

ASSESSMENT LEVEL OF CADMIUM, LEAD AND MERCURY IN MUSCLE, LIVER AND KIDNEY OF WILD BOAR (*SUS SCROFA*) FROM MALOPOLSKIE, POLAND

Vo Van Thiep^{1,2*}, Diệp Thi Le Chi¹

¹Quang Binh University

²Pedagogical University of Krakow

ARTICLE INFO	ABSTRACT
<p>Received: 11/6/2021</p> <p>Revised: 14/9/2021</p> <p>Published: 16/9/2021</p>	<p>Heavy metal pollution is a matter of global concern, because of its toxicity to living organisms. This study aimed to determine the content of cadmium, lead, and mercury in muscle (meat), liver, and kidney of 28 wild boar, which were collected by hunters in Małopolskie province, Poland from September to October 2019. The Cd, Pb content was analyzed by flame atomic absorption spectrometry, while the cold vapor atomic absorption spectrometer for Hg content, all samples were analyzed at the Institute of Biology, Pedagogical University of Krakow, Poland. The results showed that the levels of Cd, Pb, and Hg in the kidney and liver were significantly higher than in muscle, the metals accumulated in the tissues of wild boar followed the increase of Hg < Pb < Cd. Many samples had levels of Cd, Pb, and Hg above the safe thresholds established by The European Commission. There are risks to the consumer if large quantities of wild boar meat are consumed (especially kidney and liver) in Małopolskie province. The study provides an important reference in conducting risk assessment for wildlife consumption.</p>
<p>KEYWORDS</p> <p>Environmental pollution</p> <p>Poland</p> <p>Heavy metals</p> <p>Wild boar</p> <p>Małopolskie</p>	

ĐÁNH GIÁ HÀM LƯỢNG CADIMI, CHÌ VÀ THỦY NGÂN TRONG CƠ, GAN VÀ THẬN CỦA LỢN RỪNG (*Sus scrofa*) Ở TỈNH MAŁOPOLSKIE, BA LAN

Võ Văn Thiệp^{1,2*}, Diệp Thị Lệ Chi¹

¹Trường Đại học Quảng Bình

²Trường Đại học Sư phạm Krakow

THÔNG TIN BÀI BÁO	TÓM TẮT
<p>Ngày nhận bài: 11/6/2021</p> <p>Ngày hoàn thiện: 14/9/2021</p> <p>Ngày đăng: 16/9/2021</p>	<p>Ô nhiễm kim loại nặng là vấn đề được quan tâm toàn cầu, bởi tính độc hại của chúng đối với sinh vật sống. Mục đích của nghiên cứu này là xác định hàm lượng cadimi, chì và thủy ngân ở trong cơ (thịt), gan và thận của 28 cá thể lợn rừng được thu thập bởi thợ săn tại tỉnh Małopolskie, Ba Lan từ tháng 9 - 10 năm 2019. Hàm lượng Cd, Pb được phân tích bằng phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử ngọn lửa, trong khi hàm lượng Hg được phân tích bằng phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử hóa hơi, tất cả các mẫu được phân tích tại Viện Sinh học, Trường Đại học Sư phạm Krakow, Ba Lan. Kết quả cho thấy, hàm lượng Cd, Pb và Hg ở trong thận, gan cao hơn đáng kể so với trong cơ, các kim loại tích lũy trong các mô của lợn rừng theo xu hướng Hg < Pb < Cd. Nhiều mẫu có hàm lượng Cd, Pb và Hg cao hơn ngưỡng an toàn được thiết lập bởi Ủy ban Châu Âu. Người tiêu thụ sẽ bị ảnh hưởng đến sức khỏe nếu tiêu thụ một lượng lớn thịt lợn rừng (đặc biệt là thận và gan) tại tỉnh Małopolskie. Nghiên cứu cung cấp một dẫn liệu quan trọng trong việc đánh giá rủi ro đối với việc tiêu thụ động vật hoang dã nói chung.</p>
<p>TỪ KHÓA</p> <p>Ô nhiễm môi trường</p> <p>Ba Lan</p> <p>Kim loại nặng</p> <p>Lợn rừng</p> <p>Małopolskie</p>	

DOI: <https://doi.org/10.34238/tnu-jst.4634>

* Corresponding author. Email: vovanthiepqbu@gmail.com

1. Giới thiệu

Sự tồn tại của các kim loại nặng trong cơ thể con người và động vật luôn thu hút sự quan tâm của các nhà khoa học, vì chúng được xem là một trong những nguyên nhân chính gây ảnh hưởng xấu đến sức khỏe của cơ thể sinh vật [1]. Một số kim loại nặng đã được chứng minh cần thiết cho sự sống (như sắt, đồng, magiê, kẽm...). Tuy nhiên, nhiều kim loại nặng khác không những không có chức năng sinh học mà còn gây hại cho cơ thể sinh vật cho dù ở hàm lượng nhỏ như cadimi, chì và thủy ngân [2]. Do đó, việc theo dõi nồng độ kim loại nặng trong cơ thể sống là rất cần thiết và là cách tốt nhất để đánh giá mức độ phơi nhiễm của môi trường sống. Việc lựa chọn đối tượng để giám sát hàm lượng kim loại nặng dựa vào nhiều yếu tố, như sự phong phú của đối tượng đó trong khu vực nghiên cứu, khả năng đào thải chất ô nhiễm, phạm vi xuất hiện hay vai trò của nó trong chuỗi thức ăn [3]. Lợn rừng (*Sus scrofa*) là một trong những loài động vật hoang dã có số lượng lớn và đóng vai trò quan trọng trong việc cung cấp thịt cho người dân địa phương Ba Lan [4]–[6], đồng thời chúng giữ một vị trí cao trong chuỗi thức ăn, do đó có xu hướng tích lũy nhiều loại chất độc hại trong cơ thể, vì vậy đây là đối tượng rất phù hợp cho nghiên cứu các chất ô nhiễm trong môi trường cũng như giám sát sinh học [7]. Trước đây, lợn rừng đã được sử dụng trong quá trình giám sát sinh học kim loại ở một số nơi tại Ba Lan [8]–[10], nhưng số liệu còn khan hiếm ở tỉnh Małopolskie, Ba Lan. Mục tiêu chính của nghiên cứu này là cung cấp dữ liệu về nồng độ cadimi (Cd), chì (Pb) và thủy ngân (Hg) trong cơ, gan và thận của lợn rừng ở tỉnh Małopolskie, Ba Lan, như một dẫn chứng quan trọng trong việc thực hiện đánh giá rủi ro đối với việc tiêu thụ động vật hoang dã nói chung và lợn rừng nói riêng.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Thu mẫu

Số lượng 28 cá thể lợn rừng (14 con cái, 14 con đực) đã được săn bắt bởi các thợ săn (được cấp giấy phép săn bắn và quản lý bởi Hiệp hội săn bắn Ba Lan (PHA)) vào tháng 10 và tháng 11 năm 2019 trong khu vực Nowy Sącz của tỉnh Małopolskie, Ba Lan. Các nhóm tuổi bao gồm từ 1, 2 và 3 đã được thu thập (dựa vào việc mọc các răng hàm để xác định tuổi của lợn rừng, cụ thể răng hàm M1 sẽ mọc lúc 4-6 tháng, sau 12 tháng răng hàm M2, sau 24 tháng thì đỉnh đầu của răng hàm M3 sẽ mọc, sau 42 tháng đỉnh thứ hai của răng hàm M3 sẽ xuất hiện). Các mẫu gan, cơ và thận đã được lấy, cho vào túi nilon có khóa kéo, bảo quản ở nhiệt độ khoảng -18°C cho đến khi phân tích. Mẫu được phân tích tại phòng thí nghiệm của Viện Sinh học, trường Đại học Sư phạm Krakow, Ba Lan.

2.2. Phân tích kim loại

Để xác định nồng độ của Cd và Pb các mẫu sau khi được rửa đông, cân mỗi mẫu xấp xỉ 2g trọng lượng ướt (cân có độ chính xác đến 0,0001g, loại cân Metler AE240), rồi đem sấy khô ở nhiệt độ 60°C cho đến khi đạt trọng lượng khô không đổi (với máy sấy SUP-100W, WAMED). Tiếp đến các mẫu đã sấy khô được khoáng hóa nóng với axit nitric (65%, Baker Analyzed, JT Baker, USA) trong hệ thống khoáng hóa Velp Scientifica DK20. Các dung dịch khoáng hóa được pha loãng tới 10 ml với nước siêu tinh khiết (18,2 MΩ cm ở 25°C, Direct-Q 3, Merck-Millipore, Germany) và được phân tích bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử ngọn lửa (loại máy AAnalyst 200, PerkinElmer, USA). Các kết quả ban đầu thu được hiển thị với đơn vị µg/g trọng lượng khô (d.w) được tính toán và chuyển sang trọng lượng ướt (w.w) dựa trên phần trăm độ ẩm.

Nồng độ Hg được đo bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử hơi lạnh (loại máy MA-2, NIC, Japan) trong khoảng 100 mg mẫu tươi sau khi rửa đông, kết quả cuối cùng được trình bày bằng µg/g w.w.

Tất cả các phân tích đều được lặp lại hai lần, giá trị trung bình của hai lần được xem là kết quả cuối cùng. Nếu độ lệch chuẩn tương đối (RSD) giữa các lần lặp lại cao hơn 15% thì phân tích được kiểm tra lại. Cứ 10 mẫu, các giải pháp kiểm soát chất lượng và tăng đột biến với nồng độ

kim loại được kiểm tra lại một lần với mẫu chuẩn. Tất cả các độ thu hồi (Recovery) dao động từ 90 đến 110% cho mỗi kim loại.

2.3. Phân tích thống kê

Các số liệu được thu thập trên phần mềm Excel, sau đó xử lý phân tích thống kê được thực hiện với phần mềm Statistica 13.3 (StatSoft, Ba Lan). Thử nghiệm “Shapiro-Wilk test” được dùng để kiểm tra sự phân bố của hàm lượng các kim loại nặng trong các mẫu. Do các mẫu có sự phân bố không chuẩn nên “Multiple Comparisons p values” của “Kruskal-Wallis test” được thực hiện để xác định khác biệt đáng kể sự tích lũy Cd, Hg và Pb trong cùng một nhóm tuổi và giữa các nhóm tuổi khác nhau. Kết quả thống kê có ý nghĩa khi giá trị p nhỏ hơn 0,05.

3. Kết quả và bàn luận

Kết quả thử nghiệm “Shapiro-Wilk test” cho thấy hàm lượng Hg, Cd, Pb ở cơ, gan và thận của lợn rừng tại tỉnh Małopolskie là phân bố không chuẩn, do đó giá trị trung vị, tứ phân vị cũng như độ trải giữa được sử dụng trong bài báo. Mặc dù trong mẫu thu ban đầu có chia theo nhóm giới tính, tuy nhiên bằng phép kiểm tra “Multiple Comparisons p values” trong phân tích “Kruskal-Wallis ANOVA” cho thấy ảnh hưởng của giới tính không có ý nghĩa thống kê (mức thấp nhất được ghi nhận ở kim loại Hg, $p = 0,079$) đối với sự tích lũy của cả ba kim loại nghiên cứu nên dữ liệu được tổng hợp không tính đến giới tính. Trong tất cả các mẫu, cả ba kim loại được nghiên cứu đều ở mức trên giới hạn phát hiện (giới hạn phát hiện Cd và Pb: 10 ng/L; Hg: 0,075 ng/g).

Giá trị trung bình, trung vị, giá trị nhỏ nhất, giá trị lớn nhất, tứ phân vị thứ nhất, tứ phân vị thứ ba và độ trải giữa của hàm lượng Hg, Cd và Pb ở ba nhóm tuổi (1, 2, và 3) được tóm tắt ở Bảng 1, 2 và 3.

Giá trị Hg lớn nhất được tìm thấy trong thận ở nhóm 2 tuổi, nhỏ nhất được phát hiện ở trong cơ của nhóm 1 tuổi, tuy nhiên kết quả phân tích thống kê cho thấy không có sự khác biệt đáng kể về hàm lượng Hg ở ba nhóm tuổi nghiên cứu. Sự khác biệt có ý nghĩa thống kê chỉ được phát hiện ở trong từng nhóm tuổi (Bảng 1). Cụ thể, tại nhóm 1 và 3 tuổi, hàm lượng Hg ở trong gan và thận lớn hơn nhiều lần so với trong cơ (kết quả phân tích ANOVA ở nhóm 1 và 3 lần lượt là $p=0,038$; $p=0,012$ và $p=0,008$; $p=0,012$). Ở nhóm 2 tuổi, hàm lượng Hg ở trong cơ nhỏ hơn đáng kể so với trong thận ($p=0,003$). Trước đó, Durkalec và cộng sự (2015) cũng đã cho thấy sự tích lũy Hg theo thứ tự: cơ < gan < thận ở trong lợn rừng tại các tỉnh Śląskie, Warmińsko-Mazurskie và Dolnośląskie, Ba Lan [8]; tuy nhiên, hàm lượng Hg được phát hiện thấp hơn trong báo cáo này. Tại phía Tây Slovakia, Gašparík và cộng sự (2017) cho thấy hàm lượng Hg khá thấp ở trong cơ, gan và thận, trong đó sự tích lũy Hg cao nhất vẫn phát hiện ở trong thận, thấp nhất ở trong cơ [11]. Một phát hiện hàm lượng Hg ở trong cơ cao hơn trong báo cáo này đã được Maľová và cộng sự (2019) công bố trước đó tại Vườn quốc gia Tatra, Slovakia (0,106 $\mu\text{g/g}$) [12].

Bảng 1. Trung bình, trung vị, giá trị nhỏ nhất, giá trị lớn nhất, Q1, Q3 và IQR của hàm lượng Hg trong cơ, gan và thận lợn rừng ($\mu\text{g/g w.w}$)

Nhóm tuổi	Cơ quan	Mean	Median	Min	Max	Q1	Q3	IQR
1	Cơ	0,029	0,018	0,011	0,062	0,015	0,050	0,035
	Gan	0,230 ^a	0,199	0,080	0,568	0,092	0,245	0,153
	Thận	0,488 ^a	0,459	0,034	1,040	0,061	0,875	0,814
2	Cơ	0,037 ^b	0,038	0,019	0,073	0,029	0,051	0,022
	Gan	0,498 ^{b,c}	0,591	0,040	0,745	0,211	0,670	0,459
	Thận	0,890 ^c	0,825	0,110	0,960	0,593	1,130	0,537
3	Cơ	0,078	0,062	0,023	0,067	0,048	0,088	0,040
	Gan	0,451 ^d	0,435	0,054	0,485	0,329	0,564	0,235
	Thận	0,466 ^d	0,446	0,076	0,610	0,303	0,590	0,287

Ghi chú: Mean: Trung bình; Median: Trung vị; Min: Giá trị nhỏ nhất; Max: Giá trị lớn nhất; Q1: Tứ phân vị thứ nhất; Q3: Tứ phân vị thứ ba; IQR: Độ trải giữa.

(^{a-d}các ký tự giống nhau thể hiện không có sự khác biệt về thống kê, $p \geq 0,05$)

Hàm lượng Cd cao nhất được phát hiện ở trong thận của nhóm 2 tuổi và thấp nhất ở trong cơ của nhóm 1 tuổi. Ở cả ba nhóm tuổi đều cho thấy sự khác biệt có ý nghĩa thống kê của hàm lượng Cd ở trong thận và gan so với trong cơ ($p < 0,05$) (Bảng 2). Tuy nhiên, giữa các nhóm tuổi hàm lượng Cd không khác biệt quá rõ ràng. Trước đó, trong công bố của Durkalec và cộng sự (2015) tại Śląskie (Ba Lan) cho thấy, hàm lượng Cd ở trong gan và thận cao hơn nhiều lần so với báo cáo này, trong khi xấp xỉ ở trong cơ, điều này cũng được lý giải vùng Śląskie là trung tâm khai thác quặng mỏ của Ba Lan, do đó một lượng lớn khói bụi chưa Cd phát thải ra môi trường) [8]. Gasparik và cộng sự (2012) cho thấy kết quả tương tự, khi công bố số liệu nghiên cứu tại Slovakia [13]. Mặc dù, trong nghiên cứu này không cho thấy sự khác biệt rõ ràng về hàm lượng Cd ở trong nhóm tuổi, tuy nhiên nhiều tài liệu trước đó cho thấy hàm lượng Cd tích lũy càng lớn ở các nhóm tuổi càng cao [14].

Bảng 2. Trung bình, trung vị, giá trị nhỏ nhất, giá trị lớn nhất, Q1, Q3 và IQR của hàm lượng Cd trong cơ, gan và thận lợn rừng ($\mu\text{g/g w.w}$)

Nhóm tuổi	Cơ quan	Mean	Median	Min	Max	Q1	Q3	IQR
1	Cơ	0,041	0,038	0,019	0,073	0,030	0,045	0,015
	Gan	0,311 ^a	0,220	0,040	0,745	0,076	0,563	0,487
	Thận	0,537 ^a	0,543	0,110	0,960	0,282	0,783	0,501
2	Cơ	0,049	0,052	0,025	0,064	0,039	0,060	0,021
	Gan	0,585 ^b	0,492	0,216	1,250	0,230	0,828	0,598
	Thận	1,225 ^b	1,245	0,743	1,570	1,160	1,387	0,227
3	Cơ	0,097	0,116	0,042	0,134	0,046	0,131	0,085
	Gan	0,547 ^c	0,470	0,221	1,005	0,232	0,887	0,655
	Thận	0,496 ^c	0,357	0,269	0,961	0,321	0,710	0,389

Ghi chú: Mean: Trung bình; Median: Trung vị; Min: Giá trị nhỏ nhất; Max: Giá trị lớn nhất; Q1: Tứ phân vị thứ nhất; Q3: Tứ phân vị thứ ba; IQR: Độ trải giữa

(^{a-c}các ký tự giống nhau thể hiện không có sự khác biệt về thống kê, $p \geq 0,05$)

Hàm lượng Pb cao nhất được tìm thấy trong thận ở nhóm 2 tuổi và thấp nhất ở trong cơ của nhóm 1 tuổi. Ở cả ba nhóm 1 tuổi, hàm lượng Pb ở cả trong gan và thận đều cao hơn đáng kể so với trong cơ ($p < 0,05$) (Bảng 3). Trước đó, Srebočan và cộng sự (2011) đã công bố hàm lượng Pb trong cơ (0,002-0,015 $\mu\text{g/g}$), gan (0,025-0,041 $\mu\text{g/g}$) và thận (0,020-0,032 $\mu\text{g/g}$) thấp hơn nghiên cứu này nhiều lần [15], trong khi Amici và cộng sự (2012) lại cho kết quả tương tự với báo cáo này [16].

Trong nghiên cứu của Bilandžić và cộng sự (2010) đã kết luận hàm lượng Pb ở trong cơ cao hơn ở trong thận (trái với kết quả trong nghiên cứu này), điều này đã được lý giải có thể do cơ bị nhiễm Pb từ đạn chì [17]. Tuy nhiên trên thực tế, nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng, việc ô nhiễm Pb từ đạn chì không hẳn là nguyên nhân chính, mà một phần lớn do phơi nhiễm qua chuỗi thức ăn.

Bảng 3. Trung bình, trung vị, giá trị nhỏ nhất, giá trị lớn nhất, Q1, Q3 và IQR của hàm lượng Pb trong cơ, gan và thận lợn rừng ($\mu\text{g/g w.w}$)

Nhóm tuổi	Cơ quan	Mean	Median	Min	Max	Q1	Q3	IQR
1	Cơ	0,042	0,042	0,023	0,067	0,032	0,048	0,016
	Gan	0,235 ^a	0,168	0,054	0,485	0,076	0,456	0,380
	Thận	0,319 ^a	0,271	0,076	0,610	0,090	0,593	0,503
2	Cơ	0,041	0,033	0,031	0,065	0,032	0,054	0,022
	Gan	0,387 ^b	0,295	0,127	0,828	0,258	0,516	0,258
	Thận	0,857 ^b	0,676	0,323	1,570	0,513	1,387	0,874
3	Cơ	0,087	0,082	0,012	0,176	0,021	0,150	0,129
	Gan	0,474 ^c	0,398	0,232	0,904	0,321	0,594	0,273
	Thận	0,486 ^c	0,451	0,315	0,710	0,428	0,561	0,133

Ghi chú: Mean: Trung bình; Median: Trung vị; Min: Giá trị nhỏ nhất; Max: Giá trị lớn nhất; Q1: Tứ phân vị thứ nhất; Q3: Tứ phân vị thứ ba; IQR: Độ trải giữa

(^{a-c}các ký tự giống nhau thể hiện không có sự khác biệt về thống kê, $p \geq 0,05$)

Merian (1980) cũng đã chứng minh hàm lượng Cd, Pb và Hg ở trong thận và gan cao hơn đáng kể so với trong cơ là do vai trò của gan, thận trong quá trình trao đổi chất, chúng tham gia trực tiếp vào quá trình lưu trữ cũng như đào thải các kim loại nặng, do đó hơn 75% hàm lượng kim loại nặng được ký gửi cũng như lưu lại ở gan và thận [18].

Do số lượng lợn rừng ngày càng tăng ở Ba Lan nên thịt của chúng được tiêu thụ khá rộng rãi bởi người dân địa phương. Thêm vào đó, thịt lợn rừng được đánh giá có hàm lượng các chất dinh dưỡng phong phú, giúp người tiêu thụ bổ sung các loại vitamin mà rau củ và trái cây không có hoặc có rất ít (vitamin B1, B2, B6, B12, A và D...) [19]. Tuy nhiên, như kết quả nghiên cứu ở trên, cơ, gan và thận của lợn rừng có nguy cơ nhiễm các chất ô nhiễm từ môi trường khá cao, do đó chúng cũng là một mối đe dọa đến sức khỏe người tiêu thụ. Trong khi đó, hiện nay ở Ba Lan chưa có tài liệu chính thức về việc đưa ra ngưỡng nào đối với động vật hoang dã nói chung và thịt lợn rừng nói riêng mà chủ yếu tập trung vào nhóm động vật nuôi trong trang trại (trừ cá), vấn đề này cũng đã được Taggart và cộng sự (2011) đề cập đến trong nghiên cứu của mình [20]. Khi so sánh hàm lượng kim loại nặng thu được trong báo cáo này với giới hạn tối đa dành riêng cho thịt lợn nhà được qui định bởi Ủy ban Châu Âu [21]. Cụ thể: ngưỡng giới hạn hàm lượng Cd trong các mô cơ (thịt), gan và thận như sau: 0,05; 0,5 và 1,0 $\mu\text{g/g}$ w.w. Hàm lượng Cd tối thiểu được tìm thấy trong mô cơ của lợn rừng thấp hơn so với ngưỡng (0,042 $\mu\text{g/g}$ w.w ở nhóm 3 tuổi), nhưng khi kiểm tra Q3 đã cho thấy giá trị cao hơn ngưỡng giới hạn (Q3 cao nhất ở trong cơ nhóm 3 tuổi là 0,131 $\mu\text{g/g}$ ww). Điều này có nghĩa, hơn 75% mẫu cơ nghiên cứu vượt quá nồng độ Cd cho phép. Tương tự như vậy, hàm lượng Cd vượt ngưỡng cho phép khá phổ biến trong các mẫu gan và thận. Ngưỡng giới hạn tối đa đối với hàm lượng Pb trong thịt là 0,1 $\mu\text{g/g}$ w.w. và nội tạng ăn được là 0,5 $\mu\text{g/g}$ w.w. Xem xét với giá trị Q3 ở Bảng 1, 2 và 3 thấy rằng, số lượng mẫu vượt ngưỡng giới hạn khá lớn (chỉ trừ trường hợp cơ và gan ở nhóm 1 tuổi). Giới hạn tối đa đối với hàm lượng Hg trong cơ là 0,5 $\mu\text{g/g}$ w.w, đối chiếu với các giá trị Q3 ở Bảng 1 cho thấy, phần lớn nằm trên ngưỡng cho phép (chỉ tính riêng đối với cơ). Từ những phân tích đó cho thấy, việc tiêu thụ thịt lợn rừng thông qua săn bắn ở tỉnh Małopolskie sẽ gặp những rủi ro nhất định đối với kim loại nặng.

4. Kết luận

Qua phân tích hàm lượng kim loại nặng trong các mô của lợn rừng cho thấy rằng, ở cả 3 nhóm tuổi, thận và gan có sự tích lũy các kim loại nặng cao hơn nhiều lần so với trong cơ. Không tìm thấy sự khác biệt đáng kể về hàm lượng kim loại nặng giữa giới tính và các nhóm tuổi phân tích. Mặc dù chưa có giới hạn cụ thể về hàm lượng kim loại nặng trong các mô của lợn rừng, nhưng khi so sánh với ngưỡng cho phép trong lợn nhà, kết quả cho thấy có nhiều rủi ro cho người tiêu thụ. Việc đặt ra các ngưỡng hàm lượng kim loại nặng trong động vật hoang dã cũng như việc giám sát thường xuyên các chất ô nhiễm là cần thiết.

Lời cảm ơn

Nhóm tác giả xin chân thành cảm ơn Tiến sĩ Tomasz Łaciak ở Viện Sinh học, trường Đại học Sư phạm Krakow, Ba Lan đã hỗ trợ trong việc phân tích nồng độ kim loại nặng; Ông Andrzej Zajac - thợ săn ở Nowy Sącz của tỉnh Małopolskie, Ba Lan đã thu thập mẫu vật.

TÀI LIỆU THAM KHẢO/ REFERENCES

- [1] G. G. Garcia, E. H. Grivialde, L. C. Ocampo, and C. N. Mingala, "Assessment of swine (*Sus scrofa domestica*) alveolar macrophage viability associated with heavy metal air pollutants," *Thai J. Vet. Med.*, vol. 44, no. 4, pp. 461-468, 2014, doi: 10.1016/j.ajpath.2011.03.029.
- [2] A. Jakimska, P. Konieczka, K. Skóra, and J. Namieśnik, "Accumulation of Metals in Tissues and Organs of Marine Organisms The Effect of Metals on Marine Organisms," *Pol. J. Environ. Stud.*, vol. 20, no. 5, pp. 1117-1125, 2011.
- [3] E. Kalisińska, W. Salicki, P. Myslek, K. M. Kavetska, and A. Jackowski, "Using the Mallard to biomonitor heavy metal contamination of wetlands in north-western Poland," *Sci. Total Environ.*, vol.

- 320, no. 2-3, pp. 145-161, 2004, doi: 10.1016/j.scitotenv.2003.08.014.
- [4] B. Fruziński and L. Łabudzki, "Management of wild boar in Poland," *Z. Jagdwiss.*, vol. 48, no. SUPPL., pp. 201-207, 2002, doi: 10.1007/BF02192409.
- [5] B. Moskwa, A. Cybulska, A. Kornacka, W. Cabaj, and J. Bień, "Wild boars meat as a potential source of human trichinellosis in Poland: Current data," *Acta Parasitol.*, vol. 60, no. 3, pp. 530-535, 2015, doi: 10.1515/ap-2015-0075.
- [6] P. Nosal, J. Kowal, and B. Nowosad, "Structure of Metastrongylidae in wild boars from southern Poland," *Helminthologia*, vol. 47, no. 4, pp. 212-218, 2010, doi: 10.2478/s11687-010-0033-8.
- [7] L. Schley and T. J. Roper, "Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops," *Mamm. Rev.*, vol. 33, no. 1, pp. 43-56, 2003, doi: 10.1046/j.1365-2907.2003.00010.x.
- [8] M. Durkalec, J. Szkoda, R. Kolacz, S. Opalinski, A. Nawrocka, and J. Zmudzki, "Bioaccumulation of lead, cadmium and mercury in roe deer and wild boars from areas with different levels of toxic metal pollution," *Int. J. Environ. Res.*, vol. 9, no. 1, pp. 205-212, 2015, doi: 10.22059/ijer.2015.890.
- [9] M. Długaszek and K. Kopczyński, "Elemental composition of muscle tissue of wild animals from central region of Poland," *Int. J. Environ. Res.*, vol. 7, no. 4, pp. 973-978, 2013, doi: 10.22059/ijer.2013.680.
- [10] A. Dobrowolska and M. Melosik, "Bullet-derived lead in tissues of the wild boar (*Sus scrofa*) and red deer (*Cervus elaphus*)," *Eur. J. Wildl. Res.*, vol. 54, no. 2, pp. 231-235, 2008, doi: 10.1007/s10344-007-0134-y.
- [11] J. Gašparík *et al.*, "Levels of Metals in Kidney, Liver, and Muscle Tissue and their Influence on the Fitness for the Consumption of Wild Boar from Western Slovakia," *Biol. Trace Elem. Res.*, vol. 177, no. 2, pp. 258-266, 2017, doi: 10.1007/s12011-016-0884-z.
- [12] J. Maľová, J. Ciberej, P. Maľa, F. Zigo, and B. Semjon, "Heavy Metal Levels in the Tissues of Wild Living Animals From Two Distinct Industrially Exploited Areas in Slovakia," *Slovak J. Anim. Sci.*, vol. 52, no. 3, pp. 100-110, 2019.
- [13] J. Gasparik, M. Dobias, M. Capcarova, P. Smehyl, J. Slamecka, and J. Bujko, "Concentration of cadmium, mercury, zinc, copper and cobalt in the tissues of wild boar (*Sus scrofa*) hunted in the western Slovakia," *J. Environ. Sci. Heal. - Part A Toxic/Hazardous Subst. Environ. Eng.*, vol. 47, no. 9, pp. 1212-1216, 2012, doi: 10.1080/10934529.2012.672065.
- [14] J. Falandysz, "Some toxic and trace metals in big game hunted in the northern part of Poland in 1987-1991," *Sci. Total Environ.*, vol. 141, no. 1-3, pp. 59-73, 1994, doi: 10.1016/0048-9697(94)90018-3.
- [15] E. Srebočan *et al.*, "Cadmium, lead, and mercury concentrations in tissues of roe deer (*Capreolus capreolus* L.) and wild boar (*Sus scrofa* L.) from Lowland Croatia," *Czech J. Food Sci.*, vol. 29, no. 6, pp. 624-633, 2011, doi: 10.17221/249/2010-cjfs.
- [16] A. Amici, P. P. Danieli, C. Russo, R. Primi, and B. Ronchi, "Concentrations of some toxic and trace elements in wild boar (*Sus scrofa*) organs and tissues in different areas of the Province of Viterbo (Central Italy)," *Ital. J. Anim. Sci.*, vol. 11, no. 4, pp. 354-362, 2012, doi: 10.4081/ijas.2012.e65.
- [17] N. Bilandžić, M. Sedak, M. Dokić, B. Simić, and B. Šimić, "Wild boar tissue levels of cadmium, lead and mercury in seven regions of continental Croatia," *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 84, no. 6, pp. 738-743, 2010, doi: 10.1007/s00128-010-9999-7.
- [18] G. F. Nordberg, B. A. Fowler, M. Nordberg, L. T. Friberg, *Handbook on the toxicology of metals*, 3rd. Reading, MA: Academic Press, 2007. [E-book] Available: Safari e-book.
- [19] J. Sales and R. Kotrba, "Meat from wild boar (*Sus scrofa* L.): A review," *Meat Sci.*, vol. 94, no. 2, pp. 187-201, 2013, doi: 10.1016/j.meatsci.2013.01.012.
- [20] M. A. Taggart, M. M. Reglero, P. R. Camarero, and R. Mateo, "Should legislation regarding maximum Pb and Cd levels in human food also cover large game meat?" *Environ. Int.*, vol. 37, no. 1, pp. 18-25, 2011, doi: 10.1016/j.envint.2010.06.007.
- [21] The European Commission, "Commission Regulation (EU) 582/2016 of 15 April 2016 amending Regulation (EC) No 333/2007 as regards the analysis of inorganic arsenic, lead and polycyclic aromatic hydrocarbons and certain performance criteria for analysis," *Euratom*, vol. 2001. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R0582&from=LT>. [Accessed June 11, 2021].