

## 질산화작용 억제 처리가 논토양의 인산 가용화와 벼의 양분흡수 및 생육에 미치는 영향

정종배\* · 김병호  
대구대학교 생명환경학부

### Effect of Nitrification Inhibition on Soil Phosphate Release and Nutrient Absorption and Growth of Rice Plant

Jong-Bae Chung\* and Byoung-Ho Kim(Division of Life and Environmental Science, Daegu University, Gyeongsan)

Received: 23 November 2010 / Accepted: 16 December 2010  
© The Korean Society of Environmental Agriculture

**Abstract:** In a pot experiment, we studied the effect of nitrification inhibition on Fe reduction and P release in paddy soil and growth and nutrient uptake of rice plant. Recommended level of fertilizers, 6 kg N, 5 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and 4 kg K<sub>2</sub>O per 10a, were applied, and for N fertilizer urea, urea+N-serve, and KNO<sub>3</sub> were included. Four 30-day-old seedlings were transplanted in a waterlogged 9 L pot filled with Yuga series soil, and 3 pots were prepared in each N fertilizer treatment. Changes of soil redox potential and concentration of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe<sup>2+</sup> and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> in soil solution at 10 cm depth were monitored, and also the growth and nutrient uptake of rice plants were measured. Concentration of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> in soil solution was highest in urea+N-serve treatment, and followed by urea and KNO<sub>3</sub> treatments. Addition of N-serve could effectively inhibit nitrification in the soil. In the treatment of KNO<sub>3</sub>, relatively higher NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration was found at 10 cm depth soil. In urea+N-serve treatment redox potential was lower than -100 mV during the experiment, but in the treatment of KNO<sub>3</sub> the potential was maintained above 0 mV until NO<sub>3</sub><sup>-</sup> remaining in soil solution. Reduction of Fe(III) and solubilization of P were highly correlated with redox potential changes in the three N fertilizer treatments. Concentrations of Fe(II) and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> in soil solution at 10 cm depth were much higher in the

urea+N-serve treatment. The most vigorous rice seedling growth was found in the urea treatment. Although the availability of N and P in soil was enhanced in the urea+N-serve treatment through the suppression of nitrification, excessive solubilization of Fe could limit the growth of rice plants.

**Key Words:** Nitrate, Iron, Phosphate solubilization, Oxidation-reduction, Paddy soil, Rice

## 서론

토양 중에서 인산은 Fe(III)이나 Al(III)과 결합하여 난용성 화합물을 형성하며 또한 Fe이나 Al의 hydrous-oxide를 포함한 점토광물에 강하게 흡착됨으로써 쉽게 불용화 된다(Hsu, 1965). 그리고 알칼리 토양에서는 Ca<sup>2+</sup>과 결합함으로써 인산의 불용화가 일어난다. 특히 풍화가 많이 진행되었고 산성화된 우리나라 토양에는 Fe이나 Al의 hydrous-oxide 함량이 높으며 Fe이나 Al이 가용화 될 수 있으므로 비료로 처리된 인산의 불용화가 매우 쉽게 일어난다(Hong and Hong, 1977). 이러한 불용화현상은 인산비료의 효율을 저하시키는 주된 원인이다.

담수상태의 토양에서는 인산의 유효도가 증가하는데, 그 기작으로 ① Fe-hydrous-oxide에 흡착 고정된 인산의 방출, ② Fe/Al-phosphate의 가수분해에 의한 인산의 방출, ③ Fe/Al-hydrous-oxide를 포함한 각종 점토광물의 음이온 흡착부위에 결합된 인산의 방출 등을 들 수 있다(Ponnamperua,

\*교신저자(Corresponding author): J. B. Chung  
Tel: +82-53-850-6755 Fax: +82-53-850-6759  
E-mail: jbchung@daegu.ac.kr

1972). 기작 ①은 담수 이후 환원상태가 발달하면서 일어나는 Fe(III)의 환원에 의해 hydrousoxide 광물이 와해되기 때문이며, 기작 ②와 ③ 역시 환원현상이 진행되면서 토양의 pH가 증가하기 때문에 일어나는 것이다. 알칼리 토양에서도 담수이후 환원상태가 발달하면 pH가 중성근처로 낮아지면서 hydroxyapatite[Ca<sub>10</sub>(OH)<sub>2</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>]의 용해도가 증가하므로 인산이 가용화된다(Ponnamperua, 1985). 벼 재배 기간 대부분 담수상태로 유지되는 논토양에서는 인산의 불용화가 억제되므로 밭토양에 비하여 사용된 인산비료의 유효도가 훨씬 높은 것이다.

논토양에서 일어나는 인산의 가용화 또는 불용화 현상은 주로 Fe의 산화환원에 의해 조절되며(Liao *et al.*, 1994), Fe의 산화환원은 다른 물질들의 산화환원현상과 서로 연계되어 있으므로 논토양의 인산 유효도는 다양한 가용화 및 불용화 기작들의 상호작용에 의해 결정된다(Sorensen, 1982). 환원상태의 논토양에서 용출된 인산은 다시 Fe(II)와 결합하여 Fe<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>로 침전되거나 Fe(OH)<sub>2</sub>-P 복합체를 형성하여 불용화 된다. 용출된 인산은 산소가 지속적으로 공급되고 있는 산화상태의 표면 토양층으로 확산되면 여기서 다시 Fe-hydrousoxide에 흡착된다. Fe(II) 또한 표면 토양층으로 확산되면 Fe(III)로 산화되어 hydrousoxide 등으로 불용화 되며 토양의 인산 흡착능을 증대시킨다(Sah *et al.*, 1989).

논토양에서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 O<sub>2</sub> 다음으로 이용될 수 있는 전자수용체이며, 따라서 환원현상이 진행되는 과정에서 Fe(III)보다 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 먼저 환원된다(Sposito, 1989). 따라서 논토양에서 O<sub>2</sub>가 고갈되더라도 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 존재하면 Fe(III)의 환원이 일어나지 못하며, Fe(III)와 결합된 또는 Fe(III)-hydrousoxide에 흡착된 인산의 용출 또한 일어나지 못한다(Anderson, 1982; Young and Ross, 2001; Lucassen *et al.*, 2004; Surridge *et al.*, 2007; Chung, 2009). 대부분의 탈질 미생물이 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 환원과정에서 Fe(II)를 전자공여체로 이용하므로 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 환원이 일어날 때 동반하여 Fe(II)의 산화가 일어날 수도 있다(Straub *et al.*, 2004; Weber *et al.*, 2006). 또한 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 환원 박테리아와 Fe(III) 환원 박테리아가 유기물을 경쟁적으로 이용하는 과정에서 에너지 측면에서 훨씬 효율적인 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 환원 박테리아가 Fe(III) 환원 박테리아의 작용을 억제 하므로 Fe(III)의 환원과 P의 용출이 억제되기도 한다(Achtnich *et al.*, 1995). 그러므로 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 존재하고 탈질현상이 일어나는 동안 환원상태의 토양에 존재하는 Fe(II)가 지속적으로 Fe(III)로 다시 산화되며, 이들이 용해된 인산을 불용화 시킬 수 있다.

따라서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 담수이후 논토양에서 일어나는 Fe(III)의 환원과 P의 용출을 제어하는 핵심요소로 작용할 수 있는 것

이다. 특히 질소비료가 사용된 벼 재배 초기 일정 기간 동안 또는 관개용수 등을 통하여 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 지속적으로 토양에 유입된다면 환원상태의 논토양에서 일어나는 인산의 용출이 일반적으로 알려져 있는 수준보다는 크게 낮을 수밖에 없을 것이다(Kim and Chung, 2010). 이렇게 되면 물론 시비 초기에 발생할 우려가 있는 인산의 용탈을 줄일 수 있을 것이나 작물의 초기생장에 필요한 인산의 공급에 차질이 생길 수도 있을 것이다. 논토양에서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 인의 가용화와 벼의 인 흡수 및 생장에 미치는 영향에 대한 직접적인 연구는 현재까지 수행된 바 없다.

본 연구에서는 질산화억제제를 이용한 질산화 및 탈질과정 억제처리가 논토양의 환원상태발달에 미치는 영향과 그에 따른 인의 가용화 그리고 벼 유묘의 질소와 인 흡수 및 생장에 미치는 영향을 포트시험을 통하여 조사하였다.

### 재료 및 방법

#### 공시토양

유가통(fine silty, mixed, mesic family of Fluvaquentic Endoaquepts)으로 분류되어 있는 대구대학교 부속농장 논 포장 토양을 공시 토양으로 이용하였다. 표층 20 cm 깊이 토양을 채취하여 풍건시킨 후 5 mm 체에 통과시켜 실험에 사용하였으며, 주요 이화학적 특성은 Table 1과 같았다.

#### 비료의 처리 및 벼 재배

요소와 질산칼륨을 각각 암모늄태 및 질산태 질소비료로 사용하였으며, 암모늄태 질소비료 처리에는 질산화억제제 N-serve를 첨가한 처리를 별도로 두었다. 질소를 포함한 3 요소 비료는 벼 표준재배법에 준하여 10a당 6 kg N, 5 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 4 kg K<sub>2</sub>O 수준으로 처리하였으며, 퇴비는 1200 kg/10a 수준으로 처리하였다. 인산과 칼륨은 각각 과석과 염화칼륨으로 처리하였으며, 질산태 질소 처리에서는 질산칼륨을 통하여 공급되는 칼륨을 고려하여 염화칼륨 처리량을 조절하였다. 질산화억제제 N-serve는 0.1 kg/10a 수준으로 처리하였다. 비료와 퇴비는 담수 1주일 전에 토양에 골고루 혼합하였고 N-serve는 에탄올에 유착시킨 후 물로 희석하여 토양에 골고루 살포 처리하였다.

처리된 토양을 상부와 하부직경 및 높이가 각각 25, 18, 28 cm인 플라스틱 포트에 20 cm 높이로 채웠다. 토양 표면에서 10 cm 깊이에 토양용액채취장치(soil moisture sampler, Eijkelkamp, Giesbeek, Netherlands)를 수평으로 매설하였으며, 산화환원전위 측정을 위해 백금전극을 10 cm 깊이에 설치하였다. 수돗물을 이용하여 담수 깊이 5 cm가 될 때

Table 1. Some physical and chemical characteristics of the Yuga silt loam soil

pH (1:5 H <sub>2</sub> O)	Organic matter	Total N	Total P	Available P	Fe-P	Oxide Fe	Texture
	----- g/kg -----			----- mg/kg -----		g/kg	
6.9	26.9	2.4	1290	13.1	756	14.2	Silty loam

까지 물을 채웠으며, 담수 당일 30일간 육묘한 상당 품종 벼 유묘를 포트 당 4주씩 이식하였다. 포트바닥의 구멍을 막아서 토양수분의 유실은 없었으며, 시험 기간 동안 증발산으로 손실되는 물을 매일 보충하여 5 cm 담수 깊이를 유지시켰다. 시비처리별 3반복의 포트를 완전임의 배치하여 유리온실 내에서 시험을 수행하였다.

### 분석방법

공시토양의 pH는 1:5 증류수 현탁액을 이용하여 유리전극으로 측정하였고, 유기물은 Walkley-Black 방법으로 분석하였다(Nelson and Sommers, 1982). 총 질소(Kjeldahl 방법), 총 인산(과염소산 분해), 유효인산(Bray No. 1) 및 환원가용성 Fe 결합 인산 함량은 농촌진흥청 토양화학분석법에 따라 측정하였다(NAIST, 1988). Oxide-Fe 함량은 Na-dithionite로 추출하여 분석하였으며(Olson and Ellis, 1982), 토성은 micro-pipette 방법으로 조사하였다(Miller and Miller, 1987).

유묘 이식 후 5일째부터 10 cm 깊이 토양의 산화환원전위와 10 cm 깊이에서 채취한 토양용액중의  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , Fe(II),  $\text{PO}_4^{3-}$  함량을 측정하였다. 산화환원전위는 Eh meter (Fujihara Factory, Tokyo, Japan)로 측정하였으며, 표준전극(Ag/AgCl/Sat. KCl) 전위 206 mV를 보정하였다. 토양용액은 syringe를 soil moisture sampler에 연결하여 20 mL씩 채취하였다. 토양 용액중의  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  및  $\text{PO}_4^{3-}$ 는 flow injection autoanalyzer(FIAstar-5000 system, FOSS Tecator, Höganäs, Sweden)로 측정하였으며, Fe(II)는 1,10-phenanthroline 방법으로 분석하였다(Stucki and Anderson, 1981).

이식 이후 30일째에 벼 유묘의 지상부를 수확하여 초장과 생체중을 조사하였으며, 건조분쇄한 후 원소의 분석에 이용하였다. 질소는 Kjeldahl 방법으로 분석하였으며, 시료를  $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}_2$  습식분해법으로 처리한 후 P는 vanadate 방법에 따라 spectrophotometer(HP 8452A Model, Hewlett Packard, Germany)로, K, Mn, Fe은 inductively coupled plasma optical emission spectrometer(Varian Liberty Series II, Mulgrave, Australia)로 측정하였다.

## 결과 및 고찰

### 토양용액중의 질소 형태별 함량 변화

유묘 이식 후 5일째부터 측정된 10 cm 깊이 토양 용액중의 질소 형태별 함량 변화는 Fig. 1과 2와 같았다. 먼저  $\text{NH}_4^+$  함량의 변화를 보면, 질산칼륨을 처리한 토양에서 담수 이후 11일째 까지 25-35 mg N/L 수준이었으며, 그 이후 40 mg N/L 내외로 유지되었다. 암모늄비료를 처리하지 않았으므로 이러한 수준의  $\text{NH}_4^+$ 은 토양에 존재하던 무기태와 첨가된 퇴비를 포함한 유기물의 분해과정에서 방출된 것으로 판단된다. 요소만을 처리한 경우에는  $\text{NH}_4^+$  함량이 50-60 mg N/L 수준으로 유지되었으며, 요소+N-serve 처

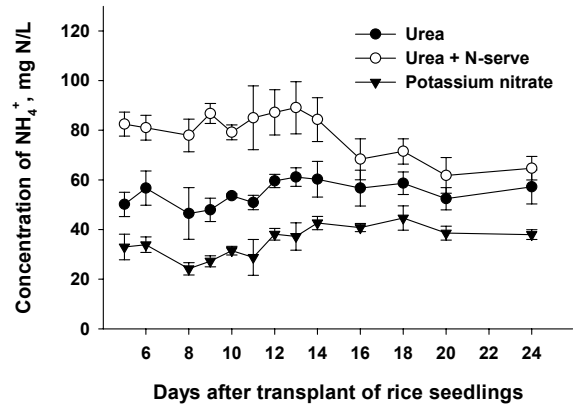


Fig. 1. Changes of ammonium concentration in soil solution sampled at 10 cm depth of flooded paddy soil.

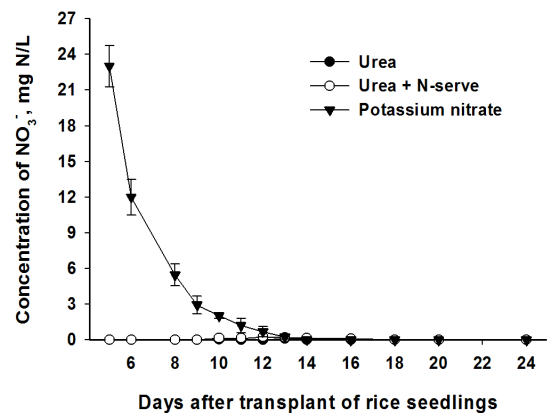


Fig. 2. Changes of nitrate concentration in soil solution sampled at 10 cm depth of flooded paddy soil.

리에서는 담수 이후 1주 이상  $\text{NH}_4^+$  함량은 80-90 mg N/L 수준으로 유지되었으며 그 이후 60 mg N/L 내외로 낮아졌다. 요소+N-serve 처리에서는 요소만을 처리한 경우에 비하여  $\text{NH}_4^+$  함량이 담수이후 10일째까지 20-30 mg/L 정도 높게 유지되었는데, 이것은 N-serve 처리를 통하여 질산화작용이 억제되었기 때문이다.

$\text{NO}_3^-$  함량의 변화를 보면(Fig. 2), 요소+N-serve 처리와 요소만을 처리한 경우 모두 토양용액 중의  $\text{NO}_3^-$ 는 0.2 mg N/L 이하로 매우 낮은 수준이었으며 검출되지 않는 경우도 있었다. 비료처리로 첨가된  $\text{NH}_4^+$ 이나 유기물 분해 등으로 토양에서 방출되는  $\text{NH}_4^+$ 이 일부  $\text{NO}_3^-$ 로 산화되더라도 토양에 축적되지 못하고 탈질현상을 통하여 대부분 제거되었기 때문으로 판단된다. 질산칼륨을 처리한 토양에서는 담수 후 5일째에 22 mg N/L 수준으로  $\text{NO}_3^-$ 가 측정되었으나 급격히 감소하여 2주째 이후부터는 요소 및 요소+N-serve 처리와 마찬가지로 0.01 mg N/L 이하의 극히 낮은 수준으로 검출되었다. 용탈에 의한 손실이 없는 조건에서 실험이 수행되었으며  $\text{O}_2$  다음으로 가장 먼저 전자수용체로 이용될 수 있는 것이  $\text{NO}_3^-$ 이므로 담수 후 신속히  $\text{NO}_3^-$ 가 고갈되는 것은

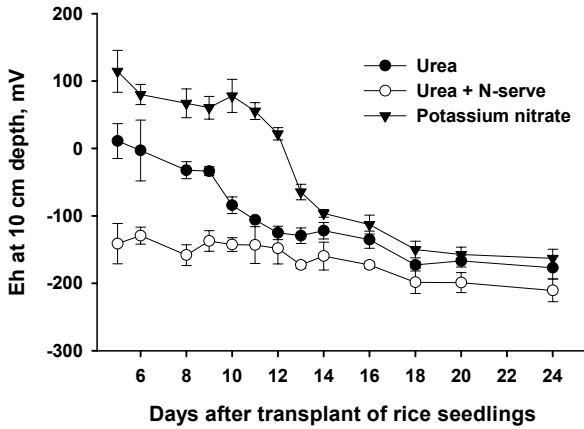


Fig. 3. Effect of nitrification inhibition on redox potential measured at 10 cm depth of flooded paddy soil.

작물에 의한 흡수와 미생물에 의한 부동화에도 일부 기인할 수 있겠지만 주로 탈질현상에 의한 것으로 판단된다(Sposito, 1989; Matocha and Coyne, 2007).

**토양의 산화환원전위 변화**

토양 10 cm 깊이에서 측정된 산화환원전위는 담수이후 2 주일 동안 질소비료 처리별로 현저하게 달리 나타났다(Fig. 3). 질산칼륨을 처리한 토양에서는 담수 후 11일째까지 120-70 mV 범위를 유지하였으며 담수 2주 후에는 -100 mV 이하로 낮아졌으며 그 이후 계속해서 낮아지는 경향을 보였다. 요소만을 처리한 경우에는 담수 후 5일째에 10 mV 근처로 측정되었으며 11일 후 -100 mV까지 낮아졌으며 그 이후 서서히 계속 낮아져서 24일째에는 -175 mV 정도로 나타났다. 요소+N-serve 처리에서는 토양의 산화환원전위가 요소 처리나 질산칼륨 처리에 비하여 담수 초기부터 현저히 낮았는데, 담수 후 5일째에 이미 -140 mV로 낮아졌으며 18일째 이후에는 -200 mV 정도로 측정되었다.

이와 같은 토양 산화환원전위의 변화는 토양 용액중의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 함량과 매우 밀접하게 관련되어 있다. 질산칼륨을 처리한 토양에서는 담수 후 12일째 까지 용액중의 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 함량이 0.5 mg N/L 이상으로 유지되었으며, 이 기간 동안 산화환원전위는 0 mV 이상으로 유지되었다. 담수 후 12일째부터는 질산칼륨을 처리한 토양 용액에서도 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 거의 측정되지 않았으며 산화환원전위가 -100 mV까지 급격히 낮아지기 시작하였다. 요소+N-serve 처리의 경우 산화환원전위가 담수 직후부터 급격히 낮아진 것은 처리한 요소로부터 생성된 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>이 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>로 산화되지 못하고 따라서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>에 의한 redox buffer 작용이 없었기 때문이다(Chung, 2009). 질산화억제제 없이 요소만을 처리한 경우의 산화환원전위 변화는 질산칼륨을 처리한 경우와 요소+N-serve 처리 경우의 중간 정도로 나타났으며, 이러한 결과는 요소만을 처리한 경우 생성된 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>의 일부가 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>로 산화됨과 동시에 환원되어 탈질되면서 redox buffer로 작용했기 때문으로 판단된다.

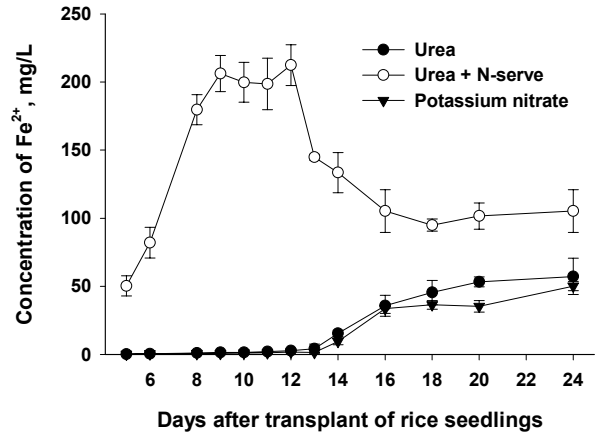


Fig. 4. Effect of nitrification inhibition on Fe(III) reduction in flooded paddy soil. Concentration of ferrous ion was measured in soil solution sampled at 10 cm depth.

**토양용액중의 Fe(II) 함량 변화**

담수 후 10 cm 깊이 토양 용액중의 Fe(II) 함량 변화를 조사한 결과는 Fig. 4와 같았다. 환원상태가 현저히 발달한 요소+N-serve 처리 경우 Fe(II) 함량은 담수 후 5일째에 50 mg/L로 측정되었으며 이후 급격히 증가하여 9일부터 12일째까지는 200 mg/L 수준까지 증가하였고 16일째 이후부터는 100 mg/L 수준을 유지하였다. 반면에 요소 처리와 질산칼륨 처리에서는 담수이후 12일째까지 토양 용액에서 Fe(II)가 검출되지 않았거나 극히 낮은 수준으로 측정되었으며, 그 이후 산화환원전위가 -100 mV 내외로 낮아지면서 Fe(II) 농도는 증가하기 시작하였으며 이후 30-50 mg/L 수준까지 측정되었다. 토양 용액에 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 존재하는 동안 유기물의 산화 등에 필요한 전자수용체로서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 먼저 이용되어 탈질현상이 일어나며, 이 기간 동안 Fe(III)은 전자수용체로 이용되지 못하므로 Fe(II)의 용출이 억제되는 것이다(Lucassen *et al.*, 2004; SurrIDGE *et al.*, 2007). 질산칼륨을 처리한 경우에는 이와 같은 설명이 분명하게 적용될 수 있다. 그러나 요소만을 처리한 경우에는 토양용액에서 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 거의 측정되지 않음에도 불구하고 토양의 산화환원전위가 -100 mV 정도까지 낮아지지도 않고 또한 Fe(III)의 환원이 일어나지 않은 것은 다음과 같이 설명될 수 있다. 즉, 처리한 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 또는 토양에서 제공된 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>이 담수 이후 초기 일정기간 질산화과정을 통하여 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>로 변환되지만 곧바로 환원층에서 탈질되므로 10 cm 깊이 토양에서는 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 측정되지 않는 것이고, 그 동안 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 환원이 계속 일어남으로써 산화환원전위가 낮아지지 않고 Fe(III)의 환원 또한 일어나지 못하는 것으로 판단된다.

**토양용액중의 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 함량 변화**

토양 용액중의 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 함량 변화를 조사한 결과는 Fig. 5와 같았으며, 담수이후 질소비료 처리별로 현저하게 달리 나

타났다. 요소+N-serve 처리의 경우 담수 후 5일째에 토양 용액중의  $PO_4^{3-}$  함량은 0.6 mg P/L 수준으로 측정되었다. 산화환원전위가 -100 mV 이하로 급격히 낮아지면서 Fe(III)의 환원이 활발히 진행되고 동시에  $PO_4^{3-}$ 가 용출됨으로써 담수 후 9일째에는 0.9 mg P/L 수준까지  $PO_4^{3-}$  함량이 증가하였으며, 2주째 이후부터는 0.7 mg P/L 내외로 유지되었다. 질산칼륨을 처리한 토양용액중의  $PO_4^{3-}$  함량은 담수 후 2주일째까지 0.3 mg P/L 수준으로 큰 변화 없이 유지되었으며, 8일째 이후부터 서서히 증가하는 경향을 보였다. 요소를 단독으로 처리한 경우에는 담수 후 10일째까지  $NO_3^-$ 를 처리한 경우와 마찬가지로 토양용액중의 인산 함량은 0.3 mg P/L 수준으로 측정되었으며, 산화환원전위가 -100 mV 이하로 낮아지고 환원에 따른 Fe(II)의 용출이 일어나면서 인산 함량도 증가하기 시작하여 0.6 mg P/L 수준을 유지하는 것

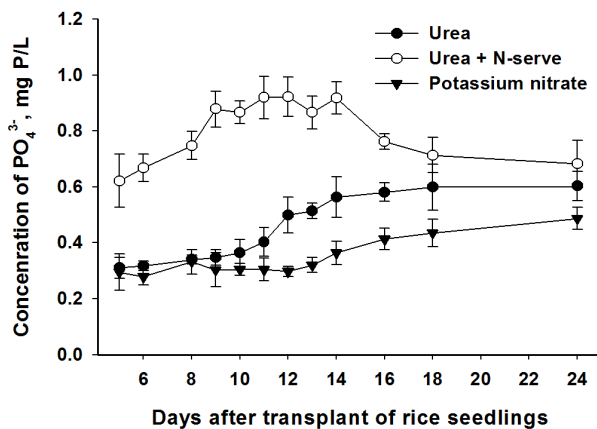


Fig. 5. Effect of nitrification inhibition on P solubilization in flooded paddy soil. Concentration of phosphate ion was measured in soil solution sampled at 10 cm depth.

으로 나타났다. 이러한  $PO_4^{3-}$  용출현상은 각 처리별로 토양의 환원상태 발달정도와 그에 따른 Fe(II)의 용출현상과 정확히 일치하는 것이다.  $NO_3^-$ 가 없는 조건에서는 Fe(III)이 전자 수용체로 이용되므로 Fe 산화물의 Fe(III)가 Fe(II)로 환원되어 용출되고 Fe-hydroxide가 용해되므로 이들 광물에 흡착 고정되어 있던  $PO_4^{3-}$ 가 함께 용출되는 것이다(Chung, 2009; Sallade and Sims, 1997; Surridge *et al.*, 2007). 물론 Fe 산화물 외에  $FePO_4$ 의 용해에 따른  $PO_4^{3-}$ 의 용출도 환원상태에서 토양 용액중의  $PO_4^{3-}$  함량이 증가하는데 기여할 수 있을 것이다. 이상의 결과들을 고려하면 결국 토양중의  $NO_3^-$ 가 Fe(III)의 환원과  $PO_4^{3-}$ 의 용출을 조절하는 요인인 것으로 재차 확인할 수 있다.

### 벼 유묘의 생장과 양분 흡수

질소비료 처리별로 벼 유묘의 생육상황과 양분함량을 조사한 결과는 Table 2와 Table 3에 나타내었다. 초장과 지상부 건물량으로 조사한 벼 유묘의 생장은 질산화억제제 없이 요소를 단독 처리한 경우에 가장 우수하였으며, 요소+N-serve 처리에서는 생장이 다른 처리에 비하여 현저히 억제되었다. 벼 유묘 중의 N과 P 함량은 요소 또는 요소+N-serve 처리에 비하여 질산칼륨 처리에서 현저히 낮았다. 질산칼륨을 처리한 토양에서는 탈질에 의한 N의 손실 및 Fe 환원의 억제와 함께 P의 용출이 억제됨으로써 벼 유묘의 N 및 P 함량이 낮게 나타난 것이다. 질산칼륨 처리에서는 특히 벼 유묘의 인 함량이 요소를 처리한 경우에 비하여 현저히 낮았으며 결핍증상이 나타날 수 있는 수준인 0.1% 보다는 낮았다(De Datta, 1981). 이러한 결과는 습지생태계에서  $NO_3^-$  함량이 높은 지하수가 유입될 때 P의 유효도가 낮아서 부영양화현상이 현저하게 억제될 수 있다는 선행연구결과와 일치하는 것이며(Anderson, 1982; Lucassen *et al.*, 2004; Surridge *et al.*, 2007), 벼논에 일정기간 과도하게  $NO_3^-$ 가

Table 2. Effects of nitrification inhibition on the growth of rice seedlings

Treatment	Shoot length	Shoot fresh weight
	cm	g/plant
Urea	66.67±1.20a <sup>†</sup>	14.53±0.77a
Urea + N-serve	55.67±1.45c	12.47±0.41b
Potassium nitrate	60.00±0.00b	13.87±0.27a

<sup>†</sup> Mean±standard error, and means followed by the same letter within a column are not significantly different ( $P<0.05$ , Duncan's method).

Table 3. Effects of nitrification inhibition on the nutrient contents in shoots of rice seedlings

Treatment	N	P	K	Fe	Mn
	%			mg/kg	
Urea	3.3±0.0a <sup>†</sup>	0.28±0.01a	3.1±0.1	277±39b	540±25
Urea + N-serve	3.4±0.1a	0.30±0.01a	3.3±0.1	598±96a	496±98
Potassium nitrate	2.9±0.1b	0.08±0.01b	3.5±0.0	340±45b	470±46

<sup>†</sup> Mean±standard error, and means followed by the same letter within a column are not significantly different ( $P<0.05$ , Duncan's method).

유입될 경우 P 결핍에 따른 벼 생육저해현상이 나타날 수 있을 것으로 판단된다. K와 Mn 함량은 처리별로 유의성 있는 차이를 나타내지 않았다.

질산화저해제와 함께 요소를 처리한 경우에는 토양 용액 중의 N 및 P 함량이 가장 높았으며, 벼 유묘 지상부의 N과 P 함량 또한 가장 높았음에도 불구하고 생장은 가장 불량하였다. 이와 같은 벼 유묘의 생장 저해현상은 요소+N-serve 처리의 경우 토양의 과도한 환원상태 발달과 Fe(II)의 용출에 기인하는 것으로 판단된다. 벼에서 피해가 발생할 수 있는 Fe의 함량이 300-2000 mg/kg 내외인 것을 고려하면(Becker and Asch, 2005), 598 mg/kg 정도의 Fe 함량은 벼 유묘 생장을 저해할 수 있는 수준이다. Fe가 과잉으로 흡수되어 있으면 전이되면  $O^{2-}$ ,  $OH^{\circ}$  등의 라디칼 생성을 촉진함으로써 세포구성물질의 파괴와 함께 생리적인 장애를 초래하며(Marschner, 1995), 잎 선단부에서 황화와 함께 고사현상이 나타나며 생장이 현저히 저해되는 것으로 밝혀져 있다(Becker and Asch, 2005).

과도한  $NO_3^-$ 가 농도양에 지속적으로 공급되면 Fe(III)의 환원이 제한적으로 일어날 수밖에 없고 따라서 P의 유효도가 크게 억제된다. 이러한 조건에서 P의 결핍에 따른 벼 생육저해현상이 나타날 수 있다. 반면 암모늄비료를 처리하고 질산화작용을 억제시키면 N과 P의 흡수이용측면에서는 유리하지만 지나친 환원상태의 발달에 따라서 과다하게 용출된 Fe가 오히려 벼의 생육을 저해할 수 있다. 농도양 생태계에서는  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ , Fe(III), Fe(II),  $SO_4^{2-}$  등이 포함된 산화환원현상의 상호작용을 통해 P를 비롯한 각종 영양원소들의 함량이 적절히 유지되는 평형계이며, 벼라는 식물은 이와 같이 자연적으로 유지되는 평형계에 오랜 기간 동안 적응해온 것으로 보아야 할 것이다.

벼논에서 N과 P의 이용효율을 높이기 위한 수단으로 질산화작용억제현상을 이용할 경우에는 벼 생육을 제한하는 요인으로 작용할 수 있는 Fe(II) 과잉흡수와 그에 따른 피해를 극복할 수 있는 새로운 품종의 도입이나 과도한 환원상태의 발달을 억제할 수 있는 토양관리가 전제되어야 할 것이다.

## 요 약

환원상태가 발달된 담수상태의 토양이나 습지생태계에서  $NO_3^-$ 는 환원상태의 진전을 지연시키는 완충역할을 할 수 있다. 농도양에서  $NO_3^-$ 가 Fe(III) 환원과 그에 따른 P의 가용화에 미치는 영향과 함께 질산화작용억제제가 벼의 N, P 흡수 및 생육에 미치는 영향을 조사하였다.

담수 후 10 cm 깊이 토양의 산화환원전위 변화는 N 비료처리별로 현저하게 달리 나타났으며, 질산화작용이 억제된 요소+N-serve 처리에서는 -100 mV 이하로 낮아졌으나  $KNO_3$  처리의 경우에는 0 mV 이상으로 유지되었다. 이러한 현상은 질소비료 처리별로  $NO_3^-$ 에 의한 redox buffer 작용 유무에 따라서 결정되는 것이다. N-serve 처리를 통하여 질산화작용을 억제시키면  $NO_3^-$ 에 의한 redox buffer 작용이

없어지므로 토양의 환원현상이 크게 촉진될 수 있는 것이다. 따라서 요소+N-serve 처리에서는 다른 처리에 비하여 Fe(III)의 환원과 함께 토양 용액의  $PO_4^{3-}$  함량이 현저히 증가하였다. 질산화저해제와 함께 요소를 처리한 경우 토양 용액 중의 N 및 P 함량과 함께 벼 유묘 지상부의 N과 P 함량이 가장 높았음에도 불구하고 그 생장은 가장 불량하였다. 이와 같이 요소+N-serve 처리에서 나타난 벼 유묘 생장 저해현상은 과도한 Fe(II)의 용출과 그에 따른 벼 유묘의 Fe 과잉흡수에 기인하는 것으로 판단된다.

## 감사의 글

본 연구는 2009학년도 대구대학교 학술연구비의 지원으로 수행되었습니다.

## 참고문헌

- Achtnich, C., Bak, F., Conrad, R., 1995. Competition for electron donors among nitrate reducers, ferric iron reducers, sulfate reducers, and methanogens in anoxic paddy soil, *Biol. Fertil. Soils* 19, 65-72.
- Anderson, J.M., 1982. Effect of nitrate concentration in lake water on phosphate release from the sediment, *Water Res.* 16, 1119-1126.
- Becker, M., Asch, F., 2005. Iron-toxicity in rice - conditions and management concepts, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 558-573.
- Chung, J.B., 2009. Effect of nitrate on iron reduction and phosphate release in flooded paddy soil, *Korean. J. Environ. Agric.* 28, 165-170.
- De Datta, S.K., 1981. Principles and practices of rice production, Wiley, New York.
- Hong, J.K., Hong, C.W., 1977. The characteristics of phosphorus in major Korean soils, I. The characteristics of inorganic phosphorus, *J. Korean Soc. Soil Sci. Fert.* 10, 13-22.
- Hsu, O.H., 1965. Fixation of phosphate by aluminum and iron in acidic soils, *Soil Sci.* 99, 398-402.
- Kim, B.H., Chung, J.B., 2010. Effect of nitrate in irrigation water on iron reduction and phosphate release in anoxic paddy soil condition, *Korean J. Soil Sci. Fert.* 43, 68-74.
- Liao, Z.W., Woodard, H.J., Hossner, L.R., 1994. The relationship of soil and leaf nutrients to rice leaf orangeing, *J. Plant Nutr.* 17, 1781-1802.
- Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., van der Salm, A.L., Roelofs, J.G.M., 2004. High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands, *Biogeochemistry* 67, 249-267.

- Marschner, H., 1995. Mineral nutrition of higher plants, pp. 313-323, Academic Press, London.
- Matocha, C.J., Coyne, M.S., 2007. Short-term response of soil iron to nitrate addition, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 108-117.
- Miller, W.P., Miller, D.M., 1987. A micro-pipette method for soil mechanical analysis, *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 18, 1-15.
- NAIST, 1988. Methods of soil chemical analysis, Rural Development Administration, Suwon, Korea.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter, pp. 539-579, In Page A.L. *et al.* (ed.) Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and microbiological properties, SSSA, Madison, WI, USA.
- Olson, R.V., Ellis Jr., R., 1982. Iron, pp. 301-312, In Page A.L. *et al.* (ed.) Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and microbiological properties, SSSA, Madison, WI, USA.
- Ponnamperua, F.N., 1972. The chemistry of submerged soils, *Adv. Agron.* 24, 29-96.
- Ponnamperua, F.N., 1985. Chemical kinetics of wetland rice soils relative to soil fertility, pp. 71-89, In Wetland soils: Characterization, classification and utilization, Research paper series, International Rice Research Institute, Manila.
- Sah, R.N., Mikkelsen, D.S., Hafez, A.A., 1989. Phosphorus behavior in flooded-drained soils: II. Iron transformation and phosphorus sorption, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1718-1722.
- Sallade, Y.E., Sims, J.T., 1997. Phosphorus transformations in the sediments of Delaware's agricultural drainage-ways: II. Effect of reducing conditions on phosphorus release, *J. Environ. Qual.* 26, 1579-1588.
- Sorensen, J., 1982. Reduction of ferric iron in anaerobic, marine sediment and interaction with reduction of nitrate and sulfate, *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 319-324.
- Sposito, G., 1989. The chemistry of soils, Oxford University Press, New York, USA.
- Straub, K.L., Schonhuber, W.A., Buchholz-Cleven, D.E.E., Schink, B., 2004. Diversity of ferrous iron-oxidizing, nitrate-reducing bacteria and their involvement in oxygen-independent iron cycling, *Geomicrobiol. J.* 21, 371-378.
- Stucki, J.W., Anderson, W.L., 1981. The quantitative assay of minerals for Fe<sup>2+</sup> and Fe<sup>3+</sup> using 1,10-phenanthroline : I. Sources of variability, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 633-637.
- Surridge, B.W.J., Heathwaite, A.L., Baird, A.J., 2007. The release of phosphorus to pore water and surface water from river riparian sediments, *J. Environ. Qual.* 36, 1534-1544.
- Weber, K.A., Pollock, J., Cole, K.A., O'Connor, S.M., Achenbach, L.A., Coates, J.D., 2006. Anaerobic nitrate-dependent iron(II) bio-oxidation by a novel lithoautotrophic betaproteobacterium, strain 2002, *Appl. Environ. Microbiol.* 72, 686-694.
- Young, E.O., Ross, D.S., 2001. Phosphate release from seasonally flooded soils: A laboratory microcosm study, *J. Environ. Qual.* 30, 91-101.