



乳白耙齿菌 F17 对共存菲、蒽的降解差异性

刘俊, 吴涓*

安徽大学资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230601

摘要:【目的】通过对影响乳白耙齿菌 F17 (*Irpex lacteus*)降解共存菲、蒽因素的研究, 比较共存的菲和蒽降解性能的不同, 并结合降解中间产物的分析, 初步探讨其降解途径。【方法】采用 GC-MS 测定菲和蒽的浓度, 并通过质谱图分析降解产物。【结果】共存的菲和蒽在初始浓度均为 5 mg/L 时生物降解率较高, 分别为 93%和 85%以上。乳白耙齿菌 F17 在 pH 3.0–8.0 能较好地降解共存的菲, 在 pH 4.0–8.0 范围内可较好地降解共存的蒽。菲的生物降解过程对低温的适应性比共存的蒽要好, 共存体系的最适降解温度是 30 °C。在酶的作用下, 蒽转化成邻苯二甲酸, 菲转化为邻苯二甲酸或邻苯二酚。【结论】实验结果表明, 当菲和蒽共存时, 不同条件下乳白耙齿菌 F17 对菲的降解效果均比蒽要好, 而且菲的总降解速率比蒽要快, 作为同分异构体的菲和蒽, 由于 3 个苯环位置的不同而表现出降解性能和降解途径上的差异性。

关键词: 乳白耙齿菌 F17, 菲, 蒽, 降解率, 降解途径

多环芳烃(PAHs)作为一种持久性有毒有机化合物, 在环境中分布广泛。由于多环芳烃的“三致”效应以及生物积累和生物放大等特性, 严重威胁人体健康和生态环境^[1–2]。目前对 PAHs 污染的治理方法主要包括物理法、化学法和生物法, 但其中生物降解法因其高效且环境友好而得到更多关注^[3–4]。可降解 PAHs 的微生物包括真菌、细菌和藻类, 其中白腐真菌由于能够合成锰过氧化物酶、木质素过氧化物酶、漆酶等, 降解具有耗能低、效率

高、广谱性、适应性强、二次污染少等优点, 因而在有机污染物的生物修复中具有独特的优势^[5–7]。

乳白耙齿菌(*Irpex lacteus*)是一种世界性分布的白腐真菌, 因其能够降解木质素和木质素衍生的芳香族化合物以及在水土环境中表现出显著的污染物抗性, 而被认为是生物降解有机污染物的优良菌株, 同时由于该菌株含有药用成分而被用作药物制剂, 因而受到国内外学者的重视^[8–9]。本实验所用乳白耙齿菌 F17 (*Irpex lacteus* F17)是由

基金项目: 安徽省教育厅重点科研项目(KJ2017A035); 国家自然科学基金(31570102)

*通信作者。E-mail: wujuan@ustc.edu

收稿日期: 2018-08-15; 修回日期: 2018-12-08; 网络出版日期: 2019-02-03

安徽大学生命科学学院自行分离并鉴定的一株白腐真菌, 该菌可通过合成的锰过氧化物酶、漆酶及木质素过氧化物酶来脱毒和降解合成染料^[10]。然而, 关于乳白耙齿菌 F17 降解 PAHs 的研究鲜有报道。丁洁等^[11]研究了黄孢原毛平革菌对菲的降解, 当降解至第 60 天时, 降解率可达 92.77%。陈金媛等^[12]研究了白腐真菌 *Ganoderma sinense* 对葱的去除能力, 当葱的浓度为 10–30 mg/L 时, 去除率可达到 18.25%–33.30%。乳白耙齿菌 F17 的生理活动、酶系的合成和活性等受培养条件的影响很大, 因此培养条件是实现高效降解的保证。

多环芳烃种类较多, 其各自的分子结构和理化性质差异较大, 因而反映出的生物降解性能也有所不同^[13–15]。目前关于复合多环芳烃的生物降解已有一些报道^[16], 但有关 PAHs 中同分异构体在生物降解性能差异性方面的研究鲜有报道。作为同分异构体的菲和葱同为三环化合物, 但葱是线性分子, 菲是角性分子, 一般来说, 角性分子比线性分子在水中的溶解度大, 而 PAHs 的生物降解效果与其水溶性有很大关系, 因此菲和葱在生物降解过程中必然存在着某些差异。

本研究利用乳白耙齿菌 F17 为降解菌株, 以 PAHs 中的菲和葱作为代表物, 考察菲和葱的初始浓度、体系 pH 值和降解温度对生物降解的影响, 并分析菲和葱这一对同分异构体共存时在降解性能和降解途径上的差异性, 以期 PAHs 的微生物修复提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 实验菌种

本实验中所用降解菌为乳白耙齿菌 F17 (*Irpex lacteus* F17), 由安徽大学生命科学学院自行

筛选所得。

1.2 培养基

CPDA 液体培养基(g/L): 葡萄糖 4.0, KH_2PO_4 0.6, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.3, 马铃薯汁 200 mL, pH 5.8–6.0。

无机盐培养基(g/L): KH_2PO_4 0.5, NH_4NO_3 3.0, $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 0.5, 无机盐溶液 2 mL, 蒸馏水 1000 mL, pH 4.5–5.0。

无机盐溶液(g/L): $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 1.0, $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 1.0, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 4.0, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 1.0, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1.0 g, 蒸馏水 1000 mL。

1.3 实验方法

本实验设定 3 个不同的影响因素: 多环芳烃的初始浓度、体系 pH 值和温度。将乳白耙齿菌 F17 接入 CPDA 液体培养基中, 培养 3 d 后, 从培养液中取 1 mL 菌液接入已灭菌的 20 mL 无机盐培养基中, 再同时加入一定量的菲和葱构成共存体系, 于 30 °C、120 r/min 条件下恒温振荡培养(避光)。从第 3 天开始取样测定菲和葱的浓度, 直到第 15 天。本实验使用 0.1 mol/L 的柠檬酸-柠檬酸钠缓冲液, 将培养基 pH 值分别调节至 3.0、4.0 和 5.0。使用 0.2 mol/L 的磷酸氢二钠-磷酸二氢钠缓冲液, 将培养基 pH 值分别调节至 6.0、7.0 和 8.0。

乳白耙齿菌 F17 生物量的测定采用菌体干重法。在共存的菲和葱的初始浓度均为 5 mg/L 的降解体系中, 在 pH 5.0 及 30 °C 的条件下培养乳白耙齿菌 F17, 定时取样, 过滤得到菌丝球, 于 80 °C 下烘干至恒重。

1.4 菲和葱浓度的测定方法

将 20 mL 培养液转移至 125 mL 的分液漏斗

中, 加入等体积的二氯甲烷进行萃取, 收集下层有机相, 经无水硫酸钠脱水。对上层液体重复上述操作, 合并 2 次萃取的有机相, 用旋转蒸发器于 40 °C 减压蒸发, 最后用甲醇将蒸发器收集瓶内壁黏附物洗下, 移至 10 mL 容量瓶中, 用甲醇定容至 10 mL。过 0.22 μm 滤膜, 加入 1.5 mL 色谱进样瓶中, 用气相色谱-质谱仪测定。根据保留时间和峰面积, 采用外标法计算蒽和菲的浓度。

Agilent7890A/5975C 型气相色谱-质谱仪的分析条件为: 色谱柱为 DB-5MS 毛细管柱(0.25 mm \times 30 m, 0.25 μm , J&K Scientific, USA); 以纯度为 99.999% 的高纯氦气(He)为载气, 流量设定为 1.0 mL/min; 进样口温度设定为 250 °C, 离子源(EI 源)温度设定为 240 °C, 传输线温度设定为 280 °C; 采用不分流进样模式, 进样量为 1 μL 。气相色谱升温程序如下: 80 °C, 保留 2 min; 以 15 °C/min 的速率升到 215 °C, 保留 1 min; 以 6 °C/min 的速率升到 280 °C, 保留 1 min; 以 10 °C/min 的速率升到 300 °C, 保留 5 min。以选择离子模式(SIM)对化合物进行监测。

在本文的所有实验中, 每个条件均设置了 3 个平行, 然后分别萃取测定, 取其平均值为最终结果。

2 结果和分析

2.1 初始浓度对降解的影响

将菲和蒽同时加入到已灭菌的培养基中, 使它们具有相同的初始浓度, 初始浓度分别设为 1、5、10、20 mg/L, 培养基的初始 pH 值为 5.0, 降解温度为 30 °C。实验结果如图 1 所示。

如图 1 所示, 以第 15 天时的降解率为考察指标, 发现初始浓度为 5 mg/L 时, 菲和蒽的降解率较高, 分别为 93.9% 和 85.2%。初始浓度为 10 mg/L 时, 菲和蒽的降解率略高于 5 mg/L 时。

据报道^[17-18], 对低相对分子质量的 PAHs 如菲和蒽, 微生物一般采用以 PAHs 为唯一碳源和能源的方式进行降解。当共存的菲和蒽初始浓度较低时其降解率较低, 其原因在于降解过程中作为唯一碳源的菲和蒽量不足, 使得乳白耙齿菌 F17 的生长受限, 从而影响了菲和蒽的降解。而共存

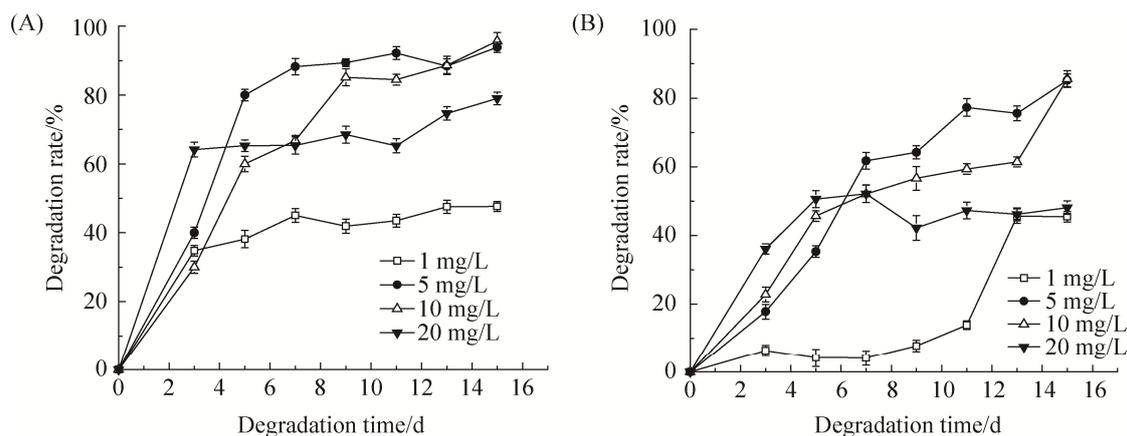


图 1. 初始浓度对共存菲、蒽降解的影响

Figure 1. Effects of initial concentration on the degradation rate of coexisting phenanthrene and anthracene. A: the degradation rate of phenanthrene under different concentrations; B: the degradation rate of anthracene under different concentrations.

的菲和蒽初始浓度较高时其降解率也偏低, 说明高浓度的菲和蒽对乳白耙齿菌 F17 的生长有一定的抑制作用, 因而导致了菲和蒽降解率的下降。本实验结果表明, 共存菲、蒽的初始浓度对生物降解的效果有一定的影响。

唐玉斌等^[19]研究了菌种 B-1 对芘降解性能的研究, 芘的最适降解浓度为 80 mg/L, 低于或高于该浓度都不利于芘的降解。微生物对多环芳烃有一定的耐受性, 超出了微生物的耐受范围则不利于多环芳烃的降解。

由以上实验结果分析还可得知, 菲和蒽生物降解的共同点是两者都是在初始浓度为 5 mg/L 和 10 mg/L 时降解率达到最大; 初始浓度为 1 mg/L 时的降解效果最差。不同之处在于, 首先乳白耙齿菌 F17 对菲的降解效果比蒽要好。其次, 对菲而言, 在第 5 天以后降解率变化很小, 而蒽在初始浓度分别为 5、10 mg/L 时均表现出降解率持续增大的趋势, 表明菲的总降解速率比蒽要快。杜丽娜等^[16]对比了青顶拟多孔菌对菲和蒽的降解能力, 研究结果表明菲的降解优于蒽的降解, 与本

实验结果一致。这种差异显然是由于菲和蒽分子结构的不同所引起。

2.2 体系 pH 值对降解的影响

将菲和蒽同时加入到已灭菌的培养基中, 并使二者的初始浓度均为 5 mg/L, 调节培养基的初始 pH 值分别为 3.0、4.0、5.0、6.0、7.0、8.0, 降解温度为 30 °C。

以第 15 天时的降解率为考察指标, 由图 2 可知, pH 5.0 时共存的菲和蒽的降解率都达到最大, 分别为 92.2%和 91.6%。pH>5.0 时, 菲和蒽的降解率略有降低。

由图 2 分析可知, 对共存的菲和蒽而言, 生物降解的不同之处有 3 点。第一, 乳白耙齿菌 F17 在 pH 3.0–8.0 均能较好地降解菲, 降解率可达到 84%以上。而该菌降解蒽的最适 pH 是 pH 4.0–8.0, 降解率可达到 85%以上。对菲来说, 可生物降解的 pH 范围稍宽。第二, pH 3.0 时, 菲的降解率远远大于共存的蒽, 而在其他 pH 值下, 乳白耙齿菌 F17 对菲的降解效果比与其共存的蒽稍好, 但差别并不大。第三, 菲在第 5 天以后降解率变化很小,

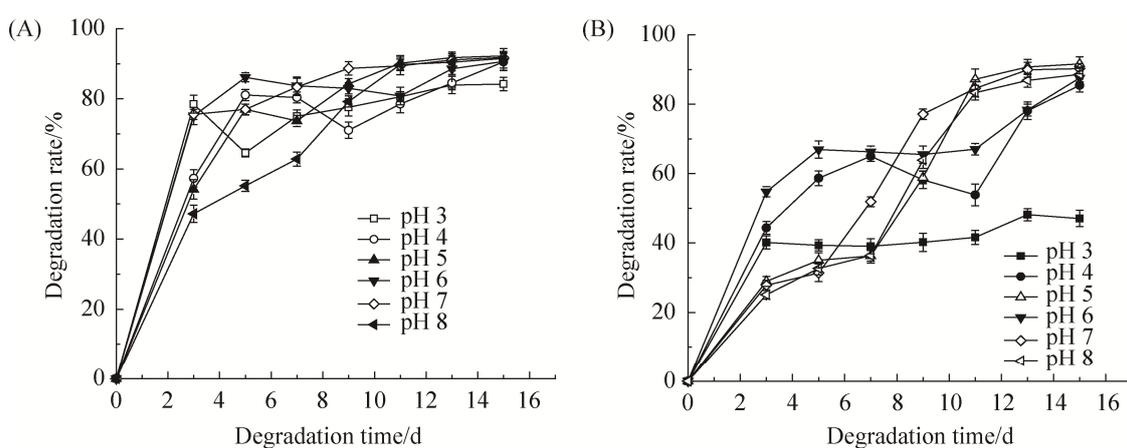


图 2. pH 值对共存的菲、蒽降解的影响

Figure 2. Effects of pH value on the degradation rate of coexisting phenanthrene and anthracene. A: the degradation rate of phenanthrene under different pH; B: the degradation rate of anthracene under different pH.

而蒽在第3天至第15天期间,除pH 3.0外均表现出降解率持续增大的趋势,表明菲的总降解速率比与其共存的蒽要快。

强婧等^[20]研究了烟曲霉对蒽的降解情况,其研究表明,菌株A10在pH 5.0–7.5范围内能较好地降解蒽。在本实验中,可生物降解的pH范围更大,表明乳白耙齿菌F17的降解性能更好。

2.3 温度对降解的影响

将菲和蒽同时加入到已灭菌的培养基中,并使二者的初始浓度均为5 mg/L,将降解温度分别设为10、20、30、35、40 °C,培养基的初始pH值为5.0。降解结果如图3所示。

以第15天时的降解率为考察指标,图3表明,最适降解温度为30 °C,共存的菲和蒽的降解率分别为92.2%和91.6%。温度为35 °C和40 °C时,共存的菲和蒽的降解率与30 °C时差别不大。

如图3所示,菲和蒽共存时它们生物降解的共同点是,随着温度的升高降解率增大。在10 °C和20 °C时,由于温度较低,微生物的生长速率和多环芳烃的降解速率均较慢,所以菲和蒽的降解率都不高。而在30–40 °C范围内,降解率则显著

增大,只是共存的菲和蒽降解率差别不大。所以生物降解的最适温度是30 °C,再提高温度无意义。强婧等^[20]研究了烟曲霉对蒽的降解情况,其研究表明,菌株A10降解的最适温度也为30 °C。另外,温度越高,达到最大降解率的时间越短,即降解速率越快。不同之处在于,菲的降解率高于共存的蒽,但低温时共存的菲和蒽的降解率差别较大,高温时两者的降解率比较接近。这一结果表明,菲的生物降解过程对低温的适应性比共存的蒽要好。另外,菲的总降解速率比与其共存的蒽要快。

2.4 降解率与菌体生长的关系

在菲和蒽的初始浓度均为5 mg/L的共存体系中,在pH 5.0及30 °C条件下,测定了乳白耙齿菌F17的生长曲线。如图4所示,该菌株在前3天生长量比较少,从第3天至第11天生长量较大,第11天至第15天生长量有所下降。多环芳烃的生物降解是一个酶促降解过程,乳白耙齿菌F17主要产锰过氧化物酶,而该酶属于次生代谢产物^[11]。因此正如前面实验结果所示,菲和蒽的降解率也是从第3天之后开始逐渐增大。

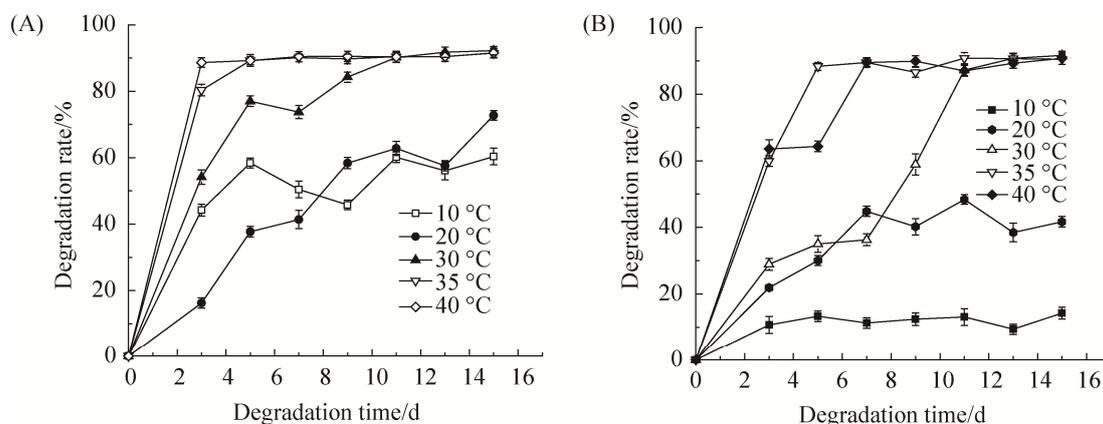


图3. 温度对共存的菲、蒽降解的影响

Figure 3. Effects of temperature on the degradation rate of coexisting phenanthrene and anthracene. A: the degradation rate of phenanthrene under different temperature; B: the degradation rate of anthracene under different temperature.

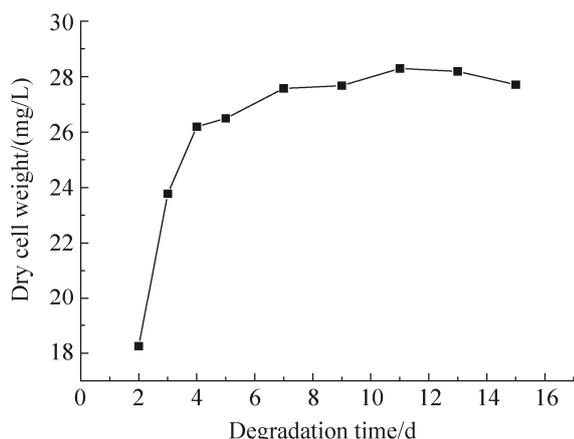


图 4. 乳白耙齿菌 F17 的生长曲线

Figure 4. Cell growth curve of *Irpex lacteus* F17.

2.5 蒽和菲的生物降解途径的比较

通过对乳白耙齿菌 F17 降解菲和蒽中间代谢

产物的质谱分析, 发现中间产物中有大量的 9,10 蒽醌、邻苯二甲酸、2-(3-羧基-3-氧代-1-丙烯基)苯甲酸和 4-(2-羟基-苯基)-2-氧代-3-丁烯酸出现, 如图 5 所示。根据这些中间产物的大量出现, 推测乳白耙齿菌 F17 对菲和蒽的生物降解途径如图 6 所示。

9,10 蒽醌和邻苯二甲酸的出现表明, 蒽首先在 9,10 位氧化生成双氢二醇, 然后经过脱氢酶的作用下, 9,10 位进行氧化生成双羟基蒽, 接着通过脱氢酶的作用下转化成 9,10 蒽醌, 9,10 蒽醌环氧化裂解生成邻苯二甲酸, 最后邻苯二甲酸通过 TCA 循环进一步降解。Hadibarata 等^[21]的研究表明, 真菌 S133 降解蒽的过程中也出现了 9,10 蒽醌和邻苯二甲酸等中间产物。

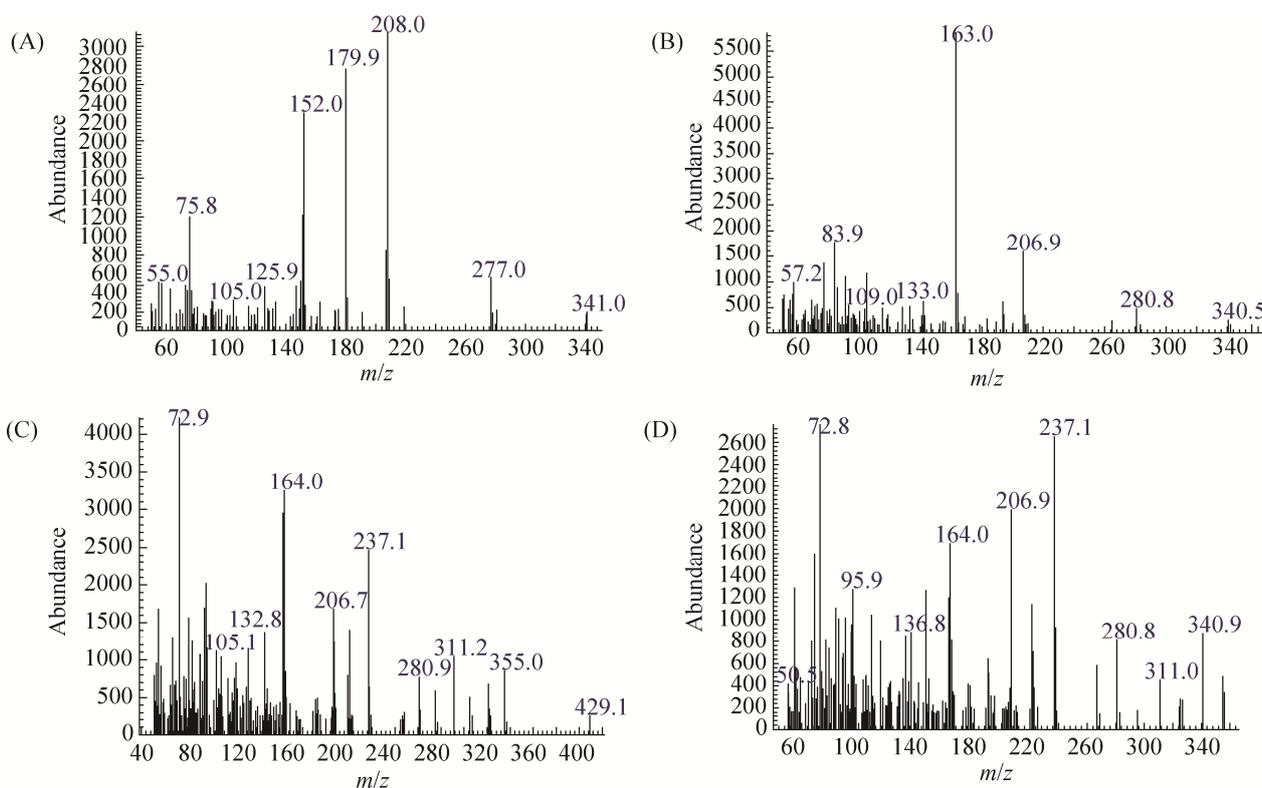


图 5. 代谢产物质谱图

Figure 5. Mass spectrogram of metabolic production. A: 9,10 anthraquinone; B: phthalic acid; C: 2-(3-carboxy-3-oxo-propenyl)-benzoic acid; D: 4-(2-hydroxy-phenyl)-2-oxo-3-enoic acid.

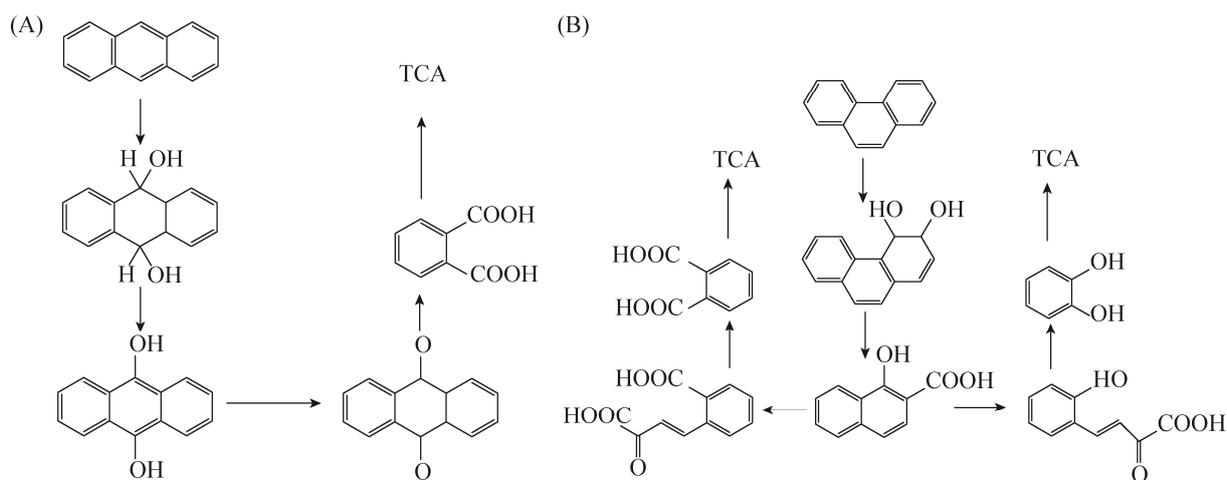


图 6. 代谢途径

Figure 6. Metabolic pathways. A: Metabolic pathways of anthracene; B: Metabolic pathways of phenanthrene.

2-(3-羧基-3-氧代-1-丙烯基)苯甲酸和 4-(2-羟基-苯基)-2-氧代-3-丁烯酸的出现, 说明菲首先在双加氧酶的作用下生成 1,2-菲二酚, 然后在一系列酶的作用下转化成 1-羟基-2-萘甲酸, 接着分两种途径进行降解。第一种是经过中间产物 2-(3-羧基-3-氧代-1-丙烯基)苯甲酸和邻苯二甲酸, 最后进入 TCA 循环, 另一种是经过中间产物 4-(2-羟基-苯基)-2-氧代-3-丁烯酸和邻苯二酚, 最后进入 TCA 循环。Wang 等^[22]研究表明, 嗜盐菌在降解菲的过程中出现了 1-羟基-2-萘甲酸、邻苯二甲酸和邻苯二酚等中间产物。

根据菲和蒽降解中间产物的不同, 表明菲和蒽这一对同分异构体由于 3 个苯环的位置不同而有着不同的降解途径。

3 讨论

在乳白耙齿菌 F17 降解共存菲、蒽的过程中, 主要影响因素包括污染物的初始浓度、pH 和降解温度。强婧等^[20]研究了烟曲霉对蒽的降解, 其研究表明, 蒽的初始浓度为 5 mg/L 时降解率最

大, 可达 92.2%; 而当蒽初始浓度为 1 mg/L 时降解率反而较低。污染物的初始浓度对降解效果的影响主要是因为作为唯一的碳源和能源的菲和蒽, 对微生物的生长影响较大。在本实验中, 共存的菲和蒽在初始浓度皆为 5 mg/L 或 10 mg/L 时降解率均较高。

本实验中, 乳白耙齿菌 F17 能在 pH 4.0–8.0 较好地降解共存的菲和蒽。张博^[23]研究了糙皮侧耳菌、偏肿拟栓菌、青顶拟多孔菌和灵芝 4 株白腐真菌对蒽的降解, 最适 pH 值分别为 6.16、6.26、4.12 和 6.10。降解体系的酸碱度主要是影响营养物质的正常吸收与转运, 影响细胞膜蛋白及胞外水解酶的活性, 从而影响菲和蒽的降解。乳白耙齿菌 F17 的最适生长 pH 为 5.0, pH 3.0 时酸性过大, 不利于乳白耙齿菌 F17 的生长和降解酶的合成, 从而影响 PAHs 的生物降解。然而这种影响对蒽的降解表现明显, 而对共存的菲则表现并不显著, 表明菲虽然和蒽有相同的分子量, 但由于 3 个苯环的位置不同而有着不同的降解途径。

温度一方面会直接影响微生物的生长代谢,

另一方面会影响酶的催化活性。白腐真菌对菲和蒽的降解,主要是依赖降解酶的合成。当温度低于或高于酶的最适温度时,酶都无法最好地发挥其催化活性。因此温度对共存的菲和蒽的降解影响显著^[14]。本实验中乳白耙齿菌 F17 生物降解的最适温度是 30 °C。Teerapatsakul 等^[24]研究了白腐真菌菌株 RYNF13 对菲的生物降解,在 30 °C 下 18 d 后菲被完全降解。周惠娟等^[25]研究了木糖氧化产碱菌对蒽的降解情况,其降解的最适温度为 32 °C,这主要归因于不同的微生物对温度的要求不同。

通过对初始浓度、pH 和温度等条件的考察,发现菲的总降解速率比与其共存的蒽要快,而且菲的降解效果优于蒽。这种差异主要是由菲和蒽分子结构的不同所引起。蒽和菲是同分异构体,蒽的 3 个环的中心在一条直线上,没有极性,而且蒽分子中 9,10 位的化学活性较高。而菲的结构特点是 3 个苯环“弯”并,稍有极性,因而菲在水中的溶解度比蒽要大,使得菲易于被微生物利用。这是造成菲和蒽在生物降解性能上表现出差异性的主要原因。另外,本实验也证实了同分异构体的生物降解途径也有所不同。

宋兴良等^[26]研究了黄杆菌属对蒽的降解途径,研究表明蒽通过 9,10 蒽醌和邻苯二甲酸中间产物进行降解。姜岩等^[20]研究了细菌对菲的生物降解,主要是通过 2-(3-羧基-3-氧代-1-丙烯基)苯甲酸和 4-(2-羟基-苯基)-2-氧代-3-丁烯酸中间产物进行降解。本实验则表明乳白耙齿菌 F17 对共存的菲、蒽的降解也同样表现出了差异性。

4 结论

共存菲、蒽的初始浓度对生物降解的效果有

一定的影响。菲和蒽在初始浓度均为 5 mg/L 和 10 mg/L 时降解效果都比较好,高浓度的菲和蒽对乳白耙齿菌 F17 的生长有一定的抑制作用。乳白耙齿菌 F17 对菲的降解效果比与其共存的蒽要好,而且菲的总降解速率比共存的蒽要快,这些差异是由菲和蒽分子结构的不同所引起的。

乳白耙齿菌 F17 可在 pH 4.0–8.0 这一较宽范围内降解共存的菲和蒽。pH 3.0 时,菲的降解率远远大于共存的蒽,而在其他 pH 值下,菲的降解效果仅比蒽稍好。表明作为同分异构体的菲和蒽,由于 3 个苯环的位置不同而表现出降解的差异性。在所考察的 pH 范围内菲的总降解速率比共存的蒽要快。

温度对共存菲、蒽的降解影响颇为显著,降解率和降解速率均随温度的升高而增大,生物降解的最适温度是 30 °C。不同之处在于,菲的生物降解过程对低温的适应性比共存的蒽要好。

根据质谱图推测,蒽首先在双加氧酶和脱氢酶的作用下转化成 9,10 蒽醌,然后在一系列酶的作用下转化成邻苯二甲酸,最后进入 TCA 循环。菲首先在一系列酶的作用下转化成 1-羟基-2-萘甲酸,然后经中间产物 2-(3-羧基-3-氧代-1-丙烯基)苯甲酸再进入 TCA 循环;或者是经中间产物 4-(2-羟基-苯基)-2-氧代-3-丁烯酸再进入 TCA 循环。

参考文献

- [1] Sartoros C, Yerushalmi L, Béron P, Guiot SR. Effects of surfactant and temperature on biotransformation kinetics of anthracene and pyrene. *Chemosphere*, 2005, 61(7): 1042–1050.
- [2] Mendyk L, Charzyński P. Soil sealing degree as factor influencing urban soil contamination with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Soil Science Annual*, 2016, 67(1): 17–23.
- [3] Zou JS, Sun J, Zhang XL, Guo ZS, Zhu MJ, Liu K. Distribution characteristics and sources of polycyclic aromatic

- hydrocarbons (PAHs) from Yangtze and Jialing River in Chongqing. *Environmental Chemistry*, 2017, 36(6): 1369–1376. (in Chinese)
- 邹家素, 孙静, 张晓岭, 郭志顺, 朱明吉, 刘坤. 长江嘉陵江重庆段多环芳烃的分布特征和来源辨析. *环境化学*, 2017, 36(6): 1369–1376.
- [4] Lu XX, Li XL, Ma J, Wu SK, Chen CQ, Wu W. Enhanced bioremediation of coking plant soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science*, 2011, 32(3): 864–869. (in Chinese)
- 卢晓霞, 李秀丽, 马杰, 吴淑可, 陈超琪, 吴蔚. 焦化厂多环芳烃污染土壤的强化微生物修复研究. *环境科学*, 2011, 32(3): 864–869.
- [5] Xiao PF, Li YW, Ryuichiro K. Enhancement of Tween60 and SDS for bioremediation of DDT-contaminated soil by white rot fungus. *China Environmental Science*, 2015, 35(12): 3737–3743. (in Chinese)
- 肖鹏飞, 李玉文, Ryuichiro K. Tween60 和 SDS 强化白腐真菌修复 DDT 污染土壤. *中国环境科学*, 2015, 35(12): 3737–3743.
- [6] Chen BL, Wang YS, Hu DF. Biosorption and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aqueous solutions by a consortium of white-rot fungi. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 179(1/3): 845–851.
- [7] Wan JW, Gao DW, Zhang B, Liang H. Co-metabolic degradation of pyrene by indigenous white-rot fungus *Pseudotrametes gibbosa* from the northeast China. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2011, 65(4): 600–604.
- [8] Kalpana D, Velmurugan N, Shim JH, Oh BT, Senthil K, Lee YS. Biodecolorization and biodegradation of reactive Levafix Blue E-RA granulate dye by the white rot fungus *Irpex lacteus*. *Journal of Environmental Management*, 2012, 111: 142–149.
- [9] Chen WT, Zheng LL, Jia R, Wang N. Cloning and expression of a new manganese peroxidase from *Irpex lacteus* F17 and its application in decolorization of reactive black 5. *Process Biochemistry*, 2015, 50(11): 1748–1759.
- [10] Duan ZH, Shen R, Liu BJ, Yao MW, Jia R. Comprehensive investigation of a dye-decolorizing peroxidase and a manganese peroxidase from *Irpex lacteus* F17, a lignin-degrading basidiomycete. *AMB Express*, 2018, 8: 119.
- [11] Ding J, Chen BL, Zhu LZ. Biosorption and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Phanerochaete chrysosporium* in aqueous solution. *Chinese Science Bulletin*, 2012, 57(24): 2276–2284. (in Chinese)
- 丁洁, 陈宝梁, 朱利中. 黄孢原毛平革菌菌球对多环芳烃的生物吸附和生物降解作用. *科学通报*, 2012, 57(24): 2276–2284.
- [12] Chen JY, Shen YY, Li XZ. Removal of cadmium and anthracene by white rot fungi *Ganoderma Sinensis*. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(2): 787–791. (in Chinese)
- 陈金媛, 沈洋洋, 李焯楨. 白腐真菌 *Ganoderma Sinense* 对镉和蒽的去除能力. *环境工程学报*, 2016, 10(2): 787–791.
- [13] Marco-Urrea E, Garcia-Romera I, Aranda E. Potential of non-ligninolytic fungi in bioremediation of chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbons. *New Biotechnology*, 2015, 32(6): 620–628.
- [14] Zhang HB, Lin AJ, Liu S, Qiao M, Feng L, Hojaj S, Jin JH. Identification of pyrene degrading strains and the degrading characteristics research. *Environmental Science*, 2010, 31(1): 243–248. (in Chinese)
- 张宏波, 林爱军, 刘爽, 乔敏, 冯流, Hojaj S, 金京华. 芘高效降解菌的分离鉴定及其降解特性研究. *环境科学*, 2010, 31(1): 243–248.
- [15] Sponza DT, Gök O. Effect of rhamnolipid on the aerobic removal of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) and COD components from petrochemical wastewater. *Bioresource Technology*, 2010, 101(3): 914–924.
- [16] Du LN, Gao DW. Degradation characteristics of single and mixed PAHs by *Polyporellus picipes*. *China Environmental Science*, 2011, 31(2): 277–282. (in Chinese)
- 杜丽娜, 高大文. 青顶拟多孔菌对单一和复合多环芳烃的降解特性. *中国环境科学*, 2011, 31(2): 277–282.
- [17] Ilor MON, Amund DI. Degradation of anthracene by bacteria isolated from oil polluted tropical soils. *Zeitschrift fur Naturforschung C*, 2000, 55(11/12): 890–897.
- [18] Jiang Y, Yang Y, Zhang XM. Review on the biodegradation and conversion mechanisms of typical polycyclic aromatic hydrocarbons. *Acta Petrolei Sinica (Petroleum Processing Section)*, 2014, 30(6): 1137–1150. (in Chinese)
- 姜岩, 杨颖, 张贤明. 典型多环芳烃生物降解及转化机制的研究进展. *石油学报(石油加工)*, 2014, 30(6): 1137–1150.
- [19] Tang YB, Ma SS, Wang XC, Chen FY. Breeding of a high-performance pyrene-degrading strain and its biodegradation performance. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2011, 5(1): 48–54. (in Chinese)
- 唐玉斌, 马姗姗, 王晓朝, 陈芳艳. 一株芘的高效降解菌的选育及其降解性能研究. *环境工程学报*, 2011, 5(1): 48–54.
- [20] Qiang J, Yin H, Peng H, Ye JS, Qin HM, He BY, Zhang N. Isolation of an anthracene-degrading strain *Aspergillus fumigatus* A10 and its degradation characteristics. *Environmental Science*, 2009, 30(5): 1298–1305. (in Chinese)
- 强婧, 尹华, 彭辉, 叶锦韶, 秦华明, 何宝燕, 张娜. 蒽降解菌烟曲霉 A10 的分离及降解性能研究. *环境科学*, 2009, 30(5): 1298–1305.
- [21] Hadibarata T, Khudhair AB, Salim MR. Breakdown products in the metabolic pathway of anthracene degradation by a

- ligninolytic fungus *Polyporus* sp. S133. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2012, 223(5): 2201–2208.
- [22] Wang CY, Huang Y, Zhang ZT, Wang H. Salinity effect on the metabolic pathway and microbial function in phenanthrene degradation by a halophilic consortium. *AMB Express*, 2018, 8: 67.
- [23] Zhang B. Study on producing enzyme by the northeast white-rot fungi and its characteristics on PAHs degradation. Doctor Dissertation of Northeast Forestry University, 2014. (in Chinese)
张博. 东北白腐真菌高效产酶及降解多环芳烃特征研究. 东北林业大学博士学位论文, 2014.
- [24] Teerapatsakul C, Pothiratan C, Chitradon L, Thachepan S. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a thermotolerant white rot fungus *Trametes polyzona* RYNF13. *Journal of General and Applied Microbiology*, 2016, 62(6): 303–312.
- [25] Zhou HJ, Ma YL. Isolation and characteristics of a fluoranthene degrading bacterial strain. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(5): 1984–1988. (in Chinese)
周惠娟, 马艳玲. 一株荧蒽降解菌的筛选鉴定及降解特性. 环境工程学报, 2013, 7(5): 1984–1988.
- [26] Song XL, Wang JT, Zhang Z. Selection of microorganisms of degraded anthracene and analysis of its middle products. *Marine Environmental Science*, 2010, 29(6): 815–818. (in Chinese)
宋兴良, 王江涛, 张哲. 多环芳烃蒽高效降解菌的筛选及其降解中间产物分析. 海洋环境科学, 2010, 29(6): 815–818.

Selective degradation of coexisting phenanthrene and anthracene by *Irpex lacteus* F17

Jun Liu, Juan Wu*

School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, Anhui Province, China

Abstract: [Objective] To compare the differences of degradation properties of coexisting phenanthrene and anthracene, we studied factors affecting the degradation by *Irpex lacteus* F17. We also discussed the degradation pathway preliminarily combining with the analysis of intermediate products. [Methods] We determined the concentration of phenanthrene and anthracene by GC-MS, and analyzed the intermediate products of biodegradation with mass spectrogram. [Results] When the initial concentration of phenanthrene and anthracene was 5 mg/L, 93% of the former and 85% of the latter was degraded. Phenanthrene could be degraded preferably between pH 3.0 and 8.0, and coexisting anthracene could be degraded well between pH 4.0 and 8.0 by *Irpex lacteus* F17. Phenanthrene was degraded better than anthracene at low temperature, and the optimal temperature for coexisting system was 30 °C. Anthracene was transformed into phthalic acid, whereas phenanthrene was converted into phthalic acid or catechol by enzymes. [Conclusion] The results indicated that phenanthrene was degraded better and faster than coexisting anthracene by *Irpex lacteus* F17 under different conditions. There were some differences between coexisting phenanthrene and anthracene on degradation properties and degradation pathways due to the different positions of the three benzene rings.

Keywords: *Irpex lacteus* F17, phenanthrene, anthracene, degradation rate, degradation pathway

(本文责编: 李磊)

Supported by the Key Research Projects of Education Department of Anhui Province (KJ2017A035) and by the National Natural Science Foundation of China (31570102)

*Corresponding author. E-mail: wujuan@ustc.edu

Received: 15 August 2018; Revised: 8 December 2018; Published online: 3 February 2019

<http://journals.im.ac.cn/actamicrocn>