

邻苯二甲酸二丁酯对蚤状溞的毒理影响

罗名瑞

温州大学生命与环境科学学院, 浙江 温州

收稿日期: 2025年12月29日; 录用日期: 2026年2月3日; 发布日期: 2026年2月24日

摘要

浮游动物作为浮游生态系统的重要组成部分, 其种群增长和群落结构对环境变化较为敏感, 常被用作水环境变化的重要指示物。而邻苯二甲酸二丁酯(DBP)作为污染物中的重要组成成分, 对浮游动物生长和群落结构有重要影响, 并间接影响水生生态系统稳定性。因此, 本研究选取蚤状溞为模式生物, 探究邻苯二甲酸二丁酯(DBP)的生态毒理效应。结果表明, DBP对蚤状溞生长、行为及种群动态均具有剂量依赖性影响。长期暴露(14 d~21 d)下, 100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ~250 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度范围内生长抑制最显著; 行为方面, 500 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组的心跳频率较对照组下降约55%, 游泳能力降低45.2%; 种群层面, 低浓度(5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)可促进内禀增长率, 而浓度 $\geq 250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 则抑制繁殖与种群增长。以上结果说明, 即使在较低浓度下, 长期DBP暴露仍对溞类生存与繁殖具有潜在威胁表明其生态风险具有明显的剂量依赖性, 并在安全浓度范围内仍可能通过长期作用影响种群可持续性。

关键词

蚤状溞, 邻苯二甲酸二丁酯, 慢性毒性

Toxicological Effects of Di-N-Butyl Phthalate on *Daphnia pulex*

Mingrui Luo

College of Life and Environmental Science, Wenzhou University, Wenzhou Zhejiang

Received: December 29, 2025; accepted: February 3, 2026; published: February 24, 2026

Abstract

Zooplankton, as an important component of the planktonic ecosystem, exhibits high sensitivity in population growth and community structure to environmental changes, and is thus commonly used as a key indicator of aquatic environmental changes. Di-N-butyl phthalate (DBP), as a significant constituent of pollutants, exerts considerable influence on the growth and community structure of

zooplankton, thereby indirectly affecting the stability of aquatic ecosystems. Therefore, this study selected *Daphnia pulex* as a model organism to investigate the ecotoxicological effects of DBP. The results demonstrated that DBP had dose-dependent effects on the growth, behavior, and population dynamics of *Daphnia pulex*. Under long-term exposure (14 d~21 d), the most significant growth inhibition was observed within the concentration range of 100 $\mu\text{g/L}$ ~250 $\mu\text{g/L}$. In terms of behavior, the heart rate of the 500 $\mu\text{g/L}$ exposure group decreased by approximately 55% compared to the control group, and swimming ability was reduced by 45.2%. At the population level, a low concentration (5 $\mu\text{g/L}$) promoted the intrinsic rate of increase, whereas concentrations $\geq 250 \mu\text{g/L}$ inhibited reproduction and population growth. These findings indicate that long-term exposure to DBP, even at relatively low concentrations, poses a potential threat to the survival and reproduction of *Daphnia* species. This suggests that the ecological risk of DBP exhibits clear dose dependency, and long-term exposure within safe concentration ranges may still affect population sustainability.

Keywords

Daphnia pulex, Di-N-Butyl Phthalate (DBP), Chronic Toxicity

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 前言

浮游动物包括轮虫(Rotifera)、枝角类(Cladocera)和桡足类(Copepoda),被认为是连接水生态系统中初级生产者与更高营养级的关键纽带,并在能量流中发挥重要作用[1],是水生态系统中不可或缺的重要一环[2][3]。浮游动物对环境变化十分敏感,其群落组成、物种多样性及生物完整性直接受到水生态系统中的水文、水质等因素的影响[4][5]。此外,化学污染已被认为是导致生物多样性降低的主要驱动因素之一[6][7],而新兴污染物作为化学污染的重要分支,被证实能够对浮游动物的生长与繁殖产生影响。

邻苯二甲酸酯(PAEs)作为一种增塑剂[8],易在使用过程中逸散至各类环境介质中[9]。目前,在水体、土壤、沉积物及动植物体内均能检测到 PAEs [10][11],其中农业活动是 PAEs 进入环境的主要途径之一。邻苯二甲酸二丁酯(DBP)作为PAEs同系物中的一种,是最为常见且检出率最高的新型污染物之一[12][13]。现有研究表明, DBP 可对浮游动物生长、繁殖及群落结构产生影响[14][15],是影响淡水轮虫(*Brachionus calyciflorus*)生命表参数的关键因素之一。研究发现,高浓度(500 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) DBP 暴露会提高淡水轮虫(*Brachionus calyciflorus*)净繁殖率并延长世代时间,而低浓度(50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)则可能抑制其种群内禀增长率[14]。针对海洋轮虫(*Brachionus plicatilis*), DBP 可影响其生殖能力,并在亚致死浓度下引发后代体长减小、后代数增加等[15]。尽管关于 DBP 对浮游动物生长影响的研究已取得阶段性进展,但该污染物对浮游动物个体生理特征及种群增长动态的核心影响机制仍尚未清晰。枝角类浮游动物广泛存在于多种生态环境中,具有较强生存适应能力。由于其对有毒物质暴露比人类及大多数其他动物更为敏感,且其毒性效应更易于观测与检测,因此常被视为生态毒理学研究中的模式生物[16]。

为此,本研究选取蚤状溞为模式生物,通过设置 DBP 浓度梯度,开展室内慢性毒性实验,探究 DBP 长期暴露对蚤状溞关键生活史指标(包括生长率、繁殖力、存活率及行为变化)和种群增长的影响,从个体和种群水平评估 DBP 慢性毒性效应,为深入理解其亚致死效应与种群水平上的生态风险提供依据。

2. 材料与方法

2.1. 实验材料

本研究选用的枝角类浮游动物蚤状溞(*Daphnia pulex*)分离于浙江省温州市温瑞塘河内。蚤状溞的食饵选用索罗金小球藻(*Chlorella sorokiniana*, FACHB-25), 购置于中科院武汉水生所淡水藻种库, 形状为球形, 平均直径为 $4.81 \mu\text{m} \pm 0.66 \mu\text{m}$, 培养基选用灭菌 COMBO 培养基(pH = 7.8)进行培养。实验所用 COMBO 培养基配方参照 Kilham (1998) [17]。

2.2. 索罗金小球藻的培养

本研究所用索罗金小球藻采用灭菌 COMBO 培养基进行置换和培养。COMBO 培养基经高压蒸汽灭菌处理(121°C, 30 min)后在超净工作台内冷却 12 小时, 随后使用 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氢氧化钠和 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氯化钠在超净工作台内调节 pH 至 7.8。

索罗金小球藻所用培养液在置换前, 使用冷冻离心机进行处理(离心转速 6000 rpm, 时间 6 min, 温度 4°C), 处理后置换培养液两次。随后将调好 pH 的培养基分装至已灭菌的 1 L 锥形瓶中, 并完成接种。接种后的藻液置于光照培养箱中培养, 培养条件为: 温度 $25 \pm 1^\circ\text{C}$, 光照周期为 16 h:8 h(光照/黑暗), 光照强度为 $80 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 。在索罗金小球藻培养期间, 每日手动摇晃锥形瓶 2~3 次, 以维持其悬浮状态。自接种起每隔一天取样, 使用紫外分光光度计测定其光密度(OD 值), 以监测藻类的生长情况。最终选择生长良好、接种后培养 3~5 天的索罗金小球藻作为供试藻种。

2.3. 蚤状溞的培养

实验所用蚤状溞为实验室长期驯化的单克隆品系, 使用 COMBO 培养基在恒温光照培养箱(温度: $25 \pm 1^\circ\text{C}$, 光暗比: 16 h:8 h)中连续培养超过三代(培养周期 > 1 个月), 使其遗传性状稳定, 生理状态一致。正式实验开始前 48 h, 选取健康怀卵雌溞, 并将其转移至新鲜配制的 COMBO 培养基中, 投喂浓度为 $5 \times 10^5 \text{ cells/mL}$ 的小球藻, 以诱导其集中孵化。收集孵化后 24 h 内的幼溞, 转移至不含食物的灭菌 COMBO 培养基中静置, 待其肠道排空后, 用于后续实验。

2.4. 实验方法

通过开展为期 21 天的慢性生活史实验, 系统评估 DBP 暴露对蚤状溞(*Daphnia pulex*)种群增长的影响。实验在恒温培养箱中进行, 温度设定为 $25 \pm 1^\circ\text{C}$, 光暗比 16 h:8 h。每个实验组为装有 50 mL COMBO 培养基的玻璃烧杯, 在实验初期放入单只出生未满 24 小时的幼溞个体。实验期间每天投喂 $5 \times 10^5 \text{ cells/mL}$ 浓度的小球藻(*Chlorella vulgaris*)作为饵料, 以确保食饵充足。

实验开展过程中, 定期进行数据检测与记录, 包括母体存活状态、繁殖周期、后代数量、内禀增长率等关键生命史参数。每两天将母体转移至装有 50 mL 新鲜 COMBO 培养基的新烧杯中, 并重新补充小球藻至初始浓度。同时, 定期测量母体和后代体长, 以评估 DBP 对个体生长发育的影响。

基于每日获取的年龄 - 特定存活率(l_x)与年龄 - 特定繁殖力(m_x)数据, 构建动态生命表并计算以下关键种群参数: 首次繁殖时间(T_0)、生命周期期望(T)、种群内禀增长率(r_m)和净增殖率(R_0)。

在母溞(F0 代)首次产幼(通常为第 5~7 天)后, 每日定时(上午 9:00)收集新生幼溞(F1 代)。为严格区分代次, 仅收集在特定时间窗口(实验第 6-8 天)内出生的幼溞用于检测 F1 代数量。第二代(F2)数量检测方法同第一代(F1)。

所有参数均基于标准生命表理论进行估算, 其中种群内禀增长率(r_m)通过 Euler-Lotka 方程采用迭代法求解。该参数体系能够全面反映 DBP 暴露对蚤状溞种群长期增长潜力的综合影响, 为评估其生态风险

提供关键毒理学依据。

$$R_0 = \sum(l_x \cdot m_x)$$

$$T = (\sum(x \cdot l_x \cdot m_x)) / R_0$$

慢性暴露实验周期结束后, 将各实验组中所有蚤状溞母体转移至六孔板中并加入 30 mL 对应实验培养液。在标准光照条件下录制其游泳行为, 录制时长为 1 分钟。为排除蚤状溞在转移过程中产生的应激反应, 实验在将个体移入六孔板 5 分钟后, 方开始视频记录。录制完成后, 采用 Tracker® 6.0 运动轨迹分析软件对视频进行逐帧分析, 提取运动轨迹, 并据此计算其平均游泳速度(单位: cm/s)。每组平行测定 3 个个体, 以其平均速度作为该实验组的最终结果。

在实验周期结束后, 对蚤状溞肠道功能进行观测。将个体置于凹玻片中, 加入 1 mL 对应暴露液以保持体表湿润, 放置 5 分钟后在显微镜下录制至少 3 分钟肠道区域的视频。通过对视频进行分析, 定性评估不同处理组个体的肠道充盈程度, 并定量统计单位时间内的肠蠕动频率(次/分钟)。每个实验组至少观测 3 个有效个体, 确保数据的准确性。蚤状溞心跳次数与肠道蠕动次数测定方法类似。

2.5. 数据处理

毒理学实验数据分析采用 GraphPad Prism 7.0 软件, 通过绘制各暴露组浓度 - 响应关系曲线, 以量化污染物对生物终点的剂量效应关系。为检验不同实验组间观测指标的统计学差异, 采用单因素方差分析结合 Tukey 事后检验的多重比较方法。所有统计分析均在 SPSS 23.0 环境下完成, 数据结果以均值 \pm 标准误的形式表示。设定显著性水平 $\alpha = 0.05$, 当 P 值小于该阈值时, 判定组间差异具有统计学意义。

3. 结果

3.1. DBP 对蚤状溞生活史影响

不同 DBP 浓度对蚤状溞母体体长影响如图 1 所示, Shapiro-Wilk 正态性检验($W = 0.92 - 0.95$, $P > 0.10$)及 Levene 方差齐性检验($F = 0.31 - 0.60$, $P > 0.60$)均未达显著水平, 说明数据符合单因素方差分析前提条件。

不同浓度 DBP 暴露对蚤状溞体长影响如下: CK 与 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组母体体长由平均 1.30 mm (3 d) 平稳增长至平均 2.58~2.60 mm (21 d), 母体体长符合正常发育规律, 表明该浓度范围内 DBP 未对母体发育产生影响。 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 与 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组于 14 d 时出现显著的生长抑制, 体长分别为 2.22 mm 与 2.17 mm, 显著低于低浓度组; 随暴露时间延长, $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组呈现持续性抑制, 至 21 d 母体体长约 2.55 mm, 而 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组蚤状溞母体体长恢复至对照组水平。在 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ DBP 暴露下, 蚤状溞的体长在初期增长较快, 但随暴露时间延长逐渐恢复至正常水平, 表明高浓度 DBP 在短期会对蚤状溞产生生长刺激作用。

Tukey HSD 多重比较表明, 3 d ($F_{5,12} = 1.42$, $P = 0.26$)、5 d ($F_{5,12} = 0.87$, $P = 0.53$)和 7 d ($F_{5,12} = 0.44$, $P = 0.81$)各处理组间差异均不显著; 14 d ($F_{5,12} = 7.96$, $P = 0.002$)和 21 d ($F_{5,12} = 3.05$, $P = 0.048$)处理组间差异显著。Tukey HSD 多重比较结果显示, 3 d~7 d 各处理组体长差异均不显著。14 d 时, $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 与 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组体长显著高于 100 与 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组($P < 0.05$), CK 与 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 处于中间水平。21 d 时, 不同处理组间差异不显著。

上述结果表明, 实验早期(3 d~7 d)各浓度 DBP 对蚤状溞体长影响不显著, 说明短期暴露尚未表现出生长抑制效应; 14 d 后毒性效应开始凸显, 中等浓度($100\sim 500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)抑制性最强, 提示该区间可能是敏感的亚致死效应“窗口”。至 21 d, $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组体长高于部分低浓度组。

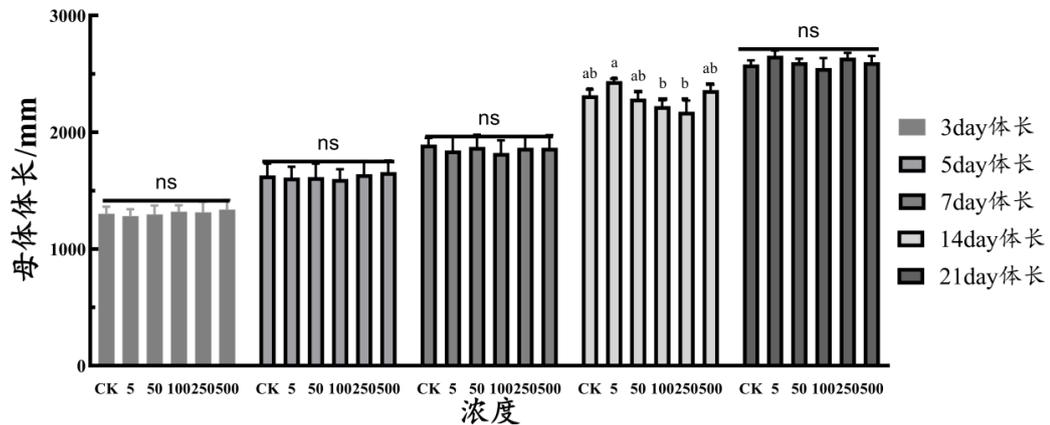


Figure 1. Effects of different DBP concentrations on maternal body length of *Daphnia pulex*
图 1. 不同 DBP 浓度下蚤状溞母体体长变化

不同 DBP 浓度对蚤状溞内禀增长率的影响如图 2 所示, Shapiro-Wilk ($W = 0.94, P = 0.28$) 与 Levene ($F_{5,18} = 0.41, P = 0.83$) 检验均支持正态性及方差齐性。ANOVA 结果显示, DBP 浓度对蚤状溞内禀增长率有极显著影响 ($F_{5,18} = 63.4, P < 0.001$)。

不同浓度 DBP 暴露对蚤状溞内禀增长率的影响如下: CK 组与 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的内禀生长率分别为 $0.602 \pm 0.011 \text{ mm/d}$ 与 $0.588 \pm 0.006 \text{ mm/d}$, 两者无显著差异, 表明在该浓度范围内 DBP 未对母体发育产生显著影响。 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组内禀生长率为 $0.608 \pm 0.009 \text{ mm/d}$, 虽略高于对照组, 但结合体长动态变化数据发现其在 14 d 时出现明显抑制效应; $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组内禀生长率为 $0.533 \pm 0.004 \text{ mm/d}$, 显著低于对照组, 表现出持续性抑制特征。 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组内禀增长率达 $0.615 \pm 0.009 \text{ mm/d}$, 显著高于对照组 ($P < 0.05$), 呈现典型的低剂量兴奋效应(hormesis); $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组内禀增长率为 $0.531 \pm 0.014 \text{ mm/d}$, 略低于对照组且无显著差异, 反映高浓度 DBP 在实验早期可促进蚤状溞生长。

Tukey HSD 多重比较表明, $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组内禀增长率最高 (0.615 d^{-1}), 明显高于 CK、50、250 与 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($P < 0.05$); $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 (0.588 d^{-1}) 明显低于 CK 与 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($P < 0.05$)。当浓度 $\geq 250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 内禀增长率降至约 0.53 d^{-1} , 仅为 CK 组的 88%, 且显著低于所有低浓度组 ($P < 0.05$)。

上述结果显示, DBP 在低剂量下对种群增长具有兴奋刺激作用, 但当 DBP 浓度达 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上, 将对蚤状溞生长产生显著抑制, 这表明 DBP 对蚤状溞增长抑制的临界浓度可能位于区间 $100\sim 250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

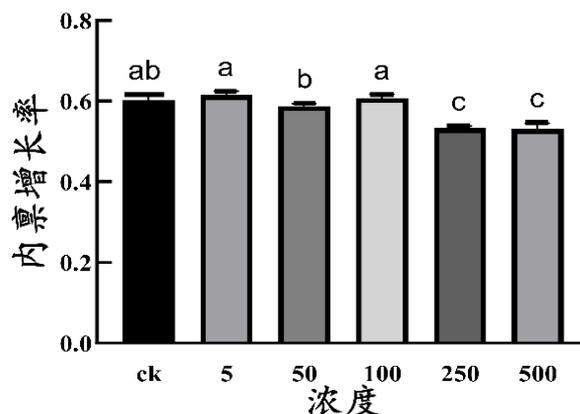


Figure 2. Effects of different concentrations on intrinsic rate of increase in *Daphnia pulex*
图 2. 不同浓度下蚤状溞内禀增长率变化

不同 DBP 浓度对蚤状溞净繁殖数量的影响如图 3 所示, Shapiro-Wilk ($W = 0.94$, $P = 0.25$) 与 Levene ($F_{5,18} = 0.23$, $P = 0.94$) 检验结果均支持正态性及方差齐性, 满足单因素方差分析前提。ANOVA 结果显示, DBP 浓度对蚤状溞净繁殖数量有极显著影响 ($F_{5,18} = 2.492$, $P < 0.001$)。

不同浓度 DBP 暴露对蚤状溞净繁殖数量的影响如下: CK 组蚤状溞净繁殖数量保持在较高水平, 约 $184 \sim 200 \text{ ind}^{-1}$, 平均值为 $191 \pm 7 \text{ ind}^{-1}$, 表明在无 DBP 暴露条件下种群具有稳定的繁殖能力。 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组蚤状溞净繁殖数量为 $52 \sim 55 \text{ ind}^{-1}$, 平均值为 $53 \pm 1 \text{ ind}^{-1}$, 虽显著低于对照组 ($P < 0.01$), 但仍保持一定的繁殖水平。当 DBP 浓度进一步增大时, 蚤状溞在 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的净繁殖数量为 $46 \sim 51 \text{ ind}^{-1}$, 平均值为 $48 \pm 2 \text{ ind}^{-1}$; $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组净繁殖数量为 $29 \sim 30 \text{ ind}^{-1}$, 平均值为 $29 \pm 0.6 \text{ ind}^{-1}$; $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组净繁殖数量为 $29 \sim 34 \text{ ind}^{-1}$, 平均值为 $31 \pm 2 \text{ ind}^{-1}$ 。这三个浓度组的繁殖力均显著低于对照组 ($P < 0.01$), 其中在 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组中, DBP 对蚤状溞繁殖能力的抑制性最强, 净繁殖数量仅为对照组的 15%~16%。值得关注的是, 在低浓度暴露组 ($5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 中, 净繁殖数量为 $118 \sim 126 \text{ ind}^{-1}$, 平均值为 $122 \pm 3 \text{ ind}^{-1}$, 虽显著低于对照组 ($P < 0.01$), 但其绝对值仍保持在较高水平, 约为对照组的 64%, 表现出较强的耐受性。

Tukey HSD 多重比较结果表明, CK 组蚤状溞平均繁殖力最高 ($191.3 \pm 3.3 \text{ ind}^{-1}$), 显著高于所有处理组 ($P < 0.05$)。 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组降至 $121.5 \pm 1.9 \text{ ind}^{-1}$, 显著低于 CK 组但仍显著高于 50、100、250 与 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($P < 0.05$)。 50 与 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组差异不显著 ($P > 0.05$), 但均显著高于 250 与 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($P < 0.05$)。250 与 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组间无显著差异 ($P > 0.05$), 其繁殖力约为 CK 组的 15%。结果表明 DBP 对蚤状溞繁殖力具有浓度依赖性, 高浓度 DBP 条件下蚤状溞种群繁殖潜力大幅降低。

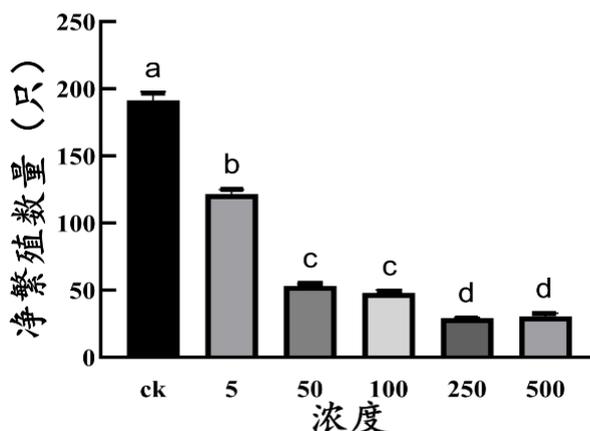


Figure 3. Effects of different concentrations on net reproductive output of *Daphnia pulex*
图 3. 不同浓度下蚤状溞净繁殖数量变化

不同浓度对蚤状溞繁殖周期的影响如图 4 所示, 单因素 Shapiro-Wilk ($W = 0.96$, $P = 0.44$) 与 Levene ($F_{5,18} = 0.88$, $P = 0.52$) 检验结果均支持正态性及方差齐性。ANOVA 结果显示, DBP 浓度对蚤状溞繁殖周期有极显著影响 ($F_{5,18} = 3.921$, $P < 0.001$)。

不同浓度 DBP 暴露对蚤状溞繁殖周期的影响如下: 在 CK 组中, 蚤状溞的繁殖周期较长, 保持在 $13.96 \sim 14.14 \text{ d}$, 平均值为 $14.04 \pm 0.08 \text{ d}$, 表明在无 DBP 暴露条件下种群繁殖保持稳定。 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组中蚤状溞的繁殖周期为 $10.58 \sim 10.85 \text{ d}$, 平均值为 $10.71 \pm 0.13 \text{ d}$, 虽显著短于对照组 ($P < 0.01$), 但仍保持相对较长的繁殖周期。在 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组中, 蚤状溞的繁殖周期为 $7.69 \sim 7.80 \text{ d}$, 平均值为 $7.76 \pm 0.05 \text{ d}$; $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的繁殖周期为 $6.67 \sim 7.70 \text{ d}$, 平均值为 $7.39 \pm 0.49 \text{ d}$; $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的繁殖周期为 $7.76 \sim 7.83 \text{ d}$, 平均值为 $7.80 \pm 0.03 \text{ d}$; $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的繁殖周期为 $7.55 \sim 8.17 \text{ d}$, 平均值为 $7.81 \pm 0.27 \text{ d}$ 。这四个浓度组的

繁殖周期均显著短于对照组 ($P < 0.01$), 其中 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组中蚤状溞的繁殖周期最短, 仅为对照组的 52.6%。

Tukey HSD 多重比较结果表明, CK 组蚤状溞繁殖周期最长 (14.04 ± 0.04 d), 显著高于所有暴露组 ($P < 0.05$); $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组缩短至 10.71 ± 0.06 d, 显著低于 CK 组但仍高于 $50\sim 500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ($P < 0.05$); $50\sim 500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 各组之间差异不显著 ($P > 0.05$), 其繁殖周期均稳定在 $7.3\sim 7.8$ d。说明 DBP 暴露显著缩短了繁殖周期, 尤其在中高浓度下, 可能导致蚤状溞个体繁殖周期改变。

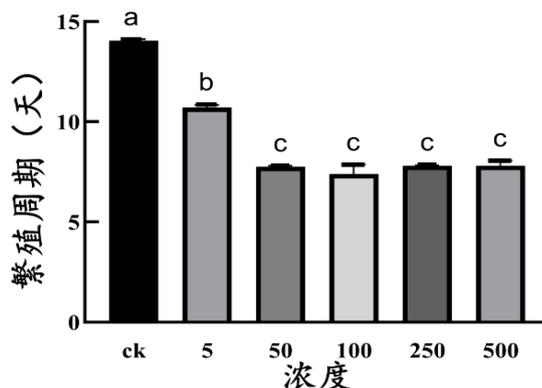


Figure 4. Effects of different concentrations on reproductive cycle of *Daphnia pulex*
图 4. 不同浓度下蚤状溞繁殖周期变化

不同浓度对蚤状溞前三次繁殖周期的影响如图 5 所示, 单因素 Shapiro-Wilk ($W = 0.93\sim 0.95$, $P = 0.28\sim 0.38$)与 Levene ($F_{5,18} = 0.92\sim 1.15$, $P = 0.37\sim 0.4$)检验结果均支持正态性及方差齐性。ANOVA 结果显示, DBP 浓度对蚤状溞繁殖周期有极显著影响 ($F_{5,18} = 3.921$, $P < 0.001$)。

不同浓度 DBP 暴露对蚤状溞前三次繁殖周期的影响如下: 所有实验组蚤状溞首次繁殖时间均稳定在 5 天左右, 表明实验早期 DBP 暴露并未影响蚤状溞的生长发育。然而, 各处理组中蚤状溞的第二次繁殖时间开始出现差异, CK 对照组保持在 $6.98\sim 7.02$ d, 平均值为 7.01 ± 0.02 ; $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组为 $6.98\sim 7.08$ 天, 平均值 7.03 ± 0.05 d, 与对照组基本一致; $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组和 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组分别为 $6.98\sim 7.10$ d 和 $6.98\sim 7.10$ d, 平均值分别为 7.04 ± 0.06 d 和 7.03 ± 0.06 d。值得注意的是, $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组为 $7.02\sim 7.10$ d, 平均值 7.06 ± 0.04 d; 而 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组中蚤状溞第二次繁殖时间延长至 $7.10\sim 7.50$ d, 平均值 7.40 ± 0.19 d, 相比对照组延长约 5.6%, 表明高浓度 DBP 开始对蚤状溞第二次繁殖周期产生延迟效应。此外, 实验结果表明 DBP 对蚤状溞第三次繁殖时间影响更为显著, CK 对照组保持在 $8.75\sim 9.13$ d, 平均值 9.03 ± 0.18 d; $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组与 CK 组基本一致, 为 $8.75\sim 9.13$ d; $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组和 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组均稳定保持在 10 天左右, 相比对照组延长约 10.7%。 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组延长至 10 天左右, 而 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组则回归至 $8.75\sim 9.1$ d 的正常水平, 与对照组无显著差异。

Tukey HSD 多重比较结果表明 DBP 暴露浓度对溞类繁殖周期的影响因繁殖批次不同而存在差异。第一次繁殖周期在各组间无显著差异 ($F_{5,18} = 1.24$, $P = 0.33$), 所有浓度组繁殖周期均保持在 $5.18\sim 5.30$ d, 表明 DBP 对首次繁殖时间未见明显影响。然而, DBP 暴露浓度对溞类第二次 ($F_{5,18} = 15.68$, $P < 0.001$)与第三次 ($F_{5,18} = 28.45$, $P < 0.001$)繁殖时间均存在显著影响。Tukey HSD 多重比较结果显示, 在 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理组中, 蚤状溞第二次繁殖时间最长 (7.40 ± 0.19 d, a), 显著高于其他各处理组 ($P < 0.05$), 而 $50\sim 250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组与 CK 组无显著差异 ($7.01\sim 7.06$ d, b)。 $50\sim 250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组中蚤状溞第三次繁殖时间显著延长 ($10.05\sim 10.09$ d, a), 而 CK、 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组蚤状溞第三次繁殖时间较短 (9.03 d, b), 组间差异极显著 ($P < 0.001$)。结果表明, DBP 对繁殖时间的影响具有剂量依赖性, DBP 暴露浓度可显著延长蚤状溞后期繁殖时间。

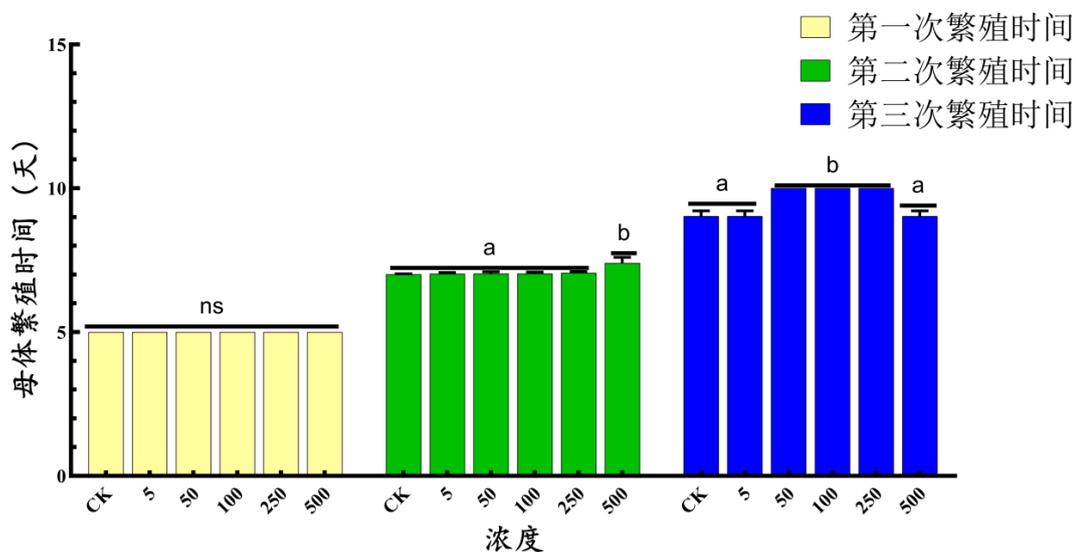


Figure 5. Effects of different concentrations on the first three reproductive cycles of *Daphnia pulex*
图 5. 不同浓度下蚤状溞前三次繁殖周期变化

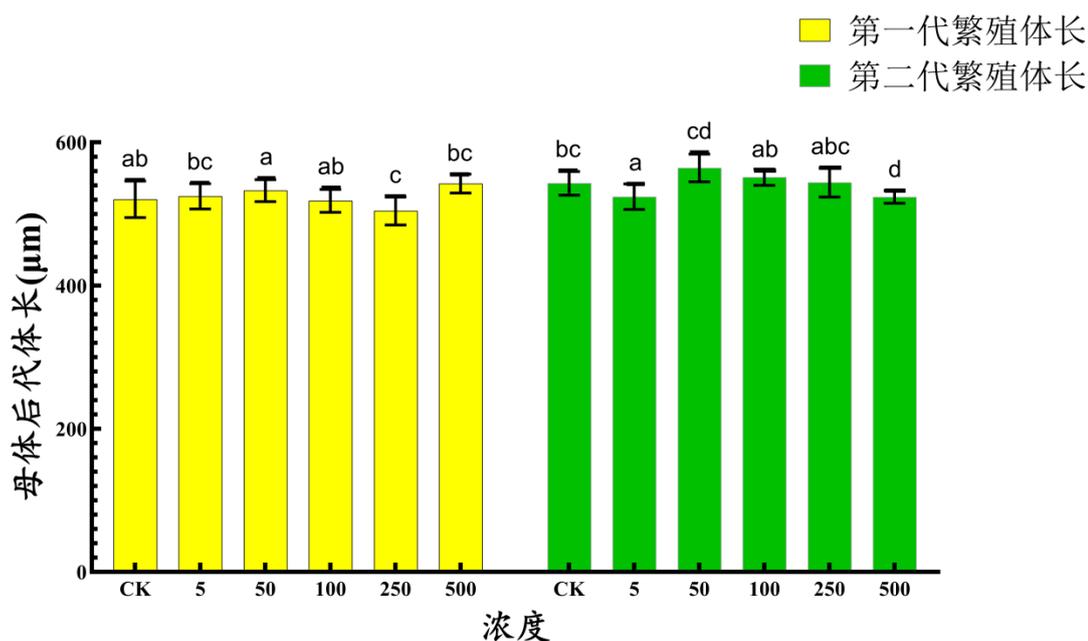


Figure 6. Effects of different concentrations on the body length of first-generation and second-generation *Daphnia pulex* offspring
图 6. 不同浓度下蚤状溞第一代、第二代后代体长的影响

不同浓度对蚤状溞第一代、第二代后代体长的影响如图 6 所示，单因素 Shapiro-Wilk ($W = 0.98$, $P = 0.67$)与 Levene ($F_{5,42} = 1.12$, $P = 0.36$)检验结果均支持正态性及方差齐性。ANOVA 结果显示，DBP 浓度对蚤状溞后代体长有显著影响。

不同浓度对蚤状溞第一代和第二代后代体长的影响如下：在第一代后代体长中，各浓度处理组(5~500 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)与对照组(CK)之间未表现出显著差异。对照组平均体长为 $519.07 \pm 26.31 \mu\text{m}$ ，5、50、100、250 及 500 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的平均值分别为 $526.74 \pm 16.92 \mu\text{m}$ 、 $532.98 \pm 18.32 \mu\text{m}$ 、 $522.60 \pm 15.63 \mu\text{m}$ 、 504.47 ± 20.12

μm 和 $541.12 \pm 13.37 \mu\text{m}$, 表明 DBP 暴露未对蚤状溞初次繁殖发育产生显著影响。

然而, 在第二代后代体长中, DBP 的影响逐渐显现。对照组平均体长为 $549.76 \mu\text{m} \pm 15.49$, $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($525.24 \pm 20.06 \mu\text{m}$) 和 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($551.08 \pm 11.21 \mu\text{m}$) 与对照组接近; $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组平均值最高, 为 $564.49 \pm 17.63 \mu\text{m}$, 表现出增长趋势; 而 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($543.66 \pm 20.10 \mu\text{m}$) 和 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($523.89 \pm 9.32 \mu\text{m}$) 体长均有所下降, 其中 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组下降最为明显, 较对照组降低约 4.7%, 显示高浓度 DBP 对蚤状溞后代生长具有一定抑制作用。

Tukey HSD 多重比较结果表明, CK 组第二代后代体长为 $542.89 \pm 16.33 \mu\text{m}$, $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组第二代后代体长最高 ($576.74 \pm 18.23 \mu\text{m}$), 显著高于 CK、 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($P < 0.05$)。 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组第二代后代体长为 $563.46 \pm 10.83 \mu\text{m}$, 显著高于 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($525.29 \pm 7.57 \mu\text{m}$)。中高浓度组 ($50\sim 250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 第二代后代体长均保持在 $552.58\sim 576.74 \mu\text{m}$, 显著高于低浓度组, 表明 DBP 暴露对母体第二代繁殖后代体长产生了明显的剂量依赖性作用。

不同浓度对蚤状溞首次繁殖后代数的影响如图 7 所示, Shapiro-Wilk ($W = 0.95, P = 0.43$) 与 Levene ($F_{5,18} = 0.78, P = 0.58$) 检验均未达显著水平。ANOVA 结果显示 DBP 浓度对首次繁殖后代数影响显著 ($F_{5,18} = 3.87, P = 0.014$)。

不同浓度对蚤状溞首次繁殖后代数的影响如下: 与对照组 (CK, $11.5 \pm 1.0 \text{ ind}$) 相比, 低浓度 DBP 暴露 ($5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 对首次繁殖后代数 ($11.8 \pm 0.5 \text{ ind}$) 未产生显著影响 ($P > 0.05$)。在 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度下, 后代数 ($11.0 \pm 0.8 \text{ ind}$) 略有下降但与对照组无显著差异。值得注意的是, 在 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度下, 后代数达到峰值 ($13.5 \text{ ind} \pm 1.0$), 并表现出显著高于对照组和 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的趋势, 表明在此浓度下对蚤状溞有轻微促进作用。

当浓度进一步升高至 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 后代数 ($12.0 \pm 0.8 \text{ ind}$) 从峰值回落, 与中低浓度组无显著差异。在高暴露浓度 ($500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 下, 其平均值 ($14.0 \pm 1.8 \text{ ind}$) 最高, 该组与 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组存在显著差异, 表明高浓度 DBP 可能引发了机体应激反应, 导致个体间生殖响应出现巨大分异, 部分个体表现出异常高的繁殖力, 而另一部分则受到抑制, 整体上破坏了种群繁殖的稳定性。

Tukey HSD 多重比较结果表明, $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组后代数最多 ($14.00 \pm 1.83 \text{ ind}$), 与 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($13.50 \pm 1.0 \text{ ind}$) 无显著差异, 但显著高于 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组 ($11.00 \pm 0.82 \text{ ind}$)。CK ($11.50 \text{ ind} \pm 1.00$)、 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ($11.75 \pm 0.50 \text{ ind}$) 与 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ($11.75 \pm 1.26 \text{ ind}$) 组, 与高、低浓度组均无显著差异。说明 DBP 暴露对首次繁殖后代数产生了显著影响, 表现为高浓度下的促进作用。

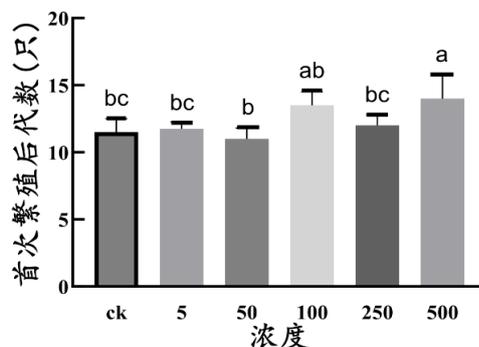


Figure 7. Effects of different concentrations on offspring number at first reproduction of *Daphnia pulex*
图 7. 不同浓度下蚤状溞首次繁殖后代数变化

3.2. DBP 对蚤状溞行为的影响

不同 DBP 浓度对蚤状溞心跳的影响如图 8 所示, Shapiro-Wilk 正态性检验 ($W = 0.93, P = 0.18$) 与

Levene 方差齐性检验 ($F_{5,18} = 0.31$, $P = 0.90$) 结果均支持正态性及方差齐性。ANOVA 结果显示, DBP 浓度对蚤状溞心跳有极显著影响 ($F_{5,18} = 1.059$, $P < 0.001$)。

不同浓度对蚤状溞心跳次数的影响如下: 实验结果表明随着 DBP 浓度增加, 蚤状溞的心跳次数呈现整体下降趋势。CK 组中蚤状溞的心跳次数保持在 480~500 次/分钟, 平均值为 492 ± 10 次/分钟; $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组的心跳次数为 383~429 次/分钟, 平均值为 400 ± 22 次/分钟, 相比对照组显著降低 18.7%, 表明低浓度 DBP 对蚤状溞行为活动产生抑制作用; 在 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组中蚤状溞的心跳次数为 420~450 次/分钟, 平均值为 436 ± 13 次/分钟, 相比对照组降低 11.4%; 在 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组中蚤状溞的心跳次数为 273~293 次/分钟, 平均值为 286 ± 9 次/分钟, 相比对照组显著降低 41.9%。这表明蚤状溞的心跳次数对 DBP 呈现出明显的浓度依赖性; 当 DBP 浓度达 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 蚤状溞的心跳次数为 330~339 次/分钟, 平均值为 333 ± 4 次/分钟, 较对照组降低 32.3%; $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的心跳次数为 209~225 次/分钟, 平均值为 219 ± 8 次/分钟, 相比对照组显著降低 55.5%。特别是 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 组的心跳次数仅相当于对照组的 44.5%, 表明高浓度 DBP 对蚤状溞的行为活动抑制作用极强。

Tukey HSD 多重比较结果表明, CK 组蚤状溞心跳次数最高 (492 ± 4.5 次/分钟), 显著高于所有暴露组 ($P < 0.05$)。随着 DBP 浓度升高, 蚤状溞心跳次数呈降低趋势, $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组蚤状溞心跳次数为 436.3 ± 6.8 次/分钟; $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组蚤状溞心跳次数为 399.8 ± 10.5 次/分钟; $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组蚤状溞心跳次数为 333.3 ± 2.1 次/分钟; $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组蚤状溞心跳次数为 285.5 ± 4.4 次/分钟; $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组心跳次数最低, 为 218.3 ± 4.2 次/分钟。其中, 250 与 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 暴露组间差异不显著 ($P > 0.05$), 但均显著低于其他暴露组。结果表明 DBP 对蚤状溞心跳活动具有显著的剂量依赖性, 高剂量时心跳下降约 55%, 表明心脏功能是敏感的亚致死效应终点。

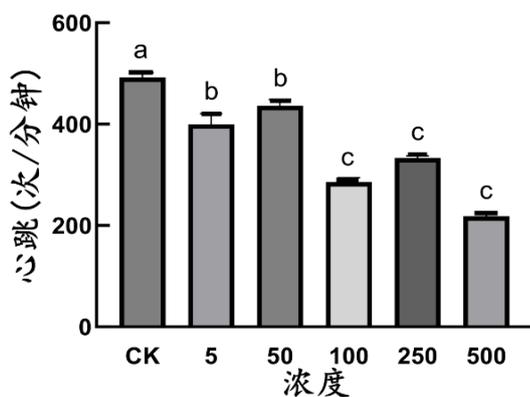


Figure 8. Effects of different concentrations on heart rate of *Daphnia pulex*
图 8. 不同浓度下蚤状溞心率变化

不同浓度对蚤状溞蠕动次数的影响如图 9 所示, 单因素 Shapiro-Wilk ($W = 0.92$, $P = 0.21$) 与 Levene ($F_{5,18} = 1.84$, $P = 0.16$) 检验均未达显著水平。ANOVA 结果显示 DBP 浓度对浮游动物蠕动次数具有极显著影响 ($F_{5,18} = 47.33$, $P < 0.001$)。

不同浓度对蚤状溞蠕动次数的影响如下: 在对照组(CK)中, 蚤状溞的蠕动次数保持在较高水平, 平均值为 20.5 ± 0.6 次/分钟。在低浓度暴露组 ($5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 中, 平均蠕动次数为 19.5 ± 1.3 次/分钟, 与对照组未有显著性差异。当浓度升至 $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 平均次数降至 18.5 ± 2.1 次/分钟, 初期表现出抑制效应。在 $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理组中, 蠕动次数进一步下降至 15.3 ± 1.0 次/分钟, 相比对照组降低约 25.4%, 抑制效应开始显著。值得注意的是, 在 $250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 与 $500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 高浓度暴露下, 蠕动次数急剧下降至 10.3 ± 0.5 次/分

钟, 相比对照组下降约 49.8%, 表明高浓度 DBP 对蚤状溞的蠕动活动产生了强烈的抑制作用。

Tukey HSD 多重比较结果表明, CK、 $5 \mu\text{g L}^{-1}$ 与 $50 \mu\text{g L}^{-1}$ 组间无显著差异 ($P > 0.05$), 其蠕动次数分别为 20.50 ± 0.58 次/分钟、 19.50 ± 1.29 次/分钟与 18.50 ± 1.91 次/分钟。 $100 \mu\text{g L}^{-1}$ 组蠕动次数显著降低至 15.25 ± 0.96 次/分钟, 而 250 与 $500 \mu\text{g L}^{-1}$ 组进一步下降至 10.25 ± 0.50 次/分钟与 10.75 ± 0.50 次/分钟, 且两组间无显著差异。说明 DBP 暴露显著抑制了浮游动物的蠕动行为, 并在高浓度下 ($\geq 250 \mu\text{g L}^{-1}$) 达到最大抑制效应。

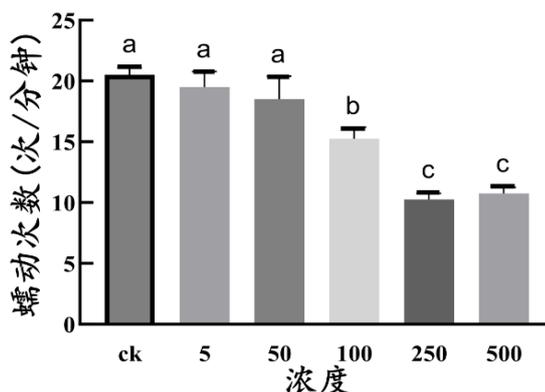


Figure 9. Effects of different concentrations on peristalsis frequency of *Daphnia pulex*
图 9. 不同浓度下蚤状溞蠕动次数变化

不同浓度对蚤状溞游泳行为的影响如图 10 所示, Shapiro-Wilk 正态性检验结果表明, 各组数据均符合正态分布 ($W = 0.94, P = 0.38$); Levene 方差齐性检验进一步确认各组数据满足方差齐性要求 ($F_{5,18} = 1.52, P = 0.23$), 为后续参数检验提供了统计依据。

不同浓度对蚤状溞游泳行为的影响如下: 在 CK 组中蚤状溞的游泳速度保持在 $2.21 \sim 2.41 \text{ cm/s}$ 的较高水平, 平均值为 $2.30 \pm 0.08 \text{ cm/s}$, 反映了在无 DBP 条件下保持正常活性; $5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 暴露组处理下的蚤状溞游泳速度为 $2.29 \sim 2.49 \text{ cm/s}$, 平均值为 $2.36 \pm 0.09 \text{ cm/s}$, 与对照组无显著差异 ($P > 0.05$), 表明低浓度 DBP 对游泳行为无显著影响。在 $50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 暴露组中蚤状溞的游泳速度为 $1.86 \sim 1.98 \text{ cm/s}$, 平均值为 $1.93 \pm 0.05 \text{ cm/s}$, 较对照组显著降低 16.1% ($P < 0.05$); $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 组的游泳速度为 $1.81 \sim 1.86 \text{ cm/s}$, 平均值为 $1.84 \pm 0.02 \text{ cm/s}$, 相比对照组显著降低 20.0% ($P < 0.01$)。50 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 100 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 暴露组实验结果表明, 蚤状溞的游泳速度在高浓度 DBP 条件下呈下降趋势。此外, 250 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 暴露组的游泳速度为 $1.51 \sim 1.74 \text{ cm/s}$, 平均值为 $1.61 \pm 0.10 \text{ cm/s}$, 较对照组降低 30.0% ($P < 0.01$); 500 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 暴露组的游泳速度为 $1.20 \sim 1.30 \text{ cm/s}$, 平均值为 $1.26 \pm 0.04 \text{ cm/s}$, 较对照组显著降低 45.2% ($P < 0.01$), 为对照组的 54.8%, 这表明高浓度 DBP 能够显著影响蚤状溞游泳行为。

Tukey HSD 多重比较结果表明, DBP 暴露浓度对浮游动物游泳速度具有极显著影响 ($F_{5,18} = 52.16, P < 0.001$)。通过 Tukey HSD 事后检验发现, 各浓度暴露组间呈现明显的剂量依赖性: 当 DBP 浓度 $\leq 5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 浮游动物游泳速度 ($2.30 \sim 2.36 \text{ cm/s}$) 与对照组无显著差异 ($P > 0.05$); 在 $50 \sim 100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度范围内, 游泳速度显著降低至 $1.84 \sim 1.93 \text{ cm/s}$ ($P < 0.05$); 当浓度升至 $250 \sim 500 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 游泳速度进一步下降至 $1.26 \sim 1.61 \text{ cm/s}$ ($P < 0.01$), 其中 500 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 暴露组的游泳行为相比对照组下降幅度达 45.2%。

上述结果表明, DBP 暴露对浮游动物游泳行为的抑制效应存在显著的剂量依赖性, 特别是高浓度 DBP ($\geq 250 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 可导致游泳行为的严重受损。这一发现为评估 DBP 对蚤状溞的生态毒性效应提供了重要的科学依据。

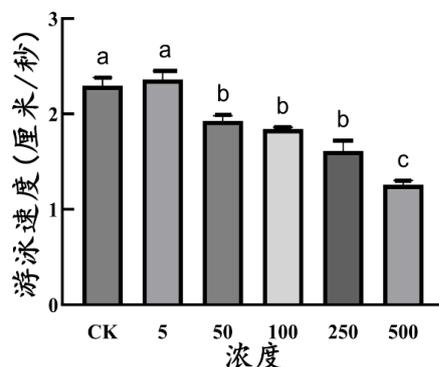


Figure 10. Effects of different concentrations on swimming speed of *Daphnia pulex*

图 10. 不同浓度下蚤状溞游泳速度变化

3.3. DBP 对蚤状溞种群密度的影响

在进行双因素方差分析前，首先检验了模型的前提假设。由于原始数据不符合正态性和方差齐性要求，本研究对响应变量进行了对数转换($\log(x+1)$)。转换后，对双因素 ANOVA 模型的残差进行 Shapiro-Wilk 检验表明残差符合正态分布($W=0.981, P=0.109$)，Levene 检验确认方差齐性($F=1.461, P=0.063$)，满足参数检验的前提假设。

通过开展室内模拟实验，探究了不同 DBP 浓度暴露条件下蚤状溞种群密度随时间变化情况(图 11)。实验结果表明，所有处理组均呈现典型的“上升-峰值-衰退”的变化模式，其中峰值集中出现在第 13 天，且各浓度组间表现出显著的剂量依赖性差异。

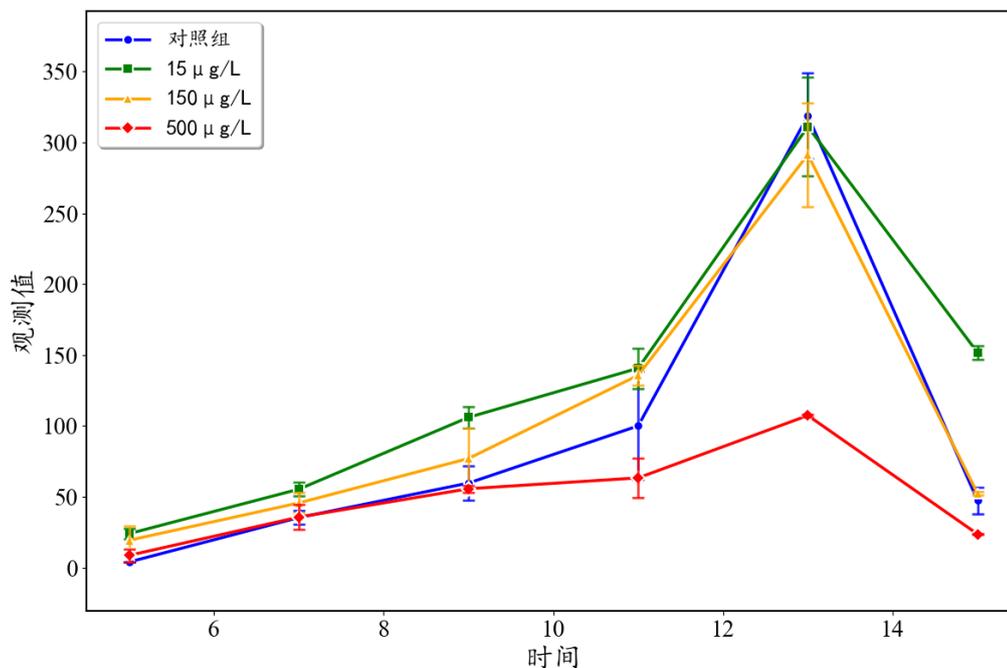


Figure 11. Population density changes in *Daphnia pulex* under different concentrations

图 11. 不同浓度下蚤状溞种群密度变化

低中浓度处理组($15 \mu\text{g L}^{-1}$ 、 $150 \mu\text{g L}^{-1}$)在整个观测周期内保持较高的种群密度，第 13 天峰值分别达

到 $311.0 \pm 34.9 \text{ ind}^{-1}$ 和 $291.3 \pm 36.6 \text{ ind}^{-1}$ ，相比对照组表现出明显促进作用。而高浓度处理组($500 \mu\text{g L}^{-1}$)则呈现显著的抑制作用，其种群密度峰值响应强度($107.3 \pm 0.9 \text{ ind}^{-1}$)仅为中浓度组的 35%，且在实验周期保持低水平。

本研究在 21 天实验周期上观察到完整的兴奋效应动态过程。其中，中低浓度处理条件下，蚤状溞种群密度呈现明显上升趋势，而高浓度处理条件对蚤状溞种群密度增长有明显抑制作用。本实验不仅证实了蚤状溞的剂量依赖效应，也为阐明低剂量兴奋效应与高剂量抑制效应的动态过程提供了实验证据，为探究 DBP 暴露对浮游动物种群增长的影响提供了数据支撑。

4. 讨论

本章采用室内模拟实验方法，探究了 DBP 浓度对蚤状溞的毒性效应。具体如下：

研究结果表明 DBP 的暴露时间对毒性效应有显著影响，短期暴露(3~7 d)条件下，各 DBP 浓度对蚤状溞母体体长及第一代后代体长均未产生影响，可能的原因是生物体在暴露初期会通过自我调节机制以适应生存环境。然而，随着暴露时间延长至 14~21 d，中高浓度($100\sim 250 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) DBP 对蚤状溞表现出显著的生长抑制作用，说明 DBP 毒性具有明显的累积效应，在长期 DBP 暴露下导致新生儿体长减小[18]。

蚤状溞繁殖参数的动态变化进一步揭示了 DBP 对其种群增长的影响，种群随着 DBP 浓度增长总体呈现先上升后下降的趋势。研究发现在不利生长环境下，生物体必须在资源分配差异上做出妥协以保证其自身生存，例如水蚤必须在不利环境中优化自身能量分配，以维持其种群增长[19]。实验结果表明，在低浓度暴露组($5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)中存在典型的低剂量兴奋效应，具体表现为蚤状溞受到微弱刺激后内禀增长率(r_m)的明显升高[20]。这一现象是由于蚤状溞在不利生长环境下，通过调控自身生长繁殖策略以保证种族延续，表现为繁殖周期缩短、后代数增加和后代体长减小[21]。研究发现，高浓度 DBP 暴露组($500 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)中蚤状溞第一代后代数量显著增加，这一响应是其在不利生长环境中采取的适应性生殖策略所致。

在行为活动方面，长期 DBP 暴露会对溞属的心跳活动、肠道蠕动和游泳行为产生显著影响[22] [23]。蚤状溞心跳次数随 DBP 浓度升高呈剂量依赖性变化[24]，这说明心跳次数是毒性评估的一种可行性方法。此外，游泳速度与肠道蠕动次数同时呈现下降趋势，这可能是由于游泳速度下降导致摄食速率降低[23]。

综上所述，DBP 对水生生物的生态毒性并非局限于传统意义上的生长抑制及急性致死效应，而是呈现出对生物体生活史策略、行为活动和种群密度的多元化影响。本研究结果进一步表明，需通过多元化的角度来评估水生生物生长、行为及种群动态对新型污染物的生态毒理效应，并建立多尺度评估框架，重点关注污染物的低剂量长期暴露效应[25]。该研究成果为理解 DBP 对蚤状溞的毒理作用机制提供了重要的科学依据，也为湿地生态系统的污染防控与生物多样性保护提供了重要数据参考。

基金项目

浙江省自然科学基金，亚热带湿地着生藻类生长及爆发动力学机制研究，LQN25C030003；温州市基础科研项目，基于亚热带湿地水域的台风干扰对浮游植物种群增长动力学影响机制研究，GK20250055。

参考文献

- [1] Allan, J.D. (1976) Life History Patterns in Zooplankton. *The American Naturalist*, **110**, 165-180. <https://doi.org/10.1086/283056>
- [2] Dias, J.D., Bonecker, C.C. and Miracle, M.R. (2014) The Rotifer Community and Its Functional Role in Lakes of a Neotropical Floodplain. *International Review of Hydrobiology*, **99**, 72-83. <https://doi.org/10.1002/iroh.201301706>
- [3] Litchman, E., Ohman, M.D. and Kiørboe, T. (2013) Trait-Based Approaches to Zooplankton Communities. *Journal of Plankton Research*, **35**, 473-484. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019>

- [4] Fares, A.L.B., Calvão, L.B., Torres, N.R., Gurgel, E.S.C. and Michelin, T.S. (2020) Environmental Factors Affect Macrophyte Diversity on Amazonian Aquatic Ecosystems Inserted in an Anthropogenic Landscape. *Ecological Indicators*, **113**, Article ID: 106231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106231>
- [5] Yang, Y., Chen, H., Abdullah Al, M., Ndayishimiye, J.C., Yang, J.R., Isabwe, A., et al. (2022) Urbanization Reduces Resource Use Efficiency of Phytoplankton Community by Altering the Environment and Decreasing Biodiversity. *Journal of Environmental Sciences*, **112**, 140-151. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.05.001>
- [6] Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D.E., Coscieme, L., Golden, A.S., et al. (2022) The Direct Drivers of Recent Global Anthropogenic Biodiversity Loss. *Science Advances*, **8**, eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- [7] Sigmund, G., Ågerstrand, M., Antonelli, A., Backhaus, T., Brodin, T., Diamond, M.L., et al. (2023) Addressing Chemical Pollution in Biodiversity Research. *Global Change Biology*, **29**, 3240-3255. <https://doi.org/10.1111/gcb.16689>
- [8] Net, S., Dumoulin, D., Ouddane, B., et al. (2014) Distribution of Phthalates in Marseille Bay (NW Mediterranean Sea). *Chemosphere*, **100**, 91-97.
- [9] Net, S., Sempéré, R., Delmont, A., Paluselli, A. and Ouddane, B. (2015) Occurrence, Fate, Behavior and Ecotoxicological State of Phthalates in Different Environmental Matrices. *Environmental Science & Technology*, **49**, 4019-4035. <https://doi.org/10.1021/es505233b>
- [10] Huang, Y., Zeng, Y., Wang, T., Chen, S., Guan, Y. and Mai, B. (2022) PM_{2.5}-Bound Phthalates and Phthalate Substitutes in a Megacity of Southern China: Spatiotemporal Variations, Source Apportionment, and Risk Assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, **29**, 37737-37747. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18784-0>
- [11] Xu, H., Liu, Y., Xu, X., Lan, H., Qi, W., Wang, D., et al. (2022) Spatiotemporal Variation and Risk Assessment of Phthalate Acid Esters (PAEs) in Surface Water of the Yangtze River Basin, China. *Science of the Total Environment*, **836**, 155677. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155677>
- [12] Gao, D. and Wen, Z. (2016) Phthalate Esters in the Environment: A Critical Review of Their Occurrence, Biodegradation, and Removal during Wastewater Treatment Processes. *Science of The Total Environment*, **541**, 986-1001. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.148>
- [13] Wang, X., Li, Y., Wang, X., et al. (2022) Phthalic Acid Esters: Are They a Big Concern for Rivers Flowing into Reservoir with Ecological Facilities? *Water Research*, **258**, Article ID: 121785.
- [14] Zhao, L.L., Xi, Y.L., Huang, L. and Zha, C.W. (2008) Effects of Three Phthalate Esters on the Life-Table Demography of Freshwater Rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas. *Aquatic Ecology*, **43**, 395-402.
- [15] Dai, S.Y., Zou, L.G. and Wang, Q. (2025) Dibutyl Phthalate Concentration-Driven Life History Trade-Offs in Rotifers: From Hormonal Stimulation to Oxidative Collapse. *Marine Pollution Bulletin*, **221**, Article ID: 118570.
- [16] Wan, Z., Wang, C., Zhou, J., Shen, M., Wang, X., Fu, Z., et al. (2019) Effects of Polystyrene Microplastics on the Composition of the Microbiome and Metabolism in Larval Zebrafish. *Chemosphere*, **217**, 646-658. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.070>
- [17] Kilham, S.S., Kreeger, D.A., Lynn, S.G., Goulden, C.E. and Herrera, L. (1998) COMBO: A Defined Freshwater Culture Medium for Algae and Zooplankton. *Hydrobiologia*, **277**, 147-159.
- [18] Muambo, K.E., Im, H., Macha, F.J. and Oh, J. (2024) Reproductive Toxicity and Molecular Responses Induced by Telmisartan in *Daphnia Magna* at Environmentally Relevant Concentrations. *Environmental Pollution*, **359**, Article ID: 124525.
- [19] van Noordwijk, A.J. and de Jong, G. (1986) Acquisition and Allocation of Resources: Their Influence on Variation in Life History Tactics. *The American Naturalist*, **128**, 137-142. <https://doi.org/10.1086/284547>
- [20] Sánchez-Ortiz, J.R., Sarma, S.S.S. and Nandini, S. (2010) Comparative Population Growth of *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia pulex* (Cladocera) Exposed to Zinc Toxicity. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **45**, 37-41.
- [21] Zhou, Q., Lu, N., Gu, L., Sun, Y., Zhang, L., Huang, Y., et al. (2020) *Daphnia* Enhances Relative Reproductive Allocation in Response to Toxic Microcystis: Changes in the Performance of Parthenogenetic and Sexual Reproduction. *Environmental Pollution*, **259**, Article ID: 113890.
- [22] Melvin, S.D. and Wilson, S.P. (2013) The Utility of Behavioral Studies for Aquatic Toxicology Testing: A Meta-Analysis. *Chemosphere*, **93**, 2217-2223.
- [23] Chen, W., Dou, J., Xu, X., Ma, X., Chen, J. and Liu, X. (2024) β -Cyclocitral, a Novel Ache Inhibitor, Contributes to the Defense of *Microcystis aeruginosa* against *Daphnia* grazing. *Journal of Hazardous Materials*, **465**, Article ID: 133248.
- [24] Meng, Y., Liu, Z. and Wang, T. (2023) When and How Leachate Toxicity of Tire Wear Particles Peaks: Quantifying Its Dynamics Using Dose-Response Analysis. *Journal of Hazardous Materials*, **445**, Article ID: 130538.
- [25] Zhu, Z., Gross, A., Brown, P.B. and Luo, G.Z. (2025) Disinfection By-Products in Aquaculture: Sources, Impacts, Removal and Future Research. *Reviews in Aquaculture*, **17**, 1-28.