

流域生物地球化学循环与水文耦合过程及其调控机制

高 扬^{1,2}, 于贵瑞^{1,2}

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所 生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101;

2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要: 流域生态系统的水文和生物地球化学循环通过水文通量的物理作用紧密耦合, 其时空尺度的物质和能量耦合为流域生物地球化学过程的物质平衡和能量流动提供重要基础。通过研究流域尺度生物地球化学循环—水文耦合过程, 将更加深刻揭示水循环驱动下陆地—水生生态系统碳氮循环与人类活动及气候系统的生物学、物理学和化学过程的耦合机制。本文综合阐述了流域生态系统的时间、空间以及时间—空间尺度的生物地球化学循环与水文耦合特征, 揭示营养元素循环在时间—空间尺度上的耦合特征, 通过大气、陆地、河流、河口和海洋系统形成了一个连续体并由水、气体和气溶胶通量进行物理连接; 分析流域营养物质的生物地球化学循环与水文耦合过程随着时空尺度在大气—陆地界面、陆地—河流界面以及河口—海洋界面的耦合变异性; 最后通过流域生态化学计量特征及水陆交错带对营养物质输出的调控分析耦合过程的生物学调控机制, 以提高对流域景观水平的生态水文、生物地球化学和生态动力学的理解。

关键词: 流域; 生物地球化学; 水文过程; 耦合; 控制机制

DOI: 10.11821/dlxb201807015

1 引言

陆地生态系统(土壤剖面和坡地尺度)和水生生态系统(溪流、湖泊或湿地)的水文和生物地球化学过程之间通过水文通量的物理作用紧密耦合, 其水、碳和营养物质循环过程影响着流域生态系统生产力以及大气和下游水体的物质交换^[1-2]。流域是陆地—水生生态系统的基本单元, 而在流域的基本单元里, 水循环过程作为各种物质、能量循环的主要驱动力和载体, 在特定时空尺度上为生物地球化学过程的物质平衡提供了基础^[3]。流域生态系统通过水、碳和营养物质的地表径流过程研究可以得到闭合流域的物质和能量输出, 从而为流域地表—大气和地表—地下界面的营养物质循环和水文过程耦合研究提供重要科学依据。因此在流域尺度上可以通过陆地—水生生态系统物质和能量流的转换耦合大气、植物、土壤、地下水以及河流各个过程^[1](图1)。

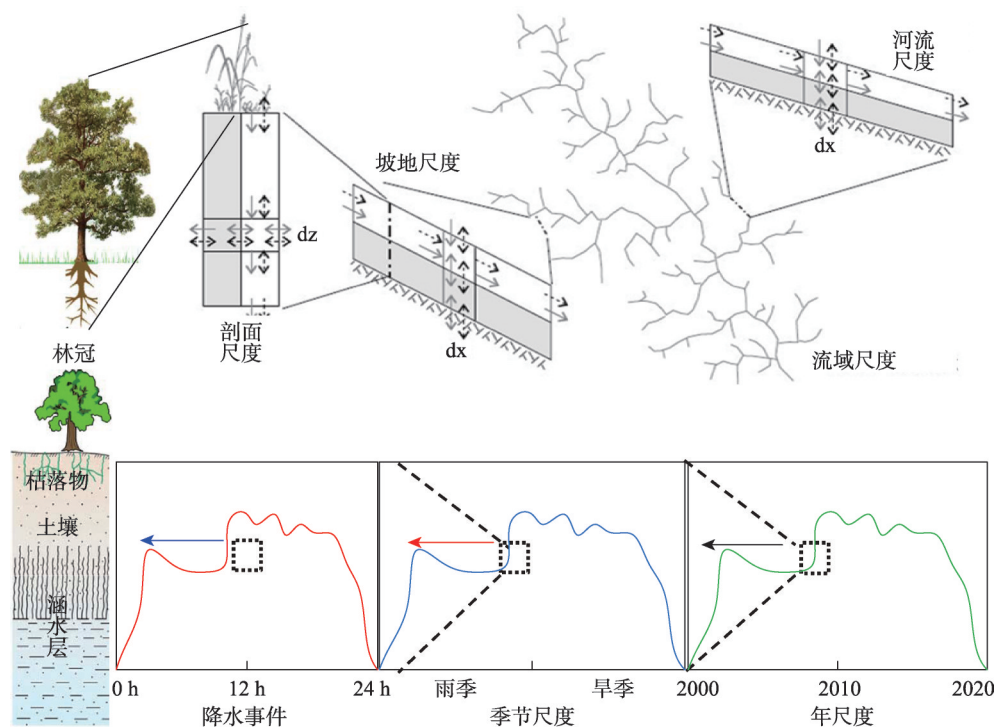
本文综合阐述了流域水文过程驱动下营养物质在时空尺度、不同界面的循环特征, 分析了生物调控因素对流域水文和生物地球化学耦合过程的限制及影响, 着重描述了流域生物地球化学循环与水文过程耦合的概念和研究方法。通过研究流域尺度生物地球化

收稿日期: 2017-11-08; 修订日期: 2018-05-07

基金项目: 国家“十三五”重点研发计划(2016YFC0500202); 国家自然科学基金项目(31570465); 中国科学院青年创新促进会资助 [Foundation: National Key Research Program of China, No.2016YFC0500202; National Natural Science Foundation of China, No.31570465; Youth Innovation Promotion Association CAS]

通讯作者: 高扬(1981-) 岗位教授/副研究员, 主要从事C、N、P生物地球化学循环及水文耦合过程研究。

E-mail: gaoyang@igsnrr.ac.cn



注：白色区域表示土壤剖面的水文活性孔隙，坡面尺度的宏观孔隙以及河流剖面流动的水流；阴影区域表示土壤剖面、坡地的固相和断开的孔隙空间或河流剖面的蓄水和河床；灰色和黑色虚线箭头分别表示水和生物地球化学元素通量（如碳、氮、磷）（部分改自文献[3]）。

图1 流域生物地球化学和水文时空动态耦合过程

Fig. 1 Watershed biogeochemical cycle and its hydrological coupling processes at spatial and temporal scales

学循环—水文耦合过程，更加深刻揭示水循环驱动陆地—水生生态系统碳氮循环与人类活动及气候系统的生物学、物理学和化学过程的耦合机制，探讨其对流域单元结构与系统功能的影响，这将有助于提高对景观尺度的流域生态水文、生物地球化学及其生态动力学的理解。

2 流域水文与营养物质循环时空耦合特征

如图1所示，碳及营养物质循环通过土壤剖面、沿着山坡、溪流，汇入江河湖海，水文要素通过物理作用（如贮存与水文活动区）和化学作用（如有机与无机化合物）调控不同水文单元区间的碳与营养物质交换，进而控制陆地和水生生态系统中的生物地球化学过程^[3]。流域营养物质交换及其生物地球化学过程导致贡献区输出（异地效应）到河流形态转换（原地效应）的生物地球化学反应动力学，同时由于水文气候驱动因素的波动，其在时间上也是高度变化的^[4]。

2.1 时间尺度

流域水文在时间尺度上通过波峰波谷动态变化改变流域物质循环的边界条件，同时流速变化随时间变化改变了河流的生物地球化学反应的动力学。当河流流速在降雨过程中变化较大时，流域生物地球化学过程主要受来自上游源头或被洪水、强降雨破坏的底栖群落的异地碳和养分输入的影响^[5-6]。在基流和暴雨条件下，当地和外部环境的变化分

别控制了流域生物地球化学过程时, 河流和土壤中的水文循环与营养物质循环耦合方式是相似的^[7-8]。

强降雨事件会造成植被树冠、林地和土壤的冲刷从而调动养分和可溶性碳, 并通过淋溶和冲刷效应迁移至土壤深层直至基岩, 这将大大提高微生物分解基质的生物可利用性, 同时改善植被群落的营养状况^[9]。在永久性 or 季节性干旱和半干旱的流域生态系统中, 水分限制条件占主导地位, 生物地球化学通量受到孔隙水的可利用性和时间变异性的影响^[10-11]。降雨事件提高了土壤含水量引起的生物活动增加, 其中包括了土壤微生物和营养汇以及植被根系—土壤隔间的生物化学反应^[12-13], 例如, 降雨增加了植被对土壤养分的吸收, 在干旱的条件下也会增加土壤养分积累^[14]。因此, 干旱期间的生物地球化学动力学与降雨发生后的动力学在性质和数量上存在差异, 类似于在河流中的基流和峰值水流条件下发生的生物地球化学行为。泥沙和颗粒、溶解态的碳和养分的输送过程发生在除地下水输送过程的局部地区和区域尺度, 大多数河流从局部地区到区域的输送过程随时间和空间尺度不断变化, 包括点源和地表径流的日变化, 河岸带的日变化到周或月变化, 浅含水层的周变化到年变化, 深含水层的年变化到多年变化。

2.2 空间尺度

营养物质螺旋概念的提出, 是模型研究从河流水文单元到流域养分运输和营养物质汇的基础^[15-16]。营养物质螺旋概念可以描述为一个综合的稳态流域模型, 即物质悬浮或溶液作为一个整体区间被运输并且相互作用于静态的流域单元^[17-18]。完整的流域模型不能忽视耦合的空间—时间动力学, 需要使用平流—反应—扩散方程^[19-21]。现有生物地球化学模型发展的限制因素是它们通常忽略了水文驱动因素的时间变异性, 即营养物质的径流过程随时间的动态变化; 另外侧重于基流条件时, 原地物质输出过程也是主要考虑的因素。类似的“山坡螺旋”也包括高度间歇性以及下游养分的平流运输, 其中在运输过程中存在着有机和无机形式交换, 如藻类生长、死亡和沉积、分解、有机化合物的矿化、矿物颗粒P的吸附/解吸和反硝化过程。相比于河流养分循环^[22-23], 土壤中营养物质循环的空间要小很多, 因为土壤的水渗流很缓慢, 通过某些化学形式的有机分子或物理形式的土壤团聚体的运输时间较长。

2.3 空间—时间尺度耦合

陆地—水体系统的空间耦合异质性由于不同流域单元营养物质的周转时间形成养分循环的汇, 进而缓冲了水文压迫, 提供了强大的养分保持能力^[23-24]。空间变异性(输送时间分布)和时间变异性(气候驱动因素)的随机表述代表了高度复杂的流域生态系统选择^[25]。基于水和溶质运输时间分布的拉格朗日方法, 在水文和溶质运输模型^[26-27]和陆地生物地球化学模型是常见的^[28]。在水生和陆地系统中, 这些随机模型有可能以简明而又易于分析的方式来捕捉空间和时间耦合尺度下水文驱动营养物质循环的变异性(图2)。

目前空间—时间尺度耦合模型可分为: ① 基于水文过程的扩展模型。这类模型基于降水—径流关系, 耦合关键的生物地球化学和水质过程, 代表性模型有 HSPF^[29]、ANSWERS^[30]、GBNP^[31]、HBV-N^[32]、TVGM^[33]和 HYPE^[34]等。② 基于河流水质过程的扩展模型。这类模型重点关注水体污染物的迁移转化过程, 可以精确模拟河道水系中高时空分辨率的水质要素(如不同形态氮素等)变化, 代表性模型包括 WASP^[35]、EFDC^[36]。③ 基于生物地球化学过程的扩展模型。这类模型在模拟田间尺度植被生理生态过程、营养源(C、N、P等)和水在土壤中的垂向运动方面具有较强的优势, 代表性模型有 SOILN^[37]、EPIC^[38]、DNDC^[39]和 ICECREAM^[40]。

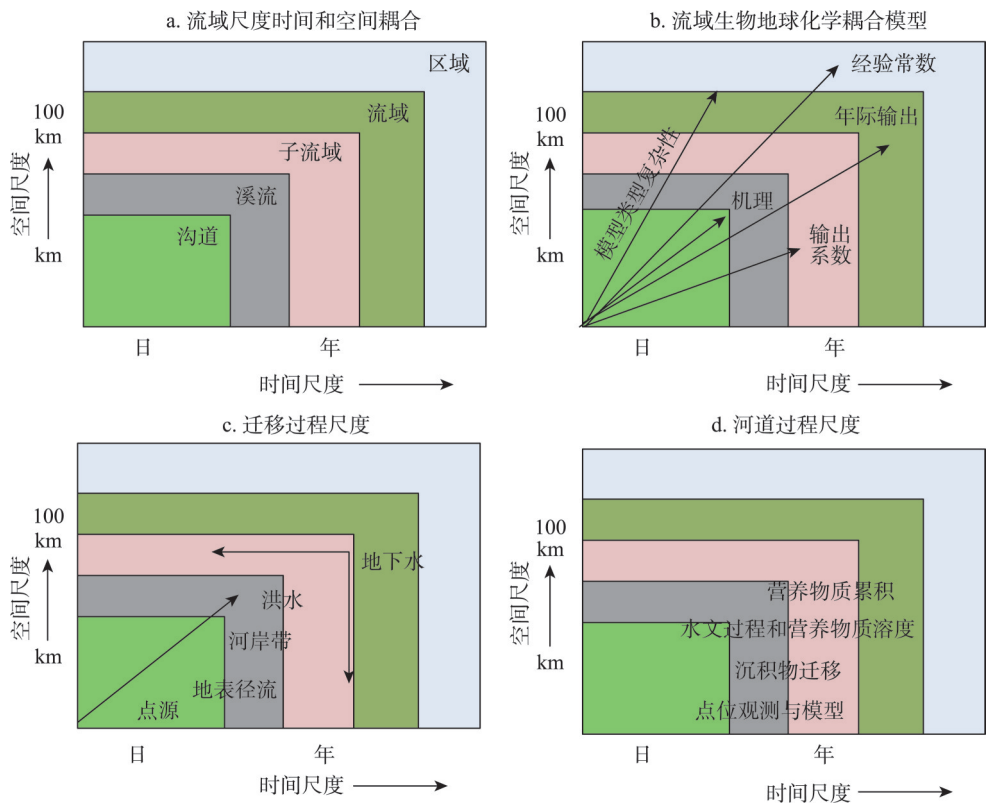


图2 流域生物地球化学空间和时间尺度过程、河流系统复杂性和模型耦合、营养物质输移尺度和河道过程尺度^[44]

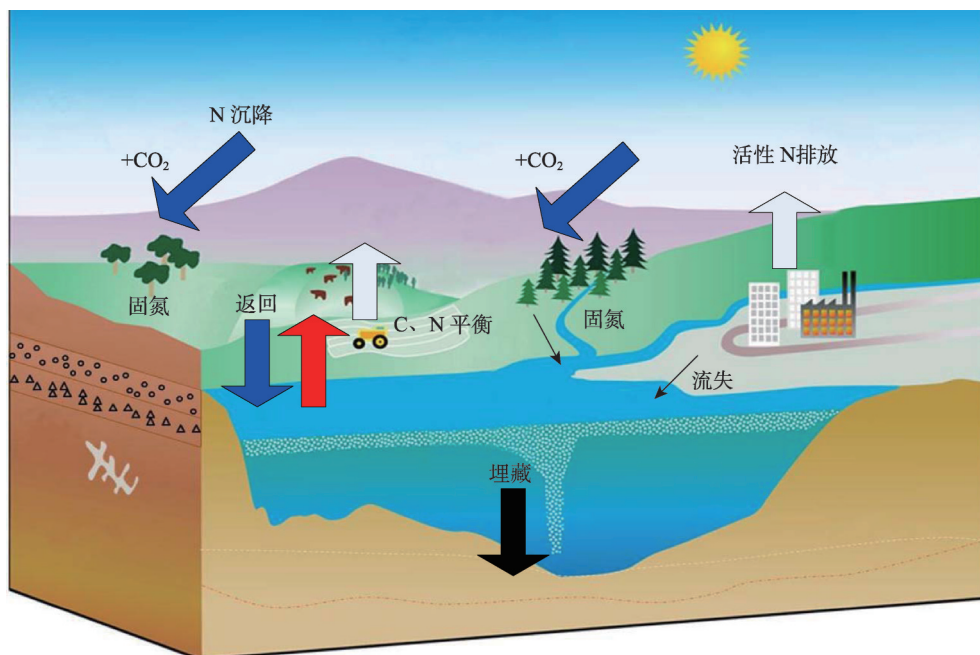
Fig. 2 Watershed biogeochemical processes at spatial-temporal scale (a), rivers system complex and its coupled model (b), nutrients transport at different scales (c) and river process research at channel scale (d)

养分从陆地向海洋的运移研究反映了水生和陆地生态系统中碳和营养物质耦合的生物地球化学过程。河口系统的动力学反应河口系统内的养分循环及其叠加溶质的平流运输过程^[41], 养分比例反应近海河流相关的浮游植物水华的物种变化; 土壤溶质运输相关的时间尺度在陆地和水生系统中是不同的, 在土壤中的运移长度比河流中更短^[22]。基流和暴雨径流条件下发生的生物地球化学过程的动态变化^[3,42]、季节性变化^[42-43]、甚至更长的时间尺度变化 (十年、百年), 与保留和释放过去储存的营养元素相关。因此, 营养元素循环在时间—空间尺度上发生了耦合, 大气、陆地、河流、河口和海洋系统形成了一个连续体, 由水、气体和气溶胶通量进行物理连接^[3]。

3 流域营养物质界面耦合特征

流域营养物质的生物地球化学过程与水文耦合过程随着时空尺度在不同界面存在耦合变异性。例如, 土壤—植被碳—水过程的主要耦合节点是根系和土壤, 植被—大气间碳—水耦合过程以气孔为主要耦合节点, 主要表现为植被—大气间 CO₂和水汽的交换过程, 土壤—大气间碳—水耦合过程以土壤—大气界面为耦合节点, 主要表现为土壤的水分蒸发与土壤的 CO₂排放, 植物体内的碳—水耦合过程以碳—水间的生化反应为耦合节点, 主要表现为碳水间的化合反应和对碳水化合物的运输作用。在流域尺度上, 如活性

N沉降带来的矿化强化作用优先影响陆地生态系统N进程, 包括初级生产力和硝酸盐浸出^[45]; 加速N沉降将增加土壤中的无机氮以及净N矿化和硝化速率, 但会降低土壤微生物C的生物量^[46], 随着活性N沉降的增加, C生产力将增加N损失的可能性(图3)。McLauchlan等指出^[47], 随着N投入增加, N的有效性可能会下降, 但随着更多的N储存在有机物质中, 其随后的更替率也有助于植物对有效N的吸收, 促进植物生产力的提高^[48-49]。流域水文过程是从大气到海洋的连续体, 这对研究生物地球化学过程耦合变异性具有重要的意义(图3)。



注: 白色箭头表示工业、车辆和人为活动排放的活性氮; 蓝色箭头表示N沉降; 红色箭头表示N释放并返回大气; 黑色箭头表示海洋和水生生态系统中的N沉降。C和N平衡表明, 碳汇和增加的大气CO₂浓度将降低陆地N的有效性, 导致大气和湖泊的N通量相对减少。活性氮排放量的增加以及人为N输入的总量可能会变得很大, 以维持全球尺度上生态系统N有效性的平衡^[50]。

图3 陆地和水生生态系统C-N耦合循环关系

Fig. 3 C-N coupling cycle relationship between terrestrial and aquatic ecosystem

3.1 大气—陆地界面

大气—陆地界面主要包括生源要素大气干湿沉降对陆表过程影响以及微生物与植被过程驱动下生源要素以气态形式的交换过程, 而大量营养元素循环在大气—陆地界面发生耦合作用, 例如, N、S不是独立沉降, 而是SO₂和NH₃发生了共同沉降^[51], 因此大气中的氮硫耦合循环已经导致了N、S沉降的地理模式发生了很大的非线性变化^[52]。通过对英国Tillingbourne流域林下冠层的穿透雨监测, 显示S干沉降量减少89%, 酸沉降量减少98%, 这又反过来对流域土壤、水、河流到河口和海洋环境的N输出产生影响^[53]。Àvila等研究地中海流域发现, 硫酸盐沉降降低流域河水中的碱度, 保存了大部分N的沉降^[54], 但在排水河流中硝酸盐浓度缓慢增加^[55]。泥炭中的甲烷产生受到硫酸盐和硝酸盐沉降的抑制, 但随着N、S沉降降低, 来自湿地的甲烷排放量因此增加^[56]; 而淡水中的甲烷排放主要受到N、P、C、S、Fe和Mn循环相互作用的影响^[57], S沉降将降低淡水河流中溶解性有机碳的输出^[58]。

3.2 陆地—河流界面

河岸区和潜流带是陆地和河流养分交换和通量转化的关键区域^[59],该界面养分输送主要在降雨驱动下受物理(如侵蚀)和化学(如淋溶)过程的影响,而非生物过程的影响^[60-61]。陆地—河流界面的生物地球化学过程大大增加河网进入海洋的养分循环速率和通量。河流输入营养物质到河岸区和潜流带导致营养元素在陆地—河流界面上的反应性、损失过程和通量的变化,并提高了陆地—河流界面上的C循环和减少了C的径流输送过程^[55]。在田间尺度上,陆地—河流界面上的N通量主要是由于土壤硝酸盐输送到地下水或通过淋溶进入排水区而造成的矿化氮积累^[62-63]。田间尺度P通量也受土壤磷积累的驱动,但与N相比,P与土壤颗粒的高度反应和输移主要发生在特定地区的土壤冲刷区,特别是那些易受侵蚀的地区,被侵蚀的颗粒相对于它们所在的土壤有更丰富的C、P含量^[51]。少量其他形式的N、P输移发生在地表径流中或通过不定时田间肥料应用或不必要放牧后的排水过程中^[64-65]。

流域土壤中C和N的变化显著影响着流域生态系统的生产力,河流会以颗粒态有机C和溶解态有机C的形式向海洋输送部分净初级生产力,物理侵蚀速率是河流对海洋输出成岩有机碳效率的主要控制因素。不同形态的N、P转化发生在流域下游运输过程中,N、P滞留时间是湖泊和河流N、P输送的根本区别^[66]。虽然土地利用及管理本身可以影响流量和路径,但是流量更大时,水文过程是N、P浓度一个更重要的驱动因素^[67];同时由于监测频率不够以及缺乏对河流过程的了解,流域尺度上陆—水界面流量估测的不确定性会增加^[67]。Worrall等研究表明^[65],在河道内有60%的N保留,P保留值也上升到60%,这说明河流不是一个简单的被动运输系统,而是在陆地和河口或海洋环境之间充当“反应管道”^[55, 68]。

3.3 河口—海洋界面

河口—海洋界面生物地球化学过程主要包括河流系统(包括河流和地下水)养分通量输入到近海改变海洋生物系统养分状况及生物多样性^[69],以及通过影响海洋水体营养状况改变海洋—大气界面的C/N交换过程,例如N多以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 形式存在于水中并随径流流失,进入水生生态系统后的活性N会产生潜在对气候的重要影响,这将刺激水体对大气 CO_2 的吸收和 N_2O 排放。未来需通过大量降低活性N沉降及排放,将其潜在风险控制可在可接受的范围内。

Whitehead等认为增加入海河流养分通量将对近海环境产生有害影响^[70],而影响程度主要取决于近海大陆架的自然环境^[71-72]。河口系统内的养分循环及其对生态系统的影响是一个研究难点,主要与潮汐流的河口内复杂流动有关^[69]。河口系统可能非常混浊,因此光照可以限制初级生产力,即使在光照水平允许藻类水华生长的地方,河口系统的动力学也受到系统流体力学的影响;它的时间尺度从分钟到日周期再到春季/小潮潮汐周期,最后到由光和河流长期变化驱动的年周期^[73]。

Tappin等研究表明,河流内在系统及其与河口的,养分循环是相互联系的^[73],这不仅适用于氮和磷,而且对硅具有更重要意义。在整个流域,特别是在流域的河口系统内,人类活动改变了水流,经常把河流系统作为洪水管理的一部分^[74]。气候变化和相关的海平面上升需要改变沿海管理,这些措施通过碳储存和养分保留可能有助于减缓气候变化^[75]。Adams等研究盐沼在养分和C循环中的作用,说明了营养物质循环之间的复杂关系,初级生产将C、N、P纳入有机物质^[76],随后可将其埋藏在沉积物中,有机物的分解将释放所有这些成分^[55]。然而,埋藏在盐沼的养分也可以消耗氧气使之处于缺氧环境中,其中硝酸盐在P和Fe(III)降低的条件下将替代电子受体并且脱氮成为气体产物^[69]。这一分析

说明了海洋系统区别于淡水系统的一种方式, 因为海洋系统中富集硫酸盐, 它作为终端电子受体减少了甲烷的排放^[75]。

由于流域内人类生产生活不合理的N输入, 河流会向海洋输入大量的N, 这种营养输入会增加水体富营养化, 引起藻类及其他浮游生物迅速繁殖, 水体溶解氧量下降, 改变水质和生产力; 同时浮游生物会消耗大量的溶解态无机C, 导致水气界面的CO₂分压降低, 空气—海洋CO₂通量增加^[77-78]。流域水体与大气之间进行的CO₂交换过程既是全球C循环的组成部分, 也是流域C交换的重要途径。一些生物地球化学过程通过光合作用导致海洋中的C隔离, 富营养化导致水体养分浓度增大, 水体透明度降低^[79], 对某些物种有利, 但也会损害其他物种, 扭曲或破坏沿海生态系统的平衡^[80]。此外, 一些由浮游植物形成的颗粒状有机物质沉积在海底, 因此被隔离^[81]。由于酸化降低P的生物利用度, 藻类生长潜力降低, 导致水生生态系统营养不良, 海洋中硫酸盐沉积形成^[82]。

4 流域营养物质循环调控机制

生物地球化学过程通过对陆地下垫面土壤、植被覆盖的作用而对陆面过程反馈大气的水汽、潜热、感热和CO₂等产生影响; 同时陆面过程的辐射传输、动量、质量和能量的交换又影响生物地球化学循环, 包括光合作用、自养呼吸作用、土壤呼吸^[83]。水文过程影响着生物地球化学循环交换传输过程, 同时生物地球化学过程又影响水的分布、运动规律如蒸散发、降雨截留等。可见陆面—水文与生物地球化学过程紧密的耦合在一起, 而且它们之间的相互作用十分广泛复杂。虽然生物与非生物过程(主要指降水驱动或地形地貌、地理位置等物理因素)的相对重要性可能不同^[84-85], 但是陆地和水生生态系统中有机的生物分解也遵循相似的生物控制模式。

在叶片尺度上, 气孔作为CO₂和水汽通道, 同时影响着植物光合作用和蒸腾作用过程, 控制着植物C-N-H₂O间的平衡关系; 在植物体内, 光合作用为主的一系列碳—水生化反应形成了碳—水间最刚性的生化耦合; 冠层的碳—水耦合的作用机制除了来自叶片光合—蒸腾间的耦合作用外, 还有生态系统对碳、水循环的同向驱动作用, 叶片作为光合—蒸腾的共同发生器官, 其生长活动和物候特征对冠层的碳、水通量具有同步的控制作用。可见生物体的关键细胞过程需要C、N、P和其他营养物质, 而这些元素循环的认知对于理解流域C-N-H₂O循环动态耦合过程是至关重要的^[86]。虽然各种元素可以限制特定地点和时间的植物生长, 但大多数水生生态系统的生产力是受到大量营养元素氮和磷的浓度、分子形式和化学计量控制的^[86-88]。

4.1 生物作用对流域生态化学计量的影响

流域尺度上的生态化学计量特征在很大程度上控制了在陆地生态系统^[89-90]和水生生态系统^[91-92]植物残体分解中的碳和有机养分的平衡。从图4中可以看出, 碳氮比和碳磷比从较高值收敛到较低值, 其中较高值来自衰老叶片和进入分解期的木材, 而较低值来自典型的分解者和消费者^[92-93]; 来自初级生产者分解的残留物中营养物质富集现象(尤其是N和P)在陆地和水生生态系统是很常见的, 而且代表了分解的生物特征^[91-92, 94]。然而, 残留体对P的固定和保留是普遍有效的, 而且相对于陆地, 水体中P淋溶更加显著。虽然增加水生系统中的淋溶作用会对分解物质的化学计量产生潜在的影响, 但相比水体中凋落物导致养分流失所引起生态化学计量的变化^[95], 水体破碎的活动预计不会改变化学计量的轨迹(图4)。在分解过程中, 养分常见的矿化模式明显地存在于沿土壤剖面的垂直方向, 同时在河流平流方向上也存在差异。

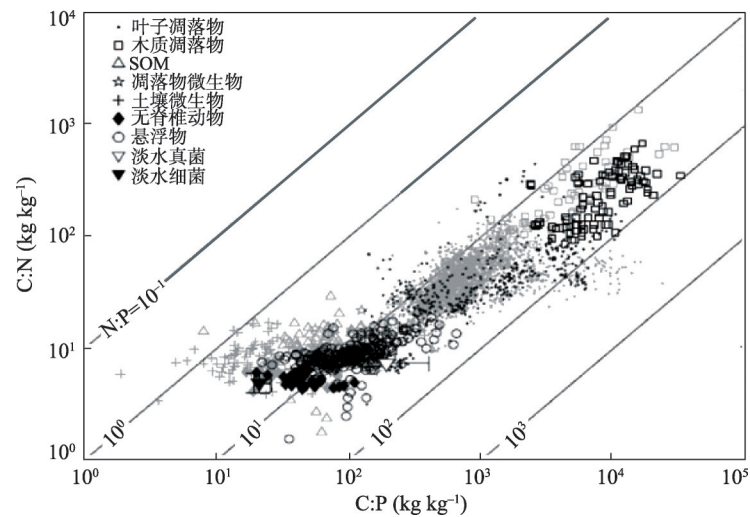


图4 陆地生态系统(灰色符号)和水生生态系统(黑色符号)的分解过程中C:N和C:P比^[3]
Fig. 4 Convergence in C:N and C:P ratios during decomposition in terrestrial (grey symbols) and aquatic (black symbols) ecosystems

4.2 水陆交错带对营养物质输出的调控

水陆交错带是水生与陆地生态系统之间进行能量、物质和信息交换的重要生物过渡带，具有较高地下水位生态带，其潜水层在河床与水陆交错带的下部，是一个以地表河床水为水源的饱和沉积层。由于本身有地下水的存在，加之地表水的下潜，使潜水层成为地下水和地表水的混合体，地表水和地下水含有不同的化学成分物质，能够更有效地对一些营养物质进行处理和溶解，提高了河流去除富营养化物质的能力。水陆交错带可以有效的减缓径流并截留污染物，通过其植被和土壤的过滤、渗透、吸收、滞留作用，极大地减少进入水体和地下水的农业径流等污染物，降低水体富营养化现象的发生几率^[97-98]。

水陆交错带植被对岸坡的保护功能中起了主导性作用^[99-100]，这是由于水陆交错带植被的根系与土壤有一定的交互作用，植被的茎、枝和叶片有效的增加了地表的粗糙度，从而起到减缓地表径流和减轻水流对河岸的侵蚀作用。由于水陆交错带土层薄、石砾含量高等特点，根系在植物固定和保持土壤、养分循环、土壤结构改善中起着更加重要的作用，因此水陆交错带在调控营养物质输出方面起着重要的作用^[101]。植物在水陆交错带中生物地球化学作用中扮演了举足轻重的角色，例如水陆交错带植被对N过滤和滞留作用十分明显，过滤的N含量可以达到进入河流水体中N含量的6倍，且森林类型的水陆交错带对N元素的吸收要优于草本植被^[102-103]。

5 展望

流域生物地球化学循环与水文耦合过程既是陆地—水生生态系统的最为重要的物质循环过程，又是能量传输和养分循环的载体。充分考虑流域景观尺度时间—空间异质性，在水文循环与营养物质循环耦合模型中嵌入地形特征的统计性质，从流域尺度揭示陆地—水生生态系统在水文过程驱动下的碳与营养物质的能量交换，有助于从景观水平尺度提高对生物地球化学循环与水循环耦合过程的理解。目前对于流域生物地球化学循环与水文耦合过程研究的主要挑战在于将这些跨学科概念整合在一个系统的数学框架

中,从物理和生物学的角度对这些耦合动力学进行量化描述景观或区域尺度上的水文和生物地球化学耦合过程,这也是当今地球系统科学与全球变化系统科学研究的前沿问题之一。

未来研究流域生物地球化学与水文过程研究需要考虑整个河网,把流域空间的任何一点的流速与生物地球化学过程联系起来,其生物化学过程控制了陆地—水体边界处的溶解、悬浮和静态区间的营养物质和C交换。河网通过生物吸收—降解以及物理过程参与异地输入和原地C、物质能量源的转换。此外由于生命元素(如C、N、P)参与生物过程,可追溯其在源区的土地利用及河流中形态,因此河口—海洋界面生物地球化学循环研究需充分考虑从水源到海洋的异养和自养过程变化的平衡以及河网单元进行的空间集成核算。

参考文献(References)

- [1] Lohse K A, Brooks P D, McIntosh J C, et al. Interactions between biogeochemistry and hydrologic systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 2009, 34: 65-96.
- [2] Gao Y, Yu G R, He N P, et al. Is there an existing healthy threshold for carbon storage in the ecosystem? *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(9): 4687-4688
- [3] Manzoni S, Porporato A. Common hydrologic and biogeochemical controls along the soil- stream continuum. *Hydrological Process*, 2011, 25: 1355-1360.
- [4] Gao Y, Yu G R, He N P. Equilibration of the terrestrial water, nitrogen, and carbon cycles: Advocating a health threshold for carbon storage. *Ecological Engineering*, 2013, 57: 366-374
- [5] Saunders T J, McClain M E, Llerena C A. The biogeochemistry of dissolved nitrogen, phosphorus, and organic carbon along terrestrial-aquatic flowpaths of a montane headwater catchment in the Peruvian Amazon. *Hydrological Processes*, 2006, 20: 2549-2562.
- [6] Valett H M, Thomas S A, Mulholland P J, et al. Endogenous and exogenous control of ecosystem function: N cycling in headwater streams. *Ecology*, 2008, 89: 3515-3527.
- [7] Gao Y, Zhu B, Yu G R, et al. Coupled effects of biogeochemical and hydrological processes on C, N, and P export during extreme rainfall events in a purple soil watershed in southwestern China. *Journal of Hydrology*, 2014, 511: 692-702
- [8] Frost P C, Kinsman L E, Johnston C A, et al. Watershed discharge modulates relationships between landscape components and nutrient ratios in stream seston. *Ecology*, 2009, 90: 1631-1640.
- [9] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 2000, 165: 277-304.
- [10] Rodriguez-Iturbe I, Porporato A. *Ecology of Water-Controlled Ecosystems, Soil Moisture and Plant Dynamics*. Cambridge: Cambridge University Press, 2004.
- [11] Schimel J, Balser T C, Wallenstein M. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology*, 2007, 88: 1386-1394.
- [12] Austin A T, Yahdjian L, Stark J M, et al. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 2004, 141: 221-235.
- [13] Schwinning S, Sala O E. Hierarchy of responses to resource pulses in and semi-arid ecosystems. *Oecologia*, 2004, 141: 211-220.
- [14] Augustine D J, McNaughton S J. Temporal asynchrony in soil nutrient dynamics and plant production in a semiarid ecosystem. *Ecosystems*, 2004, 7: 829-840.
- [15] Webster J R. Analysis of potassium and calcium dynamics in stream ecosystems on three southern Appalachian watersheds of contrasting vegetation. University of Georgia: Athens, GA; 232, 1975.
- [16] Newbold J D, Elwood J W, Oneill R V, et al. Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1981, 38: 860-863.
- [17] Essington T E, Carpenter S R. Nutrient cycling in lakes and streams: Insights from a comparative analysis. *Ecosystems*, 2000, 3: 131-143.
- [18] Cross W F, Benstead J P, Frost P C, et al. Ecological stoichiometry in freshwater benthic systems: Recent progress and perspectives. *Freshwater Biology*, 2005, 50: 1895-1912.
- [19] Bencala K E, Walters R A. Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: A transient storage

- model. *Water Resources Research*, 1983, 19: 718-724.
- [20] Aumen N G. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 1990, 9: 95-119.
- [21] Runkel R L. Toward a transport-based analysis of nutrient spiraling and uptake in streams. *Limnology and Oceanography-Methods*, 2007, 5: 50-62.
- [22] Wagener S M, Oswood M W, Schimel J P. Rivers and soils: Parallels in carbon and nutrient processing. *Bioscience*, 1998, 48: 104-108.
- [23] Fisher S G, Sponseller R A, Heffernan J B. Horizons in stream biogeochemistry: Flowpaths to progress. *Ecology*, 2004, 85: 2369-2379.
- [24] Ensign S H, Doyle M W. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 2006, 111: G04009.
- [25] Katul G, Porporato A, Oren R. Stochastic dynamics of plant-water interactions. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 2007, 38: 767-791.
- [26] Rinaldo A, Marani A, Bellin A. On mass response functions. *Water Resources Research*, 1989, 25: 1603-1617.
- [27] McDonnell J J, McGuire K, Aggarwal P, et al. How old is streamwater? Open questions in catchment transit time conceptualization, modelling and analysis. *Hydrological Processes*, 2010, 24: 1745-1754.
- [28] Manzoni S, Porporato A. Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41: 1355-1379.
- [29] Bicknell B R, Imhoff J C, Kittle J L, et al. *Hydrologic Simulation Program-FORTRAN (HSPF): User's Manual for Release 10*. Report No. EPA/600/R-93/174. Athens, Ga.: U.S. EPA Environmental Research Lab., 1993.
- [30] Bouraoui F, Dillaha T A. ANSWERS- 2000: Runoff and sediment transport model. *Journal of Environmental Engineering*, 2014, 122(6): 493-502.
- [31] Yang D W, Herath S, Musiak K. Development of a geomorphology-based hydrological model for large catchments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1998, 42: 169-174.
- [32] Arheimer B, Brandt M. Watershed modelling of non-point nitrogen pollution from arable land to the Swedish coast in 1985 and 1994. *Ecological Engineering*, 2000, 14: 389-404.
- [33] Zhang Y Y, Shao Q X, Ye A Z, et al. Integrated water system simulation by considering hydrological and biogeochemical processes: model development, with parameter sensitivity and autocalibration. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2016, 12(5): 4997-5053.
- [34] Lindström G, Pers C P, Rosberg R, et al. Development and test of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) model: A water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research*, 2010, 41(3/4): 295-319.
- [35] Di Toro D M, Fitzpatrick J J, Thomann R V. Water quality analysis simulation program (WASP) and model verification program (MVP)-Documentation. *Hydroscience, Inc.*, Westwood, N Y, for U.S. EPA, Duluth, MN, Contract No., 1983, 68-01-3872.
- [36] Hamrick J M. A three-dimensional environmental fluid dynamics computer code: Theoretical and computational aspects, Special Report, The College of William and Mary, Virginia Institute of Marine Science, Virginia, USA, 317, 1992.
- [37] Johnsson H, Bergstrom L, Jansson P E, et al. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1987, 18(4): 333-356.
- [38] Sharpley A N, Williams J R. EPIC-erosion/productivity impact calculator: 1. Model documentation. *Technical Bulletin-United States Department of Agriculture*, 1990, 4(4): 206-207.
- [39] Li C, Frolking S, Frolking T A. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, 1992, 97(D9): 9759-9776.
- [40] Tesoriero A J, Duff J H, Wolock D M, et al. Identifying pathways and processes affecting nitrate and orthophosphate inputs to streams in agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38: 1892-1900.
- [41] Manzoni S, Katul G G, Porporato A. Analysis of soil carbon transit times and age distributions using network theories. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 2009, 114: G04025.
- [42] Halliday S J, Wade A J, Skeffington R A, et al. An analysis of long-term trends, seasonality and short-term dynamics in water quality data from Plynlimon, Wales. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 186-200.
- [43] Neal C, Reynolds B, Rowland P, et al. High-frequency water quality time series in precipitation and streamflow: From fragmentary signals to scientific challenge. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 3-12.
- [44] Bouwman A F, Bierkens M F P, Griffioen J, et al. Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: Towards integration of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences*, 2013, 10: 1-23.

- [45] Castellano M J, Kaye J P, Lin H, et al. Linking carbon saturation concepts to nitrogen saturation and retention. *Ecosystems*, 2012, 15: 175-187.
- [46] Liu X J, Duan L, Mo J M, et al. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: An overview. *Environmental Pollution*, 2011, 159: 2251-2264.
- [47] McLauchlan K K, Williams J J, Craine J M, et al. Changes in global nitrogen cycling during the Holocene epoch. *Nature*, 2013, 495: 352-355.
- [48] Wang X L, Wang Y Q, Wang Y J. Use of exotic species during ecological restoration can produce effects that resemble vegetation invasions and other unintended consequences. *Ecological Engineering*, 2013, 52: 247-251.
- [49] Wu J, Liu Z M, Qian J Q. Non-linear effect of habitat fragmentation on plant diversity: evidence from a sand dune field in a desertified grassland in northeastern China. *Ecological Engineering*, 2013, 54: 94-96.
- [50] Gao Y, He N P, Zhang X Y. Effects of reactive nitrogen deposition on terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecological Engineering*, 2014, 70: 312-318.
- [51] McLeod A R, Holland M R, Shaw P J A, et al. Enhancement of nitrogen deposition to forest trees exposed to SO₂. *Nature*, 1990, 347: 277-279.
- [52] Fowler D, Smith R, Muller J B A, et al. Long-term trends in sulphur and nitrogen deposition in Europe and the cause of non-linearities. Brimblecombe P, Hara H, Houle D. *Acid Rain- deposition to Recovery*. Dordrecht, Netherlands: Springer, 2007: 41-47.
- [53] Skeffington R A, Hill T J. The effects of a changing pollution climate on throughfall deposition and cycling in a forested area in southern England. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 28-38.
- [54] Àvila A, Rodà F. Changes in atmospheric deposition and streamwater chemistry over 25 years in undisturbed catchments in a Mediterranean mountain environment. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 18-27.
- [55] Jarvie H P, Jickells T D, Skeffington R A, et al. Climate change and coupling of macronutrient cycles along the atmospheric, terrestrial, freshwater and estuarine continuum. *Science of the Total Environment*, 2012, 434(18): 252-258.
- [56] Watson A, Nedwell D. Methane production and emission from peat: the influence of anions (sulphate, nitrate) from acid rain. *Atmospheric Environment*, 1998, 32: 3239-3245.
- [57] Moss B. Cogs in the endless machine: Lakes, climate change and nutrient cycles: A review. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 130-142.
- [58] Evans C, Monteith D, Cooper D. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 2005, 137: 55-71.
- [59] Trimmer M, Grey J, Heppell C M, et al. River bed carbon and nitrogen cycling: State of play and some new directions. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 143-158.
- [60] Vitousek P M, Porder S, Houlton B Z, et al. Terrestrial phosphorus limitation: Mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecological Applications*, 2010, 20: 5-15.
- [61] Quinton J N, Govers G, Van Oost K, et al. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geoscience*, 2010, 3: 311-314.
- [62] Rowe E C, Emmett B A, Frogbrook Z L, et al. Nitrogen deposition and climate effects on soil nitrogen availability: Influences of habitat type and soil characteristics. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 62-70.
- [63] Stenberg M, Ulén B, Söderström M, et al. Tile drain losses of nitrogen and phosphorus from fields under integrated and organic crop rotations. A four-year study on a clay soil in southwest Sweden. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 79-89.
- [64] Newell-Price J P, Harris D, Taylor M, et al. (ADAS, UK). An inventory of mitigation methods and their effects on diffuse water pollution, greenhouse gas emissions and ammonia emissions from agriculture. Final Report, 2011.
- [65] Worrall F, Davies H, Burt T, et al. The flux of dissolved nitrogen from the UK: Evaluating the role of soils and land use. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 90-100.
- [66] Edwards A C, Withers P J A. Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. *Journal of Hydrology*, 2008, 350: 144-153.
- [67] Jordan P, Melland A R, Mellander P E, et al. The seasonality of phosphorus transfers from land to water: Implications for trophic impacts and policy evaluation. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 101-109.
- [68] Withers P J A, Jarvie H P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the Total Environment*, 2008, 400: 379-395.
- [69] Statham P J. Nutrients in estuaries: An overview and the potential impacts of climate change. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 213-227.
- [70] Whitehead P G, Crossman J. Macronutrient cycles and climate change: Key science areas and international perspective.

- Science of the Total Environment, 2012, 434: 13-17.
- [71] Diaz R J, Rosenberg R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 2008, 321: 926-929.
- [72] von Bodungen V, Turner K. *Science and Integrated Coastal Management*. Berlin: Dahlem University Press, 1999.
- [73] Tappin A D, Maier G, Glegg G A, et al. A high resolution temporal study of phytoplankton bloom dynamics in the eutrophic Taw Estuary (SW England). *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 228-239.
- [74] Carpenter S R, Stanley E H, Van der Zanden M J. State of the world's freshwater ecosystems: Physical, chemical and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 2011, 36: 75-99.
- [75] Andrews J E, Burgess D, Cave R R, et al. Biogeochemical value of managed realignment, Humber Estuary UK. *Science of the Total Environment*, 2006, 371: 19-30.
- [76] Adams C A, Andrews J E, Jickells T. Nitrous oxide and methane fluxes vs carbon, nitrogen and phosphorus burial in new intertidal and saltmarsh sediments. *Science of the Total Environment*, 2012, 434: 240-251.
- [77] Zhang Wangshou, Li Xuyong, Su Jingjun. Responses of riverine nitrogen export to net anthropogenic nitrogen inputs: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(1): 272-278. [张汪寿, 李叙勇, 苏静君. 河流氮输出对流域人类活动净氮输入的响应研究综述. *应用生态学报*, 2014, 25(1): 272-278.]
- [78] Liu Tingting. Seasonal variation and output of C, N, P in Jialing River [D]. Chongqing: Southwest University, 2009. [刘婷婷. 嘉陵江水体中碳、氮、磷季节变化及其输出[D]. 重庆: 西南大学, 2009.]
- [79] Gao Y, He N P, Yu G R, et al. Impact of external nitrogen and phosphorus input between 2006 and 2010 on carbon cycle in China seas. *Regional Environmental Change*, 2015, 15: 631-641.
- [80] Invers O, Kraemer G P, Pérez M, et al. Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology*, 2004, 303(1): 97-114.
- [81] Raven J A, Falkowski P G. Oceanic sinks for atmospheric CO₂. *Plant Cell & Environment*, 1999, 22(6): 741-755.
- [82] Larssen T, Duan L, Mulder J. Deposition and leaching of sulfur, nitrogen and calcium in four forested catchments in China: implications for acidification. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(4): 1192.
- [83] Yu Guirui, Gao Yang, Wang Qiufeng, et al. Discussion on the key processes of carbon-nitrogen-water coupling cycles and biological regulation mechanisms in terrestrial ecosystem. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2013, 21(1): 1-13. [于贵瑞, 高扬, 王秋凤, 等. 陆地生态系统碳氮水循环的关键耦合过程及其生物调控机制探讨. *中国生态农业学报*, 2013, 21(1): 1-13.]
- [84] Enriquez S, Duarte C M, Sandjensen K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of detritus C-N-P content. *Oecologia*, 1993, 94: 457-471.
- [85] Berg B, McLaugherty C A. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Berlin: Springer, 2003: 286.
- [86] Sterner R W, Elser J J. *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press, 2002.
- [87] Butcher R W. Studies in the ecology of rivers: VII. The algae of organically enriched waters. *Journal of Ecology*, 1947, 35: 186-191.
- [88] Officer C B, Ryther J H. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 1980, 3: 83-91.
- [89] Agren G I, Bosatta E. *Theoretical Ecosystem Ecology. Understanding Element Cycles*. Cambridge: Cambridge University Press, 1996, 234.
- [90] Cleveland C C, Liptzin D. C:N:P stoichiometry in soil: Is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? *Biogeochemistry*, 2007, 85: 235-252.
- [91] Elser J J, Fagan W F, Denno R F, et al. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature*, 2000, 408: 578-580.
- [92] Cross W F, Benstead J P, Frost P C, et al. Ecological stoichiometry in freshwater benthic systems: Recent progress and perspectives. *Freshwater Biology*, 2005, 50: 1895-1912.
- [93] Dodds W K, Marti E, Tank J L, et al. Carbon and nitrogen stoichiometry and nitrogen cycling rates in streams. *Oecologia*, 2004, 140: 458-467.
- [94] Manzoni S, Jackson R B, Trofymow J A, et al. The global stoichiometry of litter nitrogen mineralization. *Science*, 2008, 321: 684-686.
- [95] Manzoni S, Trofymow J A, Jackson R B, et al. Stoichiometric controls dynamics on carbon, nitrogen, and phosphorus in decomposing litter. *Ecological Monographs*, 2010, 80: 89-106.
- [96] Means J E, Macmillan P C, Cromack K. Biomass and nutrient content of Douglas-fir logs and other detrital pools in an

- old-growth forest, Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 1992, 22: 1536-1546.
- [97] Hill A R. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 1996, 25(4): 743-755.
- [98] Matheson F, Nguyen M, Cooper A, et al. Fate of ^{15}N -nitrate in unplanted, planted and harvested riparian wetland soil microcosms. *Ecological Engineering*, 2002, 19(4): 249-264.
- [99] Yin Chengqing. The ecological function, protection and utilization of land/inland water ecotones. *Acta Ecologica Sinica*, 1995, 15(3): 331-335. [尹澄清. 内陆水—陆地交错带的生态功能及其保护与开发前景. *生态学报*, 1995, 15(3): 331-335.]
- [100] Cooper A B. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia*, 1990, 202(1): 13-26.
- [101] Gao Y, Yu G R, Yang T T, et al. New insight into global blue carbon estimation under human activity in land-sea interaction area: A case study of China. *Earth-Science Reviews*, 2016, 159: 36-46.
- [102] Lowrance R, Leonard R, Sheridan J. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1985, 40(1): 87-91.
- [103] Hefting M M, Clement J C, Bienkowski P. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering*, 2005, 24: 465-482.

Biogeochemical cycle and its hydrological coupling processes and associative controlling mechanism in a watershed

GAO Yang^{1,2}, YU Guirui^{1,2}

(1. Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Hydrological and biogeochemical cycles process in a watershed ecosystem are closely coupled by the physical function of the hydrological flux, of which the coupling process of the matter and energy in the spatial and temporal scales will provide important basis for matter balance in biogeochemical cycles. These cycles also influence ecosystem productivity and exchanges with the atmosphere and the downstream water bodies. Therefore, the research on biogeochemical cycle and hydrological coupling process in the watershed scale will reveal the coupling mechanism on the carbon-nitrogen coupling cycles between terrestrial and aquatic ecosystem under water cycle driving, and the interaction of human activities and associated biological, physical and chemical processes under climatic change. The aims of this study are to synthetically clarify the biogeochemical and hydrological coupling characteristics in temporal, spatial and spatio-temporal scales within a watershed ecosystem, reveal the coupling of nutrient cycling in spatio-temporal scales within a continuum of atmosphere-land-rivers-estuaries-marine systems, which are connected by water, gas and aerosol fluxes; disclose the biological regulation mechanism of the biogeochemical and hydrological coupling processes by the change of ecological stoichiometry characteristics within the watershed and the regulation of nutrient input and output by water-land interaction zone, and then finally enhance our understanding of ecohydrological and biogeochemical process and its ecological dynamics at watershed landscape scale.

Keywords: watershed; biogeochemistry; hydrological process; couple; control mechanism