廃棄物処分場浸出水および道路脇粉塵に含まれる 重金属の日本とフィリピンでの状況の比較

浦瀬 太郎* 灘 岡 和 夫**
 日下部 治* フェルナンド・シリガン***
 宮下 健一朗* 鈴木 洋 介*

Comparative Study on Heavy Metals Contained in Leachates from Solid Waste Disposal Sites and in Road Deposits in Japan and in the Philippines

Taro URASE*, Kazuo NADAOKA**
 Osamu KUSAKABE*, Fernando SIRINGAN*
 Ken-ichiro MIYASHITA* and Yosuke SUZUKI*

* Department of Civil Engineering, Tokyo Institute of Technology, Ookayama 2-12-1 Meguro, Tokyo 152-8552, Japan

** Department of Mechanical and Environmental Informatics, Tokyo Institute of Technology, Ookayama 2-12-1 Meguro, Tokyo 152-8552, Japan

*** National Institute of Geological Sciences, University of the Philippines, 1101 Diliman, Quezon City, Philippines

Abstract

Leachates from solid waste disposal sites and road deposits were focused on as sources of heavy metals in water environment. A comparative study of the concentrations of heavy metals was carried out for samples collected in the Philippines and in Japan. Heavy metals were not removed in the oxidation ponds designed for leachate treatment in the Philippines. The chemical compositions of the leachates from a site in the Philippines and that from a site with a low content of incineration residuals in Japan were similar in terms of general water quality parameters. Relatively high concentrations of lead and antimony and very high concentrations of tin were observed in the leachate from the site in the Philippines. The comparison of the concentrations of heavy metals in road deposits showed that the concentrations of heavy metals in unit dry weight of road deposits were in the same range regardless of the countries where the samples were collected. It was suggested that lead might be a suitable indicator of the pollution of sediments in water environment caused by urban deposits. A model calculation showed that the contribution of disposal site leachates to that of the overall heavy metal loads discharged to the water environment in Tokyo was 1/200 of the contribution of road deposits, while the same calculation showed 1/10 for the Philippine case.

Key words: Leachate, heavy metals, road deposit, developing countries, water environment

1. はじめに

わが国においては、工場起源の重金属による環境汚染が、深刻な公害の経験を経て過去のものとなりつつあるが、フィリピンのような途上国の現状についての信頼できる情報は十分ではない。また、工場起源ではなく、都市活動に起因する重金属に関する考察は、途上国、先進国双方で依然として必要である。BOD、COD、SSなどの基本的な水質項目に比較すると、微量に含まれる金属類の濃度情報は、限られている。

東京工業大学では、フィリピン大学との間で、日本学術振興会の拠点大学交流方式により土木環境分野の幅広い学術交流を行っている。その一環として、フィリピンの廃

棄物処分場浸出水および道路脇粉塵に含まれる重金属に関する調査をする機会を筆者らは得た。そこで、本報告では、水環境中の重金属の由来として、廃棄物処分場と道路脇粉塵とをとりあげ、その濃度レベルをわが国とフィリピンとで比較検討した結果を報告する。

2. サンプルの採取と実験方法

2.1 サンプルの採取

廃棄物処分場浸出水：フィリピンサンマテオ処分場において2000年9月に廃棄物処分場浸出水を採水した。この処分場は、都市ごみを主体としており、酸化池方式による浸出水処理施設を持っている。さらに、比較のために、わが国の大規模な都市ごみの海面処分場A(不燃ごみとして収

* 東京工業大学大学院理工学研究科土木工学専攻 〒152-8552 東京都目黒区大岡山2-12-1

** 東京工業大学大学院大学院情報理工学研究科情報環境学専攻 〒152-8552 東京都目黒区大岡山2-12-1

*** フィリピン大学(英文所属参照)

集したプラスチックや下水汚泥などを含み、やや有機物分の多い処分場)と焼却残さ主体の処分場Bとを同時期に調査した。処分場Aでは、生物処理—凝集—砂ろ過—活性炭法で、処分場Bでは、逆浸透法で、それぞれ水処理を行っていた。

道路脇粉塵：道路脇粉塵をAlabang(北緯14°27.863東経120°57.826), Quezon(北緯14°39.893東経121°04.198), およびマカティ市市内のEDSA大通りにおいて、2001年9月から2002年2月にかけて採取した。また、Las pinas(北緯14°26.736東経120°59.563)において窓脇の粉塵を採取した。参考のためピナツボ火山の灰も分析に供した。わが国の比較用サンプルとして、環状8号線の道路脇粉塵と住宅街である東工大西門前の道路脇粉塵とを採取した。

2.2 サンプルの分析

道路脇粉塵は、環境庁の底質調査方法¹⁾を参考に、乾重0.5gの乾燥粉塵に対して硝酸2ml、塩酸4mlを加え加熱分解2時間の後、5Bのろ紙でろ過する方法によって前処理した。この溶液を0.1M硝酸で100mlに定容し、ICP/AES測定原液とした。さらにICP/AES測定原液を10倍希釈した試料をICP/MS測定原液および鉄マンガン分析用ICP/AES測定原液とした。一方、廃棄物処分場浸出水については、酸濃度を調整し直接ICP/AESおよびICP/MS分析を行った。ICP/MS分析、ICP/AES分析ともBi, Yを内標準元素として測定を行った。ICP/MSでの定量値は、干渉の影響を受けにくい高質量域のCd, Pb, Sb, Snに限って採用することとし、他の元素は、ICP/AESによって測定した。なお、定量元素は、道路脇粉塵についてCd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, Zn, Zrとし、また、廃棄物処分場浸出水については、Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Na, Ni, Pb, Sb, Sn, Znとした。浸出水については、一般水質項目としてTOCと塩化物イオン濃度を測定し、また、微量有機物組成を知るために、ODS固相吸着—ジクロロメタン溶出画分²⁾のGC/MS分析(TIC)を行った。

3. 実験結果と考察

3.1 廃棄物処分場浸出水の結果

Table 1に廃棄物処分場浸出水に含まれる重金属濃度と一般水質指標をわが国の処分場とフィリピンの処分場とを比較して示した。わが国の処分場Aは、不燃ごみとして収集されたプラスチック類・汚泥などを埋め立てており、わが国の古いタイプの処分場の典型的な例として、また、わが国の処分場Bは、Ca濃度が高く焼却残さ主体の高塩分の浸出水を排出するわが国の新しい処分場の典型的な例として、フィリピンの処分場と比較することにする。

処分場Aの今回の調査における鉛とアンチモンの濃度レベルおよび除去率は、他の研究者の報告とほぼ一致していた³⁾ためわが国の状況を良くあらわしているデータであると考えられる。また、東京都三多摩地域廃棄物広域処分組合の公表データ(2000)による平成11年度の焼却残さ主体の二ツ塚処分場浸出水の鉛濃度は、0.012mg・l⁻¹、塩化物イオン濃度14,700 mg・l⁻¹、ホウ素0.48 mg・l⁻¹であり、二ツ塚処分場よりも供用開始時期の古い谷戸沢処分場の浸出水で鉛濃度は、0.005 mg・l⁻¹以下、塩化物イオン濃度13,800 mg・l⁻¹、ホウ素6.2 mg・l⁻¹であり、処分場Bと谷戸沢、二ツ塚処分場の塩化物イオン濃度はほぼ等しい。このことから、処分場Bの水質は、焼却残さ主体の処分場の状況にある程度、代表していると考えた。

フィリピンの処分場の浸出水の処理は、酸化池法であり塩

類濃度が低減する可能性はないが、測定結果では低減しており、採水日当日が、晴天であったことから考えると、浸出水処理施設が調整池として機能していたことが、塩濃度低減の原因と考えられる。水質測定結果から、塩類を含むほとんどの項目で処理水の測定値は、流入水の1/2~1/3であり、重金属に関しては、処理施設内で混合・均質化されたものの、除去はほとんどされず、処理施設を素通りしているものと考えられる。

フィリピンの浸出水処理施設は、処理水のBODがmg・l⁻¹以下になるように管理しているという説明であり、その説明が正しいとすれば、浸出水が着色していたことと合わせて判断して、TOC成分のかなりの部分は、BODでは測定されない難分解性のフミン質で構成されていたと考えられる。フィリピンの処分場の浸出水は、有機物濃度が高く、塩分濃度が低いことから、一般水質項目については、処分場Bよりも処分場Aと似ていた。

わが国では、焼却残さ主体の処分場において、鉛の溶出が懸念されているが、フィリピンの浸出水に含まれる鉛は、調査時56μg・l⁻¹(先ほどの考察より時間平均推定17μg・l⁻¹)で、わが国の焼却残さ主体の処分場と同程度であり、古いタイプの処分場Aよりも高い濃度であった。アンチモンについては、処分場Aと同程度であった。

他にフィリピンで高いと考えられるのが、わが国の水質の規制項目にはないスズである。この元素は、わが国の処分場では、処分場Aでは検出されるのに対して、処分場Bではほとんど検出されず、フィリピンの浸出水とわが国の処分場Aの浸出水の類似性を示す項目のひとつである。

今回は、微量有機成分についての考察は十分に行っていないが、これまでの報告^{4), 5)}によれば、処分場Bのようなわが国の焼却残さ主体の処分場ではビスフェノールAの濃度レベルは極めて低い一方で、処分場Aのように一部の古い処分場でのビスフェノールA濃度は、mg・l⁻¹レベルの非常に高い濃度が検出されている。今回の調査対象のフィリピンの処分場からは、mg・l⁻¹レベルの非常に高いビスフェノールAを検出しており、他の検出物質も*n*-butyl benzenesulfonamide, 2-hydroxy benzothiazole, Camphorなど処分場Aの場合と類似しており、有機系の物質の組成からも処分場Aとフィリピンの処分場との類似性が認められた。

ホウ素は、浸出水中の濃度が高く、水域の環境基準を大幅に上回る濃度で検出されることが多いため、わが国では注目されている。ホウ素は、一斉分析においては、ブランクが高く、正確な定量値が得られていないため、表には掲載していないが、処分場Aで数mg・l⁻¹レベル、処分場Bは、0.5mg・l⁻¹レベルであるのに対してフィリピンの処分場の浸出水は、処分場Aと処分場Bの中間の濃度であった。

3.2 道路脇粉塵の結果

Table 2に今回調査した道路脇粉塵に含まれる重金属濃度を示す。ピナツボ火山の灰については、粒径が大きく、今回の試験方法では、重金属濃度は小さかった。サンプル性状が他の道路脇粉塵とは異なることから、今回の解析からは除外して考える。

Table 3には、今回の測定値を東京での60サンプルの測定平均値の既報⁶⁾と比較した結果を示す。今回の環状8号線測定値と既報とを比較すると、クロムが今回の測定値が高く(濃度比3.8)、ニッケル(濃度比0.4)が低い傾向にあるが、それを除いて濃度比0.6~1.8で、わずかに1サンプルの結果にしては、

Table 1 Concentrations of heavy metals in leachates

		Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Sn	TOC	Cl-	Na	Ca
		$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
SanMateo	Raw	1.3	330	80	10.9	1.6	160	56	12	809	910	1800	2100	84
	Treated	0.3	110	30	5.1	0.8	60	17	5	208	310	830	710	65
Site A	Raw	1.2	220	30	1.7	0.1	64	3.7	3.8	89	400	3500	3000	64
	Treated	0.9	56	160	1.5	0.5	190	0.3	1.5	6	110	3700	3200	68
Site B	Raw	2.3	15	25	-	-	56	24	22	1.3	95	15600	3900	4030
	Treated	<0.1	<1	<0.5	-	-	<0.1	<0.3	<0.2	<0.1	2	43	12	0.8

Table 2 Concentrations of heavy metals contained in road deposits

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	Zn	Zr
	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
Pinatubo, Ash	0.072	2.5	11	0.97	690	9.7	1.4	0.98	47	0	1.4
Alabang, road deposite	0.23	31	120	5.6	4300	81	76	16	240	13	15
Quezon city, road deposite	3.2	30	480	16	7800	84	250	760	210	120	7.4
Las Pinas, windowpane deposite	3.3	20	480	9.2	2600	45	160	1400	120	110	5.9
Macaty, road deposite	1.1	40	90	240	70000	880	69	120	3300	1200	12
Kanjo-8th Line Tokyo	3.8	12	300	240	24000	460	29	550	1100	870	1.4
Tokyo Inst of Technol	0.52	7.6	100	34	17000	310	12	63	1100	86	7.8

Table 3 Comparison of the concentration of metals contained in road deposits with previously reported value

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	Zn	Zr
	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
Average road deposit Philippines(A)	2.0	30	290	68	21000	270	140	570	970	360	10
Kanjo-8th Line Tokyo(B)	3.8	12	300	240	24000	460	29	550	1100	870	1.4
Average road deposit Tokyo*(C)	2.5	13	80	260	41000	500	76	310	-	1200	-
Natural value*(D)	0.3	8	26	19	40000	430	19	17	-	60	-
(B)/(C)	1.5	0.9	3.8	0.9	0.6	0.9	0.4	1.8	-	0.7	-
(A)/(C)	0.8	2.3	3.6	0.3	0.5	0.5	1.8	1.8	-	0.3	-
(A)/(D)	6.5	3.8	11.2	3.6	0.5	0.6	7.4	33.5	-	6.0	-

*: Literature value⁶⁾

良い代表値を与えており、分析に大きな間違いがないことがわかった。ただ、主要成分である鉄の今回の定量値が低めであることから、今回の抽出条件では十分に溶解しきれていない金属成分があることを示唆している。

今回のフィリピンの4サンプルの道路脇粉塵・窓さん粉塵の測定値を平均し、東京の既報⁹⁾と比較すると、クロム(濃度比3.6)やコバルト(濃度比2.3)が今回の測定値が高く、亜鉛や銅は、低かった(濃度比0.3)。元素による差があるが、フィリピンの道路脇粉塵とわが国の道路脇粉塵とで、桁違いにどちらかの粉塵に含まれる重金属量が多いとは言えなかった。つまり、堆積粉塵乾重あたりでの重金属の濃度は、わが国とフィリピンとでは差がない結果が得られた。

既報の自然界値⁹⁾との比較で道路脇粉塵中の濃度が極めて高いと考えられるのが、鉛である(表-3の(A)/(D)で、33倍となる)。他にCr(同11倍)、Ni(同7.4倍)、Cu(同6.5倍)、Cd(同6.5倍)、Zn(同6.0倍)などが自然界値に比較して高かった。特に、鉛については、道路脇粉塵の濃度が極めて高いことから、鉛は道路脇粉塵による汚染の良いトレーサーとなることが期待される。実際、マニラ湾の底泥の分析結果では、湾の大部分の地域で鉛濃度は10~15 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ であるのに比較して、都市活動のさかんなパッシング川由来の粒子が堆積していると考えられる地点で最大40 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ の鉛濃度が検出され、また、パッシング川河口では、66 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ の鉛濃度が検出されている¹⁾。一方、雨天時流出水中の鉛の形態は、97%以上を粒子態が占めるとされている⁹⁾。このことから、都市活動起源の粒子状物質による汚染の指標としての鉛の役割が期待される。

3.3 廃棄物処分場浸出水と道路排水の環境への負荷の比較

廃棄物処分場と道路排水の環境への負荷の比較は、廃棄物処分場が、点源であり、処理施設の付加により制御が容易であるのに対して、道路排水は、面源であり制御が困難で、簡単に比較して良いわけではないが、双方とも都市活動に起因する負荷でありその大小関係を知っておくことは重要である。

下水道の雨水幹線のSS(浮遊粒子状物質)測定結果⁹⁾によれば、単位流出降雨量あたりのSSの負荷は、106~4630 $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ となっており、仮に代表値を1000 $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ とすると、SS濃度として100 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となる。また、東京都の調査によれば、高速道路雨水排水のSS負荷として36 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$ を与えており¹⁰⁾、SS濃度として26 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となる。また、道路排水ではないが、大気降下物由来の影響の強い屋根排水のSS測定値としては、10~70 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ が得られている⁹⁾。これらのことから、代表的な道路排水に含まれるSSを50 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と考えて考察を進める。このSSがすべて今回測定道路脇粉塵であったと考えると、環状8号線の道路排水に含まれる鉛濃度は、28 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と予測される。

東京都区部の道路率は、15%であり、一方、東京23区を想定すると15号地、中央防波堤内側および外側の廃棄物処分用地面積合計は、350haであり、区部の面積の0.56%となる。浸出水処理施設による除去を考慮せず、流達率、流出係数も同じであると仮定し、処分場Aの流入水の鉛濃度3.7 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ を浸出水の負荷と仮定すると、道路と浸出水の負荷の比は、200:1となる。一方で、フィリピンでは、マニラ首都圏の道

路率が10%であり¹¹⁾、廃棄物の焼却処理が進んでいないことから東京区部の3倍の面積が廃棄物処理に必要であると考え、浸出水鉛濃度として $17\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、道路脇排水鉛濃度を $29\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ として同様に計算すると、道路と浸出水の負荷の比は、10:1となる。

本計算は、きわめて粗いものであるが、道路脇排水が廃棄物処分場浸出水よりも都市からの排出鉛負荷源として1-2桁大きい寄与をしていることが示された。さらに途上国においては、重金属汚染を考える上で、廃棄物処分場と道路脇粉塵の寄与の差が日本に比べて小さくなることが示された。フィリピンとわが国における道路排水のSS濃度の差、住宅地の道路と幹線道路の差、道路脇粉塵と類似している屋根排水の存在、流達率や流出係数の差など本解析で無視しているが実際には、考慮すべきことは多い。また、放流域への影響で考えると、浸出水は、晴天時も考慮しなければならないが、道路排水は雨天時の短時間の現象であり、浸出水の場合には、溶解性の部分の占める割合が高いのに対し道路排水では粒子状の寄与が大きいなど、汚染の質に差がある。他にも考慮すべきことは数多くあるので、ここでの計算例はあくまでも概算であることを強調しておく。

4. まとめ

水環境への都市活動に由来する重金属の流入経路として廃棄物処分場浸出水と道路脇粉塵とを考え、その濃度レベルをわが国とフィリピンにおいて調査し比較検討した。その結果以下のことがわかった。

1) フィリピンのサンマテオ処分場の調査結果から、浸出水の酸化池法による処理において、重金属の濃度の低減はなく、重金属の濃度変化に対する酸化池の役割は、処理水質の平準化であった。フィリピンの処分場の浸出水の一般水質項目では、有機物濃度が高く、塩分濃度は、塩化物イオン濃度の推定平均値で $830\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とあまり高くなく、わが国の処分場の浸出水との比較では、焼却残さの含有率の低い処分場に水質特徴が類似していた。ビスフェノールAなどの微量有機物の分析結果からもフィリピンの処分場の浸出水は、わが国の処分場と比較すると、焼却残さの含有率の低い処分場に類似していた。

2) 鉛やアンチモンなどは、わが国では、焼却残さ主体の処分場で高くなる傾向があるが、フィリピンの処分場におけるレベルは、わが国の焼却残さ主体の処分場と旧来の処分場の中間の値であった。また、特異的に浸出水中濃度の高い金属として、スズを挙げることができる。

3) 道路脇粉塵には、フィリピンでの計測の平均で鉛が $500\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 程度含まれており、粉塵乾重あたりでは、わが国の環状8号線と同レベルであった。ただし、サンプル数が少ないため詳細は今後の検討が必要である。他の金属についてもわが国の既存の測定例と比較して異常に高い値ではなかった。自然界値と比較して特に濃度の高い元素は鉛であり、都市起源の粒子性成分による水環境底泥の汚染の指標として鉛が有望であることがわかった。

4) 東京23区をモデルとして様々な仮定のもとで重金属の水域への負荷の起源別割合を考えた。浸出水の処理をおこなわず、水環境への鉛の負荷のみを考えると、浸出水による負荷は、道路脇排水による負荷の1/200と計算された。一方で、フィリピンについて同じ計算を行うと、1/10まで計算値の差が縮小することが示された。ただし、この結果は、少数のサンプリングと大胆な仮定に基づいているので詳細は、検討を要する。

謝 辞

本研究は、JSPS拠点大学方式による東京工業大学/フィリピン大学間の学術交流事業による支援および科学研究費基盤研究(B)(2)海外学術調査「マニラ湾・ラグーナ湖及び周辺流域の統合型環境研究プロジェクト推進のための共同調査」(代表: 灘岡和夫) による支援を受けました。また、ICP/MSによる分析については、東京工業大学総合分析支援センターの木口賢紀助手に協力いただいた。

(原稿受付 2002年6月19日)

(原稿受理 2002年9月4日)

参 考 文 献

- 1) 環境庁水質保全局水質管理課(編)(1988)改訂版一底質調査方法とその解説, 日本環境測定分析協会, 東京.
- 2) 山田和哉, 浦瀬太郎, 松尾友矩, 鈴木規之 (1999) 異なる形式の廃棄物処分場の浸出水中の微量有機成分の計測とその浸出水処理過程での挙動, 水環境学会誌, 22, 1, 40-45.
- 3) 馬場和彦, 欧陽通ほか6名 (1995) 微量金属元素から見た最終処分場のリスク管理機能の評価, 廃棄物学会研究発表会講演論文集, 6, 648-650.
- 4) Yasuhara, A., Shiraishi, H., et al. (1997) Determination of organic components in leachates from hazardous waste disposal sites in Japan by gas chromatography - mass spectrometry. *J. of Chromatography A* 774, 321-332.
- 5) Yasuhara, A., Shiraishi, H., et al. (1999) Organic components in leachates from hazardous waste disposal sites. *Waste management and research*, 17, 186-197.
- 6) 浅見輝男 (2001) データで示す一日本土壌の有害金属汚染, アグネ技術センター, p331-335, 東京.
- 7) 鈴木洋介 (2002) マニラ湾底泥に含まれる重金属分布を決定する因子, 東京工業大学土木工学科卒業論文.
- 8) Buffleben, M. S., Zayeed, K., Kimbrough, D., Stenstorm, M. K., and Suffet, H. (2002) Evaluation of urban non-point source runoff of hazardous metals entering Santa Monica Bay, California, *Water Science and Technology*, 45(9), 263-268.
- 9) 國松孝男, 村岡浩爾(1989) 河川汚濁のモデル解析, 技報堂出版, p71-75, 東京.
- 10) 東京都環境保全局水質保全部(2000) 東京都水環境保全計画, p50, 東京都有償刊行物指定44号.
- 11) Moriwaki, N., Palijon, A. M., and Takeuchi, K. (2002) Distribution and structure of urban green spaces in Metro Manila, in "Metro Manila in search of a sustainable future ISBN 971-542-358-2" (Ed. Ohmachi T.), pp.185-198, University of the Philippines press.