

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2023.08.004

巢湖圩区渍水对溞活动、生殖抑制作用 及其与氮磷质量浓度关系

张翔^{1,2}, 鲍楠楠^{1,2}, 索改弟^{1,3}, 蒋锦刚¹, 余增亮¹, 冯慧云^{1,2}

(1. 中国科学院合肥物质科学研究院, 安徽合肥 230031; 2. 中国科学技术大学研究生院科学岛分院, 安徽合肥 230031; 3. 安徽科技学院资源与环境学院, 安徽凤阳 233100)

摘要:文章以大型溞(*Daphnia magna*, DP)和老年低额溞(*Simocephalus vetulus*, SP)为对象,对2020年7月至2021年3月取自庐江同大圩的221个田间、沟渠和排灌站水样进行溞活动和生殖抑制检测,分析溞抑制率与水样氮、磷质量浓度之间的关系。结果显示:引起溞24、48 h急性活动抑制的水样总氮(total nitrogen, TN)质量浓度一般大于10 mg/L,总磷(total phosphorus, TP)质量浓度大于0.1 mg/L;24 h内引起溞50%以上活动抑制率的水样TN、TP平均质量浓度分别达40、0.6 mg/L以上;抑制水样数量占比及平均抑制率均为田间最高,沟渠次之,排灌站最低,与氮、磷质量浓度沿程降低一致;稀释可减轻急性抑制程度,但部分水样即使充分稀释至不再有急性抑制作用的质量浓度水平仍然对溞产生生殖干扰,表现为TN质量浓度越高,溞生殖量越低;过滤可削减水中悬浮颗粒和氮磷质量浓度,并减轻对溞的毒性作用。

关键词:巢湖;同大圩;大型溞(DP);老年低额溞(SP);活动抑制;生殖

中图分类号:X835 **文献标志码:**A **文章编号:**1003-5060(2023)08-1032-10

Inhibitive effect of waterlogging on *Daphnia* mobility and fertility in a polder of Chaohu Lake and its correlation with nitrogen and phosphorus concentrations

ZHANG Xiang^{1,2}, BAO Nannan^{1,2}, SUO Gaidi^{1,3},
JIANG Jingang¹, YU Zengliang¹, FENG Huiyun^{1,2}

(1. Hefei Institutes of Physical Science, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031, China; 2. Science Island Branch of Graduate School, University of Science and Technology of China, Hefei 230031, China; 3. College of Resource and Environment, Anhui Science and Technology University, Fengyang 233100, China)

Abstract: A total of 221 water samples were taken during July 2020 and March 2021, from fields, ditches, and drainage pump stations of Tongdawei Polder, Lujiang County near Chaohu Lake. Nitrogen and phosphorus concentrations of these samples and their inhibition on the mobility and fertility of the water flea *Daphnia magna* (DP) and *Simocephalus vetulus* (SP) were tested. It was shown that the total nitrogen (TN) concentrations in water samples that caused daphnids acute mobility inhibition at 24 and 48 h were generally above 10 mg/L, and total phosphorus (TP) concentrations above 0.1 mg/L. The average concentrations of TN and TP in water samples that caused a mobility inhibition rate over 50% within 24 h reached more than 40 and 0.6 mg/L, respectively. In agreement with the decreasing of nitrogen and phosphorus concentrations from fields to ditches to drainage pump stations, the per-

收稿日期:2022-03-24; **修回日期:**2022-05-11

基金项目:国家自然科学基金资助项目(11575234);中国科学院科技服务网络计划(STS计划)区域重点资助项目(KFJ-ST5-QYZD-173)和巢湖综合治理工程资助项目(2019LJFD0678)

作者简介:张翔(1995—),男,安徽阜阳人,中国科学技术大学硕士生;

余增亮(1943—),男,安徽安庆人,中国科学院合肥物质科学研究院研究员;

冯慧云(1977—),女,安徽芜湖人,博士,中国科学院合肥物质科学研究院研究员,博士生导师,通信作者, E-mail: huiyunf@ipp.ac.cn.

centage of inhibitory samples and the average inhibition rates of water from fields were the highest, followed by ditches and drainage pump stations. Dilution alleviated the acute inhibitive effect, but some samples remained to interfere the fertility of daphnids even after being diluted to the level causing no acute mobility inhibition. It seemed that the higher the TN concentration, the more severely the fertility was inhibited. Filtration removed suspension particles from water, thus reducing the concentrations of TN and TP and alleviating the toxic effect on daphnids.

Key words: Chaohu Lake; Tongdawei Polder; *Daphnia magna* (DP); *Simocephalus vetulus* (SP); mobility inhibition; fertility

巢湖周边有圩区约 $6 \times 10^4 \text{ hm}^2$ (90×10^4 亩), 其地势低洼, 吴淞高程为 5.0~10.0 m, 降水与农田引水灌溉形成的农田渍水经田间沟渠到达排灌站, 在站前池停留达到一定水位后, 由排灌机组排入周边入巢河流。据文献[1]估算及笔者团队 2020 年 6 月至 2021 年 6 月在庐江同大圩开展的以周为频次的调查监测(另文详细报道), 同大圩年均排入巢湖的农田渍水约 $1 \times 10^8 \text{ m}^3$, 观测期内排灌站排水中总氮(total nitrogen, TN)、总磷(total phosphorus, TP)质量浓度均值分别约为 4.21、0.21 mg/L, 随季节和农时节律在较大范围内波动。

目前, 对环湖圩区污染关注的重点是输入巢湖的氮磷负荷及削减措施等, 对排水中氮磷及其他污染物对水生态系统及成员的生物和生态毒性作用尚未给予足够重视。事实上, 由施肥引起的圩区排水氮、磷质量浓度在短期内快速升高, 可能成为邻近湖区藻华发生的直接刺激因素, 还可能对湖中水生动物造成直接损伤。

大量研究显示, 非离子氨($\text{NH}_3\text{-N}$)、亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^- \text{-N}$)和硝酸盐氮($\text{NO}_3^- \text{-N}$)对不同种属水生动物的 96 h 50% 致死质量浓度(lethal concentration 50, LC50)分别为 0.1~1.0 mg/L、1~10 mg/L、20~300 mg/L 以上[2]。由于成分及作用方式的多样化和复杂性, 单凭对某一组物质毒性研究的数据, 很难判断真实水样的危害程度, 全样品测试以及现场在线监测是水环境生物生态毒性评估的重要内容, 并且常常得出不同于实验室单组分检测的结果[3-7]。

浮游动物以浮游植物和有机碎屑为食, 在水生食物链中处于承上启下的重要生态位。以水蚤等为代表的枝角类浮游动物既可做鱼类饵料, 也常被用于快速清除水中蓝绿藻和悬浮颗粒物[8], 其中的大型蚤(*Daphnia magna*, DP)是国际通用的环境物质毒性评估模式动物。为了解巢湖圩区地表水的生物毒性, 本文采用全样品测试, 选择 DP 及老年低额蚤(*Simocephalus vetulus*, SP)为

对象, 对取自巢湖同大圩田间、沟渠和排灌站的 221 个水样进行 2 种蚤急性活动抑制检测, 对其部分水样进行蚤寿命和生殖能力检测, 比较过滤稀释处理对毒性效应的减缓效果; 进一步结合水样氮、磷质量浓度数据, 统计分析引起蚤慢性活力和生殖抑制的圩区渍水氮、磷质量浓度特征, 取得巢湖圩区水样生物毒性效应与水中氮、磷质量浓度关系的数据, 可为巢湖生态安全评估及圩区污染治理工程提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验动物

DP 和 SP 采自巢湖与合肥物质科学研究院智能机械研究所附近水塘, 已在实验室连续孤雌培养 3 a 以上, 培养液为 T85MVK[9], 培养环境为 $(23 \pm 2) \text{ }^\circ\text{C}$ 、3 000 lx, 光暗周期为 12 h/12 h, 喂食 BG-11 培养基培养的新鲜小球藻(*Chlorella vulgaris*)。

1.2 实验水样及水质检测

水蚤急性活动抑制检测的 221 个水样采集时间为 2020 年 7 月至 2021 年 3 月, 采样参照文献[10]进行。采集的水样低温避光存放, 于 1 周内完成水质参数检测, 其中 TN 测定参照文献[11], TP 测定参照文献[12], 氨氮采用氨气敏电极法测定, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 测定参考 SL 84—1994 标准[13]; 另取水样采用 0.22 μm 孔径的微孔滤膜过滤, 按 TN、TP 方法进行测试, 得到溶解性总氮(dissolved total nitrogen, DTN)和溶解性总磷(dissolved total phosphorus, DTP)质量浓度。

1.3 水蚤活动抑制检测

由于水样取自不同时间, 活动抑制检测分多个批次进行, 方法参照文献[14]。各批次实验均取 15~17 日龄的同胎母蚤单独培养, 取母蚤在 24 h 内所产幼蚤用于实验。每个水样设 3 个平行, 各以 50 mL 无菌玻璃三角瓶盛放 20 mL 水样、5 只 DP 和 5 只 SP, 透气封口膜封口, 培养环

境同 1.1 节所述,期间不喂食。在培养时间达到 24、48 h 时,分别观察瓶内蚤活动状态,以轻轻摇动瓶身后 15 s 内蚤不活动判定为活动抑制。各水样对蚤的活动抑制率以 3 个平行测试瓶中受抑制蚤总数与供试蚤总数(15 只)之比计算,DP 与 SP 分别统计。

按文献[14]要求,先检测实验室环境下 2 种蚤在含 0.2~6.4 mg/L 等比质量浓度梯度重铬酸钾的标准稀释水中的活动抑制,得到 DP 24 h、SP 24 h、DP 48 h、SP 48 h 半数效应质量浓度(median effective concentration, EC₅₀)分别为 1.926、3.328、1.183、1.494 mg/L,95%置信区间分别为 1.608~2.255 mg/L、2.801~4.219 mg/L、1.031~1.316 mg/L、1.331~1.734 mg/L,除 SP 24 h 外均符合 24 h EC₅₀ 低于 2.0 mg/L 的敏感性要求。

1.4 水蚤寿命和生殖能力检测

供试蚤的获取、培养同 1.1 节所述,每日喂食的小球藻以瓶中藻密度(1~6)×10⁶ 个/mL 为

宜。每日观察母蚤的存活,记录 24 h 内新出生幼蚤数量并将其吸出。培养期间不换水,以 200 目尼龙筛网定期过滤去除水中积累的杂质。

1.5 数据分析

数据整理用 Excel 2019,作图用 Origin 2021,图及文中均值为(平均值±标准差),采用单因素方差分析(one-way ANOVA)比较 0.01 或 0.05 水平下群组均值是否显著不同。

2 结果与分析

2.1 水样氮、磷质量浓度

全部 221 个水样平均 TN、DTN、氨氮、NO₃⁻-N、TP 和 DTP 质量浓度分别为(10.39±20.75) mg/L、(8.57±18.86) mg/L、(4.14±19.44) mg/L、(3.86±6.74) mg/L、(0.43±1.03) mg/L、(0.15±0.43) mg/L,按田间(区域 1)、沟渠(区域 2)、排灌站(区域 3)进行分区统计的情况见表 1 所列(*n* 为水样数),按区域分组统计的氮、磷质量浓度分布如图 1 所示。

表 1 3 个采样区域 6 项水质指标质量浓度检测结果

单位:mg/L

采样区域	<i>n</i>	TN	DTN	氨氮	NO ₃ ⁻ -N	TP	DTP
田间(区域 1)	63	19.11±36.28	15.16±33.41	11.04±35.48	4.63±10.49	0.91±1.82	0.34±0.76
沟渠(区域 2)	66	6.94±7.02	6.20±6.62	1.94±2.48	2.60±4.42	0.33±0.28	0.10±0.11
排灌站(区域 3)	92	6.88±5.91	5.72±5.05	0.96±1.04	4.23±4.40	0.18±0.14	0.06±0.05

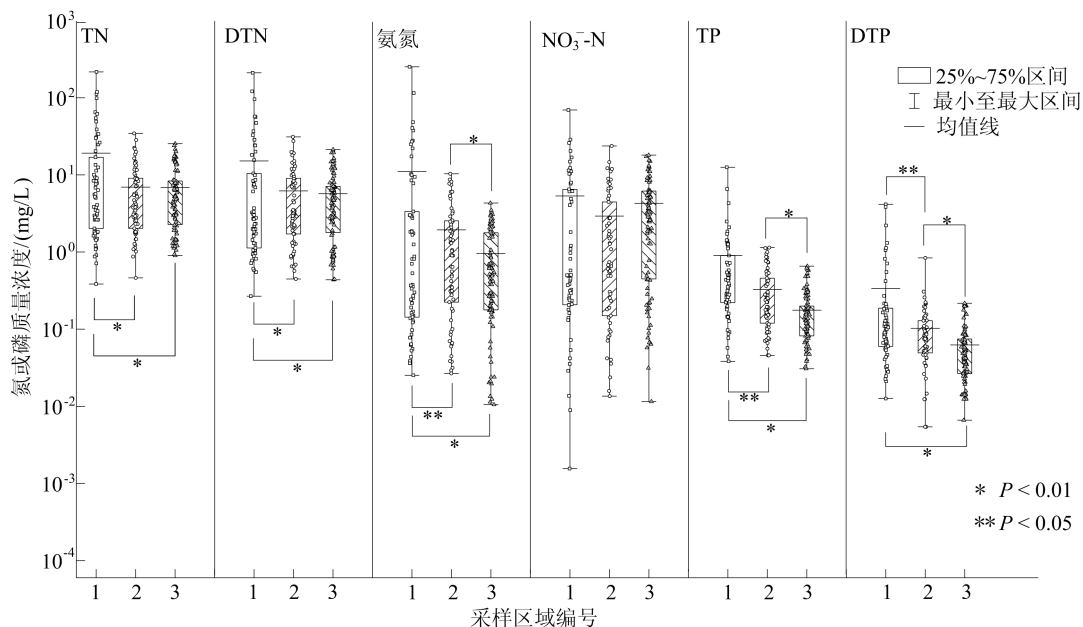


图 1 221 个水样按区域分组统计的氮磷质量浓度分布

总体上,渍水从田间经沟渠流至排灌站,由于沿途颗粒物沉降和各种吸收转化过程,各型氮、磷物质质量浓度均逐渐降低,除 NO₃⁻-N 之外的各

参数田间水样均值均显著高于沟渠和排灌站水样(*P* 小于 0.05 或 0.01),且沟渠的氨氮、TP 和 DTP 也显著高于排灌站(*P*<0.01)。排灌站水样

TP、氨氮质量浓度均值基本符合地表Ⅲ~Ⅳ类水质标准,但 TN 仍远高于地表Ⅴ类限值^[15],主要是由于 NO_3^- -N 质量浓度较高。

沟渠和排灌站水样 TN 和 DTN 均值较接近,但沟渠水样氨氮质量浓度高于排灌站水样, NO_3^- -N 质量浓度低于排灌站,这是由于水的流淌为硝化细菌提供好氧环境,促进了氨氮向 NO_3^- -N 的转化。有 4 个田间水样 TN 接近甚至高于 100 mg/L,明显高于同期位点周边平均水平;根据农业记录,这些位点所在田块在取样前有施肥或喷洒农药情况;去除这 4 个数据后,59 个田间水样的 ρ_{TN} 平均为 (11.15 ± 15.53) mg/L,仍然高于沟渠和排灌站水样 ($P < 0.05$)。

与氮质量浓度相比,水从田间经沟渠输送至排灌站,磷质量浓度降低更明显,这是由于渍水中颗粒态磷质量分数较高,平均达到 $(62.46 \pm 22.09)\%$ ($n = 221$),沿途颗粒物沉降对磷的减少起到关键作用。前述 4 个田间 TN 异常高点中有 1 个位点 TP 质量浓度高达 12.57 mg/L,去掉该值后 62 个田间水样 TP 质量浓度平均为 (0.72 ± 1.04) mg/L,仍然显著 ($P < 0.01$) 高于沟渠和排灌站水样磷质量浓度。

2.2 全部水样对水蚤的活动抑制情况

全部 221 个水样及按田间、沟渠和排灌站进行分类统计后水样对水蚤的总体抑制情况见表 2 所列。对 SP 有抑制作用的水样数量高于对 DP 抑制水样数量,且排灌站水样的差异最大,92 个排灌站水样中仅 1 个对 DP 产生 48 h 抑制,但有 9 个对 SP 有 24 h 抑制,到 48 h 增加到 36 个,提示圩区水样对 SP 的抑制更为广泛。

表 2 全部水样对水蚤的活动抑制总体情况

采样区域	n	双抑数	DP 24 h		SP 24 h	
			抑制数	抑制率/%	抑制数	抑制率/%
排灌站	92	0	0		9	23.0±16.7
沟渠	66	5	7	60.0±41.3	8	51.4±34.1
田间	63	14	15	82.7±27.5	18	71.1±35.6
合计	221	19	22	75.5±33.3	35	53.0±37.2

采样区域	n	双抑数	DP 48 h		SP 48 h	
			抑制数	抑制率/%	抑制数	抑制率/%
排灌站	92	0	1	13.3	36	32.8±21.1
沟渠	66	9	11	63.0±42.0	16	55.0±40.4
田间	63	19	21	78.1±36.1	22	75.8±40.7
合计	221	28	33	71.1±39.0	74	50.4±37.1

2 种蚤 2 个处理时长的平均抑制率都表现为田间水最高,沟渠水次之,排灌站水最低,这与水

中氮、磷质量浓度高低是一致的。

2.3 水样氮、磷质量浓度与水蚤抑制率关系

2.3.1 总体情况

对各处理组按 0(无抑制)、(0,50%](低抑制)、(50%,100%)(中等抑制)、100%(完全抑制)抑制率分区,全部 221 个水样 TN、TP 质量浓度及对 DP、SP 的 24、48 h 抑制率分布如图 2 所示。

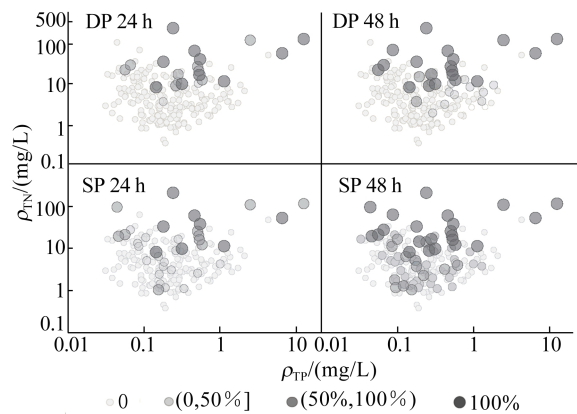


图 2 221 个水样不同 TN、TP 质量浓度对水蚤抑制率的分布

由图 2 可知,高抑制率的水样基本上 TN 质量浓度都接近或大于 10 mg/L,24 h 抑制率达到 100%的水样 TP 质量浓度都大于 0.1 mg/L,但代表无抑制的浅灰色圆点在所有氮、磷质量浓度范围内均有分布,说明高氮、磷质量浓度并不一定导致水蚤的活动抑制,但导致水蚤活动抑制的水样往往具有较高的氮、磷质量浓度,特别是总氮质量浓度较高。

2.3.2 水样氮质量浓度与抑制率关系

分别按 DP 24 h、SP 24 h、DP 48 h、SP 48 h 抑制率从低到高进行排序,分别计算各区间对应水样的氮质量浓度均值,进行区间比较。各形态氮 SP 24 h 和 SP 48 h 的结果如图 3 所示。

由图 3a 可知:引起 SP 24 h 低抑制的水样 TN 和 DTN 平均质量浓度在 7~8 mg/L 之间, NO_3^- -N 质量浓度平均约为 5 mg/L,与无抑制水样对应参数的差异不显著;但中等和完全抑制的水样各形态氮平均质量浓度均显著高于无抑制水样,也高于低抑制水样(除 NO_3^- -N 外)。

由图 3b 可知:引起 SP 48 h 抑制的水样各形态氮质量浓度均低于 24 h 抑制的相应质量浓度,说明低质量浓度氮的水样若作用时间足够长,则可加剧水蚤的活动抑制;其中,中等抑制各形态氮质量浓度均值下降最明显,达到与无抑制和低抑制相同的水平,这从图 3 中图柱位置高低清晰可见。

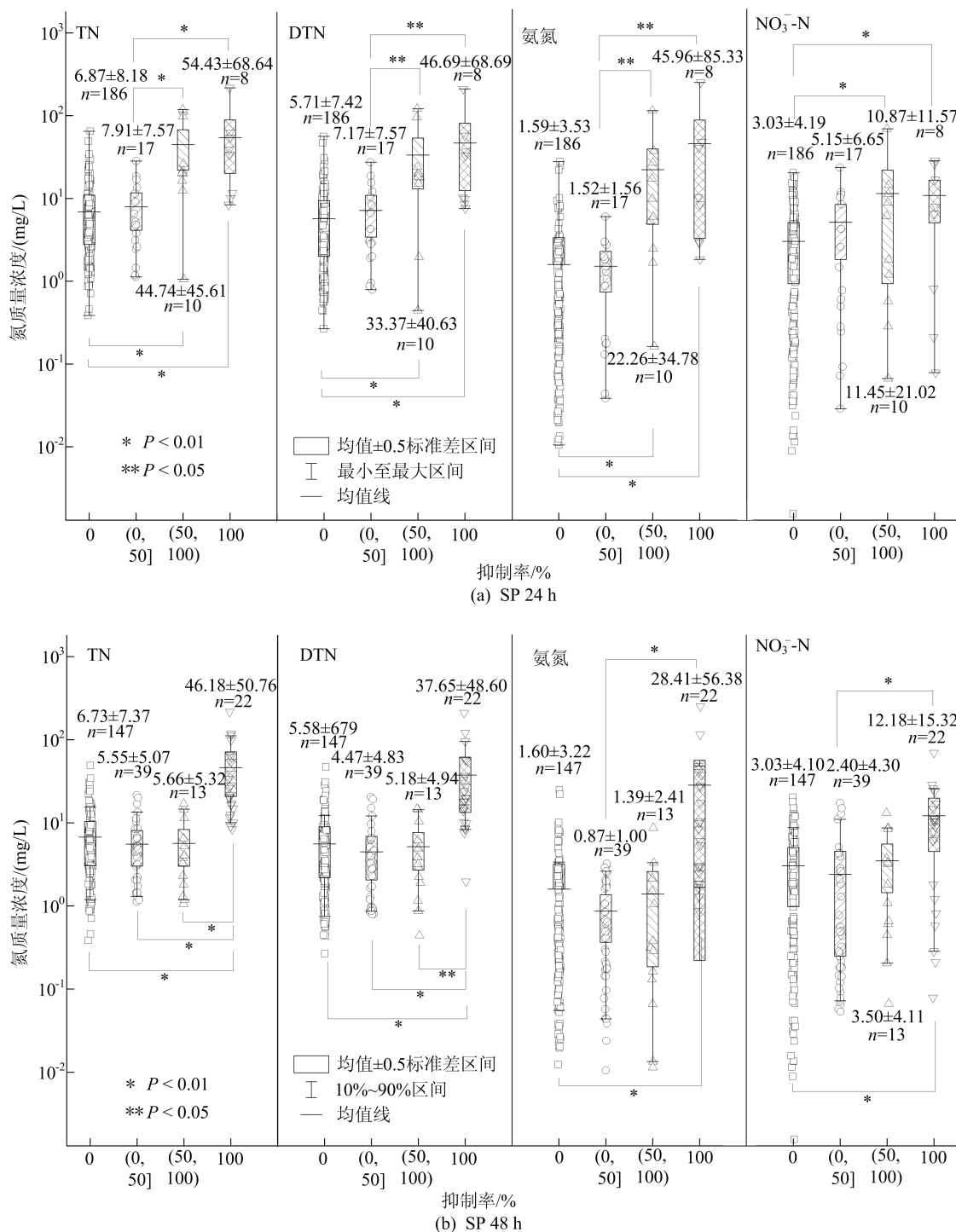


图 3 全部 221 个水样对 SP 24 h、48 h 的抑制率与氮质量浓度关系

DP 24 h 和 DP 48 h 处理组的数据与 SP 略有不同,但规律类似(不再重复图示)。作用 24 h 时,中等和完全抑制水样的各形态氮平均质量浓度与无抑制水样之间均有极显著($P < 0.01$)差异,而低抑制水样虽然均值也明显低于中等和完全抑制水样,但由于数量较少($n=4$),统计分析未显示差异性。

与 SP 48 h 类似,DP 48 h 处理的完全抑制水

样各形态氮质量浓度明显高于其他 3 个区间,其中氨氮与无抑制水样, TN、DTN 和 NO_3^- -N 与无抑制、低抑制水样都有极显著($P < 0.01$)差异。

以上结果说明圩区水样氮质量浓度与水溇抑制程度之间具有较清晰的相关性。

2.3.3 水样磷质量浓度与抑制率关系

4 个处理组各抑制区间水样 TP 和 DTP 质量浓度的差异如图 4 所示。

各处理组的无抑制水样 TP、DTP 质量浓度均值分别约为 0.30、0.12 mg/L。

处理 24 h 时中等、完全抑制水样的磷质量浓度明显高于无抑制水样,但低抑制水样的磷质量浓度却低于无抑制水样。处理 48 h 时,完全抑制

水样磷质量浓度均值明显高于其他水样,与图 3 中氮质量浓度特征是相似的,但中等抑制水样的磷质量浓度却低于无抑制和低抑制水样。该结果说明,圩区水样的磷质量浓度与水样对蚤的急性活动抑制相关性不如氮质量浓度那样确定。

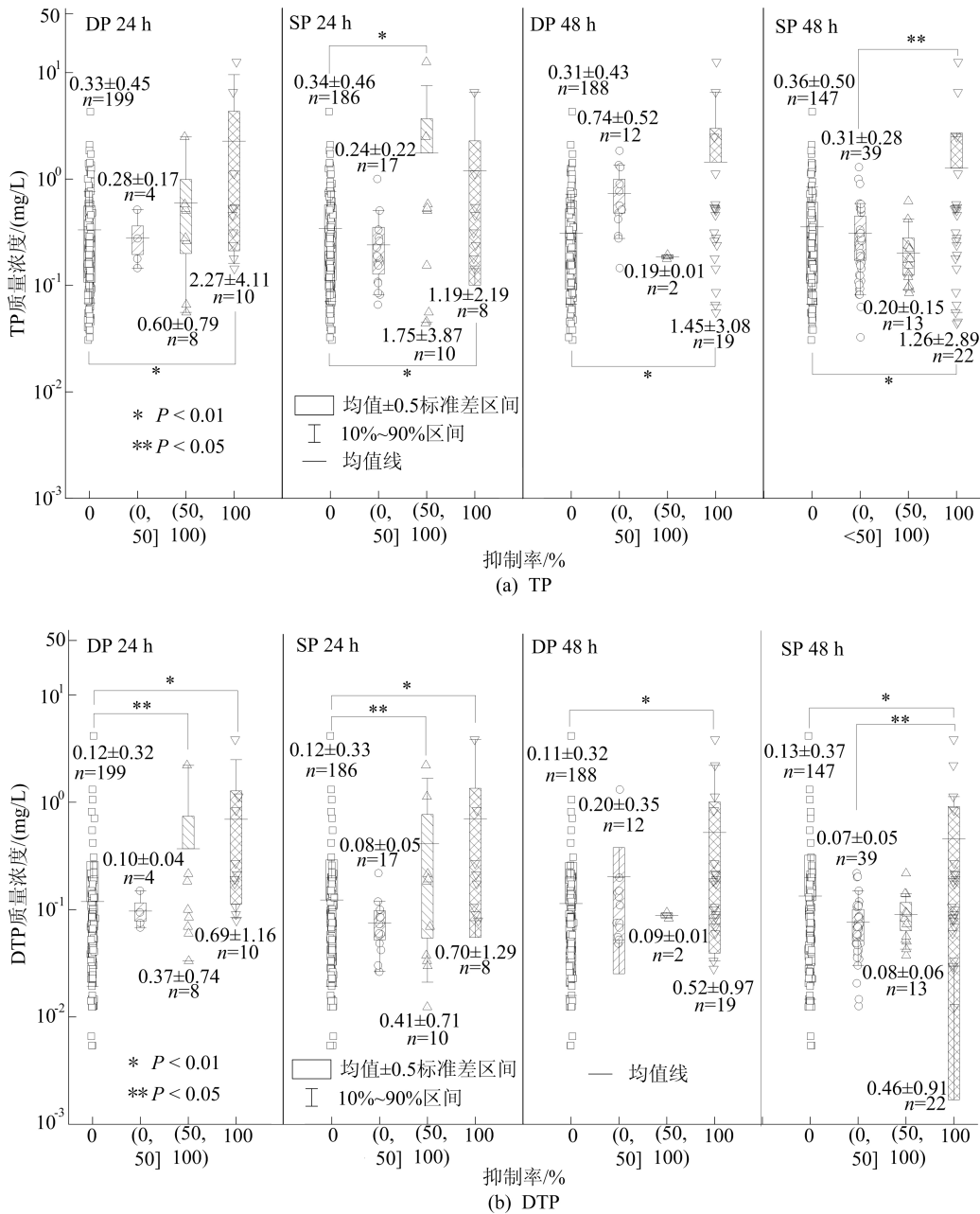


图 4 全部 221 个水样对 2 种蚤抑制率与 TP、DTP 质量浓度的关系

2.3.4 各区域水样氮、磷质量浓度与抑制率关系

将排灌站、沟渠和田间水样分组,分别统计各组水样的水蚤抑制率,分析各区域水样氮、磷质量浓度与蚤抑制率的相互关系。由于各区域抑制水样数量有限,不再细分抑制程度,仅按有或无抑制来分析。

排灌站 SP 24 h 9 个抑制水样、83 个无抑制水样的平均 ρ_{TN} 分别为 (5.30 ± 4.53) mg/L、 (7.05 ± 6.04) mg/L,平均 ρ_{TP} 分别为 (0.14 ± 0.04) mg/L、 (0.18 ± 0.15) mg/L,抑制水样 TN、TP 质量浓度较低。类似地,排灌站 SP 48 h 36 个抑制水样与无抑制水样相比,各形态氮质量浓度较

低(有、无抑制水样 ρ_{TN} 分别为 (5.71 ± 5.56) mg/L、 (7.63 ± 6.05) mg/L, 其他略), 磷质量浓度较高(有、无抑制水样 ρ_{TP} 分别为 (0.21 ± 0.16) mg/L、 (0.16 ± 0.12) mg/L, ρ_{DTP} 分别为 (0.07 ± 0.05) mg/L、 (0.06 ± 0.05) mg/L), 但无统计学差异。由此可见, 排灌站水样由于氮、磷质量浓度

较低, 对溞的抑制作用与氮、磷质量浓度之间的关系并不确定。所有沟渠和田间水样对溞的抑制作用及水中 TN、DTN 平均质量浓度见表 3 所列。从表 3 可以看出, 4 个处理组的沟渠抑制水样 TN、DTN 质量浓度均高于无抑制水样, 统计分析差异显著 ($P < 0.01$)。

表 3 沟渠和田间水样对水溞抑制情况及相应 TN、DTN 质量浓度

单位: mg/L

处理组别	抑制	沟渠水样			田间水样		
		<i>n</i>	ρ_{TN}	ρ_{DTN}	<i>n</i>	ρ_{TN}	ρ_{DTN}
DP 24 h	有	7	14.44±8.36	12.88±8.09	15	50.06±58.15	38.31±56.39
	无	59	6.05±6.36	5.41±6.03	48	9.44±18.11	7.93±17.34
SP 24 h	有	8	17.18±7.80	16.00±7.76	18	46.95±56.81	37.43±57.47
	无	58	5.75±5.94	5.07±5.51	45	7.97±12.82	6.25±11.94
DP 48 h	有	11	12.19±8.03	10.89±7.63	21	40.45±52.45	30.85±49.90
	无	55	5.89±6.37	5.26±6.05	42	8.44±17.28	7.32±16.85
SP 48 h	有	16	10.24±8.32	9.37±7.96	22	42.57±53.06	33.55±50.74
	无	50	5.89±6.28	5.19±5.86	41	6.52±9.87	5.29±9.61

沟渠抑制水样氨氮平均质量浓度为 $[(2 \sim 5) \pm (3 \sim 4)]$ mg/L、 NO_3^- -N 平均质量浓度为 $[(4 \sim 9) \pm (7 \sim 9)]$ mg/L, 均高于无抑制水样, 其中部分处理组有统计差异。

沟渠抑制、无抑制水样 TP 质量浓度分别为 $[(0.30 \sim 0.40) \pm (0.30 \sim 0.40)]$ mg/L、 (0.32 ± 0.27) mg/L, 基本无差异; 抑制、无抑制水样 DTP 质量浓度分别为 $[(0.13 \sim 0.21) \pm (0.20 \sim 0.30)]$ mg/L、 (0.09 ± 0.07) mg/L, 抑制水样稍高于无抑制水样, 差异不显著。

田间无抑制水样的各形态氮质量浓度仅稍高于沟渠无抑制水样; 但其抑制水样的各形态氮(包括表 2 中未列出的氨氮和 NO_3^- -N) 质量浓度均比沟渠抑制水样大很多, 因此其抑制与无抑制水样之间各形态氮质量浓度更具显著差异 ($P < 0.01$)。

田间抑制、无抑制水样 TP 质量浓度分别为 $[(1.34 \sim 1.73) \pm (0.76 \sim 0.80)]$ mg/L、 (0.65 ± 0.78) mg/L, DTP 质量浓度分别为 $[(0.42 \sim 0.59) \pm (0.91 \sim 1.07)]$ mg/L、 (0.27 ± 0.65) mg/L, 抑制水样的 TP、DTP 质量浓度较高, 但仅 DP 24 h 处理组的 TP 质量浓度有统计差异 ($P < 0.05$)。

以上结果说明, 沟渠 ρ_{TN} 、 ρ_{DTN} 和田间 4 种形态氮质量浓度与水样对溞的抑制作用之间有较清晰的相关性, 而 TP、DTP 质量浓度较低, 不能有效地反映水样对溞的抑制程度。

2.4 过滤后水样氮、磷质量浓度和抑制率变化

从有抑制作用且肉眼可见有较多悬浮物的水样中随机选择 20 个, 以 $0.22 \mu\text{m}$ 孔径的微孔滤膜过滤去除水中悬浮物, 检测过滤后水样氮、磷质量浓度及对水溞的抑制率, 比较过滤前后的变化, 结果见表 4、表 5 所列。

表 4 水样过滤前后氮、磷、悬浮物质量浓度对比 单位: mg/L

组别	过滤	<i>n</i>	ρ_{TN}	ρ_{TP}	$\rho_{\text{悬浮物}}$
全部	前	20	11.73±9.92	0.53±0.48	122.25±67.16
	后	20	9.23±10.23	0.16±0.28	
田间	前	13	13.17±11.20	0.68±0.52	146.41±66.18
	后	13	9.85±12.02	0.19±0.34	
沟渠	前	3	10.18±6.29	0.41±0.20	92.78±41.18
	后	3	9.20±6.10	0.15±0.05	
排灌站	前	4	8.24±8.20	0.10±0.02	53.33±17.80
	后	4	7.23±7.26	0.05±0.01	

表 5 水样过滤前后氮、磷质量浓度及对水溞抑制率对比

组别	过滤	<i>n</i>	$\rho_{\text{TN}}/(\text{mg/L})$	$\rho_{\text{TP}}/(\text{mg/L})$	抑制率/%
DP 24 h	前	10	16.48±11.43	0.37±0.18	68.7±38.4
	后	6	17.42±14.57	0.10±0.06	46.7±31.5
SP 24 h	前	9	17.40±11.79	0.12±0.06	65.9±34.7
	后	5	20.72±13.56	0.11±0.06	49.3±30.0
DP 48 h	前	17	12.61±10.35	0.63±0.48	63.8±37.9
	后	7	17.37±12.95	0.12±0.06	81.9±25.4
SP 48 h	前	18	12.16±10.38	0.41±0.32	61.5±38.8
	后	7	17.37±12.95	0.12±0.06	76.2±30.0

对滤膜上截留的悬浮物烘干至恒质量后,测得 20 个水样悬浮物质量浓度为 38.33 ~ 236.67 mg/L,平均为 (122.25 ± 67.16) mg/L。田间、沟渠、排灌站水样悬浮物质量浓度依次减少,体现出悬浮物沿途逐渐沉降的特征。

过滤后水中氮、磷质量浓度都有所下降, ρ_{TP} 下降幅度高于 ρ_{TN} ;过滤后引起水蚤抑制的水样数量都相应减少。过滤前 24 h 抑制水样平均 ρ_{TN} 大于 16 mg/L,48 h 抑制水样 ρ_{TN} 大于 12 mg/L,过滤后全部上升到 17 mg/L 以上。

过滤前除 SP 24 h 外,抑制水样 TP 质量浓度较高,过滤后各处理组趋于一致,为 (0.11 ± 0.06) mg/L,表明 0.11 mg/L 可能是判断圩区水样对蚤毒性作用的 TP 质量浓度参考阈值。

2.5 抑制水样对蚤寿命和生殖力影响

为考察抑制水样经稀释后对蚤的抑制程度变化,选择 6 个对 SP 48 h 完全抑制的水样,分别以纯水稀释至初始质量浓度的 1/2、1/4、1/8 (部分水样因毒性较强,稀释至 1/16 初始质量浓度)后进行蚤抑制率和寿命检测,对存活期足够长的蚤检测其产幼蚤数量。

作为对照的标准稀释水及 6 个水样经不同程度稀释后作为培养基质、正常饲喂小球藻情况下 DP 的存活情况如图 5 所示(SP 类似,图略)。

6 个水样 ρ_{TN} 在 21.79 ~ 216.70 mg/L 之间,平均为 (95.94 ± 67.03) mg/L; ρ_{TP} 在 0.044 ~ 2.487 mg/L 之间,平均为 (0.56 ± 0.96) mg/L。稀释后,抑制水样蚤数量和抑制率都相应下降。稀释至 1/8 初始质量浓度后仅 5# 水样仍有抑制作用,其初始 ρ_{TN} 、 ρ_{TP} 分别为 64.93、0.087 mg/L。初始氮、磷质量浓度 ($\rho_{TN} = 111.85$ mg/L, $\rho_{TP} = 2.49$ mg/L) 均很高的 2# 水样稀释至 1/4 初始质量浓度后仅对 DP 有抑制作用,且抑制率较低,为 13.33%。 ρ_{TN} 最高 (216.70 mg/L)、但 ρ_{TP} 居中 (0.24 mg/L) 的 6# 水样稀释至 1/8 初始质量浓度后对蚤不再有急性抑制作用。

由图 5 可知,水样稀释倍数越大,蚤存活时间越长。

标准稀释水培养时大部分蚤存活 50 d 以上;6# 水样稀释至 1/8 初始质量浓度后虽然不再有急性抑制作用,但是仍影响蚤的长期存活;其余 5 个水样充分稀释后蚤寿命也可达 50 d,但稀释不充分的水样对蚤寿命影响仍显著。

3# 水样氮、磷初始质量浓度 ($\rho_{TN} = 21.79$ mg/L, $\rho_{TP} = 0.06$ mg/L) 较低,稀释后对蚤

寿命影响最小。

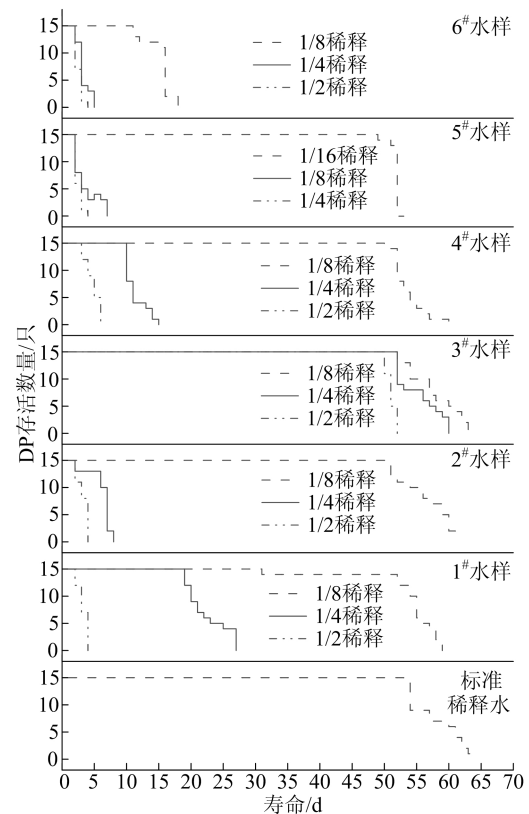


图5 2种蚤在标准稀释水及6个稀释水样中培养寿命

5只 DP 或 SP 在不同稀释程度水样中全生命周期内产幼蚤数量如图 6 所示。

以母蚤出生当日为第 1 日龄,标准稀释水中 DP、SP 的头胎生育时间均在第 7 日龄至第 8 日龄,在第 49 日龄至第 51 日龄陆续停止生育;DP 的生殖量大,5 只蚤产出 (836 ± 15) 只幼蚤,平均为 167.2 只/蚤;SP 生殖量仅为 DP 的 1/2。

需说明的是,实验是在不更换培养水、且体系中包含 DP、SP 的情况下进行的,相比于正常换水、单只独立培养的条件,平均每只蚤的产幼蚤数量要低。

在稀释的实验水样中培养时,2 种蚤的头胎生育时间均推迟到第 10 日至第 15 日龄,生育期最长的在第 50 日龄停止生产,最短的在第 16 日龄停止生产。6# 水样稀释至 1/8 初始质量浓度后对蚤虽然无 48 h 抑制,但是仅少量蚤存活时间为 15 d,且产幼蚤能力低,产幼蚤总数量仅为几只。1# ~ 5# 水样稀释至 1/8 初始质量浓度后,蚤在其中的存活情况较相似(DP 为 53 ~ 62 d, SP 为 50 ~ 61 d),但生殖量存在差异,水样按生殖量从大到小排序依次为 3#、5#、1#、4#、2#,近似呈

ρ_{TN} (3[#]、5[#]、1[#]、4[#]、2[#] 水样依次为 2.72、8.12、7.73、12.32、13.98 mg/L) 越高, 生殖量越低。

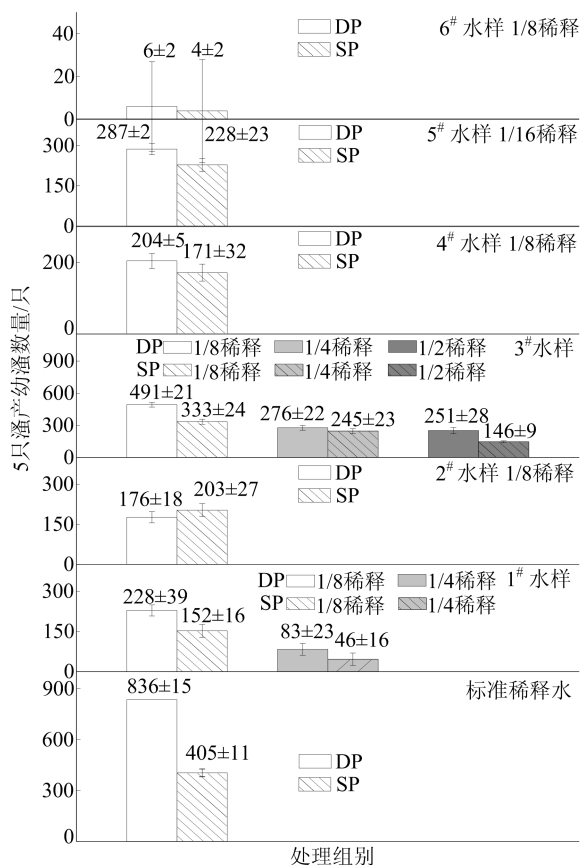


图 6 2 种蚤在标准稀释水及 6 个稀释水样中的产幼蚤数量

3 讨 论

文献[16-18]利用实验室配制的无机氮溶液进行的研究显示, NO_3^- -N 对模糊网纹蚤 (*Ceriodaphnia dubia*) 和 DP 的 48 h LC_{50} 分别达到 374、462 mg/L^[16], NH_4^+ -N 对 DP 的 24 h LC_{50} 为 165.97 mg/L, 48 h LC_{50} 为 69.54 mg/L^[17], 而 $\rho(\text{NO}_3^-$ -N) 为 100 mg/L, $\rho(\text{PO}_4^{3-}$ -P) 为 50 mg/L 对蚤滤食和存活未造成明显影响^[18]。本文圩区渍水引起蚤急性抑制的氮、磷质量浓度要低得多, 整体质量浓度最高的田间抑制水样, 除极少数异常高的水样外, 大部分水样 ρ_{TN} 不超过 100 mg/L, ρ_{TP} 不超过 3 mg/L。

圩区渍水作为天然的混合物, 其氮、磷元素存在多种形式, 如 TP 就可能包括有机磷成分。有证据表明, 当氨氮质量浓度高于 0.415 mg/L 时, DP 对 3 种有机磷农药的敏感性随氨氮质量浓度升高而升高^[19]。文献[20]对加拿大某蔬菜和蓝莓种植区沟渠和河流进行半年的监测发现, 50 个

沟渠水样中有 4% 对水蚤产生致命毒性, 14% 的沟渠水样和 9% 的河水水样抑制网纹蚤的繁殖能力, 分析认为有机磷杀虫剂是引起蚤毒性的主要原因之一, 但该文未报道所观测水样的氮、磷质量浓度。本文中, 221 个水样中有 56.1% 的水样氨氮质量浓度高于 0.415 mg/L, 大部分水样氨氮质量浓度达到或超过可与其他毒物协同作用而增强毒性的质量浓度。这类协同作用较为普遍, 如农药与重金属^[21-22]、营养盐与农药^[23]、营养盐与重金属^[24] 之间都存在。考虑到这些因素, 仅水质监测、单一物质的毒性研究数据均难以准确、客观地描述实际样品的生物毒性, 采用真实样品甚至是现场原位测试是非常必要的。

从引起蚤抑制的较低氮、磷质量浓度可推测, 巢湖圩区渍水中很可能存在其他类型的生物毒性污染物。氮、磷质量浓度虽然无法表征其他污染物的存在水平, 但是测试简便快捷, 若结合田间施肥施药调查和农药成分测试分析, 则可尝试建立氮、磷质量浓度与农药成分含量之间的相关性, 进而可通过氮、磷质量浓度预判圩区渍水生物毒性。

4 结 论

本研究采用全样品分析方法, 根据 221 个圩区地表水样氮、磷质量浓度及其对 DP、SP 存活与生殖抑制的相互关系, 得出巢湖典型圩区渍水对水生蚤属动物的急慢性毒性特征数据。

整体上, 引起蚤急性活动抑制的水样 TN 质量浓度一般大于 10 mg/L, TP 质量浓度大于 0.1 mg/L。其中, 作用 24 h 即引起蚤 50% 以上活动抑制率的水样 TN、TP 平均质量浓度分别达到 40、0.6 mg/L 以上。水样稀释后急性抑制程度降低, 但仍可能对蚤产生生殖干扰, 表现为 TN 质量浓度越高, 生殖量越低。低抑制和无抑制水样的氮、磷质量浓度没有显著性差异, 其抑制作用可能与其他因素有关。

对田间、沟渠和排灌站分别统计显示, 有抑制作用的水样数量占比及平均抑制率均是田间最高, 沟渠次之, 排灌站最低, 说明田间渍水在经沟渠流向排灌站的过程中毒性逐渐降低, 这与氮、磷质量浓度沿程降低是一致的, 提示通过增加田间排水传输的距离, 延长渍水在沟渠的停留时间, 可降低入巢渍水的氮、磷质量浓度和生物毒性。田间和沟渠水体较高的氮、磷质量浓度及生物毒性对于圩区生物物种多样性可能不利。

过滤可削减水中悬浮颗粒, 大幅降低水中磷

的质量浓度,部分降低氮的质量浓度,对蚤的抑制作用相应减弱。通过砂坝过滤、絮凝沉淀等工程措施对渍水进行去除悬浮物的处理,既可削减圩区输入巢湖的氮磷负荷,也可降低入巢渍水的潜在生物毒性。

[参 考 文 献]

- [1] 魏东霞,李璇,赵禹恒,等. 合肥科学岛大气氮磷沉降及对巢湖影响的分析[J]. 合肥工业大学学报(自然科学版), 2018, 41(9): 1259-1266.
- [2] CAMARGO J A, ALONSO A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment[J]. *Environment International*, 2006, 32: 831-849.
- [3] ABRANTES N, PEREIRA R, FIGUEIREDO D, et al. A whole sample toxicity assessment to evaluate the sub-lethal toxicity of water and sediment elutriates from a lake exposed to diffuse pollution[J]. *Environmental Toxicology*, 2010, 24(3): 259-270.
- [4] LEAL L H, SOETER A M, KOOLS S A E, et al. Ecotoxicological assessment of grey water treatment systems with *Daphnia magna* and *Chironomus riparius* [J]. *Water Research*, 2012, 46: 1038-1044.
- [5] 谭杰峰,陈山多,王依钒,等. 城镇污水处理厂排水对大型蚤早期发育阶段的毒性效应[J]. 湖南农业科学, 2020(11): 51-53, 57.
- [6] 徐柔柔,裴舟韬,高月香,等. 城市黑臭水体整治前后上覆水和孔隙水的生物毒性对比和评价[J]. 环境监控与预警, 2020, 12(4): 12-17.
- [7] OLDHAM R S, LATHAM D M, HILTON-BROWN D, et al. The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*Rana temporaria*) survival[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 1997, 61(1): 69-74.
- [8] MACEDA-VEIGA A, WEBSTER G, CANALS O, et al. Chronic effects of temperature and nitrate pollution on *Daphnia magna*: is this cladoceran suitable for widespread use as a tertiary treatment? [J]. *Water Research*, 2015, 83: 141-152.
- [9] American Society for Testing and Materials. Standard practice for standardized aquatic microcosms: fresh water; E1366-02[S]. West Conshohocken: ASTM International, 2002: 13-26.
- [10] 环境保护部科技标准司. 水质 采样技术指导: HJ 494—2009[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009: 3-11.
- [11] 环境保护部科技标准司. 水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法: HJ 636—2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012: 2-4.
- [12] 国家环境保护局标准处. 水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法: GB 11893—89[S]. 北京: 中国标准出版社, 1991: 1-4.
- [13] 水质分析方法: SL 78~94—1994[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 1995: 16-18.
- [14] 中华人民共和国卫生部. 大型蚤急性毒性实验方法: GB/T 16125—2012[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013: 1-5.
- [15] 国家环境保护总局科技标准司. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019: 1-2.
- [16] SCOTT G, CRUNKILTON R L. Acute and chronic toxicity of nitrate to fathead minnows (*Pimephales promelas*), *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2000, 19: 2918-2922.
- [17] 赵志刚, 张志生, 程杰, 等. 大型蚤母蚤暴露于氨氮所产生子代对氨氮毒性的耐受性[J]. 环境科学研究, 2011, 24(2): 205-209.
- [18] SERRA T, SOLER M, POUS N, et al. *Daphnia magna* filtration, swimming and mortality under ammonium, nitrite, nitrate and phosphate [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 656: 331-337.
- [19] 邱伟建. 不同氨氮水平下三种有机磷农药对大型蚤的毒性效应研究[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2013.
- [20] MCLEAY M J, HALL K J. Monitoring agricultural drainage ditches and the receiving water (Nicomeklriver, Surrey, B. C.) for toxicity to *Ceriodaphnia dubia* and probable cause due to organophosphate contamination [J]. *Water Quality Research Journal of Canada*, 1999, 34(3): 423-453.
- [21] SINGH N, GUPTA V K, KUMAR A, et al. Synergistic effects of heavy metals and pesticides in living systems [J]. *Frontiers in Chemistry*, 2017, 5: 70.
- [22] SHEN G Q, LU Y T, WANG M N, et al. Status and fuzzy comprehensive assessment of combined heavy metal and organo-chlorine pesticide pollution in the Taihu Lake region of China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2005, 76: 355-362.
- [23] OSUJI G, BRAITHWAITE C. Signaling by glutamate dehydrogenase in response to pesticide [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1999, 47: 3332-3344.
- [24] 吴永贵. 利用水蚤趋光行为监测水体及土壤中氮磷与重金属的生物毒性[D]. 重庆: 西南农业大学, 2004.

(责任编辑 张淑艳)