

## 武汉东湖水柱沉降物有机碎屑碳测定初报

林婉莲 刘鑫洲

(中国科学院水生生物研究所, 武汉)

**提要** 经沉淀采样器在东湖悬挂24小时采得沉淀物,作总颗粒有机碳分析;用显微镜计量出浮游植物活体体积及浮游动物活体的个体数。把两者换算成有机碳量,然后从总颗粒有机碳量与浮游生物活体碳量之差,求得颗粒有机碎屑碳量。1982年,测得东湖沉降物颗粒有机碎屑碳的沉降速率分别为  $18.65\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  (站 I) 及  $23.03\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  (站 II)。直线迴归表明,沉降物中颗粒有机碎屑碳量与颗粒物量的线性相关很显著。

湖水悬浮物中生物遗骸和一些无机颗粒,经过一段时间悬浮之后,有大部分连同一些活有机体共同沉降到湖底。这对天然水体的物质循环以及能量流动,起着一定的调节作用。沉降物中有机碎屑沉降量的多寡,决定该水体的物质循环的部分特性,同时也影响该水体底栖生物的丰度。底栖生物量的多寡,又与底层鱼类的生长密切相关。因此,对沉降有机碎屑的研究,在生产应用上也有一定的意义。

国际上对湖泊沉降物的研究,多着眼于其颗粒有机物的总沉降量,以有机碳量表示。

国外学者十分注意湖泊中  $\text{CaCO}_3$  的存在问题。除因  $\text{CaCO}_3$  是硬水湖泊中的主要无机盐类外,还因其能沉积于有机碎屑及一些重要的营养盐类上面随之沉降到湖底。<sup>[12]</sup> 此种碳酸盐类遇热分解而放出  $\text{CO}_2$ , 会干扰颗粒有机碎屑碳的定量测定。

在深水湖泊中,下沉到湖底的浮游植物活体重新悬浮到生产层的可能性很小,因此,它们下沉到湖底便潜在着死亡<sup>[8]</sup>。深水湖泊的微型动物,除底栖种类外,浮游动物一般活动于变温层之上,活体下沉到湖底的机率是很小的,这就没有必要从沉降物中区分出活体或死物。

东湖是个浅水湖泊,浮游动物和植物都容易下沉到湖底,同时也容易重新悬浮。沉降物中浮游生物活体的存在,是暂时性的,其所含的那部分有机碳,不能算在颗粒有机碎屑碳内。

在东湖底质中,石灰性粘质软泥占湖底面积 14% (主要在小汤林湖区)。此外,湖滨沉积物中还含有石灰性粉砂。上述物质都有石灰性反应(滴以 10% 盐酸,有气泡发生)<sup>[1]</sup>,显然是些碳酸盐类。1982年,东湖重碳酸盐量约为  $79.3\text{—}164.7\text{mg/l}$  (站 II, 1—8月),但其总硬度一般不超过 8 德国度<sup>[9]</sup>。东湖虽不属硬水湖泊,但上述碳酸盐及重碳酸盐类的存在,会影响有机碳的测定结果。本工作在于探求东湖颗粒有机碎屑碳的沉降率,这就需要把沉降物中的有机物和无机物、生物活体与已死亡的生物分开。对东湖这样一个浅水碳

收稿日期: 1983年9月5日。

1) 张水元、刘衢霞, 1982年。

酸盐类湖泊,如何定量测出其沉降物中的颗粒有机碎屑碳,即是本文探讨的中心内容。

## 研究范围及方法

### 1. 研究范围

东湖平均水深 2.21m, 最深度为 4.45m, 总面积为 27.899km<sup>2</sup>。采样的两个固定点为站 I 及站 II。站 I 所处湖区面积为 1.03km<sup>2</sup>, 高水位时深度约为 2.9m, 低水位时约为 2.5m, 武汉夏季常吹东北风, 站 I 处下风位; 站 II 位于郭郑湖区的中心点, 位置开阔且为东湖最大深水区, 湖区面积约为 12km<sup>2</sup>。这两个湖区, 除站 I 东北湖湾及靠近汤林湖堤坝南岸湖滨处生长有少量莲及苦草和大茨藻外, 水生高等植物极少。站 II 有两个桥洞与汤林湖相通。

### 2. 沉降物的采集

采用悬浮式沉淀采样器采集水中沉降物。采样器样式类似 Rossolimo (1937) 的盘式及 Lawacz (1969) 的篮式组合采样器<sup>[3]</sup>。每套采样器用三个有机玻璃沉淀瓶。经改进后, 每个沉淀瓶由大小两个套合圆筒组成。小套筒口径为 7cm、高 15cm, 用尼龙网布(40 目)封住筒底; 大套筒口径为 10cm, 有一口领夹着小套筒。大小套筒组合高度为 25cm。大套筒的口领可防止筒内沉淀物重新悬浮, 小套筒底的尼龙网不仅可让精细颗粒物通过而下沉到大套筒内, 而且还可防止较大的生物(如鱼苗、小虾等)入侵筒底而干扰沉积作用, 同时还可以减少大套筒内沉积物重新悬浮的机会。

三个沉淀瓶放入一铁筐内, 用浮竿悬挂于采样点离湖泥界面上方 0.5m 处。浮竿两端下方用重物固定于湖泥中。每月采样 2 次, 每次悬挂采样器 24 小时。

### 3. 沉降物的处理与计算

取两个沉淀瓶所收集到的沉降物作平行样以分析碳, 瓶内物分别加入浓盐酸, 充分搅拌, 使沉降物水样 pH 为 1 或 2, 让其中碳酸盐和重碳酸盐类充分分解, 放出 CO<sub>2</sub><sup>[11]</sup> (若小套筒网上有较大的高等植物碎屑片, 则用镊子取出、烤干、分析, 不必用酸处理), 然后用预先煅烧过的 (550°C, 1 小时) 玻璃纤维滤膜 (Whatman GF/C) 抽滤。把所得沉降物连同滤膜放置烘箱内 (75—80°C) 24 小时, 再称其恒重。用鲁哥氏液 (Lugol's Solution) 固定另一瓶沉降物, 以供浮游生物计数用。用常规法计量浮游植物活体体积和计数浮游动物的个体数, 然后根据下列浮游植物体积与细胞碳的关系式<sup>[10]</sup>, 估算出沉降物中浮游植物的活体碳。所用公式为:

$$\log C = -0.422 + 0.758 (\log V) \quad (\text{用于硅藻});$$

$$\log C = -0.460 + 0.866 (\log V) \quad (\text{用于其他藻})。$$

式中  $C$  代表活体碳;  $V$  代表活体体积。

对浮游动物则分别数出桡足类的无节幼体、幼体、成体和枝角类的幼体、成体以及轮虫和原生动物。其中, 轮虫和原生动物则按其个体大小折算成桡足类的无节幼体的数量。体长在 80 $\mu\text{g}$  以上的轮虫和原生动物, 每个折算成一个无节幼体, 40 $\mu\text{g}$  以下的则每 10 个折算成一个无节幼体, 40—80 $\mu\text{g}$  之间的则每两个折算成一个无节幼体。其他如卵及偶尔出现的寡毛类, 亦用同样方法折算成无节幼体数。

根据 Burgis 对透明温剑溞 (*Thermocyclops hyalinus*) 及 Baudouin 除对透明溞 (*Da-*

*phnia hyalina*) 测得的不同年龄组的个体碳量外,并分别求出各类浮游动物的碳量<sup>[2,4]</sup>,最后算出沉降物内总的活体碳量。

#### 4. 沉降物总颗粒有机碳的分析

分析沉降物中总颗粒有机碳,用的是 Pregl 氏法<sup>[7]</sup>。用高锰酸银热分解产物 ( $500 \pm 50^\circ\text{C}$ ) 作氧化剂,分别用银丝及硅镁型吸附剂和氧化锰吸收样品中可能释出的硫、卤素及氮;用无水过氯酸镁吸收水、用碱石棉吸收  $\text{CO}_2$ 。样品在氧气流下经  $900 \pm 50^\circ\text{C}$  煅烧。用重量法称出吸收到的  $\text{CO}_2$  量,然后计算其含碳的百分数,再算出沉降物的总颗粒有机碳量。

各采样点作两个平行样分析,然后取其平均值。水柱沉降物颗粒的有机碎屑碳量,是从总颗粒有机碳与浮游生物活体碳之差值求得。

## 结 果

1982 年 1—12 月,用上述方法测得的武汉东湖沉降颗粒物干重(指去掉无机碳的颗粒物,下同),总颗粒有机碳及颗粒有机碎屑碳的月变量见图 1。东湖站 I 及站 II 水柱沉降物中的颗粒物干重、总颗粒有机碳量及颗粒有机碎屑碳量的月波动情况基本一致。沉

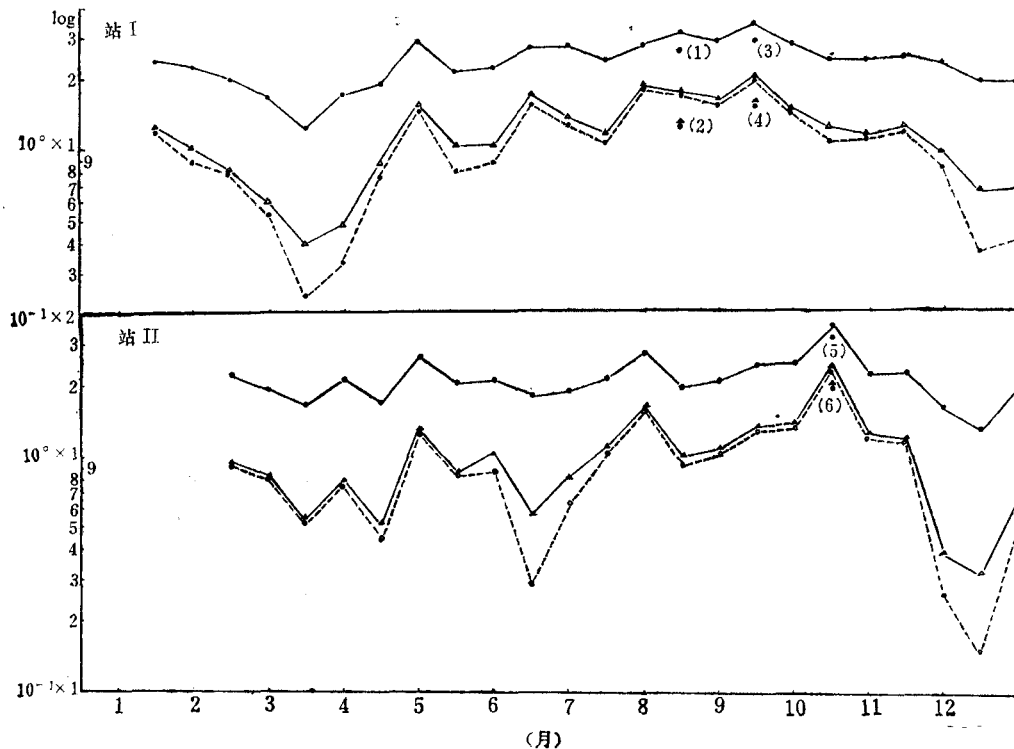


图 1 武汉东湖 1982 年水柱有机物沉降量的变动 (mg/day)

(1), (2), (3), (4), (5), (6) 为原量的 1/4

●——● 颗粒物干重; △——△ 颗粒有机碳; ○——○ 有机碎屑碳

降颗粒物量从 3 月中旬开始上升,到 4 月底有一高峰,其后虽有波动,但上升趋势一直持续到 10 月中旬,然后逐渐下降。其变化型式与东湖浮游生物的生长季节变动情况是相符的。

从季节变动情况来看,东湖站 I 和站 II 水柱颗粒物沉降量以秋季最大,其次是夏季,冬季最小(见表 1)。沉降物中的总颗粒有机碳量,在夏秋两季时站 I 和站 II 有异,站 I 夏季比秋季多,站 II 则相反,其相应的颗粒有机碎屑碳量也如此。这可能与站 I 的地理位置有关,因受东北风的作用,颗粒物积聚于站 I 的量多些,同时由于颗粒物多、营养丰富,浮游动物及一些底栖动物便迅速地大量繁殖起来,排出的粪便量也相应地增多。这样,颗粒有机碎屑碳量也随着总颗粒有机碳的增加而增加。

东湖颗粒有机碳沉降速率见表 2。采样瓶采样平均偏差分别为 16% (站 I) 及 20% (站 II)。两者偏差不同的原因,是由于站 II 高等植物碎屑片多些,其沉降规律与精细颗粒的沉降规律不同导致进入采样瓶内的颗粒物量变化较大所致。颗粒有机碎屑碳沉降量的误差可能是受浮游动物活体碳的估算量误差的影响,与浮游植物活体碳的量无关。因为浮游植物活体碳量一般很小,在统计学上对颗粒有机碎屑碳量的影响不大。

直线回归表明,颗粒有机碎屑碳量与颗粒物沉降量线性相关十分明显,其直线方程如下:

$$\text{站 I} \quad \log Y = 0.9111 \log X - 1.0833 (r = 0.9559, df = 22, p < 0.01);$$

$$\text{站 II} \quad \log Y = 1.0288 \log X - 1.3014 (r = 0.9725, df = 20, p < 0.01)。$$

表 1 1982 年东湖水柱沉降物颗粒有机碳的不同季节的日变动情况 ( $\text{mg} \cdot \text{day}^{-1}$ )

站别	沉降物					
	沉降量 季节	颗粒物	总颗粒有机碳	浮游动物活体碳	浮游植物活体碳	颗粒有机碎屑碳
I	春	209.32	12.21	3.05	0.03	9.12
	夏	638.14	43.81	7.49	0.23	36.09
	秋	688.77	35.45	8.30	0.15	27.00
	冬	116.77	7.91	1.36	0.05	6.50
II	春	156.22	8.64	0.76	0.04	7.85
	夏	197.67	15.75	1.99	0.27	13.48
	秋	903.76	66.86	2.28	0.21	64.37
	冬	95.47	5.65	0.56	0.03	5.06

表 2 武汉东湖颗粒有机碳沉降率及各种成分比率

沉降率及成分比率	站 I	站 II
颗粒物(干重) $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$	391.78	341.63
总颗粒有机碳 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$	23.55	24.57
颗粒有机碎屑碳 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$	18.65	23.03
浮游生物活体碳 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$	4.90	1.54
总颗粒有机碳/颗粒物(干)%	6.01	7.19
颗粒有机碎屑碳/颗粒物(干)%	4.76	6.74
浮游生物活体碳/颗粒物(干)%	1.25	0.45
其他成分%	87.98	85.61

## 讨 论

用沉淀采样器采样后定量测定浅水湖泊水中沉降物颗粒有机碎屑碳,在我国还是初次尝试。类似这样的工作,有 Wetzal 等人关于深水湖 Lawrence Lake (美国密执安州), Gasith 关于浅水湖泊 Lake Wingra (平均水深为 2.4m,面积为 1.3km<sup>2</sup>) 和 Molongoski 等关于富营养化浅水湖 Wintergreen Lake 的报告<sup>[5,6,9,12]</sup>。兹将这三个湖泊颗粒物的沉降率与武汉东湖的比较如下(表 3)。

表 3 Lawrence, Wingra 及 Wintergreen 三湖颗粒沉降物与武汉东湖的比较

湖泊名称	沉降颗粒物 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$	作 者
Lawrence Lake (湖上层 5m)	干物质 230 有机碳 28	Wetzal et al <sup>[12]</sup> .
Wingra Lake (1/3 水面为高等植物覆盖的浅水湖)	干物质 632 有机碳 215	Gasith <sup>[5,6]</sup> .
Wintergreen Lake (富营养化浅水湖)	总有机碳 320 (1976) 196 (1977)	Molongoski & Michael <sup>[9]</sup>
武汉东湖 (富营养化浅水湖)	颗粒物(干)392(站 I) 342(站 II) 总颗粒有机碳24(站 I) 25(站 II) 颗粒有机碎屑碳19(站 I) 23(站 II)	(见本文)

由表 3 可见,东湖总颗粒有机碳沉降率与 Lawrence Lake 湖上层的水平接近,与 Wingra Lake 相差甚大。这是因为 Wingra Lake 颗粒有机碳主要来源于水生高等植物,其碎屑含碳量远高于藻类碎屑含碳量所致。

为做到采样精确,首要条件是湖泥不能重新悬浮,这就要求在基本无风的天气下采样。根据天气预报选择好天,采样器在湖中作短期悬挂(例如 24 小时),一般能满足这一条件。问题在于当采样的 24 小时内,如遇天气突变,湖泥的重新悬浮作用便有可能发生,在东湖采样时,这种情况也不能完全排除。从数据看来,如站 I,8 月和 9 月中旬采集到的颗粒物(干重)超过 1g,站 II 10 月中旬也采集到超过 4g 的量。这些情况既有可能系上述干扰造成,也有可能是大雨后从地表径流带来的大量有机物所致。

Tutin, Davis, Rich, Steele 和 Baird, Pennington<sup>[5,6]</sup>都认为浅水湖泊湖泥的重新悬浮作用会影响沉淀采样器的采样量。但 Molongoski 和 Michael 的工作,经潜水员证实他们采样期间并没有出现重新悬浮作用<sup>[9]</sup>。可见,浅水湖泊湖泥重新悬浮作用在短期(24 小时)采样时有可能发生,但未必一定会发生。

Gasith 利用水中可沉降物的有机成分量和重新悬浮物的有机成分量之差,作出一个修正湖泥重新悬浮作用的公式,测得 Wingra Lake 颗粒物的实际沉降量平均为计算出的沉降量的 3—4 倍<sup>[6]</sup>。这个公式,是在实验室内用电磁振荡器作为湖泥重新悬浮的动力,这种动力很难与自然界对湖水的作用力相比。利用这一公式,即使在天然水体中没有出

现重新悬浮作用的情况,但在实验室内也可以获得明显的重新悬浮的结果,因而这个公式有一定的局限性。

在采用采样器采样的前提下,要真正解决浅水湖泊底泥的重新悬浮问题,采取进一步缩短采样时间,即在基本无风的天气下,采样器悬挂 8 小时,就完全可以避开湖泥的重新悬浮作用。

前面已指出,浮游动物活体碳的估算量误差,也可能会导致沉降物的有机碎屑碳量的误差。在缺乏更先进的分析手段的情况下,靠计算浮游动物个体数而估算其所含的碳量这种误差很难避免,但只要把沉降物内大的动物全部计数,其误差则是极微量的。如用 ATP 仪测定沉降物中的浮游生物 ATP 量,然后把 ATP 换算成碳量,问题便可迎刃而解了。

东湖沉降物采样,是短期性的(24 小时),采样期间生物的牧食作用与分解作用,都假定为可忽略的。

根据数据综合所得图象,用上述采样方法采获的武汉东湖颗粒物沉降量,与湖中浮游生物生长季节变动是一致的(即使把站 I 和站 II 的 3 次可疑的特大的量取其 1/4,所得图象仍与浮游生物生长季节变动相符),因而本文所述的颗粒有机碎屑碳的测定方法是可行的。若进一步改进,即把采样时间缩短到 8 小时,则更能排除湖泥重新悬浮的干扰。

### 参 考 文 献

- [1] 龚伦杰、官子和、黄耀桐等, 1965。武昌东湖底质的类型及其分布。海洋与湖沼 7(2): 181—194。
- [2] Baudouin, M. F. and O. Ravera, 1972. Weight, size and chemical composition of some freshwater zooplankters: *Daphnia hyalina* (Leydig). *Limnol. Oceanogr.* 17: 645—649.
- [3] Blomqvist, S. and L. Hakanson, 1981. A review on sediment traps in aquatic environments. *Arch. Hydrobiol.* 91(1): 101—132.
- [4] Burgis, M. J., 1971. The ecology and production of copepods, particularly *Thermocyclops hyalinus*, in the tropical Lake George, Uganda. *Freshwater Biology* 1: 169—192.
- [5] Gasith, A., 1976. Seston dynamics and tripton sedimentation in the pelagic zone of a shallow eutrophic lake *Hydrobiologia* 51 (3): 225—231.
- [6] Gasith, A., 1975. Tripton sedimentation in eutrophic lake—simple correction for the resuspended matter. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 116—122.
- [7] Hallegraef, G. M., 1978. Caloric content and elementary composition of seston of three Dutch freshwater lakes. *Arch. Hydrobiol.* 83(1): 80—98.
- [8] Jones, J. G., 1976. The microbiology and decomposition of seston in open water and experimental enclosures in a productive lake. *J. Ecology* 64(1): 241—278.
- [9] Molongoski, J. J. and J. K. Michael, 1980. Quantification and characterization of sedimenting particulate organic matter in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 10: 497—506.
- [10] Strathmann, R. R., 1967. Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnol. Oceanogr.* 12(3): 411—418.
- [11] Saunders, G. W., 1972. The transformation of artificial detritus in lake water. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 29 (Suppl.): 261—288.
- [12] Wetzel, R. G., P. H. Rich, M. C. Miller et al. 1972. Metabolism of dissolved and particulate detritus carbon in a temperate hard-water lake. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 29 (Suppl.): 185—243.

**A PRELIMINARY REPORT ON THE QUANTIFICATION OF  
THE SEDIMENTING ORGANIC DETRITAL CARBON IN  
DONGHU LAKE, WUHAN**

Lin Wanlian and Liu Xinzhou

*(Institute of Hydrobiology, Academia Sinica, Wuhan)*

ABSTRACT

A quantitative method for measuring particulate organic detrital carbon in Donghu Lake Wuhan, is described. Total particulate organic carbon was determined from the sediments caught in traps suspended in situ for 24 h. The numbers of zooplankters were counted and the volume of phytoplankters was measured. Organic detrital carbon content was calculated from the differences between total particulate organic carbon and plankton carbon.

By means of the methods given in this paper, the sedimentation rates of particulate organic carbon in Donghu Lake, Wuhan, 1982 are given. They are  $18.56 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  (Station I), and  $23.03 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  (Station II), respectively. Both stations show that there is a close correlation between sedimentation of particulate organic detrital carbon and that of particulate matter.