

# 长江中游浅水湖泊沉积物碳氮同位素特征及其来源分析

冀文豪<sup>1</sup>, 郭匿春<sup>1</sup>, 徐军<sup>2</sup>, 余辉<sup>3</sup>, 牛远<sup>3</sup>

(1. 安徽农业大学资源与环境学院, 安徽 合肥 230036;

2. 中国科学院水生生物研究所, 湖北 武汉 430070;

3. 中国环境科学研究院, 北京 100012)

**摘要:**通过分析长江中游湖北地区4个浅水湖泊(鲁湖、花马湖、野潯湖、三山湖)沉积物中的有机碳(TOC)、总氮(TN)、碳氮比(C/N)、碳稳定同位素( $\delta^{13}\text{C}$ )以及氮稳定同位素( $\delta^{15}\text{N}$ ),探究藻型湖泊和草型湖泊沉积物间碳、氮稳定同位素组成差异性,并进行了有机污染评价和有机质与氮素来源分析。结果表明,4个浅水湖泊的有机污染严重,鲁湖、花马湖、野潯湖、三山湖的平均有机指数分别为0.89、1.05、0.53和2.71,均达到了有机污染的程度,平均有机氮污染指数分别为0.34、0.36、0.21和0.54,均达到了有机氮污染程度;藻型湖泊沉积物中 $\delta^{13}\text{C}$ 的变化范围为 $-3.126\% \sim -2.260\%$ ,均值为 $(-2.885 \pm 0.275)\%$  ( $n=10$ ), $\delta^{15}\text{N}$ 变化范围为 $0.291\% \sim 0.731\%$ ,均值为 $(0.486 \pm 0.168)\%$  ( $n=10$ );草型湖泊的 $\delta^{13}\text{C}$ 变化范围分别为 $-3.048\% \sim -2.494\%$ ,均值分别为 $(-2.766 \pm 0.213)\%$  ( $n=10$ ), $\delta^{15}\text{N}$ 变化范围为 $0.411\% \sim 0.830\%$ ,均值为 $(0.617 \pm 0.183)\%$  ( $n=10$ )。藻型湖泊的 $\delta^{13}\text{C}$ 要更加偏负,草型湖泊的 $\delta^{15}\text{N}$ 更加偏正;利用C/N与 $\delta^{13}\text{C}$ 对有机质来源进行定性分析,发现浮游植物的沉积构成了藻型湖泊沉积物有机质的主要成分,而草型湖泊中浮游植物、土壤有机质和维管束植物均有贡献。利用C/N与 $\delta^{15}\text{N}$ 对沉积物氮素来源进行半定量分析,发现所选取湖泊的沉积物氮行为与湖泊的草藻形态没有显著相关关系,需更详细的物源信息才可确定氮素来源。

**关键词:**长江中游;湖泊沉积物;草藻型湖泊;碳氮稳定同位素;有机指数

**中图分类号:**X825 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2018)06-0008-08

淡水湖泊作为环境污染的有机载体,汇聚了周围环境的各种污染物质(金相灿等,1990;吴丰昌,2010),其中湖泊表层沉积物能反映短期内湖泊的营养状态(Krull et al.,2009)。对沉积物的研究可了解湖泊周围环境的生态变化,且对于分析人类活动对湖泊的影响也有重要意义。湖泊中的有机质来源可分为异源有机质和湖泊自身有机质。异源有机质主要包括陆源植物碎屑和土壤有机质;湖泊自身来源主要包括浮游生物、藻类和水生维管束植物(倪兆奎等,2011)。不同来源的有机质其碳氮稳定同位素存在一定的差异,尽管在沉积、降解和运移的过程中, $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值会有微小的变化,但对沉积物有机质的碳氮分析仍然可以较好的进行溯源(张远等,

2011)。如Gordon等(2001)根据沉积物C/N比值发现墨西哥湾Atchafalaya河口处具有陆源性特征,而通过进一步分析 $\delta^{13}\text{C}$ 值将该陆源性特征细化为C3植物特征;李慧根等(2011)结合 $\delta^{13}\text{C}$ 与C/N对北京水源地水体有机质进行定性研究,发现季节变化对水体悬浮颗粒物和表层沉积有机质有较为明显的影响;卢凤云等(2012)对潮白河上游的表层沉积物的C/N和 $\delta^{13}\text{C}$ 进行定性分析和定量分析,发现两种研究方法的结果有较好的一致性,定量分析能够更清晰的区分有机质来源。但这些研究仅仅是以C/N和 $\delta^{13}\text{C}$ 为出发点对单一水体中沉积物有机质进行溯源,缺乏对不同类型水体的有机质来源进行分析对比,同时未能就水体的有机污染程度和氮素来源进行综合分析。因此,利用C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 对不同类型湖泊沉积物的有机质及氮素来源分析很有必要。

长江中游的湖北地区分布着大量的浅水型湖泊,约占整个长江中下游地区的1/3。随着当地经济的快速发展,人类的活动强度日益加大,湖区的污染和富营养化程度逐渐升高,导致草型湖泊日益减少和藻型湖泊逐渐增多(吴丰昌,2010);其中,草型

收稿日期:2017-03-24 修回日期:2018-08-12

**基金项目:**科技基础性工作专项“中国东部湖泊沉积物底质调查”课题(2014FY110400-01);国家自然科学基金(31300395);教育部高等学校博士学科点专项科研基金(2013341820007);中科院南京地湖所湖泊与环境国家重点实验室开放基金(2014SKL008)。

**作者简介:**冀文豪,1994年生,男,硕士研究生,研究方向为研究湿地生态学。E-mail:1445439841@qq.com

**通信作者:**郭匿春。E-mail: guonichun@ahau.edu.cn

和藻型湖泊对人类活动有不同的反馈, 对比分析其有机质来源差异性, 对长江中游湖泊的有机污染治理和水环境改善有积极的意义。本次研究选取了湖北省中部的 4 个浅水湖泊作为研究对象, 并依据湖泊中水生植物覆盖度和浮游植物密度将这 4 个湖泊分为草型和藻型两种, 通过对比分析两种类型湖泊表层沉积物的碳氮稳定同位素及其差异性, 利用 C/N 与  $\delta^{13}\text{C}$  关系图定性分析湖泊沉积物的有机组成, 结合 C/N 与  $\delta^{15}\text{N}$  进行半定量分析, 以期更全面掌握湖泊沉积物的有机质及氮素来源, 并为长江中游湖泊的污染和富营养化治理提供参考。

## 1 材料与方法

2014 年 10 月对鲁湖、花马湖、野漭湖和三山湖进行了调查, 鲁湖和花马湖偏藻型, 水生植物覆盖度分别为 4% 和 12%, 浮游植物密度分别为  $1.88 \times$

$10^8$  个/L 和  $1.77 \times 10^8$  个/L, 野漭湖和三山湖偏草型, 水生植物覆盖度分别为 73% 和 29%, 浮游植物密度分别为  $1.0^8 \times 10^8$  个/L 和  $1.05 \times 10^8$  个/L (贺方兵, 2015)。每个湖泊选取 5 个点位 (A、B、C、D、E) 采集表层沉积物, 点位尽量选择分散在不同区域, 以尽可能反映整个湖泊的污染状况。其中, 鲁湖地处武汉市江夏区南部, 长江右岸, 面积  $40.2 \text{ km}^2$ , 平均水深 2.7 m, 蓄水量 1.09 亿  $\text{m}^3$ ; 花马湖在鄂州市东部, 面积  $10.3 \text{ km}^2$ , 平均水深 1.8 m, 蓄水量 0.19 亿  $\text{m}^3$ ; 野漭湖位于孝感市东南部, 面积  $26.6 \text{ km}^2$ , 平均水深 2.3 m, 蓄水量 0.61 亿  $\text{m}^3$ ; 三山湖跨鄂州市和大冶县, 面积  $24.3 \text{ km}^2$ , 平均水深 2.8 m, 蓄水量 0.68 亿  $\text{m}^3$ 。各湖泊所处位置及点位信息见图 1。各采样点位以 GPS 定位, 用抓斗器采取湖泊表层沉积物, 放入聚乙烯密封袋中低温保存, 当天运回实验室进行冷冻。

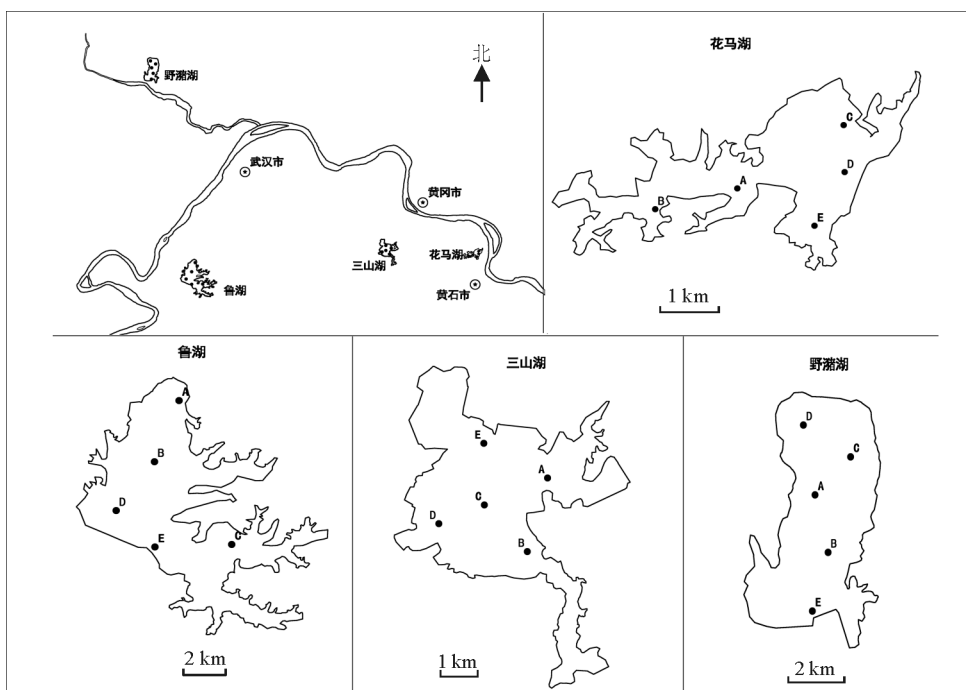


图 1 湖泊采样点位示意图及所在位置

Fig.1 Location of sampling sites in the four lakes

### 1.2 样品处理与分析

将采集的样品先置于冷冻干燥机中冷冻干燥 ( $-50^\circ\text{C}$ , 5 d 左右), 待完全干燥后挑出其中的动植物残体, 将样品研磨, 过 100 目筛, 过筛后的样品置于离心管中保存备用 (罗明科等, 2016)。称取前处理好的样品 0.5 g 左右, 加入 0.5 mol/L 的盐酸去除无机碳酸盐, 反应 24 h 后, 用去离子水洗至中性, 于  $60^\circ\text{C}$  烘箱中烘干, 再次研磨过 100 目筛, 准备上机测定。采用 Organic Elemental Analyzer (Flash 2000)

测定碳氮含量, 采用 Flash EA-1112 型元素分析仪和 Delta Plus 同位素质谱仪测定碳氮同位素比值, 计算公式为:

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{sample}} - R_{\text{standard}}) / R_{\text{standard}}] \times 100\%;$$

$$R = {}^{13}\text{C} / {}^{12}\text{C}$$

$$\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}} - R_{\text{standard}}) / R_{\text{standard}}] \times 100\%;$$

$$R = {}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N}$$

式中:  $R_{\text{sample}}$  为所得样品的同位素值, 碳同位素是  ${}^{13}\text{C} / {}^{12}\text{C}$ , 氮同位素是  ${}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N}$ ,  $R_{\text{standard}}$  为标准物质

的同位素值,碳氮稳定同位素测定的标准物质分别为 VPDB 和大气中的氮(沙永翠,2015)。

### 1.3 有机污染评价

有机指数常被用来评价水域环境沉积物的有机污染状况(隋桂荣,1996;牛勇等,2015),其公式如下:

$$OI = W_{TOC} \times W_{TON}$$

$$W_{TON} = TN(\%) \times 0.95$$

式中:OI 为有机指数; $W_{TOC}$  为有机碳质量分数; $W_{TON}$  为有机氮质量分数;TN 为总氮。 $W_{TON}$  也是衡量湖泊有机氮污染的重要指标,评价标准(隋桂荣,1996)如表 1。

表 1 水体沉积物有机指数评价标准

Tab.1 Assessment standards for the organic index of sediments

等级	I	II	III	IV
OI	<0.05	0.05≤OI<0.20	0.20≤OI<0.50	≥0.50
类型	清洁	较清洁	尚清洁	有机污染
$W_{TON}/\%$	<0.033	0.033≤ $W_{TON}$ <0.066	0.066≤ $W_{TON}$ <0.133	≥0.133
类型	清洁	较清洁	尚清洁	有机氮污染

### 1.4 半定量分析氮素来源

湖泊沉积物氮素的潜在来源较为复杂,其中潜在外源氮素的 $\delta^{15}N$ 范围跨度大,如人造氮肥的 $\delta^{15}N$ 值一般为(0±0.3)% (Miyake et al, 1976),人畜排泄物的 $\delta^{15}N$ 值一般在 1%~2%,工业废水和生活污水的 $\delta^{15}N$ 值一般大于 1%(张敏,2005)。而本研究中,各湖泊的 $\delta^{15}N$ 基本小于 0.8%,所以选择 0.2%的经验值作为外源有机质的端元值;潜在内源有机质来源中有较高生产力的藻类 $\delta^{15}N$ 值在 0.8%左右,故选择 0.8%作为内源有机质的端元值,分别以内外源为端元建立模型:

$$N_{\text{sample}} = \delta^{15}N_1 \times f_1 + \delta^{15}N_2 \times f_2$$

$$1 = f_1 + f_2$$

式中: $\delta^{15}N$  为物质的氮同位素组成;角标 sample 代表样品; $\delta^{15}N_1$  和  $\delta^{15}N_2$  分别为内外源的端元值,即 0.2%和 0.8%, $f_1$  和  $f_2$  分别为内源和外源有机质的贡献百分数。

### 1.5 数据分析

利用 Excel 2010 对数据进行常规分析,运用  $F$  检验和  $t$  检验比较不同类型湖泊间的数据差异性。

## 2 结果与分析

### 2.1 湖泊沉积物有机污染状况

研究发现,藻型湖泊沉积物有机质 TOC 的变化范围为 2.13%~3.59%,均值为(2.73±0.46)% ( $n=10$ );草型湖泊中 TOC 的变化范围为 1.35%~5.40%,均值为(3.80±1.52)% ( $n=10$ ),两类湖泊间差异性不显著( $P>0.05$ )(表 2)。

各湖泊间沉积物有机质的 TN 含量相近,藻型湖泊的 TN 为 0.27%~0.43%,均值为(0.37±0.05)% ( $n=5$ );草型湖泊的 TN 为 0.20%~0.63%,均值为(0.39±0.19)% ( $n=10$ ),二者无显

著性差异( $P>0.05$ )。尽管两种类型湖泊间沉积物有机质的 TOC 和 TN 无显著性差异,但草型湖泊沉积物有机质 TOC 含量[均值(3.80±1.52)%]总体上要明显大于藻型湖泊[均值(2.73±0.46)%],这可能与草型湖泊中有较多的有机质沉积有关;从另一个侧面说明,TOC 可以指示湖泊的生产力强弱(隋桂荣,1996)。

表 2 沉积物碳氮含量及其碳氮同位素组成

Tab.2 TOC and TN, C/N ratios,  $\delta^{13}C$  and  $\delta^{15}N$  values in sediments

湖泊类型	湖泊名称	点位	TOC/%	TN/%	$\delta^{13}C/\%$	$\delta^{15}N/\%$	C/N
藻型湖泊	鲁湖	A	2.61	0.42	-3.018	0.369	6.24
		B	2.33	0.32	-3.126	0.300	7.37
		C	2.66	0.39	-3.052	0.441	6.88
		D	2.25	0.33	-3.118	0.291	6.89
		E	3.00	0.35	-2.942	0.389	8.48
草型湖泊	三山湖	A	3.29	0.40	-3.125	0.378	8.27
		B	2.61	0.27	-2.791	0.665	9.52
		C	3.59	0.43	-2.260	0.650	8.35
		D	2.13	0.35	-2.742	0.644	6.16
		E	2.90	0.43	-2.674	0.731	6.79
草型湖泊	野湖	A	1.35	0.20	-2.859	0.783	6.76
		B	3.67	0.23	-2.682	0.727	15.67
		C	2.26	0.21	-2.937	0.785	10.53
		D	3.61	0.21	-3.048	0.815	17.36
		E	1.78	0.25	-2.996	0.830	7.22
草型湖泊	三山湖	A	4.67	0.61	-2.929	0.454	7.65
		B	5.27	0.51	-2.680	0.482	10.34
		C	5.28	0.55	-2.494	0.411	9.65
		D	4.69	0.63	-2.517	0.462	7.48
		E	5.40	0.54	-2.521	0.420	10.06

通过计算有机污染程度,发现各湖泊有机指数均在 0.5 之上,即达到了 IV 级有机污染的程度。三山湖有机指数更是超过了 IV 级污染标准的 5 倍之多,鉴于评价标准最大等级的污染也仅是大于 0.5,故三山湖的有机污染程度已严重超标,同时也说明

这些湖泊具有较高的初级生产力(图 2)。同样, 4 个湖泊的有机氮指数均远超过了有机氮污染的界限, 分布状况与有机指数相似, 说明 4 个湖泊的碳氮存在一定程度的相似性。有机污染程度从高到低依次为: 三山湖 > 花马湖 > 鲁湖 > 野漭湖。

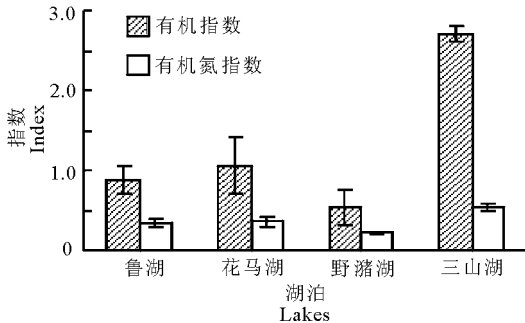


图 2 各湖泊沉积物有机指数及有机氮质量分数

Fig.2 Organic index and organic nitrogen content of sediments

为了更好的探究各湖泊沉积物碳氮的关系, 对湖泊沉积物的总有机碳与总氮进行了相关性分析(图 3)。通常认为其相关系数代表了氮与有机碳的密切程度, 截距则说明样品中是否含无机氮, 若截距明显大于 0, 说明含有一定量的无机氮(喻涛, 2005)。结果显示, 相关系数为 0.77,  $P < 0.01$ , 即各湖泊沉积物中氮与有机碳具有极显著相关, 再次说明 4 个湖泊的碳氮存在一定程度的相似性; 截距为 0.106, 说明湖泊中存在一定量的无机氮。

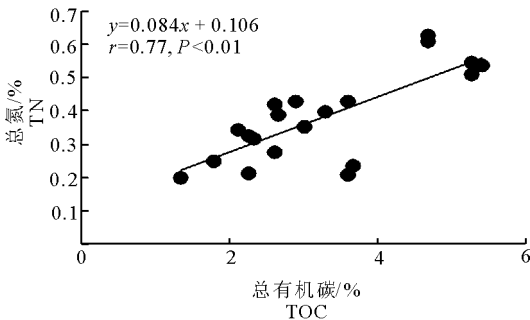


图 3 沉积物 TOC 与 TN 的关系

Fig.3 TOC and TN biplots of organic matter in sediments

## 2.2 湖泊沉积物碳氮同位素及其来源

碳同位素组成反映了不同生物体的光合作用中碳同化作用的动力学过程以及碳源的同位素碳组成(Hayes et al, 1993)。典型陆源植物有机质的  $\delta^{13}\text{C}$  值为  $-2.6\% \sim -2.8\%$ , 典型水生生物的  $\delta^{13}\text{C}$  值为  $-1.9\% \sim -2.2\%$ (葛晨东等, 2007)。本研究中, 藻型湖泊沉积物  $\delta^{13}\text{C}$  变化范围为  $-3.126\% \sim -2.260\%$ , 均值为  $(-2.885 \pm 0.275)\%$  ( $n = 10$ ); 草型湖泊沉积

物  $\delta^{13}\text{C}$  变化范围为  $-3.048\% \sim -2.494\%$ , 均值为  $(-2.766 \pm 0.213)\%$  ( $n = 10$ )。不同类型湖泊间的  $\delta^{13}\text{C}$  差别较小, 且无显著性差异 ( $P > 0.05$ ), 通过湖泊沉积物的  $\delta^{13}\text{C}$  无法准确判断物源信息; 而不同来源有机质, 其 C/N 的范围也存在一定差异, 利用这一特征可以大体上判断有机质的来源是湖泊自生还是外源输入。通常认为, 当沉积物有机质的 C/N > 8 时, 湖泊受到内源和外源两种物源的影响, C/N 比值越大, 外源所占的比例也就越高(Miyake et al, 1976; Meyers et al, 1994)。

由表 2 可知, 藻型湖泊 C/N 范围在 6.16 ~ 9.52, 均值为  $(7.50 \pm 1.11)$  ( $n = 10$ ); 草型湖泊 C/N 在 6.76 ~ 17.36, 均值为  $(10.27 \pm 3.59)$  ( $n = 10$ ); 草型湖泊显然受到更大的外源影响。与此类似, 不同来源含氮物质的  $\delta^{15}\text{N}$  信号也不相同, 土壤有机质的  $\delta^{15}\text{N}$  在  $0.2\% \sim 0.4\%$ , 人工合成肥料  $\delta^{15}\text{N}$  在  $-0.4\% \sim 0.4\%$ , 污水  $\delta^{15}\text{N}$  在  $1\% \sim 2\%$ (倪兆奎等, 2011), 藻类的  $\delta^{15}\text{N}$  一般在  $0.8\%$  左右。本研究发现两种类型湖泊沉积物的  $\delta^{15}\text{N}$  无明显规律, 藻型湖泊鲁湖和花马湖沉积物的  $\delta^{15}\text{N}$  均值分别为  $(0.357 \pm 0.063)\%$  ( $n = 5$ ) 和  $(0.614 \pm 0.136)\%$  ( $n = 5$ ); 草型湖泊野漭湖和三山湖沉积物的  $\delta^{15}\text{N}$  均值分别为  $(0.788 \pm 0.040)\%$  ( $n = 5$ ) 和  $(0.446 \pm 0.030)\%$  ( $n = 5$ ), 初步排除污水对各湖泊的影响; 而藻类、土壤有机质以及人工合成的肥料都有可能是湖泊有机氮素的来源。

综上, 利用单个因子进行溯源存在较大困难, 且溯源结果模糊, 无法得出准确的有机质及氮素来源, 而利用因子之间的相互耦合进行溯源可达到相对较好的效果(Miyake et al, 1976; Meyers et al, 1994; 倪兆奎等, 2011; 卢风云等, 2012)。

## 3 讨论

### 3.1 沉积物有机质来源的定性分析

本研究中, 不同类型湖泊间的  $\delta^{13}\text{C}$  相近, 无显著性差异 ( $P > 0.05$ ), 无法通过  $\delta^{13}\text{C}$  进行溯源; 而 C/N 值虽具显著性差异 ( $P < 0.05$ ), 但仅能确定草型湖泊受到更大的外源影响, 无法对有机质的来源进行更精确的定位。将 C/N 和  $\delta^{13}\text{C}$  结合能更加精确定位物源信息。一般湖泊的潜在有机质来源可大致分为陆生来源和湖泊自生, 陆生来源有陆生高等植物的碎屑(C3、C4 植物)、土壤有机质等, 湖泊自生有大型水生维管束植物、浮游动植物以及一些底栖动物(倪兆奎等, 2011)。参照之前研究对这些潜在来源 C/N 比值和  $\delta^{13}\text{C}$  的测定, 总结如表 3。

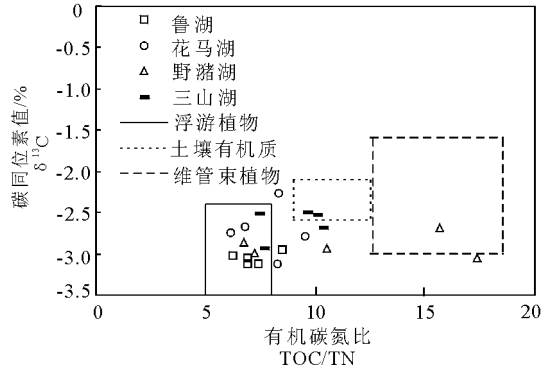
表3 沉积物有机质来源的 $\delta^{13}\text{C}$ 和C/N分布范围Tab.3  $\delta^{13}\text{C}$  values and C/N ratios of source of organic matter in sediments

有机质来源	$\delta^{13}\text{C}/\%$	C/N	文献来源
C3 植物	-3.0~-2.3	>1.8	喻涛,2005;张远等,2011;卢风云等,2012
C4 植物	-1.7~-0.9	>1.5	Boutton et al,1991;Kendall et al,2001;王春雨等,2014
土壤有机质	-2.6~-2.1	0.90~1.25	Tiessen et al,1984;Partonet et al,1987;王春雨等,2014
水生维管束植物	-3.0~-1.6	1.26~1.85	卢风云等,2012
浮游植物	-4.2~-2.4	0.5~0.8	Angradi et al,1994;Ogrinc et al,2008

结合C/N和 $\delta^{13}\text{C}$ 端元图定性分析(图4),发现主要的端元物质有浮游植物、土壤有机质和水生维管束植物3种。除了鲁湖有机质来源比较单一外,其他3个湖泊沉积物至少有2种有机质来源。

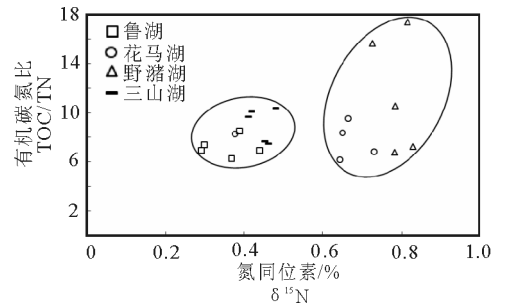
2个藻型湖泊鲁湖和花马湖沉积物有机质来源主要以浮游植物为主,土壤有机质有较小的贡献。鲁湖的 $\delta^{13}\text{C}$ 均值为 $(-3.051 \pm 0.076)\%$  ( $n=5$ ),C/N均值为 $(7.7 \pm 0.84)$  ( $n=5$ ),沉积物有机质均来源于浮游植物,说明全湖富营养化较为严重;花马湖的 $\delta^{13}\text{C}$ 均值为 $(-2.718 \pm 0.310)\%$  ( $n=5$ ),C/N均值为 $(7.18 \pm 1.34)$  ( $n=5$ ),其沉积物有机质构成中,除了浮游植物外,还有少量的土壤有机质,说明花马湖存在一定的水土流失。类似的研究如卢风云等(2012)在对潮白河流域的分析中,发现沉积物以土壤有机质为主要贡献的点位与当地的水土流失有直接的关系。

2个草型湖泊的端元物质组成比较分散,浮游植物、土壤有机质以及维管束植物均有贡献,其中野漭湖的 $\delta^{13}\text{C}$ 均值为 $(-2.904 \pm 0.143)\%$  ( $n=5$ ),C/N均值为 $(11.51 \pm 4.83)$  ( $n=5$ ),且从端元图中可以发现,维管束植物的信号仅在野漭湖中出现,这与野漭湖生长着大量的水生植物不无关系。调查显示,野漭湖水域的水生植物覆盖度可达73%(贺方兵,2015);除此之外,野漭湖也有一定的浮游植物的物源信息,与野漭湖有生长少量浮游植物有关;三山湖沉积物中 $\delta^{13}\text{C}$ 均值为 $(-2.628 \pm 0.184)\%$  ( $n=5$ ),C/N均值为 $(9.03 \pm 1.37)$ ,端元图显示,三山湖沉积物主要受到土壤有机质和浮游植物的影响;三山湖原有面积73.2 km<sup>2</sup>,围垦后面积仅有24.3 km<sup>2</sup>,周围分布着大量的农田,而且三山湖的养殖面积相当惊人,70%的湖面都是围栏养殖区(袁笃,2016)。当地渔民对湖泊的保护意识差,为了效益最大化,投入了大量的饲料,这些因素的综合作用导致了三山湖严重的有机污染以及富营养化。

图4 湖泊沉积物有机质 $\delta^{13}\text{C}$ 与C/N关系端元图Fig.4 Tracking organic matter sources in the four lakes by a combination of atomic C/N ratios and  $\delta^{13}\text{C}$  values in sediments

### 3.2 沉积物氮素来源的半定量分析

结合各湖泊沉积物中C/N和 $\delta^{15}\text{N}$ 进行分析(图5),发现其在各湖泊间的分布相对分明,大致可分为两类:(1)花马湖(藻型湖泊)和野漭湖(草型湖泊);(2)鲁湖(藻型湖泊)和三山湖(草型湖泊)。研究表明,湖泊沉积物的氮素来源与湖泊的草藻形态并无直接联系,将各湖泊数据参照端元模型进行量化处理,发现各湖泊间的差异性较为明显(图6)。

图5 各湖泊沉积物有机质的 $\delta^{15}\text{N}$ 和C/N关系图Fig.5 Distribution of atomic C/N ratios and  $\delta^{15}\text{N}$  values from sediments in the four lakes

藻型湖泊和草型湖泊的外源氮素贡献率( $f_1$ )均值分别为52.37%和30.53%,表明无显著性差异( $P>0.05$ ),说明选取的草藻型湖泊中的氮素来源无明显规律;而将有相似氮行为的鲁湖与野漭湖

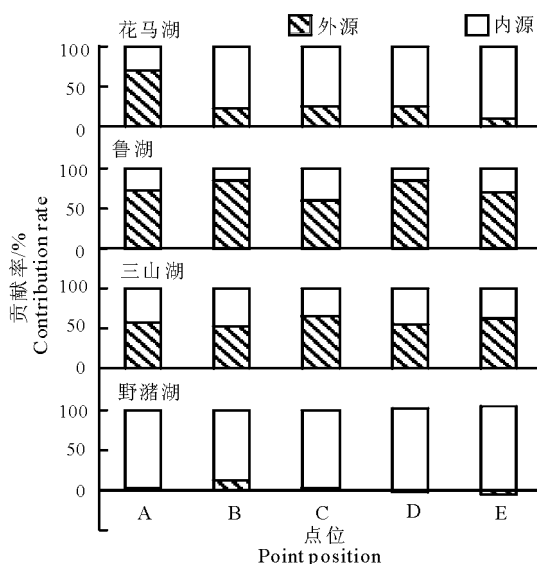


图 6 内外源对湖泊沉积物的贡献率

Fig.6 Contribution of endogenous and exogenous organic matter to the four lakes

分为组 1, 具有同样情况的鲁湖和三山湖分为组 2, 对 2 组湖泊进行分析, 发现组 1 和组 2 间差异极显著 ( $P < 0.01$ )。组 1 和组 2 外源贡献率 ( $f_1$ ) 均值分别为 16.54% 和 66.36%, 表明组 1 中花马湖和野潯湖有相对较高的内源氮素来源, 组 2 中的鲁湖和三山湖有相对较高的外源氮素来源。这与上文得出的湖泊之间存在相似的碳氮行为结论相悖; 可能的原因是氮同位素的复杂性。氮元素分布在岩石圈上层, 其丰度和同位素组成多受生物过程控制而非无机的热力学过程, 如藻类在利用具有较高  $\delta^{15}\text{N}$  值的含氮物质时, 会改变自身  $\delta^{15}\text{N}$  值, 其死亡沉积后就成为沉积物中的  $\delta^{15}\text{N}$  值 (张远等, 2011), 这对利用  $\delta^{15}\text{N}$  值计算外源贡献率变得极为不利; 另外, 不同来源的含氮物质  $\delta^{15}\text{N}$  没有明确的范围, 也导致这一方法的局限性。

Cao 等 (1991) 研究表明, 铵态氮肥的  $\delta^{15}\text{N}$  一般为  $-0.4\% \sim 0.2\%$ ; 而 Miyake (1976) 研究发现铵态氮肥的  $\delta^{15}\text{N}$  在  $0.6\% \sim 0.8\%$ ; Kendall 等 (2001) 研究发现土壤有机质的  $\delta^{15}\text{N}$  值为  $0\% \sim 0.5\%$ ; 而郑永飞等 (2000) 研究表明, 土壤有机质的  $\delta^{15}\text{N}$  值在  $0.2\% \sim 1.2\%$ ; 喻涛 (2005) 发现陆生 C3 植物的  $\delta^{15}\text{N}$  在  $-0.5\% \sim 1.8\%$ , 而 Kendall 等 (2001) 的研究结果则是  $0.3\% \sim 0.7\%$ 。这些氮源物质  $\delta^{15}\text{N}$  值的差异性一方面可能与地域性有关, 如土壤有机质的  $\delta^{15}\text{N}$  值主要与当地的植被类型有关, 不同的植被类型就有可能导致不同的  $\delta^{15}\text{N}$  值差异; 另一方面, 研究的有机质种类可能并非完全一致。在类似的研究

中进行详细说明不失为一种有效的补充方式; 此外, 氮稳定同位素在生物地球化学过程中复杂的分馏作用也会不同程度地改变氮稳定同位素的组成特征, 这些因素的综合作用导致利用  $\delta^{15}\text{N}$  值对物源的确定变得极为困难。因此, 本研究所用的半定量分析方法仅提供参考, 而对氮素来源详细分析需进一步的研究。

## 4 结论

利用 C/N、 $\delta^{13}\text{C}$  和  $\delta^{15}\text{N}$  数值两两耦合方式, 对长江中游地区典型藻型湖泊和草型湖泊沉积物有机质来源进行了分析, 可以得出以下结论:

(1) 鲁湖、花马湖、野潯湖和三山湖的平均有机指数 (OI) 分别 0.89、1.05、0.53 和 2.71, 均达到了有机污染的程度; 平均有机氮污染指数  $W_{\text{TON}}$  分别为 0.34、0.36、0.21 和 0.54, 均达到了有机氮污染程度; 其中, 三山湖的有机污染程度最为严重, 另外各湖泊之间的碳氮行为存在一定程度的相似性。

(2) 两种类型湖泊间 TOC 含量没有显著性差异, 但草型湖泊无论是从均值 [ $(3.80 \pm 1.52)\%$ ] 还是幅度 ( $1.35\% \sim 5.40\%$ ) 上看, 都要大于藻型湖泊 [ $(2.73 \pm 0.46)\%$ ] 和 ( $2.13\% \sim 3.59\%$ ); 而所有湖泊的 TN 含量差异性不显著。

(3) 藻型湖泊和草型湖泊  $\delta^{13}\text{C}$  的均值分别为  $(-2.885 \pm 0.275)\%$  和  $(-2.766 \pm 0.213)\%$ , 没有显著性差异; 但两类湖泊沉积物的 C/N 差异性显著 ( $P < 0.05$ ); 结合 C/N 和  $\delta^{13}\text{C}$  进行分析, 发现藻型湖泊沉积物有机质来源主要以浮游植物为主, 土壤有机质有较小的贡献, 而在草型湖泊沉积物中发现了浮游植物、土壤有机质以及维管束植物的物源信号。

(4) 两类型湖泊沉积物的  $\delta^{15}\text{N}$  没有明显规律, 结合 C/N 和  $\delta^{15}\text{N}$  进行量化分析, 本研究所选取湖泊的沉积物氮行为与湖泊的草藻形态没有关系, 需更详细的物源信息才可确定氮素来源。

## 参考文献

- 葛晨东, 王颖, Pedersen T F, 等, 2007. 海南岛万泉河口沉积物有机碳、氮同位素的特征及其环境意义[J]. 第四纪研究, 27(5): 845-850.
- 贺方兵, 2015. 东部浅水湖泊水生生态系统健康状态评估研究—以湖北省为例[D]. 重庆: 重庆交通大学: 19-20.
- 金相灿, 刘鸿亮, 屠清瑛, 等, 1990. 中国湖泊富营养化[M]. 北京: 中国环境科学出版社: 121-133.
- 李慧垠, 王广, 季宏兵, 等, 2011. 北京水源地水体中颗粒有机

- 质的碳氮同位素研究[J]. 环境科学学报, 31(12):2663-2671.
- 卢风云,刘竹青,季宏兵,2012. 潮白河上游有机质的碳、氮稳定同位素分析及来源探讨[J]. 中国科学:地球科学,42(12):1912-1922.
- 罗明科,田学达,余辉,等,2016. 长江中游湖泊柱状沉积物的垂直污染特征[J]. 农业环境科学学报, 35(5):955-962.
- 倪兆奎,李跃进,王圣瑞,等,2011. 太湖沉积物有机碳与氮的来源[J]. 生态学报, 31(16):4661-4670.
- 牛勇,余辉,牛远,等,2015. 太湖流域殷村港沉积物中营养元素及重金属污染特征研究[J]. 农业环境科学学报, 34(8):1557-1562.
- 沙水翠,2015. 浅水湖泊杂食性消费者营养生态位的研究[D]. 武汉:中国科学院水生生物研究所:53-54.
- 隋桂荣,1996. 太湖表层沉积物中 OM、TN、TP 的现状与评价[J]. 湖泊科学, 8(4):319-324.
- 王春雨,郭庆军,朱光旭,等,2014. 稳定碳同位素技术北京市公园湖泊沉积物有机质来源分析与评价中的应用[J]. 生态学杂志, 33(3):778-785.
- 吴丰昌,2010.天然有机质及其与污染物的相互作用[M]. 北京:科学出版社:90-96.
- 喻涛,2005. 南海北部表层沉积物不同粒级组分中有机质的来源与研究[D]. 厦门:厦门大学.
- 袁笃,2016. 鄂州市三山湖的生态保护的调查与思考[J]. 湖北经济学院学报, 13(2):46-47.
- 张敏,2005. 长江中下游湖泊富营养化机制与重金属污染研究[D]. 武汉:中国科学院水生生物研究所.
- 张远,张彦,于涛,等,2011. 太湖典型湖区沉积物外源有机质贡献率贡献[J]. 环境科学研究, 24(3):251-258.
- 郑永飞,陈江峰,2000. 稳定同位素地球化学[M]. 北京:科学出版社.
- Angradi T R, 1994. Trophic linkages in the lower Colorado River: multiple stable isotope evidence[J]. J N Am. Benthol Soc, 13: 479-495.
- Boutton T W, 1991. Stable isotope ratios of natural materials; Aimos Pheric, Terrestrial, Marine, and fresh water environments[A]. In: Coleman D C, Fry B (eds). Carbon Isotope techniques[M]. New York: Academic Press:173-185.
- Cao Y C, Sun G Q, Xing G X, 1991. Natural abundance of  $^{15}\text{N}$  in main N-containing chemical fertilizers of China[J]. Pedosphere, 1(4): 377-382.
- Gordon E S, Goni M A, Roberts Q N, et al, 2001. Organic matter distribution and accumulation on the inner Louisiana shelf west of the Atchafalaya River[J]. Continental Shelf Research, 21: 1691-1721.
- Hamilton S K, Lewis J R W M, 1992. Stable carbon and nitrogen isotopes in algae and detritus from the Orinoco River floodplain, Venezuela Geochim[J]. Cosmochim. Acta, 56:4237-4246.
- Hayes J M, 1993. Factors controlling  $^{13}\text{C}$  contents of sedimentary organic compounds: principles and evidence[J]. Marine Geology, 113:111-125.
- Kendall C, Silva S R, Kelly V J, 2001. Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States[J]. Hydrological Processes, 15:1301-1346.
- Krull E, Haynes D, Lamontagne S, et al, 2009. Changes in the chemistry of sedimentary organic matter within the Coorong over space and time[J]. Biochemistry, 92:9-25.
- LaZerte B D, 1983. Stable carbon isotope ratios: implications for the source sediment carbon and for phytoplankton carbon assimilation in Lake Memphremagog, Quebec[J]. Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science, 40: 1658-1666.
- Meyers P A, 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter[J]. Chemical Geology, 144(3/4):289-302.
- Miyake Y, Wada E, 1976. The abundance ratio of  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  in marine environments[J]. Rec Oceanogr Works Jpn, 9:37-53.
- Ogrinc N, Markovics R, Kanduc T, et al, 2008. Sources and transport of carbon and nitrogen in the River Sava watershed, a major tributary of the River Danube[J]. Applied Geochemistry, 23(12):3685-3698.
- Parton W J, Schimel D S, Cole C V, et al, 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands[J]. Soil Science Society of America Journal, 51:1173-1179.
- Redfield A C, Ketchum B H, Recharls F A, 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. Hill M N, ed. The Composition of Seawater, Comparative and Descriptive Oceanography[M]. New York: Wiley Interscience:26-77.
- Thorp J H, Delong M D, Greenwood K S, et al, 1998. Isotope analysis of three food web theories in constricted and floodplain regions of a large river[J]. Oecologia, 117: 551-563.
- Tiessen J, Stewart J W, Hunt H W, 1984. Concepts of soil organic matter transformation in relation-mineral particle size fractions[J]. Plant Soil, 76: 287-295.

## Carbon and Nitrogen Isotope Characterization and Source Analysis of Sediments from Shallow Lakes in the Middle of Yangtze River

JI Wen-hao<sup>1</sup>, GUO Ni-chun<sup>1</sup>, XU Jun<sup>2</sup>, YU Hui<sup>3</sup>, NIU Yuan<sup>3</sup>

(1.College of Resource and Environment, Anhui Agriculture University, Hefei 230036,P.R.China;

2.Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430070,P.R.China;

3.Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012,P.R.China)

**Abstract:** A Large number of shallow lakes spread over Hubei province from the middle Yantze River. In recent years, the number of macrophytic lakes is decreasing, while the number of algal lakes is increasing. Because macrophytic and algal lakes represent different responses to human activities, an analysis of the differences in sources of organic matter for the two lake types is important for improving both treatment of organic pollutants and lake water quality. In October 2014, we investigated TOC and TN, C/N ratios,  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  values in the sediments of four shallow lakes in Hubei Province (Luhu Lake, Huama Lake, Yezhu Lake, and Sanshan Lake). The level of organic pollution in each lake, sources of organic matter and nitrogen, and differences in  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  between the macrophytic and algal lakes were analyzed. Luhu Lake and Huama Lake are phytoplankton-dominated lakes with an aquatic plant covers of 4% and 12%, and phytoplankton densities of  $1.88 \times 10^8$  ind/L and  $1.77 \times 10^8$  ind/L, respectively. Yezhu Lake and Sanshan Lake are macrophytic-dominated lakes with aquatic plant covers of 73% and 29%, and phytoplankton densities of  $1.08 \times 10^8$  ind/L and  $1.05 \times 10^8$  ind/L, respectively. Surface sediments were sampled at five sites in each lake. The organic indices (OI) of Luhu Lake, Huama Lake, Yezhu Lake, Sanshan Lake were, respectively, 0.89, 1.05, 0.53 and 2.71, indicating a high level of organic pollution. The corresponding organic nitrogen indices were 0.34, 0.36, 0.21 and 0.54, all at level IV nitrogen pollution. The behavior of carbon and nitrogen in the four lakes displayed some similarities. The  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  ranges in the algal lakes were from  $-3.126\%$  to  $-2.260\%$  and  $0.291\%$  to  $0.731\%$ , with average values of  $(-2.885 \pm 0.275)\%$  ( $n=10$ ) and  $(0.486 \pm 0.168)\%$  ( $n=10$ ). The  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  ranges in macrophytic lakes were from  $-3.048\%$  to  $-2.494\%$  and  $0.411\%$  to  $0.830\%$ , with average values of  $(-2.766 \pm 0.213)\%$  ( $n=10$ ) and  $(0.617 \pm 0.183)\%$  ( $n=10$ ). There were high negative  $\delta^{13}\text{C}$  values in algal lakes and high positive  $\delta^{15}\text{N}$  values in macrophytic lakes. Qualitative analysis of organic matter source based on C/N and  $\delta^{13}\text{C}$  indicated that organic matter in algal lake sediments originated primarily from phytoplankton, while the primary sources of organic matter in macrophytic lake sediments was phytoplankton, soil organic matter and macrophytes. Semiquantitative analysis of nitrogen sources based on C/N and  $\delta^{15}\text{N}$  showed no significant correlation between sediment nitrogen and lake type, indicating that tracking sources of nitrogen will require considerably more information.

**Key words:** middle Yantze River lakes; lake sediment; macrophytic and algal lakes; carbon and nitrogen isotopes; organic index