

精錬所の排煙による林野の重金属（カドミウム， 亜鉛，銅）蓄積とシイタケ・ナメコの重金属吸収

西 本 哲 昭⁽¹⁾・藤 田 桂 治⁽²⁾
古 川 久 彦⁽³⁾・吉 本 衛⁽⁴⁾

Tetsuaki NISHIMOTO, Keiji FUJITA, Hisahiko FURUKAWA and
Mamoru YOSHIMOTO: Accumulation of Heavy Metals (Cadmium,
Zinc and Copper) from Smeltery on Forest Ecosystem and their
Uptakes by Shiitake Mushroom (*Lentinus edodes* (BERK) SING.) and
Nameko Mushroom (*Pholiota glutinosa* KAWAMURA) through
Polluted Bed Logs.

要 旨：わが国の代表的な非鉄金属精錬所のある宮城県鶯沢町と秋田県小坂町ならびに両町の隣接町村において，林野における重金属（カドミウム・亜鉛・銅）の分布を調査した。その結果かなり広範囲にわたって，精錬所の排煙に由来すると思われる重金属の蓄積が認められた。

重金属とくにカドミウムは保健上，人体へ多量に摂取することは望ましくないものであり，このような観点から林野に自生する山菜の重金属含有量を調査した。森林土壌の重金属蓄積の多い所ではワラビやフキなどに，カドミウム含有量が著しく多い点が見いだされた。

林木の生長に対する重金属の影響についてはポット試験を行って検討した。土壌中に重金属イオンが過剰に存在すると生育の阻害されることが認められた。すなわちカドミウムは根に吸収蓄積されやすいが，樹体内ではあまり移動しない傾向を示した。この点について放射性カドミウムを用いて追跡した結果，吸収したカドミウムの一部は幹を通して樹体内を移動するが，その経路として節部がかなり関与している。そして幹においては節部から樹皮や木部の中心部へ移動して蓄積する。

森林土壌中に重金属の蓄積の多い地域では落葉広葉樹の幹にも重金属が多量に含まれていた。このような幹をシイタケ栽培の原木として用いたところ，シイタケの子実体は原木のカドミウム含有率に比例する形でカドミウムを吸収した。シイタケは菌の系統，発生時期，および子実体の部位などによって，重金属含有率の異なる点も明らかになった。またナメコの場合はシイタケよりもカドミウムの吸収は著しく弱い結果を示した。

目 次

I ま え が き	1
II 重金属の定量方法	3
III 精錬所の排煙による林野の重金属蓄積	4
III-1 群馬県安中市における調査	4
III-2 宮城県栗原郡鶯沢町，およびその周辺における調査	4
III-3 秋田県鹿角郡小坂町，およびその周辺における調査	8
III-4 森林生態系内のカドミウム濃度	10
III-5 ワラビの重金属含有率	11
IV 林木の重金属吸収	12
IV-1 カドミウム添加土壌へ植えられたスギ苗の生育と重金属吸収	12
IV-2 林木の幹における重金属の移動と蓄積	15

(1) スギ・ケヤマハンノキの苗木の場合	15
(2) 7年生スギの場合	17
V シイタケ・ナメコの重金属吸収	20
V-1 実 験 方 法	20
V-2 鋸屑培養基によるシイタケのビン栽培	21
(1) シイタケ子実体各部位の重金属含有率の生育ステージによる変化	21
(2) シイタケ菌の各系統の重金属吸収特性	23
(3) 培養基のカドミウム含有率が、シイタケ子実体の カドミウム吸収量と発生量に及ぼす影響	23
V-3 シイタケの原木露地栽培	25
(1) 人為的にカドミウムを吸収させた原木による栽培	25
(2) シイタケの各菌系のカドミウム吸収特性	25
(3) シイタケ子実体の発生時期による重金属含有率の違い	26
(4) 原木の重金属含有率がシイタケ子実体の重金属含有率に及ぼす影響	27
V-4 鋸屑培養基によるナメコのビン栽培	29
VI 結 論	31
文 献	31
Summary	34

I ま え が き

近年、産業の進展にともなって大気汚染などの公害が発生し、大きな社会問題となっている。足尾の鉍毒被害に代表されるような銅、亜鉛、鉛、カドミウムなどの有毒重金属の汚染による農業被害も古い歴史をもち、今日に至るまで数多く繰り返されている。最近では、イタイイタイ病との関連でカドミウムが注目を集めるなど、保健上からもいっそう問題とされるに至った。

この報告は、このような背景のもとに農林水産技術会議が「農用地土壌の特定有害物による汚染の解析に関する研究」としてとりあげた特別研究のうち、林業部門の研究成績の一部である。

従来、重金属汚染問題は、わが国の農林業の特質からほとんど水田だけが対象とされ、鉍山→かんがい水→水田土壌→水稻、という関連で検討されてきた。しかし、近年外国における調査研究²⁰⁾²¹⁾⁴¹⁾によって、非鉄金属精錬所の排煙によっても重金属汚染が引き起こされていることが明らかとなってきた。したがって精錬所周辺の林野でも重金属汚染を受けていることは十分に予想される。

著者らは、まず精錬所近くの林野で土壌や林木などを採集し、重金属含有率を調べたところ、異常に高い値を示したので汚染の事実を確認できた。そこでさらに詳しい汚染状態を知るため、東北地方のわが国の代表的な精錬所について汚染の拡散状態を調査した。

林野における重金属汚染を問題とすると、まず森林生態系そのものへの汚染状態や影響を検討する必要がある。林野が河川、さらにそれを通じて農用地や海への諸物質の供給源に位置することを考慮すれば、それらへの重金属の流出も重要な課題となる。しかし、この点については今後の調査研究にゆずりたい。

農作物に対する重金属のかかわりは、従来もっぱら微量元素としての欠亡症という面に関心が向けられており、過剰障害についてはわが国では水稻に対する銅の障害などの一部特殊な事例を除くとそれほど多

く研究されていない現状である。林木についても微量要素という観点からの研究はかなりあり、わが国でも若干²²⁾報告されているが、過剰障害については海外でも最近になって取り組み始められた⁶⁾¹⁹⁾ところである。そこで、林木に対する重金属の影響を知るため、林業試験場構内においてポット試験を行い、重金属吸収の様態や、生育への影響を検討した。

林業部門における重金属汚染の問題の一つとして、食品となっているものへの連鎖も重要視すべきであろう。このような観点から、一つには汚染地のフキやワラビの汚染調査を行った。その他に、汚染された落葉広葉樹をシイタケの原木として用いるとシイタケも汚染される懸念があるので、栽培実験を行って確かめた。また、この問題はかなり重要と思われたので、種々の角度から検討を行った。また、ナメコについても若干の事実を明らかにした。

これらの調査、実験を総合することによって、おおまかではあるが精錬所の排煙を源とする林野の重金属汚染の一端を明らかにすることができた。

この研究は、わが国の林野における重金属汚染に関する研究の端緒として、森林生態系における重金属の動態や林木の重金属吸収、さらには食用菌の重金属吸収などについて、いくつかの興味ある問題点を指摘したが、詳細な検討は今後の研究に待たなければならない。

この研究は、元土じょう部長橋本与良博士（静岡大学数授）の構想の下に進められたもので、項目Ⅲは橋本与良博士、吉本 衛、前土じょう第2研究室長蔵本正義氏が行った概査に基き藤田桂治、西本哲昭が担当した。また、Ⅳは西本哲昭、吉本 衛が、Ⅴは西本哲昭、古川久彦が担当した。

この研究を企画、立案された橋本与良博士、研究遂行上全般的なご指導と助言をいただいた前土じょう部長 堀 隆男博士、調査部長松井光瑤技官に心からお礼を申し上げます。また項目Ⅲを行うに当っては、蔵本正義氏、地質研究室長木立正嗣博士、八木久義技官、土じょう肥料研究室佐藤久男技官、土じょう微生物研究室山家義人技官のご協力を得るとともに、東北支場土じょう研究室の各位にはいろいろご便宜を計っていただいた。Ⅳを行うに当っては、企画室安馬喜昭技官、土じょう肥料研究室岩崎美代技官、佐藤久男技官、九州支場堀田 庸技官のご協力を得た。Ⅴを行うに当っては保護部樹病科長青島清雄博士のご指導を得るとともに、土じょう微生物研究室長小川 真博士、山家義人技官のご協力を得た。各位に心からお礼を申し上げます。また、ていねいなご校閲を賜った土じょう部長河田 弘博士、土じょう肥料科長原田 洸博士に心からお礼を申し上げます。

Ⅱ 重金属の定量方法

農林水産技術会議の分析方法²⁴⁾を基準とした。その概要は以下のとおりである。

植物体試料は水洗せずにそのまま 60℃ で熱風乾燥した後、硝酸、硫酸、過塩素酸の三混酸で湿式分解し、残渣を 1 規定塩酸に溶かした。

カドミウムの定量は、この溶液から A・P・D・C・M・I・B・K で抽出し、原子吸光光度計で測定した。しかし、塩類を多量に含む試料では、抽出液の粘性が高く原子吸光光度計で測定することが困難だったので、A・D・D・C・M・I・B・K で抽出した。両方法では実質的に同一の定量値が得られる⁴⁰⁾といわれている。

亜鉛、銅、鉄、マンガンの定量は、1 規定塩酸溶液を直接原子吸光光度計で測定した。

土壌試料は、風乾細土を植物体試料と同様に湿式分解し、0.3 規定塩酸に溶かした。カドミウムの定量は、この溶液から A・D・D・C・M・I・B・K で抽出し、また、亜鉛、銅、マンガンの定量は、この溶液を直接

原子吸光度計で測定した。この方法によれば土壤中のこれらの元素は難分解性の一次鉱物や、一部の二次鉱物を除いた全量が定量されるといわれる¹⁰⁾。また、これはほぼ植物に吸収可能な量とも考えられている。

III 精錬所の排煙による林野の重金属蓄積

III-1 群馬県安中市における調査

群馬県安中市には東邦亜鉛株式会社安中精錬所があり、1937 年以来亜鉛を主とする精錬が行われている。この精錬所の排煙による畑地¹⁵⁾、スギ林³²⁾の重金属汚染については、すでに調査が行われている。

多くの場合、精錬所は採鉱地域に設けられているが、そのような地域ではもともと重金属の含有率の高い岩石が多く、そのために土壤の重金属含有率の高いことが考えられる。安中精錬所の場合は採鉱に全く関係の無い地域にあるので、排煙による汚染の有無、度合などが判定しやすいと考えられる。

著者らは、1972 年 2 月に精錬所周辺において表層土およびコナラの幹（胸高直径 5~10 cm 程度、地上 0.2~1.2 m、以下同）を採取し、カドミウム、銅、および亜鉛の含有率を測定した。これらの結果は Table 1 に示すとおりである。

精錬所の煙突の南方 0.3 km 地点と 1.5 km 地点を比べると、カドミウムの含有率は土壤およびコナラのいずれも煙突に近いほど高かった。銅と亜鉛の含有率は、土壤では同様に煙突に近い所ほど高かったが、コナラでは明りょうな傾向が見られなかった。煙突の東方 0.6 km の地点では、土壤のこれらの重金属含有率は南方 0.3 km のものよりも低いにもかかわらず、コナラでは非常に高い値を示した。

このように重金属含有率は土壤とコナラとは必ずしも比例していないが、いずれも汚染を受けており、また、同じ方位では煙突に近いほど土壤への影響は大きく汚染度の強いことが認められた。

III-2 宮城県栗原郡鶯沢町およびその周辺における調査

宮城県栗原郡鶯沢町には、現在三菱金属鉱業株式会社細倉鉱業所があり、その精錬部門では亜鉛、鉛を主とする精錬が行われている。鉱山の歴史は古く 9 世紀にさかのぼるといわれるが、1937 年からは大々的に精錬が行われるようになった。

著者らは 1972 年 6 月と '73 年 6 月にこの精錬所を中心として東西南北方向への重金属汚染の広がりを調べた。調査地点の概況は Table 2 に示すとおりである。それぞれの調査地点において表層土を採取す

Table 1. 安中市における調査地点の重金属含有率
Heavy metal concentrations at surveyed plot in Annaka (ppm on dry basis)

調 査 地 点 Surveyed plot		表 層 Surface soil			コ ナ ラ <i>Quercus serrata</i>					
方 位* Direction	距 離* Distance (km)				Bark			Xylem		
		Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn
E	0.6	3.4	82	84	28.1	152	1,463	0.25	4.6	7.6
S	0.3	41.7	107	141	3.02	22.2	173	0.16	5.0	1.9
S	1.5	1.7	3.8	53	0.80	29.9	83	0.12	5.8	4.8

* 精錬所の煙突からの方位、距離

Direction and distance from smelter toward surveyed plot

** 0.1N-HCl 可溶物、蔵本¹⁶⁾のデータによる

0.1N-HCl extract, data from M. KURAMOTO¹⁶⁾

Table 2. 調 査 地 の 概 況

Condition of surveyed plots

調 査 地 点 Point		斜 面 上 の 位 置 Topography		土 壌 型 Soil type	表 層 土 の 化 学 性 Chemical properties of surface soil			林 況 Vegetation
方 位 Direction	距 離 Distance (km)				pH (H ₂ O)	C	N	
(% on dry basis)								
1. 鶯沢町およびその周辺 Uguisuzawa and surroundings								
E	2	上 部	Upper part	B ₀ (d)	4.3	3.8	0.17	ア カ マ ツ 林 <i>Pinus densiflora</i> forest
E	9	上 部	Upper part	B ₀ (d)	4.7	2.7	0.15	アカマツ造林地 <i>P. densiflora</i> plantation
E	22	上 部	Upper part	B ₀	4.9	1.9	0.13	ア カ マ ツ 林 <i>P. densiflora</i> forest
E	35	中 部	Middle part	B ₀	5.5	4.5	0.26	スギ造林地 <i>Cryptomeria japonica</i> plantation
E	54	上 部	Upper part	B ₀ (d)	4.8	5.4	0.27	アカマツ伐跡地 <i>P. densiflora</i> cut-off area
W	2	中 部	Middle part	B ₀ (d)	4.9	5.1	0.32	クロマツ造林地 <i>Pinus thunbergii</i> plantation
W	4	中 部	Middle part	B ₀ (d)				ミズナラ林 <i>Quercus mongolica</i> var. <i>grosseserrata</i> forest
W	11	中 部	Middle part	B _{1b}	5.0	6.5	0.32	スギ造林地 <i>C. japonica</i> plantation
W	20	丘頂緩斜面 Gentle slope of the hill top		B _{1b}	4.0	23.4	1.53	ミズナラ林 <i>Q. mongolica</i> var. <i>grosseserrata</i> forest
W	32	台 地	Upland	B ₀	4.6	11.4	0.66	スギ造林地 <i>C. japonica</i> plantation
S	11	上 部	Upper part	B ₀	4.2	5.4	0.36	スギ造林地 Ibid.
S	20	中 部	Middle part	B _{1b}	5.4	10.3	0.60	ク リ 林 <i>Castanea crenata</i> plantation
S	32	台 地	Upland	B _{1b}	4.8	6.2	0.38	草 原 Grass land
N	5	中 部	Middle part	B ₀	5.1	6.9	0.44	スギ造林地 <i>C. japonica</i> plantation

Table 2. (つづき) (Continued)

調 査 地 点 Point	方 位 Direction	距 離 Distance (km)	斜 面 上 の 位 置 Topography	土 壌 型 Soil type	表 層 土 の 化 学 性 Chemical properties of surface soil			林 況 Vegetation
					pH (H ₂ O) (% on dry basis)	C	N	
N		13	中 部 Middle part	B ₀	5.0	9.6	0.84	スギ造林地 <i>C. japonica</i> plantation
N		21	中 部 Middle part	B ₀	4.6	7.6	0.41	スギ造林地 Ibid.
N		35	上 部 Uppre part	B ₀	5.4	10.6	0.73	草 原 Grass land
2. 小坂町およびその周辺 Kosaka and surroundings								
W		11	上 部 Upper part	B ₀ (d)	4.3	12.7	0.49	スギ造林地 <i>C. japonica</i> plantation
W		25	下 部 Lower part	B _{1b}	4.8	12.6	0.72	スギ造林地 Ibid.
W		38	上 部 Upper part	B ₀	4.7	7.8	0.42	草 原 Grass land
W		55	中 部 Middle part	B ₀ (d)	5.1	11.1	0.76	スギ造林地 <i>C. japonica</i> plantation
E		6	丘頂緩斜面 Gentle slope of the hill top	B _{1b} (d)	4.5	8.2	0.65	サ サ 地 Sasa land
E		9	中 部 Middle part	B _{1b}	4.3	10.5	0.63	スギ造林地 <i>C. japonica</i> plantation
E		16	上 部 Upper part	B ₀ -P _D Ⅲ	4.4	15.0	0.93	ミズナラ林 <i>Q. mongolica</i> var. <i>grosseserrata</i> forest
E		26	中 部 Middle part	B ₀	5.1	10.0	0.62	スギ造林地 <i>C. japonica</i> plantation
E		45	中 部 Middle part	B ₀ (d)	5.7	4.7	0.29	アカマツ林 <i>P. densiflora</i> forest
E		61	上 部 Upper part	B _{1b} (d)	5.5	4.6	0.28	アカマツ造林地 <i>P. densiflora</i> plantation
E		81	台 地 Upland	B _{1b}	5.5	8.1	0.48	カシワ林 <i>Quercus dentata</i> forest

Table 3. 鶯沢町およびその周辺における調査地点の重金属含有率
Heavy metal concentrations at the surveyed plots in Uguisuzawa and surroundings (ppm on dry basis)

調査地点 Point		表 層 Surface soil			フキ (可食部) <i>Patasites japonicus</i>			ワ ラ ビ <i>Pteridium aquilinum</i>			落 葉 広 葉 樹 Deciduous broad-leaved tree						樹 種 Species
方位 Direc- tion	距離 Dis- tance (km)	Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	皮 Bark			材 Xylem			
											Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	
E	2	2.98	22.5	241				24.6	20.0	118							<i>Quercus serrata</i> Ibid.
E	9	0.81	3.6	70							2.00	4.4	40	0.33	1.9	10	
E	22	0.06	5.8	45				1.01	18.3	52	1.01	2.9	26	0.29	2.3	12	
E	35	0.12	8.1	43				0.46	7.7	27							
E	54	0.50	21.5	100				4.67	36.0	64							
W	2	25.1	41.7	216				8.51	6.7	173	6.89	11.9	28.0	0.30	43.1	16	Ibid.
W	4				9.59	21.0	231				1.57	21.3	54	0.50	24.4	14	<i>Q. mongolica</i> var. <i>grosseserrata</i>
W	11	0.81	7.4	53	2.16	21.6	76	2.19	13.1	84							Ibid.
W	20	0.43	10.0	46	0.27	17.4	37	0.67	9.3	55	0.49	2.8	16	0.05	1.5	6	
W	32	0.41	7.1	85				1.27	12.1	70	0.57	2.1	11	0.10	1.5	3	
S	11	0.75	9.1	119				3.49	18.4	88	2.09	4.7	41	0.29	2.0	10	<i>Q. serrata</i>
S	20	0.48	5.3	52				0.44	14.0	55	1.14	4.1	20	0.09	3.1	11	Ibid.
S	32	0.20	5.2	45				1.54	24.5	66							
N	5	8.01	18.8	182	5.06	7.5	101				2.83	15.9	100	0.28	43.3	20	Ibid.
N	13	1.50	10.3	67	1.45	7.9	29				0.61	23.5	133	0.06	22.2	17	<i>Q. mongolica</i> var. <i>grosseserrata</i>
N	21	0.62	5.6	67				2.71	28.6	77	0.40	2.4	23	0.13	2.7	12	<i>Q. serrata</i>
N	35	0.39	3.2	69				1.04	26.5	71							

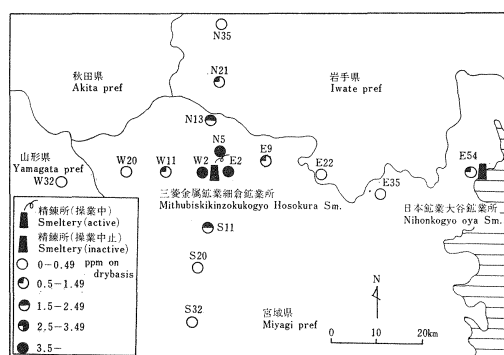


Fig. 1 鶯沢町およびその周辺における
表層土のカドミウム含有率
Cadmium concentration in surface
soil at surveyed plots in Uguisu-
zawa and surroundings.

るとともに、フキやワラビが生立していた所ではそれらの地上部を数十本ずつ採取した。ワラビは後述のように食べごろに生育しているものを対象とした。また、調査地点、またはその周辺に落葉広葉樹が生立していた所では1本ずつ採取した。それらの重金属含有率は Table 3 に示すとおりである。

この調査地点一帯は鉱山地帯で、もともと基岩に重金属が多量に含まれている可能性が考えられる。また、自然状態では土壌のカドミウムの含有率は山腹斜面の上部よりも下部の方に高い³⁵⁾といわれている。今回の調査では、斜面上の位置や土壌型などを同一にそろえることがで

きなかったこともあって、必ずしも明りょうな傾向を把握することができなかった。しかし、このような制約を考慮に入れたうえで、大まかに汚染の状態を推定すると以下のとおりである。

鉱業所東方各地点の土壌中の重金属含有率を比べると、22 km 地点までは鉱業所に近い所ほど高く、排煙の影響が推定された。54 km 地点では再び高くなっていた。この地点は古く江戸時代から鉱山が開かれており、1971 年まで日本鉱業株式会社大谷精錬所が金、銀の精錬を行っていた。したがって、大谷精錬所の影響を受けているのではないかと推定される。

同様に西、南、および北方では、やはり鉱業所に近い所ほど土壌の重金属含有率が高く、汚染を受けているものと推定される。全般的に鉱業所から約 10 km 程度付近から含有率の低下が緩やかになっているので、おおまかには強く汚染を受けている範囲は約 10 km 四方と推定される。

土壌のこれらの重金属含有率で、今回の調査結果のうち、もっとも高い地点と、もっとも低い地点を比べると、カドミウムは約 400 倍、銅は約 10 倍、亜鉛は約 5 倍となっている。同様にワラビの重金属含有率は、カドミウムは約 55 倍、銅は約 5 倍、亜鉛は約 7 倍となっており、やはりカドミウムがもっとも差が大きい。同様の傾向はフキや広葉樹の皮でも見られる。このことから、細倉鉱業所に関しては、これら 3 つの重金属のうちではカドミウムの汚染がもっとも強く、また、これを重金属汚染の指標とすることができると考えられるので、鉱業所を中心にして各調査地点の表層土のカドミウム含有率の分布を Fig. 1 に示した。

Ⅲ-3 秋田県鹿角郡小坂町およびその周辺における調査

秋田県鹿角郡小坂町には、わが国の代表的規模の同和鉱業株式会社小坂鉱業所があり、その精錬部門では銅、亜鉛を主とする精錬が行われている。鉱業所の歴史は 1869 年に始まり、'97 年からは精錬も始められた。数年後には早くも亜硫酸ガスによる公害が発生し、その後激しいときには国有林でも東方は青森県境、西方は米代川下流域まで被害を生じたと記録されている¹⁾。

著者らは、1972 年 5、6 月、'73 年 5 月および '74 年 6 月に小坂鉱業所を中心として東西方向への重金属汚染の広がりを調べた。各調査地点の概況は Table 2 のとおりである。また、各調査地点において表層土壌、ワラビおよび落葉広葉樹を採取しそれぞれの重金属含有率を測定した。その結果は Table 4 に

Table 4. 小坂町およびその周辺における調査地点の重金属含有率
Heavy metal concentrations at surveyed points in Kosaka
and surroundings (ppm on dry basis)

調査地点 Point		表 層 Surface soil			ワ ラ ビ <i>Pteridium aquilinum</i>			落葉広葉樹 Deciduous broad-leaved tree							
方位 Direc- tion	距離 Dis- tance (km)	Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	皮 Bark			材 Xylem			樹 種 Species	
								Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn		
W	11	4.53	22.8	88											
W	25	2.01	24.3	143	4.30	31.4	91								
W	38	0.72	8.8	25	1.67	25.9	91								
W	55	2.58	32.6	218	6.90	33.4	97	1.32	5.4	27.2	0.37	1.44	7.66	<i>Q. mongolica var. grosseserrata</i>	
E	6	9.87	51.4	62	30.2	80.3	309	2.09	14.8	85.1	0.31	2.49	5.25	Ibid.	
E	9	11.6	35.3	169	10.4	29.5	147	0.83	6.15	29.5	0.09	0.77	2.97	Ibid.	
E	16	4.23	25.8	90	16.0	42.9	116	0.99	15.4	26.0	0.12	2.69	2.13	Ibid.	
E	26	6.79	15.2	119											
E	45	0.44	11.0	64	2.03	32.0	96	0.58	3.12	17.1	0.07	1.28	9.02	Ibid.	
E	61	0.33	21.1	44	0.33	28.4	95	0.49	4.66	26.4	0.11	1.30	5.04	<i>Q. serrata</i>	
E	81	0.22	6.6	49	0.36	10.6	62	0.53	3.41	12.4	0.07	1.55	2.18	<i>Q. dentata</i>	

示すとおりである。

鉱業所に近いほど土壌、ワラビ、および落葉広葉樹の皮のカドミウム含有率は高かった。銅含有率はそれ程けんちよではないが似たような傾向を示し、亜鉛含有率も同様な傾向を示したがその度合は小さかった。このように III-2 の 鷲沢町およびその周辺の場合と同様に、3つの重金属のうちではカドミウムの汚染がもっともけんちよなことが認められた。

Fig. 2 に鉱業所を中心として各調査地点の表層土のカドミウム含有率の分布を示した。

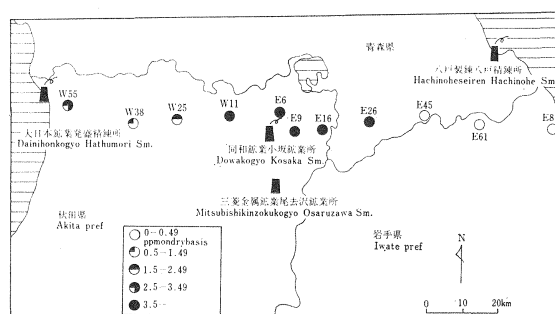


Fig. 2 小坂町およびその周辺における表層土のカドミウム含有率
Cadmium concentration in surface soil at surveyed plots in Kosaka and surroundings.

W55 の地点は小坂鉱業所からもっとも遠いにもかかわらず、重金属含有率が高かった。この点は、その西方近くに存在する大日本鉱業株式会社発盛精錬所の影響ではないかと推定される。また、E61 地点と E81 地点の北方約 20 km には八戸精錬株式会社八戸精錬所があり、亜鉛、鉛、銅などを精錬している。しかし、この精錬所は 1969 年から操業を始めたばかりであるためか、調査地点への影響は認められなかった。なお、小坂鉱業所の南方約 20 km には、三菱金属鉱業株式会社尾去沢鉱業所があり、1966 年まで銅、亜鉛などを精錬していた。その規模は小坂鉱業所には及ばないが、近くの調査点への影響はある程度考えられる。

以上のことを考慮に入れて、小坂鉱業所の排煙による重金属汚染の範囲を推定すると、東西方向へは少

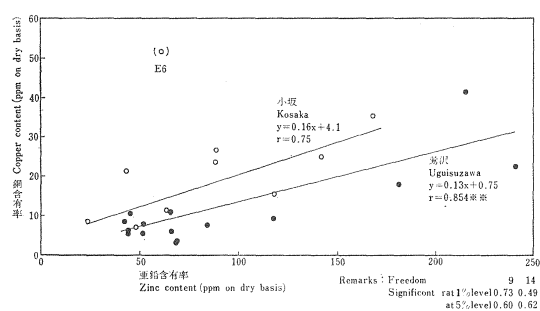


Fig. 3 表層土の亜鉛含有率と銅含有率との直線相関

Linear correlation between zinc and copper concentrations in surface soil.

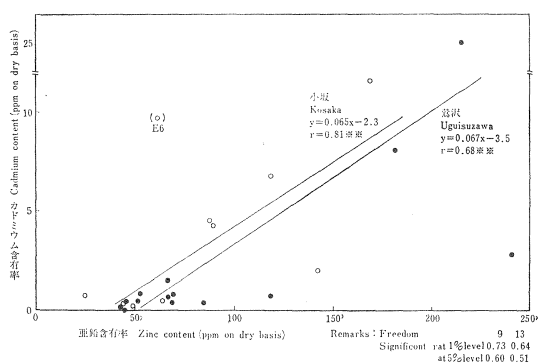


Fig. 4 表層土の亜鉛含有率とカドミウム含有率との関係

Linear correlation between zinc concentration and cadmium concentrations in surface soil.

なくとも 25 km に及ぶものと推定される。小坂鉱業所周辺の汚染について、本間ら¹¹⁾は畑や原野を調査して、少なくとも 6 km 四方は汚染されていたと報告しているが、著者らは調査範囲を更に広げた結果、もっと広く汚染されていることを明らかにすることができた。前述の細倉鉱業所の場合は汚染地域は約 10 km 四方であったのに比べると、小坂鉱業所の場合は面積は 5 倍以上となり、かなり大規模といえる。

排煙による重金属汚染の調査例としては、日曹金属株式会社社会津精錬所によるもので約 17 km という報告²⁾がある。また、外国の例では約 20 km に及ぶもの²⁰⁾もある。更に、スカンジナビア半島南部にみられる広範囲の重金属汚染は、中央ヨーロッパからの影響と推定されている⁴¹⁾が、その場合には数百 km に及んでいることになる。

Fig. 3 には、前述の鶯沢地域のものも加えて調査地点における表層土の銅と亜鉛の含有率の相関関係を示した。ただし、発盛精錬所と大谷精錬所の影響を受けたと思われる地点は除いた。この図から小坂地域では鶯沢地域に比べると亜鉛に対する銅の割合が高いことが認められる。このことは細倉鉱業所が亜鉛、鉛を主体に精錬しているのに対し、小坂鉱業所では銅、亜鉛を主体に精錬していることとよく対応しているといえる。

カドミウムは普通、亜鉛に付随して産出するものであるが、Fig. 4 にみられるように、これらの調査地点の表層土でも両金属をほぼ一定の比率で含んでいた。

なお、Fig. 3, 4 において小坂 E 6 地点の土壌の亜鉛含有率は、鉱業所から最短距離にあるにもかかわらず異常に低いことは注目に値する。渋谷³⁴⁾は火山灰土壌では過塩素酸分解法による亜鉛の定量値が過少に現れる事例を見いだしている。小坂 E 6 地点は火山放出物に由来する B_{1b}(d) 型土壌(残積土)であるので、このような値になったのではないかと推察される。

III-4 森林生態系内のカドミウム濃度

小坂 E 16 地点は、上述のようにかなり重金属汚染を受けてはいるが、E 6 や E 9 地点とは異なり、外見上は当地方の代表的なミズナラ林相を保っている。そこで、これを汚染林分の代表として選び、森林生態系内のいろいろな部分についてカドミウム含有率を調べ、それを埼玉県比企郡鳩山村にある汚染を受け

Table 5. 汚染地，非汚染地の森林生態系におけるカドミウム含有率
Cadmium concentrations in forest ecosystem at polluted
and unpolluted plots (ppm on dry basis)

調査地点 Point	上層木* Upper layer tree					かん木 Bush	ササ Sasa	草 Grass	細根 Fine root	土 壌 Soil		
	葉 Leaves	枝 Twigs	外皮 Outer- bark	内皮 Inner- bark	材 Xylem					A ₀ 層 A ₀ - layer	A層 A-ho- rizon	B層 B-ho- rizon
汚 染 地 Polluted area (小坂 E16)* (Kosaka)	0.96	0.28	1.82	0.38	0.12	4.95	0.53	3.55	9.82	1.48	4.23	2.26
非 汚 染 地 Unpolluted area (鳩山 Hatoyama)**	0.08	0.23	0.36	0.11	0.08	0.71	0.16	0.60	3.30	0.50	0.39	0.02

* 小坂；ミズナラ Kosaka；*Q. mongolica* var. *grosseserrata* 鳩山；コナラ Hatoyama；*Q. serrata*

** 洪積層，緩斜面上部，B₀(d)-soil Diluvium, Upper part of gentle slope.

Table 6. ワラビの生育ステージ別の重金属含有率
Heavy metal concentrations of bracken at each growing
stage (ppm on dry basis)

生育ステージ Growing stage	鶯 沢 E35 Uguisuzawa			小 坂 E81 Kosaka		
	Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn
I つ ぼ み Bud	0.46	7.7	33	0.33	28.4	95
II わ ず か に 開 葉 Slight flush	0.45	6.3	33	0.37	28.8	64
III か な り 開 葉 Considerably flush	0.47	6.2	27	0.20	13.4	60
IV 完 全 開 葉 Full flush	0.28	5.0	27	0.17	8.2	39

ていないコナラ林における状態と対比して Table 5 に示した。

汚染林，非汚染林はいずれも表層土（A層）では下層土よりカドミウム含有率が高かった。このような事例はすでに多くの報告⁵⁾¹⁵⁾²⁰⁾で指摘されている。これは植物の根が下層土も含めて土壌から重金属を吸い上げ，落葉によって土壌へ還元するという物質循環によってもたらされたものと考えられている⁵⁾。

林床の草本や低木類も高いカドミウム含有率を示していた。この点は，これらの根が重金属含有率の高い表層土に主として分布していることによるものと説明されている⁴⁾。しかし，今回の調査ではササは汚染地，非汚染地のいずれの場合も他の植物よりもカドミウムの含有率が低かったことは注目に価する。

上層木では幹の外皮で高く，木部でもっとも低かった。なお，対照とした鳩山村におけるコナラの葉と下層土（B層）の含有率は，非汚染地としてもやや低い部類に属すると考えられる。

汚染地と非汚染地とを比べると，森林生態系のいずれの部分も汚染地の方が高く，特に倍率が高いのは土壌であり，低いのは幹の木部や枝であった。

III-5 ワラビの重金属含有率

ワラビの重金属含有率を比較する場合，生育ステージを考慮する必要があるか否かについて検討するため，非汚染地で正常な生育をしている小坂 E81 と細倉 E35 地点において，4段階の生育ステージに分けてワラビを採取し，重金属含有率を測定した。結果は Table 6 に示すとおりである。

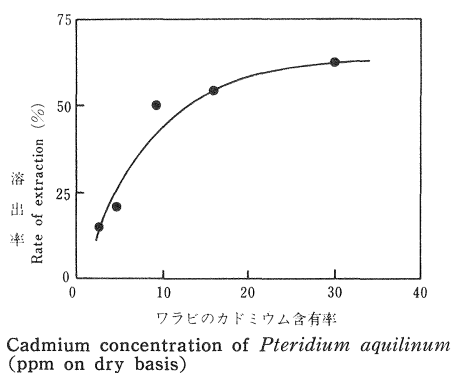


Fig. 5 あく抜きによるワラビの
カドミウム溶出率

Extraction of cadmium from
bracken by boiling in lye.

った。

以上のように、ワラビはカドミウムを吸収しやすく、汚染地ではかなり高い含有率を示すことが判明した。したがって、このような含有率の高いものは当然食用にすることは避けるべきである。

仮に、食用に供する場合のことを想定して、あく抜きでどの程度のカドミウムが除去されるかを検討したところ次のような結果が得られた。

採取したワラビを生のまま、重量の約 10 倍量の 1% 炭酸水素ナトリウム水溶液に入れ、沸騰後約 1 分間煮沸し、残存したカドミウムを定量した。その結果、Fig. 5 に示すようにカドミウム含有率の高いものほど溶出割合が高い傾向を示した。しかし、含有率の高いものでも約 3 割程度はワラビ中に残存していた。

IV 林木の重金属吸収

IV-1 カドミウム添加土壌へ植えられたスギ苗の生育と重金属吸収

実験方法：目黒土壌（火山灰淡黒色土、pH 5.1, C 6.3%, N 0.45%, Fe_2O_3 10.2%, MnO 1.34 ppm, Zn 160 ppm, Cu 109 ppm, Cd 0.94 ppm）を 1/2,000 a ワグナーポットにつめ、所定の濃度になるようにカドミウム (CdCl_2) を混入して、スギ実生苗 (1-0) を 3 本ずつ植栽した。なお、肥料として硫酸、過リン酸石灰、硫酸カリウムをポット当たりそれぞれ 2.8 g, 2.5 g, 0.8 g ずつ与えた。土壌水分は、乾土区では 55%（ポット中心部の pF 2.0）、湿土区では 75%（pF 1.6）に保つよう 2, 3 日おきにジョウロで灌水した。ポットのくり返し数は 2 とした。育成は林業試験場構内のガラス室で行った。育成期間は 5 月から翌年 1 月までとした。

結果と考察：

1972 年 1 月にスギ苗の育成を打ち切り、重金属の吸収状態を調べた。結果は Table 7 のとおりである。

カドミウム無施用区について検討すると次のとおりである。カドミウム含有率を苗木の部位別にみると、当年生根 > 2 年生根 > 幹 > 2 年生葉 > 当年生葉の順に減少し、根の先端で最も高く、根から隔たるにつれて低下していた。最高の当年生根と最低の当年生葉とでは約 30 倍となっていた。このような傾向は

これによると、ちょうど食べごろである I, II 段階までは含有率が高く、葉が展開するにつれて低くなる傾向が見られる。したがって、ワラビの重金属含有率を比べる場合には、生育ステージをそろえる必要がある。前述のように今回の調査では、いずれも食べごろである I, II 段階のワラビを対象とした。

Table 3, 4 に示すように、ワラビのカドミウム含有率はほとんどの場合表層土のカドミウム含有率よりも高かった。銅の含有率もやや同様の傾向を示したが、カドミウムほどけんちょではなかった。亜鉛については同様の傾向は認められなかつた。

Table 7. カドミウムの施用がスギ苗木の重金属吸収に及ぼす影響（1971年度）
Influence of cadmium supply on heavy metal concentrations of
C. japonica seedling (1971) (ppm on dry basis)

重金属 Heavy metal	施用 濃度 Supply Cd (ppm)	乾 土 Dry soil					湿 土 Wet soil				
		葉 Leaves		幹 Stem	根 Root		葉 Leaves		幹 Stem	根 Root	
		1-year-old	2-year-old		1-year-old	2-year-old	1-year-old	2-year-old		1-year-old	2-year-old
Cd	0	0.33	0.73	0.83	9.59	2.68	0.29	0.67	0.72	8.00	2.72
	20	2.27	2.20	4.55	119.8	80.5	2.70	2.42	5.52	159.7	32.9
	50	7.41	16.0	18.4	646.1	230.6	8.41	12.3	9.73	555.1	234.4
	200	143.4	196.0	206.9	1,842.4	489.2	84.8	120.2	135.5	1,602.6	490.9
Cu	0	6.37	6.71	6.98	48.8	30.5	12.6	10.1	7.70	49.2	39.9
	20	9.52	8.00	6.04	55.3	39.6	11.3	8.25	8.47	48.4	17.5
	50	4.49	6.67	6.98	56.1	15.1	5.49	11.0	6.86	47.9	22.0
	200	3.58	3.85	9.52	43.1	30.8	5.09	4.07	9.40	57.9	45.8
Zn	0	84	159	117	554	216	90	153	144	642	195
	20	111	216	132	549	313	71	199	119	592	209
	50	90	149	112	524	223	62	174	95	502	161
	200	115	168	125	407	178	118	171	92	482	206
Fe	0	386	886	322	5,623	1,710	783	1,587		4,457	3,680
	200	136	442	316	4,368	2,270	351	442		4,226	2,951
Mn	0	133	170	67	1,456	345	155	190		720	475
	200	194	182	60	378	110	237	240		380	155

水耕で育苗されたスギ苗の場合でも認められている¹⁴⁾。

銅の含有率は、当年生根＞2年生根＞幹≒2年生葉≒当年生葉の順に低下し、最高部位と最低部位とでは約7倍となっていた。

亜鉛の含有率は、当年生根＞2年生根＞2年生葉＞幹＞当年生葉の順に減少し最高部位と最低部位とでは約7倍となっていた。

以上のことから、これらの重金属は窒素、リン酸、カリウムなどに比べると、スギ体内での移動は小さいことがわかり、その中でもカドミウムはもっとも移動しにくい元素といえる。一般の農作物においても、カドミウムは亜鉛よりも移動しにくいことが知られている³⁶⁾。

次に、スギ苗木当年生根の重金属含有率の、土壤中の重金属含有率に対する倍率をみると、カドミウムは約9倍、亜鉛は約4倍、マンガンは約1倍、銅は約0.4倍、鉄は約0.1倍となっていた。これらのことから、カドミウムは苗木の根から非常に吸収されやすいが、根に吸収された後は他の部位にはそれ程移動しない性質があるといえる。

以上、1971年度の実験について述べたが、'72年度にくり返した実験でも Table 8 に示すように似たような傾向がうかがえた。

両年度いずれもカドミウム施用量の増加につれて、スギ苗木の各部位のカドミウム含有率は増加していたが、銅と亜鉛の吸収への影響は明りょうではなかった。しかし、マンガンは根では含有率が低くなり、

Table 8. カドミウムの施用がスギ苗木の重金属吸収に及ぼす影響 (1972年度)
Influence of cadmium supply on heavy metal concentrations of
C. japonica seedling (1972) (ppm on dry basis)

重 金 属 Heavy metal	施用濃度 Supply Cd (ppm)	乾 土 Dry soil			湿 土 Wet soil		
		葉 Leaves	幹 Stem	根 Root	葉 Leaves	幹 Stem	根 Root
Cd	0	0.33	0.24	5.25	0.62	0.61	6.78
	20	2.22	5.72	33.2	6.04	4.97	87.3
	50	9.74	16.9	360.1	11.5	17.7	301.6
	200	71.0	219.8	1,250.0	80.1	114.1	801.1
Cu	0	5.95	5.09	41.2	5.52	5.41	41.0
	20	6.11	6.26	72.6	3.30	5.59	42.3
	50	3.95	3.99	64.8	5.77	4.67	47.6
	200	4.10	5.60	73.5	3.91	5.43	43.1
Zn	0	86	44	210	63	38	220
	20	68	45	333	80	44	254
	50	53	40	233	69	51	246
	200	75	82	202	107	65	194
Fe	0	766		4,120	471		3,875
	200	634		4,154	451		3,269

Table 9. カドミウムの施用がスギ苗木の生育に及ぼす影響
Influence of cadmium supply on growth of *C. japonica* seedling

年度 Year	施用濃度 Supply Cd (ppm)	乾 土 Dry soil					湿 土 Wet soil				
		苗 長 Top length (cm)	根元径 Basal diameter (mm)	乾 物 重* Dry weight (g)		備 考 Note	苗 長 Top length (cm)	根元径 Basal diameter (mm)	乾 物 重* Dry weight (g)		備 考 Note
				地上部 Top	根 Root				地上部 Top	根 Root	
1971	0	19.5	3.9	4.5	2.5		24.7	5.3	9.0	4.3	
	20	19.3	4.5	5.6	2.8		28.0	5.7	9.8	4.8	
	50	20.0	4.5	4.8	2.9		21.2	5.0	6.8	3.3	
	250	16.5	3.8	3.3	1.8		18.0	4.5	3.1	1.9	
	1,000					枯 死 Dead					クロロシス Chlorosis 枯 死 Dead
1972	0	28.0	5.6	15.1	5.0		30.7	5.7	12.9	4.8	
	20	29.5	5.0	14.5	4.8		30.7	5.7	15.3	5.5	
	50	31.7	5.2	14.6	4.6		27.7	5.7	12.4	4.5	
	200	19.3	3.7	6.0	3.0		20.5	3.7	5.2	2.8	
	1,000					枯 死 Dead					枯 死 Dead

* 苗木 1 本当たり Per one seedling

葉ではやや高くなる傾向がみられ、鉄は葉の含有率が低くなっていた。

スギ苗木の生育は Table 9 のとおりであった。土壤中のカドミウム含有率が 20 ppm 程度までは生育はむしろやや良い傾向もみられたが、必ずしも明りようではなかった。乾土区では 50 ppm までは生育阻害は現われなかったが、200 ppm では大きな生育阻害が現われた。更に 1,000 ppm では植え付け後間もなく葉の色が白、黄、さらには褐色となって枯死した。湿土区では 50 ppm から生育阻害が現われ、200 ppm からは葉が褐色となり阻害された。

重金属汚染土壤に植えられた植物は、ネクロシスやクロロシスが発生しやすく、鉄溶液を塗布すると回復するといわれている⁹⁾。今回の試験でも葉の鉄が少なくなっていたことから、ここに見られた葉色の変化の原因は、一つには鉄欠亡によるものと推定される。1971 年度の実験では、湿土区 200 ppm の葉の鉄含有率は対照区に比べかなり低くなっており、クロロシスを現わしたが、'72 年度の実験では湿土区 200 ppm では鉄含有率の低下は少なく、クロロシス症状も現われなかった。その原因は、1972 年度の供試苗は '71 年度のものより大きく、したがってカドミウムに対する抵抗性が大きかったことによるものと推察される。

なお、水稻では、水田を湛水状態におくとカドミウムは難溶性の硫化カドミウムとなって、水稻によるカドミウム吸収は抑制される¹⁸⁾といわれており、湛水条件下ではこのような傾向を示すが、今回の実験では土壤の含水量を調整したに過ぎなかったためか、乾土区と湿土区の間には明りような差は見られなかった。

自然界においては、一般に土壤中のカドミウム含有率は多くて 1~2 ppm であり、前述の汚染地での調査例からも推察されるように、汚染地でも数十 ppm もある所はごく限られていると思われる。したがって、カドミウムが単独でスギの生育を阻害している事例はごく少ないものと考えられる。しかし、汚染地では通常、カドミウムの他に銅、亜鉛、鉛などによっても汚染されている。重金属による植物の生育阻害作用の強さは、一般に重金属の電気陰性度に対応するといわれる⁴⁾。この研究でとり上げた重金属の電気陰性度は銅>カドミウム>亜鉛の順である。汚染地ではカドミウムよりも毒性の強い銅の方がカドミウムよりも多量に存在していたから、重金属による害が発生するとすれば銅などが主役となり、カドミウムはあまり関与しないと考えられる。

IV-2 林木の幹における重金属の移動と蓄積

(1) スギ・ケヤマハンノキの苗木の場合

実験方法：1/2,000 a のワグナーポットを使い、ボカスギ（枝さし後 2 年）およびケヤマハンノキ（2-0）を林業試験場のラジオアイソトープガラス室で水耕した。水耕液は塘³⁹⁾が用いたものを参考として、N 40 ppm, P_2O_5 25 ppm, K_2O 30 ppm, CaO 10 ppm, MgO 10 ppm, Fe_2O_3 2 ppm とし、pH は 1 週間ごとにスギでは 6.0、ケヤマハンノキでは 5.5 に調製した。また、日中は常に通気を行った。

カドミウムの添加は、(1) 7 月下旬に 1 ポットにつき $30\mu Ci$ （初年度の 7 月 1 日基準、以下同じ）の Cd-115 m 投与、続いて 8 月初旬に水耕液を更新し、再び $30\mu Ci$ の Cd-115 m を投与、9 月からは Cd-115 m を含まない水耕液で栽培、(2) 9、10 月は Cd-115 m を投与、とした。さらにスギについては、(3) 7~9 月に Cd-109 投与したものを追加設定した。

これらの水耕において Cd-115 m および Cd-109 を与えた期間中は、キャリアーとして水耕液のカドミウム濃度が 0.1 ppm となるように塩化カドミウムを加えた。

また、ケヤマハンノキについては、9月初旬1本の枝の全着葉に対し、 $4\mu\text{Ci}$ のCd-115 mを含む塩化カドミウム0.5 mgを水溶液として塗布した。

Cd-115 mを吸収させた苗木はその年の12月下旬まで、またCd-109を吸収させた苗木は翌年6月末まで栽培した。栽培終了後、苗木の幹を皮、木部などに分けて各部位の放射能を測定した。

放射能の測定方法はHARDCASTLERら⁸⁾がCa-45の測定に用いたものを準用した。すなわち、乾燥試料を過塩素酸・硝酸で分解した後、塩酸を加えて塩化物とし、乾燥後ジブチルフォスフェイトを混入したトルエンシンチレーターに溶かし、シンチレーションカウンターで測定した。

結果と考察：12月時点におけるCd-115 mの分布状態はFig. 6のとおりであった。

7, 8月に根から吸収させたスギでは、節部における含有率が最も高く、それより外側へ向っては低くなっていた。木部では中心に位置する古い部分が高く、新しい部分では低かった。このような傾向は幹の上部(根ぎわ上50 cm)でも下部(根ぎわ上15 cm)でも同じであった。

9, 10月に吸収させたスギでは全体的に7, 8月吸収の場合と似た傾向はあるが、表皮や木部中心部などへの配分が少なかった。

ケヤマハンノキに根から吸収させた場合は、やはり節部・皮層で最も高かったが、表皮・周皮や木部中心部でもかなり高かった。その様子をオートラジオグラフに撮ってみるとPhoto. 1のとおりであった。9, 10月吸収のものでは7, 8月吸収のものに比べて木部の中心部への配分割合が少ないことはスギの場合と同じである。

7月から10月の間Cd-109を吸収させたスギを翌年6月末まで生育させた場合は、Fig. 7に示すとおりであった。この場合には、新しく形成された木部にもCd-109が分布していた。幹での水平方向への分布パターンは、全体的な傾向は前年12月時点の場合と似ていたが、節部への配分割合が少なく木部の中

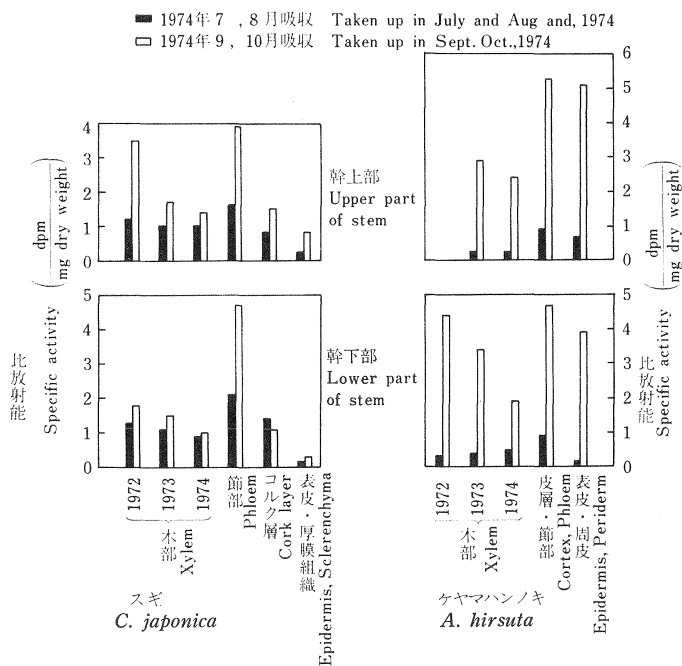


Fig. 6 根から吸収されたCd-115 mの苗木の幹における分布 (1974年12月)
Distribution of Cd-115 m taken up through roots in stem of seedling (Dec., 1974).

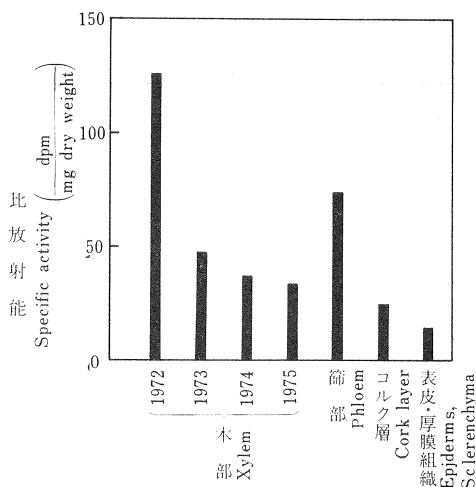


Fig. 7 根から吸収（1974年7～10月）
された Cd-109 のスギ幹における分
布（1975年6月）
Distribution of Cd-109 taken up
(in July~Oct., 1974) through
roots in stem of Sugi seedling
(June, 1975).

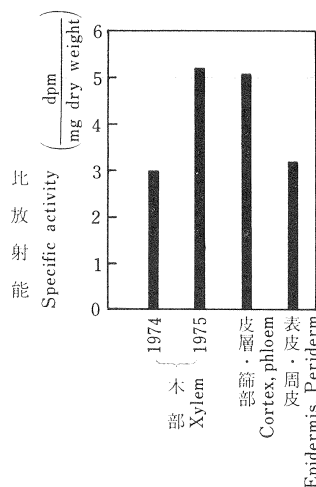


Fig. 8 葉から吸収（1974年9～11月）
された Cd-115 m のケヤマハンノキ
苗の幹における分布（1974年12月）
Distribution of Cd-115 m taken
up (in Sep.~Nov., 1974) through
leaves in stem of Keyamahannoki
seedling (Dec., 1974).

心部への配分割合が多くなっていた。

吸収後の生育期間は、7月から10月まで Cd-109 を吸収させて翌年6月末まで生育させた場合がもっとも長く、次いで7、8月に Cd-115 m を吸収させて12月末まで生育させたもので、もっとも短いのは9、10月に吸収させて12月末まで生育させたものである。この期間が長いものほど篩部のカドミウム含有率に対する木部中心部のカドミウム含有率が高い。このことからカドミウムはまず篩部に多く集まり、次第に木部の中心部へ移動して行ったのではないかと推察される。また、表皮へも篩部から移行したのであろう。

なお、スギでは篩部と表皮とでは含有率に大きな差が見られたが、ケヤマハンノキでは大差は見られなかった。これにスギでは既にコルク層が形成されていたのに対し、ケヤマハンノキではまだ形成されていなかったもので移動が容易なものと推察される。

次に、ケヤマハンノキで葉から Cd-115 m を吸収させた場合は、Fig. 8 に示すように根から吸収させた場合に比べて、最外部の当年生の木部に含有率がやや高いという特徴が見られた。

(2) 7年生スギの場合

実験方法：林業試験場の苗畑において、550 l の大型ポットを用いて4月初旬から7年生ボカスギを水耕した。水耕法は藤田ら⁷⁾が用いた方法に準じ、水道水に N, P₂O₅, K₂O の濃度がそれぞれ 10, 25, 30 ppm になるように硝酸アンモニウム、リン酸一カリウム、および塩化カリウムを与えた。培養開始時の pH は硫酸で 6.5 に調製し、また、常時通気を行った。5月から9月までの間は各月の初旬ごとに塩化カドミウムを用いてカドミウム濃度を 0.1 ppm、または 1.0 ppm とした培養液で更新し、また、10月以降はカドミウムを含まない液で更新した。

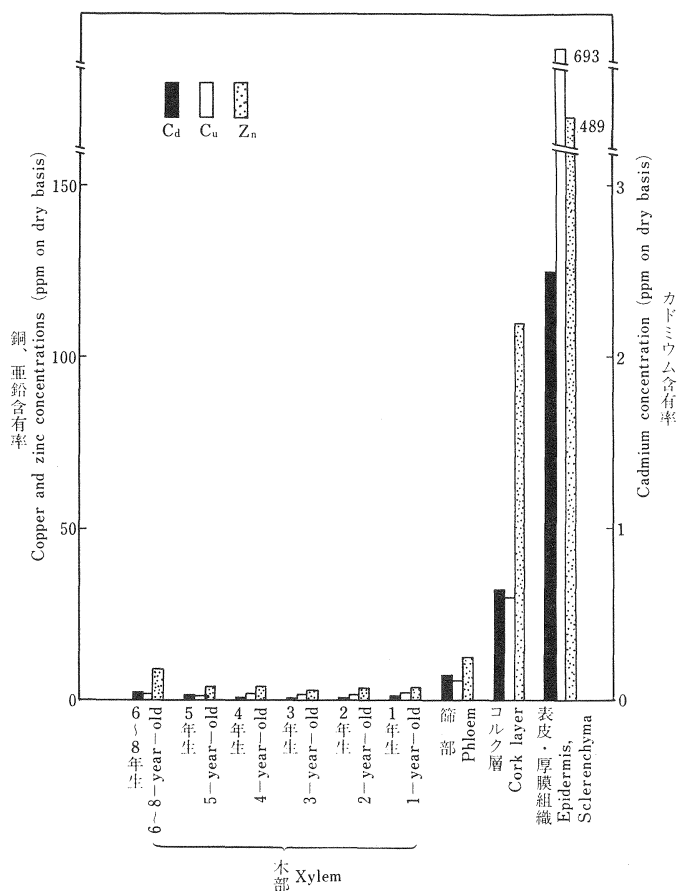


Fig. 9 非汚染スギの幹におけるカドミウム，銅，亜鉛の分布
Distribution of cadmium, copper and zinc in stem of unpolluted Sugi.

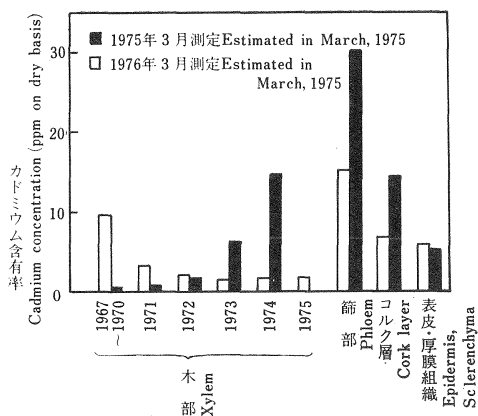


Fig. 10 カドミウム 1 ppm 水耗液で栽培 (1974年4~9月) したスギの幹におけるカドミウムの分布
Distribution of cadmium in stem of Sugi cultured in water containing 1 ppm cadmium in April ~Sept., 1974.

カドミウム濃度 1.0 ppm で水耕したもののうち 2 本は翌年 3 月に、また別の 2 本は翌々年 3 月に根元から約 20 cm の所の幹を採取し、各部位の重金属含有率を測定した。また、対照としてカドミウムを投与しないで水耕したものについても同様に測定した。

結果と考察：カドミウム濃度 0.1 ppm の場合は、カドミウム無添加の場合と外見上の違いは見られなかった。しかし、1.0 ppm の場合は葉が黄褐色味を増した。

ここで、スギの幹における重金属の一般的な分布状態をカドミウム無添加区のスギについてみると Fig. 9 のとおりであった。カドミウム、銅、および亜鉛のいずれの重金属の含有率も、表皮・厚膜組織でもっとも高く、次いでその内側に隣接するコルク層、さらにその内側に隣接する篩部の順に低下した。木部では全般的に低かったが、そのうちでは中心部がやや高い傾向を示した。

カドミウム濃度 1.0 ppm 区の結果は Fig. 10 のとおりであった。カドミウムを与えた翌年の 2 月の時点では、カドミウムの含有率は篩部がもっとも高く、その外側へ向っては隣接するコルク層、さらに表皮・厚膜組織の順に低くなっていた。篩部より内部では、篩部に近いほど含有率が高かった。

カドミウムを与えた翌々年の 3 月の分布状態は、やはり篩部における含有率ももっとも高く、外側に向ってはコルク層、表皮・厚膜組織の順に低くなっていた。この傾向もカドミウム投与の翌年 2 月における状態と似ているが、外側へ向っての減少の度合いは小さかった。篩部の内側の木部については、中心部でもっとも高く、外側へ向って減少し、篩部近くでまたやや増加していた。木部におけるこのような分布状態は、カドミウム投与の翌年 2 月における状態とはいちじるしく異なっている。また、このような分布状態は、苗木ではカドミウム投与後数か月後に現われたパターン（Fig. 6）とよく似ている。

以上のことを総合すると、苗木の場合と同様、根から吸収されたカドミウムは、まず篩部に多く集まり、その後木部の中心部方向へ移動したのではないかと推察される。また、表皮でも同様のことが考えられる。一般に植物体内での無機元素の移動は、根から吸収されたものが木部を通して上昇するといわれている。著者らの実験は細かく経時的な動きを見ていないので、カドミウムの移動の経路を明確には論じられないけれど、少なくともある時点では篩部に集積したことは明らかである。カルシウムは木部から表皮に向って移動し、集積される¹⁸⁾といわれるので、この実験の場合でもカドミウムは一度木部を通して来たとも考えられる。しかし、さらに時が経つと木部の中心部で含有率が高まるところをみると、逆の経路もあり得るのではないかと推察される。

木部の中心部への集積が、スギ苗木では早くから現われ、7 年生スギでは比較的遅く現われたことは、樹齢や樹体の大きさの違いによるものと考えられる。

このように、根から吸収されたカドミウムは、木部では中心部へ多く集積することがわかった。このようなことが自然界では普通に行われているらしいと思われることは、カドミウムを投入しなかったスギにおけるカドミウムの分布状態（Fig. 9 参照）からも推察される。

なお、この実験ではカドミウムを吸収した翌年の 2 月の時点では、カドミウム含有率はその年に形成された木部でもっとも高かった。しかし、一年経った時点では、苗木で根から吸収させた場合と同様にそのような対応は見られなかった。

鈴木³⁸⁾は、東邦亜鉛株式会社安中精錬所の排煙で汚染されたスギでは、木部の年輪ごとのカドミウム含有率が精錬所からの降下粉じんの変動の歴史と一致することを認め、その原因を次のように推察した。土壌に降下したカドミウムは容易に流失せず蓄積するから、土壌のカドミウム含有率がスギの年輪のカドミ

ウム含有率の変動に影響を与えたとは考え難く、降下カドミウムが直接葉から吸収されたと考えるのが妥当であろう。また、種々の溶液による木部の重金属の抽出実験の結果から、一度、材に集積したカドミウムは容易には移動しないと推察して、対応現象が生ずることの裏付けとしている。

著者らの実験では、カドミウムを根から吸収させた場合には、幹内で水平方向への移動がかなり活発に行われ、その年に形成された木部への集積という現象は認め難かった。この結果からも、鈴木が指摘したようにカドミウムの根からの吸収の歴史は木部の年輪における含有率からは読み取れないことが推察できる。

葉から吸収した場合については十分検討できなかったが、その年の木部への集中が多少みられるようであった。葉から吸収された無機養分は篩部を通して移動すると言われ¹⁸⁾、根から吸収された場合とはややおもむきを異にするようである。しかし、今回の実験では、吸収後の早い時期の 1 時点における分布を調べたに過ぎないので、さらに時間が経過した時点での検討が必要と思われる。また、集中と言ってもその度合はわずかであったので、吸収量とその年度に形成された木部での含有率との対応があるにしても、かなり年数の幅をもったものであろうと推察される。鈴木が調査したスギは数十年生のものであり、若い材料を使った著者らの結果ほどには幹中での水平移動は多くないとも考えられるので、シャープな対応関係がみられたのではないかと推察される。

樹皮、とくに外側の部分ほど、重金属含有率が高いことは、カドミウムを投与しない場合の分布 (Fig. 9 参照) や、前述の汚染地での調査結果から明らかである。このような現象を生じた理由の一つとしては、大気中に浮遊する重金属粒子が直接付着したことによるとも考えられる。今回はその点には触れなかったが、カドミウムを根から吸収させた場合でも、かなりの割合で樹皮へ蓄積していたことをみると、現実にはその割合はともかくとして、根から吸収されたものと大気から付着したものの両方の影響を受けているのではないかと推察される。

V シイタケ・ナメコの重金属吸収

重金属蓄積量の多い林野に生育したコナラやミズナラは前述のとおり、樹皮や幹にも重金属が高濃度に含有していることが判明した。このような立木をシイタケ栽培の原木に供したり、あるいはナメコ栽培の培養基に利用すると、シイタケ、ナメコにも重金属が吸収され、さらに人体へ取り込まれる恐れがある。

食用菌類の重金属吸収に関しては SCHROEDER ら²⁸⁾²⁹⁾、KROPE ら¹⁷⁾、鈴木⁸¹⁾、および田中ら³⁷⁾の報告があるに過ぎない。このほかシイタケ増産のため微量要素の吸収という観点からは銅や亜鉛などの影響を検討した若干の報告¹²⁾²⁷⁾が見られる。

著者らはこのような背景のもとに重金属含有量の多い原木から、シイタケ・ナメコへのカドミウム・亜鉛・銅などの吸収・移動する過程を検討するとともに、その吸収特性を明らかにするため以下のような実験を行った。

V-1 実験方法

この実験で行った栽培方法は、シイタケとナメコで共通しており、次のとおりである。

(1) 鋸屑培養基によるビン栽培

ブナの鋸屑 (自然賦存量として Cd 0.12 ppm, Cu 1.67 ppm, Zn 4.55 ppm を含む) を乾重量で 120 g と、米ぬか (Cd 0.34 ppm, Cu 8.94 ppm, Zn 52.7 ppm) 30 g を水でねり合わせ、850 ml の広口のカ

Table 10. 供試シイタケ菌の性質*
Characters of Shiitake strains

系 統 番 号 Strain number	発生量 Yield	発 生 型 Growing type	形 態 Morphological character				
			カ サ Pileus			ク キ Stem	
			重 量 Weight	大 き さ Size	色 Color	長 さ Length	太 さ Thickness
林 試 1—3 Gov. forest exp. stat.	中 Middle	夏, 秋 型 Summer, Autumn type	軽 Light	(小)~中 (Small) ~Middle	淡 Pastel	長 Long	細 Fine
林 試 6—6 Ibid.	多 Much	春 型 Spring type	軽 Light	(小)~中 (Small) ~Middle			
林 試 16—3 Ibid.	多 Much	春, 秋 型 Spring, Autumn type	軽 Light	小~中 Small ~Middle	普 通 Normal	普 通 Normal	普 通 Normal

* 永井ら, および安藤ら³⁾の報告から調整 Arranged from Y. NAGAI *et al.* and M. ANDO³⁾ *et al.* data.

ラスビンに入れて綿栓し, 120°C で 90 分間蒸気殺菌した後, 目的の種菌を接種し, 25°C で 2 か月間培養後, 室内に放置した。子実体の発生が始まるころ, ビンをこわして培養基のケーキを深底のガラスシャーレに移し, 適度の湿度を保ちながら子実体を発生させた。

(2) 原木栽培

原木を 1 m または 50 cm に玉切り, 常法により鋸屑培養種菌を接種し, 東京・目黒林業試験場の構内の樹林下で露地栽培した。

供試したシイタケ菌株は, 林業試験場保護部菌類研究室の保存菌株で, 各菌系の特性³⁾²⁸⁾は Table 10 に示した。

(3) 分析方法

後述 (V-3 (1)) のように, シイタケ子実体の重金属含有率を比較する場合には, 子実体の部位や, 生育ステージを考慮する必要があることが認められたので, とくに断らない場合は 7, 8 分開き程度に生育したもの (Fig. 11 の中央図に相当) を採取し, カサとクキを合して分析に供した。

重金属の分析方法は, 前述の II の植物体の場合と同様である。

V-2 鋸屑培養基によるシイタケのビン栽培

(1) シイタケ子実体各部位の重金属含有率の生育ステージによる変化

カドミウムを投与しないビンのうちの 1 つから, 同時に発生を始めた 3 つの子実体 (菌系番号 林業試験場 16-3) を互いに生育ステージの異なる時点で採取し, 胞子, ヒダ, カサ, およびクキの各部位に分けて重金属含有率を測定した。その結果は Table 11 に示したが, とくに重金属を与えなくても培養基中の重金属を吸収していた。

カドミウムの含有率は, Fig. 11 に示すように部位別では一般に, 胞子>ヒダ (未放出の胞子を含む)>カサ>クキ, の順に減少していた。なお, 鋸屑培養基に Cd-115 m を注入し, 発生した子実体中の Cd-115 m の分布状態をオートラジオグラフに撮ってみると, Photo. 2 で見られるように子実体の周辺部, 特にヒダの部分に集積していることが認められた。

子実体の各部位におけるカドミウム含有率は, 一般に生育ステージが進むにつれて高まる傾向が見られ

Table 11. シイタケ (16-3) 子実体各部位の生育ステージごとの重金属含有率
Heavy metal concentration in each part of Shiitake (16-3) fruit
body at various growing stages (ppm on dry basis)

重 金 属 Heavy metal	Cd			Cu			Zn		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
生育ステージ* Growth stage									
胞 子 Spores		2.06	3.53		32.8	21.6		103	118
ヒダ (胞子を含む) Gill (including spores)	1.08	1.65	1.46	15.4	14.0	18.4	85	60	125
カ サ Pileus	0.63	0.77	1.33	17.2	15.8	15.0	102	94	153
ク キ Stem	0.51	0.35	0.70	7.7	9.4	9.0	52	47	58
全 体 Whole body	0.71 (0.07)	1.13 (0.11)	1.35 (0.14)	13.7 (1.4)	14.1 (1.4)	15.1 (1.5)	80 (8.0)	79 (7.9)	102 (10.2)

* Fig. 11 参照 See Fig. 11

() 内は、生鮮物 (水分 90% とした場合) に対する ppm

Figures in parentheses show ppm on fresh matter containing 90% of moisture.

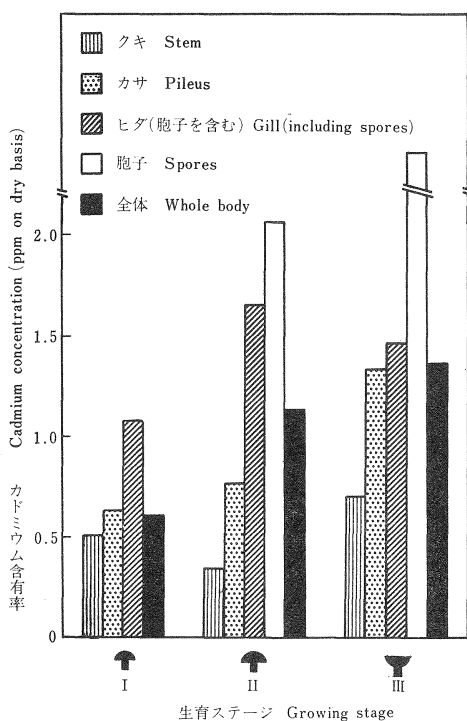


Fig. 11 シイタケ (16-3) 子実体の
生育ステージごとの各部位の
カドミウム含有率

Cadmium concentration in each
part of Shiitake (16-3) fruit
body at various growing stages.

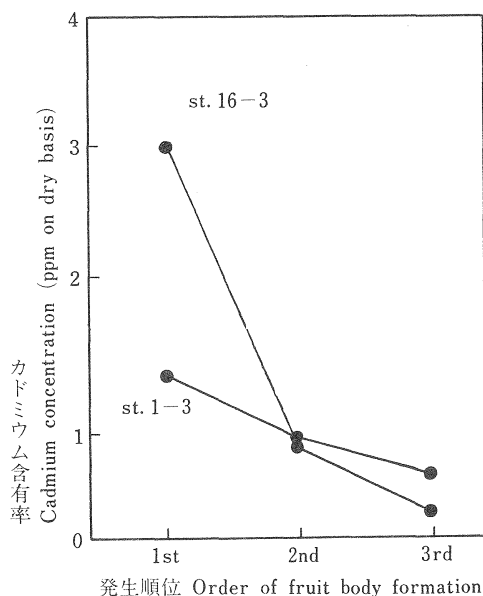


Fig. 12 ビン栽培における発生順位
によるシイタケ子実体のカド
ミウム含有率の違い

Decrease of cadmium concentra-
tion of Shiitake fruit body ac-
cording to order of fruit body
formation.

Table 12. シイタケ子実体の系統ごとの重金属吸収
Heavy metal uptake of Shiitake fruit body in each strain

系 統 Strain	子 実 体 の 含 有 率 Concentration of fruit body (ppm on dry basis)			培養基の重金属含有量に対す る吸収率 % Uptake ratio of heavy metal in medium (%)		
	Cd	Cu	Zn	Cd	Cu	Zn
1—3	0.99 (0.10)	11.7 (1.17)	79 (7.9)	34	26	26
16—3	1.40 (1.40)	13.0 (1.30)	84 (8.4)	84	48	45

備考：カドミウム無添加ビンにおける発生初期3本目までの子実体について

() 内数字は生鮮物に対する ppm (水分 90%)

Remark : On the first three fruit bodies at no cadmium supplied bottle.

Figures in parentheses show ppm on fresh matter containing 90% of moisture.

た。

(2) シイタケ菌の各系統の重金属吸収特性

同じビンから発生した シイタケ子実体の 重金属含有率を発生順序別に比べると、カドミウム含有率は Fig. 12 に示すように、いずれの菌系も初期に発生したものほど高い傾向を示した。この点は、培養基あるいは菌糸体のカドミウムは順次子実体に移行することによって、次第に減少することによるものと思われる。

形態的、生理的性質が相異なる系統 1-3 と 16-3 とでは、重金属吸収の様態に相違が見られるか否かについての検討を進めた。前述の発生順位による影響を考慮して、それぞれのビンから発生した子実体のうち、始めから 3 番目までの平均値で比較すると Table 12 のとおりであった。これによると、菌系 16-3 の方がカドミウム、銅および亜鉛のいずれも吸収力の大きいことは明らかであるが、とくにカドミウムではその傾向が著しい。

また、子実体が吸収した各重金属の培養基中の全量に対する割合は、カドミウムがもっとも大きくて吸収されやすいことが明らかである。さらに、菌系 16-3 の方が 1-3 よりも重金属を吸収しやすい性質があることがうかがわれた。

(3) 培養基のカドミウム含有率が、シイタケ子実体のカドミウム吸収量と発生量に及ぼす影響

シイタケ子実体の重金属汚染の可能性、更にその度合を把握するためには、安全度を見込むと菌系 16-3 のように重金属、特にカドミウム、を吸収しやすい系統を用いて検討しておくことが適当と考えられたので、以下の実験ではこの菌系を用いることとした。

実験は、ビン中の培養基に塩化カドミウム溶液を混入し、種々のカドミウム含有率の培養基を作り、菌系 16-3 を接種培養した。くり返しは各含有率につき培養ビン 4 本 (1971 年度) ないし 8 本 (1972 年度) とした。

晩春に接種した場合は、カドミウム 24 ppm (培養基乾物基準) 以下のビンでは夏には菌糸の発育が異常となり褐色の液が分泌されたが、このようなビンでは菌糸の発育も悪く、子実体は発生しなかった。翌年春までに発生した子実体の量は Fig. 13 のとおりであった。培養基のカドミウム含有率が 0.96 ppm 程度までは発生量への影響は少なかったが、2.6 ppm になると急激に発生量が減り、8.1 ppm では殆んど

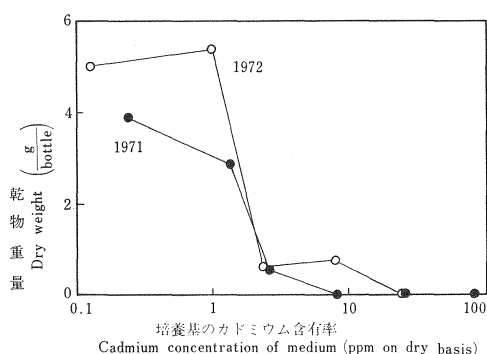


Fig. 13 鋸屑培養基のカドミウム含有率がシイタケ (16-3) 子実体の発生量に及ぼす影響

Influence of cadmium concentration of sawdust medium on yield of Shiitake (16-3) fruit bodies.

発生しなかった。

なお、培養基のカドミウム含有率が高くて、発生した子実体の形態は特に異常は認められなかった。

銅や亜鉛は、適量であれば植物の微量要素として望ましいものであるのに対し、カドミウムは現在のところそのような役割は知られていない。

SOMMER³⁰⁾によると、重金属による菌の抑制作用の度合は、重金属の電気陰性度に対応するといわれ、この観点からもカドミウムの抑制力は銅に次ぐ程度のものと推察される。

子実体のカドミウム含有率は、Fig. 14 に示すように、培養基のカドミウム含有率が高いほど高くなっていた。子実体の発生量は実験実施年度によってかなりの差は見られたが、カドミウム含有率では年度にかかわらず全く同じ傾向を示した。なお、子実体の部位ごとにみても Table 13 のように V-3 (1) の実験結果と同じような傾向が見られた。

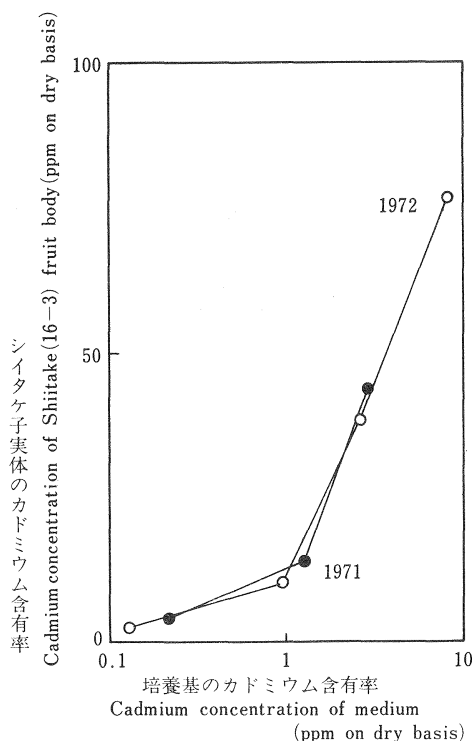


Fig. 14 鋸屑培養基のカドミウム含有率がシイタケ (16-3) 子実体のカドミウム含有率に及ぼす影響

Influence of cadmium concentration of sawdust medium on cadmium concentration of Shiitake (16-3) fruit bodies.

Table 13. 培養基のカドミウム含有率ごとのシイタケ (16-3) 子実体各部位のカドミウム含有率
Cadmium concentration in each part of Shiitake (16-3) fruit body from medium containing various cadmium contents (ppm on dry basis)

培養基中の Cd 含有率 Concentration of cadmium	胞子 Spores	ヒダ (胞子を含む) Gill (including spores)	カサ Pileus	クキ Stem
0.15	2.1	1.7	0.8	0.4
0.96		16.6	6.1	3.8
2.6	62.1	23.8	15.3	6.2
8.1		61.9	19.5	19.6

Table 14. カドミウム水溶液浸漬原木からのシイタケ発生量とカドミウム含有率
Yield and cadmium concentration of Shiitake fruit body from
bed log soaked in cadmium solution

浸漬溶液の カドミウム Cadmium solution (ppm)	ホダ木の皮の カドミウム Cadmium in bark of log (ppm on dry basis)	発 生 量 Yield (Dry matter g/log)			子実体のカドミウム Cadmium in fruit body (ppm on dry basis)		
		1972	1973	1974	1972	1973	1974
0	10.4	8.5	10.4	6.4	5.8	7.3	8.3
2	11.3	7.4	8.5	6.6	30.7	44.3	20.8
6	70.2	0.5	1.8	3.2	65.3	39.3	25.2
20	162.1	0	0.6	0.2	—	36.7	49.1
60		0	0	0	—	—	—

V-3 シイタケの原木露地栽培

(1) 人為的にカドミウムを吸収させた原木による栽培

神奈川県相模原市産のコナラを 10 本（平均末口直径 8 cm，長さ 50 cm）ずつを，0，2，6，20 および 60 ppm のカドミウム溶液に一昼夜浸漬した後，菌系 16-3 を接種し，3 年間栽培を行った。

菌系 16-3 の子実体の発生は春秋型であるが，今回の実験ではわずかながら冬にも発生をみた。そこで，秋から翌年の春までを 1 シーズンとして，年度ごとの発生量とカドミウム含有率をまとめると Table 14 のとおりである。

2 ppm 溶液浸漬原木では子実体の発生にはあまり影響はみられなかったが，カドミウム含有率はかなり高くなっていた。6 ppm 溶液浸漬原木では初年度は発生量は少なく，カドミウム含有率が高かったが，年が経つにつれて発生量も多くなり，含有率は下がった。この現象は前に述べたビン栽培による発生順位によるカドミウム含有率の違いと似ている。しかし，この場合は子実体の吸収量に対し原木のカドミウムの絶対量がずっと多かったため，原因は他に求めなければならない。原木のカドミウムは外から浸み込ませたものであるから，表面に集中しており，雨によって次第に流失したものと推察される。この点は，後述（V-4 (4)）のように汚染地で根からカドミウムを吸収した広葉樹を原木とした場合には，2，3 年程度では子実体のカドミウム含有率が低下しないことから推察される。

20 ppm 溶液浸漬原木からは子実体はほとんど発生せず，さらに 60 ppm では全く発生しなかった。なお，この実験で発生した子実体の中で，カドミウム含有率の最高は，個体としては 65 ppm，原木では 70 ppm であった。この値は鋸屑培養基ビン栽培において見られた最高値とほぼ似通った値である。

(2) シイタケの各菌系のカドミウム吸収特性

鋸屑培養基によるビン栽培で菌系 16-3 と 1-3 の重金属吸収特性を比較したが，ここでは菌系 6-6 を加えて，とくにカドミウムについて原木栽培によって実験した結果を述べる。

用いた原木は，東京都（八王子），および栃木県産で，汚染を受けていない。結果は Table 15 に示すとおりであった。

カサのカドミウム含有率は，16-3>6-6>1-3 の順であり，クキでは 16-3>1-3>6-6 の順であった。このように鋸屑栽培による実験と同じく 16-3 はカドミウムを吸収しやすい性質を示した。なお，これら 3 つの系統のカドミウム含有率を平均した値は，田中ら³⁷⁾，および鈴木⁸¹⁾の調査で得られた値と大差はない。

Table 15. 菌系ごとのシイタケ子実体のカドミウム含有率
Cadmium concentration of Shiitake fruit body of various strains
(ppm on dry basis)

菌系 Strain	原木産地* Locality of bed log	カ サ Pileus			ク キ Stem		
		東京 Tokyo	栃木 Tochigi	平均 Mean	東京 Tokyo	栃木 Tochigi	平均 Mean
	1—3	2.04	1.42	1.73	0.80	0.78	0.79
	6—6	1.96	2.06	2.01	0.58	0.56	0.57
	16—3	2.71	2.29	2.50	1.00	1.07	1.04
	平均 Mean	2.24 (0.22)	1.92 (0.19)	2.08 (0.20)	0.79 (0.07)	0.80 (0.08)	0.80 (0.08)

() 内数字は生鮮物に対する ppm

Figures in parentheses show ppm on fresh matter containing 90% of moisture.

Remarks * From where the bed logs were taken.

(3) シイタケ子実体の発生時期による重金属含有率の違い

Ⅲの精錬所の排煙による林野の重金属蓄積調査において述べた各調査地点で、コナラやミズナラなどの幹を採取し、菌系16-3を接種して栽培を行った。

実験期間は長いものでも接種後3年、子実体が発生し始めてから2年の短期間なので十分ではないが、中でも比較的長期にわたって子実体が発生し続けた原木について、それから発生した子実体の重金属含有率を、子実体の発生月別に見ると次のとおりであった。

カドミウム含有率は Fig. 15 から明らかなように10, 11月ごろに発生したものが高く、それ以降は次第に減少し、3, 4月ごろに最低となっていた。また、Fig. 16 に示したように、銅についても同じような現象が見られたが、それほどけんちょではなかった。

亜鉛ではこれらの2つの重金属とはかなり違った傾向が見られた。すなわち、Fig. 17 に示したように、3, 4, 5月ごろが高く、11, 12, 1月ごろが低かった。その高低の波は、カドミウムや銅に比べると、数か月ずれているといえる。

以上のように、子実体の重金属含有率の季節変動の生ずる理由について考えてみたい。前に、鋸屑培養基によるビン栽培において、早期に発生した子実体ほどカドミウム含有率が高かったことを述べたが、このことを参考にして一つの仮説が考えられる。すなわち、この実験に用いた菌系16-3は夏の間4, 5か月は子実体が発生しないが、その間に原木中のカドミウムや銅は菌糸体に吸収蓄

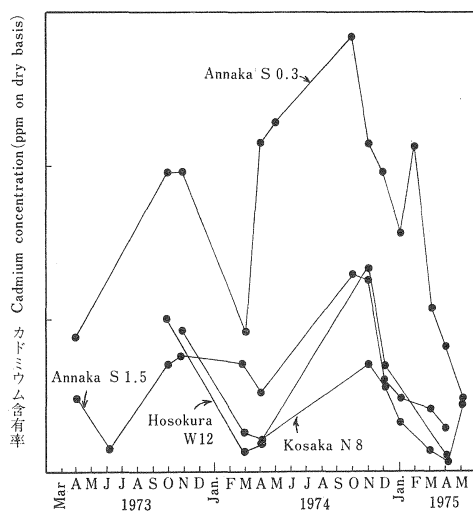


Fig. 15 重金属汚染地域の原木から発生したシイタケ (16-3) 子実体の発生月別重金属含有率
—(1) カドミウム

Heavy metal concentrations of Shiitake (16-3) fruit bodies germinated on bed logs from heavily polluted area in each month
—(1) Cadmium.

積される。これが秋になり発生を始めた子実体に移行する。続いて春までに発生する子実体には残りのわずかなカドミウムや銅が供給されることになり、子実体での含有率は低くなる。

館川⁹⁸⁾によると稲に含まれるカドミウムの20~25%が水溶性であるのに対し、銅では45%, 亜鉛では50~60%が水溶性といわれる。林木ではこの値がそのまま当てはまるとは言えないが、亜鉛はカドミウムや銅よりも溶け出しやすい状態で存在していることは推察できる。このことを考えると、亜鉛は早春からシイタケに吸収されて含有率が高くなることとうなずける。

以上、1つの仮説を述べたが、季節変動の生ずる理由としては、他に季節による気温や水分の違いが直接シイタケの菌糸自体の重金属吸収生理に影響を及ぼしていることも考えられるので、さらに検討を要するところである。

(4) 原木の重金属含有率がシイタケ子実体の重金属含有率に及ぼす影響

前項と同様に、Ⅲの精錬所の排煙による林野の重金属蓄積調査において、各調査地点で採取したコナラやミズナラなどの幹にシイタケの菌系16-3の菌糸を接種し、栽培を行った。

Table 1, 3, 4 に示した広葉樹（原木）を用いて求めたシイタケ子実体と原木との重金属含有率の関係は Fig. 18~21 に示すとおりであった。

カドミウム含有率は、原木の皮の含有率が高いと子実体でも含有率の高い傾向が見られた。この傾向は3, 4月に発生したものでも、10, 11月に発生したものでも同様であった。原木の皮の含有率が28 ppmと極端に高い場合（安中 E0.6）でも、シイタケ子実体では、11月の平均が44.1 ppmと、それほど高くならず頭打ちになっていた。なお、1か月平均で最高のもは、安中 E0.6 の原木から1975年3月に発生した59.9 ppmであった。この値は、前に述べた鋸屑培養基によるビン栽培や、人為的汚染原木栽培に

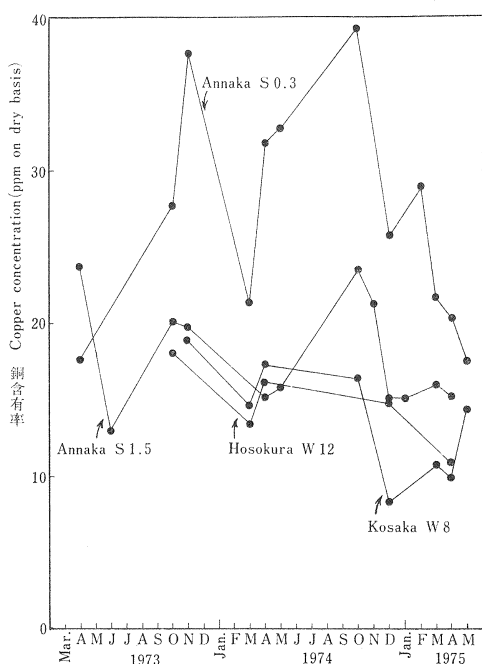


Fig. 16 同 上—(2) 銅
Ibid.—(2) Copper.

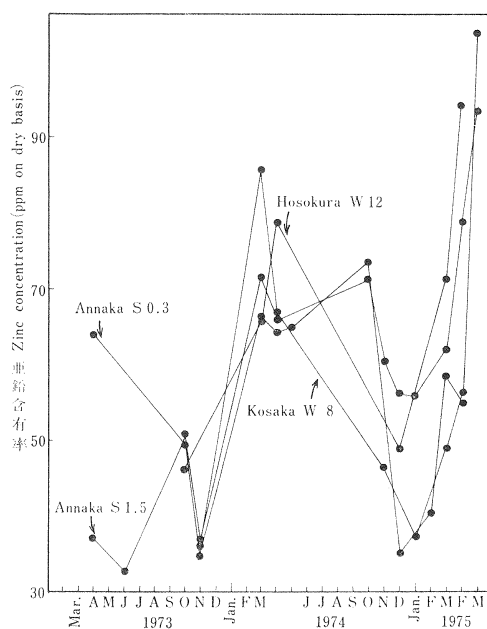


Fig. 17 同 上—(3) 亜鉛
Ibid.—(3) Zinc.

よる実験で得られた最高値よりもやや低いが、しかし、ほぼ似通った値である。子実体を個体別に見ると、もう少し高い含有率のものもあるが、これまでの各種の実験から総合的に判断すると、菌系 16-3 では最高値はこの程度だと考えられる。この程度以上に吸収したものは子実体として発育し得ないということであろう。

原木の木部のカドミウム含有率とシイタケ子実体のカドミウム含有率との間にも、原木の樹皮の場合ほどではないが相関性が見られた。

銅の場合は、Fig. 20 に見られるように原木の樹皮とシイタケ子実体の間にはほとんど相関は見られなかった。また、木部との間でも、同様に相関性は見られなかった。

なお、ここで見られた子実体の銅の含有率は、かなり変動はあるにせよ平均値は約 20 ppm 程度であった。この値は沢田²⁶⁾、田中ら³⁷⁾、鈴木³¹⁾の報告とほぼ同程度である。

同様に、亜鉛の場合も Fig. 21 に見られるように、原木の樹皮および木部と子実体との間ではいずれも相関性は見られなかった。

子実体の亜鉛含有率は、銅の場合ほど大きな変動は見られず、平均値は約 60 ppm 程度であった。この値は田中ら³⁷⁾、および鈴木³¹⁾の報告とほぼ同程度であった。

Ⅲの精錬所の排煙による林野の重金属蓄積調査の項で述べたように、今回取り上げた 3 つの重金属の中

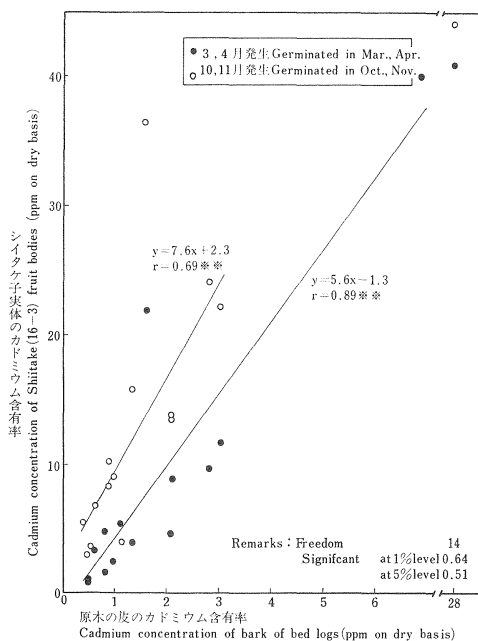


Fig. 18 原木の皮のカドミウム含有率がシイタケ (16-3) 子実体のカドミウム含有率に及ぼす影響

Influence of cadmium concentration of bark of bed logs on cadmium content of Shiitake (16-3) fruit bodies.

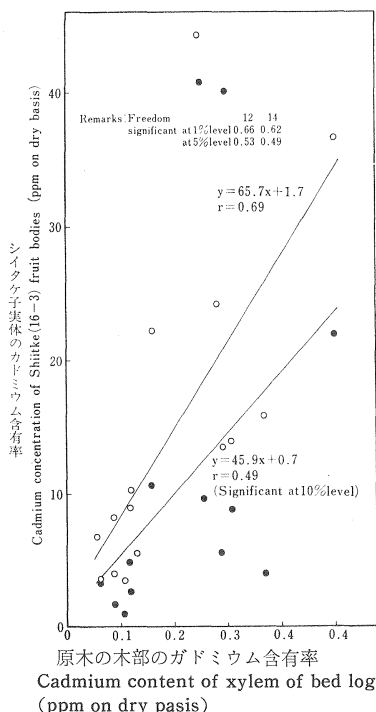


Fig. 19 原木の木部のカドニウム含有率がシイタケ (16-3) 子実体のカドミウム含有率に及ぼす影響

Influence of cadmium concentration of xylem of bed logs on cadmium concentration of Shiitake (16-3) fruit bodies.

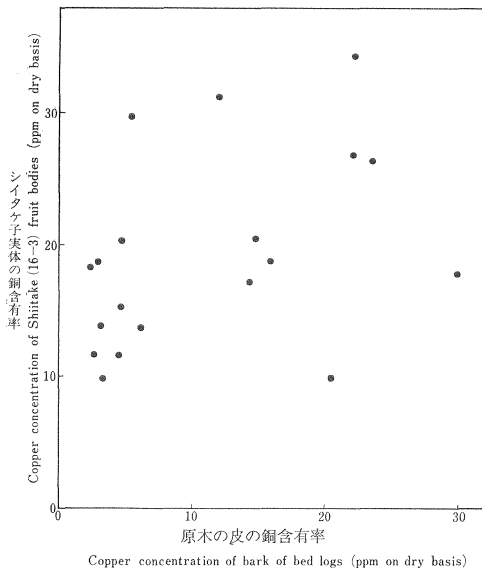


Fig. 20 原木の皮の銅含有率がシイタケ（16-3）子実体の銅含有率に及ぼす影響

Influence of copper concentration of bark of bed logs on copper concentration of Shiitake (16-3) fruit bodies.

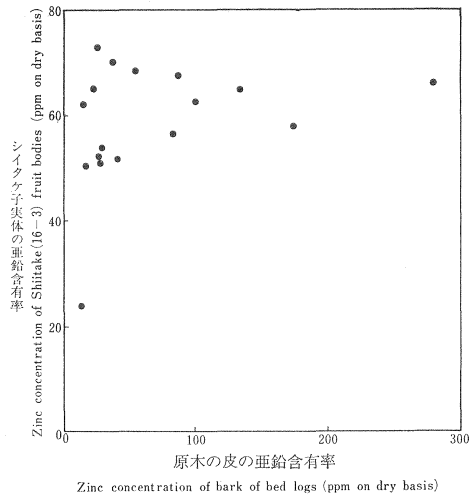


Fig. 21 原木の皮の亜鉛含有率がシイタケ（16-3）子実体の亜鉛含有率に及ぼす影響

Influence of zinc concentration of bark of bed logs on zinc concentration of Shiitake (16-3) fruit bodies.

ではカドミウムがもっともけんちょに林野を汚染しており、その度合は精錬所からの距離に反比例するような形でみられる。シイタケ原木の汚染度合と子実体の汚染度合の相関も、カドミウムがもっともけんちょであることから、原木の産地とシイタケ子実体のカドミウム含有率との関係が深いことは当然推察される。

V-4 鋸屑培養基によるナメコのビン栽培

シイタケの場合と同様に、培養基にカドミウム (CdCl_2) を混入し、種々のカドミウム含有率の培養基を作り、ナメコの種菌を接種した。カドミウムの各含有率についてのビンのくり返しは培養ビン4本ずつとした。6月に接種すると、その年の12月ごろから子実体の発生が始まり、翌年2月末ではほとんど発生が終わった。

培養基のカドミウム含有率と、ナメコの子実体の発生量の関係は Fig. 22 に示したとおりであった。1972年度に林業試験場保護部菌類研究室保存菌系40を用いて行った実験では、栽培管理の不善で発生量は少なかったが、'73年度に菌系27で行った実験の結果とを合せ考えると、培養基のカドミウム含有率がある程度まで高くなると、子実体の発生量は抑えられることが認められた。

培養基のカドミウム含有率と子実体のカドミウム含有率の関係は、Fig. 23 のとおりであった。1972年度の菌系40の実験と、'73年度の菌系27の場合とでは培養年度も、菌系も違うにもかかわらず、培養基のカドミウム含有率と子実体のカドミウム含有率の関係は非常によく似ていた。

なお、このナメコの実験において見られた子実体のカドミウム含有率の最高値は約60 ppmであり、これはシイタケの場合とほぼ似通った値である。したがって、ナメコとシイタケとは、子実体が耐え得る体

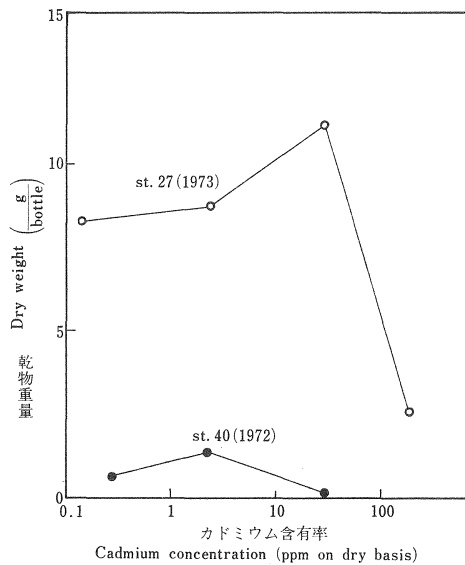


Fig. 22 鋸屑培養基のカドミウム含有率がナメコ子実体の発生量に及ぼす影響

Influence of cadmium concentration of sawdust medium on yield of Nameko fruit bodies.

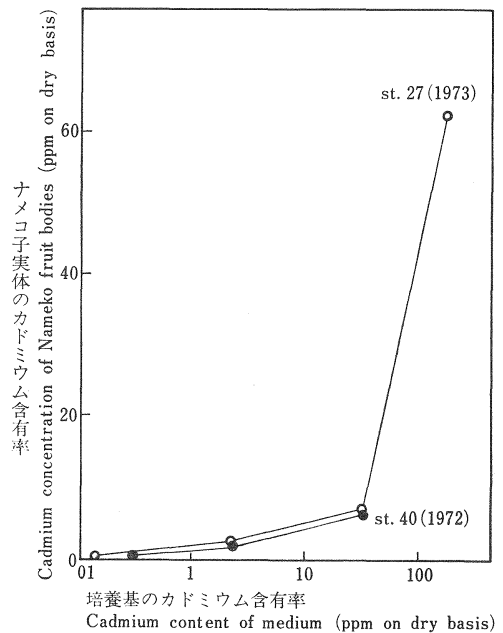


Fig. 23 鋸屑培養基のカドミウム含有率がナメコ子実体のカドミウム含有率に及ぼす影響

Influence of cadmium concentration of sawdust medium on cadmium concentration of Nameko fruit bodies.

Table 16. ナメコ (27) 子実体の各部位の重金属含有率
Heavy metal concentration in each part of Nameko fruit body (ppm on dry basis)

部 位 Part	Cd	Cu	Zn
ヒダ (胞子を含む) Gill (including spores)	0.55	29.6	142.4
カ サ Pileus	0.34	23.9	85.2
粘 質 物 Slimy substance	0.36	20.9	45.5
ク キ Stem	0.12	10.8	53.9
全 体 Whole body	0.28 (0.014)	18.3 (0.92)	76.7 (3.84)

() 内は、生鮮物 (水分 95% とした場合) に対する ppm

Figures in the parentheses show ppm on fresh matter containing 95% of moisture.

内カドミウム含有率はほぼ等しいものと思われる。大田原²⁵⁾らは細菌のカドミウム耐性機構として、体内への侵入を防ぐ場合と、体内処理による場合があると推定している。この考えを参考にすると、ナメコがシイタケよりもカドミウム含有率の高い培養基で育つのは、カドミウムを体内へ摂取し難い性質をもっているためではないかと推察される。

カドミウムを添加しない培養基から発生した子実体の、各部位別の重金属含有率は、Table 16 のとおりであった。

おおむね各重金属とも、ヒダ（未放出の胞子を含む）＞カサ＞粘質物＞クキの順に含有率の減少を示した。この順序はシイタケの場合とほぼ同じ傾向にある。

重金属相互間を比べると、ナメコ子実体のいずれの部位においても、亜鉛＞銅＞カドミウムの順で減少を示しており、この点もシイタケの場合と同じである。

各重金属の含有率をシイタケの場合と比べると、前述のようにカドミウムはかなり低く、銅や亜鉛ではほぼ同程度である。

VI 結 論

銅や亜鉛などの非鉄金属精錬所の排煙には、多少とも銅や亜鉛が、したがってこれに付随してカドミウムも含まれており、それによって周辺地域がその富化を受けている。近年は排煙中の重金属の除去にも気が配られるようになってきたが、過去永年にわたって蓄積されてきたものは容易には取り去り得ない。

今回、3つの代表的な精錬所の周辺の林野を調査した結果、生産規模や操業期間の長さなどに対応して、かなりの面積にわたって富化を受けていることが明らかとなった。また、その度合は精錬所からの距離に反比例するような形で現われていた。

過去において、排煙による公害、とくに亜硫酸ガスの公害を軽減するために煙突を高くする措置がとられた例がある。それによって精錬所の近くではその影響が軽減されたであろうが、影響は重金属によるものも含めてより広い地域に拡散したものと推察される。

林野における重金属の蓄積を考える場合は、まず森林生態系そのものに対しどのような影響を及ぼしているかが問題となる。スギ苗に対するカドミウムの施用試験から、重金属そのものが直接林木の生育を阻害している場合はそれほど多くないと考えられた。しかし、細部にわたってみると重金属の多量蓄積は土壌中の微生物活動に異変をもたらし、落葉の分解を遅らせることがあるといわれる⁴¹⁾。このような面からも、重金属の過度蓄積は森林生態系の正常な活動にとっても有害であるといえる。

また林野に蓄積された重金属は、徐々に流出して河川に流れ込んでいることも考えられ、各種用水の重金属の汚染源になっている可能性もある。

重金属を蓄積した森林では、当然のことながら落葉広葉樹の樹幹も重金属含有量を増加するものと考えられる。従ってこのような林木を、シイタケの原木として利用され、あるいはナメコ栽培の原料とされる可能性もある。このような観点から、シイタケやナメコが重金属の富化を受けるか否かについての実験も進めてきた。

その結果、重金属の蓄積された林野から生産された原木をホダ木とした場合には、シイタケの子実体は原木のカドミウム濃度に対応してカドミウムを吸収するという特性が明らかとなった。

文 献

- 1) 秋田営林局：小坂煙害地復旧対策（案）（1954）
- 2) 浅見輝男：日曹金属株式会社津精錬所の排煙排水に含まれるカドミウム、亜鉛、鉛、および銅による水田汚染、土肥誌、**43**, 9, 339～342, (1972)
- 3) 安藤正武・温水竹則・日高史利・久保田暢子：シイタケ系統の生態および形態的特性、林試研報、**224**, 1～37, (1969)
- 4) 茅野充男：植物による重金属の吸収と移行—植物に対する害作用として、日土肥学会（編）：近代

- 農業における土壤肥料の研究, 第 3 集, 73~80, 養賢堂, (1972)
- 5) DOLOBOVSKAYA, A. S. : Nature of the biogeneious accumulation of microelement in forest litters. Soviet Soil Sci., 17, 2, 189~198, (1975)
 - 6) FIEDLER, H. J. und W. MILLER : Zum Gehalt an Mikronährstoffen in den Nadeln junger Kiefernbestände auf unterschiedlichen Standortsformen. Tag-Ber. Dt. Akad. Landwirtsch.-Wiss. Berlin, 103, 75~91, (1970)
 - 7) 藤田桂治ら : 未発表
 - 8) HARDCASTLER, J. E., R. J. HANNAPEL and W. H. FULLER : A Liquid-scintillation technique for the radioassay of calcium-45. Int. J. Appl. Radiat. Isotopes, 18, 193~199, (1967)
 - 9) 平田 照 : 土壤重金属汚染の指標としての栽培植物, 日本生態学会環境問題専門委員会 (編) : 環境と生物指標 1, 118~128, 共立出版, (1975)
 - 10) HOLMES, R. S. : Determination of total copper, zinc, cobalt and lead in soil solutions. Soil science, 59, 77~84, (1945)
 - 11) 本間 慎・服部春子・中谷敏太郎・佐藤亮逸・八幡宏志・加納 博 : 同和鉱業小坂鉱業所(秋田県)周辺の重金属汚染について, 土肥学会講要, 19, 149, (1973)
 - 12) ISHIKAWA, H. : Physiological and ecological studies on *Lentinus edodes* (BERK.) SING. 農電研報, 8, 1~53, (1967)
 - 13) 伊藤秀文・飯村康二 : 土壤の酸化還元状態の変化と水稻のカドミウム吸収応答, 日土肥誌, 46(3), 82~88, (1975)
 - 14) 浦谷 肇・鈴木 誠・高浜静子 : スギ苗の Cd, Zn による生長阻害, 82 回日林講要旨集, 120, (1971)
 - 15) 小林 純・藤井ふじ・村本茂樹・中島 進・瀬戸圭子・吉本智子 : 群馬県安中市の製錬所による農作物の重金属 (Cd, Pb, Zn) 汚染について, 農学研究, 53, 4, 215~228, (1971)
 - 16) 蔵本正義 : 未発表
 - 17) KROPP, R. und M. G. MALLINCHRODT : Der Cadmiumaufnahme. Arch. Hyg., 152, 218~224, (1968)
 - 18) LÄUCHLI, A. : Translocation of inorganic solutes. Ann. Rev. Plant Physiol., 23, 197~218, (1972)
 - 19) LEAN, D. H. VAN and W. H. SMITH : Relationship between macro- and micronutrient of slash pine on the coastal plain soil. Plant and Soil, 36, 331~347, (1972)
 - 20) LITTLE, P. and M. H. MARTIN : A survey of zinc, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. Environ. Pollut. 3, 241~254, (1972)
 - 21) MARTEN, G. C. and P. B. HAMMOND : Lead uptake by Bromegrass from contaminated soil. Agron. J., 58, 553~554, (1966)
 - 22) 武藤憲由・滝川貞夫 : 微量要素がトドマツ稚苗の生育に及ぼす影響—鉄と銅について—, 日林北支講, 7, 7, (1958)
 - 23) 永井行夫・伊藤達次郎・西村鳩子 : シイタケ各系統の発生量 および生態的・形態的特徴, 林試研報, 147, 79~117, (1962)
 - 24) 農林省農林水産技術会議 (編) : 土壤および植物体中の重金属の分析法, 66 pp., (1971)
 - 25) 大田原茂樹・高井康夫 : 土壤中の耐性細菌について, 日土肥学会講要, 20, 128, (1970)
 - 26) 沢田満喜 : 本邦産キノコ類の成分に関する研究, 東大農演報, 59, 33~136, (1965)
 - 27) ——— : [岩出亥之助 : キノコ類の培養法, 再訂増補版, 地球出版社, 338 pp., (1974) から引用]
 - 28) SCHLOEDER, H. A. and J. J. BLASSA : Abnormal trace metal in man: Cadmium. J. Chron. Dis., 14, 236~258, (1961)

- 29) SCHLOEDER, H. A., A. P. NASON, I. H. TIPTON and J. J. BLASSA : Essential trace metals in man: Zinc relation to environmental cadmium. *J. Chron. Dis.*, 20, 179~210, (1967)
- 30) SOMMER, E. : The fungitoxicity of metal ions. *Ann. appl. Biol.*, 49, 226~253, (1961)
- 31) 鈴木一正 : 第 9 回国際きのこ会議発表, (1974)
- 32) 鈴木 哲 : スギ林の重金属の分析—安中 Cd 鉱害地の場合, *日林誌*, 56, 11, 404~407, (1974)
- 33) ———— : 安中市 Cd 汚染地のスギの年輪幅と年輪中の Cd, Zn, Pb 含有率, 同上, 57, 45~52, (1975)
- 34) 渋谷政夫 : 土壌の重金属分析法と問題点, 農林省農林水産技術会議事務局 (編) : 公害に関する研修資料, 129~142, (1974)
- 35) ———— : 二, 三重金属元素等の土壌における行動について, 日土肥学会 (編) : 近代農業における土壌肥料の研究, 第 4 集, 53~64, 養賢堂, (1973)
- 36) 田中 明・但野利和・武藤和夫 : 重金属適応性の作物間差, (第 2 報) 亜鉛, カドミウム, 水銀適応性, *日土肥誌*, 46, 10, 431~436, (1975)
- 37) 田中之雄・渡辺克彦・田中涼一・国田信治 : 食品中の重金属の含有量について, (第 1 報), *食衛誌*, 14, 196~201, (1973)
- 38) 館川 洋 : 各種重金属の土壌—植物系における分布と行動について, 日土肥学会 (編) : 近代農業における土壌肥料の研究, 第 4 集, 79~86, 養賢堂, (1973)
- 39) 塘 隆男 : わが国主要造林樹種の栄養および施肥に関する基礎的研究, *林試研報*, 137, 1~158, (1962)
- 40) 堤 忠一 : 作物体の重金属分析法と問題点, 農林省農林水産技術会議事務局 (編) : 公害に関する研修資料, 167~207, (1974)
- 41) TYLER, G. : Heavy metals pollute nature, may reduce productivity. *Ambio*, 1, 2, 52~59, (1972)

**Accumulation of Heavy Metals (Cadmium, Zinc and Copper)
from Smeltery on Forest Ecosystem and their Uptakes by
Shiitake Mushroom (*Lentinus edodes* (BERK) SING.) and
Nameko Mushroom (*Pholiota glutinosa* KAWAMURA.)
through Polluted Bed Logs**

Tetsuaki NISHIMOTO⁽¹⁾, Keiji FUJITA⁽²⁾, Hisahiko FURUKAWA⁽³⁾
and Mamoru YOSHIMOTO⁽⁴⁾

Summary

Introduction

The pollution of our environment, air, soil and water, etc., have very rapidly advanced in keeping with the development of industry in recent times. The heavy metal pollutions of agricultural land are often taken up as an important social problem, because of the accumulation of heavy metals in foods by the chain-reaction between soil and crops. Among the heavy metal pollutions, that of cadmium has been paid the most increasing public attention in relation to the "ouch-ouch disease" (Itai-Itai byo). However, those of forest land have hardly attracted the public attention, and there are few reports on those problems. The writers attached importance on the possibilities of the heavy metal pollution of forest ecosystem, including the edible mountain herbs, e. g. bracken (*Pteridium aquilium*), coltfoot (*Petasites japonicus*), etc., and those of "Shiitake" and "Nameko" mushrooms, the edible mushrooms, through the polluted bed logs by the chain-reaction between soils and forest stands in vicinities of the smelteries of heavy metals have been suggested. The writers designed a research plan to throw light on these problems. They attempted to confirm the heavy metal accumulation from representative smelteries in the forest ecosystems in their vicinities at the outset of this research. After finding those facts in every selected district, they examined the behavior of heavy metals absorbed by forest trees in the next step.

They also examined the processes and behaviors of heavy metals uptaken by Shiitake and Nameko mushrooms through polluted bed logs, and the effects of heavy metals on the growth of these edible mushrooms. In the writers' opinion, the obtained results above-mentioned suggested that the heavy metal accumulation in forest lands would be important in the social problem on human health, though this is a preliminary research and more detailed researches on the selected districts should be indispensable for the settlement of this problem.

Analytical method

Analysis was carried out according to the method proposed by The AGRICULTURE, FORESTRY & FISHERIES RESEARCH COUNCIL. That is, after organic matters in milled-and-dried samples for analysis were digested with mixed acid ($\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$), the residues

Received January 28, 1977

(1), (4) Hokkaido Branch Station

(2) Forest Soil Division

(3) Forest Protection Division

were prepared as 1N-HCl solution. The amount of heavy metals in the prepared solution was determined by atomic absorption flamephotometer. On the other hand, the presence of cadmium was also determined by the same method after extraction with organic solvent (APDC*-MIBK** for plant, ADDC***-MIBK for soil).

Accumulation of heavy metals in forest land, caused by the smoke of smelteries

1) The content of cadmium, copper and zinc was examined in the surface horizons of soils and the woody parts of KONARA (*Quercus serrata*), sampled at the forest stands near the smeltery in Annaka-city, Gunma prefecture. As given in Table 1, within 1.5 km from the smeltery, the content of them increased with decrease of the distance between the sample plot and the smeltery. This area seems to be intensely polluted.

2) The examination to classify the area on pollution extent was carried out by chemical analysis of the surface horizons of soils, sampled at the forest stands near the smeltery in Hosokura-cho, Miyagi prefecture, as shown in Table 2. As given in Table 3, the shorter the distance between the sample plot and the smeltery was, the higher was the concentration of heavy metals in soil in every direction within 10 km from the smeltery. This area too seems to be polluted.

3) The same kind of examination was also carried out in the neighbourhood of the smeltery in Kosaka-cho, Akita prefecture. As given in Table 4, the concentration of cadmium increased with decrease of the distance between the sample plot and the smeltery, in the surface horizons of soils, in the bark of broad-leaved trees, and in the body of WARABI (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*) sampled at each forest. As shown in Fig. 2, the similar trend was also found in the content of copper and zinc. The area seems to be polluted within 25 km from the smeltery in the directions of east and west. The relations are shown in Figs. 3~4 between the concentration of copper and that of zinc, and between concentration of cadmium and that of zinc in the surface horizons of each sample plot.

4) Both at the polluted forest stands of MIZUNARA (*Quercus mongolica* var. *grosseserrata*) and at the non-polluted ones of KONARA the concentration of cadmium was examined in soils, in forest trees and in other plants, as shown in Table 5. The highest concentration was measured in the surface horizons of soils and in the bark of trees, both in these two forests. The influence by pollution seems to come out especially in soil.

5) The concentration of cadmium was examined in the bodies of WARABI sampled at several forest stands. From the figures given in Table 6, it is sure that they uptake cadmium easily.

Uptake of heavy metals by some kinds of seedling

1) The relation was examined between growth of seedlings and the concentration of cadmium in their bodies, on SUGI seedlings (*Cryptomeria japonica*) cultured in WAGNER-pots with various amount of cadmium chloride. As given in Tables 7~9, cadmium was highly concentrated in the current-year roots, the 1st-year roots, the stems, the 1st-year needles and the

* Ammonium pyroliedithiocarbamate

** Methyl iso-butyl keton

*** Ammonium dimethyldithiocarbamate

current-year needles, in that order. Cadmium in soil less than 20 ppm did not have any effect on the growth of them. In the case of being planted on wet soil, one of 50 ppm also did not have any effect, but one of 200 ppm interfered with their growth, and 1,000 ppm killed them. In the case of being planted on moist soil, even one of 50 ppm interfered with their growth, and 200 ppm made their needles brown coloured.

2) The distribution of cadmium in plant body was examined on SUGI seedlings and KEYAMAHANNOKI seedlings (*Alnus hirsuta*) cultured in water with 109Cd or 115Cd, as seen in Figs. 6~8. Uptaken cadmium concentrated mainly in bark and phloem in both these two species. When 115Cd was given to KEYAMAHANNOKI seedlings through their needles, it concentrated mainly in the current-year woody parts. The similar examination was carried out in 7-year-old SUGI seedlings. As the result of it, at the start, cadmium uptaken through roots concentrates in phloem, after that it moves into the center of xylem.

**Uptake of heavy metals by Shiitake mushroom (*Lentinus edodes*)
and Nameko mushroom (*Pholiota glutinosa*)**

1) To find out the accumulated parts of heavy metals, the concentration was examined in each part of the fruit bodies of Shiitake mushrooms, cultured on saw-dust medium with them. Higher concentration was found in spore, gill, pileus, stem in that order, and it increased with growth of fruit body, as given in Fig. 11 and Table 11.

2) The difference of absorption capacity for heavy metals was found among the strains of Shiitake mushroom cultured on saw-dust medium, as shown in Table 12 and Fig. 12. In every strain, the highest concentration was found in the 1st-born fruit body, the next in the 2nd one, and so on, on each medium.

3) The relation between the concentration of cadmium uptaken by the strain No. 16-3 of Shiitake mushroom and one in the saw-dust medium with various concentrations of cadmium was examined. As shown in Fig. 14 and Table 13, the former increased with increase of the latter.

4) To study the yield of fruit body, mycelia of Shiitake mushroom was inoculated on logs for cultivation, immersed in the solution with various concentrations cadmium for 24 hours. The relation is given in Table 14 between the yield of them and the cadmium concentration in logs. The logs with 2 ppm Cd did not have any influences on yield of Shiitake mushroom, but one with 20 ppm could not produce any more.

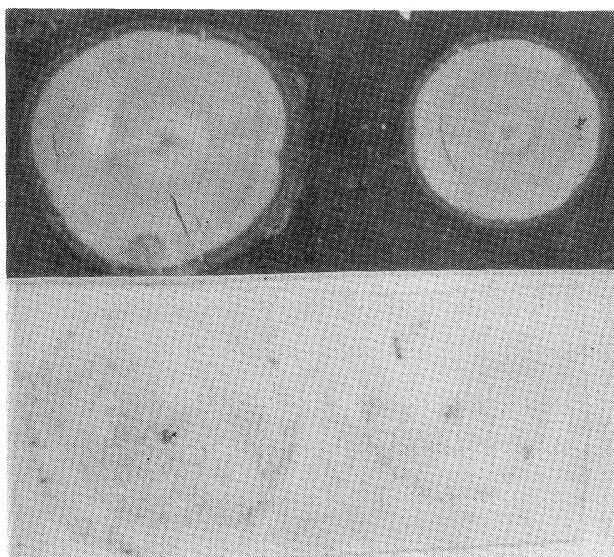
5) The difference of absorption capacity for heavy metals was examined on bed logs among several species of Shiitake mushroom. As given in Table 15, higher concentration in pileus was found in the species No. 16-3, No. 6-6, No. 1-3 in that order.

6) Mycelia of Shiitake mushroom (No. 16-3) was inoculated on logs for cultivation sampled at the polluted area, and the seasonal trend of their content was examined in fruit bodies. As shown in Figs. 15~17, the concentrations of cadmium and copper were the highest in fruit bodies, respectively produced in October and November, while one of zinc was in May, April and March.

7) The relation was examined between the concentration of heavy metals in the bed logs sampled at polluted area and one in Shiitake mushrooms. As shown in Figs. 18~21, the cadmium concentration in fruit bodies increased with increase of cadmium concentration in the bark of bed logs. As to copper and zinc, such a relation was not recognized.

8) Nameko mushrooms were cultured on the saw-dust mediums with various concentration

of cadmium. As shown in Fig. 22, the high concentration of cadmium in the medium decreased the yield of them. As shown in Fig. 23, the cadmium amount uptaken by Nameko mushroom increased with increase of one in the medium. Higher concentration of heavy metals was found in the gill, pileus, slimy substance stem in that order.



上：普通の写真

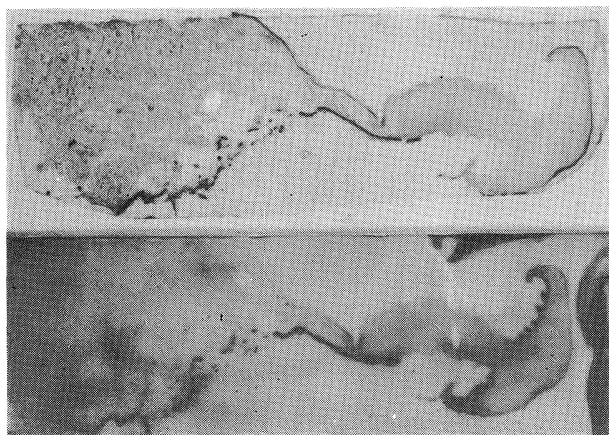
Upper : Photogram

下：オートラジオグラフ

Lower : Autoradiogram

オートラジオグラフの全面に見られる薄黒色は、現象時のかぶり

Photo. 1 ケヤマハンノキの幹における Cd-115 m の分布 (横断面)
Distribution of Cd-115 m in stem of Keyamahannoki (cross section).



上：普通の写真

Upper : Photogram

下：オートラジオグラフ

Lower : Autoradiogram

いずれも左方部分は鋸屑培養基の一部

Left part of both graphs show a part of sawdust medium.

Photo. 2 Cd-115 m を含む鋸屑培養基から発生したシイタケ子実体中の
Cd-115 m の分布
Distribution of Cd-115 m in Shiitake fruit body (Vertical section).