

廿一、重金屬在河口紅樹林生態系的循環與影響

邱志郁 周昌弘

中央研究院植物研究所

摘 要

紅樹林為河口具高生產力的植物相，構成眾多棲息生物及河口水族的重要食物源。當重金屬進入紅樹林時，土壤為其主要的累積場所，但透過植物體的吸收及攝食的過程，影響及於紅樹林生態系內的各種動植物。因此紅樹林對重金屬而言，既是承受體亦是供應源。紅樹林土壤含高量黏土粒子及有機物有助於累積重金屬，且由於浸水而呈還原性，更能促進重金屬呈硫化物及其他水合氫氧化物的沉澱。而土壤呈還原狀態及含高量有機質的性質，亦減低了重金屬在土壤溶液中的溶解性，使得植物體的含量遠低於土壤中之含量，此結果有助於紅樹林適應生長於受重金屬污染的環境。

1. 前 言

紅樹林能夠吸收利用河川上游所挾帶而來的各種營養鹽，構成河口高生產力的特殊植物相。紅樹林掉落的枝葉、胎生苗等不僅能供應其間所生長的底棲動物之食餌，隨著潮水之攜帶，其影響更廣及河口及近海的生態系 (Redfield, 1982)。此外，紅樹林尚構成了眾多底棲生物、魚苗的生長棲所。紅樹林間的微生物、藻類也形成了食物鏈中基層的生產者，例如矽藻等皆為紅樹林中軟體動物、蟹類的主食 (Odum and Heald, 1972)。有關紅樹林的生理及生態習性，周等 (1987) 已有詳盡的敘述，不再重覆。

隨著工業化的發展，許多地區紅樹林的生長，及仰賴紅樹林的漁業資源都受到嚴重威脅 (Odum, 1984; Lindén and Jernelöv, 1980)。例如原油洩漏便會對紅樹林生態系造成嚴重地危害 (Teas *et al.*, 1980)。此外，由於重金屬具有毒性，不會被微生物分解消失而能持久存在於環境中，故其對於生態系所造成的影響也便格外值得關切。然而有關重金屬與紅樹林生態系之間關係的研究文獻並不多見，這可能是因為紅樹林主要分佈在熱帶地區，而此些區域工業化的程度多半較為落後，或是即使有嚴重的污染的問題也較少被留意所致。但由於目前全球性環境保護意識的抬頭，重金屬在紅樹林的污染問題已漸被重視，例如 1975 年以前幾無此方面的文獻，而最近幾年來有漸增加的趨勢。本篇報告主要是針對重金屬在紅樹林的生態系中的動態，及其對棲息動植物的影響予以綜合性地探討。

2. 重金屬在紅樹林生態系的動態

(1) 動態模式

重金屬在紅樹林生態系的動態，可參考 Ragsdale Thorhang (1980) 的模式加以說明。重金屬進入紅樹林的途徑，主要是經由河水攜帶上游之工業及家庭排放的污水，或是間接地由大氣或雨水帶入人類活動所散逸的落塵。而海潮之影響，如於近海或海潮之源流進行浚渫 (Hall, 1989)，或於海邊拋棄下水道污泥亦證實會造成紅樹林生態系的重金屬污染 (Montgomery 和 Price, 1979)。重金屬是以離子或以微粒的狀態進入紅樹林生態系。金屬離子可能被吸附於植物表面、水體中的微粒

、土壤的表面；未被吸附或沉澱的金屬離子則殘留於水體中而被帶出外海。至於以微粒的狀態存在的金屬元素則可能沉降於底泥或植物體表面，或懸浮於水體流出外海。被植物體表面吸附的金屬元素，是以化學擴散或是在植物死亡時，於較短的時間內釋放回水體中。但被植物體吸收的金屬元素，則可能以微弱的離子交換狀態積存在植物的細胞壁上，或經過細胞膜進入植物細胞中。雖然所吸收的元素，可能經雨水或河水的淋洗而流失，但大致上都是經由植物體的死亡及植物組織的掉落，而以有機物的狀態返回水體及底泥。或被微生物分解或直接被小型無脊椎動物等初級消費者攝食後，再透過較大型動物所攝食，最後歸於食物鏈最上方的人類。亦即金屬元素經由碎片食物鏈 (detrital food chain) 進入各種生物的體內。

(2)量的平衡關係

植物體的碎片在分解成底泥的過程中，重金屬的含量變化包括分解程度的差異與吸附作用二項因素。Tripp 和 Harriss (1976) 指出紅樹林葉片分解所形成的有機質底泥含高量的汞，主要是由於葉片細胞壁所含的汞不易解離，但汞含量較低且呈水溶性的細胞質部份則隨著葉片的分解而逐漸釋出，和原先葉片中汞的含量比較之下，殘餘乾物重中汞的濃度相對地便有增加的現象。Rice 和 Windom (1982) 將各種植物的葉片放置於流動的海水中分解，進一步地比較其中鐵、錳、銅、鋅等金屬元素的含量與時間變化的關係。得知海草、紅樹林等葉片於海水中的分解情形如下：初期金屬元素由葉片流失較速，尤以海草為甚，但維管束植物則能較有效地保有金屬元素；第二個階段則碎片的金屬離子的絕對含量則有增加的現象，而其含量增加的原因，部分是由海水轉移而來。

由於紅樹林生長的環境一方面會使重金屬沉積於底泥，另一方面底泥中的重金屬能被植物吸收藉枝葉的掉落及食物鏈的關係而重新被活化而進入環境中，故紅樹林的底泥對重金屬而言，兼具承受體 (sink) 與供應體 (source) 雙重的意義 (Harbinson, 1986)。紅樹林生態系的重金屬累積量，既包括由外界帶入及被帶出外海的二個部分，因此構成了動態平衡的關係。Lacerda 等 (1988) 認為紅樹林生態系重金屬的累積，主要是取決於輸入與帶出之懸浮物質的量及其重金屬含量的關係。此外，紅樹林間懸浮物質的重金屬含量在漲退潮間有甚大的差異。其原因和懸浮物質的來源有密切的關係，漲潮時之微粒主要是由外界所帶入，其重金屬的含量較高；退潮時之懸浮物質則是由紅樹林內生物遺體分解所形成，重金屬含量較低。對於整個生態系而言，重金屬在紅樹林生態系似乎呈現累積的現象，但 Lacerda 等 (1988) 亦指出：由於缺乏懸浮物質的輸出與輸入總量平衡關係的數值，上述累積的關係尚有待長期觀測加以證實。

3. 紅樹林生長的環境有助於重金屬的累積

紅樹林叢生的環境，能夠減緩水流而有助於截留及沉積水流中所挾帶的微粒（如黏土粒子）及植物的碎片。這些物質附著於密佈的氣生根等構造上，形成了紅樹林土壤具有質地細緻而富含有機質的特性 (Harbinson, 1986)。由於黏粒體積小，相對而言表面積甚大；而有機質則具有螯狀的構造能鉗合重金屬離子，這些特點都能促進吸附重金屬 (Lisk, 1972)。又如前文所述，自然界水體中的重金屬既多半是附著於懸浮微粒的狀態存在，故紅樹林屏障的環境能夠累積大量的重金屬。除了以上的物理因素之外，紅樹林間的生物及化學作用亦有助於重金屬的累積。含高量有機物的紅樹林土壤在浸水的狀態下，會因微生物消耗掉大量的氧氣而使得土壤呈現強還原性。而由硫酸還原菌所產生的 H_2S 會促使水中所溶解的金屬離子沉澱 (Pauli, 1975)。故上述之微粒一旦成為紅樹林底泥，所含之重金屬便迅速被有機物及 HS^- 作用，形成硫化物的沉澱 (Harsen 等, 1978)。此外，藻類於白晝進行光合作用導致水中 pH 值升高，亦可促使重金屬離子形成碳酸鹽的沉澱 (Harbinson, 1986)。而鐵錳氧化物在還元狀態下能形成水合氫氧化物，也能促進重金屬離子的沉澱 (Salomons and Forstnes, 1984)，使重金屬累積於紅樹林的土壤中。Lacerda 和 Abrão (1984) 指出紅樹林能減緩水流降低通

氣性，兼以底泥含量高有機質而呈強還原性等。此些因素促使紅樹林底泥的重金屬累積量高於由禾草 *Spartina* 所構成的鹽沼。

淡水河的竹園紅樹林與關渡沼澤地區土壤便是明顯的例子，這些地區的土壤中皆有明顯的重金屬累積，尤以鋅及銅最為明顯。其含量與地理位置、土壤物理化學性質、潮水淹沒程度等因素有密切的關係。土壤中有機質及黏粒含量較高，且經常被潮水淹沒之地區重金屬累積量較高，其中以關渡沼澤地區重金屬含量最高，竹園潮溪帶紅樹林次之。反之，有機質及黏粒含量較低且不易被潮水淹沒的竹園矮小紅樹林及草生帶土壤則含量最低，幾乎與上游未被污染地區土壤中的重金屬含量相近。由於竹園較關渡接近河口，受海水稀釋程度較大，使得重金屬的累積量低於關渡。因此可確定重金屬的主要污染源主要是來自淡水河的河水（邱及周，1989）。

4. 紅樹林生長的環境對植物體內重金屬含量及其生長有甚大的影響

生長於紅樹林間的水筆仔 (*Kandelia candel*)、蘆葦 (*Phragmites communis*)、單葉鹼草 (*Cyperus malaccensis*) 等植物體內的重金屬含量，除了鎘較不明顯之外，銅、鋅、鉛、鎳等，大致上都是以根部最高而莖葉部較低，水筆仔則以胎生苗含量最低。至於植物體內及土壤中重金屬之間量的比較關係，則是除了根部的累積量較為明顯之外，莖葉部則低於土壤中之含量。此外，植物體內重金屬的濃度與土壤之氧化還原性質亦有密切的關係。例如竹園的矮小紅樹林區土壤中的重金屬含量雖然低於潮溪紅樹林，但就植物體內的含量而言，此二個區域並無顯著的差異。易被潮水淹沒的潮溪帶紅樹林土壤除了 10 cm 左右的表層外大致呈現還原狀態，這有助於促使重金屬形成硫化物或水合氫氧化物的沉澱，因而減低土壤溶液中的重金屬濃度。（Chiu 和 Chou, 未發表數據）。例如紅樹科的 *Rhizophora* 的幼苗在含高濃度重金屬的土壤中尚能維持正常地生長，當土壤中重金屬的濃度，鎘達 500 ppm，鉛達 250 ppm，汞達 500 ppm 時並不影響幼苗的胚軸根、莖、葉等部位的乾物重及生長速率（Walsh 等，1979）。水筆仔等植物所以能夠生長在含高濃度重金屬的土壤中，一部份原因實歸諸於紅樹林生長的特殊環境。除上述紅樹林浸水的環境有助於促使重金屬離子沉澱而降低其活性之外，紅樹林土壤含高量的有機物亦有助於吸附重金屬離子，而減低其毒性。而 Walsh 等（1979）認為 *Rhizophora* 根內及根表面產生硫化物，及根所具有排除離子之解毒機制亦有助於使紅樹林生長於受高濃度重金屬污染的土壤中。至於紅樹林植株對於重金屬的吸收所具備排拒的現象，不僅能減輕重金屬植株本身之為害，且由於枝葉、胎生苗等較易於掉落而被底棲動物取食的部份含量較低，減輕了此些攝食者中毒的危險。對於生態系而言，紅樹林實具有類似生物濾過的效能。

雖然上述種種因素使累積在紅樹林土壤中的重金屬大致呈現非活性，但因重金屬並不會被分解而消失，只要重金屬的污染源仍舊存在，則重金屬將呈現持續累積的現象。又由於紅樹林單位面積的生物量較沼澤中其他草本植物高出數十倍，故由紅樹林所解離釋出的重金屬對生態系所造成的衝擊，便更甚於其他植物（Ragsdale 和 Trorhang, 1980）。任何足以為害紅樹林生長的意外事件，將造成重金屬隨植物遺體大量釋出。更甚地是，若紅樹林遭砍伐或變更為其他用途，迫使土壤中的有機質不再獲得補充，將導致重金屬一反吸附蓄積於土壤的關係，轉為解離釋出的局面，這將造成食物鏈受嚴重污染，甚至危及河口生態系中各種動植物的生存。

5. 生物指標可能應用於水生環境的重金屬污染監視工作上

化學物質對於生態系影響，可應用指標生物 (bioindicator) 加以調查。所謂指標生物，一般而言具有兩種意義。其中之一是對於污染狀態具有較高適應能力的生物種，藉此可得知污染的程度，而可稱其為生態指標生物 (ecological indicator species)，此項並非本文主題，不予詳述。另一種是指能夠濃縮環境中極微量毒性物質的生物種類，亦即隨著生物濃縮或生物蓄積的作用，使得其體內

的重金屬含量遠超於環境中的濃度。利用此種特性可望能有效地改進環境中重金屬的測定及分析工作，此可稱為是化學監測物種 (chemical monitor species)。由於潮汐、河川排水量、氣候因素都會影響到水體的混合與擴散作用，即使在定點從事密集採樣亦難以正確地描繪出河口附近的水質。而含鈉鹽較高的水體，亦易造成分析上的干擾，使得分析工作難以進行。但若調查生長間的各種生物體含量，並選擇幾種具有上述蓄積或濃縮功能的動植物當做指標生物，則可避免水體短時間內的變動所導致的誤差，而有助於長期監視環境間重金屬的變化。

大型藻類及蘚苔植物，是適用生物蓄積的原理以做為生物指標的較佳例子。其蓄積之程度雖依植物、重金屬的種類有所不同，其蓄積量甚至可達環境中濃度的數百倍至千萬倍 (Hellowell, 1987)。是故此些植物應當能有效地適用於河川中水質的監視工作上。淡水河口水生動植物體重金屬含量調查工作，初步的結果顯示各類動物體內的重金屬有極大的差異。各種底棲動物體內的重金屬濃度和土壤之含量比較之下，蟹類的銅含量，文蛤之鋅含量皆較高。尤其是螺類的銅、鋅、鎳更明顯地高出土壤中之含量。至於彈塗魚則除了鋅含量與土壤近似之外，其餘各種元素皆較低 (邱等，未發表數據)。造成各種底棲動物含量之差異，固然與其生態習性有關。而其生理習性與環境因子之間之關係則有待進一步地探討。

參 考 文 獻

- 周昌弘、張富均、黃元勳 (1987)。紅樹林生態研究之回顧。臺灣植物資源與保育論文集。pp. 23-48。
- 邱志郁、周昌弘 (1989)。重金屬在河口生態系的角色。生物科學。32: 1-6。
- Chiu, C. Y. and C. H. Chou. Distribution of heavy metals in the Tanshui mangrove forest ecosystem (submitted).
- Hall, L. A. (1989). The effects of dredging and reclamation on metal levels in water and sediments from an estuarine environment off Trinidad west Indies. *Environ. Pollut.*, 56: 189-208.
- Harbison P. (1986). Mangrove muds—a sink and a source for trace metals. *Mar. Pollut. Bull.*, 17: 246-250.
- Harsen, M. H., K. Ingvorsen and B. B. Jorgensen (1978). Mechanisms of hydrogen sulphide release from coastal marine sediments to the atmosphere. *Limnol. Oceanogr.* 23: 68-76.
- Hart, B. T. (1982). Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: a review. *Hydrobiologia* 91: 299-313.
- Hellowell, J. M. (1987). Biological indicator. In: K. Mellanby (ed.), Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. pp. 45, Elsevier Applied Science, London.
- Laceda, L. D. and J. J. Abrão (1984). Heavy metal accumulation by mangrove and saltmarsh intertidal sediments. *Revta Brasil Biol.*, 7: 49-52.
- Lacerda, L. D., D. M. V. Jose and M. C. F. Francisco (1988). Nutritional status and Chemical composition of mangrove seedlings during development. *Rev. Bras. Biol.*, 48: 401-406.
- Lacerda, L. D., L. A. Martinelli, C. E. Rezende, A. A. Mozeto, A. R. C. Ovalle, R. L. Victoria, C. A. R. Silva and F. B. Nogueira (1988). The fate of trace metals in suspended matter in a mangrove creek during a tidal cycle. *Sci. Total Environ.*, 75: 169-180.
- Lindén, O. and A. Jernelöv (1980). The mangrove swamp—an ecosystem in danger. *Ambio.*, 9: 81-88.
- Lisk, D. J. (1972). Trace metals in soils, plants, and animals. *Adv. Agron.*, 24: 267-325.
- Montgomery, J. R. and M. T. Price (1979). Release of trace metals by sewage sludge and the subsequent uptake by members of a turtle grass mangrove ecosystem. *Environ. Sci. Technol.*, 13: 546-549.
- Odum, W. E. (1984). Dual-gradient concept of detritus transport and processing in estuaries. *Bull. Mar. Sci.*, 35: 510-521.
- Odum, W. E. and E. J. Heald (1972). Trophic analysis of an estuarine mangrove community. *Bull. Mar. Sci.*, 22: 671-738.
- Pauli, F. W. (1975). Heavy metals humates and their behavior against hydrogen sulfide. *Soil Sci.*, 119: 98-105.
- Ragsdale, H. L. and A. Thorhang (1980). Trace metal cycling in the U. S. coastal zone: a synthesis. *Amer. J. Bot.*, 67: 1102-1112.

- Rece, D.L. and H.L. Windom (1982). Trace metal transfer associated with the decomposition of detritus derived from estuarine macrophytes. *Bot. Mar.*, **25**: 213-224.
- Redfield, J.A. (1982). Trophic relationships in mangrove communities. In: B.F. Clough (ed.), *Mangrove Ecosystems in Australia* pp. 259, Australian Institute of Marine Science.
- Salomons, W. and U. Forstner (1984). Metals in the hydrocycle, pp. 349, Springer-Verlag, Berlin.
- Teas, H.J., E.O. Duerr and J.R. Wilcox (1987). Effect of South Louisiana crude oil and dispersants on *Rhizophora* mangroves. *Mar. Pollut. Bull.*, **18**: 122-124.
- Tripp, M. and R.C. Harriss (1976). Role of mangrove vegetation, in mercury cycling in the Florida Everglades. In: J.O. Nriagu (ed.), *Environmental Biogeochemistry. Volume 2. Metals transfer and Ecological Mass Balances*, pp. 489, Proc. 2nd Intl. Symp. on Environmental Biogeochemistry, Hamilton, Ontario, Canada.
- Walsh, G.E., K.A. Ainsworth and R. Rigby (1979). Resistance of red mangrove *Rhizophora mangle* seedlings to lead, cadmium and mercury. *Biotropica*, **11**: 22-27.

Heavy Metal Cycle in Mangrove Ecosystems

Chih-Yu Chiu and Chang-Hung Chou

*Institute of Botany, Academia Sinica,
Taipei, Taiwan 11529, Republica of China*

ABSTRACT

The mangrove produces large amount of biomass with which contributes a detritus food web ecosystem. When various anthropogenic heavy metals enter the mangrove ecosystem in the estuary, the sediment in mangrove is a major reservoir of heavy metals pool. Nevertheless, parts of the heavy metals are also utilized by the plants from the sediment and distributed in the tissue of flora and fauna through trophic processes. Therefore, mangrove sediment acts as a sink as well as a source of heavy metals for the estuary ecosystem.

The submerged environment usually facilitates the precipitation of sulfides in estuary area. Organic matter, clay, and sulfide production are inherent characteristics of mangrove sediments and enhanced capacity for metal accumulation. These situations reduce the solubility of heavy metals in soil solution, which confer the decline in toxicity of heavy metals in the sediment and help the mangrove to adapt under the polluted conditions.