

利用稳定同位素技术研究外源物质输入对太湖微食物链的贡献

曾庆飞^{1,2}, 孔繁翔^{1*}, 张恩楼¹, 谭啸^{1,2}

(1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:应用碳氮稳定同位素方法研究了太湖不同营养状态湖区内外源物质对微生物食物链主要成分的贡献. 结果表明, 在有大量外来物质输入的河口区, 细菌、浮游枝角类、溶解性有机物(DOM)和颗粒性有机物(POM)的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 同位素值, 溶解性无机碳(DIC)的 $\delta^{13}\text{C}$ 同位素值明显低于其它采样点, 这表明河口区受陆源营养物质的影响强烈. 其中, DOM 的 $\delta^{13}\text{C}$ 平均值和陆源 C_3 植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值 -26‰ 相近, 表现出流域外源的排入对湖泊碳库的影响. 与从 DIC 到浮游藻类的分馏值 22‰ 计算得到的浮游藻类 $\delta^{13}\text{C}$ 值相比, POM 主要为内源藻类贡献. 浮游枝角类的 $\delta^{13}\text{C}$ 的平均值低于 POM (0.2‰) 和细菌 (2.5‰), 这可能是由于枝角类脂类的积聚或选择性的摄食 $\delta^{13}\text{C}$ 较为贫化的微型藻类 ($< 50\ \mu\text{m}$) 造成的. 根据双组分混合模型(two-member mixing model), 在河口区陆源 C 对细菌生物量的贡献占到 61.2%, 随着向湖心的推进, 内源藻类的贡献逐渐增加($58.5\% \sim 92.9\%$).

关键词: 稳定同位素; 太湖; 微食物网(链)

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)08-1670-05

Effects of Anthropogenic Organic Matter Inputs on Stable Carbon and Nitrogen Isotopes in Organisms from Microbial Food Chain in Taihu Lake

ZENG Qing-fei^{1,2}, KONG Fan-xiang¹, ZHANG En-lou¹, TAN Xiao^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Stable isotope analyses of carbon and nitrogen were used to evaluate autochthonous versus allochthonous contribution to the main microbial food loop components in the four sampling sites based on different trophic status in Taihu Lake. On average, the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of organic matter (OM) sources (bacteria, cladocera, particulate and sedimentary organic matter) and the $\delta^{13}\text{C}$ of dissolved inorganic carbon (DIC), which are the main components in microbial food chain, showed the lowest values at estuary location compared with the other three sites, reflecting a strong influence by terrestrially derived nutrients and organic matter. The mean $\delta^{13}\text{C}$ value of dissolved organic matter (DOM) that we measured was close to the estimated terrestrial $\delta^{13}\text{C} - 26\text{‰}$, suggesting an allochthonous-derived organic C pool. Particulate organic matter (POM) was supposed to be mainly dominated by algae under the assumption of a constant fractionation from DIC to phytoplankton of 22‰ . Cladocera had a lower $\delta^{13}\text{C}$ than the average $\delta^{13}\text{C}$ of POM (0.2‰) and bacteria (2.5‰), supposing a lipid accumulation or selective feeding a more $\delta^{13}\text{C}$ -depleted algal fraction (pico- and nano-plankton, $< 50\ \mu\text{m}$) of POM. The contribution of autochthonous versus allochthonous carbon to the bacterial biomass was estimated by applying a two-member mixing model using a $\delta^{13}\text{C}$ of -26‰ as the allochthonous end member. The bacterial biomass consisted of 61.2% allochthonous carbon at estuary point with large terrestrial effluents, while in the large open lake area, bacteria was mainly supported by autochthonous OM ($58.5\% \sim 92.9\%$). The results substantiate the finding that the analysis of carbon and nitrogen stable isotopes can help to elucidate sources and sinks of organic matter in Taihu Lake, which are characterized by a great spatial variability and complexity.

Key words: stable isotope; Taihu Lake; microbial food web (chain)

湖泊微食物网主要是由异养或自养的超微型及微型浮游生物, 包括细菌、微型藻类、原生动物、微型浮游动物等以营养关系为基础构成的复杂网状结构^[1]. 近年来, 陆源碳对湖泊食物网结构的影响越来越受到重视^[2,3]. Samuelsson^[4]认为营养盐的浓度和循环在很大程度上影响了浮游生态系统中微食物网的结构. 陆源有机物的输入和营养水平的提高将会提高微食物网、降低牧食食物网在物质循环中的贡献^[3,5]. 太湖是我国第 3 大淡水浅水湖泊, 富营养化十分严重, 从湖心经梅梁湾到河口, 水体营养盐浓度

逐渐升高^[6], 不同湖区营养状况具有显著差异, 其中梅梁湾近年来经常发生蓝藻水华, 大部分营养物质通过微食物环进行物质和能量的循环与传递. 因此, 研究外来物质对微生物食物环的贡献对进一步分析有机物在太湖水生生态系统中的迁移和转化途径及

收稿日期: 2006-09-12; 修订日期: 2006-10-27

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB412305); 国家自然科学基金项目(40471045); 中国科学院百人计划项目

作者简介: 曾庆飞(1979~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为湖泊污染生态学, E-mail: zq-fly@sohu.com

* 通讯联系人, E-mail: fxxkong@niglas.ac.cn

其生物地球化学循环具有重要的意义.

微食物网传统的研究方法是把流式细胞技术和荧光显微镜计数技术相结合, 计算微型浮游生物的丰度, 确定从细菌到异养鞭毛虫到纤毛虫各营养级的碳含量、传递效率及各生物种群间的消长关系^[6~8], 但难以确定消费者的食性和所在的营养级. 稳定同位素技术在揭示有机物质在食物网中的循环路径和探究消费者之间营养关系的研究中得到了广泛应用^[9~11]. 利用生物天然碳氮稳定同位素可以有效地揭示其有机物来源、消费者的食物组成以及各生物在食物网中所处的营养级. 太湖的微食物网研究已有一定基础, 阐明了不同湖区细菌数量、细胞体积和生产力差异上的比较以及与鞭毛虫、纤毛虫丰度关系^[1], 但对食物网中主要生物组成的物质来源还有待深入研究. 本实验运用稳定同位素分析手段, 测定了太湖不同营养水平湖区中微食物链(微食物

网结构的简化)主要生物物种的稳定碳氮同位素组成特征, 并对生物之间的营养关系进行了初步探讨.

1 材料与方法

1.1 样品采集

样品于 2006-04 采集自太湖的河口、梅梁湾湾心、太湖湖心和贡湖湾 4 个采样点(图 1). 各点位湖水的理化参数由 YSI6600 多参数水质监测仪(Yellow Spring Instruments, USA)测得(表 1). 所有水样来自表层 20 cm, 经 120 μm 孔径的尼龙网预过滤取水 5 L. 其中 2.5 L 加入少许饱和 HgCl₂ 溶液, 用 10% 稀盐酸调 pH 为 2, 立刻 -20℃ 冰冻保存. 浮游动物用标准 64 μm 浮游生物网采集. 沉积物样品取表层 1~2 cm. 所采水样用碱性 BaCl₂ 共沉淀生成 BaCO₃ 得到溶解性无机碳(DIC). 各采样点每个样品采集 3 个平行样.

表 1 太湖各采样点水体部分理化参数

Table 1 Selected water characteristics of the sampling sites in Taihu Lake

采样点	经纬度	温度/℃	溶解氧/mg•L ⁻¹	酸碱度 pH	浊度/NTU	电导/mS•cm ⁻¹	叶绿素含量/μg•L ⁻¹
河口	31°30'N, 120°07'E	20.73	3.59	7.10	22.91	0.88	10.93
梅梁湾	31°28'N, 120°11'E	18.34	9.50	7.75	27.80	0.84	12.28
湖心	31°20'N, 120°10'E	17.84	9.05	7.87	59.51	0.70	30.78
贡湖湾	31°23'N, 120°19'E	18.44	8.80	7.93	44.15	0.70	29.40

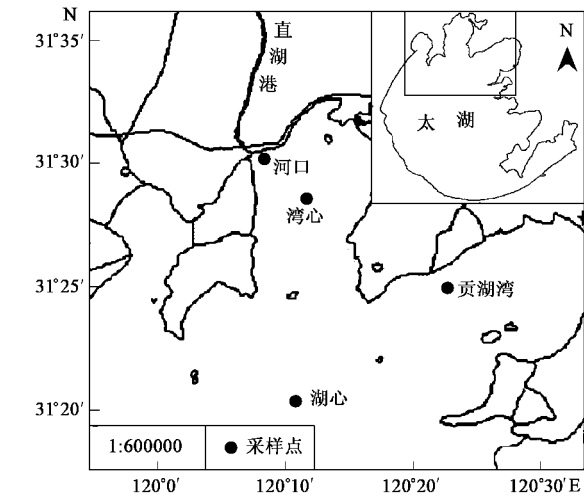


图 1 太湖各采样点地理位置
Fig.1 Sampling sites in Taihu Lake

1.2 样品预处理与同位素分析

浮游动物用蒸馏水清养 2 h 以排空其消化道内含物, 人工活体挑选 *Daphnia* spp., 冷冻保存; 颗粒性有机物(POM)样品由真空抽滤已加酸和少量饱和 HgCl₂ 溶液处理的水样获得, 所用滤膜为经预灼烧

(450℃ 4 h)的 Whatman GF/F 玻璃纤维滤膜; 所得滤液经 60℃ 低温蒸发获得的固体残留物即溶解性有机物(DOM); 沉积物(SOM)样品自然晾干后, 取适量加 5% 浓度的稀盐酸, 反应 24 h, 然后用蒸馏水冲洗样品至中性; 细菌样品用另外 2.5 L 未经固定的湖水进行室内原水样培养获得, 具体步骤参照文献[3]. 以上所有样品均在 60℃ 烘 48 h 至恒重, 磨细备用.

所有样品经 Flash EA1112 元素分析仪燃烧, 所得的 CO₂ 和 N₂ 气体分别送入 Finnigan MAT 公司的 Delta^{plus} advantage 型稳定同位素比值质谱计上测定, 碳、氮同位素分别以 VPDB 国际标准和大气氮为参考标准, 实验室的测定精度是 0.1‰.

数据处理在 SPSS11.0 下进行, 方差分析采样 One-way ANOVA 检验; 稳定同位素比值与主要环境因子之间的相关程度采用 Pearson 相关分析.

2 结果与分析

2.1 微生物食物链各主要成分的稳定同位素比值
太湖梅梁湾 DIC δ¹³C 的平均值为 -8.6‰, 和大气 CO₂ 的 -8.0‰ 接近. 其中河口的最低, 为

-12.3‰,这可能与河口有大量陆源 C 输入有关.如果认为从 DIC 到浮游藻类的 C 同位素分馏值为 22‰^[12],那么计算得到各点浮游藻类的 δ¹³C 值和测量得到的 POM δ¹³C 基本一致,说明太湖在 4 月底水体中 0.7~120 μm 粒径间的颗粒有机物主要为浮游藻类,即内源贡献.POM 和叶绿素 a 存在较强的相关

表 2 太湖微生物食物网主要组成的碳氮稳定同位素和 C:N 值¹⁾(n=3)

样品	河口			梅梁湾			湖心			贡湖湾		
	δ ¹³ C	δ ¹⁵ N	C:N	δ ¹³ C	δ ¹⁵ N	C:N	δ ¹³ C	δ ¹⁵ N	C:N	δ ¹³ C	δ ¹⁵ N	C:N
SOM	-27.0±0.7	3.1±0.2	7.5	-25.6±0.1	7.5±0.1	5.5	-25.3±0.2	7.8±0.1	5.8	-24.6±0.3	3.3±0.2	6.2
DOM	-26.7±0.3	6.0±0.5	14.2	-26.1±0.2	5.8±0.2	12.1	-26.6±0.1	6.1±0.1	20.1	-26.8±0.2	4.9±0.2	19.1
POM	-35.4±0.8	-5.2±0.5	5.7	-31.4±0.1	-3.0±0.2	6.0	-27.7±0.2	15.0±1.2	7.9	-29.1±0.2	13.9±0.8	6.7
Bact	-29.2±0.9	2.0±0.3	6.7	-29.0±0.3	5.2±0.1	6.0	-27.3±0.5	4.9±0.2	8.2	-28.9±0.1	6.2±0.2	6.9
Daph	-30.8±1.1	5.8±0.4	4.2	-33.6±0.5	8.9±0.2	5.2	-29.7±0.2	8.1±0.1	3.9	-30.1±0.1	9.5±0.3	4.1
DIC	-12.3±0.2	—	—	-9.1±0.1	—	—	-5.9±0.1	—	—	-7.1±0.3	—	—

1) SOM 代表沉积有机物;DOM 代表溶解性有机物;POM 代表颗粒性有机物;Bact 代表细菌;Daph 代表浮游枝角类;DIC 代表溶解性无机碳

太湖各点细菌的 δ¹³C 变化幅度为 -27.3‰~-29.2‰,同 McCallister 等^[11]报道的纽约河的细菌值(-28.9‰)相近.太湖各点所测得的 *Daphnia* δ¹³C 值较为贫化,平均低于 POM 0.2‰,低于细菌 2.5‰. *Daphnia* 各点的 δ¹³C 值和细菌存在极显著差异($p=0.001$),与 POM 间的差异不显著($p=0.998$). *Daphnia* 各点的 δ¹³C 值和 C:N 存在极显著的负相关关系($r=-0.99$, $p<0.01$, $n=4$),这与 Matthews 等^[13]的研究发现一致.细菌 δ¹⁵N 值和 *Daphnia* 分别相差 3.7‰、3.8‰、3.2‰ 和 3.3‰,如果以 3.4‰为相邻营养级的富集度,那么 *Daphnia* 比细菌高出 1.03 个营养级.

沉积物的 δ¹³C 和 δ¹⁵N 值在河口最低,分别为 δ¹³C -27‰和 δ¹⁵N 3.1‰,从梅梁湾(δ¹³C -25.6‰; δ¹⁵N 7.5‰)到湖心(δ¹³C -25.3‰; δ¹⁵N 7.8‰)逐渐升高.

DOM δ¹³C 的变化幅度为 -26.1‰~-26.8‰,各点间差异不显著,平均为 -26.6‰±0.16‰;δ¹⁵N 的变化幅度为 4.9‰~6.1‰,平均为 5.7‰±0.27‰.同公认的 C₃ 植物的 δ¹³C 值 -26‰相比,可以认为湖泊的 DOM 基本为陆源贡献.

2.2 细菌碳同位素组成及来源特征

在 NaH¹³CO₃ 同位素添加试验中,Kritzberg 发现细菌 δ¹³C 值随 POM δ¹³C 的变化而变化,认为细菌利用了部分藻类来源的碳^[3].但是,细菌也不是完全依赖藻类贡献的碳,因为细菌碳同位素值高于 POM,因此有可能细菌同时利用了 δ¹³C 较为富集的碳源.利用双组分混合模型(two-end member mixing model)

性($r=0.89$, $p=0.11$, $n=4$)也证明了这一结论. 各采样点的 POM δ¹³C 和 δ¹⁵N 的检测值存在显著差异.其中河口、湾心的 δ¹⁵N 值为 -3.0‰和 -5.2‰,显著低于湖心和贡湖的 δ¹⁵N 值(15.0‰, 13.9‰),类似的现象在 Hansson 等的研究中也报道^[10],说明外源 N 对太湖水体营养物质的影响十分显著.

来研究外源 C 对细菌的相对贡献.表示如下,

相对贡献(%) =
$$\frac{(\delta^{13}\text{C}_{\text{bacteria}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{autochthonous}})}{(\delta^{13}\text{C}_{\text{allochthonous}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{autochthonous}})} \times 100$$

其中外源 C 用 -26‰表示,内源 C 从 DIC 到浮游藻类的分馏值 22‰为计算得到.从表 3 可以看到,在河口细菌主要利用外源 C,为 61.2%,随着从湾心到湖心的推进,内源藻类贡献的 C 逐渐增加,变化在 58.5%~92.9%之间.

表 3 各采样点外来碳对细菌生物量的相对贡献/%

Table 3 Relative importance of allochthonous C to bacteria biomass at sampling sites based on a two-source mixing models/%				
采样点	细菌同位素比值	外源碳同位素比值	内源碳同位素比值	外源碳的相对贡献/%
河口	-29.2	-26	-34.3	61.2
梅梁湾	-29.0		-31.1	41.5
湖心	-27.3		-27.9	30.7
贡湖湾	-28.9		-29.1	7.1

3 讨论

最近,许多研究评价了内外源有机物对河口、河流和湖泊食物网的作用^[3,11,14].Cole 等^[15]指出,在腐殖化湖泊,外源溶解性有机碳(DOC)超过了水体总有机碳的 90%,并且是该系统新陈代谢的主要物质来源.在本研究中,太湖 DOC 的 δ¹³C 值为 -26.1‰~-26.8‰,这和报道的 C₃ 植物的 δ¹³C 值 -26‰相近,因此,可以认为该 C 库主要为陆源贡献.用双组分混合模型评价了内外源物质对浮游细菌生长的贡献.其中,河口陆源有机碳对细菌的贡献占到了 61.2%.McCallister 等^[11]的研究也表明,在纽约河口

区外来有机物贡献了细菌同化产物的大部分(49%~83%)。细菌原位水样培养表明,细菌生物量 35%~70% 的碳来自外源,从而也证实了先前的假设即仅仅自养来源的碳不能独立支持细菌的生产^[3]。但是,与藻类来源的 DOC 相比,陆源 DOC 由于分子量很大且大多属于芳香族^[8], N:P 值较低,可食性差^[2],通常很难被细菌利用。Cole 等指出,在许多水流生态系统中,细菌的生产量和藻类的初级生产力相关,证明了藻类来源的碳对细菌生长的重要性^[7]。Kritzbeg 等^[3]也指出虽然内源溶解性有机碳非常少,但是相比陆源 DOC,细菌仍然会优先利用内源 DOC。细菌脂肪酸指示物和藻类来源的脂肪酸指示物间存在显著的正相关关系也说明了细菌对内源 DOC 的利用^[11,16]。所以,随着向敞水区推进,内源有机质的贡献逐渐增加,占到了 58.5%~92.9%。

DIC、细菌、沉积物和 POM 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值在河口点明显低于其它采样点,说明大量外来物质输入对其产生了影响。但是,这些有机物的 $\delta^{15}\text{N}$ 在河口区也较低,有悖于先前的一些研究。通常,城市生活废水含有较高 $\delta^{15}\text{N}$ 值,变化幅度在 10‰~25‰^[17,18]。污水中尿素通过水解和挥发转化成硝酸盐类, $\delta^{15}\text{N}$ 值会提高 5‰~15‰^[19]。因此,太湖梅梁湾 N 的来源和循环还需要进一步的研究。由于受外来无机碳的贡献不同,因此 DIC 同位素值在各点存在着差异,平均值为 -7.4‰,和大气 CO_2 的 -8‰^[20] 相近,可以推断梅梁湾水域中的溶解性无机碳主要来自空气中的 CO_2 。河口 DIC 的 $\delta^{13}\text{C}$ 较负,这可能与水体的无氧呼吸或输入同位素值较轻的陆源碳有关。SOM 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化范围在 -24.6‰~-27.0‰间,比水体中的 POM 更加富集碳,表明沉积物组成复杂,存在比水体颗粒物更加富集碳的有机物^[21]。

Daphnia 是太湖春季水体最常见,研究最多的浮游动物,通常认为其食性没有选择性,可以滤食较小的颗粒物和细菌^[22],所以 *Daphnia* 的 $\delta^{13}\text{C}$ 应该反映出细菌的 $\delta^{13}\text{C}$ 信号。同时,在 Loch Ness, Grey 等^[23]发现 *Daphnia* 的 $\delta^{13}\text{C}$ 和藻类来源的 C 同位素值相一致。同位素添加试验同样证实了 *Daphnia* 主要利用藻类来源的碳,其中 59% 来自活体藻类,31% 来自非生命的自养来源的 POM^[14]。在本试验中,各点 POM 和 *Daphnia* 间不存在显著性差异,说明浮游藻类可能是 *Daphnia* 的主要食物来源。另外,发现 *Daphnia* 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值低于细菌和 POM 的碳同位素值。先前的一些研究亦有报道,即 $\delta^{13}\text{C}$ 值在相邻营养级间可能有所降低^[10]。选择性觅食,脂类积累和生境

差异等因素都可能导致浮游动物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值偏低^[24]。关于脂类对枝角类的 $\delta^{13}\text{C}$ 值是否产生影响至今尚无定论^[25~27]。*Daphnia* 和其 C:N 值存在负相关关系说明 *Daphnia* 体内的脂类积累^[28]。同时,选择滤食 $\delta^{13}\text{C}$ 值更为贫化的微型藻类也可能导致 *Daphnia* 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值偏低。

4 结论

(1) 在有大量外来物质输入的河口区,细菌、浮游枝角类、溶解性有机物(DOM)和颗粒性有机物(POM)的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 同位素值及溶解性无机碳(DIC)的 $\delta^{13}\text{C}$ 同位素值明显低于其它采样点,表明河口区受陆源营养物质的影响强烈。

(2) 河口区陆源碳对细菌生物量的贡献占到 61.2%,随着向湖心的推进,内源藻类的贡献逐渐增加,达到 58.5%~92.9%。

(3) 溶解性有机物(DOM)的 $\delta^{13}\text{C}$ 平均值和陆源 C_3 植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 信号 -26‰相近,表现出流域外源的排入对湖泊碳库的影响。与从 DIC 到浮游藻类的分馏值 22‰计算得到的浮游藻类 $\delta^{13}\text{C}$ 值相比,初步认为颗粒性有机物(POM)主要为内源藻类贡献。

(4) 浮游枝角类摄食水体中颗粒物和细菌等微小有机物,但其 $\delta^{13}\text{C}$ 的平均值低于 POM (0.2‰)和细菌 (2.5‰),这可能是由于枝角类脂类的积聚或选择性地摄食 $\delta^{13}\text{C}$ 较为贫化的微型藻类 (< 50 μm) 造成的。

参考文献:

- [1] 秦伯强,胡维平,陈伟民,等. 太湖水环境演化过程与机理[M]. 北京: 科学出版社,2004. 225~228.
- [2] Wetzel R G. Limnology: Lake and river ecosystems [M]. San Diego: Academic Press, 2001. 391.
- [3] Kritzbeg E S, Cole J J, Pace M L, et al. Autochthonous versus allochthonous carbon sources of bacteria: results from whole-lake ^{13}C addition experiments[J]. Limnol Oceanogr, 2004, 49(2): 588~596.
- [4] Samuelsson K. Mechanism structuring the pelagic microbial food web-Importance of resources and predation[D]. Sweden: Umeå University, 2003. 7~9.
- [5] Pace M L, Cole J J, Carpenter S R, et al. Whole lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs[J]. Nature, 2004, 427: 240~243.
- [6] 李一平,严莹,韩广毅. 太湖水质时空相关性分析[J]. 河海大学学报,2005,33(5): 505~508.
- [7] Cole J J, Findlay S, Pace M L. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: A cross-system overview[J]. Mar Ecol Prog Ser, 1988, 43: 1~10.
- [8] Moran M A, Hodson R E. Support of bacterioplankton production by dissolved humic substances from three marine environments[J]. Mar Ecol Prog Ser, 1994, 110: 241~247.

- [9] Yoshioka T, Wada E, Hayashi H. A stable isotope study on seasonal food web dynamics in a eutrophic lake[J]. Ecology, 1994, **75**: 835 ~ 846.
- [10] Hansson L A, Tranvik L J. Food webs in sub-Antarctic lakes: a stable isotope approach[J]. Polar Bio, 2003, **26**: 783 ~ 788.
- [11] McCallister S L, Bauer J E, Cherrier J E, *et al.* Assessing sources and ages of organic matter supporting river and estuarine bacterial production: A multiple-isotope ($\Delta^{14}\text{C}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$) approach[J]. Limnol Oceanogr, 2004, **49**(5): 1687 ~ 1702.
- [12] Guy R D, Fogel M, Berry J A. Photosynthetic fractionation of the stable isotopes of oxygen and carbon[J]. Plant Physiol, 1993, **101**: 37 ~ 47.
- [13] Matthews B, Mazumder A. Temporal variation in body composition (C:N) helps explain seasonal patterns of zooplankton $\delta^{13}\text{C}$ [J]. Freshwater Bio, 2005, **50**: 502 ~ 515.
- [14] Sobczak W V, Cloern J E, Jassby A D, *et al.* Detritus fuels ecosystem metabolism but not metazoan food webs in San Francisco estuary's freshwater delta[J]. Estuaries, 2005, **28**: 124 ~ 137.
- [15] Cole J J, Carpenter S R, Kitchell J F, *et al.* Pathways of organic carbon utilization in small lakes: Results from a whole-lake ^{13}C addition and coupled model[J]. Limnol Oceanogr, 2002, **47**(6): 1664 ~ 1675.
- [16] McCallister S L. Organic matter cycling in the York River estuary [D]. USA: School of Marine Science. The College of William and Mary, 2002. 24.
- [17] Hodell D A, Schelske C L. Production, sedimentation and isotopic composition of organic matter in Lake Ontario[J]. Limnol Oceanogr, 1998, **43**: 200 ~ 214.
- [18] Kendall C. Isotope tracers in catchment hydrology[M]. Amsterdam: Elsevier Science B V, 1998. 519 ~ 576.
- [19] Heaton T H E. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: A review[J]. Chem Geol, 1986, **59**: 87 ~ 102.
- [20] Goodman H S, Francey R F. Baseline Atmospheric Program (Australia)[M]. Australia: CSIRO. 1998. 54 ~ 58.
- [21] Vizzini S, Savona B, Chi T D, *et al.* Spatial variability of stable carbon and nitrogen isotope ratios in a Mediterranean coastal lagoon [J]. Hydrobiol, 2005, **550**: 73 ~ 82.
- [22] Burns C W, Schallenberg M. Short-term impacts of nutrients, *Daphnia*, and copepods on microbial food webs of an oligotrophic and eutrophic lake[J]. N Z J Mar Freshwater Res, 2001, **35**: 695 ~ 710.
- [23] Grey J, Jones R I, Sleep D. Seasonal changes in the importance of the source of organic matter to the diet of zooplankton in Loch Ness as indicated by stable isotope analysis[J]. Limnol Oceanogr, 2001, **46**: 505 ~ 513.
- [24] Giorgio D, Paul A, France R L. Ecosystem-specific patterns in the relationship between zooplankton and POM or microplankton $\delta^{13}\text{C}$ [J]. Limnol Oceanogr, 1996, **41**: 359 ~ 365.
- [25] Kling G W, Fry B, O'Brien W J. Stable isotopes and planktonic trophic structure in arctic lakes[J]. Ecology, 1992, **73**: 561 ~ 566.
- [26] Leggett M F. Food web dynamics of Lake Ontario as determined by carbon and nitrogen stable isotope analysis[D]. Canada: University of Waterloo, 1998. 12.
- [27] Campbell L M, Schindler D W, Muir D C G, *et al.* Organochlorine transfer in the food web of subalpine Bow Lake, Banff National Park[J]. Can J Fish Aquat Sci, 2000, **57**: 1258 ~ 1269.
- [28] Matthews B, Mazumder A. Compositional and interlake variability of zooplankton affect baseline stable isotope signatures[J]. Limnol Oceanogr, 2003, **48**(5): 1977 ~ 1987.