

洱海水体溶解氧及其与环境因子的关系

赵海超^{1,2}, 王圣瑞^{1*}, 赵明³, 焦立新¹, 刘滨⁴, 金相灿¹

(1. 中国环境科学研究院湖泊生态环境创新基地/国家环境保护湖泊污染控制重点实验室, 北京 100012; 2. 河北北方学院农林科技学院, 张家口 075131; 3. 大理州环境监测站, 大理 671000; 4. 大理州环境保护局, 大理 671000)

摘要:通过分析多年洱海水体中溶解氧、氮、磷和叶绿素浓度, 结合沉积物氮、磷形态结果, 研究了水体中溶解氧与其氮、磷浓度和叶绿素浓度间的相互关系。结果表明, 1992~2009年洱海水体中溶解氧在 $6.61 \sim 7.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间变化, 多年月均值9月最低为 $6.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 总体呈下降趋势。水体溶解氧浓度呈由北向南递减趋势, 随水深呈下降趋势, 最底层为 $5.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。水体中溶解氧浓度与其氮、磷浓度呈负相关, 且月份间的相关性大于年度间的相关性。水体溶解氧浓度与沉积物中弱吸附态磷、有机态磷和氨氮的质量分数呈负相关, 与铁铝氧化态磷、无机磷和硝态氮的质量分数呈正相关。水体溶解氧浓度与叶绿素浓度呈负相关, 表明洱海为好氧湖泊, 但已接近厌氧水平。氮磷营养盐含量的增加促进水体含氧量的降低, 随着洱海水体溶解氧浓度的降低, 也促进了其沉积物中氮磷释放, 藻类数量增加和水体富营养化的加剧。

关键词:洱海; 溶解氧; 磷形态; 可溶性氮; 富营养化

中图分类号: X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2011)07-1952-08

Relationship Between the DO and the Environmental Factors of the Water Body in Lake Erhai

ZHAO Hai-chao^{1,2}, WANG Sheng-rui¹, ZHAO Ming³, JIAO Li-xin¹, LIU Bin⁴, JIN Xiang-can¹

(1. State Environmental Protection Key Laboratory for Lake Pollution Control, Research Center of Lake Eco-Environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 2. College of Agricultural Science, Hebei North University, Zhangjiakou 075131, China; 3. Dali Environmental Monitoring Center, Dali 671000, China; 4. Environmental Protection Bureau of Dali Prefecture of Yunnan Province, Dali 671000, China)

Abstract: The contents of DO and nitrogen (N), phosphorus (P), chlorophyll a in water from Lake Erhai were analyzed by combining the nitrogen and phosphorus forms in sediment. The results indicated that the DO contents of the water from Lake Erhai varied from 6.61 to 7.42 mg/L from 1992 to 2009, which is generally decreased. The minimum mean value was 6.42 mg/L in September. The trend of the DO contents from north to south was decreasing, and also decreased with the increasing of the water depth in Lake Erhai, the DO content was 5.15 mg/L at the water bottom. The relationship between the contents of DO and N, P was negative, and the relativity of different months was greater than that of different years. The relationship between the contents of DO and the contents of labile-P, organic-P, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ in sediment was negative, which was positive with the contents of Fe/Al-P, inorganic P and $\text{NO}_3^- \text{-N}$. The relationship between the contents of DO and chlorophyll a in water was negative, which indicated that Lake Erhai is aerobic, and is approaching anaerobic gradually. With the increasing of released content of N and P, the increasing of alga biomass was accelerated and the worsening of water body eutrophication also can be promoted by the decreased DO content in water from Lake Erhai.

Key words: Erhai; dissolved oxygen; phosphorus form; solubility nitrogen; eutrophication

洱海位于云南省大理州大理市北郊, 呈由北向南方向狭长状展布, 长 42 km , 最大宽度 8.4 km , 属澜沧江水系, 是云南省第二大淡水湖泊。该湖泊正常水位 1974 m (海防高程), 平均水深 10.5 m , 最大水深 20.9 m ^[1]。洱海是大理州地区居民的生活用水、农业用水、旅游与发电及维护生态环境的重要水源地, 在地区经济发展中发挥着巨大的作用。近年来随着洱海自身演化及开发利用等因素, 入湖污染负荷增加, 洱海水体环境发生了较大变化, 主要表现为水体富营养化加剧, 水生植物面积逐渐减少, 鱼类及底栖动物结构趋于不合理^[2,3]。

溶解氧(dissolved oxygen, DO)是指溶解在水中

的分子态氧, 在淡水生态系统和水环境生物地球化学循环中具有重要意义。DO是维持水体生态环境动态平衡的重要环境因子, 以及维持水生生物生存的必备条件, 并参与部分物质转化^[4]。DO浓度能够反映出水体受到的污染程度, 特别是有机物的污染程度, 是衡量水质的重要指标^[5]。有关研究表明: 在比较清洁的河流和湖泊中, 溶解氧一般在 7.5

收稿日期: 2010-08-01; 修订日期: 2010-12-16

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07105-005); 国家自然科学基金项目(40703017, 40873079)

作者简介: 赵海超(1974~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为湖泊生态修复, E-mail: haichaozhao19@163.com

* 通讯联系人, E-mail: wangsr@craes.org.cn

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上;当溶解氧在 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下时,各种浮游生物不能生存,大多数鱼类则要求溶解氧在 $4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上;好氧微生物生存的先决条件是 DO 应保持在 $2\sim 5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间;当溶解氧在 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下时,通常称该水体低氧或缺氧(hypoxia),溶解氧为 $0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,被称为无氧(anoxia)^[6,7].

本研究针对洱海近年来水生生态系统退化,逐步由中营养向富营养转化的环境现状.通过对洱海水体中 1992 年以来的 DO 浓度及营养盐含量数据的统计,分析 DO 与生态环境因素及营养盐转化的关系,探讨影响洱海水体溶解氧浓度的主要生态环境因素及其对水生生物和水体营养盐迁移的影响,以期修复洱海生态环境提供理论支撑.

1 材料与方法

1.1 数据收集及采样点布置

历史数据参考文献[8]和洱海“十一五”规划报告以及大理州环保局月报.年度数据收集为 1992 ~ 2008 年的监测数据,不同月份数据收集为 2001 ~ 2009 年 4 月的监测数据.试验采样点位如图 1 所示,在洱海全湖,根据水底地形及区域环境条件共布设 17 个点位,分别以不同数字标记,2009 年 5 ~ 12 月分别于每月 10 ~ 14 日采集各点混合水样于样品瓶内放入恒温箱带回实验室测定各项指标,现场使用多参数水质测定仪分层测水体中 DO 浓度,其中 84、105、117、142 号点位表层测 0.5 m ,垂向每隔 2 m 水深测一次 DO 浓度直至水底层,每点位重复 3 次,其他点位测上中下 3 层.2009 年 5 月 10 日用便携式沉积物采样器在各样点采集 10 cm 表层沉积物样,每点位采 1 个平行样共 34 个样品,现场装入封口袋冰盒内保存,带回实验室冷冻干燥,研磨处理,测定各项指标.

1.2 测定方法

水体中 DO 浓度采用多参数水质测定仪现场进行测定.

沉积物中可溶性氮的测定方法:采用 1 mol/L KCl 溶液浸提沉积物样品(水:土 = 10:1),在室温(25°C)下恒温振荡 1 h (200 r/min),然后在 5000 r/min 条件下离心 10 min ,取上清液过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 玻璃纤维滤膜后,分别取液用紫外吸收法测定 NO_3^- -N 含量,纳氏试剂比色法测定提取液中 NH_4^+ -N 含量,过硫酸钾氧化法测定可溶性总氮含量.可溶性总氮与可溶性无机氮(NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 之和)的含量之差即为可溶性有机氮(SON)含量.

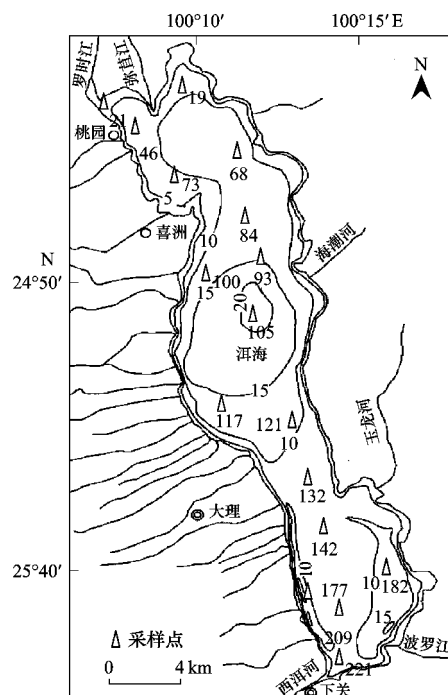


图 1 洱海水体等高线及采样点位示意^[9]

Fig. 1 Schematic geographic map of Lake Erhai showing the sampling sites

沉积物总磷:采用 SMT 法测定;沉积物磷形态分级,采用连续浸提法^[10,11],称取沉积物 1 g 于 100 mL 离心筒中加浸提剂 50 mL ,振荡、离心、过滤,钼锑抗比色法测定浸提液中磷含量.提取流程如表 1 所示.无机磷(IP)为各级形态磷之和,有机磷(OP)为总磷和无机磷之差.

2 结果与分析

2.1 洱海水体溶解氧的时空变化

1992 ~ 2009 年洱海水体 DO 变化如图 2(a) 所示.1992 ~ 2009 年洱海水体 DO 在 $6.61\sim 7.42\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,1997 年最高,2006 年最低,总体呈下降趋势.主要分为 3 个阶段,1992 ~ 1996 年之间 DO 呈下降趋势;1997 年迅速升高,1997 ~ 2006 年呈下降趋势;2006 ~ 2009 年 DO 略有升高.2001 ~ 2009 年洱海水体各月份 DO 变化如图 2(b) 所示.洱海水体各月份 DO 在 $6.42\sim 7.74\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,总体呈先下降后上升趋势,最大值出现在 1 月,最小值出现在 9 月.虽然近年来由于对洱海的治理保护力度加大,水体 DO 有所上升,但 DO 已接近浮游生物生存的下线($5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),特别是个别月份.从 DO 的角度分析,洱海水体已由中营养级向中富营养级转化^[8].

表1 沉积物磷形态分级连续浸提方法
Table 1 Sequential extraction of phosphorus forms in sediments

磷形态	提取方法(浸提剂、温度、振荡)	主要成分
弱吸附态磷 (labile P)	在 100 mL 离心筒中加入 1 g 沉积物样,加入 50 mL 1 mol/L HN_4Cl 浸提剂,在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$, 200 r/min 条件下恒温振荡 0.5 h, 在 5 000 r/min 25°C 下离心 10 min 固液分离, 钼锑抗比色法测定浸提液中磷含量	沉积物中浮游植物细胞内的磷和吸附于颗粒物中水合氧化物表面磷
可还原态磷 (RSP)	在上步残渣中加入 0.11 mol/L $\text{NaHCO}_3\text{-NaS}_2\text{O}_3$ 50 mL, 在 40°C , 200 r/min 条件下恒温振荡 1 h, 在 5 000 r/min 25°C 下离心 10 min 固液分离, 钼锑抗比色法测定浸提液中磷含量	主要是 Fe_2O_3 胶膜所包蔽的还原溶性磷酸铁以及磷酸铝
金属氧化物结合态磷 (Fe/Al-P)	在上步残渣中加入 1 mol/L NaOH 50 mL, 在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$, 200 r/min 条件下恒温振荡 16 h, 在 5 000 r/min 25°C 下离心 10 min 固液分离, 钼锑抗比色法测定浸提液中磷含量	主要是颗粒物中被铁、铝水合氧化物吸附的磷和一部分铁铝磷酸盐
钙结合态磷 (Ca-P)	在上步残渣中加入 0.5 mol/L HCl 50 mL, 在 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$, 200 r/min 条件下恒温振荡 16 h, 在 5 000 r/min 25°C 下离心 10 min 固液分离, 钼锑抗比色法测定浸提液中磷含量	主要是磷灰石磷

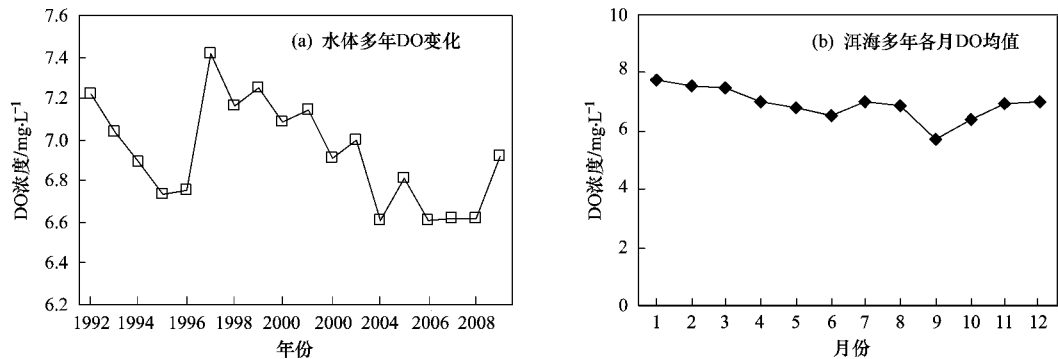


图2 洱海水体 DO 年际变化
Fig.2 Variation of DO content in the water body of Lake Erhai by year

2009 年洱海水体垂向 DO 变化如图 3 所示,其中 2009 年各月份水体上层与底层 DO 变化见图 3 (a),表层水体各月份 DO 在 $8.39 \sim 8.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,基本保持一致. 底层水体各月份 DO 在 $5.15 \sim 7.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,各月份间呈先下降后上升趋势,最大值出现在 1 月,最低值出现在 9 月,变化趋势与多年月均值相一致. 各点位水体 DO 空间变化如图 3

(b)所示,湖泊水体 2 m 以下 DO 由北向南呈递减趋势. 各采样点的 DO 随着水体深度的增加总体上均呈下降趋势,但有 2 个较为明显的拐点,2 m 处和 15 m 处. 水深不足 15 m 的点位,2 m 以下虽有所降低但变化不大. 可见洱海是永久性好氧湖泊^[12],即使在最大深度 20 m 处 DO 仍有 $5.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,可以为浮游生物提供生存环境.

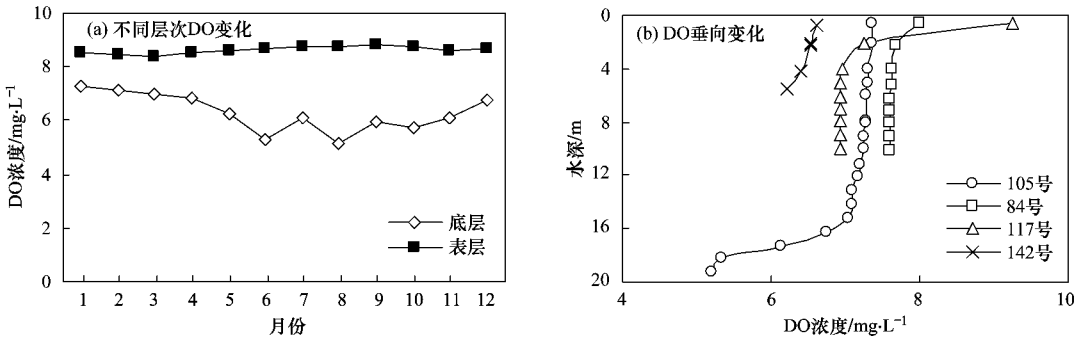


图3 洱海水体 DO 含量垂向变化
Fig.3 Variation of DO content in the different layers water of Lake Erhai

2.2 洱海水体 DO 与湖泊水质相互影响

2.2.1 洱海水体中 DO 与水体中 TN、TP 的相互影响

TN 和 TP 是水生生物主要的营养元素,为反映水体营养状况的重要指标.洱海水体中 DO 与 TN 和 TP 的多年(1992 ~ 2009 年)均值相关性如图 4 (a) 和 4(b)所示,TP 与 DO 的多年均值相关性较小,但是 TN 与 DO 呈负相关.DO 与 TN 和 TP 多年(2001

~2008 年)月均值相关性如图 4 (c) 和 4 (d) 所示,DO 与 TN 和 TP 均呈负相关,相关性高于年均值,TP 与 DO 的相关性达到极显著($p < 0.01$). 年季内由于 DO 和 TN、TP 受多种因素相互作用,以及不同月份间平均作用,因此相关系数较小.洱海外源污染季节性差异较大所以月季间 TN、TP 和 DO 变化较明显,相关性较好.表明随着水体中氮磷浓度的增加水体 DO 呈下降趋势.

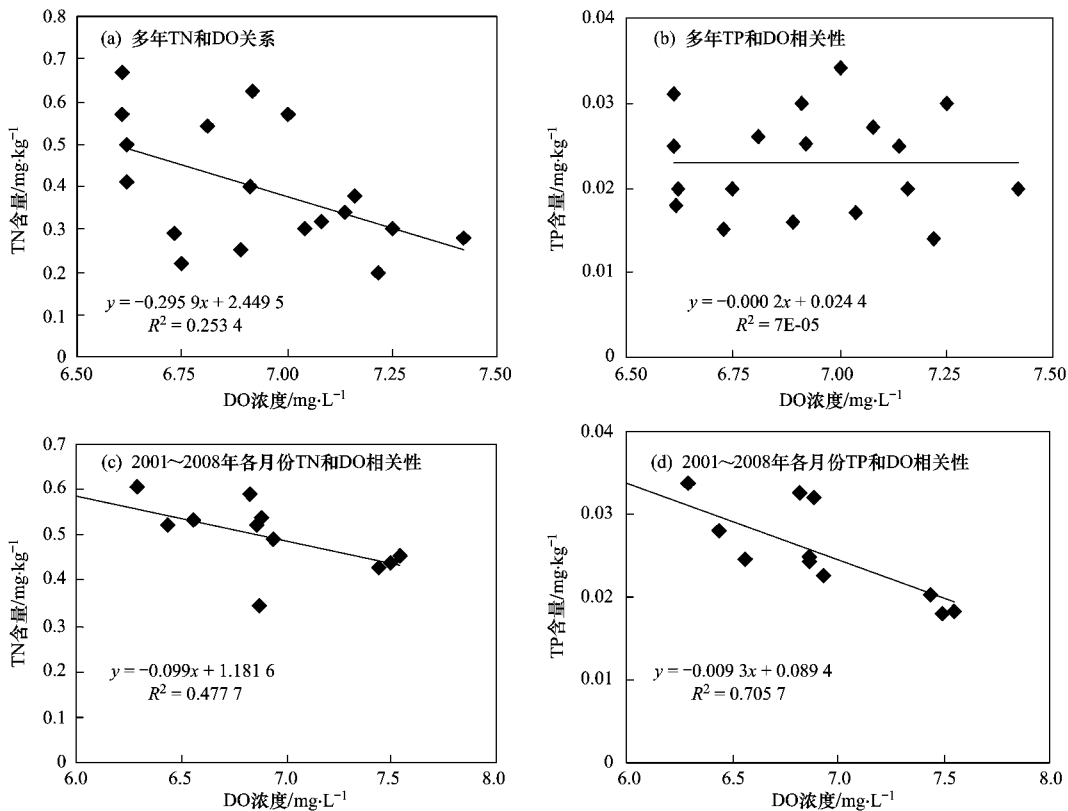


图 4 洱海水体中 DO 与 TN 和 TP 的关系

Fig.4 Relationship between the contents of DO and TN, TP in the water of Lake Erhai

2.2.2 洱海水体氧含量与其沉积物氮磷形态间的关系

沉积物中不同形态磷的迁移能力及生物有效性不同.沉积物中磷的存赋形态因分级方法及研究目的各不相同,本试验沉积物中无机磷的存赋形态分为:弱吸附态磷(labile P)、可还原态磷(RSP)、铁铝氧化物结合态磷(Fe/Al-P)和钙结合态磷(Ca-P)^[10].各形态磷占总磷质量分数与 DO 的相关性如图 5 所示. labile P 和有机磷(OP)与 DO 呈负相关,无机磷(IP)、RSP 和 Fe/Al-P 与 DO 呈正相关, Fe/Al-P 与 DO 相关显著, Ca-P 与 DO 相关性较小.表明表层沉积物 labile P 和 OP 随着水体中 DO 的下

降呈上升趋势;RSP、Fe/Al-P 和 IP 随着水体中 DO 的下降呈下降趋势. 水体中的溶解氧决定了湖水-沉积物界面的氧化-还原状态,低 DO,铁氧化物被还原,所吸附的磷被释放,沉积物中弱吸附态磷增加;高 DO,二价铁铝离子被氧化,水体中可溶性磷被氢氧化铁吸附而沉降,Fe/Al-P 增加^[13,14]. 水体中 DO 高,使表层沉积物微生物活动剧烈,增强对有机磷的矿化,从而使有机磷降低,无机磷含量升高.可见 DO 降低促进沉积物中磷的释放.

沉积物中可溶性氮是向水体释放的主要部分.可溶性氮主要分为氨氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)和有机态氮(ON).不同形态可溶性氮占可溶性总氮

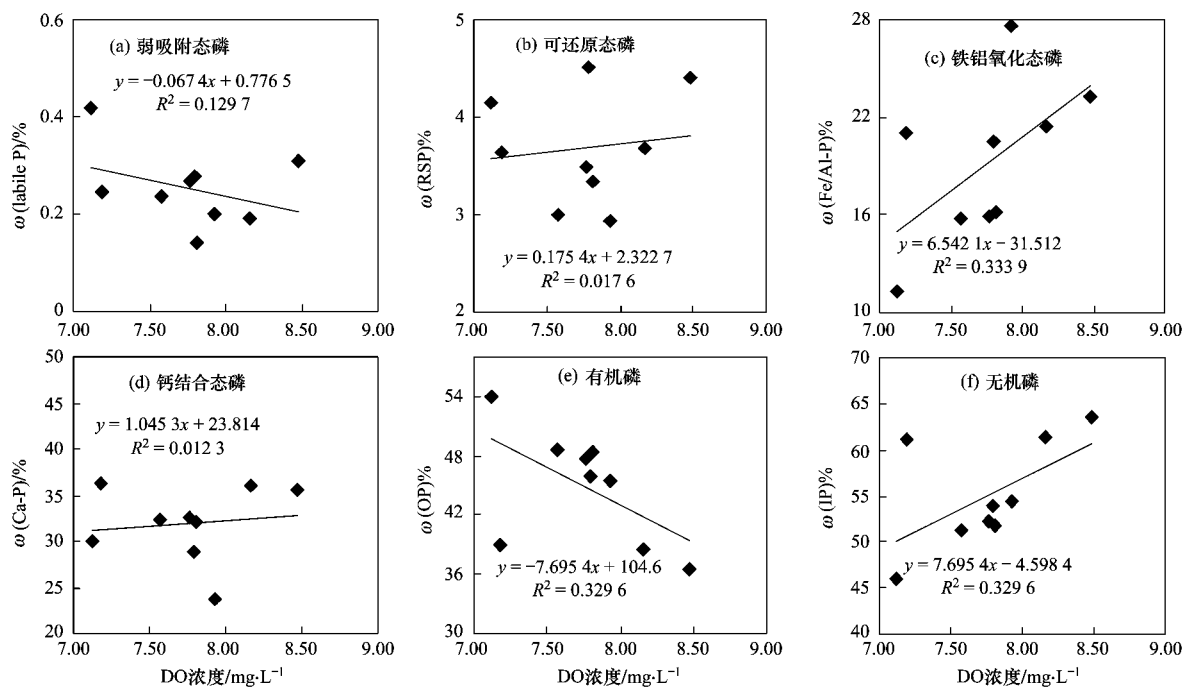


图5 水体中 DO 和沉积物中不同形态磷占总磷质量分数的关系

Fig. 5 Relationship between DO in the water and mass faction of phosphorus forms in the sediment

的质量分数与 DO 的相关性如图 6 所示,NH₄⁺-N 与 DO 呈负相关,NO₃⁻-N 与 DO 呈正相关,DON 与 DO 相关性较小.表明随着 DO 含量的降低表层沉积物中 NH₄⁺-N 含量呈增加趋势,NO₃⁻-N 含量呈降低趋势.当环境中 DO 下降时,反消化菌活性增强,其他形态的氮转化成 NH₄⁺-N,同时矿化过程加速,沉积

物中 NH₄⁺-N 含量升高,当环境中 DO 升高时NH₄⁺-N 被氧化为NO₃⁻-N,沉积物中NO₃⁻-N 含量升高^[15,16].因此含氧量高的区域沉积物中NO₃⁻-N较高而含氧低的区域沉积物中NO₄⁺-N 含量较高.沉积物中氨氮含量远大于硝态氮含量,因此随着 DO 的下降促进了进沉积物中氮的释放.

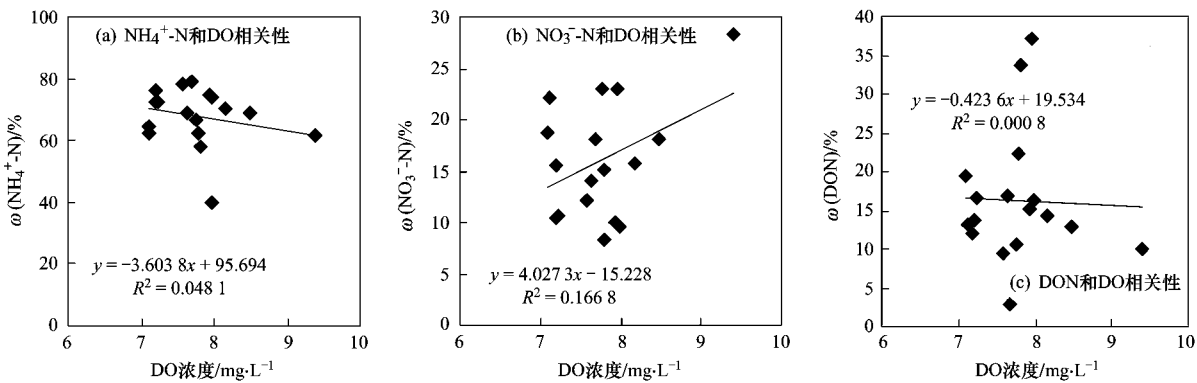


图6 水体中 DO 和沉积物中不同形态氮占总可溶性氮质量分数的相关性

Fig. 6 Relationship between DO in the water and mass faction of nitrogen forms in the sediment

2.2.3 溶解氧与藻类生长间的关系

藻类作为湖泊生态系统初级生产力的重要组成部分,在湖泊生态系统中发挥着重要的作用. Chla 是表征水体藻类数量的重要指标,也是湖泊

水质的重要指标,洱海 DO 与 Chla 的关系如图 7 所示.洱海水体中 DO 与 Chla 多年均值和多年月均值均呈负相关.根据线性方程 $Y(\text{Chla}) = a \times X(\text{DO}) + b$,多年均值 a 值接近于月均值的 2 倍,表

明 DO 与 Chla 之间的关系年际变化大于月季变化。例如 1996 年 9 ~ 10 月,洱海出现大规模蓝藻暴发^[17],水体 DO 较低,近年来每年 9 月洱海均有

部分区域发生蓝藻水华,水体 DO 各月份间在 9 月最低。可见随着藻类生物量的增加水体 DO 呈下降趋势。

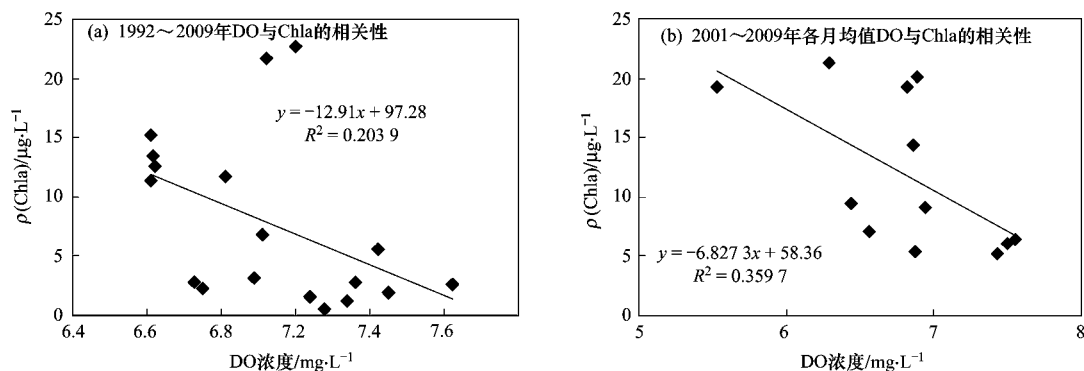


图 7 洱海水体中 Chla 与 DO 之间的关系

Fig. 7 Relationship between the Chla and DO in water of lake Erhai

3 讨论

3.1 环境因子对洱海水体 DO 的影响

洱海湖盆形成于更新世早期,是我国西南地区著名的断陷湖泊。湖水主要来源于降雨和冰雪融水,湖盆呈南北向展布(图 1),中部最深处水深 20.9 m,湖盆南部中央水下平台两侧分布有条形深槽^[18]。湖水主要由北部河流注入呈西南流向,河水含氧量较高。因此,水体 DO 北部高于南部。而洱海主风向为西南风,风速平均 $2.4 \sim 4.1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$,瞬间风速可达 $40 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ^[17],使湖面水体向东北方向涌动,表层水体与下层水体出现跃层,从而使洱海水体 DO 垂向变化在 2 m 处出现明显的拐点。从图 1 可见,由于湖底地形作用,水流受到湖底地形抬高阻隔在中部形成环流,从而使 15 m 处水体出现跃层现象。因此水深 20 m 的 105 号点位,水体在垂向上 15 m 处 DO 形成明显拐点。风力和水流的反向运动增加了表层和深层水体中 DO 的交换;深层水体的环流运动增加深层水体 DO 垂向交换,从而使洱海水体 DO 较高。

3.2 营养盐迁移与 DO 的相互作用

洱海水体中氮、磷与 DO 呈负相关。近年来由于洱河流域的不合理开发利用,使入湖污染物逐年增加,水体氮磷含量升高,藻类大量繁殖,透明度降低,水质恶化,水生植被退化^[19,20],因此近年来洱海水体中 DO 呈下降趋势。一方面外源氮磷特别是有机氮磷进入水体,部分发生转化消耗氧气使水体中 DO 下降;另一方面水体中氮磷含量的升高,有利于

藻类的暴长,高等水生植被退化,减少对水体中氧的供应能力,增加植物残体分解耗氧量。洱海流域降雨量比较集中,6、7 月是雨季的初始期,大量污染物随径流进入洱海,通过转化分解在 9 月氮磷达到最高值,由图 2 可见洱海 DO 在 9 月最低。上覆水中 DO 能够驱动湖泊底部沉积物-水界面的生化过程影响上覆水的水质^[21]。水体中的溶解氧决定湖水-沉积物的氧化-还原状态,当水体 DO 低,氧化还原电位下降,三价铁铝离子被还原为二价离子,铁氧化物被还原,所吸附的磷被释放到间隙水中,沉积物中磷向水体扩散提高上覆水中磷的浓度^[13,14];当水体中 DO 下降时,反消化菌活性增强,其他形态的氮转化成 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,同时矿化过程加速,沉积物中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量升高^[15,16],向上覆水中扩散提高水体中氮的浓度。近年来洱海流域治理力度加大,外源氮磷输入量减少,但随着水体 DO 的下降内源贡献率逐渐增加。

3.3 水体溶解氧与水生生物间的相互作用

水生生物群落结构不合理促使水体 DO 下降,同时 DO 的下降进一步加剧生物群落结构的恶化。从洱海水体中 DO 与 Chla 的相关性可见,随着藻类的生物量的增加水体中 DO 呈下降趋势,表明洱海藻类生物量过大,对水体产生负影响,成为近年来洱海含氧量下降的“助推器”^[5]。丰富多样的水生植物群落结构能够使水体保持较高的 DO 含量,1997 年 7 月和 1998 年 3 月洱海管理局 2 次移栽海菜花,在洱海形成海菜花群落^[19],增加洱海沉水植物分布面积及群落多样性,使 1997 年洱海 DO 含量迅速升高。近年来洱海沉水植物种类减少,物种多样性下

降,群落结构单化,植被资源呈现退化趋势^[19],水生植被优势群落由原来的黑藻、苦草演变为微齿眼子菜,分布区域由水深 10 m 退缩到 4 m 以内.大型水生植物的退化,减弱其对藻类的抑制效应,使藻类数量剧增,种群结构发生变化,近年来洱海藻类优势种群由硅藻和绿藻逐渐演变为蓝藻^[19,20].同时水生植被的退化大量的有机碎屑沉积到沉积物表层,为微生物提供了大量的食物来源.魏中青等^[1]研究表明,洱海表层沉积物中的微生物以好氧微生物为优势种,生物量高,表层沉积物有机质降解也较剧烈.从而使有机物分解耗氧加剧,水体 DO 逐年降低.随着水体 DO 的下降洱海鱼类及底栖动物结构发生了变化.研究表明,低氧环境减少鱼类和底栖生物物种多样性和丰度^[23,24],有利于耐低氧种类的出现^[23],有利于小型且生命周期短的生物存活^[24,25],K-选择生物将被 r-选择生物取代,复杂的食物链将被简单的食物链取代^[26].我国学者研究也表明,在长江口季节性低氧区内,底栖生物中多毛类占有优势地位^[27],低氧环境下,浮游摄食动物(suspended feeders)常被底层摄食动物(deposit feeders)代替;大型底栖生物被小型底栖生物代替;微鞭毛虫和微小浮游生物通常成为浮游生物中的优势种^[28].近年来随着洱海水体 DO 的下降,洱海特有的鱼类基本消失,鱼类以肉食性及小型鱼类占优势;浮游动物减少,底栖动物生物量降低,底栖动物主要集中在湖滨带,而湖心深水区域分布较少,原有的大型底栖动物铁螺基本消失,寡毛类虽然占有优势但生物量总体呈下降趋势.随着肉食性鱼类对浮游动物的捕食压力,降低了浮游动物对藻类的捕食量,从而使洱海藻类大量生长,部分区域产生季节性藻华.

4 结论

(1)1992~2009 年洱海水体 DO 在 6.61~7.42 mg·L⁻¹之间,总体呈下降趋势,水体各月份 DO 在 6.42~7.74 mg·L⁻¹之间,最小值出现在 9 月.湖泊水体 2 m 以下 DO 呈由北向南递减趋势,DO 随着水体深度的增加总体上呈下降趋势,最底层为 5.15 mg·L⁻¹,在 2 m 处和 15 m 处有 2 个拐点.由于洱海水流与风力的反向运动及湖水的环流作用使洱海水体溶解氧浓度较高,但近年来洱海 DO 下降,推动洱海由中营养向富营养转化.

(2)水体中 DO 与水体总氮、总磷含量均呈负相关,月季相关性大于年季相关性. DO 与沉积物中铁铝结合态磷和无机磷占总磷的质量分数呈正相关与

弱吸附态磷和有机态磷占总磷的质量分数呈负相关. DO 与沉积物中氨氮占溶解性总氮的质量分数呈负相关与硝态氮的质量分数呈正相关.随着水体中氮磷的增加,使水体 DO 下降,同时水体总 DO 的下降促进沉积物中氮磷的释放,富营养化的风险加大.

(3)洱海水体中 DO 与其叶绿素浓度呈负相关.水生植物退化,品种单一化,面积缩小;藻类优势种群的演替;鱼类和底栖动物的小型化等水生生物群落结构的变化,促进藻类季节性暴发,水体 DO 下降.随水体 DO 下降,影响水生植物的生长和分布,加剧水体生态系统退化,促进了藻类的生长,富营养化趋势加重.

参考文献:

- [1] 魏中青,刘丛强,梁小兵,等.洱海沉积物中有机质和 DNA 的分布特征[J].沉积学报,2004,22(4):672-675.
- [2] 金丹越,刘滨,杜劲冬.洱海东区湖滨带现状及生态修复[J].环境科学研究,2004,17(增刊):80-85.
- [3] 颜昌富,金相灿,赵景柱,等.云南洱海的生态保护及可持续利用对策[J].环境科学,2005,26(5):38-42.
- [4] 王嘉学,刘丛强,王锐良.滇池及入湖河道富营养化治理的人工辅助增氧[J].地球与环境,2008,36(2):183-187.
- [5] 马玉琴.环境监测[M].武汉:武汉工业大学出版社,1998.11-13.
- [6] Chen C C, Gong G C, Shiah F K. Hypoxia in the East China Sea: One of the largest coastal low-oxygen areas in the world[J]. Marine Environmental Research, 2007, 64(4):399-408.
- [7] 李道季,张经,黄大吉,等.长江口外氧的亏损[J].中国科学(D 辑):地球科学,2002,32(8):687-694.
- [8] 韩涛,彭文启,李怀恩,等.洱海水体富营养化的演变及其研究进展[J].中国水利水电科学研究院学报,2005,3(1):71-73,78.
- [9] 沈吉,杨丽原,羊向东,等.全新世以来云南洱河流域气候变化与人类活动的湖泊沉积记录[J].中国科学(D 辑):地球科学,2004,34(2):130-138.
- [10] 赵海超,王圣瑞,金相灿,等.黑藻对沉积物及土壤中不同形态磷的利用与转化[J].湖泊科学,2008,20(3):315-322.
- [11] Hupfer M, Gachter R, Giovanoli R. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis[J]. Aquatic Sciences, 1995, 57(4):305-324.
- [12] 罗莎莎,万国江,黄荣贵.云南洱海沉积物-水界面铁、锰的分布和迁移特征[J].重庆环境科学,2000,22(6):19-21.
- [13] 冯海艳,李文霞,杨忠芳,等.上覆水溶解氧水平对苏州城市河道底泥吸附/释放磷影响的研究[J].地学前缘,2008,15(5):227-233.
- [14] Bando R. Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants[M]. Michigan: Lewis Publisher, 1990. 131-144.
- [15] 胡凯,柯鹏振,吴永红,等.高原浅水湖泊沉积物中磷、氮形态化学研究[J].长江流域资源与环境,2005,14(4):507-511.
- [16] Liu J J, Wang J Q, Xu W X. Effects of environmental factors on

NH_4^+ release in sediment from Chao-hu lake [J]. Agricultural Science & Technobgy, 2008, **9**(3): 153-156.

[17] 大理市洱海保护管理局. 洱海管理志[R]. 2007,29,58.

[18] 沈吉,杨丽原,羊向东,等. 全新世以来云南洱海流域气候变化与人类活动的湖泊沉积记录[J]. 中国科学(D 辑); 地球科学,2004,**34**(2):130-138.

[19] 胡小贞,金相灿,杜宝汉,等. 云南洱海沉水植被现状及其动态变化[J]. 环境科学研究,2005,**18**(1): 1- 4.

[20] 董云仙,李杰君,左永福,等. 洱海水环境现状与治理对策[J]. 云南环境科学,2004, **23**(增刊):101-103.

[21] Beutel M W, Leonard T M, Dent S R, *et al.* Effects of aerobic and anaerbioc conditions on P, N, Fe, Mn,and Hg accumulation in waters overlaying profundal sediments of an oligo-mesotrophic lake[J]. Water Research, 2008, **42**: 1953-1962.

[22] 杜宝汉,李永安. 洱海鱼类多样性危机及解危对策[J]. 环境科学研究,2001,**14**(3):42-44,55.

[23] Dauer D M. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure [J]. Marine Pollution Bulletin, 1993, **26** (5): 249- 257.

[24] Pihl L. Changes in the diet of demersal fish due to eutrophication-induced hypoxia in the Kattegat, Sweden [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1994, **51** (2): 321- 336.

[25] Levin L A. Polychaetes as environmental indicators; response to low oxygen and organic enrichment[J]. Bulletin of Marine Science, 2000, **67** (1): 668- 674.

[26] Wu R S S. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses[J]. Marine Pollution Bulletin,2002, **45** (1-12): 35-45.

[27] 王延明,李道季,方涛,等. 长江口及邻近海域底栖生物分布及与低氧区的关系研究[J]. 海洋环境科学,2008,**27**(2): 139-164.

[28] Diaz R J, Rosenberg R. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna[J]. Oceanography and Marine Biology, 1995, **33**: 245- 303.