

QUAN HỆ GIỮA MỘT SỐ TÍNH CHẤT ĐẤT VÀ NỒNG ĐỘ Fe^{2+} HÒA TAN TRONG ĐẤT PHÈN ĐỒNG BẰNG SÔNG CỬU LONG NGẬP NƯỚC

Trương Minh Ngọc¹, Võ Đình Quang¹

¹ Viện Ứng dụng Công nghệ

Liên hệ tác giả: Trương Minh Ngọc – Viện Ứng dụng Công nghệ - 366a Trường Chinh, P. 13, Q. Tân Bình, TP. HCM

Mail: minhngoc201182@yahoo.com; Điện thoại: 0903.974.006

TÓM TẮT

Quá trình khử mẫn liệt xảy ra trong đất phèn ngập nước làm gia tăng mạnh nồng độ Fe^{2+} gây nguy cơ độc sắt đối với lúa. Thông qua việc đánh giá mối quan hệ giữa quá trình khử sắt với một số tính chất đất ban đầu, nghiên cứu nhằm mục đích xác định được vai trò của một số tính chất đất ban đầu đối với quá trình khử sắt trong đất phèn ngập nước và thiết lập các phương trình chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} ở các thời điểm ngập nước, làm cơ sở cho việc đánh giá sớm nguy cơ độc sắt đối với lúa. Đất tầng mặt 0-15 cm của 20 mẫu đất phèn được lấy từ vùng Đồng bằng sông Cửu Long, được phơi khô trong không khí, nghiền qua rây 2 mm, sau đó ủ trong điều kiện ngập nước. Định kỳ 1, 7, 14, 21, 28, 35, 42 và 49 ngày lấy mẫu dịch đất phân tích nồng độ Fe^{2+} hòa tan. Kết quả phân tích được dùng để thiết lập tương quan với một số tính chất đất trước thí nghiệm. Kết quả cho thấy nồng độ Fe^{2+} trong đất phèn Đồng bằng sông Cửu Long sau khi ngập nước dao động khá mạnh từ 196-3087 ppm. Sắt vô định hình và cấu trúc tinh thể kém (Fe_o) có mối tương quan vượt trội và ngày càng tăng với nồng độ Fe^{2+} ($r: 0,57 - 0,86$), kế tiếp là nhóm oxit sắt tự do - Fe_{DCB} ($r: 0,47-0,85$). Các nhóm sắt còn lại (Fe tổng số: Fe_{is} , tinh thể: Fe_{it} và Fe nằm trong khoáng sét: Fe_{ks}) tuy cũng có tương quan với nồng độ Fe^{2+} nhưng ở mức độ thấp hơn nhiều. Hữu cơ đất chỉ có tương quan với nồng độ Fe^{2+} ở mức có ý nghĩa thống kê trong các giai đoạn 7-28 ngày sau ngập nước và giảm đến mức không còn có tương quan có ý nghĩa thống kê sau 21 ngày ngập nước. Kết quả cũng cho thấy một mối tương quan nghịch khá chặt giữa pH đất ban đầu và nồng độ Fe^{2+} ($r: -0,60$ đến $-0,71$). Kết quả tính tương quan bội cho thấy tại thời điểm 7 ngày ngập nước hữu cơ là tác nhân chính quyết định mức độ khử sắt trong đất. Trong giai đoạn 14 đến 35 ngày ngập nước cặp biến số Fe_o và pH là 2 yếu tố chủ đạo quyết định quá trình khử sắt, các yếu tố khác hầu như không tham gia một cách có nghĩa vào quá trình khử sắt, trong giai đoạn từ 42 đến 49 ngày ngập nước, ngoài hai yếu tố Fe_o và pH, Fe_{it} cũng tham gia vào quá trình gia tăng nồng độ Fe^{2+} . Nghiên cứu đã đề xuất được các phương trình tính toán nồng độ Fe^{2+} trong đất phèn ngập nước với hệ số tương quan rất chặt so với kết quả đo thực tế ($r: 0,68 - 0,93$, $p < 0,001$) làm cơ sở cho việc chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} trong đất phèn ngập nước.

Từ khóa: Quá trình khử sắt, thành phần sắt, pH, hữu cơ, đất phèn.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Với diện tích hơn 1,6 triệu ha, đất phèn chiếm một vị trí rất quan trọng trong ngành trồng lúa ở Đồng bằng sông Cửu Long. Độc tố Fe^{2+} được xem là một trong những yếu tố hạn chế năng suất đối với lúa trên đất phèn hoạt động (Fageria et al., 2008; Ottow et al., 1993; Quang et al., 1995). Quá trình khử sắt trong đất phèn sau khi ngập nước xảy ra hết sức nhanh và mạnh mẽ. Nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất phèn khi ngập nước có thể đạt hàng ngàn ppm (Breemen và Moormann, 1987; Quang và Dufey, 1997). Nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch trên ngưỡng 300 ppm được xem là ngưỡng gây độc đối với lúa (Ottow et al., 1993). Cơ chế tác hại của độc sắt trên lúa được giải thích là trong điều kiện nồng độ Fe^{2+} hòa tan cao, rễ cây lúa hút Fe^{2+} quá mức nhu cầu của cây, sau đó được vận chuyển lên lá làm tăng cường sản sinh ra các gốc oxy hóa gây độc phá vỡ cấu trúc của tế bào, gây rối loạn quá trình trao đổi chất trong cây, làm giảm khả năng sinh trưởng của lúa. Ngộ độc sắt có thể xảy ra ở mọi thời kỳ sinh trưởng của lúa, tuy nhiên giai đoạn cây con và lúa đẻ nhánh cây dễ mẫn cảm nhất. Ở giai đoạn cây non, nếu lúa bị ngộ độc sắt cây kém phát triển, còi cọc, đẻ nhánh kém (Abraham và Pandey, 1989). Ở giai đoạn đầu của sinh trưởng sinh thực lúa bị ngộ độc sắt sẽ trở kém, quá trình thụ phấn giảm và năng suất lúa giảm nghiêm trọng (Singh và Chaudhari, 1992). Độc sắt có thể gây thiệt hại năng suất 13 - 30% và

trong nhiều trường hợp năng suất lúa giảm 100% tùy vào sự xuất hiện Fe^{2+} trong dung dịch đất (Sahrawat, 2004; Becker và Asch, 2005). Việc xác định được nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất trong suốt thời kỳ sinh trưởng của cây lúa để có những biện pháp phòng ngừa kịp thời là rất cần thiết. Tuy nhiên, do các ion Fe^{2+} sinh ra trong quá trình khử sắt trong điều kiện ngập nước có thể nhanh chóng tái oxy hóa trở lại khi tiếp xúc với không khí trong quá trình lấy mẫu và bảo quản mẫu để phân tích cho nên rất khó để xác định một cách chính xác nồng độ Fe^{2+} ở từng thời điểm sinh trưởng trong điều kiện thực tế đồng ruộng.

Sắt trong đất có thể chia ra thành các nhóm: oxyhydroxit sắt tự do chiết bằng dung môi dithionit ditrat bicarbonat (Fe_{DCB}); sắt vô định hình và sắt cấu trúc tinh thể kém chiết bằng dung môi oxalat amoni (Fe_o); hiệu số giữa sắt tổng số (Fe_{ts}) và Fe_{DCB} được coi là sắt nằm trong các lưới khoáng sét silicat bền vững (Fe_{ks}) và chênh lệch giữa hàm lượng Fe_{DCB} và Fe_o được coi là các oxyhydroxit sắt tự do có cấu trúc tinh thể (Fe_{tt}) (Borgarrd, 1990; Quang et al., 1996). Các nhóm sắt này có hoạt tính khử rất khác nhau khi đất ngập nước và vì vậy cũng đóng vai trò rất khác nhau trong việc giải phóng Fe^{2+} trong đất (Van Bodegom et al., 2003). Ngoài các nhóm sắt thì hữu cơ đất, pH cũng là những yếu tố có thể ảnh hưởng đến nồng độ Fe^{2+} trong quá trình ngập nước (Ponnamperuma, 1972).

Mục tiêu của nghiên cứu này là trên cơ sở thiết lập mối quan hệ giữa tính chất đất và quá trình khử sắt, đưa ra được các phương trình tính toán lý thuyết nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất sắt với thực tế cho các thời điểm quan trọng của cây lúa nhằm góp phần dự báo tình trạng độc sắt cho từng loại đất tại từng thời điểm sinh trưởng.

2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP

2.1. Vật liệu nghiên cứu

Nghiên cứu được thực hiện trên 20 mẫu đất phèn tầng mặt 0-15 cm lấy từ đất trồng lúa thuộc 2 tỉnh Long An và Tiền Giang đại diện cho vùng phèn đồng bằng sông Cửu Long. Một số tính chất đất cơ bản trước thí nghiệm được trình bày trong bảng 1.

Bảng 1. Một số tính chất cơ bản của 20 mẫu đất nghiên cứu

| TT mẫu đất | Ký hiệu đất/Loại đất | pH _{H2O} | pH _{KCl} | Chất hữu cơ | N tổng số | P dễ tiêu | K trao đổi |
|------------|----------------------|-------------------|-------------------|-------------|-----------|-----------|------------|
| | | | | % HC | % N | mg P/kg | meq/100g |
| 01 | Sj1pg/1 | 3,63 | 3,35 | 12,99 | 0,31 | 9,59 | 0,26 |
| 02 | Sj1pg/1 | 3,94 | 3,55 | 10,96 | 0,34 | 9,30 | 0,17 |
| 03 | Sp1h | 3,91 | 3,54 | 13,01 | 0,30 | 8,39 | 0,22 |
| 04 | Sj1ph | 3,62 | 3,41 | 9,97 | 0,30 | 16,47 | 0,37 |
| 05 | Sj1pg/1 | 3,77 | 3,40 | 8,16 | 0,30 | 22,49 | 0,48 |
| 06 | Sp2 | 4,40 | 3,80 | 12,24 | 0,43 | 42,44 | 0,27 |
| 07 | Sp1hg/1 | 3,69 | 3,42 | 19,04 | 0,45 | 19,33 | 0,20 |
| 08 | Sp1hg/1 | 4,11 | 3,72 | 11,62 | 0,36 | 31,32 | 0,42 |
| 09 | Sp1 | 3,75 | 3,42 | 11,23 | 0,29 | 10,21 | 0,21 |
| 10 | Sp2 | 3,89 | 3,55 | 14,74 | 0,47 | 82,90 | 0,27 |
| 11 | Sp1 | 3,75 | 3,47 | 15,69 | 0,40 | 6,61 | 0,55 |
| 12 | Sp1 | 3,81 | 3,48 | 16,04 | 0,38 | 8,48 | 0,18 |
| 13 | Sj1 | 4,09 | 3,47 | 12,05 | 0,29 | 2,05 | 0,19 |
| 14 | Sp2 | 3,40 | 3,23 | 15,45 | 0,43 | 9,10 | 0,42 |
| 15 | Sp2 | 4,35 | 3,66 | 6,91 | 0,31 | 17,58 | 0,41 |
| 16 | Sp2 | 3,96 | 3,67 | 13,94 | 0,52 | 18,51 | 0,19 |
| 17 | Sp2 | 3,76 | 3,48 | 17,06 | 0,50 | 6,99 | 0,17 |

| | | | | | | | |
|----|---------|------|------|-------|------|-------|------|
| 18 | Sj1pg/1 | 3,80 | 3,51 | 12,58 | 0,42 | 15,76 | 0,33 |
| 19 | Sj1pg/1 | 3,71 | 3,45 | 15,90 | 0,53 | 15,44 | 0,24 |
| 20 | Sj1pg/1 | 3,80 | 3,47 | 12,29 | 0,30 | 17,52 | 0,25 |

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Mẫu đất sau khi phơi khô trong bóng râm ở nhiệt độ phòng được loại bỏ xác bã thực vật, nghiền qua rây 2 mm sau đó được ủ trong điều kiện ngập nước trong các cột trụ thủy tinh chuyên dùng tối màu có trang bị hệ thống chiết mẫu dung dịch ở đáy. Tỷ lệ đất/nước là 300 g đất/650 ml nước cất. Định kỳ 1, 7, 14, 21, 28, 35, 42 và 49 ngày tiến hành chiết mẫu để phân tích. Để hạn chế quá trình tái oxy hóa Fe^{2+} , mẫu dung dịch được đẩy hết O_2 bằng khí nitơ (N_2). Nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất được xác định bằng quang phổ kế với thuốc thử O-phenanthroline đặc trưng cho Fe^{2+} tại bước sóng 510 nm (Mehra và Jackson, 1960). Các thành phần Fe trong đất trước thí nghiệm được xác định bằng các phương pháp sau: oxyhydroxit sắt tự do (Fe_{DCB}) được chiết bằng dung môi dithionit xitrat bicacbonat (Merha và Jackson, 1960); sắt vô định hình và tinh cấu trúc tinh thể yếu (Fe_o) được chiết bằng dung môi oxalat amoni (Blackemore et al., 1987); hàm lượng oxyhydroxit sắt tự do tinh thể (Fe_{tt}), Fe nằm trong các khoáng sét (Fe_{ks}) được xác định như nguyên lý đã nêu trong phần đặt vấn đề. Hữu cơ được phân tích theo phương pháp Walkley-Black (Nelson và Sommer, 1982), pH được đo bằng pH meter.

Số liệu được xử lý bằng phần mềm Excel 2010 và phần mềm SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) được sử dụng để thiết lập mối quan hệ giữa nồng độ Fe^{2+} với tính chất đất thông qua tính tương quan đơn và tương quan bội.

2.2. Thời gian và địa điểm nghiên cứu

Nghiên cứu được thực hiện tháng 02/2018 – tháng 12/2018 tại Chi nhánh Viện Ứng dụng Công nghệ tại TP. HCM.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả phân bố các nhóm sắt trong đất phèn và nồng độ Fe^{2+} của 20 mẫu đất ủ ngập nước

Kết quả trong bảng 2 cho thấy Fe tổng số trong đất phèn trồng lúa dao động trong khoảng 1,89% - 7,23%. Ở trạng thái phơi khô không khí, tỷ lệ % Fe thuộc nhóm sắt tự do (Fe_{DCB}) chiết bằng dung môi dithionit xitrat bicacbonat so với Fe tổng số dao động từ 47,51% – 80,13% (với trị số trung bình 64,06%); nhóm sắt vô định hình và sắt cấu trúc tinh thể yếu (Fe_o) chiết bằng dung môi oxalat amoni so với Fe tổng số dao động từ 24,16% - 58,87% Fe (với trị số trung bình 40,41%); nhóm sắt cấu trúc tinh thể (Fe_{tt}) so với Fe tổng số dao động từ 17,74% - 40,87% (với trị số trung bình 23,66%); nhóm sắt nằm trong các cấu trúc khoáng sét bền vững (Fe_{ks}) so với Fe tổng số dao động từ 19,87% - 52,49% (với trị số trung bình 35,94%). Nhìn chung đất phèn ĐBSCL giàu sắt và thành phần phân bố của các nhóm sắt cũng rất khác nhau.

Bảng 2. Thành phần các nhóm sắt trong đất phèn trước thí nghiệm

| Thứ tự mẫu đất | Fe_{ts} (% Fe) | Fe_{DCB} (% Fe) | Fe_{DCB}/Fe_{ts} (%) | Fe_o (% Fe) | Fe_o/Fe_{ts} (%) | Fe_{tt} (% Fe) | Fe_{tt}/Fe_{ts} (%) | Fe_{ks} (% Fe) | Fe_{ks}/Fe_{ts} (%) |
|----------------|---------------------|----------------------|---------------------------|------------------|-----------------------|---------------------|--------------------------|---------------------|--------------------------|
| 1 | 3,13 | 2,05 | 65,45 | 1,32 | 42,23 | 0,73 | 23,22 | 1,08 | 34,55 |
| 2 | 2,99 | 1,88 | 62,78 | 1,14 | 38,15 | 0,74 | 24,63 | 1,11 | 37,22 |
| 3 | 3,64 | 2,40 | 66,02 | 1,65 | 45,39 | 0,75 | 20,63 | 1,24 | 33,98 |
| 4 | 2,65 | 1,66 | 62,70 | 1,11 | 41,90 | 0,55 | 20,80 | 0,99 | 37,30 |
| 5 | 2,59 | 1,23 | 47,51 | 0,77 | 29,76 | 0,46 | 17,74 | 1,36 | 52,49 |
| 6 | 2,73 | 1,40 | 51,32 | 0,84 | 30,81 | 0,56 | 20,51 | 1,33 | 48,68 |

| | | | | | | | | | |
|------------|------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|
| 7 | 2,57 | 1,94 | 75,35 | 1,20 | 46,66 | 0,74 | 28,69 | 0,63 | 24,65 |
| 8 | 2,85 | 1,61 | 56,65 | 1,05 | 36,86 | 0,56 | 19,80 | 1,24 | 43,35 |
| 9 | 3,10 | 2,03 | 65,62 | 1,36 | 43,94 | 0,67 | 21,68 | 1,06 | 34,38 |
| 10 | 2,17 | 1,35 | 62,32 | 0,89 | 40,99 | 0,46 | 21,33 | 0,82 | 37,68 |
| 11 | 7,23 | 3,86 | 53,48 | 2,35 | 32,53 | 1,51 | 20,96 | 3,36 | 46,52 |
| 12 | 2,65 | 2,09 | 78,97 | 1,51 | 57,00 | 0,58 | 21,97 | 0,56 | 21,03 |
| 13 | 4,91 | 2,88 | 58,57 | 1,63 | 33,17 | 1,25 | 25,40 | 2,04 | 41,43 |
| 14 | 5,61 | 3,28 | 58,48 | 2,00 | 35,67 | 1,28 | 22,81 | 2,33 | 41,52 |
| 15 | 3,85 | 1,97 | 51,14 | 0,93 | 24,16 | 1,04 | 26,99 | 1,88 | 48,86 |
| 16 | 1,89 | 1,48 | 78,35 | 0,71 | 37,49 | 0,77 | 40,87 | 0,41 | 21,65 |
| 17 | 3,23 | 2,32 | 71,83 | 1,58 | 48,86 | 0,74 | 22,97 | 0,91 | 28,17 |
| 18 | 2,97 | 2,02 | 67,80 | 1,26 | 42,40 | 0,76 | 25,40 | 0,96 | 32,20 |
| 19 | 2,80 | 2,25 | 80,13 | 1,65 | 58,87 | 0,60 | 21,26 | 0,56 | 19,87 |
| 20 | 2,33 | 1,55 | 66,80 | 0,96 | 41,29 | 0,59 | 25,51 | 0,77 | 33,20 |
| Trung bình | | | 64,06 | | 40,41 | | 23,66 | | 35,94 |

Ghi chú: (% Fe): Hàm lượng Fe; (%): % so với hàm lượng Fe tổng số

Bảng 3. Nồng độ Fe²⁺ hòa tan thấp nhất (Fe²⁺ min), nồng độ Fe²⁺ trung bình và nồng độ Fe²⁺ hòa tan cao nhất (Fe²⁺ max) của 20 mẫu đất

| TT mẫu đất | Nồng độ Fe ²⁺ min | Nồng độ Fe ²⁺ trung bình | Nồng độ Fe ²⁺ max | Ngày xuất hiện |
|------------|------------------------------|-------------------------------------|------------------------------|----------------|
| | ppm Fe ²⁺ | ppm Fe ²⁺ | ppm Fe ²⁺ | |
| 01 | 54 | 758 | 1043 | 35 |
| 02 | 109 | 696 | 981 | 49 |
| 03 | 91 | 996 | 1636 | 49 |
| 04 | 79 | 810 | 1265 | 35 |
| 05 | 37 | 408 | 617 | 35 |
| 06 | 50 | 107 | 203 | 14 |
| 07 | 98 | 773 | 1114 | 21 |
| 08 | 42 | 600 | 878 | 28 |
| 09 | 33 | 837 | 1154 | 35 |
| 10 | 353 | 335 | 1053 | 7 |
| 11 | 70 | 1736 | 3087 | 42 |
| 12 | 51 | 931 | 1310 | 42 |
| 13 | 12 | 475 | 814 | 42 |
| 14 | 58 | 2162 | 2879 | 42 |
| 15 | 5 | 112 | 196 | 14 |
| 16 | 177 | 355 | 715 | 14 |
| 17 | 71 | 1428 | 2056 | 28 |
| 18 | 203 | 879 | 1221 | 28 |
| 19 | 193 | 816 | 1099 | 14 |
| 20 | 56 | 481 | 751 | 49 |

Kết quả cho thấy quá trình ngập nước đã làm tăng mạnh nồng độ Fe^{2+} hòa tan trong dung dịch. Diễn biến khử sắt, mức độ Fe^{2+} hòa tan đạt cao nhất và thời điểm đạt nồng độ Fe^{2+} max rất khác nhau tùy theo đất. Trong khi mẫu đất số 10 đạt cao nhất ngay sau 7 ngày ngập nước thì các mẫu số 2, 3, 20 đạt nồng độ cao nhất vào 49 ngày ngập nước. Sau điểm đạt nồng độ Fe max, Fe^{2+} có xu thế giảm nhẹ ở phần lớn các mẫu đất. Hiện tượng này được giải thích là do quá trình khử sắt đã tiêu thụ nhiều ion H^+ làm tăng pH đất và khi pH đạt giá trị trên 6,0 thì một phần Fe^{2+} trong dung dịch đất có thể tái kết tủa trở lại dưới dạng ferrosferric hydroxít ($Fe_3(OH)_8$) (Ponnamperuma, 1972; Quang và Dufey, 1995). Nồng độ Fe^{2+} max trong các mẫu đất dao động trong khoảng 196 – 3087 mg/L. Nếu chiếu theo nhiều tài liệu cho rằng nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất vượt 300 mg/L là ngưỡng gây độc đối với lúa thì kết quả nghiên cứu cho thấy 18/20 mẫu đất nghiên cứu có nồng độ sắt vượt xa ngưỡng gây độc và có nguy cơ gây ảnh hưởng mạnh đến sự sinh trưởng và năng suất lúa.

3.2. Kết quả phân tích tương quan tuyến tính đơn giữa nồng độ Fe^{2+} tại các thời điểm ngập nước và một số tính chất đất trước thí nghiệm

Kết quả phân tích tương quan tuyến tính đơn giữa nồng độ Fe^{2+} tại các thời điểm lấy mẫu, Fe^{2+} max và tính chất được trình bày ở bảng 4. Việc phân tích tương quan tuyến tính đơn cho phép hình dung được mối quan hệ giữa vai trò của các yếu tố đất ban đầu và cường độ khử sắt tại từng thời điểm ngập nước. Kết quả tính tương quan cho thấy tương quan giữa tính chất đất và nồng độ Fe^{2+} hòa tan rất khác nhau tùy theo chỉ tiêu và thời điểm ngập nước.

Bảng 4. Hệ số tương quan (r) giữa nồng độ Fe^{2+} tại các thời điểm và một số tính chất đất trước thí nghiệm

| | Hữu cơ | pH _{H2O} | Fe _{ts} | Fe _{DCB} | Fe _o | Fe _{ks} | Fe _{tt} |
|---------------------------|---------------------|-----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|
| Fe ²⁺ (1 SNN) | 0,34 ^{ns} | - 0,14 ^{ns} | 0,34 ^{ns} | 0,24 ^{ns} | 0,17 ^{ns} | 0,39 ^{ns} | 0,30 ^{ns} |
| Fe ²⁺ (7 SNN) | 0,68 ^{***} | - 0,60 ^{**} | 0,32 ^{ns} | 0,47 [*] | 0,57 ^{**} | 0,13 ^{ns} | 0,23 ^{ns} |
| Fe ²⁺ (14 SNN) | 0,64 ^{**} | - 0,68 ^{***} | 0,45 [*] | 0,62 ^{**} | 0,69 ^{***} | 0,23 ^{ns} | 0,41 ^{ns} |
| Fe ²⁺ (21 SNN) | 0,56 [*] | - 0,71 ^{***} | 0,53 [*] | 0,70 ^{***} | 0,75 ^{***} | 0,30 ^{ns} | 0,48 [*] |
| Fe ²⁺ (28 SNN) | 0,49 [*] | - 0,69 ^{***} | 0,58 ^{**} | 0,73 ^{***} | 0,79 ^{***} | 0,37 ^{ns} | 0,49 [*] |
| Fe ²⁺ (35 SNN) | 0,42 ^{ns} | - 0,69 ^{***} | 0,70 ^{***} | 0,81 ^{***} | 0,87 ^{***} | 0,52 [*] | 0,57 ^{**} |
| Fe ²⁺ (42 SNN) | 0,40 ^{ns} | - 0,62 ^{**} | 0,77 ^{***} | 0,85 ^{***} | 0,88 ^{***} | 0,60 ^{**} | 0,64 ^{**} |
| Fe ²⁺ (49 SNN) | 0,36 ^{ns} | - 0,61 ^{**} | 0,73 ^{***} | 0,80 ^{***} | 0,85 ^{***} | 0,57 ^{**} | 0,58 ^{**} |
| Fe ²⁺ max | 0,54 [*] | - 0,65 ^{**} | 0,71 ^{***} | 0,81 ^{***} | 0,86 ^{***} | 0,52 [*] | 0,58 ^{**} |

*Ghi chú: SNN: sau ngập nước; mức có ý nghĩa thống kê: *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001*

Tại thời điểm 1 ngày sau ngập nước, hầu như không phát hiện mối tương quan nào giữa các chỉ tiêu tính chất đất ban đầu và nồng độ Fe^{2+} hòa tan trong dung dịch đất. Nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất đo được ở thời kỳ này ở mức khá thấp (5 - 300 ppm). Nồng độ Fe^{2+} phát hiện được ở thời điểm này có lẽ chủ yếu từ nguồn sắt hòa tan và Fe^{2+} trao đổi trên bề mặt phức hệ hấp thu của đất rất dễ bị khử (Van Bogergom et al., 2003), các thành phần sắt khác chưa tham gia phản ứng khử trong thời điểm này.

Tại thời điểm 7 ngày sau ngập nước đã phát hiện thấy mối tương quan rất chặt giữa nồng độ Fe^{2+} hòa tan và hàm lượng hữu cơ tổng số trong đất ($r=0,68$, $p<0,001$), tiếp theo đó là pH ($r=-0,60$, $p<0,01$) và Fe chiết bằng oxalat Fe_o ($r=0,57$, $p<0,01$), Fe_{DCB} ($r=0,47$, $p<0,05$). Các mối tương quan giữa nồng độ Fe^{2+} hòa tan và các thành phần Fe còn lại như Fe_{ts} , Fe_{tt} , Fe_{ks} không đạt mức có ý nghĩa thống kê.

Bắt đầu từ thời điểm 14 ngày sau ngập nước, tất cả các chỉ tiêu hữu cơ, pH, Fe_{ts} , Fe_{DCB} , Fe_o đều có tương quan có ý nghĩa thống kê với nồng độ Fe^{2+} hòa tan.

Tại thời điểm 21 ngày thêm chỉ tiêu Fe_{tt} tinh thể có tương quan với nồng độ Fe^{2+} hòa tan và từ thời điểm 35 ngày cho đến cuối kỳ lấy mẫu 49 ngày thêm chỉ tiêu Fe_{ks} khoáng sét có tương quan với nồng độ Fe^{2+} hòa tan.

Khác với nồng độ Fe^{2+} tại các thời điểm lấy mẫu, Fe^{2+} max tương quan có ý nghĩa thống kê với tất cả các chỉ tiêu đất tính toán, tuy nhiên tương quan với Fe_o vẫn đạt giá trị cao nhất ($r = 0,86, p < 0,001$).

Xét biến động của hệ số tương quan của từng tính chất đất theo thời gian ngập nước, kết quả tính toán cho thấy hàm lượng hữu cơ có tương quan rất chặt với nồng độ Fe^{2+} hòa tan từ ngày thứ 7 sau ngập nước và có xu thế giảm dần theo thời gian ngập nước về sau và bắt đầu từ thời điểm 35 ngày sau khi ngập nước, hữu cơ đất không còn có tương quan ý nghĩa với nồng độ Fe^{2+} . Điều này nói lên rằng vai trò của hữu cơ trong quá trình khử sắt chủ yếu thể hiện ở giai đoạn đầu ngập nước và mất dần vai trò khi đất đã đạt trạng thái khử sâu.

Đối với chỉ tiêu pH_{H_2O} , kết quả cho thấy yếu tố này bắt đầu có tương quan nghịch khá chặt với nồng độ Fe^{2+} , nghĩa là khi pH tăng thì nồng độ Fe^{2+} có xu hướng giảm dần, thể hiện rõ nhất ở thời 21 ngày ngập nước sau đó có xu hướng giảm dần đến cuối thời kỳ ủ ngập nước, tuy nhiên vẫn giữ mức tương quan khá chặt với nồng độ Fe^{2+} cho đến cuối kỳ thí nghiệm ($r: -0,60$ đến $-0,71; p < 0,01$ đến $0,001$). Theo Lindsay (1979) pH là một trong hai tác nhân quan trọng quyết định trạng thái cân bằng khử Fe trong đất. Khi pH càng cao thì điều kiện Eh cần thiết để Fe nằm trong trạng thái bị khử càng phải thấp hơn. Hay nói một cách khác, nếu cùng một giá trị Eh thì pH càng cao Fe càng có xu hướng dịch chuyển sang vùng oxy hóa.

Trong số các nhóm sắt, Fe_o có tương quan khá chặt ngay từ ngày thứ 7 ($r=0,57, p < 0,01$) và tăng mạnh đạt mức tương quan rất chặt ($r=0,69, p < 0,001$) từ ngày 14 và đạt cực đại ($r \geq 0,85-0,88, p < 0,001$) trong các thời kỳ sau đó. Kết quả này cho phép suy nghĩ rằng Fe_o có vai trò rất quan trọng trong việc gia tăng nồng độ Fe^{2+} trong quá trình ngập nước. Fe_o gồm các oxyhydroxit sắt dạng vô định hình và cấu tinh tinh thể kém (Borggaard, 1990) với diện tích bề mặt lớn rất kém bền vững và rất dễ bị khử trong quá trình ngập nước (Lovley, 1991; Van Bodergom et al., 2003). Khoảng 30-50% Fe_o có thể tham gia quá trình khử sắt trong điều kiện ngập nước (Lovley và Phillips, 1986, 1988; Roden và Zachara, 1996).

Đối với yếu tố Fe_{DCB} , kết quả cho thấy hệ số tương quan giữa Fe_{DCB} và nồng độ Fe^{2+} hòa tan cũng đạt mức có ý nghĩa thống kê ngay từ thời điểm 7 ngày ngập nước ($r=0,47, p < 0,05$) và tăng mạnh đạt mức rất chặt ($r > 0,70, p < 0,001$) từ thời điểm 21 ngày ngập nước và giữ ở mức độ cao cho đến cuối kỳ thí nghiệm. Tuy nhiên hệ số tương quan này tại mọi thời điểm đều thấp hơn hệ số tương quan giữa Fe^{2+} và Fe_o . Điều này cũng hoàn toàn dễ hiểu vì Fe_{DCB} bao gồm các oxit sắt vô định hình và các oxit sắt tinh thể ($Fe_o + Fe_{tt}$). Oxit sắt tinh thể rất ít có khả năng bị khử khi ngập nước do các oxit sắt tinh thể có diện tích bề mặt nhỏ hơn hàng ngàn lần so với sắt vô định hình (Quang và Dufey, 1995; Van Bodergom et al., 2003). Trong nhóm oxit sắt tinh thể chỉ có 2,5% lepidocroxit, 1,5% magnetit, 3% akagenit, 0,25% hematit và 0,64% goethit, có khả năng tham gia phản ứng khử (Lovley và Philips, 1986; Roden và Zachara, 1996). Đây cũng là lý do cho phép giải thích hiện tượng hàm lượng sắt dạng Fe_{tt} tinh thể ($Fe_{DCB} - Fe_o$) chỉ có tương quan với nồng độ Fe^{2+} hòa tan bắt đầu từ thời điểm 21 ngày ngập nước và cũng thấp hơn rất nhiều so với Fe_{ts} , Fe_o và Fe_{DCB} . Điều này nói lên rằng vai trò của các oxyhydroxit sắt tinh thể tham gia rất ít trong các phản ứng khử sắt trong thời kỳ đầu ngập nước.

Nhóm Fe nằm trong khoáng sét (Fe_{ks}) chỉ bắt đầu có tương quan với nồng độ Fe^{2+} bắt đầu từ ngày ngập nước thứ 35 và mức độ tương quan cũng chỉ giới hạn trong mức ($r = 0,52 - 0,60$), không khác nhiều so với nhóm Fe_{tt} .

Tương quan giữa hàm lượng Fe tổng số (Fe_{ts}) và nồng độ Fe^{2+} hòa tan tăng dần và bắt đầu có ý nghĩa thống kê từ thời điểm 14 ngày ngập nước, đạt cực đại ($r \geq 0,70-0,77$ ($p < 0,001$)) từ thời

điểm 35 ngày ngập nước và mối tương quan này yếu hơn so với Fe_{DCB} ở mọi thời điểm và rất yếu so với Fe_o .

3.3. Kết quả phân tích tương quan bội – thiết lập phương trình chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} hòa tan

Kết quả tương quan đơn trình bày trên đây mặc dù trên phương diện nào đó cho phép hình dung được mối quan hệ cũng như mức độ tham gia của từng yếu tố đất nghiên cứu trong quá trình khử oxyhydroxit sắt trong đất phèn trong điều kiện ngập nước, tuy nhiên, không nhất thiết một mối tương quan có ý nghĩa của một yếu tố nào đó với nồng độ Fe^{2+} hòa tan phát hiện được đều đồng nghĩa với việc yếu tố này có vai trò quan trọng trong quá trình khử sắt. Trong nhiều trường hợp, nhiều mối tương quan rất chặt phát hiện được chỉ là hệ quả của một mối tương quan đồng hành giữa yếu tố này với yếu tố khác rất tương quan với quá trình khử sắt. Việc tính tương quan bội từng bước (stepwise regression) trình bày dưới đây sẽ cho phép xác định được yếu tố thực tế tham gia vào quá trình khử sắt ở từng giai đoạn ngập nước, loại trừ được các yếu tố tương quan đồng hành và tìm ra được phương trình chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} hòa tan ở từng thời điểm. Do tại thời điểm 1 ngày ngập nước quá trình khử sắt xảy ra rất yếu và nồng độ Fe^{2+} hòa tan chưa có tiềm năng gây độc cho nên trong phần tính tương quan bội sẽ không tính cho trường hợp 1 ngày ngập nước.

Kết quả tính tương quan bội tại thời điểm ngập nước 7 ngày được trình bày trong bảng 5 cho thấy yếu tố hữu cơ (HC) cho phép giải thích 46,8% biến động về nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch. Mặc dù pH, Fe_{DCB} và Fe_o đều có tương quan có ý nghĩa về mặt thống kê với nồng độ Fe^{2+} tại thời điểm này (bảng 4) bổ sung thêm các yếu tố này như biến số thứ 2 của phương trình tuy có cải thiện hệ số xác định R^2 , nhưng hệ số của các biến này đều không có ý nghĩa về mặt thống kê. Điều này nói lên rằng tại thời điểm 7 ngày sau ngập nước, hữu cơ là biến số chính trong phương trình chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} hòa tan và phương trình chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} hòa tan tốt nhất tại thời điểm 7 ngày ngập nước là:

$$Fe^{2+} = -406,84^{ns} + 73,86^{***} HC \quad R^2 = 0,468 (p < 0,01)$$

Theo tài liệu, vai trò chính của hữu cơ trong trường hợp này chủ yếu liên quan đến việc ức chế quá trình kết tinh các oxyhydroxit sắt và làm tăng hàm lượng sắt vô định hình chiết bằng chiết dung môi oxalat amoni (Quang et al., 1995). Kết quả phân tích tương quan giữa hàm lượng chất hữu cơ trong đất và hàm lượng Fe_o cho thấy tương quan giữa hai đại lượng này trong đất phèn chặt chẽ với nhau ($r=0,48$, $p < 0,05$). Ngoài ra, chất hữu cơ cung cấp điện tử cho quá trình khử, dẫn đến tiến trình khử trong đất mãnh liệt và từ đó làm gia tăng nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất (Chesworth, 2004; Ponnampetuma, 1967; Powell et al., 1982; Cesco et al., 2000).

Bảng 5. Các phương trình tương quan bội giữa nồng độ Fe^{2+} sau 7 ngày ngập nước với một số tính chất đất

| Phương trình tương quan bội | R^2 |
|-----------------------------------------------------------------|--------------|
| $Fe^{2+} = -406,84^{ns} + 73,86^{***} HC$ | 0,468 |
| $Fe^{2+} = 1704,17^{ns} + 56,52^{**} HC - 488,48^{ns} pH$ | 0,575 |
| $Fe^{2+} = -568,52^* + 70,88^{***} HC + 60,89^{ns} Fe_{ts}$ | 0,526 |
| $Fe^{2+} = -525,28^{ns} + 63,86^{**} HC + 120,85^{ns} Fe_{DCB}$ | 0,521 |
| $Fe^{2+} = -496,08^{ns} + 57,76^* HC + 231,60^{ns} Fe_o$ | 0,541 |
| $Fe^{2+} = -587,11^* + 77,49^{***} HC + 107,66^{ns} Fe_{ks}$ | 0,523 |
| $Fe^{2+} = -502,45^{ns} + 71,74^{***} HC + 160,77^{ns} Fe_{tt}$ | 0,488 |

Đối với nồng độ Fe^{2+} hòa tan tại thời điểm 14 ngày ngập nước, do tại thời điểm này Fe_o cho hệ số tương quan với nồng độ Fe^{2+} cao nhất ($r=0,69$, $p<0,001$) và vai trò của Fe_o trong quá trình khử sắt trong điều kiện ngập nước cũng được cho là rất có cơ sở khoa học (Quang và Dufey, 1995; Van Bodegom et al., 2003) và đã được đề cập rất kỹ ở phần trên, cho nên Fe_o được chọn làm biến số chính trong việc tính toán tương quan bội. Kết quả trong bảng 6 cho thấy Fe_o cho phép giải thích 47,4% biến động về nồng độ Fe^{2+} . Bổ sung thêm yếu tố pH vào phương trình tương quan như biến thứ 2 cho phép giải thích 64,2% biến động về nồng độ Fe^{2+} và hệ số phương trình cho thấy việc bổ sung thêm pH hoàn toàn có ý nghĩa thống kê ở mức $p<0,05$. Điều này chứng tỏ rằng bên cạnh Fe_o thì pH là yếu tố quan trọng trong việc khử sắt ở giai đoạn 14 ngày ngập nước. Bổ sung hữu cơ, Fe_{ts} , Fe_{DCB} , Fe_{tt} , Fe_{ks} vào phương trình $Fe^{2+} = -232,886^{ns} - 807,50^{***} Fe_o$ như biến số thứ 2 tuy có cải thiện hệ số R^2 tuy nhiên kết quả tính thống kê cho thấy việc đưa các yếu tố này vào trong phương trình chẩn đoán đều không có ý nghĩa về mặt thống kê. Kết quả này cho phép rút ra kết luận, tại thời điểm 14 ngày ngập nước, Fe_o và pH là 2 yếu tố quan trọng nhất quyết định quá trình khử sắt trong đất phèn ngập nước và phương trình dự đoán nồng độ Fe^{2+} hòa tan tốt nhất tại thời điểm này là:

$$Fe^{2+} = 3792,59^* + 561,07^{**} Fe_o - 960,91^* pH \quad R^2 = 0,64$$

Bảng 6. Kết quả phương trình tương quan bội giữa nồng độ Fe^{2+} sau 14 ngày ngập nước với một số tính chất đất

| Phương trình tương quan bội | R^2 |
|--------------------------------------------------------------------------------|--------------|
| $Fe^{2+} = -232,886^{ns} - 807,50^{***} Fe_o$ | 0,474 |
| $Fe^{2+} = -1104,93^* + 1734,49^{***} Fe_o - 8,80^{ns} HC$ | 0,600 |
| $Fe^{2+} = 3792,59^* + 561,07^{**} Fe_o - 960,91^* pH$ | 0,642 |
| $Fe^{2+} = -215,36^{ns} + 1140,49^{**} Fe_o - 136,26^{ns} Fe_{ts}$ | 0,514 |
| $Fe^{2+} = -194,08^{ns} + 1160,74^{ns} Fe_o - 240,70^{ns} Fe_{DCB}$ | 0,484 |
| $Fe^{2+} = -239,15^{ns} + 997,59^{***} Fe_o - 194,81^{ns} Fe_{ks}$ | 0,523 |
| $Fe^{2+} = -194,08^{ns} + 920,05^{**} Fe_o - 240,70^{ns} Fe_{tt}$ | 0,484 |
| $Fe^{2+} = 2639,78^{ns} + 436,83^* Fe_o - 789,32^* pH + 49,79^{ns} HC$ | 0,703 |
| $Fe^{2+} = 3694,09^* + 605,80^{ns} Fe_o - 936,91^* pH - 15,79^{ns} Fe_{ts}$ | 0,642 |
| $Fe^{2+} = 4030,86^* + 292,72^{ns} Fe_o - 1024,40^* pH + 171,76^{ns} Fe_{DCB}$ | 0,646 |
| $Fe^{2+} = 3557,78^* + 622,44^* Fe_o - 905,23^* pH - 48,26^{ns} Fe_{ks}$ | 0,644 |
| $Fe^{2+} = 4030,86^* + 464,48^{ns} Fe_o - 1024,40^* pH + 171,76^{ns} Fe_{tt}$ | 0,646 |

Cũng với phương pháp tính toán và lập luận tương tự, kết quả tính toán cho thấy:

Tại thời điểm 21, 28, 35 ngày ngập nước, Fe_o và pH vẫn là 2 yếu tố quyết định nồng độ Fe^{2+} hòa tan trong dung dịch. Bổ sung các yếu tố khác ngoài 2 yếu tố này không có ý nghĩa về mặt thống kê.

Tại thời điểm 42 và 49 ngày ngập nước kết quả tính toán cho thấy ngoài 2 yếu tố Fe_o và pH, bổ sung thêm yếu tố Fe_{tt} vào phương trình tính toán nồng độ Fe^{2+} hòa tan có tác dụng tăng hệ số tương quan ở mức có ý nghĩa về mặt thống kê. Nói một cách khác, tại thời điểm 42 và 49 ngày ngập nước, ngoài 2 yếu tố Fe_o và pH thì oxit sắt tự do tinh thể (Fe_{tt}) cũng bắt đầu tham gia vào quá trình khử sắt và có đóng góp vào sự gia tăng nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất. Quang và Dufey (1995) đã chứng minh rằng trong quá trình ngập nước, theo thời gian một phần Fe_{tt} có thể chuyển sang dạng sắt vô định hình hoặc ferrihydrit có cấu trúc tinh thể yếu có thể tham gia vào

quá trình khử. Đó có lẽ là lý do chính làm cho Fe^{2+} có vai trò làm tăng nồng độ Fe^{2+} ở các thời kỳ sau.

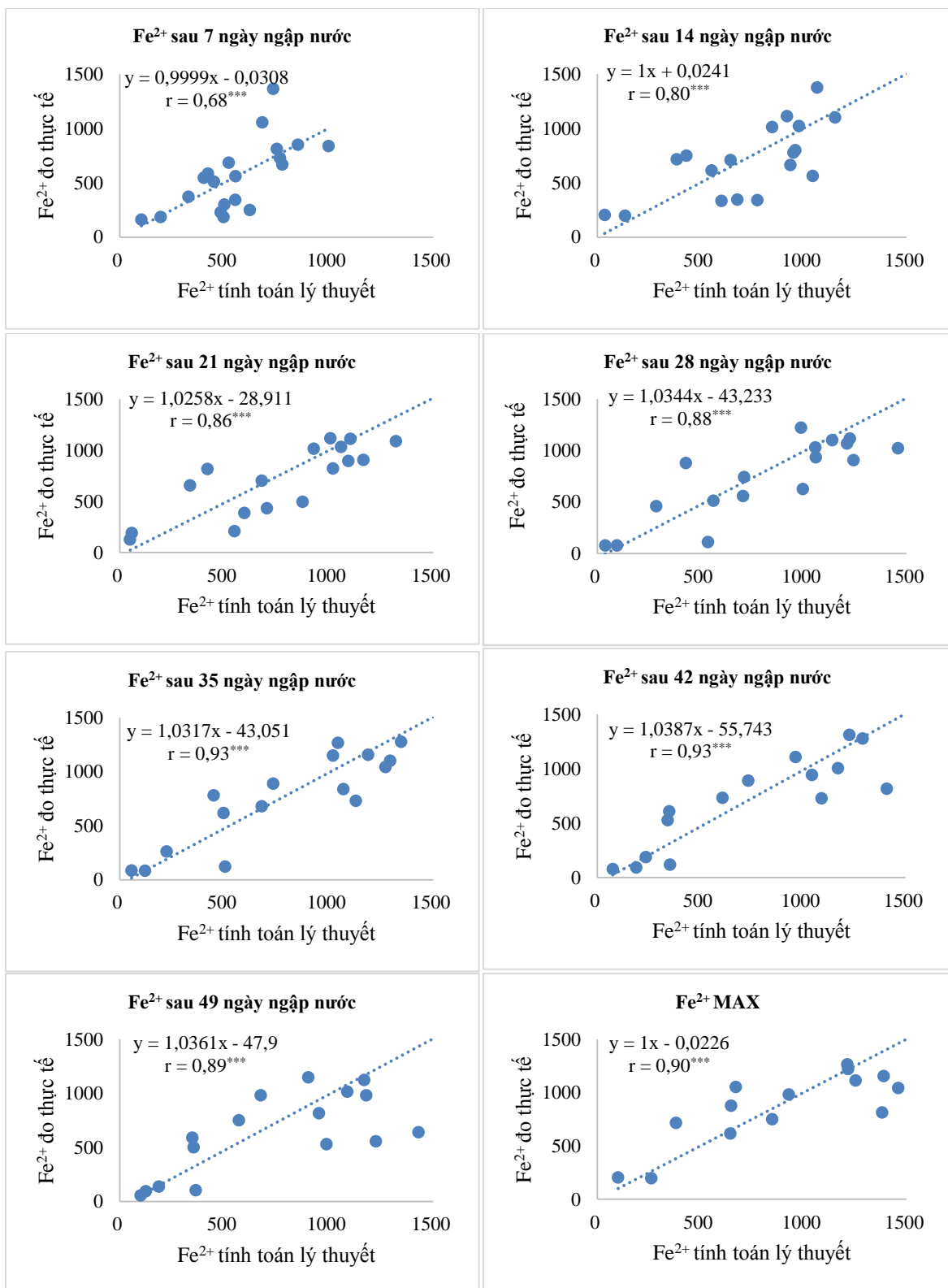
Đối với nồng độ sắt cao nhất (Fe^{2+} max), kết quả tính toán cho thấy mặc dù Fe_{DCB} cũng có hệ số tương quan gần bằng Fe_o nhưng chỉ có cặp biến số Fe_o và pH vẫn là hai biến duy nhất có ý nghĩa thống kê, đưa Fe_{DCB} hay các biến số khác vào trong phương trình chẩn đoán đều không có ý nghĩa thống kê.

Xuất phát từ những tính toán và phân tích trên, có thể tóm tắt các phương trình chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} hòa tan tốt nhất cho các mẫu đất phèn đồng bằng sông Cửu Long nghiên cứu như bảng 7.

Bảng 7. Phương trình tính toán nồng độ Fe^{2+} hòa tan của đất phèn ĐBSCL ở một số thời điểm ngập nước

| Phương trình chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} | R^2 |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|
| Thời điểm 7 ngày ngập nước $Fe^{2+} = -406,84^{ns} + 73,86^{***} HC$ | 0,468 |
| Thời điểm 14 ngày ngập nước $Fe^{2+} = 3792,59^* + 561,07^{**} Fe_o - 960,91^* pH$ | 0,642 |
| Thời điểm 21 ngày ngập nước $Fe^{2+} = 4294,94^{**} + 746,63^{***} Fe_o - 1133,54^{**} pH$ | 0,738 |
| Thời điểm 28 ngày ngập nước $Fe^{2+} = 4233,20^* + 937,67^{***} Fe_o - 1164,83^{**} pH$ | 0,768 |
| Thời điểm 35 ngày ngập nước $Fe^{2+} = 3667,17^{**} + 1135,72^{***} Fe_o - 1072,90^{**} pH$ | 0,862 |
| Thời điểm 42 ngày ngập nước $Fe^{2+} = 3519,81^* + 1156,00^{**} Fe_o - 1143,30^{**} pH + 546,51^* Fe_{tt}$ | 0,858 |
| Thời điểm 49 ngày ngập nước $Fe^{2+} = 3090,69 + 1115,17^{**} Fe_o - 991,91^* pH + 300,19^* Fe_{tt}$ | 0,891 |
| Fe^{2+} Max $Fe^{2+} = 3469,01^* + 1228,72^{***} Fe_o - 1000,05^* pH$ | 0,814 |

Kết quả so sánh giữa nồng độ Fe^{2+} tính toán theo các phương trình chẩn đoán và nồng độ Fe^{2+} đo được thực tế trong hình 2 cho thấy số liệu Fe^{2+} tính toán và số liệu Fe^{2+} đo thực tế tương quan rất chặt, càng về cuối thời kỳ ngập nước tương quan này càng chặt và có thể đạt mức xác suất tin cậy $p < 0,001$. Điều này nói lên rằng hoàn toàn có thể sử dụng các phương trình này để tính toán nồng độ Fe^{2+} trong quá trình ngập nước.



Hình 1. So sánh tương quan giữa nồng độ Fe^{2+} tính toán theo các phương trình chuẩn đoán và nồng độ Fe^{2+} đo được thực tế tại một số thời điểm ngập nước

4. KẾT LUẬN

Nồng độ Fe^{2+} trong đất phèn Đồng bằng sông Cửu Long sau khi ngập nước dao động khá mạnh tùy theo từng loại đất. Nồng độ Fe^{2+} cao nhất đo được nằm trong khoảng 196-3087 ppm. Có một mối tương quan khá chặt giữa các thành phần sắt trong đất và quá trình khử sắt trong giai đoạn ngập nước từ 7-49 ngày. Trong các thành phần sắt, Fe_o có mối tương quan vượt trội và ngày càng tăng với nồng độ Fe^{2+} (r: 0,57 – 0,86), kế tiếp là Fe_{DCB} (r: 0,47-0,85). Các nhóm sắt còn lại (Fe_{ts} , Fe_{tt} và Fe_{ks}) tuy cũng có tương quan với nồng độ Fe^{2+} nhưng ở mức độ thấp hơn nhiều. Trong khi hệ số tương quan giữa các nhóm sắt và nồng độ Fe^{2+} tăng dần theo thời gian ngập nước thì hữu cơ đất chỉ có tương quan với nồng độ Fe^{2+} ở mức có ý nghĩa thống kê trong các giai đoạn 7-28 ngày sau ngập nước và giảm đến mức không còn có tương quan có ý nghĩa thống kê sau 21 ngày ngập nước. Kết quả cũng cho thấy một mối tương quan nghịch khá chặt giữa pH đất ban đầu và nồng độ Fe^{2+} (r: -0,60 đến -0,71).

Kết quả tính tương quan bội cho thấy trong đất phèn đồng bằng sông Cửu Long, tại thời điểm 7 ngày ngập nước hữu cơ là tác nhân chính quyết định mức độ khử sắt trong đất. Trong thời điểm 14 đến 35 ngày ngập nước cặp biến số Fe_o và pH là 2 yếu tố chủ đạo quyết định quá trình khử sắt, các yếu tố khác hầu như không tham gia một cách có nghĩa vào quá trình khử sắt. Trong giai đoạn từ 42 đến 49 ngày sau ngập nước, ngoài hai yếu tố Fe_o và pH, thành phần sắt tinh thể Fe_{tt} bắt đầu tham gia vào quá trình khử sắt góp phần làm gia tăng nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất. Nghiên cứu đã đề xuất được các phương trình tính toán nồng độ Fe^{2+} trong đất phèn ngập nước với hệ số tương quan rất chặt so với kết quả đo thực tế (r: 0,68 -0,93, $p < 0,001$) làm cơ sở cho việc chẩn đoán nồng độ Fe^{2+} trong đất phèn ngập nước.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Abraham M. J. and Pandey D. K., 1989. Performance of selected varieties and advance generation genotypes in rainfed lowland iron toxic soil. *International Rice Research Newsletter* 14:21.
- [2] Becker M. and Asch F., 2005. Iron toxicity in rice-conditions and management concepts. *Journal Plant Nutrition Soil Science* 168:558–573.
- [3] Blakemore L. C., Searle P. L. and Daly B. K., 1987. Extractable iron, aluminum and silicon. *In Methods for Chemical Analysis of Soils, New Zealand Soil Bureau Scientific Report 10A.*
- [4] Borggaard O. K., 1990. Dissolution and Adsorption properties of soil iron oxides. *Chemistry Department, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen.*
- [5] Breemen N. V. and Moormann F. R., 1987. Iron toxic soils, soils and rice. *International Rice Research Institute, The Philippines.*
- [6] Cesco S., Römheld V., Varanini Z. and Pinton R., 2000. Solubilization of iron by water-extractable humic substances. *Journal Soil Science Plant Nutrition.* 163:285–290.
- [7] Chesworth W., 2004. Redox, soil and carbon sequestration. *Edafologia* 11:37–43.
- [8] Fageria N. K., Santos A. B., Barbosa Filho M. P. and Guimarães C. M., 2008. Iron Toxicity in Lowland Rice. *Journal of Plant Nutrition: 1676-1697.*
- [9] Lindsay W. L., 1979. *Chemical Equilibria in Soils.* Wiley, New York.
- [10] Lovley D. R., 1991. Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction. *Microbiology Review* 55: 259–287.
- [11] Lovley D. R. and Phillips E. J. P., 1986. Organic matter mineralization with reduction of ferric iron in anaerobic sediments. *Application Environment Microbiology* 51: 683–689.
- [12] Lovley D. R. and Phillips E. J. P., 1988. Novel mode of microbial energy metabolism: organic carbon oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese. *Application Environment Microbiology* 54:1472–1480.
- [13] Mehra O. P. and Jackson M. L., 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. In Ada Swineford (ed.) *Clay and Clay Mineral. Proceeding 7th Natural Conference, Washington D.C., 1958. Pergamon Press, New York.*

- [14] Nelson D. W. and Sommers L. E., 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. *In: Methods of soil analysis (Ed. A.L. Page). Part 2. Agronomy Monographs 9.ASA and SSSA, Madison. WI. pp. 539-579.*
- [15] Ottow J. C. G., Prade K., Bertenbreiter W. and Jacq V. A., 1993. Iron toxicity mechanisms of flooded rice (*Oryza sativa* L.) in Senegal and Indonesia. *Bas-Fonds, et Riziculture., Ed. M. Raunet, pp. 231-241.*
- [16] Ponnampetuma F. N., 1972. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy, vol. 24: 29-96.*
- [17] Ponnampetuma F. N., 1967. A theoretical study of aqueous carbonate equilibria. *Soil of Science 103:90-100.*
- [18] Powell P. E., Stanislo P. J., Cline G. R. and Reid C. P. P., 1982. Hydroxamate siderophores in the iron nutrition of plants. *Journal Plant Nutrition 5: 653-673.*
- [19] Quang V. D., Dufey J. E., 1995. Effect of temperature and flooding duration on phosphate sorption in an acid sulphate soils from Vietnam. *European Journal of Soil Science, 46: 641-647.*
- [20] Quang V. D., Dufey J. E., 1997. Phosphate desorption from flooded and reoxidized soils as compared with adsorption characteristics. *Communications in Soil Science and Plant Analysis, 28,885-898.*
- [21] Quang V. D., Hai T. V., Dufey J. E., 1995. Effect of temperature on rice growth in nutrient solution and in acid sulphate soils from Vietnam. *Plant and Soil 177:73-83, 1995.*
- [22] Quang V. D., Thai V. C. Linh T. T. T., Dufey J. E., 1996. Phosphorus sorption in soils of the Mekong Delta (Vietnam) as described by the Langmuir equation. *European Journal of Soil Science, 47, 113-123.*
- [23] Roden E. E. and Zachara J. M., 1996. Microbial reduction of crystalline iron (III) oxides: influence of oxide surface area and potential for cell growth. *Environment Science Technology 30: 1618-1628.*
- [24] Sahrawat K. L., 2004. Iron toxicity in wetland rice and role of other nutritions. *Journal of plant nutrition, 1471 - 1504.*
- [25] Singh A. L. and Chaudhari V., 1992. Enzymatic studies in relation to micronutrient deficiencies and toxicities in groundnut. *Plant Physiology and Biochemistry 19, 107-109.*
- [26] Van Bodegom P., Van reeven J. and Van Dergon H. D., 2003. Prediction of reducible soil iron content from iron extraction data. *Biogeochemistry, 64 (231-245).*

RELATION BETWEEN SOME SOIL CHARACTERISTICS AND Fe²⁺ CONCENTRATION IN SUBMERGED ACID SULPHATE SOILS OF THE MEKONG DELTA

Truong Minh Ngoc, Vo Dinh Quang

Summary

The intense reduction process occurred during submersion of acid sulfate soils increased sharply the Fe²⁺ concentration, which posed a risk of iron toxicity for rice. By studying the correlation between the iron reduction and some initial soil characteristics, the study aimed to identify the role of soil characteristics in the iron reduction and establishing equations to diagnose Fe²⁺ concentration during submersion as a basis for early assessment of iron toxicity risks for rice. Topsoil 0-15 cm of 20 acid sulphate soil samples taken from the Mekong delta, dried in air, grinded through a 2 mm sieve and then incubated under submerged conditions. Periodically 1, 7, 14, 21, 28, 35, 42 and 49 days of submersion, the soil solution samples were taken to analyse soluble Fe²⁺ concentration. The analytical results were used to establish correlation with soil initial characteristics. The results showed that the soluble Fe²⁺ concentration after flooding fluctuated sharply from 196 ppm to 3087 ppm. The content of morphous and poorly crystalline iron (Fe_o) had the dominant correlation with the Fe²⁺ concentration and increasing with the time of submersion (r: 0.57 - 0.86). Followed, in the less extent, was the free iron oxide - Fe_{DCB} (r: 0.47-0.85). The remaining extractable iron forms (total iron-Fe_{ts}, crystals iron -Fe_{tt} and iron in clay minerals -Fe_{ks}) were also correlated with Fe²⁺ concentration but at a much lower level. Soil organic matter was only correlated with Fe²⁺ concentration at a statistically significant level in the 7-28 days after submersion and decreased to the no statistically significant correlation level after 21 days of submersion. The results also showed a relatively strong negative correlation between initial soil pH and Fe²⁺ concentration (r: -0.60 to -0.71). The result of stepwise multiple correlation showed that at 7 days of submersion, the content of organic matter was the main factor determining the level of iron reduction in soil. In the period of 14 to 35 days of submersion, the Fe_o and pH variables are the two main factors that decide the process of iron reduction, the remaining factors did not significantly participate in the process of iron

reduction. From 42 to 49 days of submersion, in addition to Fe_o and pH, the crystalline iron Fe_{it} also plays a significant role in increasing Fe^{2+} concentration. The study has allowed to draw out the equations for calculating Fe^{2+} concentration in submerged acid sulphate soils with very strong correlation with the actual measurement results (r: 0.68 -0.93, $p < 0.001$) as a basis for the diagnosis of Fe^{2+} concentration in submerged acid sulphate soils.

Keywords: *Iron reduction, extractable iron, pH, organic matter, acid sulphate soils.*