

土地利用方式对流域氮输入输出关系的影响

——以加州 San Joaquin 流域为例

韩 震^{1,2}, 罗燊轲², 王中根³, Randy A. Dahlgren², Minghua Zhang²

(1. 浙江大学生命科学学院, 杭州 310058; 2. 加州大学戴维斯分校陆地、空气与水资源学院, 戴维斯, 95616;
3. 中国科学院地理科学与资源研究所, 陆地水循环及地表过程重点实验室, 北京 100101)

摘 要:土地利用方式影响流域氮输入的空间分布和氮素的迁移输出过程,与非点源污染的防治密切相关。本文利用加州 San Joaquin 流域数据,考虑不同土地利用方式的影响,在 GIS 平台上分析了流域氮输入与输出的关系及其空间分布。本文提出了一个新的指标($F=CN/(L/Q)$)来衡量河流氮输出的变化趋势,该指标综合考虑了田间产流和河道输移两个过程的影响因子,能够描述土地利用类型对流域氮素迁移转化的影响。在实例研究中,通过该指标能够指示出研究区氮素流失的高风险区,为流域土地利用规划和非点源污染防治提供了重要的科学依据。

关 键 词:土地利用;流域氮平衡;河流氮输出;San Joaquin 流域

1 引言

人类活动(如施用化肥,种植固氮植物,化石燃料燃烧等)加重了流域中的氮负荷及由河流向湖泊和沿海地区的氮素输出^[1],而过量的氮素会导致水体缺氧、富营养化,产生严重的环境污染问题。因此,确定氮输入来源以及研究氮素输出的影响因子对流域环境污染治理十分重要。

目前,关于流域氮输入、输出的计算和预测,以及流域氮输出影响因子等方面已开展了大量研究。Howarth 等发现人为总氮输入量与河流氮输出有显著统计相关性,而反硝化、地下水及土壤有机物质贮存等氮“库”大小显著影响河流氮输出^[2],此结论在多个不同尺度的流域中得到了广泛验证^[3]。Boyer 等利用该统计模型估算了全球各大洲的河流氮输出,结果差异显著^[3]。后续研究指出,从时间上看,径流变化是影响河流氮输出的主要控制因子^[4-5];从空间上看,土地利用方式通过影响氮输入的空间分布及田间氮素的产出,显著影响河流中氮输出量^[6]。

基于前人研究,本文尝试建立空间分布明确的流域氮输出影响分析方法。在 GIS 平台上进行流域氮输入与输出的空间分布计算,并通过构建一个新

的指标来反映流域氮输出与土地利用之间的影响关系。依据该指标确定出流域中氮素流失的高风险区,为土地利用规划和非点源污染的防治提供重要的科学依据。由于国内在流域氮输入与输出方面的基础监测比较薄弱,本文利用加州 San Joaquin 河谷的流域数据(土壤、植被、径流和农业信息),来探讨土地利用类型对流域氮输入及氮输出的影响关系,并给出应用范例。

2 研究区概况

San Joaquin River 是美国加州的第二大河流。San Joaquin 河谷属地中海气候,夏季炎热干燥,冬季寒冷潮湿。年均降水量 127~406 mm,主要集中在 11 月至翌年 4 月。San Joaquin 河谷是美国最高产的农业区域之一,全美 10% 的农业产出来自于加州,而其中 49% 来自 San Joaquin 河谷地区^[7]。本文研究区位于 San Joaquin 河谷北部(图 1),面积大约为 1.5 万 km²,其中约 40% 是农业用地。基于 DEM、水系结构和灌溉区划,将研究区划分为 16 个子流域^[8],包含 9 个水文与水质监测站点。根据河网拓扑关系,确定出每个监测站所对应的集水区面积。

收稿日期:2009-10; 修订日期:2010-01.

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07010-006-6);温州基金项目(XNK07035)。

作者简介:韩震(1988-),女,山东青岛人。E-mail: hanzhen.zju@gmail.com.

通讯作者:王中根。E-mail: wangzg@igsnrr.ac.cn.

3 数据和方法

3.1 数据来源

根据美国水资源管理局(DWR)对流域内 San Joaquin(1996 年)、Stanislaus(2004 年)、Merced(2002 年)、Fresno(2000 年)和 Madera(2001 年)5 个县的土地利用调查数据^[9],统计出流域内的主要作物种植类型。流域内土壤性态来自 1:24 万土壤地理数据库^[10]。沿河 9 个监测站于 2003 年每两周取一次水样,监测和分析数据来自 Randy A. Dahlgren。9 个监测站的径流数据来源于美国地质勘探局(USGS)和水资源局(DWR)。

3.2 计算方法

3.2.1 流域氮平衡计算 流域总氮输入为河流氮输出的各种可能来源之和,扣除消费性用水和作物中流失氮^[4],具体计算如下:

$$TN=IF+OM+AD+NF+CF-WR-H \tag{1}$$

式中: TN 为流域总氮输入量; IF 为无机化肥氮输入量; OM 为粪肥氮输入量; AD 为大气沉降氮输入量; NF 为自然固氮量; CF 为作物固氮量; WR 为人类消费用水中含氮量; H 为收获作物中含氮量。

无机肥料氮输入是流域的主要氮来源,根据不同植物类型覆盖面积、施肥土地的比例和氮肥施加率^[11]进行估算。

$$IF=k \cdot f \cdot S \tag{2}$$

式中: k 为氮肥施加率; f 为施肥土地的比例; S 为某种植物类型的覆盖面积。

河流监测点的总氮输出为年均总氮浓度与年径流量的乘积。9 个监测点的河流氮输出比例为河流年总氮输出与年总氮输入 TN 的比值。

$$FRE=C \cdot Q/TN \tag{3}$$

式中: FRE 为河流氮输出比例; C 为各流域平均总氮浓度; Q 为各流域年总流量。

3.2.2 氮输出影响因子分析 影响流域总氮输出的因子很多,包括土壤、植被、产流、汇流等多种因素,与土地利用关系密切。在水文模拟中,有一个指标 CN (Curve Number)能够综合反映土地利用、土壤类型等对流域产流影响。2009 年 Luo 等研究发现 CN 值不仅决定地表产流,而且是决定农田农药流失量的最重要因子^[12]。 CN 值越大,则产流潜力越大,氮素迁移至河流中的机会增加。

氮素在河道内的迁移过程,也是影响流域总氮输出的重要因素。Green 等^[13]曾使用滞留时间和流域温度作为主要参数,模拟了全球河口的输出比

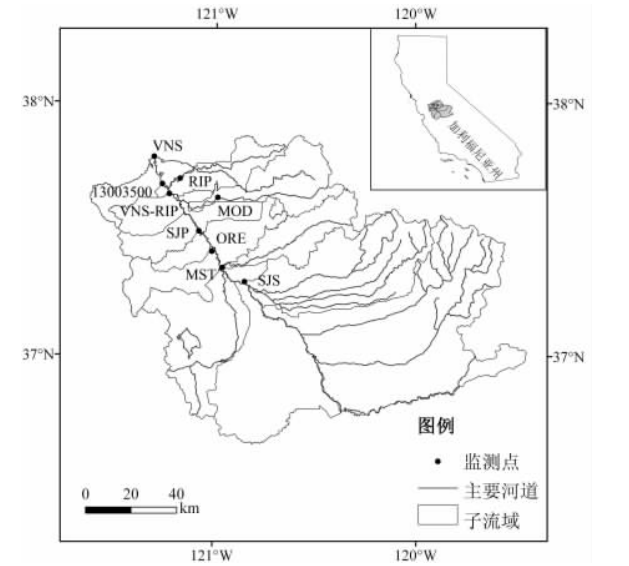


图 1 研究区位置

Fig.1 Location of San Joaquin and research site
注:监测站标注为美国水资源局(DWR)和美国地质勘探局(USGS)统一代码。SJS: SJR at Lander Avenue; SJP: SJR at Patterson; VNS: SJR at Mossdale; VNS-RIP: SJR at Maze; 11303500: SJR at Vernalis; RIP: Stanislaus River at Caswell Park; MST: Merced River at River Road; ORE: Orestimba Creek at River Road; MOD: Tuolumne River at Shiloh Bridge。

例。对于尺度较小的子流域而言,温度相差并不是太大。可以采用迁移时间作为主要因子表征河道内的氮素迁移过程。氮素在河流中发生复杂的物理、化学、生物反应,河长越大,则意味着在迁移过程中相对长的滞留时间,则会发生更多的养分吸附沉积和挥发,且滞留效率随流量的减小而增加^[14]。

基于以上分析,本文提出一个新的综合性指标 F 来表征流域总氮输出影响因子,计算公式如下:

$$F=\frac{CN}{L/Q} \tag{4}$$

式中: CN (Curve Number)为径流曲线数值; L 为氮迁移距离; Q 为年总流量。

F 指标通过 CN 值与影响氮输入的土地利用与土壤类型、产流因素等建立联系,目前 CN 值通过查表或者基于 GIS 平台计算得到,如在 ArcGIS 中利用 Intersect 功能叠土地利用数据^[15-16]和土壤类型图^[9],结合 CN 值计算工具^[17],可计算每个水文响应单元(HRU)或子流域的 CN 值。 L/Q 反映河道内氮素迁移的时间因子。对于 San Joaquin River 干流上的流域出口, L 为从该点到源头的长度,表征氮素在主河道中的迁移距离;对于其支流上的流域出口, L 为从农业种植区边界到该点的平均长度,表征氮素在田间迁移的距离。

4 结果与分析

4.1 氮输入

流域氮输入基于式 (1) 计算。其中, 无机肥料氮输入的计算考虑空间分布特性, 利用 ArcGIS 中的 Hawth's 工具计算出 5 个县按照植被面积加权平均的氮输入率; 然后, 乘以特定县的面积即得到无机肥料的氮输入量。假设无机肥料的销售主要在本地消耗, 可用流域内 5 个县的销售数据校正以上估算。调查显示自 1990s 以来研究区化肥销售没有大的变化^[18], 本文利用 1991 年实际销售数据校准无机肥料的估算量。粪肥的氮输入采取与无机氮肥类似的计算方法^[11], 用 5 个县的动物数量、排泄量和粪肥中氮素含量值乘积校正。

氮输入计算结果为: 流域内总氮输入率变化范围介于 3607~12301kg/(km².a) 之间(表 1), 与 Ruddy 等的估算相符^[19], 其中无机肥料(42%~65%)和有机肥料(26%~48%)氮输入是最大的输入来源。干流区肥料使用率较为均一, 无机肥料氮输入率平均为 5009 kg/(km².a), 有机肥料氮输入率平均为 2599 kg/(km².a)。各支流流域氮输入格局差异较大。Stanislaus 和 Merced 肥料氮输入率在所有流域中最高; 而 Orestimba 和 Tuolumne 在所有流域中化肥氮输入率最小。

4.2 氮输出

河流干流监测点上的总氮浓度(均值为 2.87 g/m³)高于支流上的监测点(均值为 1.85g/m³)。Orestimba 流域虽然氮素输入率最低, 但有最高的河流氮浓度, 相反 Stanislaus 与 Merced 尽管有高输入值, 氮浓度却最低。主干上的氮浓度并不随河长的增加而增大, 即, 不仅是沿河氮素输入和积累影响氮素输出过程, 径流稀释作用等可能起更重要的作用。河流氮输出比例(表 2)在 0.10%~8.87%变动, 这与 Sobota 等人研究比较一致^[4]; 支流上的氮素输出比例(4.82%)比干流上的高。沿着 San Joaquin River 主干, 氮素输出比例从 0.10% 增加至 3.60%, 对于支流流域, Tuolumne 的氮素输出比例最高。

4.3 F 因子与河流氮输出比例的关系

基于式(4)计算 F 因子结果见表 3。San Joaquin 流域以农业为主, 计算的 CN 值在 61~79 之间, 支流 Merced 的 CN 值最高, 干流 Lander Avenue 的

表 1 San Joaquin 流域内各项氮转换率(单位: kg/(km².a))
Tab.1 Summary of N inputs and transfers in San Joaquin Valley (Unit: kg/(km².a))

流域名称	ADR	NFR	CFR	IFR	OMR	HR	WRR	TNR	TN
SJR at Lander Avenue	299	245	275	4842	3011	-147	-163	8362	71.73
SJR at Patterson	299	245	275	5017	2626	-147	-163	8152	100.30
SJR at Maze	299	245	275	5000	2524	-147	-163	8033	114.67
SJR at Vernalis	299	245	275	5099	2429	-147	-163	8037	120.42
SJR at Mossdale	299	245	275	5086	2405	-147	-163	8000	123.63
Stanislaus	266	313	84	7545	1630	-51	-113	9674	5.51
Merced	318	297	195	8606	3180	-94	-202	12301	10.26
Orestimba	229	218	138	2531	974	-62	-421	3607	2.03
Tuolumne	303	303	45	3817	1077	-20	-77	5448	5.41

注: ADR 为大气沉降氮输入率; NFR 为自然固氮输入率; CFR 为作物固氮输入率; IFR 为无机化肥氮输入率; OMR 为粪肥氮输入率; HR 为作物收获氮输出率; WRR 为消费用水氮输出率; TNR 为总氮输入率; TN 为总氮输入。ADR, NFR, CFR, HR, WRR 来自文献[4]。

表 2 监测点年流量、年平均总氮浓度、氮输出比例、河长值
Tab.2 Summary of annual total flow, N concentration, fractional N export, river mile for chosen monitoring sites

监测点名称	流量/ 10 ⁶ m ³	年平均 浓度/(g/m ³)	总氮输 出/t	氮输出 比例/%	河长 /km
SJS	23.90	3.03	72.52	0.10	178
SJP	493.93	3.49	1724.66	1.72	218
VNS-RIP	1223.23	2.93	3581.61	3.12	230
SJR at Vernalis	1664.10	2.29	3807.29	3.16	237
11303500	1714.54	2.59	4446.40	3.60	260
RIP	491.30	0.50	247.86	4.50	54
MST	229.97	1.65	379.08	3.69	62
ORE	11.51	3.88	44.61	2.19	15
MOD	353.78	1.36	479.74	8.87	42

表 3 San Joaquin 流域的 CN 值和 F 因子
Tab.3 Summary of CN and F of San Joaquin Valley

流域	CN	F 因子/10 ⁴ m ²
SJR at Lander Avenue	79	1.1
SJR at Patterson	76	17.2
SJR at Maze	76	40.4
SJR at Vernalis	76	53.3
SJR at Mossdale	76	50.1
Stanislaus River	76	69.7
Merced River	61	22.7
Orestimba Creek	77	6.1
Tuolumne River	74	62.5

CN 值最小。通过统计分析显示, 新的指标 F 与氮输出比例有相同的变化趋势(图 2a)。对于主干流域出口相关系数为 0.96(图 2b)。支流上的点虽不存在显著的线性相关, 但 F 因子与氮输出比例存在相同的变化趋势。

4.4 定位“热点”区域

以最大氮输入源无机化肥氮输入率(IFR)与 F 的乘积为指标, 可以指示氮素流失的高风险区, 即具有高无机肥料氮素输入和高产流潜力, 过量投入的氮素有被冲入水域造成污染的风险。具体定位氮素流失的高风险区的方法为, 叠加土地利用和土壤类型确定水文响应单元, 运用 Hawrths 工具中的 Polygon-In-Polygon 功能, 得到田块内面积加权的 CN 与 IFR 值, 并采用相应流域内的 L 和 Q 值表征该区

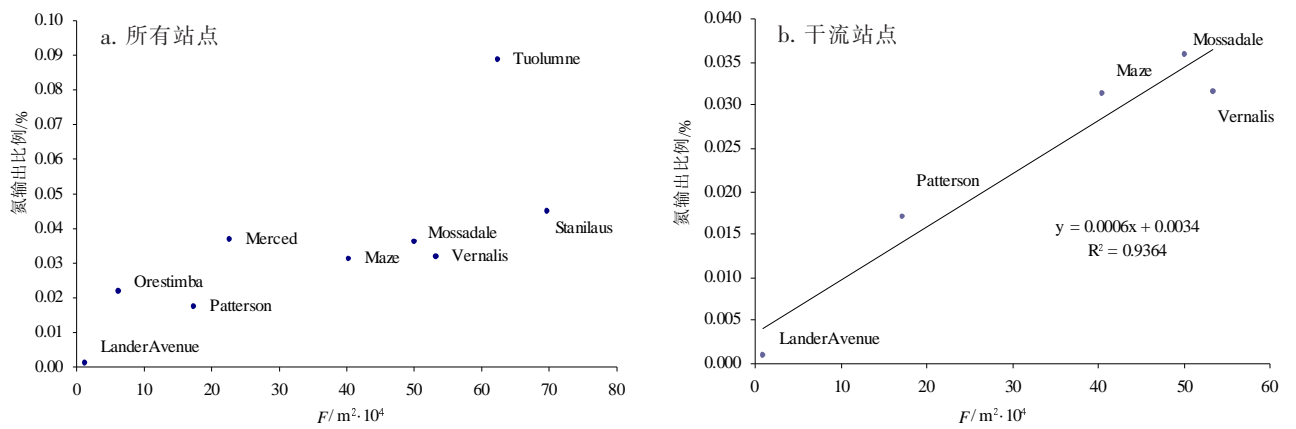


图 2 河流氮输出比例与 F 的关系
Fig.2 Relationship between Fractional N export and F

域内的氮素滞留时间;对于 4 个子流域内田块采用表 2 中的 L 、 Q 值,对于汇流入主干某一监测点的所有田块,扣除上游积累,采用该监测点与上一监测点的河长差作为 L 、流量差作为 Q ,利用等要素数法(Quartile)将所有田块 $IFR \cdot F$ 值分为 4 个级别,绘制其空间分布图(图 3)。

5 结论和讨论

本文对 San Joaquin 流域进行了氮输入和输出空间分布计算。其中,总氮的输入范围为 3607~12301kg/(km²·a);氮输出比例变动范围为 0.10%~8.87%。提出了一个新的指标 F ,能较好的解释和预测氮输出比例的变化趋势,也显示了土地利用、植被覆盖对该地区氮输出比例的影响。

相对于 Sobota 等用径流作为单一因素表征流域氮输出^[4]的研究, F 因子与河流氮输出比例更具有显著的统计相关性。研究结果支持 Han 等提出的观点^[20],即传统的统计相关模型缺乏对细节过程的表达,对于农业主导的小流域,将农业氮源的精确描述整合进氮循环计算中能够更精确的表征流域的氮输出。

基于 F 因子的有效性,以 F 与化肥输入率的乘积可确定出 San Joaquin 研究区氮素流失的高风险区,即管理措施的“热点”区域。该分析方法可以被应用到其他的流域,定位影响氮输出的主要输入源,并作为河流氮负荷管理的有效依据。在氮素流失高风险区域可采取以下措施避免污染,如:改变土地利用和种植方式,提高水土保持能力;同时进行合理的施肥管理,实现养分的收支平衡,进行节

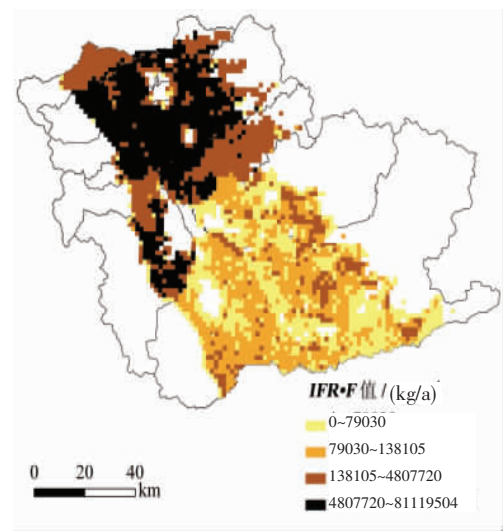


图 3 研究区氮素流失高风险区域
Fig.3 Hot spots in San Joaquin Valley

水灌溉以减少对氮素的冲刷;并通过缓冲带等措施对农田径流进行必要的处理^[21]。

致谢:感谢浙江大学生命科学学院常杰、谷保静在成稿过程中提供的讨论修改意见及加州大学戴维斯分校 AGIS 实验室詹宇在 GIS 方面提供的帮助。

参考文献

- [1] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world, 2000 years of change. *Ambio*, 2002, 31(2): 64–71.
- [2] Howarth R W, Billen G, Swaney D. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 75–139.
- [3] Boyer E W, Howarth R W, Galloway J N, et al. Riverine

- nitrogen export from the continents to the coasts. *Global Biogeochemical Cycles*, 2006, 20, GB1S91.
- [4] Sobota D J, Harrison J A, Dahlgren R A. Influence of climate, hydrology, and land use on input and export of nitrogen in California watersheds. *Biogeochemistry*, 2009, 94 (1): 43–62.
- [5] Han H, Allan J D, Scavia D. Influence of climate and human activities on the relationship between watershed nitrogen input and river export. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(6): 1916–1922.
- [6] 郭旭东, 陈利顶, 傅伯杰. 土地利用/土地覆盖变化对区域生态环境的影响. *环境科学进展*, 1999, 7(6): 66–75.
- [7] Gronberg J M, Dubrovsky N M, Kratzer C R, et al. Environmental settings of San Joaquin–Tulare basins. U.S. Geological Survey, Water–Resources Investigations Report, 1998: 97–4205.
- [8] Luo Y, Zhang X, Liu X, et al. Dynamic modeling of organophosphate pesticide load in surface water in the northern San Joaquin Valley watershed of California. *Environmental Pollution*, 2008, 156(3): 1171–1181.
- [9] DWR. Land Use Survey, State of California, the Resources Agency, Department of Water Resources, Sacramento, CA, 1999. <http://www.water.ca.gov/landwateruse/lusrvymain.cfm>.
- [10] USDA. Soil Survey Geographic (SSURGO) Database. United States Department of Agriculture, 2007.
- [11] Rauschkolb R S, Mikkelsen D S. Survey of Fertilizer use in California 1973. Division of Agricultural Sciences, Cooperative Extension, University of California, Berkeley, California, 1978.
- [12] Luo Y, Zhang M. Management-oriented sensitivity analysis for pesticide transport in watershed-scale water quality modeling using SWAT. *Environmental Pollution*, 2009, 157: 3370–3378.
- [13] Green P A, Vörösmarty C J, Maybeck M, et al. Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. *Biogeochemistry*, 2004, 68(1):17–105.
- [14] 毛战坡, 单保庆, 彭文启, 等. 氮素在河流生态系统中的滞留研究进展. *长江流域资源与环境*, 2006, 15(4): 480–484.
- [15] USEPA. 1:250,000 Scale Quadrangles of landuse/landcover GIRAS spatial data of CONUS in BASINS Environmental Protection Agency, Office of Water/OST, 1998. <http://www.epa.gov/waterscience/basins/metadata/giras.htm>.
- [16] Anderson, J R, Hardy E E, Roach J T, et al. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data, 1976, Geological Survey Professional Paper No.964.
- [17] USDA Soil Conservation Service. Technical Release 55: Urban hydrology for small watersheds. U.S. Department of Agriculture, 1986.
- [18] ERS/USDA. US fertilizer use and price, Economic Research Service–US Department of Agriculture, 2008. <http://www.ers.usda.gov/Data/FertilizerUse/>.
- [19] Ruddy B C, Lorenz D L, Mueller D K. County-level estimates of nutrient inputs to the land surface of the conterminous United States, 1982–2001. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report, 2006, 5012.
- [20] Han H, Allan J D. Estimation of nitrogen inputs to catchments: comparison of methods and consequences for riverine export prediction. *Biogeochemistry*, 2008, 91(2–3):177–199.
- [21] 段亮, 段增强, 夏四清. 农田氮、磷向水体迁移原因及对策. *中国土壤与肥料*, 2007(4): 6–11.

Impact of Land Use on Input and Export of Nitrogen of Watersheds: A Case Study in San Joaquin Valley, CA

HAN Zhen^{1,2}, LUO Yuzhou², WANG Zhonggen³, Randy A. Dahlgren², Minghua ZHANG²

(1. College of Life Science, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China;

2. Department of Land, Air, Water Resources, University of California, Davis 95616, USA;

3. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China)

Abstract: Land Use influences the spatial distribution of nitrogen (*N*) inputs in watersheds and the transportation of *N* to rivers, and is therefore closely related to non-point pollution. Here we took San Joaquin Valley, one of the most important agricultural areas in the United States, as an example to analyze the impacts of land use on input and riverine *N* export in this area. Total *N* loads were monitored at five mainstream sites and four tributary sites along San Joaquin River. The spatially explicit calculation of *N* inputs for the nine corresponding watersheds was conducted with GIS (Geographic Information Systems). The inputs were calculated as the sum of inorganic fertilizer, organic manure, atmospheric deposition, natural fixation, and crop fixation. The *N* in water removal and harvest was subtracted. Results showed that total *N* inputs ranged from 3607 to 12301 kg km⁻² yr⁻¹, among which inorganic fertilizer (42%–65%) and organic manure (26%–48%) were the largest sources. The proportion of *N* inputs exported through rivers ranged from 0.1% to 8.87%.

A new index: $F = \frac{CN}{L/Q}$ was developed to characterize the variability of the fractional *N* export from the watersheds. *CN* (Curve Number), an empirical parameter from SWAT (Soil and Water Analysis Tool), was used to represent in-field yield of *N* in agricultural areas. Larger *CN* indicates larger potential to produce runoff that flushes *N* into the receiving river channels. *L/Q* (*L*: Rivermile, *Q*: Streamflow) was used to represent the *N* transport processes in river channels. Regression analysis showed that there was a strong linear correlation between *F* and fractional *N* export. The index *F* has the advantage in using readily available factors to predict trends of *N* loads in areas which have similar climate and landscape. Using the product of *F* and rate of inorganic fertilization, agricultural fields that have high risk of *N* pollution were identified. The larger value of *IFR*·*F* indicates intensive fertilizer application and high runoff potential. We suggested that management and monitoring practices should be applied intensively in these areas.

Key words: land use; nitrogen budget calculation; riverine *N* export; San Joaquin Valley

本文引用格式:

韩震, 罗燭轲, 王中根, 等. 土地利用方式对流域氮输入输出关系的影响: 以加州 San Joaquin 流域为例. 地理科学进展, 2010, 29(9): 1081–1086.