

河流输送泥沙和颗粒态生源要素通量研究进展

李新艳^{1,2} 王 芳¹ 杨丽标¹ 晏维金¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘 要: 河流中的泥沙是河流向河口和近海水域输送营养盐的重要载体, N、P、C、Si 等营养盐是组成生命的最基本生源要素。按照形态组成, 可将营养盐划分为溶解态和颗粒态两类, 因此, 从方法学上, 对河流输送泥沙通量的估算是研究河流输送颗粒态营养盐通量的基本前提。本文从元素生物地球化学循环的角度, 对国内外河流输送泥沙和颗粒态营养盐通量的研究进展进行了综述。国内外的研究表明: 20 世纪 50~90 年代, 估算的全球河流入海泥沙通量变化范围为 8.8~64 Pg/yr (1 Pg=10¹² kg), 这一时期的研究重点是探讨自然因素对于河流输送颗粒态物质通量的影响; 20 世纪末~21 世纪初, 估算的全球河流的入海泥沙通量变化范围在 11~27 Pg/yr 之间, 这一时期除重视自然因素外, 还特别关注人类活动对于河流输送物质通量及其未来趋势变化的影响。很多研究报道了基于全球尺度上的河流输送泥沙通量和颗粒态营养盐通量模型, 并据此估算出全球河流每年向海洋输送的 POC、PN 和 PP 总量分别达 170~210 Tg, 21~30 Tg 和 9~20 Tg (1 Tg=10⁹ kg)。但将这些模型应用于某个特定流域还要进行进一步校正和检验。

关 键 词: 泥沙; 颗粒态生源要素; 人类活动; 河流; 输送通量

1 引言

全球环境变化与营养盐的生物地球化学循环密切相关, 营养盐中的氮、磷、碳、硅等生源元素从陆地向海洋的河流运移构成了全球或区域生物地球化学循环系统的主要部分^[1]。按照形态组成, 可以将这些生源元素划分为溶解态和颗粒态两类^[2]。由于溶解态营养盐可以直接被生物利用, 是河口和近海地区初级生产力的主要贡献者, 因此国内外对营养盐的研究多集中于溶解态^[3~6]。相比较而言, 有关颗粒态营养盐的研究较少^[7~13]。尽管如此, 已有的研究显示颗粒态有机碳 (Particulate Organic Carbon, POC)、颗粒态氮 (Particulate Nitrogen, PN) 和颗粒态磷 (Particulate Phosphorus, PP) 是河流输送营养盐的主要形态, 构成了从陆地向海洋迁移的 C、N 和 P 的主要部分^[1,6,10~11,14~17]。因此, 河流输送颗粒态营养盐的问题正受到越来越多的关注。

据估算, 全球每年通过河流向海洋输送的 POC、PN 和 PP 总量分别达 170~210 Tg^[1,7~8,18]、21~

30 Tg^[1,7] 和 9~20 Tg (1 Tg=10⁹ kg)^[1,7]。受人类活动影响, 流域内 N、P 输入量不断增加^[19~22], 引起河口、近海赤潮和富营养化; 此外, 对于 Si 来说, 由于建设水库、大坝及引水调水的原因, 河流 Si 的输送量减少^[22~23], 这种情况严重影响了水系统中 N、P、Si 的比值^[14,22,24]。海水中的 C、N、P 是海洋浮游植物生长所必需的营养元素, 河口和海洋中浮游植物对营养盐 C、N、P 的吸收一般遵循 Redfield 比值 (C/N/P=106:16:1), 营养盐比例的长期改变会导致浮游藻类的种群结构和生物多样性发生改变, 影响容纳水体的初级生产率, 还会通过食物链的变化进而影响到整个生态系统的结构^[25]。随着人类活动影响的日益增强, C、N 循环与气候之间的相互作用对地球系统的决定性影响将倍受关注^[26]。例如, 国际地圈-生物圈计划 (IGBP) 中核心计划把通过河流向河口及沿岸海洋输送的物质通量作为其首要行动的基本目标^[27]。

全世界河流每年输送入海的物质为 100×10⁸ t, 其中悬浮泥沙量占 62%^[28], 悬浮泥沙 (Suspended Sediment) 是各种营养盐和污染物的重要载体, 河流

收稿日期: 2008-10; 修订日期: 2009-01。

基金项目: 国家自然科学基金项目 (20777073); 联合国教科文组织 (UNESCO) 项目“全球营养盐输出和模型” (Global NEWS)。

作者简介: 李新艳 (1978-), 女, 山东省泰安市人, 博士生, 研究方向为生源要素环境与生物地球化学过程。

E-mail: li992004@yahoo.com.cn

通讯作者: 晏维金, yanwj@igsrr.ac.cn

中 90%以上营养物质来自泥沙中有机物的分解^[29],因此对河流输送泥沙通量的估算是研究河流输送颗粒态营养盐通量的基本前提。本文从元素生物地球化学循环的角度,对国内外河流输送泥沙通量和颗粒态营养盐输送通量的研究进展进行综述,关于流域内土壤侵蚀和产沙输沙的内容不在本文综述范围内。

2 河流输送泥沙通量与模型研究

2.1 世界河流入海泥沙通量的变化

Syvitski 等^[30]对世界上 4464 条河流的入海泥沙通量进行了研究,认为不考虑人类活动影响,则全球每年悬浮泥沙入海通量是 14 Pg(1Pg=10¹² kg)。亚洲的河流产沙量最多,其次是美洲。暖温带气候区河流的产沙量要高于其他气候区,大约占到全球泥沙输送量的 2/3。接近 60%的入海泥沙量来自发源于高山地区的流域(高度>3000 m)。若考虑到人类活动影响,则全球的入海泥沙通量是 12.6 Pg,比不受人类活动影响的入海泥沙通量减少 10%。

Milliman and Meade^[31]推测发源于东印度群岛的河流每年输送 4.2 Pg 泥沙入海,大约占总入海泥沙量的 20%~25%。Milliman^[32]指出,过去 50 年来欧洲很多河流的输沙通量明显减少,有的还发生了急剧的下降。Walling 和 Fang^[33]对亚洲、欧洲和北美洲的 145 条河流的长期数据(大于 25 年)研究后指出,47%的河流的输沙通量表现出下降的趋势,5%的河流的输沙通量表现出上升趋势,而另外约 48%的河流的输沙通量基本保持不变。Bobrovitskaya^[34]对俄罗斯注入北冰洋的河流的研究表明,在 20 条河流中,输沙通量呈现上升的为 7 条,下降的为 12 条,保持不变的为 1 条。Syvitski 等^[35]对全球的 51 个主要的三角洲(流量占全球 39%,入海泥沙量占全球 50%)进行了研究,认为亚洲和非洲入海泥沙通量减少最多的河流是长江、印度河、黄河、尼罗河、尼日尔河、赞比西河。而非山区河流的入海泥沙通量却呈增加趋势,如热带地区的河流,特别是印度尼西亚由于砍伐森林引起入海泥沙量增加。许炯心^[36]研究表明,黄河入海泥沙通量呈逐年减少趋势,从 20 世纪 50~90 年代,入海泥沙通量各年代平均值分别为 13.20、10.89、8.98、6.39 和 4.18 亿 t/a,90 年代入海泥沙通量仅为 50 年代的 31.7%。

国际上研究河流输送泥沙通量有水文监测和模型模拟两种方法,由于水文站点的监测数据数量

有限,往往局限于几年或者几十年,用监测数据的平均值来估算泥沙通量有较大误差,而且需要同时考虑河流的年内和年际变化,因此,用模型模拟的方法来估算河流的入海泥沙通量越来越受到人们的重视。

2.2 世界河流入海泥沙通量的模型研究

2.2.1 20 世纪 50~90 年代

这一时期由于获得的河流数据有限,学者们根据影响泥沙通量的控制因素建立了一些估算河流泥沙通量的方程式,并估算出全球河流的入海泥沙通量变化范围为 8.8~64 Pg/yr。

Langbein(1958)、Douglas(1967)、Wilson(1973)和 Ohmori(1983)均以年降水量(单位是 mm)为自变量建立了岩石剥蚀率的估算方程式^[37~40],然后根据岩石的平均密度是 2700 kg/m³^[41],把剥蚀率转换成质量单位。模型适用的范围不同,前三位学者建立的模型适用于年降水量在 250~1250 mm 之间的流域,这部分降水占全球降水的 42%,估算的泥沙通量变化于 8.8~19.3 Pg/yr 之间;Ohmori^[40]建立的模型适用于年降水量>1250 mm 的流域,这部分降水占全球降水的 58%,估算的泥沙通量为 56.6 Pg/yr。

Fournier^[42]发现泥沙通量与 Fournier 指数(月降水量的平方与年平均降水量的比值)显著相关,相关性大小因地形类型而异,因此以地形类型为控制因子,建立了泥沙通量与季节降水量之间的相关方程式,并估算出全球入海泥沙通量为 64 Pg/yr。这种方法强调了降水量的季节性变化对泥沙通量影响的重要性。全球接近 60%的入海泥沙量来自发源于高山地区的流域(海拔高度>3000 m)^[30]。Pinet 等^[43]发现平均剥蚀率(Ds, m/kyr)与流域的平均海拔高度(Elev, m)之间呈显著线性相关,建立了二者之间的关系方程式(1)和(2),并估算出全球入海泥沙通量为 16.2Pg/yr(岩石平均密度取 2500 kg/m³)。Ahnert^[44]发现平均剥蚀率与当地地形因子(当地最高海拔与最低海拔之差,LR)呈显著线性相关,建立了二者之间的关系方程式(3),估算出泥沙通量为 9.3 Pg/yr(岩石的平均密度取 2500 kg/m³)。

$$D_s = 419 \times 10^{-6} \text{ Elev} - 0.245 \quad (1)$$

$$D_s = 61 \times 10^{-6} \text{ Elev} \quad (2)$$

$$D_s = 153.50 \times 10^{-6} \text{ LR} - 10.88 \times 10^{-3} \quad (3)$$

由于河流输送泥沙的过程很复杂,所以用单一的影响因子作为自变量来估算入海泥沙通量的误差较高,人们开始寻求建立多参数模型来估算泥沙通量。Jansen 等^[45]调查了 79 条流域面积>5000 km²

的河流,选取了以下 8 种控制因子:年径流量(Q , mm),流域面积(A , km^2),平均海拔高度($Elev$, m),坡度(m/km),年平均气温(AT , $^{\circ}\text{C}$),年降水量($APPT$, mm),岩性强度($LithMI$, 2=很难被侵蚀, 6=容易受到侵蚀),地表植被的水土保持功能($VegI$, 沙漠=1, 森林=4),建立了估算世界河流入海泥沙通量的方程

$$\text{Log } sF_{TSS}=0.100\log Q-0.314\log A+0.750\log Elev+1.104\log Slope+0.368\log AT+0.786\log LithMI-2.324VegI-2.032 \quad (4)$$

$$\ln sF_{TSS}=0.9655 \ln Slope+0.0023 Q+0.5692 \ln APPT-0.866 VegI+1.561 \quad (5)$$

$$\ln sF_{TSS}=1.028 \ln Slope+0.0365 LithMI+0.6932 \ln APPT+0.0016 Q-0.7516 VegI-72.3\times 10^{-3} \quad (6)$$

2.2.2 20 世纪末-21 世纪初

这一时期的模型主要包括线性回归模型、逐步回归模型、多元回归模型及土壤流失通用模型,估算的全球河流的入海泥沙通量变化范围在 11~27 Pg/yr 之间,下面对这些模型分别进行叙述。

(1) 线性回归模型。线性回归是描述变量之间线性依存关系的定量统计方法,用回归方程可以进行预测和由易测变量 X 求得难测变量 Y 。Ludwig and Probst^[47]对世界 60 条主要河流的泥沙通量与影响因子进行了经验回归,选取了 3 个与入海泥沙通量相关性最强的环境参数:河流流量 Q 、河流流域的平均坡度 S 和 Fournier 指数 $Four$,建立了线性回归方程(7),并估算出全球河流入海 TSS 通量为 16 Pg/yr 。

$$sF_{TSS}=0.02\cdot(Q\times Slope\times Four) \quad (7)$$

($n=58, r=0.91, P<0.0001$)

式中: $sFTSS$ 为河流输送的悬浮泥沙通量(Total Suspended Sediment:TSS, 单位是 $\text{t/km}^2/\text{yr}$); Q 为河流流量(单位: mm/s); $Slope$ 是河流流域的平均坡度(%); $Four$: Fournier 指数, $Four=\sum (P_m^2/P_y)$, P_m 表示流域月降水, P_y 表示年降水(mm)。

该模型能较好地模拟那些具有较高 TSS 通量的河流输出情况,但是没有考虑到人类活动对于泥沙输送通量的影响。

(2) 逐步回归模型。逐步回归是对全部自变量按其因变量的作用、显著程度或者贡献大小,由大到小逐个引入回归方程,而那些对因变量作用不显著的自变量可能始终不被引入回归方程。另外,已被引入回归方程的变量在引入新变量后也可能失去重要性,而需要从回归方程中剔除。Beusen 等^[7]采用逐步回归法,选取了 5 个对悬浮泥沙通量(TSS)有显著影响的因素,包括边缘草地(marginal grassland)、水稻田湿地(wetland rice)、降水量(Fournier

式(4),并估算出全球入海泥沙通量为 26.7 Pg/yr 。Probst^[46]从以上 8 种控制因子中选取了 4~5 个参数,建立了方程(5)和(6),分别估算出全球入海泥沙通量为 22.9 Pg/yr 和 21.7 Pg/yr 。

以上模型属于全球尺度的模型,将其应用于单个流域还需要进行校正和检验。

precipitation)、坡度(Fournier slope)和水文(lithology)等,对全球 126 条河流进行了研究。建立了模型(8),并估算出全球河流输出 TSS 通量为 11~27 Pg/yr ,平均值为 19 Pg/yr ,与 Ludwig 等(16 Pg/yr)^[47]和 Probst (23~27 Pg/yr)^[46]的研究结果非常相近。

$$\log(TSS)=\sum a_i x_i \quad r^2=0.6 \quad (8)$$

式中: TSS 为总悬浮泥沙通量($\text{t/km}^2/\text{yr}$); x_i 为控制因子, a_i 为回归系数。但是用这个全球尺度的模型来估算单个河流河口沉积物和颗粒态化合物的输送通量还需要进行校正和检验。

(3) 多元回归模型。多元回归是对多个有相互关联作用的变量进行回归分析的方法。Syvitski 等^[27]以流域面积、地形因子和流域平均气温作为输入参数,对全球 340 条河流进行多元回归分析,建立了估算长期的河流入海泥沙通量的模型。

$$Q_s=a_1 A^{a_2} R^{a_3} e^{kT} \quad (9)$$

$$Y=\frac{Q_s}{A} \quad (10)$$

式中: Q_s 是泥沙负荷,定义为单位时间内河流中携带泥沙的总量(单位是 kg/s); A 是流域面积(km^2), R 是从海平面到山顶的最大高度(m); T 是流域平均气温($^{\circ}\text{C}$); k 、 a 是常数,根据所处纬度位置的不同,分别取不同的值(表 1)。 Y 是泥沙通量($\text{t/km}^2/\text{yr}$)。

模拟结果显示,位于北半球热带地区的河流泥沙通量最高,然后是南半球的温带地区河流,极地地区的河流泥沙通量最低。流域面积大、地势高的流域产沙量最高,面积小、地势低的流域产沙量最低。在地势高且流域面积大的河流中,温带河流的泥沙通量最高。

以上模型均没有考虑人类活动如水库、大坝建设和水土保持措施等对泥沙输出通量的影响。最近的研究^[48]指出,全球仅大型水库每年拦截的泥沙就

达 4~5 Pg, 如果考虑到小型水库的截留,则水库对泥沙的截留量相当于河流输沙总量的 16%~30%。例如,美国密西西比河输送的泥沙量比 1850 年减少了 70%还多,主要是受到 19 世纪 30 年代以来实施水土保持措施和河网水系渠塘化的影响^[49]。中国黄河入海泥沙通量呈逐年减少趋势,20 世纪 90 年代入海泥沙通量仅为 50 年代的 31.7%^[36],2000–2005 年间(0.15 Pg/yr)仅为 60 年代(1.08 Pg/yr)的 14%^[50],主要是由于受到气候变化、水土保持措施、大坝与水库截留的影响。因此,模拟研究河流的入海泥沙通量,必须考虑到人类活动的影响。

(4) 土壤流失通用方程(USLE)^[51]

$$A=F\cdot K\cdot L\cdot S\cdot P\cdot C$$
 (11)

式中: A 为年土壤流失量; F 为降雨侵蚀力因子,可以用 *Fournier* 指数描述; K 为土壤可蚀性因子; L 、 S 为坡度、坡长因子; P 为水土保持措施因子; C 为植被与经营管理因子。该方程比较全面地反映了影响坡面土壤侵蚀的主要自然与人为因素,是目前应用最广的计算流域土壤侵蚀量的数学模型,但是仅适用于平缓(坡度 $<9^{\circ}$)坡地,其推广应用受到一定限制。计算流域尺度上的土壤流失量,可以对土壤流失通用方程进行修正^[2]。

$$TSS_{gross}=I_{four}\cdot K\cdot S\cdot L\cdot C$$
 (12)

该模型可以用来计算流域单位面积 TSS 产出量,由于单位面积 TSS 在流域输移过程中的沉积以及大坝等的截留,河流输送 TSS 的通量计算需要用 TSS 的输移率(SDR)来进行修正^[2, 52],其方程为:

$$TSS_{net}=TSS_{gross}\cdot SDR$$
 (13)

$$SDR=35\cdot (1/A)^{0.2}$$
 (14)

公式(12)–(14)中, I_{four} 是 *Fournier* 指数, SDR 是 TSS 的输移率, A 是流域面积。该模型是基于流域单位面积的 TSS 产出量,并考虑了流域内人类活动(如农业生产、建坝等)的影响。

3 河流输送颗粒态生源要素通量和模型研究

3.1 颗粒态营养盐通量的比例及其变化

营养盐的输送通量(Yield,单位是 $kg/km^2/yr$)是单位时间内河流输送到河口或近海某一断面的营养盐总量,颗粒态营养盐通量的比例是指颗粒态营

表 1 方程(9)中的回归系数取值

Tab.1 Regression coefficients on the equation (9)

所属地区	河流数目	γ_1	γ_2	γ_3	k	R^2 (决定系数)
极地 ($T<0^{\circ}C$)	48	2×10^{-5}	0.50	1.50	0.1	0.76
温带 ($Lat>30^{\circ}N, T>0^{\circ}C$)	162	6.1×10^{-5}	0.55	1.12	0.07	0.63
热带 ($Lat.0-30^{\circ}N$)	62	0.31	0.40	0.66	-0.1	0.58
热带 ($Lat.0-30^{\circ}S$)	42	0.57	0.50	0.37	-0.1	0.67
温带 ($Lat.>30^{\circ}S, T>0^{\circ}C$)	26	1.3×10^{-3}	0.43	0.96	0	0.54

养盐的输送通量占该营养盐所有形态输送通量的比例,在不同时期、不同地区的河流输送颗粒态营养盐的通量及其比例有很大差异。

PN 包括颗粒态无机氮 (Particulate Inorganic Nitrogen, PIN)和颗粒态有机氮 (Particulate Organic Nitrogen, PON),由于土壤中不存在矿物氮,尽管在输移过程中河流 TSS 会吸附一些无机氮,但河流输送的 PN 主要是 PON^[2]。在没有受到人类干扰的热带地区,河流输送到河口的总氮(Total Nitrogen, TN)中大约有 30%是 PN,而且 PN 在 TN 中所占的比例随流域面积的增大而增大^[53]。而受到人类强烈干扰的地区,PN 占比例相对较低,例如,长江在 1998–1999 年间向河口输送的 2.34 Tg TN 中,PN 占 15%^[11],美国密西西比河在 1980–1996 年间输送进入墨西哥湾的 TN 中,PON 占 13%,而溶解态氮 (Dissolved Nitrogen, DN) 占 63%^[54]。这说明相比较 PN,DN 更容易随地表水迁移。随着人类活动引起的氮输入的增加,全球河流向河口和近海输送的总氮量大约增加了 6~50 倍^[55]。PP 包括颗粒态无机磷 (Particulate Inorganic Phosphorous, PIP) 和颗粒态有机磷 (Particulate Organic Phosphorous, POP),其中,PIP 包括 Fe–P、Al–P 和 Ca–P^[56],POP 是悬浮泥沙中的有机磷成分。已有研究表明,受到人类活动的影响,河流中 P 的形态和浓度变化很大。例如,McKee^[16]发现 PP 是河流中的主要形态,在总磷(Total Phosphorous, TP) 中所占的比例超过了 40%;而 Russel^[17]对英国的多条河流研究发现,在河流输出的 TP 中,PP 所占的比例变化于 26%~75%之间。在 1998–1999 年间,长江向河口输出的 PP 是 TP 的主要形态,大约占 87%^[11],形态以 Ca–P 为主^[10]。

河流输送的颗粒态碳(Particulate Carbon, PC)包括颗粒态无机碳 (PIC) 和颗粒态有机碳 (POC),PIC 主要指河流中携带的未溶解碳酸盐矿物,而 POC 分自生的和外源的两类。自生 POC 主要是由河流中的藻类和其他水生植物经光合作用所产生的颗粒物,外源 POC 主要来源于土壤侵蚀、陆生植物的

种子、叶、茎及人类生产、生活所排放的废弃物^[57]。一般来说, 尽管不同河流中 PIC 和 POC 所占比重大有很大变化, 但 PIC 主要反映陆地侵蚀的自然背景状况, 而 POC 则更能反映人类活动影响下河流输送颗粒态碳的变化情况^[2]。Ludwig 等^[8]对全球 60 条大河的研究表明, POC 通量为 0.17 Pg, 大约占输送入海的 TOC 通量的 45%。

Si 是水体中的硅藻生长必需的生源要素之一, 按形态分为颗粒态硅(Particulate Silicon, PSi)和溶解态硅(Dissolved Silicon, DSi), PSi 包括颗粒态生物可利用硅(Bioavailable Silicon, BSi)和不溶解的硅石晶体(SiO_2), BSi 与 DSi 之间可以互相转化。BSi 主要由硅藻生物膜和植物硅体组成, 在河流输送过程中, 一方面, BSi 和 DSi 会被河流中建设的大坝、水库等直接截留, 从而减少了硅输送到河口和近海的总量。另一方面, 在河流中建设大坝、水库会延长 Si 在水体中的滞留时间, 从而加快硅藻的生长速度, 吸收更多的 DSi, 会有更多的硅藻死亡残体沉积在河床泥沙中, 从而降低了河水中的 DSi 的浓度, 减少了 DSi 向河口和近海的输送^[58]。河流中的 BSi 平均浓度为 28 $\mu\text{mol/L}$, 全球河流每年输送到海洋的 BSi 大约占全球 Si 输送量的 16%^[58]。

3.2 颗粒态营养盐输送通量的计算模型

颗粒态营养盐往往和泥沙结合在一起迁移^[2], 因此, 河流输送的颗粒态营养盐通量的变化往往与泥沙输送量密切相关, 例如, 1960–1980 年间长江向河口和近海输送的 POC 通量达到 5×10^6 t/yr, 到 1997 年却减少到了 2×10^6 t/yr, 这主要是由于长江的泥沙输送量减少引起的^[59]。研究发现河流输送的 POC 和 PN 的总量与 TSS 输送量之间存在显著相关关系^[8–9], PP 浓度与 TSS 浓度密切相关^[10, 60]。由于关于颗粒态营养盐的实际观测数据少而分散, 因此, 在颗粒态营养盐与 TSS 之间建立联系, 可以间接研究颗粒态营养盐的输送通量。下面对颗粒态营养盐输送通量的计算模型分别进行叙述。

3.2.1 POC 通量的计算模型

Ludwig et al.^[8]研究了全球 60 条河流的 POC 输送通量和不同控制因子之间的相关关系, 发现在 POC 通量与悬浮泥沙通量之间存在较好的相关关系, 尽管这种相关关系是非线性的。基于 19 条河流的 POC 和 TSS 数据, 他们发现 POC 在悬浮泥沙中的比例随着 TSS 浓度的增加而降低:

$$POC(\%) = -0.16 \log(cTSS^3) + 2.83 \log(cTSS^2) -$$

$$13.60 \log(cTSS) + 20.3 \quad (15)$$

$$r=0.83, P>0.001, n=19$$

式中: $cTSS$: 总悬浮颗粒物浓度; $cTSS=(TSS \cdot A)/Q$, A : 流域面积; Q : 流量。

计算结果表明, POC 在悬浮泥沙中所占的比例变化于 0.3%~10.1% 之间。此方程式适用于 $cTSS \geq 2250$ mg/L 的河流。Ludwig 首先根据河流流量、降雨强度和流域坡度计算出了泥沙通量, 然后结合公式 (15) 计算出了世界河流每年输送入海的 POC 通量为 0.17 Pg, 大约占输送入海的 TOC 通量的 45%。这个结果与 Meybeck^[18]估算的结果基本一致(POC 为 0.17 Pg/yr, 总有机碳通量为 0.368 Pg/yr)。对于 $cTSS < 2250$ mg/L 的河流, 学者们得出了不同的研究结果。例如, Smith 等^[60]对注入美国太平洋沿岸托马斯湾的 Lgunitas Creek 河进行了研究, 发现在 POC 浓度与 TSS 浓度之间存在线性正相关关系, 并认为 POC、PN、PP 的浓度之间有相互依存关系。但是, Bianchi 等^[61]对密西西比河下游进行了研究, 发现 POC 浓度与 TSS 浓度(39~176 mg/L)之间存在负相关关系。另外, Lobbes 等^[62]对俄罗斯境内注入北冰洋的 12 条河流进行了研究, 发现这些河流的 POC 浓度与 TSS 浓度(5.8~214.3 mg/L)之间没有相关关系。因此对于 $cTSS < 2250$ mg/L 的河流, 要根据不同的河流进行具体分析。

3.2.2 PN 通量的计算模型

Ittekkot 和 Zhan^[9]分析了世界 378 条河流中颗粒态氮(PN)的含量, 发现 PN 和 POC 之间存在下面的关系:

$$PN_e = -0.019 + 0.166 \times POC \quad (16)$$

式中: PN_e 为颗粒态氮在悬浮泥沙中的含量(%), POC 为颗粒态有机碳在悬浮泥沙中的含量(%)。

Smith 等^[60]对 Lgunitas Creek 河研究发现, PN 浓度和 POC 浓度、TSS 浓度之间分别存在下面的线性相关关系:

$$PN(\text{mmol/L}) = 0.81 + 0.141 \times POC(\text{mmol/L})$$

$$R^2 = 81.7, n = 301 \quad (17)$$

$$PN(\text{mmol/L}) = 3.48 + 0.51 \times TSS(\text{g/L})$$

$$R^2 = 73.8, n = 301 \quad (18)$$

Lobbes 等^[62]对俄罗斯境内 12 条河流进行了研究, 发现 PON 与 POC 浓度之间有显著相关关系(皮尔森相关系数 $r=0.97$, $n=13$, $P<0.001$)。Liu 等^[63]研究发现, 长江干流及其北部支流和南部支流的 PN 浓度与 TSS 浓度之间存在显著正相关, 决定性系数

分别达到 0.736($n=25$)、0.998($n=11$)和 0.918($n=11$)。

3.2.3 PP 通量的计算模型

目前模拟河流输送 PP 的模型的记载很少。Beusen 等^[7]利用 Meybeck 和 Ragu^[64]对美国 15 条河流的 POC 和 PP 排放量数据的研究结果,并结合美国地质调查局的 80 个站点数据,经过对数转换后发现在 POC 和 PP 负荷值之间存在显著相关。

$\ln PP = -3.098 + 1.002 \ln POC$ $R^2=0.96$ (19)
式中:PP 为颗粒态磷负荷(kg/yr),POC 为颗粒态有机碳负荷(kg/yr)。方程表明 POC/PP 比率大约是 22,与 Meybeck(1982)^[1]估计的比率一致。因此可以用此方程结合对 TSS 负荷的估计来预测河流 PP 通量。

Beusen 等^[7]根据方程(15)、(16)和(19)并结合对 TSS 通量的估计,估算 POC、PN 和 PP 通量。结果表明,河流输出 POC 通量为 226 Tg/yr (1Tg=10⁹ kg),这个结果与 Ludwig 等 (1996)^[8]和 Meybeck^[1]估算的结果(分别为 210 Tg/yr 和 180 Tg/yr)非常接近。如果考虑到部分泥沙被截留,估算结果减少到 197 Tg/yr。河流输出 PN 通量为 34 Tg/yr,大于 Meybeck^[1]的估算值 21 Tg/yr。如果考虑到部分泥沙被截留,估算结果减少到 30 Tg/yr。河流输出 PP 通量为 10 Tg/yr,如果考虑到部分泥沙被截留,估算结果减少到 9 Tg/yr,远低于 Meybeck^[1]估算的 PP 输送通量(20 Tg/yr)。

4 结论与展望

河流中的泥沙是河流向河口和近海水域输送营养盐的重要载体,河流输送泥沙和颗粒态营养盐通量的变化同时受到自然因素和人类活动的影响,并且人类活动(如大坝建设、引水调水和水土保持措施等)施加的影响越来越大。20 世纪 50–90 年代,估算的全球河流的入海泥沙通量变化范围为 8.8~64 Pg/yr(1 Pg=10¹² kg),这一时期主要重视自然因素对于河流输送颗粒态物质通量的影响,20 世纪末–21 世纪初,估算的全球河流的入海泥沙通量变化范围在 11~27 Pg/yr 之间,特别关注人类活动对于输送物质通量及其未来趋势变化的影响。尽管很多研究报道了河流输送泥沙通量和颗粒态营养盐通量的模型,但是大多数模型是建立在全球尺度上,将

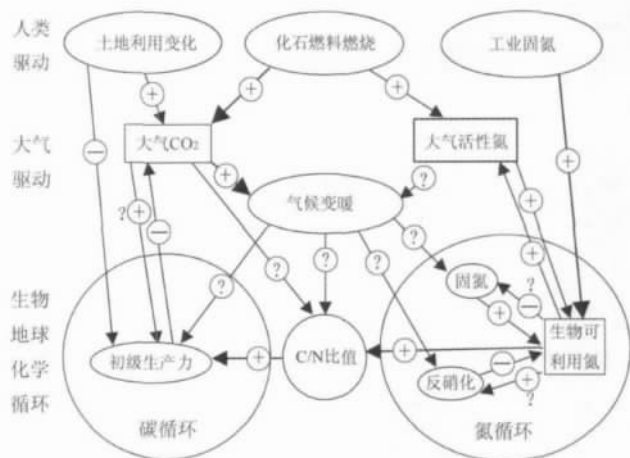


图 1 N 循环–C 循环–气候间的相互作用及主要驱动力^[20]
Fig.1 The main drivers of the interactions between N, C cycles and climate
(+代表增加;–代表减少;? 代表未知影响或者不确定性;箭头粗细代表相互作用的强弱)
(+ indicates that the interaction increases the amount of the factor shown;
– indicates a decrease; ? indicates an unknown impacts;
and thickness of \leftarrow denotes strength of interaction.)

其应用于单个流域还需要进行进一步校正和检验。今后除继续获取更多的物质通量数据外,建议从以下几个方面展开深入的研究:

(1) 生源要素在河流中输移的同时受到自然因素和人类活动(大坝建设、引水调水和土地利用方式的变化等)的双重影响,特别要关注大坝建设对河流中颗粒态物质的直接截留,因为截留不仅导致输送入海的泥沙和营养盐的物质通量减少^[48],还会影响到河口、近海水体不同元素间的比例^[24]。

(2) 河流中颗粒态营养盐的输送与悬浮泥沙的含量密切相关^[14],加强对生源要素的输送通量与悬沙粒径的关系研究。

(3) 因为 C、N 循环与气候之间的相互耦合作用的许多过程尚不可知(图 1),人为活性氮输入的增加是否会促进植物对大气中 CO₂ 的吸收? 还有待进一步的研究。

(4) 在从陆到海的输移过程中,生源要素的理化性质会发生一系列复杂变化,包括吸附–解吸过程、溶解–沉淀过程、氧化–还原过程等,有机质的分解、各生源要素之间以及与其它养分元素之间的相互耦合等,今后应加强对营养盐在水体中的迁移转化机制和过程研究。

(5) 生源要素通量和形态组成的变化,对河口和近海生态系统结构组成和生产力会产生什么样的影响? 仍有待进一步的研究。

参考文献

- [1] Meybeck M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*, 1982, 282, 401–450.
- [2] 晏维金. 人类活动影响下营养盐向河口/近海的输出和模型研究. *地理研究*, 2006, 25(5): 825–835.
- [3] Dumont E, Harrison J A, Kroeze C, et al. Global distribution and sources of dissolved inorganic nitrogen export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19, doi: 10.1029/2005GB002488.
- [4] Green P A, Vorosmarty C J, Meybeck M, et al. Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: A global assessment based on topology. *Biogeochemistry*, 2004, 68: 71–105.
- [5] 孟伟, 于涛, 郑丙辉, 等. 黄河流域氮磷营养盐动态特征及主要影响因素. *环境科学学报*, 2007, 12: 2046–2051.
- [6] 沈志良. 长江干流营养盐通量的初步研究. *海洋与湖沼*, 1997, 28(5): 522–528.
- [7] Beusen A H W, Dekkers A L M, Bouwman A F, et al. Estimation of global river transport of sediments and associated particulate C, N, and P. *Global Biogeochem. Cycles*, 2005, 19, GB4S05, doi:10.1029/2005GB002453.
- [8] Ludwig W, Probst J L, Kempe S. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochem. Cycles*, 1996, 10(1): 23–42.
- [9] Ittekkot V, Zhan S. Pattern of particulate nitrogen transport in world rivers. *Global Biogeochem. Cycles*, 1989, 3: 383–391.
- [10] Yan W J, Zhang S. The composition and bioavailability of phosphorus transport through the Changjiang River during the 1998 flood. *Biogeochemistry*, 2003, 65: 151–178.
- [11] Duan S W, Liang T, Zhang S, et al. Seasonal changes in nitrogen and phosphorus transport in the lower Changjiang River before the construction of the Three Gorges Dam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, 79: 239–250.
- [12] Foster I D L, Chapman A S, Hodgkinson R M, et al. Changing suspended sediment and particulate phosphorus loads and pathways in underdrained lowland agricultural catchments; Herefordshire and Worcestershire, UK. *Hydrobiologia*, 2003, 494: 119–126.
- [13] Guo L D, Zhang J Z, Gueguen C. Speciation and fluxes of nutrients (N,P,Si) from the upper Yukon River. *Global Biogeochem. Cycles*, 2004, 18, GB1038. doi:10.1029/2003GB002152.
- [14] 沈志良. 长江磷和硅的输送通量. *地理学报*, 2006, 61(7): 741–751.
- [15] 高全洲, 陶贞, 姚冠荣, 等. 增江颗粒有机碳同位素的AMS研究初报. *第四纪研究*, 2004, 24(4): 474–475.
- [16] Mckee L, Eyre B, Hossain S. Intra- and interannual export of nitrogen and phosphorus in the subtropical Richmond River catchment, Australia. *Hydrological Processes*, 2000, 14: 1789–1809.
- [17] Russell M A, Walling D E, Webb B W, et al. The composition of nutrient fluxes from contrasting UK river basins. *Hydrological Processes*, 1998, 12: 1461–1482.
- [18] Meybeck M. C,N,P and S in rivers: From sources to global inputs//Wollast R, Mackenzie F T, Chou L. *Interactions of C, N, P and S. Biogeochemical Cycles and Global Change*. New York: Springer-Verlag, 1993: 163–193.
- [19] Turner R, Rablais N. Coastal eutrophication near the Mississippi river delta. *Nature*, 1994, 368: 619.
- [20] Van Bennekom A, Wetsteijn F J. The winter distribution of nutrients in the Southern Bight of the North Sea (1961–1978) and in the estuaries of the Scheldt and the Rhine/Meuse. *Neth. J. Sea Res.*, 1990, 25: 750–87.
- [21] Zhang J, et al. Chemical trend of national rivers in China: Yellow and Yangtze. *AMBIO*, 1994, 24(5): 274–278.
- [22] Li M T, Xu K Q, Watanabe M, et al. Long-term variations in dissolved silicate, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, 71: 3–12.
- [23] Duan S W, Xu F, Wang L J. Long-term changes in nutrient concentrations of the Changjiang River and principal tributaries. *Biogeochemistry*, 2007, 85: 215–234, doi:10.1007/s10533-007-9139-2.
- [24] Humborg C, et al. Silicon retention in river basins: Far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio*, 2000, 29 (1): 45–50.
- [25] Turner R E, Qureshi N, et al. Fluctuating silicate: nitrate ratios and coastal plankton food webs. *Proceedings of the National Academy of Science, USA*. 1998, 95: 13048–13051.
- [26] Gruber N, Galloway J N. An earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 2008, 451(17): 293–296.
- [27] Syvitski, J P M, Peckham S D, Rachael H, et al. Predicting the terrestrial flux of sediment to the global ocean: A planetary perspective. *Sedimentary Geology*, 2003, 162: 5–24.
- [28] Meybeck M. Total mineral dissolved transport by major world rivers. *Hydrological Sciences Bulletin*, 1976, 20: 265–284.
- [29] Hwang B G, Jun K S, Lee Y D, et al. Importance of DOC in sediment for contaminant transport modeling. *Wat. Sci. Tech.*, 1998, 38 (11): 193–199.
- [30] Syvitski J P M, Vorosmarty C J, Kettner A J, et al. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, 2005, 308: 376–380.
- [31] Milliman J D, Meade R H. Worldwide delivery of river sediment to the oceans. *Journal of Geology*, 1983, 91: 1–21.
- [32] Milliman J D. Delivery and fate of fluvial water and sediment to the sea: A marine geologist's view of European rivers. *Scientia Marina*, 2001, 65(suppl.2): 121–132.
- [33] Walling D E, Fang D. Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change*, 2003, 39: 111–126.

- [34] Bobrovitskaya N N, Kokorev A V, Nataly A. Global and Planetary Change, 2003, 39:127–146.
- [35] Syvitski J P M, Saito Y. Morphodynamics of deltas under the influence of humans. Global and Planetary Change, 2007, 57:261–282.
- [36] 许炯心. 流域降水和人类活动对黄河入海泥沙通量的影响. 海洋学报, 2003, 25(5):125–135.
- [37] Langbein W B, Schumm S A. Yield of sediment in relation to mean annual precipitation. American Geophysical Union Transactions, 1958, 39:1076–1084.
- [38] Douglas I Man, vegetation and the sediment yield of rivers. Nature, 1967, 215:925–928.
- [39] Wilson L. Variations in mean annual sediment yield as a function of mean annual precipitation. American Journal of Science, 1973, 273:335–349.
- [40] Ohmori H. Erosion rates and their relation to vegetation from the viewpoint of world-wide distribution. University of Tokyo, Department of Geography Bulletin, 1983, 15:77–91.
- [41] Summerfield M A. Rates of uplift and denudation. In: Summerfield M A, Global Geomorphology. Singapore: Longman Scientific Publications, 1991, 371–402.
- [42] Fournier F. Climate et erosion. Paris:Presses Universitaires de France, 1960, 201.
- [43] Pinet P, Souria M. Continental erosion and large scale relief. Tectonics, 1988, 7:563–582.
- [44] Ahnert F. Functional relationships between denudation, relief and uplift in large mid-latitude drainage basins. American Journal of Science, 1970, 268:243–263.
- [45] Jansen J M L, Painter R B. Predicting sediment yield from climate and topography. Journal of Hydrology, 1974, 21:371–380.
- [46] Probst J L, Amiotte S P. Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa). Hydrological Science Journal, 1992, 37:621–637.
- [47] Ludwig W, Probst J L. River sediment discharge to the oceans: Present-day controls and global budgets. American Journal of Science, 1998, 398:265–295.
- [48] Vorosmarty C J, Meybeck M, Fekete B, et al. Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments. Global and Planetary Change, 2003, 39:169–190.
- [49] Mossa J. Sediment dynamics in the lowermost Mississippi River. Eng. Geol., 1996, 45:457–479.
- [50] Wang H J, et al. Stepwise decreases of the Huanghe (Yellow River) sediment load (1950–2005): Impacts of climate change and human activities. Global and Planetary Change, 2007, 57:331–354.
- [51] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. USDA, Agricultural Handbook No.537. Washington: Government Printing Office, DC, 1978.
- [52] Robinson A R. Sediment yield as a function of upstream erosion. In: Perterson A R, et al. (eds). Universal Soil Loss Equation: Past, present and future. Wisconsin: Soil Science Society of American, 1979.
- [53] Lewis W M, Melack J M, McDowell W H, et al. Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the Americas. Biogeochemistry, 1999, 46:149–162.
- [54] Goolsby D A, et al. Nitrogen flux and sources in the Mississippi River Basin. The Science of the Total Environment, 2000, 248:75–86.
- [55] Conley D J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. Hydrobiologia, 2000, 410:87–96.
- [56] Chang S C, Jackson M L. Fraction of soil phosphorus. Soil Science, 1957, 84:133–144.
- [57] 高全洲, 沈承德. 河流碳通量与陆地侵蚀研究. 地球科学进展, 1998, 13(4):369–375.
- [58] Conley D J. Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. Global Biogeochemical Cycles, 2002, 16, GB1121, doi:10.1029/2002GB001894.
- [59] Wu Y, et al. Sources and distribution of carbon within the Yangtze River system. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2007, 71:13–25.
- [60] Smith S V, Chaers R M, Hollibaugh J T. Dissolved and particulate nutrient transport through a coastal watershed-estuary system. Journal of Hydrology, 1996, 176:181–203.
- [61] Bianchi T S, Wysocki L A, Stewart M, et al. Temporal variability in terrestrially-derived sources of particulate organic carbon in the lower Mississippi River and its upper tributaries. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2007, 71:4425–4437.
- [62] Lobbes J M, Fitznar H P, Kattner G. Biogeochemical characteristics of dissolved and particulate organic matter in Russian rivers entering the Arctic Ocean. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2000, 64(17):2973–2983.
- [63] Liu S M, Zhang J, Chen H T, et al. Nutrients in the Changjiang and its tributaries. Biogeochemistry, 2003, 62:1–18.
- [64] Meybeck M, Ragu A. River discharges to oceans: An assessment of suspended solids, major ions and nutrients, report. Nairobi: U.N. Environ. Programme (UNEP), 1995, 245.

Research Progress in River Transport of Sediments and Associated Particulate Nutrients

LI Xinyan^{1,2}, WANG Fang¹, YANG Libiao¹, YAN Weijin¹

(1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Sediment (also called total suspended solid) river loads and associated particulate nutrients (POC, PN and PP, etc.) greatly influence the ecology and biogeochemistry of estuary and coastal marine environment, leading to water eutrophication. River transport of particulate nutrients is important from regional and global biogeochemical perspective, as POC, PN and PP constitute major portions of C, N and P transported from land to sea. In this paper, the authors summarize progress in river transport of sediments and particulate nutrients in both global and regional scales. In methodology, the study on estimates of particulate nutrients is based on the river sediment load. During the 1950s–1990s, most researches were focused on the impacts of natural processes on the transport of sediments in rivers, and the global river sediment load to the sea was estimated to vary between 8.8 and 64 Pg yr⁻¹. But at present, more attention is paid to the impacts of human activities, and the estimates of global river sediment load to the sea ranged from 11 to 27 Pg yr⁻¹. For the models of river sediment and particulate nutrients reported, most of them were built on global scale. The global river export of POC, PN and PP varied between 170–210 Tg yr⁻¹, 21–30 Tg yr⁻¹ and 9–20 Tg yr⁻¹, respectively. Further calibration and test would be required for these global models to be applied in a specific basin.

Key words: sediments; particulate nutrients; human activity; river; export