

Nghiên cứu chỉ số liều lượng rủi ro của chì (Pb) từ nguồn lương thực tại làng nghề tái chế nhôm Văn Môn - Bắc Ninh

Lê An Nguyên¹, Ngô Đức Minh², Nguyễn Mạnh Khải^{1,*}, Nguyễn Công Vinh²,
Rupert Lloyd Hough³, Ingrid Öborn⁴

¹Khoa Môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQGHN, 334 Nguyễn Trãi, Hà Nội, Việt Nam

²Viện Thổ nhưỡng Nông hóa – Viện Khoa học Nông nghiệp Việt Nam

³Học viện Nghiên cứu sử dụng đất Macaulay, Aberdeen, Vương quốc Anh

⁴Khoa Tài nguyên thiên nhiên và Khoa học nông nghiệp, Trường Đại học Khoa học Nông nghiệp Thụy Điển (SLU)

Nhận ngày 13 tháng 8 năm 2009

Tóm tắt. Nghiên cứu được tiến hành tại làng nghề tái chế nhôm xã Văn Môn, huyện Yên Phong, tỉnh Bắc Ninh, ngoại thành Hà Nội. 45 mẫu gạo được lấy ngẫu nhiên để phân tích hàm lượng chì (Pb) bao gồm 35 mẫu gạo từ khu vực nông nghiệp có ảnh hưởng bởi nguồn thải của làng nghề (vùng ô nhiễm) và 10 mẫu gạo từ vùng ít chịu ảnh hưởng do nguồn thải của làng nghề làm khu vực đối chứng. Chỉ số liều lượng rủi ro (HQI) được tính toán theo hướng dẫn của Cơ quan bảo vệ Môi trường Mỹ (US-EPA). Kết quả cho thấy hàm lượng Pb trong mẫu gạo ở khu vực làng nghề (0,057 ppm) cao hơn có ý nghĩa so với vùng đối chứng (0,029 ppm) cho thấy xu hướng tích lũy Pb trong sản phẩm nông nghiệp của làng nghề. Chỉ số liều lượng rủi ro (HQI) của Pb từ gạo nằm trong giới hạn cho phép theo quy định của US-EPA (HQI <1). Tuy nhiên, HQI của vùng ô nhiễm cao hơn từ 1,5 - 2 lần so với vùng đối chứng. HQI đạt cao nhất ở lứa tuổi lao động chính (13-60 tuổi) và HQI của nữ ở vùng ô nhiễm thì cao hơn so với HQI ở nam giới. Kết quả nghiên cứu bước đầu đã thấy được nguy cơ tích lũy Pb gạo và mức độ rủi ro đối với sức khỏe người dân tại làng nghề tái chế nhôm. Nghiên cứu này mới chỉ tính chỉ số HQI từ gạo. Do vậy các nguồn thâm nhập khác như hít thở, qua bụi, qua nước uống và các nguồn thức ăn khác cần phải được xem xét trong nghiên cứu tiếp theo để đánh giá chính xác hơn về HQI và đề xuất các phương án giảm thiểu.

Từ khóa: Chì, tích lũy, gạo, sức khỏe, liều lượng rủi ro (HQI).

1. Đặt vấn đề

Sự phát triển không bền vững, trong đó có hoạt động sản xuất của các làng nghề làm cho gia tăng sự di chuyển của kim loại nặng trong môi trường [1]. Sự phát thải kim loại nặng do hoạt động của con người có thể gia tăng nguồn cho các chất này được đưa vào môi trường đất, thâm nhập trực tiếp vào nước uống và/hoặc hấp thụ vào trong cây lương thực, rau quả, động vật,

từ đó tiềm ẩn nguy cơ phơi nhiễm cho con người [2-5]. Một số kim loại nặng, trong đó có chì (Pb), làm kìm hãm sự phát triển của xương. Người phơi nhiễm lâu với Pb có thể bị ảnh hưởng đến trí nhớ, giảm khả năng phản ứng với các hiện tượng, ảnh hưởng đến khả năng linh hoạt [6]. Độc tính cấp của Pb đối với con người còn do Pb có thể gây ức chế một số enzym quan trọng làm rối loạn quá trình tạo huyết ở tủy, phá vỡ quá trình tạo hồng cầu, gây hại đến hệ thần kinh, nhất là đối với hệ thần kinh của trẻ sơ sinh, trẻ em... [7].

* Tác giả liên hệ. ĐT.: 84-4-35583306.
E-mail: khainm@vnu.edu.vn

Thực phẩm và đồ uống là con đường chủ yếu để kim loại nặng thâm nhập vào cơ thể con người [8]. Đã có nhiều nghiên cứu về sự thâm nhập của kim loại nặng vào cơ thể con người thông qua thức ăn hàng ngày như cá, động vật đáy, thịt, rau,...[9]. Tuy nhiên, các nghiên cứu về nguy cơ phơi nhiễm kim loại nặng từ nguồn lương thực (ngũ cốc) còn ít nhiều hạn chế. Thực tế, các loại ngũ cốc là lương thực được sử dụng nhiều nhất trong tất cả các chế độ ăn uống hàng ngày trên thế giới. Tại các nước châu Á, trong đó có Việt Nam, gạo là loại lương thực được sử dụng phổ biến nhất trong khẩu phần ăn hàng ngày của người dân [10].

Việc đánh giá nguy cơ tích lũy chất ô nhiễm trong môi trường nói chung và kim loại nặng nói riêng đến sức khỏe con người vẫn còn đang là vấn đề mới, đặc biệt đối với Việt Nam. Nghiên cứu này bước đầu tiếp cận chỉ số liều lượng rủi ro (HQI) để đánh giá nguy cơ phơi nhiễm Pb đối với sức khỏe con người qua việc sử dụng lương thực (gạo) tại làng nghề tái chế kim loại thuộc vùng ngoại ô Hà Nội.

2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

2.1. Địa điểm nghiên cứu

Nghiên cứu được tiến hành tại làng nghề tái

chế Mẫn Xá, thuộc xã Văn Môn, huyện Yên Phong, tỉnh Bắc Ninh, đây được coi là vùng ngoại ô của thành phố Hà Nội (Hình 1). Xã Văn Môn, cách Hà Nội khoảng 25 km về phía Đông Bắc, có diện tích tự nhiên 415,5 ha trong đó có 251 ha đất nông nghiệp (bao gồm 240 ha đất canh tác và 11 ha mặt nước). Làng nghề Mẫn Xá hiện có tổng số 525 hộ với 2570 nhân khẩu chủ yếu làm nghề tái chế nhôm và kim loại màu. Độ tuổi bắt đầu tham gia lao động trong làng là từ 13 tuổi. Nghề đúc nhôm bắt đầu hình thành từ năm 1958, với quy mô sản xuất tương đối lớn, mỗi ngày làng nghề Mẫn Xá sử dụng hàng chục tấn phế liệu làm nguyên liệu đầu vào (8.000 tấn/năm), trong đó chủ yếu là nhôm (khoảng 70%), chì (khoảng 7%), còn lại là kim loại hỗn tạp khác (Cu, Zn, Fe...) [11,12].

Xã Đông Thọ (cách xã Văn Môn 3 km về phía Đông Bắc) được lựa chọn làm điểm nghiên cứu đối chứng. Xã Đông Thọ hiện có 1.480 hộ, 6.690 khẩu và 327 ha đất canh tác lúa, 26 ha diện tích mặt nước nuôi cá. Nông nghiệp vẫn đóng vai trò chủ yếu trong cơ cấu kinh tế của xã, thể hiện trong cơ cấu kinh tế với 56,4% nguồn thu là từ nông nghiệp, 43,6% là từ dịch vụ (buôn bán nông cụ: cày, bừa, niêm, hái...) và tiểu thủ công nghiệp (mộc dân dụng) [11].



Hình 1. Sơ đồ vị trí khu vực nghiên cứu.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Điều tra, phỏng vấn

Nghiên cứu sử dụng phương pháp đánh giá nhanh có sự tham gia của người dân (PRA) để thu thập thông tin. 60 hộ dân được lựa chọn ngẫu nhiên để tiến hành phỏng vấn, thu thập thông tin tại các khu vực nghiên cứu (30 hộ tại xã Văn Môn và 30 hộ tại xã Đông Thọ). Các thông tin được thu thập để phục vụ cho nghiên cứu này bao gồm:

- Thông tin cơ bản về kinh tế hộ gia đình,
- Thông tin các chỉ số y sinh (tuổi, giới, chiều cao, cân nặng...),
- Thông tin về nguồn nước, phân bón sử dụng cho nông nghiệp,
- Thông tin về tiêu thụ lương thực, thực phẩm (nguồn gốc, cách thức sử dụng thức ăn, tần suất tiêu thụ các loại thức ăn...).

2.2.2. Phương pháp thu thập và xử lý mẫu gạo

Tổng số có 45 mẫu lúa được thu thập ngẫu nhiên để xử lý thành mẫu gạo và phân tích hàm lượng chì. Trong đó có 35 mẫu được lấy tại khu vực canh tác lúa của làng nghề tái chế nhôm Văn Môn (vùng ô nhiễm), 10 mẫu được lấy tại khu vực canh tác lúa của xã Đông Thọ để làm khu vực đối chứng. Các mẫu được chuyển về phòng thí nghiệm và tách riêng hạt bằng đũa tre, sau đó được phơi khô không khí, sấy khô trong tủ sấy ở nhiệt độ 70-80°C, tách vỏ trấu bằng chày và cối sứ thu được mẫu gạo. Các mẫu gạo được bảo quản trong túi lỵnon (PE) trong điều kiện thoáng mát.

2.2.3. Phân tích hàm lượng Pb trong gạo

Mẫu gạo được công phá bằng dung dịch HNO₃ đặc (65%) với tỷ lệ chiết rút 2:15 (2g gạo: 15ml HNO₃ đặc); dung dịch sau khi công phá được định mức đến thể tích xác định, lọc qua giấy lọc băng xanh và dùng để xác hàm

lượng Pb sử dụng máy ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry - Máy quang phổ hấp phụ cảm ứng kép plasma). Để đảm bảo độ chính xác của phép phân tích, tất cả các mẫu gạo đều được phân tích 2 lần lặp lại và phân tích kèm với mẫu chuẩn.

2.2.4. Phương pháp tính toán chỉ số rủi ro

Theo phương pháp của US-EPA, công thức chung để tính chỉ số liều lượng rủi ro của một chất đến sức khỏe con người như sau [9,13]:

$$HQI = \frac{ADD}{RfD} \quad (1)$$

Trong đó:

- HQI : Chỉ số liều lượng rủi ro
- RfD: Liều lượng nền (mg.kg⁻¹.ngày⁻¹) - Liều lượng độc chất ước tính con người tiếp xúc với chất cần tính trong một ngày mà không xảy ra một nguy cơ nào đối với sức khỏe trong suốt cả đời. Theo FAO/WHO (1984) RfD của Pb trong thực phẩm: 4.10⁻³ mg.kg⁻¹.ngày⁻¹ [14].
- ADD: Liều lượng độc chất cần tính đưa vào cơ thể trung bình hàng ngày (mg.kg⁻¹.ngày⁻¹). Nếu tính ADD của Pb từ nguồn lương thực cho con người, ta có thể áp dụng công thức sau:

$$ADD = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2)$$

Trong đó

- C: Nồng độ Pb trong lương thực (mg.kg⁻¹)
- IR: Lượng lương thực sử dụng một ngày (kg.ngày⁻¹)
- EF: Tần suất “phơi nhiễm” nguồn lương thực (ngày.năm⁻¹)
- ED: Khoảng thời gian phơi nhiễm (năm)
- BW: Trọng lượng cơ thể (kg)
- AT: Thời gian phơi nhiễm trung bình (ngày. Đối với các nghiên cứu với các chất không gây ung thư tức thời thì AT = ED x 365 và EF = 365 ngày.

Theo đánh giá của US-EPA khi $HQI \geq 1$: Có nghĩa là độc chất có thể gây nên các tác động có hại đối với sức khỏe con người. Ngược lại, nếu $HQI < 1$ chưa xuất hiện các tác động có hại.

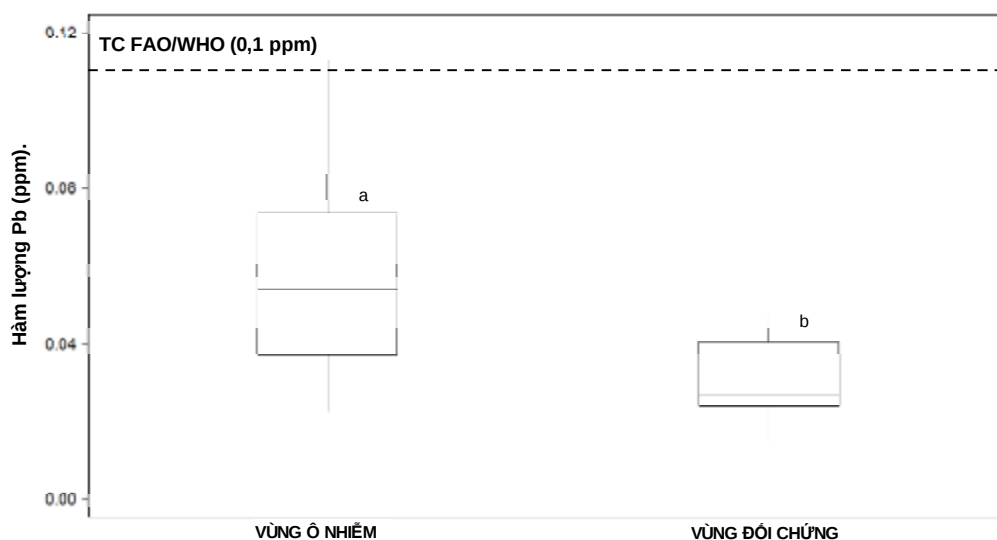
2.2.5. Xử lý số liệu

Chương trình MS-Access, MS-Excel và Statistic for Wins 5.0 được sử dụng để, tổng hợp, tính toán và xử lý thống kê. Sự khác biệt về giá trị trung bình tính theo luật phân phối Student với $\alpha=0,05$.

3. Kết quả nghiên cứu và thảo luận

3.1. Hàm lượng Pb trong gạo vùng nghiên cứu

Kết quả phân tích hàm lượng Pb trong mẫu gạo tại khu vực xã Văn Môn (vùng ô nhiễm) và vùng đối chứng được thể hiện trên Hình 2. Hàm lượng Pb trong gạo tại khu vực làng nghề tái chế nhôm dao động trong khoảng từ 0,023 đến 0,115 ppm, trung bình 0,057 ppm, cao hơn so với vùng đối chứng (dao động trong khoảng từ 0,014 -0,047 ppm, trung bình là 0,029 ppm).



Hình 2. Hàm lượng Pb trong gạo canh tác trên đất nông nghiệp của làng nghề và đối chứng. Ký hiệu khác biệt bởi các ký tự trên hình thể hiện sự khác nhau có ý nghĩa thống kê giữa hai khu vực.

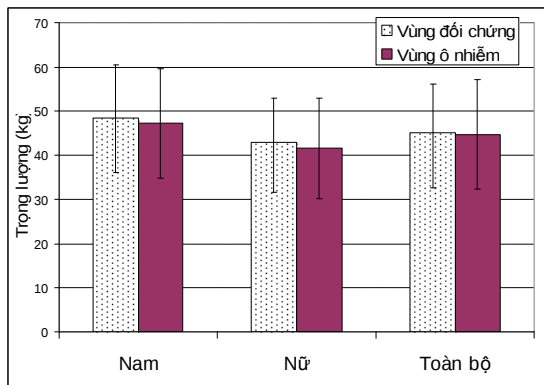
Thông thường, để đánh giá mức độ ô nhiễm kim loại nặng trong nông sản, người ta thường hay so sánh với giá trị ghi trong tiêu chuẩn. Tuy nhiên, bộ tiêu chuẩn về Pb trong gạo của Việt Nam hiện nay chưa đầy đủ, vì vậy bên cạnh việc so sánh với hàm lượng Pb trong gạo giữa hai vùng sạch và ô nhiễm, nhóm tác giả còn sử dụng mức khuyến cáo về Pb do FAO/WHO và EC ban hành, và tiêu chuẩn Pb trong gạo sạch của một số nước châu Á (Nhật Bản, Đài Loan) để có căn cứ so sánh đánh giá kết quả thu được [2,3,15]. Tất cả mẫu gạo của cả hai vùng đều có

hàm lượng Pb thấp hơn nhiều mức Pb trung bình theo tiêu chuẩn gạo sạch của Nhật Bản và Đài Loan và đều nằm trong ngưỡng an toàn theo khuyến cáo của FAO/WHO ($< 0,1$ ppm) và EC ($< 0,2$ ppm). Đáng chú ý là: tất cả 100% mẫu đối chứng có hàm lượng Pb $< 0,05$ ppm trong khi có tới 50% số mẫu gạo Văn Môn có hàm lượng Pb $> 0,05$ ppm. Xu hướng tích lũy Pb trong gạo Văn Môn so với vùng đối chứng thể hiện rõ rệt.

3.2. Đánh giá chỉ số liều lượng rủi ro của Pb từ gạo tại khu vực nghiên cứu

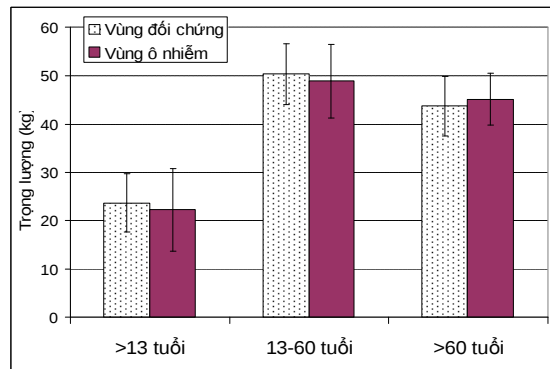
3.2.1. Kết quả khảo sát về cân nặng của người dân khu vực nghiên cứu

Số liệu về điều tra về trọng lượng cơ thể của người dân của hai vùng là khá tương đồng (trọng lượng trung bình là 45 kg đối với vùng đối chứng và 44,7 kg đối với vùng ô nhiễm). So sánh về cân nặng theo giới tính giữa 2 khu vực nghiên cứu cũng không thấy sự khác biệt có ý nghĩa thống kê. Trọng lượng trung bình của nam và nữ ở khu vực làng nghề lần lượt là 47,9 kg và 41,5kg, khu vực đối chứng là 48 kg và 42,9 kg (Hình 3).



Hình 3. Trọng lượng cơ thể của người dân phân chia theo giới.

Trọng lượng cơ thể phân chia theo độ tuổi trình bày ở Hình 4 cho thấy: đối với cả 2 vùng nghiên cứu, trọng lượng cơ thể tăng dần và đạt lớn nhất ở nhóm tuổi từ 13-60 tuổi (đạt 50,4 kg đối với vùng đối chứng và 48,9 kg đối với vùng ô nhiễm) sau đó giảm đi có ý nghĩa thống kê ở nhóm tuổi trên 60 tuổi (trung bình đạt 43,8 kg đối với vùng đối chứng và 45,2 kg đối với vùng ô nhiễm). Tương tự như so sánh về cân nặng theo giới tính, thể trọng theo lứa tuổi của người dân giữa 2 vùng nghiên cứu cũng không thấy sự khác biệt có ý nghĩa thống kê.



Hình 4. Trọng lượng cơ thể của người dân phân chia theo lứa tuổi.

3.2.2. Lượng gạo tiêu thụ và lượng Pb đưa vào cơ thể qua gạo

Theo kết quả điều tra, cũng giống như đại đa số cư dân Châu Á nói chung, gạo là lương thực chủ yếu của người dân trong khu vực nghiên cứu. Lượng gạo tiêu thụ của người dân trong vùng nghiên cứu được thống kê trong Bảng 2:

Bảng 2. Lượng gạo tiêu thụ của người dân vùng nghiên cứu

Thông số thống kê	Lượng gạo tiêu thụ (g.người ⁻¹ .ngày ⁻¹)	
	Vùng đối chứng	Vùng ô nhiễm
Số người được điều tra	136	128
Khoảng dao động	60-960	60-1000
Trung bình	418	432
Độ lệch chuẩn	170	195
CV%	40	45

Kết quả điều tra cho thấy, không có sự khác biệt có ý nghĩa về lượng gạo sử dụng của người dân ở 2 khu vực (ô nhiễm và đối chứng). Lượng gạo sử dụng trung bình dao động từ 418-432 g/người⁻¹.ngày⁻¹. Như vậy, số liệu điều tra về lượng gạo tiêu thụ tại hai điểm nghiên cứu tương tự với số liệu thống kê của Viện Dinh dưỡng công bố (được Bộ Y tế phê duyệt kèm theo Quyết định số 2824/QĐ-BYT), theo đó lượng gạo bình quân 1 người/ngày khu vực thành thị là 350 gram (tương đương 10,5 kg gạo/người/tháng), khu vực nông thôn 450 gram (tương đương 13,5 kg gạo/người/tháng) [16].

Tính toán lượng Pb đưa vào cơ thể hàng ngày trên cơ sở lượng gạo sử dụng hàng ngày của 1 người và hàm lượng Pb có trong gạo được kết quả ghi trong Bảng 3.

Bảng 3. Lượng Pb đưa vào cơ thể trong một ngày (ADD)

Thông số thống kê	Pb (mg.kg ⁻¹ .ngày ⁻¹)	
	Vùng đối chứng	Vùng ô nhiễm
Số người	136	128
Khoảng dao động	0,8.10 ⁻⁴ -8,2.10 ⁻⁴	1,1.10 ⁻⁴ -1,4.10 ⁻³
Trung bình	2,5.10 ⁻⁴	4,3.10 ⁻⁴
Độ lệch chuẩn	1,38.10 ⁻⁴	2,65.10 ⁻⁴
CV%	55,2	61,5

Kết quả tính toán cho thấy lượng Pb đưa vào cơ thể trong vùng ô nhiễm (4,3.10⁻⁴ mg.kg⁻¹.ngày⁻¹) cao hơn gần 1,5 lần so với vùng đối chứng. Như vậy, kết quả tính toán ADD theo công thức của US-EPA [16] là hoàn toàn tương quan thuận với các kết quả phân tích hàm lượng Pb trong gạo ở vùng nghiên cứu. Như vậy, theo như công thức tính toán lượng Pb đưa vào cơ thể trong một ngày (2) thì giá trị ADD phụ thuộc phần lớn vào hàm lượng Pb trong gạo. Hay nói cách khác, nguy cơ rủi ro từ Pb của người dân theo như công thức (1) ở hai vùng

nghiên cứu phụ thuộc chủ yếu vào hàm lượng Pb trong gạo.

3.2.3. Chỉ số liều lượng rủi ro của Pb từ gạo đối với sức khỏe người dân vùng nghiên cứu

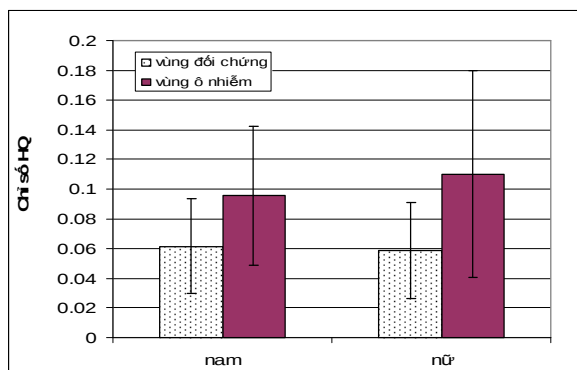
Kết quả tính toán chỉ số liều lượng rủi ro của Pb từ gạo đối với người dân được thể hiện trong Bảng 4.

Bảng 4. Chỉ số liều lượng rủi ro (HQI) của Pb từ gạo đối với sức khỏe người dân

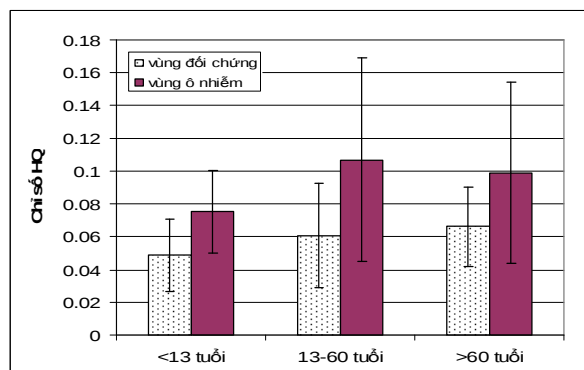
Thông số thống kê	Chỉ số liều lượng rủi ro của Pb	
	Vùng đối chứng	Vùng ô nhiễm
Số người	136	128
Lớn nhất	0,0212	0,0277
Nhỏ nhất	0,2068	0,3572
Trung bình	0,0595	0,0995
Độ lệch chuẩn	0,0302	0,0548
CV%	50,6	55,1

Theo số liệu về HQI trình bày ở Bảng 2, mặc dù lượng gạo được sử dụng ở hai vùng không có sự khác biệt nhiều nhưng HQI ở vùng ô nhiễm vẫn cao hơn vùng đối chứng (Bảng 4), cụ thể là: HQI vùng ô nhiễm (trung bình là 0,0995); cao gấp 2 lần so với HQI ở vùng đối chứng (trung bình đạt 0,0595). Điều này có nghĩa người dân Văn Môn phải chịu nguy cơ ảnh hưởng của Pb trong gạo đối với sức khỏe cao hơn gần 2 lần so với dân vùng đối chứng tại xã Đông Thọ. Tuy nhiên, so sánh với mức giới hạn về HQI của US-EPA đưa ra (<1), thì HQI của cả hai vùng vẫn trong ngưỡng an toàn.

Theo kết quả tính toán HQI tính theo giới của Pb thể hiện trong Hình 5: giá trị HQI của cả nam lẫn nữ trong 2 vùng chỉ dao động từ 0,06-0,11; thấp hơn 10 lần so với ngưỡng ảnh hưởng theo hướng dẫn của US-EPA (<1), do đó chưa xuất hiện ảnh hưởng xấu đối với sức khỏe người dân do sự tích lũy Pb trong gạo.



Hình 5. HQI theo giới của Pb từ gạo đối với sức khỏe người dân.



Hình 6. HQI theo lứa tuổi của Pb từ gạo đối với sức khỏe người dân.

Một điểm đáng lưu ý là trong khi HQI nữ giới và nam giới trong vùng đối chứng là tương đồng nhau, thì HQI của nữ giới trong vùng ô nhiễm có xu hướng cao hơn so với nam giới. Do theo như kết quả điều tra, nữ giới có cân nặng trung bình thấp hơn so với nam giới, vì vậy ADD của nam giới sẽ nhỏ hơn nữ giới nên giá trị HQI của nữ cao hơn so với nam. Mặt khác, theo các nghiên cứu đã tiến hành trên thế giới [11; 12; 14], phụ nữ thường mắc cảm với độc chất hơn so với nam giới đặc biệt là phụ nữ mang thai, do đó với kết quả HQI của phụ nữ vùng làng nghề cao hơn nam giới thì cần thiết phải có những cảnh báo nghiêm túc đối với vấn đề sức khỏe cộng đồng nhất là với đối tượng lao động làm nghề tái chế là nữ.

Chỉ số HQI phân chia theo độ tuổi trình bày ở Hình 6 cho thấy: đối với vùng đối chứng, HQI tăng dần lên theo độ lớn của lứa tuổi, hay nói cách khác HQI tăng theo thời gian sống (lần lượt là 0,049; 0,061; 0,066). Còn trong vùng ô nhiễm giá trị HQI cao nhất tập trung ở nhóm lứa tuổi từ 13-60 tuổi (đạt 0,107), đây là nhóm lứa tuổi tham gia lao động chính và có lượng tiêu thụ gạo lớn nhất, do đó khả năng tích lũy Pb từ thực phẩm của nhóm tuổi này là rất cao; HQI ở nhóm tuổi trên 60 tuổi cao hơn so với HQ ở nhóm tuổi nhỏ hơn 13 tuổi (0,099 so với 0,075) có thể do thời gian phơi nhiễm đối với

Pb ở lứa tuổi trên 60 tuổi dài hơn so với lứa tuổi dưới 13 tuổi.

Nhìn chung trong tất cả các nhóm tuổi lao động, HQI của Pb đối với người dân trong vùng ô nhiễm cao hơn từ 1,5 đến 2 lần so với HQI của Pb trong vùng đối chứng. Tuy nhiên, theo tiêu chuẩn mà US-EPA đưa ra HQI của Pb từ gạo đối với sức khỏe người dân vùng đối chứng và cả vùng làng nghề xét theo độ tuổi vẫn nằm trong ngưỡng an toàn (<1). Nhưng những cảnh báo về nguy cơ ảnh hưởng đối với sức khỏe người dân làng nghề do phơi nhiễm Pb thông qua thực phẩm là vẫn cần thiết.

Kết luận

Kết quả nghiên cứu cho thấy đã có sự khác biệt về hàm lượng Pb trong các mẫu gạo canh tác trên đất nông nghiệp của làng nghề tái chế nhôm so với mẫu gạo ở khu vực đối chứng. Hàm lượng Pb trung bình trong mẫu gạo Văn Môn là 0,059 ppm cao gấp 2 lần so với vùng đối chứng (0,029 ppm). Tuy nhiên, tất cả các mẫu gạo của cả hai vùng đều có hàm lượng Pb nằm trong ngưỡng an toàn theo khuyến nghị của WHO cũng như tiêu chuẩn của một số nước như Nhật Bản và Đài Loan.

Chỉ số liều lượng rủi ro (HQI) nằm trong ngưỡng an toàn của US-EPA. Tuy nhiên, HQI vùng ô nhiễm luôn cao hơn so với vùng đối chứng (trung bình là 0,0995 so với 0,0595). HQI phân theo giới của vùng ô nhiễm (nam là 0,096, nữ là 0,110) cao hơn từ 1,5 - 2 lần so với vùng đối chứng (nam là 0,062, nữ là 0,059). Trong tất cả các nhóm tuổi lao động, HQI vùng ô nhiễm cao hơn từ 1,5 đến 2 lần so với vùng đối chứng, trong đó HQI cao nhất (0,107) tập trung ở nhóm tuổi lao động chính (13-60 tuổi) tại vùng ô nhiễm.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được hoàn thành với sự tài trợ kinh phí của SIDA trong khuôn khổ dự án SAREC REF SWE-2005-317 hợp tác giữa Viện Thổ nhưỡng Nông hóa (SFRI-VAAS), Đề tài QT-09-60, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên (HUS-VNU) và Đại học Khoa học Nông nghiệp Thụy Điển (SLU). Tập thể tác giả xin chân thành cảm ơn sự tài trợ này cũng như sự hỗ trợ về chuyên môn của Viện NC Sử dụng đất Macaulay, Vương quốc Anh (MLURI).

Tài liệu tham khảo

- [1] Khai, N.M., Ha, P.Q., Vinh, N.C., J.P. Gustafsson, I. Öborn, Effects of biosolids application on soil chemical properties in peri-urban agricultural systems, *VNU Journal of science, Earth sciences*, 24 (2008) 202.
- [2] Z.S. Chen, (2002). Relationship between Heavy Metal Concentrations in Soils of Taiwan and Uptake by Crops. <http://www.agnet.org/library/tb/149/>.
- [3] FAO/WHO (2006). Joint FAO/WHO Food Standards Programme, Codex Alimentarius Commission, 29th Session, Geneva 3-7 July 2006, Report. ALINORM 06/29/41.
- [4] M.J. McLaughlin, D.R. Parker, J.M. Clarke, Metals and micronutrients-food safety issues, *Field Crops Res.*, 60 (1999) 143.
- [5] V.M. Mushtakova, V.A. Fomina, V.V. Rogovin, Toxic effect of heavy metals on human blood neutrophils, *Biol Bull* 32 (2005) 276.
- [6] L. Järup, Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bull.* 68 (2003) 167.
- [7] J.F. Rosen, Health effects of lead in children at low exposure levels: expert consensus based upon the federal and non-federal literature. In: Allan RJ, Nriagu JO, editor, *Heavy Metals in the Environment* vol. II. Edinburgh, London: CEP Consultants; 1993. p.516.
- [8] D. Grasmück, R.W. Scholz, Risk perception of heavy metal soil contamination by high-exposed and low-exposed inhabitants: the role of knowledge and emotional concerns, *Risk Analysis*, 25(3) (2005) 611.
- [9] US-EPA (United States Environmental Protection Agency) (1989). Risk assessment guidance for superfund. Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final, vol. I. Washington (DC): United States Environmental Protection Agency: EPA/540/1-89/002.
- [10] M. Nadal, M. Schuhmacher, J.L. Domingo, Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry, *Sci Total Environ.* 321 (2004) 59.
- [11] Minh, N.D., Vinh, N.C., Y. Nyberg, I. Öborn, (2007). Field trip and household survey report - 2007. SLU Project 43006-14411001, SAREC REF SWE-2005-317.
- [12] Lê Thị Thủy, Nguyễn Công Vinh, Nguyễn Mạnh Khải, Ngô Đức Minh, Phạm Quang Hà, Ingrid Öborn, Đánh giá mức độ ô nhiễm kim loại nặng trong đất và sự tích lũy trong nông sản tại một số làng nghề ở tỉnh Bắc Ninh, *Tạp chí Nông nghiệp và Phát triển nông thôn*, 10 (2008) 62.
- [13] R.L. Hough, N. Breward, S.D. Young, N.M.J. Crout, A.M. Tye, A.M. Moir, I. Thornton, Assessing potential risk of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations, *Environmental Health Perspectives* 112 (2004) 215.
- [14] FAO/ WHO (1984). List of contaminants and their maximum levels in foods. CAC/ Vol XVII (edn 1).
- [15] EC (2001). European Commission Directive No 46672001 (March 8, 2001). Highest permissible concentrations of different substances in food stuff. 2001R0466 - SV - 01.04.2005-011.001 - 1.
- [16] Bộ Y tế (2007). Quyết định số 2824/QĐ-BYT. Nhu cầu dinh dưỡng khuyến nghị cho người Việt Nam, ngày 30 tháng 7 năm 2007.

Potential public health risks due to dietary intake of lead (Pb) from rice in a metal recycling village in Bac Ninh province in the Red River delta

Le An Nguyen¹, Ngo Duc Minh², Nguyen Manh Khai^{1,*}, Nguyen Cong Vinh²,
Rupert Lloyd Hough³, Ingrid Öborn⁴

¹*Faculty of Environmental Science, College of Science, VNU, 334 Nguyen Trai, Hanoi, Vietnam*

²*Soils and Fertilizers Research Institute, Vietnam Academic of Agricultural Sciences*

³*Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen, UK*

⁴*Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU)*

This study was carried out in Van Mon commune, Yen Phong district, Bac Ninh province (25 km from Hanoi City), where paddy soils and rice crops can be assumed to have been affected by wastewater, smoke and dust from metal recycling (mainly Al) villages for more than 40 years. In this study, the concentrations of lead (Pb) in 45 samples of polished rice were investigated. The analytical results indicated that the concentrations of Pb in polished rice grain (digested in boiling concentrated HNO₃) from fields unlikely to be affected with contamination (background site) were within the acceptable range for rice indicated by the Proposed Maximum Levels for Pb of FAO/WHO, EC and with reference values from Japan and Taiwan. However, the concentrations of Pb in rice samples from contaminated areas of the study site were elevated and roughly twice the concentrations associated with the background site. The potential health risk to the local population through ingestion of rice was evaluated in this study. Hazard quotient index (HQI; defined as the ratio of actual daily intake to 'safe' daily intake) for dietary Pb for the background site was <1, indicating that actual intake was within 'safe' limits. However, in the contaminated site the HQI of Pb was 1.5-2 times higher than in the background site. The highest HQI was associated with individuals of working age (13-60 years). The HQI of the contaminated site tended to be higher than at background site for both gender groups. The current study has only investigated exposure from a single heavy metal (Pb) via a single exposure pathway (rice ingestion). Multi-pathway risk assessment based HQ of exposure to a range of heavy metals as well as other exposure pathways such as inhalation of metals (e.g. in dust), ingestion of drinking water and other food items need to be included to further understand the situation in this area and to suggest remediation options.

Keywords: Lead (Pb), contamination, accumulation, polished rice, health risk, HQI.