

# 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及定量化 ——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量\*

范成新<sup>1</sup> 张路<sup>1,2</sup> 秦伯强<sup>1</sup>  
胡维平<sup>1</sup> 高光<sup>1</sup> 王建军<sup>1,2</sup>

(1:中国科学院南京地理与湖泊研究所,南京 210008 2:中国科学院研究生院,北京 100039)

**提 要** 采集柱状芯样,室内静态模拟不同温度下太湖沉积物铵态氮释放.结果表明,经面积加权,5℃、15℃和25℃下氮的交换速率分别为 $-16.0 \pm 17.6 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 、 $12.6 \pm 6.9 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $34.1 \pm 20.8 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,不同湖区其释放速率差异极大.受外源污染影响较大的水域,氮释放量随温度的升高而增加;受死亡残体沉降和分解影响明显的草藻型湖区,氮的年释放通量较大.全太湖沉积物-水界面 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的年净通量为 $9960.3 \pm 4960.0 \text{ t}$ ,其中成汇的通量值约为 $-911 \pm 637.9 \text{ t/a}$ ,大部分泥区在一年中至少经过了一次的源-汇转换过程.

**关键词** 沉积物-水界面 氮 释放 通量 源-汇转换 太湖

**分类号** P512.32

湖泊沉积物是湖体中氮、磷、碳、硫等生源要素(biogenic elements)的重要蓄积库,在一定条件下,沉积物-水界面的物质交换可对上覆水体的营养水平和环境质量产生不可忽视的影响<sup>[1]</sup>.太湖是我国东部营养程度和水污染较为严重的湖泊,然而多年来人们对太湖内源,特别是氮的研究工作开展较少,虽然已进行了沉积物和间隙水中氮的含量分布<sup>[2]</sup>、局部湖区和时段沉积物氮的交换<sup>[3,4]</sup>等研究,但从定量角度而言,尚不能回答太湖氮的内源负荷以及与氮通量有关的理化因素的影响作用.随着1997年来太湖重点污染源达标治理使得外源负荷得到了较大程度的控制<sup>[6]</sup>,内源负荷在污染源中的贡献问题已引起人们的关注,甚至考虑到采用疏浚的方法加以解决.氮是太湖主要污染指标之一<sup>[7]</sup>,本文拟通过对太湖各主要湖区沉积物-水界面氮的迁移研究,了解氮在沉积物-水界面交换规律及影响因素,进而估算全湖氮的内源负荷贡献,为控制太湖富营养化奠定基础.

## 1 材料和方法

### 1.1 湖底沉积物分区和实验样点的确定

太湖湖区内生态类型和沉积特征差异较大,既有藻型又有草型湖区,存在中营养、中富营养、富营养和重富营养等不同区域<sup>[5]</sup>,软性底泥分布面积约占全湖面积的69%,平均底泥厚度 $0.82 \text{ m}$ <sup>[6]</sup>.根据1997-2002年间对太湖底泥调查资料及表层沉积物氮的分析结果,参照相关文献研究成果,对太湖沉积物进行分区划片和实验样点布设,主要划分原则如下:

\* 中国科学院知识创新重大项目(KZCX1-SW-12)、国家自然科学基金(40171083)和中国科学院知识创新领域前沿项目(CXNIGLAS-A02-02)联合资助. 2003-05-16 收稿;2003-07-14 收修改稿. 范成新,男,1954年生,研究员; Email: cxfan@niglas.ac.cn.

(1)相对独立的封闭泥区:根据1997年8月-1999年10月间对太湖底泥调查结果<sup>[6]</sup>,全湖大多数湖区间底泥呈连片分布,但胥口湾、竺山湾和五里湖的沉积物几乎与周围湖区底泥不连接,故可作为独立研究区块,其中,由于受梁溪河城市污染影响的差异,以宝界桥为界将五里湖划分成2个区块-西五里湖和东五里湖。

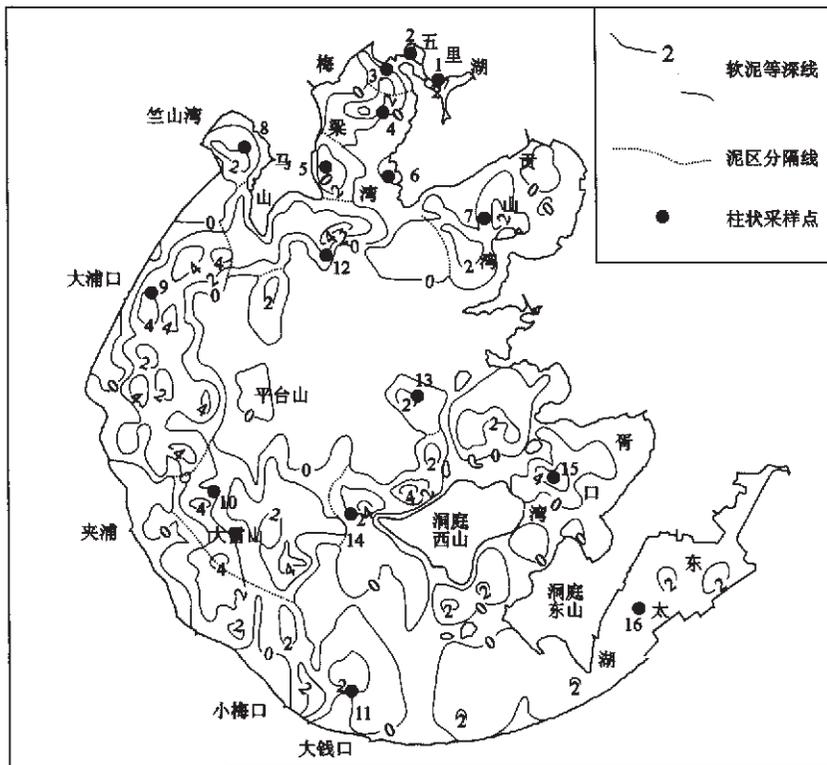


图1 太湖软泥区的划分及实验样点分布

- 1:东五里湖; 2:西五里湖; 3:小湾里; 4:梅梁湖心; 5:马山圩; 6:吴塘门; 7:贡山湾; 8:竺山湾;  
9:大浦口; 10:西南湖心; 11:大钱口; 12:马山南; 13:湖心区; 14:棒槌山; 15:胥口湾; 16:东太湖

Fig.1 Division of soft clay bottom and locations of sampling sites in Lake Taihu

(2)岩性和粘土含量的差异:太湖沉积物主要有粉砂和粘壤土两类。其中,粘土在沉积物中所占比例最大值约是最小值的2.5倍;五里湖、梅梁湾心和湖心区含量最少,约为11%-14%,为粉砂质;三山、贡湖和东太湖等也为粉砂质,但粘土含量17%-18%左右;其他湖区粘土含量为23%-27%左右。在空间分布上,以上各分级内的各水域泥区均不相接壤,所以可大致分出梅梁湾2区块(三山和梅梁湾心)、贡湖湾、西部沿岸带(大浦口)共4片。据文献资料,太湖湖心因经常受水动力作用,表层沉积物的分选较好<sup>[7]</sup>,因此可将图1中的13号测点周围、平台山周围、焦山以南及贡山湾泥区伸入湖心的西半部一并作为湖心区考虑。另外东太湖全湖区与东太湖向西,沿南部岸边至大钱口段以北大部分水域内为粉砂沉积物<sup>[7]</sup>,划为同一类型区。

(3) 表层沉积物中有机质含量：有机质含量已被认为对界面氮的行为有很大影响<sup>[8,9]</sup>。对 1997–2001 年间太湖沉积物多次调查，梅梁湾西南部的马山圩附近，表层沉积物的 TOC 含量平均小于梅梁湾心的 30%–60%，但又大于马山南部底泥区含量的 30% 左右，含量的梯度相当明显，因此将与西部沿岸带连片分布的泥区划分为梅梁湾心、马山圩和马山南 3 片(图 1)。

(4) 湖区环境差异：在大雷山以东与洞庭西山间有一块约 210 km<sup>2</sup> 的沉积物覆盖区，它与洞庭西山西部和西南部沿岸带表层沉积物相连，但其营养物含量却与后两者有很大不同，且沉积物中粘土含量又明显高于湖心区(表 1)，故将其划为单独泥区。

表 1 太湖部分湖区表层沉积物粒度组成及平均营养物含量(%)

Tab1 Composition and average nutrient contents of surficial sediment in different sampling areas of Lake Taihu (%)

采样点	分 类	极细砂	粗粉砂	细粉砂	粘土	中值粒径 (mm)	营养物含量(均值±SD)		
							总氮	总磷	有机碳
东五里湖	粉 砂	0.02	41.93	43.57	14.48	0.012	0.221±0.058	0.079±0.022	1.640±0.330
西五里湖	粉 砂	0.02	41.93	43.57	14.48	0.012	0.224±0.079	0.115±0.068	1.630±0.530
三 山	粉 砂	0.03	22.96	59.11	17.90	0.009	0.078±0.025	0.078±0.025	1.390±0.444
梅梁湾心	粉 砂	0.02	39.41	49.18	11.39	0.012	0.073±0.022	0.054±0.016	1.050±0.310
马 山 圩	-	-	-	-	-	-	0.069±0.015	0.049±0.009	0.623±0.160
贡 山 湾	粘壤土	0.04	36.96	39.84	23.16	0.009	0.074±0.028	0.056±0.016	0.752±0.360
马 山 南	粘壤土	0.03	25.75	48.21	26.01	0.014	0.087±0.007	0.043±0.002	0.907±0.090
竺 山 湾	粘壤土	0.01	25.70	47.64	26.65	0.007	0.125±0.017	0.071±0.022	1.235±0.359
大 浦 口	粉 砂	0.12	25.54	57.32	17.02	0.023	0.078±0.017	0.045±0.007	0.776±0.127
小 梅 口	粘壤土	0.05	30.61	44.89	24.45	0.023	0.073±0.029	0.057±0.005	0.781±0.336
湖 心	粉 砂	0.01	32.74	53.28	13.97	0.020	0.053±0.016	0.053±0.018	0.530±0.188
胥 口 湾	粘壤土	0.01	21.61	51.05	27.33	0.018	0.070±0.024	0.061±0.028	0.708±0.210
西南湖心	粘壤土	0.03	30.41	48.37	21.19	0.020	0.057±0.024	0.047±0.008	0.559±0.169
棒 槌 山	粘壤土	0.02	32.19	45.43	22.36	0.019	0.069±0.022	0.047±0.007	0.746±0.247
西茭咀南	粉 砂	0.04	32.85	47.23	19.88	0.026	0.059±0.026	0.045±0.007	0.595±0.106
东 太 湖	粉 砂	0.04	34.39	46.96	18.61	0.027	0.144±0.100	0.045±0.009	1.410±0.955

(5) 地理位置靠近的零散泥区的处理：在焦山南部、平台山周围和漫山西部分布有三块在地理位置相对较为接近、化学性质未知的泥区，它们均接近西太湖湖心，另外在贡山湾西南部向湖心区也分布有一块泥区，该区与湖心区岩性相似<sup>[7]</sup>，但已远离贡山湾，特别是其总氮和有机质含量的平均值均小于后者泥区的近 30%(表 1)，故将其与上述 3 区块一并作为一类考虑。

## 1.2 实验温度的代表时段确定

太湖水温极端值最大为 34℃，最小为 0℃(冰情)。对 1998–1999 年太湖平均水温随时间变化(图 2)分析，两年中的平均水温最小为 4.6℃，最大为 31.6℃，年平均温度 17℃。考虑到太湖实际温度的分布及用于通量估算可接受的代表性温度数<sup>[10]</sup>，选择模拟温度为 5℃、15℃和 25℃。为了将本研究模拟的环境温度能与太湖常见水温范围对应，并作为负荷计算中的代表性温度，将太湖水温范围划分为 3 个温度区间，即  $t_{\text{水温}} < 10^\circ\text{C}$ 、 $10^\circ\text{C} \leq t_{\text{水温}} < 20^\circ\text{C}$  和  $t_{\text{水温}} \geq$

20℃. 由图 2 可见, 大约在 2 月中旬至 4 月上旬和 10 月上旬至 11 月下旬, 平均水温介于 10–20℃; 4 月上旬至 10 月上旬间水温介于 20–30℃; 11 月下旬至翌年 2 月中旬, 水温小于 5℃. 据此估算出在太湖各温度区间所代表的时间段分别为: 5℃, 75d; 15℃, 120d; 25℃, 170d.

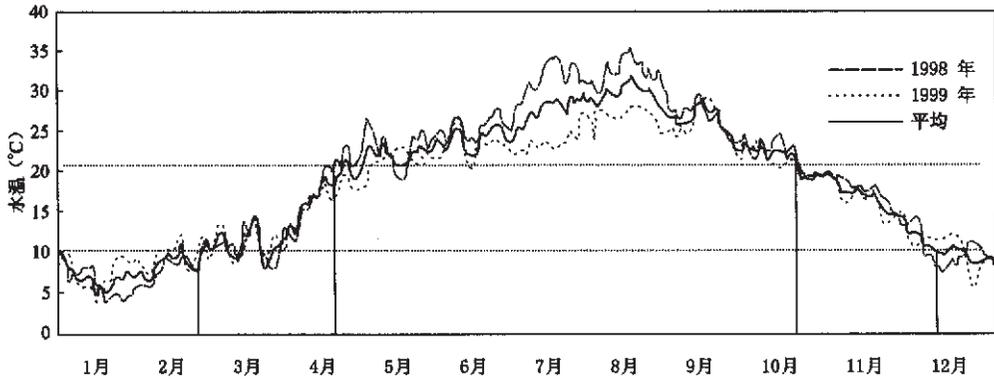


图 2 1998–1999 年太湖年内水温变化

Fig.2 Variation of water temperature of Lake Taihu in 1998–1999

### 1.3 实验样品的采集

根据太湖软泥底质的特点与空间分布划分为 15 个区块(西吴塘泥区面积 $<0.3\text{km}^2$ , 仅作为方法控制点, 不作为区块考虑), 除在东太湖测点和梅梁湾的西吴塘设方法误差控制点(每次采集 3 根平行样)外, 每一区块均设 1 个采样点(图 1).

分别于 1998 年 2 月 26 日、7 月 23 日、10 月 22 日, 2002 年 5 月 12 日、7 月 29 日、2003 年 1 月 11 日, 共进行 6 次采样, 用 GPS 定位(误差 $<30\text{m}$ ), 每一实验温度对 15 个软泥区块分两次采集湖区测点的柱状芯样, 每次 7–8 个柱样. 另外还于 2002 年 7 月 22 日和 2003 年 1 月 23 日分别在西吴塘和东太湖进行平行样品的采集, 用于误差控制. 用装有  $\Phi 62 \times 1000\text{mm}$  有机玻璃管的柱状采样器采集泥样 1–3 根, 泥样厚度不少于 25 cm, 上部用原样点水样注满后两端用橡皮塞塞紧, 垂直放置, 小心带回实验室, 用作本模拟实验和水土理化分析. 上覆水样采集与沉积物样品采集同步, 取水面下 0.5 m 处水体. 在室内即刻过滤, 放置 4℃ 下避光保存备用.

### 1.4 模拟实验和分析方法

室内将各柱状样的上层水用虹吸法去除, 再用虹吸法沿壁小心滴注已经玻璃纤维滤膜( $0.45\ \mu\text{m}$  Whatman GF/F)过滤的原采样点上覆水样, 至液面高度距沉积物表面约 30 cm 处止, 标注刻度. 所有样管均垂直放入已控制在设定温度(5℃、15℃或 25℃)下的恒温水浴实验器中, 蔽光, 分别于 0, 3, 6, 12, 24, 36, 48, 72h 时用注射器抽取距底泥表层约 5 cm 处 35 mL 或 50 mL 体积水样, 同时另用已过滤的原样点水样补充至原刻度. 所取水样经  $0.45\ \mu\text{m}$  玻璃纤维滤膜过滤后, 低温冷冻待分析.

将备份柱状样按 2 cm 间隔分层、干燥, 用规范方法<sup>[11]</sup>测定沉积物中总氮、总磷和有机质含量. 对采集的上覆水样品中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量分别用流动注射分析仪(Skalar-SA1000)和纳氏

比色方法<sup>[11]</sup>分析,两方法间的误差在 10% 范围内。

$\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放速率和释放量(源-汇通量)的计算方法均参照文献[10]。

## 2 结果和讨论

### 2.1 模拟实验数据的选择及误差估算

对粉砂(东太湖)和粘壤土(西吴塘)代表性沉积物区平行芯样,模拟 25°C 和 5°C 下的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  释放实验结果见图 3 所示。由图可见,实验初期实验标准偏差(SD)一般较大,其原因为,因上覆水刚被过滤原样水置换,孔隙水和上覆水中物质含量梯度尚难保持,沉积物-水界面也尚不稳定,表现出交换速率出现差异,随着实验时间的增加,界面趋于平稳,误差逐渐减小,释放结果趋于接近,系统误差逐渐控制在较小的范围之内。

分析  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  释放速率的 3 日变化,发现释放 1.5d 后,标准偏差(SD)已明显减小,在夏季和冬季模拟条件下, $\text{NH}_4^+-\text{N}$  交换速率 SD 的最大值为(28.7  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ),最小值为(12.58  $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ )。对粉砂质沉积物,夏、冬季模拟氮交换速率的相对标准偏差分别为 57% 和 35%;对粘壤土质沉积物分别为 64% 和 124%。故在本文释放速率计算中,选用 1.5 日-3 日间释放速率数据的平均值作为计算参数较为合理,并取两岩性沉积物在 5°C 和 25°C 下的相对标准偏差的平均值为 15°C 下的相对标准偏差值。全湖各泥区柱状沉积物在不同温度下铵态氮释放速率随时间的变化见图 4(a)和图 4(b)所示。

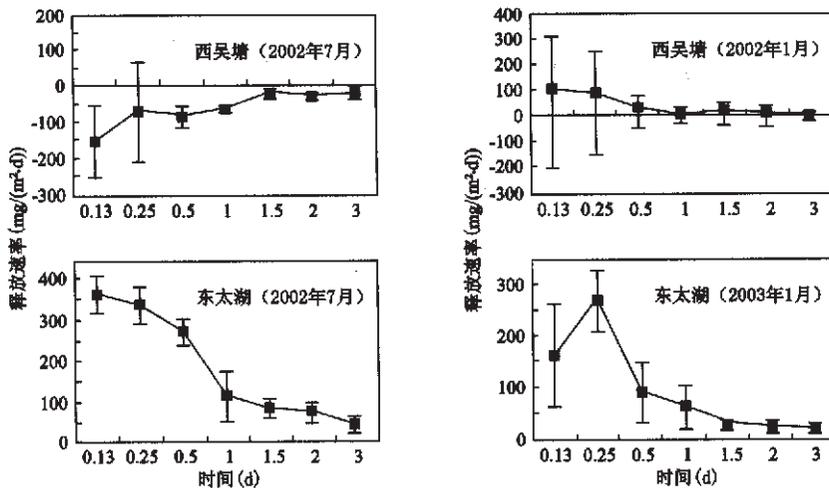


图 3 太湖西吴塘和东太湖测点  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  模拟释放的方法误差分析

Fig.3 Analysis of variation of the nitrogen release experiments in West Wutang and East Lake Taihu

### 2.2 太湖释放速率的时空差异及其原因分析

2.2.1 释放速率与温度的关系 表 2 列出了太湖不同湖区分别在 5°C、15°C 和 25°C 条件下  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放速率及其标准偏差,对照 1996 年 7 月作者对五里湖东(中桥)、五里湖西(梅园)和梅梁湾北(三山)沉积物 25°C 下的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放结果<sup>[4]</sup>,除因采样点位置差别较大(中桥位于骂蠡港近岸区,石塘位于五里湖湖心区)而引起释放速率较大差别外,其他两测点 25°C 下

释放速率非常接近,表明实验方法具有较好的稳定性.

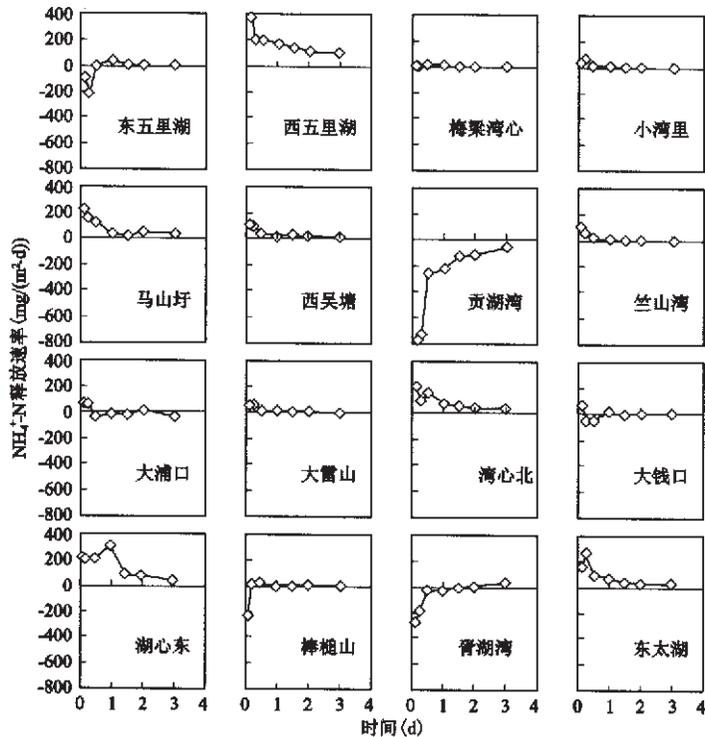


图 4(a) 太湖不同泥区 5°C 下铵态氮释放速率变化

Fig.4(a) Variations of ammonium nitrogen release in different sediment areas in Lake Taihu (5°C)

由表 2 结果分析,太湖沉积物释放有几个明显特征:(1)在所有实验温度下,沉积物释放速率均有呈负值现象,表明此时沉积物对铵具有了吸收功能,该结果与海洋和一般深水湖往往所获正值的结果<sup>[12]</sup>不同,与表层沉积物的含沙量<sup>[31]</sup>、有机物含量以及沉积物粒径<sup>[4-5]</sup>等性质在浅水湖和深水湖水体差异较大有关,这反映浅水湖界面生物地球化学过程有其独特性。(2)夏季(25°C)太湖湖底沉积物总体为氮释放的源,其成汇(负值)时段则主要发生在冬季(5°C)。对全湖有泥区  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  交换速率在 5°C、15°C 和 25°C 条件下经面积加权分别得  $-11.0 \pm 11.5 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 、 $12.6 \pm 6.9 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  和  $34.1 \pm 20.8 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。即氮通量大致随温度的升高而增加,总体表现为内源的特征。(2)温度并非为决定太湖氮释放速率大小的唯一因素。虽然  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的释放大致呈随温度的升高而增大(表 2),但就某一湖区而言,并不一定有此规律,这隐含着浅水湖较深水湖和海洋对沉积物-水界面物质释放具有更多或更复杂的干扰因素。如上覆水中波浪、湖流和微小生物的活动都有可能对界面上发生的氧化和还原、扰动和埋藏、吸附和解吸、生物矿化和分解等作用产生一定影响<sup>[13-15]</sup>,而这些又会影响着孔隙水中离子和分子的赋存状态和方式。太湖处于季风气候区,水体微生物和酶的季节性变化明显,因此在某些时段,物理和生物作用对表层沉积物状态的营造(如孔隙率和孔隙水中物质赋存量变化),有可能已部分或从本质上改变了原先界面的物化和生物条件,所得的释放结果就会与单纯用温

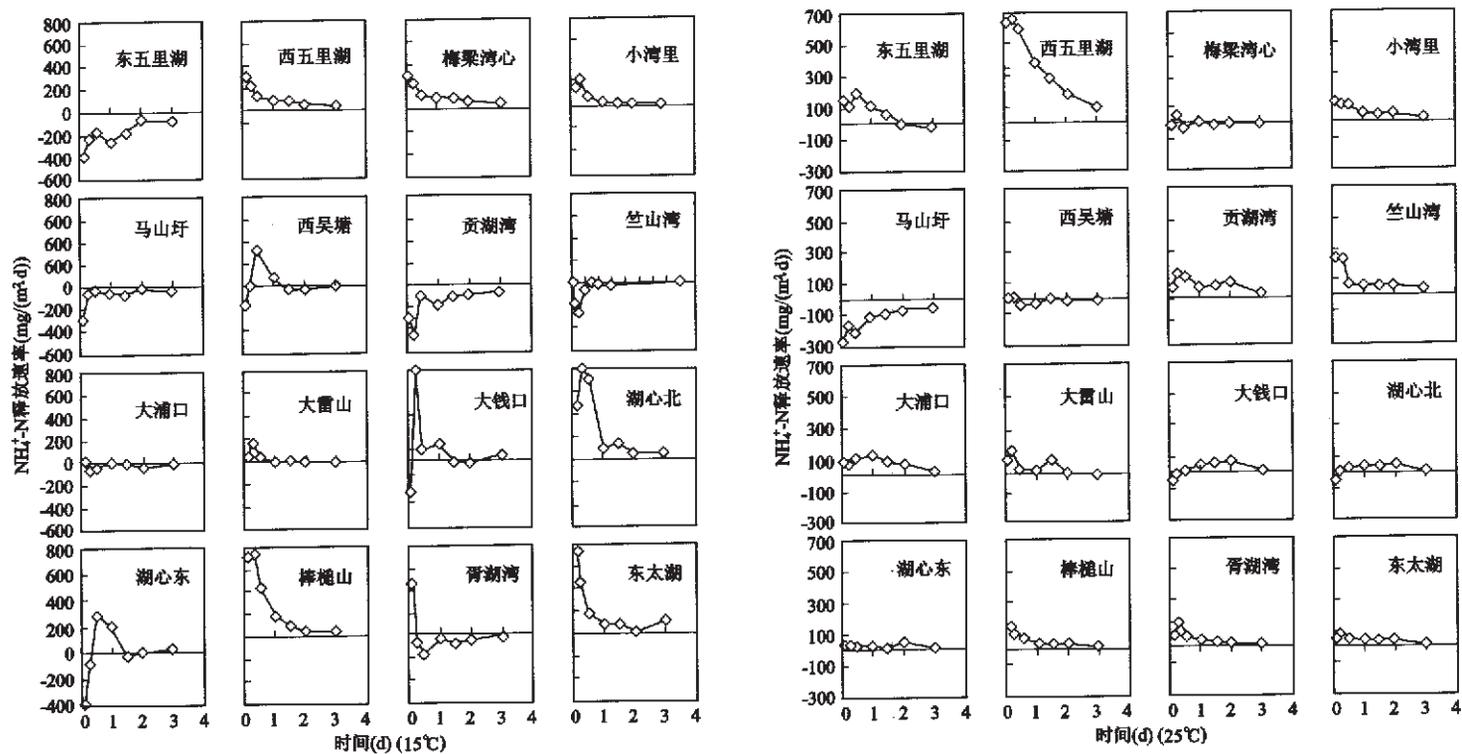


图 4(b) 太湖不同泥区 15°C 和 25°C 下铵态氮释放速率变化

Fig. 4(b) Variations of ammonium nitrogen release in different sediment areas in Lake Taihu (15°C and 25°C)

表 1 太湖沉积物-水界面  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的交换速率及交换量Tab.1 The rates and amount of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  exchange on the sediment-water interface of Lake Taihu

湖 区	软性底泥 面积( $\text{km}^2$ )	交换速率( $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ )			年交换量(t)
		5°C(75d)	15°C(120d)	25°C(170d)	
东五里湖	3.4	78.8±27.6	-113.9±52.4	13.1±7.5	-18.8±10.0
西五里湖	1.1	33.7±11.8	66.2±30.5	187.0±106.6	46.5±24.9
小湾里	19.2	23.1±8.1	17.1±7.9	40.7±23.2	205.7±105.6
梅梁湾心	21.5	17.3±6.1	131.7±60.6	-11.2±6.4	326.5±142.6
马山圩	21.2	94.9±117.7	-44.8±42.1	-77.2±49.4	-241.3±98.1
贡山湾	74.8	13.2±16.4	-92.0±86.4	63.1±40.4	51.6±170.2
竺山湾	24.9	-19.3±23.9	-15.1±14.2	56.9±36.4	159.6±66.9
西部沿岸	247.6	-48.6±17.0	-22.2±10.2	62.4±35.6	1067.0±879.2
西南湖心	214.0	-27.1±33.6	1.0±1.0	39.6±25.3	1030.8±406.8
西南沿岸	203.6	-3.9±4.8	4.2±4.0	45.6±29.2	1621.7±1033.2
马山南	101.8	-75.3±93.4	79.3±74.5	30.6±19.6	923.3±536.6
湖心区	119.8	-13.6±4.8	0.1±0.1	20.7±11.8	301.8±198.7
洞庭西山沿岸	162.2	-18.3±22.7	55.2±51.9	23.5±15.0	1500.7±1149.5
胥口湾	118.0	6.4±7.9	-51.3±48.2	19.7±12.6	-274.4±359.6
东太湖及湾外	289.7	28.7±10.0	64.5±29.7	18.0±10.3	3868.9±1809.5
面积加权平均	-	-16.0±17.6	12.6±6.9	34.1±20.8	-
合 计	1631.8	-	-	-	10569.6±6991.4

度变化所获得的预想结果不同. 显然季节(时段)采样的代表性较之单纯考虑改变温度的影响所获得浅水湖释放结果更能反映沉积物的实时状况和物质的迁移行为.

2.2.2 释放速率在湖区间的差异及影响原因分析 分析和比较表 1 各湖区氮释放结果可见, 几乎所有受外源污染影响较重的水域,如西五里湖、竺山湾、西部沿岸和西南沿岸等,其氮交换量均随温度的升高而增加. 这是因为在这些湖区,湖底几乎是源源不断地接纳来自陆源水体沉降下来的颗粒物,这些颗粒物中来自外源含量的比例通常较其他湖区高. 这其中一种是来自城市污染水为主,如西五里湖,该水域多因大量接纳无锡市城区有机污水而使沉积物从上覆水纳入大量的有机颗粒物<sup>[2]</sup>,在生物等作用下,这些水域沉积物中的有机质内源释放速率基本可维持处于较高的释放状态<sup>[4]</sup>,可全年维持正向释放通量;另一种则是接受大量以农田和其他土地类型径流为主、兼有工业和生活废水影响的入湖水体. 如太湖西部和西南部沿岸带仍分布着大小入湖河道 40 多条,受河流污染的颗粒物进入湖体后,因流速趋缓再通过絮凝、沉降等作用而沉积于沿岸带沉积物之上,这些经动力作用反复分选的、带有陆源污染性质的沉积物,随沿岸流在岸带分布<sup>[7]</sup>,使得该区域表层沉积物中营养物含量较湖心方向的沉积物含量高<sup>[2]</sup>. 在温度较高的夏秋季,湖底沉积物有机物降解需要氧,使得沉积物处于缺氧或厌氧状态,此时有机质中的氮多经生物作用转化成  $\text{NH}_4^+$ 蓄于孔隙水中,并遵循分子扩散规律向上覆水体扩散,形成释放,这种以扩散为主因形成的释放其速率必将表现为随温度的增加而增大.

东太湖水草区在模拟的所有温度下均呈较大的正向释放(表 1),这与东太湖沉积物中有

机质的累积量过高及水草死亡残体分解影响有很大关系.东太湖是典型的草型湖区,在冬季低温期,高营养水体和草型湖区底层沉积物表层,将因秋季以来水体中水草和藻类死亡残体的沉降,而积累含量较高氮物质,虽然水温较低,但在氧含量较充足下,分解仍可缓慢进行.特别是在秋冬交替时期,由于死亡水草(包括藻类等)残体的存在,逐级分解作用可将初级生产产物持续进行到残体变为难分解的有机质类物质或其衍生物.在氧不易到达的分解层下部,可持续形成缺氧和厌氧环境,一些氮的中间产物(如  $\text{NO}_2^-$ )将作为电子受体而转化为  $\text{NH}_4^+$  离子进入沉积物孔隙水中,并与上覆水维持一个与环境条件相适应的释放速率;而在春夏季,水体温度较高,有利于有机质以及早期的植物残体的分解,有可能使近界面沉积物供氧不足,增加沉积物铵释放能力,但此期间水草生长旺盛,白天的光合作用强烈,水体几乎都处于富氧甚至过饱和状态,而且水浅,沉积物-水界面氧含量都较高,对氮的释放不利,因此出现  $25^\circ\text{C}$  铵态氮的释放速率较之  $15^\circ\text{C}$  甚至  $5^\circ\text{C}$  环境下低的现象.

较长时间以来太湖马山圩附近水体铵态氮的冬季含量明显高于梅梁湾内其他水域的现象,用外源影响这一原因一直难以很好加以解释.本研究发现:马山圩样点底泥铵态氮的释放速率达到  $94.9 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,为  $5^\circ\text{C}$  下全湖最大值,表明上覆水将会接纳大量的  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NH}_3$ ,再加上冬季水体对  $\text{NH}_3$  有较大的溶解度,从而使局部水体  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量异常增高.

**2.2.3 太湖沉积物  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的源汇通量及转换现象** 由太湖沉积物 15 个区块氮的年交换量结果(表 1)可见,大部分湖区的底泥为氮的释放源,最小交换速率为  $-113.9 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})(15^\circ\text{C})$ ,各湖区氮释放的正值个数与负值个数之比为 2.2:1.但是除西五里湖、小湾里和东太湖外,所有其他湖区在释放速率上都出现了 1 个或 2 个负值,表明这些湖区在一定条件下沉积物对铵离子有吸纳作用,即表现为湖泊成汇的特征.在这些可能成汇区中,既有入湖区,又有出湖区;既有岩性为粘性土壤区,又有粉砂区;既有表层沉积物氮含量较低区,如西南湖心(见表 1),也有含量较高区,如东五里湖等,显然营造这些区域的成汇条件应有较大差异.由表 2 结果可见,胥口湾、马山圩和东五里湖泥区均为年平均净交换量为负值区块,可视为太湖的氮汇区域,总量达  $-534.5 \pm 467.7 \text{ t/a}$ .

另外由表 1 中通量值由正变负或由负变正可以设想,这些区域至少经历了一个源-汇或汇-源的转换过程.一般认为,春夏季铵氮释放通量较大,冬季较小,这与沉积物界面还原程度的季节性变化有关,大量易降解有机质有助于铵氮的释放,而春夏季的释放有会促进太湖蓝藻水华的形成,富营养化将成为自加速过程<sup>[13]</sup>.表 1 也反映,太湖水华易发区域梅梁湾心、小湾里以及西五里湖春季铵氮释放通量均呈较大的正值,对该区域的水华发生可能会起到促进的作用.另外在孔隙水中,组分的吸附或吸收对某些组分(如铵)的迁移是极为重要的.如接纳水体颗粒物动态沉降过程中对铵的吸收、沉降后所产生的氧化屏蔽层给孔隙水中铵离子的扩散形成阻碍,以及有机质已深度降解的表层沉积物又处于较高的 pH 环境等,均可对铵的吸附有利,其结果则将形成汇<sup>[9,16]</sup>.关于太湖部分湖区的成汇特征及源汇转换现象,将在以后的工作中作进一步深入探讨.

### 2.3 内源负荷对湖体的贡献

考虑夏季( $25^\circ\text{C}$ )和冬季( $5^\circ\text{C}$ )在东太湖和西吴塘进行平行试验的相对误差结果( $15^\circ\text{C}$ 取其平均),按文献<sup>[10]</sup>计算的太湖沉积物-水间铵态氮的交换通量结果列于表 1.可见在所划分的 15 个分类区中,除东五里湖、马山圩和胥口湾外,其他沉积物区在年交换量上均表现为正

值. 以平均值大于 1000 t/a 氮源的量进行排序:东太湖及湾外>洞庭西山沿岸>马山南>西南沿岸和西南湖心,而以氮汇的量排序(以绝对值计):胥口湾>马山圩>东五里湖. 若忽略硬底无泥区的影响,全太湖沉积物-水界面  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的交换量为  $10569.6\pm 6991.4$  t/a,总体表现为氮源.

据文献报道,1980-1981 年<sup>[17]</sup>、1987-1988 年<sup>[15]</sup>间全湖入湖的铵态氮总量分别为 4700t 和 5362.6 t,即大约相当于目前太湖静态内源负荷的 26.8%-149.9%. 另据入湖污染物量的估算,1994 年太湖环湖河道总氮入湖量为 32072.5 t,则铵态氮的内源负荷对总氮负荷贡献量占太湖氮入湖总量的 22.5%左右,或者说 1998 年太湖湖体实际氮负荷量约为 42624.1 t,其中由于内源贡献的量约占 24.8%,显然太湖铵态氮的内源负荷在湖体总氮负荷中占有较大比重.

### 3 结语

太湖铵态氮交换速率大约在  $-113.9-187.0$   $\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  之间,总体随水体温度的升高而速率增加. 但就某一湖区而言,氮的交换速率对温度并无明显的依赖性,其原因与浅水湖表层沉积物物理化和生物特性季节性变化明显有关. 胥口湾、马山圩和东五里湖泥区是太湖氮的主要汇区,总通量值约为  $-534.5\pm 467.7$  t/a,并且大部分泥区在一年中至少经过源-汇或汇-源的转换过程.全太湖沉积物-水界面  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的交换量为  $10569.6\pm 6991.4$  t/a,总体表现为氮源. 对浅水湖泊界面物质迁移研究,样品采集的季节代表性较之单纯考虑改变温度的影响更为重要.

致谢:中国科学院太湖湖泊生态系统研究站季江、朱广伟和杨龙元等同志协助了本研究的野外采样,南京大学孙越同学进行了部分前期实验工作,在此表示感谢.

### 参 考 文 献

- 1 De Pinto J V, Lick W, Paul J F. Transport and Transformation of Contaminants Near the Sediment-Water Interface. New York:Lewis Publishers,1994: 310
- 2 范成新,杨龙元,张路. 太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及相互关系分析. 湖泊科学,2000,12(4):359-366
- 3 杨龙元,蔡启铭,秦伯强等. 太湖梅梁湾沉积物-水界面氮迁移特征初步研究. 湖泊科学,2002,14(4):41-47
- 4 范成新,秦伯强,孙越. 梅梁湖和五里湖水-沉积物界面物质交换. 湖泊科学,1998,10(1):53-58
- 5 黄漪平主编. 太湖水环境及其污染控制. 北京:科学出版社,2001:101-104,147-160,162-169,210-211
- 6 范成新,刘元波,陈荷生. 太湖底泥蓄积量估算及分布特征探讨. 上海环境科学,2000,19(2):72-75
- 7 孙顺才,黄漪平主编. 太湖. 北京:海洋出版社,1993: 121-123
- 8 Billen G. A budget of nitrogen recycling in North Sea sediments off the Belgian coast. *Estuar Coast Mar Sci*, 1978, 7:127-146
- 9 细见正明,须藤隆一. 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について,国立公害研究所研究报告,51号. 1984,(R-51-84):191-217
- 10 范成新,张路,杨龙元等. 湖泊沉积物氮磷内源负荷模拟. 海洋与湖沼,2002,33(4):27-35
- 11 金相灿,屠清瑛主编. 湖泊富营养化调查规范. 北京:中国环境科学出版社,1992
- 12 Bolalek J and Graca B. Ammonia nitrogen at the water-sediment interface of Puck Bay(Baltic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1996,43:767-779

① 南京环境科学研究所,太湖地区污染负荷分析(研究报告),1994年

- 13 Lujin F, Boers P C M, Lijklema L. Nitrogen fluxes and processes in sandy and muddy sediments from a shallow eutrophic lake. *Water Res*, 1999, **33**:33-42
- 14 Vidal M, Morgui J A, Latasa M J. Factors controlling spatial variability in ammonium release within an estuarine bay, *Hydrobiologia*, 1992, **235/236**: 519-525
- 15 Song J, Luo Y, Zhao Q. Novel use of soil moisture samples for studies on anaerobic ammonium fluxes across lake sediment-water interfaces. *Chemosphere*, 2003, **50**:711-715
- 16 Gouze P and Ribstein A C. Chemical reactions and porosity changes during sedimentary diagenesis. *Appl Geochemistry*, 2002, **17**:39-47
- 17 太湖环境质量调查研究组. 太湖环境质量调查研究. 上海师范学院学报(环境保护专辑), 1983:21

## Migration Mechanism of Biogenic Elements and Their Quantification on the Sediment-water Interface of Lake Taihu: I. Spatial Variation of the Ammonium Release Rates and Its Source and Sink Fluxes

FAN Chengxin<sup>1</sup>, ZHANG Lu<sup>1,2</sup>, QIN Boqiang<sup>1</sup>, HU Weiping<sup>1</sup>, GAO Guang<sup>1</sup> & WANG Jianjun<sup>1,2</sup>

(1: Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China ;

2: Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, P.R.China )

### Abstract

The ammonium release of core samplers in Lake Taihu were simulated at different temperatures. The results showed that the area-weighted nitrogen exchange rates in the conditions of 5°C, 15°C, and 25°C are  $-16.0 \pm 17.6 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,  $12.6 \pm 6.9 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , and  $34.1 \pm 20.8 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , respectively. But the ammonium fluxes were quite different among the sediments from different lake areas. In respect of the waters that were greatly influenced by external pollution source, there was a positive correlation between the ammonium exchange amount and temperature. In the areas where there are more algal gathering and macrophyte growth, the annual release fluxes of nitrogen were usually greater because of being impacted with deposition of biological detritus on the surficial sediment. The ammonium exchange amount, on the whole lake, was estimated to be about  $9960.3 \pm 4960.0 \text{ t/a}$ , of which the sinking flux was about  $-911 \pm 637.9 \text{ t/a}$ . There appeared source-sink transition at least once in most of the sediment areas.

**Keywords:** Sediment-water interface; nitrogen; release; flux; source-sink transition; Lake Taihu