

贵州草海湿地农田渠系水质空间分异特征及影响分析*

夏品华¹ 薛飞¹ 孔祥亮^{1,2} 刘燕³ 林陶^{1**}

(1. 贵州师范大学贵州省山地环境信息系统和生态环境保护重点实验室, 贵阳, 550001;

2. 贵州大学农学院, 贵阳, 550025; 3. 贵州省生物研究所, 贵阳, 550009)

摘要 为了解草海湿地农田渠系水质现状、空间分异特征及影响因素,于2011年秋季对草海湿地进行大空间尺度的采样,分析了氮磷等理化指标,采用单因子污染指数法和营养状态指数法分别对农田渠系水质和湖泊营养状态进行评价。结果表明,草海湿地农田渠系水质污染严重,多数水质为V类或劣V类,总氮和溶解氧是水体中的主要污染因子;上游水质劣于下游,尤其是上游靠近县城区域的水质最差;多等级排水渠系对氮磷具有一定的截留作用,干渠V级水质好于低级渠系水质;不同的土地利用方式对水质的影响不同,城镇用地>集中式村落>农田;草海湿地水体上、中、下游营养水平分别为中度富营养、轻度富营养和中营养,外源污染物的累积和湖泊营养水平的提高导致其沼泽化,而流域不合理的土地利用结构加剧了沼泽化的进程。

关键词 水质, 农田渠系, 空间分异, 土地利用类型, 沼泽化, 草海湿地。

湿地是自然界生物多样性最丰富的生态景观和人类最重要的生存环境之一,被誉为地球之肾、生物基因库和人类的摇篮^[1]。然而,随着人口增加和经济发展,湿地功能严重受损,生态效益日益降低。在各种破坏湿地的人类活动中,开挖排水渠系、排干湿地造田是最主要途径之一。湿地农业开发产生的面源污染问题突出,已经成为加速水体富营养化进程的一个主要原因^[2]。湿地农田排水渠系对面源污染物具有“源”、“汇”和“转化器”的功能,尤其在净化污水,保持良好水质方面发挥重要作用,随着水环境问题的日益严重,沟渠在水环境污染的防治和生物多样性保护等方面的作用开始引起关注,农田渠系在小尺度、养分截留功能以及生态环境效应等方面的研究已有报道,但对区域或景观尺度的湿地农田渠系水质空间分异特征研究较少^[3-4],而研究水质空间分异特征是解决受纳水体环境问题的一个重要前提和基础。

选择贵州喀斯特高原湖泊——草海湿地为研究对象,通过大空间尺度设置样点,采集主要干流入湖口和部分农田沟渠水样,获取区域内不同渠系级别的水质指标,分析其污染程度及空间分异状况,揭示渠系水质对湿地农业土地利用方式的响应特征,为识别草海面源污染优先控制区域及实施分区分级治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况^[5]

草海(N26°49′—26°53′, E104°12′—104°18′)是一个完整、典型的高原湖泊湿地生态系统,位于贵州省威宁县城西南部,是贵州省境内最大的天然岩溶堰塞淡水湖泊,为国家I级重要湿地。湖泊最大水深5.0 m,平均水深2.4 m。湖泊水位2171 m,长14.2 km,平均宽1.76 km。草海为在贵州高原2250—2300 m的一级夷平面上向下发育的一个溶盆地,四周被高原丘陵环绕。属于亚热带高原季风气候区,垂直气候带明显,具有日照丰富,冬暖夏凉、冬干夏湿等独特的高原气候特征。年均气温10.5℃,无霜期208.6 d,年降雨量950.9 mm,主要集中于下半年;相对湿度80%;年均蒸发量950.8 mm;多年平均日照时数1085.4 h。

耕地土壤pH值在4.7—8.1,均值为6.5,为酸性土;有机质含量在25—50 g·kg⁻¹,平均38 g·kg⁻¹;

2011年10月18日收稿。

* 国家科技支撑计划课题资助(2011BAC02B02)资助。

** 通讯联系人, E-mail: lintao1113@163.com

全氮在 $1.7\text{--}3.2\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均 $2.1\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$; 速效磷在 $4.0\text{--}19.0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均 $9.6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 有效钾 $104\text{--}220\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均 $126\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 在丘陵碳酸盐出露的地带, 分布黄棕色石灰土, 其地势平缓的部位, 现已开垦为旱作耕地, 以种植玉米为主; 在湖盆周围的邻近区域, 则多发育为湖泊沼泽土, 已被开垦作为旱地, 主要种植蔬菜、马铃薯和玉米. 湖盆边缘经常潮湿或间歇性水淹地带, 则发育成泥炭化沼泽土, 是草海湿地生态系统的重要组成部分. 草海湖滨湿地农田已经形成了完整的沟渠系统, 以高度连通的直线沟渠代替弯曲树枝状的自然河流系统, 沟渠级别由斜坡向下等级逐渐增加, 最后汇入草海. 流域主要有卯家海子河、东山河、白马河和大中河等小型河流(沟渠). 草海辖区人口近 30000 人, 工业和畜牧业不发达, 村寨和乡镇生产生活污水、化肥、农药和作物残体是主要污染源.

1.2 水样采样

由于草海四周的丘陵不具备湿地农业的特征, 故不纳入研究范围, 因此, 采样点均设置在湖滨周围已开垦的农田渠系湿地, 共计 50 个(图 1). 根据地形图、土地利用现状图、水系图和遥感影像图, 确定草海流域主要入湖河流(实际为人工渠道), 选取富民村沟(1[#]—8[#])、沙河(9[#]—14[#])、大中河(15[#]—25[#])、白马河(26[#]—35[#])、卯家桥(36[#]—39[#])、万家坡沟(40[#]—42[#])、格泽河(43[#])和张家冲(44[#]—47[#])等沟渠及其周围农田随机选择 2—3 条毛渠采集水样, 干流采样点设置在入湖口、毛渠采样点设置在中段, 即毛渠长度的 1/2 处; 其中, 沙河、白马河和富民村沟 3 个排水渠采集不同级别水样, 渠系级别根据地形及控制面积的大小, 分为毛渠(I 级)、农渠(II 级)、斗渠(III 级)、支渠(IV 级)、干渠(V 级)等 5 级, 沙河和富民村沟均汇集城镇污水, 白马河毛渠汇集村寨污水. 草海湖区样点 3 个: 即上游卖香桥 48[#], 汇集了沙河、中河和富民村沟等上游主要来水; 中游大江家湾湖中心 49[#], 位于草海湖区; 下游阳关山 50[#], 为草海出水口.

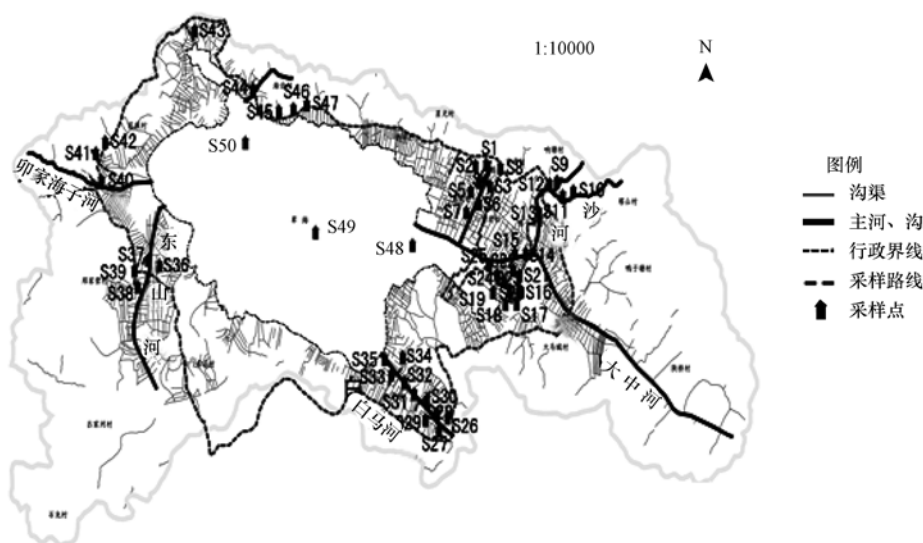


图 1 草海湿地采样点示意图

Fig. 1 Map of sampling sites in Caohai wetland

在每一个样点, 先用水质检测仪(HQ-30D, 意大利, 哈希)当场测定水中温度(TEMP)、溶解氧(DO); 然后用酸洗过的 500 mL 塑料瓶采集水样, 先将塑料瓶用采样点下游附近水涮洗 3 次, 然后在水面下 5 cm 采水, 盖严, 保存于便携冰箱中. 运回实验室, 检测总氮(TN), 氨态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$), 硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)和总磷(TP). 在每一样点采集水样后, 记录渠道级别和精确位置坐标, 调查沟渠中及岸边植被, 记录 500 m 范围内的土地利用情况, 记录植物优势种, 用目测法估计盖度, 并拍照备查.

根据调查, 草海湖滨湿地土地利用结构单一, 所采集的小流域中除沙河和富民村沟分布有城镇建设用地之外, 其它小流域的主要用地为蔬菜和玉米地及村寨用地. 沙河部分河岸和沟底被硬化, 其它各渠系物理结构特征相似, 但由于人为干扰的强度不同, 渠道系统有所差别, 主要表现在水生植物、水流及岸边带的植物群落. 渠道中的水生植物主要有: 茭白(*Caulis Zizaniae*)、荆三棱(*Scirpus wichurai*)、水葱(*Scirpus tabernaemontani*)、水蓼(*Polygonum hydropiper*)、竹叶眼子菜(*Potamogeton malaianus*)、李氏禾

(*Hemarthria hexandrs*)、芦苇(*Phragmites australis*)等,岸边的优势种有:杨树(*Populus sp.*)、柳(*Sdlix brachypoda*)等.

1.3 水样分析与评价方法选择

水样中 TN 的测定采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB 11894—89), NH_4^+ -N 的测定采用纳氏试剂比色法(GB 7479—87), NO_3^- -N 的测定采用酚二磺酸分光光度法(GB 7480—87), TP 的测定采用钼酸铵分光光度法(GB 11893—89). 沟渠水质类别采用单因子评价法,即根据评价时段内该断面参评的指标中类别最高的一项来确定. 选取的评价参数(pH、DO、TN、TP)的监测值与地表水环境质量标准(GB3838—2002)中Ⅲ类水质的标准限值进行比较,水质超过Ⅲ类时,计算出单项水质参数评价指数,判别各参数的超标倍数;湖泊水质富营养化采用综合营养状态指数法(TLI(Σ)),按照 0—100 的一系列连续数字对营养状态进行分级^[6].

2 结果与讨论

2.1 草海入湖水水质状况

草海流域水质为重度污染,总氮和溶解氧是水体中的主要污染因子. 单因子污染指数法对 47 个采样点的水质评价结果显示,仅 35[#]、45[#]和 46[#]等 3 个采样点的水质达到地表Ⅲ类水质标准,30[#]、32[#]和 44[#]等 3 个采样点达到Ⅳ类,其余均为Ⅴ类或劣Ⅴ类. 根据地表水评价办法(试行,2011),当Ⅰ—Ⅲ类水质比例 <60%、且劣Ⅴ类 ≥40%,水质等级为重度污染. TN、DO 和 TP 分别有 96%、74% 和 26% 的采样点超过Ⅲ类水质标准. 此外, pH 值在所有采样点均符合《地表水环境质量标准》中Ⅲ类水质指标的要求. TN 严重污染与生活污水任意排放和农业生产过程中大量施用氮肥有关. 首先,由于城镇基础设施落后,县城约 1/3 的生产、生活废水未经处理直接排入渠系进入草海^[7];其次,由于“围湖造田”,大量人口向草海周边聚集,高达 29000 余人,密度为 302 人·km⁻²,比全国 118 人·km⁻²高出近 3 倍. 因此,农村集中式村寨的生活污水任意排放也是一个重要原因;再次,周边农田大量施用的化肥,尤其是氮肥也不断随雨水进入渠系中. DO 超过Ⅲ类水质标准的样点主要是在农渠中,这是由于大多数农渠都被挺水型植被及其残体所覆盖的缘故,也与其沟渠形态和水文特征有关.

2.2 草海入湖水体氮、磷和溶解氧的含量及空间分布特征

由表 1 可知,草海入湖水体氮磷污染程度不同,空间分异明显,上游高于下游,城镇化建设及农业活动强度增加是氮磷浓度增高的直接原因. 草海位于威宁县城的西南部,城镇化建设不断向草海上游湖滨带扩张,污染物排放量大,由于缺乏城镇污水收集管网,位于湖滨周边的城镇污水直接排入农田沟渠中,导致了水体的污染,沙河 9[#]、10[#]和 12[#]水中的氮磷均值分别为 13.4 mg·L⁻¹和 1.1 mg·L⁻¹,富民村沟 1[#]、2[#]、3[#]和 6[#]水中的氮磷均值分别为 6.9 mg·L⁻¹和 1.4 mg·L⁻¹. 在干旱季节,大部分污水被拦截用于灌溉农田,污染物被截留在农田中;而雨季,大量的污水经过农田沟渠直接输送到草海中. 另外,上游农田沟渠中水体氮磷变化较大,磷浓度在 0.02—3.12 mg·L⁻¹之间,平均为 1.09 mg·L⁻¹;氮浓度在 0.84—19.87 mg·L⁻¹之间,平均为 6.53 mg·L⁻¹. 农村生活污水和高强度的农业生产活动是导致上游农田沟渠中水体氮磷浓度较高、变异大的主要原因. 蔬菜地是上游土地的主要利用方式,近几年面积逐渐扩大. 蔬菜复种指数高,年肥料施入量大,频繁浇灌等原因,使大量的氮磷随水进入沟渠,使水体受到污染^[8],如白马河毛渠 26[#]、27[#]、28[#]、29[#]水体氮磷均值分别为 5.4 mg·L⁻¹和 0.3 mg·L⁻¹;上游人口密度大,村寨集中,大量污水直接排入农田沟渠,农田沟渠中水质最差的是汇集村寨污水的沟渠. 下游土地利用以旱作玉米地为主,人口密度相对较小,农田渠系与干渠水体中氮和磷的浓度均较低,且差异不大,氮磷含量分别为 1.80 mg·L⁻¹和 0.05 mg·L⁻¹.

从表 1 可知,DO 在干渠Ⅴ级要高于低级农田渠系,整体分布比较离散,介于 0.33—12.40 mg·L⁻¹,最高值与最低值的比值为 37.58. 干渠Ⅴ级中除富民村沟和白马河较低外,其他干渠 DO 在 5 mg·L⁻¹以上. 但是低级的农田渠系中的 DO 普遍较低,平均含量为 1.96 mg·L⁻¹,这是耗氧与复氧失衡的结果. 可能与沟渠的物理形态、水深、水生植被及氮磷营养状况有关. 农田沟渠是人工开挖地块而成,渠岸垂直无坡度,渠道通直,由于地势较为平坦,坡降系数较小,水几乎不流动,因此,水体复氧能力较低;而且渠道

中生长着大量的水生植物,水生植物残体死亡、分解耗氧,使水体 DO 浓度较低. 水体较低的 DO 含量会增加沟渠底泥磷的释放风险,也不利于氮的去除^[9-11]. 格泽河为草海的出水口,水体中的磷浓度较低,为 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,达到地表 I 类水质标准;总氮为 $1.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,达到地表 III 类水质标准. 可见大量外源输入的营养物质被截留在草海湿地中,大量营养物质的积累必将给草海湿地生态系统带来不利的影响.

表 1 水质监测结果($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
Table 1 Water quality monitoring results ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

渠系	采样点	TP		TN		DO	
		范围	均值	范围	均值	范围	均值
大中河干渠	15 [#]	0.03—0.04	0.04	1.49—2.64	2.07	5.96	5.96
毛渠	16 [#] 、18 [#] 、19 [#]	0.04—0.58	0.33	1.53—4.16	2.44	1.89—1.93	1.28
沙河干渠	12 [#]	0.45—0.89	0.670	13.12—19.87	16.50	7.46	7.46
毛渠	9 [#] 、10 [#]	0.34—2.90	1.620	1.75—18.72	10.23	1.13—6.15	3.64
富民村干渠	6 [#]	0.55—0.75	0.65	3.49—8.12	5.81	1.17	1.17
毛渠	1 [#] 、2 [#] 、3 [#]	0.21—3.12	2.09	6.05—11.6	8.03	0.83—0.96	1.80
白马河干渠	33 [#]	0.01—0.05	0.03	0.70—1.28	0.99	1.57	1.57
毛渠	26 [#] 、27 [#] 、28 [#] 、29 [#]	0.02—1.02	0.32	0.84—14.28	5.42	0.33—1.90	0.88
卯家桥干渠	37 [#]	0.02—0.12	0.07	1.39—3.70	2.55	9.11	9.11
毛渠	36 [#] 、38 [#] 、39 [#]	0.035—0.11	0.08	1.60—2.43	2.09	2.6—3.2	2.9
万家坡干渠	40 [#]	0.04—0.09	0.07	1.01—1.85	1.85	10.49	10.49
毛渠	41 [#] 、42 [#]	0.03—0.08	0.05	1.44—3.06	2.25	1.9—2.7	2.3
张家冲干渠	44 [#]	0.02—0.02	0.02	0.88—1.10	0.99	12.40	12.40
毛渠	45 [#] 、46 [#] 、47 [#]	0.02—0.06	0.04	1.45—1.72	1.54	5.64—6.10	0.91
格泽河	43 [#]	0.01—0.02	0.02	1.24—1.54	1.39	6.86	6.86

注:干渠中的 DO 仅有一次数据.

2.3 氮磷在农田渠系中的空间变化与截留

沟渠具有河流和湿地的特征,是一种人类活动影响下的半自然化的湿地生态系统,对氮、磷等污染物具有明显的去除效力^[12]. 湿地对污染物的去除机理主要包括:物理过滤、化学吸附、土壤基质作用、植物吸收、微生物降解等^[13].

渠系对氮磷截留率见表 2. 由表 2 可知,大中河中 TP、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的空间分布总体上具有递减趋势,低级渠系高于高级渠系. TP、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的最高值均出现 II 级,这是因为该处汇集了城区部分生产生活废水的原故;而最低值均在 V 级,氮磷浓度显著降低, I 级至 V 级时氮磷的截留率在 85% 以上. 主要是因为地下水的稀释和沟渠的自净作用. 大中河 III 级上游段的渠道已进行了三面硬化,渠道中植物较少,沟渠硬化后污染物的去除率较生态沟渠显著降低^[14]. 因此,稀释作用可能是该渠系氮磷浓度降低的主要原因.

富民村沟是城镇向草海排放污水渠道,上游农田毛沟分布密集,汇集了大量的城镇污水,低级渠系中的水体氮磷浓度较高,高级渠系中的氮磷浓度较低,磷的截留率高达 93%,氮的截留率为 49%,渠道的物理形态变化及水生植物的分布是导致渠系氮磷空间差异的主要原因. 低级渠系氮磷浓度过高,水生植物比较稀少,具有典型的排污渠道的特征. 而高级渠系已与草海水体连通,形成了水塘型渠道、而且渠道中水葱、茭白等水生植物丰富,盖度高达 80%,发挥了植物塘的功能. 氮磷在溪流中的持留、释放受溪流的形态影响,水塘型和河口型断面是氮磷持留的主要区域^[15,16], TP、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在水塘型和河口型断面内的持留量分别占溪流持留量(基流、径流持留量的和)的 58%、61%、75% 和 56%.

白马河渠系中的氮磷浓度除 I 级毛沟较高外,其余均较低,面源污染是导致毛沟氮磷污染的主要原因,而农田中的湿地分布是导致农田渠系氮磷分布变异的主要因素. 调查发现,连接村寨的沟渠水体氮磷浓度较高,而农田源头的沟渠氮磷浓度较低,这说明引起沟渠水体氮磷浓度增高的主要因素是四周比较集中的村寨生活废水排放^[17]. 白马河 I 级毛沟汇集了周围村落任意排放的生活废水,因而水质较差. I 级毛沟汇集的污水排入了白马河农田中散布的湿地,水质得以改善.

从表 2 可知,农田渠系中 TN 浓度多数在 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上,但是 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量较低,多数在 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下, TN 含量高达 $96.92 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,浓度仅为 $3.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 大中河、富民村沟和白马河 3 个渠系中

NO₃⁻-N 在氮素中的比例分别为 14%、7% 和 27%。大中河与富民村沟均汇集城镇排放生活污水与农田排水,而白马河则汇集了包括农村生活污水和农田排水,大中河和富民村沟较低的 NO₃⁻-N 与城镇生活污水中以氨氮为主有关,而白马河相对较高的 NO₃⁻-N 则可能与农田 NO₃⁻-N 流失有关。另外,水体中较低的 DO 含量也是个重要因素。水体 DO 浓度较低时,氧化还原电位低,不利于硝化细菌生长和繁殖,硝化作用速度慢^[18]。

表 2 渠系对 TN、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的截留率
Table 2 TN, NH₄⁺-N and NO₃⁻-N retention rates by the ditch systems

		TP/(mg·L ⁻¹) 截留率/%		TN/(mg·L ⁻¹) 截留率/%		NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹) 截留率/%		NO ₃ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹) 截留率/%	
大中河	V 级 15 [#]	0.04		2.64		0.62		0.30	
	IV 级 14 [#]	0.06		2.71		0.93		0.30	
	III 级 12 [#]	0.88	99	19.87	86	9.45	94	0.80	64
	II 级 11 [#]	12.9		96.92		47.11		3.26	
	I 级 9 [#]	2.9		18.72		10.62		0.84	
富民村沟	V 级 7 [#]	0.23		5.94		2.68		1.56	
	IV 级 6 [#]	0.75		8.12		2.45		1.39	
	III 级 5 [#]	3.56	93	29.91	49	27.41	62	1.15	24
	II 级 3 [#]	4.95		36.9		21.5		1.20	
	I 级 1 [#]	3.12		11.62		6.99		2.05	
白马河	V 级 33 [#]	0.05		1.28		0.38		0.43	
	IV 级 32 [#]	0.02		1.26		0.18		0.38	
	III 级 31 [#]	0.07	74	2.43	72	0.48	86	0.50	60
	II 级 30 [#]	0.03		1.45		0.24		0.39	
	I 级 27 [#]	0.19		4.51		2.77		1.07	

2.4 水质指标相关性

水体理化因子的相关性列于表 3。DO 与 TN、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 呈负相关,其中与 NO₃⁻-N 达到极显著水平($P<0.01$)。在有氧条件下,氨经亚硝酸细菌和硝酸细菌的作用转化为硝酸,即所谓硝化作用^[19],该转化过程分 2 步进行:



式(1)由一系列的亚硝化菌起作用;式(2)由一系列的硝化菌起作用。亚硝酸细菌和硝酸菌都是好氧菌,适宜在中性和偏碱性环境中生长。而反硝化作用主要是指藻类及其它微生物将硝酸盐作为氮源,通过硝酸还原酶将硝酸还原成亚硝酸甚至氮气的过程^[20]。从式(1)和式(2)的反应式中可知,DO 浓度较高时,化学平衡向右移动,NO₃⁻-N 增高。因此理论上水体中的 DO 与 NO₃⁻-N 呈正相关。但此次调查结果出现反常现象,DO 与 NO₃⁻-N 呈极显著负相关($P<0.01$),这与 DO、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量有关。NO₃⁻-N 的含量取决于 DO 与 NH₄⁺-N 等物质的含量水平^[21]。除 NH₄⁺-N 外,pH 与 TP 及各形态氮呈负相关,达到极显著水平($P<0.01$);TN 与 TP 显著正相关;水温(T)与 DO 显著正相关。

表 3 各水质指标相关系数矩阵($n=47$)
Table 3 Matrix of correlation coefficient between water quality indices in drainage systems($n=47$)

	TP	TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	pH	T	DO
TP	1						
TN	0.960 **	1					
NH ₄ ⁺ -N	0.908 **	0.953 **	1				
NO ₃ ⁻ -N	0.700 **	0.637 **	0.578 **	1			
pH	-0.432 **	-0.391 **	-0.371 *	-0.565 **	1		
T	0.002	0.009	-0.015	-0.079	0.246	1	
DO	-0.276	-0.255	-0.284	-0.415 **	0.575 **	0.332 *	1

** 表示 $P<0.01$; * 表示 $P<0.05$ 。

2.5 草海湖泊水体营养状态及流域土地利用结构对沼泽化的影响

草海湿地水体营养状态为中营养—中度富营养,外源污染物的输入和湖泊营养水平的提高导致其沼泽化,而流域不合理的土地利用结构加剧了草海湿地的沼泽化进程.草海水域面积在逐渐缩小,由20世纪80年代初期的1816 hm²减为现在的1768 hm²,湖水变浅,由2.0 m减为现在的1.35 m,最深处5.0 m减为现在的2.8 m^[22].草海湖泊上游、中游和下游断面的综合营养状态指数分别为65、55和46.按照 $30 \leq \text{TLI}(\Sigma) \leq 50$ 为中营养、 $50 \leq \text{TLI}(\Sigma) \leq 60$ 为轻度富营养、 $60 \leq \text{TLI}(\Sigma) \leq 70$ 为中度富营养的分级标准进行判断^[4],上、中、下游营养状态水平依次为中度富营养、轻度富营养和中营养.草海为典型的草型湖泊,分布有竹叶眼子菜、狐尾藻、光叶眼子菜、水葱、蘆草、水沙草、两栖蓼、李氏禾和菰等沉水、挺水植物.水体富营养化为各种挺水植物和沉水植物过量生长提供充足的氮磷营养物质,形成了极大的初级生产力,2005年水体东部水生植物的生物量高达2980.6 g·m⁻²,是1983年的3倍^[23].兰书斌^[24]对南四湖的研究表明,沼泽化的淤积与TN、TP极显著正相关($P < 0.01$).因为水体中富集的营养物一方面沉积进入底泥,另一方面为水生植被的生长提供了充足的营养源.水生植被的生长可进一步截留更多的沉积物(包括大气尘降),加上枯枝落叶的积累,使富营养化程度进一步加深.大量水生植物的生长,充塞水体空间,同时还形成强烈的生物促淤作用,导致湖泊迅速沼泽化.另外,不合理的土地利用结构也是导致草海沼泽化的另一主要驱动因素.过去50年的砍伐和垦殖,草海周围山地的植被遭到严重破坏,森林覆盖率由20世纪60年代的23%,下降到1994年的9.8%,近年恢复到15.64%.现存植被多为次生针叶林、针阔叶林及灌草丛,植被质量及生态功能相对低下,水土流失严重,流失面积31.44 km²,占保护区面积的32.8%,年均侵蚀模数3604 t·km⁻²,土壤流失量达500000 t·a⁻¹^[7].大量的泥沙输入使得草海水体变浅.另外,围湖造田不仅直接破坏了湿地,同时湿地农业开发施用化肥的流失也为湿地植物的生长提供营养物质,促进了植物的淤积填平作用.

3 结论

(1)草海流域水质为重度污染,总氮和溶解氧是水体中的主要污染因子.水体污染与县城生产、生活废水未经处理直接排放有关,与流域人口密度过大,集中式村寨污水任意排放有关,也与湿地农业开发施用化肥有关.而溶解氧较低与沟渠形态、水文条件及水生植物的过度生长有关.

(2)草海流域上游水质劣于下游,土地利用结构与利用方式是导致水质空间分异的主要原因;多级排水渠系对氮磷具有一定的截留作用,干渠V级水质好于低级农田渠系水质.

(3)草海湿地水体营养状态为中营养—中度富营养,外源污染物的累积和湖泊营养水平的提高导致其沼泽化,而流域不合理的土地利用结构加剧了草海湿地的沼泽化进程.外源水土流失泥沙的大量输入直接导致草海淤积变浅,营养水平的提高为大量水生植物的过度生长提供充足的营养物质,形成强烈的生物促淤作用,导致湖泊迅速沼泽化.

(4)基于草海流域水污染的紧迫性和财力不力的现实,近期草海的治理首先要对城市污水进行处理后排放,其次进行农村污水处理,再次防治流域水土流失.

参 考 文 献

- [1] Wattage P, Mardle S. Stakeholder preferences towards conservation versus development for a wetland in Sri Lanka [J]. *Journal of Environmental Management*, 2005, 77(2):122-132
- [2] 金相灿,任丙相.太湖重点污染控制区综合治理方案研究[J]. *环境科学研究*, 1999, 12(5):1-5
- [3] 刘红玉,李兆富.小三江平原湿地水质空间分异与影响分析[J]. *中国环境科学*, 2008, 28(10):933-937
- [4] 张瑞斌,黄伟丽,管红良,等.苏南河网水体负荷削减工程及其效果分析[J]. *环境化学*, 2011, 30(10):1816-1817
- [5] 贵州草海湿地生态环境综合治理规划编写组.贵州草海湿地生态环境综合治理规划报告[R].长沙:国家林业局中南林业调查规划设计院, 2009, 9:11-30
- [6] 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范(第2版)[M].北京:中国环境科学出版社. 1990:291-294
- [7] 徐应化,龙启德,许正亮.草海国家级自然保护区区划与管理//张华海,李明晶,姚松林.草海研究[M].贵州:贵州科技出版社, 2005:245-254
- [8] 王彩绒,吕家琰,胡正义,等.太湖流域典型蔬菜地土壤氮及pH空间变异特征[J]. *水土保持学报*, 2005, 19(3):17-20

- [9] 梁文,张生,李畅游,等. 污染水体沉积物营养盐释放过程[J]. 环境化学,2011,30(10):1718-1724
- [10] 龚春生,范成新. 不同溶解氧水平下湖泊底泥-水界面磷交换影响因素分析[J]. 湖泊科学,2010,22(3):430-436
- [11] 郭建宁,卢少用,金相灿,等. 低溶解氧状态下河网区不同类型沉积物的氮释放规律[J]. 环境科学学报,2010,30(3):614-620
- [12] 周俊,邓伟,刘伟龙. 沟渠湿地的水文和生态环境效应研究进展[J]. 地球科学进展,2008,23(10):1079-1082
- [13] 尹澄清,苏胜利,张荣斌,等. 以河网作为城市水源的污染问题和湿地净化[J]. 环境科学学报,2010,30(8):1583-1586
- [14] 王岩,王建国,李伟,等. 生态沟渠对农田排水中氮磷的去除机理初探[J]. 生态与农村环境学报,2010,26(6):586-590
- [15] 毛战坡,尹澄清,王雨春,等. 污染物在农田溪流生态系统中的动态变化[J]. 生态学报,2003,23(12):2615-2622
- [16] 毛战坡,单保庆,尹澄清,等. 磷在农田溪流中的动态变化[J]. 环境科学,2003,24(6):1-8
- [17] 颜廷梅,杨林章,单艳红. 稻田土壤养分的迁移规律及其环境风险[J]. 土壤学报,2008,45(6):1189-1193
- [18] 吴学蕾,陈伦强,彭永臻,等. 前置反硝化生物脱氮工艺实现亚硝酸氮积累的试验研究[J]. 环境科学,2006,27(12):2472-2476
- [19] 陆琦,马克明,卢涛,等. 三江平原农田渠系中氮素的时空变化[J]. 环境科学,2007,28(7):1560-1566
- [20] 赵庆良,李湘中. 化学沉淀法去除渗滤液中的氨氮[J]. 环境科学,1999,20(5):90-92
- [21] 熊代群,杜晓明,唐文浩,等. 海河天津段与河口海域水体氮素分布及其与溶解氧的关系[J]. 环境科学研究,2005,18(3):1-4
- [22] 张华海,李明晶,姚松林. 草海研究综述//张华海,李明晶,姚松林. 草海研究[M]. 贵州:贵州科技出版社,2005:1-11
- [23] 陈翔,夏远平,李青,等. 草海国家级自然保护区水生植被及其生物量的变化研究//张华海,李明晶,姚松林. 草海研究[M]. 贵州:贵州科技出版社,2005:141-152
- [24] 兰书斌,吴丽,张德禄,等. 南四湖沼泽化现状及其驱动因素分析[J]. 湖泊科学,2011,23(4):555-560

Spatial characteristics and impact of water quality in agricultural ditch systems of Caohai wetland in the Guizhou plateau, China

XIA Pinhua¹ XUE Fei¹ KONG Xiangliang^{1,2} LIU Yan³ LIN Tao^{1*}

(1. Guizhou Key Laboratory for Mountainous Environmental Information and Ecological Protection, Guizhou Normal University, Guiyang, 550001, China; 2. Agricultural College, Guizhou University, Guiyang, 550025, China; 3. Guizhou Biological Institute, Guiyang, 550009, China)

ABSTRACT

Caohai (N26°49'—26°53', E104°12'—104°18') is a typical plateau lake wetland located in the southwestern part of Weining County, Guizhou Province, China. To understand the spatial characteristics and impact of water quality in agricultural ditch systems, water samples were taken at 50 sites in Caohai wetland in Autumn 2011, and dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and so on was examined. In order to identify the main pollution loading types of ditch systems, the single factor pollution index was applied. The integrated nutrient status index was also used to judge the trophic status of Lake Caohai. Our results showed that the agricultural ditch system water was polluted seriously, DO and TN were the main polluting factors, and the water quality at most of the locations was Class V or worse. The water quality in the upper reach of the Caohai wetland was worse than that in the lower reach. Especially, the water quality in the locations near the towns were the worst. The retention of TN and TP in the agriculture ditches was good, and the water quality in the main channels was much better than that in the agriculture ditches. The impact of the land use patterns on the water quality was in the order of urban land use > centralized village > agricultural area. The nutrition status of the upper, middle and lower reaches of the Caohai wetland was at the level of eutrophication, light-eutrophication and mid-eutrophication, respectively. The accumulation of external pollutants and rise of nutrition status can lead to swampiness, however, an unreasonable land use may facilitate the process of swampiness.

Keywords: water quality, agricultural ditch systems, spatial characteristics, land use pattern, swampiness, Caohai wetland.