

フィールドサイエンス

Journal of Field Science

No.2 2002

あいさつ

表紙裏 刊行によせて／宮田清蔵

招待総説

1 酸性雨とフィールドサイエンス(Ⅱ) 湿性沈着の現状と科学としての発展／原 宏

原著論文

13 細倉鉦山・製錬所から排出されたタリウムとその関連有害金属による河川底質と土壤の汚染 (英文)／
浅見輝男, 佐伯 聡, 永井千鶴, 野上尚子, 高橋昌幸, 西川博考, 久保田正亜

研究資料

23 FM 多摩丘陵における気象観測法間の相互検定 (英文)／

佐々木建一, 鈴木一成, 富沢 実, 内川 武, 土器屋由紀子, 小倉紀雄

31 東京農工大学フィールドミュージアムにおける底生水生昆虫の生息状況 (2002)／

石井隆寛, 桑原 繁, 桑原 誠, 内田武次, 熊倉 充

37 フリーストール乳牛舎における搾乳牛の蹄の成長について／銚岡陽子, 伊藤正浩, 神田修平

解 説

43 中国における畜産からの温室効果ガスの放出と対応策／板橋久雄

東京農工大学農学部附属広域都市圏
フィールドサイエンス教育研究センター

平成14年10月

刊行によせて

東京農工大学学長 宮田清蔵

東京農工大学農学部には附属施設として農場、演習林、波丘地利用実験実習施設が設置されておりました。これを再編統合し、新たにフィールドサイエンスに関する総合的な教育研究を目的として、平成12年4月に広域都市圏フィールドサイエンス教育研究センター（略称 FS センター）が設置されました。この施設は自然林、二次林、農地、都市緑地などの多様なフィールドを有機的に結び付け、環境科学、生物生産科学、森林科学、生態学、獣医学など広い視野と手法の融合によって食料・資源問題の解決、資源循環型社会の構築を図るための教育研究を行っています。

その中で代表的なものに、大学・地域（府中市）・企業による共同プロジェクト「生ゴミの家畜飼料化・堆肥発酵熱利用による物質循環システム研究」が開始されています。この研究は、分別収集された生ゴミを高温下で好気性菌を利用して短時間で粉末状の飼料や堆肥を製造する装置の開発、及び地域まで含めた循環システムに関する研究であります。家畜排泄物の発酵堆肥化で発生するアンモニア・メタンなどのガス類を本学工学部で開発されたアルマイト触媒で燃焼させて装置の熱源とすると共に、再度余熱を用いて牛舎内や授乳室の冷房として利用することも可能な画期的システムであります。

また他の分野でも、教育・研究が意欲的に行われています。この度は、その成果の一部をフィールドサイエンス誌の場を用いて発表すると共に外部からの執筆もお願いして誌面を充実しております。どうぞ末永くご支援をお願い申し上げます。

招待総説

酸性雨とフィールドサイエンス (II)
——湿性沈着の現状と科学としての発展——*1

原 宏*2

5. 日本の降水化学の現状

5.1 はじめに

ここまで酸性雨について基礎的な説明をしてきたが、日本の湿性沈着はどんな状況にあるのだろうか。環境庁（現環境省）によるモニタリングデータを使って、湿性沈着、降水化学を考察する。

環境省は1983年度より全国規模の「酸性雨対策調査」を行っているが、湿性沈着、降水化学のモニタリングネットワークを展開している。このネットワークは全国7つの都道府県のそれぞれに2つの測定地点を置き、14測定地点体制で5年間の第一次調査が始まった。その後、測定地点の数や配置の見直し、試料捕集装置の変更、イオンクロマトグラフイーなど新しい分析技術の導入、データの精度や整理法の高度化など、行政ニーズや科学的進歩などを考慮しながらデータを蓄積してきた。第4次調査の後には、恒久的なモニタリングとして一段と高く位置づけられ、国際的なネットワークの一環としても重要な役割を果たしている。

ここではモニタリングデータのうち公表されている最新のデータである第3次調査の結果を対象とする。このなかで測定地点が多い1995～1997年度を選び、さらにその中から35の測定地点のデータを選んだ。さらに各測定地点に対し、降水量加重平均濃度と年平均沈着量を算出し基本量とした。これらの平均値をイオン組成、濃度、沈着量などの観点から考察し、イオン濃度や窒素の沈着量など日本全体、および各測定地点の特色を探った。

5.2 測定方法とデータ

環境省の酸性雨対策調査のデータを吟味して使用するデータを選び出した。公表されているデータのうち最新の調査である第3次調査を対象とし、測定地点の数と地域代表性、データの測定期間に対する完全度など、総合的な精度を吟味した。ここでは、

図6に示す35調査地点の1995～1997年度のデータを選んだ。

降水試料は降水時開放型の捕集装置（wet-only collector）で捕集された。試料の捕集単位期間は4種類あり、日、週、半月、月のそれぞれを単位とする。ここではすべて月単位の値に換算してから解析に用いた。

降水試料は捕集後、回収され、化学分析するまで実験室の冷蔵庫に保存された。化学分析は主要なイオンと電気伝導率について行われた。H⁺をpHとして測定し、イオンクロマトグラフなどにより、SO₄²⁻、NO₃⁻、Cl⁻、NH₄⁺、Ca²⁺、K⁺、Mg²⁺、Na⁺のイオンが定量された。イオンの測定精度は5.3.1で述べるイオンバランスによるチェックで評価された。H⁺などの6種の陽イオンによる正電荷とSO₄²⁻などの3種の陰イオンによる負電荷のそれぞれの量がある基準内で一致するかが確認される。問題があれば再分析を含め、分析精度を確保するための検討がなされた。

これらのデータは環境庁に集められ降水化学、大気化学などの専門家からなる検討会で検討、確定され、公表された。

5.3 結果と考察

5.3.1 分析データの質の評価

降水化学のデータ、つまりイオンなど、種々の物質の濃度が得られたとき、そのデータの分析精度を評価する必要がある。最も基本的な評価方法はイオンバランスチェックといわれるもので、電気的中性の原理に基づく。降水試料は電氣的に中性であるので、測定された陽イオンによる正の電荷の和が、同じく陰イオンによる負の電荷の和に等しいことが要請される。

これは、測定したイオンで電氣的中性の説明がつくという仮定に立つ。地域によっては炭酸水素イオン、フッ化物イオン、ギ酸、酢酸などの有機酸イオ

*1 Received May 31, 2002; Accepted July 8, 2002. Iは前号に発表。

*2 国立保健医療科学院 〒108-8638東京都港区白金台4-6-1

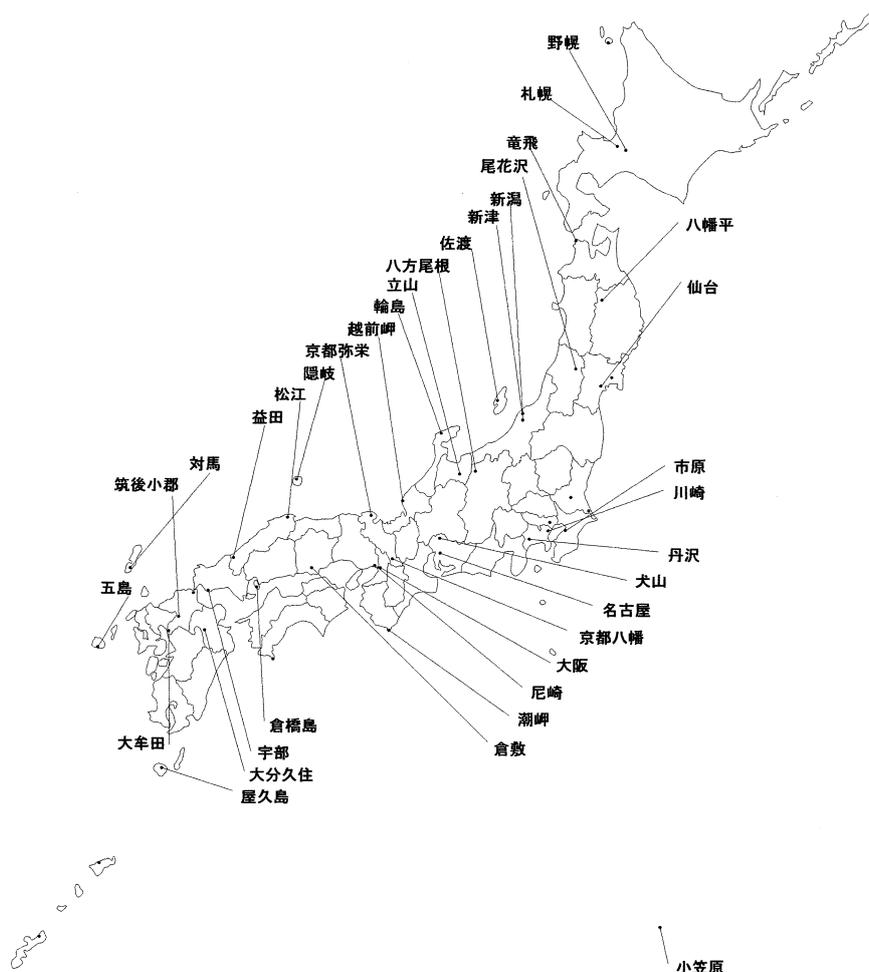


図6. 環境庁の第3次調査の地点のうち、今回の解析の対象とした測定地点

ンの寄与も考えられ、十分な精度で分析がされていても、電気的中性が満たされないように見えたり、未測定陽イオン、陰イオンが存在しこれらのイオン同士で電気的中性が満たされている可能性も否定できない。しかし、これまでの降水化学の経験から、少なくとも日本の降水では測定対象となっている9種のイオンでイオンバランスが説明できるので、精度評価の標準的な方法であることも確かである。WMO (World Meteorological Organization, 世界気象機関) や欧米の大規模なネットワークでもこのイオンバランスの考え方に基づく精度評価が基本のひとつになっている。

イオンバランスの評価方法を具体的に述べる。電荷の濃度と直接関連する濃度は当量イオン濃度であるので、濃度の単位が質量濃度 ($\mu\text{g ml}^{-1}$ など)、モル濃度 (mol dm^{-3} など) で報告されている場合は、イオンの濃度を当量イオン濃度 ($\mu\text{eq L}^{-1}$ など) に換算する。つぎに、分析対象となる陽イオンと陰イオンの濃度の和、それぞれCとA、を式

(90), (91) で算出する。ここでかっこ, [], はその中の物質の当量濃度を表すものとする。

$$\text{陽イオン和 (C)} = [\text{H}^+] + [\text{NH}_4^+] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] \quad (90)$$

$$\text{陰イオン和 (A)} = [\text{NO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] \quad (91)$$

この9種のイオンで説明がつかない場合、寄与していると思われるイオンを挙げておく：pH 6程度以上であれば大気中の二酸化炭素の溶解で生成する炭酸水素イオン (HCO_3^-)、炭酸イオン (CO_3^{2-})、石炭燃焼によるフッ化物イオン (F^-) あるいは臭化物イオン (Br^-)、熱帯などで重要な有機酸イオン、ギ酸イオン (HCOO^-)、酢酸イオン (CH_3COO^-)、蓚酸イオン ($^- \text{OOC}-\text{COO}^-$) などである。

イオンバランスによる評価は個々の降水試料について行われたが、ここでは全国35地点の3年間の平均濃度に対してイオンバランスを評価しておく。

一般に低濃度の試料は測定が困難であるので、イオン測定の精度はその濃度に依存する。また高濃度であっても測定に適した濃度範囲に入れるため希釈

表2. 各測定地点の降水量加重イオン濃度

地点名	Ionic Cont	pH	H+	NH4+	Ca2+	Mg2+	K+	Na+	SO42-	NO3-	Cl-	Mean	nss-SO42-		C	A	C+A	Ri	pA	pHt	H/A	NO3- /nss-SO42-	Ht	Σn
													Conc.	Conc.										
1 札幌	4.64	22.92	20.65	13.08	21.7	2.67	94.64	45.78	12.78	116.02	907	34.39	9.00	175.67	174.58	350.24	0.003	4.33	4.19	0.49	0.37	64.22	33.43	
2 札幌	4.79	16.26	12.38	6.04	7.6	2.35	30.47	24.26	8.17	36.21	1010	20.63	4.71	64.97	68.94	133.61	-0.028	4.54	4.51	0.24	0.40	30.89	20.55	
3 札幌	4.71	17.13	13.03	4.74	26.2	3.74	107.55	43.56	16.91	130.86	1037	30.61	10.08	184.99	191.33	376.33	-0.017	4.32	4.31	0.34	0.55	49.11	33.34	
4 尾花沢	4.77	16.28	14.12	14.69	40.6	25.43	114.62	29.86	15.66	62.18	1474	23.79	6.21	105.38	107.59	212.97	-0.010	4.41	4.36	0.44	0.65	43.19	28.59	
5 佐渡	4.71	19.28	25.68	13.05	29.7	6.33	133.39	57.98	14.69	172.85	1620	29.43	9.71	227.70	230.76	468.46	-0.007	4.36	4.33	0.41	0.50	46.51	28.81	
6 新潟	4.67	21.35	16.52	11.16	23.9	3.69	76.97	41.45	16.65	101.42	2127	32.20	7.24	227.46	222.78	450.24	0.010	4.24	4.15	0.33	0.38	70.65	41.74	
7 新潟	4.65	22.40	20.33	17.11	38.1	4.24	145.70	52.60	18.26	168.67	2205	35.05	10.78	247.84	239.53	487.37	0.017	4.27	4.20	0.42	0.51	54.39	33.07	
8 仙台	4.72	18.95	18.04	11.17	11.2	1.64	45.21	33.11	14.40	54.52	2751	27.66	9.22	106.25	102.03	208.28	0.020	4.38	4.26	0.45	0.52	63.06	38.59	
10 越前	4.46	33.29	19.04	16.19	48.5	4.89	217.47	58.13	20.92	222.43	1884	32.12	6.99	336.36	301.47	637.83	0.055	4.26	4.15	0.63	0.65	71.37	39.96	
11 越前	4.63	23.27	22.12	24.82	83.4	13.12	395.42	75.91	18.63	471.94	1481	28.60	7.85	562.16	566.48	1128.64	-0.004	4.33	4.17	0.49	0.65	67.51	40.76	
12 京都	4.70	19.93	19.52	13.70	35.2	5.00	145.30	50.25	17.15	165.05	2177	32.93	7.38	238.63	232.45	471.08	0.013	4.30	4.23	0.40	0.52	58.97	36.67	
13 松江	4.72	19.15	16.49	10.40	13.2	3.18	61.72	34.85	15.11	73.17	1667	27.43	7.72	124.15	123.13	247.28	0.004	4.37	4.28	0.45	0.55	52.13	31.61	
14 松江	4.61	24.28	15.40	9.99	19.7	3.49	90.68	40.06	16.38	105.61	1742	29.12	6.12	163.56	162.04	325.61	0.005	4.34	4.26	0.53	0.56	55.08	31.78	
15 八幡平	4.82	15.11	16.49	6.18	9.0	1.09	26.57	31.57	15.65	30.81	1755	28.38	5.16	74.41	78.03	152.44	-0.024	4.36	4.32	0.34	0.55	48.09	32.14	
16 仙台	5.17	6.76	18.94	24.33	14.3	2.86	40.16	38.96	15.34	49.77	1082	32.12	22.61	107.10	102.07	209.16	0.024	4.27	4.17	0.12	0.62	67.13	50.85	
17 市原	4.82	15.31	26.72	18.86	7.8	1.33	19.76	36.10	17.61	32.06	1225	34.59	18.02	89.82	86.80	176.41	0.018	4.28	4.16	0.29	0.51	68.76	44.33	
18 川崎	4.67	21.39	9.26	4.61	2.6	0.98	9.67	15.14	13.86	12.44	1779	13.98	4.19	48.47	41.25	89.71	0.081	4.56	4.40	0.77	0.98	39.91	22.92	
19 丹波	4.74	18.40	15.39	6.63	3.5	3.51	19.22	24.85	17.07	17.67	1509	23.10	5.85	66.69	59.59	126.29	0.056	4.40	4.31	0.46	0.74	49.19	32.47	
20 大山	4.80	15.78	18.24	10.44	3.8	4.34	12.23	28.68	18.96	23.31	1341	27.21	9.89	64.79	70.95	135.74	-0.045	4.34	4.28	0.34	0.70	52.26	37.20	
21 名古屋	4.67	21.48	10.17	21.30	37.2	9.98	193.16	47.62	16.29	218.38	1665	24.82	13.69	293.25	282.29	575.54	0.019	4.39	4.38	0.34	0.66	41.81	26.46	
22 瀬田	5.35	4.50	9.36	21.99	64.4	14.42	221.93	54.32	5.84	335.84	1467	28.29	12.46	336.56	396.00	732.56	-0.061	4.47	4.63	0.13	0.21	23.22	15.20	
23 小笠原	4.61	24.47	18.41	15.03	4.0	0.99	15.39	30.18	19.38	16.32	1231	28.67	14.46	77.72	65.89	143.61	0.082	4.32	4.21	0.51	0.68	61.29	37.79	
24 京都八幡	4.81	15.46	16.65	8.68	4.0	0.89	15.39	29.01	13.14	23.01	1185	27.15	7.99	61.15	65.16	126.31	-0.032	4.39	4.31	0.38	0.48	48.77	29.79	
25 尼崎	4.75	17.92	19.91	8.12	2.3	1.20	7.98	30.98	14.63	15.06	1340	30.01	7.77	51.33	60.67	118.00	-0.028	4.35	4.24	0.40	0.40	48.77	29.79	
26 大阪	4.62	24.05	12.95	8.68	4.3	1.05	11.49	32.40	14.63	15.06	1340	30.01	7.77	51.33	60.67	118.00	-0.028	4.35	4.24	0.40	0.40	48.77	29.79	
27 京都	4.52	30.53	13.48	5.27	4.9	1.95	19.89	26.49	14.45	24.72	1451	24.07	8.21	62.49	63.87	126.36	-0.011	4.33	4.30	0.52	0.50	49.95	28.59	
28 津島	5.74	1.80	33.94	21.35	4.7	4.82	38.00	48.21	15.50	40.07	1615	40.63	19.73	104.61	100.78	205.39	0.019	4.41	4.24	0.79	0.60	57.50	27.93	
29 宇部	4.83	14.72	15.59	5.97	2.5	0.97	8.82	27.35	8.42	11.03	1687	26.31	5.60	48.52	46.80	95.32	0.018	4.25	4.16	0.03	0.38	69.68	49.44	
30 大分	4.71	19.69	21.32	12.58	12.6	2.54	58.70	35.45	14.32	65.05	1706	26.39	10.10	127.43	114.82	242.25	0.058	4.46	4.34	0.42	0.32	45.90	24.01	
31 対馬	4.81	15.35	23.37	5.39	3.1	2.26	13.18	29.65	10.89	17.55	2182	28.06	4.81	62.68	58.09	120.76	0.032	4.37	4.21	0.46	0.50	62.33	35.64	
32 筑後小郡	5.50	3.14	24.09	11.14	6.2	2.56	11.44	36.97	10.16	24.36	1876	34.64	10.32	66.59	71.49	138.09	-0.035	4.35	4.29	0.07	0.29	51.32	34.25	
33 大牟田	4.78	16.33	18.60	12.81	19.8	2.68	89.25	38.75	11.88	100.48	1324	26.00	9.03	158.48	149.21	308.68	0.033	4.42	4.27	0.43	0.46	53.53	30.58	
34 五島	4.70	19.92	12.80	9.10	24.6	2.70	101.92	37.00	9.92	129.06	2831	24.71	4.66	170.96	175.88	346.34	-0.014	4.46	4.34	0.58	0.39	45.42	22.42	
35 鹿島	4.82	17.46	18.16	12.49	18.67	4.25	76.29	38.30	14.88	93.20	1598.22	28.19	9.23	147.31	146.88	293.70	0.01	4.36	4.28	0.40	0.52	53.78	33.04	
標準誤差	0.05	1.21	0.93	0.94	3.17	0.82	13.97	2.01	0.59	16.99	78.38	0.89	0.73	18.48	18.85	37.26	0.01	0.01	0.02	0.03	0.02	1.88	1.27	
中央値	4.74	18.40	18.04	11.17	12.60	2.70	45.21	36.75	15.50	54.52	1606.83	28.60	7.99	106.25	102.07	209.16	0.00	4.35	4.27	0.42	0.51	53.53	33.07	
標準偏差	0.28	7.14	5.53	5.57	18.78	4.82	82.67	11.90	3.50	100.54	463.71	5.29	4.33	109.30	110.70	220.42	0.04	0.07	0.10	0.17	0.14	11.11	7.50	
最小	4.48	1.80	9.26	4.61	2.28	0.97	7.98	15.14	5.84	11.03	907.33	41.98	4.19	48.47	41.25	89.71	-0.08	4.24	4.15	0.03	0.21	23.22	15.20	
最大	5.74	33.79	33.94	24.82	83.40	25.43	395.42	75.91	20.92	471.94	2830.73	113.93	22.61	562.16	566.48	1128.64	0.08	4.56	4.63	0.79	0.98	71.37	50.85	
変動係数	0.06	0.41	0.30	0.45	1.01	1.13	1.08	0.31	0.24	1.08	0.29	0.18	0.47	0.74	0.76	0.75	5.00	0.02	0.02	0.42	0.28	0.21	0.23	

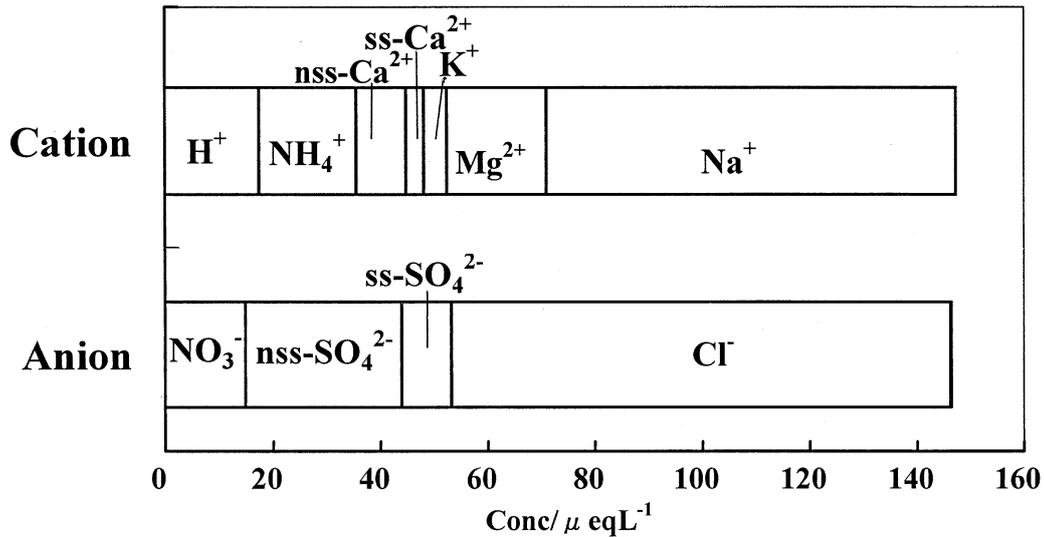


図8. 1995~1997年度, 35測定地点の平均イオン組成 (ss-, nss-はそれぞれ海洋性 (seasalt), 非海洋性 (non-seasalt) のイオンを示す)

以下, 図8について順を追って説明する。

まず, 陽イオン濃度の和と陰イオン濃度の和から全体の濃度レベルがわかる。濃度とは降水, 単位体積あたりに含まれる物質質量である。物質質量は大気中のガスやエアロゾルとして存在している物質の濃度と, それらが降水への取りこまれる過程に依存する。そして降水の量は雨の種類や降り方など気象学的な過程で決まってくる。つまりガスやエアロゾルの濃度と違って, 降水中のイオン濃度は大気汚染の程度と必ずしも対応しているわけではない。

つぎに陽イオンと陰イオン, それぞれの和がバランスしていることがわかる。これはこれら9種のイオンで降水化学の議論が可能であることと, 分析精度が十分に高いことを示唆する。

図8の平均組成に対するpHはpH4.76であり, 第2次調査の平均組成に対するpH4.8と比べるとほとんど同じである。

さらに, 海塩からの成分の寄与と非海塩性の成分のそれが見て取れる。棒グラフの右側に置いたNa⁺とCl⁻, そしてMg²⁺が陽イオンと陰イオン, それぞれの組成の半分を占めている。これらのイオンは海水の主成分である。海水の飛沫が大気中に放出され, その水が蒸発して海塩粒子となり, 雲の核になったり落下する降水滴に取りこまれたものである。日本の国土は列島を成しており, 観測地点は島嶼や岬など海に近い地点が多いので, 海塩の寄与が大きいことが理解される。

海水にもSO₄²⁻やCa²⁺が含まれており, 降水は海塩粒子を取り込むのでこれらのイオンの寄与を海塩

以外の寄与と区別する必要がでてくる。この方法はいくつかあるが, モニタリングにおいてはNa⁺をすべて海塩由来であると仮定し, Na⁺, SO₄²⁻, Ca²⁺との割合は海水飛沫の発生から湿性沈着するまでの間, 一定と仮定する。海水のイオン濃度比はよく知られているので, 非海塩由来の部分 (Non-seasalt Fraction) を式 (97), (98) で見積もることができる。ここで ([SO₄²⁻]/[Na⁺])_{ss}, ([Ca²⁺]/[Na⁺])_{ss}と「ss(seasalt)」の付いた項は当該イオンの海水での濃度比で, 当量基準で値はそれぞれ0.1206, 0.0432である。

$$[nss-SO_4^{2-}] = [SO_4^{2-}] - ([SO_4^{2-}]/[Na^+])_{ss} \times [Na^+] \quad (97)$$

$$[nss-Ca^{2+}] = [Ca^{2+}] - ([Ca^{2+}]/[Na^+])_{ss} \times [Na^+] \quad (98)$$

各測定地点についてNa⁺とCl⁻, それぞれの濃度の散布図を見ると海水比の周辺に点が散らばっている (図9)。それよりも気になるのは, 飛びぬけて濃度が高い点があることである。

これは隠岐のデータであるが, 海水飛沫が直接, 捕集装置に入った可能性がある。海水飛沫が入ると降水試料が汚染されることになるのでNa⁺など海塩由来のイオンの濃度が飛躍的に増加する。式 (97), (98) からわかるようにNa⁺の濃度の測定誤差がnss-SO₄²⁻濃度の精度に直接影響してくるので, nss-SO₄²⁻の濃度の精度が低くなる。これらのデータはNa⁺とCl⁻の濃度比が海水のそれと比べどうなっているか, 陽イオン全体に占めるNa⁺濃度の割合, Na⁺濃度の測定誤差を予測したときnss-SO₄²⁻

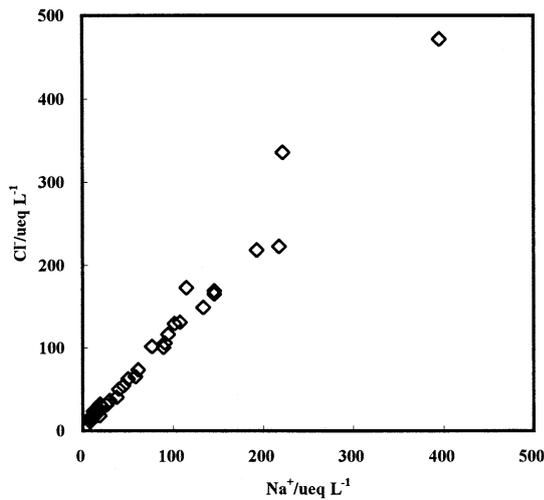


図9. 各測定地点の Na^+ と Cl^- の濃度の関係のイオンを示す)

の濃度の値がどう変化するかなど、複数の観点から吟味してから、値の意義の解釈をすべきである。

(b) NO_3^- と nss-SO_4^{2-}

非海塩性硫酸イオンや硝酸イオンは基本的に硫酸や硝酸に由来するものである。ここでこれらのイオンの関わる降水化学の過程を次のように考える。まず雲水滴が生成しそこに硫酸や硝酸が溶解したり、液相反応によって硫酸が生成する。こうして水滴が酸性になる。また、これらの硫酸や硝酸は水の中で水素イオンとこれらのイオンに解離する(4.4節, 式(65), (66))。ここに塩基性の物質が溶解し、酸と塩基の反応により酸の一部が中和される。塩基性の物質として大気中のガスであるアンモニアの場合、水に溶解し NH_4^+ と OH^- に解離する。この OH^- が H^+ と反応して水を生成し、水素イオンが減少する。つまり酸と塩基の中和反応が起こり水素イオンの濃度は低くなる(4.4節, 式(67), (68))。ここで大切なことは SO_4^{2-} や NO_3^- は中和反応に関わらないので、硫酸や硝酸として最初に存在した量が硫酸イオン、硝酸イオンとしてそのままの量が保存されることである。実際の過程はこれらと前後関係が異なるが、酸と塩基の関係のポイントを抑えるためには以上の記述で十分である。

さて実際の平均組成(図8)において、 nss-SO_4^{2-} や NO_3^- の濃度はそれぞれ $29.1 \mu\text{eq L}^{-1}$, $14.9 \mu\text{eq L}^{-1}$ である。これから最初にあった硫酸や硝酸の濃度も $29.1 \mu\text{eq L}^{-1}$, $14.9 \mu\text{eq L}^{-1}$ と解釈され、当量基準で2:1, モル基準だと1:1と理解される。

これは、それぞれの前駆体である SO_2 , NO_x のガス濃度でみるとモル基準で同等の寄与があるということになる。

(c) NH_4^+ と nss-Ca^{2+}

上に述べた考察から nss-Ca^{2+} は最初にあった硫酸や硝酸の一部を中和した塩基性物質に由来するイオンであると考えられる(式(69), (70), (71))。 nss-Ca^{2+} は塩基性のカルシウム化合物に由来すると考えられるが、この化合物の化学形が問題である。欧州では石炭燃焼にともなう酸化カルシウム(CaO)や土壌から炭酸カルシウム(CaCO_3)であると考えられている。

日本の場合、黄砂など中国の黄土高原からの土壌粒子の影響があるとして、炭酸カルシウムであると扱われることが多い。状況を判断すると炭酸カルシウムを含む、塩基性のカルシウム塩であることは確かであると思われる。しかし、道路粉塵に由来するカルシウム化合物や、アジア大陸の土壌からの硫酸カルシウム(CaSO_4)の寄与の可能性も否定できない。この硫酸カルシウムは水溶液中で解離するとカルシウムイオンと硫酸イオンを生成するが、これは中性でありpHへの寄与はなく、 nss-SO_4^{2-} の意義を考えるとこの部分を過大評価することにつながる。

(d) 三種の陽イオンと二種の陰イオンのバランス
水溶液のpH, つまり水素イオン濃度は酸と塩基のバランスで決定されるから、4.5節で導入した式(82)の関係が成り立つ。ここでも、酸は硫酸と硝酸、塩基はアンモニアと炭酸カルシウムであるとする式(83)が成立する。これらの酸、塩基はイオンに解離するので、右辺の濃度は対応するイオンの濃度に等しいとしてよいから、観測される量を用いると式(84)になる。

観測データにおいて式(84)の関係が成立しているかどうかを確かめる必要がある。 H^+ はpHとして測定されることなどこれらのイオンの分析精度を考慮すると式(84)を書きなおし、3種の陽イオンと2種の陰イオンのそれぞれの和が等しいとした、式(85)で比較する。

$$[\text{H}^+] + [\text{NH}_4^+] + [\text{nss-Ca}^{2+}] = [\text{nss-SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] \quad (85)$$

各測定地点のデータについて両辺の量、3種の陽イオン和と2種の陰イオン和を算出してプロットすると、1:1の直線を中心にしてばらついており(図10)、この比は 0.99 ± 0.12 , 範囲0.79-1.30であった。これから日本の降水において、硫酸と硝

酸という酸と、アンモニアと炭酸カルシウムなどの塩基性カルシウム化合物という塩基のどちらが、どれだけ多いかで降水の pH が決まるといえよう。しかし、 $nss-Ca^{2+}$ がどんなカルシウム化合物に由来するのかは不明である。このカルシウム化合物を決定することは残された大きな課題である。

(e) 日本におけるイオンの濃度と沈着量の概要

各測定地点の沈着量と濃度の期間平均値の概要をつかむため、濃度、沈着量のそれぞれと、それらの変動係数、また、全35地点の値の10%、50%、90%に対するパーセンタイル値を算出した(表1)。

濃度、沈着量ともイオン種などにより変動係数の大きさが異なる。そこで変動係数の大きさからイオン種を分けてみたい。さらに、窒素元素の沈着という観点から、 NO_3^- と NH_4^+ の濃度や沈着量の合計、 $(NO_3^- + NH_4^+) = \Sigma N$ も評価する。また、 NH_4^+ は土壌の中では硝酸に変換するので、土壌にとっての実際の水素イオンの量である、 $(H^+ + 2NH_4^+) = H_e$ に (H_e : Effective Hydrogen Ions) ついても検討したい。これらの量は 5.3.3 で詳しく説明し、定義する。

濃度の変動係数が1以上のイオン種などは K^+ 、 Na^+ 、 Cl^- 、 Mg^{2+} 、0.30以下のそれは NO_3^- 、 ΣN 、 SO_4^{2-} 、 H_e 、 $nss-SO_4^{2-}$ 、他はその中間であった。沈着量についても類似の傾向があり、 K^+ 、 Na^+ 、 Cl^- 、 Mg^{2+} の変動係数は NH_4^+ 、 $nss-SO_4^{2-}$ 、 NO_3^- 、 H_e 、 ΣN 、降水量のそれが0.40以下、他のイオン種などはこれらの間に入った。

Na^+ 、 Cl^- 、 Mg^{2+} は海塩に起源をもつイオンであるから、海の影響の大きい測定地点とそうでない測定地点があることを意味している。たしかに測定地

点は沿岸地域と内陸地域の両方にあるので(図6)変動係数が大きいと思われる。また、 $nss-SO_4^{2-}$ 、 NO_3^- 、 H_e 、 ΣN は海塩起源のイオンに比べると濃度、沈着量とも一様であると解釈される。

また、モニタリングは長期にわたるものであるから、測定地点を変更しなくてはならないこともある。このようなデータに対してはパーセンタイル値で比較するのが適当である。50%値はメジアン値であるので、期間平均値と比べてみると、変動係数の小さいものについてはほぼ一致している(表1)。

5.3.3 イオンの濃度とその指標

(a) $nss-SO_4^{2-}$ と NO_3^-

$nss-SO_4^{2-}$ と NO_3^- の濃度の関係を見るため散布図を作成してみると、各地点とも $nss-SO_4^{2-}$ の濃度のほうが NO_3^- のそれよりも高い(図11)。 NO_3^- と $nss-SO_4^{2-}$ との濃度比をとると平均 0.52、範囲は 0.21(小笠原) ~ 0.98(丹沢)であった。これから全国的に硫酸の方が降水の酸性化への寄与が大きいと判断される。

(b) NH_4^+ と $nss-Ca^{2+}$

同様の検討を $nss-Ca^{2+}$ と NH_4^+ についてもおこなってみると、平均 0.53、範囲は 0.21(筑後小郡) ~ 1.35(潮岬)であり、塩基性のカルシウム塩よりもアンモニアのほうが塩基として酸の中和に大きく寄与していることがわかる(図12)。

(c) pH と pA_i

一般的な関心を集めている pH の値は降水化学の基本的な量ではあるが、その解釈には pH の十分な理解が必要である。観測される pH は、酸と塩基のバランスの結果であることを頭に置くと降水化学の

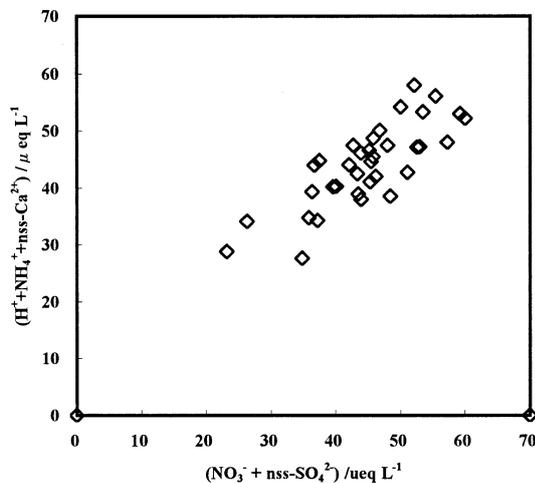


図10. H^+ 、 NH_4^+ と $nss-Ca^{2+}$ の当量濃度と $nss-SO_4^{2-}$ と NO_3^- の当量濃度との関係

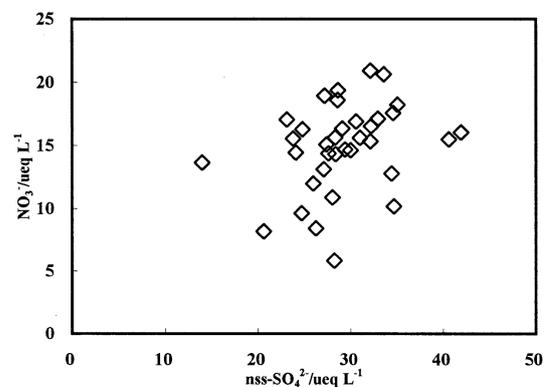


図11. $nss-SO_4^{2-}$ と NO_3^- の濃度の関係

特徴を際立たせることができる。具体的な方法がいくつか提案されている。

酸-塩基の中和反応に関与する化学種は、酸は硫酸と硝酸が主要なものであることは定説になっている。しかし、塩基のほうは、ガス状のアンモニアの寄与は理解されるが、塩基性カルシウム塩の化合物形態が何であるかの証明はされていない。化学分析の精度を考えると、酸に関する化学種 SO_4^{2-} 、 NO_3^- の方がイオンクロマトグラフの導入により高い精度で測定されている。

酸と塩基のバランスの結果である水素イオンも測定されるが、実際に観測にかかるのは濃度の逆数の対数をとった pH である。pH 測定の誤差を考えると、pH を水素イオン濃度に変換して、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- の濃度と比べるよりも、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- の濃度和对数にとって比較する方が、これらの持っている精度を最大限に活用することができる。

以上の考え方に立って、4.4 節および 4.5 節で述べたように、著者は降水化学を pH と $-\log([\text{nss-SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-])$ (この量を pA_i と定義) の二つの量で考察することを提唱している。 $([\text{NO}_3^-] + [\text{nss-SO}_4^{2-}])$ は中和反応の前であった酸の濃度に対応する量を入力酸性度 (input acidity) とよび A_i と書く。pH の定義 $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$ に対応させて A_i の対数の逆数 $-\log([\text{nss-SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-]) = \text{pA}_i$ を考えると pA_i はもともとあった酸の濃度を pH で表したものに相当する。

表 1 からこの値を計算すると $\text{pA}_i = 4.36$ であり pH 4.76 より 0.4 pH 単位だけ低いことになる。この比較を地点別に行くと全体の様子が見えてくる

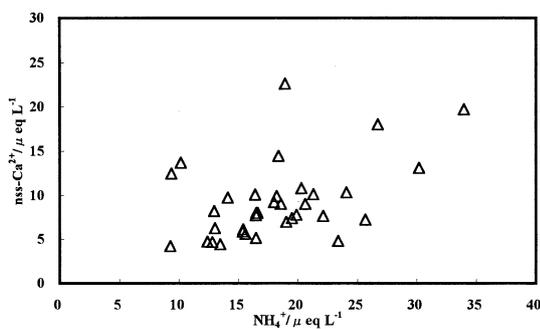


図12. NH_4^+ と nss-Ca^{2+} の濃度の関係

(図13)。pH は pH 4.48 (越前岬) ~ 5.74 (宇部) であり、その範囲は 1.26 pH 単位である。一方、 pA_i は最低値と最高値はそれぞれ、4.24 (新潟)、4.56 (丹沢) であり範囲は 0.32 と、pH の範囲の 1/4 であった。

(d) $[\text{H}^+]/([\text{NO}_3^-] + [\text{nss-SO}_4^{2-}])$ あるいは H^+/A_i

降水中の酸と塩基の中和反応の議論を進めると、化学的記述がさらに豊かになる。 NO_3^- 、 nss-SO_4^{2-} の濃度の和が最初あった酸の量であれば、 H^+ は中和の後に残った酸の量である。したがって $[\text{H}^+]/([\text{NO}_3^-] + [\text{nss-SO}_4^{2-}])$ 比 (あるいは「 H^+/A_i 」とよぶことにする) は最初にあった酸のうち中和されずに残っている割合を示す重要な指標である。図 8 の場合、この H^+/A_i は 0.40 で、酸の 60% が中和されてしまったことになる。

各測定地点の H^+/A_i の値を見てみると、0.03 (宇部) ~ 0.79 (倉橋島) であり、それぞれの pH と pA_i は 5.74 と 4.25、4.52 と 4.41 であった (図14)。塩基による中和が起る前の pH はある狭い範囲にあったと思われるが、塩基による中和の程度が測定地点により異なっていたため、中和後の pH はもっと広い範囲の値になったと解釈することができる。

(e) アンモニアの硝化を考慮した指標, pH_e

沈着したアンモニウムイオンは土壤中で微生物により硝酸に変換される (硝化)。1 個のアンモニウムイオンから 2 個の水素イオンが生じるので、土壌にとっては水素イオン濃度が $([\text{H}^+] + 2[\text{NH}_4^+])$ である雨が降ったのと同等になる (式 (88))。これを土壌に対する実質的な pH として表し $-\log([\text{H}^+] + 2[\text{NH}_4^+])$ を、pH に “effective” の e を添えて、 pH_e

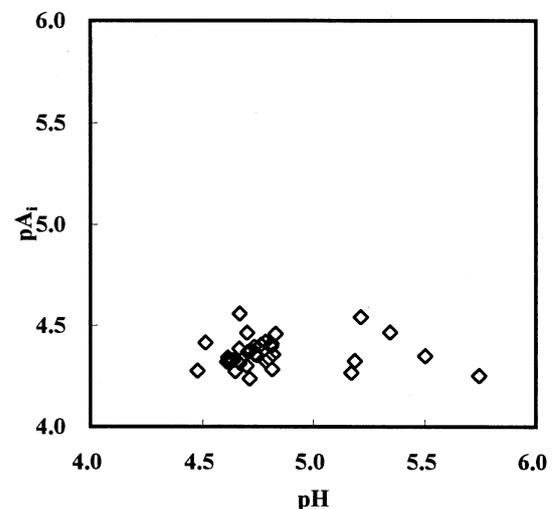
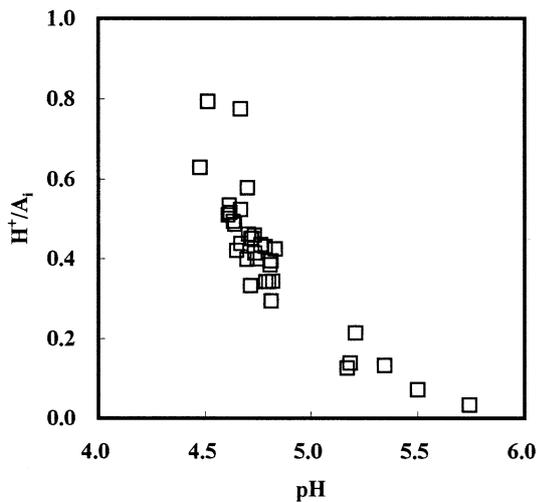
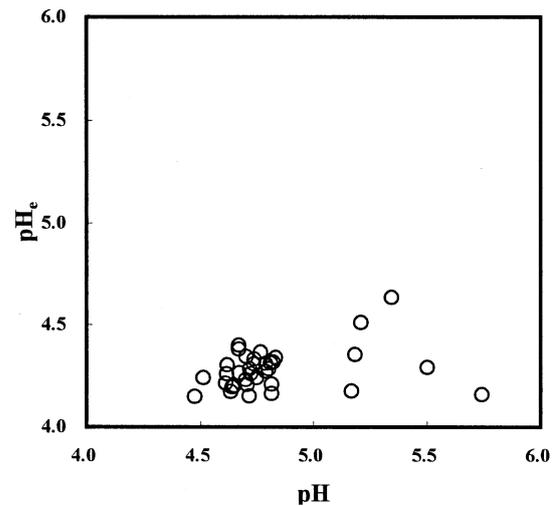


図13. pA_i と pH の関係

図14. H^+/A_i と pH の関係図15. pH_e と pH の関係

とした (式 (89))。

各測定地点の pH_e と pH を見てみると pH_e は 4.15~4.63 の範囲にあり、pH よりも狭い範囲に出現している (図15)。また pA_i と比べると pH_e の方が低い、影響を考えると pH_e などの指標を用いて $([H^+] + 2[NH_4^+])$ についても検討が必要と思われる。

5.3.4 沈着量

(1) 主要イオンの沈着量

沈着量は単位時間、単位面積あたりに沈着する物質質量と定義され、濃度と降水量の積で算出される。測定期間における各測定地点でのイオン沈着量を年間沈着量として表3に示す。

ここでは主要イオンや ΣN などの指標の沈着量について考察する。

(a) $nss-SO_4^{2-}$ と NO_3^-

$nss-SO_4^{2-}$ の沈着量が大いところは NO_3^- の沈着量も大きく、 $nss-SO_4^{2-}$ と NO_3^- とともに輪島で沈着量が最大であった (それぞれ $77.3, 40.3 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$)

(表2)。これに立山、京都弥栄、新津、越前岬の測定地点での値が続く。 $nss-SO_4^{2-}$ と NO_3^- の沈着量の最小値はいずれも野幌で観測され、 $nss-SO_4^{2-}$: $20.8 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, NO_3^- : $8.3 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ であった。これを気象庁による南鳥島での測定値 ($nss-SO_4^{2-}$; $9.3 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, NO_3^- : $2.7 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) と比べると、野幌での沈着量は南鳥島の2~3倍程度であり、輪島の1/5~1/4程度であった。

(b) NH_4^+ と $nss-Ca^{2+}$

これらのイオンの場合も、 NH_4^+ の沈着量が大いところは $nss-Ca^{2+}$ のそれも大きい傾向が見られた

(表2)。 NH_4^+ と $nss-Ca^{2+}$ の沈着量の最大値はいずれも宇部で観測され、 NH_4^+ : $54.8 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, $nss-Ca^{2+}$: $31.9 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ であった。これに立山、輪島と続く。 NH_4^+ だけを見ると筑後小郡の $17.2 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, $nss-Ca^{2+}$ では市原の $24.5 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ も注目される。また、これらのイオンでも野幌で最小値が記録され NH_4^+ : $12.5 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, $nss-Ca^{2+}$: $4.8 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ であった。これは綾里の値、 NH_4^+ : $12.5 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, $nss-Ca^{2+}$: $3.8 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ とほとんど同じ値であった。南鳥島では NH_4^+ の沈着量は野幌よりさらに小さく、 $2.5 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ であったが $nss-Ca^{2+}$ のそれは $6.8 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ と倉橋島のレベルであった。

(c) $(H^+ + 2NH_4^+)$ の沈着量

5.3.3 (e) で述べたように、土壤中でのアンモニアの硝化を考慮した $(H^+ + 2NH_4^+)$ の沈着量は生態系への負荷量の指標となるが、その沈着量の分布について見てみたい。簡単のためこの実効的な水素イオンの沈着量を H_e と書くこととする。

全体的に H^+ の沈着量が大い地点は H_e のそれも大きい傾向にある。立山、輪島、京都弥栄、越前岬、屋久島、新津では H^+ も H_e も大きかった。筑後小郡では H^+ は大きくはないが H_e では3番目に大きかった。また、 H^+ の沈着量が小さいところでも、宇部、大牟田のように H_e の沈着量は新津に次ぐレベルにあった。これから H_e として硝化を考慮した酸の沈着量も見ていく必要が認められる。

(d) ΣN の沈着量と $NH_4^+/\Sigma N$ 比

大気から地表への物質の沈着は生態系への物質負

表3. 各測定地点の年間イオン沈着量

Ionic Deposition 地点名	H+		NH4+		Ca2+		Mg2+		K+		Na+		SO42-		NO3-		Cl-		RF		nss-SO42-nss-Ca2+ H ₂ O		ΣN		NH4+/NO ₃ NH4+/ΣN	
	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo	Eq	Mean	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo	Eq	Depo
1 札幌	21.83	18.73	11.87	19.7	2.42	85.87	41.53	11.60	105.27	907	31.20	8.17	59.30	30.33	1.61	0.62										
2 野幌	6.49	12.50	6.10	7.7	2.37	30.77	24.50	8.25	36.57	1010	20.83	4.76	31.49	20.75	1.52	0.60										
3 竜飛	17.47	17.03	15.33	27.2	3.88	111.50	45.17	17.53	135.67	1037	31.73	10.45	51.53	34.57	0.97	0.49										
4 尾花沢	26.73	19.20	12.40	20.0	3.82	74.63	44.00	22.93	91.63	1474	35.07	9.22	65.13	42.13	0.84	0.46										
5 佐渡	31.43	22.87	23.80	65.7	41.19	185.67	70.00	23.80	280.00	1620	47.67	15.73	77.17	46.67	0.96	0.49										
6 新潟	35.73	41.27	20.97	47.8	10.18	214.33	93.17	25.80	239.00	1607	67.37	11.63	118.27	67.07	1.60	0.62										
7 新潟	51.30	35.13	23.73	50.8	7.86	163.67	88.13	35.20	215.67	2127	68.47	16.97	121.57	70.33	1.00	0.50										
8 輪島	50.87	44.83	37.73	83.9	9.36	321.33	116.00	40.27	372.00	2205	77.30	23.77	140.17	85.10	1.11	0.53										
9 立山	50.87	49.63	30.73	30.9	4.52	124.40	91.10	39.63	150.00	2751	76.10	25.37	150.13	89.27	1.25	0.56										
10 越前	57.27	35.87	30.50	85.7	9.22	409.67	109.50	39.40	419.00	1884	60.50	13.17	129.00	75.27	0.91	0.48										
11 越前	26.93	32.77	36.77	123.5	19.43	585.67	112.43	27.60	699.00	1481	42.37	11.33	92.47	60.37	1.19	0.54										
12 京都弥栄	45.97	42.50	29.83	76.6	10.88	316.33	109.40	37.33	359.33	2177	71.70	16.07	130.97	79.83	1.14	0.53										
13 松江	31.07	27.50	17.33	22.0	5.30	102.90	58.10	25.20	122.00	1667	45.73	12.87	86.07	52.70	1.09	0.52										
14 益田	41.10	26.83	17.40	34.4	6.92	158.00	69.80	28.53	184.00	1742	50.73	10.66	94.77	55.37	0.94	0.48										
15 八幡平	31.17	28.93	10.84	15.7	1.92	46.63	55.40	27.47	54.07	1755	49.80	9.05	89.03	56.40	1.05	0.51										
16 仙台	6.71	30.10	13.97	8.2	1.09	21.20	36.00	20.60	29.47	997	33.47	13.07	66.91	50.70	1.46	0.59										
17 市原	6.86	20.50	26.33	15.5	3.10	43.47	40.00	16.60	53.87	1082	34.77	24.47	47.86	37.10	1.23	0.55										
18 川崎	18.10	32.73	23.10	9.6	1.63	24.20	45.23	21.57	39.27	1225	42.37	22.07	83.57	54.30	1.52	0.60										
19 丹沢	26.87	16.47	8.20	4.6	1.74	17.19	26.93	24.30	22.13	1779	24.87	7.45	59.80	40.77	0.68	0.40										
20 大山	28.00	23.23	10.01	5.3	5.30	29.00	37.50	25.77	26.67	1509	34.87	8.83	74.47	49.00	0.90	0.47										
21 名古屋	22.07	24.47	14.00	5.1	5.82	16.40	38.47	25.43	31.27	1341	36.50	13.30	71.00	49.90	0.96	0.49										
22 瀬戸	31.27	16.93	35.47	61.9	16.62	321.67	79.30	27.13	363.67	1665	41.33	22.80	65.13	44.07	0.62	0.38										
23 小笠原	5.55	13.92	32.70	95.7	21.44	329.97	80.77	8.68	499.33	1487	42.07	18.52	33.38	22.60	1.60	0.62										
24 京都八幡	20.93	22.67	18.50	5.0	3.88	15.56	37.17	23.87	20.10	1231	35.30	17.80	66.27	46.53	0.95	0.49										
25 尼崎	18.37	19.73	10.28	4.7	1.18	18.23	34.37	15.57	27.27	1185	32.17	9.47	57.93	35.30	1.27	0.56										
26 大阪	24.27	26.67	10.88	3.1	1.61	10.69	41.50	19.60	20.17	1340	40.20	10.41	77.60	46.27	1.36	0.58										
27 倉敷	24.43	12.70	8.51	4.2	1.03	11.27	31.77	15.33	15.52	981	30.40	8.05	49.83	28.03	0.83	0.45										
28 倉橋島	38.27	19.57	7.65	7.1	2.84	28.87	38.43	20.97	35.87	1451	34.93	6.40	77.40	40.53	0.93	0.48										
29 宇都	3.27	54.80	34.47	7.6	7.79	61.37	73.00	25.03	64.70	1615	65.60	31.87	112.87	79.83	2.19	0.69										
30 大分久住	26.10	26.30	10.07	4.1	1.63	14.87	46.13	14.20	18.60	1687	44.37	9.44	78.70	40.50	1.85	0.65										
31 対馬	30.83	36.37	21.47	21.5	4.33	100.13	60.47	24.43	110.97	1706	48.43	17.23	100.80	60.80	1.49	0.60										
32 筑後小郡	28.07	51.00	11.75	6.8	4.93	28.77	64.70	23.77	38.30	2182	61.23	10.50	132.83	74.77	2.15	0.68										
33 大牟田	5.96	45.20	20.90	11.6	4.81	36.50	69.37	19.07	45.70	1876	65.00	19.37	96.36	64.27	2.37	0.70										
34 五島	19.27	24.63	16.97	26.2	3.54	118.20	48.67	15.87	133.07	1324	34.43	11.95	68.53	40.50	1.55	0.61										
35 屋久島	53.80	36.23	25.77	69.7	7.65	287.67	104.73	27.23	365.33	2831	69.93	13.20	126.27	63.47	1.33	0.57										
平均	27.57	28.85	19.61	31.12	6.87	127.62	61.79	23.59	154.98	1598.22	46.54	14.15	85.27	52.44	1.27	0.55										
標準誤差	2.48	1.94	1.59	5.43	1.31	23.59	4.61	1.37	28.26	78.38	2.65	1.06	5.24	2.98	0.07	0.01										
中央値	26.87	26.67	17.40	19.70	4.52	74.63	55.40	23.87	91.63	1606.83	42.37	12.87	77.80	49.90	1.19	0.54										
標準偏差	14.65	11.47	9.43	32.13	7.77	139.55	27.26	8.10	167.17	463.71	15.65	6.24	30.99	17.65	0.42	0.08										
最小	3.27	12.50	6.10	3.06	1.03	10.69	24.50	8.25	15.52	907.33	20.83	4.76	31.49	20.75	0.62	0.38										
最大	57.27	54.80	37.73	123.53	41.19	585.67	116.00	40.27	699.00	2830.73	77.30	31.87	150.13	89.27	2.37	0.70										
変動計数	0.53	0.40	0.48	1.03	1.13	1.09	0.44	0.34	1.08	0.29	0.34	0.44	0.36	0.34	0.33	0.14										

荷であるが、窒素という元素の負荷として NH_4^+ と NO_3^- をあわせた窒素の量, $\Sigma\text{N} (= \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)$ に対する沈着量も重要である。 ΣN は NH_4^+ , NO_3^- の沈着量と相関があるが, NH_4^+ とのほうが高い相関を示す。 ΣN は立山で最大値, $89.3 \text{ meq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ をとり, 輪島, 宇部, 京都弥栄などと続く(表2)。 ΣN に対して NH_4^+ と NO_3^- のどちらの寄与が大きいかを見るため, $\text{NH}_4^+/\Sigma\text{N}$ 比を取ると平均値は 0.55 ± 0.08 であり, 全体的に ΣN に対して NH_4^+ の寄与の方が大きかった。

5.3.5 沈着量と濃度の関係

降水化学において沈着量 (D) は直接観測される量ではなく, 濃度 (C) とそれに対応する降水量 (RF) の積として算出される量 ($D = C \times \text{RF}$) である。実際の測定でも降水化学のための分析試料は降水があるときだけ容器のふたが開く降水時開放型の捕集装置で捕集され, 降水量は気象官署で用いられる標準雨量計で測定するのが一般的な観測方法である。

これまで, 沈着量が多いのは降水量が大きいと理解されてきた。確かに日本海側の沈着量は降水量と直線的な対応関係があり, 高い相関関係が認められている。

一方, イオン種ごとの相関関係を見ると, 沈着量で見ると濃度に比べて高い相関関係にあることが多いように思われる。これは降水量ないし降水現象が濃度になんらかの影響を与えていることを示唆するが, 気象学の観点から降水の生成過程を考えるとあたりまえのことであろう。つまり, 個々の降水に対する濃度はそのときの降水の物理過程に大きく左

右される。しかし, 年間値などある程度, 長期間の平均値について降水量がどのように関わっているのかは明らかではない。この関係の理解を一歩進めるため, 濃度に対する沈着量の関係を主要なイオンについて考察した。

これまで扱ってきた, 全35測定地点での沈着量と濃度の平均値を, それぞれの単純平均値で除し, 各測定地点の沈着量と濃度を規格化する。この沈着量を濃度に対してプロットすると各点と原点 (0, 0) を結んだ直線の傾きは降水量に対応することになる。

まず nss-SO_4^{2-} の場合を図16に示す。点 (1, 1) を境にして, これより上の空間は沈着量が平均より大きいことに対応し, さらにその右半分は濃度が高いので沈着量が大きく, 左半分は降水量が大きいので沈着量が多いことに相当する。点 (1, 1) より下の空間も同様に濃度が低いから沈着量が少ないところと, 降水量が小さいため沈着量が低いとことに分けることができる。

もちろんこれはあまりにも単純な解釈であり沈着量と濃度の共分散など統計的な因子を詳しく考察する必要がある。ここでは予備的な解釈を提出する。

nss-SO_4^{2-} の沈着量の大きい6地点を順にならべると, 輪島, 立山, 京都弥栄, 屋久島, 新津, 新潟の順になる。これを図16の空間で見ると, 新潟, 宇部は濃度が高いため沈着量が大きく(濃度型, C型とする), 立山, 屋久島では降水量が大きいので沈着量が多い(降水量型, R型とする)と解釈できる。そのほかの輪島, 京都弥栄, 新津はその中間のタイプ(CR型)と分類することができよう。

NO_3^- についても同様に調べてみると, 立山はR

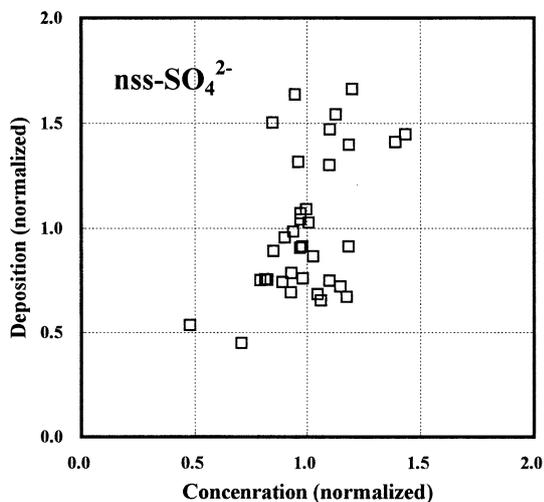


図16. 規格化した沈着量と濃度の関係: nss-SO_4^{2-}

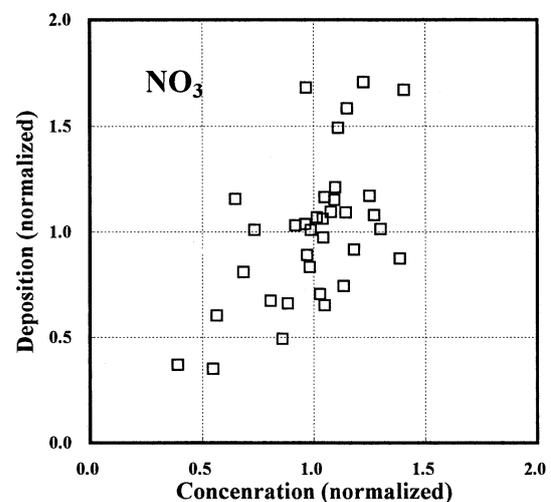


図17. 規格化した沈着量と濃度の関係: NO_3^-

型、輪島、越前岬、京都弥栄、新津はCR型と分類でき、C型は認められなかった(図17)。また、 NH_4^+ では立山はR型、宇部がC型、筑後小郡、大牟田、輪島、京都弥栄がCR型と分類できるだろう。nss- Ca^{2+} では立山、輪島がR型、市原、川崎がC型、最大の沈着量がみられた宇部はCR型であった。

これまで示したように沈着量を主に支配するのは降水量か、濃度かは測定点によって異なる。湿性沈着する物質の影響の観点からみると、当該地点は先にのべたR型、C型、CR型のいずれであるかを把握しておくことは大切なポイントであろう。

この沈着量と濃度の関係は沈着量を決めるメカニズムと関わっているので、大気化学的、統計学的な検討を進めねばならない。

5.5 今後の課題

ここでは3年間の平均値について簡単に考察した。今後は月や季節ごとなど時間分解を上げた解析が必要である。さらに10年以上のモニタリングデー

タを対象にした長期的な時間変動の考察が必要である。しかし、一方では空間的な考察やイオン相互の関係など、大気化学のメカニズムを明らかにするための解析や、地上生態系への物質の沈着として関連する量を整理することも大きな課題である。

データの解析は、大気化学、統計学、分析化学などの考察から何らかの結論を引き出すことである。ここで大切なことは、その結論の表現はデータの精度と一致すべきことである。pHの低下で例をあげよう。「pHは 0.0074 ± 0.0006 pH unit y^{-1} 」という表現から「pHは横ばいではなく、どうも低下している傾向がありそうだ」という表現まで広い幅がある。このなかからデータの精度にあった適切な表現を選び出さねばならない。これが精度保証・精度管理の考え方である。湿性沈着、降水化学のデータの解析にもこの考えを広く応用し、確実な結論を出していくことが望まれる。

(つづく)

Contamination of the sediments and soils with thallium and related harmful metals discharged from the Hosokura Mine and Smelter, Miyagi Prefecture, Japan^{*1}

Teruo ASAMI^{*2,3}, Satoshi SAEKI^{*2}, Chizuru MIZUI^{*2}, Naoko NOGAMI^{*2},
Masayuki TAKAHASHI^{*2}, Hirotake NISHIKAWA^{*2} and Masatsugu KUBOTA^{*2}

We determined the total concentrations of Tl and nine related harmful metals (Cu, Zn, As, Ag, Cd, Sb, Te, Pb, and Bi) in 10 sediment samples and 19 soil samples collected near the Hosokura Mine and Smelter. The Hosokura Mine and Smelter, which previously produced large amounts of Pb, Zn, Cd, and Ag and smaller amounts of Cu, Sb, Tl, and Bi, discharged fumes, dust, and waste water. The maximum concentration of Tl (79.9 mg kg⁻¹ DW) in the sediments was observed at a site about 1 km downstream of the contamination source and was 258 times higher than the background level of soil Tl. However, the Tl concentration in the sediments decreased downstream. The Tl in soils was also higher near the contamination source but was much lower than that of the sediments. The maximum concentration of soil Tl (2.39 mg kg⁻¹ DW) is 7.7 times higher than the background level. The geometric means (mg kg⁻¹ DW) of Cu (302), Zn (3930), As (132), Ag (11.8), Cd (49.5), Sb (35.4), Te (7.55), Tl (17.5), Pb (2080), and Bi (13.9) concentrations in the river sediment were 16, 66, 19, 157, 168, 96, 184, 56, 121 and 41 times higher than the background levels. In comparison, the geometric means (mg kg⁻¹ DW) of those metal concentrations in the soils were Cu (48.4), Zn (472), As (27.0), Ag (0.96), Cd (2.85), Sb (4.03), Te (0.19), Tl (0.58), Pb (263) and Bi (0.65) and were 2.6, 7.9, 4.0, 12.8, 9.7, 10.9, 4.6, 1.9, 15.3 and 1.9 times higher than the background levels. From these results, we assume that the harmful metals affect not only the organisms in the rivers, but also the growth of crops. Tl, Cd and some of the other metals will be absorbed by crops and consequently consumed by human beings. High correlation coefficients of nearly all the metals in the sediments and soils were obtained. This means that the contamination source is the same: the Hosokura Mine and Smelter.

Keywords : Hosokura Mine and Smelter, contamination, thallium, harmful metals, sediments, soils, Japan.

1. INTRODUCTION

Thallium (Tl) is a highly toxic element, and, until now, neither Tl nor its compounds have had any widespread industrial application. Only a small amount of Tl is used in alloys (anti-corrosion), optical lenses (increases refractive index), low-temperature thermometers, dye and pigments (artist paints), semiconductors, fiber-optic cables, vapor lamps, scintillation counters, portable radiation (γ ray) detection devices, and organic chemistry (catalyst) (Mulkey and Oehme, 1993).

In 1979, a serious situation developed in Germany (Schoer, 1984), when a cement factory caused heavy Tl contamination of the environment. The soils around the factory were contaminated with Tl. Leaves fell from trees in June, sheep died without any outward signs of disorder or disease, and rabbits and horses were reported to lose fur and hair. High concentrations of Tl were found in green cabbage, grains and beef tissues. Epidemiological investigations indicated that hypersensitive persons might have been chronically poisoned. The Tl originated from pyrite roasting that was used as Fe₂O₃

^{*1} Received Apr. 20, 2002 ; Accepted Aug. 2, 2002

^{*2} School of Agriculture, Ibaraki University

^{*3} Present Address : 3-24-11 Tennodai, Abiko, Chiba 270-1143, Japan

additives for producing special types of cement. In the Peoples' Republic of China, Tl from an abandoned Hg mine polluted agricultural soil and was absorbed by crops (Zhou and Li, 1982). From 1960 to 1977, 189 cases of chronic Tl intoxication via Tl-polluted food were found (Zhou and Liu, 1985).

Pollution from Tl was previously thought to be restricted to localized occurrences. However, since the discovery of high-temperature superconducting compounds in the system Tl-Ca-Ba-Cu-O (Dagani, 1988), Tl has attracted greater attention as a potential future pollution source on a large scale (Asami, 1991; Sobott, 1993).

Environmental contamination from various heavy metals such as As, Cu, Zn, Cd, and Pb has been frequently reported near mines and smelters in many countries (Asami, 1988). However, very few studies have been carried out on the contamination of sediments and soils from Tl.

The Hosokura Mine and Smelter produced small amounts of Tl. Large amounts of Pb, Zn, Cd, and Ag and smaller amounts of Cu, Au, Sb, and Bi have also been produced (Tsubotani *et al.*, 1965; Miyagi Prefecture, 1980; Sato, 1987). Thus, we determined the concentrations of Tl and nine related metals (Cu, Zn, As, Ag, Cd, Sb, Te, Pb and Bi) in the sediments and soils near the Hosokura Mine and Smelter. To our knowledge, studies on Tl and Te contamination of sediments and soils from mining and smelting activities have not been conducted in Japan.

2. THE HOSOKURA MINE AND SMELTER

The Hosokura Mine is situated in Uguisuzawa Town, Miyagi Prefecture, Japan. This mine was discovered in the ninth century, and the main ores are galena (PbS), sphalerite (ZnS), and pyrite (FeS₂). Moreover, there are also accompanying ores of chalcopyrite (CuFeS₂), stibnite (Sb₂S₃), marcasite (FeS₂) and pyrargyrite (Ag₃SbS₃) (Miyagi Prefecture, 1980).

Silver smelting began in the 17th century, Pb smelting in the 19th century, and production of electrolytic zinc in 1916. In recent years, about 1000 t day⁻¹ of raw ores containing about 15 g Pb kg⁻¹

and 42 g Zn kg⁻¹ have been mined. The Hosokura Mine ceased operation in 1987, after producing about 23×10^6 t of raw ores. At present, only Pb smelting continues, using imported ores. Maximum annual production of metals in recent years was as follows: 1550 t of Cu (1962), 21783 t of Zn (1977), 63 t of Ag (1984), 131 t of Cd (1970), 62 t of antimony oxide (1949), 22190 t of Pb (1978) and 40 t of Bi (1962). Tl was produced only in 1944 and 1945 (1.007 kg and 1.622 kg, respectively) (Sato, 1987). Contamination of sediments and soils from harmful metals has a long history in this area. Harmful metals in the dust and fumes from the chimneys have been deposited on the forest, field, and paddy soils around the smelter. The harmful metals contained in mine water and waste water from mines, smelters, dressing factories, and waste heaps flowed into the Namari River. The Namari River originates from the mining area of Uguisuzawa Town, flows through a number of hamlets, and joins the Nihazama River, which flows through Uguisuzawa, Kurikoma, and Kannari Towns, where many paddy fields are located. The Nihazama River joins the Ichihazama River, and flows into the Hazama River, and then into the Kitakami River that finally flows to the Pacific Ocean. The harmful metals in water and suspended sediment of the rivers have been carried into paddy fields with irrigation water. Moreover, the slime containing the harmful metals flowed into paddy fields due to the destruction of the precipitation ponds and overflowing of the rivers when the area was hit by typhoons in 1948 and 1949 (Miyagi Prefecture, 1975).

In 1968, the Japan Public Health Association (1969) discovered that the river sediment and the paddy soil were contaminated with Cd, Pb, and Zn. After a detailed survey, 212.2 ha of paddy fields in the Namari and the Nihazama River basins were found to be contaminated with Cd. In addition, 24.68 ha of paddy fields in Uguisuzawa Town that were heavily contaminated with Cd were designated as the agricultural land soil pollution policy area under the Agricultural Land Soil Pollution Prevention Law (Miyagi Prefecture, 1980). Since the irrigation water from the Namari River was heavily polluted

with Cd, the river water from upstream of the Nihazama River was pumped up at the Nakayama Pump Station, and paddy fields in the Namari River basin were irrigated from Ootakezawa Pond (Miyagi Prefecture, 1980) (Fig. 1).

3. MATERIALS AND METHOD

3.1 Sampling of sediments and soils

Surface sediment and surface soil were sampled in September 1994 using hand shovels. The sediment samples were taken from 10 locations: four from the Namari River, four from the Nihazama River, and one each from the Ichihazama and the Hazama Rivers. Similarly, soil samples were taken from 19 locations: one from a forest, three from upland fields, and 15 from paddy fields. The sampling sites are shown in Fig.1. The sediment and soil samples were stored in polyethylene bags and transferred to the laboratory.

3.2 Analytical method

The sediment and soil samples were air-dried at about 50°C and passed through a 2 mm sieve.

To determine Tl and As concentrations, 5.000 g of the samples were digested with 25 mL of concentrated $\text{HClO}_4\text{-HNO}_3$ (4 : 1) in a 300 mL conical beaker. After digestion, the acids were evaporated until the residue in the flask became syrupy. We cooled the residues, added 20 mL of distilled water, and filtered the residue into a 100 mL volumetric flask. The sample solution had an acidity of about 1 M HClO_4 (Asami *et al.*, 1996). The concentration of Tl was determined by flame AAS after separation of the extracted Tl into di-isopropylether from HBr solution including $\text{Ce}(\text{SO}_4)_2$ (Asami *et al.*, 1996). The concentration of As was determined by continuous hydride generation-AAS (Kubota *et al.*, 1990).

To determine Cu, Zn, Ag, Cd, Sb, Te, Pb and Bi concentrations, we placed 5.000 g of the samples to

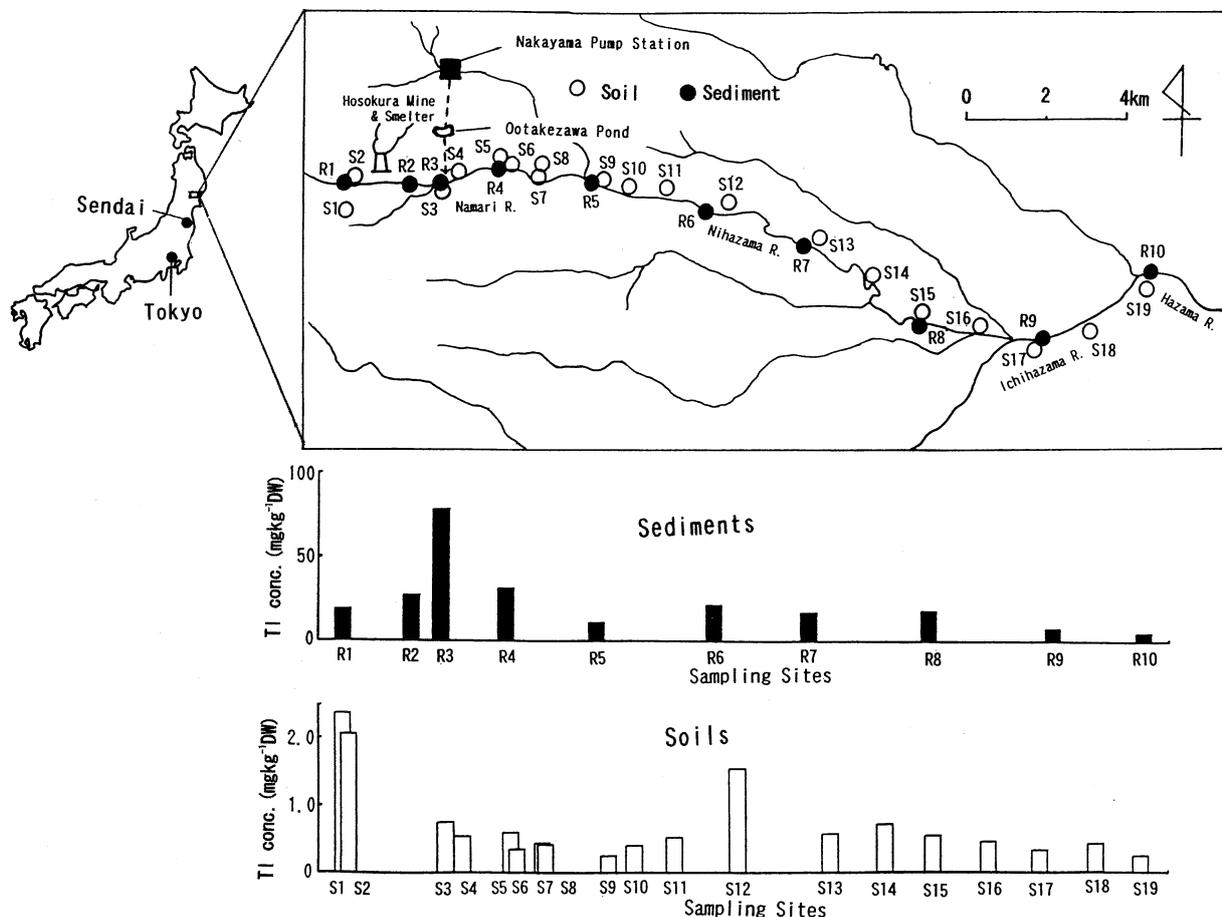


Fig. 1. Sampling sites and the Tl concentrations in the sediments and soils.

a 100 mL Erlenmeyer flask fitted with a Liebig condenser and boiled it gently with 20 mL 6 M HCl for 1 hr on a sand bath. We then filtered the extract into a 100 mL volumetric flask (Asami and Kato, 1977 ; Asami *et al.*, 1992 ; Saeki *et al.*, 1995). We determined the concentrations of Ag, Cd and Pb after extraction with Na diethyldithiocarbamate (DDTC)-methylisobutyl-ketone (MIBK) by flame AAS (Asami and Kato, 1977 ; Saeki *et al.*, 1995). Similarly, we determined the concentrations of Cu and Zn by flame AAS by direct aspiration of the diluted sample solution. We then determined the concentrations of Sb and Bi by continuous hydride generation-AAS (Asami *et al.*, 1992). We also determined the concentration of Te by continuous hydride generation-AAS with standard addition method (Kubota *et al.*, unpublished). All the reagents used were analytical-reagent grade. To establish the analytical methods for total amounts of As, Ag, Sb, Te, Tl and Bi in soils, we used four reference soils from the Canada Centre for Mineral and Technology. The HClO₄-HNO₃ digestion method has been used in Japan for determining total amounts of Cu, Zn, Cd, and Pb in soils. However, we used a much simpler method to digest the soils with 6 M HCl after confirming that nearly the same amounts of these heavy metals were obtained by both digestion methods.

4. RESULTS

4.1 Concentration of Tl in the sediments and the soils

Concentrations of Tl in the sediments and the soils are shown in Fig. 1, Table 2 and Table 4. The main Hosokura Mine and Smelter facility was situated between sampling site R 1 and R 2.

The background levels of Tl and the related metals in Japan and the world (Bowen, 1979) are shown in Table 1. The background levels of these metals in the Japanese soils coincide fairly well with those worldwide, irrespective of the mixture of the metal-contaminated soils. Because sediments are composed mainly of soil materials, we compared the metal concentrations in the sediments and the background levels of the metals in Japanese soils.

The Tl concentrations of the sediments were very high near the main facility of the mine and smelter, but decreased downstream. The maximum concentration (79.9 mg kg⁻¹ DW) was observed at site R 3 about 2 km downstream of the main facility, which is 258 times higher than the background level. The Tl concentrations of the sediments of the Nihazama River are lower than these of the Namari River, while Tl concentrations of the Ichihazama and Hazama Rivers are lower than those of the Nihazama River. The geometric mean of the Tl con-

Table 1. Concentrations of Tl and related harmful metals in uncontaminated surface soils of Japan and the world. (mg kg⁻¹ DW)

Elements	Japanese soils	World soils ^a
	Geometric means (ranges)	medians (ranges)
Cu	19.0 (7.95-44.0) ^b	30 (2-250)
Zn	59.9 (16.0-105) ^b	90 (1-900)
As	6.82 (0.90-46.32) ^c	6 (0.1-40)
Ag	0.075 (0.024-0.167) ^d	0.05 (0.01-8)
Cd	0.295 (0.056-0.801) ^b	0.35 (0.01-2)
Sb	0.37 (0.13-0.91) ^b	1 (0.2-10)
Te	0.041 (0.010-0.049) ^e	—
Tl	0.31 (0.10-0.56) ^f	0.2 (0.1-0.8)
Pb	17.2 (9.25-41.8) ^b	35 (2-300)
Bi	0.34 (0.12-0.91) ^b	0.2 (0.1-13)

^a Bowen(1979), ^b Asami *et al.* (1988),

^c Environmental Agency, Japan (1984), ^d Asami *et al.* (1994),

^e Kubota *et al.* (unpublished), ^f Asami *et al.* (1996).

centrations of the sediments is $17.5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ DW}$, which is 56 times higher than that of the background level.

The Tl concentrations in the soils were higher near the main facility, but the amounts were much lower than those of the sediments. This can be attributed to the fact that uncontaminated water has been provided from the Nakayama Pump Station. The maximum concentration of soil Tl was $2.39 \text{ mg kg}^{-1} \text{ DW}$, which is 7.7 times higher than the background level. The geometric mean of the Tl concentration of the soils is $0.58 \text{ mg kg}^{-1} \text{ DW}$, which is 1.9 times higher than that of the background level. A somewhat high value was observed in site S 12, although the reason is not clear.

4.2 Concentrations of Tl and related harmful metals in the sediments

The total concentrations of Tl and related harmful metals in the sediments are shown in Table 2, as well as the geometric mean, minimum, and maximum concentrations of each metal. The rates of the geometric mean, minimum, and maximum concen-

trations relative to background levels are also shown in Table 2.

Except for Zn, the concentrations of the metals were maximum at sites R 2 or R 3, but decreased abruptly at site R 5 because of the inflow from the Nihazama River, and then decreased gradually to site R 10. The amount of water flow of the Nihazama River is much larger than that of the Namari River. The maximum concentration of Zn occurred at site R 1, about 1 km upstream from the main facility. The reason for this phenomenon is not clear. The pattern of the decrease in Zn concentration after site R 3 was nearly the same for the other metals.

The order of the rate of the geometric mean concentration relative to the background level of each metal is $\text{Te} > \text{Cd} > \text{Ag} > \text{Pb} > \text{Sb} > \text{Zn} > \text{Tl} > \text{Bi} > \text{As} > \text{Cu}$. The order of the rate of maximum concentration relative to the background level of each metal is $\text{Te} > \text{Ag} > \text{Sb} > \text{Bi} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Tl} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{As}$, and the order does not coincide well with that of the geometric mean concentration of each metal.

From the above results, we concluded that the

Table 2. Concentrations of Tl and related harmful metals in the sediments of the Namari River and its downstream rivers. ($\text{mg kg}^{-1} \text{ DW}$)

Site	Cu	Zn	As	Ag	Cd	Sb	Te	Tl	Pb	Bi
Sediments of Namari River										
R 1	433	12000	98.4	8.66	88.6	32.1	2.70	17.8	3520	18.9
R 2	2170	5550	436	100	120	388	102	26.5	13600	327
R 3	1730	10400	499	125	257	367	46.4	79.9	15200	183
R 4	991	9980	404	56.9	87.1	177	29.2	31.3	9860	74.8
Sediments of Nihazama River										
R 5	223	2400	86.7	8.94	21.8	14.7	6.74	10.8	1240	5.47
R 6	309	5210	225	13.1	54.6	29.2	10.5	21.1	1950	10.4
R 7	160	2990	79.2	6.10	39.0	13.8	5.21	17.4	1100	4.32
R 8	162	3600	91.5	7.55	57.9	22.9	8.78	17.9	1260	8.84
Sediment of Ichihazama River										
R 9	76.8	1260	49.2	2.92	22.8	10.7	2.36	6.59	539	3.01
Sediment of Hazama River										
R10	28.8	587	26.1	0.54	6.06	2.60	0.21	4.81	115	0.49
Geo.mean	302	3930	132	11.8	49.5	35.4	7.55	17.5	2080	13.9
Minimum	28.8	587	26.1	0.54	6.06	2.60	0.21	4.81	115	0.49
Maximum	2170	12000	499	125	257	388	102	79.9	15200	327
The rates of the geo.mean, minimum, and maximum concentrations to the background levels										
GM ^a /BL ^b	16	66	19	157	168	96	184	56	121	41
Min/BL	1.5	10	4	7	21	7	5	16	7	1.4
Max/BL	114	200	73	1667	871	1049	2488	258	884	962

^a geometric means, ^b background levels.

river sediments were heavily contaminated from Tl and related harmful metals. Thus, a very large amount of these metals have come down the rivers, and the organisms in the rivers may have suffered from these harmful metals. Similarly, the paddy fields in the river basins are also contaminated with these harmful metals.

According to the Japan Public Association (1969), the amounts of Cd, Pb, and Zn in the Namari River sediments were 17.25, 1270 and 3120 mg kg⁻¹ at one site and 8.54, 890 and 1544 mg kg⁻¹ in the other site. Amounts in the Nihazama River sediment were 8.20 (Cd), 430 (Pb), and 1244 (Zn) mg kg⁻¹, and those in the Hazama River sediment were 5.00 (Cd), 105 (Pb) and 608 (Zn) mg kg⁻¹. The two sites of the Namari Rivers were adjacent and about 2 km downstream of site R 4. The Nihazama River site was a little downstream of site R 5, while the Hazama River site was about 1 km downstream of site R 10. The amounts of Cd, Pb and Zn in the sediments of the Namari and Nihazama River were much lower than our data, and those of the Hazama River coincided well with our data. From these results, we assumed that the sediments of the Namari and Nihazama Rivers became heavily contaminated with Tl and related harmful metals after 1968. The amount of raw ore mined was also much higher after 1965 (Sato, 1987).

4.3 Correlation coefficients among Tl and related harmful metals in the sediments

Correlation coefficients among Tl and related harmful metals in the river sediments are shown in Table 3. Tl is significantly correlated with Cd at the 0.1% level, with As, Ag, and Pb at the 1% level, and with Cu, Zn, and Sb at the 5% level. Because the Hosokura Mine and Smelter produced large amounts of Pb, Zn, Cd and Ag, the correlation coefficients among these metals are very high ($p < 0.001$) (except for Zn). Correlation coefficients of Cu as compared to As, Ag, Sb, Te, Pb or Bi; Ag as compared to As, Sb or Bi; and Pb compared to As or Sb are also very high ($p < 0.001$). These results clearly show that the contamination source of these metals is the same: the Hosokura Mine and Smelter.

4.4 Concentrations of Tl and related harmful metals in the soils

Total concentrations of Tl and related harmful metals in the soils are shown in Table 4, as well as the geometric mean, minimum, and maximum concentrations of each metal. The rates of the geometric mean, minimum, and maximum concentrations relative to the background levels are also shown in Table 4. The soils are arranged from the upstream sites to the downstream sites. Site S 1 is forest soil; while sites S 2, S 6 and S 7 are upland field soils; and the others are paddy soils.

Table 3. Correlation coefficients among Tl and related harmful metals in the sediments of the Namari River and its downstream rivers.

	Zn	As	Ag	Cd	Sb	Te	Tl	Pb	Bi
Cu	0.525	0.918***	0.959***	0.797**	0.989***	0.946***	0.703*	0.969***	0.970***
Zn		0.620	0.535	0.711*	0.493	0.288	0.641*	0.639*	0.344
As			0.946***	0.830**	0.928***	0.803**	0.815**	0.962***	0.816**
Ag				0.897***	0.986***	0.844**	0.856**	0.983***	0.889***
Cd					0.837**	0.589	0.967***	0.877***	0.672*
Sb						0.918***	0.765*	0.978***	0.952***
Te							0.475	0.848**	0.988***
Tl								0.819**	0.553
Pb									0.886***

Number of samples is 10. *** Significant at 0.1 % level.

** Significant at 1 % level. * Significant at 5 % level.

Table 4. Concentrations of Tl and related harmful metals in the soils around the Hosokura Mine and Smelter and in the basins of the Namari and its downstream rivers. (mg kg⁻¹ DW)

No.	Cu	Zn	As	Ag	Cd	Sb	Te	Tl	Pb	Bi
S 1 ^A	181	404	91.0	3.70	13.2	25.2	1.88	2.39	2630	7.10
S 2 ^B	204	1720	84.7	7.43	13.6	22.2	1.19	2.05	2350	4.03
S 3	136	1760	23.2	4.68	3.96	11.0	0.67	0.78	1230	2.98
S 4	55.5	542	20.0	1.74	2.68	5.07	0.32	0.51	343	1.78
S 5	25.9	240	9.3	0.35	3.11	2.48	0.12	0.60	161	0.83
S 6 ^B	33.2	313	11.6	0.61	2.94	2.54	0.21	0.35	246	1.09
S 7 ^B	51.2	275	17.7	0.89	2.24	3.04	0.23	0.44	172	1.42
S 8	64.3	678	16.7	1.16	3.81	4.96	0.31	0.43	290	1.78
S 9	24.6	117	25.3	0.16	0.69	1.93	0.05	0.28	59	0.20
S10	44.3	635	56.4	0.65	3.06	4.32	0.10	0.40	184	0.35
S11	46.5	1010	60.1	1.45	4.05	4.97	0.10	0.52	313	0.48
S12	52.5	967	60.8	2.07	4.88	5.86	0.21	1.55	557	0.36
S13	86.7	588	25.5	2.00	2.72	4.12	0.10	0.61	438	0.32
S14	45.7	703	41.1	0.84	4.02	3.60	0.11	0.70	217	0.31
S15	34.8	627	30.3	1.81	4.41	4.01	0.14	0.51	404	0.31
S16	39.6	708	44.5	1.95	3.58	5.02	0.13	0.49	453	0.34
S17	24.7	150	10.0	0.13	0.59	1.00	0.13	0.34	32	0.18
S18	18.4	150	11.5	0.14	0.67	1.07	0.11	0.42	31	0.18
S19	23.2	232	16.2	0.27	1.02	1.37	0.11	0.26	58	0.20
Geo.mean	48.4	472	27.0	0.96	2.85	4.03	0.19	0.58	263	0.65
Minimum	18.4	117	9.3	0.13	0.59	1.00	0.05	0.26	31	0.18
Maximum	204	1760	91.0	7.43	13.6	25.2	1.88	2.39	2630	7.10
The rates of the geo.mean, minimum, and maximum concentrations to the background levels										
GM ^a /BL ^b	2.6	7.9	4.0	12.8	9.7	10.9	4.6	1.9	15.3	1.9
Min/BL	1.0	2.0	1.4	1.7	2.0	2.7	1.2	0.84	1.8	0.53
Max/BL	10.7	29.4	13.3	99.1	46.1	68.1	49.5	7.7	152.9	20.9

^A Forest soil, ^B Upland field soil. ^a geometric mean, ^b background level.

Relatively large amounts of some harmful metals were found in sites S 1, S 2 and S 3. These three sites are within 2 km of the main facility of the mine and smelter, and the metals in sites S 1 and S 2 were derived mainly from the fumes and dust discharged from the chimneys of the smelter. The Nakayama Pump Station which is located at the upstream site of the Nihazama River, pumps clean water to Ootakezawa Pond, and the water in this pond is used to irrigate the paddy fields of the Namari River Basin (Miyagi Prefecture, 1980). The pump and the pond are shown in Fig.1. Therefore, the concentrations of harmful metals in the paddy soils, sites S 4, S 5 and S 8, are not so high.

The order of the rate of the geometric mean and the background level of each metal is Pb> Ag> Sb> Cd> Zn> Te> As> Cu> Tl = Bi. The metals produced in larger amounts (Pb, Ag, Cd and Zn) ex-

hibit high rates. The maximum concentration of each metal is derived mainly via air, since the maximum concentrations were shown in a forest soil or a field soil. The order of the rate of each metal is Pb> Ag> Sb> Te> Cd> Zn> Bi> As> Cu> Tl, which is nearly the same as that of the mean concentration of each metal.

4.5 Correlation coefficients among Tl and related harmful metals in the soils

Correlation coefficients among the soil concentrations of Tl and related harmful metals are shown in Table 5. Tl is significantly correlated with these metals (except Zn) at the 0.1% level. Correlation coefficients at the 0.1% level are also observed for Cu compared to Ag, Cd, Sb, Te, Pb, or Bi, Zn compared to Ag, As compared to Ag, Cd, Sb or Pb, Ag compared to Cd, Sb, Te or Pb, Cd compared to Sb, Te, Pb or Bi, Sb compared to Te, Pb, or Bi, Te com-

Table 5. Correlation coefficients among Tl and related harmful metals in the soils around the Hosokura Mine and Smelter and in the basins of the Namari and its downstream rivers.

	Zn	As	Ag	Cd	Sb	Te	Tl	Pb	Bi
Cu	0.659**	0.676**	0.923***	0.885***	0.951***	0.895***	0.836***	0.957***	0.874***
Zn		0.501*	0.833***	0.531*	0.538*	0.357	0.454	0.549*	0.338
As			0.643**	0.837***	0.790***	0.664**	0.817***	0.755***	0.574*
Ag				0.825***	0.856***	0.734***	0.756***	0.875***	0.694**
Cd					0.957***	0.889***	0.925***	0.946***	0.838***
Sb						0.964***	0.914***	0.994***	0.926***
Te							0.873***	0.960***	0.981***
Tl								0.914***	0.801***
Pb									0.917***

Number of samples is 19. *** Significant at 0.1 % level.

** Significant at 1 % level. * Significant at 5 % level.

pared to Pb or Bi and Pb compared to Bi. As stated before for the river sediment, these results indicate that the contamination source is the same: the Hosokura Mine and Smelter.

5. DISCUSSION

Environmental pollution problems involving Tl have occurred in China and Germany. From 1960 to 1977, 189 cases of chronic Tl poisoning occurred intermittently in a rural area in southwest Guizhou Province in China. Environmental and epidemiological data indicated that soil polluted by waste slag on which vegetables were grown was the source of Tl, and consumption of cabbage from the polluted soil was probably the route of entry into the human body. The mean (range) of the garden soils was 43.2 (28.3 – 60.5) mg kg⁻¹ and that of cabbage was 41.7 (39.0 – 48.6) mg kg⁻¹ (Zhou and Liu, 1985). Zhou and Li (1982) reported that 5.8 mg Tl kg⁻¹ was found in the vegetables grown in the acid soil containing only 4.5 mg kg⁻¹.

In August 1979, a cement factory in Lengerich, northwest Germany was discovered to have emitted Tl in considerable amounts. Damage to plants and domestic animals had been observed near the factory for a number of years. In order to obtain information about soil contamination around the factory, five trajectories in northern, north-western, eastern, south-eastern, and southern directions were drawn to a distance of 5 km with sampling point intervals of 500 m. High Tl concentrations

were found at 500 m from the emitting stack in the eastern (6.9 mg kg⁻¹ DW) and south-eastern directions (6.3 mg kg⁻¹ DW). Tl concentrations of the soil decreased rapidly with increasing distance from the emitter, reaching the detection limit of 0.1 mg kg⁻¹ DW at 2000 m. The percentages of distribution of the investigated soil samples were 77% less than 0.5 mg Tl kg⁻¹ DW, 8% 0.5 to 1.0 mg Tl kg⁻¹ DW, and 15% 1.0 to 10.0 mg Tl kg⁻¹ DW. In 1979, a total of 771 samples of edible plants from a narrow range around the facility was investigated. Within a 4 km diameter area, the center being about 500 m east of the emitting stack, 145 of the 771 plant samples exceeded the declared limit of 0.5 mg kg⁻¹ FW. The concentration in kale was extraordinarily high, in one case 45 mg kg⁻¹ FW. Other vegetables such as kohlrabi, savoy and white cabbage contained 1 to 10 mg kg⁻¹ FW without any external sign of damage (Schoer, 1984). Increases in Tl excretions were recorded in the local population near the cement factory. Means (ranges) of Tl concentrations in urine and hair of the population in the cement factory area were 5.2 (<0.1 – 76.5) µg L⁻¹ (n = 1265) and 20.3 (0.6 – 565) µg kg⁻¹ (n = 1163), respectively. A total of 992 (78%) exposed persons had urinary levels exceeding 1 µg L⁻¹ whereas among the reference group (n = 41) only one individual (2.5%) had a urinary level exceeding 1 µg L⁻¹. Since the normal Tl concentration in human hair is around 10 µg kg⁻¹, a considerable part of the Lengerich population exhibited markedly increased hair Tl concen-

trations reaching up to $565 \mu\text{g kg}^{-1}$. A clear exposure-response relationship was established between urinary Tl and a predominance of sleep disorders, tiredness, general bodily weakness, nervousness, headaches, and other psychic disorders as well as neurological symptoms such as paraesthesia, muscle and joint pain. A similar exposure-response relationship was obtained using hair Tl as an exposure indicator (Schoer, 1984).

There is little information on the chemical form taken by Tl in soils. It is generally believed that Tl is present as Tl^+ and is transferred to solution in this form. Since the ionic radius of Tl^+ is similar to that of K^+ , the behavior of Tl^+ in nature will also be similar to that of K^+ . Therefore, plants will easily absorb Tl^+ in soils, as observed in China and Germany. Hoffman *et al.* (1982) cultivated agricultural crops on soils with varying natural Tl levels, and some amended with TlNO_3 . Green cabbage, turnip-rooted cabbage (kohlrabi) and rape accumulated significant Tl levels, even from soils with low Tl status. They concluded that "a soil Tl concentration of 1 mg kg^{-1} should be recommended as the tolerable margin." Kloke *et al.* (1984) also showed that Tl, together with Cd, Zn, and Se, tended to have the highest soil plant transfer coefficients of all the trace elements of major toxicological importance such as Be, Cr, Co, Ni, Cu, As, Sn, Hg and Pb.

As shown in Table 4, the geometric mean (range) of soil Tl in the Hosokura Mine and Smelter area was $0.58 (0.26 - 2.39) \text{ mg kg}^{-1} \text{ DW}$, and a field soil and a paddy soil contained 2.05 and $1.55 \text{ mg Tl kg}^{-1} \text{ DW}$. As stated before, Tl is easily absorbed by crops without any stress symptoms, and translocated to the upper part of the crops. This phenomenon of Tl is nearly the same as that of Cd. Tl is incorporated mainly via ingestion, and resorption of ingested Tl into the gastro-intestinal tract is nearly complete (Schoer, 1984). In contrast, resorption of ingested Cd is only about 5% (WHO, 1992). The crops in the area will absorb a considerable amount of Tl, and the Tl in the crops will be incorporated and resorpted by the general people. Therefore, we assume that the Tl problem is as severe as the Cd problem for human health in

this area.

According to the Japanese Public Health Association (1969), Cd, Pb and Zn in the river water and sediment samples from four sites polluted by the Hosokura Mine and Smelter were analyzed in 1968. The amounts of Cd, Pb and Zn in the Namari River water were 0.16 , 0.23 and 20.25 mg L^{-1} at one site and 0.16 , 0.25 , and 21.75 mg L^{-1} at another site. Amounts in the Nihazama River water were 0.03 , 0.05 and 3.80 mg L^{-1} , and those in the Hazama River water were 0.00 , 0.00 and 0.355 mg L^{-1} . The amounts in these water samples were very high compared with the data of the other polluted river water. Since the river sediments were also heavily contaminated with Tl and other harmful metals (Table 2), the river water will also be contaminated with Tl and these metals. Therefore, aquatic organisms and benthos in the rivers will absorb and be affected by Tl and related harmful metals.

Therefore, the effect of the contamination of Tl and related harmful metals on the aquatic organisms, benthos, crops and humans in this area must be investigated.

REFERENCES

- Asami, T. (1988) Soil pollution by mining and smelting activities. *In* : Chemistry and Biology of Solid Waste, Eds. Salmons, W. and Förstner, U., p.143-169, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo.
- Asami, T. (1991) Problems in future on the soil contamination with harmful metals. *In* : Soil Pollution by Harmful Metals, Ed. Jpn. Soc. Soil Sci. Plant Nutr., p.113-135, Hakusuisha, Tokyo (in Japanese).
- Asami, T. and Kato, K. (1977) Comparison of total analysis of cadmium, zinc, lead, and copper in soils. *J. Sci. Soil Manure, Jpn.* 48 : 335-336 (in Japanese).
- Asami, T., Kubota, M. and Minamisawa, K. (1988) Natural abundance of cadmium, antimony, bismuth and some other heavy metals in Japanese soils. *Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr.* 59 : 197-199 (in Japanese).
- Asami, T., Kubota, M. and Saito, S. (1992) Simulta-

- neous determination of antimony and bismuth in soils by continuous hydride generation-atomic absorption spectrometry. *Water Air Soil Pollut.* 62 : 349–355.
- Asami, T., Saeki, S. and Kubota, M. (1994) Silver contamination of soils in Japan. Abstracts, 3rd Intern. Sym. Environ. Geochem. (Krakow), p. 18–19.
- Asami, T., Mizui, C., Shimada, T. and Kubota, M. (1996) Determination of thallium in soils by flame atomic absorption spectrometry. *Fresenius J. Anal. Chem.* 356 : 348–351.
- Bowen, H. J. M. (1979) *Environmental Chemistry of the Elements*, p. 60–61, Academic Press, London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco.
- Dagani, R. (1988) New class of superconductors pushing temperature higher. *Chem. Eng. News*, May 16 : 24–29.
- Environmental Agency, Japan (1984) Survey for the Establishment of Soil Pollution Standard—Natural Abundance of Cd and the Related Heavy Metals—, Environmental Agency, Japan, Tokyo (in Japanese).
- Hoffmann, G., Schweiger, P. and Scholl, W. (1982) Aufnahme von Thallium durch landwirtschaftliche und gärtnerische Nutzpflanzen. *Landwirtschaftliche Forschung* 35 : 45–54 (cited from Schoer, 1984).
- Japan Public Health Association (1969) Research on Environmental Pollution by Cadmium and the Other Metals. Japan Public Health Association, Tokyo (in Japanese).
- Kloke, A., Sauerbeck, D. R., and Vetter, H. (1984) The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. *In* : *Changing Metal Cycles and Human Health*, Ed Nriagu, J. O., p. 113–141, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- Kubota, M., Asami, T. and Yasuda, M. (1990) Determination of arsenic in soil by continuous hydride generation-atomic absorption spectrometry. *Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr.* 61 : 88–91 (in Japanese).
- Miyagi Prefecture (1975) White Paper on Environmental Pollution. p. 225, Sendai (in Japanese).
- Miyagi Prefecture (1980) Countermeasure Plan for Soil Pollution of Agricultural Soils in the Ni-hazama River Basin (in Japanese).
- Mulkey, J. P. and Oehme, F. W. (1993) A review of thallium toxicity. *Veterinary and Human Toxicology* 35 : 445–453.
- Saeki, S., Kubota, M. and Asami, T. (1995) Determination of silver in soils by atomic absorption spectrometry. *Water Air Soil Pollut.* 83 : 253–261.
- Sato, S. (1987) History of the Hosokura Mine, Uguisuzawa Public Hall, Uguisuzawa (in Japanese).
- Schoer, J. (1984) Thallium. *In* : *The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol.3, Part C, Anthropogenic Compounds, Ed. Hutzinger, O., p. 143–214, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- Sobott, R. J. G. (1993) Environmental aspects of thallium. *Neues Jahrbuch für Mineralogie, Abhandlungen* 166 : 77–81.
- Tsubotani, K., Katayama, N., Kaneko, M., Sueno, T., Suzuki, A., Sudo, T. and Watanabe, T. Eds. (1965) *Handbook on Mineral Resources*, Asakura Shoten, Tokyo (in Japanese).
- WHO (1992) Environmental Health Criteria 134, Cadmium, WHO, Geneva.
- Zhou, D.-x. and Li, S.-s. (1982) Preliminary investigation on control and prevention of soil pollution by thallium. *Acta Pedologica Sinica* 19 : 409–411 (in Chinese).
- Zhou, D. -x. and Liu, D.-n. (1985) Chronic thallium poisoning in a rural area of Guizhou Province, China. *J. Environ. Health* 48, 14–18.

Inter-calibration of two meteorological observation methods in FM Tama Hills^{*1}

Ken'ichi SASAKI^{*2,3,4}, Issei SUZUKI^{*2}, Minoru TOMIZAWA^{*2}, Takeshi UCHIKAWA^{*2,5}
Yukiko DOKIYA^{*2,6} and Norio OGURA^{*2}

Meteorological observations have been performed by conventional methods since 1965 and by automatic meteorological instruments since April 2000, in Field Museum Tama Hills, Field Science Center, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology. We conducted inter-calibration for some meteorological instruments employed in these two methods by comparing the two datasets from April 2000 to December 2001. Observed meteorological elements were the air temperature, the relative humidity, the amount of precipitation, and the soil temperature. The correction factors for each meteorological element except for the relative humidity were made by simple regression curves. We could not develop a correction factor for the relative humidity due to the greatly scattered data.

Keywords : FM Tama Hills, meteorological observation, inter-calibration

1. INTRODUCTION

Some meteorological elements have been observed continuously since 1965 in Field Museum Tama Hills, Field Science Center, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology (Hachioji, Tokyo, Japan) (hereafter FM Tama Hills). These observations were made to compare central Tokyo and the peripheral areas (FM Tama Hills) with regard to climate change for the last 35 years using long-term meteorological data (Uchikawa *et al.*, 2001). In order to detect global warming and to monitor urban environments, it is necessary to compare observed data with a large historical dataset.

An automatic meteorological observation instrument with some meteorological sensors was installed at FM Tama Hills in April 2000. The automatic meteorological observation system is now operating in parallel with the conventional method.

The main method of meteorological observation in FM Tama Hills is gradually shifting to automatic meteorological observation.

Long-term meteorological observation data is very important for detecting environmental changes. It is possible to replace the conventional method of observation with the automatic method if the data from the automatic method is comparable with the data collected previously using the conventional method. In this paper, we performed inter-calibration between two (or three) observation methods using multiple datasets observed from April 1, 2000 to December 31, 2001. Automatic soil temperature observation was started on June 17, 2000.

2. METEOROLOGICAL ELEMENTS AND OBSERVATIONAL METHODS

The meteorological elements and the traditional observation methods at FM Tama Hills are shown in Table 1 (Mozawa and Sugimoto, 1968). Ther-

^{*1} Received Nov. 1, 2001 ; Accepted Sep. 1, 2002

^{*2} Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan

^{*3} Present affiliation : Ocean Observation and Research Department, Japan Marine Science & Technology Center (JAMSTEC) (E-mail: kasaki@jamstec.go.jp)

^{*4} Corresponding author

^{*5} Environmental Volunteer, Hino City, Japan.

^{*6} Present affiliation : College of Sociology, Edogawa University

Table 1. Meteorological elements and methods in the traditional observation.

Elements	Method	Parallel with Automatic data
<u>Air temperature</u>	<u>Glass thermometer</u>	
<i>At 0900</i>	<i>Dry- bulb of psychrometer</i>	○
<i>Daily minimum</i>	<i>Maximum glass thermometer</i>	○
<i>Daily maximum</i>	<i>Minimum glass thermometer</i>	○
<u>Relative Humidity</u>	<u>Psychrometer & aneroid barometer</u>	○
<u>Soil temperature</u>	<u>Glass thermometer</u>	
<i>surface</i>	<i>Direct inserting</i>	○
<i>5 cm</i>	<i>Direct inserting</i>	○
<i>10 cm</i>	<i>Direct inserting</i>	○
<i>30 cm</i>	<i>Direct inserting</i>	○
<i>50 cm</i>	<i>Hanging in steel pipe</i>	×
<i>100 cm</i>	<i>Hanging in steel pipe</i>	○
<u>Amount of precipitation</u>	<u>Rain gauge</u>	○
<i>Method 1</i>	<i>Traditional bucket rain gauge</i>	
<i>Method 2</i>	<i>Tipping- bucket rain gauge</i>	
<u>Evaporation</u>	<u>Evaporation gauge</u>	×

Table 2. Meteorological elements and methods in the Automatic observation.

Elements	Method	Extracted data for comparison
<u>Air temperature</u>	Platinum-resistance thermometer	
<i>At 0900</i>		Average from 0900-0910
<i>Daily minimum</i>		minimum from 0000-2400
<i>Daily maximum</i>		maximum from 0000-2400
<u>Relative Humidity</u>	Capacitive hygrometer	Average from 0900-0910
<u>Soil temperature</u>	Platinum-resistance thermometer	
<i>surface</i>		Average from 0900-0910 & 1500-1510
<i>5 cm</i>		Average from 0900-0910 & 1500-1510
<i>10 cm</i>		Average from 0900-0910 & 1500-1510
<i>30 cm</i>		Average from 0900-0910
<i>100 cm</i>		Average from 0900-0910
<u>Amount of precipitation</u>	Tipping-bucket rain gauge	Integrated from 0900 to next 0900

monometers are set in an instrument shelter. Atmospheric pressure is monitored by an aneroid barometer with an analog recorder (TOKYO KOHARI Joint Venture). The amount of precipitation is observed by two methods (a bucket method (reservoir type) and a tipping-bucket rain gauge with an analog recorder (Type AN-2, ANDO KEIKI, Inc.)) in traditional observations. In the period examined in this study, the rate of missing data due to no observation per month, calculated from the number of observation in the month, is 0 to 40% for air temperature, 10 to 40% for relative humidity, and 10 to 30% for soil temperature. There is no information on whether these meteorological instruments were

calibrated by the Japan Meteorological Agency.

The observation items and the methods of the automatic meteorological instrument introduced on April 2000 are shown in Table 2. This instrument (made by METIC, Inc.) consists of an air temperature/humidity sensor (Type HMP 45 A), a tipping-bucket rain gauge (Type R-5), soil temperature sensors (Type R-903) and dataloggers (Type FM-600 and LS-3300 PtV). Though these sensors are not calibrated by the Japan Meteorological Agency, they have precisions equivalent to the Japan Meteorological Agency calibration standard. The automatic meteorological instrument records maximum, minimum and mean values of each meteorological

element every 10 minutes. The temperature/humidity sensor is installed in a naturally ventilated shelter (Type TH-00, METIC, Inc.). Each day, 144 data observations are collected for each meteorological element. In order to compare these observations with the observations obtained by the traditional method, we extracted the data in the corresponding time or period of the data observed in the traditional method from the dataset obtained by the automatic method, and used it for inter-calibration, as shown in Table 2.

3. INTER-CALIBRATION

3.1 Amount of precipitation

We observed the amount of precipitation by three methods, i.e. a bucket method (reservoir type), a 0.5 mm step tipping-bucket rain gauge with an analog recorder, and an automatic meteorological instrument (0.5 mm step tipping-bucket rain gauge with a digital recorder). The rain gauges were placed within 1.2 m of each other. The daily amount of precipitation is observed by the reservoir-type rain gauge at 0900. The daily amount of precipitation observed by the other two observation methods was calculated by integrating all the data from 0900 of the previous morning to 0900 of the ob-

served day. If the total amount of precipitation was recorded for two days in the traditional method with no observation in the last morning, the two-day amount of precipitation was also used in the tipping-bucket rain gauge for the inter-calibration. The data from the conventional methods was plotted with the data from the automatic observation (Fig. 1). Figure 1 (a) is a plot for the tipping-bucket rain gauge with an analog recorder. The conventional data is significantly lower than the data from automatic observation. In particular, for precipitation exceeding 50 mm/day, the difference seems to become large. Assuming that the relationship is linear, we calculated the gradient of the regression curve to be 0.89. Because both instruments employ tipping-buckets, this difference may be due to a recording error, not a rain-gauge error. The data obtained by the tipping-bucket rain gauge with an analog recorder usually has an error of 10%.

Figure 1 (b) is a plot of data from a reservoir-type bucket method. The relationship is linear, and the gradient is 0.987 ± 0.014 . The data from the bucket method can be directly compared with that from the automatic observation without any correction within a 95% confidence limit.

Fig. 1 (a)

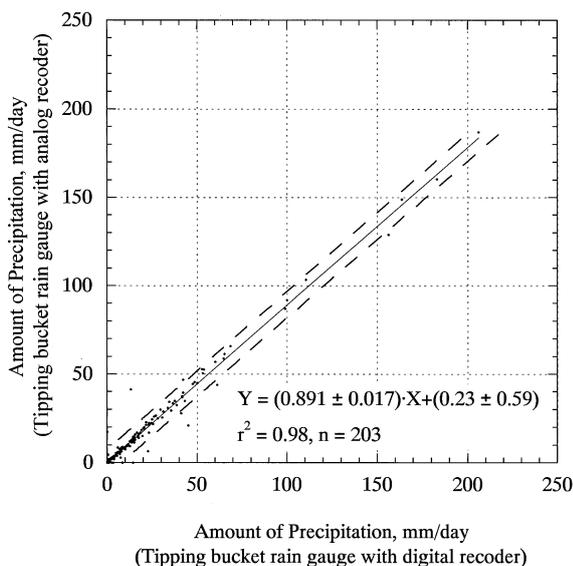


Fig. 1 (b)

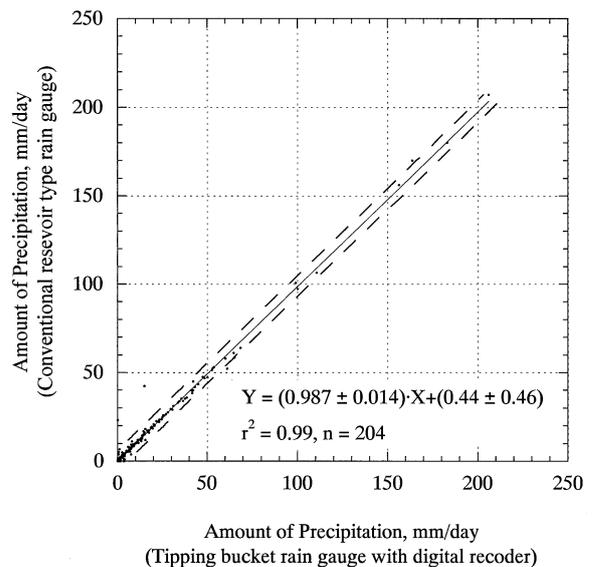


Fig. 1. Calibration curves for amount of precipitation observed by (a) tipping-bucket rain gauge with analog recording and (b) conventional reservoir-type rain gauge with respect to an automatic instrument (tipping-bucket rain gauge with digital recording). Solid line is a simple regression curve. Broken lines show 95% confidence limit.

3.2 Air Temperature

The daily minimum (T_{\min}) and maximum temperatures (T_{\max}) and temperature at 0900 (T_9) have been observed at 0900 by the conventional method (a glass thermometer). The data from the glass thermometer is plotted with the corresponding data (average value from 0900 to 0910) extracted from the dataset obtained by automatic observation (Fig. 2). The dispersion of the plot for T_9 (Fig. 2 (c)) is smaller than that for others (Figs. 2 (a) and 2 (b)), which is possibly due to the definition of T_{\min} and T_{\max} from the conventional method. The observed T_{\min} and T_{\max} from the conventional method are defined to be the daily minimum temperature of the observed day and the daily maximum temperature of the previous day. This definition may rarely be unsuitable. The relative difference in the gradient of the regression line from 1 is less than 1% in each plot. However, the intercepts are significantly above or below zero. The intercepts are $+0.12^\circ\text{C}$ for T_{\min} , -0.68°C for T_{\max} , and -0.64°C for T_9 .

3.3 Relative Humidity

The relative humidity at 0900 calculated from the psychrometer data and the atmospheric pressure (aneroid barometer) is plotted with the corresponding data from the automatic observation (capacitive hygrometer), (Fig. 3). The plot is greatly scattered and exhibited a very weak ($r^2 = 0.72$) correlation between the two methods. One of the causes is the difference in the time of conventional observation. The difference in observation time produces a large error because relative humidity undergoes a significant temporal change at around 0900. The relative humidity data from the conventional method is generally higher than that from the automatic observation. The gradient of a simple regression curve is clearly smaller than 1 (0.67). The intercept is as large as 33%. This large disagree-

Fig. 2. Calibration curves for (a) daily minimum and (b) daily maximum air temperature and (c) temperature at 0900 observed by glass thermometers with respect to an automatic instrument (platinum-resistance thermometer). Solid line is a simple regression curve. Broken lines show 95% confidence limit.

Fig. 2 (a)

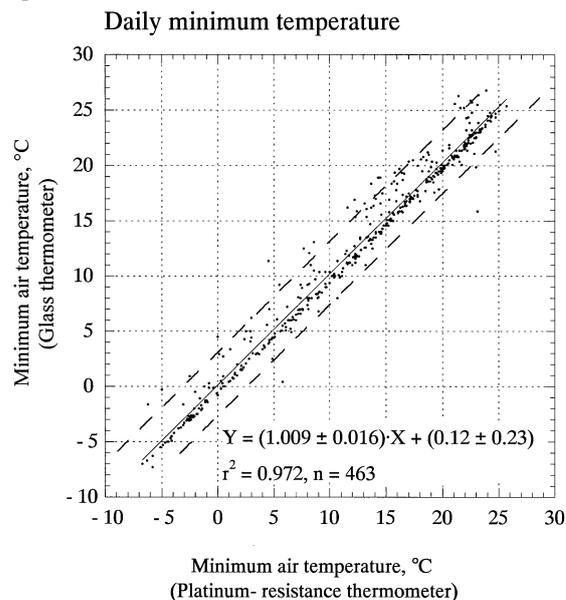


Fig. 2 (b)

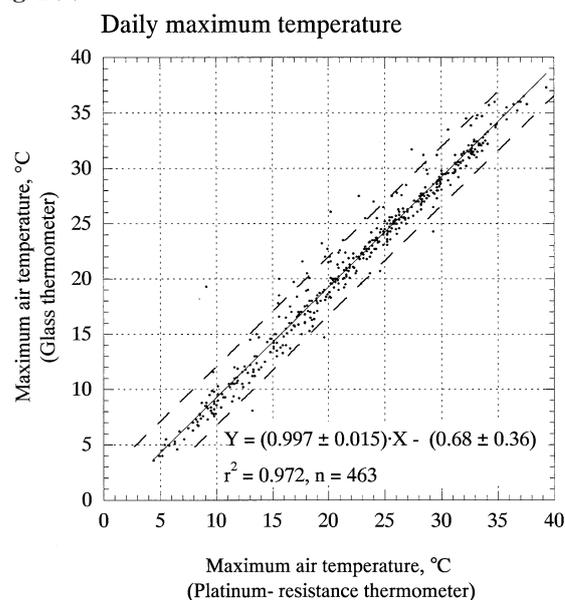
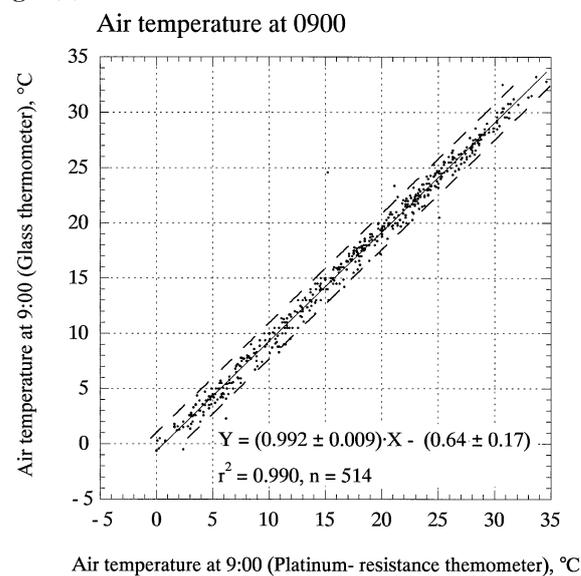


Fig. 2 (c)



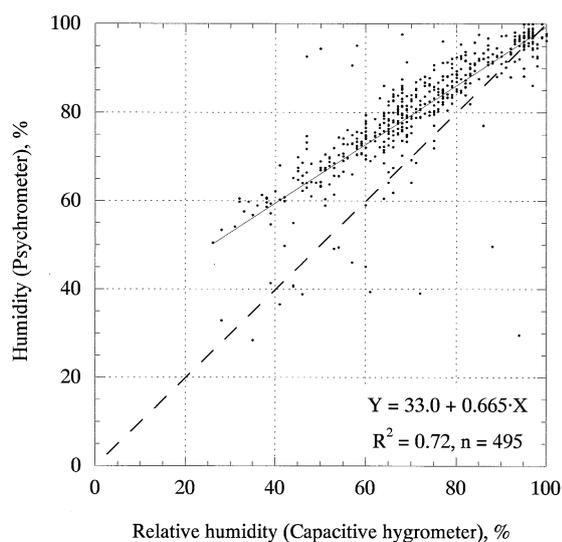


Fig. 3. Plot of relative humidity observed by psychrometer and by automatic instrument (capacitive hygrometer). Solid line is a simple regression curve. Broken line shows equivalent.

ment can't be explained by the difference in the observation time alone. Because it has been proven that the dry-bulb thermometer functions properly as described in previous section, the discrepancy could be attributed to a problem in other datasets, i. e. the wet-bulb thermometer, the aneroid barometer or the capacitive hygrometer. One possibility is that the cloth wrapping the wet-bulb thermometer might not have been exchanged frequently enough

to maintain the data quality. Furthermore, if an old cloth is used to wrap the wet-bulb, the temperature of the wet-bulb rises, and the calculated humidity is then higher than the actual value.

3.4 Soil Temperature

In the conventional method using a glass thermometer, the soil temperature is observed at 0900 and 1500. The temperatures in deeper layers (30 and 100 cm depth) are observed only at 0900 because there is little daily variation. We compared the observed data from the conventional method with corresponding average data from 0900 to 0910 and/or 1500 to 1510 extracted from the automatic observation data. The soil temperature was measured at depths of 0, 5, 10, 30 and 100 cm. The data from the conventional method is plotted with that from the automatic observation system (Fig. 4). In the upper layers (0 to 30 cm depth), the results from the two methods agree well. The dispersion becomes smaller with increasing depth because the response to the air temperature becomes small with deepening. The gradients of simple regression curves are approximately 1 (from 0.99 to 1.05). The intercepts significantly differ from zero (0.24 to 0.76). The conventional data must be corrected, as shown in Table 3.

The plot for the data from 100 cm depth forms

Table 3. Correction factors for conventional meteorological observation in FM Tama Hills.

Element	Intercept (a*)	Slope (b*)	r ²
<u>Air temperature</u>			
At 0900	0.64 ± 0.17	0.992 ± 0.009	0.990
Daily minimum	0.12 ± 0.23	1.009 ± 0.016	0.972
Daily maximum	0.68 ± 0.36	0.997 ± 0.015	0.972
<u>Relative Humidity</u>			
<u>Soil temperature</u>			
surface	0.43 ± 0.11	0.948 ± 0.005	0.992
5 cm	0.43 ± 0.09	1.005 ± 0.005	0.995
10 cm	0.44 ± 0.06	0.976 ± 0.003	0.998
30 cm	0.84 ± 0.05	0.992 ± 0.003	0.999
50 cm	—	—	—
100 cm	0.04 ± 0.08	1.006 ± 0.005	0.997
<u>Amount of precipitation</u>			
Tipping bucket	0.23 ± 0.59	0.891 ± 0.017	0.981
Traditional bucket	0.44 ± 0.46	0.987 ± 0.014	0.990

* (Conventional Observation) = a + b · (Automatic Observation)

Fig. 4 (a)

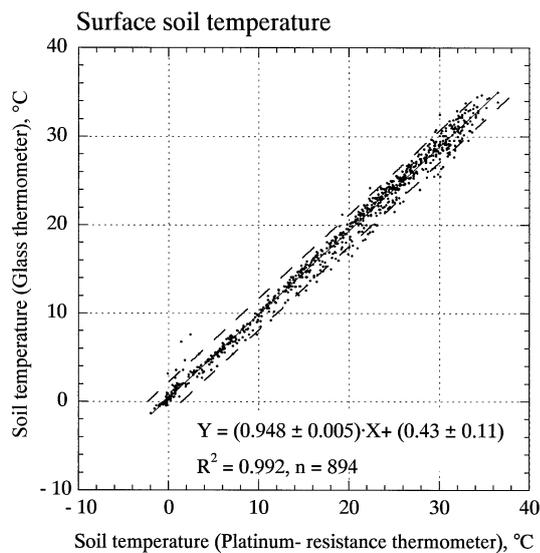


Fig. 4 (b)

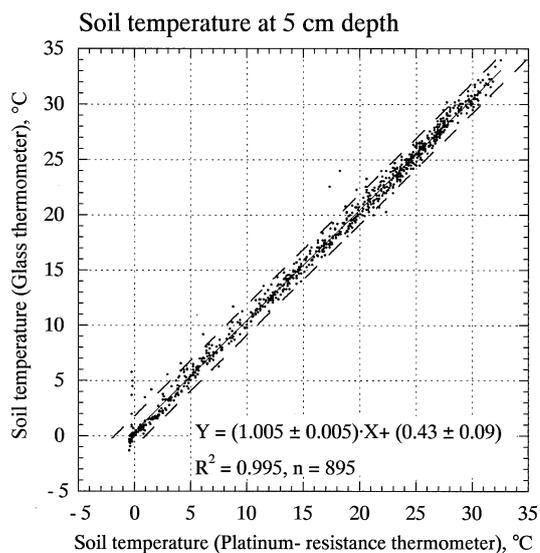


Fig. 4 (c)

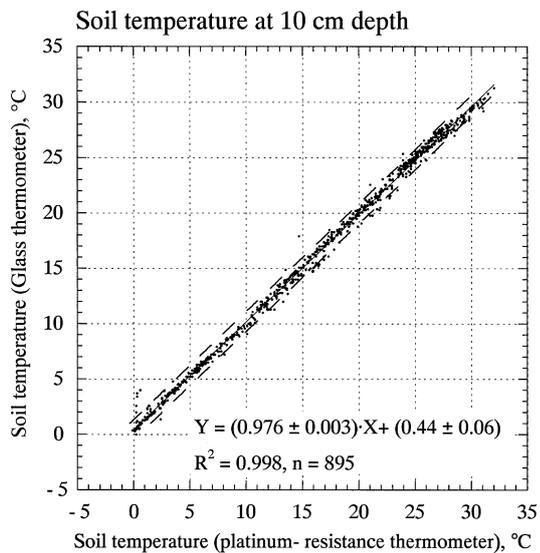


Fig. 4 (d)

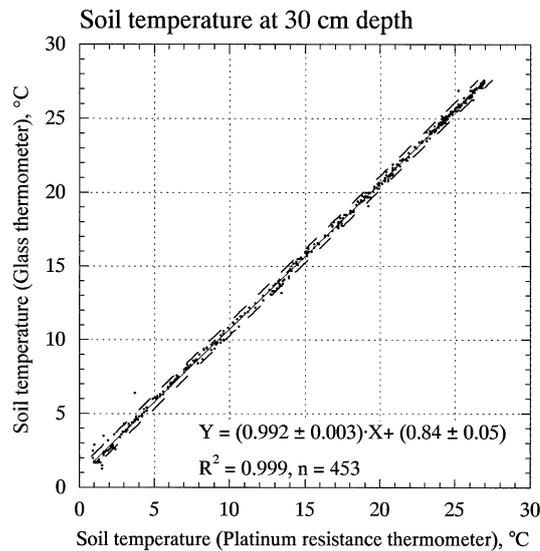


Fig. 4 (e)

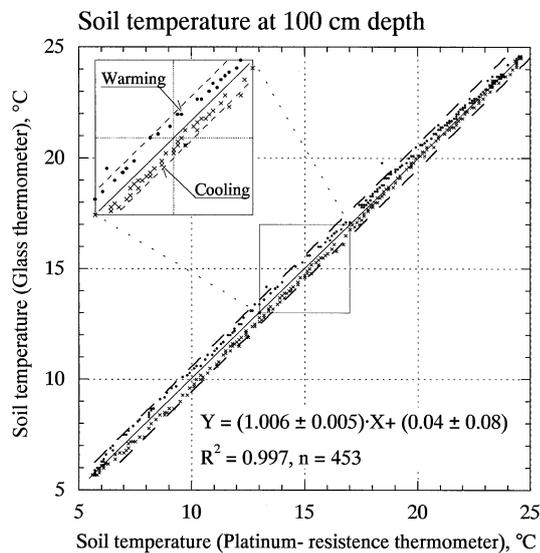


Fig. 4. Calibration curves for soil temperatures. (a) surface, (b) 5 cm, (c) 10 cm, (d) 30 cm and (e) 100 cm depths. Solid line is a simple regression curve. Broken lines show 95% confidence limit.

ring (Fig. 4 (e)). It was plotted using different symbols for the warming period (from March to September) and cooling period (from October to next February). The data in the warming period is plotted above the cooling period data. This difference could originate from the difference in the transmission rate of surface warming or cooling probably due to some difference in the installation depths between the glass thermometer and the temperature sensor of the automatic meteorological instrument, and/ or from the difference in the heat transfer coefficients of soil between the installation sites. The temperature difference in the two periods is the largest (ca. 1°C) around 15°C in soil temperature. The dispersion of the data is very small. If these depths are adjusted, the plot may become a simple linear relationship. The gradient and intercept of a simple regression curve are calculated to be 1.006 and 0.04, respectively.

4. CONCLUSION

We can compare the data from conventional observations with that from automatic observation for each meteorological element except for the relative humidity by correcting the conventional observa-

tions. The correction factors are listed in Table 3. The errors of the coefficients represent the 95% confidence limit. In order to compare these observations with worldwide data, the meteorological instruments must be calibrated by the Japan Meteorological Agency.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Dr. A. Naemura and members of laboratory of Social Geochemistry, Tokyo University of Agriculture and Technology, for help in meteorological observation.

REFERENCES

- Mozawa, R. and Sugimoto, B. (1968) Meteorological data of Tama Experimental Field, 1959–1963. Bulletin of the Institute for Agricultural Research on Rolling Land 4 : 36–51. (in Japanese)
- Uchikawa, T., Ogura, N., Ambe, Y., Yoh, M., Tomizawa, M. and Dokiya, Y. (2001) Meteorological records in Rolling Land. An invitation to Field Science (ed. Dokiya, Y., Ogura, N., Yasutomi, R. and Uchikawa, T.), Keyaki-Shuppan, p. 47–57. (in Japanese)

研究資料

東京農工大学フィールドミュージアム (FM) における
底生水生昆虫の生息状況 (2002)*¹石井 隆寛*², 桑原 繁*³, 桑原 誠*³, 内田 武次*⁴, 熊倉 充*⁵Benthic aquatic insects observed in University Forests of TUAT in 2002*¹Takahiro ISHII*², Shigeru KUWABARA*³, Makoto KUWABARA*³, Takeji UCHIDA*⁴ and Mitsugu KUMAKURA*⁵

Benthic aquatic insects in University Forest of TUAT were investigated in 2002. A table including all benthic aquatic insect species and collected numbers was made, and 61 types of benthic aquatic insects (43 species, 15 genus and 3 families) were recorded.

Keywords : aquatic insect, species, collected numbers

東京農工大学農学部附属広域都市圏フィールドサイエンス教育研究センター (FSセンター), FM大谷山 (旧大谷山演習林), FM草木 (旧草木演習林), FM唐沢山 (旧唐沢山演習林), FM秩父 (旧埼玉演習林) および FM多摩丘陵 (旧波丘地試験地) において, 底生水生昆虫の種類と生息状況が2002年に調査された。その結果, 61種の水生昆虫が, 合計944頭捕獲され, 標本として保管された。

キーワード: 水生昆虫, 種, 捕獲数

1. はじめに

森林生態学や水文学に興味を持っていれば, アメリカ合衆国北東部の New Hampshire 州にある Hubbard Brook Experimental Forest (HBEF) というフィールドサイエンス・センターを見聞きたことがあるであろう。HBEF における研究の特徴は, 長期生態モニタリングの継続であり, 森林小流域における物質循環, 養分動態, および森林を取り巻く環境や生態系などの調査が, 古いものでは1955年から行われている。それら研究成果の概要は, 「Biogeochemistry of a Forested Ecosystem, 2nd edition」(Likens and Bormann, 1995) にまとめられている。

東京農工大学農学部附属広域都市圏フィールドサイエンス教育研究センター (略称 FSセンター) は, 大学に属していた演習林や農場などの統合により2000年4月に発足し, 首都圏に8箇所のフィールドミュージアム (略称 FM) を持つ。各 FM は学生・院生・教官などの教育・研究の場として利用されているが, 日本における Ecological Research Site として HBEF のような長期生態モニタリングを行ってきた。FM大谷山・FM草木・FM唐沢山・FM秩父では, 哺乳動物, 鳥類, 爬虫類, 樹木, 小流域の物質循環・養分動態などのモニタリングが, 古いものでは1970年から行われている。FM多摩丘陵では, 大気中や降水中の微量成分が積極的に調査されている。それらの研究成果は, 森林環境資源科

*¹ Received Sep. 20, 2002; Accepted Sep. 25, 2002

*² セイラム国際大学, 米国: Salem-International University, Salem, WV 26426, USA

*³ 東京農工大学農学部附属フィールドサイエンス・センター, FM大谷山 〒376-0304群馬県勢多郡東村神戸字上の山277: Field Museum Oyasan, Tokyo University of Agriculture and Technology, Godo, Azuma-V., Gunma-Pref. 376-0304, Japan

*⁴ 同 FM 秩父: FM Chichibu

*⁵ 同 FM 唐沢山: FM Karasawayama

学誌やフィールドサイエンス誌の中で報告されている。

ただし、これまでのモニタリングは、東京農工大学内の教官の研究対象となったものに限られており、系統的に調査されていないという欠点を持っていた。特に、草本や昆虫といった地球環境にもっとも敏感な生物が調査されていなかった。そこで、FM大谷山・FM草木・FM唐沢山・FM秩父・FM多摩丘陵において、水生昆虫の種数を調査し、まったく調査例の無い地域における2002年の生息種を記録することにした。私の調査・研究により、生態系の中でも重要な要素の水生昆虫相の概要が把握され、他の研究に役立つことができれば、幸いである。

本文を作るにあたり、水生昆虫の種名同定を指導して下さった東京大学大学院農学生命科学研究科加賀谷 隆先生、終始指導して下さった東京農工大学FSセンター自然環境教育研究分野長岸 洋一教授に、それぞれ深い謝意を表します。

2. 調査方法

2.1 採集場所

今回調査を行ったのは、FM大谷山内の沢上流(A)、FM大谷山内の沢中流(B)、FM草木(C)、FM唐沢山の秋山川上流(D)、FM秩父の標高約800mにある入波沢上流(E)、FM秩父入り口の入波沢(F)、秩父の大滝ダムより下流にあるキャンプ場前の中津川(G)、FM多摩丘陵内の沢(H)である。沢や溪流は枯渇していないものを対象とした。

なお、A地点はFM大谷山1林班れ小班、B地点は同1林班ぬ小班、C地点はFM草木8林班ほ小班、D地点はFM唐沢山3林班り小班、E地点はFM秩父4林班ろ小班、F地点は同4林班ぬ小班に位置する。

2.2 調査期間

調査延べ時間は、FM大谷山では、2002年6月29～30日の延べ約14時間、および9月11日の延べ約6時間であった。FM草木では7月1～3日の延べ約11時間、および9月12日の延べ約6時間であった。FM唐沢山では8月1～2日の延べ約6時間、および9月10日の延べ約4時間であった。FM秩父では6月22～25日の延べ約24時間、および9月5、6日の延べ約6時間であった。FM多摩丘陵では7月18日の延べ約2時間、および9月20日の延べ約2時間であった。

2.3 採集方法

今回の調査において、水生昆虫の採集に使用した

道具は、市販されている川虫採集用の網(網目2mm*3mm)、ピンセット、捕獲した水生昆虫を確保するための瓶、70%~80%に希釈したエタノールとトレイである。この川虫採集用の網を採集地点よりも下流側約5cm~10cmに片手で網を立てて置き、川底にある岩や砂泥を裏返すか、または洗うようにかき混ぜる。そうして舞い上がったものを、川底と一緒に掬い取る。こうして網にかかったものを、水を張ったトレイに一度移し、水生昆虫がいれば、70%~80%のエタノールを入れた瓶に移した。種によって非常に小さいものもあるので、そういったものはピンセットを使って採集した。この時に採集する水生昆虫が破損しないように注意した。調査は下流側から上流に向かって行うようにした。これは川底にある砂泥が調査時に舞い上がり、下流へ流れるため、下流側にいると推測される水生昆虫に、影響が出るのを防ぐためである。このようにして採集された水生昆虫は、死亡を確認した後、後日分類を行った。

2.4 分類方法

分類には実体顕微鏡を使用した。その時に標本の乾燥を防ぐため、70~80%エタノールをシャーレに入れ、液浸した状態で、分類を行った。分類には検索図説を使用した。分類の完了した水生昆虫はラベルをつけて保存した。

2.5 保存方法

容器には10mlと20mlのねじ瓶を使用し、保存液には99.5%のエタノールを、イオン水によって70%~80%に希釈したものを使用した。ラベルは標本と共にねじ瓶の中に入れた。標本のラベルには検索番号、採集場所、採集日付そして採集者の名前を記載した。記入には0.5mm芯のシャープ・ペンシルを使用した。

3. 調査結果

捕獲種数は、夏季にはFM大谷山で14科15種、FM草木で9科10種、FM唐沢山で12科12種、FM秩父で14科15種、秩父の大滝ダム下流で10科13種、FM多摩丘陵で8科8種、全体で28科50種が確認された。秋季には、FM大谷山で18科22種、FM草木で10科15種、FM唐沢山で13科14種、FM秩父で13科17種、秩父の大滝ダム下流で11科17種、FM多摩丘陵で6科6種、全体で27科45種が確認された。夏季と秋季をあわせると61種(内15は属名のみ、内3は科名のみ)となった(表1.を参照)。

4. Discussion

今回の調査で使用した川虫採集用網の網目は、少し大き過ぎたため、この網目からすり抜けてしまった水生昆虫もいたと思われる。そのため採集できたものの大きさは、ある一定の大きさ以上のものが大半である。

しかし、こういった条件の中でも、結果を見て判るとおり、調査地点や調査時期の違いにより、昆虫種数や捕獲頭数が大きく変動した。原因の一つとしては、水生昆虫の多くが、成虫に羽化してしまったと推測される。この他にも調査日の前日に、非常に強い雨などが降り、沢の底の砂泥や岩などが、下流へ押し流されていたりすれば、そこにいた水生昆虫も、下流へ流されてしまう可能性がある。

もう一つ考えられる原因は、捕食者の存在である。FM 秩父の E 地点と F 地点の結果を比べると捕獲された合計の頭数が F 地点では非常に少ないことがわかる。実際に、F 地点では山女を複数発見することができたのに対し、E 地点にはこのように目立った捕食者の存在は見当たらなかった。特にコカゲロウ属は、捕食者の影響を受け易く、そこに捕食者が侵入し、捕食者の密度が増えた場合に、捕食

者の影響を受け、その地点のコカゲロウ属の密度が、減るという。(Forrester, 1994)。

今回の調査は前例も少なく、資料も十分とはいえない状態の中で行われたため、昆虫種数や捕獲頭数の変動は解析されなかった。今後資料を蓄積して、水生昆虫の生態や個体数変動要因を究明したい。

参考文献

- 馬場金太郎・平嶋義宏 (1991) 昆虫採集学. 666 pp, 九州大学出版会.
- Forrester, G. E. (1994) Influences of predatory fish on the drift dispersal and local density of stream insects. *Ecology* 75: 1208-1218.
- 今森光彦 (2000) ヤマケイポケットガイド18水辺の昆虫. 281 pp, 山と溪谷社.
- 石田昭三・石田勝義・小島圭三・杉村光俊 (1988) 日本産トンボ幼虫・成虫検索図説. 140 pp, 東海大学出版会.
- 川合禎次 (1985) 日本水生昆虫検索図説. 409 pp, 東海大学出版会.
- 丸山博紀・高井幹夫 (2000) 原色 川虫図鑑. 186 pp, 全国農村教育会.

表1. 東京農工大学5 FMにおける底生水生昆虫目録と捕獲頭数 (2002年夏→同秋)

種名	A	B	C	D	E	F	G	H	合計頭数	標本番号
[Ephemeroptera カゲロウ目]										
Isonychiidae										
<i>Isonychia japonica</i> (Ulmer)	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	3→0	0→0	3→0	1
Heptageniidae										
<i>Epeorus curvatulus</i> (Matsumura)	2→8	1→3	4→7	0→0	5→11	0→6	0→1	0→0	12→36	2
<i>Epeorus ikanonis</i> (Takahashi)	0→0	0→0	0→0	0→0	20→0	2→0	0→1	0→0	22→1	3
<i>Epeorus latifolium</i> (Ueno)	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	25→1	0→0	25→1	4
<i>Ecdyonurus kibunensis</i> (Imanishi)	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→8	0→0	0→8	57
<i>Ecdyonurus tobironis</i> (Takahashi)	0→3	0→4	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→7	58
<i>Epeorus uenoi</i> (Matsumura)	0→0	0→0	0→0	0→0	0→5	0→0	0→0	0→0	0→5	59
Baetidae										
<i>Baetis</i>	3→11	0→7	2→2	1→1	7→2	1→2	4→9	0→0	18→34	5,6,7,8
Leptophlebiidae										
<i>Paraleptophlebia</i> (Imanishi)	0→1	0→2	0→10	17→18	4→0	0→2	0→0	0→0	21→33	9
Ephemerellidae										
<i>Drunella bifurcata</i> (Allen)	0→0	0→0	0→0	0→0	3→0	2→0	0→0	0→0	5→0	10
<i>Drunella cryptomeria</i> (Imanishi)	0→2	0→1	0→0	0→0	0→0	0→1	3→1	0→0	3→5	11
<i>Ephemerella denticula</i> (Allen)	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	5→1	0→0	5→1	12
<i>Ephemerella imanishii</i> (Gose)	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	6→1	0→0	6→1	13
<i>Torleya japonica</i> (Gose)	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	5→1	0→0	5→1	14
<i>Ephemerella nigra</i> (Ueno)	0→0	0→0	2→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	2→0	15
Ephemeridae										
<i>Cinctocostella japonica</i> (MacLachlan)	3→13	6→4	0→4	5→25	23→6	12→0	0→3	3→1	52→56	16
[Odonata トンボ目]										
Calopterygidae										
<i>Mnais nawai</i> (Yamamoto)	0→1	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→1	60
Epiophlebiidae										
<i>Epiophlebia superstes</i> (Selys)	0→3	5→3	0→4	0→4	5→1	0→0	0→1	0→0	10→16	17
Gomphidae										
<i>Davidius fujiama</i> (Fraser)	0→0	0→0	0→0	0→0	3→0	0→0	0→0	0→0	3→0	18
<i>Davidius nanus</i> (Selys)	0→5	0→3	0→3	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→11	
<i>Davidius moiwanus</i> (Okumura)	5→0	0→0	3→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	8→0	19

種 学 名	種 名	採 集 地 点										合計頭数	標本番号	
		A	B	C	D	E	F	G	H					
<i>Lanthus fujiacus</i> (Fraser)	ヒメクロサナエ	0→0	0→0	0→0	0→0	2→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	2→0	20
<i>Stylogomphus ryukyuanus</i> (Asahina)	チビサナエ	0→0	0→0	1→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	1→0	21
<i>Stylogomphus suzukii</i> (Oguma)	オジロサナエ	0→0	0→0	0→0	0→3	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	4→2	4→5	22
Aeschnidae	ヤンマ科													
<i>Planaeschna milnei</i> (Selys)	ミルンヤンマ	0→0	0→0	2→1	4→12	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	6→4	12→17	23	
Cordulegasteridae	オニヤンマ科													
<i>Anotogaster sieboldii</i> (Selys)	オニヤンマ	0→0	3→0	0→0	4→9	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	7→7	14→16	24	
[Plecoptera カワゲラ目]														
Scopuridae	トワダカワゲラ科													
<i>Scopura montana</i> (Matsuyama)	ミネトワダカワゲラ	0→0	0→0	14→3	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	14→3	25	
Nemouridae	オナシカワゲラ科													
<i>Amphinemura</i>	フサオナシカワゲラ属	0→0	0→4	0→5	8→0	0→2	0→0	0→0	0→0	0→0	9→0	17→11	26	
<i>Nemoura</i>	オナシカワゲラ属	0→0	0→0	0→2	6→5	5→2	5→2	0→1	0→2	0→2	0→2	16→14	27	
Peltoperidae	ヒロムネカワゲラ科													
<i>Cryptoperla japonica</i> (Okamoto)	ノギカワゲラ	0→0	7→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	7→0	28	
Perlidae	カワゲラ科													
<i>Carineuria stigmatica</i> (Klapalek)	モンカワゲラ	3→8	2→18	4→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	9→26	29	
<i>Gibosia</i>	コガタフツツメカワゲラ属	0→0	0→9	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	13→0	0→0	0→0	13→9	30	
<i>Kamimura tibialis</i> (Pictet)	カミムラカワゲラ	0→0	0→0	0→0	0→0	17→4	0→2	0→2	0→0	0→0	17→8	31		
[Trichoptera トビケラ目]														
Stenopsychidae	ヒゲナガカワトビケラ科													
<i>Stenopsyche marmorata</i> (Navas)	ヒゲナガカワトビケラ	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	10→0	0→0	0→0	10→0	32	
Hydropsychidae	シマトビケラ科													
<i>Diptetronea</i>	ミヤマシマトビケラ属	0→0	0→0	0→0	0→0	4→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	4→0	32.5	
<i>Diptetronea kibuneana</i> (Tsuda)	キブネシマトビケラ	0→1	4→0	0→0	7→1	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	11→2	33	
<i>Macronema</i>	オオシマトビケラ属	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	5→0	0→0	0→0	5→0	33.5	
<i>Arctopsyche</i>	アミメシマトビケラ属	0→0	0→0	0→0	0→0	0→3	0→0	0→0	0→2	0→0	0→0	0→5	61	
<i>Parapsyche</i>	シロフツヤトビケラ属	0→6	0→3	0→0	0→0	0→2	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→11	62	
<i>Potamiya</i>	エチゴシマトビケラ属	0→0	0→0	0→0	0→0	0→1	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→2	63	
Rhyacophilidae	ナガレトビケラ科													
<i>Apsilochorema suchanum</i> (Martynov)	ツメナガナガレトビケラ	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	4→0	0→0	7→0	0→0	0→0	11→0	34	
<i>Rhyacophila</i>	ナガレトビケラ属	0→0	0→0	0→2	0→1	0→0	0→0	0→0	7→0	0→0	0→0	7→3	35	

種 学 名	種 名	採 集 地 点										合計頭数	標本番号
		A	B	C	D	E	F	G	H				
<i>Rhacophila lezevi</i> (Navas)	レゼイナガレトビケラ	0→0	0→0	0→0	0→0	2→3	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	2→3	36
<i>Rhacophila shikotsuensis</i> (Iwata)	シコツナガレトビケラ	0→5	3→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	3→5	37
Limnacentropodidae	キタガミトビケラ科												
<i>Limnacentropus insolitus</i> (Ulmer)	キタガミトビケラ	2→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	2→0	38
Brachycentridae	カクスイトビケラ科												
<i>Brachycentrus</i>	カクスイトビケラ属	0→0	4→0	0→0	0→0	0→0	6→4	0→0	0→0	0→0	10→4	39	
Lepidostomatidae	カクツツトビケラ科												
<i>Goerodes complicatus</i> (Kobayashi)	フトヒゲカクツツトビケラ	0→0	0→0	0→0	0→0	28→0	9→0	0→0	0→0	0→0	37→0	42	
<i>Goerodes japonicus</i> (Tsuda)	コカクツツトビケラ	3→1	10→3	5→3	0→0	0→1	0→9	3→3	0→0	0→0	21→20	40, 43	
<i>Neoseverinia crassicornis</i> (Ulmer)	オオカクツツトビケラ	0→5	0→2	0→12	5→0	0→0	0→1	0→0	0→0	0→0	5→20	44, 45	
Odontoceridae	フトヒゲトビケラ科												
<i>Perissoneura paradoxa</i> (McLachlan)	ヨツメトビケラ	5→0	11→0	0→0	12→4	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	28→4	46	
<i>Psilotreta Kioensis</i> (Iwata)	フタスジキソトビケラ	0→0	0→3	0→3	2→12	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	2→18	47	
Philopotamidae	カワトビケラ科												
<i>Dolophilodes</i> DD	タニガワトビケラ属 DD	0→0	0→0	0→0	6→1	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	6→1	48	
Leptoceridae	ヒゲナガトビケラ科												
<i>Mystacides</i>	アホヒゲナガトビケラ属	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	1→0	0→0	0→0	1→0	49	
Uenoridae	クロツツトビケラ科												
<i>Uenoa tokunagai</i> (Iwata)	クロツツトビケラ	0→4	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	1→0	0→0	1→4	64	
[Coleoptera 甲虫目]													
Dyticidae	ゲンゴロウ科												
<i>Neonectes natrix</i> (Ishida)	ゴマダラチビゲンゴロウ	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→1	0→0	0→0	0→1	65	
Lampyridae	ホタル科												
<i>Lucifera cruciata</i> (Motschulsky)	ゲンジボタル	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	51	
Psephenidae	ヒラタドROMシ科												
<i>Eubrianax</i>	マルヒラタドROMシ属	0→3	1→1	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	1→4	52	
[Diptera 双翅目]													
Tipulidae	ガガンボ科	0→4	0→3	3→0	0→0	1→0	2→0	0→0	0→0	0→0	6→7	53, 54	
Dixidae	ホソカ科												
<i>Dixia</i>	ホソカ属	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	1→1	0→0	1→1	55	
Chironomidae	ユスリカ科	0→13	0→7	0→5	3→8	0→0	0→0	0→0	4→0	0→0	7→33	56	
Simuliidae	ブユ科	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→0	0→1	0→0	0→0	0→1	66	
合 計		26→62	57→80	40→66	80→104	129→43	43→30	94→38	35→17	504→440			

研究資料

フリーストール乳牛舎における搾乳牛の蹄の生長について^{*1}銚岡 陽子^{*2}, 伊藤 正浩^{*2}, 神田 修平^{*2}Growth of hoofs of dairy cows in free-stall cowshed^{*1}Yoko YANAOKA^{*2}, Masahiro ITO^{*2} and Shuhei KANDA^{*2}

In 1994, we changed our university farm management system from a stanchion stall barn to a free-stall and milking cowshed. We often observed abnormal hoof shapes and lameness in our milking cows, and this has recently become a serious management problem. The objective of this study was to examine the growth and wear of hooves of milking cows by measuring the major parts of hooves and the number of steps taken by each cow. From this data, we hope to improve the care of hooves.

We concluded the experiment for four milking cows from 30 June 1999 to 16 April 2000 at the cowshed of TUAT. In general, a cow's rear hooves grow more rapidly than front ones, but the results of our experiments revealed just the opposite, except for one cow. One calving cow's rear hooves were small. Because of this, she slipped more frequently than the other cows when walking in the cowshed. We did not observe the relation between the number of steps and the lengths of hooves. The length of each cow's hooves increased over the long term, but daily measurements varied. Accordingly, daily observation and proper care of hooves are necessary to keep hooves healthy.

Keywords : Free-stall cowshed, growth and wear of hooves, milking cow.

東京農工大学農学部附属 FS センターの乳牛舎は1994年に建て替えられ、スタンション方式の乳牛舎からフリーストール方式になった。フリーストール乳牛舎においても蹄の形状異常と四肢の障害が搾乳牛に多く見られ、これらはフリーストールにおける牛群の管理上で深刻な問題となっている。それゆえ、それぞれの搾乳牛の蹄の主な場所を計測して蹄の生長と磨耗の実態と歩数すなわち運動量を調査し、削蹄方法や通路を改善の一助とすることを目的とした。FS センターの乳牛舎の搾乳牛4頭を供試し、1999年6月30日から2000年4月16日までの期間に調査を行った。一般的に乳牛の後肢蹄の生長は、前肢のそれより早いと言われている。しかし、今回の調査では、1頭を除き前肢の生長が後肢の生長より大きかった。初産牛の後肢蹄の大きさは小さく、後肢と前肢のバランスが悪く、2産以上の搾乳牛よりも滑りやすかった。蹄の長さとの関係は見られなかった。それぞれの搾乳牛の蹄は、長い期間で見ると生長を続けていたが、その測定値は、測定日ごとに大きく変化していた。それゆえ、蹄の健康を守るためには、日常の観察と蹄の適切な削蹄が不可欠であると考えられた。

キーワード：フリーストール乳牛舎、蹄の生長と磨耗、搾乳牛

1. はじめに

フリーストール乳牛舎において搾乳牛は、搾乳時を除き、給餌場、牛床および運動場間を移動しな

ればならないため、蹄病は搾乳牛にとって致命傷となる場合が多い。近年、フリーストール乳牛舎での蹄病の発生は40頭中25頭に及ぶ例も見られる(吉田ら、2000)。それらの予防のためには削蹄及び薬浴

^{*1} Received Sep. 3, 2002; Accepted Sep. 30, 2002

^{*2} 東京農工大学農学部附属フィールドサイエンス・センター 〒183-8509東京都府中市幸町3-5-8: Field Science Center, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan

等の予防が必要になる。

本学のフリーストール乳牛舎の給餌場、通路、待機場のコンクリート製の床には滑り止めとして一般道路と同様なドーナツ状のカットを施工した。給餌場・牛床通路の牛糞尿をバースクレーパで1日3回除去している。年に1～2度、削蹄鉋で蹄尖部を削蹄していたが、新フリーストール乳牛舎が1994年10月に完成し移行後、5、6年目には搾乳牛に過長蹄等の蹄形状の異常や蹄病の発生による歩行異常が増加した。さらにバースクレーパでの除糞作業等によって通路床のコンクリートが磨耗し、ドーナツ状のカットに糞や敷料が詰まったことが重ったため、搾乳牛が通路で滑り、転倒する事故が発生するようになった。

フリーストール乳牛舎においても、搾乳牛の削蹄方法を蹄の生長に合わせて工夫し、異常蹄の発生を防ぐことが、搾乳牛の蹄病の予防および通路での転倒事故防止のために不可欠である。今回、フリーストール乳牛舎における蹄生長の特徴を知るため、搾乳牛の蹄の生長および運動量について調査した。

2. 材料および方法

2.1 供試牛

東京農工大学農学部附属フィールドサイエンスセンターのフリーストール乳牛舎で飼養されている搾乳牛4頭を供試した。これらの搾乳牛の産次、体重はTable 1に示した通りであり、慣行により飼料給与と搾乳を行った。

Table 1. Date from cows

Milking cow No.	1	2	3	4
Age (Years)	6	4	3	2
Calving No.	4	3	1	1
Body weight (kg) 1 st	710	648	618	586
at each measurement 3 rd	625	588	585	500
6 th	682	646	668	626

2.2 蹄の測定

1999年11月30日から2000年5月16日間に、ほぼ1ヶ月1回、合計6回、市販のメジャーを用いての蹄の測定を行った。測定日をTable 2に示した。1回目の測定前には簡単な削蹄を行った。4肢それぞれの外蹄と内蹄について、Fig. 1に示したa(蹄突部の長さ)、b(蹄底部の長さ)、c(蹄球部の長さ)の3部位を測定した。

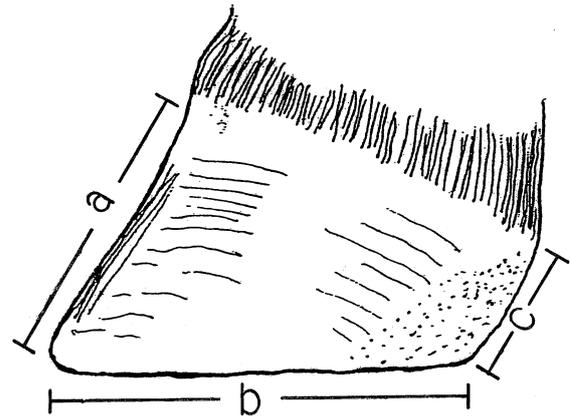


Fig. 1. Hoof measurements points

- a: Toe to coronet length
- b: Bearing surface length
- c: Bulb length

2.3 運動量

供試牛の後肢に万歩計(人間用)を取り付け、蹄の測定日から次回測定日までの間、毎朝の搾乳時に連日値を読み取った。それぞれの期間内の個体別総歩数を観測日数で除して1日当たりの歩数とした。

3. 結果

すべての搾乳牛において毎回の蹄の測定値の変化が一定でなかった。それゆえ、長期間の測定値(1回目と6回目の測定値)の差を用いることで測定値を平均化して測定位置ごとの変化とした。乳牛No. 2とNo. 4を代表例として蹄の測定結果をFig. 2～Fig. 4に示した。

Table 2. Measurements date

Measurement	Milking cow No.			
	1	2	3	4
1 st	1999. 11. 30., 12. 1.	1999. 12. 14.	1999. 12. 7.	1999. 12. 13.
2 nd	2000. 1. 14.	2000. 1. 12.	2000. 1. 12.	2000. 1. 12.
3 rd	2. 7.	2. 7.	2. 7.	2. 7.
4 th	3. 14.	3. 14.	3. 14.	3. 14.
5 th	4. 11.	4. 11.	4. 11.	4. 11.
6 th	5. 16.	5. 16.	5. 16.	5. 16.

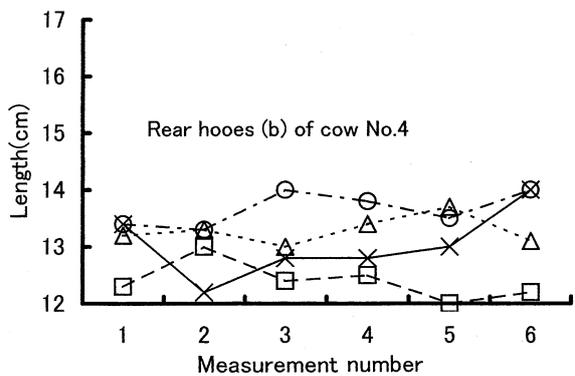
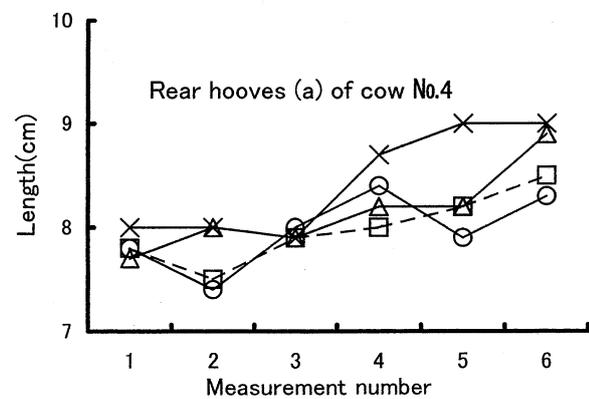
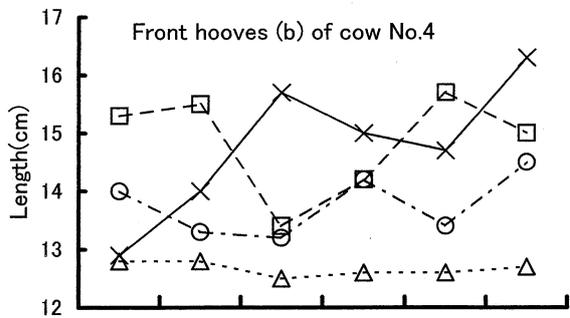
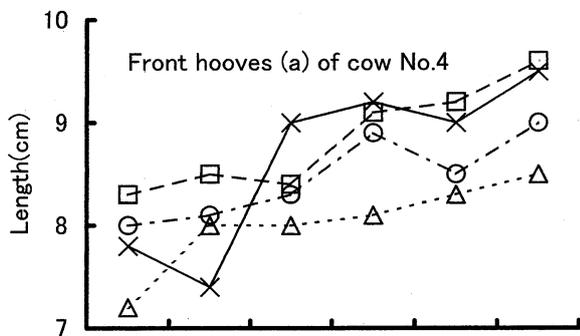
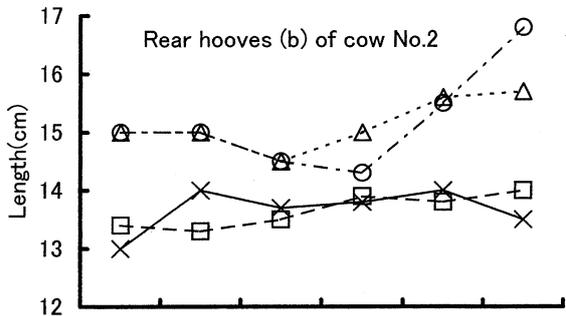
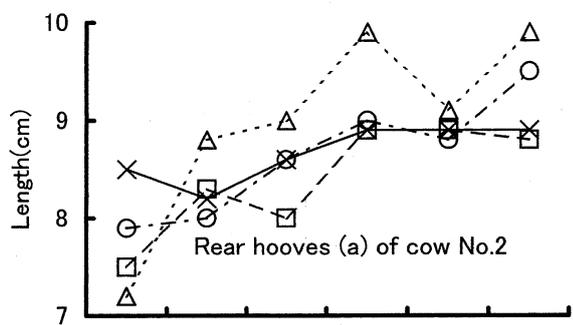
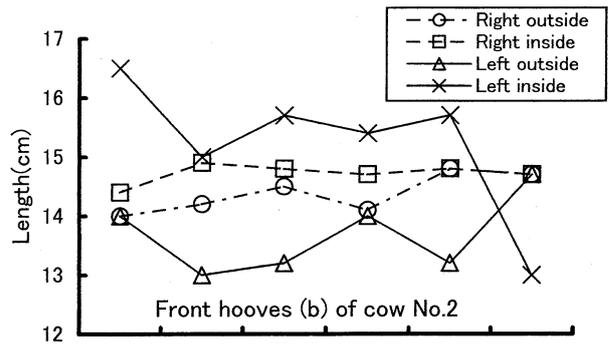
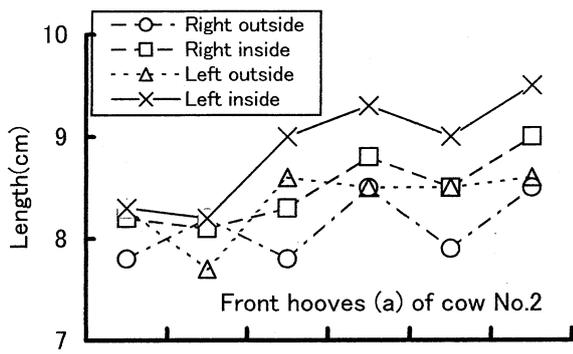


Fig. 2. Length from toe to comet (a)

Fig. 3. Length of bearing surface (b)

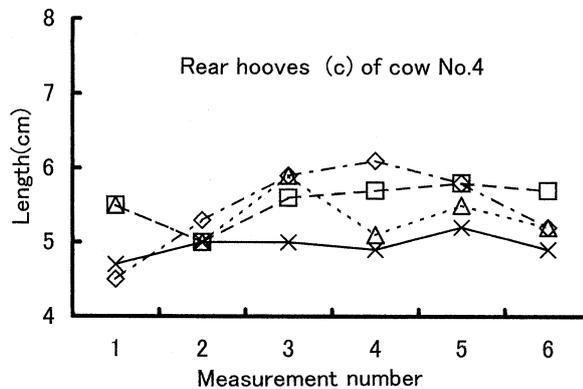
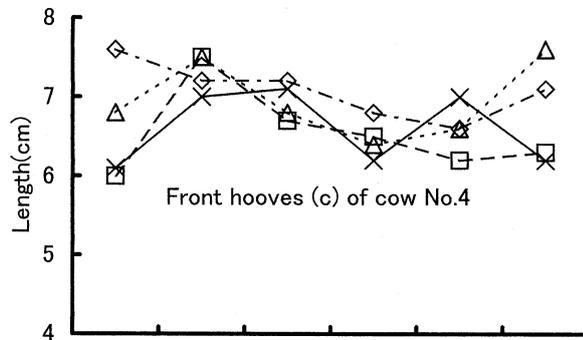
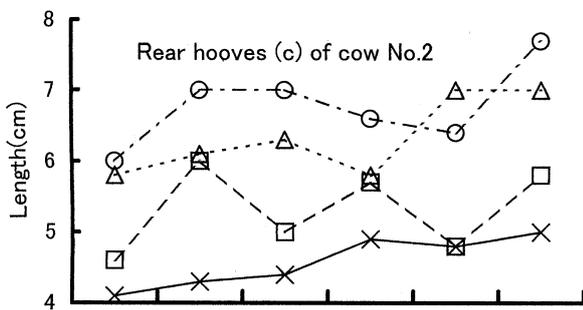
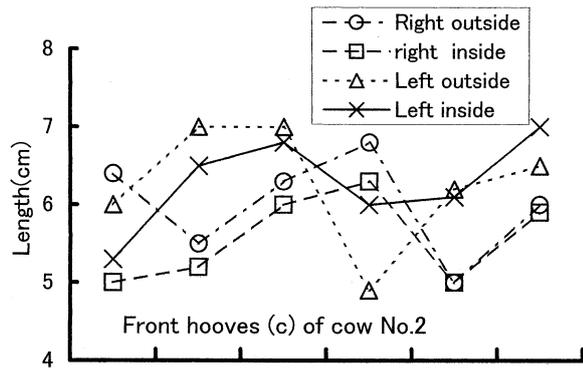


Fig. 4. Length of bulb (c)

3.1 蹄突部の長さ (Fig. 2)

蹄突部 (a) は約5.5ヶ月間に最小0.2 cm (2号牛左前肢外蹄), 最大2.3 cm (2号牛左後肢外蹄) 伸長し, 全頭平均では約1 cm 伸長した。内蹄間および外蹄間についての比較では, 1頭 (2号牛) を除き, 前肢蹄が後肢蹄より伸長した。それぞれの肢蹄ごとに外蹄と内蹄の長さとを比較すると, 1頭 (1号牛) を除き, 前肢では内蹄が外蹄に比較して長く, 後肢ではその差は小さかった。

3.2 蹄底部の長さ (Fig. 3)

蹄底部 (b) は1回目の測定値より長さが縮小している蹄もあり, 平均測定値についても蹄突部 (a) のような大きな伸長は見られなかった。前肢, 後肢, それぞれの蹄の伸長を比較すると2号牛と1号牛では後肢蹄が, 3号牛と4号牛では前肢蹄がより多く伸長した。また2号牛の前肢では左前肢の内蹄が3.5 cm 縮小し, 逆に4号牛の前肢では左前肢の内蹄が3.4 cm 伸長した。外蹄と内蹄の長さの比較では前肢において, 1頭 (2号牛) を除き, 内蹄が外蹄よりも多く伸長し, 初産の搾乳牛でその傾向がより顕著であった。後肢では1頭 (3号牛) を除き, 外蹄が内蹄よりも長く推移した。

3.3 蹄球部の長さ (Fig. 4)

蹄球部 (c) は縮小した蹄もあったが, 全頭平均では0.7 cm 伸長した。前肢蹄と後肢蹄の同部位間の比較では, a および b の測定値よりも差が少なかった。また外蹄, 内蹄の長さの差についても, a や b に比較して測定値の変動が少なかった。例外として, 1号牛の前肢蹄では変動が大きく, 2号牛と1号牛後肢では外蹄が長い傾向があった。

3.4 運動量

蹄測定日間 (前回測定日から本測定日間) の運動量の平均値を Fig. 5 に示した。期間により多少の増減はあったが, 搾乳牛の個体ごとの変化に特徴が

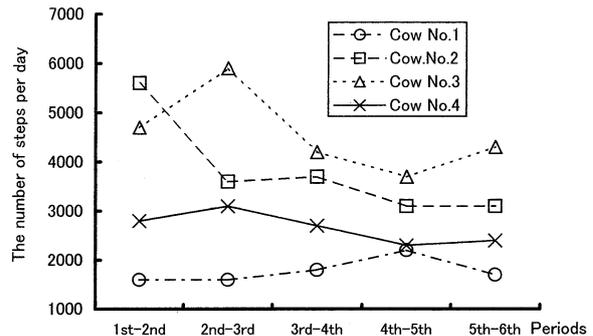


Fig. 5. The number of steps in the period of each measurement of hoof

見られた。跛行をしていた1号牛では歩数が極端に少なく、4号牛、2号牛、3号牛の順に歩数が増加した。

4. 考 察

蹄の大きな伸長の後には必ず縮小（磨耗）が起きたが、おおむね各部位とも長期的には徐々に伸長していた。これらは歩様や偶発的な要因に左右されていたと考えられる、蹄球部(c)の測定値については増加割合が少なかったことから、伸長と磨耗がおおむね均衡していたと考えられる。日本削蹄師協会の調査（1988）によれば、雌牛の前肢と後肢の負担体重の割合は、前肢約55%、後肢約45%であり、負担重量の多くかかる前肢より後肢の生長がより早いと言われている。今回の調査で後肢蹄の生長が前肢蹄より早かったのは1頭のみ（2号牛）であり、フリーストール乳牛舎の搾乳牛では、前肢蹄の生長が後肢蹄よりも早い傾向にあった。一般に成牛では前肢の内蹄は外蹄より、後肢の外蹄は内蹄よりも大きいと言われている。今回の調査でも蹄突部(a)と蹄底部(b)の測定値において前肢の内蹄が外蹄よりも長く、後肢については逆の傾向であり、一般の傾向と同様であった。これら前後各肢蹄の生長の違いを考えると、蹄尖部を落とすだけの削蹄では本来の蹄形を保てないことは明らかであり、蹄全体の定期的な削蹄によりそれぞれの肢蹄を基準蹄に導き、それを維持していくことが重要である。その際、各牛の蹄の生長の特徴を考慮し削蹄することも必要である。

産次数で比較すると前肢では長さに差が見られないのに対し、後肢では産次数の少ない搾乳牛の蹄がより短く、測定値の変動が少なかった。2～3歳の搾乳牛はまだ成長段階であり蹄の生長も早いと推測されるが、牛群内での順位が低く、給餌場や休息場で強い牛に追われる回数が多く歩数が多くなること

によるのかもしれない。また、前肢と後肢のバランスが崩れることで産次数の少ない搾乳牛が滑り易くなることが予想される。搾乳牛の歩行安定のためには、削蹄の他に床面の改善および敷料等による滑り止め対策も必要である。

運動量（歩数の測定値）と蹄の生長に負の相関は見られなかった。今後、測定期間を通しての延べ歩数および滑りや転倒回数のデータを合わせて検討する必要があると考えられる。

5. 摘 要

搾乳牛が自由に行動できるフリーストール乳牛舎においても蹄の磨耗量と生長量が等しいことはまれであった。蹄尖部を落とすだけの削蹄では本来の蹄形を保てないことは明らかであり、蹄全体の定期的な削蹄によりそれぞれの肢蹄を基準蹄に導き、それを維持していくことが重要である。その際、各牛の蹄の生長の特徴を考慮し削蹄することも必要である

引用文献

- 牛削蹄教本編集委員会（1998）牛の削蹄．（財）日本装蹄師会，103 pp.
- 眞鍋弘行（2002）削蹄質問箱・FS牛の蹄はよく伸びる．酪農ジャーナル 55（5）：22-25.
- 樋口豪紀（2002）蹄の衛生管理・バイオセキュリティから考える蹄の感染症．酪農ジャーナル 55（5）：19-21.
- 吉田 靖・久保長政・松井 司・尾澤宏朗（2000）フリーストールにおける蹄病の発生とその治療について．日本畜産学会北陸支部会報 80：18-20.
- 吉谷一紀（2002）角質疾病の原因と予防対策．酪農ジャーナル 55（5）：16-18.

解説

中国における畜産からの温室効果ガスの放出と対応策^{*1}板橋 久雄^{*2}Greenhouse Gas Emissions from Livestock Sector and Measures for their Mitigation in China^{*1}Hisao ITABASHI^{*2}

This paper discusses recent changes in methane and nitrous oxide emissions from the livestock sector in China and measures for mitigating these emissions. Methane from enteric fermentation, mainly from the rumens of draft cattle and buffalo, accounts for 7.2% of the worldwide livestock methane emissions, and 20% of China's total methane emissions. Although the methane emissions from this sector are relatively low compared with the emissions from rice paddy fields in 1994, it increased recently and became the largest source of methane emissions in agriculture. Ammonia treatment of roughage as well as the increase in efficiency of nutrient utilization are effective measures for mitigating methane emissions from enteric fermentation. Methane from livestock manure also increased recently, with swine being the largest contributors and slurry-manure management systems having the largest share. Pasture and dry-lot systems were the major contributors to nitrous oxide emissions from livestock manure. However, estimates of greenhouse gases still vary widely, so it is important to develop a simple, cheap and accurate method for measurements from livestock and to collect much accurate data.

Keywords : greenhouse gas, methane, nitrous oxide, enteric fermentation, rumen, ammonia treatment

中国の畜産からのメタンと亜酸化窒素の放出およびその対応策について概説した。役肉牛（黄牛）と水牛のルーメンが大半を占める腸内発酵からのメタンは世界の家畜からのメタンの7.2%であり、中国のメタン総量の20%に相当する。1994年では、腸内発酵からのメタンは水田からのメタンに比べ低かったが、その後増加し続け現在では農業からのメタンの最大の発生源になった。このメタン発生の削減の方法として、粗飼料のアンモニア処理や栄養素利用効率の向上が期待されている。家畜のふん尿からのメタンも最近増加し続けており、豚のふん尿からが最も多く、また処理法ではスラリーからが最も多い。一方、亜酸化窒素の放出では草地およびドライロット方式が主な発生源である。しかし、これらの温室効果ガスの放出量の推定値は変動が大きいので、簡易で安価にかつ正確に推定できる方法が必要であり、これによって測定の精度を高めることが重要である。

キーワード：温室効果ガス，メタン，亜酸化窒素，腸内発酵，ルーメン，アンモニア処理

1. はじめに

近年、大気中の二酸化炭素 (CO₂)、メタン (CH₄)、亜酸化窒素 (N₂O) およびフロン (CFCs)

などの温室効果ガスの濃度が急激な割合で上昇し、地球温暖化を早めていることが注目されている。昨年、IPCC（気候変動に関する政府間パネル）は、「地球温暖化は従来の予測を上回る勢いで進んでい

^{*1} Received Sept. 3, 2002; Accepted Sept. 27, 2002

^{*2} 東京農工大学農学部附属 FS センター, FM 府中 〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8: Field Science Center, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan

る」とする第3次報告書をまとめた。1996年の第2次報告書では2100年までに1～3.5℃の温度上昇と見込んでいたが、今回は1.5～6℃にも修正されている。

これらの温室効果ガスのなかで、温暖化に最も寄与しているのはCO₂であるが、他の微量ガス類は温暖化ポテンシャルが大きいととも上昇割合が高いため、今後はCO₂に匹敵するほどの影響を及ぼすことが指摘されている。

CH₄とN₂Oの発生にはさまざまな農業活動もかなり関わっている。とりわけ、畜産は反芻家畜のルーメンおよび家畜排泄物からのメタン発生、排泄物および飼料作圃場からの亜酸化窒素の発生が地球の温暖化にかなり寄与していることが指摘され、その削減方策が世界の畜産研究者・技術者により検討されている。

わが国では、社団法人「畜産技術協会」が平成3年度から農水省畜産局の委託を受け、畜産からの温室効果ガスの発生の定量的な解明と抑制技術等に重点をおいて調査活動と検討を行ってきた。筆者はこの事業にかかわるとともに、平成11年度より3か年にわたり文科省科学研究費により中国との国際共同研究「ルーメンからのメタン抑制と繊維の消化促進」を行ってきた。中国は人口のみならず家畜の頭数でも大国であり、家畜からのメタンなどの温室効果ガス放出は世界の全家畜からの約10%と推定されているので、そこでの今後の動向は大きな影響を及ぼすことになる。以下では、中国における温室効果ガスの発生の現状と今後の見通し、および対応策の現状について概括する。

2. 中国の畜産の概況

中国の総面積は960万 km²で日本の25倍であり、そのうち、耕地は12%の1億1千万 ha、森林は16%、山岳・砂漠・草原43%、荒地20%、その他9%となっている。この広大な国土は、自然的・経済的条件によって畜牧区と農業区に二分されており（図1）、農業生産額に占める畜産物生産の割合は畜牧区では70%以上、農業区では50%弱である。両区で家畜頭数を比較すると、農業区は全頭数のうち豚で96%、牛で77%、ヤギで68%、メン羊で25%を占め、畜産総生産額では約90%となっている。これは、農業区は比較的温暖・湿潤な気候なので土地生産性が高く、作物栽培面積も圧倒的に多く、多量の副産物や穀類を家畜に給与できるためである。

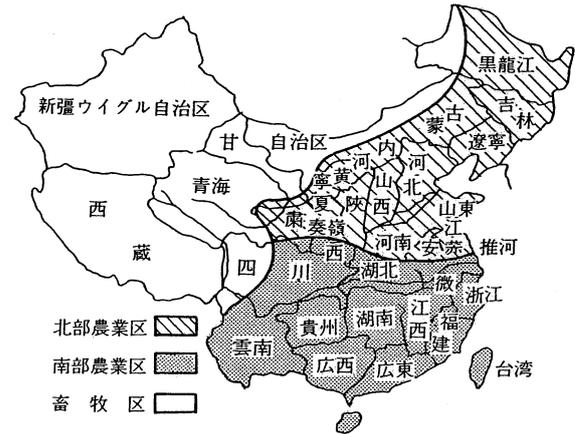


図1. 中国における農業区と畜牧区との境界 (宮崎, 1996)

中国の畜産は1980年頃よりしだいに進展し、従来の農村での複合経営から専門的な経営が徐々に広まっている。主な家畜は反芻家畜（黄牛，水牛，改良された乳牛，メン羊，ヤギ，ヤク，ラクダ），単胃家畜（豚と家禽）および馬とラバである。これらの中で、食肉としての消費が最も多いのは豚であり、1985年では食肉量全体の86%を占めていたが、最近では鶏肉と牛肉が増える傾向にあり、1996年ではそれぞれ18.2%、12.4%となっており、豚肉は69.1%に低下している。それでも豚肉生産量は世界の約30%を占めている。

なお、世界の家畜頭数に占める中国の頭数割合は、豚；49.3%、牛；7.4%、水牛；14.6%、山羊；21.5%、メン羊；11.8%、馬；16.2%、ラバ；36.6%であり、中国は畜産でも大国であることがわかる。

温室効果ガス発生に係わる反芻家畜と豚の飼養状況は以下の通りである。

【反芻家畜】

黄牛：中国で一般的に牛という場合は黄牛を指す。全土で広く飼われているが、特に、河南，山東，陝西各省で多く、その種類も多く毛色もさまざまで、体型や肩峰の有無と大きさなども異なっている。北部畜牧区や南部の山岳地帯では小型で産肉能力の低いものが多いが、華北農業区ではやや大型の黄牛が飼われている。

飼料は一般的には青草，稲ワラ，麦ワラなどの自給飼料で、これに少量の自家産濃厚飼料が給与される。繁殖率は低く、3年に1頭の子牛が生産される程度である。主に役用として利用されているが、食用としての飼養も広まっている。最近で

は、18～24カ月齢の素牛を1年間かけて体重400～500 kgで仕上げる肥育法が行われつつある。牛乳の消費も伸びており、ホルスタイン種と黄牛の交配による乳牛が各地で活躍している。

水牛：もともとインドシナの沼沢地帯から導入された品種で、長江、漢水、珠江流域などの稲作地帯で多く飼育されている。性質が温順なため、主として役用であるが、一部では乳も利用されている。一般に成牛で300～350 kgに達し、大きいものでは600～650 kgにも成長し、約20年間も役用に供することができる。しかし、水牛は暑熱や寒冷に弱く、冬季には敷料として草を厚く敷く必要がある。

ヤク：チベット高原、新疆ウイグル自治区などの寒冷な高原で多く飼われている。高山の痩せた土地でも成育が可能で、運搬には欠かせない動物である。ピエンはヤクの雌に黄牛の雄を交配して作出した一代雑種で、乳量も比較的多く、乳脂肪を多く含む。ピエンの雌にホルスタイン種やジャージー種の雄を交配したものも広まりつつある。

メン羊とヤギ：メン羊は畜牧区の主要な家畜として新疆ウイグル自治区で集中的に飼養され、食用、毛皮用、乳用、皮革用に欠かせないものになっている。メン羊の品種は100種類にも及び、代表的なものには、蒙古羊・寒羊、湖羊、ハザック羊、同羊、灘羊、チベット羊がある。ヤギはメン羊よりも頭数は少ないが、主として搾乳用に飼養されている。農家の副業とし農業区で飼われることが多く、品種としては、蒙古ヤギ、ハザックヤギ、アンカラヤギ（毛羊）、カシミヤヤギ（毛用）などがある。

【豚】

中国での豚の飼養頭数は世界全体の約50%を占めるほど多い。飼料は、稲ワラ、バガス、マメザヤ、トウモロコシ残茎、青草、ヌカなどを活用した発酵飼料が主体で、それに各種の食品製造副産物や食品残さなどを給与している。

豚の品種は約150で、大別すると華北型、華南型、華中型、高原型に分類できる。華北型は内モンゴル、新疆ウイグル自治区、東北各県から黄河流域にかけて分布し、毛色は黒色系が多く、発育は緩慢なラードタイプが多い。華南型は雲南省、広西自治区、広東省などに分布し、1年を通じて青草が豊富な地域で飼われている。華中型は中国の中部と南部の各省に分布し、背線部は陥没して

腹部が下垂し、毛色も白黒の斑が多い。代表的なものにわが国でも有名な江蘇省の梅山豚や湖北省の通城豚などがある。高原型は黒色のチベット豚で長い毛に被われており、厳しい自然の中で生活する条件を身につけている。

現在、中国では養豚の改良は、その中心に在来種をおきつつ、外国種を有効に利用する方針をとっている。その一つとして、雑種化により、飼料効率の良いミートタイプの豚肉生産が進められている。

3. 中国における畜産からの温室効果ガスの発生

中国における畜産からの温室効果ガス（GHG）の発生については、主に中国農業科学院（CAAS）農業気象研究所（北京）で研究している。CAASは1957年に設立された国家研究組織で、約10,000人の職員と38の研究所があり、17の省に分布している。このうち、北京には17の研究所がある。農業気象研究所では主に Dr. H. Dong と Dr. Li Yue がこの問題に取り組んでおり、彼らは IPCC による各国の GHG インベントリ（排出・吸収目録）作成活動の中国側責任者で、当面は GHG 発生量のより精度の高い推定と効果的な削減法の提示の任を負っている。

3.1 ルーメンからのメタン発生量の推定

中国で1994年におけるメタン発生源は水田39%、炭坑27%、反芻動物20%、燃料燃焼9%、廃棄物3%、糞尿2%で、IPCCの1996年改訂ガイドラインによる消化管発酵（ほとんどは反芻動物のルーメン）に由来する量は、年間7.09 Tgとなっている。これは世界の家畜からのメタン放出の7.2%となるが、糞尿からの放出を含めると中国の家畜からのメタン放出は世界の家畜からの約10%と見積もられている。

しかし、畜産物の消費は増加しており、家畜頭数も増加傾向なので、家畜からのメタン放出はまもなく水田からの放出を上まわることが確実となっている。これは特に、穀物に依存しないで生産できる牛とメン羊の伸びが大きいためである。すでに、2000年には13.7 Tgに達し、水田からの12.9 Tgを上回り、今後両者の開きは大きくなると予測されている（図2）。

中国における反芻家畜の飼養は地域、飼料給与形態、管理方式、気候区分からつぎの4地帯に分けられる。

草原畜牧地域：新疆ウイグル自治区、内モンゴ

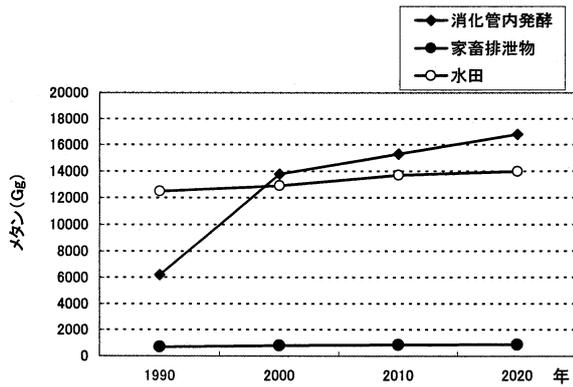


図2. 中国の農業からのメタン放出の予測

ル、チベット、甘肅省、青海省、寧夏省などで、黄牛やヤクなどの乳牛以外の牛が中国全体の18%飼われている。ほとんどは粗放な放牧形態である。

中央耕種地域：山東省、河南省、河北省、安徽省、山西省などで、多くの農家は数頭の家畜を飼い、飼料の大半は小麦ワラとトウモロコシ残茎である。古くから役牛として飼われ、採食量は体重維持水準程度である。

南部および西南部の米作地帯：多くの農家が数頭ずつの水牛を飼っており、飼料は稲ワラが主体である。最近、南部では乳生産のための規模の大きな水牛経営が急な伸びを示しており、ここでは、粗飼料に加え、市販濃厚飼料が給与されている。

東北部および大都市近郊地帯：北京、上海、四川などで、最新技術を導入した先進酪農が営まれている。乳牛の管理方式や飼料構成などは先進国の方式とほぼ同様である。

生産システムの変化と生産性の向上に伴って、新たな地域配置が形成されている。肉牛生産はこれまでの草原畜牧区より中央穀物生産地帯に移りつつあり、すでに国内生産の35%を占めるに至り、北米式の大規模フィードロットも始まっている。羊肉生産も畜牧区では総生産の20%であるが、中央地域は45%を占める。

これらの地域における反芻家畜の飼養状況は表1の通りであり、また、メタンの発生状況は表2のようになる。

しかし、これらの数値にはかなりの不正確さがある。基礎になる年間の飼育頭数や飼料給与方式ごとの頭数構成は、中華人民共和国農業年鑑や家畜年鑑からの引用である。また、各家畜の平均的な生体重、体重増加、妊娠期間、および泌乳期間などの家畜生産性係数は研究機関などの数値を基にしてい

る。だが、広大な中国では家畜の飼養頭数自体を正確につかむことが困難である。成雄牛、育成雌牛、去勢牛、穀類多給のフィードロット牛の頭数については確かな統計はない。広大な地域を移動させて放牧する場合は、頭数を重複してカウントすることもある。

また、中国では農家は独自の飼料給与を行っているため、メタン発生量推定のもとになる採食量の把握はかなり困難である。放牧では、多くの場合、採食量は要求量を下回っているため、冬季には体重減少が続き死亡する例が、新疆ウイグル自治区、チベットなどでよくみられる。

中国ではメタン発生量はIPCCの示す複数の異なる推計方法によって測定されてきた。表2はIPCCのガイドライン(1996年)によるメタン排出推定値と実際のメタン測定データに基づく推定値を示したものである。IPCCはさまざまな手法により家畜種別の排出係数(1頭1年当りのメタン排出量, kg)を示しているが、これにはかなりのばらつきがある。たとえば、乳用牛、黄牛(役肉牛)、および水牛を含む牛に関しては、2000年のIPCCグッドプラクティスガイダンス(良好手法指針)を用いたメタン排出係数の推定の方が、1996年改訂IPCCガイドラインの第2階層方法(Tier 2)を用いた場合よりもやや大きい。しかし、メン羊と山羊に関しては、良好手法指針を用いた排出係数の推計はIPCCガイドライン第2階層方法を用いた場合よりも小さい。牛とメン山羊で結果が異なるのは、2000年IPCC良好手法指針では体重の維持と成長に必要な総エネルギーの算出式にそれぞれの家畜で修正が加えられたためである。

IPCCは温室効果ガス排出量推定で各国の状況を反映する独自のデータがない場合に、その代用としてデフォルト値を用いることを推奨しているが、より正確な推定のためには今後はその精度を高めることが要求される。表2には試験データに基づく推定値も示されているが、中国での基礎データがあまりにも少ないために、排出係数と排出量の変動幅が大きいことがわかる。

表2の家畜種別排出量の推定結果によれば、メタン排出に最も大きな影響を及ぼしているのは黄牛(役肉牛)であり、全体の50%以上を占めている。これに次いで多いのは水牛の約14%、メン羊の約12%であるが、近年ではこれらの割合は低下しつつある。逆に、乳牛からの排出割合は約5%である

表1. 各地域における反芻家畜の飼養状況（1994年）

	地 域	頭数 (万頭)	割合 (%)	管理形態	気 候
黄 牛 (役肉牛)	草 原 畜 牧 区	1570.02	17	放牧	冷 涼
	中 央 地 区	3194.49	35	舎飼い, 集約的	温 暖
	東 北 区	888.81	10	舎飼い, 集約的	冷 涼
	南 部	995.31	11	舎飼い, 集約的	亜熱帯
	西 南 部	1677.47	18	舎飼い	亜熱帯
乳 牛	そ の 他	904.47	10		
	草 原 畜 牧 区	183.52	48	放牧	冷 涼
	中 央 地 区	76.01	20	集約的	温 暖
	東 北 区	85.57	22	集約的	冷 涼
水 牛	そ の 他	39.24	10		
	南 部	1172.68	51	舎飼い, 集約的	亜熱帯
メン羊・ヤギ	南 西 区	766.61	33	舎飼い	亜熱帯
	草 原 畜 牧 区	10651.37	44	放牧	
	中 央 地 区	8822.23	37	舎飼い	

表2. 中国における反芻家畜からのメタン放出（1994年）

	IPCC 推奨値による予測値			試験データに基づく予測値			
	排出係数 (EF)	頭数	メタン排出量	排出係数 (EF)	頭数	メタン排出量	
	(kg/頭/年)	(10 ⁴)	(Tg)	(kg/頭/年)	(10 ⁴)	(Tg)	
黄 牛 (役肉牛)	成雌牛	51.32	3866	1.984	4.89 - 31.79	9239.57	0.452 -
	子牛	28.50	2011	0.478			2.937
	その他*	63.13	3354	1.782			
水 牛	成雌牛	67.48	900	0.607	46.0	2291.32	1.054
	子牛	38.35	311	0.099			
	その他*	56.54	1080	0.611			
乳 牛	成雌牛	70.40	188	0.132	19.56 - 36.68	384.3	0.075 -
	子牛	38.35	89	0.028			0.141
	その他*	56.54	107	0.06			
メ ン 羊	成雌	7.06	12066	0.851	0.98 - 3.91	24052.8	0.234 -
	ヤ ギ その他**	3.55	11987	0.426			0.940
ラ ク ダ		58	36	0.021	58	35.63	0.021
合 計			31336	7.08			1.836 - 5.093

*育成牛および12カ月齢以上の雄牛

**12カ月齢未満

が、この10年の間に2倍に増加している。なお、豚からの排出割合はほぼ安定して約5%である。豚にはルーメンはないのでメタン放出はすべて腸内発酵によるが、その排出係数はきわめて低いにもかかわらず、飼養頭数が多いために乳牛と同程度の割合となっている。

上述のように、これらの予測値にはかなりの不正確さがあるが、排出係数を修正して精度を高めることなどが当面の課題となっている。たとえば、乳牛の泌乳量は近年では4000~5000 kg/年のように向上しているため、メタン排出係数も現在の56 kg/頭/

年から、60~70 kg/頭/年に修正すべきとの見解がある。

3.2 家畜排泄物からのメタン発生量の推定

中国における家畜排泄物からのメタン発生は各種の家畜ふん尿処理システム（Animal Manure Management Systems, AMMS）からの発生として整理されている。実際の排泄物処理実態をもとに算出したメタン発生（Tier 2）は1990年では617.5 Gg、1996年では788.1 Ggであり、この間に28%の増加が見られた。このうち69%は豚であり、9%が黄牛、4%が水牛、3%が乳牛、9%が家禽であっ

た。7年間における増加のうち58%は豚によるものであり、頭数で26%増加し、メタン発生で22%増加したのが大きい(表3)。

家禽はAMMSからのメタンのうち1990年では6%を占め、1996年には9%になり、その増加率は86%であった。同様に、黄牛からの発生は32%、乳牛からは64%増加しているが、これらは豚の飼養頭数の伸びよりも牛や家禽の頭数の伸びの方が大きかったためである。ヤギからのメタン発生量の増加79%も注目される。

排泄物の処理システム別のメタン発生では、スラリー(液状厩肥化)は43%、ドライロット(固形堆肥化)は26%、放牧草地などは20%と見積もられている。

地域的にみると、AMMSからのメタン発生が最も多いのは広東省で中国全体の12.2%を占めるが、これは、豚でのスラリー処理の割合が26%と高く、年間平均気温が21.8℃と高く豚の飼養頭数割合が全体の5.7%と高いことによる。次は四川省でメタン発生は全体の9.7%で、豚の飼養頭数割合が18%と最大であること、平均気温が16.0℃と高いことによる。湖南省がこれに次ぎ、メタン発生は全体の9.5%となるが、これはスラリー処理の割合が16%と高く、平均気温17.2℃および豚の飼養頭数割合7.7%と高いためである。

AMMSからのメタン発生量の推定では、ルーメンからの発生の場合と同様に、不正確さが大きいことが問題である。IPCCのデフォルト値(Tier 1)を用いると、メタン発生量は排泄物処理実態に基づくTier 2の推定値の2倍にもなることが指摘されている。そのため、家畜種・地域ごとの、ふん尿処理システムの使用状況に関する詳細なデータの収集、家畜種ごとの窒素排泄に関する詳細なデータの収集、家畜種・処理システムごとのメタン排出係数

測定実験の実施、家畜種ごとの採食量や消化率についての詳細なデータの収集が優先的に行うべき課題となっている。

3.3 家畜排泄物からの亜酸化窒素の発生量の推定

メタンと並んで微量GHGとして重要な亜酸化窒素のAMMSからの発生量は、IPCCのデフォルト値と排出係数を用いると(Tier 1)、1990年は190 Gg、1996年は254 Ggとなる。これは、Tier 2方式で測定したそれぞれの値、183.8 Tg、246.3 Tgと大差はなかった。1990年から1996年までの間に、発生量は34%増加したが、これは牛、家禽、豚の頭数増加によるものである。メタン発生と違って、亜酸化窒素の場合には35%は乳牛以外の牛(黄牛)の排泄物に由来するものであり、24%が豚、14%が家禽、8%が水牛、7%がヤギ、5%がメン羊で、乳牛からの発生はわずかであった(表4)。

飼養形態別に亜酸化窒素の発生量をみると、50%は放牧草地であり、48%がドライロット/固形物からで、スラリーなどからはわずかであった。

地域的には、山東省、河南省、四川省などで発生量が多く、これらで全体の29%になる。これは、乳牛以外の牛の飼養頭数が多いためで、これらの省の飼養頭数割合は全体のそれぞれ、13.1%、12.6%、7.7%となっている。

3.4 家畜排泄物処理からの温室効果ガスの総発生量

AMMSから発生する温室効果ガスCO₂相当総量(Gg CO₂-C)をメタンと亜酸化窒素の地球温暖化ポテンシャル(GWP)に基づき算出すると1990年では27,960、1996年では37,238となる。このうち、1996年では、32%は役肉牛(黄牛)の排泄物によるもので、13%が家禽、29%が豚、7%が水牛、11%がメン山羊となっており、1990年に比べると33%増加した。肉牛のドライロット方式と放牧管理がAMMSからのGHG総量に最も大きく影響してい

表3. 中国における家畜排泄物からのメタン発生 (GgCH₄)

年	黄牛	乳牛	水牛	メン羊	山羊	豚	馬	ラバ	ラクダ	家禽	合計
1990	51.4	16.4	26.8	10.6	9.5	442.7	12.0	10.2	0.6	37.4	617.5
1991	52.1	17.8	27.1	10.4	9.3	451.3	11.9	10.2	0.6	40.7	631.4
1992	53.8	18.1	27.4	10.2	9.5	470.8	11.8	10.1	0.5	51.3	663.5
1993	56.2	21.1	27.7	10.7	10.4	478.2	11.8	10.0	0.5	50.9	677.5
1994	59.4	23.1	28.2	10.9	12.2	497.2	11.9	10.1	0.5	55.9	709.5
1995	63.4	25.8	29.0	11.7	14.9	524.8	12.0	9.9	0.4	61.4	753.2
1996	67.9	27.0	30.0	12.3	16.9	542.2	12.1	9.8	0.5	69.5	788.1
1996年の相対割合(%)	9	3	4	2	2	69	2	1	0	9	
1990年に対する増加率(%)	32	64	12	16	79	22	1	-4	-23	86	28

表4. 中国における家畜排泄物からの亜酸化窒素の発生 (GgN₂O-N)

年	黄牛	乳牛	水牛	メン羊	山羊	豚	馬	ラバ	ラクダ	家禽	合計
1990	63.6	0.5	16.7	11.3	9.4	45.8	7.0	11.5	0.3	17.5	183.8
1991	64.5	0.5	16.9	11.1	9.5	46.7	7.0	11.6	0.3	19.2	187.3
1992	66.9	0.5	17.1	10.9	9.7	48.5	6.9	11.4	0.3	23.1	195.3
1993	70.2	0.6	17.4	11.1	10.6	49.7	6.9	11.3	0.3	23.1	201.2
1994	47.9	0.7	17.6	11.7	12.2	52.5	6.9	11.4	0.2	26.9	215.0
1995	80.4	0.7	18.2	12.7	14.8	56.0	7.0	11.1	0.2	29.5	230.7
1996	86.2	0.8	18.8	13.2	16.9	58.0	7.0	11.1	0.2	33.9	246.3
1996年の相対割合(%)	35	0	8	5	7	24	3	5	0	14	
1990年に対する増加率(%)	35	66	13	18	76	27	0	-3	-23	-4	34

る。なお、メタンに比べ亜酸化窒素のGWPの方が高いためGHG総量に占める亜酸化窒素の割合は88%となり、メタンの割合は少ない。

しかし、これらのAMMSからの温室効果ガスの発生量の推定値もルーメンからの発生量の推定と同様にかかなりの不正確さがある。この大きな要因は、排泄物の処理方式のデータが不十分なため、より正確なデータの集積が最も求められている。また、各家畜からの窒素の排泄量、採食量と消化率、排泄物からの亜酸化窒素とメタンの排出係数の実測値を集積することも重要な課題になっている。

4. 畜産からの温室効果ガス発生削減に対する取り組み状況

最近ハルピンで開催された「畜産環境問題の解決のための飼料栄養管理シンポジウム」(中国・日本・韓国共催)では、豚や家禽におけるリンや窒素の排泄量の削減、牛におけるメタン発生と窒素の排泄量削減などに関しての報告と討議が行われた。この報告により、中国での畜産からの温室効果ガス発生削減に対する現在の取り組み状況を知ることができる。

これらの中で、四川農業大学動物栄養研究所のDaiwen Chen教授は、畜産における可食物への飼料の転換効率、エネルギーでは約15%、蛋白質では約20%と低く、残りの多くの部分が環境に放出されるために、さまざまな環境問題を引き起こしていると、適切な飼料栄養管理によってそれらの効率を高めることが重要な課題になっていることを多くの具体例をあげて示した。例えば、図3に示したように、栄養素の摂取量が高まると家畜生産能力はしだいに高まり、Bでプラトーに達するが、栄養素の利用効率はそれ以前にピークがあり、その後は徐々に低下する。一方、環境負荷は利用効率が低下する

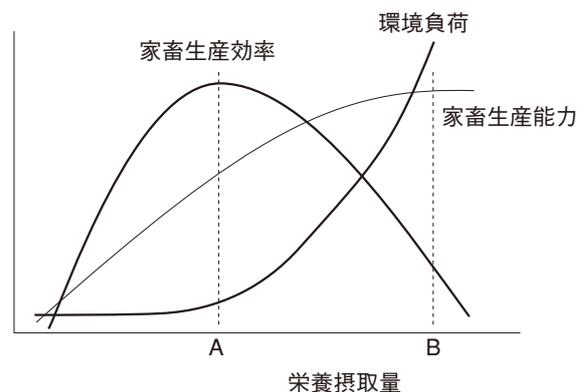


図3. 栄養摂取量、家畜生産能力と環境負荷の相互関係

に伴い、急激に増加する。したがって、家畜の能力を改良するとともに、栄養管理の向上を図ることによって、利用効率のピークを高めるとともに、環境負荷を低減させる技術がきわめて重要であると指摘している。これはメタン放出抑制を考える上でも重要な視点といえる。

内モンゴル動物科学院のLuDeXun教授は、草原畜牧地域での反芻家畜の生産性の向上に取り組んでいる。特に飼料価値の低い作物生産副産物の利用効率の向上に力点を置いているが、これは集約的栄養管理(Integrative Nutritional Manipulation, INM)技法と呼ばれ、メタン抑制もその一環として取り組まれている。対象とする粗飼料は麦ワラ、稲ワラ、トウモロコシ茎などの低質粗飼料であるが、これを4種類の技術の組み合わせで飼料価値を高めようとするものである。これはPプラス3M技法とも呼ばれており、P(roughage processing)は粗飼料の処理でアンモニア処理やサイレージ化があり、摂取量の増加をねらいとする。M1(nutritional manipulation)は飼料添加物によるルーメンでの消化性・利用効率の改善であり、M2(nutritional management)は飼料の粒子サイズの処理、飼料給与計画

の適正化や青草類の併給などによる栄養管理の向上である。M3 (nutritional status monitoring) は栄養状態のモニタリングで、添加物利用や各種の技法の有効性を評価する。

LuDeXun 教授は小麦ワラを給与したメン羊を用いて、INM 技法の有効性を検討した例を紹介した。表5に示したように、アンモニア処理小麦ワラの乾物 (DM)、粗蛋白質 (CP)、粗繊維 (CF)、中性デタージェント繊維 (NDF)、酸性デタージェント繊維 (ADF) の消化率は INM 技法の導入により、それぞれ、3.46、4.74、7.04、3.05、4.08%改善された。窒素の蓄積率と利用性、増体量、飼料要求率も改善された。

彼らはこの INM 技法を用いて、成長メン羊に亜鉛メチオニン飼料に添加し、亜鉛の利用性を著しく向上させた研究結果についても報告した。メタンの削減効果については測定装置が整備されていないのでデータは得られていないが、この技法により

10%以上の削減が可能と推定している。LuDeXun 教授はこれらの技法を含め、中国におけるこれからのメタン削減策として表6のようにまとめている。粗飼料のサイレージ処理はまだ広まっていないが、これによりメタン発生がある程度抑制されることも報告されている。

粗飼料のアンモニア処理は主にワラ類を対象に以前から行われてきたが、1992年からは国家プロジェクトに組み込まれ、2010年までの予定でその普及拡大が進められている。これにより、メタンは10%以上抑制されることが知られており、中国でのルーメンからのメタン発生抑制法として最も有望と考えられている。アンモニア処理によって繊維の消化率は高まるが、残存アンモニア自体がメタン生成菌を阻害する可能性がある。この技術は主に黄牛について行われており、家畜消化管からのメタン発生量を5~10%低下させたと推定されている (表7)。アンモニア処理による粗飼料の利用性向上とメタン抑制

表5 アンモニア処理小麦ワラを給与したメン羊の飼料利用性に及ぼす IMN 技法の効果

	IMN 技法	対照
消化率 (%)		
乾物 (DM)	65.18 ± 1.72**	61.72 ± 1.40
粗蛋白質 (CP)	67.57 ± 2.03**	62.83 ± 1.96
粗繊維 (CF)	64.68 ± 1.84**	57.64 ± 2.56
中性デタージェント繊維 (NDF)	63.76 ± 2.40*	60.18 ± 1.80
酸性デタージェント繊維 (ADF)	55.80 ± 2.22*	51.76 ± 2.50
窒素蓄積量 (g/日)	8.49*	6.14
窒素利用性 (可消化N%として)	63.54	56.22
増体量 (g/日)	83.3	73.8
飼料要求率	10.2	11.8

*P<0.05, **P<0.01

表6 さまざまな飼料処理や栄養管理によるルーメンからのメタン発生の削減

	技術の可能性	投入コスト	メタン削減効果 (生産物当たりの)
飼料処理			
アンモニア処理わら	進行中	低い	>10%
切断ワラ	進行中	低い	>10%
稲わらラッピング	検討中	低~中程度	>10%
添加物利用			
糖蜜尿素ブロック	進行中	低い	<40%
ブロック+バイパス蛋白質	進行中	低~中程度	<60%
ミネラル+蛋白質添加物	進行中	低い	5-10%
栄養管理			
プロトゾア除去	今後検討	低い	<25%
成長ホルモン	進行中	低い	10%
同化ホルモン埋没	一部進行中	低い	5-10%
メタン阻害剤	進行中	低い	6-14%

表7 消化管内発酵からのメタン排出量*に及ぼす処理済みワラ給与**の影響 (Tg CO₂ Eq.)

年	処理済みワラの影響を考慮せず	処理済みワラの影響を考慮
1990	190.4	184.6
1991	192.0	184.3
1992	197.0	187.2
1993	204.7	192.8
1994	213.8	200.2
1995	227.3	210.9
1996	240.9	221.2
1997	208.2	185.5
1998	219.9	193.6
1996までの増加	26.5%	19.9%
1998までの増加	15.5%	4.9%

*2000年 IPCC グッドプラクティスガイダンスによる

**主にアンモニア処理

については浙江大学のLiu教授らによっても精力的に取り組まれているが、投入コストが低いことから中国における当面のメタン削減策として効果的な方法といえることができる。ただし、アンモニア処理の過程で、アンモニアが直接大気に拡散したり、土壌での反応を介して亜酸化窒素になり、温室効果ガスの発生源になりうるということが指摘されている。これらの部分をできるだけ抑えることがアンモニア処理技術を通してメタン削減を行う場合に重要であり、今後の検討課題である。

ルーメンからのメタン発生の測定では、米国環境保護庁 (EPA) からの資金援助で六フッ化硫黄 (SF₆) を用いたトレーサー実験がまもなく行われることになっている。塩ビ製のサンプリング用キャニスター (ヨーク) と SF₆ を測定するガスクロマトグラフがすでに導入されている。農業科学院には畜産研究所があり、それらを用いて牛や羊からのメタンを測定する実験棟は日本の援助も受けて建設されるが、各種の飼料給与でのメタン放出のデータが揃うのには数年はかかりそうである。

5. おわりに

中国は経済発展に伴い畜産物の消費が増えており、豚肉は伸びないが、牛肉や鶏肉が増えるなどの変化が生まれている。全体的に家畜の頭数は増加しているために、畜産からの温室効果ガス (GHG) の排出は増え続け、水田からの排出を上回るほどになった。しかし、試験研究の遅れや各種の統計データなどの不備のために、GHG 発生量の精度が低い

ので、当面は研究体制の整備を図りこの問題への取り組みを強めることが重要な課題である。

中国畜産の主要な飼料は豊富なわら類やトウモロコシ残茎などの作物副産物であり、その利用性向上が共通の目標になっている。このためにアンモニア処理やサイレージ化、糖蜜やミネラルなど添加物の利用が進んでいる。これらにより、生産効率を高め、家畜の飼養頭数の増加をできるだけ抑え、生産物あたりのメタンを削減することが望ましい方向といえる。家畜排泄物処理ではバイオガス利用が盛んであるが、これによりメタン放出がある程度抑制されるので、このような方向も重要なことが強調されている。

上述のように農業科学院では農林業からの GHG 発生と吸収に関する推定を精力的に行っている。一方、人工改良草地よりも自然草地の方がメタン吸収量ははるかに多いことなどが明らかにされている。森林における GHG の放出と吸収、耕地でのさまざまな栽培条件での GHG の放出についてのデータも整備されつつあるが、今回はこれらについては省略した。

参考文献

- 李玉娥・薫紅敏・井上元・清水英幸・西岡秀三・平石尹彦・田辺清人 (2002) 産業部門からの温室効果ガス排出の精度管理, 温室効果ガスインベントリーシステム構築の方法論に関する研究, 平成11~13年度国立環境研究所・農業技術研究所: 24-36.
- Dong, H., Lin, E., and Li, Y. (1996) An estimation of methane emission from agricultural activities in China. *AMBIO, A Journal of the Human Environment* 25: 292-296.
- Damasa B. Magcale-Macandog (2000) GHG inventories for Asia-Pacific region. Institute for Global Environmental Strategies and National Institute for Environmental Studies, Japan. 150 pp.
- Meng, G., Lin, U. and Min, X. (2000) Effect of replacing corn and wheat bran with soy hulls in lactating cow diets on in situ digestion characteristics of dietary dry matter and fiber and lactation performance, *Asian-Aus. J. Anim.Sci.* 13: 1691-1698.
- Meng, Q. and R. L. Preston (1997) Evidence for ex-

- istence of lectins on the ruminal bacteria from steers fed roughage and concentrate diets. *J. Gen. Appl. Microbiol.*, 43 : 81-87.
- Meng, Q. X. (2000) The requirement of ruminal degradable protein for non-structural carbohydrate-fermenting microbes and its reaction with dilution rate in continuous culture, *Asian-Aus. J. Anim. Sci.* 13 : 1399-1406.
- Liu, J. X., Wu, Y. M. and Xu, N. Y. (1994) Effects of ammonia bicarbonate treatment on kinetics of fiber digestion, nutrient digestibility and nitrogen utilization of rice straw by sheep. *Anim. Feed Sci. Tech.* 52 : 131-139.
- Liu, J. X., Yao, J., Yan, B., Yu, J. Q. and Shi, Z. Q. (2000) Effects of mulberry leaves to replace rapeseed meal on performance of sheep feeding on ammoniated rice straw diet. *Small Rum. Res.* 39 : 131-136.
- Liu, J. X. and Orskov, E. R. (2000) Cellulase treatment of untreated and steam pre-treated rice straw : effect on in vitro fermentation characteristics. *Anim. Feed Sci. Tech.* 88 : 189-200.
- Lu De-Xun. (2000) Advances in enhance of nutrient utilization for ruminant by nutritional manipulation to reduce environmental contamination. *Proc. The 2nd Symposium of China/Japan/Korea Association*, Harbin, China 45-56.
- Gao Min, Wang Zhi-Ming, Odd and Lu De-Xun, (1991) Improving nutrient utilization of ammoniated wheat straw by IMNS technique (in Chinese). *Inner Mongolian J. of Anim. Sci. and Prod.* No. 2 : 1-4.

投稿規程

「フィールドサイエンス」(英文名: Journal of Field Science) は、東京農工大学農学部附属広域都市圏フィールドサイエンス教育研究センターの研究報告誌で年1回以上発行される。

本誌には、広くフィールドサイエンスに関する研究成果などを掲載する。

1. 目的

フィールドサイエンスに関する研究成果を公表し、その発展に寄与する。

2. 投稿者

東京農工大学に所属する者およびフィールドサイエンスに関心をもつ者

3. 報文の種類と内容

- (1) 原著論文: 独創的な研究で、価値ある結論あるいは実験・調査結果を含むもので未発表のものに限る。
- (2) 研究資料: 測定・観察記録、既成の知見の確認など研究上報告する価値のあるもので未発表のものに限る。
- (3) 総説・解説: フィールドサイエンスに関するレビュー、実験・調査方法に関する解説など。

4. 報文の原稿

- (1) 原稿は、和文または英文とする。
- (2) 原稿は、別に定める執筆要領に従って作成し、刷り上がり20ページ以内とする。

5. 投稿手続き

原稿は正副各1部を次の様式による原稿送り状を添えて、編集委員長に提出する。

- (1) 著書名
- (2) 表題
- (3) 原稿枚数(表紙、本文、要旨、図、表および写真のそれぞれの枚数)
- (4) 報文の種類
- (5) 別刷り希望部数

6. 原稿の受理・採否

- (1) 原著論文の審査は編集委員会で委嘱した学内および学外の審査員各1名以上が行い、論文等の採否は、審査結果に基づいて編集委員会が行う。
- (2) 研究資料および総説・解説の原稿の審査は、審査員1名以上で行う。

- (3) 原稿が受理されたのち、原稿が入力されたフロッピーディスク(DOS/V 1.44 MB)にテキストあるいは書式付きテキスト)を提出する。

7. その他

- (1) 別刷希望者は実費負担とする。

執筆要領

1. 原著論文

- (1) 和文原稿
 - 1) 和文表題
 - 2) 著者名
 - 3) 英文表題
 - 4) 著者名のローマ字書きフルネーム
 - 5) ランニングタイトル(和文)
 - 6) 英文要旨・キーワードおよび和文要旨・キーワード
 - 7) 本文(はじめに、試料と方法、結果、考察)
 - 8) 引用文献
- (2) 英文原稿
 - 1) 英文表題
 - 2) 著者名のローマ字書きフルネーム
 - 3) 和文表題
 - 4) 著者名
 - 5) ランニングタイトル(英文)
 - 6) 和文要旨・キーワードおよび英文要旨・キーワード
 - 7) 本文(Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion)
 - 8) 引用文献
- (3) 原稿の表紙(第1枚目)には、上記1)~5)を記載し、脚注として著者の所属(学科名等)を和文および英文で記載する。

2. 用語等

- (1) 和文原稿は、A4判用紙(縦)を用い横書きとし、ワードプロセッサにより1000字(40字、25行)に印字する。
- (2) 英文原稿および英文要旨は、A4判用紙(縦)にワードプロセッサ1行約60字詰め、25行で印字する。
- (3) 動物・植物等の和名、外来語および原語によらない場合の外国の地名・人名はカタカナとする。学名はイタリックとする。
- (4) 用語は、原則として文部省編「学術用語集」

に使われているものを用いる。

- (5) 量記号は、イタリックのローマ字もしくはギリシャ文字のアルファベットの1字、またはこれに添字を付けたものを用いる。
- (6) 単位は国際単位系 (S 1) を用いることが望ましい。

3. 要旨・キーワード

- (1) 和文要旨は約500字以内に、英文要旨は約300語以内にまとめる。なお、和文原稿の英文要旨は約600語以内にまとめる。
- (2) キーワードは日本語および英語でそれぞれ5個以内とし、和文および英文要旨の後に書く。なお、英文の1つのキーワードは3単語以内とする。
- (3) 要旨は和文、英文ともそれぞれ別紙に記載する。

4. 本文

- (1) 和文、英文ともに本文の見出しはポイントシステムによる記号を用い、大見出し、中見出し、小見出しをそれぞれ1., 1.1, 1.1.1とする。さらに細分を要する場合は (a), (b), ……、を用いる。

5. 図・表

和文原著論文の場合、図・表の題名・注等は英文とする。

- (1) 図 (写真は図として取り扱う)
 - 1) 図の題名および注はその順序に図の下に書く。
 - 2) 図は白紙に鮮明に書く。また、図のサイズは印刷される大きさの約2倍に描く。
 - 3) 図は1枚ごとに別紙とし、図番号の表示は、Fig. 1. のようにする。
本文中で図番号を示すときも同様とする。
 - 4) 写真は鮮明なものを用いる。題名および注はその順序に写真の下に記載する。
 - 5) 図の挿入箇所は、原稿の該当位置の右欄外に図番号を朱書きして指定する。
- (2) 表
 - 1) 表の題名は表の上に、注は表の下にそれぞれ記載する。
 - 2) 表は1枚ごとに別紙とし、表番号の表示

は、Table 1. のようにする。

本文中で表番号を示すときも同様とする。

- 3) 表の挿入箇所は、原稿の該当位置の右欄外に表番号を朱書きして指定する。

6. 研究資料および総説・解説

原著論文の執筆要領に必ずしも準じなくても良い。

7. 引用文献

- (1) 引用文献は著者名のアルファベット順に記載し、本文の該当箇所に (著者名, 年号) または著者名 (年号) のように明示する。
- (2) 雑誌の場合は、著者名 (年) 表題、雑誌名、巻または号 (通巻ページでないものは巻号) : 最初のページ-最後のページとする。
- (3) 単行本の場合は、著者名 (発行年) 書名、ページ、発行所、所在地とする。

引用文献の書き方 (例)

文献は本文中に引用されたものすべてを記載する。雑誌名は原則として、省略しないで表記する。

(a) 雑誌論文

田中阿歌磨・星野隆一 (1933) 択捉島湖沼踏査概況及其の湖沼形態, 水の理化学的所見. 陸水学雑誌, 3 : 1-19.

Birge, E. A. and Juday, C. (1934) Particulate and dissolved organic matter in inland lakes. *Ecological Monograph*, 4 : 440-474.

(b) 単行本の全部

吉村信吉 (1937) : 湖沼学. 266 pp, 三省堂, 東京.
Ruttner, G. E. (1957) *Fundamentals of Limnology* (Translated by Frey, D. G. and Fry, F. E. J.) 380 pp, Toronto University Press, Toronto.

(c) 単行本の章または分冊

小林繁男 (1993) 熱帯林土壌のせき悪化. 熱帯林土壌, 真下育久編, 385 pp, 勝美堂, 東京 : 280-333.

Syrett, P. J. (1962) Nitrogen Assimilation. *In* *Physiology and Biochemistry of Algae*, Lewin, R.A. (ed.), 670 pp, Academic Press, New York : 171-188.

フィールドサイエンス編集委員会

編集委員長	小倉 紀雄	東京農工大学農学部 FS センター長, 教授
編集委員	岸 洋一	FS センター教授
	鈴木 馨	FS センター助教授
	島田 順	FS センター助教授
	板橋 久雄	FS センター教授
	平田 豊	生物生産学科教授
	岩淵喜久男	応用生物科学科教授
	楊 宗興	環境資源科学科教授
	峰松 浩彦	地域生態システム学科助手
	柴田 秀史	獣医学科助教授
	石井 泰博	硬蛋白質利用研究施設助教授
事務局	本橋 一恭	FS センター事務長
英文校閲者	CRIFE, R. A.	Spacegate, Tsukuba, Ibaraki, Japan

Editorial Committee of Journal of Field Science

Editor-in-Chief

Norio OGURA Director of Field Science Center, Professor of Tokyo University of Agriculture and Technology

Editorial Board

Yoichi KISHI	Professor of Field Science Center
Kaoru SUZUKI	Associate Professor of Field Science Center
Jun SHIMADA	Associate Professor of Field Science Center
Hisao ITABASHI	Professor of Field Science Center
Yutaka HIRATA	Associate Professor of Dep. of Biological Production
Kikuo IWABUCHI	Professor of Dep. of Applied Biological Science
Muneoki YOH	Associate Professor of Dep. of Environmental and Natural Resources Science
Hirohiko MINEMATSU	Assistant Professor of Dep. of Ecoregion Science
Hideshi SHIBATA	Associate Professor of Dep. of Veterinary Medicine
Yasuhiro ISHII	Associate Professor of Scleroprotein and Leather Research Institute

Management Office

Kazuyasu MOTOHASHI Chief of Field Science Center Office

English Referee

CRIFE, R. A. Spacegate, Tsukuba, Ibaraki, Japan

平成14年10月20日 印刷

平成14年10月25日 発行

発行所 東京農工大学農学部附属 FS センター
☎183-8509 府中市幸町 3-5-8 ☎042-367-5799
印刷所 電算印刷株式会社
☎390-0821 松本市筑摩 1-11-30 ☎0263-25-4329



Journal of Field Science

No.2

Oct. 2002

Forward

Publication-Journal of Field Science/ Miyata, S.

Invited review

- 1 Acid rain and field science (2) Scientific perspective on wet deposition./ Hara, H.

Articles

- 13 Contamination of the sediments and soils with thallium and related harmful metals discharged from the Hosokura Mine and Smelter, Miyagi Prefecture, Japan./ Asami, T., Saeki, S., Mizui, C., Nogami, N., Takahashi, M., Nishikawa, H. and Kubota, M.

Research materials

- 23 Inter-calibration of two meteorological observation methods in FM Tama Hills./ Sasaki, K., Suzuki, I., Tomizawa, M., Uchikawa, T., Dokiya, Y. and Ogura, N.
- 31 Benthic aquatic insects observed in University Forests of TUAT in 2002. / Ishii, T., Kuwabara, S., Kuwabara, M., Uchida, T. and Kumakura, M.
- 37 Growth of hoofs of dairy cows in free-stall cowshed./ Yanaoka, Y., Ito, M. and Kanda, S.

Introduction

- 43 Greenhouse gas emissions from livestock sector and measures for their mitigation in China/ Itabashi, H.

FIELD SCIENCE CENTER, TOKYO UNIVERSITY OF
AGRICULTURE AND TECHNOLOGY
Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan