

镉与萘复合胁迫对红树植物白骨壤幼苗萌芽及生长的影响

陈昌徐¹, 陆志强², 章耕耘², 郑文教^{1*}

(1. 厦门大学环境与生态学院, 福建 厦门 361102; 2. 集美大学水产学院, 福建 厦门 361021)

摘要: 为探讨白骨壤(*Avicennia marina*)幼苗对重金属镉(Cd)和多环芳烃萘(Nap)复合胁迫的响应, 采用砂基栽培, 对其幼苗的萌芽和生长进行了研究。结果表明, Cd、Nap复合胁迫对白骨壤萌芽的抑制效应较单一胁迫明显, 胁迫前期幼苗成活率提高, 胁迫后期则降低。胁迫栽培45 d, 10 mg L⁻¹的Nap在叶形态、茎高及各器官生物量上能够减轻Cd胁迫的影响, 但增强对根长的抑制作用, 10 mg L⁻¹ Nap-25 mg L⁻¹ Cd处理的叶面积、叶长、叶宽、茎高及全株生物量分别比25 mg L⁻¹ Cd处理的提高9.6%、7.9%、7.4%、5.1%和20.2%, 但根长则比150 mg L⁻¹ Cd处理的下降11.1%。至胁迫栽培90 d, 各处理间幼苗器官及全株生物量无显著影响, 复合胁迫对叶形态、茎高和根长等的抑制作用要强于单一Cd胁迫。因此, 随着复合胁迫时间的延长, Cd和Nap对白骨壤幼苗的生长由拮抗效应转变为协同效应。

关键词: 红树林; 白骨壤; 重金属; 萘

doi: 10.11926/j.issn.1005-3395.2016.01.011

Effects of Cadmium and Naphthalene on Germination and Growth of Seedlings of Mangrove Plant *Avicennia marina*

CHEN Chang-xu¹, LU Zhi-qiang², ZHANG Geng-yun², ZHENG Wen-jiao^{1*}

(1. College of the Environment and Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, Fujian, China; 2. College of Fishery, Jimei University, Xiamen 361021, Fujian, China)

Abstract: In order to understand the response to combined stresses of cadmium (Cd) and naphthalene (Nap), the germination and growth of mangrove plant *Avicennia marina* seedlings were studied cultured on sand in greenhouse. The results showed that the inhibition effect of seedling germination under Cd-Nap combined stress was more obvious than that under Cd stress. The survival rate increased at early stress stage, and then decreased at later stress stage. After cultured for 45 days, the inhibition effect of Cd on leaf size, stem height and biomass relieved treated with 10 mg L⁻¹ Nap, while inhibition effect on root growth enhanced. Compared to treatment with 25 mg L⁻¹ Cd, the area, length, width of leaf, stem height and biomass treated with 10 mg L⁻¹ Nap-25 mg L⁻¹ Cd increased by 9.6%, 7.9%, 7.4%, 5.1% and 20.2%, respectively, while root length decreased by 11.1% compared to treatment with 150 mg L⁻¹ Cd. When cultured for 90 days, the inhibitive effect of Cd-Nap stress on leaf size, stem height and root growth was stronger than that of Cd stress, but there was no significant difference in biomass. Therefore, with extension of combined stress time, the antagonistic effect of Cd-Nap on *A. marina* seedling growth turned into synergistic effect.

Key words: Mangrove; *Avicennia marina*; Heavy metal; Naphthalene

收稿日期: 2015-01-08

接受日期: 2015-06-02

基金项目: 福建省自然科学基金项目(2015J01169)资助

This work was supported by the Natural Science Foundation of Fujian, China (Grant No. 2015J01169).

作者简介: 陈昌徐(1984-), 硕士, 讲师, 主要从事植物生态学研究。E-mail: xmuchenchangxu@163.com

* 通信作者 Corresponding author. E-mail: zhengwenjiao2008@sina.com

红树林是生长于热带、亚热带陆海交汇的海湾河口潮间带的盐生木本植物群落,在海岸河口生态系统占有重要地位^[1]。由于红树林湿地特殊的环境条件,及其高生产力、富含有机碳、硫化物和腐殖质等特性,使其成为陆域和海域环境污染物重要的汇^[2-4]。在众多污染物中,重金属和多环芳烃(PAHs)作为环境中分布极其广泛且颇具危害的两种污染物,成为破坏红树林生态环境的重要因素^[5-8]。目前关于重金属或PAHs对红树植物胁迫的研究较多,但植物在自然界中很少暴露于单一的污染物中,复合污染现象常常无法用单一污染的作用机理来解释^[9],而复合胁迫对红树植物影响的研究报道较少,亟待深入研究。

环境中的重金属含量一旦超过某一临界值,就会使植物体内的代谢过程发生紊乱,生长发育受到限制,甚至导致植物的死亡。重金属镉(Cd)不是植物的必须元素,却很容易被植物吸收并富集,即使是低浓度水平也会在基因、生化以及生理层面对土壤生物活性和植物新陈代谢产生非常不利的影响^[10]。PAHs是一类广泛存在于环境中的持久性有毒污染物(PTS)^[11-12],具有较强的致癌、致畸、致突变能力和生物蓄积性^[13-14]。有研究表明,低分子量的PAHs的植物性毒害强于高分子量的PAHs^[15]。作为16种优控PAHs中分子量最低的萘(Nap),具有高的水溶解度,很容易被植物根部吸收进入植物体,从而抑制植物的生长^[16]。白骨壤(*Avicennia marina*)为马鞭草科(Verbenaceae)白骨壤属植物,是我国常见红树植物之一,作为先锋树种,具有隐胎生、泌盐等生物学特性,分布广泛,是演替最早阶段的红树群落重要树种之一。有关白骨壤受胁迫生长的研究,目前主要集中在单一重金属及单一PAHs胁迫对生长和生理生态等的影响,而较少涉及两者的交互作用的影响。本文通过Cd和Nap复合胁迫白骨壤种苗及幼苗,探讨Cd和Nap复合胁迫对白骨壤种苗萌芽和幼苗生长的影响,为科学预测与评价Cd和Nap复合胁迫对红树植物的生物效应以及红树林湿地的生态环境保护提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 材料和处理

成熟白骨壤(*Avicennia marina*)种苗采于福建省九龙江口红树林自然保护区海门岛的白骨壤林。挑选无病虫害且大小及成熟度相近的种苗,

移栽入经清洗和消毒的砂基中,盆栽容器规格为直径30 cm×高度15 cm。培养液用盐度15‰人工海水和CdCl₂·2.5H₂O配置,设置培养液Nap-Cd浓度(mg L⁻¹)分别为0-0(对照)、10-0、0-25、10-25、0-150和10-150,每盆加入培养液1500 mL。每处理盆栽12株种苗,3次重复。所有盆栽放置于玻璃温室中,在自然透光下栽培90 d,每7 d更换1次培养液,每天用自来水补足散失的水分。培养期间昼/夜温度平均为24 /16 ℃,湿度平均为47%/76%。

1.2 数据处理

观察记录幼苗的生长情况,分别于栽培45 d和90 d进行生物量和生理指标的测定。150 mg L⁻¹ Cd处理45 d时幼苗近一半死亡,至90 d时没有幼苗致各项检测数据缺失。用直尺测量每株幼苗主根长、茎高、叶长和叶宽。叶面积采用剪纸衡重法,叶面积根据叶片总重/(统计叶片数×重量面积换算系数)计算,而重量面积换算系数为0.007331 g cm⁻²。生物量测定采用收割法。所有数据用平均数±标准误差表示。采用统计分析软件SPSS 20.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA)的Duncan多重比较法进行差异显著性分析, $P<0.05$ 表示有统计学意义;采用两因素方差分析法(Two-Way ANOVA)分析Cd、Nap及其交互作用的影响。

2 结果和分析

2.1 复合胁迫对种苗萌芽和幼苗成活率的影响

以第一对叶展开为萌芽标准,以地上部分枯萎为死亡标准。从表1可以看出,胁迫栽培15 d,复合处理的萌芽率低于单一污染物胁迫处理的;胁迫栽培30 d,各处理的萌芽率都能达到100%;胁迫栽培45 d,150 mg L⁻¹ Cd处理的成活率降至60%,而Nap-Cd为10-150处理的受害情况较轻,成活率达87.5%;胁迫栽培90 d,10 mg L⁻¹ Nap处理和25 mg L⁻¹ Cd处理的植株成活率为100%,而Nap-Cd为10-25处理的出现死亡植株,Nap-Cd为10-150处理的植株全部死亡。

2.2 复合胁迫下的叶片受害情况

在复合胁迫处理的植株叶片上观察到与单一Cd胁迫处理相同的受害症状,从栽培22 d至45 d,每隔2~3 d统计1次出现受害症状的叶片数(图1)。可见,胁迫栽培45 d,Nap-Cd为10-25和10-150

处理的受害叶片数分别为15与59, 均低于同浓度单一Cd处理的; 从叶片受害程度上看, Nap-Cd为10-25处理的严重受害叶片有5片, 受害程度比

25 mg L⁻¹ Cd处理的严重, 且受害部位扩张的速度也快; 而Nap-Cd为10-150处理的严重受害叶片有33片, 受害程度比150 mg L⁻¹ Cd处理的轻。

表 1 Cd 与 Nap 复合胁迫对白骨壤种苗萌芽及幼苗成活率的影响

Table 1 Effect of Cd-Nap combined stress on germination and survival of *Avicennia marina* seedlings

Nap-Cd (mg L ⁻¹)	总数 Total	萌芽率 Germination rate (%)		成活率 Survival (%)	
		15 d	30 d	45 d	90 d
对照 Control	40	92.5	100.0	100.0	100.0
10-0	40	80.0	100.0	100.0	100.0
0-25	40	72.5	100.0	100.0	100.0
10-25	40	55.0	100.0	100.0	97.5
0-150	40	77.5	100.0	60.0	ND
10-150	40	65.0	100.0	87.5	0.0

ND: 未检测。下同。

ND: No detected. The same is following Tables.

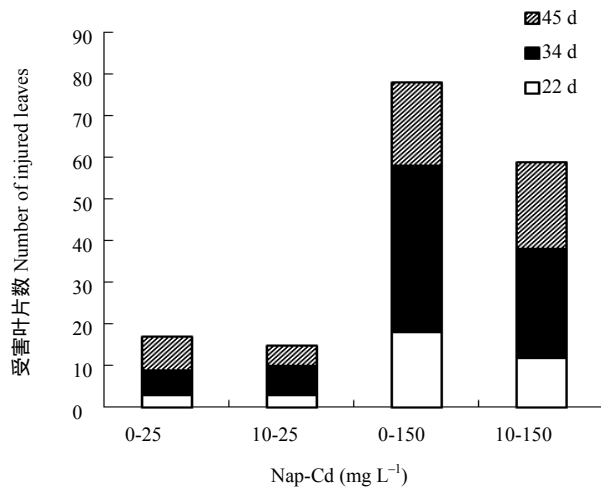


图 1 复合胁迫下白骨壤幼苗受害的叶片数

Fig. 1 Number of injured leaves of *Avicennia marina* seedlings under Cd-Nap combined stress

从表2可见, 胁迫栽培45 d, 单一Cd处理的叶形态指标均低于对照, 复合处理的叶形态指标均高于同浓度单一Cd处理的, 与对照相近。Nap-Cd为10-25处理的叶面积、叶长和叶宽分别比25 mg L⁻¹ Cd处理的高9.6%、7.9%和7.4%; 而胁迫栽培90 d时则分别降低了1.3%、2.4%和3.6%, 但差异不显著。

从表3可见, 复合处理的茎高与根长与同浓度单一Cd处理的差异不显著, 白骨壤茎高与根长主要受Cd胁迫浓度的影响。胁迫栽培45 d, 10 mg L⁻¹ Nap处理的茎高与根长均高于对照, 但差异不显著; 25 mg L⁻¹ Cd处理的茎高显著低于对照, Nap-Cd为10-25处理的茎高比25 mg L⁻¹ Cd处理的高5.1%, 且与对照差异不显著; 150 mg L⁻¹ Cd和Nap-Cd为10-150处理的均显著低于对照, 但两者无显著差异; 150 mg L⁻¹

Cd对白骨壤的根长无显著影响, 而Nap-Cd为10-150处理的根长比150 mg L⁻¹ Cd处理的低11.1%, 且显著低于对照。胁迫栽培90 d, 10 mg L⁻¹ Nap和25 mg L⁻¹ Cd处理的茎高和根长与对照无显著差异, 但Nap-Cd为10-25处理的茎高和根长分别比25 mg L⁻¹ Cd处理的低4.9%和1.4%, 且显著低于对照。

2.3 复合胁迫对幼苗子叶脱落的影响

从图2可以看出, 10 mg L⁻¹ Nap处理的白骨壤幼苗子叶凋落速度比对照慢; Nap-Cd为10-25处理的子叶凋落速度比25 mg L⁻¹ Cd处理的慢, 但随胁迫时间延长, 其子叶凋落速度加快并超过25 mg L⁻¹ Cd处理的。对比Cd对白骨壤子叶宿存率的影响(另文发表), 表明Nap-Cd为10-150处理的子叶凋落

表 2 Cd 与 Nap 复合胁迫对白骨壤幼苗叶片形态的影响

Table 2 Effect of Cd-Nap combined stress on leaf characters of *Avicennia marina* seedlings

处理组 Treatment group	45 d			90 d		
	叶面积 Leaf area (cm ²)	叶长 Leaf length (cm)	叶宽 Leaf width (cm)	叶面积 Leaf area (cm ²)	叶长 Leaf length (cm)	叶宽 Leaf width (cm)
对照 Control	8.5	4.1±0.3a	3.0±0.4a	7.9	4.1±0.4a	2.7±0.4a
Nap10	8.3	3.9±0.4ab	3.0±0.5a	7.8	4.0±0.4a	2.8±0.4a
Cd25	7.3	3.8±0.4abc	2.7±0.5ab	7.6	4.1±0.3a	2.8±0.3a
Nap10-Cd25	8.0	4.1±0.4a	2.9±0.3ab	7.5	4.0±0.5a	2.7±0.4a
Cd150	6.1	3.6±0.5c	2.5±0.6b	ND	ND	ND
Nap10-Cd150	7.2	3.8±0.3bc	2.7±0.4ab	ND	ND	ND
<i>F</i> ₁		6.606(0.012)	5.392(0.021)		0.134(0.723)	0.501(0.499)
<i>F</i> ₂		1.721(0.220)	0.402(0.678)		0.008(0.930)	1.708(0.228)

同列数据后不同字母表示差异显著($P < 0.05$)。 F_1 代表主效应 Cd 的 F 值, F_2 代表交互效应 Cd×Nap 的 F 值, 括号内为对应的 P 值, 下同。

Data followed different letters within column indicate significant difference at 0.05 level Tables. F_1 means F value of Cd main effect, F_2 means F value of Cd×Nap interactions effect. The number in brackets is P value. The same is following Tables.

表 3 Cd 与 Nap 复合胁迫对白骨壤幼苗茎高与根长的影响

Table 3 Effect of Cd-Nap combined stress on stem height and root length of *Avicennia marina* seedlings

处理组 Treatment group	45 d		90 d	
	茎高 Height of stem (cm)	主根长 Length of main root (cm)	茎高 Height of stem (cm)	主根长 Length of main root (cm)
对照 Control	13.2±0.4a	6.9±0.3ab	13.5±0.6a	7.9±0.4a
Nap10	13.6±0.9a	7.0±0.4a	12.8±1.0ab	7.7±0.2ab
Cd25	11.8±0.7b	6.6±0.3ab	12.3±0.2ab	7.3±0.3ab
Nap10-Cd25	12.4±0.6ab	6.6±0.1ab	11.7±0.6b	7.2±0.2b
Cd150	9.6±0.8c	6.3±0.3ac	ND	ND
Nap10-Cd150	9.6±0.1c	5.6±0.6c	ND	ND
<i>F</i> ₁	56.615(0.000)	10.707(0.002)	8.915(0.017)	10.812(0.011)
<i>F</i> ₂	0.284(0.758)	1.778(0.211)	0.042(0.842)	0.001(0.971)

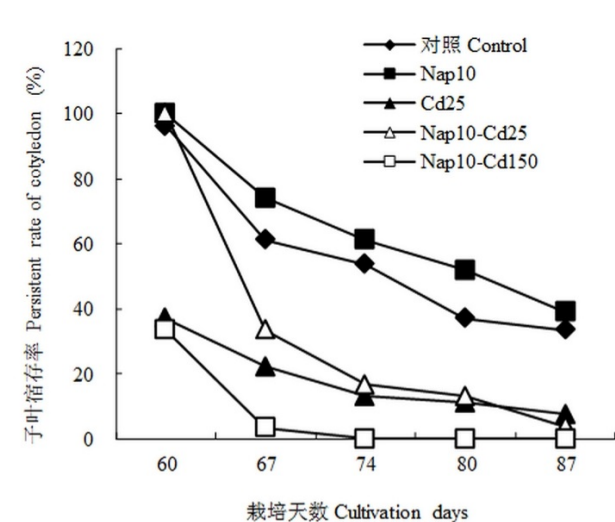


图 2 Cd 与 Nap 复合胁迫对白骨壤幼苗子叶凋落的影响

Fig. 2 Effect of Cd-Nap combined stress on persistent rate of cotyledon of *Avicennia marina* seedlings

速度介于50和100 mg L⁻¹ Cd处理的之间(另文发表), 因Cd对子叶凋落有促进作用, 推断Nap-Cd为10-150

处理的子叶凋落速度应比150 mg L⁻¹ Cd处理的慢。

2.4 复合胁迫对幼苗生物量的影响

从表4可以看出, 胁迫栽培45 d, 10 mg L⁻¹ Nap处理的各器官和总生物量均高于对照, 但无显著差异; 单一Cd处理的各器官和总生物量均低于对照; 复合处理的各器官和总生物量均高于同浓度单一Cd处理的。Nap-Cd为10-25处理的根、茎、叶和总生物量分别比25 mg L⁻¹ Cd处理的高8.4%、11.2%、39.7%和20.2%。胁迫栽培90 d, 各处理间的器官和总生物量无显著差异。

3 讨论

萌芽阶段是植物最敏感的生长阶段之一, 此时植物生长会受到重金属、PAHs及其它污染物的抑制^[15]。本研究结果表明, Cd、Nap及其复合胁迫对白骨壤种苗的萌芽均有一定的抑制作用, 且Cd和Nap复合胁迫对白骨壤种苗萌芽的滞后效应更加明

表 4 Cd 与 Nap 复合胁迫对白骨壤幼苗生物量(g)的影响

Table 4 Effect of Cd-Nap combined stress on biomass (g) of *Avicennia marina* seedlings

栽培时间 Time (d)	处理组 Treatment group	平均生物量 Average biomass (g plant ⁻¹)			
		根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	全株 whole plant
45	对照 Control	0.871±0.125a	0.839±0.042ab	1.128±0.094a	2.837±0.231ab
	Nap10	0.911±0.098a	0.891±0.082a	1.142±0.148a	2.944±0.326a
	Cd25	0.761±0.140ab	0.753±0.061b	0.817±0.093b	2.331±0.234bc
	Nap10-Cd25	0.825±0.101ab	0.837±0.046ab	1.141±0.191a	2.803±0.270abc
	Cd150	0.639±0.046b	0.597±0.044c	0.588±0.175b	1.825±0.240c
	Nap10-Cd150	0.667±0.013b	0.598±0.008c	0.624±0.114b	1.889±0.107d
	F ₁	8.945(0.004)	42.354(0.000)	22.204(0.000)	28.987(0.000)
	F ₂	0.054(0.948)	0.981(0.403)	2.244(0.149)	1.303(0.307)
	90	对照 Control	1.290±0.209a	0.978±0.150a	1.331±0.187a
Nap10		1.398±0.188a	0.912±0.093a	1.320±0.085a	3.631±0.354a
Cd25		1.045±0.094a	0.915±0.073a	1.208±0.164a	3.168±0.329a
Nap10-Cd25		1.100±0.278a	0.876±0.220a	1.212±0.354a	3.188±0.850a
F ₁		5.377(0.049)	0.342(0.575)	0.828(0.389)	1.825(0.214)
F ₂		0.053(0.824)	0.025(0.878)	0.003(0.956)	0.000(0.985)

显。研究表明, Cd 不仅会影响矿质营养和糖类从子叶到胚轴的运输, 还会引起溶质的流失从而影响发芽^[17], Li 等^[18]认为 PAHs 可能是通过抑制胚乳中的赤霉素, 进而对种子发芽产生影响。这两种不同的机制导致 Cd 和 Nap 对萌芽的抑制产生相互叠加效应。

陆志强等^[19]报道 Nap 胁迫会增加秋茄 (*Kandelia candel*) 的细胞膜透性; Wang 等^[2]报道 Cd 和芘 (Pyr) 复合胁迫与单一 Cd 胁迫相比, 能够显著提高秋茄根部的 Cd 浓度; 也有研究表明低浓度 Cd 和低浓度 PAHs 复合胁迫比单一 Cd 胁迫使灯心草 (*Juncus subsecundus*) 各器官积累更多的 Cd^[20]。本研究结果与此相似, 复合胁迫促进了白骨壤幼苗根、茎和叶对 Cd 吸收累积(另文发表), 这可能是由于 PAHs 不需要任何载体, 能够被动地渗透进入植物根部细胞, 从而促进重金属进入细胞^[21]; 也可能是 PAHs 抑制了根尖质外体屏障的生成, 导致根尖质粒体和质外体汁液中的 Cd 浓度上升, 使植物吸收更多的 Cd^[2]。

复合胁迫提高了 Cd 在白骨壤幼苗中的积累, 双因素方差分析结果表明, Cd 胁迫 45 d 后极显著影响白骨壤的生长, 而 Nap 和两者互作的影响则不显著。胁迫栽培 45 d, 10 mg L⁻¹ Nap 对叶面积、叶长、叶宽、茎高、生物量和成活率等在一定程度减轻 Cd 胁迫的影响, Nap 和 Cd 表现为拮抗作用, 但不显著。有研究表明, PAHs 能降低植物中重金属的毒性。蜈蚣草 (*Pteris vittata*) 在菲 (Phe) 和砷 (As) 复合胁迫下的生物量比单一 As 胁迫的高^[22]; Zhang 等^[20]也报道低浓度的 Phe 能降低 Cd 对植物的毒性, 提高植株的生物量, 并推测土壤中的 PAHs 可以作为微生物的碳

源, 对于植物根部微生物生长繁殖及其结构的调整具有重要意义, 认为这可能是缓解污染压力和提高生物量的原因之一。另外, Wang 等^[23]报道了低浓度的氯嘧磺隆 (Chlorimuron-ethyl) 和 Cd 对小麦 (*Triticum aestivum*) 根茎生长的拮抗效应, 认为有机污染物和重金属结合会降低重金属的毒性。

10 mg L⁻¹ Nap 处理的白骨壤幼苗子叶凋落比对照慢, 且器官和总生物量也高于对照, 这可能是响应低水平污染物的一种过渡补偿作用^[24]。Chigbo 等^[25]报道低浓度的苯并芘 (BaP) 会促进黑麦草 (*Lolium perenne*) 茎的生长而抑制根的生长; 洪有为等^[26]报道低浓度的 Phe 刺激秋茄根系和地上部分的生长; 陆志强等^[27]报道低浓度的 Nap 促进秋茄的生长而抑制根的生长。推测这是 PAHs 具有和生长激素 (生长素和赤霉素等) 类似的环状结构, 因生长素和赤霉素能够促进植物茎的延长, 而生长素则抑制根的伸长。

研究表明, 重金属和有机污染物复合胁迫对植物生长的影响既有拮抗效应也有协同效应, 取决于植物的种类、生长阶段, 污染物的浓度、性质以及栽培介质的理化性质等^[2]。一定浓度的 Pyr 能缓解铜 (Cu) 对玉米 (*Zea mays*) 生长的抑制作用^[28], 但是 Pyr 和 Cd 复合胁迫时, Pyr 却不能降低 Cd 的毒性^[29]。本研究结果表明, Cd 和 Nap 对白骨壤幼苗复合胁迫 45 d 时, 大部分形态指标表明 Cd 和 Nap 相互拮抗; 而胁迫栽培 90 d, 除茎高和根长受 Cd 胁迫影响极显著外, Cd、Nap 及其互作对形态指标均无显著影响。复合胁迫对白骨壤叶面积、叶长、叶宽、茎高和根长等的抑制作用要强于同浓度单一 Cd 胁迫, 另外复

合胁迫的白骨壤子叶凋落速度逐渐加快, 这表明 Nap 和 Cd 在胁迫后期对白骨壤幼苗生长的抑制作用起协同作用, 但并不显著。这可能是由于 Nap 降低 Cd 毒性的作用及其类生长激素的作用不足以抵消其促进 Cd 进入白骨壤造成的毒害作用, 进而加重白骨壤的受害情况。因此, 有关 PAHs 和重金属复合胁迫对植物生理生态的影响仍有待于深入研究。

参考文献

- [1] LIN P. Mangrove Ecosystem in China [M]. Beijing: Science Press, 1997: 297–316.
- 林鹏. 中国红树林生态系 [M]. 北京: 科学出版社, 1997: 297–316.
- [2] WANG W Y, ZHANG X F, HUANG J, et al. Interactive effects of cadmium and pyrene on contaminant removal from co-contaminated sediment planted with mangrove *Kandelia obovata* (S., L.) Yong seedlings [J]. Mar Pollut Bull, 2014, 84(1/2): 306–313. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.04.046.
- [3] LU Z Q, ZHENG W J, MA L. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in roots of three mangrove species in Jiulong River Estuary [J]. J Environ Sci, 2005, 17(2): 285–289.
- [4] SUN J, ZHENG W J, ZHAO H. Effect of naphthalene intimidation on seedling germination and antioxidase in *Avicennia marina* [J]. J Xiamen Univ (Nat Sci), 2005, 44(3): 433–436.
- 孙娟, 郑文教, 赵胡. 萘胁迫对白骨壤种苗萌生及抗氧化作用的影响 [J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 2005, 44(3): 433–436.
- [5] RAMDINE G, FICHET D, LOUIS M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediment and oysters (*Crassostrea rhizophorae*) from mangrove of Guadeloupe: Levels, bioavailability, and effects [J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2012, 79: 80–89. doi: 10.1016/j.ecoenv.2011.12.005.
- [6] ESSIEN J P, EDUOK S I, OLAJIRE A A. Distribution and ecotoxicological significance of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Iko River estuary mangrove ecosystem [J]. Environ Monit Assess, 2011, 176(1/2/3/4): 99–107. doi: 10.1007/s10661-010-1569-2.
- [7] MAHDAVI E S, RAHIMI A E K, AMINI H V. Pb and Cd accumulation in *Avicennia marina* from Qeshm Island, Persian Gulf [J]. Iran J Fish Sci, 2012, 11(4): 867–875.
- [8] ALMAHASHEER H B, AL-TAISAN W A, MOHAMED M K. Metals accumulation in grey mangrove [*Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.] inhabiting Tarut Bay, Eastern Saudi Arabia [J]. J Agric Sci, 2013, 6(1): 137–149.
- [9] XU S, WANG H, CHEN W, et al. Effects of soil PAHs pollution on plant ecophysiology [J]. J Appl Ecol, 2013, 24(5): 1284–1290.
- 徐胜, 王慧, 陈玮, 等. 土壤中多环芳烃污染对植物生理生态的影响 [J]. 应用生态学报, 2013, 24(5): 1284–1290.
- [10] XIE X Y, WEISS D J, WENG B, et al. The short-term effect of cadmium on low molecular weight organic acid and amino acid exudation from mangrove [*Kandelia obovata* (S., L.) Yong] roots [J]. Environ Sci Pollut Res, 2013, 20(2): 997–1008. doi: 10.1007/s11356-012-1031-9.
- [11] CHRISTENSEN E R, ARORA S. Source apportionment of PAHs in sediments using factor analysis by time records: application to Lake Michigan, USA [J]. Water Res, 2007, 41(1): 168–176. doi: 10.1016/j.watres.2006.09.009.
- [12] TSANG H L, WU S C, LEUNG C K M, et al. Body burden of POPs of Hong Kong residents, based on human milk, maternal and cord serum [J]. Environ Int, 2011, 37(1): 142–151. doi: 10.1016/j.envint.2010.08.010.
- [13] HAVELCOVÁ M, MELEGY A, RAPANT S. Geochemical distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and sediments of El-Tabbin, Egypt [J]. Chemosphere, 2014, 95: 63–74. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.08.018.
- [14] KWON H O, CHOI S D. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils from a multi-industrial city, South Korea [J]. Sci Total Environ, 2014, 470–471: 1494–1501. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.08.031.
- [15] HENNER P, SCHIAVON M, DRUELLE V, et al. Phytotoxicity of ancient gaswork soils: Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on plant germination [J]. Org Geochem, 1999, 30(8): 963–969. doi: 10.1016/S0146-6380(99)00080-7.
- [16] KIPOPOULOU A M, MANOLI E, SAMARA C. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area [J]. Environ Pollut, 1999, 106(3): 369–380. doi: 10.1016/S0269-7491(99)00107-4.
- [17] SFAXI-BOUSBIH A, CHAOUI A, EL FERJANI E. Cadmium impairs mineral and carbohydrate mobilization during the germination of bean seeds [J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2010, 73(6): 1123–1129. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.01.005.
- [18] LI Q S, LU Y L, SHI Y J, et al. Combined effects of cadmium and fluoranthene on germination, growth and photosynthesis of soybean seedlings [J]. J Environ Sci, 2013, 25(9): 1936–1946. doi: 10.1016/S1001-0742(12)60264-2.
- [19] LU Z Q, ZHENG W J, MA L. Effects of naphthalene and pyrene on membrane permeability and antioxidant enzymes of mangrove [J]. J Xiamen Univ (Nat Sci), 2008, 47(5): 757–760.
- 陆志强, 郑文教, 马丽. 萘和芘胁迫对红树植物秋茄幼苗膜透性及抗氧化酶活性的影响 [J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 2008, 47(5): 757–760.

- [20] ZHANG Z H, RENGEL Z, MENEY K, et al. Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) mediate cadmium toxicity to an emergent wetland species [J]. *J Hazard Mater*, 2011, 189(1/2): 119–126. doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.02.007.
- [21] ALKIO M, TABUCHI T M, WANG X, et al. Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms [J]. *J Exp Bot*, 2005, 56(421): 2983–2994. doi: 10.1093/jxb/eri295.
- [22] SUN L, YAN X L, LIAO X Y, et al. Interactions of arsenic and phenanthrene on their uptake and antioxidative response in *Pteris vittata* L. [J]. *Environ Pollut*, 2011, 159(12): 3398–3405. doi: 10.1016/j.envpol.2011.08.045.
- [23] WANG M E, ZHOU Q X. Single and joint toxicity of chlorimuron-ethyl, cadmium, and copper acting on wheat *Triticum aestivum* [J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2005, 60(2): 169–175. doi: 10.1016/j.ecoenv.2003.12.012.
- [24] CALABRESE E J. Paradigm lost, paradigm found: The re-emergence of hormesis as a fundamental dose response model in the toxicological sciences [J]. *Environ Pollut*, 2005, 138(3): 378–411.
- [25] CHIGBO C, BATTY L. Effect of combined pollution of chromium and benzo (a) pyrene on seed growth of *Lolium perenne* [J]. *Chemosphere*, 2013, 90(2): 164–169. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.06.021.
- [26] HONG Y W, YUAN D X. Eco-physiological responses of *Kandelia candel* seedlings to phenanthrene (PHE) and fluoranthene (FLA) treatment [J]. *Acta Ecol Sin*, 2009, 29(1): 445–455.
洪有为, 袁东星. 秋茄(*Kandelia candel*)幼苗对菲和荧蒹污染的生理生态效应 [J]. *生态学报*, 2009, 29(1): 445–455.
- [27] LU Z Q, ZHENG W J, MA L, et al. Effect of naphthalene and pyrene on hypocotyl germination and growth of mangrove plant *Kandelia candel* (L.) durce [J]. *J Xiamen Univ (Nat Sci)*, 2005, 44(4): 580–583.
陆志强, 郑文教, 马丽, 等. 不同浓度萘和芘处理对红树植物秋茄胚轴萌发和幼苗生长的影响 [J]. *厦门大学学报: 自然科学版*, 2005, 44(4): 580–583.
- [28] LIN Q, SHEN K L, ZHAO H M, et al. Growth response of *Zea mays* L. in pyrene-copper co-contaminated soil and the fate of pollutants [J]. *J Hazard Mater*, 2008, 150(3): 515–521. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.04.132.
- [29] ZHANG H, DANG Z, ZHENG L C, et al. Remediation of soil co-contaminated with pyrene and cadmium by growing maize (*Zea mays* L.) [J]. *Int J Environ Sci Technol*, 2009, 6(2): 249–258. doi: 10.1007/BF03327629.