

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2013.00223

海洋施肥及其在南海外海渔业开发方面的应用前景

邱永松

中国水产科学研究院 南海水产研究所, 农业部南海渔业资源开发利用重点实验室, 广东 广州 510300

摘要: 海洋施肥系采取人工措施向海洋上层提供氮、磷、铁等限制性营养元素以增加海洋初级生产力的行为, 其在增殖生物资源和减缓气候变化方面均具潜力。海洋施肥研究已有 20 年历史, 但国内尚无此类研究。本文介绍了海洋微量元素铁和大营养元素氮、磷施肥的概念和基本原理, 回顾海洋施肥研究发展历程, 总结现有研究成果, 并简要评述海洋施肥技术在应用方面存在的争议。在此基础上, 着重探讨海洋施肥在南海外海渔业开发方面的应用前景。南海光热充足, 但外海表层水体大营养元素匮乏, 生物生产力低下, 大营养元素施肥可提高海域初级生产力, 从而可持续地增加渔业产量; 施肥促进浮游植物繁殖而在特定海域形成的饵料生物密集区会吸引鱼群聚集, 从而提高外海渔业捕捞效率。南海北部近海渔业资源已过度利用, 在继续控制捕捞渔船数量和功率的情况下, 开发外海施肥的渔业资源增殖技术有助于部分转移近海捕捞压力, 为近海渔业的恢复性增长创造条件。

关键词: 海洋施肥; 资源增殖; 渔业开发; 可持续渔业; 南海

中图分类号: S93; P745

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2013)01-0223-11

海洋上层常因缺少氮、磷、铁等营养元素而使浮游植物光合作用受到限制。海洋施肥系采取人工措施向光线充足的海洋上层提供限制性营养元素以提高初级生产力的行为, 其基本原理是通过向真光层提供短缺的营养元素, 促进浮游植物增殖, 从而捕捉大气中的 CO_2 , 并增加海域生物生产力。海洋施肥概念起源于 Martin 等^[1-6]的“铁假说”。他认定, 一些洋区的表层海水大营养元素丰富, 但浮游植物稀少, 这是因为缺铁, 一旦施铁肥, 浮游植物就会大量繁殖, 并通过吸收 CO_2 影响地球气候。“铁假说”推动了 20 年来的大洋铁施肥实验, 海洋施肥研究也由微量元素铁施肥延伸到大营养元素海洋施肥^[7-13]; 海洋施肥最初是为了缓解气候变化^[7-9], 后来还包括提高海洋蛋白质产量^[10-13]。已有的研究表明, 海洋施肥可在有机碳循环中储存更多的碳, 并增加食物网产出^[7-13], 因此, 其在减缓气候变化和可持续增加渔业产量

方面均具潜力。人类早就接受了对陆地生态系统进行操纵和大量使用化肥的农林业生产, 但海洋施肥捕捉 CO_2 、增殖生物资源目前还是极具争议的新概念, 中国还未开展这方面的研究。为传播海洋施肥科学知识, 推动中国海洋施肥研究和应用技术开发, 本文介绍了海洋微量元素铁施肥和大营养元素氮、磷施肥的原理, 回顾海洋施肥研究的发展历程和已有成果, 并简要介绍和评述海洋施肥技术应用方面存在的争议, 在此基础上进一步分析海洋施肥技术在南海外海渔业开发方面的应用前景。

1 海洋施肥的原理和研究进展

1.1 微量元素铁施肥

铁是植物光合作用所必需的微量元素。在近岸海域, 浮游植物所需的铁可由陆地径流、海底沉积物和大气沉降等途径提供; 在开阔洋区则主

收稿日期: 2012-04-08; 修订日期: 2012-08-16.

基金项目: 国家社科基金重大课题(10zd&013).

作者简介: 邱永松(1963-), 研究员, 主要从事海洋渔业资源调查评估和海洋生态研究. Tel: 020-89108329;

E-mail: qys@scsfri.ac.cn

要通过大气沉降补充, 上升流及海流输送也能缓慢地补充铁, 但所占比例很小^[14]。由于有机物在水层中矿化时, 越是在溶解氧丰富的上层, 矿化产生的铁越容易被氧化而难于溶解, 会被水中碎屑颗粒吸附而沉向深海, 不能像碳、氮、磷的循环那样大部分在真光层被浮游植物重新利用^[13], 因此, 在那些真光层大营养元素丰富的洋区, 铁就容易成为浮游植物生长的限制性元素。铁施肥就是人为地向缺铁的海洋上层提供铁盐, 以促进浮游植物繁殖, 从海水及大气中吸收 CO_2 。浮游植物及浮游动物死亡及代谢会产生有机物颗粒, 部分有机物颗粒通过沉降作用最终将携带碳元素进入深海及洋底, 这部分碳元素就长久地从大气中隔离出来。

早在 20 世纪 30 年代, Joseph Hart 就注意到铁对浮游植物的重要性, 他推测, 海洋中营养丰富但缺乏生物的“荒芜地带”可能只是因为缺铁。但此后很少有人再研究这一课题。直到 20 世纪 80 年代, John H. Martin 通过随船进行海水营养加富实验重新探讨该课题。他的研究大大提升了人们对海洋初级生产力限制因素的认识。其研究表明, 确实是因为缺铁限制了这些大营养丰富但叶绿素低下的洋区表层的浮游植物生产力, 因此可以通过铁施肥增加这些洋区的新生产力, 并推论, 这些洋区初级生产力的增加有可能对气候产生影响^[1-6]。这些洋区后来被称为高营养低叶绿素区(high-nutrient, low-chlorophyll regions, HNLC)。Martin 的研究催生了大洋铁施肥实验, 自 1993 年在热带东太平洋进行首次实验(IronEx I)^[7]以来, 全世界已进行 13 次中尺度大洋铁施肥实验。这些实验表明, 在 HNLC 洋区施铁肥均能促进浮游植物将无机碳转化为有机碳^[7-9]。

Boyd 等^[9]对 1993—2005 年进行的 12 次大洋铁施肥实验和 4 项自然铁施肥过程研究作了总结。这些研究清楚地表明, 无论是极地还是热带的 HNLC 洋区, 浮游植物生产力均受铁限制, 铁施肥均能提高初级生产力; 铁的供应能控制浮游植物繁殖, 并通过影响碳、氮、硅、硫等的生物地球化学循环影响气候; 实验得出的铁和浮游植

物有机碳的原子输出比大致为 10^{-3} , 因此, 施用少量的铁就能在 HNLC 洋区大量繁殖浮游植物, 但实验得出的铁和碳的原子输出比还是比其在浮游植物中的比值(10^{-5})高得多, 这是因为铁的颗粒大小才是关键, $0.5\sim 1\ \mu\text{m}$ 或更细的颗粒才不易沉降, 并易被生物利用; 微型及中型浮游动物也因施肥而增殖, 但因观测时间短, 未见大型浮游动物增殖, 但这已足于说明施肥增殖的浮游植物会被浮游动物摄食, 也意味着施肥增殖的浮游植物会经食物网向高营养层次传递; 铁施肥后各类浮游植物都能增殖, 但只有硅藻因较少被摄食而能形成藻华, 这是人工条件下的营养加富实验所难于反映的, 因此, 现场铁施肥为研究食物网动态提供更接近生态系统实际的实验工具。

铁施肥实验不仅说明了铁对海洋生态系统的重要性, 也为缓解气候变化提供潜在途径。自然或人工铁施肥产生的藻华, 其含碳生物量通常有一半以上会被浮游动物和鱼虾类摄食, 有 20%~30% 沉降到 200 m 以下的冷水层, 这些被固定的碳有一部分还会矿化, 但大部分会继续沉向深海及海底, 那些到达深海的碳将随深层海流漂移, 由于表底层海水循环大约需要 4 000 年, 这部分碳就有效地从大气中隔离出来^[13]。铁限制的 HNLC 洋区约占大洋面积的 1/3, 包括南极绕极流区、赤道东太平洋、北太平洋及北大西洋。据估计, 如果浮游植物将南极绕极流区上均匀层的全部氮和磷用于转化有机碳, 每年可从大气中吸收约 0.8~1.4 Gt 碳, 这个数量与人类每年化石燃料消耗量约 6 Gt 同处一个数量级^[15], 但南极绕极流区只是可用来施铁肥的洋区之一, 加拉帕克斯群岛附近也是合适地点; 在最理想的情况下, 铁施肥可产生全球平均 $0.29\ \text{W/m}^2$ 的气候暖化辐射负动力, 大约可以抵消当前人为 CO_2 排放所引起的暖化效应的 1/6。由于铁矿资源丰富, 只要用铁矿石与酸反应就可用于大洋施肥, 因此, 铁施肥减碳具有一定潜力。

除了减碳, 海洋施肥还可通过提高阳光反射率的途径减轻地球暖化^[16]。浮游植物光合作用产生的一些化合物, 如二甲基硫醚(Dimethyl Sulfide,

DMS)和甲基碘等,它们进入大气后形成的颗粒可直接吸收和反射阳光,并为云的形成提供凝聚核。以 DMS 为例,部分气态 DMS 可进入大气并被氧化成硫酸盐微粒,为云的形成提供凝聚核,从而增加云量、提高阳光反射率。在南大洋铁施肥实验期间,施肥区 DMS 浓度曾达到区外的 5 倍,因此, Wingenter 等^[16]设想通过在南大洋特定区域进行铁施肥,增进硫的自然循环和 DMS 产出,从而增加南极上空云量。该方法也能减碳,但主要目的是通过提高云层反射率减缓海水热膨胀和南极沿岸冰架崩塌,减缓海平面上升。

1.2 大营养元素海洋施肥

大营养元素海洋施肥概念由 Jones 等^[10-12]提出,其目的不仅为了增殖浮游植物捕捉 CO₂ 的能力,还为了通过提高生物生产力增加海洋蛋白质产量。全球大洋约 70% 的面积,其真光层浮游植物生产力受大营养元素氮、磷限制,可采用多种方法加以补充,从而在降低大气 CO₂ 浓度、避免气候快速变化的同时,以较低成本可持续地增加渔业产量。大营养元素海洋施肥所需的氮可由合成氨、固氮蓝藻和人工上升流等途径来提供,所需的磷可由矿石和人工上升流提供。

当浮游植物生长受氮限制而磷尚有一定存量时,可通过合成氨途径进行氮施肥。但施肥实验使用尿素会更方便,气态氨与 CO₂ 反应产生固态尿素,这就是使用最广泛的化肥。与氨或氨水相比,尿素运输更方便、使用更安全。尿素在水中极易溶解,直径 1~4 mm 的尿素颗粒在从海面自然下沉过程中,在 1~7 m 水深处就完全溶解了^[17],因此给海洋施氮肥时可直接向海面播撒尿素颗粒。尿素及其水解产物——铵,均可直接被浮游植物利用。尽管至今尚无海洋氮施肥现场实验的报道,但对贫瘠海域的自然藻类群落进行氮营养加富的实验已经不少。这些实验均表明,氮营养加富后初级生产力增加,而海水中原有的微量元素仍然够用^[13]。苏禄海海水氮营养加富实验采用尿素作为氮源,提供 8 μmol/L 氮浓度,并按 N:P=16 的原子比以 NaH₂PO₄ 提供磷源,实验的第 5 天叶绿素达到最大值并开始下降,表明营养盐氮已被

利用^[18]。2007 年,澳大利亚的 Ocean Nourishment Corporation 曾在苏禄海进行 1 次氮投放量为 1 t 的小尺度实验,这是仅有的一次海洋氮施肥现场实验,但实验结果至今未见报道。

人工上升流也是潜在的海洋施肥途径。温跃层以下大营养元素丰富,可用来给真光层施肥,但深层海水的营养盐主要来自有机物矿化作用,在营养盐再生的同时也产出相应比例的溶解态无机碳,因此无机碳的浓度也比较高,这类深层水到达海面减压后可能会逸出 CO₂,因此,人工上升流的减碳潜力非常有限^[15],但作为增殖生物资源的途径应该是有潜力的。日本的研究团队曾用电力从 200 m 深处提水,但可能由于深层海水稀释得太快或检测手段所限,并没有观测到初级生产力增加^[13]。由于人工上升流能量消耗大,应探讨采用波浪能、风能和温差等绿色能源提水的途径。人工鱼礁通过产生上升流和水体涌动增加上层海水的营养供应和初级生产力,但一般不将人工鱼礁投放视作海洋施肥措施。

类似农地耕作采用豆科植物固氮,缺氮的海洋上层也可借助蓝藻来固氮,该设想由 Markels 提出^[19-20]。固氮蓝藻主要是束毛藻属(*Trichodesmium*)和植生藻属(*Richelia*)的种类。固氮蓝藻死亡分解或被摄食、代谢后,其原先从大气中固定并转化为蛋白质的氮就以再生氮形式释放出来。尽管贫瘠大洋的上层水体磷相对丰富,但固氮蓝藻数量很少,其原因可能是缺铁,因为固氮蓝藻所需的铁浓度约 10 倍于其他浮游植物^[21]。在低氮低叶绿素而磷尚有一定存量时,或许可以通过铁施肥促进固氮蓝藻增殖;在氮和磷都缺乏的情况下,可以考虑施用铁和磷来促进蓝藻固氮,因铁矿资源丰富,而浮游植物对铁的需求有限,同时使用磷和铁进行施肥应该也是比较合理的选择。亚马逊河径流入海形成的羽状锋是磷和铁自然施肥的典型案例,径流向大西洋输出的磷和铁促成固氮生物每年产出约 3 Mt 氮^[22]。固氮蓝藻生长的限制因素不单只是铁和磷,可能还包括溶解氧和溶解态有机物等,但已有的研究还不能对此做出清楚解释,需要更多研究^[13]。

大营养元素海洋施肥在增加蛋白质产量和减缓气候变化方面均具潜力。施肥引起的浮游植物增殖将提高海域生产力,从而可持续地增加渔业产量^[12],施肥形成的饵料增殖区会吸引鱼群聚集,从而提高捕捞效率^[23]。Jones 等^[12]曾设想通过设立 10 个年产 100 万 t 氮的合成氨工厂和管道系统进行海洋氮施肥,在 50 年内使世界渔业产量倍增。在减缓气候变化方面,海洋氮施肥可产生全球平均 0.38 W/m^2 的气候暖化辐射负动力,大约可抵消当前人为 CO_2 排放所引起的暖化效应的 $1/4$;而磷施肥可产生平均 0.83 W/m^2 的气候暖化辐射负动力,大约可抵消当前人为 CO_2 排放所引起的暖化效应的 $1/2$ ^[15]。Jones 比较了各种海洋施肥的特点^[13],认为由合成氨途径提供氮的海洋施肥在缓解气候变化和增加海洋生产力方面是比较有前途的,但氮施肥的潜力受到磷供给的限制,因为磷矿资源相当有限。海洋上层 N:P 原子比大都 <16 ,这可能是由于有机物中磷的矿化比氮快,磷在更浅的水深处就矿化了,从而更快地补充到真光层;另外,海洋中的脱氮作用导致少量氮逃逸,这可能也是 $\text{N:P} < 16$ 的原因。因为海洋上层磷相对丰富,可以通过固氮生物和合成氨途径补充氮,使磷的资源得到充分利用,因此氮施肥更具潜力。

1.3 大营养元素和微量元素海洋施肥比较

大营养元素和微量元素海洋施肥有相似之处,也有明显区别^[13]。两者均通过提供限制性营养元素促进浮游植物增殖,提高海洋初级生产力。在适用性方面,微量元素铁施肥适用于 HNLC 洋区,这类区域约占大洋面积的 $1/3$,其余光线充足的大洋表层基本都是大营养元素氮、磷限制的,因此,大营养元素施肥的适用范围更广。在营养的循环利用方面,因施肥而被浮游植物利用的铁在有机物矿化时容易沉淀而从海水上层消失,难于被循环利用,因此,铁施肥形成的新生产力难于实现再循环,即有机物矿化产生的碳、氮、磷等,由于铁的缺失而难于被浮游植物重新利用,因此,碳的沉降只占新生产力的一部分,发生在增殖的浮游植物死亡之后。在铁供应充足的情况下,大

营养元素施肥增殖的浮游植物在死亡矿化或被摄食、代谢之后产生的碳、氮、磷等还会被浮游植物重新利用,且碳的沉降在浮游植物的再生产过程中还会继续进行,直到大营养元素施肥产生的新生产力全部被沉降或其他营养元素起限制作用。

铁施肥存在“营养盗用(nutrient stealing)”问题^[24]。向 HNLC 洋区施铁肥会促进当地浮游植物利用大营养元素进行繁殖,但浮游植物死亡后沉入深海的碳沉降过程从表层海水中带走部分大营养元素,降低了表层海水中大营养元素的含量,当这些表层海水流到铁供应充足的地点以后,其生产力就下降了;在不进行铁施肥的情况下,HNLC 洋区的表层海水被洋流带到铁供应充足的地点后,由于其大营养元素丰富,也会有比较高的生产力,铁施肥只是提前在当地利用了大营养元素,总体上并不会明显增加生产力,这就是所谓的大营养元素“营养盗用”问题。铁施肥会增加当地的初级生产力和碳沉降,但从全球尺度考虑,其增加生产力和减碳的有效性受到质疑。全球响应模型研究结果表明^[24],含铁大气粉尘增加只能提高百分之几的初级生产力;在热带东太平洋进行铁施肥,初级生产力只增加 5%。目前还没有研究表明大营养元素施肥存在微量营养元素盗用问题^[13],用浮游植物生长受氮、磷限制的海水进行营养加富实验,结果表明,大部分洋区海水的微量营养元素足以支撑一定程度的大营养元素海洋施肥。

2 海洋施肥争议

2.1 大洋铁施肥争议

大洋铁施肥是近年来国际上的争议热点。铁施肥的支持者认为,此举可促进浮游植物增殖,浮游植物死亡后沉降,可将其吸收的 CO_2 长久封存深海,达到减缓气候变化的目的。铁施肥遭反对的原因主要在于有人急于将该技术进行商业化运用。实验表明,铁施肥可促使浮游植物增殖,这引起一些商界人士的关注,试图以此进行碳交易。由于碳交易市场正在快速发展,如果浮游植物增殖能通过深海沉降实现碳汇,并得到碳交易系统认可,其交易量将是巨大的。对铁施肥的反

对意见主要是针对其商业化运用,而不是针对铁施肥实验^[25-26]。以绿色和平组织的技术报告为例^[25],他们认为,铁施肥实验最初是为了验证 HNLC 洋区生产力受铁限制的假说,后来还为了验证铁施肥是否影响碳沉降,其实验设计并不是为了论证应对气候变化的可行性。因此,他们反对在没有充分科学依据、在铁施肥仍有诸多不确定性的情况下,将其作为减缓气候变化的对策,也反对商业性铁施肥活动。

在环境影响方面,反对者认为,施肥使浮游植物大量繁殖,死亡后下沉、分解,降低下层海水溶解氧,会对生物造成负面影响;缺氧条件下的脱氮作用会释放 N_2O ,而 N_2O 是比 CO_2 效应强得多的温室气体,因而与原先设想的减碳效果正好相反;大规模施肥以后 DMS 增量对气候和人类健康的影响无法预知,在研究还不深入的情况下难于断定铁施肥是应对气候变化的安全途径;施肥繁殖的藻类以硅藻为主,改变了浮游植物群落,其后果无法预知,对生态系统具有潜在破坏性;铁施肥消耗氮、磷、硅等营养元素,影响原有的生产力分布格局,可能对食物网造成负面连锁反应,从而影响渔业;大规模铁施肥还有诱发有害藻类大量繁殖的风险^[25]。在碳沉降的有效性方面,反对者认为,要达到碳捕捉效果,颗粒有机碳应沉降到 200 m 以下,但已有的铁施肥实验或者未观测到碳沉降,或者沉降很少;铁施肥大量消耗氮、磷、硅等营养元素,无法持续进行,同时,连续施肥使中型浮游动物有足够时间繁殖,形成对硅藻的摄食压力,从而限制硅藻繁殖,降低碳沉降效果;铁施肥要达到明显的碳捕捉效果需要约 2 个地球的面积;商业规模的铁施肥成本太高,除了施肥成本,要估算碳沉降数量,掌握 N_2O 、溶解氧和生态变化,需要进行大范围的长期监测,所需费用庞大^[25-26]。

铁施肥以后有机碳的生产和沉降受光线、温度、上均匀层厚度以及浮游动物摄食等因素影响^[27-28],藻华大量沉底的情况在南极洋区出现过,但沉降情况因季节和生物地理状况而有很大差别,在温暖的夏季,蓝藻和鞭毛藻所占比例较大,碳

沉降就比较少。已沉降的碳通过水体循环重新回到表层所需的时间与施肥地点也有很大关系,在南极洋区,由于海水垂直混合强烈,施肥储碳的时间会比热带洋区短得多^[13]。有人对南大洋铁施肥减碳的有效性表示怀疑,因为已沉降的碳很快又回到上层,而此时由于大部分铁不能与碳、氮、磷等一同回到上层,回到上层的碳难于被重新利用和沉降^[13]。施肥形成的新生产力较易监测,但要评估碳沉降并不容易,需要多种手段和较长监测周期,并且会受到不可预见的因素的影响^[13]。已有的大洋铁施肥实验存在的问题之一就是受经费限制,船时不够^[9]。Jones 认为,由于存在大营养元素盗用问题,铁施肥难于用作缓解气候变化的主要手段^[13]。IPCC 也考虑了大洋铁施肥,但并不主张将其作为减碳对策,因为根据已有的报道,施肥以后深层海水和沉积物中 CO_2 的长期增量很少^[29]。

由于极具争议,2007 年以来海洋施肥已成为《伦敦公约》缔约国协商会议和《伦敦公约 1996 议定书》缔约国会议的主要议题,两次就海洋施肥活动做出决议[LC-LP.1(2008)和 LC-LP.2(2010)]。2010 年的第 32 次《伦敦公约》缔约国协商会议暨第 5 次《伦敦公约 1996 议定书》缔约国会议以决议[LC-LP.2(2010)]形式通过其科学工作组提交的《海洋施肥科学研究评估框架》(以下简称“评估框架”)^[30],其中规定,每个海洋施肥科学研究计划,不论其施肥实验规模大小,均应按该“评估框架”逐个审批。该规定并不是为了限制海洋施肥研究,而是为了防止有人假科学之名进行商业性海洋施肥活动。根据上述决议及联合国大会 62/215 号决议,海洋施肥科学研究应受鼓励,但需慎重行事,除此以外的海洋施肥活动目前仍不允许。

2.2 大营养元素海洋施肥争议

Ocean Nourishment Corporation 曾计划从 2008 年开始每年在菲律宾苏禄海投放上千吨尿素,并打算将来在其他海域也进行此类海洋施肥活动,其目的是通过增殖藻类捕捉 CO_2 ,并增加鱼类产量。该机构表示,每个海洋施肥项目每年可从大

气中去除 500~800 万 t CO₂, 并减轻海洋酸化, 可抵消 1 个 1 000 MW 燃煤电厂的年排放量, 或相当于 100 万 hm² 新生林短期碳汇; 在增加鱼类产量方面, 每投入 1 t 氮可产出约 5.7 t 浮游植物, 最终约可增产 1 t 鱼类^[31]。该尿素施肥计划引发反对声浪, Glibert 等 57 人联名发表文章提出强烈质疑。这些反对者坚称, 尿素施肥碳捕捉和增殖鱼类的计划必定失败; 为减碳而拟进行的大规模铁施肥, 其碳捕捉效率和安全性已不断受到质疑, 用尿素进行海洋施肥问题会更多^[29]。

反对尿素施肥的人认定此举生态风险和潜在经济、环境成本很高^[29], 其理由包括: (1) 铁施肥主要增殖易于沉降的硅藻, 而尿素及其水解产生的铵更易被蓝藻和甲藻利用, 当 N:P>16 时更有利于蓝藻繁殖, 而很多蓝藻和甲藻是浮性或中性的, 这不利于碳沉降; (2) 向深海进行碳沉降的生物泵不可能达到理想状态, 人们难于准确评估海洋施肥的减碳数量; (3) 氮施肥的碳捕捉效率比铁施肥低得多, 而且尿素生产本身就是高耗能的过程, 需消耗化石燃料并排放 CO₂, 尿素的生物分解过程也排出 CO₂, 因此, 尿素施肥净减碳潜力有限; (4) 甲藻以尿素为氮源会生长得更好, 一些种类在尿素中生长其毒性甚至会增加, 因此, 尿素施肥具有增殖有毒甲藻的潜在危险, 该类甲藻可产生麻痹性贝毒, 一些有毒甲藻会形成胞囊沉降海底, 并在条件适宜时重新萌发; (5) 繁殖的藻类大量死亡后沉积海底, 分解时可能会造成底层海水低氧; (6) 在有珊瑚生长的热带海域, 氮的输入会导致群落改变, 藻类增殖会影响珊瑚生长; (7) 尿素施肥对渔业可能也不利, 施肥可能不会产出合适的浮游植物来支撑食物链并有效地转化成鱼类, 因为初级生产力增加时转化率会下降, 特别是在蓝藻和甲藻成为优势种的情况下, 其作为浮游动物饲料的价值不高; (8) 尿素在细菌作用下转化成氨, 有可能直接毒害鱼类, 特别是不能逃逸的网箱养殖鱼类。

对尿素及其水解产物易被蓝藻和甲藻利用的担心有其合理性, 但用含有自然藻类群落的苏禄海海水, 以尿素为氮源进行营养加富实验, 培养

出来的藻类还是以硅藻为主^[18]。这可能与海水中硅含量丰富有关, 在缺硅的情况下才容易出现甲藻。尿素施肥投入的氮被藻类吸收后会通过矿化和摄食作用在水体中被循环利用, 而矿化和被摄食后产生的再生氮就基本与施肥时的氮形态无关了。大营养元素施肥引起的碳沉降主要发生在营养再循环过程中, 施肥初期引发的碳沉降只占小部分, 这点与铁施肥不同, 因此, 为碳沉降而进行的氮施肥不必担心施肥初期产生的是不是沉性好的硅藻^[13], 也就是说, 施肥的氮形态对再生产的浮游植物种类及其沉降特性几乎没有影响。

为了避免大量未被浮游动物利用的藻类死亡后沉降海底, 造成溶解氧过度消耗, 应通过实验确定施肥浓度与藻类数量的关系, 通过控制施肥浓度避免藻类过度繁殖; 同时, 应选择流场适宜的海域和季节进行施肥, 避免因水流不畅而使死亡后的藻类在特定区域沉降。事实上, 只要控制施肥浓度, 藻类大量繁殖并集中沉降而造成深层海水低氧的情况在海洋环境中很难出现, 这是因为海洋中有海流存在, 即使是在半封闭的海湾也有涨落潮流, 死亡后的藻类会被海流带到各处分散沉降, 这也可能是大洋铁施肥实验难于监测到深层海水和沉积物中碳增量的原因之一。

上述对尿素施肥负面效应的担心也只是从一些现有知识做出的推测, 并没有得到实际验证。然而, 这些怀疑和争论有助于改进大营养元素海洋施肥的实验设计和运作。由于蓝藻及其他一些有害藻类在高氮和 N:P>16 时更易繁殖, 进行大营养元素施肥时应控制氮浓度和 N:P 比, 降低有害藻类繁殖的风险; 珊瑚群落对海水透明度敏感, 营养输入会通过水层的藻类繁殖对珊瑚造成负面影响, 因此, 海洋施肥不应在有珊瑚分布的海域进行, 并避免施肥区在漂移和扩散过程中到达珊瑚分布区。

确实, 就减碳而言, 氮施肥不如铁施肥高效, 这是由于藻类细胞的 C:N:P:Fe 原子比大致为 106:16:1:0.001^[9], 在其他营养元素不起限制性作用的情况下, 理论上每施用 1 原子铁可产生 11 万个有机碳, 而每施用 1 原子氮只能产生约 7 个

有机碳,而且氮肥的生产也是要排放 CO_2 的。然而,如上所述,氮施肥适用范围更广,氮在真光层可被循环利用,并且不存在“营养盗用”问题,氮施肥能可持续地增加渔业产量,并通过饵料生物增殖区吸引鱼群聚集,提高捕捞效率^[12,23]。近 20 年来的大洋铁施肥实验并没有达到预期的碳沉降效果,浮游植物固定的碳只有约 1/4 转化为颗粒态有机碳,其余的约 3/4 进入食物网,为更高营养层次的海洋生物所利用^[28]。大营养元素施肥促进浮游植物增殖,提高海洋初级和次级生产力的作用应该与此相类似,因此,海洋施肥在增殖生物资源和发展渔业方面更具潜力。事实上,海洋施肥(包括铁施肥和氮、磷施肥)增殖渔业资源的设想早在 1997 年就已在美国申请专利并获批准,该专利也早已进入中国并获批准^[19];海洋施肥增殖饵料生物、吸引鱼群聚集的设想于 2008 年由澳大利亚 Ocean Nourishment Foundation 的 Ian S. F. Jones 进行了专利的国际申请^[23],该专利即将进入中国。由此可见,通过海洋施肥进行渔业开发的技术框架已基本成型。

3 海洋施肥在南海的应用前景

南海具有面积广阔、光热充足、生物多样性等有利自然条件,但外海水体的温跃层终年存在,真光层初级生产力低下,与中西太平洋“暖池”洋区类似,堪称“海洋沙漠”。营养匮乏是外海生物生产力和渔业开发的限制性因素,只要采取人工措施提供所需的营养要素,贫瘠的“海洋沙漠”就有可能改造成生物资源丰富的人工渔场,为增加渔业产量、转变渔业经济增长方式创造新的资源,同时为转移近海捕捞压力、实现近海渔业的恢复性增长创造条件。在沿岸海域拓展贝藻养殖是当前提倡的渔业碳汇扩增方式^[32-33],在南海,利用广阔的外海进行海洋施肥应该是更有潜力的渔业碳汇扩增途径。

南海边缘的近岸海域因有陆源营养输入,生产力较高,但外海初级生产力很低^[34-35],主要原因是温跃层的存在使海水垂直混合受阻,下层丰富的氮、磷很难补充到真光层。南海表层海水溶

解态无机氮和无机磷的年均浓度分别只有 $2.4 \mu\text{mol/L}$ 和 $0.22 \mu\text{mol/L}$,夏季外海表层氮、磷浓度常低至检测限以下,具有贫营养的热带海域特征^[36-39]。在大营养元素匮乏的外海表层,可通过氮、磷施肥提高生产力,从而增加渔业产量。在池塘、水库等封闭性水体,通过施肥提高初级生产力进行养殖或增殖的“施肥养鱼法”在中国古代就有,目前已是一项广泛使用的常规技术。早在 1639 年徐光启编著的《农政全书》中就对前人的施肥养鱼技术进行过总结;中国系统的化肥养鱼实验和实践始 1972 年,并取得增加产量和提高效益的预期效果^[40]。化肥养鱼原理同样适用于海洋,只是海洋的开放性、流动性和增殖种类难于控制,使施肥效果更具不确定性。这些问题可以通过不断实验和研究加以解决,毕竟海洋施肥研究只有 20 年历史。

南海外海表层海水营养加富实验表明,氮是最重要的限制性营养元素^[36]。虽然上层海水磷浓度也很低,但从总体 N:P 原子比 ≈ 11 ^[38]判断,磷的供给相对充足,因此,可以通过合成氨或固氮蓝藻途径补充氮,从而充分利用相对丰富的磷,在一定程度上提高海域的生物生产力。外海上层水体氮匮乏可能还与缺少固氮生物有关,而固氮生物缺乏可能又与铁的供应不足有关^[36]。虽然南海大气粉尘沉降可以带来丰富的铁,但粉尘带来的铁以颗粒态为主,未必能被固氮蓝藻利用。可能是因为可溶性铁的浓度低($<0.3 \text{ nmol/L}$),南海固氮蓝藻数量非常少,例如,南海北部外海表层水体束毛藻(*Trichodesmium* spp.)密度 <48 簇/L,不及东海的 1/10,并且大多以单体形式存在^[36]。因此,南海外海有可能通过铁施肥或“铁+磷”施肥促进固氮生物增殖的途径,在一定程度上提升氮的供应和海域生物生产力。

营养供应对渔业生产力起着决定性作用。例如,尼罗河口外的埃及沿海渔产相当丰富,然而,1965 年阿斯旺大坝截流使这里的渔业几近崩溃;20 世纪 80 年代以来,随着人类活动引起的入海营养盐大量增加,渔业却奇迹般地恢复了,年产量达到建坝前的 3 倍多和建成初期的 5 倍多^[41]。

鱼肉¹⁵N 稳定同位素分析表明,目前约 80%的渔业产量是由尼罗河径流携带的流失农用化肥和生活污水营养盐在海中繁殖浮游植物所提供的^[41]。对尼罗河口潟湖渔业产量与营养负荷之间关系的研究还表明,营养供应会提高生态系统的生产力和渔业产量^[42],只有当营养盐浓度超过一定阈值(约 100 μmol/L 溶解态无机氮),才会出现次级生产力和渔业产量下降,这可能是富营养化使溶解氧下降引起的。南海外海表层处在贫营养状态,比上述阈值还低 2 个数量级,因此,有限度的海洋施肥不会引发富营养化问题。对南海北部 20 世纪 50 年代以来渔获量变动原因的分析表明,营养供应和利用效率是影响海域生产力和渔业产量的主要因素,营养输入增加会提高南海北部的渔获量^[43]。该研究结果为海洋施肥增殖外海渔业资源提供了有力的支持,也是笔者积极接受海洋施肥概念的重要原因。

南海北部近海渔业资源已过度利用,要大幅度提高渔业产量,利用广阔的外海进行施肥增殖应该是一条可行的途径。外海施肥还将有利于稳定渔业生产,保障食物供应安全,同时为不断发展的养殖业提供饲料蛋白。最近的研究推测,未来气候变化将使南海北部的渔业生产力有所提升,但渔业产量将变得更不稳定,其主要原因是海域的营养盐供应会出现更大的年际和年代际变化^[43]。海洋施肥技术可以用来稳定渔业生产,应对气候变化的不利影响。近年来中国饲料工业鱼粉使用量已多达 150 万 t,近 80%需要进口。因世界渔业资源持续衰退,鱼粉进口将受限制,但我们可以利用广阔的外海进行施肥增殖,大量生产小型中上层鱼类,为快速发展的养殖业提供饲料蛋白。由于沿海捕捞能力过剩,南海北部近海渔业资源因过度利用已明显衰退,20 世纪 90 年代以来实际渔获量已经下降^[43-44],亟需通过降低捕捞强度恢复渔业资源,大批渔船需要寻找新的出路。在继续施行捕捞渔船数量和功率双控制的情况下,通过海洋施肥在外海培植新的渔业资源,就有可能在大幅度提高外海渔业产量的同时,将沿海过剩的捕捞能力部分转移到外海,为近海渔业的恢复

性增长创造条件。

在近海渔业资源利用过度的同时,南海外海渔业资源因密度低、集群性差而未被充分利用。南海陆架区以外的广阔海域分布有相当数量的大洋性鳶乌贼,其现存生物量高达 110~150 万 t^[45-46],据此粗略估计的年可捕量为 140~200 万 t。目前该资源还处于轻度利用状态,估计 2011 年中国及南海周边国家的渔获量不足 5 万 t,因此极具开发潜力^[47]。海洋施肥不但可以用来提高海域基础生产力,还可以通过繁殖饵料生物吸引鱼群聚集,形成人工渔场,解决外海鳶乌贼捕捞效率低的问题,为南海大洋性渔业资源的高效利用提供新途径。以往的调查研究和近年来的外海捕捞实践表明,鳶乌贼是金枪鱼的主要食饵,由于两者的食物链关系,浮游生物密集区会引起鳶乌贼聚集,鳶乌贼又会吸引金枪鱼鱼群觅食^[47],这又有可能解决南海金枪鱼捕捞效率低的问题。

海洋施肥在培植浮游植物的过程中吸收 CO₂,并通过食物网大部分转化为浮游动物以至鱼类、头足类等高营养层次的生物量,这一过程将水体及大气中 CO₂ 转移到生物体暂时储存;各种生物产生的有机物颗粒有一部分会通过沉降作用携带碳元素进入深海,与大气长久隔离。以上是增殖生物资源和吸收温室气体的效益。施肥繁殖的饵料生物吸引鱼群在特定海域聚集,将会减少渔船寻找和诱集鱼群的燃油消耗,并提高捕捞效率,这是渔船节能减排的环境效益。外海施肥除了可使用化肥以外,还有可能利用富含氮、磷的污水作为肥料来源,实现污水资源化利用,减轻沿海氮磷负荷和正在加剧的富营养化进程,为沿海地区人口增长和工农业的进一步发展提供环境容量。如果上述设想能够实现,海洋渔业产量便会大幅度增加,海洋渔业就有可能发展成为既生产鱼类产品又产生环境效益的新型蓝色产业,实现渔业经济增长方式的重大转变。

参考文献:

- [1] Martin J H, Gordon R M. Northeast Pacific iron distributions in relation to phytoplankton productivity [J]. Deep Sea Res Part A: Oceanogr Res Papers, 1988, 35: 177-196.

- [2] Martin J H, Fitzwater S E. Iron deficiency limits phytoplankton growth in the north-east Pacific subarctic [J]. *Nature*, 1988, 331: 341–343.
- [3] Martin J H, Gordon R M, Fitzwater S E. Iron in Antarctic waters [J]. *Nature*, 1990, 345: 156–158.
- [4] Martin J H, Fitzwater S E, Gordon R M. Iron deficiency limits phytoplankton growth in Antarctic waters [J]. *Global Biogeochem Cycles*, 1990, 4: 5–12.
- [5] Martin J H. Glacial-interglacial CO₂ change: The iron hypothesis [J]. *Paleoceanography*, 1990, 5: 1–13.
- [6] Martin J H, Gordon R M, Fitzwater S E. The case for iron [J]. *Limnol Oceanogr*, 1991, 36: 1793–1802.
- [7] Martin J H, Coale K H, Johnson K S, et al. Testing the iron hypothesis in ecosystems of the equatorial Pacific Ocean [J]. *Nature*, 1994, 371: 123–129.
- [8] Coale K H, Johnson K S, Fitzwater S E, et al. A massive phytoplankton bloom induced by an ecosystem-scale iron fertilization experiment in the equatorial Pacific Ocean [J]. *Nature*, 1996, 383: 495–501.
- [9] Boyd P W, Jickells T, Law C S, et al. Mesoscale iron enrichment experiments 1993–2005: Synthesis and future directions [J]. *Science*, 2007, 315: 612–617.
- [10] Jones I S F. Enhanced carbon dioxide uptake by the world's oceans [J]. *Energy Conv Manag*, 1996, 37: 1049–1052.
- [11] Jones I S F, Otaegui D. Photosynthetic greenhouse gas mitigation by ocean nourishment [J]. *Energy Conv Manag*, 1997, 38: S367–S372.
- [12] Jones I S F, Young H E. Engineering a large sustainable world fishery [J]. *Environ Conserv*, 1997, 24: 99–104.
- [13] Jones I S F. Contrasting micro- and macro-nutrient nourishment of the ocean [J]. *Mar Ecol Prog Ser*, 2011, 425: 281–296.
- [14] Fung I Y, Meyn S K, Tegen I, et al. Iron supply and demand in the upper ocean [J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2000, 14: 281–295.
- [15] Lenton T M, Vaughan N E. The radiative forcing potential of different climate geoengineering options [J]. *Atmosph Chem Phys*, 2009, 9: 5539–5556.
- [16] Wingenter O W, Elliot S M, Blake D R. New Directions: Enhancing the natural sulfur cycle to slow global warming [J]. *Atmosph Environ*, 2007, 41: 7373–7375.
- [17] Judd B, Harrison D P, Jones I S F. Engineering ocean nourishment: Proceedings of the World Congress on Engineering, London, July 2–4, 2008[C]. London: The World Congress on Engineering, 2008, Vol. II: 1315–1319.
- [18] Harrison D P. Ocean nourishment in the Philippines — proof of concept report for the Sulu Sea [R]. Sydney: EOS-REP-07-008 Rev E, *Earth Ocean & Space*, 2007: 1–22.
- [19] Markels M Jr. 提高贫瘠海洋食用水产品产量的方法: 中国, 1247451 [P]. 2000.
- [20] Markels M Jr, Barber R T. Sequestration of CO₂ by ocean fertilization: Proc 1st Nat Conf on Carbon Sequestration, Washington, DC, May14–17, 2001[C/OL]. Pittsburgh, PA: US Dept Energy – National Energy Technology Laboratory, 2001: 1–8. http://www.netl.doe.gov/publications/proceedings/01/carbon_seq/p25.pdf
- [21] Mills M M, Ridame C, Davey M, et al. Iron and phosphorus co-limit nitrogen fixation in the eastern tropical North Atlantic [J]. *Nature*, 2004, 429: 292–294.
- [22] Subramaniam A, Yager P L, Carpenter E J, et al. Amazon River enhances diazotrophy and carbon sequestration in the tropical North Atlantic Ocean [J]. *Proc Natl Acad Sci*, 2008, 105: 10460–10465.
- [23] Jones I S F. Method for attracting and concentrating fish: WO, 131485[P]. 2008.
- [24] Aumont O, Bopp L. Globalizing results from ocean in situ iron fertilization studies [J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2006, 20: GB2017.
- [25] Allsopp M, Santillo D, Johnston P. A scientific critique of oceanic iron fertilization as a climate change mitigation strategy [R]. Greenpeace Research Laboratories Technical Note 07/2007, 2007: 1–32.
- [26] Buesseler K O, Doney S C, Karl D M, et al. Ocean iron fertilization – moving forward in a sea of uncertainty [J]. *Science*, 2008, 319: 161.
- [27] Lutz M J, Caldeira K, Dunbar R B, et al. Seasonal rhythms of net primary production and particulate organic carbon flux to depth describe the efficiency of biological pump in the global ocean [J]. *J Geophys Res*, 2007, 112: C10011.
- [28] de Baar H, Boyd P W, Coale K H, et al. Synthesis of iron fertilization experiments: from the iron age in the age of enlightenment [J]. *J Geophys Res*, 2005, 110: C09S16.
- [29] Glibert P M, Azanza R, Burford M, et al. Ocean urea fertilization for carbon credits poses high ecological risks [J]. *Mar Polln Bull*, 2008, 56: 1049–1056.
- [30] International Maritime Organization. Assessment Framework for Scientific Research Involving Ocean Fertilization [S]. London: International Maritime Organization, 2010: 1–21.
- [31] Ocean Nourishment Corporation. A Blue Carbon Technol-

- ogy[R/OL]. <http://www.oceannourishment.com/technology.asp>[2012-8-12].
- [32] 刘慧, 唐启升. 国际海洋生物碳汇研究进展[J]. 中国水产科学, 2011, 18(3): 695–702.
- [33] 齐占会, 王珺, 黄洪辉, 等. 广东省海水养殖贝藻类碳汇潜力评估[J]. 南方水产科学, 2012, 8(1): 30–35.
- [34] 李小斌, 陈楚群, 施平, 等. 南海 1998–2002 年初级生产力的遥感估算及其时空演化机制[J]. 热带海洋学报, 2006, 25: 57–62.
- [35] Shen S H, Leptoukh G G, Acker J G, et al. Seasonal variations of chlorophyll a concentrations in the Northern South China Sea [J]. IEEE Geosci Remote Sens Lett, 2008, 5: 315–319.
- [36] Wu J, Chung S W, Wen L S, et al. Dissolved inorganic phosphorus, dissolved iron, and *Trichodesmium* in the oligotrophic South China Sea [J]. Global Biogeochem Cycles, 2003, 17: 1008.
- [37] Ning X, Chai F, Xue H, et al. Physical-biological oceanographic coupling influencing phytoplankton and primary production in the South China Sea [J]. J Geophys Res, 2004, 109: C10005.
- [38] 彭欣, 宁修仁, 孙军, 等. 南海北部浮游植物生长对营养盐的响应[J]. 生态学报, 2006, 26(12): 3959–3968.
- [39] Chen Y L L, Chen H Y. Seasonal dynamics of primary and new production in the northern South China Sea: The significance of river discharge and nutrient advection [J]. Deep-Sea Res Part I: Oceanogr Res Papers, 2006, 53: 971–986.
- [40] 占家智, 羊茜. 施肥养鱼技术[M]. 北京: 中国农业出版社, 2001: 1–131.
- [41] Oczkowski A, Nixon S, Granger S, et al. Anthropogenic enhancement of Egypt's Mediterranean fishery[J]. Proc Natl Acad Sci, 2009, 106:1364–1367.
- [42] Oczkowski A, Nixon S. Increasing nutrient concentrations and the rise and fall of a coastal fishery; a review of data from the Nile Delta, Egypt [J]. Estu Coast Shelf Sci, 2008, 77: 309–319.
- [43] Qiu Y S, Lin Z J, Wang Y Z. Responses of fish production to fishing and climate variability in the northern South China Sea [J]. Prog Oceanogr, 2010, 85: 197–212.
- [44] Watson R, Pauly D. Systematic distortions in world fisheries catch trends [J]. Nature, 2001, 414: 534–536.
- [45] Siriraksophon S, Nakamura Y, Natinee S. Exploration of purpleback flying squid *Sthenoteuthis oualaniensis* resources in the South China Sea[R]. Samutprakan, Thailand: Southeast Asian Fisheries Development Center, 2001: 1–81.
- [46] 张引. Fisheries acoustic studies on the purpleback flying squid resource in the South China Sea [D]. 台北: 台湾大学海洋研究所, 2005: 1–87.
- [47] 张鹏, 杨吝, 张旭丰, 等. 南海金枪鱼和鸢乌贼资源开发现状及前景[J]. 南方水产, 2010, 6(1): 68–73.

Ocean fertilization and its potential for fishery development in the oligotrophic South China Sea

QIU Yongsong

South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Science; Key Laboratory for South China Sea Fishery Resources Exploitation and Utilization, Ministry of Agriculture, P. R. China, Guangzhou 51300, China

Abstract: Ocean fertilization is the intentional introduction of nutrient elements to certain region of the upper ocean to enhance primary productivity. It has potential to increase sustainable fish catch and sequester carbon dioxide from the atmosphere. The study of ocean fertilization has lasted for 20 years, and the concept has extended from iron fertilization for mitigating climate change to macronutrient nourishment for storing carbon while at the same time increasing marine protein production. However, no such study has ever been undertaken in China and understanding of the concept is incomplete. An effort was made in this paper to introduce the concepts and principles of micronutrient iron fertilization and macronutrient nitrogen and phosphorus nourishment. The history and recent progress in the study of ocean fertilization, as well as disputes over its application were also reviewed. Examination of the debate over a low fraction of new primary production sinking as particulate organic carbon leads to the suggestion that the most flows through the food web and ocean fertilization may have a greater potential for increasing sustainable fish catch. The potential of macronutrient nourishment for fishery development in the oligotrophic South China Sea was further explored. In the central South China Sea basin, there is abundant heat and sunlight in the euphotic zone, but the phytoplankton primary productivity is very low. The biological productivity is strongly limited by available macronutrients because of permanent stratification. It was suggested that intentional introduction of macronutrient elements could help to increase new primary production and hence sustainable fish catch. The enriched patch with a bloom of dietary plankton may serve to attract and concentrate fish schools. This would increase fishing efficiency for the dispersing oceanic species. Fish stocks in the coastal and shelf waters of the northern South China Sea are in a status of depletion and overfishing, respectively. Ocean fertilization in the oligotrophic South China Sea represents a potential opportunity to relieve heavy fishing pressure on the coastal and shelf stocks. Assuming continuation of the current policy of strict limits on the number of fishing licenses and total fishing horsepower, developing a fishery in the open sea with ocean fertilization would lead to partial relocation of fishing effort away from the heavily fished waters. In addition to the enhanced fish production in the open sea, this would correspond to a reduction in fishing pressure and a recovery growth in fish harvest in the coastal and shelf waters.

Key words: ocean fertilization; stock enhancement; fishery development; sustainable fishery; South China Sea

Corresponding author: QIU Yongsong. E-mail: qys@scsfri.ac.cn