

重金属を含む下水汚泥処分の安全性の評価について

京都大学工学部 正員 井上輝輝

1. はじめに

廃水処理して無害化しても、それにより発生した汚泥を適当に処分しなければ、廃水を十分に制御したことにはならない。廃水中の有害物質を大量の濃度の低い部分と、少量の濃度の高い部分(汚泥)に別ける Process が処理(Treatment)であり、発生した濃度の高い部分を人間を含めた環境にならべく害がないように適当に始末するのが処分(Disposal)である。また二者を合わせて廃水の管理(Management)という言葉が使われる¹⁾。従って処理ではいたずらに高い除深率を求めて、処分も考えた処理法を選ぶ必要が生じる²⁾。やがて国で家庭下水として発生する BOD 負荷は、年間 10^3 ton 程度であろうと推定されますが、このうち約 7 割が無処理で環境に放出されており、将来下水道が普及すればますます増加する下水汚泥の処分に困ることになろう。

家庭下水にもとづく下水汚泥の処分は図-1 のようであるが、埋立処分が約 68%、このうち、海面までは海岸埋立と、山間、あるいは場内に埋立る陸地埋立がほぼ同量である。つきが焼却処理で、海洋処分はわずかに 1% にすぎない。筆者は前論文において、水資源濫用にも種々あり、原因物質や影響により大まかに V 型にわけられることを示し、廃棄物を処分するとき、その中の 1 成分、たとえば BOD 物質だけでなく、関連する他の物質の環境への impact も考慮して、処分の安全性を総合的に評価すべきことを示した³⁾。下水汚泥の性状をみると、表-1 のような数値をあげることができるので、これを処分したときの問題となるのは、BOD 物質、リン、窒素などの栄養塩による富栄養化、細菌、ビールス、寄生虫卵による病原菌型汚染 それに重金属などによる化学汚染であろう。下水汚泥中の BOD 物質の環境への影響については、今まですでに多くの報告がなされている^{4), 5)}。リン、窒素などの栄養塩による富栄養化については前論文がある³⁾。病原菌型汚染については、公衆衛生学の方面で一昔前におびただしい数の論文が出たが、現在では抗生物質の発達によりさほど重要な問題ではなくなっている。(しかし、ビールスの影響が判明しないので、フランスでは下水汚泥を畑に散布して農業利用するとき、汚泥と作物が直接触れると根菜類は作らず、トウモロコシなど地上部分にできるものを栽培している。) ここでは、下水汚泥を処分したときの重金属の安全性の評価法について考えてみることにする。重金属の影響評価には、通常、生態学的な食物連鎖の考え方

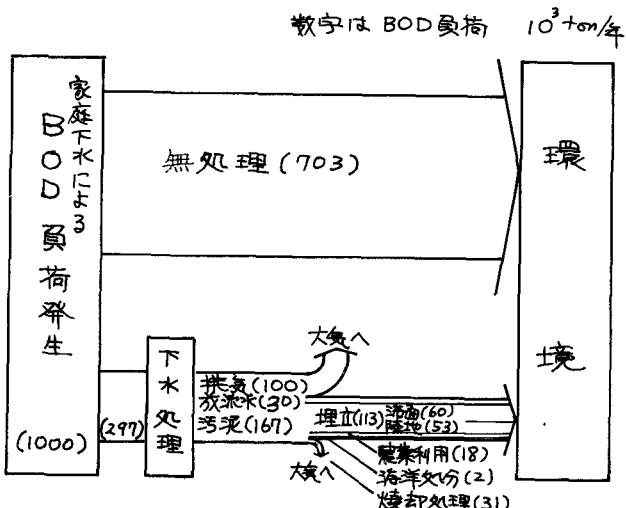


図-1 我国における下水汚泥の処分(家庭下水)

で、これを処分したときの問題となるのは、BOD 物質、リン、窒素などの栄養塩による富栄養化、細菌、ビールス、寄生虫卵による病原菌型汚染 それに重金属などによる化学汚染であろう。下水汚泥中の BOD 物質の環境への影響については、今まですでに多くの報告がなされている^{4), 5)}。リン、窒素などの栄養塩による富栄養化については前論文がある³⁾。病原菌型汚染については、公衆衛生学の方面で一昔前におびただしい数の論文が出たが、現在では抗生物質の発達によりさほど重要な問題ではなくなっている。(しかし、ビールスの影響が判明しないので、フランスでは下水汚泥を畑に散布して農業利用するとき、汚泥と作物が直接触れると根菜類は作らず、トウモロコシなど地上部分にできるものを栽培している。) ここでは、下水汚泥を処分したときの重金属の安全性の評価法について考えてみることにする。重金属の影響評価には、通常、生態学的な食物連鎖の考え方

方がとられる。現在のところ、このような評価を行なうに十分な資料が集積されていようとではなく、まだまだ研究を重ねねばならない点が多いが、一方、環境の重金属濃度などが評価につきがらない形で集積されていくこともあり、ここに不完全ではあるが、あえて評価法を示すことにした。

方法は、処分された汚泥からの重金属の溶出→環境への移行→人間にによる摂取の経路を定量的に追うものであろうが、どのような経路を考えるべきかは処分方法によって異なる。

2. 埋立処分

まず、海面埋立処分について考えてみよう。⁷⁾ 埋立地の造成は、以前は海面を埋立てから護岸を造成していくが、最近は護岸工事をすませてから海面埋立をするようになり、さらに、埋立地内の海水は、表面には気をしてから外海に放出するところも出て来た。これにより埋立の安全性は一段と上昇したものと思われる。

2.1 食物連鎖 埋立に用いられた下水汚泥中の重金属が、人間にに入るまでの連絡は種々のものが考えられ、図-2のようである。これを食物連鎖(Food Chain)、あるいはより複雑な場合食物網(Food Web)とする。主な経路は、汚泥中重金属→海水中に溶解→植物プランクトン→動物プランクトン→小型魚類→大型魚類→人間のほかに、汚泥→海底上→底棲貝類→人間や、汚泥埋立地→地下水⁸⁾→人間、汚泥埋立地→農作物→人間の経路なども考え必要がある。この他にも経路が考えられるが、考え方は同じなので主経路のみについて説明する。また、各種重金属の各々につき、このような検討をすべきであろうか。ここではカドミウム(Cd)を例にとって、その考え方、計算手順、今後の問題点を詳しく述べ、ついで健康項目といわれる他の元素Pb, As, Cr⁶⁺, Hgについても計算結果を明らかにする。

2.2 化学形態 環境中の元素の移行を考える場合、その化学形態が大きく関係する。CdはII族の元素で亜鉛に比較的似た性質を持ち、地球量の 1.5×10^{-7} を占める。融点32°C、沸点

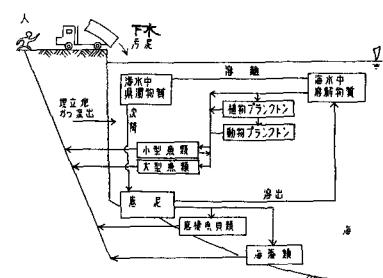
768°Cで、天然には硫化カドミウム鉱(Greenokites, CdS)の形で产出するものが多い。環状性の場合、水に難溶性のCdS(溶解度 3.6×10^{-29} , 18°C⁹⁾)として存在するが、酸素の存在下ではCd²⁺のイオン(Cd(OH)₄)の溶解度 2.4×10^{-8} ¹⁰⁾となる。このため、嫌気状態にある水田ではCdは溶出してないが、水を抜いて耕地を耕作すると土壤が好気的になるため、一度にCdが溶出することが報告されている。¹¹⁾ 25°Cの水中におけるCdのpH-Potential平衡の関係を示すと図-3のようになる。¹⁰⁾ これはCdのみが水中に存在する一成分系の場合であり、他に共存塩が存在すると形が変わってくる。多種元素共存下での平衡関係¹¹⁾や、湖水中での元素の存在形態などの研究¹²⁾があるが、まだ複雑な組成を有する天然における元素の存在形態を明確に示す平衡図は作成されていない。しかし、図-3より大きさがCdの存在形態は推量することができます。

2.3 汚泥中におけるCdの化学形態 下水汚泥中で考えられるCdの形態は

表-1 下水汚泥中の重金属

処理場名	下水挿入方式	生し灰流注	工場排ガスの量	角化の方法	凝集剤添加	Cu	Zn	Cd	Mn	Ni	Fe	Cr	Pb	Hg	As	參考文献
A ₁	分散	ナノ	0	燃焼	有	413	3,286	432	300	672	—	—	—	—	—	(4)
A ₂	合流	ナノ	33	燃焼	有	361	1,262	287	1,407	1,009	—	—	—	—	—	
B	合流	有	10	燃焼	有	293	707	385	—	—	—	—	—	—	—	
C ₁	合流	ナノ	8	ナシ	—	570	555	6	—	465	—	790	119	166	—	—
C ₂	分散	ナシ	0	燃焼	ナシ	179	627	7	—	99	—	50	44	—	—	
D	分散	有	—	燃焼	ナシ	—	3339	—	—	—	—	—	—	—	—	
E	し級のみ	燃焼	—	—	—	156	1,154	50	325	—	13,300	65	135	492	22,800	
F	合流	有	1/2	燃焼	ナシ	13	630	20	—	—	—	20	—	—	—	
G ₁	合流	有	2	燃焼	有	161	2,680	39	95	425	465	—	—	—	—	
G ₂	分散	有	—	燃焼	—	1,082	3,750	413	—	—	—	—	—	—	—	
H	分散	有	12	燃焼	有	345	1,161	341	154	25	8,150	35	75	—	—	
						365	1,303	595	163	20	10,080	20	67	79	—	
						386	1,405	433	161	—	8,520	—	—	—	—	
						+154	1,437	489	—	—	—	—	—	—	—	
						140	3,50	1	72	10,590	71	18	1,2	—	(5)	

図-2 埋立における重金属の移行



- (a) 生体内に生化学的にとりこまれている。
 (b) 汚泥中に存在する粘土鉱物や、生物体表面に吸着されている。

(c) 生物の分解生成物と共に間隙水中に存在する。
 などが考えられる。無酸素状態にある下水汚泥は還元性が強いから、無機物としては CdS の形で鉄、亜鉛などの硫化物と共存するものと考えられるが、一部は有機物の形となり、一部は生物体や粘土鉱物に吸着されているものと推定される。ここでは、汚泥の Cd 濃度を表-1 より 10 ppm として計算に採用することにする。ただし Cd の分析は汚泥を濃硝酸で処理して、含有する Cd のすべてを強制的に溶かさせて定量するので、10 ppm の Cd がいかなる化学型で汚泥中に存在するかは明らかではない。

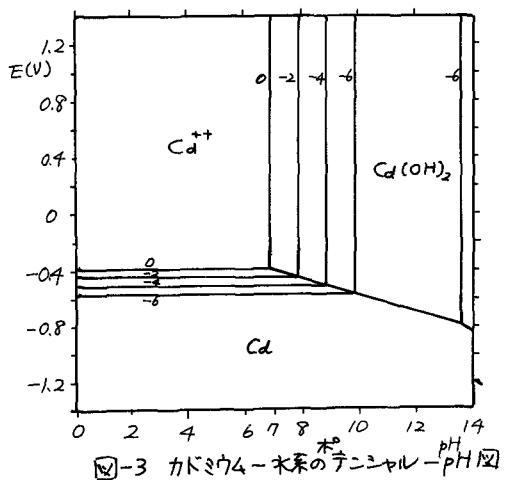


図-3 カドミウム-水素のテニシャル-pH 図

2.4 地下水および海水中への溶出 下水汚泥中の Cd の

環境への溶出は、汚泥を海水中へ投入した場合の海水への溶出と、埋立てが進んだ時まで、埋立土となつた汚泥から地下水への溶出の2つについて考える必要がある。前者の場合、汚泥を海水中に投することによって、海水が数時間、平均濃度 500 ppm に調ると仮定する。汚泥から海水中への金属の溶出は、土木学会下水汚泥処理研究委員会が¹⁴⁾実験を行った結果、溶出は 3 ヶ月時間の振とうでほぼ平衡に達し、溶出率は表-2 のようであつたことを示している。 Cd の溶出率は 2.6% なのでこの数値を用いると、海水中 Cd 濃度は

$$500 \frac{\text{mg 3ヶ月}}{\text{L 海水}} \times 10 \frac{\text{mg Cd}}{\text{kg 汚泥}} \times \frac{\text{kg}}{10^6 \text{mg}} \times 0.026 = 1.3 \times 10^{-4} \text{ ppm}$$

となる。海水中の Cd の溶出は汚泥と海水との接触時間が数時間程度であるから、表-2 のような振とう実験による溶出率が使用可能であるが、埋立てが進んだ時まで、埋立土となつた汚泥からの金属の溶出を推定するのに、表-2 の値は使用できない。この場合は、かなり長期間にわたる溶出を考えねばならず。また、

汚泥中の有機物は分解されるので、有機物の形であった Cd は無機化するものと考えられる。ここでは安全側にとって、含有される Cd はすべて溶出するものとする。埋立土の最終含水率を 50% とすると、Cd の間隙水中濃度は空隙率を 33% としたとき 1.5 ppm となるものと推定される。

2.5 海産物への濃縮 海産物は海水中的微量元素を、ある一定比率でとり込む。これを評価するのに濃縮係数 (Concentration Factor) が使用される。濃縮係数 C.F. は

$$C.F. = \frac{\text{海産物のある元素の濃度 (湿重当り)}}{\text{環境水(海水)中のその元素の濃度}}$$

で定義される。C.F. は主として海産物の種類と元素により定まる定数で、各元素についての値は Polikarpov の書¹⁵⁾にくわいい。檜山、清水¹⁶⁾は水槽に種々の海産物を飼育し、Tracer として放射性の ^{115}Cd を与えて、濃縮係数を表-3 のように求めている。しかし、重金属元素の濃縮係数を調査した寺島 春¹⁷⁾によれば、Cd は蓄積毒であり、動物については内臓における濃縮が大きいこと、トレーサー実験による場合は濃縮が平衡に達しないものが多く、安定元素の化学分析による場合に比べて相当低い C.F. を示すことが注目されると言べていい。檜山¹⁸⁾の示した安定同位元素の分析より求めた C.F. が表-4 である。このように濃縮係数は測定方法等によ

表-2 濃縮汚泥からの各金属の溶出率

元素	Zn	Cu	Pb	Cd	As	Hg
溶出率(%)	5.1	9.2	0.2	2.6	4.9	$\approx 0^*$

* 直接法では検出できなかつた。

* 説明 14) より

リ極めてバラツキの大きいものであり、どの数値をとれば良いのか迷うが、数週間以内の短期的影響の許容には 20 μg と、また年オーダーの長期的影響の許容は、甲殻類の内蔵の最大値 2500 を採用する。

2.6. Cd の人体許容量 生活環境にかかる環境基準として、Cd の濃度は 0.01 ppm、また水産用水基準は 0.03 ppm をあげている。(しかし、その基準は、飲料水の基準を準用したものであり、食物連鎖の考え方からすれば必ずしも安全であるとは云えない。山県、重松¹⁹⁾は Cd 中毒といわれるイタイイタイ病を起した神通川の婦中町附近で、流域内では Cd は検出限界の 0.0001 ppm 以上はほとんど検出されなかつたと述べている。

Cd は表-5、表-6 に示すように、人体中に約 30 mg あり、腎臓に比較的集中している。重松¹⁹⁾は日本人の平均食の Cd を表-7 のように分析して、健康人は平均 1 日 60 μg の Cd を摂取しており、一方、婦中町では平均 600 μg Cd/人・日 を摂取していると思われる。FAO-WHO の合同専門委員会²⁰⁾は腎臓の Cd 濃度が 200 mg/kg をこえると腎障害が起る可能性があるので、これを許容基準とし、Cd の腸管吸収率、排泄率より逆算して、1 回の許容摂取量を 400 ~ 500 μg とすべきことを提案している。また、横橋等も同様の研究を行い、腎臓の Cd 濃度が 200 ppm になるとみには、1 日 200 μg の Cd の摂取とされることを示した。FAO-

WHO の提案した数値を用いれば 1 日許容量は約 70 $\mu\text{g}/\text{人}\cdot\text{日}$ となるが、Cd は米中に多く含まれるので²¹⁾ 許容量のうち、下水汚泥の割合に対する割当をその 1/6 とし、部分許容量を 7 $\mu\text{g}/\text{人}\cdot\text{日}$ とておく。

表-6 標準人の臓器中の Cd

体組織	$\mu\text{g Cd/g}$
腎臓	32
肝臓	2.44
脾臓	1.2
肺	0.7

文献 23) より

表-5 標準人の全身の組成

元素	重量 %	70 kg の人の平均組成量 (g)
O	65.0	45,500
C	18.0	12,600
H	10.0	7,000
N	3.0	2,100
Ca	1.5	1,050
P	1.0	700
S	0.25	175
K	0.2	140
Na	0.15	105
Cl	0.15	105
Mg	0.05	35
Pb	1.1×10^{-4}	0.08
Cd	4.3×10^{-5}	0.03
As	$< 1.4 \times 10^{-4}$	< 0.1
Cr	$< 8.6 \times 10^{-6}$	< 0.006

文献 23) より

表-3 海洋生物による Cd の濃縮係数-1

種類	濃縮係数	濃縮係数に達するまでの時間 (日)
藻類		
Ulva pertusa (アオサ)	11	4
軟体動物		
Venerupis philippinarum (アサリ)		
外 売 膜	58	8
脚 筋	> 100	3
内 脳 腸	8.3	3
他の内臓	52	3
貝 殼	> 3	
甲殻類		
Leander sp. (スジエビ)		
内 腸	> 250	
筋 肉	0.38	1
甲 殼	> 25	
棘皮動物		
Strongylocentrotus pulcherrimus (ウニ)		
胃 管	110	1.5
墨 丸	> 8	
墨 盆	> 3	
外 腹	> 10	
魚		
Chambychthys gulosus (ドロメ)		
内 腸	> 10	
腸 管	> 6	
鰓 皮	11	6
齒 牙	0.92	6
脊 椎	0.80	5
筋 肉	0.22	3
頭 頸	0.16	4
ヒレ	0.96	9

115 μg のトレーサー実験で得られた値 文献 16) より

表-4 海洋生物による Cd の濃縮係数-2

生物	濃縮係数
藻類	
緑藻	500 ~ 1500
褐藻	200 ~ 3600
紅藻	600 ~ 1500
軟体動物	
筋 肉	5000 ~ 10000
内 腸	$2 \sim 6 \times 10^5$
殼	10 ~ 100
甲殻類	
内 腸	250 ~ 2500
きよく皮動物	
生駒貝	400 ~ 700
消化管	2000 ~ 2500

対象元素の化学分析によって得られた値
文献 18) より

2.7 海水の塩りによる Cd の摂取量の増加 下水汚泥を海水中に投げると海水中の Cd 濃度が $1.3 \times 10^{-9} \text{ ppm}$ だけ増大する(2.4 参照)。この Cd 濃度は一日中常に吸着、沈殿等により低下すると考えられるので、濃縮係数は 20 にとる(2.5 参照)。日本人は一人一日約 200g の海産物を食べるから、海水の塩りにともなく Cd 摂取量の増加は

$$1.3 \times 10^{-9} \frac{\text{mg Cd}}{\text{ml 海水}} \times 20 \frac{\text{ml 海水}}{\text{g 海産物}} \times 200 \frac{\text{g 海産物}}{\text{人・日}} = 0.52 \frac{\text{mg Cd}}{\text{人・日}}$$

であると推定される。

2.8 地下水の塩分にともなく Cd 摂取量の増加 埋立地の地下水は最大限 15 ppm の Cd を含む。埋立地を $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ の正方形として、その一辺で陸地につながるとする。我が国の降雨量は約 1500 mm/年 このうち、1 ~ 3% が地下渗透するが、ここでは降雨量の 2% が地下に入るとする。埋立地から海へ入る地下水量は

$$10^3 \text{ m} \times 10^3 \text{ m} \times 1.5 \times 10^{-3} \frac{1}{365} = 0.0082 \text{ m}^3/\text{日}$$

1 日約 8m にすぎない。海水中に護岸沿いに岸から 10^m の範囲を考え、前面水深を 10 m とし、護岸に平行に 1 cm/sec ($= 864 \text{ m/day}$) の海水の流れがあるとするとき、この間の平均 Cd 濃度増加量は

$$\frac{15 \frac{\text{mg Cd}}{\text{m}^3} \times \frac{0.0082 \text{ m}^3/\text{日}}{3}}{10^m \times 10^m \times 864 \text{ m/day}} = 4.8 \times 10^{-7} \text{ ppm}$$

この汚染は長期にわたって続くから、濃縮係数を 1.2500 とすると、地下水の塩分にともなく Cd 摂取量の増加は

$$4.8 \times 10^{-7} \frac{\text{mg Cd}}{\text{m}^3/\text{海水}} \times 2500 \frac{\text{ml 海水}}{\text{g 海産物}} \times 200 \frac{\text{g 海産物}}{\text{人・日}} = 0.24 \frac{\text{mg}}{\text{人・日}}$$

2.9 安全性の評価 2.7 と 2.8 の結果を加え合わせると、10 ppm の Cd を含む下水汚泥の埋立にともなく Cd 摂取量の増加は、対照とする海城からの海産物を 100% 摂取する人に対してても

$$0.52 + 0.24 = 0.76 \text{ mg}/\text{人・日}$$

となり、部分許容量 $2 \text{ mg}/\text{人・日}$ を越えない。しかし、Cd の濃度がもう 1 所上で 100 ppm とすれば、部分許容量を越すことになる。

2.10 その他の場合 すでに与えられた試験がついたので、その他の場合は他の機会に発表したいと考えるが、海洋部分の場合は²⁴⁾ 山側埋立の場合²⁵⁾について拙論文があろので、参考されたい。

3.まとめ

重金属を含む下水汚泥を海面埋立処分した場合の安全性の評価の方法を、Cd について述べた。このように考慮により重金属を含む下水汚泥の処分の安全性の評価ができるのであれば、それに従って資料を集めることで有用である。たとえば環境水と底泥の重金属を引いて測定したり、濃縮係数を測定する場合、水質測定をしなかつたりすれば、折角の資料を尚未有効に生かすことは困難となる。こういった意味から本論文では考え方を示したものであって、得られた値を直接用いて環境基準や下水汚泥中の重金属許容濃度を定めようとするものであり。計

表-7 食物中のカドミウム

分類	食 物	採取場所	Cd ppm/fresh
穀類	精白米	全 国	0.07
野 菜	麦	北 陸	0.040~0.055
	白菜	北 陸	0.022
	キャベツ	"	0.012
	大根	"	0.017
	玉ねぎ	北海道	0.003
	馬鈴薯	"	0.041
	ネギ	北 陸	0.018
	法蓮草	関 東	0.095
果 物	人参	中 部	0.050
	リンゴ(デリシャス)	東 北	0.004
	〃(光玉)	"	0.002
肉と卵	ミカン	九 州	0.002
	牛肉	不 明	0.052
	肝臓	関 東	0.22
	豚肉	北 陸	0.032
	肝臓	"	0.080
	ニワトリ	不 明	0.052
	肝臓	"	0.53
	モツ	"	0.20
魚 類	Sourrel	北 陸	0.015
	内臓	"	0.14
	タイ	"	0.015
	内臓	"	0.14
	タラ	"	0.027
	スルメ	山 陰	0.12
	肝臓	"	94.0
	モンイカ(乾燥)	アフリカ	0.18
	肝臓	"	110
	タコ	北 陸	<0.01
	肝臓	"	25
	ハマグリ	関 東	0.16
	カキ	北 陸	0.85
	アワビ	関 西	0.27
	マンゴノ貝	北海道	0.034
	シジミ	山 陰	0.38
	バイ	北 陸	0.19
	肝臓	"	92~140
	カニ肉	山 陰	0.076~0.14
	ウニ	東 北	0.076
	ノリ(乾燥)	不 明	0.12
調味料	コンブ	北 陸	0.10
	ミソ	北 信 越	0.084
	ショウユ	不 明	0.024
	"	"	0.031
水 酸	ハマグリ佃煮	関 西	0.81
加工物	"	四 国	0.84
	イカシオカラ	中 部	0.25
	"	関 東	0.96
	"	北 陸	0.15
	イカクロズクリ	"	2.56
	"	"	2.00
	"	"	5.00
	カツオシオカラ	関 東	1.14
	コノワタ	北 陸	0.076

文献 (9) より

論には実に多くの仮定を用いており、また資料も十分とはいえないことを著者は良く承知している。くわしい資料の存在について御教示いただければ幸である。かく、用いた仮定の妥当性の検討については、本論文では既報の関係で省略せざるを得なかつたが、前論文⁷⁾で行つてゐるので、参考にしていただきたい。

参考文献

- 1) 井上 賴輝 放射性廃棄物の処理・処分、土木学会誌 57巻 2号、41~46頁、昭和47年2月
- 2) 和彌嘉樹 廃棄のための除染、保健物理 6巻2号 101~102頁、昭和46年6月
- 3) 井上 賴輝 銀河系富栄養化のモデルについて—人間活動と栄養塩等生機構—土木学会 第二回環境問題シンポジウム講演集、昭和49年8月 土木学会
- 4) 土木学会衛生工学委員会、下水汚泥の処理処分小委員会、下水汚泥の処理・処分に関する研究報告書、昭和43, 44, 45, 46, 47年版 土木学会
- 5) 神山桂一、寺町和宏、坂元裕 活性汚泥中の重金属による汚染—考察、一汚泥のバックグラウンドについて— 土木学会 29回年講 II-242 昭和49年10月
- 6) 環境衛生内閣研究会、産業廃棄物の処理計画、昭和46年4月
- 7) 井上 賴輝 重金属を含む汚泥による埋立の安全性について(処分の研究一2) 处理技術 13巻8号 17~25頁、昭和47年8月
- 8) Handbook of Chemistry and Physics, 40th ed., Chemical Rubber Publishing Co., (1960)
- 9) 斎上一郎 重金属等による農作物の障害と判定、昭和45年東京公害対策研究会テキスト、公害对策セミナー、昭和45年7月
- 10) E. Deltombo et al, "Cadmium" in Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions, Pergamon Press (1966)
- 11) Berner, R.A. Principles of Chemical Sedimentology, McGraw-Hill (1971)
- 12) Stumm, W. and Morgan, J.J., Aquatic Chemistry, Wiley Interscience, 1970
- 13) Gardiner, J. "The Chemistry of Cadmium in Natural Water," Water Research, Vol 8, No.1, pp23-30 (1974)
- 14) 文献'4) 昭和47年版 88頁
- 15) Polikarpov, G.G., Radioecology of Aquatic Organisms, North Holland Pub. Co., 1966
- 16) Hiyama Y. and Shimidsu M "On the Concentration Factors of Radioactive Cs, Cr, Cd, Zn and Ce in Marine Organisms, Records of Oceanographic Works in Japan, Vol. 7, No.2 (1964)
- 17) 寺島 泰 重金属元素の栽培保育に関する文献調査、昭和44年度厚生省公害調査研究報告書、III-5~III-26頁 昭和45年3月
- 18) 松山義夫 水産生物の放射能汚染、原子力工業 10巻 7号、10頁
- 19) 山県 登、重松透造 カドミウムによる環境汚染の展望、日本公衆衛生協会、昭和45年8月
- 20) FAO·WHO "Evaluation of Certain Food Additives and the Contaminants Hg, Pb, Cd" (1972)
- 21) 横橋五郎、鈴木庄亮、松原純子、生体を中心としたCdのダイナミックス、人間生存と自然環境Ⅱ、120~140頁、昭和48年 東大出版会
- 22) 浅見輝男 玄米中のCd濃度の許容基準10ppm の検討 日本の科学者 44号、35~39頁、昭和46年 (その2) 同 9巻 8号、39~43頁、昭和49年8月
- 23) Tipton, I.H. et al, Spectrographic Analysis of the Tissues from Autopsies, AEC Report ORNL-CF-54-12-66 (1954)
- 24) 井上 賴輝 重金属を含む汚泥の遠洋処分の安全性について(処分の研究-4) 处理技術 15巻8号、23~28頁、昭和49年8月
- 25) 井上 賴輝・赤木文行、山内都への都市廃棄物埋立による地下水の汚染について、処理技術 14巻8号 21~32頁、昭和48年8月