

红树林污染生态学研究进展

缪绅裕

(中山大学生物系 广州 510275)

摘要 本文对国内外有关红树林的污染生态学研究作了简要概述,提出了研究中存在的一些问题,为今后深入研究提供资料。迄今的研究表明,红树林生态系统对污水具有某些程度的抗性或耐受力,林下土壤则可沉积较多的重金属。

关键词 红树林 污染生态学 生态系统

随着世界经济与工业的迅猛发展,以及城市的兴建与人口的激增,由工厂废水和城市生活污水所造成的环境污染问题已经非常突出。为解决这个危机、防治日趋严重的环境污染,一门新兴的学科——污染生态学已应运而生。污染生态学研究环境污染对生态系统的结构和功能影响、生物对污染治理的作用规律,并进行生物学评价和监测^[1],以生态系统理论为基础,用生物学、化学、数学分析等方法研究污染条件下的生物与环境之间的相互关系^[2]。把污染生态学原理和方法运用于红树林实际研究中,即有所谓的红树林污染生态学。

1 红树林生态系统的组成

红树林广泛分布于世界热带、亚热带海岸带^[3],种类组成原记载有24科30属83种(或变种)^[4]。红树林与群落中其它生物和非生物环境形成了一个特殊的生态系统——红树林生态系统^[5]。该系统主要由红树植物、土壤及水体3个子系统组成。其中红树植物是红树林生态系统的主体,具有强大的第一生产力,贮存有大量能量,同时也是调控海岸带生态平衡的重要部分。林下土壤不仅为植物固着生长、吸收无机盐和水份提供了基础,同时也给多种厌氧、嗜氧微生物提供了生存的基质。微生物在整个红树林生态系统中作为分解者,参与系统中物质与能量循环作用。水体子系统中包含了自成一体而又与其它子系统密切相关的水生生态系统。如藻类是水生生态系统中的初级生产者,水生动物鱼、虾、蟹、贝、螺则为消费者。

广义而言,红树林生态系统还应包括栖息于红树林生境内的高等动物如鸟类等组成部分。由此可见,红树林生态系统的组成复杂,也具有强大的活力。

2 红树植物子系统的污染生态学研究

2.1 污染状况下的植物营养动态

通常对红树植物在系统未受污染时的营养状态研究,而受污染后的养分动态研究少。

Hicks and Burns (1975) 等报道了红树林生态系统中,营养元素(尤指N、P)是植物

生长的限制因子,而污水中大多富含 N、P。因此,理论上污水排入红树林中可促进植物生长。经污水处理的北澳大利亚达尔文(Darwin)河口的红树植物未发现其营养状态有不利影响⁽⁷⁾。通过测定产于美国佛罗里达的大红树(*Rhizophora mangle*) 100个个体的有关指数显示,在高营养地区生长的植株具有较高的生长率及较大的生产量,叶片和新侧枝数增加,茎干增粗,且每年的生长期提前,并出现第二个生长高峰,叶和果实中的 N 含量较高⁽⁸⁾。叶片可吸收固定 1%的 N 及 0.1%的 P,但木组织中含量仅有叶片中的一半⁽⁶⁾。

2.2 植物体内重金属的分布特点及其抗性机理

该部分的研究在红树林污染生态学中意义重大,且进展顺利。陈荣华(1989)等研究认为红树植物桐花树(*Aegicera corniculatum*)、白骨壤(*Avicennia marina*)、秋茄(*Kandelia candel*) 种苗的萌芽生长对 Hg 具较高的抗性,甚至 0.01~1.0ppmHg 对种苗的生长有一定的促进作用。尽管 10ppmHg 对白骨壤种苗的生长发生严重的抑制作用,但萌芽植株仍可存活^(9,10)。秋茄林所吸收的 Hg 大多贮存在不易被动物取食的部分,从而避免了 Hg 在环境中的扩散,对海水的 Hg 污染具有一定的净化作用。林鹏(1989)等认为利用红树林湿地来治理污水中的 Hg 污染,在净化环境中发挥作用是有其生理生态学依据的⁽¹¹⁾。用不同浓度的 Cd 对秋茄幼苗进行处理,10周后的根未见明显受害,植物体内 Cd 含量为根>胚轴>茎>叶,各器官含量随处理浓度上升而上升,幼苗受 Cd 毒害程度主要与根的含 Cd 量相关⁽¹²⁾。台湾淡水(Tamshui)河口的秋茄植物体中重金属含量为根>茎>叶及幼苗,除了根部以外,各器官重金属与土壤中的含量相关性不显著,而芦苇(*Phragmites communis*)的则呈显著相关。秋茄幼苗对 Cu 和 Zn 的耐性比水稻(*Oryza sativa*)的要高,其根发育的半抑制浓度(IC50)为 Cu 的 3.8mg/l、Zn 的 46.33mg/l,而水稻的分别为 Cu 0.39mg/l、Zn 的 9.63mg/l⁽¹³⁾。Thomas and Ong(1980)进行了红茄萼(*Rhizophora mucronata*)和白海榄雌(*Avicennia alba*)的幼苗试验,认为对 Zn 和 Pb 有排斥作用⁽¹⁾。印度果阿海岸(Goa coast)的红树植物 *Avicennia officinalis*, *A. marina*, *Excoecaria agallocha*, *Kandelia rheedii*, *Rhizophora apiculata*, *Sonneratia alba* 的幼叶含 As 量为 0.23mg/kg dry wt., 比成熟叶及黄叶的 0.16mg/kg dry wt. 稍高,可能是幼叶中所吸收的 As 含量随着叶片年龄的增大被稀释降低了⁽¹⁴⁾。

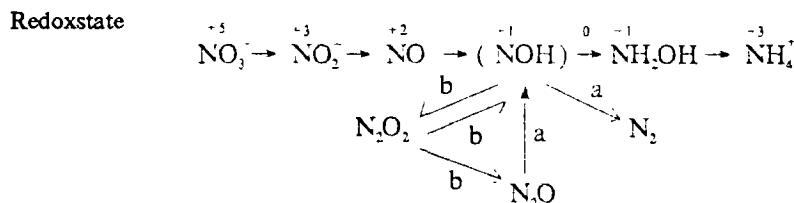
2.3 油污染研究现状

50年代以来,随着海上石油的开采,巨型运油船的出现,海洋油污染有加重趋势。污水和废水的表面也常有一层油膜,因而研究用红树植物监测油污染有现实意义。卢昌义(1990)等利用白骨壤的叶表吸附的油监测海洋油污染取得较理想结果^(15,21),并推测植物体受害可能是因为通气根或支柱根的皮孔被油充满而导致缺氧所造成的,或因所吸附的油层吸收阳光导致叶表面温度上升而受害。Rultzler(1970)报道了佛罗里达的大红树幼苗叶面积 50%被油覆盖时会致死。亮叶白骨壤(*Avicennia germinans*)的叶面和通气根被油覆盖 50%以上时引起死亡。尽管如此,红树植物却可以在含油土壤中正常生长。白骨壤叶表吸附 0.451mg/cm²油时生长正常,但当油覆盖植株顶端时导致死亡。Wardrop J. A. (1987)等用阿拉伯轻原油处理 *Avicennia marina* var. *resinifera*, 16周后结果显示通气根有部分损伤,但花果产量正常,落叶则显著增加⁽¹⁶⁾。

3 土壤子系统的污染生态学研究

3.1 土壤微生物的生态作用

土壤微生物可分解植物的枯枝落叶、鱼虾蟹贝螺藻及其生物的残骸、污水中的有机物,释放出无机养料,促进系统中物质转换与能量流动。微生物分解林下泥土中高含量的有机物时常消耗表层底泥中的 O_2 , 并促进硫酸盐的还原作用,产生的 H_2S 向上散发,逸入水体,使原先的离子态金属作为硫化物沉积下来。底泥中细菌对硝酸盐的还原作用可用米曼氏酶动力学 (Michaelis-Menten enzyme kinetics)^[17] 解释:



a: Enzymic b: Non-enzymic

Fig.1 Scheme for nitrate reduction

硝酸还原酶可以被底物(即硝酸盐)激活,底物浓度较高时,还原菌的种群数量增大。其底物浓度与反应速率的关系式如下:

$$v = V \times S / (K + S)$$

式中: v = 单位反应速率; V = 单位反应速率的最大值; S = 底物浓度; K = 半饱和常数, 即 $v = V/2$ 时的 S 值。

3.2 底泥的理化特性与金属离子形态

相对静止的沼泽生境中,粘土颗粒与有机碎屑为微量金属元素的迁移提供了最适表面^[18],土壤 pH 值较高时,促使金属在底泥与水体界面上沉淀。氧化还原电位与 pH 值变化会引起金属在底泥表面迁移或水体中自由金属离子的聚集。

3.3 土壤中重金属的分布及营养状态

对于整个红树林生态系统而言,土壤是重金属的主要贮存库,约 99% 的 Mn、Cu 和 100% 的 Fe、Zn、Cr、Pb 及 Cd 累积其中,而植物体内的重金属含量小于总库存的 1%^[19],可见红树林可作为热带海岸环境的一个有效的重金属积累地。底泥中金属含量与粘土颗粒百分比及有机质含量高度相关^[18]。土壤中重金属含量也可因为潮汐作用而降低^[13]。Mackey (1992) 等报道了澳大利亚的 Brisbane 河口红树林底泥的重金属及 N、P 含量分别为: Cu 16.7 $\mu\text{g/g}$ dry wt. (下同)、Pb 51.0、Zn 92.4、Ag 1.7、Cr 33.8、V 34.3、Mo 46.9、As 6.8、Cd 1.0 和总 N 40.3 mg/kg dry wt.、总 P 25.0 mg/kg dry wt.,各取样点的变异系数较大^[20]。底泥中 As 含量通常比水体高,且易被有机体吸收,但红树植物对底泥中的 As 并非优先吸附积累的^[14]。

4 水体子系统的污染生态学研究

4.1 富营养化问题

红树林的食物网主要靠有机碎屑和藻类。相对于环礁生境,红树林系统的有机质含量更丰富,所以富含营养元素的污水排入,对其影响较小。由污水引起的一般海洋中的富营养化

现象尚未见于红树林生态系统中,这可能是由于高密度的浮游生物现存量 and 大型藻类腐烂形成水花造成的厌养条件,对于一般水体中以光合作用为主的好氧群落极为不利,但对于原本就是厌氧的红树林系统影响不太大,亦即造成的生物学干扰较小。

4.2 水体中金属的溶解度

潮汐水溶解金属,尤其是重金属时与其本身的氧化还原势有关,如还原状态下的 Fe^{2+} 和 Mn^{2+} 明显增加,而 Cu^{2+} 则恰好相反,这种情形也同时影响 Cd 、 Cr 及 Pb 的溶解度,使之降低,但对于 Zn 的溶解度影响不大。

5 污染状态下的动物区系变化

污水处理后的高营养地区,其植食性动物区系丰富度随着红树林生态系统中初级生产力的提高而提高,主要表现在鳞翅目幼虫、甲虫和叩头虫种类增加,消费量也增大,甚至鸟类如鹈鹕和白鹭数量也增加了^[8]。

6 结语

污染生态学研究环境污染物在生物体内和生态系统中的循环及迁移规律、生态系统的净化功能及其污染防治技术的应用。迄今为止,有关红树林的污染生态学研究多局限于污染物在系统中的分布规律,而对系统中污染物的迁移与转化规律、净化污染物的机制研究不够。至于污染物是如何参与系统中的物质循环、如何通过食物链的逐步富集使系统中的生物有机体受害、干扰生态系统的信息联系的研究则更少。大多数研究只停在系统中某个组成部分,缺乏整体性和系统性研究。

污水处理红树林,系统的承受力,即环境容量到底有多大?其净化效应如何?这些问题只有通过生态学、毒理学等多方面的研究才能解决,也只有这样才可以确定污染物对系统中有机体造成毒害的阈值。另外,红树植物对大气污染的抗性及其监测研究工作尚未开始。

红树林污染生态学研究目前仍处于初步阶段,随着时间的进程和研究的深入,以及学科理论的完善,它将运用得更加广泛。

参考文献

- 1 黄韵珠. 浅谈污染生态学. 生物学通报, 1991, (2): 9~11.
- 2 王焕校. 污染生物学基础. 昆明: 云南大学出版社, 1990: 1~6.
- 3 Nedwell D B. Sewage treatment and discharge into tropical coastal waters. Search, 1974, 5 (5): 187~190.
- 4 林鹏. 红树林的种类及其分布. 林业科学, 1987, 23 (4): 481~490.
- 5 陈桂珠. 研究保护和开发利用红树林生态系统. 生态科学, 1991, (1): 116~119.
- 6 Clough B F et al. Mangrove and Sewage: A re-evaluation Tasks for Vegetation Science. Vol. 8ed. by H. J. Teas. 1983: 150~162.
- 7 Henley D A. An Investigation of proposed Effluent Discharge into a Tropical Mangrove Estuary, International Conference on Water Pollution Control in Developing countries, Bangkok, Thailand, 1987: 43~64.
- 8 Christopher P Onuf et al. Interactions of nutrients, plant growth and herbivory in a mangrove ecosystem. Ecology, 1977, 58: 514~526.

- 9 陈荣华, 林鹏. 汞和盐度对三种红树幼苗生长影响初探. 厦门大学学报(自然科学版), 1988, 27 (1): 110~115.
- 10 陈荣华, 林鹏. 红树幼苗对汞的吸收和净化. 环境科学学报, 1989, 9 (2): 218~224.
- 11 林鹏, 陈荣华. 九龙江口红树林对汞的循环和净化作用. 海洋学报, 1989, 11 (2): 242~247.
- 12 郑逢中, 林鹏. 秋茄对镉的吸收、积累和净化作用的研究. 植物生态学与地植物学学报, 1992, 16 (3): 220~226.
- 13 Chiu Chih-Yu, Chou Chang-Hung. The distribution and influence of heavy metals in mangrove forests of the Tamshui estuary in Taiwan. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1991, 37 (4): 659~669.
- 14 Ch Kesava Rao et al.. Arsenic content in certain marine brown algae and mangroves from Goa coast. *Indian Journal of Marine Sciences*, 1991, 20: 283~285.
- 15 卢昌义, 林鹏. 利用红树植物监测海岸油污方法初探. 生态学杂志, 1990, 9 (1): 57~59.
- 16 Wardrop J A et al.. A field study of the toxicity of two oils and a dispersant to the mangrove *Avicennia marina*. *Marine Biology*, 1987, 96: 151~156.
- 17 Nedwell D B. Inorganic nitrogen metabolism in a eutrophicated tropical mangrove estuary. *Water Research*, 1975, 9: 221~231.
- 18 Patharbison. Mangrove muds—a sink and a source for trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 1989, 17 (6): 246~250.
- 19 Carlos A R S, et al.. Metals reservoir in a red mangrove forest. *Biotropica*, 1990, 22 (4): 339~345.
- 20 Mackey A P, et al.. Nutrient levels and heavy metals in mangrove sediments from the Brisbane river, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 1992, 24 (8): 418~420.
- 21 Lin Peng, et al.. Study on evaluation of environmental quality by determining leaves of two kinds of plants. *Pollution in the Urban Environment*, 1988, 1: 372~376.

Advances on Research of Pollution Ecology of Mangroves

Miao Shenyu

(Department of Biology, Zhongshan University, Guangzhou 510275)

Abstract Studies from both at home and abroad on pollution ecology of mangroves are summarized in this paper. Some problems in the studies are mentioned. This paper also gives some valuable references for further research. Up to the present, the studies show that the mangrove ecosystem has a potential purification to sewage discharge. Most of mangrove plants are resistant to pollution in some degrees, and the soil or sediment can accumulate a number of heavy metals.

Key words mangroves, pollution ecology, advance, ecosystem