国家海洋局第一海洋研究所

硕士学位论文

亚洲沙尘对海洋浮游植物生长影响的研究

姓名：孙佩敬

申请学位级别：硕士

专业：海洋生物学

指导教师：李瑞香

20080601

原创性声明

本人郑重声明：所呈交的学位论文，是本人在导师的指导下，独立进行研究工作取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本论文不含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的作品或成果。对本文的研究做出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本声明的法律结果由本人承担。

论文作者签名：[signature] 日期：08年6月28日

学位论文使用授权说明

本人完全了解国家海洋局第一海洋研究所关于收集、保存、使用学位论文的规定，即：

按照本所要求提交学位论文的印刷本和电子版本；

研究所有权保存学位论文的印刷本和电子版，并提供目录检索与阅览服务；

研究所可以采用影印、缩印、数字化或其它复制手段保存论文；

研究所同时授权中国科学技术信息研究所将本学位论文收录到《中国学位论文全文数据库》，并通过网络向社会公众提供信息服务。

（保密论文在解密后遵守此规定）

论文作者签名：[signature] 导师签名：[signature]

日期：08 年 6 月 28 日

亚洲沙尘对海洋浮游植物生长影响的研究

摘　要

本文通过两次现场围隔实验及三次室内实验模拟研究了亚洲沙尘对海洋中浮游植物生长的影响。

通过对采自不同地点的沙尘进行溶出实验，发现北京和青岛沙尘溶出液中营养元素明显高于源地沙尘，且北京和青岛沙尘溶出液中各种营养元素随时间的变化幅度也明显高于源地沙尘。溶出48h后，沙尘溶出液中Fe的溶出浓度各不相同，其中采自内蒙古锡林郭勒盟正蓝旗沙尘样品的浓度最高，达到3.4$\mu g \cdot L^{-1} \cdot g^{-1}$，采自内蒙古阿拉善盟吉兰泰沙尘样品的浓度最低，仅为0.2$\mu g \cdot L^{-1} \cdot g^{-1}$。

2006 年 4 月黄海现场船基围隔实验结果显示：不同氮营养盐的加富对浮游植物生长的影响显著，不同形态的氮对浮游植物生长的影响有差异，可以引起浮游植物粒径结构的变化。沙尘的加入对浮游植物生长的促进作用并不显著。从浮游植物平均比生长率来看，最高是添加NH_4-N，比生长率为0.26 d^{-1}，添加了NO_3-N和沙尘的围隔浮游植物的比生长速率为 0.15 d^{-1}，不如仅添加了等量NO_3-N 的围隔（0.23d^{-1}）。只添加沙尘的围隔浮游植物比生长率为 0.12 d^{-1}，高于对照 0.10d^{-1}。叶绿素 a 的变化趋势及初级生产力的变化趋势与浮游植物比生长速率总的变化趋势大体相同。

通过在近岸及大洋海水中添加沙尘，以比较了不同沙尘添加量及不同海水介质的条件下，沙尘对圆海链藻生长的影响。实验结果表明沙尘对圆海链藻生长促进作用因海水介质不同而有所差异，在近岸水体中，沙尘的添加对藻类的促进作用较小。在大洋水体中，沙尘添加可以明显的促进浮游植物的生长。对寡营养的大洋水来讲，沙尘的添加剂量也对海链藻生长有明显的影响，海链藻的比生长速率随着沙尘添加剂量的增加而增高。

在亚洲沙尘对几种海洋微藻生长影响的室内实验中，比较了5种不同源地的沙尘对3种不同藻类生长的影响。结果表明在不添加营养盐的大洋水中，5种沙尘的添加对旋链角毛藻，小角毛藻和东海原甲藻生长具有明显的促进作用；在添加了充足营养盐的大洋水中，5种沙尘的添加对3种微藻的影响均不再显著。在贫营

养盐条件下，从各沙尘对4种微藻指数生长期比长速率的变化来看，采自青岛浮山的沙尘对几种微藻均有较高的促进作用，尤其是对小角毛藻的促进作用最高；而采自内蒙古锡盟正蓝旗的沙尘对3种微藻的生长也有较高的促进作用，这与其有较高的可溶性铁的含量有关。

沙尘暴沉降地的沙尘在营养盐水平及可溶性铁含量与沙尘暴源地的沙尘有很大的不同，因此用2007年采自内蒙古沙源地的沙尘和北京春季沙尘暴期间收集的沙尘，通过围隔实验对青岛胶州湾近岸海水中自然浮游生物群落进行现场培养，结果表明在沙尘高添加量的情况下，北京沙尘对浮游植物生长的促进作用要明显的高于内蒙古沙尘。而在低添加量的情况下，其对浮游植物的促进作用没有显著的差异。从叶绿素a粒级结构的变化看，所有的围隔都表现出小型浮游植物所占比例逐渐上升，微微型浮游植物所占的比例下降，但添加不同沙尘的围隔叶绿素粒级结构的变化幅度不同。浮游植物对氨态氮的利用要优先于硝态氮。硅藻作为浮游植物中的优势种类对硅酸盐的消耗使得围隔水体中硅酸盐含量持续下降。添加360mg北京沙尘的围隔中，氨态氮的浓度明显较高，这也可能是该围隔叶绿素a明显高于其他围隔的原因。

关键词：亚洲沙尘　浮游植物　初级生产力　比生长速率　活体荧光　围隔

Impact of Asian Dust on Marine Phytoplankton

Abstract

The Asian dust affecting the the growth of phytoplankton in marine environment was studied through twice spot mesocosm experiments and three times of laboratory stimulated experiments.

It can be seen from the dissolution of dust test that the dissolved nutrients from Beijing and Qingdao dust were obviously higher than the dust from source. Beijing and Qingdao dust Dissolution of various nutrients in the time-dependent rate were significantly higher than the source dust. 48 h after the dissolution, the concentration of Fe levels in the dissolution were different, the dust sample from Xilingele Meng ZhengLan Banner in Inner Mongolia has the highest concentration, to 3.4μg • L^{-1} • g^{-1}, the dust sample from Alashan Meng Jilantai in Inner Mongolia has the lowest, to 0.2μg • L^{-1} • g^{-1}.

The experiments results of Yellow Sea ship-based spot mesocosm in April 2006 showed that different addition of nitrogen nutrients had significant effect on the growth of Phytoplankton. NH_4-N added was the highest, which specific growth rate of Phytoplankton reached 0.26 d^{-1}, the NO_3-N and dusts added was the lowest, which specific growth rate of Phytoplankton reached 0.15 d^{-1}, lower than the only equal dust added (0.23d^{-1}). The specific growth rate of mesocosm Phytoplankton with dust added (0.12 d^{-1})was higher than the control (0.10d^{-1}), which concluded that the addition of dust had some enhancement to the growth of mesocosm Phytoplankton, but not obviously.

By adding dust to inshore waters and ocean, Dust affecting the growth of *Thalassiosira rotula* was compared under different addition amount of dust and different seawater medium. The results shows that the promotion of dust to the growth was different for diverse water medium. In inshore waters, the promotion of dust addition was smaller. In ocean, dust addition could significantly promote the growth of Phytoplankton due to the low concentration of nutrient salt. Dust addition amount also had obvious effect on the growth of *Thalassiosira rotula* with oligotrophic ocean

water. The specific growth rate of *Thalassiosira rotula* was raised by the increasing dust addition.

During the lab experiments of relationship between Asian dust and growth of several marine microalgaes, five different source dust affecting the three kinds of microalgaes growth were compared. It conclude that in oligotrophic ocean water, all dust had significant promotion to the growth of *Chaetoceros curvisetus*, *Chaetoceros minutissimus* and Prorocendrum donghaiense. But in eutrophic ocean water, none of the dust had influence on growth. Under oligotrophic condition, the dust sample from Qingdao Fu hill had high promotion to all three microalgaes, especially to *Chaetoceros minutissimus.* The dust sample from Xilingele Meng ZhengLan Banner in Inner Mongolia on the growth of three kinds of microalgae also have a high role in promoting, in view of its higher soluble Fe content.

Concentration of nutrient salt and soluble Fe in Dust from sandstorm settlement and source were different. In 2007, dust from Inner Mongolia source and Beijing spring sandstorm were collected, used to culture the natural Phytoplankton in the coastal sea of Jiaozhou Bay of Qingdao. Results showed that under high dust addition, the promotion to the growth of dust from Beijing was clearly higher than dust from Inner Mongolia. But under low addition, both of them had slight promotion to the Phytoplankton. All the mesocosm showed that the proportion of nano-Phytoplankton rised and Pico- Phytoplankton reduced gradually at the point of structure change of Chlorophyl a. The extents of change were different with diverse dust addition. Phytoplankton in the use of ammonium nitrate was priority to nitrate nitrogen.The consumption of silicate by *Diatom* which was the dominant species of Phytoplankton made the concentration of silicate in mesocosm reduced constantly. Mesocosm added with 360mg Beijing dust had obvious ammonium nitrate content, this may related to its higher Chlorophyl a than others.

Key words: **Asian dust; Phytoplankton; Marine primary productivity; Specific growth rate; In vivo bioluminescence; Mesocosm**

前 言

近20年来，许多研究资料表明，由陆地排放的各种自然和人为来源污染物，通过大气的传送进入到海洋是一个很重要的途径。大气中的营养盐（N、P、Si、Fe等）通过干、湿沉降过程输送到海洋中，对海洋生态系统产生重要影响。目前，对大气中营养盐沉降的研究绝大多数都集中在其湿沉降（降水）上，而对干沉降的研究相对较少。

海洋浮游植物是海洋的初级生产者，作为海洋食物网结构中的基础环节，在海洋生态系的物质循环和能量转化过程中起着重要作用。对海洋而言，大气沉降提供了海洋浮游植物生长所需要的限制性营养盐（如N）和痕量元素，由此促进其光合作用，增加大洋及近海海域海洋初级生产力。这不仅对维持上层海洋的新生产力十分重要，而且也会改变CO_2和其他辐射活性气体的气－海交换通量。海洋环境保护科学专家组（GESAMP）在20世纪90年代初的估计表明，在全球海洋尺度上，通过大气向海洋的输送的营养盐比河流的贡献更大，因为河流的影响范围往往仅限于河口地区，对距离岸边较远或者是河流输入较少的区域，大气沉降成为物质向海洋输送的主要方式。特别是在全球河流筑坝使载运的物质被大量截留和排海污水被有效处理之后，通过大气沉降向海洋的物质输入及造成生态系统响应与反馈就更为重要。Zhang等（1999）研究表明，大气沉降是大陆溶解无机氮和磷输入到黄海西部地区的主要途径，每年通过大气入海溶解无机氮和磷通量分别为14×10^9mol a^{-1}和0.3×10^9mol a^{-1}。因此，大气对海洋物质沉降的研究已成为海洋科学和大气科学交叉研究的热点问题。

本文选择我国近海地区常见浮游植物为研究对象，采用一次性培养的方法研究比较了亚洲不同地区沙尘或气溶胶对几种海洋微藻的影响。并利用现场围隔实验研究比较了添加同样沙尘情况下，近岸海水和大洋海水中圆海链藻的生长情况及沙尘暴源地沙尘、沉降地气溶胶对近岸海水中自然群落影响的差异。本论文是在国家自然科学重大基金“上层海洋—低层大气生物地球化学与物理过程耦合研究”（项目编号 40490260）资助下完成的。

1 文献综述

1.1 沙尘暴对海洋生态系统的影响研究及进展

1.1.1 我国的沙尘暴现状及发展趋势

沙尘暴系指强风将地面大量尘沙吹起，使空气混浊，水平能见度小于1km的天气现象。它的形成与地球温室效应、厄尔尼诺现象、森林锐减、植被破坏、物种灭绝、气候异常等因素有着不可分割的关系。据研究表明，我国沙尘暴境内源区主要分布在四个地区，即甘肃河西走廊(以民勤为中心)及内蒙古东部的苏尼特盆地或浑善达克沙地中西部(以朱日和为中心)、阿拉善盟中蒙边境地区(巴丹吉林沙漠)、新疆南疆的塔克拉玛干沙漠(以和田为中心)和北疆的吉尔班通古特沙漠。境外源区主要有蒙古国东南部戈壁荒漠区和哈萨克斯坦东部沙漠区。蒙古国和哈萨克斯坦荒漠的沙尘暴，最远的能经中国北部广大地区，并将大量沙尘通过在太平洋上空的大气环流一直传送到北美洲(赵树利等,2004)。张凯,高会旺等(2005)研究了2000年～2002年的沙尘移动路径和入海途径，将之概括为3条：①从内蒙古东部入侵的沙尘天气,经内蒙古东部沙地加强后进入渤海,或从山东半岛南部、朝鲜半岛入黄海；特点是移动较短，发生频率较高；② 从内蒙古西部入侵的沙尘天气，经内蒙古西部沙地和黄土高原，沙尘粒子经多次加强后影响广大的华北平原，最后进入渤海、黄海和东海；特点是移动距离长，沙尘粒子来源多，影响范围广；③从青海东部爆发的沙尘暴经黄土高原加强后，向东南影响长江中下游地区，并进入黄海和东海；特点是发生频率较低，是沙尘粒子人东海的最有效的途径。

总体说来，我国沙尘暴从20世纪50年代以来呈波动减少之势，其中60年代和70年代略有上升，80年代—90年代在减少中有回升；2000年更是急剧增加，强或特强沙尘暴达到9次之多，为近50年之最；2001年仅至3月底就已出现两次强沙尘暴过程。

图1.1 1952至2002年我国沙尘暴年总日数变化趋势(引自赵树利，2004)

Fig.1.1 changes of Dust storm days/year between 1952 to 2002.（extract from ZhaoShuli，2004）

中国北方近期生态环境恶化的势头还未得到遏制；全球增温会使地表解冻期提前；内蒙古中部及西北区东部的干旱还无明显减缓迹象；鉴于目前已经出现新一轮沙尘暴活跃的迹象，所以未来沙尘暴可能将处于活跃期。

1.1.2 沙尘暴对海洋的沉降通量研究

近年来，在我国北方频繁出现的沙尘天气已经引起人们的高度重视（刘昌龄等，2002）。自 1950 年代以来，我国沙尘暴的发生呈现明显上升趋势（庄国顺等，2001）。研究指出，目前已经出现新一轮沙尘暴活跃的迹象，并推断未来沙尘暴将处于活跃期（王涛等，2001）。有沙尘暴产生的扬沙、浮尘等以矿物气溶胶的形式可以在大气的作用下进行长距离输送（全浩，1999；陈立奇，1985），甚至传输数千至一万公里以上，直至远离其来源的北太平洋和北美洲西部，并通过干、湿沉降入海，对中国近海及西北太平洋的海洋环境和生态系统产生影响（张凯等，2005）。图 1.1 和 1.2 分别为为 2006 年 4 月和 2007 年 5 月沙尘暴的卫星照片。统计表明，来自亚洲的沙尘年总量占地球沙尘总量的 50%以上，其中约有一半最后沉降于海洋（韩力慧等，2005）。在沙尘的远距离传输过程中，其携带的大量陆地污染物和海洋生物可利用的铁等微量营养元素，直接影响海洋表层初级生产力，对沿途各地以至过阔的太平洋的生态系统乃至全球气候和环境变化都有重大影响（Zhuang et al.,2001,2002）。表 1.1 是 2003 年 3 月 18 日至 3 月 22 日沙尘暴

期间石广玉（2002）教授所计算的中国沿海地区沙尘沉降通量，从中可以看出在3月18日至3月22日这5天内沙尘暴对黄海地区的沉降量最高，进入黄海的总沉降通量超过2000mg/m^2，干沉降是湿沉降的2.3倍；其次为渤海，总沉降通量达到干沉降是湿沉降的3.6倍；最低的是南海，总沉降通量仅有46.37mg/m^2，但干沉降比湿沉降的比例却最高，达到4.8倍。沙尘暴与海洋的相互作用正引起大气与海洋界研究人员的关注（刑磊等，2004）

图1.2 2006年4月23日沙尘卫星照片

Fig.1.2 Photo of dust storm in 23rd April 2006

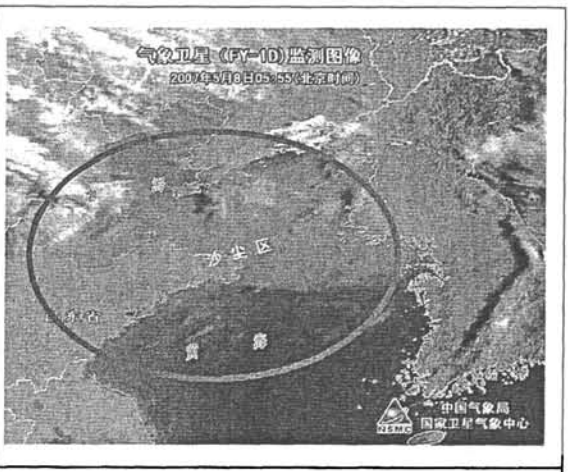


图1.3 2007年5月8日沙尘卫星照片

Fig.1.3 Photo of dust storm in 8th May 2007

表1.1 2003年3月18日至3月22日沙尘沉降通量(引自石广玉，2004)

Table1.1 Dust deposition amounts between 18th to 22nd in May 2003（extract from ShiGuangyu，2004）

海区	渤海	黄海	东海	南海
海区面积（10^4km^2）	8	40	75	356
大气干沉降通量（mg/m^2/5d）	615.31	1669.13	235.49	38.56
大气湿沉降通量（mg/m^2/5d）	172.66	639.18	153.95	7.81
大气总沉降通量（mg/m^2/5d）	787.96	2308.3	389.43	46.37

研究证实，沙尘气溶胶粒子有相当一部分来自农田沃土，从而含有大量的有机物和氮、磷、铁等营养成分（Zhu et al.，1999）。在沙尘暴的长距离传输过程中，矿物气溶胶与沿途污染源排放的污染气溶胶的混合，是污染元素（如Zn、Cu、Pb、As、Cd，S等）的含量比平时高出几倍至近十倍（孙业乐等，2004）。因此，通过干、湿沉降大量入海的沙尘气溶胶极易对海洋生态系统造成影响。2001年4月在北太平洋PAPA地区，Bishop等（2002）用自动碳探测器第一次观测到了一

场大陆强沙尘暴携带沙尘进入海洋引起的温跃层有机碳和叶绿素增长的事实。沙尘沉降后两个星期，有机碳和叶绿素都呈现出大幅度的增长，证明沙尘可以加强海洋生物泵的效率，进而可能通过降低大气中的 CO_2 浓度，对全球气候产生影响。（韩永翔等，2004）。

1.1.3 沙尘气溶胶的物理化学特性及生态环境效应

目前，我国在沙尘气溶胶的理化特性研究方面大都是基于短时间和典型事件，而且多偏重于沙尘气溶胶质量浓度及其随粒径分布的测量。如牛生杰等（2001）对贺兰山地区多次观测研究得出，该地区背景、浮尘、扬沙、沙尘暴天气条件下，沙尘气溶胶平均数量浓度和质量浓度分别平均为 23 个/cm^3 和 0.10 mg /m^3、88 个/cm^3 和 0.3 mg /m^3、97 个/cm^3 和 0.42 mg /m^3、236 个/cm^3 和 1.14 mg /m^3，数浓度谱和质量浓度谱多为单峰型；沙尘气溶胶数浓度谱的峰值半径随沙尘强度的增加而移向粗粒径，在 0.45～0.8μm 之间变化。

我国沙尘气溶胶的化学特性已经有了许多研究，这些研究结果给出了沙尘暴中沙尘粒子化学元素的富集因子和浓度及随尺度分布的初步测定结果，化学成分随时间的变化。杨东贞（1991）测量了北京 1988 年 4 月沙尘暴样品中的 21 种元素。得出，元素浓度大于 500mg/kg 的有 AL、Fe、K、Mg、S、P、Ti、Na，浓度为 100～500mg/kg 的有 Mn、Ba、Vo。杨东贞等（1995）对 1990 年北京一次沙尘暴进行采样并根据沙尘浓度分布特征将元素分成三类：1.元素浓度在沙尘暴发生前、期间和结束三个阶段主要集中在大粒径组（d>2.1μm）的有 Si、Al、Fe、Ca、Ti、Na、V、Ba、Sc、Ce、Sm、Co、Cr，其值约为 70%～93%左右。在沙尘暴期间浓度更高，可达 80%～95%，这类元素主要来自土壤沙尘等自然源。2.元素浓度主要分布在小粒径组（d<2.1μm）的有 As、Br、Pb、S、Sb 和 Zn。元素 As 与元素 S、Sb 和 Pb 不同，在沙尘暴期间其大粒径组浓度明显增加，这个现象表明地壳尘埃中含有丰富的 As，而 S，Sb 和 Pb 主要来源于各种燃料燃烧的人为排放源。不少研究表明，无论是沙尘还是非沙尘天气，Al、Ca、Fe、Si、Mg、Mn、Ti 和 K 元素的富集因子都小于 10，而且绝大多数接近于 1，说明这些元素主要来源于地壳。此外，沙尘气溶胶的化合物组成也是值得关注的一个问题，它是决定沙尘粒子复折射指数的一个关键的因素。对中国多个地方的采样分析得出，沙尘粒子的化学成分中，SiO_2 含量最高，在 50%以上；其次是 Al_2O_3，占 10%

左右；其他成分如 Fe、Ca、Mg、Na 和 K 的氧化物，含量一般不超过 5%。

沙尘气溶胶粒子还具有明显的环境生态效应。沙尘暴过程可使下游的中国东部地区的硫酸盐浓度增加 60%以上（肖辉，1998），碱性矿物粒子的中和作用可使得中国北方降水的 PH 值增加 0.8～2.5，沉降的沙尘粒子会改变土壤的酸碱度及养分供给，对农作物等产生影响。庄国顺等（2001）发现，沙尘气溶胶中含有较高的海水中浮游生物所必需的二价铁 Fe（II），部分沙尘在传输过程中沉降于海洋，从而促进海洋表层生物的增长，有利于生物地球化学的循环。但是，沙尘暴时沙尘气溶胶使区域大气能见度降低，可吸入颗粒物的浓度增加，影响人类的健康。

1.1.4 沙尘暴与海洋相互作用的研究进展

沙尘暴对海洋的影响，主要是通过其所携带大量的沙尘气溶胶粒子向海洋中沉降从而产生影响。沙尘气溶胶的研究在欧美等一些发达国家起步较早。Arimoto 等（1985）讨论了干沉降对中北部太平洋痕量元素的输入；Irwin 与 Williams（1988）指出：气体和颗粒物的干沉降很大程度上受边界层的混合结构和表面特征所控制；Lipfert 等（1989）通过对酸性气溶胶的测定，指出其主要组分是 H_2SO_4 和各种硫酸盐，对酸雨的贡献很大；Marks（1990）研究了亚洲的 SO_2 经过太平洋运移而发生的变化，发现其可在 8 天后穿过太平洋到达美洲，在此期间将几乎全部转化为 SO_4^{2-}气溶胶，但大部分在途中被清除；而陆源气溶胶可以被气流送至数千里之外，非洲撒哈拉沙漠的沙尘可被输送到欧洲和北大西洋（Prospero and Carslon，1972）；当中国西北地区发生沙尘暴时，在一定的气象条件下，黄沙可以进入中对流层而被气流向东输送，经过中国、韩国、日本，直到太平洋（Kotamathi and Carmichael，1993）；Fiedler 与 Fuenzalida（1996）研究了智利 Valparaiso 的氮（NO_3^-和 NH_4^+）沉降，得出该地区长时间的旱季决定了氮以干沉降为主的特征；Chen 等（1997）研究发现，每年济州岛 70%的时间处于大陆输出物质的影响下，SO_4^{2-}和 NH_4^+主要集中在细颗粒物中，而 NO_3^-和 Ca^{2+}在粗颗粒物种含量较高，其中 SO_4^{2-}和 NO_3^-与远距离输送的物质有关。

国内对于沙尘气溶胶的研究起步较晚，但由于我国的地理形势复杂多样，由此而导致的大气运动的多样性决定了气溶胶的分布特点也十分复杂。全浩（1993）

研究了亚洲的沙暴活动，认为北太平洋上空的矿物浓度全年呈季节性变化，与亚洲沙尘暴活动相一致；赵殿五等（1987）指出：大粒径粒子多来自扬尘、工业和建筑业，而小粒子很大部分是二次颗粒物，其中 SO_4^{2-}占较大比例；戴树桂等（1987）指出:渤海受大陆大气颗粒物的影响较大，而黄海的海洋性特征较强，受大陆的影响较小，这与渤海是内陆海而黄海濒临太平洋这一地理位置相一致;杨绍晋等（1989, 1992）指出：由于冬季在中国大陆盛行西北风，有利于陆地上空气溶胶向太平洋输送，西太平洋不少海域或多或少受到来自中国大陆气流的影响，其中海水颗粒物中的地壳元素和富集元素大部分来自海洋气溶胶的沉降物；Gao 等（1992）采用指数衰减模式估算来自陆地的矿物气溶胶在中国黄海的沉降量约为 360×10^{10}～3300×10^{10}g/yr，而通过河流输送入黄海的矿物质总量约为 1500×10^{10}g/yr。另外，河流的输入往往只能影响到近岸水域，并有相当部分在河口沉积，对距离陆地较远的海域作用较小，而大气沉降则不同，矿物质能够被大气输送到几千公里外的大洋上空；刘昌岭等（1996）比较了颗粒态重金属通过河流和大气向海洋的输送，指出：在中国近海海域（如黄海），Al、Fe、Mn 等地壳元素的河流输入是主要的，输送量是大气的 5 倍左右，而 Zn、Pb、Cd、Ni 等重金属的河流与大气输送量相似，说明大气在输送人为污染物方面占优势；李连科等（1997）研究了大连海域气溶胶的特征后指出：该海域气溶胶中以 Na、Mg、Al、Fe 为主要成分，且风速与风向对气溶胶质量浓度有影响，采样点为西北、东北、西风时浓度增大，而东南、西南、南风时浓度稳定；刘毅等（1999）根据西北太平洋深海沉积物中矿物质的记录，判断出其矿物质组成主要由经陆地长距离输送而沉降于海洋的各种矿物颗粒物决定，与矿物颗粒结合在一起的某些微量元素对海洋生物过程也起着重要作用；王抿等（2001）指出：青岛沿海地区大气气溶胶的无机化学组分中，可溶性离子占 40%以上，主要为 SO_4^{2-}、NO^{3-}和 NH_4^+；周自江等（2003）总结了 1954～2002 年中国北方历年来典型的强沙尘暴事件，发现 90 年代后发生频率呈波动减少趋势，但 2000～2002 年又相对增加，一般春季为高发季节；与欧美国家相比，我国的气溶胶有独特之处，其 SO_4^{2-}的含量较高，这与我国普遍使用燃煤有关。另外，从北方到南方，气溶胶中的碱性阳离子含量逐渐减少，这与气候、土壤特性相一致。

1.1.5 我国沙尘暴与赤潮的相关性研究进展

另有证据表明，沙尘暴与有害赤潮之间也存在一定的相关性。赤潮(harmful algal blooms)通常是指一些海洋微藻、原生动物或细菌在水体中过度繁殖或聚集，并危害到人体健康或海洋生态环境的事件。赤潮对环境的危害主要表现以下几个方面：影响水体的酸碱度和光照度；竞争性消耗水体中的营养物质，并分泌一些抑制其他生物生长的物质，造成水体中生物量增加，但种类数量减少；许多赤潮生物含有毒素，这些毒素可使海洋生物生理失调或死亡；赤潮藻也可使海洋动物呼吸和滤食活动受损，导致大量的海洋动物机械性窒息死亡；处在消失期的赤潮大量死亡分解，水体中溶解氧大量被消耗，导致其它生物死亡。赤潮是一种自然现象。据载，中国早在2000多年前就发现赤潮现象，但是由于沿海人类活动的增加，赤潮现象亦愈加频繁，成为一种人为的生态灾害。进入20世纪80年代以来，赤潮发生的频率和规模愈来愈严重。导致赤潮产生的主要因素有地理因素、物理因素、化学因素、生物因素等。近年来随着社会、经济的发展，大量污染物排到海中，导致海水富营养化是近年来赤潮频发的主要原因。

沙尘暴粒子粒度和矿物成分与黄土类似，粒径多为0.01~0.05mm，矿物以石英、长石、云母、方解石为主。在长距离的传输过程中，沙尘暴粒子富集了As, Sb，Se，Cu，Pb，Zn，Cd等无机和有机污染物质。沙尘暴不仅横扫我国华北和部分东北地区的城市和乡村，甚至迁移数千公里以上，沉降于远离其来源的北太平洋。来自我国和亚洲的沙漠的沙尘，约有一半最后被输送到中国海区乃至遥远的北太平洋。由于沙尘暴粒子富含重金属元素以及其迁移性，沙尘暴与海洋的相互作用正引起大气和海洋界研究人员的关注。

来自撒哈拉的沙尘能够补充美国西佛罗里达海域的铁，通过细菌的作用，铁能促进氮的利用，从而刺激藻类的爆发生长。1999年7月1日左右，通过卫星监测发现，来自撒哈拉的沙尘暴使西佛罗里达陆架表层水中铁的浓度增加300%，使有毒的红色硅藻大量繁殖而造成赤潮（Lenes，2001）。Paerl（1999）研究了有记载的北大西洋中来源于大气氮的沉降负荷，发现氮的沉降与与有害藻类爆发频率的明显增加有关。

我国的研究表明，来自西伯利亚、蒙古国和中国西北的风沙对大气向中国海的沉降通量及化学组成有显著影响。在东黄海海域营养盐的陆源输入中，NH_4^+

和 NO_3^-以大气沉降为主，大气沉降是黄海中部溶解无机营养盐的主要来源，能够明显增强海洋初级生产力（Zhang et al.，1994）。张经等对大气沉降对海洋营养元素的通量贡献进行了大量的研究工作，认为大气沉降在中国近海营养盐来源中占有重要位置（Zhang et al.，1993；刘昌龄等，1998）。沙尘暴中含有丰富的营养元素，沙尘暴入海后能够对海水营养盐组成造成影响，从而影响到海洋浮游植物的种类组成和数量变化，并在一定程度上影对海洋生态系统结构与功能造成影响。以上研究表明，沙尘暴对海洋的初级生产有促进作用，并可能引起藻类的爆发性增值，进而对海洋环境和生态系统造成影响。

由以上内容能够看出，我国现阶段干沉降的研究主要集中在气溶胶的来源以及重金属等方面，对 N、P 等营养元素特别是近岸海域大气中的营养元素以及对近岸海域初级生产力的研究相对较少。

1.2 沙尘中的营养盐及微量金属元素对海洋生态系统的影响及研究进展

1.2.1 氮沉降对海洋生态系统的影响及研究进展

大气氮沉降是全球氮循环的重要组成部分，提供了一种快速有效的机制使得陆地系统中释放的氮能够对远离源区的地方产生影响。就全球范围而言，海洋中大气氮输入在数量级上可以和河流的输入相比，因此是全球氮收支的一个重要部分。不过，总的来说大气氮的输入与海洋内部的通量比较起来要小，因此引起浮游植物大规模的变化是不太可能的。然而，在局部或特定的环境下，大气氮沉降确实能对大洋和近岸海域的生产力做出贡献。

氮是构成生物体内蛋白质和氨基酸的主要组分。在海洋中，氮主要是以溶解态 N_2、无机氮化合物和有机氮化合物等形式存在。无机氮化合物按传统可以分为两种主要的成分：氧化态氮和还原态氮。氧化氮主要是 NO 和 NO_2 的排放物（通常被认为是 NO_x，因为它们之间互相转换相当容易）；还原态氮排放物主要是氨气。大气中无机氮化合物主要包括气态的 $HNO_3(g)$、$NH_3(g)$和气溶胶中的 NH_4^+。石油、煤炭等化石燃料的高温燃烧（>1000℃）产生大量的氮氧化合物 NO_x（NO_2 和 NO），是 $HNO_3(g)$的前体物。在 O_3 和 HO 自由基的作用下，NO_x 经过一系列大气光化学反应生成 $HNO_3(g)$。大气中的 $HNO_3(g)$可以被降水冲刷溶

解生成硝酸，是形成酸雨的主要原因之一。另外，酸性物质$HNO_3(g)$还能与大气中的碱性化合物$NH_3(g)$反应生成$NH_4NO_3(s)$。该反应是可逆的，$NH_4NO_3(s)$的分解反应同时进行（王明星，1999）。大气中的$NH_3(g)$主要来源于动物废弃物的腐烂、土壤中化学肥料分解挥发和生物燃烧。$NH_3(g)$是一种碱性气体，很容易和空气中的酸性气体如：$HNO_3(g)$、$H_2SO_4(g)$和 $HCl(g)$反应生成 $NH_4NO_3(s)$、$(NH_4)_2SO_4(s)$和NH_4Cl等气溶胶。

近年来许多学者 Paerl et al.（2002）； Raes et al.（2000）； Spokes and Jickells（2005）Seinfeld and Pandis（1998）对大气氮沉降进行了广泛研究。研究主要集中在降水和气溶胶中溶解无机氮（DIN）的含量、来源、沉降通量及其对初级生产力的影响上。而最近几年的研究发现，雨水和气溶胶中的溶解有机氮（DON）至少占总溶解氮（TDN）的 1/3 以上，因此有机氮也是非常重要的。大气中的有机氮化合物可被分为氧化态和还原态有机氮化合物两类（Neff et al. 2002），目前已知的氧化态有机氮化合物主要有：含氮杂环，多环芳烃，硝酸酯类化合物如：硝酸过氧化乙酰（PAN,CH_3COONO_2），硝酸烷基酯（$RONO_2$）等。主要来源是一些挥发性有机物与NO_x大气光化学反应的产物、动植物释放（如异戊二烯等）和化石燃料的燃烧。氧化态有机氮化合物在水中的溶解度一般较小，在大气中的存留时间较长，有的在大气中可分解生成$NO_x(g)$或水解为NO_3^-和NO_2^-，增加大气的无机氮沉降。还原态有机氮化合物主要包括：尿素、氨基酸、挥发性胺类化合物、腐殖质类等水溶性大分子有机物。它们主要来源于自然或人类活动的直接释放，包括沙尘颗粒、工农业生产释放和海洋气溶胶等。还原态有机氮化合物易溶于水，大部分随干湿沉降进入陆地和海洋生态系统，而且某些可以被生物直接利用。

溶解无机态氮营养盐对浮游植物生长影响最直接。不同海域或同一海域不同季节各种形态氮在海水中的含量、组成有很大差异，对浮游植物的生理生化特征、种群及规模有着重要的影响。Mccarthy 等研究指出，在高浓度的硝酸盐和氨氮共存的沿岸海域，浮游植物对硝酸盐的摄取受氨氮含量的控制，它们将氨氮和尿素作为氮营养盐进行选择性摄取，二者不足时才摄取硝酸盐。张诚等（1997）研究尖刺拟菱形藻对不同形态氮的吸收时发现，NH_4-N 的 α 值（最大吸收速率和半饱和常数的比值）为 NO_3-N 的 α 值的 2.57 倍，表明在 NH_4-N 和 NO_3-N 浓度

相等的条件下，尖刺菱形藻能更有效的吸收利用 NH_4-N 。一般情况下，海洋中无机氮以 NO_3-N 为主，其它形态只占较小的比例。但近年来，由于沿岸陆源输入的工农业污染物、特别是近海养殖业迅猛发展而带来的自身污染，使得特定海域水环境（如养殖区、沿岸浅水区域）中 NH_4-N 成为总溶解无机氮（DIN）的主要部分。

相对于无机氮对浮游植物生长的影响的研究，溶解有机氮对浮游植物的作用研究较少，溶解有机氮在雨水中普遍存在，在粒子样品中也有发现（Pryor, *et al.*, 1999），Scudlark *et al.*（1998）研究表明雨水中有超过 1/5 的氮以有机氮的形式存在。绝大多数是生物可以利用的，因此有机氮对浮游植物生长的影响值得考虑，通过干、湿两种途径进入沿海系统的氮的化合物占了营养盐中相当重要的一部分，主要有无机氮（IN）和溶解有机氮（DON）。溶解有机氮往往可以成为直接的营养盐对藻类的增值有促进作用，氨基酸对浮游植物生长影响的研究较少。Mccarihy 利用 N^{15} 测定了美国南加州沿岸天然浮游植物对尿素的吸收，发现所吸收的尿素量占吸收的总氮的 1%~60%平均值为 28%，占相当大的比例。近年来，越来越多的证据表明，溶解有机物（DOM）与浮游植物水华相关（Paerl, 1988; Berg *et al.*, 1997;Lomas *et al.*, 2001）。美国学者 Glibert 等观测到微小原甲藻（*Prorocentru minimum*）水华发生前水体尿素浓度明显升高，而实验数据显示，与无机氮相比，微小甲藻和 *Aureococcus anophagefferens* 更易于摄取尿素，因此尿素与浮游植物水华爆发关系密切（Glibert *et al.*, 2001）。

NH_4^+和 NO_3^-吸收的相互作用在微藻中研究非常多（Dortch, 1990;Flynn, 1991），结果表明，介质中 NH_4^+ >1μmol/L 时，很少或没有 NO_3 的吸收。但这样的相互作用比较复杂，而且受环境因子的影响较大（Flynn, 1991），可分为优先选择吸收 NH_4^+，NH_4^+抑制 NO_3^-的吸收以及相互抑制等 3 种情况。一般认为，在低光照和氮不足的情况下，NH_4^+的有限吸收较强，而在低光照和氮充足的情况下，则抑制 NO_3^-吸收现象增强。浮游藻类对 NH_4^+的吸收利用大于对 NO_3^-的吸收，但生长在 NO_3^-介质中的藻类生长率则等于甚至大于生长在 NH_4^+介质中的生长率（Rorsenberg *et al.*, 1984）。当 NH_4^+和 NO_3^-同时出现在介质中时，浮游植物优先吸收 NH_4^+，而当两者分别加入时，彼此的吸收几乎相等。Flynn 从能量学角度的解释似乎比较合理：首先要考虑两种离子各自传递和同化过程的特点，假设

氮营养盐是以带正电荷的化合物形式 Na^+一起通过带负电荷的浮游植物细胞膜电位而传递，同时伴随着 K^+的外流以维持膜的电位平衡，Na^+/K^+泵又重新建立起离子梯度。如果氮营养盐正是以这种正电荷形式进入细胞内，则 NO_3^- 比 NH_4^+ 的吸收需要较多的能量。营养盐以脉冲式加入和快吸收均可能导致部分膜电位的快速去极化，从而可进一步影响 NO_3^-的传递。另外“竞争吸收位点”也是影响 NH_4^+和 NO_3^-吸收相互作用的一个主要方面。有报道认为，低浓度 NH_4^+刺激 NO_3^-的吸收，NO_3^-对 NH_4^+吸收也有抑制作用（Dortch，1990）。

1.2.2 磷沉降对海洋生态系统的影响及研究进展

大气中的磷主要来自于自然源的土壤和岩石风华，另外人类活动产生的气溶胶颗粒也是磷的来源（Benitez-Nelson，2000）。由于和氮的来源不同，磷通常存在于一次气溶胶颗粒中，且在大气的形态比较稳定。但是不同地区和来源的气溶胶中，磷的形态和溶解性有很大差别。一般认为，可以溶解于海水的无机磷能被浮游植物直接利用，另外，在海水中磷浓度较低时，细菌和藻类也可以直接吸收某些小分子的有机磷化合物，因此，大气磷沉降对海洋初级生产力的影响其溶解性和生物可利用性密切相关。

上世纪 70 年代末，Graham and Duce 对大气沉降中磷的形态、来源及其向全球海洋的输送通量进行的详细的研究，相关数据和结论被广泛引用。Graham and Duce（1979）的研究表明，在 Hawaii 气溶胶的总磷中，25～30%溶解于去离子水的，主要是无机磷酸根离子（DIP），这部分与气溶胶中的 Al 含量有很强的正相关关系，说明来源于远距离输送的陆地沙尘；还有 25～30%的溶解于 1N 的 HCl，与 Na 含量正相关，这部分可能是来自于海洋的多聚磷酸盐；还有一部分只能经高温（500℃）氧化才能溶解，可能是某些有机磷化合物。气溶胶中磷的溶解性与其来源、颗粒大小和海洋表面的气象条件等因素有关。如 Lepple（1971）发现 Sahara 的沙尘气溶胶中，只有 8%的磷溶解于表层海水，而 Graham and Duce（1982）在罗德岛纳拉甘赛特湾采集的气溶胶中，平均有 36±15%的磷是可溶的。

与河流输入相比，陆源磷作为营养盐通过大气沉降向海洋输入的通量较小，许多研究中常不考虑大气磷和硅沉降的贡献。但是，在某些寡营养盐海区，沙尘气溶胶在海水中溶解释出的磷对海洋初级生产力的影响不可忽视（Graham and Duce，1979；Herut et al.，1999）。Graham et al.（1979，1981）对大气中 P 沉降

在全球 P 循环中的作用进行了系统的研究，估计 P 通过大气向海洋的净输入为 1.1×10^{12}g yr^{-1},其中 2.2×10^{11}g yr^{-1} 的海水可溶的 P 沉降到海洋表面。在陆源 P 向海洋的大气输送中，50%是通过 Sahara 沙尘沉降到 15°N 和 25°N 之间的北大西洋海域。在北太平洋和北大西洋，经大气输入的 P 对海域新生产力的贡献不足 1%，但是在春季偶然性的突发输入可能会使该比例增加 4～8 倍（Duce，1986）。

在地中海表层的寡营养盐海区，Sahara 沙尘气溶胶对大气 P 沉降的影响受到广泛关注。Ridame and Guieu（2002）的研究发现，在西地中海的低营养盐海区存在磷限制，Sahara 沙尘沉降是 P 营养盐输入的主要途径。在沙尘暴发生期间，干沉降中 DIP 支持的新生产力最多占海区新生产力水平的 15%。Markaki *et al.*（2003）指出，在东地中海，雨水和气溶胶中的 DIN/DIP 的比值在 63～349 之间，大雨海水中的 N/P 比值（22）。在夏季和秋季，DIP 的大气沉降能支持海水中 38%的新生产力。Carbo *et al.*（2005）的实验证明，Sahara 沙尘暴期间，P 的大气沉降量明显增加，虽然海水中叶绿素浓度在短时间内没有显著升高，但 Sahara 沙尘暴对地中海陆源磷输入中的贡献不可忽视。

1.2.3 硅沉降对海洋生态系统的影响及研究进展

硅是海洋浮游植物，特别是硅藻生长所必需的营养盐，硅藻吸收蛋白石（Opal，SiO_22H_2O）来构成自身的外壳。在自然水体中，硅一般以溶解态单体正硅酸盐（$Si(OH)_4$）形式存在。硅生物地球化学行为是研究海洋“生物泵”的重要参数，在全球碳循环中的作用逐渐受到重视（Zhang *et al.*，2005）。含硅岩石风化和含硅土壤流失，使硅溶解于水并随陆地径流输送到河口和海洋中，是海洋中硅的主要来源。大气沉降对陆源 Si 向海洋输入的贡献相对较小。目前，有关硅的大气干湿沉降研究较少。Zhang *et al.*（2005）的研究结果表明，中国东部沿海雨水中的 DSi 浓度在 0.5~15μmol L^{-1} 之间，黄海和东海的 DSi 湿沉降通量为 0.97×10^{9}mol yr^{-1} 和 2.0×10^{9}mol yr^{-1}，并估计世界海洋的大气 DSi 沉降通量为 0.9×10^{12}mol yr^{-1}。Bartoli *et al.*（2005）的研究发现，在西北地中海，每次降雨的 DSi 沉降通量为 0~182.4μmol m^{-2}，在受撒哈拉沙尘暴影响的雨水中，DSi/DIP 比值大于 10。

1.2.4 铁对海洋生态系统的影响及研究进展

1990 年John Martin提出了“铁假说”，认为在海洋表层海水中存在大片的高

营养低叶绿素(HNLC)的海区，铁元素为该类海区海洋浮游生物生产量的主要限制因子。海洋中铁元素的供给控制着海洋表层的固氮过程，固氮过程又控制着海洋表层的浮游生物生产量，而浮游生物生产量通过储存碳和沉积碳来控制大气中的CO_2 浓度. 随后，围绕"铁假说"展开了一系列的验证研究，丰富和发展了"铁假说"的内容，如1993 年在赤道海洋及1995 年和1999 年在南大洋进行的海水铁投放实验证明了加铁可以促进浮游生物的生长，用人工干预的实验手段在人为控制过程下证明了"铁假说"的成立。 进一步的研究表明海洋中的铁主要来源于大陆的粉尘。

F.Visser等(2003)曾做过2种不同沙尘（分别取自纳米比亚和毛利塔尼亚）在高营养盐低叶绿素的南极海水（HNLC）中分别培养2种硅藻*Actinocyclus* sp.及*Thalassiosira* sp.，并测量分析了水体中的生物可利用性Fe与藻类比生长速率的关系。其研究结果表明2种沙尘的加入对2种藻类的比生长速率均有明显的促进作用，但影响效果因沙尘及藻种的不同而有所差异。取自纳米比亚的沙尘对2种硅藻的促进作用比取自毛里塔尼亚的沙尘更为显著；*Actinocyclus* sp.对2种沙尘加入的响应也比*Thalassiosira* sp.对沙尘的响应要显著的多，其中对*Thalassiosira* sp.来说加入毛里塔尼亚的沙尘反而抑制了其细胞的生长。

关于海洋对沙尘输入的响应机制，目前主要认为是由于生物可利用性铁含量的增加引起。Duce（1980）发现北太平洋粉尘载荷的季节循环总是与亚洲沙尘暴发生的频次和强度密切相关，认为北太平洋参与地球化学循环的可用铁元素95%来自中国的北方。最近的研究发现海水中的可溶性铁与海洋的固氮能力亦密切相关（Berman *et al.*，2001；Lenes *et al.*，2001）。海洋中铁元素的供给控制着海洋表层的浮游生物生产量，而浮游生物生产量通过储存碳和沉积碳来控制大气中的 CO_2 浓度。庄国顺等（2003）发现海洋气溶胶中存在相当比例的二价铁，由此提出大气海洋物质交换中的铁硫耦合反馈机制的假设，引起国际上的广泛关注。通过大量研究，证明生物可利用的 Fe（Ⅱ）产生与沙尘暴长距离传输密切相关（Zhuang *et al.*，1992；庄国顺等，2003），并通过直接测定北太平洋气溶胶样品中的铁在该地区海水中的可溶性，推断海水中 99%以上的可被生物利用的铁来自于气溶胶在海洋中的沉降。海洋表层的浮游生物随二价铁含量的增加而增加，导致其排放物二甲基硫（DMS）的增加。DMS 的增加又导致大气中的 S（Ⅳ）

及硫酸盐气溶胶的增加，从而又导致生物必需的二价铁的增加。如此反复循环不已。大气和海洋中的这一铁硫循环耦合反馈机制可能直接影响了全球气候变化。

我国海域幅员辽阔，位于沙尘暴下风向上和东亚粉尘向太平洋输送通道的中间位置上，开展大气干沉降对海洋浮游植物的影响研究具有重要的学术价值和科学意义。目前，我国的沙尘暴源头（张小龙等，2001）、移动路线（张志刚等，2003）、传输过程中的组分变化（庄国顺等，2001）以及入海通量（张凯等，2005；韩永翔等，2005）等已有比较充分的研究，为系统开展沙尘暴对浮游植物群落的影响研究奠定了较好的基础。目前的研究已经证明沙尘暴会对海洋浮游植物产生影响，并进而影响整个生态系统的结构。尽管宏观上通过卫星观测到叶绿素及有机碳含量的增加，以及有害赤潮的发生等，但浮游植物群落结构及组成对沙尘输入的内在响应及变化规律仍不清楚。例如，沙尘输入后浮游植物群落需要多长时间发生响应？那些浮游植物会优先产生响应？多大强度的沙尘引起的浮游植物群落的变化？随着沙尘传输距离、粒度的变化，及吸附大气中污染物的程度以及入海后溶出的不同，其对浮游植物群落的影响有何差别？

针对上述问题，本论文拟在已有研究的基础上，通过实验室人工调控实验及海域现场围隔实验，研究亚洲沙尘对海洋浮游植物生长的影响规律，以及浮游植物群落结构对沙尘输入的响应过程，探讨其内在的作用机制，进而探索沙尘暴气候对海洋环境与生态系统的影响，以了解沙尘暴对我国海洋生态系统可能造成的影响，同时可为全球生物地球化学循环、陆海相互作用、气候变化、海洋生态系统动力学等重大科学问题提供相关依据。

2 沙尘的溶出实验

2.1 前言

对采集的沙尘样品中所含的主要营养盐成分（NH_4^+，NO_3^-，PO_4^{3-}），及可溶性铁（即生物可利用性铁）进行定量的测定，并观察其随时间尺度的变化趋势，为后续的沙尘添加实验提供可靠的数据。

2.2 实验材料与方法

2.2.1 沙尘来源

本论文对6种采自不同地点的沙尘（见表2.1）进行溶出实验。其中No.1至No.4沙尘全部采自沙尘暴发源地，No.5沙尘采自青岛市，No.6沙尘样品为2006年4月北京发生特大沙尘暴期间，在北京采集的（由中科院大气所石广玉教授）。所有沙尘经孔径为20μm筛网过滤备用。

表2.1 实验用沙尘来源

Table 2.1 Source of experimental Dust

编号	沙尘样品采样地点	采样地点经纬度	
No.1	内蒙古苏尼特右旗	43° 28′ 06″ N	112° 08′ 10″ E
No.2	甘肃敦煌市戈壁滩	40° 04′ 57″ N	94° 40′ 48″ E
No.3	内蒙古锡林郭勒盟正蓝旗	42° 43′ 752″ N	115° 51′ 974″ E
No.4	内蒙古阿拉善盟吉兰泰	41° 21′ 314″ N	105° 21′ 293″ E
No.5	山东青岛浮山	36° 04′ 57″ N	120° 24′ 57″ E
No.6	北京中科院大气研究所	—	—

2.2.2 分析方法

沙尘样品的溶出实验及营养元素的测定：分别称取 5.000g 不同源地的沙尘样品于聚乙烯瓶中，各加入 200mL Milli-Q 水混匀，放入恒温振荡器中。在温度为 25℃，震荡频率为 92 次·min^{-1} 的条件下震荡溶出沙尘样品中的营养元素，振荡时间分别为 1/6h、1/3h、1/2h、1h、2h、24h、48h 小时。振荡结束后，沙尘溶出液分别用 0.45μm 滤膜过滤。滤液中的 NO_3^-、NH_4^+、PO_4^{3-}采用离子色谱法分析(美国戴安 DX-3000 离子色谱仪), 滤液中的 Fe 采用电感藕合等离子发射光谱法测定(ULTIMA 型 ICP-AES)。

2.3 结果与讨论

2.3.1 不同源地沙尘样品溶出液中营养元素的浓度

采自不同地点的沙尘样品，经24h溶出，溶出液中NH_4^+、 NO_3^-、PO_4^{3-}、总无机氮等营养元素的浓度见图2.1～图2.4。从图中可以看出不同采样地点的沙尘溶出液中营养元素的含量有很大的差别。溶出液中NH_4^+的浓度（mg·L^{-1}·g^{-1}）

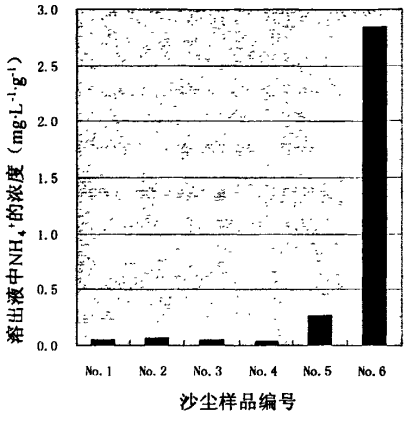


图2.1 不同沙尘溶出液中NH_4^+的浓度

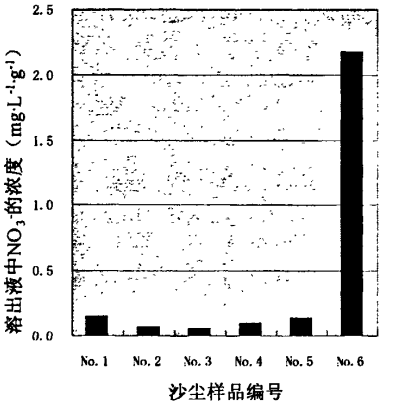


图2.2 不同沙尘溶出液中NO_3^-的浓度

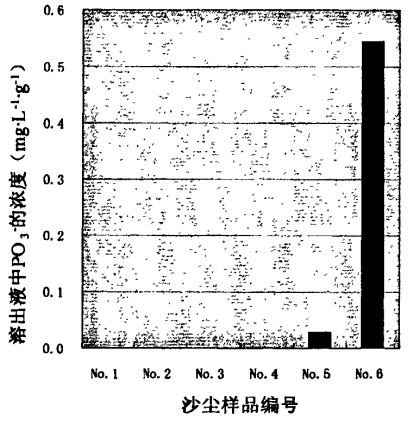


图2.3 不同沙尘溶出液中PO_4^{3-}的浓度

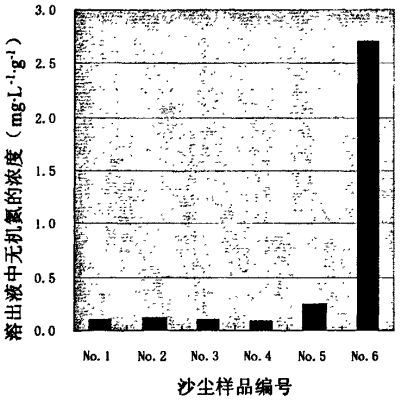


图2.4 不同沙尘溶出液中无机氮的浓度

经过24小时振荡溶出，青岛沙尘和北京沙尘样品溶出液中NH_4^+的浓度分别为0.27mg·L^{-1}·g^{-1}和2.84 mg·L^{-1}·g^{-1}，而采自沙尘暴爆发源地的沙尘，其溶出液中NH_4^+的浓度都在0.07 mg·L^{-1}·g^{-1}以下，其中尤以采自内蒙古阿拉善盟吉兰泰的沙尘NH_4^+的浓度最低，仅为0.03 mg·L^{-1}·g^{-1}。溶出液中PO_4^{3-}的浓度也表现出北京沙尘样品的最高，达到0.54 mg·L^{-1}·g^{-1}，青岛样品的为0.03 mg·L^{-1}·g^{-1}，而其他采自内蒙和甘肃的源地样品其溶出液中PO_4^{3-}的浓度均低于检出限。与NH_4^+和PO_4^{3-}相比，青岛沙尘溶出液中NO_3^-的浓度和源地沙尘的差别不十分明显，为0.14 mg·L^{-1}·g^{-1}，与采自内蒙古苏尼特右旗的No.1沙尘样品相当。但北京沙尘溶出液中NO_3^-的浓度高达2.18 mg·L^{-1}·g^{-1}，为其它沙尘溶出液中NO_3^-浓度的20倍左右。溶出液中总无机

氮的浓度以采自内蒙古锡林郭勒盟正蓝旗的No.3沙尘最低，仅为0.05 $mg \cdot L^{-1} \cdot g^{-1}$，其他源地沙尘略高，为0.07 $mg \cdot L^{-1} \cdot g^{-1}$左右，北京和青岛的沙尘样品无机氮含量较高，分别为2.70 $mg \cdot L^{-1} \cdot g^{-1}$和0.24 $mg \cdot L^{-1} \cdot g^{-1}$。

2.3.2沙尘溶出液中营养元素的浓度随溶出时间的变化关系

不同采样地点的沙尘溶出液中NH_4^+、NO_3^-、PO_4^{3-}和总无机氮等营养元素浓度随时间的变化曲线见图2.5-2.8。

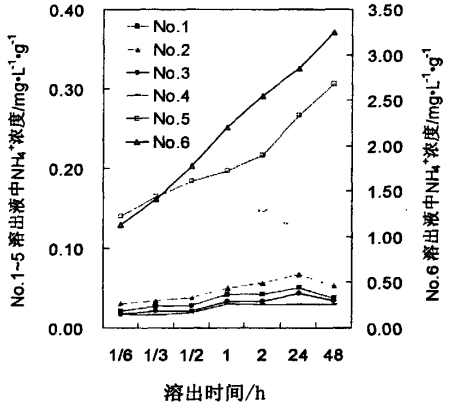


图2.5 沙尘样品中NH_4^+的溶出浓度随时间变化曲线

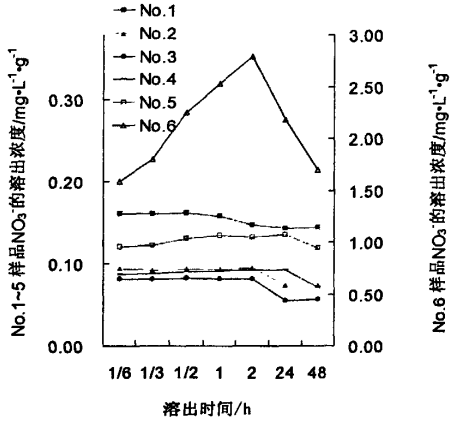


图2.6 沙尘样品中NO_3^-的溶出浓度随时间变化曲线

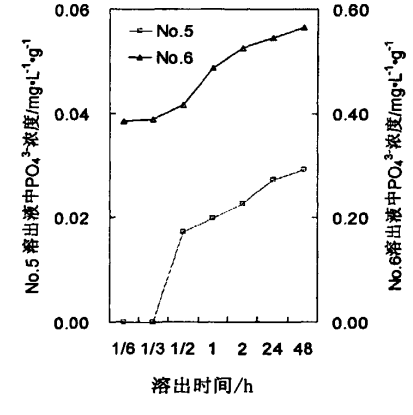


图2.7 沙尘样品中PO_4^{3-}的溶出浓度随时间变化曲线

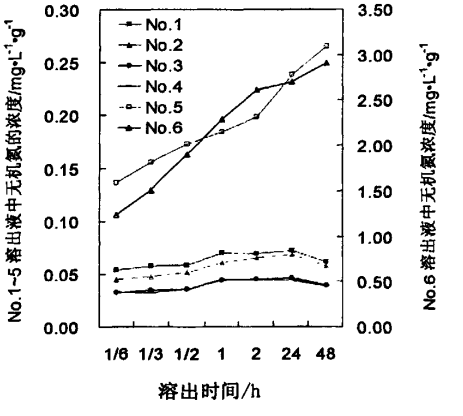


图2.8 沙尘样品中无机氮的溶出浓度随时间变化曲线

采自青岛和北京的沙尘样品中NH_4^+的溶出浓度随时间增长明显， 48h后溶出浓度分别为0.31 $mg·L^{-1}·g^{-1}$和3.25$mg·L^{-1}·g^{-1}$远高于源地沙尘样品中NH_4^+的溶出浓度。

沙尘样品中NO_3^-的溶出浓度随时间不明显，而且在24h后溶出浓度普遍降低。采自源地的4个沙尘样品在24h溶出过程中NO_3^-的浓度基本不变，青岛沙尘在24小时溶出过程中浓度变化了0.02 $mg·L^{-1}·g^{-1}$，北京沙尘在溶出2h内NO_3^-的浓度变化了1.53 $mg·L^{-1}·g^{-1}$，24h后浓度反而下降。

PO_4^{3-}仅在采自青岛和北京沙尘样品中检出，在4个源地沙尘样品中均未检出。青岛沙尘在溶出30min之后，检测到PO_4^{3-}的浓度为0.02 $mg·L^{-1}·g^{-1}$，溶出48h后，PO_4^{3-}的浓度为0.03 $mg·L^{-1}·g^{-1}$。北京沙尘在溶出10min时，PO_4^{3-}的浓度即为0.38 $mg·L^{-1}·g^{-1}$，溶出48h后，浓度达到0.57 $mg·L^{-1}·g^{-1}$，浓度增加幅度很大。

总体而言，无机氮的溶出浓度以采自内蒙古锡林郭勒盟正蓝旗和内蒙古阿拉善盟吉兰泰的No.3和No.4变化最小，仅为0.01 $mg·L^{-1}·g^{-1}$，采自内蒙古苏尼特右旗和甘肃敦煌的No.1和No.2样品变化幅度稍大，约为0.02 $mg·L^{-1}·g^{-1}$，青岛和北京沙尘无机氮溶出浓度变化幅度最大，分别为0.13和1.67 $mg·L^{-1}·g^{-1}$。

2.3.3 不同源地沙尘样品溶出液中Fe的浓度

经过48h溶出后，不同沙尘样品溶出液中Fe的浓度见图2.9。

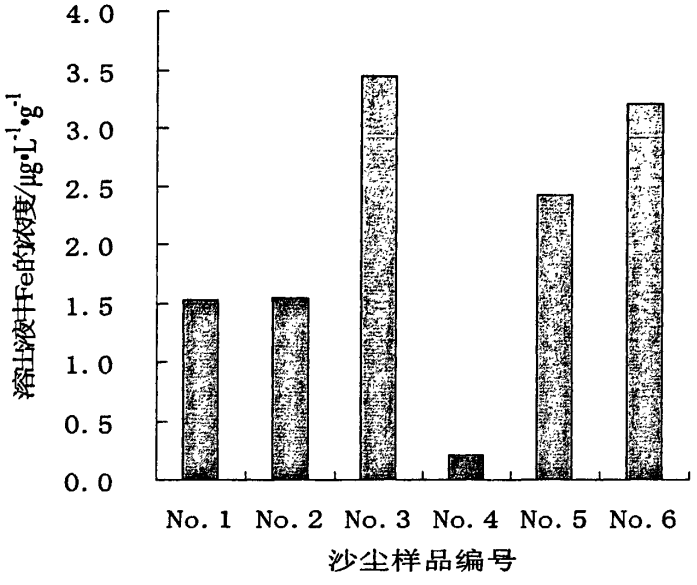


图2.9 不同沙尘溶出液中Fe的浓度

从图中可以看出，内蒙古苏尼特右旗的沙尘样品（No.1）和甘肃敦煌的沙尘样品（No.2）的溶出液中Fe的溶出浓度相当，同为1.5μg·L^{-1}·g^{-1}，内蒙古阿拉善盟吉兰泰沙尘样品（No.4）的浓度最低，仅为0.2μg·L^{-1}·g^{-1}，而内蒙古锡林郭勒盟正蓝旗（No.3）的浓度最高，达到3.4μg·L^{-1}·g^{-1}，超出了青岛（No.5）和北京（No.6）沙尘样品中Fe的浓度；采自青岛和北京的沙尘样品中Fe的浓度相对源地沙尘（除No.3外）较高，青岛沙尘样品的为2.4μg·L^{-1}·g^{-1}，北京沙尘的为3.2μg·L^{-1}·g^{-1}。

2.4 小结

北京和青岛沙尘溶出液中营养元素明显高于源地沙尘，是由于高浓度的风沙尘在从沙尘源地向北京或青岛的长距离传输过程中，与遇到的气态和颗粒污染物有充分的机会混和、交汇、相互作用，特别是沙尘暴的前锋形成了高浓度的风沙尘和高浓度的人为源排放典型含硫含氮污染物的重合与迭加，造成颗粒物、硝酸盐浓度的升高，而铵盐的来源主要是局地排放源，沙尘暴事件并不引起铵来源的增加，但为NH_3与其他组分的充分混合提供了条件，因而造成城市沙尘气溶胶中铵盐的含量增多。从沙尘溶出液中营养元素的浓度随溶出时间的变化关系来看，北京和青岛沙尘溶出液种营养元素随时间的变化幅度也明显高于源地沙尘。

溶出48h后，沙尘溶出液中Fe的溶出浓度高低为：No.3> No.6> No.5> No.2> No.1> No.4，其中采自内蒙古锡林郭勒盟正蓝旗（No.3）的浓度最高，达到3.4μg·L^{-1}·g^{-1}，采自内蒙古阿拉善盟吉兰泰沙尘样品（No.4）的浓度最低，仅为0.2μg·L^{-1}·g^{-1}。

3 沙尘对浮游植物生长影响的黄海现场围隔实验（2006.4）

3.1 前言

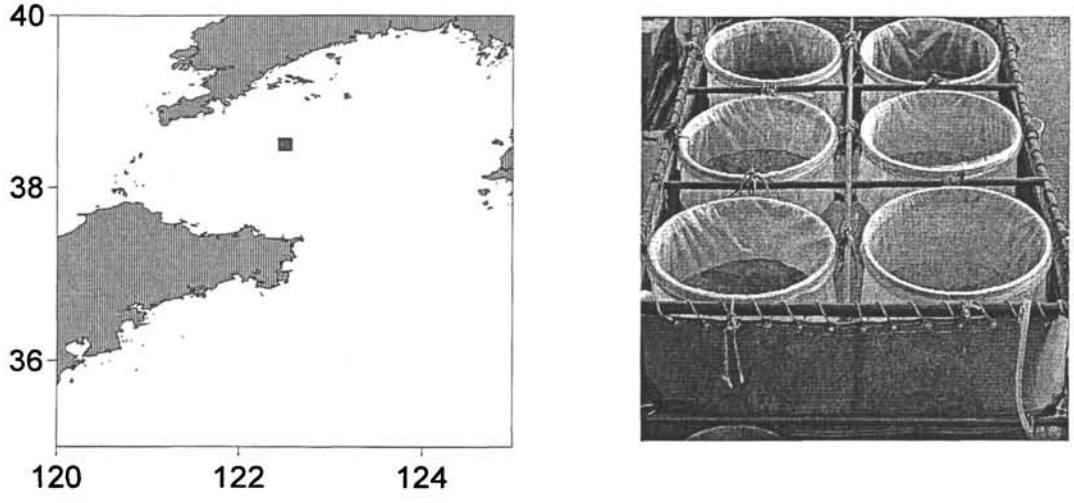
由于外海海域营养盐输入结构与近岸的不同，大气干湿沉降在外海营养盐输入上占有重要地位，相对近岸而言，陆源输入的重要性要降低很多，Zhang 等（1994）认为，黄海表层的真光层，大气沉降可能是营养元素的主要来源，65%的溶解无机氮和 70%的溶解无机磷是由大气沉降输送的，大气输送的 NO_3-N 占黄海初级生产力所需的 12%－30%。黄海每一次降水都能极大的促进浮游植物的生长，而且能改变表层海水 N 的浓度和 N/P 比（霍文毅，2001）。大气沉降是这一地区 NH_4-N 和 PO_4-P 输入的主要途径，这一地区的海洋初级生产力受大气沉降影响非常显著。围隔实验是生物海洋学中现代海洋生态系统现场研究的一种手段，可以控制生态系，并以此了解生态系功能、生物群落等对各种环境变化和化学污染物等的响应，以及营养盐和化学污染物等对生态系的影响及其影响过程和机制等。本次实验应用受控浮游生态系研究手段，在春季黄海调查期间进行了添加不同形态氮营养盐及沙尘对浮游植物生长的影响船基围隔实验。

3.2 材料与方法

3.2.1 围隔实验时间、取水地点及围隔实验装置

围隔实验时间在 2006 年 4 月 19 日～5 月 2 日。取水地点位于 38.50°N，123.00°E，利用气动隔膜泵将现场实验的海水装入围隔中。同时海水要经过 150μm 筛绢除去大个体浮游动物。实验在东方红 2 科考船后甲板上进行，外部有 2.2 m ×3.5 m 的钢架并焊接于甲板上，周围系上帆布袋，上下有多个出水孔，用潜水泵将海水泵入帆布袋内使之循环，以保持围隔内的水温与现场的一致，并调

整出水孔流量使帆布袋内的水位与围隔相同. 围隔材料为聚乙烯塑料袋，直径1m，水深1m ，取水地点及围隔装置见图3.1。



围隔实验取水地点　　围隔实验装置

图 3.1 围隔实验取水地点及船基围隔实验照片

Fig.3.1.Sites of mesocosm experiment in China Sea and Photos of mesocosm on board

3.2.2 围隔实验设计

本次围隔实验的营养盐设计见表2.1。

表 3.1　2006 年 4 月黄海围隔营养盐添加设计浓度

Table 3.1 The design concentration of adding nutrient in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

营养盐	围隔编号					
（μmol/L）	M1	M2	M3	M4	M5	M6（control）
NO_3-N	6	12	6	12	--	--
NO_2-N	--	--	--	--	--	--
NH_4-N	--	--	12	--	--	--
PO_4-P	0.80	0.80	0.80	0.80	--	--
SiO_3-Si	--	--	--	--	--	--
沙尘	--	--	--	30g	30g	--

注：沙尘取自内蒙古阿拉善盟沙尘暴源地（海拔1334m，41.21°N 105.21°E，内蒙古阿拉善盟气象局提供）

3.2.3 取样和分析方法

每天 8：00 和 18：00 分别在各袋中前取样，在混匀前先进行 pH、溶解氧取样，生物和化学营养盐取样在用塑料板往返混合均匀后在表层取样。样品均在几小时内现场测定或预处理完毕。

用 GF/F 膜过滤 200ml 水样用来测定叶绿素 a，叶绿素 a 分级水样采用 20μm、2μm 和 GF/F 三种孔径滤膜抽滤，-20℃冷冻保存，带回陆地实验室测定。叶绿素 a 的测定采用丙酮（90%）萃取法，使用 Turner-Design-700 荧光计。初级生产力的测定方法采用 C^{14} 示踪法（海洋生物调查规范 1999）。

营养盐水样（包括 PO_4-P、NO_3-N、NO_2-N、NH_4-N 和 SiO_3-Si） 现场用 GF/F 玻璃纤维滤膜（使用前 450℃灼烧 5h）过滤后用聚乙烯瓶（聚乙烯瓶首先用 1：5 的盐酸浸泡 25h，冲洗干净后烘干）贮存，-20℃冷冻保存（SiO3-Si 加饱和 $HgCl_2$ 常温保存），带回陆地实验室用 BRAN+LUEBBEAA3 营养盐自动分析仪测定。

3.2.4 营养盐吸收速率的计算

水体中浮游植物对溶解态氮、磷营养盐的吸收情况可通过水中颗粒态氮、磷营养盐的变化状况反映。营养盐吸收速率 v 多用于下式计算（Guillard，1973；Collos *et al.*，1997）：

$$v = \frac{\ln \frac{PN_t}{PN_0}}{t - t_0}$$

式中 PN_t 和 PN_0 分别为 t 时刻和初始时刻的颗粒氮浓度，式中带入颗粒氮的浓度即可计算氮吸收速率。

进一步改进，可先用生长模型（$B_t=B_0\times e^{kt}$）来描述颗粒态营养盐的变化过程，（其中 B_0 为生长开始时藻的生物量，B_t 为 t 时刻藻的生物量，k 为指数生长期间藻的比生长率。）然后对 c（t）进行微分，可以得到营养盐的吸收速率公式：

$$v_i = \frac{dc_i(t)}{dt_i} = \frac{d(B_0 \times e^{kt})}{dt} = B_0 \times k \times e^{kt}$$

对上式在培养时间段进行求平均，即可得到培养时间内的营养盐平均吸收速率 $\bar{v}$：

$$\bar{v} = \frac{1}{t}\sum v_i$$

3.3 结果与讨论

3.3.1 围隔中初始营养盐浓度

2006 年 4 月黄海围隔中初始加入的营养盐浓度见表 3.2。

表 3.2 2006 年 4 月黄海围隔营养盐初始浓度

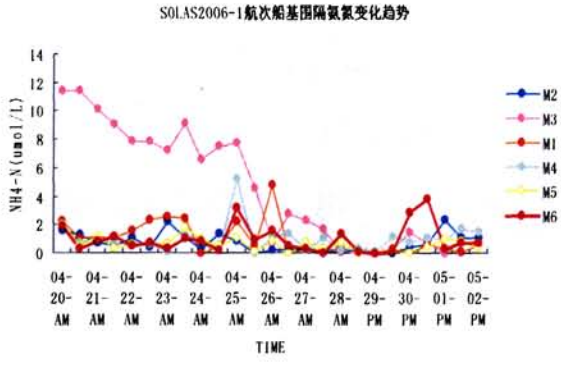
Table2.2 The nutrient concentration in starting time in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

营养盐	围隔编号					
（μmol/L）	M1	M2	M3	M4	M5	M6（control）
NO_3-N	6.06	12.72	8.73	12.72	0.59	0.47
NO_2-N	0.07	0.14	0.05	0.01	0.00	0.07
NH_4-N	2.21	1.55	11.47	1.89	2.06	1.89
PO_4-P	0.60	0.60	0.86	0.60	0.02	0.03
SiO_3-Si	2.16	2.22	1.24	1.14	1.46	1.51
沙尘（来自内蒙沙尘原地）	--	--	--	30g	30g	--

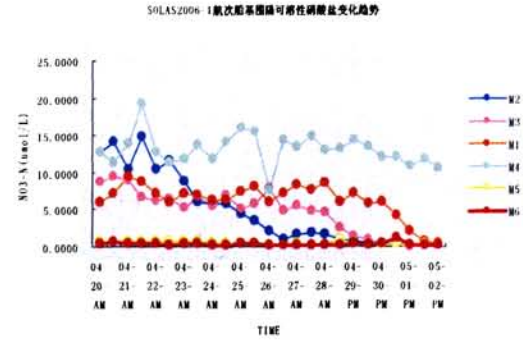
围隔 M1 添加的氮营养盐为 NO_3-N（6.06μmol/L），氮磷比接近 10：1，围隔 M2 中添加的氮营养盐为 NO_3-N（12.72μmol/L），氮磷比接近 20：1，围隔 M3 添加的氮营养盐为 NH_4-N（11.47μmol/L），围隔 M4 添加的氮营养盐为为 NO_3-N（12.72μmol/L）和 30g 的沙尘（约为 38mg/L），沙尘取自内蒙古的沙尘暴发源地，用 20μm 的筛绢过滤。围隔 M5 中不添加氮营养盐，只添加 30g 的沙尘，围隔 M6 为对照袋。

3.3.2 围隔实验中生物和化学因子的变化

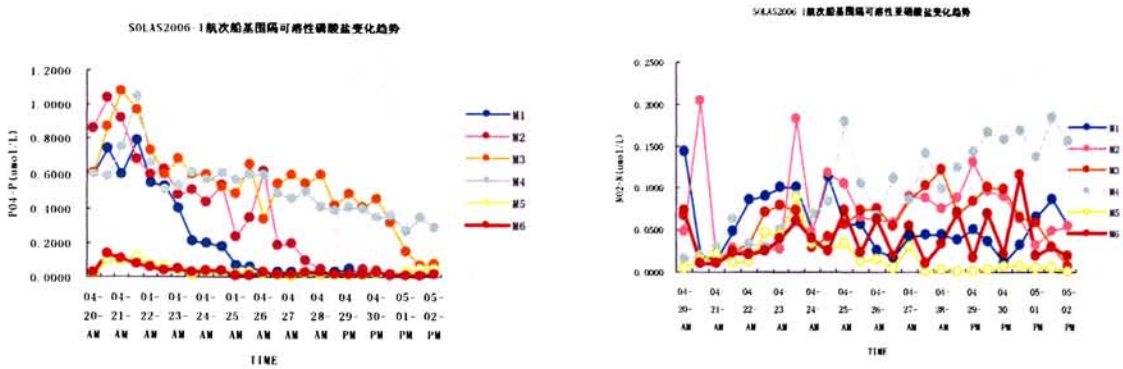
3.3.2.1 化学因子的变化



NH_4-N



NO_3-N



PO_4-P **NO_2-N**

图 3.2 2006 年 4 月黄海围隔中营养盐的变化

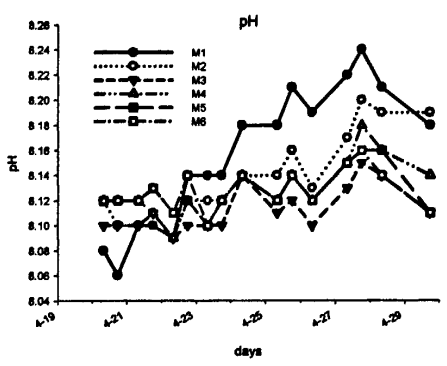
Fig. 3.2Changes of nutrient in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

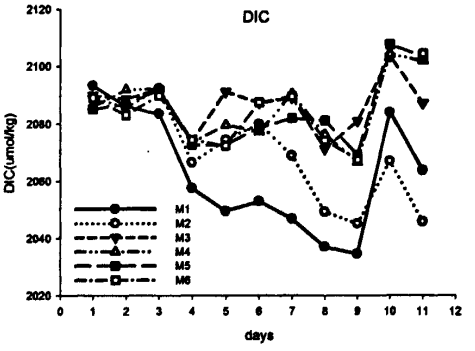
NO_3-N :该海域表层营养盐的含量非常低；对照围隔 M6 中，NO_3-N 的初始浓度为 0.47μmol/L，培养过程中变化不大，随着浮游植物的增长，NO_3-N 被浮游植物所吸收，到第五天达到最低值 0.18μmol/L，而后略微升高，原因是浮游植物分解，将部分 NO_3-N 释放到水体中。围隔 M2 中 NO_3-N 的初始浓度为 12.71μmol/L，随着浮游植物的增长，NO_3-N 被浮游植物所吸收，最后 NO3-N 达到最低值 0.52μmol/L。M1 和 M3 中的初始浓度分别为 8.73μmol/L 和 6.06μmol/L，变化趋势与 M1 基本相同，实验结束时 M1 和 M3 中 NO_3-N 的 NO_3-N 浓度分别为 0.21μmol/L 和 0.38μmol/L。M4 的初始浓度为 12.71μmol/L 与 M1 大体相同，但是 M4 中的 NO_3-N 变化不大，这可能由于浮游植物首先利用了沙尘释放的 NH_4-N 的原因。

NH_4-N：围隔 M3 中的 NH_4-N 初始浓度较高，达到 11.47μmol/L，其他围隔中的 NH_4-N 初始浓度则较低，仅达到 2μmol/L 左右；实验结束时，各围隔袋中 NH_4-N 浓度都达到较低的水平；从图中可以看出，M3 中的 NH_4-N 消耗剧烈，在第六天其 NH_4-N 营养盐浓度就已经和其他围隔中的基本相似，结合 M3 中 NO_3-N 在实验前期保持较高的浓度，可以看出浮游植物在 N 营养盐的利用上是优先利用 NH_4-N 的。

PO_4-P：对照围隔 M6 和添加沙尘围隔 M5 中，PO_4-P 初始浓度约为 0.03 和 0.02μmol/L，，实验结束时 PO_4-P 的浓度变化不大。围隔 M1 和 M2 中变化趋势与 DIN-N 基本相同，实验结束时 PO_4-P 的浓度为 0.07 和 0.02μmol/L。M3 和 M2 中变化趋势基本相同，随着浮游植物的大量增值，PO4-P 的浓度快速降低，实验结束时 PO_4-P 的浓度分别为 0.02μmol/L。M4 中 PO_4-P 的浓度变化范围

0.60~0.292μmol/L。





pH　　溶解无机碳

图 3.3 2006 年 4 月黄海围隔中 pH、DIC 的变化

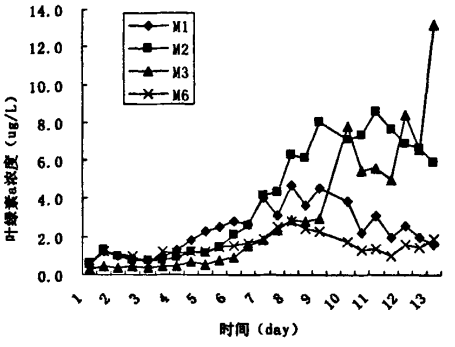
Fig. 3.3 Changes of pH and DIC in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

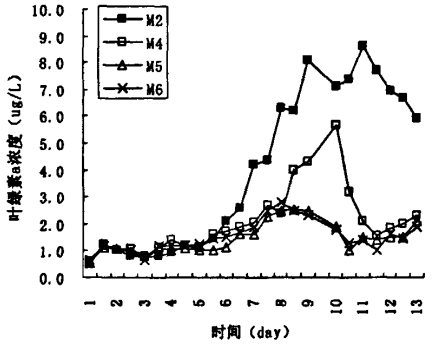
pH 和溶解无机碳（DIC）变化见图 3.3

pH 总的变化是随着培养实验进行呈现上升的趋势。M1 的增幅最大从 8.08 增加到 8.24；其次为 M2，pH 值从 8.12 增加到 8.20；皆高于对照。对照围隔 M6 初始 pH 值较高，在实验进行至第 5 天有较明显回落，随后增长趋势与围隔 M4、M5 基本相同，变化范围在 8.09 至 8.18 之间。围隔 M3 则略低于对照。

溶解无机碳（DIC）：DIC 变化趋势培养实验的初始阶段，呈现下降的趋势，原因是浮游植物生长过程中通过光合作用利用 DIC。而到了生长后期 DIC 的浓度呈现上升趋势，可能是因为培养实验的后期，浮游植物开始解体，释放出 DIC。其中 M1 的降幅最大，这与 M1 叶绿素 a 含量较高有关。

3.3.2.2 叶绿素 a 和初级生产力的变化





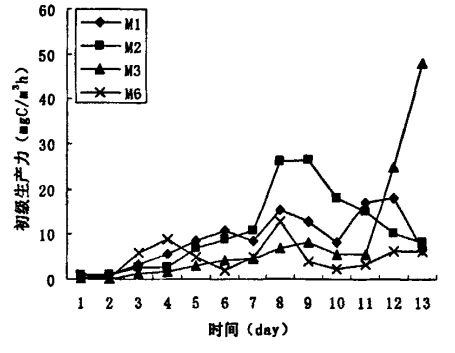
添加氮营养盐的围隔中叶绿素 a 变化　　添加沙尘的的围隔中叶绿素 a 变化

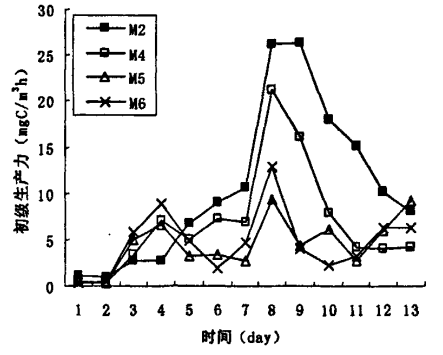
图 3.4 2006 年 4 月黄海围隔中叶绿素 a 的变化

Fig.3.4 Changes of chlorophyll a in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

2006 年 4 月黄海围隔实验中叶绿素 a 的变化如图 3.4 所示。初始叶绿素 a 都在 0.7μg/L 以下。在添加了氮营养盐的围隔中，添加氨氮的围隔 M3 的叶绿素 a 在最后一天达到最大值是对照围隔 M6 中的 4.76 倍，围隔 M2 中硝酸盐浓度比围隔 M1 中的高，围隔 M2 叶绿素 a 最大值是对照围隔 M6 的 3.09 倍。围隔 M1 叶绿素 a 最大值仅为对照的 1.69 倍。

在添加了沙尘的围隔中，添加沙尘和硝态氮的围隔 M4 中叶绿素 a 要比仅添加了等量硝态氮的围隔 M2 低，其最大值是对照围隔 M6 中的 2.02 倍。只添加沙尘围隔 M5 中叶绿素 a 与对照袋 M6 相比变化不大。





添加氮营养盐围隔中初级生产力的变化　　添加沙尘围隔中初级生产力的变化

图 3.5 2006 年 4 月黄海围隔中初级生产力的变化

Fig.3.5 Changes of primary production in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

2006 年 4 月黄海围隔实验中初级生产力的变化如图 3.5 所示，初始初级生产力范围在 0.19~1.1 mgC/m^{3}h 之间。添加 N 营养盐的围隔中，添加了氨氮的围隔

M3 增幅最大从开始的 0.19 mgC/m^3h，最后增加到 48.09mgC/m^3h，是对照的 3.74 倍左右，M2 最大值为 26.35 mgC/m^3h，M1 最大值是 15.24 mgC/m^3h，分别为对照的 2.05 和 1.19 倍。

添加沙尘和硝态氮围隔 M4 的最大值为 21.16 mgC/m^3h，略低于仅添加了硝态氮的围隔 M2。对照 M6 的初级生产力最大值为 12.86 mgC/m^3h，只添加沙尘的围隔 M5 与对照袋 M6 相比差别不大。

初级生产力总的变化趋势与叶绿素 a 的变化趋势大体相同。由此可见添加氮营养盐尤其是氨氮能够显著促进浮游植物生长；而沙尘的添加对浮游植物的作用并不明显，原因可能是由于沙尘的添加使得围隔中透光率下降，从而使浮游植物的光合作用能力下降，反而略微抑制浮游植物的生长。

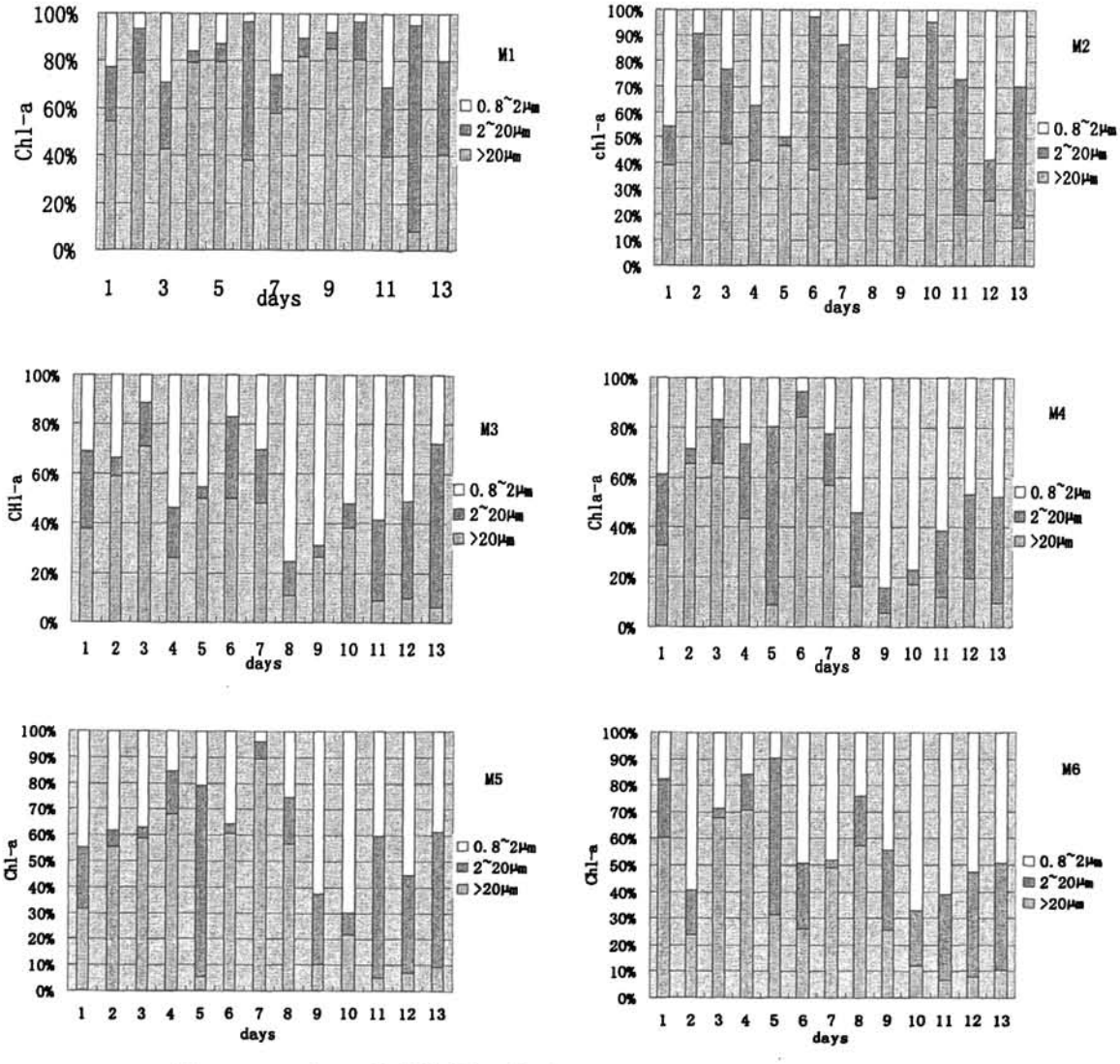


图 3.5 2006 年 4 月黄海围隔中叶绿素 a 分级的百分比组成的变化

Fig.3.5 Changes of size composition chlorophyll a in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

2006 年 4 月黄海围隔实验叶绿素分级数据如图 3.5 所示。浮游植物的叶绿素粒径结构变化剧烈。添加沙尘的围隔 M5 和对照围隔 M6 在实验期前期占优势的是小型浮游植物，从第九天开始微微型浮游植物生长占据了优势，原因可能是黄海营养盐和理化因子有利于个体较小的微微型浮游植物的生长。围隔 M1 和 M2 前十天占优势是小型浮游植物，第 11 天开始微微型浮游植物和微型浮游植物共同占优势，围隔 M3 和 M4 前七天占优势的小型浮游植物，第八天开始是微微型浮游植物逐渐占据优势。

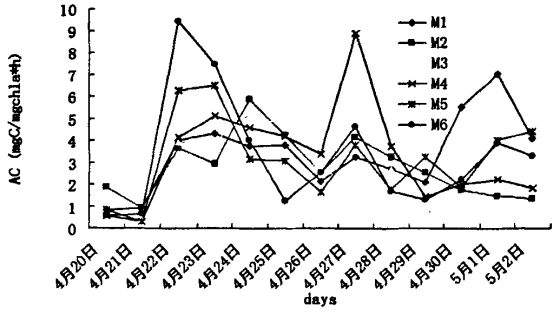


图 3.6 2005 年 5 月黄海围隔中光合同化系数变化

Fig. 3.6 Changes of assimilation coefficient in mesocosm in Yellow Sea in March 2005

2006 年 4 月黄海围隔实验光合同化系数的变化如图 3.6，光合同化系数（assimilation coefficient）是指 1 个单位的叶绿素 a 在单位时间内，进行光合作用所固定有机碳的量。在光照、温度、营养盐等其他环境因子相同的条件下，同化系数的高低主要显示藻类生理状态的好坏。此次实验的同化系数的变化范围在 0.57~9.40 mgC/mgchla·h 之间，最大值出现在对照围隔 M6 生长的第三天，最大值为 9.40 mgC/mgchla·h。M1 的最大值出现在第 12 天是 7.00mgC/mgchla·h M5 的最大值为 8.87 mgC/mgchla·h。其他围隔 M2、M3 和 M4 同化系数在生长的初期呈现上升趋势，之后随着浮游植物生物量的增加和营养条件的下降开始下降。

3.3.3 2006 年 4 月黄海围隔实验中浮游植物比生长率

2006 年 4 月黄海围隔浮游植物的比生长速率如表 3.3 所示。对照围隔中浮游植物比生长速率为 0.10 d^{-1}，添加 NO3-N（12.7μmol/L）的围隔中 M2 浮游植物的比生长率为 0.23d^{-1}，添加 NH4-N 的围隔 M3 中浮游植物的比生长率为 0.26 d^{-1}，添加沙尘和 NO3-N 围隔 M4 中浮游植物的比生长率为 0.15d^{-1}，添加沙尘围隔 M5 中浮游植物的比生长率（0.12 d^{-1}）与对照围隔 M6 比生长速率（0.10d^{-1}）相差不

大。在此次围隔实验中，沙尘的添加对浮游植物生长促进作用不是太明显，可能是因为沙尘中营养盐相对围隔水体的营养盐来说贡献较低。

表 3.3 2006 年 4 月黄海围隔浮游植物平均比生长速率

Table 3.3 The average relative growth rate of phytoplankton in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

参数	围隔编号					
	M1	M2	M3	M4	M5	M6
R2	0.54	0.58	0.30	0.56	0.55	0.65
B_0（μg/L）	0.33	0.84	0.89	0.53	0.53	0.57
K（d^{-1}）	0.18	0.23	0.26	0.15	0.12	0.10

3.3.4 2006 年 4 月黄海围隔实验中沙尘的添加对浮游植物生长的影响。

沙尘中营养盐的含量见表 2.4。M4 和 M5 各添加沙尘 30g（粒径<20μm）。实验结果显示只添加沙尘的围隔 M5 的浮游植物的比生长率略高于对照围隔 M6 分别为 0.12 d^{-1} 和 0.10d^{-1}。添加沙尘和硝酸盐的围隔 M4 与营养盐浓度相近的 M2 相比浮游植物的比生长速率则低的多（表 3.3）。原因是虽然沙尘的加入可以增加水体中的营养盐，但是由于沙尘中的营养盐的含量较低，加入到围隔中沙尘不但没有使营养盐含量大幅度增加反而降低了水体的透明度。另外由于沙尘在传输过程中是以气溶胶的形式输入到海洋中的，吸附了大量的营养盐而且自身带有浮游植物生长所需的微量金属元素，对浮游植物生长有促进作用。春季是沙尘暴多发季节，由沙尘暴带来的营养物质对海洋的贡献可能是黄海春季浮游植物高峰的一个重要因素，并可能造成春季水华。

3.3.5 2006 年 4 月黄海围隔实验中营养盐及沙尘的添加对围隔水体中溶解态辐射活性气体浓度的影响

海洋浮游植物产生的二甲基硫（DMS）的变化对全球气候有显著的影响，它可以改变气溶胶和云的反射速率。由海洋浮游植物产生的二甲基硫（CH_3SCH_3 dimethylsulfide，简称 DMS）是全球 S 排放的重要天然源。它在大气中氧化最终生成非海盐硫酸盐（nss-SO_4^{2-}），对沿海地区降水的天然酸性有贡献，同时 nss-SO_4^{2-}气溶胶作为云的凝结核对全球气候变化产生影响。

2006 年 4 月黄海围隔实验中二甲基硫气体（DMS）的含量的变化如图 3.7

所示。在围隔前七天 DMS 浓度的变化不大，从第八天开始添加了营养盐的围隔中的 DMS 含量增加迅速，加硝酸盐（12.72μmol/L）的围隔 M2 从第七天二甲基硫气体的含量开始快速增加，并一直维持较高的水平。最大值出现在第九天 0.145 ng/ml，是对照围隔中 DMS 含量最大值的 4.50 倍。而 M1、M3 和 M4 也是第九天达到峰值，分别为 0.114、0.129 和 0.110 ng/ml。只添加沙尘的围隔 M5 对照围隔 M6 中 DMS 含量变化较小，最大值分别是 0.025 和 0.032 ng/ml。DMS 含量的变化与叶绿素 a 相关性（图 3.8）的结果表明：DMS 的在围隔中的含量和浮游植物叶绿素 a 显著相关（$p<0.001$）。

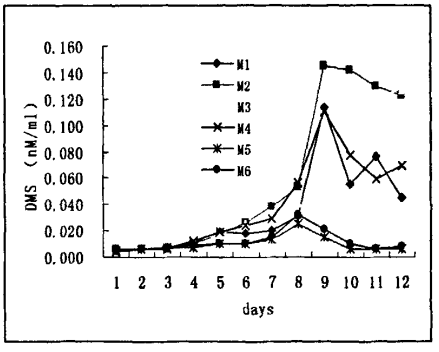


图 3.7 2006 年 4 月黄海围隔中 DMS 变化

Fig.3.7 Changes of DMS in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

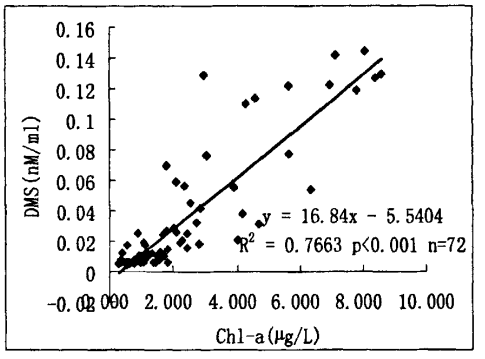


图 3.8 2006 年 4 月黄海围隔中 DMS 和叶绿素相关性

Fig.3.8 Correlation of DMS and chlorophyll-a in mesocosm in Yellow Sea in April 2006

3.4 小结

通过 2006 年 4 月黄海现场船基围隔实验结果可以看出：不同氮营养盐的加富对浮游植物生长的影响显著，并能提高海水中海洋辐射活性气体如 DMS 浓度，通过促进云核形成影响海洋大气气候，进而影响全球气候。不同形态的氮对浮游植物生长的影响有差异，可以引起浮游植物粒径结构的变化。从初级生产力来看，添加了氨态氮的 M3 增幅最大从开始的 0.19 mgC/m^3h，最后增加到 48.09mgC/m^3h，比对照增加了 3.74 倍左右，M2 最大值为 26.35 mgC/m^3h。添加沙尘和硝态氮的围隔 M4 的最大值为 21.16 mgC/m^3h 低于只添加了硝态氮的围隔 M2，对照 M6 的初级生产力最大值为 12.86 mgC/m^3h，只添加沙尘的围隔 M5 与对照袋 M6 相比差别不大。由此可见氨氮对于浮游植物促进作用高于同等浓度硝酸盐，而添加沙尘的作用并不显著。从浮游植物平均比生长率来看，对照围隔 M6 中浮游植物比生长速率为 0.10 d^{-1}，添加 NO_3-N（12.7μmol/L）的围隔 M2 中

浮游植物的比生长率为 0.23 d^{-1}，添加 NH_4-N 的围隔 M3 中浮游植物的比生长率为 0.26 d^{-1}，皆是对照的 2 倍以上；而添加了 NO_3-N 和沙尘的围隔 M4 浮游植物的比生长速率为 0.15 d^{-1}，不如仅添加了等量 NO_3-N 的 M2。浮游植物比生长速率的变化趋势与初级生产力总的变化趋势及叶绿素 a 的变化趋势大体相同。可能的原因是在富营养盐的水体中沙尘的加入一方面对营养盐的贡献较低没能有效的促进浮游植物生长，另一方面降低了围隔中水体的透明度，影响了浮游植物的光和作用从而使浮游植物的光合作用能力下降，抑制浮游植物的生长。

围隔实验中只添加沙尘的围隔浮游植物比生长率略高于对照围隔，分别为 0.12 d^{-1} 和 0.10 d^{-1}，说明沙尘的添加对浮游植物的生长还是有一定的促进作用，但是作用并不显著；分析可能的原因有：1.与添加沙尘的量有关，2.与围隔培养的海水营养盐水平有关，3.与沙尘的来源有关，4.与所培养的藻种特性或浮游植物群落结构有关。为了进一步探讨上述原因在沙尘对海洋浮游植物生长影响中的作用，我们设计了以下两个室内实验：分别是对应 2 种沙尘添加量和两种海水介质（大洋海水和近岸海水）的沙尘添加对圆海链藻生长的的影响；及不同沙尘（6 种）在两种海水介质中对不同的藻类（4 种）生长的影响，即亚洲沙尘对几种海洋微藻生长的影响。

4. 在近岸海水和大洋海水中沙尘添加对圆海链藻生长的影响

4.1 前言

Bishop等2001年4月在北太平洋PAPA地区(145°W，50°N，高营养盐低叶绿素地区)，用自动碳探测器第一次观测到了一场大陆强沙尘暴携带沙尘进入海洋引起温跃层有机碳和叶绿素大幅增长的事实。而通过2006年4月黄海围隔添加沙尘的实验，可以看出直接添加沙尘对围隔中浮游植物的生长有影响但现象并不显著，这可能主要是因为北黄海并非是铁限制性海区，该海区的营养盐水平和可溶性铁的水平本身较高；另外我们所设计的沙尘添加量是基于全年平均大气粉尘对黄海地区入海通量的计算，低于沙尘在沙尘暴期间的短期平均输入量；所以我们设计了在近岸海水和大洋海水中分别添加不同量的沙尘，观察其对圆海链藻（*Thalassiosira rotula*）生长的影响。

4.2 材料与方法

沙尘来源同围隔实验，经 20 微米筛绢过滤后，加入小于 20 微米的沙尘。实验藻种为圆海链藻，培养温度 20℃，光照强度为 110 μ mol • photos • m^{-2}，光暗比 12h：12h。培养容器为 2L 的三角烧瓶，培养体积 1.25L，培养用海水为不加任何营养盐的青岛近岸海水和大洋水（取自西太平洋），测得两种实验海水营养盐初始浓度见表 4.1。实验共设 3 组对照组，添加沙尘 8mg/L 和 40mg/L，每日在显微镜下进行细胞计数。

表 4.1 室内实验所用培养海水中营养盐的含量

Table 4.1 The nutrient cotent in sea water using for lab experiments

	NH_4-N (umol/L)	NO_2-N (umol/L)	NO_3-N (umol/L)	DIN (umol/L)
青岛近岸水	0.5312	1.3354	11.0747	12.9413
大洋水	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

4.3 结果与讨论

不同浓度的沙尘对圆海链藻生长促进作用因在不同的海水介质中培养而有所差异，用青岛近岸海水培养，加入沙尘后的 4 天之内圆海链藻的生长和对照组的没有明显差异，第 5 天对照瓶的生长缓慢，加沙尘的两组圆海链藻又继续生长了一天，这说明沙尘中的营养盐对近岸水体的营养盐有贡献，但因近岸水营养盐含量较高（表 4.1）而显得对藻类的促进作用较小（图 4.1）。用大洋水培养，由于大洋水中的营养盐含量低，显示出不加沙尘的对照组圆海链藻的生长最慢，沙尘浓度越高，圆海链藻长势越好（图 4.2）。可见，在贫营养水域里，沙尘对营养盐的贡献就显得尤为突出。

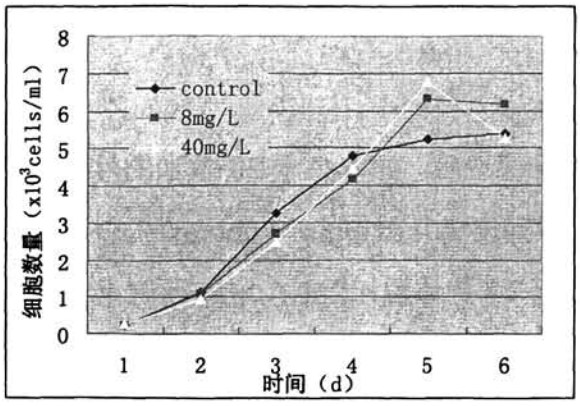


图 4.1 沙尘添对圆海连藻的影响（青岛近岸海水）

Fig.4.1 The effect of dust on the growth of *Thalassiosira rotula* (coastal water)

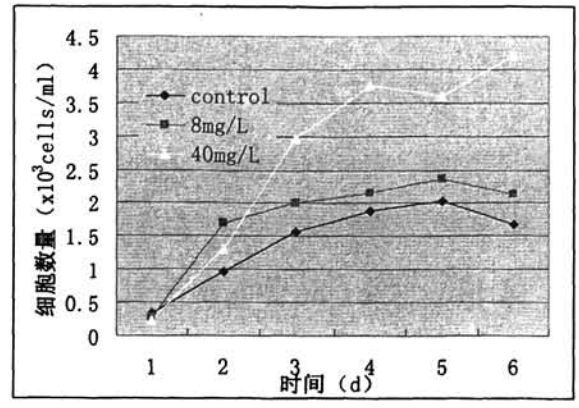


图 4.2 沙尘添对圆海连藻的影响（大洋水水）

Fig.4.2 The effect of dust on the growth of *Thalassiosira rotula* (ocean water)

4.4 小结

室内实验结果显示，沙尘对圆海链藻生长促进作用因培养用海水介质不同而有所差异，用大洋水培养，由于大洋水中的营养盐含量低，沙尘添加可以增加海水中营养盐和微量元素含量，从而促进浮游植物的生长；而用近岸水培养时，因近岸水本身营养盐含量较高，沙尘中的营养盐贡献相对并不显著，因而对藻类的促进作用较小。在贫营养水域里，沙尘对营养盐的贡献就显得尤为突出。

对寡营养的大洋水来讲，沙尘的添加剂量对海链藻生长有明显的影响，海链藻的比生长速率随着添加剂量的增加而增加。而在富营养盐的近岸水中，沙尘的添加量不同对藻类生长的影响并无明显区别。

5. 亚洲沙尘对几种海洋微藻生长的影响

5.1 前 言

沙尘暴中含有丰富的营养元素，沙尘暴入海后能够对海水营养盐组成造成影响，从而影响到海洋浮游植物的种类组成和数量变化，并在一定程度上对海洋生态系统结构与功能造成影响。沙尘粒子富含海洋生物必需的氮、磷、硅等常量元素及铁等微量元素，能够增加海洋营养盐的输入，刺激海洋生物的活动，加强藻类光合作用，促进海洋生物的生长繁殖。我国是亚洲沙尘暴的主要起源地，每年输入到太平洋的沙尘约 6000 万吨至 8000 万吨，对海洋环境和海洋生态产生重要

的影响。目前此方面的研究主要集中在亚洲沙尘沉降与海洋生物兴衰及赤潮灾害之间的关系，而特定的沙尘对具体藻类的影响则缺少针对性地研究。

在围隔实验和圆海链藻的室内实验中，一直所使用的沙尘为取自内蒙古阿拉善盟沙尘暴源地的沙尘（海拔 1334 m，41.21°N 105.21°E），而不同来源的沙尘是否会对藻类的生长产生不同的影响；在室内试验中我们所培养的藻类为圆海链藻，如果换用不同的藻种，沙尘对其生长产生的影响会否不同？所以设计了在大洋水和营养盐加富大洋水（代表近岸水）中，分别添加 5 种不同来源的沙尘，观察比较其对 3 种不同藻类生长的影响。

5.2 材料与方法

5.2.1 沙尘来源

本实验利用5种取自不同地点的沙尘对四种藻类生长的影响（见表5.1）。其中No.1至No.4沙尘全部采集自沙尘暴发源地，No.5沙尘采自青岛沿海地区。所有沙尘经孔径为20μm筛网过滤备用。

表5.1 实验用沙尘来源

Table 5.1 Source of experimental Dust

编号	沙尘样品采样地点	采样地点经纬度	
No.1	内蒙古苏尼特右旗	43° 28′ 06″ N	112° 08′ 10″ E
No.2	甘肃敦煌市戈壁滩表层较细砂土	40° 04′ 57″ N	94° 40′ 48″ E
No.3	内蒙古锡林郭勒盟正蓝旗	42° 43′ 752″ N	115° 51′ 974″ E
No.4	内蒙古阿拉善盟吉兰泰	41° 21′ 314″ N	105° 21′ 293″ E
No.5	山东青岛浮山	36° 04′ 57″ N	120° 24′ 57″ E

5.2.2 藻种及培养

藻种：两种硅藻旋链角毛藻（*Chaetoceros curvisetus*）和小角毛藻（*Chaetoceros minutissimus*）是从青岛近海分离的，一种甲藻东海原甲藻（*Prorocendrum donghaiense*）是从东海分离的，这三种藻均由李瑞香分离纯化，并保种于国家海洋局第一海洋研究所海洋生态环境与科学国家海洋局重点实验室。

实验采用一次性培养。每种沙尘称取5mg,分别加入经121℃高压灭菌过的50ml透明玻璃试管中，加入45ml培养基，培养基分为两种：一种为采用大洋海水配制的培养基，调节其 NO_3^-浓度为48 μ mol•L^{-1}，PO_4^{3-}浓度为3 μ mol•L^{-1}，SiO_3^{2-}

浓度为48μmol•L^{-1}使其营养盐充足；一种为大洋海水不添加任何营养盐，保持其低营养盐水平。所用大洋海水均用GF/C玻璃纤维滤膜过滤后，121℃、15分钟高压灭菌。两种培养基中分别接入3种微藻，进行单种培养，每组设三个重复。在光照培养箱（G2X-250BS-Ⅱ型）中培养，培养温度20±1℃，光源为白色冷荧光灯管，光照强度为110μmol•photos•m^{-2}，光暗比12h：12h。实验周期为10±1天。每天上午9点用TD-10特纳荧光计（Turner Designs Model）直接测定活体荧光值，测量时先将试管缓缓颠倒3次以混匀，当活体荧光值稳定后读数

5.2.3 数据处理及分析方法

指数生长期间细胞生长曲线方程为：$B_t=B_0\times e^{kt}$，其中B_0为生长开始时藻的生物量，B_t为t时刻藻的生物量，k为指数生长期间藻的比生长速率。在整个指数生长期间，k被认为是不变的。以相对活体荧光值作为相对生物量，以时间为横坐标，进行线性回归，回归得出直线的斜率即为比生长速率k。（马知恩，1996；李铁等，2000）。

实验数据统计分析利用统计软件SPSS13.0 进行。

5.3 结果与讨论

5.3.1 不同沙尘对小角毛藻的影响

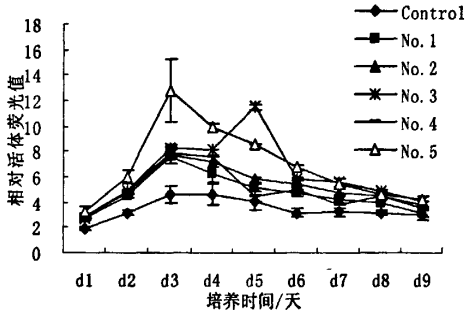


图5.1 不添加营养盐时沙尘对小角毛藻生长的影响

Fig 5.1 Effect of dusts on *Chaetoceros minutissimus* growth with no nutrient addition

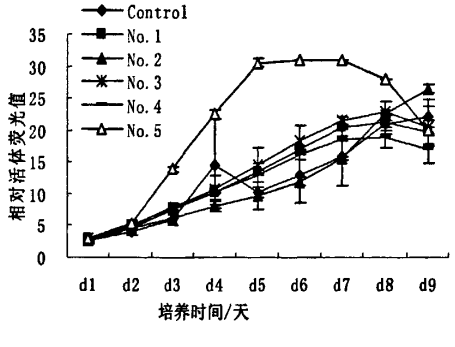


图5.2 添加营养盐时沙尘对小角毛藻生长的影响

Fig 5.2 Effect of dusts on *Chaetoceros minutissimus* growth with nutrient addition

在不添加营养盐时不同沙尘对小角毛藻生长的影响如图 5.1 所示。由图中可

以看出，实验开始之后，5 组添加沙尘的实验组及对照组中的小角毛藻都有不同程度的增长，除 No.3 实验组外，其余实验组的藻类生长速度均在第三天达到最大值，然后缓慢下降；添加 No.3 沙尘的实验组则在第五天达到最高值，添加了沙尘的实验组其小角毛藻的生长速度要明显高于对照组样品。其中，No.5 沙尘对小角毛藻生长的促进作用最为显著，其在实验开始后的第三天小角毛藻的生长达到最高值时，藻类的活体荧光值达到 12.8，这与其所溶出的氨氮及可溶性铁的含量较高有关，No.5 沙尘在溶出实验中氨氮浓度达到 19.064 μ mol•L^{-1}•g^{-1},接近其他沙尘氨氮浓度的 10 倍，可溶性铁的含量也仅次于 No.3 沙尘，比 No.1，No.2，No.4 沙尘的含量高出 1 倍以上（表 2）；No.1 沙尘对小角毛藻生长的促进作用最低，在第三天小角毛藻的生长达到最高值时，藻类的活体荧光值为 7.8；而对照组的藻类生长速度在第三天升到最高点时，其藻类的活体荧光值仅为 4.5。从各实验组指数生长期的比生长速率来看，比生长速率最高的为 No.5：0.38 d^{-1}，其次为 No.3：0.33 d^{-1}，最低的为 No.1、No.2 和 No.4 同为 0.29 d^{-1}；均高于对照：0.26 d^{-1}。由此可见，在不添加营养盐的情况下，沙尘的添加对小角毛藻的生长有明显的促进作用。

在添加营养盐时不同沙尘对小角毛藻生长的影响如图 5.2 所示。由图中可以看出，在富营养盐的条件下，沙尘的添加对小角毛藻的生长速度没有明显的影响。除添加 No.5 沙尘的实验组外，大部分实验组其小角毛藻生长速度上升的趋势并没有明显高于对照组样品，这说明沙尘中的营养盐的贡献因培养水体的富营养水平而显得对藻类的促进作用较小。比较小角毛藻在指数生长期的比生长速率，可以看出添加 No.5 沙尘的实验组比生长速率最高达到了 0.48 d^{-1}，而对照仅为 0.27 d^{-1}，接近于对照的 1.8 倍，说明 No.5 沙尘的添加对小角毛藻还是有相当程度的影响，这可能由于 No.5 沙尘取自沿海工农业经济发达地区，由于工业污染等因素 No.5 沙尘所含的氨氮及可溶出性铁等相对于其他沙尘样品比较高，因而对小角毛藻的生长有比较强的促进作用。其它添加沙尘样品的比生长速率与对照相比相差不是太明显，在 0.26 d^{-1}~0.31 d^{-1} 之间，除了 No.2 沙尘外其它都高于对照，说明在添加营养盐的条件下沙尘的添加对小角毛藻生长有一定的促进作用，与对照相比添加了营养盐后使得其作用不如未添加营养盐显著。

5.3.2 不同沙尘对旋链角毛藻的影响

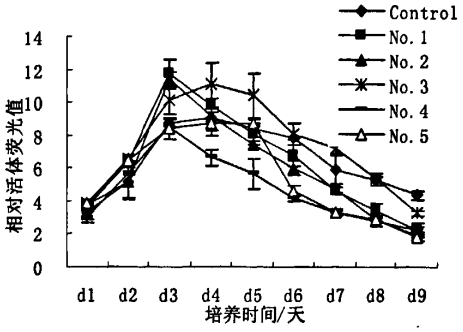


图5.3 不添加营养盐时沙尘对旋链角毛藻生长的影响
Fig 5.3 Effect of dusts on *Chaetoceros curvisetus* growth with no nutrient addition

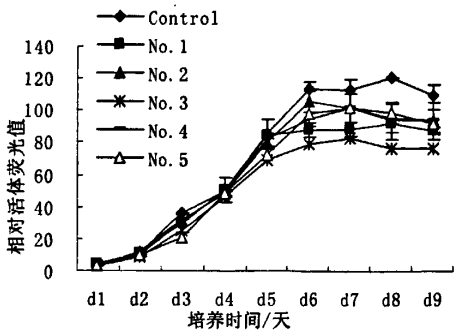


图5.4 添加营养盐时沙尘对旋链角毛藻生长的影响
Fig 5.4.Effect of dusts on *Chaetoceros curvisetus* growth with nutrient addition

如图5.3所示，在实验开始后，5种沙尘实验组包括对照组其旋链角毛藻的生长速度都有明显上升趋势。在加入沙尘后的最初2天里，旋链角毛藻皆呈指数生长，且5种添加沙尘的实验组皆比对照要高，说明沙尘的添加对旋链角毛藻的影响显著。相比对照组，大部分添加沙尘的实验组在d3天生长达到最大，只有No.3、No.5和对照是在d4天达到峰值，从d3天往后，添加No.1，No.2，No.4沙尘样品的相对活体荧光值开始迅速下降，至d5天大部分样品的相对活体荧光值低于对照，只有No.3、No.5与对照相似且No.3略高于对照。这与No.3沙尘的可溶性铁含量最高有关，No.3沙尘的可溶性铁在溶出48小时后达到0.062 $\mu mol \cdot L^{-1} \cdot g^{-1}$，是No.1，No.2沙尘的3倍，No.4沙尘的15倍左右，因而对旋链角毛藻的生长有较长效的促进作用。对照组由于藻类生长缓慢，营养盐消耗低，所以种群生长、下降的速度都不剧烈。从旋链角毛藻在指数生长期的比生长率来看，添加No.5沙尘的样品为0.24 d^{-1}略低于对照0.27 d^{-1}；其他样品的比生长率在0.27 d^{-1}至0.32 d^{-1}之间，皆高于对照，结果表明在不添加营养盐情况下，沙尘的添加对旋链角毛藻的促进作用较为明显的。

添加营养盐后，从图5.4可以看出沙尘对旋链角毛藻的影响不再明显。藻类在d1至d6天都处于指数生长期，但只有添加了No.2沙尘的实验组在d6天相对活体荧光值达到了最大，其他实验组和对照则又缓慢生长了1到2天才开始下降。其中对照在整个培养过程中相比添加沙尘的实验组，相对活体荧光值一直较高；在d8天相对活体荧光值达到最大值120.08，高于添加沙尘的样品。这可能因为在水体营养盐充足的情况下，加入沙尘后，沙尘中的黏土类物质能够吸附水体中的营养

盐（尤其是磷酸盐）而使其浓度下降，所以添加了沙尘的样品其藻类生长趋势反而不如对照。从指数生长期比生长率来看，对照为0.61 d^{-1}；其他添加沙尘的样品比生长率No.2最高为0.62 d^{-1}，No.4最低为0.58 d^{-1}，都与对照相近；说明在营养盐充足的情况下，沙尘的添加对旋链角毛藻的生长促进作用不明显。

5.3.3不同沙尘对东海原甲藻的影响

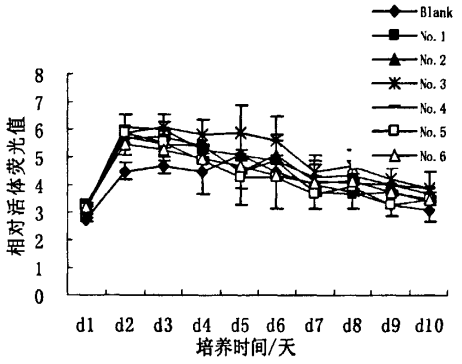


图5.5 不添加营养盐时沙尘对东海原甲藻生长的影响
Fig 5.5 Effect of dusts on *Prorocendrum donghaiense* growth with no nutrient addition

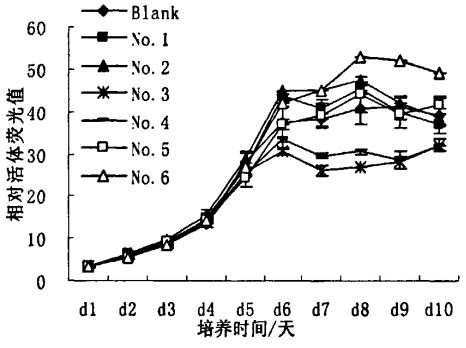


图5.6 添加营养盐时沙尘对东海原甲藻生长的影响
Fig 5.6 Effect of dusts on *Prorocendrum donghaiense* growth with nutrient addition

在不添加营养盐时不同沙尘对东海原甲藻生长的影响如图 5.5 所示。由图中可以看出，实验开始之后，5 组添加沙尘的实验组及对照组中的东海原甲藻其生长速度都有不同程度的增长；除 No.3 及对照外，其余实验组的藻类生长速度均在第二天达到最大值，然后缓慢下降；No.3 实验组在第 2 天到第 6 天其藻类生长速度均维持在较高的水平，主要是因为 No.3 沙尘可溶性铁的含量较高，对藻类生长的影响更显著。在实验开始的前 4 天内，添加了沙尘的实验组其东海原甲藻的生长速度要明显高于对照组。从指数生长期比生长率来看，添加沙尘实验组的比生长率最低是 No.5 为 0.21 d^{-1}，最高是 No.4 为 0.26 d^{-1}，皆高于对照 0.20 d^{-1}。从结果可以看出，沙尘的添加对东海原甲藻的生长有明显的促进作用。

在添加营养盐后不同沙尘对东海原甲藻生长的影响如图 5.6 所示。可以看出，在富营养盐条件下，沙尘的添加对东海原甲藻的生长速度没有明显的影响。在实验的最初几天。所有实验组的相对活体荧光值都几乎以同一幅度增长。至 d5 天，各添加沙尘的实验组的生长幅度才显示出差别，大部分实验组在 d6 至 d7 天间活

体荧光值略有下降，可能是至 d7 天营养盐基本消耗到了比较低的水平，导致东海原甲藻生长受到抑制；但 d7 天后大部分实验组的相对活体荧光值继续维持在一个较高的水平上，这可能与东海原甲藻对低营养盐环境的耐受性有关。其中添加了 No.5 沙尘的实验组相对活体荧光值比其他样品相比更高，最高值出现在 d8 天，可能与 No.5 沙尘的氨氮和可溶性铁的含量较高有关；从指数生长期比生长率来看，对照为 0.38 d^{-1}，添加沙尘的实验组比生长率在 0.37 d^{-1} 至 0.42 d^{-1} 之间，虽与对照相近但大多略高于对照；由此可见，在营养盐充足的情况下，沙尘的添加对东海原甲藻促进作用并不明显。

5.3.5 各微藻指数生长期比生长率

表 5.2 不添加营养盐情况下各微藻指数生长期比生长速率 d^{-1}

table 4.1 The specific growth rate of algae with no nutrient addition on the time of exponential growth phase

藻种	对照	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5
旋链角毛藻	0.27	0.32	0.28	0.28	0.31	0.24
小角毛藻	0.26	0.29	0.29	0.33	0.29	0.38
东海原甲藻	0.20	0.23	0.24	0.25	0.26	0.21

表 5.3 添加营养盐情况下各微藻指数生长期比生长速率 d^{-1}

table 4.2 The specific growth rate of algae with nutrient addition on the time of exponential growth phase

藻种	对照	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5
旋链角毛藻	0.61	0.61	0.62	0.59	0.58	0.59
小角毛藻	0.27	0.28	0.26	0.29	0.28	0.48
东海原甲藻	0.38	0.40	0.42	0.37	0.37	0.38

5.4 小结

（1）在不添加营养盐的情况下，5 种沙尘的添加对旋链角毛藻（*Chaetoceros curvisetus*），小角毛藻（*Chaetoceros minutissimus*）和东海原甲藻（*Prorocendrum donghaiense*）的生长具有明显的促进作用，说明在寡营养盐海域，如易受亚洲沙尘影响的西北太平洋海域，沙尘输入会显著促进海洋初级生产力增加。沙尘的促进作用随沙尘源地的不同及藻种种类的不同而有所差异。

（2）在添加营养盐的情况下，5 种沙尘的添加对 3 种微藻的影响均不再显著，表明在富营养盐海域，如近岸海域营养盐含量充足的情况下，沙尘对海洋浮游植物生长的影响不显著。

（3）在贫营养盐条件下，从各沙尘对 3 种微藻指数生长期比长速率的影响来看，No.5 沙尘对几种微藻均有较高的促进作用，尤其是对小角毛藻的促进作用最高，这与 No.5 沙尘取自沿海工农业发达地区，含较高的氨态氮和可溶性铁有关。No.3 沙尘对 3 种微藻的生长也有较高的促进作用，这与其较高的可溶性铁的含量有关。

（4）室内实验的结果与 Bishop（2002）在 2001 年观测到的由于中亚沙尘暴的长距离输送，在寡营养盐的大洋海区（主要是北太平洋 PAPA 地区）的叶绿素和有机碳大幅度的增长的观测结果是一致的；即在寡营养盐的海区，亚洲沙尘的输入对浮游植物的生长具有显著的促进作用。

6. 利用围隔实验比较沙尘暴源地沙尘与沉降地沙尘对海洋浮游植物的影响

6.1 前 言

中国北方沙漠地区和黄土高原是亚洲沙尘暴的主要来源之一。沙尘在长距离的传输过程中会吸附大量的营养盐，金属元素等，因此，沙尘暴沉降地的沙尘在理化性质方面与沙尘暴源地的沙尘有很大的不同，杨东贞等（1991）曾对1988年4月北京一次沙尘暴样品进行分析，共测得21种元素。庄国顺等（2000）发现，沙尘暴期间气溶胶粒子中S的含量比平时高出4倍，主要来源于长距离传输过程中由气体到气溶胶的转化。

近20年来，国内外许多学者对不同海域气溶胶的分布特征进行了广泛的研究。得出亚洲大陆东北部干旱沙漠地区春季沙尘暴活动是太平洋北部春季大气中地壳源气溶胶的主要来源（刘毅，周明煜，1999）。而北京地处亚洲主要沙尘源区的下风方向，是亚洲沙尘暴矿物颗粒向下游输送的主要通道之一（刘毅，周明煜，1998）。因此，使用采自内蒙古沙源地的沙尘和2006年4月北京春季沙尘暴期间收集的沙尘，利用围隔试验对青岛胶州湾近岸海水中自然浮游生物群落进行现场培养，以比较沙源地沙尘与沉降地沙尘对海水中浮游植物生长及群落结构的影响。

6.2 材料与方法

6.2.1 实验材料及围隔实验设计

实验材料选用内蒙古锡林郭勒盟正蓝旗气象局采集的当地沙漠表层沙尘（Dust from Mongulia，简称M）(42° 43′ 752″ N; 115° 51′ 974″ E)及北京2006年4月份沙尘暴期间收集的沙尘气溶胶（Dust from Beijing，简称B）（由中科院大气所石广玉教授提供）；实验容器为5L聚碳酸酯塑料桶；实验所培养的海水为青岛胶州湾近岸海水，起始浮游生物种群为自然群落。

现场围隔实验沙尘添加设计如表6.1

表6.1 现场围隔沙尘添加设计浓度

Table6.1 The design concentration of adding dust in mesocosm

编号	对照	沙尘暴源地沙尘		北京沙尘气溶胶	
a	A	M1（36mg/5L）	M3（360mg/5L）	B5（36mg/5L）	B7（360mg/5L）
b	B	M2（36mg/5L）	M4（360mg/5L）	B6（36mg/5L）	B8（360mg/5L）

a、b 互为平行样，所添加的沙尘量是根据 2000～2002 年由青岛进入黄海的沙尘粒子干沉降通量计算（张凯等，2004），所设浓度梯度为 10 倍，实验周期为 8 天。实验地点在青岛麦岛海域，与大围隔实验同步进行，所有实验容器固定于围隔架边缘，实验设施见图 6.1。

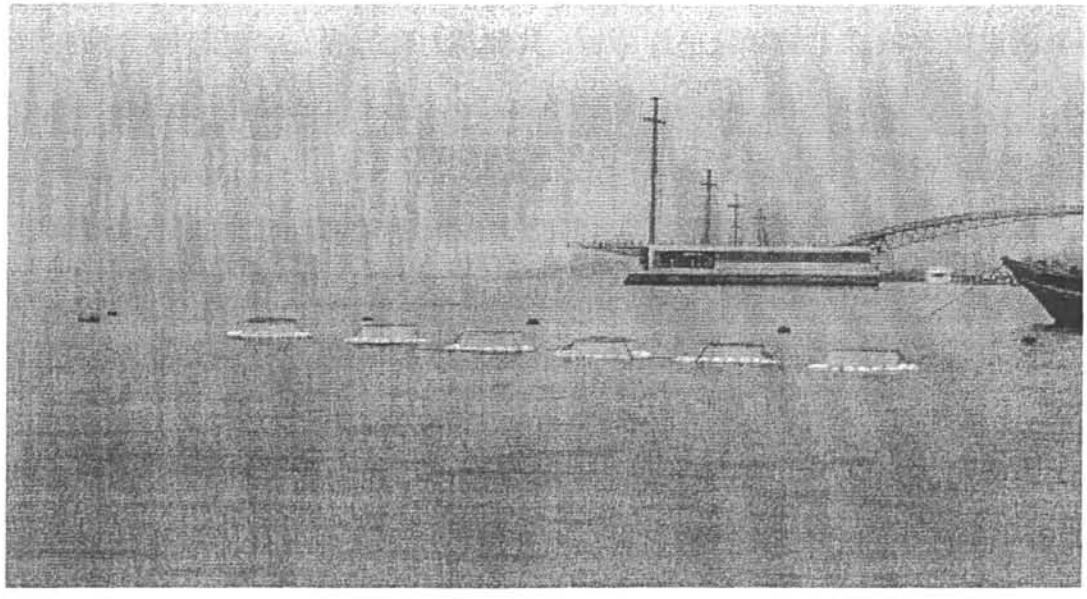


图6.1 围隔实验装置现场照片

Fig.6.1 Photos of mesocosm experiment in QingDao

6.2.2 取样及分析方法

每天上午 9 点取样，用 GF/F 玻璃纤维滤膜过滤 100ml 水样用来测定叶绿素 a，叶绿素 a 分级水样采用 20μm、2μm 和 GF/F 三种孔径滤膜抽滤，样品于-20℃冷冻保存，带回陆地实验室测定。叶绿素 a 的测定采用丙酮（90%）萃取法，使用 Turner-Design-700 荧光计测定。

营养盐水样（包括PO_4-P、NO_3-N、NO_2-N、NH_4-N和SiO_3-Si）用GF/F玻璃纤维滤膜过滤后用聚乙烯瓶（聚乙烯瓶首先用1：5的盐酸浸泡25h，冲洗干净后烘干）贮存，-20℃冷冻保存，带回陆地实验室用BRAN+LUEBBEAA3营养盐自动分析仪测定。

6.2.3 初始营养盐浓度

添加沙尘的围隔实验初始营养盐见表6.2。

表 6.2 添加沙尘围隔初始营养盐浓度

Table6.2 The nutrient concentration in starting time in mesocosm

营养盐	围隔编号									
（μmol/L）	Control A	Control B	M1 (36mg/5L)	M2 (36mg/5L)	M3 (360mg/5L)	M4 (360mg/5L)	B5 (36mg/5L)	B6 (36mg/5L)	B7 (360mg/5L)	B8 (360mg/5L)
NO_3-N	14.31	13.91	11.66	14.41	13.21	14.88	13.14	13.51	11.88	13.75
NO_2-N	0.94	0.88	0.79	0.84	0.81	0.85	0.86	0.90	0.80	0.82
NH_4-N	9.36	8.64	8.00	10.11	6.86	7.11	7.69	8.06	11.79	14.60
PO_4-P	0.23	0.15	0.13	0.19	0.20	0.13	0.21	0.16	0.17	0.25
SiO_3-Si	7.57	6.91	6.31	6.59	6.16	7.01	6.77	7.05	6.89	6.95

注：所添加沙尘的种类、数量及所对应编号见表6.1

由表6.2可以看出，胶州湾近岸海水中的N营养盐水平较高， N：P比值较高几乎达到60：1的水平。其中NO_3-N的含量最高，NH_4-N次之。添加沙尘后，大部分围隔营养盐并没有明显的增高，反而比对照略有下降；参照高咏卉等（2006）所做的有机改性黏土对海水中营养盐的吸附及解吸附实验的报告，推测这可能因为沙尘在进入水体后，营养盐还不能立时释放出来，同时其所含的黏土类物质却可能吸附了水体中的部分营养盐。但添加360mg北京沙尘的B7，B8号围隔中，NH_4-N明显较其他围隔的初始浓度要高。

6.3 结果与分析

6.3.1 2007年7月添加沙尘围隔实验中叶绿素a的变化

6.3.1.1 总叶绿素a的变化趋势

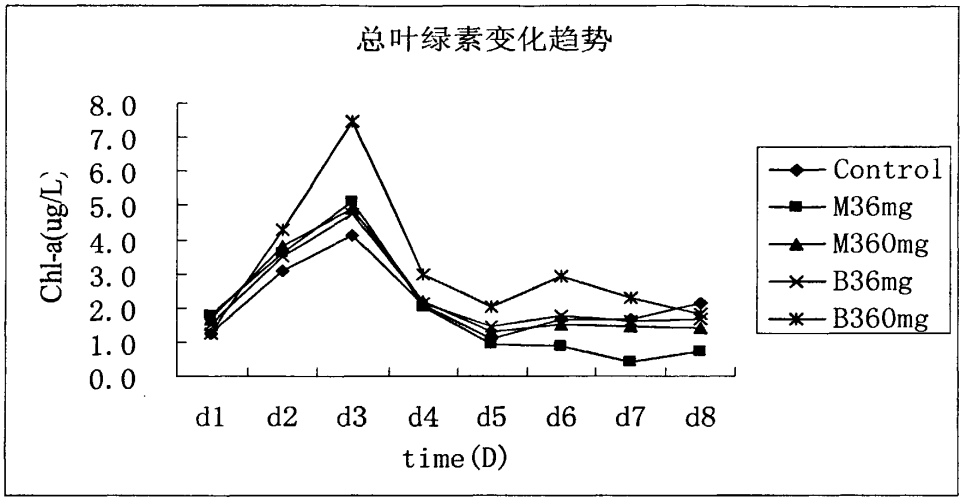


图6.2 2007年7月围隔总叶绿素a变化趋势

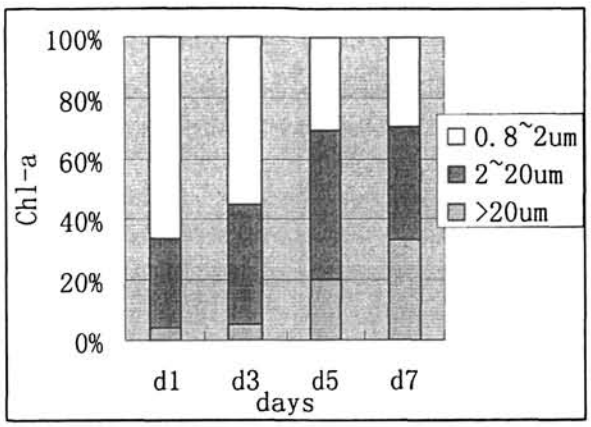
Fig.6.2 Changes of chlorophyll a in mesocosm in July 2007

2007年7月添加沙尘的围隔实验中总叶绿素a的变化如图6.2所示，添加沙尘的围隔与对照中的叶绿素a变化趋势相同，都在第3天达到最大值。其中添加了36mg和360mg内蒙古沙尘（M）的围隔及添加了36mg北京沙尘（B）的围隔中，叶绿素变化趋势相近且都略高于对照。添加了360mg北京沙尘（B）的围隔则远高于对照，在第3天达到峰值时叶绿素浓度为7.488μg/L，接近于对照的两倍；说明作为沉降地的北京沙尘气溶胶比来自于内蒙沙尘暴源地的沙尘更富有促进浮游植物生长的成分，且与沙尘的添加量有明显的关系。

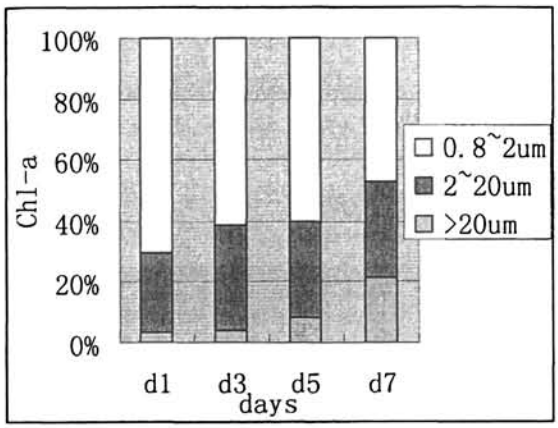
6.3.1.2 分级叶绿素a的变化趋势

图 6.3 2007 年 7 月添加沙尘围隔中叶绿素 a 分级的百分比组成的变化

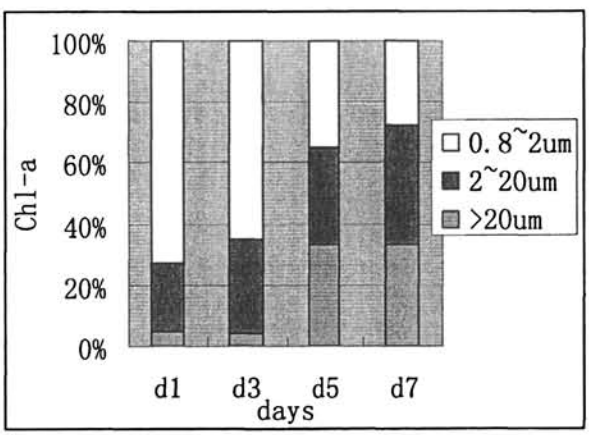
Fig6.3 Changes of size composition chlorophyll a in mesocosm in in July 2007



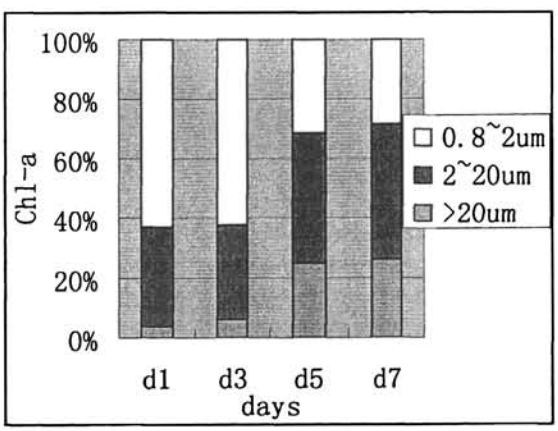
对照



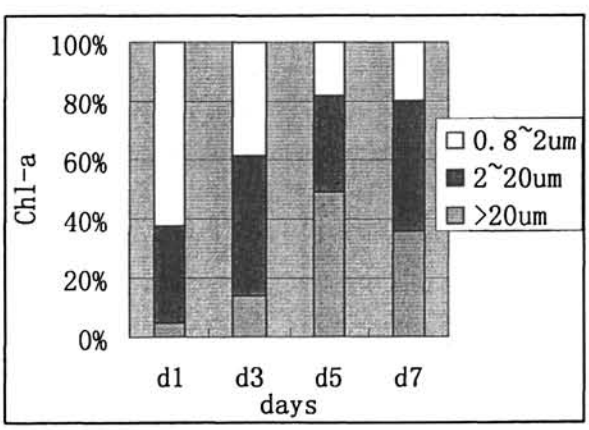
M 36mg/5L



M 360mg/L



B 36mg/5L

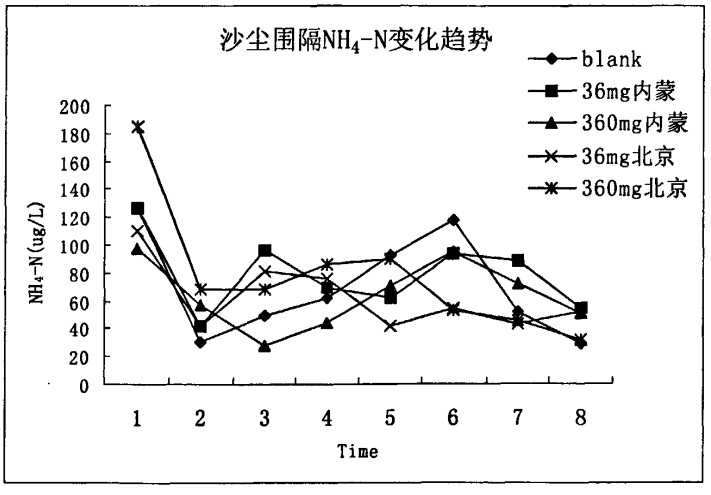


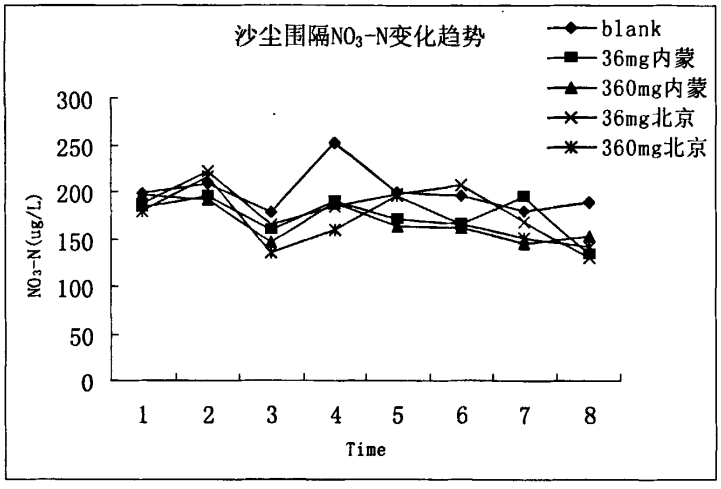
B 360mg/5L

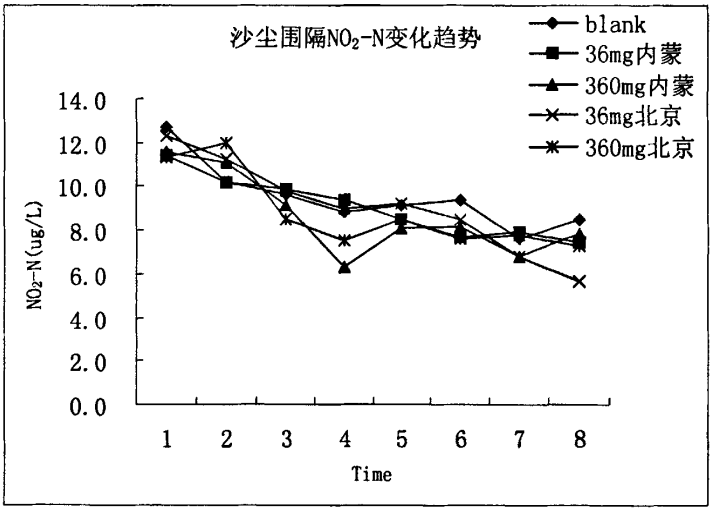
2007 年 7 月添加沙尘围隔实验叶绿素分级数据如图 6.3 所示。浮游植物的叶

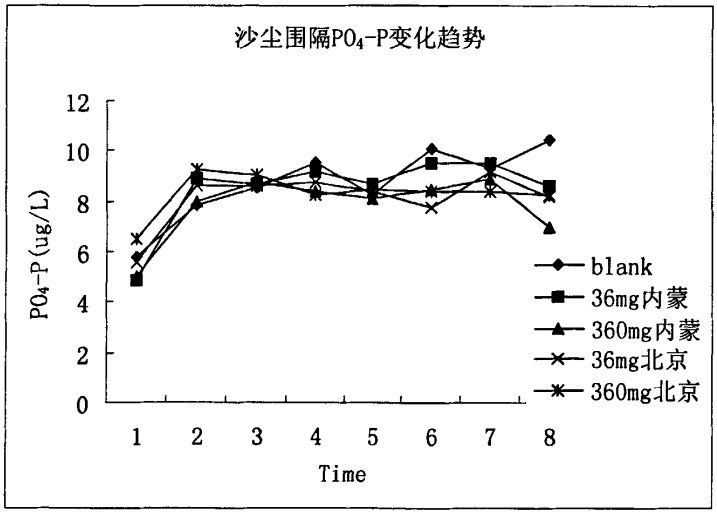
绿素粒径结构变化较大。未添加沙尘的对照围隔在实验期前期占优势的是微微型浮游植物，从第 5 天开始小型浮游植物生长逐渐显示出了优势，微型浮游植物在第 1～第 5 天呈增长趋势，第 7 天开始下降，而小型浮游植物则有较大幅度的增长；说明胶州湾近岸海水中的营养盐成分比较适合个体相对较大的小型浮游植物的生长；添加 M 36mg/5L 的围隔中，浮游植物粒径变化与对照相似但不如对照，第 7 天占据优势的仍然是微微型浮游植物群落，小型浮游植物增长较小。添加 M 360mg/5L 和 B 36mg/5L 的围隔在叶绿素粒径结构的变化上及其相似，都是初期微微型浮游植物占有较大的优势，在实验后期第 7 天微型浮游植物占据优势，小型浮游植物增长迅速，但在第 5～第 7 天变化不大，微微型浮游植物所占的比例下降迅速。添加 B 360mg/5L 的围隔小型浮游植物的增长幅度较大，至第 5 天已占有很大优势，但在第 7 天又略有下降。说明北京沙尘所释放的营养盐对小型浮游植物的生长有较强的促进作用，但在爆发性的生长之后，由于营养盐消耗剧烈无法继续支持小型浮游植物对营养盐的需求，所以在实验后期小型浮游植物所占的比例略有下降；微微型浮游植物所占的比例降幅较大，微型浮游植物的比例略有增长。

6.3.2 2007年7月添加沙尘围隔实验中营养盐的变化




沙尘围隔NO3-N变化趋势
blank
36mg内蒙
360mg内蒙
36mg北京
360mg北京
NO3-N(ug/L)
300
250
200
150
100
50
0
1
2
3
4
5
6
7
8
Time


沙尘围隔NO2-N变化趋势
blank
36mg内蒙
360mg内蒙
36mg北京
360mg北京
NO2-N(ug/L)
14.0
12.0
10.0
8.0
6.0
4.0
2.0
0.0
1
2
3
4
5
6
7
8
Time


沙尘围隔PO4-P变化趋势
PO4-P(ug/L)
12
10
8
6
4
2
0
1
2
3
4
5
6
7
8
Time
blank
36mg内蒙
360mg内蒙
36mg北京
360mg北京

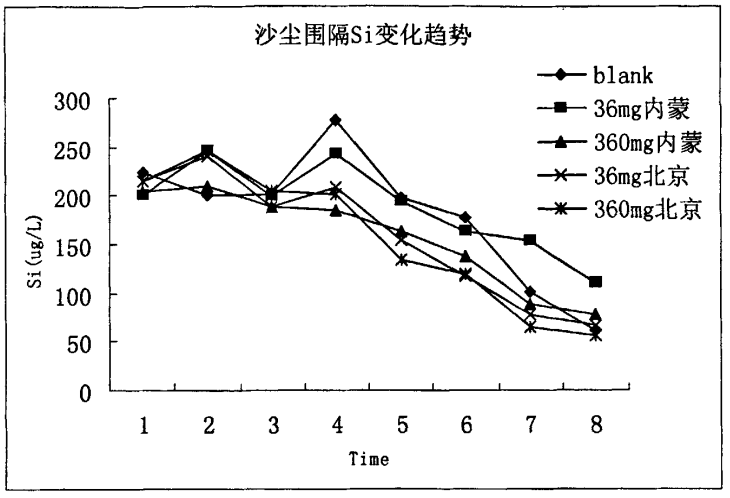


图 6.4 2007 年 7 月添加沙尘围隔中营养盐的变化

Fig6.4 Changes of nutrient in mesocosm in July 2007

NH_4-N：该海域表层营养盐中 NH_4-N 的浓度较高，在对照围隔中 NH_4-N 达到 126.04μg/L；添加了 B 360mg/5L 的围隔中 NH_4-N 的初始浓度最高，达到 189.77μg/L，在培养开始后的第一天，NH_4-N 的浓度迅速下降，除添加 M 360mg/5L 的围隔外，其他围隔在 d2 天 NH_4-N 浓度达到最低点，可以看出浮游植物首先利用沙尘释放的 NH_4-N，此时 NH_4-N 浓度最低为对照围隔 30.28μg/L，最高为添加 B 360mg/L 的围隔 68.20μg/L，接近于对照围隔的两倍。说明北京沙尘气溶胶中 NH_4-N 营养盐的含量较高；添加了 M 360mg/5L 的围隔中 NH_4-N 在 d3 达到最低点，为 27.85μg/L，其后 NH_4-N 浓度略微有所升高，原因可能是浮游植物的分解及浮游动物的代谢作用引起的。

NO_3-N：所有围隔在 d1～d2 天 NO_3-N 浓度略微上升，d2 天后才开始下降，说明浮游植物在营养盐的利用方面 NH_4-N 优先于 NO_3-N，d3 天达到最低点时，最高为对照围隔 179.34μg/L，最低为添加了 B 360mg/5L 沙尘的围隔 135.33μg/L，在 d3 天之后，几乎所有围隔的 NO_3-N 都有略微上升趋势，这可能与浮游植物的分解有关。

NO_2-N：所有围隔的 NO_2-N 在培养期间都呈现下降趋势，在刚加入沙尘的 d1 天，NO_2-N 浓度最高的为对照围隔达到 12.69μg/L，最低为添加了 B 360mg/5L 沙尘的围隔达到 11.34μg/L；在整个培养期间，NO_2-N 的最低点出现在 d4 天添加了 M 360mg/5L 沙尘的围隔 6.31μg/L。大部分围隔在 d4～d5 天之间 NO_2-N 浓度

还略有所回升，而后又一直下降至培养结束。这与 NO_3-N 浓度的变化趋势是基本相似的。

PO_4-P：在加入沙尘后，除对照围隔外，其他所有围隔中的 PO_4-P 浓度在 d1～d2 天都呈现出迅速上升的趋势，在培养的 d2 天，PO_4-P 浓度最高的为添加 B 360mg/5L 的围隔，PO_4-P 浓度达到 9.25μg/L；最低的为对照围隔，PO_4-P 浓度达到 7.81μg/L。d2 天至 d8 天各围隔中 PO_4-P 浓度基本保持较为平稳的状态，变化不大。

SiO_3-Si：在添加沙尘后的 d1～d2 天，除对照围隔中 SiO_3-Si 略有下降外，其他围隔中的 SiO_3-Si 浓度都有不同程度的上升，说明沙尘的营养盐释放对水体中的 Si 营养盐还是有一定贡献的。在 d8 天所有围隔中 SiO_3-Si 达到最低，其中对照为 60.80μg/L，最高的为添加 M 36mg/5L 的围隔，SiO_3-Si 浓度达到 109.68μg/L。

6.4 小结

从围隔实验叶绿素a的变化可以看出，在高沙尘添加量的情况下，沙尘暴源地沙尘与沉降地沙尘对浮游植物的生长得影响具有明显的差异性，采自沉降地的北京沙尘对浮游植物生长的促进作用要明显的高于采自沙尘暴源地的内蒙古沙尘。而在低添加量的情况下，两种沙尘对浮游植物的促进作用没有显著的差异。添加了360mg北京沙尘的围隔比添加了36mg北京沙尘的围隔对浮游植物生长的促进作用更为明显，说明沙尘的添加量与沙尘能够溶出的营养盐含量对浮游植物的生长均有重要的影响。在叶绿素a分级方面，所有的围隔都表现出小型浮游植物所占比例逐渐上升，微微型浮游植物所占的比例下降这一特点，但添加不同沙尘的围隔叶绿素粒级结构的变化幅度不同，添加360mg北京沙尘的围隔小型浮游植物所占比例增长最快。

从围隔实验营养盐的变化来看浮游植物对氨态氮的利用要优先于硝态氮，硝态氮在实验后期略有回升可能是由于浮游植物的分解引起的。硅藻作为浮游植物中的优势种类对硅酸盐的消耗使得围隔水体中硅酸盐含量持续下降。添加360mg北京沙尘的围隔中，氨态氮的浓度明显较高，这也可能是该围隔叶绿素a高于其

他围隔的原因。

7. 结论

通过沙尘溶出实验、围隔实验及室内实验，研究了亚洲沙尘对海洋中浮游植物生长产生的影响，研究的结果表明：在贫营养盐的大洋海水中沙尘的加入对浮游植物生长的促进作用显著；其促进作用随沙尘源地的不同、沙尘添加量的不同及藻种种类的不同而有所差异。春季是沙尘暴多发季节，由沙尘暴带来的营养物质对海洋的贡献可能是黄海春季浮游植物高峰的一个重要因素，并可能造成春季水华。

沙尘的添加对浮游植物生长的影响程度主要受以下几个方面决定：

（1）海水介质：在低营养盐的大洋海水中，沙尘的添加对浮游植物的生长促进作用显著；而在高营养盐的海水中，沙尘的添加对浮游植物的生长的影响不如在低营养盐的海水中明显，有时与不加沙尘相比还略有抑制，因此海水介质的不同是影响藻类对沙尘响应的主要因子。在寡营养盐的海区，亚洲沙尘的输入对浮游植物的生长具有较显著的促进作用。

（2）沙尘的来源及添加量：不同来源的沙尘所含的营养盐含量不同，与沙尘暴源地的沙尘相比，沉降地的沙尘对海洋浮游植物生长的促进作用更明显。高沙尘添加量对海洋浮游植物生长的促进作用比低沙尘添加量更明显。

（3）藻种的特性：从亚洲沙尘对3种海洋微藻生长的影响实验中可以看出，在低营养盐的的海水介质中，同样的沙尘对不同藻类生长的促进作用是不同的。取自沉降地区的No.5沙尘的添加对小角毛藻的生长促进作用显著高于其它4种源地沙尘，对旋链角毛藻及东海原甲藻生长的促进作用则与其它沙尘相近，这主要与所培养的藻类本身对营养盐的需求性及对不利环境的耐受性等生物学特性密切相关。

参考文献

Aardenne J A, Carmichael G R *et al.*, Anthropogenic NOx emissions in Asia in the period 1990-2020. Atmospheric Environment, 1999, 33: 633-646.

Arimoto R, Duce R A, Ray B J, *et al.*,Atmospheric trace elements at Enewetak Atoll; 2.Transport to the ocean by wet and dry deposition. J Geophys Res, 1985,90(D1):2391-2408

Azam F, Fenchel T, Field JG, *et al*. The ecological role of water-column microbes in the sea. Mar Eeol Prog Ser, 1983, 10: 257-263.

Beukema J J, and G. C. Cadee. Zoo benthos responses to eutrophication of Dutch Wadden Sea. Opheloa 1986. 26:55-64

Bishop J K B, Davis R E, Sherman J T, 2002, Robotic observation of dust storm enhancement of carbon biomass of the north Pacific, Science, 298: 817-821.

Boye, M. and C.M.G. van den Berg, Iron availability and the release of iron-complexing ligands by Emiliania huxleyi. Mar. Chem., 2000. 70: 277-298.

Cadee, G. C. Has input of organic matter into the western part of Dutch Wadden Sea increased during the last decade? Neth. Inst. Sea. Res. Bubl. Ser., 1984, 10:71-82

Cao Junji, Lee Shungcheng et al., Characterization of dust storms to HongKong in April 1998, Water, Air and Soil Pollution: Focus 2003,3: 213-229.

Caron D A, Goldman J C, Dennett M R. Experimental demonstration of the roles of bacteria an d bacterivorous protozoa in plankton nutrient cycles. Hydrobiologia, 1988, 159: 27-40.

Castro, M.S., Driscoll, C.T., Atmospheric nitrogen deposition to estuaries in the Mid-Atlantic and Northeastern United States. Environ. Sci. Technol. 2002, 36:3242-3249.

Cho B C, Azam F. Biogeochemical significance of bacterial biomass in the ocean's euphotic zone. Marine Ecology Progress Series, 1990, 63: 253-259.

Chung C S, Hong G H, Kim S H, *et al.* Shore based observation on wet deposition of inorganic nutrients in the Korean Yellow Sea coast. The Yellow Sea, 1998, 4:30-39.

Coale, K.H., K.S. Johnson, S.E. Fitzwater, R.M. Gordon, *et al.*, A massive phytoplankton bloom induced by an ecosystem-scale iron fertilization experiment in the equatorial Pacific Ocean. Nature, 1996. 383: 495-501.

Cole J, Pace M. Bacteria production in fresh and salt water eco-systems: a cross-system overview. Mar Ecol Prog Ser, 1988.43: 1～ 10.

Davies, A. G. *et al.* The ecology of a coastal Phaeocystis Bloom in the north- western English Channel in 1990. Journal of Marine Biological Assiciation UK 1992. 72, 691-708

Duce R A, Liss P S, Merrill J T, *et al.* The atmospheric input of trace species to the world ocean. Global Biogeochem Cycles, 1991, 5:193-259.

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, Science, 1980, 209: 1522-1524.

Duce R A and N W Tindale, 1991. Atmospheric transport of iron and its deposition in the ocean. Limnol. Oceanogr., 36: 1715-1726.

Ducrotor J P, Indictions of change in the marine Flora of the North Sea in the 1990s. Marine Pollution Bullentin 1999 .38:646-654

Egg J K and Aksnes D L, Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition.Mar.Ecol, Prog. Ser., 1992, 83:281-289

Escaravage V Response of phytoplankton communities to nitrogen input reduction in mesocosm experiment.Mar.Ecol, Prog. Seri., 1999, 179:187-199

Escaravage V. *et al* The Response of phytoplankton communities to phosphorus input reduction in mesocosm experiment.J.Exp.Mar.Biol.Ecol, 1996, 188(1):55-79.

Feng Q., Endo K. N., Cheng G.. D., Dust storms in China: a case study of dust storm variation and dust characteristics, Bull. Eng. Geol. Env. 2002, 61: 253-261

Fisher T R , Peele E R , Ammerman J W, *et al* . Nutrient limitation in Chesapeake Bay. Mar Ecol Prog Ser , 1992. 82 :51～63

Flynn K J.Algal carbon-nitrogen metabolism: A biochemical basis for modeling the interactions between nitrate and ammonium uptake.J Plankton Res, 1991, 13(2): 373-387

Fung, I.Y., S.K. Meyn, I. Tegen, S.C. Doney, J.G. John and J.K.B. Bishop, Iron supply and demand in the upper ocean. Global Biogeochem. Cycles, 2000. 14: 281-296.

Galloway J N, Likens G E, Keene W C,et al.The composition of precipitation in remote areas of the world. J Geophys Res, 1982(87):8771-8786.

Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W. Nitrogen cycles: past, present andfuture. Biogeochem, 2004(70): 153–226.

Glibert P M,Magnine R E,Lomas M W,etal.Harmful algal blooms in the Chesapeake Bay and coastal bays of Maryland,USA comparison of 1997,1998 and 1999 events.Estuaries, 2001,24(6A) :875-883

Graham W F and Duce R A. Atmospheric pathways of the phosphorus cycle. Geochim Cosmochim Acta, 1979,43: 1195-1208

Grasshoff K Kremling K Ehrhardt M, Methods of Seawater Analysis.Third Edition.Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH, 1999: 160-223

Guerzoni S, Chester R, Dulac F, *et al.*, The role of atmospheric deposition in the biogeochemistry of Mediterranean Sea, Progress in Oceanography, 1999, 44:147-190.

Irwin J G and Williams M L. Acid Rain: Chemistry and transport. Environ Poll, 1988, 50:29-59

Jickells T. Atmospheric inputs of some chemical species to the North Sea. German Journal of Hydrography, 1997,49: 111-118.

Jickells, T.D. and L.J. Spokes, Atmospheric iron inputs to the oceans. In: D. Turner and K.A. Hunter (eds.) The Biogeochemistry of Iron in Seawater, Wiley, 2001. 85-121.

Jickells, T.D., 1995. Atmospheric inputs of metals and nutrients to the oceans: their magnitude and effects. Mar. Chem., 48: 199-214.

Jickells, T.D., Emissions from the Oceans to the Atmosphere, Deposition from the Atmosphere to the Oceans and the Interactions Between Them. In: W. Steffen, J. Jger, D.J. Carson and C. Bradshaw (Eds.). Challenges of a Changing Earth. *Proc*eedings of the Global Change Open Science Conference, Amsterdam, The Netherlands, 10-13 July 2001. Springer-Verlag. 2002.

Justic D,Rabalais N N,Turner R E and Dortch Q,Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters:stoichiometric nutrient balance and its consequences,Estuarine,Coastal and Shelf Science,1995,40:339-356

Karl D. M *et al.* 1997. The role of nitrogen fixtion in biogechemical cycling in subtropical North Pacific Ocean. Nature 388:533-538

Karl, D.M. A sea of change: Biogeochemical variability in the North Pacific Subtropical Gyre. Ecosystems, 1999, 2: 181-214.

Kolber, Z.S., R.T. Barber, K.H. Coale, S.E. Fitzwater, R.M. Greene, K.S. Johnson, S. Lindley and P.G. Falkowski, Iron limitation of phytoplankton photo*Syn*thesis in the equatorial Pacific Ocean. Nature, 1994, 371: 145-149.

Kolber Z *et al.*, Iron limits photo*Syn*thetic energy conversion efficiency in the equatorial Pacific Ocean.Nature 1994(371)145-149

Kudela R M, and R C Dugdale, Nutrient regulation of phytoplankton productivity in Monterey Bay, California. Deep Sea Research II, 2000, 47:1023-1053

Lenes J., Walsh J., Red tides and dust storms, Marine Pollution Bulletin, 2001,42(10): 796.

Lenes JM, Darrow B P et al., Iron fertilization and the Trichodesmium response on the west Florida shelf, Limnology and Oceanography, 2001, 46(6): 1261-1277.

Liss P S, Galloway J N. Air-sea exchange of sulphur and nitrogen and their interactionin the marine atmosphere, in: Interactions of C,N,P and S Cycles and Global Change. Berlin, 1993:249–281,

Li W K W, Subba Rao D V. Harrison W G, et al. Autotrophic picoplankton in the tropical ocean. Science, 1983. 219: 292-295

Loye-Pilot M D, Martin J M.Influence of Saharan dust on the rain acidity and atmospheric input to the Mediterranean. Natrue,1986(321):427-428.

Mahowald, N., K. Kohfeld, M. Hansson, Y. Balkanski, S.P. Harrison, I.C. Prentice, M. Schulz and H. Rodhe, Dust sources and deposition during the last glacial maximum and current climate: A comparison of model results with paleodata from ice cores and marine sediments. J. Geophys. Res , 1999. 104: 15,895-15,916.

Marks R.Preliminary investigations on the influence of rain on the production, concentration,and vertical distribution of sea salt aerosol. J Geophys Res: 1990(95):22299-22304.

Martin J H. Glacial-interglacial CO_2 change:The iron hypothesis. Paleoceanography, 1990, 5: 1~13

Murphy L S, Haugen E M. The distribution and abundance of phototrophic ultraplankton in the North Atlantic. Limnol Oceanogr, 1985, 30: 49—58

Nagamoto C, Parumgo F, Kopcewicz B *et al.*, Chemistry analysis of rain samples collected over the Pacific Ocean. J Geophys Res, 1990,95(D13):22343-22354

Officer C B and Ryther J H, The possible importance of silicon in marine eutrophication, Mar.Ecol.Prog.Ser., 1980, 3: 83-91

Owens N J, Galloway J N, Duce R A, Episodic atmospheric nitrogen deposition to oligotrophic oceans, Nature, 1992, 357(4):397-399.

Paerl H W.Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters.Limnology and oceanography, 1988, 33: 823~847

Paerl H W, Fogel M L. Isotopic characterization of atmospheric nitrogen inputs as sources of enhanced primary production incoastal Atlantic Ocean water. Marine Biology, 1994(119):635-645.

Paerl H W, Boynton W R, Dennis R L et al. Atmospheric deposition of N in coastal waters: biochemical and ecological implications. In: Valigura, R., Alexander, R., Castro, M. *et al.* (Eds.), Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective, Coastal and Estuarine Studies, Vol. 57. AGU Press, Washington DC, 2000, 11–52: 295–311.

Paerl, H W, Whitall D R. Anthropogenically-derived atmospheric nitrogen deposition, marine eutrophication and harmful algal bloom expansion: is there a link? AMBIO, 1999,28(4):307-311.

Paerl, H W. Coastal eutrophication in relation to atmospheric nitrogen deposition:current perspectives. Ophelia, 1995, 41: 237-259.

Paerl, H.W. Enhancement of marine primary productivity by nitrogen enriched rain. Nature ,1985,315:747-749.

Paerl, H W. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources [J]. Ambio, 1994, 23: 464-465

Prinn R D, Liss P, Buat-Menard P. Biogeochemical Ocean-Atmosphere Transfers[R]. JGOFS report No.14, 1994.

Prinn, R., D. Cunnold, R. Rasmussen, P. Simmonds, F. Alyca, A. Crawford, P. Fraser, and R. Rosen. 1990. Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGE data. Journal of Geophysical Research 1990, 95: 18,369–18,385.

Pryor S C, R J Barthelmie, L L S Geernaert, T Ellermann, and K D Perry, Speciated particle dry deposition to the sea surface: results from ASEPS 97, Atmospheric Environment 1999.33,2045-2058

Richardson K, and Heilmann J P, Primary production in the Kattegat-past and present, Ophelia 1995 41:317-328

Riegman R, Nutrient-related selection mechanism in marine-phytoplankton communities and the impact of eutophication on the planktonic food-web, Water Science and Technology, 1995. 32(4):63-75

Rue, E.L. and K.W. Bruland, The role of organic complexation on ambient iron chemistry in the equatorial Pacific Ocean and the response of a mesoscale iron addition experiment. Limnol. Oceanogr., 1997. 42: 901-910.

Sanders R W, Caron D A, Beminger U G. Relationships between baaeria and heterotrophic nanoplankton in marine and fresh waters: an inter-ecosystem comparison. Mar Eeol Prog Ser, 1992, 86: 1-l4.

Santschi P H.The MERL Mesocosm approach for studing sediment-water interactions and Ecotoxicology.Environ. Technol.Let.6:335-350.

Schlüter L..The influence of nutrient addition on growth rates of phytoplankton groups,and microzooplankton grazing in a mesocosm experiment.J.Exp.Mar.Bio.Ecol.,1998,228:53-71.

Spokes L J, Yeatman S G, Cornellse, et al. Nitrogen deposition to the eastern Atlantic Ocean: Importance of south-easterly flow [J].Tellus,2000,52B:37-49

Tyrrell, T. The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production. Nature, 1999.400: 525-511.

Virtousek, P. M., Aber, D. J. *et al.*, Human alteration of the global nitrogen cycle:sources and consequences. Ecological Application, 1997, 7(3):737-750.

Willey J D, Paerl H W. Enhancement of chlorophyll a production in Gulf Stream surface seawater by synthetic versus natural rain. Marine Biol., 1993(116):329-334.

Willey J D, Cahoon L B.Enhancement of chlorophyll a production in Gulf Stream surface seawater by rainwater nitrate .Marine Chemistry, 1991(34):63-75.

Young, R.M., K.L. Carder, P.R. Betzer, D.K. Costello, R.A. Duce, G.R. DiTullio, N.W. Tindale, E.A. Laws, M. Uematsu, J.T. Merrill and R.A. Feely, 1991. Atmospheric iron inputs and primary productivity: Phytoplankton responses in the north Pacific. Global Biogeochem. Cycles, 5: 119-134.

Zhang J, Liu M G. Observations on nutrient elements and sulphate in atmospheric wet deposition over the northwest Pacific coastal oceans-Yellow Sea.Marine Chemistry, 1994(47) :173-189.

Zhang J, Chen S Z, Yu Z G. Factors influencing changes in rain water composition from urban versus remote regions of the Yellow Sea, J Geophys Res, 1999, 104: 1631-1644.

Zhang J. Atmospheric wet deposition of nutrient elements: correlation with harmful biological blooms in northwest Pacific coastal zones. Ambio , 1994, 54:464-468.

Zhuang ,G., Yi, Z., R. A. Duce and P.R. Brown, Link between iron and sulphur cycles suggested by detection of Fe(II) in remote marine aerosols, Nature, 1992. 355: 537-539.

Zhuang G S, Guo J H , Yuan H et al., The compositions, sources and size distribution of the storm from China in Spring of 2000 and its impact on the global environment, Prograss in Nature Science, 2001,12(6): 407-413.

Zhuang G S, Huang R H, Wang M X et al., 2002, Great progress in study on aerosol and its impact on the global environment, Progress in Natural Science, 12(6): 407-413.

Zhu F K, Jiang J X, Zheng X J et al., 1999, Research about situation and development of sand dust storm, Meteorological Science and Technology, 27(4): 1-8.

Zou L, Chen H T, Zhang J, Experimental examination of effects of atmospheric wet deposition on primary production in the Yellow Sea. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 2000(249): 111-121

陈立奇，中国沙漠尘土向北太平洋的长距离大气输送，海洋学报，1985，7（5）：554-560

陈进华，杨军，中国沙尘气溶胶研究的若干进展，环境研究与检测，2007，20（2）：1-4

戴树桂，朱坦，曾幼生等，从元素组成看渤海、黄海海域大气气溶胶的特征与来源，海洋环境科学，1987，6（3）：9-13

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.地球科学进展，2002，（3）：326－330.

高庆先，李令军，张运刚等，我国春季沙尘暴研究，中国环境科学，2000，39（20）：495-500

霍文毅，俞志明，邹景忠等，胶州湾中肋骨条藻赤潮与环境因子的关系，海洋与湖沼，2001，32（3）：311-318

霍文毅、俞志明、邹景忠等，胶州湾 *Eucampia zoodiacus* 赤潮生消动态过程及其成因分析，生产学报，2001，25（3）：310-314

韩力慧，庄国顺，孙业乐，王自发，北京大气颗粒物污染本地源于外来源的区分，中国科学 B 辑 化学，2005，35（3）：237-246

韩永翔，奚晓霞，宋连春等，青藏高原沙尘及其可能的气候意义，中国沙漠，2004，24（5）：588-562

韩永翔，奚晓霞，方小敏等，亚洲大陆沙尘过程与北太平洋地区生物环境效应：以2001年4月中旬中亚特大沙尘暴为例，科学通报，2005，50（23）：2649-2655

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，海洋与湖沼，2000，31（1）：46-52

刘毅，王明星，张仁建，中国气溶胶研究进展，气候与环境科学研究，1999（4）：Vol（4）406－410

刘毅，周明煜，中国近海大气气溶胶的时间和地理分布特征，海洋学报，1999a，21（1）：32-40

刘毅，周明煜，中国东部海域大气气溶胶入海通量的研究，海洋学报，1999b，21（5）：38-45

刘素美，黄薇文，张经等，青岛地区大气沉降物中化学成分研究2.常量组分，海洋环境科学，1993，12（3-4）89-98

刘昌龄，张经，于志刚，黄海海域大气气溶胶特征及重金属的大气输入量研究，海洋环境科学，1998，17（4）：1-6

刘昌龄，陈洪涛，大气中微量元素的沉降对海洋生态系统的影响，海洋通报，2003，17（2）：89－96

李瑞香，朱明远，陈尚，吕瑞华等，围隔生态系统内浮游植物对富磷的响应，海洋学报，2001，21(4)：603-607.

林昱．围隔生态系内富营养引起赤潮的初级研究．海洋与湖沼，1992，23(3)：312-316

林昱，庄栋法，陈孝麟等，初析赤潮成因研究的围隔实验结果，海洋与湖沼，1994，25（2）：139-145

宁修仁，蔡昱明，李国为，等，南海北部微微型光合浮游生物的丰度及环境调控，海洋学报，2003，25(3):83～97

宁修仁，海洋微型和超微型浮游生物[A]．苏纪兰，秦蕴珊，当代海洋科学学科前沿[M]．北京：学苑出版社，2000．272-277.

牛生杰，章澄昌，孙继明，贺兰山地区沙尘气溶胶粒子谱分布的观测研究，大气科学，2005，25（2）：243-252

全浩，关于中国西北地区沙尘暴及其黄沙气溶胶高空传输路线的探讨，环境科学，1993，14（5）：60-65

孙业乐，庄国顺，袁蕙等， 2002年北京特大沙尘暴的理化特性及其组分来源分析，科学通报，2004，49（4）：340-346

田恬，魏皓，苏健等，黄海氮磷营养盐的循环与收支研究，海洋科学进展，2003，21（1）：1-11

吴玉霖，孙松，张水山等，环境长期变化对胶州湾浮游植物群落结构的影响，海洋与湖沼，2005，36(6)：487～498

吴荣军，利用围隔实验研究海洋富营养化对浮游植物群落结构的影响，中国海洋大学硕士毕业论文，2002，5：46

王涛，陈广庭，钱正安，杨根生，屈建军，李栋梁，中国北方沙漠现状及对策，中国沙漠，2001，21（4）：322-327

王珉，胡敏，青岛沿海地区大气气溶胶浓度与主要无机化学组成，环境科学，2001，22（1）：6-9

王纬，岳欣，刘红杰等，北京市春季沙尘暴天气大气气溶胶污染特征研究，环境科学学报，2002，22（4）：494-498

刑磊，张正斌，林彩，吴真真，谭丽菊，我国沙尘暴与赤潮的相关性研究，中国海洋大学学报，2004，34（2）：245-252

徐新华，姚荣奎，李金龙.青岛地区大气气溶胶海洋因子贡献研究，海洋环境科学，1997，20（16）：55－59

肖辉，东亚地区沙尘气溶胶影响硫酸盐形成的模式评估，大气科学，1998，22（3）：343～352

杨绍晋，杨亦男，陈冰如等，近中国海域大气微量元素输入量研究，环境化学，1994，13（5）：382-387

杨东贞，纪湘明，徐晓斌等，一次黄沙天气过程的分析，气象学报，1991，49（3）：334-342

杨东贞，王超，温玉璞等，1990 年春季两次沙尘暴特征分析，应用气象学报，1995，6（1）：18～26

朱明远，牟学延，李瑞香。铁在海洋初级生产过程中的作用，黄渤海海洋，1997(15)51-56

周名江，朱明远，张 经，中国赤潮的发生趋势和研究进展，生命科学，2001，13（2）：54

庄国顺，郭敬华，袁蕙，赵承易， 2000 年我国沙尘暴的组成、来源、粒径分布及其对全球环境的影响，科学通报，2001，46（3）：191-197

庄国顺，郭敬华，袁蕙，张兴赢，大气海洋物质交换中的铁硫耦合反馈机制，科学通报，2003，48（4）：313-319

张建辉，夏新，刘雪芹等，赤潮研究的现状与展望，中国环境监测，2002，18（2）：20-25

张金良，于志刚，张经，大气的干湿沉降及其对海洋生态系统的影响，海洋环境科学，1999，16（1）：70-76

张仁健，浦一芬，徐永福，青岛大气气溶胶的浓度分布和干沉降的观测研究，气候与环境效应，2004，9（2）：390-395

张志刚，陈万隆，影响北京沙尘源地的气候特征与北京沙尘天气分析，环境科学研究，2003，16（2）：7

张晓龙，张艳芳，近年来中国北方沙尘暴成因及其防治，灾害学，2001，16（3）：73

张凯，高会旺，张仁健等，我国沙尘的来源、移动路径及对东部海域的影响，地球科学进展，2005，20（6）：627-636

张凯，高会旺，张仁健等，2000～2002 年青岛地区沙尘天气分析，气候与环境研究，2004，9（3）：510-519

赵树利，徐毅青，我国沙尘暴现状与生态防治对策，浙江树人大学学报，2004，4（1）：71-75

致 谢

本论文是在我的导师李瑞香老师的精心指导和悉心关怀下完成的。三年来导师对我的培养和教诲及在生活上的关怀和帮助使我受益匪浅。严谨的科研思路、实事求是的治学态度、渊博的学识、敬业的精神是我毕生学习的榜样。在此，对导师三年来对我学术上的精心指导与生活上的关怀表示最崇高的敬意和最衷心的感谢。

感谢徐宗军老师对我论文进行了的悉心指导。在论文的选题、研究方案的制定、文章发表和论文撰写的过程中，都倾注了大量的心血和劳动。老师们渊博的知识、严谨的治学态度、尤其是忘我的工作热情，令我深感钦佩。他们对科学执著认真的态度以及朋友般的交流，帮助我克服种种困难，得以顺利完成本文。三年的学习，不仅使我学到了许多的知识，而且领略了对待科学研究的应有态度，所有这一切都将使我受益终生。

还要特别感谢国家海洋局一所的朱明远老师，在论文的设计、实施和撰写、修改的过程中给予的大力指导和帮助。衷心感谢国家海洋局第一海洋研究所海洋生态环境科学与工程国家海洋局重点实验室的王宗灵、张学雷、孙丕喜、王洪平、等老师在实验方面给予的无私帮助。

同时还要感谢李艳老师、孙萍师姐，她们在浮游生物鉴定及论文完成过程中给予了极大的帮助。感谢韦钦胜、王小娜、张明亮、王小冬在我实验完成过程中提供的帮助，在这里向她们表示衷心的感谢。

还要感谢陈光、冷悦山、谢琳萍、庞敏、刘晓瑜、刘萍、宋洪军等的帮助及实验室的段璐洋、黎慧、王晓、吴晓文等同学对我的无私支持和帮助。

感谢中国海洋大学海洋环境科学与工程学院石金辉老师在沙尘溶出实验的数据测定中给予的支持与帮助。感谢中科院大气物理研究所的石广玉研究员在沙尘气溶胶通量数据和实验所用沙尘的提供上给与无私支持和帮助。

本论文是在国家自然科学重大基金“上层海洋－低层大气生物地球化学与物理过程耦合研究”(项目编号 40490260)资助下完成的，在此表示感谢。

感谢我的父母，家人及好朋友对我的支持、关心和鼓舞，使我的论文能够顺利完成！向所有关心和帮助过我的老师、同学和朋友们表示衷心的感谢！