DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.03.019

蒋倩, 朱建国, 朱春梧, 等. 大气 CO_2 浓度升高对矿质元素在水稻中分配及其根际有效性的影响. 土壤, 2020, 52(3): 552–560.

大气 CO_2 浓度升高对矿质元素在水稻中分配及其根际有效性的影响①

蒋 倩[1,2], 朱建国[1*], 朱春梧[1], 刘 钢[1], 张继双[1,2], 徐 习[1,2]

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要: 在开放式空气 CO_2 浓度升高(free-air CO_2 enrichment, FACE)条件下, 研究了籼稻 IIY084 与粳稻 WYJ23 根际土壤矿质元素(Fe、Mn、Cu、Zn、Ca 和 Mg)有效态含量及其在水稻各组织中的吸收与分配, 结合前期稻米矿质元素含量下降的研究结果, 探讨了其下降的机制。结果表明: 大气 CO_2 浓度升高, 显著增加水稻穗、茎、根和整株生物量, 两个品种平均增加 19.4%、9.3%、23.4%、16.0%; 根际土壤中矿质元素的有效态含量大体呈增加趋势; 除 Ca 吸收量增加外, 水稻其他矿质元素总吸收量未发生显著变化; 显著促进大部分矿质元素在穗中的吸收与分配, 而降低其在茎中的分配比; 在穗内有增加大部分矿质元素在壳粳中滞留的趋势, 相应地减少其在糙米中的分配比。品种效应分析显示, IIY084 的茎和整株生物量, 以及穗中 Fe、Mn、Cu, 叶中 Zn、Mg, 茎中 Cu 的吸收量与分配百分数均显著高于 WYJ23, 而叶中 Mn、茎中 Fe 和根中 Cu、Zn 则呈相反趋势。可见, 大气 CO_2 浓度升高条件下, 碳水化合物与矿质元素从植株营养器官到籽粒的不平衡转运以及在壳粳中的滞留可能是导致两水稻品种糙米中矿质元素含量降低的重要原因。

关键词: FACE; 籼稻; 粳稻; 稻米品质; 有效态含量; 吸收; 分配

中图分类号: S511 **文献标志码:** A

Effects of Free-air CO_2 Enrichment(FACE) on Mineral Element Partitioning and Rhizosphere Availability of Rice (*Oryza sativa* L.)

JIANG Qian[1,2], ZHU Jianguo[1*], ZHU Chunwu[1], LIU Gang[1], ZHANG Jishuang[1,2], XU Xi[1,2]

(1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture*, *Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *China*; 2*University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*)

Abstract: A previous investigation had demonstrated that mineral element (Fe, Mn, Cu, Zn, Ca and Mg) concentrations in brown rice of indica IIY084 and japonica WYJ23 (*Oryza sativa* L.) were significantly reduced by elevated [CO_2]. However, the underlying mechanisms were still unclear. Thus, a field experiment was conducted to investigate mineral element partitioning and rhizosphere availability of IIY084 and WYJ23 with a Free-air CO_2 Enrichment (FACE) in Eastern China. The results showed that regardless of cultivars, the biomass of panicles, stems, roots and whole plants were significantly stimulated by elevated [CO_2] with average increase of 19.4%, 9.3%, 23.4% and 16.0%, respectively. Generally, elevated [CO_2] trended to raise the bio-available contents of mineral elements in the rhizosphere soils. Except for the enhanced accumulation of Ca, most of mineral element accumulations in the whole plants were unchanged under elevated [CO_2]. However, elevated [CO_2] significantly increased the uptake and distribution of mineral element in panicles but declined them in stems. Interestingly, most of mineral elements distributed in husk and stalk were detained, while those in brown rice were reduced by elevated [CO_2]. In the case of cultivar effects, the biomass of stems and whole plants, the accumulation and distribution of Fe, Mn and Cu in panicles, Zn and Mg in leaves, and Cu in stems were much greater in IIY084 than in WYJ23. However, the accumulation and distribution of Mn in leaves, Fe in stems and Cu, Zn in roots showed an opposite trend. In short, the mineral element decline in brown rice may mainly

①基金项目: 国家自然科学基金项目(31870423)、国家自然科学基金国际(地区)合作与交流项目(31261140364)和科技部国际合作与交流项目(2010DFA22770)资助。

* 通讯作者(jgzhu@issas.ac.cn)

作者简介: 蒋倩(1980—), 女, 贵州思南人, 博士, 高级工程师, 主要从事大气环境变化对农作物生长与品质的影响研究。E-mail: qjiang@issas.ac.cn

attribute to the unbalanced stimulations on the translocations of mineral elements and carbohydrates from vegetative parts to the grains under elevated [CO_2], as well as to more retention in husks and stalks of rice panicles.

Key words: Free-air CO_2 enrichment; Indica; Japonica; Rice quality; Bio-available contents of mineral; Uptake; Distribution

CO_2 等温室气体浓度的升高对地球生态系统的影响，是目前公众和科学家普遍关注的热点问题。据报道，全球大气 CO_2 浓度已由工业化前约 280 μmol/mol 增加至目前约 410 μmol/mol，预计 21 世纪末 CO_2 浓度将达到 570 μmol/mol[1]。虽然大气 CO_2 浓度升高会导致温室效应等生态环境问题，但是它也可以明显增强植物的光合作用，促进其生长，提高农作物产量[2]。与此同时，大气 CO_2 浓度升高会不同程度地影响植物对矿质元素等养分的吸收与转运。大量研究表明，在 CO_2 浓度升高条件下，水稻、小麦以及其他农作物中蛋白质、维生素以及 Fe、Zn 等矿质元素含量下降[3-5]。

一方面，大气 CO_2 浓度的升高，影响土壤有效态矿质元素养分供给状况[6]。CO_2 浓度升高条件下，植物根系生长，根系分泌物的组成和含量，以及微生物群落结构等根际微环境的变化，可以改变土壤 pH，从而影响矿质元素的生物有效性[7-8]。有研究表明，作为氧化还原敏感型元素，Fe 和 Mn 等矿质元素在 pH 较低环境下移动性增强，有效态元素供给增加，从而利于植物吸收[9]。另一方面，CO_2 浓度升高条件下，矿质元素在植株各器官的迁移与分配发生变化[10]。有学者认为，大气 CO_2 浓度升高可以增加植物光合作用产物向根部的分配以及根系分支，改变根系分泌物的组成，从而影响植物对矿物质的吸收与利用[11]。Seneweera[12]研究发现，大气 CO_2 浓度升高减少了 N 在水稻叶片中的分配，而增加其在叶鞘和根系中的分配。此外，大气 CO_2 浓度升高可以降低叶片蒸腾速率，减少植物对养分的需求或降低质量流即从土壤迁移至作物根表面，最终降低了根的吸收率，从而影响植物体内的养分含量[12]。然而，庞静等[13]通过水培试验认为，蒸腾效应并不是引起水稻 N 含量下降的关键因素。大气 CO_2 浓度升高条件下，植物生长加快，但是养分吸收的增幅低于生物量的增幅，从而形成养分的“稀释效应”，这也是影响植物体内养分含量的重要因素之一[14]。值得注意的是，已有研究主要关注作物中 N、P、K 等大量元素含量的变化及其原因[12,15-17]，而对 Fe、Mn、Cu 和 Zn 等矿质元素的研究相对较少[10,18]。事实上，Fe、Zn、Se 等矿质元素同样对人体健康起着重要作用，这些元素的匮乏可以造成人群孕育难、发育阻碍、对传染疾病的抵抗力降低等疾病[19]。此外，已有文献的研究材料大都为单一基因型作物品种，并且只收集地上部，而对根系以及根际土壤样品研究较少，缺少土壤-植物的系统性研究[20-21]。取样的不完整性可能导致研究结论与实际情况有一定差距。而且，与封闭试验相比，FACE 与自然环境的温度、降雨、阳光等因素保持一致，其结果对应对气候变化具有更好的现实指导意义。

水稻是世界三大主要粮食作物之一，世界上有一半以上的人口以稻米为主食[22]。水稻根际土壤矿质元素的有效性及其在各组织中的吸收与分配，对水稻籽粒品质的形成至关重要。前期试验表明，FACE 条件下，籼稻 IIY084 与粳稻 WYJ23 糙米中 Fe、Mn、Cu、Zn 等矿质元素含量降低且存在品种差异[23]，但其降低机理尚未明确。基于此，本试验利用中国水稻 FACE(Free-air CO_2 Enrichment)平台，重点研究完熟期这两种类型水稻根际土壤中矿质元素(Fe、Mn、Cu、Zn、Ca、Mg)的有效态含量，以及水稻穗(糙米、壳梗)、茎、叶与根中矿质元素吸收与分配的变化，探讨不同水稻类型中矿质元素含量降低的主要原因。

1　材料与方法

1.1　试验地区及平台概况

本试验在中国水稻 FACE 平台进行，该平台建于 2004 年 6 月，位于江苏省江都市小纪镇马凌村良种场(32°35′5″ N, 119°42′0″ E)。该地区是典型的亚热带季风气候区域，适宜稻麦轮作。试验区年降雨量约 980 mm，年均气温约 14.9 ℃，年均日照时间约 2 130 h，年无霜期约 220 d。土壤类型为砂浆土，其耕作层基本性质：pH 6.8、有机碳 18.4 g/kg、全氮 1.45 g/kg、全磷 0.63 g/kg、有效磷 10.1 mg/kg、全钾 14.0 g/kg、速效钾 70.5 mg/kg[24]。

FACE 平台的设计与运行详见文献[25]。本试验所选 3 块水稻试验区域的土壤与农事历史基本一致，在这些区域里分别设置 3 个 FACE 圈(即 CO_2 浓度升高圈)与 3 个对照圈。为了避免相互干扰，各圈之间距离达到 90 m。CO_2 浓度升高圈是一直径为 14 m，由 8 根(5 m/根)释放 CO_2 气体管围成的八角形。在水稻整个生育期，采用远程控制数字系统来实现 CO_2 圈释放的气体浓度始终高出对照圈 200 μmol/mol，并且控制偏差在 10% 以内。对照圈 CO_2 浓度与自然环境完全一致。

1.2 试验设计

本试验水稻品种为杂交型籼稻 IIY084(*Oryza sativa* L.)与粳稻 WYJ23(*Oryza sativa* L.)。2014 年 5 月 20 日大田育秧,6 月 21 日人工进行移栽:行距 25 cm,株距 16.7 cm(相当于 24 穴/m^2),2 株/穴。采用氮磷钾复合肥(15-15-15)和尿素结合施用。施氮量为 N 22.5 g/m^2,其中 40% 用作基肥,其余部分一半施于水稻分蘖期,另一半用于抽穗期,基肥、分蘖肥和穗肥施肥时间分别于 2014 年 6 月 20、6 月 28 日和 8 月 1 日。磷(P_2O_5)、钾(K_2O)肥施用量均为 9 g/m^2,选用复合肥作基肥施用。其他田间管理如灌溉排水、草害病虫等与大田一致。2014 年 10 月 17 日水稻完熟时收获并取样。

1.3 样品采集与分析

在每个圈取样之前,通过先数 20 穴计算分蘖数平均值以确定最终取样样本的分蘖数。样品采集时,以具有平均分蘖数的水稻植株为中心,放置长方形(长×宽:25 cm ×16.7 cm)不锈钢取样架,然后沿着取样架 4 条边平铲至约 15 cm 深土壤,移出整株水稻,共取 2 穴。随后,将水稻样品分成穗、叶、茎与根。植株各部分样品经自来水和纯水清洗,烘干至恒重(70 ℃,48 h),称重。混匀籽粒,取部分通过砻谷机(JLG-II,中储粮)脱壳而得到糙米。各部分样品分别经球磨仪(MM400,Retsch)磨成粉末,待测。水稻土壤样品经风干、研磨,过 2 mm 筛,备用。

粉碎后植株各部样品再经 70 ℃(6 h)烘干后,置于干燥器中冷却至室温。称取 0.5 g(精确至 0.000 1 g)样品于石墨消解管中,纯水润湿,注入 8 ml HNO_3(GR)冷消化。次日移入 2 ml $HClO_4$(GR),采用全自动石墨控温消解系统(Deena II, Thomas Cain)对样品进行消化,直至其开始冒白色烟雾,最终剩余体积约 1 ml、溶液清澈。超纯水定容至 50 ml,待测。经电感耦合等离子体质谱(ICP-MS, 7700x, Agilent)对 Fe、Mn、Cu、Zn 进行测定。采用电感耦合等离子体发射光谱(ICP-AES, Optima 8000, PerkinElmer)测定 Ca、Mg。由标准样品 GBW07602(GSV-1) 灌木枝叶与 GBW10043(GSB-21)辽宁大米实现测试过程的质量控制。

采用 pH 7.3 DTPA(二乙三胺五乙酸)-$CaCl_2$-TEA(三乙醇胺)浸提剂提取土壤有效态 Fe、Mn、Cu、Zn,并采用 ICP-MS 测定;由 pH 7.0 CH_3COONH_4 提取土壤交换态 Ca、Mg,然后经 ICP-AES 进行分析。以土壤有效态成分分析标准物质 GBW07412a(ASA-1a)作为测试过程的质量控制。

1.4 数据处理

采用 Office 2013 处理数据,Origin Pro 8.0 作图,SPSS 16.0 软件对 CO_2、品种及其交互作用进行双因素方差分析(two-way analysis of variance)。ns,+,*,**,分别表示没有显著差异,以及在 P<0.1、P<0.05、P < 0.01 水平差异显著。矿质元素有效性变化率(%)=(CO_2 浓度升高处理−对照)/对照×100%,其中负值表示降低百分数,而正值表示增加百分数。

2 结果与分析

2.1 水稻生物量

大气 CO_2 浓度升高显著影响水稻穗(P<0.01)、茎(P< 0.1)、根(P < 0.05)和整株生物量(P<0.01)。与对照相比,CO_2 浓度升高处理下,两个品种上述组织的平均生物量分别增加 19.4%、9.3%、23.4%、16.0%。此外,品种效应显著影响水稻茎(P < 0.01)、根(P < 0.1)和整株生物量(P<0.1),其中,茎和整株生物量 IIY084 高于 WYJ23,而根生物量则相反。除茎以外,CO_2 与品种的交互作用对水稻不同组织及整株生物量没有显著影响(表 1)。

表 1 水稻整株和不同组织的生物量

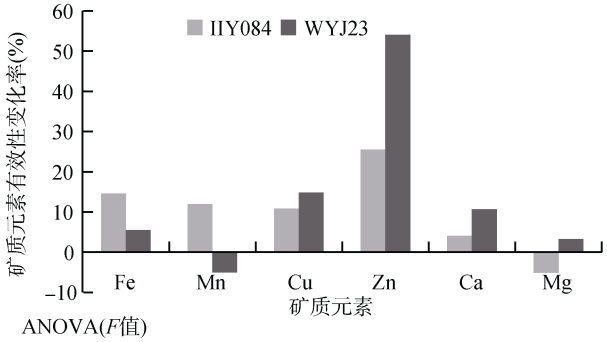
Table 1 Biomass of panicles, leaves, stems, roots and whole plants of IIY084 and WYJ23

品种	处理	生物量(g/穴)				
		穗	叶	茎	根	整株
IIY084	A	38.7 ± 1.3	11.7 ± 0.4	21.7 ± 1.1	3.3 ± 0.5	75.3 ± 2.2
	F	48.4 ± 2.4	12.6 ± 0.5	25.5 ± 0.6	4.2 ± 0.3	91.7 ± 3.0
WYJ23	A	37.8 ± 3.1	11.3 ± 0.9	20.0 ± 1.1	4.1 ± 0.4	73.2 ± 5.2
	F	43.0 ± 1.5	11.5 ± 0.3	20.2 ± 0.8	4.9 ± 0.3	80.7 ± 2.2
ANOVA(F 值)	CO_2	11.5^{**}	1.1^{ns}	4.4^{+}	5.4^{*}	9.8^{**}
	品种	2.0^{ns}	1.7^{ns}	13.3^{**}	4.6^{+}	3.5^{+}
	CO_2×品种	1.1^{ns}	0.4^{ns}	3.7^{+}	0.0^{ns}	1.7^{ns}

注:表中,A:对照处理,即与大气中 CO_2 浓度保持一致;F:CO_2 浓度高于对照 200 μmol/mol 处理;表中数据为平均值 ± SE;ns 表示没有显著差异;+、*、**分别表示在 P<0.1、P<0.05、P<0.01 水平差异达显著性;下同。

2.2　根际土壤有效态矿质元素含量

大气 CO_2 浓度升高条件下，除 WYJ23 的 Mn 和 IIY084 的 Mg 外，水稻根际土壤有效态矿质元素含量大体呈增加趋势。双因素方差分析显示，CO_2 浓度升高显著增加水稻根际土壤有效态 Zn 含量($P < 0.05$)，而且，其 WYJ23 根际土壤显著高于 II084 根际土壤($P < 0.01$)。此外，其他 5 种矿质元素的 CO_2 效应和品种效应并不显著(图 1)。



ANOVA(F值)

因素	Fe	Mn	Cu	Zn	Ca	Mg
CO_2	0.4^{ns}	0.0^{ns}	5.6^{ns}	7.7^{*}	0.4^{ns}	0.0^{ns}
品种	0.8^{ns}	0.2^{ns}	0.4^{ns}	24.9^{**}	0.7^{ns}	0.3^{ns}
CO_2×品种	0.8^{ns}	0.2^{ns}	0.0^{ns}	0.0^{ns}	0.1^{ns}	0.5^{ns}

图 1　大气 CO_2 浓度升高条件下水稻根际土壤有效态矿质元素含量变化率

Fig.1　Change percentages of contents of available Fe, Mn, Cu, Zn, Ca and Mg in rhizosphere soils to elevated CO_2

2.3　水稻不同组织矿质元素的吸收

据图 2 可知，大气 CO_2 浓度升高显著影响籼稻 IIY084 和粳稻 WYJ23 穗中 Fe(P<0.01)、Mn(P<0.05)、Ca(P<0.05)和 Mg(P<0.05)的吸收量。与对照相比，CO_2 浓度升高条件下，两个品种上述矿质元素在穗中的平均吸收量分别增加 61.9%、26.0%、36.7% 和 24.3%。同样，CO_2 浓度升高处理显著增加整株(P<0.05)和叶中 Ca 吸收量(P<0.01)，却降低茎中 Fe(P<0.01)和 Cu(P<0.05)吸收量。

品种效应显著影响水稻不同组织中的不同矿质元素吸收量(图 2)。与 WYJ23 相比，IIY084 穗中的 Fe(P<0.01)、Mn(P<0.05)、Mg(P<0.01)，叶中 Zn(P<0.05)、Mg(P<0.01)，茎中 Cu(P<0.01)、Mg(P<0.05)的吸收量显著增加，而叶中 Mn(P<0.01)，茎中 Fe(P<0.01)，根中 Cu(P<0.01)、Zn(P<0.01)吸收量显著降低。此外，籼稻 IIY084 整株的 Mn 吸收量显著低于粳稻 WYJ23(P<0.01)，而 Mg 吸收量则增加(P<0.01)。CO_2 与品种的交互作用显著影响穗 Fe(P<0.01)，茎 Fe(P<0.01)、Mn(P<0.01)、Ca(P<0.1)，以及根中 Zn(P<0.1)的吸收量(图 2)。

2.4　水稻不同组织矿质元素的分配

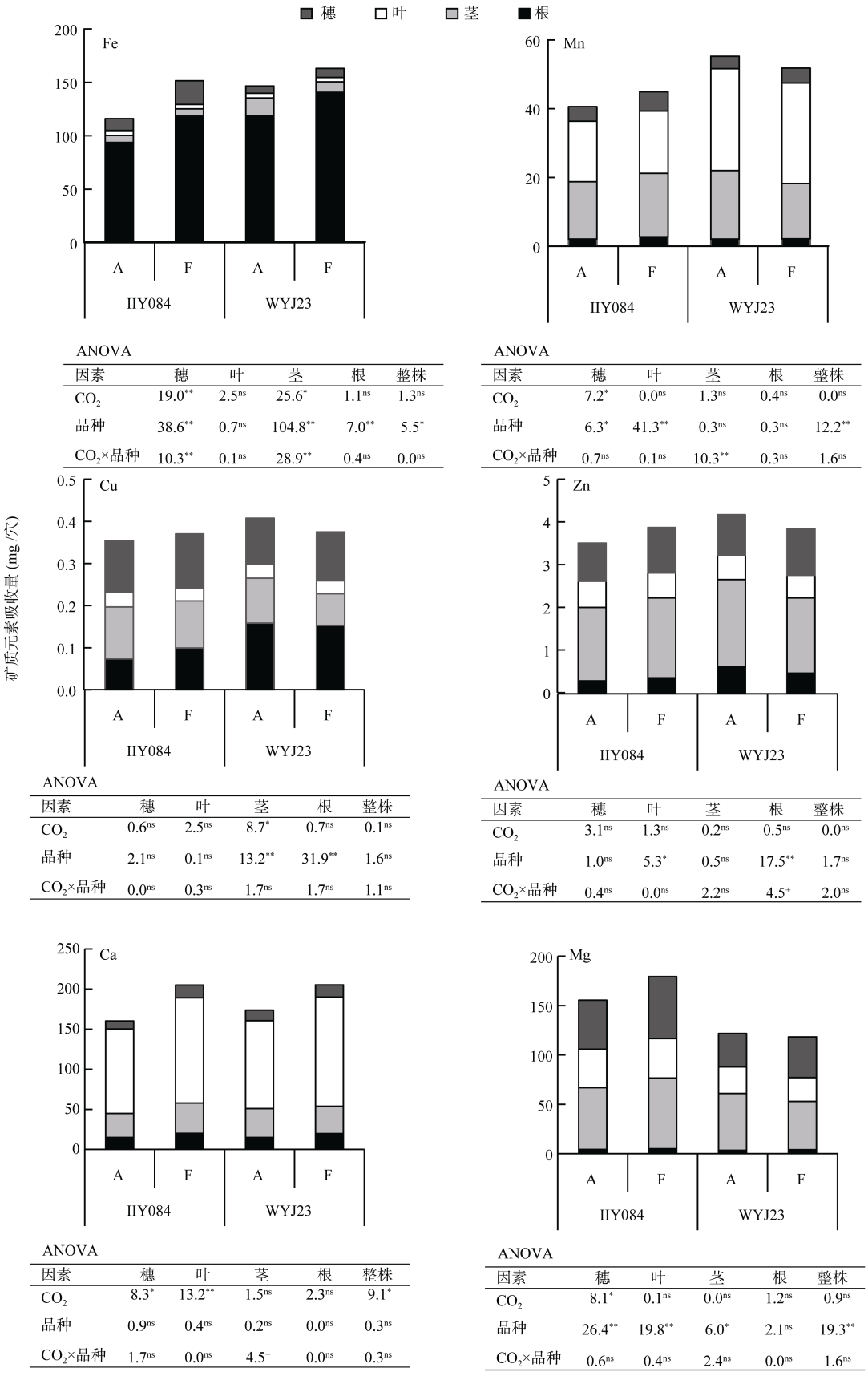
由各矿质元素在水稻不同组织中的分配百分数可见，Fe 主要分配于根中，Mn、Ca 主要分配在叶中，而 Zn、Mg 主要分配在茎中(图 3)。大气 CO_2 浓度升高显著影响矿质元素在水稻组织中的分配。除 Ca 外，CO_2 浓度升高显著增加穗中其他 5 种矿质元素的分配百分数，两个品种的平均增幅为 32.8%(Fe)、24.8%(Mn)、8.2%(Cu)、17.3%(Zn)和 11.5%(Mg)。然而，CO_2 浓度升高处理却显著降低茎中除 Zn 以外的矿质元素的分配百分数，两品种的平均降幅分别为 37.3%(Fe)、7.2%(Mn)、18.5%(Cu)、10.9%(Ca)、6.8%(Mg)。此外，CO_2 浓度升高下，两个品种根中 Cu 的平均分配百分数升高 17.9%(图 3)。

矿质元素的分配在不同水稻品种之间存在显著差异。籼稻 IIY084 穗中 Fe(P<0.01)、Mn(P<0.01)、Cu(P<0.01)，叶中 Zn(P<0.1)、Mg(P<0.1)，茎中 Mn(P<0.01)、Cu(P<0.01)的分配百分数均显著高于粳稻 WYJ23。然而，叶中 Mn(P<0.01)，茎中 Fe(P<0.01)、Mg(P<0.05)，根中 Fe(P<0.05)、Cu(P<0.01)、Zn(P<0.01)的分配百分数则呈相反趋势。此外，CO_2 与品种的交互作用显著影响穗中 Fe(P<0.05)，叶中 Mn(P<0.1)、Ca(P<0.1)，茎中 Fe(P<0.1)、Mn(P<0.1)、Ca(P<0.01)、Mg(P<0.1)，根中 Zn(P<0.1)的分配百分数(图 3)。

从图 4 可见，两个品种水稻穗中矿质元素 Fe、Mn、Ca 主要分配至壳粳，而 Cu、Zn、Mg 主要分配在糙米中。CO_2 浓度升高影响下，Fe、Mn、Cu、Zn 在壳粳的分配均呈升高的趋势，而在糙米中基本为下降趋势，其中 Mn 达到显著性(P<0.1)。两个品种的 Fe(P<0.01)、Mn(P<0.01)、Ca(P<0.05)在糙米与壳粳的分配比也存在显著性差异。其中，WYJ23 糙米中 Fe、Mn 的分配比高于 IIY084，而 Ca 则相反。另外，CO_2 与品种的交互作用仅显著影响 Ca 在糙米与壳粳的分配比(P<0.1)(图 4)。

3　讨论

大量研究表明，大气 CO_2 浓度升高能够促进植物光合作用，从而使植物生长加快，生物量增加[3,12,26]。本研究中，品种效应显著影响水稻生物量，其中，茎和整株生物量籼稻 IIY084 高于粳稻 WYJ23，而根生物量则相反。此外，大气 CO_2 浓度升高显著增加成熟期水稻穗、茎与根生物量，籼稻 IIY084 分别增加 19.9%、22.3%、24.9%，而粳稻 WYJ23 则为 40.6%、9.6%、22.3%。与本平台前期粳稻五香粳 14 盆栽水



ANOVA

因素	穗	叶	茎	根	整株
CO_2	19.0^{**}	2.5^{ns}	25.6^{*}	1.1^{ns}	1.3^{ns}
品种	38.6^{**}	0.7^{ns}	104.8^{**}	7.0^{**}	5.5^{*}
CO_2×品种	10.3^{**}	0.1^{ns}	28.9^{**}	0.4^{ns}	0.0^{ns}

ANOVA

因素	穗	叶	茎	根	整株
CO_2	7.2^{*}	0.0^{ns}	1.3^{ns}	0.4^{ns}	0.0^{ns}
品种	6.3^{*}	41.3^{**}	0.3^{ns}	0.3^{ns}	12.2^{**}
CO_2×品种	0.7^{ns}	0.1^{ns}	10.3^{**}	0.3^{ns}	1.6^{ns}

ANOVA

因素	穗	叶	茎	根	整株
CO_2	0.6^{ns}	2.5^{ns}	8.7^{*}	0.7^{ns}	0.1^{ns}
品种	2.1^{ns}	0.1^{ns}	13.2^{**}	31.9^{**}	1.6^{ns}
CO_2×品种	0.0^{ns}	0.3^{ns}	1.7^{ns}	1.7^{ns}	1.1^{ns}

ANOVA

因素	穗	叶	茎	根	整株
CO_2	3.1^{ns}	1.3^{ns}	0.2^{ns}	0.5^{ns}	0.0^{ns}
品种	1.0^{ns}	5.3^{*}	0.5^{ns}	17.5^{**}	1.7^{ns}
CO_2×品种	0.4^{ns}	0.0^{ns}	2.2^{ns}	4.5^{+}	2.0^{ns}

ANOVA

因素	穗	叶	茎	根	整株
CO_2	8.3^{*}	13.2^{**}	1.5^{ns}	2.3^{ns}	9.1^{*}
品种	0.9^{ns}	0.4^{ns}	0.2^{ns}	0.0^{ns}	0.3^{ns}
CO_2×品种	1.7^{ns}	0.0^{ns}	4.5^{+}	0.0^{ns}	0.3^{ns}

ANOVA

因素	穗	叶	茎	根	整株
CO_2	8.1^{*}	0.1^{ns}	0.0^{ns}	1.2^{ns}	0.9^{ns}
品种	26.4^{**}	19.8^{**}	6.0^{*}	2.1^{ns}	19.3^{**}
CO_2×品种	0.6^{ns}	0.4^{ns}	2.4^{ns}	0.0^{ns}	1.6^{ns}

图 2 水稻整株与不同组织矿质元素的吸收量

Fig. 2 The accumulations of mineral in different rice organs and the whole plants

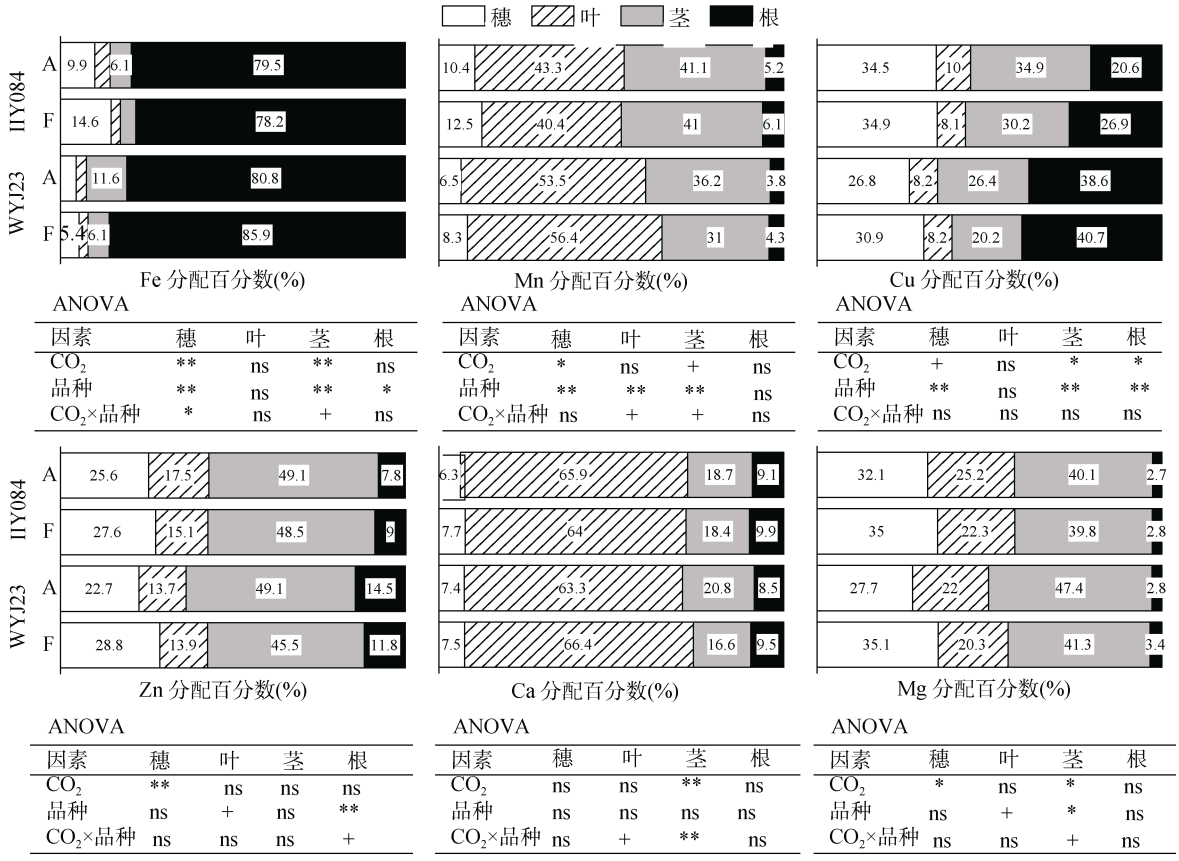
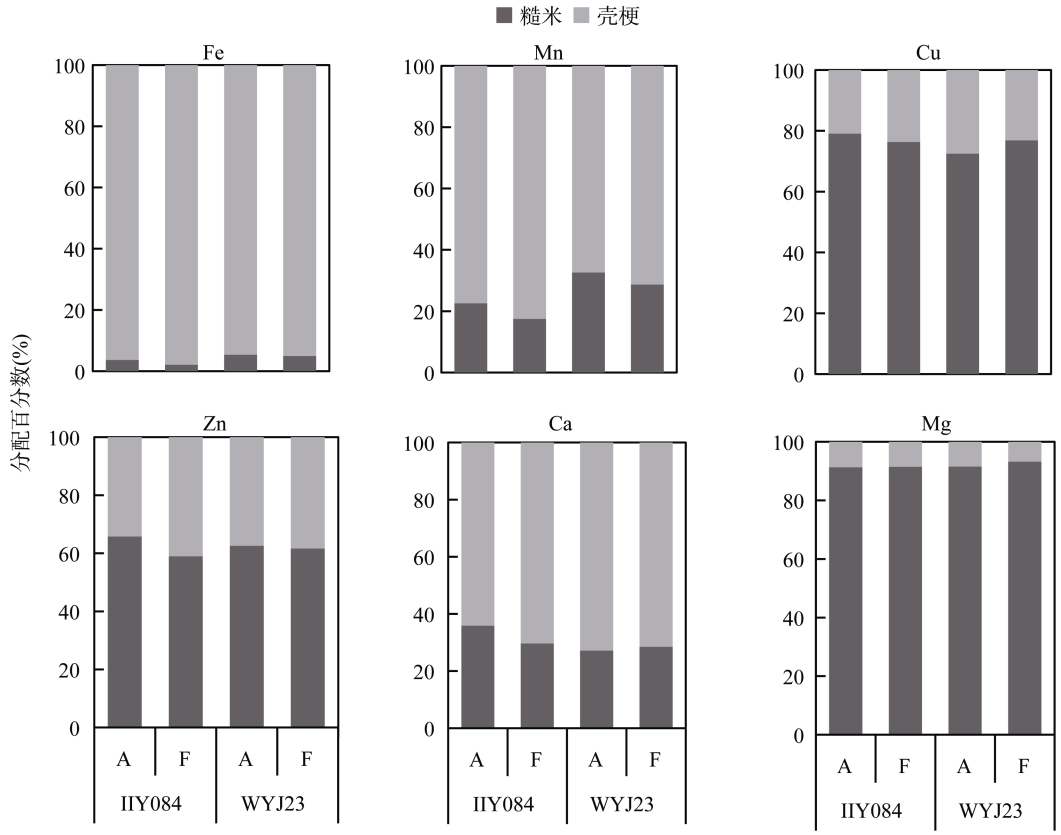


图 3　水稻不同组织矿质元素分配百分数

Fig. 3　Distribution proportion of mineral elements in different rice organs

培结果相比(穗、茎、根生物量分别增加 49.6%、21.3%、78.5%)[27]，表明了盆栽试验更利于水稻根系的生长。在日本水稻 FACE 平台，Kim 等[28]报道了粳稻 Akitakomachi 穗、茎、根生物量增加值分别为 10.0%、41.3%、34.7%。利用开顶式(OTC)设施，Seneweera[12]报道了移栽 40 d 后，粳稻 Jarrah 茎与根的生物量分别显著增加 47% 与 162%，并解释为 CO_2 浓度升高既增加了水稻分蘖数量，又增加了每个分蘖的根系(尤其是不定根)生物量。显然，封闭实验条件与 FACE 平台对生物量的影响差异，也会对其矿质元素吸收量有直接影响。与此同时，大气 CO_2 浓度升高条件下，土壤化学过程也可能做出快速响应。王小治等[29]利用中国 FACE 平台的研究结果表明，大气 CO_2 浓度升高一定程度上增加了麦田土壤微量元素 Fe、Mn、Cu、Zn 的有效性，其中 Cu、Zn 的增加尤为显著。在同一 FACE 平台，Guo 等[10]发现水稻土壤中生物有效态 Ca、Mg、Fe、Zn、Mn 含量呈增加趋势。同样，本研究表明，除 WYJ23 的 Mg 和 IIY084 的 Mn 外，水稻根际土壤矿质元素有效态含量呈增加趋势，且品种间无显著差异。有研究表明，植物根系分泌物可以增加土壤矿质元素的有效性，而大气 CO_2 浓度升高条件下，植物地上部分固定的光合产物输入根中的碳水化合物增多，导致根系分泌物总量与组成，以及甲酸和乙酸等释放量的增加[7,30-31]。显然，这将引起土壤 pH 降低以及土壤微生物群落结构(活性)等土壤环境的变化，进而增加土壤矿质元素的生物有效性[8,32-33]。因而，从长期来看，水稻田土壤中矿质元素储存库巨大、供给充足。

大气 CO_2 浓度升高条件下，叶片蒸腾速率、根部吸收能力大小与整株需求量的交互过程都可以影响水稻对土壤矿质元素的吸收能力。有研究表明，大气 CO_2 浓度升高虽然在一定程度上降低了作物蒸腾速率与气孔导度，但水稻较强的光合适应能力使这种影响并不是水稻矿质元素含量下降的关键因素[26,34]。此外，有学者认为根系生物量对高 CO_2 浓度的显著正效应意味着水稻吸收营养能力的增强[12]。本试验中，大气 CO_2 浓度升高条件下两水稻品种根的平均生物量高于对照 23.4%。可见，水稻根系对矿质元素的吸收能力并没有降低。与对照相比，大气 CO_2 浓度升高显著增加水稻植株 Ca 的吸收量，但对 Fe、Mn、Cu、Zn、Mg 吸收量没有显著影响。因而，水稻从土壤中吸收矿质元素的能力不会受到限制。相似



ANOVA

因素	Fe	Mn	Cu	Zn	Ca	Mg
CO_2	2.8^{ns}	3.5^{+}	0.1^{ns}	2.7^{ns}	1.5^{ns}	1.2^{ns}
品种	16.3^{**}	19.6^{**}	2.1^{ns}	0.0^{ns}	6.2^{*}	1.3^{ns}
CO_2×品种	1.0^{ns}	0.1^{ns}	3.0^{ns}	1.6^{ns}	3.8^{+}	0.8^{ns}

图 4 糙米与壳梗的矿质元素在穗中的分配百分数

Fig. 4 Distribution proportion of mineral elements of brown rice and husk in panicles

结论在其他文献也有报道[20-21,35]。例如,在日本 FACE 平台，Lieffering 等[36]曾报道了大气 CO_2 浓度升高条件下，水稻植株 Fe(52%)、Mn(24%)、Mg(11%) 积累量的显著性增加。另外，李春华等[35]在同一 FACE 平台的研究表明，CO_2 浓度升高促进了 WYJ23 穗中 Fe、Mn 和 Zn 等微量元素的积累。同样，高 CO_2 浓度显著增加大部分矿质元素在穗中的分配百分数(图 3)，这与 Guo 等[10]的研究结论一致。然而，矿质元素的响应也不尽相同，Mn、Mg 向穗中的分配显著增加，但 Fe、Cu、Zn、Ca 却无显著变化[27]。这与实验平台与品种都有着密切的关系。此外，目前大部分报道均单独研究大气 CO_2 浓度升高情况下，水稻穗、籽粒或糙米中矿质元素含量(吸收量)的变化[10,27,37]，尚未明确矿质元素在水稻穗内壳梗与糙米中的分配百分数的变化。本研究发现，大气 CO_2 浓度升高有增加 Fe、Mn、Cu、Zn、Ca 在水稻的壳梗中滞留的趋势，而相应地降低在糙米中的分配比，尤其是籼稻 IIY084(图 4)。本研究猜想这也可能是引起稻米矿质元素含量下降的重要原因，但是这种滞留现象在本试验中难以得到直接解释，是下一步需要深入研究的内容。同样本研究观察到，籼稻 IIY084 与粳稻 WYJ23 整株及不同组织中矿质元素的吸收与分配存在差异。值得注意的是，Fe、Mn、Ca 在糙米与壳梗的分配比也存在显著性差异(图 4)。因此，对穗组织进一步细化进行研究将是明确引起这些差异的重要途径。

水稻通过茎叶等绿色组织进行光合作用合成有机物，而籽粒的灌浆物质就来源于源器官(叶片和茎鞘)制造和积累的碳水化合物。有研究表明，大气 CO_2 浓度升高可以显著增加蔗糖等碳水化合物从水稻营养器官至籽粒的转运，从而增加其在籽粒中的积累[38]。笔者前期试验同样表明，高 CO_2 浓度显著增加两个

品种水稻籽粒和糙米产量，分别增加 32.0%、33.8%(II084)和 12.2%、16.7%(WYJ23)[23]。与碳水化合物相比，大部分矿质元素从营养器官至水稻籽粒的转运相对较为困难和缓慢。进而引起碳水化合物与矿质元素从水稻营养器官转运至籽粒的速度并不匹配，最终可能导致矿质元素在籽粒中被稀释，引起矿质元素的“稀释效应”[10]。然而，本试验的数据并不能直接说明这种不匹配的相关程度，其仍是需要进一步深入关注的问题。大量研究表明，大气 CO_2 浓度升高将降低稻米的营养品质，从而威胁依赖稻米为主食人群的健康[39]。本研究前期结果同样表明，大气 CO_2 浓度升高条件下，籼稻 IIY084 与粳稻 WYJ23 糙米中矿质元素(Fe、Mn、Cu、Zn 等)含量均存在不同程度的下降(趋势)[23]。本试验表明，大气 CO_2 浓度升高条件下，根际土壤矿质元素有效性及其在水稻组织吸收的变化，并不会引起籼稻 IIY084 和粳稻 WYJ23 糙米矿质元素含量的下降。然而，碳水化合物与矿质元素从水稻营养器官转运至籽粒速度的不匹配，以及在穗内滞留于壳梗对糙米矿质元素含量降低有重要贡献，但需要更深入的研究来进一步验证。

4　结论

大气 CO_2 浓度升高条件下，籼稻 IIY084 与粳稻 WYJ23 的生物量显著增加，根际土壤矿质元素有效态含量主体上呈增加趋势。水稻对矿质元素的总吸收量未发生显著变化，而其在穗中的吸收与分配却显著增加。CO_2 浓度升高引起的碳水化合物和矿质元素从营养器官至籽粒的不平衡转运，是导致糙米中矿质元素含量下降的主要原因。就水稻穗而言，CO_2 浓度升高有增加矿质元素在壳梗中滞留的趋势，这也是一个值得关注的原因。

致谢：感谢中国科学院南京土壤研究所土壤与环境分析测试中心龚华老师的分析技术支持。

参考文献：

[1] IPCC. Climate change 2014: Synthesis Report. Construction of Working Group I,II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland, 2014.

[2] Long S P, Ainsworth E A, Leakey A D B, et al. Food for thought: Lower-than-expected crop yield stimulation with rising CO_2 concentrations[J]. Science, 2006, 312(5782): 1918–1921.

[3] 李春华, 曾青, 朱建国, 等. 大气 CO_2 浓度升高对不同类型水稻灌浆期有机物合成与分配的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(5): 824–833.

[4] Fernando N, Panozzo J, Tausz M, et al. Rising atmospheric CO_2 concentration affects mineral nutrient and protein concentration of wheat grain[J]. Food Chemistry, 2012, 133(4): 1307–1311.

[5] Myers S S, Zanobetti A, Kloog I, et al. Increasing CO_2 threatens human nutrition[J]. Nature, 2014, 510(7503): 139–142.

[6] Yamakawa Y, Saigusa M, Okada M, et al. Nutrient uptake by rice and soil solution composition under atmospheric CO_2 enrichment[J]. Plant and Soil, 2004, 259: 367–372.

[7] Ma H L, Zhu J G, Xie Z B, et al. Responses of rice and winter wheat to free-air CO_2 enrichment (China FACE) at rice/wheat rotation system[J]. Plant and Soil, 2007, 294(1): 137.

[8] Guo J, Zhang W J, Zhang M Q, et al. Will elevated CO_2 enhance mineral bioavailability in wetland ecosystems? Evidence from a rice ecosystem[J]. Plant and Soil, 2012, 355(1): 251–263.

[9] Adriano D C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals[M[. New York: Springer, 2001.

[10] Guo J, Zhang M Q, Wang X W, et al. A possible mechanism of mineral responses to elevated atmospheric CO_2 in rice grains[J]. Journal of Integrative Agriculture, 2015, 14(1): 50–57.

[11] Prior S A, Runion G B, Marble S C, et al. A review of elevated atmospheric CO_2 effects on plant growth and water relations: implications for horticulture[J]. HortScience, 2011, 46(2): 158–162.

[12] Seneweera S. Effects of elevated CO_2on plant growth and nutrient partitioning of rice (*Oryza sativa* L.) at rapid tillering and physiological maturity[J]. Journal of Plant Interactions, 2011, 6(1): 35–42.

[13] 庞静, 朱建国, 谢祖彬, 等. CO_2 浓度升高条件下水稻蒸腾与 N 吸收的关系[J]. 中国水稻科学, 2006, 20(2): 205–209.

[14] Coleman J S, McConnaughay K D M, Bazzaz F A. Elevated CO_2 and plant nitrogen-use: is reduced tissue nitrogen concentration size-dependent?[J]. Oecologia, 1993, 93(2): 195–200.

[15] Li P, Han X, Zong Y Z, et al. Effects of free-air CO_2 enrichment (FACE) on the uptake and utilization of N, P and K in Vigna radiata[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2015, 202: 120–125.

[16] 张立极, 潘根兴, 张旭辉, 等. 大气 CO_2 浓度和温度升高对水稻植株碳氮吸收及分配的影响[J]. 土壤, 2015, 47(1): 26–32.

[17] 王亮, 朱建国, 曾青, 等. 大气 CO_2 浓度升高对水稻氮代谢影响的研究进展[J]. 土壤, 2010, 42(3): 344–351.

[18] 王文明, 张振华, 宋海星, 等. 大气 CO_2 浓度和供氮水平对油菜中微量元素吸收及转运的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(7): 2057–2062.

[19] Harrison G G. Public health interventions to combat micronutrient deficiencies[J]. Public Health Reviews, 2010, 32(1): 256–266.

[20] Yang L X, Huang J Y, Yang H J, et al. Seasonal changes in the effects of free-air CO_2 enrichment (FACE) on nitrogen (N) uptake and utilization of rice at three levels of N fertilization[J]. Field Crops Research, 2007, 100(2): 189–199.

[21] Yang L X, Wang Y L, Dong G C, et al. The impact of free-air CO_2 enrichment (FACE) and nitrogen supply on grain quality of rice[J]. Field Crops Research, 2007, 102(2): 128–140.

[22] Maclean J L，Dawe D C，Hardy B，et al. Rice Almanac: Source Book for the Most Important Economic Activity on Earth[M]. Oxon, 3rd edition, CABI Publishing UK, 2002.

[23] 蒋倩, 朱春梧, 刘钢, 等. 籼稻和粳稻品种糙米矿质营养对开放式空气 CO_2 浓度升高的响应[J]. 生态学杂志, 2019, 38(5): 1363–1369.

[24] Xie B H, Zhou Z X, Mei B L, et al. Influences of free-air CO_2 enrichment (FACE), nitrogen fertilizer and crop residue incorporation on CH_4 emissions from irrigated rice fields[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2012, 93(3): 373–385.

[25] 刘钢, 韩勇, 朱建国, 等. 稻麦轮作 FACE 系统平台Ⅰ. 系统结构与控制[J]. 应用生态学报, 2002, 13(10): 1253–1258, 1235.

[26] 景立权, 赵新勇, 周宁, 等. 高CO_2浓度对杂交水稻光合作用日变化的影响——FACE 研究[J]. 生态学报, 2017, 37(6): 2033–2044.

[27] 庞静, 朱建国, 谢祖彬, 等. 自由空气CO_2浓度升高对水稻营养元素吸收和籽粒中营养元素含量的影响[J]. 中国水稻科学, 2005, 19(4): 350–354.

[28] Kim H, Lieffering M, Kobayashi K, et al. Effects of free-air CO_2 enrichment and nitrogen supply on the yield of temperate paddy rice crops[J]. Field Crops Research, 2003, 83(3): 261–270.

[29] 王小治, 孙伟, 封克, 等. 大气CO_2浓度升高和施氮对麦季土壤有效态微量元素含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 530–534.

[30] 寇太记, 朱建国, 谢祖彬, 等. 大气CO_2浓度升高和氮肥水平对麦田土壤有机碳更新的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(3): 459–465.

[31] Phillips R P, Bernhardt E S, Schlesinger W H. Elevated CO_2 increases root exudation from loblolly pine (Pinus taeda) seedlings as an N-mediated response[J]. Tree Physiology, 2009, 29(12): 1513–1523.

[32] 许静, 严陈, 林毅, 等. FACE 对水稻土产甲烷古菌丰度的影响[J]. 土壤学报, 2012, 49(6): 1247–1251.

[33] Cheng L, Zhu J, Chen G, et al. Atmospheric CO_2 enrichment facilitates cation release from soil[J]. Ecology Letters, 2010, 13(3): 284–291.

[34] 袁嫚嫚, 朱建国, 刘钢, 等. 不同天气水稻光合日变化对大气 CO_2 浓度和温度升高的响应——FACE 研究[J]. 生态学报, 2018, 38(6): 1897–1907.

[35] 李春华, 曾青, 沙霖楠, 等. 大气CO_2浓度和温度升高对水稻体内微量元素累积的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(6): 1021–1026.

[36] Lieffering M, Kim H, Kobayashi K, et al. The impact of elevated CO_2 on the elemental concentrations of field-grown rice grains[J]. Field Crops Research, 2004, 88(2): 279–286.

[37] Li C H, Zhu J G, Sha L N, et al. Rice (Oryza sativa L.) growth and nitrogen distribution under elevated CO_2 concentration and air temperature[J]. Ecological Research, 2017, 32(3): 405–411.

[38] Yang L X, Huang J Y, Yang H J, et al. The impact of free-air CO_2 enrichment (FACE) and N supply on yield formation of rice crops with large panicle[J]. Field Crops Research, 2006, 98(2): 141–150.

[39] Zhu C W, Kobayashi K, Loladze I, et al. Carbon dioxide (CO_2) levels this century will alter the protein, micronutrients, and vitamin content of rice grains with potential health consequences for the poorest rice-dependent countries[J]. Science Advances, 2018, 4(5): eaaq1012. DOI:10.1126/sciadv.aaq1012.