船基围隔条件下沙尘和营养盐添加对近海浮游植物群落结构的影响

陈锦峰[1],张家卫[1],李 朗[1],陈长平[1,2*],孙 琳[3],梁君荣[1,2],高亚辉[1,2,3*]
(1.厦门大学生命科学学院,福建 厦门 361102; 2.滨海湿地生态系统教育部重点实验室(厦门大学),福建 厦门 361102;
3.近海海洋环境科学国家重点实验室(厦门大学),福建 厦门 361102)

摘要:为研究沙尘沉降和营养盐输入对中国陆架海域浮游植物群落结构的影响,于 2017 年 3—4 月在中国黄、东海进行沙尘和不同营养盐(NO_3^-、PO_4^-、尿素)添加的船基围隔培养实验。结果表明,与对照组相比,沙尘(2 mg/L)和尿素添加实验组的浮游植物群落细胞密度及群落结构变化不显著,叶绿素 a 含量差异不显著,优势种均为海链藻属 (*Thalassiosira*)。不同比值的氮、磷无机营养盐添加对水体中叶绿素 a 含量和细胞密度的影响不同,其中氮磷比为 64∶1 的实验组叶绿素 a 含量和细胞密度最高,分别为 18.20 μg/L 和 7.86×10^5 cells/L。沙尘和营养盐添加对浮游植物群落的影响主要表现为叶绿素 a 含量、细胞密度峰值及不同优势种所占比例的差异,而各个实验组的种类组成及优势种具有一定的相似性。

关键词:海洋生物学;浮游植物;沙尘;营养盐;群落结构;围隔实验
DOI: 10.3969/J.ISSN.2095-4972.2022.02.014
中图分类号:P735 **文献标识码**:A **文章编号**:2095-4972(2022)02-0294-08

亚洲作为世界沙尘的四大排放区之一,已成为全球沙尘的重要组成部分。沙尘在强气流的影响下,形成沙尘暴,经过长距离运输并通过大气沉降进入海洋,从而影响中国近海甚至西北太平洋的生态系统[1-2],其中以中国黄海及东海海域受亚洲沙尘影响较大。中国黄东海沙尘主要有 2 个来源,其中来自内蒙古西部沙地和黄土高原的沙尘粒子经过华北平原并汇入中国渤海、黄海及东海,而来自青海东部的沙尘经过黄土高原加强,从长江中下游地区汇入东海海域[3]。

沙尘沉降是海洋营养盐和污染物输入的重要方式之一,尤其是寡营养盐海域营养盐的重要来源[4-5],沙尘沉降能为海洋浮游植物提供可利用的氮(N)、磷(P)、硅(Si)、铁(Fe)和锰(Mn)等营养盐和微量元素,同时铅(Pb)、镉(Cd)等重金属元素和其他污染物也会附着在沙尘表面通过沙尘沉降的方式输入到海区。浮游植物是海洋生态系统中重要的初级生产者,营养盐和污染物输入可能会改变浮游植物的初级生产力及群落结构[6],并且在一定程度上影响海洋浮游植物的固碳能力和固氮能力,从而对海洋生态系统和全球气候产生一定的影响[7]。

研究沙尘沉降带来的海洋营养盐和污染物输入及其对海洋生态系统的影响,已成为海洋生物科学研究的热点[8]。沙尘沉降对海洋生态系统中浮游植物的影响机制较为复杂,本研究利用 2017 年中国黄东海区春季航次进行沙尘添加及营养盐添加的船基围隔实验,探讨沙尘沉降入海和营养盐添加对近海海洋浮游植物叶绿素 a 含量和群落结构的影响,为揭示大气沉降物对海洋生态系统和全球气候变化的影响提供基础数据和理论依据。

1 材料和方法

1.1 沙尘来源

实验所用沙尘为模拟黄沙(GBW08306),采自

收稿日期:2020-09-24
基金项目:国家重点研发计划资助项目(2016YFA0601302)
作者简介:陈锦峰(1993—),男,硕士研究生;E-mail: chenjinfneg1993@foxmail.com
*通讯作者:陈长平(1979—),男,博士,副教授;E-mail: chencp@xmu.edu.cn;高亚辉(1963—),男,博士,教授;E-mail: gaoyh@xmu.edu.cn

中国宁夏回族自治区腾格里沙漠边缘。样品经过100 目(0.147 mm)尼绒筛过筛后,再经 250 目(0.063 mm)双层不锈钢振动筛过筛;过筛样品在大型风洞中进行顶供风选;最后经0.038 mm 孔径筛子过筛后装入棕色玻璃瓶保存;所有分装样品经 Co^{60} 辐射杀菌。沙尘由 13 个实验室采用多种分析技术合作定值,以平均值作为标准值,用 $t \cdot s/\sqrt{n}$ 表示不确定度。各定值的标准值、不确定度及分析方法如表 1 所示。

表 1　沙尘(GBW08306)标准物质成分

Tab. 1　Dust standard material composition

项目	标准值±不确定度	分析方法	数据组数/组
Na 占比/%	1.37±0.03	a,b,c,e,g,j	12
Mg 占比/%	1.57±0.03	a,b,c,e,f,g,j	14
Al 占比/%	5.88±0.04	a,b,e,f,h,j	15
Si 占比/%	28.08±0.08	a,b,e,f,i	12
K 占比/%	1.68±0.05	a,b,c,e,f,g,j	13
Ca 占比/%	5.32±0.07	a,b,e,f,g,j	12
Ti 占比/%	0.457±0.016	a,b,e,f,j	12
Fe 占比/%	3.02±0.03	a,b,c,e,f,h,j	15
P 含量/($\mu g \cdot g^{-1}$)	923±32	a,b,e	9
Sc 含量/($\mu g \cdot g^{-1}$)	(11)	a,j	—
Mn 含量/($\mu g \cdot g^{-1}$)	636±8	a,b,e,f,j	11
Ni 含量/($\mu g \cdot g^{-1}$)	33±1	a,e	6
Cu 含量/($\mu g \cdot g^{-1}$)	27±2	a,d,e,f	8
Zn 含量/($\mu g \cdot g^{-1}$)	80±3	a,b,c,e,f,g,j	10
Sr 含量/($\mu g \cdot g^{-1}$)	253±16	a,b,e,f,j	10
Ba 含量/($\mu g \cdot g^{-1}$)	467±8	a,b,e,j	8

注:括号中的数据为参考值;分析方法为:a. 电感耦合等离子体光谱法(酸溶,ICP/AES);b. 电感耦合等离子体光谱法(碱溶,ICP/AES);c. 火焰原子吸收光谱法(FAAS);d. 电热原子化原子吸收光谱法(ETA-AAS);e. X 射线荧光光谱法(XRF);f. 颗粒诱导 X 射线发射法(PIXE);g. 离子色谱法(IC);h. 容量法(VA);i. 重量法(GR);j. 仪器中子活化法(INAA)。

1.2　实验方法

本研究于 2017 年 3 月 31 日在“东方红 2 号”海洋综合调查船后甲板进行船基围隔实验,培养水体采自东海海域 D7 站表层海水(33° 05′ 969″ N,125°27′148″E)。该站位的水深为 99 m,表层水温为 12.23 ℃,盐度为 33.84,溶解无机氮浓度为 5.785 μmol/L,磷酸盐浓度为 0.360 μmol/L。培养实验为期 13 d,利用 20 L 的聚碳酸酯培养桶(Nalgene)进行培养,培养方案如表 2 所示,分成对照组、不同营养盐组、沙尘组(共 6 组,每组 3 个重复)。对照组根据 Shi 等(2012)[9] 的方法,使用不做任何处理的原位海水;营养盐组设置 N∶P (NO_3^-∶PO_4^{3-})为 16∶1 (M1)、8∶1 (M2)、64∶1 (M3)以及有机氮(尿素)组(M4);沙尘组(M5)按照 2 mg/L 的质量浓度加入经过处理的黄沙[9];使用现场循环海水进行温度调控。培养过程中将培养桶轻轻摇匀,防止浮游植物聚集沉底[10]。培养至 2017 年 4 月 13 日,培养期间进行样品采集,用于浮游植物群落结构等分析。

表 2 围隔培养实验方案

Tab. 2 Different treatments in the enclosure experiment

营养元素	M1（N∶P=16∶1）	M2（N∶P=8∶1）	M3（N∶P=64∶1）	M4（尿素组）	M5（沙尘组）	M6（对照组）
$CO(NH_2)_2$-N	0	0	0	5.76	0	0
NO_3^{2-}-N	11.52	5.76	23.04	0	0	0
PO_4^{3-}-P	0.72	0.72	0.36	0.72	0	0
SiO_3^{2-}-Si	11.52	11.52	11.52	11.52	0	0
沙尘	0	0	0	0	2	0

注：表中营养元素的浓度单位除沙尘为 mg/L 外，其余为 μmol/L。

1.3 样品采集与分析

培养期间，分别于第 0、1、3、5、6、7、8、9、10、11、13 天每天定时采集水样，用于叶绿素 a（以下简称 Chl a）含量测定，测定方法按照《海洋调查规范》[11] 进行，具体如下：取围隔水样 300 mL，加入 1%碳酸镁悬浊液，使用 GF/F 玻璃纤维滤膜（直径 25 mm，Whatman 公司）过滤，将滤膜置于冻存管中于液氮保存，带回实验室后，将滤膜转移至 15 mL 连盖离心管，加入 10 mL 90%丙酮萃取 24 h（4 ℃，避光），高速离心机（J-30I，BECMAN，美国）离心 15 min（4 ℃，4 000 r/min），取上清液用 Turner Designs Trilogy 荧光计测量荧光值，计算其含量。在培养期的第 0、1、5、7、9、11、13 天每天定时取围隔水样 500 mL，用于浮游植物群落结构分析，加入鲁格氏碘液（1%）固定，避光保存带回实验室，静置沉降一段时间后，使用虹吸管吸取上清液并逐步浓缩到 10 mL，对浮游植物进行种类的鉴定和计数。

参考 Liu（2013）[12]、李佳慧等（2017）[13] 提出的转化效率公式用来评估 N 转化成 Chl a 的转化效率（conversion efficiency index，*CEI*），公式如下：

$$CEI = \frac{\sum_{i=0}^{t} (Chla_i - Chla_0)}{N_{\text{total}}} \quad (1)$$

式（1）中：t 表示培养时间 13 d，$Chla_i$ 表示 Chl a 在第 i 天的含量（μg/L），$Chla_0$ 为培养前初始 Chl a 含量，N_{total} 为总 DIN 浓度（μmol/L）。

根据马尔萨斯（Malthus）模型公式 $x(t) = x_0 e^{\mu t}$ 拟合计算得到浮游植物生长速率 μ[14-15]。

2 结果与讨论

2.1 浮游植物种类组成

围隔实验中共鉴定到浮游植物 2 门 20 属 29 种，其中硅藻种类共计 17 属 26 种，甲藻 3 属 3 种。

2.2 Chl a 含量

培养期间不同实验组浮游植物 Chl a 含量一般呈先增高后减少的单峰形态（图 1）。对照组 M6 Chl a 含量在培养前期逐渐增长，在培养第 7 天达到最大值，为 4.20 μg/L，随后逐渐降低；实验组 M1（N∶P=16∶1）Chl a 含量在培养第 7 天达到峰值，为 14.59 μg/L，在培养第 11 天达到次高峰值，为5.50 μg/L；实验组 M2（N∶P=8∶1）变化趋势和 M1 相同，但其最高峰值显著低于 M1、M3 组（$p<0.01$）；实验组 M3（N∶P=64∶1）变化趋势与 M1 相同，Chl a 含量于培养第 7 天达到最高峰值，且高于 M1 组峰值。实验组 M4（尿素）Chl a 含量在培养的第 6 天达

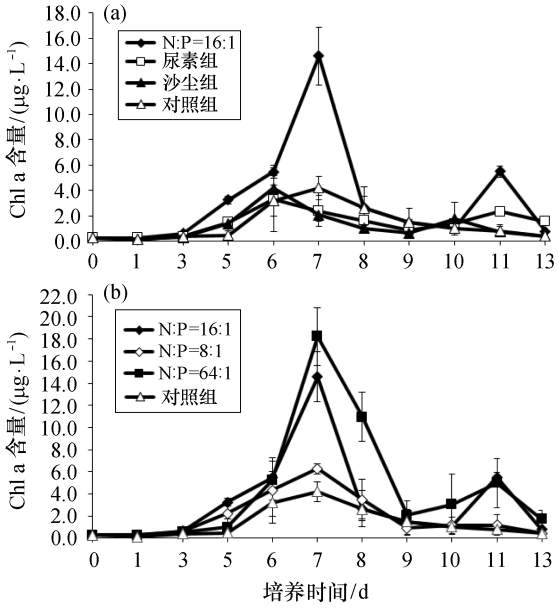

图 1 不同氮源和不同氮磷比实验组叶绿素 a 含量的变化

Fig. 1 Changes of Chl a contents in different treatments

（a）为不同氮源实验组，（b）为不同氮磷比实验组。

到最高峰值,为 3.30 μg/L,随后下降,Chl a 含量在第 11 天出现次高峰,为 2.34 μg/L,M4 组 Chl a 含量与对照组差异不显著(p>0.05)。相比无机氮源组,有机氮源尿素促进浮游植物生长的效果并不明显。M5(沙尘)实验组 Chl a 含量在培养第 5 天达到最高值,为 4.19 μg/L,M5 组 Chl a 含量与对照组差异不显著(p>0.05),说明沙尘添加没有显著地促进浮游植物生长。

2.3　浮游植物密度变化

浮游植物密度变化和 Chl a 含量的变化趋势相似(图 2)。培养前期各组浮游植物密度差异不显著,之后 M6 组和 M5 组浮游植物密度有所上升,但变化幅度不大,且浮游植物密度相对其他各组均处在较低水平。M6 组和 M5 组浮游植物密度均在培养第 7 天达到峰值,最高密度分别为 1.17×10^5 cells/L和 1.09×10^5 cells/L。无机氮、磷营养盐的添加显著增加了浮游植物密度(p<0.05)。M1、M2、M3 三组的变化趋势较为一致,均在培养第 7 天达到峰值,分别为 4.56×10^5、4.00×10^5、7.86×10^5 cells/L,最高密度分别为对照组的 3.89、3.41、6.71 倍,浮游植物密度在培养后期趋于平稳。M4(尿素)组浮游植物密度和对照组类似,一直保持较低水平,在第 5 天浮游植物密度达到次高峰(1.10×10^5 cells/L),随后降低,在培养后期浮游植物密度达到最高密度值,为 1.43×10^5 cells/L。

2.4　*CEI* 和浮游植物生长速率的变化

结果表明,M1、M2、M3、M4、M5、M6 组中的 *CEI* 分别为 2.82、3.05、1.95、2.09、1.75、1.73。沙尘组和对照组 *CEI* 没有明显区别,说明低浓度的模拟黄沙对培养海水的影响不大,其他各组 *CEI* 均高于对照组,M3 组的 Chl a 含量峰值虽然是各组最高,但 *CEI* 并不是最高,营养盐添加组 M1、M2、M3 中,Chl a 峰值较低的 M2 组,*CEI* 反而较高,M3 组外源氮的添加是 M2 组的 4 倍,而 M2 组的外源磷是 M3 组的 2 倍; M1 组外源氮是 M2 组的 2 倍, 而外源磷添加量一样,M1 组 *CEI* 较 M2 低,说明外源氮的添加能有效促进 Chl a 的含量,但单纯的高氮含量并不能有效地提高 N 向 Chl a 的转化效率。

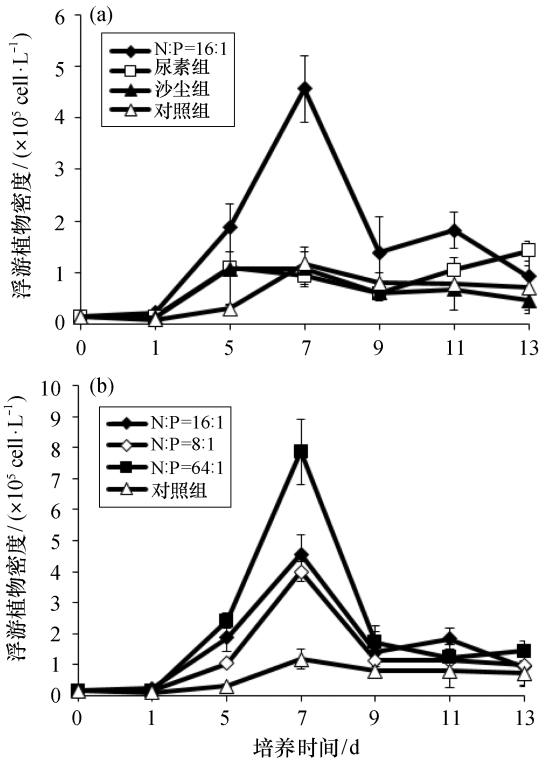

图 2　浮游植物密度对不同氮源和不同氮磷比营养盐添加的响应

Fig. 2　Changes of phytoplankton densities in different treatments

(a)为不同氮源实验组,(b)为不同氮磷比实验组。

为计算浮游植物生长速率,分别对增长期浮游植物 Chl a 含量和浮游植物密度进行拟合,得到 Chl a 含量和浮游植物密度的增长速率 μ。用浮游植物密度来衡量浮游植物生长速率,M3 增长最快,其次是 M1,M6 的增长最慢。用 Chl a 含量来衡量浮游植物增长速率,M1 增长最快,增长速率为 0.59;其次是 M3 组(0.56);M4 的增长最慢,为 0.38(表 3)。

表 3　实验期间各围隔培养中浮游植物的生长速率

Tab. 3　Growth rate of phytoplankton in the enclosures during experiment

参数	M1 (N∶P=16∶1)	M2 (N∶P=8∶1)	M3 (N∶P=64∶1)	M4 (尿素组)	M5 (沙尘组)	M6 (对照组)
μ(细胞密度)	0.50	0.47	0.60	0.32	0.34	0.30
μ(Chl a)	0.59	0.49	0.56	0.38	0.42	0.45

2.5　浮游植物优势种变化

浮游植物主要优势种为海链藻(*Thalassiosira* sp.)、绕孢角毛藻(*Chaetoceros cinctus*)、劳氏角毛藻(*Chaetoceros lorenzianus*)、旋链角毛藻(*Chaetoceros*

curvisetus)、冕孢角毛藻(*Chaetoceros diadema*)以及新月菱形藻(*Nitzschia closterium*),见图 3。在培养过程中,无机氮磷营养盐添加组 M1、M2、M3 变化趋势较为一致,硅藻密度在培养期间大幅度上升,在培养第 7 天硅藻密度达到最高值,分别为 4.54×10^5、3.88×10^5、7.81×10^5 cells/L。M4、M5、M6 组硅藻密度相对较低,其最高密度也较低,分别为 1.18×10^5、1.03×10^5、1.13×10^5 cells/L。在培养过程中,硅藻的密度始终占浮游植物密度的主体。甲藻呈现出和硅藻不一样的生长状态,虽然 M1、M2、M3 组硅藻密度远高于 M4、M5、M6 组,但 6 组的甲藻密度变化趋势相似。在整个培养过程中甲藻生长受限,增长缓慢,但密度始终处于持续增长状态。虽然不同组的培养实验营养盐和浮游植物密度差异极大,但无论营养盐种类、含量以及浮游植物多寡都不影响浮游植物演替的次序和过程,先硅藻占优后甲藻占优的演替顺序各实验组表现一致。

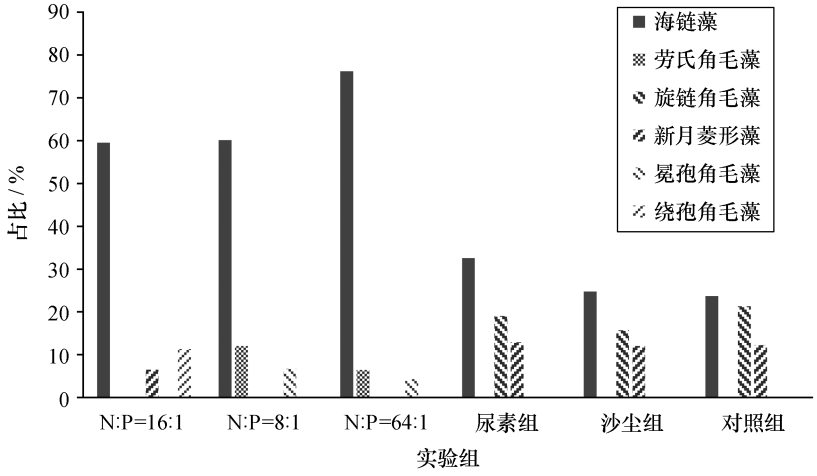

图 3 不同实验组浮游植物优势种及其所占比例

Fig. 3 Dominant species and species compositons of the phytoplankton community in different treatments

本研究利用围隔实验添加沙尘和营养盐,模拟自然条件下沙尘沉降和营养盐输入对近海海域浮游植物群落的影响,探讨浮游植物群落对营养盐输入和沙尘沉降的不同响应。

研究表明,黄、东海海域主要受到 N、P 的限制,Si 一般不会成为该海域浮游植物的限制性因子,D7 站位水体营养盐中 NH_4^+、PO_4^{3-}、NO_3^-、NO_2^-、SiO_3^{2-} 浓度分别为 0.025、0.36、5.62、0.14、8.63 μmol/L,其中 Si∶N比值为 1.49,表明 Si 不是该站位营养盐的限制因子[16]。N∶P 比值为 16.07,接近典型的 Redfield 比值(N∶P = 16),表示该站位 N、P 限制不明显。然而用 N∶P 比来评估营养盐的限制因子一直备受争议,根据不同海区的环境和生物种类的不同以及不同的浮游植物对不同营养盐的喜好不同,成为限制因子的比值也不同[17]。在高营养盐低叶绿素(HNLC)海区中,普遍认为铁是影响海洋初级生产力的一个主要限制因子,但是有学者认为 HNLC 海区中有潜在的 Si 限制[18]。而寡叶绿素低营养盐(LNLC)海区主要是由 N、P 共同限制的。徐燕青等(2012)认为太平洋西部的寡营养盐海域主要受 P 限制,而太平洋中部海域主要受 N 的潜在限制[19];Duhamel 等(2010)在北太平洋亚热带环流区的培养实验中也发现该海域浮游植物主要受到 P 限制[20]。李雁宾等(2008)[21]和刘媛等(2004)[22]认为在中国黄东海海域主要受到 N 和 P 共同限制。本研究结果表明,与对照组相比,沙尘添加并没有显著改变浮游植物密度和 Chl a 含量,因此我们认为该质量浓度(2 mg/L)的沙尘沉降并不能显著促进水体浮游植物的生长,沙尘所提供的营养盐和微量元素对浮游植物生长的影响较小。刘莹(2014)研究也发现少量(2 mg/L)沙尘气溶胶的添加对 Chl a 含量和浮游植物的影响不显著,而大量(20 mg/L)沙尘添加对 Chl a 含量和浮游植物含量有显著的提高[17]。Zhang 等(2018)在西北太平洋和黄海海域进行的模拟沙尘添加围隔实验发现沙尘添加带来的 N 或 P 增加是浮游植物增长的主要原因[23]。而 Zhang 等(2020)在西北太平洋的另一个实验中则认为沙尘添加带来的 N 和 Fe 促进了浮游植物的生长[24]。Husar 等(2001)认为高密度的沙尘输入能够改变部分海区内浮游植物生物量和群落结构甚至引发赤

潮[25],从而影响生源活性气体的释放,最终影响海洋生态系统和全球气候[26]。

本研究使用的模拟黄沙(GBW08306)含 Sc、Mn、Ni、Cu、Zn、Sr、Ba、Fe 等金属元素,其中一些重金属可能对浮游植物生物具有一定毒害作用,抑制其生长,同时沙尘中 N、Si 含量较少,对浮游植物生长的促进并不明显,因此本研究结果表明该质量浓度的沙尘添加对浮游植物生长的影响不显著。目前沙尘对浮游植物具体的作用机制尚未明确,需要进一步关注与研究。而 N、P、Si 等无机营养盐的添加,明显改变了海水浮游植物的群落结构,硅藻和甲藻表现出不同的生长趋势。在营养盐较为充足的条件下,硅藻表现出较强的竞争优势,当营养盐浓度降低后,硅藻逐渐开始死亡,而甲藻逐渐开始繁殖,生物量逐渐增大。这与衣晓燕等(2017)[27]、孙萍(2007)[28]等的研究结果相似。

3　结论

沙尘沉降和营养盐输入是影响海洋浮游植物群落结构的重要因素。本研究基于船基围隔培养实验,通过添加沙尘(2 mg/L)和不同营养盐研究其对浮游植物群落结构的影响,结果表明,与对照组相比,沙尘和尿素添加实验组的浮游植物群落细胞密度、叶绿素 a 含量及群落结构影响不显著,而氮磷比为 64∶1 的实验组浮游植物叶绿素 a 含量和细胞密度最高。研究结果为揭示大气沉降物和营养盐变化对海洋生态系统和全球气候变化的影响提供了基础数据和理论依据。

参考文献:

[1] DUCE R A, UNNI C K, RAY B J, et al. Long-range atmospheric transport of soil dust from Asia to the tropical North Pacific: temporal variability [J]. Science, 1980, 209(4 464): 1 522-1 524.

[2] UEMATSU M, DUCE R A, PROSPERO J M, et al. Transport of mineral aerosol from Asia over the North Pacific Ocean[J]. Journal of Geophysical Research: Oceans, 1983, 88(C9): 5 343-5 352.

[3] 孙佩敬. 亚洲沙尘对海洋浮游植物生长影响的研究[D]. 青岛: 国家海洋局第一海洋研究所, 2008.
SUN P J. Impact of Asian dust on marine phytoplankton[D]. Qingdao: First Institute of Oceanography, SOA, 2008.

[4] MAHER B A, PROSPERO J M, MACKIE D, et al. Global connections between aeolian dust, climate and ocean biogeochemistry at the present day and at the last glacial maximum[J]. Earth-Science Reviews, 2010, 99(1/2): 61-97.

[5] XIAO H, CARMICHAEL G R, DURCHENWALD J, et al. Long-range transport of SO_x and dust in East Asia during the PEM B Experiment[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1997, 102(D23): 28 589-28 612.

[6] 高会旺, 张英娟, 张凯. 大气污染物向海洋的输入及其生态环境效应[J]. 地球科学进展, 2002, 17(3): 326-330.
GAO H W, ZHANG Y J, ZHANG K. Atmospheric inputs of pollutants to the sea and their effects on marine environment and ecosystem[J]. Advance in Earth Sciences, 2002, 17(3): 326-330.

[7] 吴瑜端, 郑志宏. 海洋重金属生物地球化学与海洋环境保护[J]. 海洋环境科学, 1987, 6(3): 39-48.
WU Y D, ZHENG Z H. Biogeochemistry of marine heavy metals and marine environmental protection[J]. Marine Environmental Science, 1987, 6(3): 39-48.

[8] 高会旺, 姚小红, 郭志刚, 等. 大气沉降对海洋初级生产过程与氮循环的影响研究进展[J]. 地球科学进展, 2014, 29(12): 1 325-1 332.
GAO H W, YAO X H, GUO Z G, et al. Atmospheric deposition connected with marine primary production and nitrogen cycle: a review[J]. Advances in Earth Science, 2014, 29(12): 1 325-1 332.

[9] SHI J H, GAO H W, ZHANG J, et al. Examination of causative link between a spring bloom and dry/wet deposition of Asian dust in the Yellow Sea, China[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2012, 117: D17304.

[10] 王玉珏, 洪华生, 王大志, 等. 台湾海峡上升流区浮游植物对营养盐添加的响应[J]. 生态学报, 2008, 28(3): 1 321-1 327.
WANG Y J, HONG H S, WANG D Z, et al. Response of phytoplankton to nutrients addition in the upwelling regions of the Taiwan Strait[J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(3): 1 321-1 327.

[11] 国家海洋局. 海洋调查规范: 第 6 部分　海洋生物调查: GB/T 12763.6—2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
State Oceanic Administration. Specifications for oceanographic survey-Part 6: marine biological survery: GB/T 12763.6-2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2007.

[12] LIU Y, ZHANG T R, SHI J H, et al. Responses of chlorophyll a to added nutrients, Asian dust, and rainwater in an oligotrophic zone of the Yellow Sea: implications for promotion and inhibition effects in an incubation experiment[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2013, 118(4): 1 763-1 772.

[13] 李佳慧, 张潮, 刘莹, 等. 沙尘和灰霾沉降对黄海春季浮游植物生长的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(1): 112-120.
LI J H, ZHANG C, LIU Y, et al. Impacts of dust and haze particles deposition on phytoplankton growth in Yellow Sea during springtime[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37(1): 112-120.

[14] 李铁, 胡立阁, 史致丽. 营养盐对中肋骨条藻和新月菱形藻生长及氮磷组成的影响[J]. 海洋与湖沼, 2000, 31(1): 46-52.
LI T, HU L G, SHI Z L. Effects of nutrients on the growth and the composition of nitrogen and phosphorus of *Skeletonema costatum* and *Nitzschia closterium*[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2000, 31(1): 46-52.

[15] 张春雷, 石晓勇, 韩秀荣, 等. 营养盐对东海赤潮优势藻种生长影响的船基围隔实验[J]. 海洋水产研究, 2006, 27(4): 29-35.

ZHANG C L, SHI X Y, HAN X R, et al. Mesocosm experiments of the effects of nutrients on the growth of dominant HAB species in the East China Sea[J]. Marine Fisheries Research, 2006, 27(4): 29-35.

[16] 王保栋, 战闰, 藏家业. 黄海、东海浮游植物生长的营养盐限制性因素初探[J]. 海洋学报, 2003, 25(增刊2): 190-195.
WANG B D, ZHAN R, ZANG J Y. A preliminary study on the nutrient limitation of phytoplankton growth in the Huanghai Sea and the East China Sea[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2003, 25(S2): 190-195.

[17] 刘莹. 亚洲沙尘沉降对中国近海浮游植物生长影响的研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2014.
LIU Y. Influence of Asian dust deposition on the growth of phytoplankton in China marginal seas[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2014.

[18] SAITO H, TSUDA A, NOJIRI Y, et al. Nutrient and phytoplankton dynamics during the stationary and declining phases of a phytoplankton bloom induced by iron-enrichment in the eastern subarctic Pacific[J]. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 2006, 53(20/21/22): 2 168-2 181.

[19] 徐燕青, 陈建芳, 高生泉, 等. 太平洋中西部海域浮游植物营养盐的潜在限制[J]. 生态学报, 2012, 32(2): 394-401.
XU Y Q, CHEN J F, GAO S Q, et al. Potential nutrient limitation of phytoplankton growth in the Western and Central Pacific Ocean[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(2): 394-401.

[20] DUHAMEL S, DYHRMAN S T, KARL D M. Alkaline phosphatase activity and regulation in the North Pacific Subtropical Gyre[J]. Limnology and Oceanography, 2010, 55(3): 1 414-1 425.

[21] 李雁宾, 韩秀荣, 胡跃诚, 等. 营养盐对东海浮游植物生长影响的现场培养实验[J]. 海洋环境科学, 2008, 27(2): 113-117.
LI Y B, HAN X R, HU Y C, et al. Test on effects of nutrients on growth of phytoplankton in East China Sea *in situ*[J]. Marine Environmental Science, 2008, 27(2): 113-117.

[22] 刘媛, 曹振锐, 黄邦钦, 等. 东、黄海典型海区浮游植物对营养盐添加的响应[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2004, 43(增刊1): 147-152.
LIU Y, CAO Z R, HUANG B Q, et al. Phytoplankton growth response to nutrients addition in typical sea area in Yellow Sea and East China Sea[J]. Journal of Xiamen University (Natural Science), 2004, 43(S1): 147-152.

[23] ZHANG C, GAO H W, YAO X H, et al. Phytoplankton growth response to Asian dust addition in the northwest Pacific Ocean versus the Yellow Sea[J]. Biogeosciences, 2018, 15(3): 749-765.

[24] ZHANG C, HE J Y, YAO X H, et al. Dynamics of phytoplankton and nutrient uptake following dust additions in the northwest Pacific[J]. Science of the Total Environement, 2020, 739: 139999.

[25] HUSAR R B, TRATT D M, SCHICHTEL B A, et al. Asian dust events of April 1998[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2001, 106(D16): 18 317-18 330.

[26] TANAKA T Y, CHIBA M. A numerical study of the contributions of dust source regions to the global dust budget[J]. Global and Planetary Change, 2006, 52(1/2/3/4): 88-104.

[27] 衣晓燕, 黄有松, 陈洪举, 等. 基于围隔实验的沙尘添加对西北太平洋寡营养海区小型浮游植物群落结构的影响[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2017, 47(5): 27-33.
YI X Y, HUANG Y S, CHEN H J, et al. Effects of dust deposition on micro-phytoplankton community in an oligotrophic zone of northwest Pacific based on an enclosure experiment[J]. Periodical of Ocean University of China, 2017, 47(5): 27-33.

[28] 孙萍. 东海围隔生态系内浮游植物对营养盐的响应[D]. 青岛: 国家海洋局第一海洋研究所, 2007.
SUN P. Studies on the response of phytoplankton to nutrient input by mesocosm experiments in East China Sea[D]. Qingdao: First Institute of Oceanography, SOA, 2007.

Effects of dust and nutrient additions on the phytoplankton community structures in enclosures onboard

CHEN Jinfeng[1], ZHANG Jiawei[1], LI Lang[1], CHEN Changping[1,2*], SUN Lin[3], LIANG Junrong[1,2], GAO Yahui[1,2,3*]

(1. School of Life Sciences, Xiamen University, Xiamen 361102, China;
2. Key Laboratory of the Ministry of Education for Coastal and Wetland Ecosystems (Xiamen University), Xiamen 361102, China;
3. Laboratory of Marine Environmental Science (Xiamen University), Xiamen 361102, China)

Abstract: In order to investigate the influence of dust deposition and nutrient input on the phytoplankton community, including Chl *a* content, in the Chinese coastal area, incubations onboard added with artificial dust and nutrients were performed in the Yellow Sea and the East China Sea. Our results showed that the Chl *a* content and the phytoplankton community structure in the artificial dust and organic nitrogen input treatments were similar to those in the control with dominant species of *Thalassiosira*. While inorganic nitrogen and phosphate input significantly

changed the Chl *a* content and the community structure, the treatment with the highest nitrogen input had the highest Chl *a* content and cell density, particularly. The important influences found were on the peak value of Chl *a*, cell density and the percentage of dominant species in the dust and nutrient treatments except for the species composition and dominant species which changed insignificantly.

Key words: marine biology; phytoplankton; dust; nutrient; community structure; onboard incubation

DOI: 10.3969/J.ISSN.2095-4972.2022.02.014

(责任编辑:肖　静)