

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2018.04.15

湖泊水体营养状态对沉积物好氧氨氧化菌 异质性的影响

孙 旭^{1,2,3}, 胡志新⁴, 杨柳燕^{1,2}

(1. 南京大学环境学院, 江苏 南京 210023; 2. 污染控制与资源化国家重点实验室, 江苏 南京 210023;
3. 环境保护部南京环境科学研究所, 江苏 南京 210042; 4. 南京工程学院环境工程学院, 江苏 南京 211167)

摘要:采用荧光定量 PCR(real-time fluorescence quantitative polymerase chain reaction)和末端限制性片段长度多态性(terminal restriction fragment length polymorphism, T-RFLP)方法,对江苏7个湖泊沉积物中好氧氨氧化微生物进行分析,研究湖泊水体营养状态对沉积物好氧氨氧化微生物空间异质性的影响。综合营养指数分析结果表明,23个采样点中,61%的湖区为中营养状态,39%的湖区为轻度富营养状态。荧光定量 PCR 分析结果显示,每克底泥中氨氧化古菌(ammonia-oxidizing archaea, AOA)和氨氧化细菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB) *amoA* 基因拷贝数虽然分别从中营养湖泊的 3.91×10^6 和 3.82×10^6 上升到轻度富营养湖泊的 1.30×10^7 和 6.07×10^6 ,但湖泊水体营养状态并未显著影响沉积物 AOA 和 AOB 的丰度。T-RFLP 分析结果表明,湖泊水体营养状态对 AOA 和 AOB 的优势种属及群落多样性也未产生显著影响。典范对应分析结果表明,湖泊水体营养盐浓度能解释 AOA 的群落结构差异的 56.3%,而仅能解释 27.2% 的 AOB 的群落结构差异, TN 和 NO_3^- -N 浓度是影响沉积物 AOA 分布异质性的主要环境因子,湖泊水体营养盐浓度比综合营养状态指数更能影响 AOA 和 AOB 的群落结构组成。

关键词:营养状态;氨氧化细菌;氨氧化古菌;T-RFLP;异质性

中图分类号:X171 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2018)04-0086-07

Effect of lake trophic state on heterogeneity of aerobic ammonia-oxidizing archaea and bacteria in sediments

SUN Xu^{1,2,3}, HU Zhixin⁴, YANG Liuyan^{1,2}

(1. School of the Environment, Nanjing University, Nanjing 210023, China;
2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Nanjing 210023, China;
3. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China;
4. School of the Environmental Engineering, Nanjing Institute of Technology, Nanjing 211167, China)

Abstract: The aerobic ammonia-oxidized microorganisms in seven lake sediments in Jiangsu Province were analyzed to study effects of trophic state of lake water on spatial heterogeneity of aerobic ammonia-oxidized microorganisms in sediments by the methods of real-time fluorescence quantitative polymerase chain reaction (PCR) and T-RFLP (terminal restriction fragment length polymorphism). The analysis results of comprehensive nutritional index show that among the 23 sampling points, 61 percent of the lake area was in the state of moderate nutrition, and 39 percent of the lake area was in the state of light nutrition. The fluorescence quantitative PCR analysis results showed

基金项目:中国博士后面上基金(2016M591762);水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07204)。

作者简介:孙旭(1986—),男,助理研究员,博士,主要从事湖泊富营养化机制研究。E-mail:sunxu98418@163.com

通信作者:杨柳燕,教授。E-mail:yangly@nju.edu.cn

that from mesotrophic to eutrophic state lakes, archaeal amoA gene increased from 3.91×10^6 to 1.30×10^7 copies per gram dry sediment, while bacterial amoA gene increased from 3.82×10^6 to 6.07×10^6 copies percent gram dry sediment. But the trophic state of lake did not have significant impact on the abundance of AOA and AOB. It was clearly indicated by T-RFLP analysis that the trophic state of lake did not affect the advantage species and diversity of AOA and AOB. The CCA analysis result showed that the nutrient concentration of lake water could explain 56.3% differences of AOA community structure, while 27.2% for AOB; the concentration of total nitrogen and nitrate are the main environmental factors influencing the distribution heterogeneity of AOA in sediments; the community structure of AOA and AOB is more influenced by nutrient concentration in lake water than by comprehensive trophic state index.

Key words: trophic state; ammonia-oxidizing archaea; ammonia-oxidizing bacteria; T-RFLP; heterogeneity

与反硝化耦合的硝化作用在湖泊氮循环中起着重要作用。氨氧化过程是硝化过程的限速步骤,氨氧化细菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)是氨氧化过程的驱动者,但是随着对氨单加氧酶 α 亚基基因作为分子生物标记物研究的深入,发现在好氧氨氧化过程中还存在另一类原核微生物——氨氧化古菌(ammonia-oxidizing archaea, AOA)^[1-2]。研究表明,在土壤、河口、海洋、淡水沉积物中均发现AOA的踪迹,且数量远超过AOB。在寡营养和极端环境中,AOA是好氧氨氧化过程的主要驱动者^[3-4]。

AOA和AOB在不同生境的分化除了自身进化的差异外,环境因子如氨浓度、DO、pH等也是其分布的主要调控因素^[5-7],另外,湖泊水体的营养状况也是影响沉积物氨氧化微生物分布和功能的一个潜在因素。研究表明,随着湖泊富营养化程度的加重,沉积物中AOA和AOB的多样性增加,且富营养状态湖泊沉积物中AOB的丰度和多样性都远远高于贫营养状态湖泊^[8-11],但是也有研究表明,不同湖区沉积物中氨氧化微生物的丰度和多样性与湖泊营养状态无关^[12-13]。本课题组前期研究发现,不同生态类型湖泊沉积物中AOA和AOB群落组成并无显著差异,而沉积物中有机质含量是影响AOA和AOB异质性分布的主要因子^[14-15],湖泊生态类型与富营养化程度有时会在不一致的现象,因此湖泊富营养化状态与湖泊沉积物好氧氨氧化菌组成的关系还存在争议^[12,16]。鉴于湖泊生态系统的复杂性以及营养状态划定的差异,有必要对不同营养状况下好氧氨氧化菌的异质性进行深入研究。

本研究以江苏省7个湖泊为研究对象,利用分子生物学的方法,对不同营养状态湖泊沉积物中氨氧化菌的群落结构进行分析,目的在于了解不同营养状况下湖泊沉积物氨氧化菌的群落特征,同时探索其潜在的调控因子,为富营养化湖泊氮素控制提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

以江苏省洪泽湖(HZ)、白马湖(BM)、高邮湖(GY)、玄武湖(XW)、石臼湖(SJ)、固城湖(GC)和太湖(T)7个湖泊为研究对象,具体采样点位置见图1。于2012年4月,用采水器采集距水面0.5 m处的上覆水,低温保存在1 L的聚乙烯瓶内,带回实验室立即测定叶绿素a(Chl-a)及其他常规理化指标。采用彼得森采集器采集湖泊沉积物样品,取表层5 cm样品混匀后放入无菌的聚乙烯自封袋,低温保存运回实验室,保存在-80℃低温冰箱中备用。

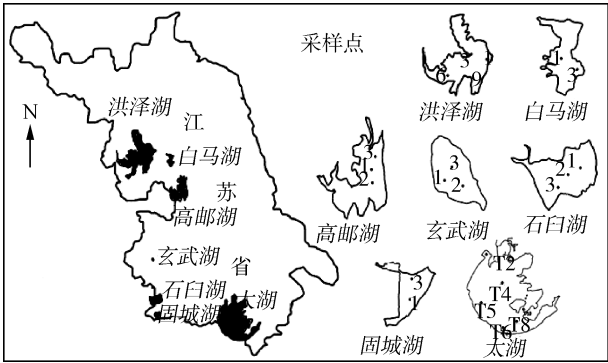


图1 湖泊采样点位置

1.2 水质常规理化指标分析

采用YSI 6200现场测定水体常规指标如水温(T)、电导率(EC)、氧化还原电位(Eh)、盐度(Sal)、pH、浊度(Tur)及DO,采用水深计和赛式盘现场测定水深和透明度。Chl-a采用热乙醇测定^[17],水样过0.45 μm 的滤膜后测定样品中TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、TP、可溶性总磷(DIP)、可溶性有机碳(DOC)和 COD_{Mn} 的质量浓度(参考文献^[18])。

1.3 沉积物AOA和AOB丰度及群落结构分析

按照土壤DNA试剂盒(MoBio Laboratories,

Carlsbad, USA) 的操作说明提取沉积物基因组 DNA,用 50 μL 无菌水洗脱后,用 0.8% 琼脂糖凝胶电泳验证及 230、260、280 nm 吸光值测定检验提取效率和纯度,用 NanoDrop[®] 2000 分光光度计 (NanoDrop Technologies Inc, Wilmington, DE) 测定待测 DNA 样品的浓度。采用引物 AF/AR 和 1F/2R 分别扩增 AOA 和 AOB 的 *amoA* 基因,其拷贝数采用荧光定量 PCR 方法 (Bio-Rad CFX96 real-time System) 进行分析,使用一系列 10 倍稀释的质粒制备标准曲线,AOA 的 *amoA* 基因拷贝数从 $1.0 \times 10^1 \mu\text{L}^{-1}$ 到 $1.0 \times 10^6 \mu\text{L}^{-1}$,扩增效率为 91.8% ($R^2 = 1.00$);AOB 的 *amoA* 基因拷贝数在 $1.0 \times 10^2 \mu\text{L}^{-1}$ 到 $1.0 \times 10^7 \mu\text{L}^{-1}$ 之间,扩增效率为 90.2% ($R^2 = 0.99$)。Ct 值 (threshold cycle) 和数据分析通过 iCycler software (version 1.0.1384.0 CR) 完成^[19]。采用 CEQ 8000 Genetic Analyzer (Beckman CEQ8000) 遗传分析仪分别用限制性内切酶 MspI 和 Hpy8I 对 AOB 和 AOA 的 *amoA* 基因进行限制性片段长度多态性 (terminal restriction fragment length polymorphism, T-RFLP) 分析^[15]。

1.4 数据分析

湖泊营养状态采用综合营养状态指数 (trophic status index, ITSI) 法进行评价,评价指标参数包括 Chl-a、TN、TP、COD_{Mn} 和透明度共 5 项^[20]。

以 T-RFLP 图谱中每一个限制性片段 (T-RF) 为一个可操作分类单元 (operational taxonomic unit, OTU), OTU 丰度按照 Saikaly 的方法计算,即以相对峰高值 (每个 T-RF 的峰高除以累计峰高值,舍去小于 2% 的值) 作为 OTU 丰度,峰高值低于 200 荧光单位的峰不予考虑。根据图谱中 OTU 的数目及其丰度用 BIODAP 程序进行 Shannon-Wiener 多样性指数计算。

采用 SPSS 18.0 软件进行数据方差和相关性分析,采用 Canoco 4.5 软件分析 AOA 和 AOB 的 T-RFLP 指纹图谱,确定其群落结构,所有的环境因子和每个 T-RF 的相对峰值都进行 $\lg(x + 1)$ 转化,分别构成环境矩阵和物种矩阵,进行典范对应分析 (canonical correspondence analysis, CCA)。

2 结果与分析

2.1 湖泊富营养化状态

如图 2 所示,根据水体综合营养状态指数 I_{TSI} ,7 个湖泊共计 23 个研究湖区的营养状态可分为两个等级,14 个湖区处于中营养状态 ($30 < I_{TSI} < 50$),9 个湖区处于轻度富营养状态 ($50 < I_{TSI} < 60$),分别占研究区域总数的 61% 和 39%。

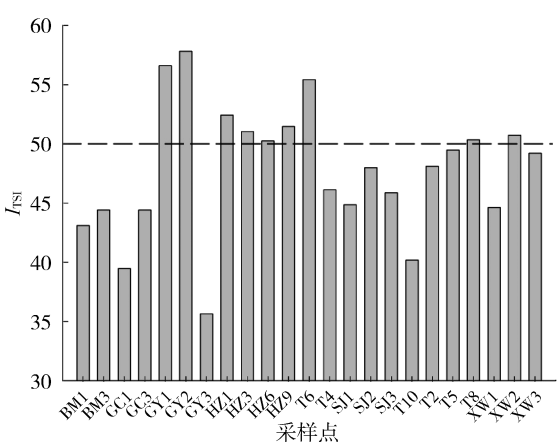


图 2 不同湖泊不同湖区水体综合营养状态指数

2.2 湖泊水体营养状态对沉积物好氧氨氧化菌丰度的影响

采用荧光定量 PCR 方法分析湖泊沉积物 AOA 和 AOB 的丰度,结果见图 3。随着湖泊营养状态的提升,沉积物 AOA 和 AOB 的丰度也有所增加,每克底泥 AOA 的 *amoA* 基因拷贝数从中营养状态的 3.91×10^6 增加到轻度富营养状态的 1.30×10^7 ($P = 0.06$, T-test), AOB 的 *amoA* 基因拷贝数从 3.82×10^6 增加到 6.07×10^6 ($P = 0.372$, T-test)。同一营养化状态的湖泊沉积物 AOA 的丰度高于 AOB 的丰度,但二者之间并无显著差异。

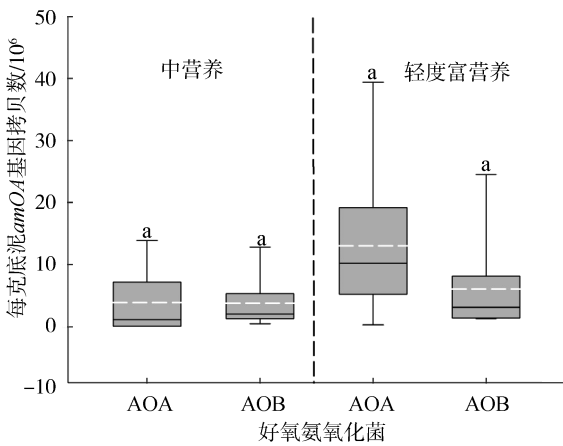


图 3 不同营养状态湖区 AOA 和 AOB 丰度箱线图 (相同字母表示 $P > 0.05$)

2.3 湖泊水体营养状态对沉积物好氧氨氧化菌群落组成的影响

如图 4 所示,湖泊水体营养状态对 AOA 和 AOB 的优势种属并未产生影响。用限制性内切酶 Msp I 酶切得到 AOA 6 个主要片段 T-RF56、T-RF74、T-RF90、T-RF94、T-RF99、T-RF434,优势片段 T-RF 56 和 T-RF 74 在中营养和轻度富营养湖泊沉积物均有检出;而片段 T-RF90、T-RF94 和 T-RF99 主要出现在中营养湖泊沉积物中,T-RF434 出现在轻度富营养湖泊沉积物中。用限制性内切酶 Hpy8 I 酶切得

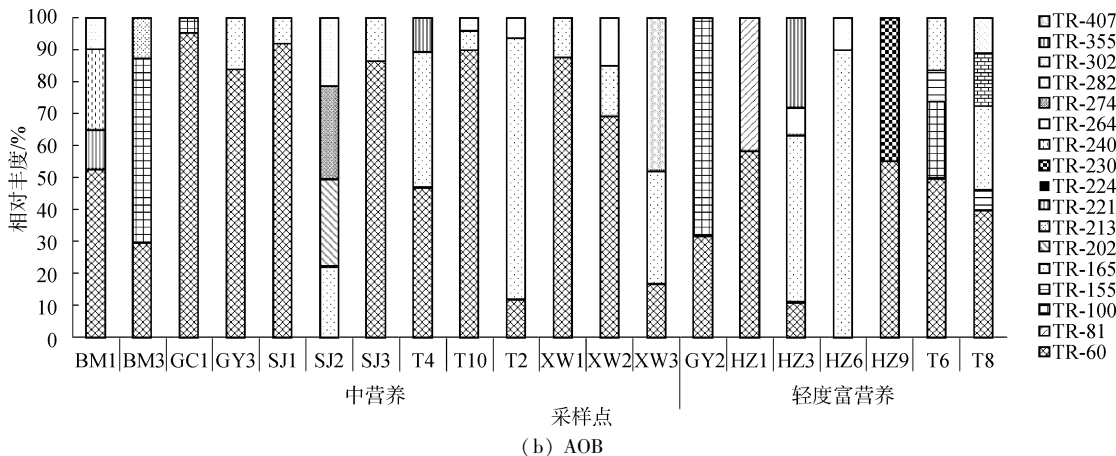
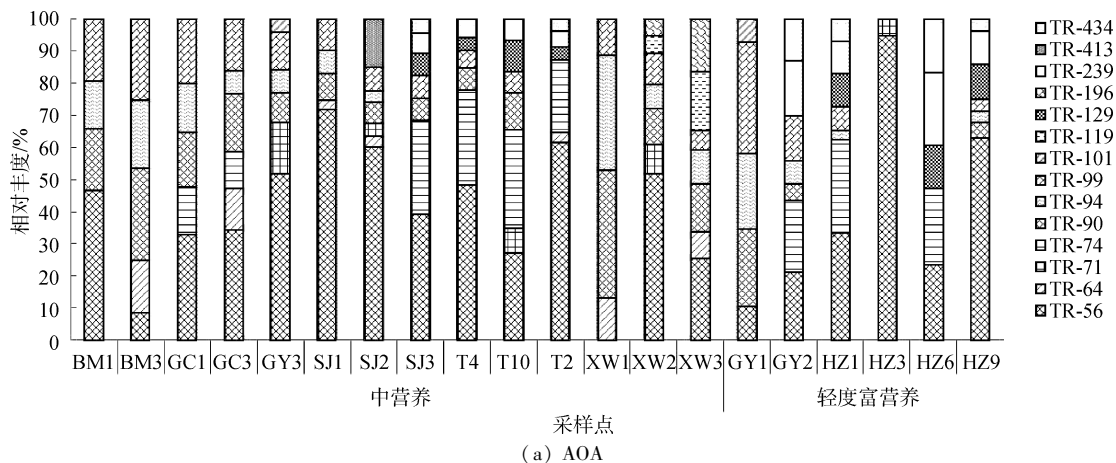


图 4 湖泊沉积物中 AOA 和 AOB *amoA* 基因的 T-RFLP 指纹图谱

到 AOB 2 个较高相对丰度的片段 (T-RF60 和 T-RF155), 其在不同营养状态湖泊沉积物均有检出; 其他片段仅出现在 1~3 个湖区。

不同湖泊湖区沉积物中 AOA 和 AOB 群落多样性变化情况见图 5。从图 5 可以看出, AOA 群落 Shannon-Wiener 指数从中营养化湖泊的 1.57 下降到轻度富营养湖泊的 1.39, AOB 群落 Shannon-Wiener 指数从 0.28 上升到 0.32, 但是, 湖泊水体营养状态对沉积物好氧氨氧化微生物群落多样性影响无显著性差异, 然而在同一营养状态下, 沉积物中 AOA 群落的多样性显著高于 AOB 群落。

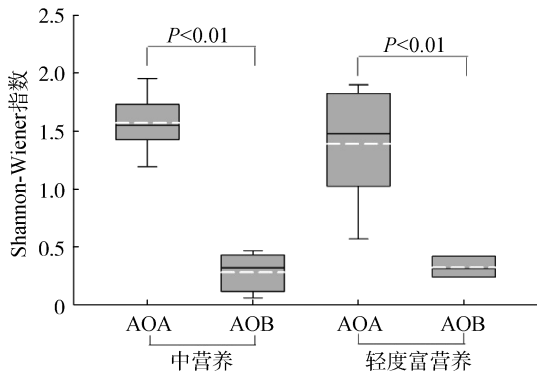


图 5 不同营养状态湖区沉积物 AOA 和 AOB 群落 Shannon-Wiener 指数箱线图

2.4 上覆水理化性质对沉积物氨氧化菌群落结构的影响

湖泊沉积物中氨氧化菌群落结构与上覆水营养盐浓度密切相关 (表 1), AOA 多样性与上覆水中 TN、 NO_3^- -N 呈显著负相关, 而丰度与之呈极显著正相关, 表明在氮负荷较高的浅水湖泊中, 沉积物 AOA 多样性会降低而丰度会增加, AOA 多样性和丰度与水深均有显著的正相关性, 这与湖泊水体中 DO 垂直分布有关。AOB 丰度和多样性与湖泊水体营养盐浓度无显著相关性, 表明上覆水营养盐浓度

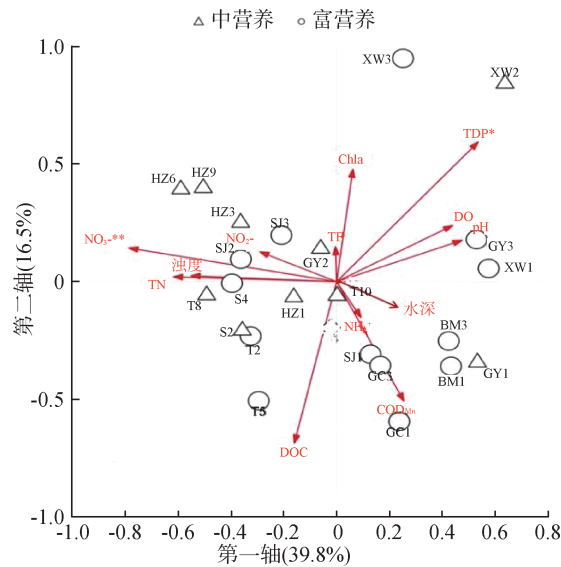
表 1 AOA 和 AOB 丰度和多样性与上覆水水质的

指标	相关性分析结果			
	相关系数			
	AOA 多样性	AOB 多样性	AOA 丰度	AOB 丰度
pH	0.220	-0.210	0.320	0.940
DO	0.270	-0.220	0.140	0.970
水深	0.412 *	0.005	0.446 **	0.098
Chl-a	0.240	0.070	0.680	0.800
TN	-0.420 *	-0.050	0.680 **	0.220
NH_4^+ -N	0.110	-0.030	-0.095	0.350
NO_3^- -N	-0.450 *	-0.060	0.680 **	0.380
NO_2^- -N	-0.080	-0.010	0.160	0.570
COD_{Mn}	0.080	0.090	-0.213	0.078

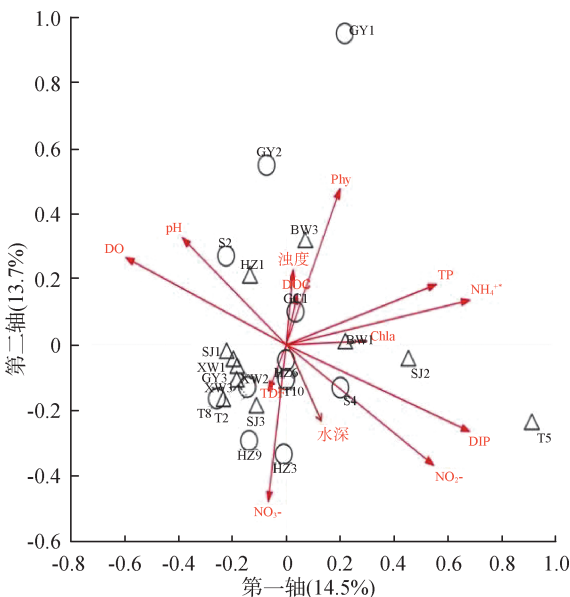
注: * 表示 $P < 0.05$; ** 表示 $P < 0.01$ 。

可能不是影响沉积物 AOB 分布的主要因子。

湖泊沉积物氨氧化菌与上覆水理化性质的 CCA 分析结果见图 6。同一营养状态湖泊沉积物 AOA 群落的二维投影较为分散,表明湖泊营养状态不是影响沉积物 AOA 群落结构差异的主要因素。然而上覆水中部分因子在一定程度上解释了 AOA 群落结构的变异,第一轴解释 39.8% 的物种信息,前两轴共解释 56.3% 的物种差异,湖泊水体中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ($P < 0.001$)、 TP ($P < 0.05$) 浓度显著影响沉积物 AOA 的群落结构。湖泊营养状态对 AOB 群落结构影响不显著,第一轴解释 AOB 群落信息的 14.5%,两轴合并解释 28.2% 的物种信息,表明湖泊水体营养盐浓度不是影响 AOB 群落结构的主要因子。



(a) AOA



(b) AOB

图 6 湖泊上覆水理化性质与沉积物氨氧化菌的 CCA 分析

3 讨论

一直以来认为好氧氨氧化过程是由 AOB 驱动的,直到氨单加氧酶 (ammonia monooxygenase, AMO) 基因作为生物标志物应用于氨氧化过程研究,才改变了人们对氨氧化过程的认识^[21]。2005 年从黄石国家公园水族馆里分离得到第一株氨氧化古菌 *Nitrosopumilus maritimus* SCM1 后,10 多年来从土壤和嗜热的环境中分离到多株 AOA,扩大了人们对 AOA 生理特性的认识^[22]。研究表明, AOA 的 *amoA* 基因广泛存在于环境中,淡水沉积物是 AOA 储存库之一,其数量为 AOB 的 3 ~ 153 倍^[23-24]。这类好氧原核微生物在不同营养状态湖泊中的空间分布还不清楚。湖泊营养状态指数是一个综合的指标,是否对湖泊沉积物中 AOA 和 AOB 群落结构产生影响有待深入研究。一些学者认为湖泊水体营养状态在沉积物 AOA 和 AOB 的分化中不起主导作用^[12-13,20],但是也有研究表明,湖泊水体营养状态能影响 AOA 或 AOB 的群落结构和多样性^[8-9, 11, 13, 16]。本研究发现湖泊水体营养状态差异对沉积物 AOA 和 AOB 的丰度无显著影响,同时对 AOA 和 AOB 的优势种属及群落多样性也未产生显著影响。造成这种现象的原因,一方面是同一营养状态下湖泊存在不同的生态类型,即综合营养状态指数相同,但是其营养盐浓度之间还会存在差异^[12,16];另一方面是沉积物的营养物质含量与水体的营养状态会存在不一致现象^[16,25],如在富营养化较为严重的太湖西部沉积物中有机质含量低于富营养化程度较轻的太湖东部。通常沉积物有机质含量是导致 AOA 异质性分布的一个关键因子, AOA 更适合在有机质低的环境中生存^[12]。而 AOB 的丰度和多样性受湖泊水体营养状态的影响较小,可能是由不同营养状态湖泊沉积物 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 DO 、 pH 等指标差异较小引起的^[5,9,12,16]。

虽然湖泊上覆水营养状态并没有影响沉积物中 AOA 和 AOB 的群落组成及多样性,但湖泊水体营养盐浓度在一定程度上影响沉积物中 AOA 群落结构。通过 Pearson 相关性分析,发现湖泊水体 TN 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度与 AOA 多样性呈显著负相关,能够解释其 15% 的群落结构差异,而与 AOA 丰度呈极显著正相关,表明上覆水 TN 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度是影响沉积物 AOA 群落结构和多样性的主要环境因子之一。Hou 等^[11]研究发现太湖和巢湖水体氮负荷增加会降低 AOA 多样性,Alves 等^[26]研究发现北极土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 pH 、湿度是影响 AOA 群落结构变化的主要因素。湖泊沉积物中 AOB 的多样性与上覆水营养

盐浓度没有显著相关性,典范对应分析显示湖泊上覆水理化性质对 AOB 群落结构的影响较小,表明上覆水营养盐浓度并不是影响 AOB 群落结构的关键环境因子^[27-28]。湖泊沉积物特性通常是影响沉积物中氨氧化微生物异质性的直接因子^[19,29],淡水湖泊上覆水与沉积物虽然存在物质交换过程^[30],但是上覆水对沉积物中 AOA 和 AOB 的影响是一个间接的过程,因此,上覆水对沉积物 AOA 和 AOB 群落结构组成和多样性的影响弱于沉积物的直接影响。

4 结 论

同一营养状态的湖泊沉积物 AOA 和 AOB 的丰度无显著差异,表明湖泊上覆水营养状态对沉积物中 AOA 和 AOB 的优势种属及群落多样性并未产生显著影响。上覆水中 TN、NO₃⁻-N 浓度是影响沉积物 AOA 群落结构的主要环境因子,AOB 群落结构受湖泊水体营养盐浓度的影响较小,湖泊水体 TN、NO₃⁻-N 浓度比综合营养状态指数更能影响沉积物中 AOA 和 AOB 的群落结构。

参考文献:

[1] HERRMANN M, SCHEIBE A, AVRAHAMI S, et al. Ammonium availability affects the ratio of ammonia-oxidizing bacteria to ammonia-oxidizing archaea in simulated creek ecosystems [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2011, 77 (5) : 1896-1899.

[2] LIMPIYAKORN T, FURHACKER M, HABERL R, et al. *amoA*-encoding archaea in wastewater treatment plants: a review [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, 97 (4) : 1425-1439.

[3] CAO H L, LI M, HONG Y G, et al. Diversity and abundance of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in polluted mangrove sediment [J]. Systematic and Applied Microbiology, 2011, 34 (7) : 513-523.

[4] CEBRON A, BERTHE T, GARNIER J. Nitrification and nitrifying bacteria in the lower Seine River and estuary (France) [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2003, 69 (12) : 7091-7100.

[5] WESSEN E, SODERSTROM M, STENBERG M, et al. Spatial distribution of ammonia-oxidizing bacteria and archaea across a 44-hectare farm related to ecosystem functioning [J]. International Society for Microbial Ecology, 2011, 5 (7) : 1213-1225.

[6] SZUKICS U, HACKL E, ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S, et al. Rapid and dissimilar response of ammonia oxidizing archaea and bacteria to nitrogen and water amendment in two temperate forest soils [J].

Microbiological Research, 2012, 167 (2) : 103-109.

[7] REED D W, SMITH J M, FRANCIS C A, et al. Responses of ammonia-oxidizing bacterial and archaeal populations to organic nitrogen amendments in low-nutrient groundwater [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2010, 76 (8) : 2517-2523.

[8] CHEN G Y, QIU S L, ZHOU Y Y. Diversity and abundance of ammonia-oxidizing bacteria in eutrophic and oligotrophic basins of a shallow Chinese lake (Lake Donghu) [J]. Research in Microbiology, 2009, 160 : 173-178.

[9] HERRMANN M, SAUNDERS A M, SCHRAMM A. Effect of lake trophic status and rooted macrophytes on community composition and abundance of ammonia-oxidizing prokaryotes in freshwater sediments [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2009, 75 (10) : 3127-3136.

[10] HUGONI M, ETIEN S, BOURGES A, et al. Dynamics of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in contrasted freshwater ecosystems [J]. Research in Microbiology, 2013, 164 (4) : 1-11.

[11] HOU J, SONG C L, CAO X Y, et al. Shifts between ammonia-oxidizing bacteria and archaea in relation to nitrification potential across trophic gradients in two large Chinese lakes (Lake Taihu and Lake Chaohu) [J]. Water Research, 2013, 47 (7) : 2285-2296.

[12] WU Y C, XIANF Y, WANG J J, et al. Heterogeneity of archaeal and bacterial ammonia-oxidizing communities in Lake Taihu, China [J]. Environmental Microbiology Reports, 2010, 2 (4) : 569-576.

[13] AUGUET J C, CASAMAYOR E O. Partitioning of thaumarchaeota populations along environmental gradients in high mountain lakes [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2013, 84 (1) : 154-164.

[14] 杨柳燕,王楚楚,孙旭,等.淡水湖泊微生物硝化反硝化过程与影响因素研究 [J]. 水资源保护, 2016, 32 (1) : 12-22. (YANG Liuyan, WANG Chuchu, SUN Xu, et al. Study on microbial nitrification and denitrification processes and influence factors in freshwater lakes [J]. Water Resources Protection, 2016, 32 (1) : 12-22. (in Chinese))

[15] SUN X, WANG A L, YANG L Y, et al. Spatial distribution of ammonia-oxidizing archaea and bacteria across eight freshwater lakes in sediments from Jiangsu of China [J]. Journal of limnology, 2014, 173 (2) : 312-324.

[16] DAI J Y, GAO G, CHEN D, et al. Effects of trophic status and temperature on communities of sedimentary ammonia oxidizers in Lake Taihu [J]. Geomicrobiology Journal, 2013, 30 (10) : 886-896.

- [17] 徐彩平,刘霞,陈宇炜. 浮游植物叶绿素 a 浓度测定方法的比较研究[J]. 生态与农村环境学报,2013,29(4):438-442. (XU Caiping, LIU Xia, CHEN Yuwei. Comparison of methods for determination of phytoplankton chlorophyll-a [J]. Journal of Ecology and Rural Environment,2013,29(4):438-442. (in Chinese))
- [18] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京:中国环境科学出版社,2002.
- [19] WU Y C, KE X B, HERNANDEZ M, et al. Autotrophic growth of bacterial and archaeal ammonia oxidizers in freshwater sediment microcosms incubated at different temperatures [J]. Applied and Environmental Microbiology,2013,79(9):3076-3084.
- [20] 王明翠,刘雪芹,张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. 中国环境监测,2002,18(5):47-49. (WANG Mingcui, LIU Xueqin, ZHANG Jianhui. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication [J]. Environmental Monitoring in China,2002,18(5):47-49. (in Chinese))
- [21] 张丽梅,贺纪正. 一个新的古菌类群: 奇古菌门 (*Thaumarchaeota*) [J]. 微生物学报,2012,54(2):411-421. (ZHANG Limei, HE Jizheng. A novel archaeal phylum: *thaumarchaeota* [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2012,54(2):411-421. (in Chinese))
- [22] KONNEKE M, BERNHARD A E, DE LA TORRE J R, et al. Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon [J]. Nature,2005,437(7058):543-546.
- [23] ISOBE K, KOBAYASHI K, SUWA Y, et al. High abundance of ammonia-oxidizing archaea in acidified subtropical forest soils in southern China after long-term N deposition [J]. FEMS Microbiology Ecology,2012,80(1):193-203.
- [24] ERGUDER T H, BOON N, WITTEBOLLE L, et al. Environmental factors shaping the ecological niches of ammonia-oxidizing archaea [J]. FEMS Microbiology Review,2009,33(5):855-869.
- [25] 吴俊锋,谢飞,陈丽娜,等. 太湖重污染湖区底泥沉积物特性[J]. 水资源保护,2011,27(4):74-78. (WU Junfeng, XIE Fei, CHEN Lina, et al. Characteristics of bottom sediment in heavily polluted area of Taihu Lake [J]. Water Resources Protection,2011,27(4):74-78. (in Chinese))
- [26] ALVES R J, WANEK W, ZAPPE A, et al. Nitrification rates in arctic soils are associated with functionally distinct populations of ammonia-oxidizing archaea [J]. International Society for Microbial Ecology,2013,7(8):1620-1631.
- [27] FRENCH E, KOZLOWSKI J A, MUKHERJEE M, et al. Ecophysiological characterization of ammonia-oxidizing archaea and bacteria from freshwater [J]. Applied and Environmental Microbiology,2012,78(16):5773-5780.
- [28] HUANG L Q, DONG H L, WANG S, et al. Diversity and abundance of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in diverse Chinese paddy soils [J]. Geomicrobiology Journal, 2014,31(1):12-22.
- [29] JIN T, ZHANG T, YE L, et al. Diversity and quantity of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in sediment of the Pearl River Estuary, China [J]. Applied Microbiology and Biotechnology,2011,90(3):1137-1145.
- [30] 乌云. 乌梁素海上覆水体与表层沉积物污染特征及其污染物迁移转换规律研究[D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学,2011.

(收稿日期:2017-08-18 编辑:彭桃英)

(上接第 85 页)

- [22] 匡武名,张萌,张金美,等. 鄱阳湖外围湖泊水体营养波动周年特征的比较湖沼学研究[J]. 湖泊科学,2016,28(6):1293-1305. (KUANG Wuming, ZHANG Meng, ZHANG Jinmei, et al. Comparative limnological study on annual dynamic pattern of nutrients in water column of three suburb lakes adjacent to Lake Poyang [J]. Journal of Lake Sciences,2016,28(6):1293-1305. (in Chinese))
- [23] 王寿兵,屈云芳,徐紫然. 基于生物操纵的富营养化湖库蓝藻控制实践[J]. 水资源保护,2016,32(5):1-4. (WANG Shoubing, QU Yunfang, XU Ziran. Algal bloom control in eutrophic lakes and reservoirs based on biomanipulation [J]. Water Resources Protection,2016,32(5):1-4. (in Chinese))
- [24] 彭近新,陈慧君. 水质富营养化与防治[M]. 北京:中国环境科学出版社,1988:15-47.
- [25] 许士国,汪天祥. 水库内源污染蓄积过程及影响研究综述[J]. 水利水电科技进展,2015,35(5):162-167. (XU Shiguo, WANG Tianxiang. Review of research on accumulation process and effect of internal pollution of reservoir [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources,2015,35(5):162-167. (in Chinese))
- [26] 张佳磊,郑丙辉,刘录三,等. 三峡库区大宁河库湾水体混合过程中的营养盐行为[J]. 水利水电科技进展,2013,33(6):66-70. (ZHANG Jialei, ZHENG Binghui, LIU Lusan, et al. Behaviors of nutritive salt during water body mixing process in Daning Bay of Three Gorges Reservoir [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources,2013,33(6):66-70. (in Chinese))

(收稿日期:2017-09-17 编辑:彭桃英)

中国水利学会疏浚与泥处理利用 专委会综合讨论摘登

2017 年 11 月 25 日,中国水利学会疏浚与泥处理利用专委会在河海大学朱伟教授的主持下展开了一场关于疏浚和泥处理的讨论。参加讨论的专家有:高斌友(安徽省合肥市政府副秘书长、环巢湖生态示范区建设领导小组办公室)、方红卫(清华大学 教授)、范成新(中科院南京地理与湖泊研究所 教授)、尹洪斌(中科院南京地理与湖泊研究所 副研究员)、李凌(河海大学 教授)、程南宁(上海勘测设计研究院 高级工程师)、吴华财(中水珠江规划勘测设计有限公司 高级工程师)、罗显文(浙江省疏浚工程有限公司 项目经理/高级工程师)、丁海兵(青岛浩澳环保科技有限公司 教授)、陈益人(三川德青科技有限公司 总工程师)、戴力彝(无锡聚慧科技有限公司 高级工程师)、李咏红(东方园林水生态所 所长),等。讨论主要以巢湖、太湖以及海口河道治理,以及有关企业做法为例,围绕如何尽可能减少清淤的量,淤泥的处理流程、技术和工艺,淤泥的出路等几个方面来进行。

1 减少清淤的量——以巢湖、太湖以及海口河道治理为例

a. 巢湖治理。巢湖治理从 2012 年 11 月份开始,到目前为止,一期和二期工程已经基本完工,三期和四期工程正在全面推进,五期和六期工程已经完成了可行性报告。巢湖的底泥处理目的,一方面是扩大河道的容量,提高河道流速,清淤之后主要找堆场堆放;另一方面是为了在巢湖岸边消落带筑坡,因为巢湖水位变化比较大,将底泥清淤然后在消落带筑坡,筑坡之后种植物,如芦苇、杨柳,以及引进的美国的杂交柳,把清淤后的底泥作为植物的营养质。但是巢湖大规模的底泥清淤还没有开始,因为暂时没有底泥处理标准,也要等待巢湖的湖盆测量结果,另外还要考虑很多因素,如与湿地的关系,包括施工过程中清淤深度的控制,施工机械的选择、施工后绩效评估等等。

b. 太湖清淤。太湖清淤从 2000 年开始,经过一期清淤,总共清淤大概 110 多 km^2 ,疏浚了 3 400 多万 m^3 的淤泥。关于淤泥该清与不该清的问题,太湖确实有不该清的地方,尤其是东太湖,打着清淤的旗帜挖泥,其实挖的是黄土,要用工程力学上性质比较好的土去做经济开发区的填土,甚至拿去卖。这个跟环保疏浚是两个完全不同的概念。从清淤的角度,主要还是清污染的区域,但实际上这很难评估,因为开始决定疏浚的时候是针对内源污染的,是为了控制富营养化,是针对氮和磷以及有机质,要先推荐疏浚区,然后规划治理区,再设一个保留区域和保护区。太湖推荐疏浚面积大概 100 多 km^2 。

上海勘测设计研究院负责的太湖清淤工程设计分 3 个阶段。首先是进行现状基础资料的调查分析,调查包括底泥颗粒特性、底泥分布与释放、水质、生态、入湖河流及外源污染控制情况等。这阶段的底泥调查是普查,太湖 2 338 km^2 底泥普查近岸平均是 5 km^2 一个点,湖心区是 20 km^2 一个点。第二步是开展疏浚分区研究,就是根据掌握的资料进行疏浚分区的划分,通过系统分析和 GIS 处理初步确定需要清淤的区域和需要保留和保护的区域。太湖清淤工程实施时,前期有一定的工作基础,如对整个太湖进行生态分区研究,基本上设计过程就是对其进行进一步复核。第三步是规模论证,主要解决平面清淤范围和垂向清淤深度两个方面的问题。对确定的需要清淤区域进行加密监测,并做进一步的详查。太湖清淤设计一般是 200 ~ 500 m 网格设 1 个点,做柱状样采样分析和释放试验,然后对分析的数据和确定的清淤范围控制指标体系进行判定,确定每个点代表的范围是否需要清淤。清淤范围确定后,再根据清淤范围内的柱状样的分析结果,与确定的深度指标进行对照,其中主要考虑拐点、浓度控制和释放等因素。

c. 海口河道清淤。海口河道清淤具体需要考虑的问题与湖泊还不太一样,因为河道有一个最基本的行洪功能要求,所以在确定清淤量,包括清多深和具体清淤范围的时候,主要从两个方面来考虑:一是要清除作为内污染源而存在的污染底泥,这是从河道水环境改善的角度来考虑;二是要保持河道行洪断面的要求,这是从河道需要具备的水利功能来考虑。这两个条件都要满足,海口清淤工程项目基本上都要清到行洪断面。

2 淤泥处理流程、技术与工艺

a. 流程。城市河道的污染最严重,因为在水沙循环的过程中加入了人类活动的影响。水库、湖泊和近海的海域也是泥沙聚集地。从演变趋势来分析,湖泊,水库总体上是处于淤积状态,尽管现在许多的水库已经不涉及淤积的安全问题,但是,床面是在抬升的。水库下游的河道,尤其是中小河道冲刷形成泥沙输移,对此,应该先

做比较分析,然后集中处理。首先要弄清楚泥的总量。不仅是淤积的总量,还有受污染的总量,待处理的泥沙可以通过两种途径处理:一种是原位处理,一种是疏浚后通过其他的办法进行消纳。首先要通过评估弄清哪些淤泥进行原位处理,哪些进行疏浚处理;然后就是工艺和手段的问题;最后还要做疏浚效果评估。

b. 技术与工艺。底泥覆盖是一个物理过程,目前主要采用活性材料来吸附底泥的氮磷、重金属、有机物。底泥覆盖的核心是吸附材料,要掌握吸附材料对底泥吸附的容量是多少,能够达到什么修复效果。还要了解底泥处理技术(包括底泥疏浚、底泥覆盖、底泥钝化)的适用性。底泥钝化首先要考虑水动力问题。在深水湖、水动力比较差的河道以及湖湾,可以尝试使用底泥钝化技术。

使用底泥原位处理技术后,底泥有机物被降解,泥的密度变大,颗粒变大,沉到底部。但是磷的循环是从磷灰石回到磷灰石,所以必须要能把磷沉淀到底泥下边。这就存在未来二次污染的风险问题。当河流的流速较快,如洪水时,这些污染物质就会出来。处理办法是,在底泥中放置吸附磷的载体。当载体吸附的磷达到饱和时,把载体挪到大池子里,把磷处理掉后,再把载体放回水中,继续用来除磷。针对河道污染底泥的特定目标污染物,选择原位投加,能够激活底泥微生物的生长基质,形成能有效降解底泥中目标污染物的微生物,达到原位处理污染底泥的目的。这种方法有别于投加微生物处理的方法,因为直接投加微生物可能会涉及菌体流失的问题。

c. 案例。浙江省疏浚工程有限公司目前主要采取绞吸式挖泥船进行清淤,大概 40% 的项目都是要对泥进行处理,大概 60% 的项目是将泥直接堆放。选择堆放是因为当地有很多矿坑可以利用。经过一两年的时间,最后的泥质量较高,因为排水条件比较好,而且泥固结的时候,上层还可以种地,从而增加耕地。另外的 20% 的泥主要是用作沿海区域的填海。占总量的 40% 的需要固化的或需要处理的淤泥中,大约 10% 的工程在疏浚的时候使用真空预压的方式,需要一定的面积去摊开淤泥进行处理。很多的淤泥处理采用了板框脱水,但是板框处理后的泥饼碱性太高,迫切需要化学调理剂,使出来的土非碱性。第二个方面就是固化处理,固化处理的土也是碱性的,所以对板框后的土和固化土的高碱性问题需要展开研究。

三川德青科技有限公司(以下简称三川德清)在城镇的排水管网污泥的处理和处置方面做了些工作。2017 年分别在第一批海绵城市建设试点城市的武汉市青山区和湖南省常德市各建成了一个城市排水管渠污泥处理示范站,正在河南省建设处理规模稍小的第 3 个示范站,目前已完成了一个城镇排水管渠污泥清淤相关的国家水专项产业化项目的中期检查。相对于城市的内河内湖,城镇排水管渠位置处于前端,也是污水处理厂的前端。“黑臭在水里,根源在岸上,关键是排口,核心在管网”,从本质上说明了控源截污的重要性。长期以来,管渠清淤的污泥快速处理和清淤后的通沟污泥如何处置是重要问题。三川德清在管渠、泵站清淤现场先做一个移动式的车载污泥处理设备,及时进行污泥脱水减量,然后对各处分散搜集的难以安全处理和处置的通沟污泥集中整合到一个终端的综合处理中心,通过湿法分类、分级,有机物与无机物的分离,固液分离,使固体物质形成可进一步资源化利用的产品原料,而碳源丰富的污水则进入污水处理厂。这样既保证了管渠、泵站等排水设施的日常性维保工作顺利进行,也解决了管渠污泥的最终去向问题。最后处理出来 5~6 种具备资源化利用条件产品。这 5~6 种产品里面,砂和卵石之类的无机物质的有机烧蚀率低于 3%~5%,三川德清就把它作为建筑工程原料或制成建材产品,将有机质较高、含水率低的泥饼做成园林绿化用土和土壤基质,对垃圾进行焚烧,实现了污泥的全量处理。从水下的清淤机器人开始,到高效的脱水减量设备、改性固化药剂等一些新材料,三川德青都做了从工艺、装备到材料的研究,希望结合相应的工程规划,能够就地、就近实现资源化利用,此外,还针对盾构废浆和建筑渣土的安全处理与资源化利用问题,在自有的专用装备基础上,做了延伸的工艺技术集成研究。从下水管网的清淤出来的泥,其性质介于河湖底泥和污水处理厂污泥之间,有机质含量非常高。对这些泥的处理,可通过湿法方式进行分离,或通过机械和物理的方式利用物料的重力差、密度差来分离,还可利用强力擦洗等一些专用装备来进行分离。

无锡聚慧科技有限公司在福州河道清淤处理中采用了离心脱水新技术。公司研发了一套移动式的清淤脱水再固化的集成设备,但福州项目的场地很狭小,而这套设备在使用的时候需要一定的场地条件,因为条件不足,现在使用过程中出现处理效率比带式压滤机和板框稍微高一点、但是能耗很大的问题,而且因为设备在设计的时候有一些不合理的地方,配套设备出现很多问题,导致整个系统停滞。问题主要是该技术需要一个调泥池,而当初设计的调泥池起不到调泥的作用,所以在现场还要在河套里面放一个很大的沉淀池。

3 淤泥的出路

关于泥的出路,专家们认为不外乎为资源化处置和利用,如作为道路填料、化为土等等。更重要的,专家认为,如果控制好外源污染的话,就不要把淤泥挖出来,也就不需要为淤泥找出路。

(河海大学朱伟教授 供稿)