vegetated and non-vegetated settling ponds in prawn farms. *Aquacultural engineering*, 2003, 27: 295—314.
- [ 9 ] Huang F L, Xia B C, Dai X. Bacteria ecology in planting-culturing system. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(6): 1030—1034.
- [ 10 ] Boonsong K, Piyatirativorakul S, Patanaponpaiboon P. Potential use of mangrove plantation as constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 2003, 48(5): 257—266.
- [ 11 ] Chu H Y, Chen N C. Tide-tank system simulating mangrove wetland for removal of nutrients and heavy metals from wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 1998, 38(1): 361—368.
- [ 12 ] Ye Y, Tam N F Y, Wong Y S. Livestock wastewater treatment by a mangrove pot-cultivation system and the effect of salinity on the nutrient removal efficiency. *Marine Pollution Bulletin*, 2001, 42(6): 513—521.
- [ 13 ] MacFarlane G R, Pulkownik A, Burchett M D. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential. *Environmental Pollution*, 2003, 123(1): 139—151.
- [ 14 ] Chen X Y, Zen B H, Chen L H. Heavy metals contents in sediments, mangroves and bivalves from Ting Kok, Hong Kong. *China Environmental Science*, 2003, 23(5): 480—484.
- [ 15 ] Li M, Chen G Z. Effect of oil wastewater on some eco-physiological indexes of *Kandelia candel* seedlings. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(3): 528—532.
- [ 16 ] Naidoo G, Chirkoot D. The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. *Environmental Pollution*, 2004, 127(3): 359—366.
- [ 17 ] Chen G Z, Miao S Y, Tam N F Y, *et al.* Effect of synthetic wastewater on eco-physiological indexes of *Kandelia candel* seedlings. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1994, 5(2): 221—224.
- [ 18 ] Wong Y S, Tam N F Y, Chen G Z, *et al.* Response of *Aegiceras corniculatum* to synthetic sewage under simulated tidal conditions. *Hydrobiologia*, 1997, 352: 89—96.
- [ 19 ] Chen G K, Chen G Z, Wong Y S, *et al.* Effect of artificial wastewater on some eco-physiological characteristics of *Avicennia marina* seedlings. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1999, 10(1): 95—98.
- [ 20 ] Ye Y, Tam N F Y, Lu C Y. Effects of livestock wastewater on seedlings of two mangrove species. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, (5): 766—770.
- [ 21 ] Jing Y X, Ren Y L, Chen G Z. Studies of eco-physiological characteristics of three mangrove species in constructed wetland sewage treatment system. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(7): 1612—1619.
- [ 22 ] Long E R, Macdonald D D, Smith S L, *et al.* Incidence of adverse biological effects with ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 1995, 19: 81—97.
- [ 23 ] Ding K Q, Luo Y M, Liu S L, *et al.* Dynamics in benzo[a]pyrene concentrations in soil as influenced by ryegrass plants. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(3): 348—353.
- [ 24 ] Nanning Institute of Soil Science, Chinese Academy of science. *Research Methods of Soil Microbe*. Beijing: Science Press, 1985. 40—59, 263—269.
- [ 25 ] Ma Y, Zhang J Y, Wong M H. Microbial activity during composting of anthracene-contaminated soil. *Chemosphere*, 2003, 52: 1505—1503.
- [ 26 ] Chai Q, Hung G B, Huang P, *et al.* Effect of 3-methyl-phenol and phosphorous on soil microbes and enzyme activity in wheat faba-bean intercropping systems. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(2): 383—390.
- [ 27 ] Lu R K. *Method of Soil Agrochemistry Analysis*. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999. 231—240.
- [ 28 ] Zhang H L Y, Zhang C G, Chen G X. Effect of petroleum-containing waste water irrigation on bacterial diversities and enzymatic activities in a paddy soil irrigation area. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34(3): 1073—1080.
- [ 29 ] Ramsay M A, Swannell R P J, Shipton W A, *et al.* Effect of bioremediation on the microbial community in oiled mangrove sediments. *Marine Bulletin*, 2000, 41: 413—419.
- [ 30 ] Nichols T D, Wolf D C, Pogers H B, *et al.* Rhizosphere microbial populations in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1997, 95:

165—178.

- [31] Zhang W Q, Lü W J, Chen Q. The effect of molecular weight of chitosan on soil's carbon, nitrogen and soil respiration. *Acta Ecologica Sinica*, 26 (4):1280—1284.
- [32] Sandermann H J. Plant metabolism of xenobiotics. *Trends in Biochemical Sciences*, 1992, 17: 82—84.
- [33] Cunningham S D, Berti W R, Huang J W. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 1995, 13:393—397.
- [34] Wenzel W W, Adriano D C, Salt D, *et al.* Phytoremediation: a plant-microbe-based remediation system. In: Adriano D C, *et al.* eds. *Bioremediation of Contaminated Soils*, Agronomy Monograph, 1999,37:457—508.
- [35] Guan Y S. Soil enzymes and their study methods. Beijing: Agricultural Press, 1986,323—328.
- [36] Zhou L K, Zhang Z M, Chen E F. Enzyme activities of black soil. *Acta Pedologica Sinica*, 1981, 18: 158—166.
- [37] Gianfreda L, Rao M A. Potential of extra cellular enzymes in remediation of polluted soils: a review. *Enzyme and Microbial Technology*, 2004, 35:339—354.
- [38] Stiborova M, Miksanova M, Martinek V, *et al.* Heme peroxidases: structure function mechanism and involvement in activation of carcinogens: a review. *Collect Czech Chem Commun*, 2000, 65:297—325
- [39] Durán L, Esposito E. Potential applications of oxidative enzymes and phenoloxidase-like compounds in wastewater and soil treatment: a review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2000,28:83—99.
- [40] Kucerova P, Mackova M, Polachova L, *et al.* Correlation of PCB transformation by plant tissue cultures with their morphology and peroxidase activity changes. *Collect. Czech Chem. Commun*, 1999, 64: 1497—1509
- [41] Chu W K, Wong M H, Zhang J. Accumulation, distribution and transformation of DDT and PCBs by *Phragmites australis* and *Oryza sativa* L. II. Enzyme study. *Environmental Geochemistry and Health*, 2006,28:169—181
- [42] Chroma L, Mackova M, Kucerova P, *et al.* Enzymes in plant metabolism of PCBs and PAHs. *Acta Biotechnologica*, 2002, 22 (1): 34—41.
- [43] Mackova M, Macek T, Ocenaskova J, *et al.* Biodegradation of polychlorinated biphenyls by plant cells. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 1997,39(4):317—325.
- [44] Chroma L, Macek T, Demnerova K, *et al.* Decolorization of RBBR by plant cells and correlation with the transformation of PCBs. *Chemosphere*, 2002, 49:739—748.

#### 参考文献:

- [3] 邢颖,吕永龙,刘文彬,等. 中国部分水域沉积物中多氯联苯污染物的空间分布、污染评价及影响因素分析. *环境科学*, 2006,27(2):228~234.
- [4] 聂湘平,蓝崇钰,栾天罡,等. 珠江广州段水体、沉积物及底栖生物中的多氯联苯. *中国环境科学*, 2001,21(5):417~421.
- [5] 杨永亮,潘静,李悦,等. 青岛近海沉积物 PCBs 的水平与垂直分布及贝类污染. *中国环境科学*, 2003,23(5):515~520
- [6] 刘亚云,陈桂珠. 植物修复多氯联苯研究进展. *应用生态学报*, 2006,17(2):325~330.
- [7] 林鹏. 红树林. 北京:海洋出版社,1984. 4~34.
- [9] 黄凤莲,夏北成,戴欣,等. 滩涂海水种植-养殖系统细菌生态学研究. *应用生态学报*, 2004, 15(6):1030~1034.
- [14] 陈小勇,曾宝强,陈利华. 香港汀角红树植物、沉积物及双壳类动物重金属含量. *中国环境科学*, 2003, 23(5):480~484.
- [15] 李玫,陈桂珠. 含油废水对秋茄幼苗的几个生理生态指标的影响. *生态学报*, 2000, 20(3):528~532.
- [17] 陈桂珠,缪绅裕,谭凤仪,等. 人工合成污水对秋茄幼苗的几个生态生理学指标影响初报. *应用生态学报*, 1994, 5(2):221~224.
- [19] 陈桂葵,陈桂珠,黄玉山,等. 人工污水对白骨壤幼苗生理生态特性的影响. *应用生态学报*, 1999, 10(1):95~98.
- [20] 叶勇,谭凤仪,卢昌义. 牲畜废水对两种红树植物幼苗的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(5):766~770.
- [21] 靖元孝,任延丽,陈桂珠. 人工湿地污水处理系统3种红树植物生理生态特性研究. *生态学报*, 2005, 25,(7):1612~1619.
- [23] 丁克强,骆永明,刘世亮,等. 黑麦草对土壤中苯并[a] 芘动态变化的影响. *土壤学报*, 2004,41(3):348~353.
- [24] 中国科学院南京土壤研究所微生物室. 土壤微生物研究法. 北京:科学出版社,1985. 40~59,263~269.
- [26] 柴强,黄高宝,黄鹏,等. 间甲酚及施磷对小麦间作蚕豆土壤微生物和酶活性的影响. *生态学报*, 2006, 26(2):383~390.
- [27] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京:中国农业出版社,1999. 231~240.
- [31] 张文清,吕伟妍,陈强. 不同分子量壳聚糖对土壤碳、氮及呼吸的影响. *生态学报*, 6(4):1280~1284.
- [35] 关松荫. 土壤酶及其研究法. 北京:农业出版社,1986. 323~328.
- [36] 周礼恺,张志明,陈恩凤. 黑土的酶活性. *土壤学报*, 1981,18:158~166.