

大气 CO₂ 浓度倍增对稻田生态系统钙、镁、硅离子流失的潜在影响

郭嘉^①, 张卫建^{①②*}, 户其亮^①, 朱建国^③

① 南京农业大学应用生态研究所, 南京 210095;

② 中国农业科学院作物科学研究所, 北京 100081;

③ 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008

* 联系人, E-mail: zwj@njau.edu.cn

收稿日期: 2007-07-26; 接受日期: 2008-02-19

教育部博士点基金、新世纪优秀人才计划(批准号: NCET-05-0492)和科技部“十一五”支撑计划(批准号: 2006BAD15B02 和 2006BAD02A15)

资助项目

摘要 钙、镁、硅元素是土壤圈、水圈和生物圈的重要组成元素, 其迁移与转化过程不仅影响到生态系统生产力, 而且对全球碳循环起着重要的调控作用. 大气 CO₂ 浓度升高可能直接通过影响土壤理化性状, 或间接通过影响植物而作用于陆地生态系统矿质元素的迁移和转化过程, 目前这方面的研究主要集中在旱地生态系统. 为此, 本研究借助国际上唯一的稻田 FACE (Free Air CO₂ Enrichment) 实验(位于江苏省江都市, 始于 2004 年), 于 2006 年对稻田水体中这 3 种元素的浓度变化进行了动态监测. 结果表明, FACE 条件下稻田水体钙、镁、硅离子的浓度显著高于对照稻田($P < 0.01$), 三者分别平均提高了 32.26%, 74.16% 和 77.88%. FACE 条件下, 稻田水体中钙离子浓度在水稻生育旺期提高最大, 比对照平均提高了 33.23%, 初期提高最小, 为 28.66%, 后期提高了 32.94%; 镁离子在初期提高最大, 为 112.96%, 旺期提高最少, 平均为 62.89%, 后期则提高了 69.14%; 硅离子也是在初期提高最大, 为 163.19%, 后期提高最小, 为 31.43%, 旺期则平均提高了 64.92%. 不同生育期之间, 各离子浓度存在显著差异($P < 0.01$). 上述结果表明, 大气 CO₂ 浓度倍增可能通过田间排水尤其是由水稻生长前期暴雨而导致的洪涝来加重稻田生态系统钙、镁、硅的流失风险, 潜在影响陆地生态系统与水生生态系统间矿质元素的交换及生物地球化学循环过程.

关键词

稻田

CO₂ 浓度倍增

水体矿质元素

生物地球化学循环

全球变化

全球环境变化对生态系统造成的影响已成为公众和科学界关注的焦点. 伴随着工业革命以来煤炭、石油等化石燃料的过度开采、植被的大面积破坏及土地利用方式的改变, 大气 CO₂ 浓度已由 250 年前的 260~280 $\mu\text{mol/mol}$ 上升到现在的 380 $\mu\text{mol/mol}$ 左右^[1], 且仍以每年(1~2) $\mu\text{mol/mol}$ 的速度增加^[2]. 大气

CO₂ 浓度增高直接影响植物地上部的光合作用和同化量^[3], 进而通过根系分泌物及植物残体间接地影响地下部的生态系统. 近年来, 针对大气 CO₂ 浓度增高下植物和土壤生物的响应机制已有较多研究和报道^[4-7], 而对矿质元素的生物地球化学循环及其对全球生态环境的影响变化的研究报道较少, 尤其是对稻

田生态系统矿质元素的相关研究更少.

钙和镁主要以碳酸盐和硅酸盐的形式存在于土壤中, 是土壤中最丰富的碱土金属元素, 由于地表水和土壤的直接接触, 使得钙、镁离子成为其中主要的阳离子^[8], 硅则是地壳中仅次于氧的含量最丰富的元素之一^[9]. 大气 CO₂ 浓度增高可能直接导致水圈中 CO₂ 含量的增高从而提高了其对难溶性钙、镁、硅离子的溶解能力^[10], 或者间接通过影响土壤-植物根系-土壤微生物的微生态系统^[11~13]来促使难溶性钙、镁、硅盐变得易溶后向水圈中迁移. 钙和镁在稻田土壤圈和水圈之间的迁移变化, 将相应地引起碳的无机化转化, 进而可能影响到湿地与水域之间的碳交换. 硅则是水生植物尤其是被称为大气二氧化碳“生物泵”的藻类生物体的重要组分及营养元素, 对水生生态系统生产力起着关键作用, 水体生态系统中硅浓度的提高可以增强水生植物对大气 CO₂ 的同化能力^[14,15]. 此外, 这三大矿质元素也是水稻健康生长的重要元素, 对植株抗逆性、高产与优质起着关键的调控作用^[9,16~25]. 稻田是介于陆地与水生生态系统之间最大的人工湿地系统, 其水体矿质元素的变化将通过排水或洪水而直接影响到自然水域生态系统和稻田土壤矿质元素含量, 从而对矿质元素的生物地球化学循环和稻田土壤生产力起到重要影响. 研究 FACE (Free Air CO₂ Enrichment) 条件下水中矿质元素含量的变化, 可为增强我们对未来 CO₂ 浓度下矿质元素在湿地生态系统中迁移和转化的理解, 并为未来大气背景下稻田土壤生产力培育提供决策参考. 为此, 本研究借助江苏省江都市稻田 FACE 实验 (始于 2004 年), 于 2006 年对稻田水体中这 3 种元素浓度的变化进行了动态监测, 拟了解大气 CO₂ 浓度增高情况下, 稻田水体钙、镁、硅离子浓度动态.

1 材料与方法

1.1 实验区概况和实验设计

稻作 FACE 系统平台位于江苏省江都市小纪镇宗村良种站 (119°42'0"E, 32°35'5"N), 年降雨量 1000~1100 mm, 水稻生长季节日均温 27℃, 年日照时数大于 2000 h, 年无霜期大于 230 d, 土壤类型为砂姜土, 耕作方式为稻-麦复种, 是这一地区典型的稻田种植系统. FACE 实验共设有 CO₂ 递增和常规对照圈, 重

复 3 次. FACE 圈之间、FACE 圈与对照圈之间的间隔大于 90 m, 以防止 CO₂ 的释放对其他圈的影响. FACE 圈为正八角形, 直径 14.5 m, 通过 FACE 圈周围的管道向 FACE 圈中心喷散纯 CO₂ 气体, 计算机自动检测和控制 FACE 圈内的 CO₂ 浓度, 使其全生育期 FACE 圈内的 CO₂ 浓度始终比周围大气 CO₂ 浓度高 200 μmol/mol, 误差控制在 10%. 对照圈除大小与 FACE 圈相同外, 其余环境条件与自然状态完全一致. 稻田灌溉水来自于农业灌溉水渠并采用随机灌溉的方式对稻田进行灌溉. 农业灌溉水渠中的稻田灌溉水的钙、镁、硅离子的浓度分别为 36.50, 5.33 和 1.19 mg/L. 田间水分管理为 6 月 13 日至 7 月 10 日保持浅水层 (约 5 cm), 7 月 11 日至 8 月 4 日多次轻搁田, 8 月 5 日至收割前 7 日进行间隙灌溉. 其他田间管理措施按照当地高产栽培要求进行.

1.2 水样采集及分析

水样采集时先将直径约为 5 cm 的 PVC 管插入稻田土中 2~3 cm, 然后用一次性针筒采完管中土层以上的全部水样. 每个处理小区内采用 5 点取样法, 采集的水样储存于聚己烯瓶中后放入装有冰袋的保温箱中, 当天带回实验室后立即测量水样的 pH 值, 然后对水样进行过滤, 将过滤后水样用硝酸酸化至 pH < 2, 放入 4℃ 冰箱中待测其中钙、镁、硅离子的浓度. 在 FACE 运行的一个水稻生长季节内, 共采集 5 次水样 (水稻于 6 月 14 日移栽), 每次均在稻田灌水 3 天后采集并且避开阴雨天, 根据水稻生长季节进行采样, 采样时期分别为返青期 (6 月 19 日)、分蘖期 (7 月 7 日)、拔节期 (7 月 25 日)、孕穗期 (8 月 17 日) 和抽穗期 (9 月 2 日).

另外, 本实验于 2007 年 4 月 29 日, 在 FACE 实验站测定了 FACE 条件下 CO₂ 倍增对稻田灌溉水 pH 值的直接影响. 实验中将盛有 500 mL 稻田灌溉水的烧杯分别放入 FACE 圈和对照圈中, 静置 8 h 后测量水体 pH 值, 排除了处理与对照间土壤呼吸释放的 CO₂ 及土壤酸性物质含量差异导致的水体 pH 的变化.

1.3 水样测定

水样 pH 值用雷磁数显 pH 计测量, 钙、镁离子的浓度采用原子吸收法测定^[26], 硅离子的浓度采用钼蓝比色法测定^[27].

1.4 数据统计分析

本实验采用 Microsoft Excel 2003 对数据进行处理, 并用 SPSS 11.5 软件和 *F* 检验方法对结果进行统计分析.

2 结果

2.1 FACE 条件下稻田水体的 pH 值

从图 1(a)可以看出, FACE 条件下稻田水体的 pH 值低于对照, 酸性增强. 水稻的返青期、分蘖期、拔节期、孕穗期和抽穗期, 5 次采样所得稻田水体 pH 值在 FACE 条件下分别比对照降低了 1.00%, 0.69%, 2.20%, 4.09%和 4.95%, 平均降低 2.59%. 由表 1 的统计分析结果可得: 大气 CO₂ 浓度增高条件下稻田水体的 pH 值与对照相比差异显著($P < 0.01$). 且随着水稻生育进程的推进, 处理与对照间水体 pH 值的差异逐渐提高.

由图 1(a)还可看出 FACE 条件下稻田水体 pH 值先略有所降低后又有所升高, 到孕穗期达最高, 后在抽穗期又降至最低; 对照条件下则是在拔节期以前略微有所上升, 到孕穗期达最高, 后在抽穗期有所降低. 由表 1 的统计分析结果可得, 水稻各生育期之间稻田水体 pH 值差异显著($P < 0.01$).

图 1(b)显示 FACE 条件下, CO₂ 浓度递增可稍微降低田间烧杯中灌溉水的 pH 值. 但是统计分析表明, 处理与对照间不存在显著差异, 说明 FACE 条件大气 CO₂ 浓度升高对水体 pH 的直接效应不显著.

2.2 FACE 条件下稻田水体中钙离子的浓度

本项研究结果表明, FACE 条件显著增加了稻田水中钙离子的浓度(图 2). 水稻的返青期、分蘖期、拔节期、孕穗期和抽穗期, FACE 条件下稻田水体中钙的浓度分别比对照增加了 28.66%, 11.82%, 40.61%, 47.27%和 32.94%, 全生育期平均增加 32.26%, 均达到极显著水平(表 1, $P < 0.01$). FACE 对稻田水体中钙离子浓度的提高效应为: 返青期(生育初期, 28.66%)<抽穗期(生育后期, 32.94%)<分蘖期~孕穗期(生育旺期, 33.23%).

由图 2 还可得, 无论在 FACE 条件下还是对照条件下, 随着水稻的生育进程的推进, 钙的浓度都表现出相同的变化趋势, 先降低后升高, 各生育期之间稻田水中钙离子浓度差异极显著(表 1, $P < 0.01$).

2.3 FACE 条件下稻田水体中镁离子的浓度

不同的 CO₂ 处理水平对稻田水体中镁的影响差异如图 3 所示. 水稻的返青期、分蘖期、拔节期、孕穗期和抽穗期, FACE 条件显著增加了稻田水体中镁的浓度, 分别比对照增加了 112.96%, 74.39%, 66.29%, 48.00%和 69.14%, 平均增加 74.16%, 均达到极显著水平(表 1, $P < 0.01$). 在水稻不同生育阶段稻田水体镁离子浓度在 FACE 条件下的提高程度分别为: 分蘖期~孕穗期(生育旺期, 62.89%)<抽穗期(生育后期, 69.14%)<返青期(生育初期, 112.96%).

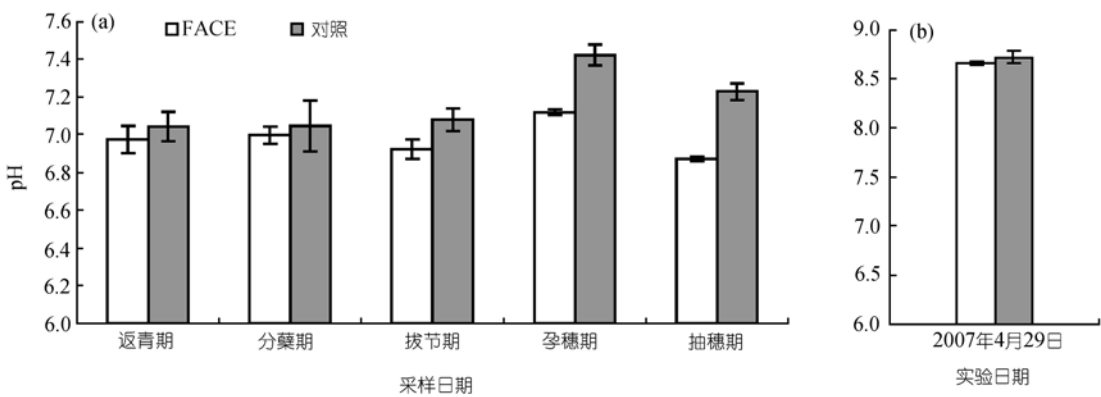


图 1
(a) 大气 CO₂ 浓度增高对稻田水体 pH 值的综合效应; (b) 大气 CO₂ 浓度升高对稻田水体 pH 值的直接效应

表 1 pH 值和钙、镁、硅各离子浓度的两因素方差分析 *F* 值(括号中注明的是 *P* 值)

	<i>df</i>	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Si ⁴⁺
生育期	4	6.0 (<0.01)	32.8 (<0.01)	93.9 (<0.01)	7.4 (<0.01)
CO ₂ 处理	1	20.2 (<0.01)	21.5 (<0.01)	256.1 (<0.01)	30.2 (<0.01)
生育期×CO ₂ 处理	4	2.2 (0.11)	0.8 (0.57)	20.7 (<0.01)	2.0 (0.13)
误差	20				

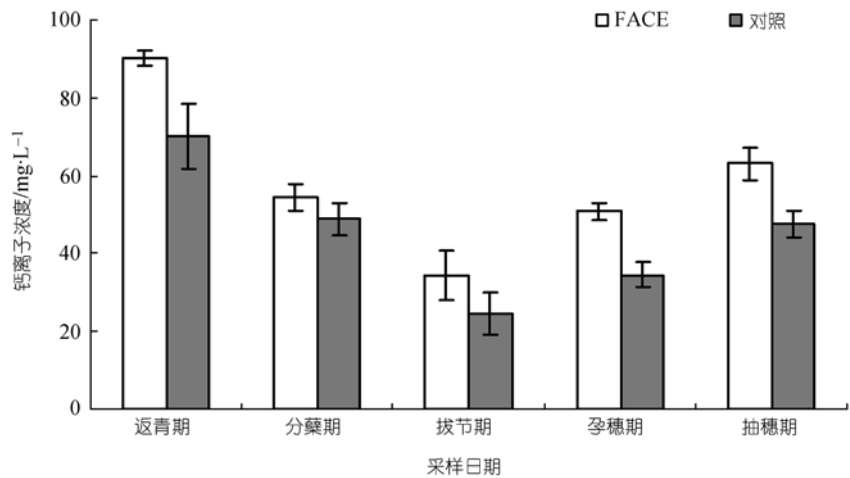


图 2 大气二氧化碳浓度增高对稻田水体钙离子浓度的影响

从图 3 还可看出, 无论在 FACE 条件下还是对照条件下, 随着水稻的生育进程, 镁的浓度变化表现出与钙相同的趋势, 先降低后升高. 从表 1 的统计分析结果也可看出, 水稻各生育期之间稻田水中镁离子浓度差异显著($P < 0.01$).

2.4 FACE 条件下稻田水体中硅离子的浓度

FACE 条件下稻田水体中硅的浓度变化见图 4. 在水稻返青期、分蘖期、拔节期、孕穗期和抽穗期, FACE 条件下稻田水体中硅的浓度分别比对照增加了 163.19%, 76.39%, 47.44%, 70.94%和 31.43%, 平均增加 77.88%, 均达到极显著水平(表 1, $P < 0.01$). FACE 对稻田水体中硅离子的提高效应为: 抽穗期(生育后期, 31.43%)<分蘖期~孕穗期(生育旺期, 64.92%)<返青期(生育初期, 163.19%).

从图 4 还可看出, FACE 条件下硅的浓度随着水稻的生育进程先降低后升高, 然后又降低; 而对照条件下, 硅的浓度在水稻返青期和分蘖期变化不大, 拔节期降至最低后到孕穗期又升至最高, 到抽穗期虽有所降低但仍维持在较高水平, 这与钙和镁浓度的

变化有些不同. 由表 1 可得, 水稻各生育期之间稻田水中硅离子浓度差异显著($P < 0.01$).

3 讨论

本研究发现大气CO₂浓度升高, 显著提高了水稻各生育期田间水体钙、镁、硅离子浓度, 其机理可能是由于土壤理化性状尤其是pH值的改变而提高了土壤矿质元素的活性, 从而大量地从土壤释放到水体环境中. 李平远等人[28]的研究表明大气中CO₂体积分数升高显著增加了小麦土壤中可交换态铜、镉量, 显著降低了根际土壤中碳酸盐结合态铜的含量. 本研究认为, CO₂浓度升高对稻田水体理化性状尤其是pH值的改变, 可能有两途径, 即直接气体扩散的物理化学过程和间接的作物-土壤生物学过程. 直接的物理化学过程是: 稻田水体溶解了大气中的CO₂而形成很稀的碳酸水溶液. 大气CO₂浓度升高则使水中H⁺浓度增大, pH值降低, 酸性增强, 从而提高了稻田水体对土壤中钙、镁、硅的难溶性盐的溶解能力, 导致了钙、镁、硅各离子从土壤圈向水圈的迁移. 尽管本研究发现CO₂浓度升高显著降低稻田水体的pH值

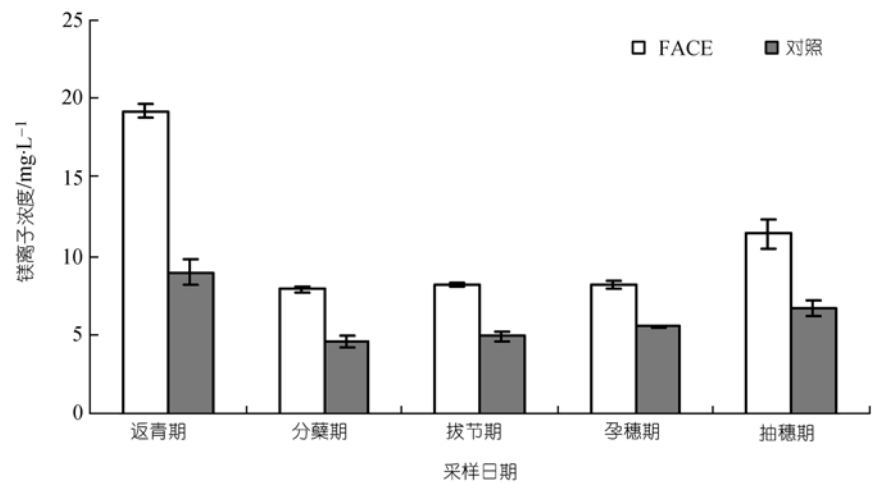


图 3 大气二氧化碳浓度增高对稻田水体镁离子浓度的影响

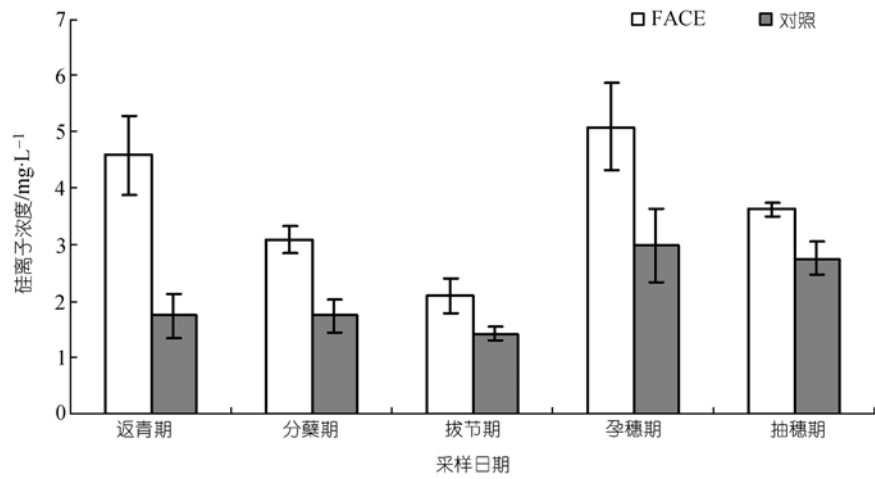


图 4 大气二氧化碳浓度增高对稻田水体硅离子浓度的影响

(图 1(a)), 但同时也发现 CO₂ 浓度升高对稻田灌溉水 pH 值的直接效应不显著(图 1(b)). 而且在水稻生长过程中, 通过稻田土壤微生物和作物根系呼吸向水体和大气中释放的 CO₂ 远远超过了大气 CO₂ 浓度, 可见, 大气 CO₂ 浓度在现有水平上升高 200 μmol/mol, 对稻田水体 pH 值的直接影响将非常微小. 综上所述, FACE 条件对稻田水体 pH 值的降低效应不是来自直接的物理化学过程, 应该主要是来自其间接的地下生物学过程.

大气CO₂ 浓度升高应该主要通过作物-土壤的生物学过程来间接影响土壤理化性状, 尤其是稻田水

体的pH, 进而影响土壤中钙、镁、硅离子的交换及其向稻田水体的迁移. 程磊等人^[29]指出, 长期实验结果(未发表数据)表明FACE有降低土壤pH值的趋势, 王大力和林伟宏^[30]研究也表明, CO₂ 浓度倍增促使水稻根系分泌的一些有机酸等物质显著提高, 进而增强了土壤环境酸性, 必然会促使钙、镁、硅各离子向水中迁移; 其次, 马红亮等人^[31]研究显示, FACE条件下, 水稻通过根系分泌进入土壤中的总碳和总糖分别平均增加了 14.9%和 21.7%, 王大力和林伟宏^[30]的研究也表明, CO₂ 浓度倍增条件下单株水稻根系分泌的总有机碳量提高了 81.5%, 显著高于对照; 另外, 国外

众多研究都表明, 大气 CO_2 浓度增高, 使植物通过根系分泌或死亡形式输入到土壤中的碳源^[32]和氮源^[33]增加, 增加了微生物利用的底物, 提高了土壤微生物活性, 增加了微生物量^[34-37]. 这样不仅使根圈微生物分泌的 H^+ 增加^[38], 而且由于根系分泌物及微生物量的增加, 使其经由土壤微生物转化成的酸性物质(如淀粉易被转化为磷酸, 脂类易被分解为乙酸等)^[38]也大量增加. 另一方面, 微生物量及活性的增加使其通过呼吸作用放出 CO_2 量也增加, 从而降低了周围环境的pH值, 加速了钙、镁、硅离子向水中的迁移. 另外, 大气 CO_2 浓度增高使进入土壤中的凋落物增多^[34], 当处于低pH值的淹水土壤含有大量降解的有机质(凋落物的主要成分)时, 往往会产生丁酸、丙酸、硫化氢等酸性物质^[39]来增强土壤环境的酸性, 促使难溶性的钙、镁、硅离子变得易溶后向水中迁移. 同时, 微生物在腐解植物残体时产生的一些酸性物质(如胡敏酸和富里酸)^[38]可以与一些难溶性复合盐中的钙、镁离子螯合, 从而促进这些离子的溶解. 杨洪建等人^[40]研究表明, FACE条件下使水稻在分蘖期、拔节期和抽穗期的根数、根长、根体积、根干重等指标, 均极显著大于对照. 与本实验同一水稻生长季的其他实验(未发表数据)也表明, FACE条件下水稻各生育期的根系生物量都明显大于对照. 可见, 大气 CO_2 浓度倍增通过促使水稻生成更多、更长的根系及加快其根系的扩张来疏松土壤, 使土壤结构变得松散, 促使了FACE条件下, 稻田土壤中增加的钙、镁、硅离子和根际环境中产生的大量酸性物质等向土壤上层水体中的迁移.

水稻分蘖后期需要排水烤田, 而且水稻生长季

节往往是全年雨量最丰沛的时期, 常有大到暴雨, 再加上长江中下游地区此时期的梅雨季节, 常会导致稻田洪涝灾害. 因此, 未来大气 CO_2 浓度升高所导致的稻田矿质元素浓度的升高, 将通过田间排水或强降雨引起的洪涝来增加稻田生态系统矿质元素流失, 从而提高稻田土壤矿质元素流失的潜在风险. 钙能提高植物的抗逆性^[16-19], 镁是植物进行光合作用不可缺少的元素^[20,21], 对提高稻米品质有重要作用^[22-25], 硅对水稻高产、稳产、抗病虫害等方面具有有利作用^[9], 因此, 大气 CO_2 浓度增高所导致的这些元素向水中的流失, 会使土壤中缺乏这几种元素, 最终可能会影响水稻的生产与品质.

4 结论

大气 CO_2 浓度增高和水稻的生长对稻田水体的pH 值及其中钙、镁、硅离子的浓度有重要影响. 稻田水体在 CO_2 浓度倍增情况下 pH 值降低, 引起其中钙、镁、硅离子浓度的显著增高. 本研究还认为, 大气 CO_2 浓度增高主要通过影响水稻根系的生长来间接影响地下的生态系统, 从而使得钙、镁、硅各离子从土壤圈向水圈迁移. 不同水稻生育阶段大气 CO_2 浓度增高对稻田水体中钙、镁、硅离子浓度影响不同, 对于钙离子, 水稻生育初期 CO_2 浓度倍增使其提高的效应最小, 旺期效应最大, 后期比旺期略有降低; 对于镁离子, CO_2 浓度倍增的提高效应在水稻生长初期最大, 生育旺期最小, 后期则居中; CO_2 浓度倍增对硅离子是提高效应总体表现出随着水稻生育进程而变小的趋势, 初期最大, 旺期居中, 后期最小.

致谢 本研究得到了美国 North Carolina State University 的 Shuijin Hu 博士, 南京农业大学农学院杨志彬、胡宏标等同志的帮助, 在此一并致谢.

参考文献

- 1 Lowenstein T K, Demicco R V. Elevated eocene atmospheric CO_2 and its subsequent decline. *Science*, 2006, 313: 1928 [\[DOI\]](#)
- 2 Genthon G, Barnola J M, Raynaud D, et al. Vostok ice core: climatic response to CO_2 and orbital forcing changes over the last climatic cycle. *Nature*, 1987, 329: 414—418 [\[DOI\]](#)
- 3 Vu J, Allen L H, Boote K J, et al. Effects of elevated CO_2 and temperature on photosynthesis and Rubisco in rice and soybean. *Plant Cell Environ*, 1997, 20: 68—76 [\[DOI\]](#)
- 4 Hu S, Firestone M K, Chapin F S III. Soil microbial feedbacks to atmospheric CO_2 enrichment. *Trends Ecol Evol*, 1999, 14(11): 433—437 [\[DOI\]](#)

- 5 Barnard R, Leadley P W, Lensi R, et al. Plant, soil microbial and soil inorganic nitrogen responses to elevated CO₂: a study in microcosms of *Holcus lanatus*. *Acta Oecol*, 2005, 27: 171—178 [\[DOI\]](#)
- 6 杨连新, 王余龙, 黄建晔, 等. 开放式空气 CO₂ 浓度升高对水稻生长发育影响的研究进展. *应用生态学报*, 2006, 17(7): 1331—1337
- 7 Kimball B A, 朱建国, 程磊, 等. 开放系统中农作物对空气 CO₂ 浓度增加的响应. *应用生态学报*, 2002, 13(10): 1323—1338
- 8 青长乐, 牟树森. 地球化学原理. 北京: 中国农业出版社, 2001. 37—41
- 9 戴伟民, 张克勤, 段彬伍, 等. 测定水稻硅含量的一种简易方法. *中国水稻科学*, 2005, 19(5): 460—462
- 10 陈骏, 王鹤年. 地球化学. 北京: 科学出版社, 2004. 183—191
- 11 Rogers H H, Runion G B, Krupa S V. Plant responses to atmospheric CO₂ enrichment with emphasis on roots and the rhizosphere. *Environ Pollut*, 1994, 83: 155—189 [\[DOI\]](#)
- 12 Schotemeyer M, Hartwig U A, Hendrey G R, et al. Microbial community changes in the rhizospheres of white clover and perennial ryegrass exposed to free air carbon dioxide enrichment (FACE). *Soil Biol Biochem*, 1996, 28: 1717—1724 [\[DOI\]](#)
- 13 Montealegre C M, Van Kessel C, Russelle M P, et al. Changes in microbial activity and composition in a pasture ecosystem exposed to elevated atmospheric carbon dioxide. *Plant Soil*, 2002, 243: 197—207 [\[DOI\]](#)
- 14 Yang D F, Gao Z H, Sun P Y, et al. Mechanism of nutrient silicon and water temperature influences on phytoplankton growth. *Marine Science Bulletin*, 2006, 8(2): 49—59
- 15 杨东方, 高振会, 秦洁, 等. 地球生态系统的营养盐硅补充机制. *海洋科学进展*, 2006, 24(4): 568—576
- 16 Gong M, Chen S N, Song Y, et al. Effect of calcium and calmodulin on intrinsic heat tolerance in relation to antioxidant system in maize seedling. *Aust J Plant Physiol*, 1997, 24: 371—379
- 17 Monroy A F, Dhindsa R S. Low-temperature signal transduction: induction of cold acclimation-specific genes of alfalfa by calcium at 25°C. *Plant Cell*, 1995, 7: 321—331 [\[DOI\]](#)
- 18 Monroy A F, Sangwan V, Dhindsa R S. Low temperature signal transduction during cold acclimation: protein phosphatase 2A as an early target for cold-inactivation. *Plant J*, 1998, 13(5): 653—660 [\[DOI\]](#)
- 19 Rengel Z. Role of calcium in aluminum toxicity. *New Phytol*, 1992, 121: 499—513 [\[DOI\]](#)
- 20 Shaul O. Magnesium transport and function in plants: the tip of the iceberg. *BioMetals*, 2002, 15: 309—323 [\[DOI\]](#)
- 21 Fischer E S, Bremer E. Influence of magnesium deficiency on rates of leaf expansion starch and sucrose accumulation, and net assimilation in *Phaseolus vulgaris*. *Physiol Planta*, 1993, 89: 271—276 [\[DOI\]](#)
- 22 王纪华, 堀野俊郎. 中日不同来源粟品种籽粒中氮素及矿质元素含量的比较. *作物学报*, 1999, 25(5): 654—656
- 23 李延, 唐建海, 李秀芳. 水稻镁肥肥效及镁素营养诊断指标的研究. *中国农学通报*, 1994, 10(2): 12—14
- 24 周维全, 谢蕴宏. 滇西南优质大米品质与微量元素的相关性研究. *西南农业学报*, 1990, 3(3): 23—26
- 25 林齐民, 吕滨, 陈永柳. 水稻镁肥肥效及土壤镁肥力的丰缺指标. *福建农学院学报*, 1990, 19(4): 450—456
- 26 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法. 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 412—415
- 27 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 143—145
- 28 李平远, 姜运生, 梁永超, 等. 大气中 CO₂ 体积分数升高对污染土壤中 Cu, Cd 形态分布及其生物活性的影响. *环境科学学报*, 2006, 26(12): 2018—2025
- 29 程磊, 朱建国, 陈改革, 等. 大气 CO₂ 浓度升高和氮肥施用对小麦生长期土壤溶液阴离子含量的影响. *土壤*, 2005, 37 (1): 80—84
- 30 王大力, 林伟宏. CO₂ 浓度升高对水稻根系分泌物的影响——总有机碳、甲酸和乙酸含量变化. *生态学报*, 1999, 19(4): 570—572
- 31 马红亮, 朱建国, 谢祖彬, 等. 开放式空气 CO₂ 浓度升高对水稻土壤可溶性 C、N 和 P 的影响. *土壤*, 2004, 36(4): 392—397
- 32 Williams M A, Rice C W, Owensby C E. Carbon dynamics and microbial activity in tallgrass prairie exposed to elevated CO₂ for 8 years. *Plant Soil*, 2000, 227: 127—137 [\[DOI\]](#)
- 33 Hungate B A, Dijkstra P, Johnson D, et al. Elevated CO₂ increases nitrogen fixation and decreases soil nitrogen mineralization in Florida scrub oak. *Global Change Biol*, 1999, 5: 781—789 [\[DOI\]](#)
- 34 Lipson D A, Wilson R F, Oechel W C. Effects of elevated atmospheric CO₂ on soil microbial biomass, activity, and diversity in a chaparral ecosystem. *Appl Environ Microbiol*, 2005, 71: 8573—8580 [\[DOI\]](#)
- 35 Hungate B A, Holland E A, Jackson R B, et al. The fate of carbon in grasslands under carbon dioxide enrichment. *Nature*, 1997, 388: 576—579 [\[DOI\]](#)
- 36 Dhillon S S, Roy J, Abrams M. Assessing the impact of elevated CO₂ on soil microbial activity in a Mediterranean model ecosystem. *Plant Soil*, 1997, 187: 333—342 [\[DOI\]](#)
- 37 Zak D R, Pregitzer K S, Curtis P S, et al. Elevated atmospheric CO₂ and feedback between carbon and nitrogen cycles. *Plant Soil*, 1993, 151: 105—117 [\[DOI\]](#)
- 38 李阜棣, 胡正嘉. 微生物学. 北京: 中国农业出版社, 2000. 206—235
- 39 李琪, 姜勇, 梁文举, 等. 大气 CO₂ 浓度升高对稻田土壤线虫群落的影响. *生态学杂志*, 2004, 23(3): 34—38
- 40 杨洪建, 杨连新, 刘红江, 等. FACE 对武香梗 14 根系生长动态的影响. *作物学报*, 2005, 31(12): 1628—1633