

海洋中营养盐陆源补充及其对浮游藻群落结构的影响

冉祥滨^{1,2}, 臧家业^{1,2}, 韦钦胜^{1,2}, 庞雪辉³, 刘玮^{1,2},
刘芳明^{1,2}, 王以斌^{1,2}, 王宗兴^{1,2}

(1. 国家海洋局第一海洋研究所海洋生态研究中心 青岛 266061; 2. 海洋生态环境科学与工程国家海洋局重点实验室 青岛 266061;
3. 济南大学化学化工学院 济南 250022)

摘 要: 文章综述了国内外有关海洋中营养盐陆源补充机制及其对浮游藻群落结构影响的研究动态, 研究表明人类活动极大地改变了海洋营养盐的浓度和组成, 并导致近海浮游生态系统发生了一定的变化, 主要表现为: 海域富营养化加剧, 非硅藻类赤潮爆发次数明显增加。然而, 筑坝对海洋环境的影响研究仍存在许多问题, 有待进一步研究。

关键词: 海洋; 营养盐; 陆海相互作用

影响海洋中营养元素浓度、分布特征的主要因素为地球物理和地球化学过程上述过程影响着海水中营养元素的输入、分散和生物化学行为等。海洋对气体的直接吸收, 雨水、固体微粒的沉降以及生物活动等也有较大的影响^[1]。此外, 人类排废也是海洋中大部分营养元素的来源之一^[2-3]。在近海, 尤其是河口、海湾等受人为活动影响较大。人类活动显著改变了陆地营养盐入海通量^[4], 并对近海生态系统产生了一定的影响^[5]。本研究对目前国内外的陆海相互作用中营养盐生物地球化学过程研究的基本情况综述, 希望能为陆海相互作用的进一步研究提供一些参考。

1 海洋营养盐获取的主要陆源形式

海洋营养盐输入主要有陆源输送、沉积物与水界面交换、生物作用(主要为生物固氮)、地壳运动和大气沉降。就全球而言, 大气氮(N)沉降约占40Tg/a($T=10^{12}$), 河流输送到海洋的氮量约为30Tg/a, 陆地地表水中氮约占10Tg/a, 生物固定氮约占20Tg/a^[6]。在开阔的大洋, 氮输入的70%来自海洋本身, 22%来自陆地, 8%来自大气^[7]。而在近岸海域, 河流在

把营养盐输送到海洋的过程中担负着极其重要的角色。在河口水体中, 人类活动所造成的氮通过河流的输入大大超过来自其他氮库的输入。河口、近岸水体中磷(P)也大多来自河流^[2-3,8]。同样, 河流是海洋中溶解硅(Si)的主要来源, 占海洋总输入量的82%^[9], 海洋内部地球化学过程生成量则很少。氮、磷元素直接由大气向河口和海岸水域的沉降作用可能小到总量的1%、大到总量的30%~40%^[6], 而硅元素由大气向海洋的输送量较小, 但此类研究并不多见。

2 人类活动对海洋氮、磷营养盐的影响

从1860年起, 输入到地球生态系统的活性氮量增加了20倍, 目前总量接近150 Tg/a^[10]。工业化以前全球每年输入海洋的氮量约为 3.5×10^7 t, 尤其是20世纪50年代以来, 由于人类活动的影响, 河流入海的氮通量增至 7.6×10^7 t。据预测, 到2020年全球河流输入到海岸带的人造无机氮将是1990年的2倍多^[11]。氮肥的使用量超过了生物生长所需量, 多余的氮肥会在土地中累积或流向地表水体, 或渗透到地下水, 或挥发到大气中, 并通过一系列的化学反应转

化为氨或氮氧化物,之后通过径流、干沉降或湿沉降影响陆地或海洋的生态系统^[12]。在全球尺度,化肥等释出的氮总量的15%被输出到河流中。另外,人为因素导致大气氮沉降量急剧增加。据研究,输出到近海水中生物可利用性新氮的20%~40%来源与大气氮沉降,例如在北大西洋流域,大气氮沉降源自北美和西欧的污染源,这些污染源从工业革命开始急剧增长(5~10倍)^[13-14]。与此同时,从土壤流失或由废水携带而增加的磷通量显著提高了流向海洋的磷,它几乎超过历史水平(8×10^6 Tg/a)的3倍,目前总量接近22Tg/a^[2,15]。不过相比于氮而言,大气向海洋输送磷的通量较小,在其中沙尘作用较大。此外,人类活动增加了排向沿海湿地、海湾、泻湖等的营养盐总量,尤其是那些工农业发达、人口密集的区域。

流域人口数量的急剧膨胀以及化肥施用量的高速增长,导致由河流输送的营养物质通量显著增加。Caraco等^[4]通过对世界范围内35条主要河流研究发现:化肥输入是河流获得氮的最重要的来源(约为输入的50%),降水和点源约为25%。近20年来,长江的溶解态无机氮又增加了1倍以上,长江河口硝酸盐输入通量随着人口的增长而呈指数递增^[16],说明人类活动对河流营养盐输送的影响显著。Zhang等^[17]通过对中国主要大江大河的营养盐通量的研究,发现农业和畜牧业造成的营养盐流失是中国陆源输入营养盐的最主要来源。沈志良^[18]在长江氮的通量研究中发现化肥中氮的气态损失和农业非点源流失大约占长江流域年化肥氮使用量的60%。上述研究结果均表明化肥是导致河流营养盐通量迅猛增加的主要因素。

3 人类活动对海洋溶解硅的影响

相对于氮、磷排放量的增加,筑坝作用显著减少了入海溶解硅的通量^[5,19-20]。因此,河口、近海海域海水中营养盐浓度和结构[氮磷比(N/P)和硅氮比(Si/N)]均发生了显著的变化,表现为N/P比之升高,Si/N比值下降。但是很多研究对于大坝是否显著改变生源要素生物地球化学循环提出了质疑。最新研究发现,铁门大坝每年因硅藻活动产生的生物硅颗粒的

沉降仅减少5%左右的溶解硅^[21-22]。此外,世界范围内河流输送硅的减少往往与河流富营养化以及水库效应有关,一定程度上,河流富营养化增加了硅在流域的滞留量^[23]。此外,由于目前有关河流硅通量的研究结果很少包含生物硅(硅藻外壳)以及植硅体的数据^[24],而筑坝对颗粒物的拦截作用较为明显^[25],因此,目前的研究很难确定筑坝从多大程度上改变海洋溶解硅的输入格局,表1列举了部分河流筑坝后对河口溶解硅输送格局影响的案例。

表1 筑坝对河流溶解硅输送的影响

河流	大坝	溶解硅		文献
		$\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$		
		建设前	建设后	
科罗拉多河	格伦峡谷大坝	225	133	文献 [26]
多瑙河	铁门大坝	140	58	文献 [5]
尼罗河	阿斯旺高坝	210	10	文献 [19]

4 营养盐入海结构变化及其生态学响应

毫无疑问,人类活动导致氮、磷入海通量的显著增加,而硅的负荷会保持不变或有所减少,这便导致氮、磷、硅化学平衡的改变。氮、磷增加的生态学特征与富营养化有关,这可以通过有害藻类暴发来证明。据研究,北大西洋中来源于大气氮沉降的“新”氮的沉降负荷导致有害藻类暴发频率明显增加^[6]。据已有的赤潮监测数据分析,全球有害赤潮的增加是因为输入营养盐的N/Si比值和P/Si的比值升高的缘故,对于非硅藻类而言,这种趋势更为明显^[27],如受密西西比河影响的墨西哥湾大陆架^[28]和受同样变化的多瑙河影响的黑海西北大陆架^[5]。此外,营养盐结构的改变将引起水生生态系统多种、复杂的变化^[29]。在罗马尼亚近海水域,多瑙河营养物排放格局的改变引起真菌爆发、生物量增加,浮游植物种类构成也发生了戏剧性的改变^[30]。建坝前后硅藻类赤潮暴发增加了1.5倍,而非硅藻类如双鞭甲藻、定鞭金藻以及裸藻门的赤潮爆发则增加了5倍。在过去的50年间,密西西比河溶解无机氮和溶解无机磷的浓度增加了一倍,而溶解硅的浓度却变为原来的一半,Si/N从4:1变为1:1,这便更

有利于赤潮浮游植物的生长,致使北墨西哥湾赤潮浮游植物暴发增殖的事件相应的增加^[31-33]。同样中国在近40年来,胶州湾无机氮和磷浓度分别增加了3.9倍和1.4倍,N/P从 15.9 ± 6.3 增加到 37.8 ± 22.9 ,溶解硅浓度却保持在一个很低的水平。营养盐结构的变化导致大型硅藻的减少和浮游植物优势种组成的变化,可能致使大型硅藻趋向于小型化^[34]。与其他影响因子相比,N/P比则是更重要的调控因子^[35]。

河流入海营养盐减少,对于近海、河口的水质等也有一定的作用,而这种变化对于河口、近海生态系统中的反馈效应如何,国内外尚无相关研究。Brezonik等^[36]对密西西比河口墨西哥湾的研究发现,密西西比河入海营养盐负荷减少20%~30%,墨西哥湾底部溶解氧浓度将提升15%~50%,这对于墨西哥湾水质改进,尤其是季节性低氧区变动有一定的作用。

5 结束语

研究表明,人类活动极大地改变了海洋营养盐的浓度和组成,并导致生物地球化学循环和沿海生态结构发生了一定的变化,主要表现为近海海域富营养化明显增强,硅藻优势地位受到一定的影响,且非硅藻类赤潮暴发次数明显增加。然而,河流筑坝对海洋环境的影响研究仍存在许多问题,有待进一步的研究。

参考文献

- [1] 赖利 J P,斯基罗 G. 化学海洋学:第二卷[M]. 北京:海洋出版社,1982.
- [2] BENNET E M, CARPENTER S R, CARACO N F. Human impact on erasable phosphorus and eutrophication; a global perspective [J]. *BioScience*, 2001, 51: 227-234.
- [3] BERT B, ROBERT B. The major biogeochemical cycles and their interactions [M]. New York: John Wiley, 1983.
- [4] CARACO N F, COLE J J. Human impact on nitrate export; An analysis using major world rivers [J]. *AMBIO*, 1999, 28: 167-170.
- [5] HUMBORG C, ITTEKOT V, COCIASU A, et al. Effect of Danube river dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure [J]. *Nature*, 1997, 386: 385-388.
- [6] PAERL H W, BOYNTON W R, DENNIS R, et al. Atmospheric deposition of nitrogen in coastal waters; biogeochemical and ecological implications. In: *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective* [M]. Washington, D. C., 2000:11-53.
- [7] WOLLAST R. Interactions of carbon and nitrogen cycles in the coastal zone. Wollast R, Mackenzie F T, Chou L. *Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change*, NATO ASI series I: *Global Environmental Change* [M]. Berlin: Springer Verlag, 1993:195-210.
- [8] GRIMVALL A, STALNACKE R. Riverine inputs of nutrients to the Baltic Sea. In: *A Systems Analyse is of the Baltic Sea*. In: Wulff, F. V, Rahm, L. A. and Larsson, P. (eds). *Ecological Studies Analysis and Synthesis*[J], Springer, Berlin, 2001, 148:113-131.
- [9] TRÉGUER P, NELSON D M, VAN BENNEKOM A J, et al. The silica balance in the world ocean: A reestimate [J]. *Science*, 1995, 268: 375-379.
- [10] GALLOWAY J N, COWLING E B. Nitrogen and the world [J]. *AMBIO*, 2002, 31: 64-71.
- [11] FIELD J H, BOOM H L. Nitrogen, Phosphorus and Eutrophication in the Costal Waters Ocean science, trends, and the challenge of sustainability [M]. Washington: Island Press, 2002:42-43.
- [12] VITOUSEK P M, ABER J, HOWARTH R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences [J]. *Ecological Applications*, 1997(7): 737-750.
- [13] DUCE R A. The atmospheric input of trace species to the world's ocean [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1991(5): 193-59.
- [14] PAERL H W. Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition; current perspectives [J]. *Ophelia*, 1995, 41: 237-259.
- [15] HOWARTH R W, JENSEN H, MARINO R, et al. Transport to and processing of P in. near-shore and oceanic waters. In: Tiessen H (Ed) *Phosphorus in the Global Environment* [M]. Wiley & Sons, Chichester, 1995:323-345.
- [16] 黄清辉. 人类活动对长江河口硝酸盐输入通量的影响[J]. *长江流域资源与环境*, 2001(10): 565-

- 569.
- [17] ZHANG J, YAN J, ZHANG Z F. Nationwide river chemistry trends in China: Huanghe and Changjiang [J]. *AMBIO*, 1995, 24:275-279.
- [18] 沈志良. 长江氮的输出通量[J]. *水科学进展*, 2004, 15 (6): 752-759.
- [19] WHABY S D, BISHARA N F. The effect of River Nile on Mediterranean water before and after the construction of the High Dam at Aswan. Pages 311-318 In *Matin IM, Burton JD, Eisma D, eds. River Inputs to Ocean Systems [M]*. New York: United Nations, 1980.
- [20] MILLIMAN J. Blessed dams or dammed dams [J]. *Nature*, 1997, 386: 325-327.
- [21] FRIEDL G, TEODORU C, WEHRLI B. Is the Iron Gate I reservoir on the Danube River a sink for dissolved silica? [J]. *Biogeochemistry*, 2004, 68: 21-32.
- [22] MCGINNIS D F, BOCANIOV S, TEODORU C, et al. Silica retention in the Iron Gate I reservoir on the Danube River; The role of side bays as nutrient sinks [J]. *River Research and Applications*, 2006, 22: 441-456.
- [23] HUMBORG C, SMEDBERG E, MÖRTH C M, et al. Dissolved silica dynamics in boreal and arctic rivers; vegetation control over temperature? in: *The Silicon Cycle[M]*. Washington: Island Press, 2006:53-69.
- [24] CONLEY D J. Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4): 112-121.
- [25] DEAN W E, GORHAM E. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands [J]. *Geology*, 1998, 26: 535-538.
- [26] MAYER L M, GLOSS S. Buffering of silica and phosphate in a turbid river [J]. *Limnology and Oceanography*, 1980, 25:12-22.
- [27] HO K C, HODGKISS I J. Characteristics of red tides caused by *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech in Hong Kong [C]// SMAYDA T J, SHIMIZU Y. *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Net herlands: Elsevier Science Publishers, 1993:263-268.
- [28] TURNER R E, QURESHI N, RABALAIS N N, et al. Fluctuating silicate: nitrate ratios and coastal plankton food webs [J]. *Proc. Natl Acad. Sci.*, 1998, 95:13 048-13 051.
- [29] OFFICER C B, RYTHER J H. The possible importance of silicon in marine eutrophication [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1980(3): 383-391.
- [30] BODEANU N. Microbial blooms in the Romanian area of Black Sea and contemporary eutrophication conditions. In: *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea[M]*. 1993:203-209.
- [31] RABALAIS N N, ATILLA N, NORMANDEAU C, et al. Ecosystem history of Mississippi River influenced continental shelf revealed through preserved phytoplankton pigments [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 49 (728) :537-547.
- [32] TURNER R E, RABALAIS N N. Changes in the Mississippi River water quality this century implications for coastal food webs [J]. *BioScience*, 1991, 41: 140-147.
- [33] JUSTIC D, RABALAIS N N, TURNER R E, et al. Changes in nutrient structure of river dominated coastal waters; stoichiometric nutrient balance and its consequences [J]. *Estuary Coast Shelf Sci*, 1995, 40: 339-356.
- [34] 沈志良. 胶州湾营养盐结构的长期变化及其对生态环境的影响[J]. *海洋与湖沼*, 2002, 33(3): 322-331.
- [35] HODGKISS I J, HO K C. Are changes in N:P ratios in coastal waters the key to increased red tide blooms[J]. *Hydrobiologia*, 1997, 352:141-147.
- [36] BREZONIK P L, VICTOR J B, Jr Richard Alexander, et al. Effects of Reducing Nutrient Loads to Surface Waters within the Mississippi River Basin and the Gulf of Mexico; Topic 4 Report for the Integrated Assessment on Hypoxia in the Gulf of Mexico. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 18 [R]. NOAA Coastal Ocean Program, 1999:130.