

成蹊大学
博士(工学)学位論文

都市ごみ焼却処理を中心とした経済発展
に伴うエネルギー・環境問題に関する
実証分析

2011年 3 月

成蹊大学大学院工学研究科応用化学専攻
プロセスシステム研究室

博士後期課程 D083302
張 文卿

目次

本論文の概要と構成	i
第一部 序論 エネルギー・環境問題を引き起こす背景	
第一章 高度経済成長下における輸出の役割	1
1 はじめに	
2 経済成長への純輸出の寄与	
2.1 日本の高度経済成長期における純輸出の寄与率	
2.2 中国における純輸出の寄与	
3 中国輸出の特徴	
3.1 中国の貿易依存度の動向	
3.2 貿易構造の変化	
3.3 外資系企業の活躍	
3.4 利益なき繁忙	
3.5 輸入の急拡大	
3.6 貿易赤字に転落の懸念	
4 貿易摩擦とその対応	
4.1 中国の双子の黒字	
4.2 人民元切り上げの圧力	
4.3 貿易摩擦への対応	
5 おわりに	
注	
参考文献	
第二章 高度経済成長下における貯蓄と投資の特徴	14
1 はじめに	
2 日本の高度経済成長期における貯蓄と投資の特徴	
2.1 旺盛な民間投資	
2.2 高い投資率の源泉	
2.3 高い貯蓄率の役割	
3 中国における貯蓄と投資の特徴	
3.1 個人貯蓄率が高い要因	
3.2 高い貯蓄率の問題点	
4 日本と中国との投資効率の比較	
4.1 「一般論的」資本係数の比較	
4.2 「一般論的」資本係数の比較に関する検証	
4.3 新たな限界資本係数の比較	
4.4 キャッチアップ効果	
4.5 エネルギー・資源の超過投入	
5 中国における投資の動向	
5.1 「下請け工場」から産業高度化への転換	
5.2 投資主導から消費主導への経済構造の転換	
5.3 金融システムの改革	
6 おわりに	

注

参考文献

第二部 エネルギー・環境問題の展開と中国におけるごみ焼却処理の現

第三章 高度経済成長下におけるエネルギー消費効率および技術移転の役割

31

1 はじめに

2 原油価格高騰を招く要因

2.1 中国の石油需要の増大

2.2 石油供給余力の低下

2.3 投資マネーの介入

2.4 大きい産油国の地政学リスク

3 中国・日本のエネルギー需給の相違と問題点

3.1 需要面において

3.2 エネルギーの安定供給と消費効率化面の問題点

4 中国のエネルギー需給の動向

4.1 “電力不足”の要因

4.2 石炭需要の増加の要因

4.2.1 石炭に依存する火力発電

4.2.2 中国における鉄鋼産業の拡大

4.2.3 先進諸国のエネルギー多消費型産業のシフト

4.2.4 石炭供給面の課題

4.3 石油需要の動向

5 エネルギーに関わる技術移転の役割

5.1 火力発電技術の役割

5.2 新エネルギー資源開発における技術の役割

5.2.1 太陽光熱エネルギーの開発

5.2.2 バイオマス技術の発展

5.2.3 原子力発電の技術の役割

5.3 先行事例から見る技術移転の役割

5.3.1 山東省黄台石炭火力発電所への技術導入の効果

5.3.2 石炭からのガソリンや軽油製造技術の中国への移転

5.3.3 コークス乾式消火設備(CDQ)の中国への移転

5.3.4 ごみ発電技術の中国への移転

5.4 技術移転先である中国の役割

6. おわりに

参考文献

第四章 中国におけるごみ焼却発電の特徴に関する予備的考察

52

1 はじめに

2 ごみ問題の流れ

3 中国のごみ発電事業拡大の背景

4 中国におけるごみの特徴

5 中国におけるごみ焼却発電効率が高い要因

5.1 ごみ発電効率の試算

5.2 ごみ発電効率が日本より高い要因

- 5.3 中国の石炭添加率の推算
- 6 ごみ焼却発電における石炭過剰添加の是正
 - 6.1 政策の修正
 - 6.2 ごみ発電に関する中国への提言—石炭添加に代わるプラスチックごみの添加
- 7 日本における不適切なごみ再利用方式の例—RDF の製造
 - 7.1 RDF 製造プロセス
 - 7.2 RDF の特徴
 - 7.3 RDF 失敗の例
- 8 中国におけるごみ処理の動向
- 9 終わりに
- 注
- 参考文献

第三部 プラスチックゴミ混合焼却に関する環境工学的的手法による研究

第五章 既存設備を用いたプラスチックごみ混合焼却試験時のダイオキシン類等の有害ガス生成挙動—武蔵野市におけるケーススタディー 67

- 1 はじめに
- 2 既存焼却装置の概要
- 3 試験
 - 3.1 投入ごみ
 - 3.2 灰
 - 3.3 ガス
- 4 試験結果
 - 4.1 投入ごみ質の分析結果
 - 4.2 ダイオキシン濃度の測定
 - 4.3 その他の排出ガス濃度と炉温の測定結果
 - 4.3.1 一酸化炭素
 - 4.3.2 炉温のコントロール
 - 4.3.3 窒素酸化物
 - 4.3.4 塩化水素
 - 4.3.5 硫黄酸化物および排水
- 5 考察
 - 5.1 ダイオキシン発生の抑制
 - 5.2 バグフィルタの役割
- 6 おわりに
- 参考文献

第六章 既存焼却施設における廃プラ混合焼却開始後のダイオキシン類の挙動 81

- 1 はじめに
- 2 排出物中のダイオキシン類濃度の長期変化
 - 2.1 煙突からの排出ガス中のダイオキシン類濃度
 - 2.2 焼却灰等の中のダイオキシン類濃度
- 3 ガス流路中濃度測定結果と考察
 - 3.1 集塵器入口のダイオキシン類の濃度

- 3.2 集塵器出口でのダイオキシン類濃度
- 4 施設改善後にみられた新たな問題点
 - 4.1 排ガス流出に伴うダイオキシンの挙動
 - 4.2 排ガス流出に伴うダイオキシンの挙動(バグフィルタ設置後の詳細)
 - 4.3 新たな問題点に関する考察
- 5 おわりに
- 参考文献

第四部 都市ごみ焼却灰・飛灰からの重金属溶出

第七章 都市ごみ焼却飛灰からの酸浸出における主要・微量元素の溶出・析出が浸出挙動に及ぼす影響 93

- 1 はじめに
- 2 試料と実験方法
 - 2.1 試料と試薬
 - 2.2 実験装置と方法
 - 2.3 試料の採取と分析
- 3 結果と考察
 - 3.1 飛灰中の元素量に関する実験結果
 - 3.2 浸出液のカラム透過後の pH の変化
 - 3.3 透過速度の変化
 - 3.4 pH と流出速度の変化のまとめと考察
 - 3.5 Na と Ca の溶出特性と pH 変化への影響
 - 3.6 Al, Zn, Fe の溶出析出特性と浸出透過速度に対する影響
 - 3.7 SEM 写真から考察する飛灰の主要元素の溶出性
- 4 おわりに
- 参考文献

第八章 焼却飛灰からの有害重金属類の溶出と環境に対する影響についての考察 108

- 1 はじめに
- 2 試験における有害重金属の溶出挙動
 - 2.1 Pb の特性・用途, 溶出特性と環境影響
 - 2.2 Cd の特性・用途, 溶出特性と環境影響
 - 2.3 As の特性・用途, 溶出特性と環境影響
 - 2.4 Cr の特性・用途, 溶出特性と環境影響
 - 2.5 Se の特性・用途, 溶出特性と環境影響
 - 2.6 Mo の特性・用途, 溶出特性と環境影響
 - 2.7 Hg の特性・用途, 溶出特性と環境影響
 - 2.8 B の特性・用途, 溶出特性と環境影響
- 3 おわりに
- 参考文献

第五部 結論

- 第九章 まとめと展望 134
- 謝辞 137
- 研究業績 138

本論文の概要と構成

本論文では、日本をかわきりに、アジア諸国で次々とおこりつつある高度経済成長がもたらすエネルギー・環境問題への影響を、特に近年(1978年末から)の中国の高度経済成長の背景と発展要因を、実際中国に先立つこと約20-25年前に高度経済成長を経験した日本のたどった道と比較することにより、将来予測をも含めてまず行っている。その結果を踏まえ、今後中国をはじめとする諸国では、工業化によってもたらされた大量生産が、民生レベルでの大量流通、大量消費に向かうであろうことを予見すると共に、これに伴うエネルギー・環境問題も異なる側面を迎えるであろうことを示唆している。実際日本では、現在中国が直面している「公害問題」はすでにほとんど沈静化しており、極言すれば地球環境問題とごみ問題とが残された環境問題となっているともいえる。このような観点からも今後中国でのエネルギー資源消費は運輸そして民生へと向かい、その結果としての大量廃棄があらたな環境問題であるごみ問題を深刻化させるであろうことを予想している。

本論文では、このような観点から、第一部として経済発展の特徴として、輸出、貯蓄と投資、エネルギーの投入による環境への影響を議論している。第二部では、経済成長に伴うごみ処理問題の位置づけを検討している。これらの議論に基づき、日本におけるごみ処理とそれに伴う環境問題に関する先進事例の研究の必要性が浮き彫りにされている。

このような背景に基づき、第三部では、日本の高度経済成長期後に運転開始されたごみ焼却場における環境問題への取り組み、特に非常に大きな問題であったプラスチックごみを混焼した際のダイオキシン発生抑制に関する検討を、化学工学・環境工学の視点から考察分析を行っている。さらに第四部では、もう一つの重要な環境側面である焼却灰からの微量(有害)元素溶出に関する実験的検討を行い、その際にみられる特異な現象の解明を行っている。

最後に第五部では、中国における環境の現状を把握したうえで、経済のグローバル化を背景に、他の途上国の現在と将来におけるごみ処理への対応について、今後の課題について議論している。

本論文は具体的には、以下のように構成されている。

第一部は、第一章と第二章とで構成され、序論として、中国における経済成長の特徴についての分析を行ったこれまでの経済分野での研究の結果を述べるとともに、本論文の課題、研究の構成、研究の方法などを明らかにしている。

第一章は、「高度経済成長下における輸出の役割」と題し、中国の高度経済成長下における輸出の位置づけを明らかにしている。純輸出の経済成長への「寄与」、輸出に占める多国籍企業と外国直接投資の割合、貯蓄率の動向等と輸出の副作用について検討し、また、貿易黒字の拡大は、外国からの人民元切り上げ圧力などを誘発し、その結果、輸出主導型の高度成長は続けられなくなるリスクがあり、内需主導型の成長に転換すべきであることを指摘している。

第二章は、「高度経済成長下における貯蓄と投資の特徴」と題し、中国における経済成長の最も重要な要素である貯蓄と投資の特徴を分析している。中国のこれ

までの成長は技術革新などによる生産性の向上や国内消費の拡大に先導されたものではなく、それは外資導入による輸出の拡大と、固定資産投資の増大、およびエネルギーの超過投入に依存したものであるという指摘を検証し、さらに、エネルギー消費大国での目覚ましい高度経済成長に伴い、環境問題が深刻な状況になることは投資効率が劣化する一因と考えられるとしている。

第二部は、第三章と第四章とで構成され、「エネルギー・環境問題の展開と中国におけるごみ焼却処理の現状」と題し、経済の成長に伴うエネルギー・需給の特徴、また、生産と消費により環境にもたらされる負荷を分析している。

第三章は、「高度経済成長下におけるエネルギー消費効率および技術移転の役割」と題し、高度経済成長下における現在の中国のエネルギー問題について、今日の原油価格高騰を招く要因、中国・日本のエネルギー需給の相違と問題点、中国のエネルギー需給の動向、エネルギーに関する技術の変化および日中協力への展望などの分析を通じて、考察を行っている。さらに、環境共同体としての日中間での技術移転の役割が重要であることを指摘している。

第四章は、「中国におけるごみ焼却発電の特徴に関する予備的考察」と題し、大量生産、大量流通、大量廃棄を背景に生み出されたごみの問題に着目し、中国のごみ処理方法についてごみ発電を取り上げ、中国ごみの排出の現状、特徴またその処理方法の分析を行なっている。さらに、ごみ発電における問題点を、日本と比較した上で、政策上の対応の違いを明らかにしている。

第三部は、第五章と第六章とで構成され、「プラスチックごみ混合焼却に関する環境工学的的手法による研究」と題し、プラスチックごみを燃やした際のダイオキシン類の生成の制御手法を概説すると共に、実際の焼却炉におけるプラスチックごみ混焼試験および実混焼以降のデータを基つき、ごみ焼却におけるダイオキシン類有害ガスの生成動向を解明している。

第五章は、「既存設備を用いたプラスチックごみ混合焼却試験時のダイオキシン類等の有害ガス生成挙動—武蔵野市におけるケーススタディー」と題し、世界における先端技術事例として日本のプラスチックごみ処理技術について取り上げている。武蔵野市クリーンセンターでの混合試験焼却によるダイオキシン類などの有害ガス発生挙動を計測した結果を報告した上で、実操業時における有害ガスの抑制方法を解析している。これにより、大規模新設施設はもちろんのこと、武蔵野市のような中等規模の既存施設でも、バグフィルターへの転換など十分なダイオキシン対策を施した後であれば、プラスチックごみを混焼しても、ダイオキシン類の発生抑制は十分可能であることを示している。さらにプラスチックごみの高い発熱量は廃熱として回収利用できることから、中国では「白色汚染」と称されるプラスチックごみ汚染の解決方法として現在の中国におけるごみ発電に用いる助燃用石炭をこれにより代替しうることも示唆している。しかしながら、バグフィルター通過後より煙突出口の方が高いダイオキシン濃度を示しており、この疑問点の解明は次章に譲られている。

第六章は、「既存焼却施設における廃プラ混合焼却開始後のダイオキシン類の挙動」と題し、廃プラを焼却することにより、特に中小規模の焼却施設で焼却した際の問題点を、武蔵野市クリーンセンターの長期的な焼却経験に基づき、ストーカ式、中小規模の既存焼却施設のダイオキシン類の排出挙動の解析を行っている。

プラスチックごみ焼却前後のダイオキシン類の測定データを比較分析し、煙突出口のダイオキシンの排出濃度はごみ質の変化とは明確な関係がないと結論した。さらに、第五章で指摘した疑問点は、バグフィルター直後の濃度は低いまま推移したが、煙突出口ではその後徐々に減少し、ついにこの1-2年にはバグフィルター出口程度まで減少したことから、以下が原因であると推定している。すなわち、特にバグフィルターに変更後、ダイオキシン濃度が急激に削減されたため、以前の高濃度排出時のダイオキシン類が停滞部に蓄積し、再放出されたため排出濃度がなかなか下がらなかったのではないかとしている。また、物質収支からもこの量は妥当であるとしている。このような現象は、今後他の市町村の炉でも、みられるようになる可能性があるとしている。

第四部「都市ごみ焼却灰・飛灰からの重金属溶出」と題し、第七章と第八章とで構成され、ごみ焼却灰(飛灰)からの主要・微量元素および微量有害元素の溶出挙動を分析している。

第七章は「都市ごみ焼却飛灰からの酸浸出における主要・微量元素の溶出・析出が浸出挙動に及ぼす影響」と題し、ごみ焼却灰・飛灰のカラム溶出試験を行い、ごみの焼却灰からの主要・微量元素の溶出挙動を解析した結果を述べている。カラム溶出試験では、溶出速度が一度低下し、溶出濃度とともに低く保たれる期間が長く続いた後、突然急激な pH の低下と溶出速度の増大が始まるとの現象が何度か再現された。このような現象は、Ca の溶出により層上部から下部に向けて pH が上昇してゆく過程で、Al, Fe, あるいは Zn といった元素が層上部で溶出後層下部で流路中に析出し、このことで溶出速度が低下するが、Ca がすべて溶出した後に層下部でも pH が低下し始めるとこれらの元素も溶出を始め、その結果、突然急激な溶出速度の増大と pH の低下がおこると説明された。この現象は、埋立地での浸透性が突然変化する可能性を示唆しており、次章の検討とあわせて微量重金属の溶出性の長期変動を考察する必要がある。

第八章は「焼却飛灰からの有害重金属類の溶出と環境に対する影響についての考察」と題し、第七章に続き、ごみ焼却飛灰中に存在する Pb, Cd などの有害重金属元素溶出挙動およびそれらの元素が環境に与える影響を考察している。各々の溶出性試験の結果によると、Pb は本試験で扱う元素の中では最も飛灰中の含有率が高く、両性金属であることが顕著に見られる溶出挙動を示した。Cd は「アルカリ性水溶液には不溶」という性質を検証した上で、水にも溶けやすい物質であることが推測される。As は中性でも溶出性を示し水にも溶出するものと考えられる。Cr, Mo, Se は酸性度にはあまり影響されず、いずれの条件でも溶出しにくいと考えられる。なお、Hg は含有量も低く溶出濃度が定量限界以上の濃度にいたらなかった可能性がある。本結果は日本での一般的な中規模ストーカー炉からの飛灰に対するものであったが、世界特に今後さらに問題が顕在化する可能性がある途上国では、規模・条件も異なるプロセスも多く用いられており、これらからの排出灰に対する同様の試験も必要と提言している。それぞれの元素に注目した対策も以下のように提案されるが、実際の灰への適用については経済性なども含めた検討が必要となろう。たとえば Pb のような明らかな両性金属の場合、ごみ焼却灰のアルカリ性元素の溶出を利用し一部分を除去、その後は酸性溶液で除去する。Cd, As は水洗による。Cr, Se, Mo などはむしろ安定化剤の添加が必要である。

以上第七章と第八章との結果をあわせて考えると、長期間埋め立て場所からの重金属の溶出がみられていない場所でも、酸性雨や酸性の地下水の浸透により、突然急激な微量重金属の溶出が始まる可能性が、すべてではないものの多くの元素について示唆される。

第五部は「結論」と題し、第九章「総括」では以上の結果考察をまとめるとともに、今後の展望を述べている。

第一部 序論

エネルギー・

環境問題を引き起こす背景」

第一章 高度経済成長下における輸出の役割についての考察

Chapter 1 Consideration of Role of Export under High Economic Growth

1 はじめに

1980年改革開放以後の30年間、中国の実質GDPの伸び率は、ほとんどが二桁に近い線を上下しながら年平均9.9%の高い伸び率で推移している。2010年の名目GDPは5.8兆ドルを超え、対前年比伸び率が10.3%に達した。この結果、日本は1968年から守り続けていた世界第2位の座を明け渡すことが確実な情勢であった。

中国経済の目覚ましい成長の要因の一つとして、改革開放による国際貿易の伸長がある。中国における現在の貿易総額は、1978年の「改革・開放政策」に転換してから28年間に、40倍を超える規模となっている。2005年の貿易総額（輸出額と輸入額の合計）は、約1.4兆ドルで、日本の貿易総額を追い越し、米国、ドイツに次ぐ世界第三位となった。特に1987年から実施した輸出指向戦略、および為替レートの切下げによって、輸出が急激に増えた。これにより多くの年次で経常収支は黒字化し、貿易依存度は上昇の一途をたどった。1980年代における貿易依存度は20%に過ぎないが、2003年に50%を突破、2004年におけるそれは67%程度へと大幅上昇し、2005年には70%を突破した。

本章では中国の高度経済成長下における輸出の役割を検証する。本章は純輸出の経済成長への「寄与」、輸出に占める多国籍企業と外国直接投資の割合、貯蓄率の動向等と輸出の副作用を検討する。その上で、純輸出は中国の経済成長の主役ではなかったが、輸出は経済の牽引役であったことを論証する。また、貿易黒字の拡大は、外国からの人民元切り上げ圧力などを誘発し、その結果、輸出主導型の高度成長は続けられなくなるリスクがあり、内需主導型の成長に転換すべきであることを指摘する。もう一方、中国による資源輸入の急拡大は、国際市場での需給バランスを崩すこととなり、資源・エネルギーの市場価格高騰を招く要因となったと指摘する。

2 経済成長への純輸出の寄与

2.1 日本の高度経済成長期における純輸出の寄与¹⁾

吉川(1997)は、日本の高度経済成長は輸出主導であるか否かについて次のように分析している—「戦後の高度成長が「輸出主導」というよりは「国内需要主導」であったということは、様々な方法で示すことができる。最も直接の方法は、経済成長率を消費、設備投資、財政支出、輸出マイナス輸入（純輸出）など需要項目別に分解

し、それぞれの項目がどれだけ成長に貢献したか百分率(パーセント)で示す「寄与率」を調べる方法である。この寄与率を計算してみると、高度成長期(1955-72年)の「純輸出」の寄与率は1%に過ぎない、純輸出は、成長の説明要因としてまったくマイナーなのである。むしろ高度成長が終わった後の「安定成長期」(1973-85年)の方が、純輸出の寄与率は13%と高まっていた。アメリカとの貿易摩擦が激化した80年代の前半には純輸出の寄与率は38%にまで上昇した²⁾。

2.2 中国における純輸出の寄与

吉川(1997)の分析に続き、本稿でも、中国の高度成長について同様の分析を進めたい。

Table 1.1は、中国の経済成長への三大需要項目の寄与率と寄与度を示したものである。1978年から2005年まで28年間、最終消費支出(年平均値、以下同じ)の寄与率は56.7%であり、資本形成の寄与率は36.2%であり、純輸出の寄与率は7%にすぎなかった。吉川(1997)は「日本の高度経済成長期(1955-72年)における純輸出の寄与率は1%に過ぎない」と指摘したが、中国の純輸出の経済成長への寄与率も、日本と同じく低かったのである。しかし、日本では高度成長が終わった後、中国でも80年代半ば以後、純輸出の寄与率の上昇傾向があり、純輸出は需要面からも成長に寄与していると考えられる。

なお、「寄与度」の平均値から見ると、28年間の年平均GDP成長率9.9%のうち、最終消費支出の寄与度は5.5%で、資本形成の寄与度は3.9%であり、純輸出の寄与度はわずか0.3%にすぎなかった。(Table 1.1参照)。

もう少し詳しく調べると、純輸出の寄与率はGDP成長率と逆に動くことが多かったと言える。たとえば、1978~79年、1983~85年、1992~93年には、すべて負の数値であり、この負の数値であったときは、経済の成長はすべて極めて好況であった。もう一方で、1989年、1990年、1997年には経済成長への純輸出の寄与率はそれぞれ、44.0%、50.3%、70.4%と非常に高く、最終消費支出と資本形成の寄与率を大幅に上回っていた。しかし、GDPの成長率から見ると、1989年は4.4%、1990年は3.3%であり、高度経済成長はほぼ中断されていた。その原因は1989年の天安門事件による米国など西側諸国の経済制裁のため中国経済が大ショックを受け、国内需要が大幅に減少したことである。したがって、1989年、1990年の純輸出の寄与率が国内需要の寄与率を上回ったのは、国内需要が激減した結果である。また、1997年の成長率は9.2%で、純輸出の寄与率は70.4%であった。これは、1996年以後、国有企業の「予算制約」が銀行の「貸し渋り」によってハードになったことをきっかけに中国はインフレからデフレの時代に突入したためである。すなわち、1997~98年のアジア金融危機と相まって、国内需要が顕著に不足し、銀行の「貸し渋り」により、投資過熱が抑制され、経済成長は輸出に頼らざるをえなかった。しかし、1998年以後、中国の

マクロ経済のコントロールによって、デフレが沈静化した。その結果、国内需要、特に投資が回復することにより、純輸出の高い寄与率は一時的なものとなり、それ以後、消費需要、資本形成の寄与率を上回ることはなかった。

Table 1.1 Contributions (fraction in total growth) and growth rate of GDP by three major demands in China

年分	最終消費支出		資本形成総額		財・サービスの純輸出		成長率 (%)
	寄与率 (%)	寄与度 (%)	寄与率 (%)	寄与度 (%)	寄与率 (%)	寄与度 (%)	
1978	39.4	4.6	66.0	7.7	-5.4	-0.6	11.7
1979	87.3	6.6	15.4	1.2	-2.7	-0.2	7.6
1980	71.8	5.6	26.5	2.1	1.8	0.1	7.8
1981	93.4	4.9	-4.3	-0.2	10.9	0.6	5.3
1982	64.7	5.9	23.8	2.2	11.5	1.0	9.1
1983	74.1	8.1	40.4	4.4	-14.5	-1.6	10.9
1984	69.3	10.5	40.5	6.2	-9.8	-1.5	15.2
1985	85.5	11.5	80.9	10.9	-66.4	-9.0	15.4
1986	45.0	4.0	23.2	2.0	31.8	2.8	8.8
1987	50.2	5.8	23.5	2.7	26.2	3.0	11.5
1988	49.6	5.6	39.4	4.5	11.0	1.2	11.3
1989	39.6	1.6	16.4	0.7	44.0	1.8	4.1
1990	47.8	1.8	1.8	0.1	50.3	1.9	3.8
1991	65.1	6.0	24.3	2.2	10.5	1.0	9.2
1992	72.5	10.3	34.2	4.9	-6.7	-1.0	14.2
1993	59.5	8.3	78.6	11.0	-38.1	-5.3	14.0
1994	30.2	4.0	43.8	5.7	25.9	3.4	13.1
1995	44.7	4.9	55.0	6.0	0.3	0.0	10.9
1996	60.1	6.0	34.3	3.4	5.6	0.1	10.0
1997	37.0	3.4	-7.4	-0.7	70.4	6.5	9.2
1998	57.1	4.4	29.3	2.3	13.6	1.1	7.8
1999	76.8	5.8	52.8	4.0	-29.6	-2.2	7.8
2000	63.8	5.4	21.7	1.8	14.4	1.2	8.4
2001	50.0	4.1	50.1	4.2	-0.1	0.0	8.3
2002	43.6	4.0	48.8	4.4	7.6	0.7	9.1
2003	35.3	3.5	63.7	6.4	1.0	0.1	10.0
2004	38.7	3.9	55.3	5.6	6.1	0.6	10.6
2005	36.1	3.7	38.1	3.9	25.8	2.6	10.0
平均値	56.7	5.5	36.2	3.9	7.0	0.3	9.9

出所：『中国統計年鑑』2006年版より作成。

寄与率と寄与度から見ると、純輸出は中国の経済成長の「主役」ではなく、日本の高度経済成長期と同じように、国内需要（投資と消費）の「脇役」であったと考えられる。中国の純輸出の寄与率は低かったにもかかわらず、中国の貿易依存度は高か

った。

3 中国輸出の拡大

しかし、中国の輸出拡大がその経済成長の原因であり、結果でもあるという論調が多い。例えば、日本経済研究所センター(2006)は次のように述べている。

「中国経済の急速な成長は、他の東アジア諸国と同様に「投資と輸出の好循環」によって説明することができる。工業製品の輸出は中国に外貨をもたらし、その外貨を用いて中国は先進技術が「体化」された資本財を輸入した。こうして設備投資を拡大し生産能力を増強することにより、中国は工業製品の輸出をさらに拡大させることに成功した」³⁾。

さらに、輸出は中国の経済成長の主因であることについて南(2005)は次のように指摘している。「第1に、輸出は有効需要の1つの要因であり、輸出の増加は需要面から経済成長を支える。第2には輸出によって輸入の拡大が可能となり、経済成長に必要な資材が大量に国内に入ってくる。中国では生産し得ない、あるいは生産できても質が悪く価格が高い、さまざまな原材料・消費財・資本財を輸入することは、経済の効率化をもたらす。とくに途上国にとって資本財の輸入は重要な意味を持つ。それは新しい技術を導入する近道である。戦前の日本でもこのルートからの技術の導入はきわめて重要であった」⁴⁾。

中国の輸出拡大政策は、対外開放政策を深めるために、1980年代後半に打ち出された新たな経済発展戦略の一部であった。宋全成(2004)が指摘するように、この時期の戦略として、「大進大出」(大いに輸入し、大いに輸出する)、また原材料と販売市場の双方を国際市場に求める「両頭在外」の方針の下に、中国の豊富な労働力を利用した委託加工を振興し、労働集約的産業の発展を目指す「沿海地区発展戦略」が打ち出された。この時期の輸出の特徴は先進技術の導入や外貨獲得を目的として行われたものである。

3.1 中国の貿易依存度の動向

前述したように、中国の純輸出の需要項目としての寄与率は低かった、しかし、Table1.2に示されるように、他国に比べて、中国の貿易依存度は高かった。理論的には、国が大きいほど貿易の依存度が低いとされる、なぜなら、生産に使う原材料・エネルギーを国内で調達しやすいからである。また、国は豊かなほど貿易の依存度は高い、これは、国民の消費需要が多様化しているからであるとされる。中国のような、貿易依存度が高い途上国は類を見ないほど珍しい。ところが、もし、この「両頭在外」の部分を控除すれば、中国の貿易依存度は他の「大国経済」と同程度の水準であると推定される。

Table 1.2 Contributions(%) and amounts(US \$ /cap) of export trade of major

countries (2005)

	中国	米国	日本	ドイツ	イギリス	イタリア	韓国
貿易依存度	63.6	21.3	24.5	62.9	38.9	43.0	69.3
総純輸出額	1021.8	-8,241	802.6	1,963.9	-1,112.4	-119.2	230.4
一人当たり							
純輸出額	78	-2,784	627	2,395	-1,854	-202	480

出所:『世界国勢図会』07/08年版pp.343-345より算出作成

Fig.1.1は、中国の輸出と輸入対GDP比（輸出依存度と輸入依存度）および輸出入差額すなわち貿易収支の対GDP比を示したものである。

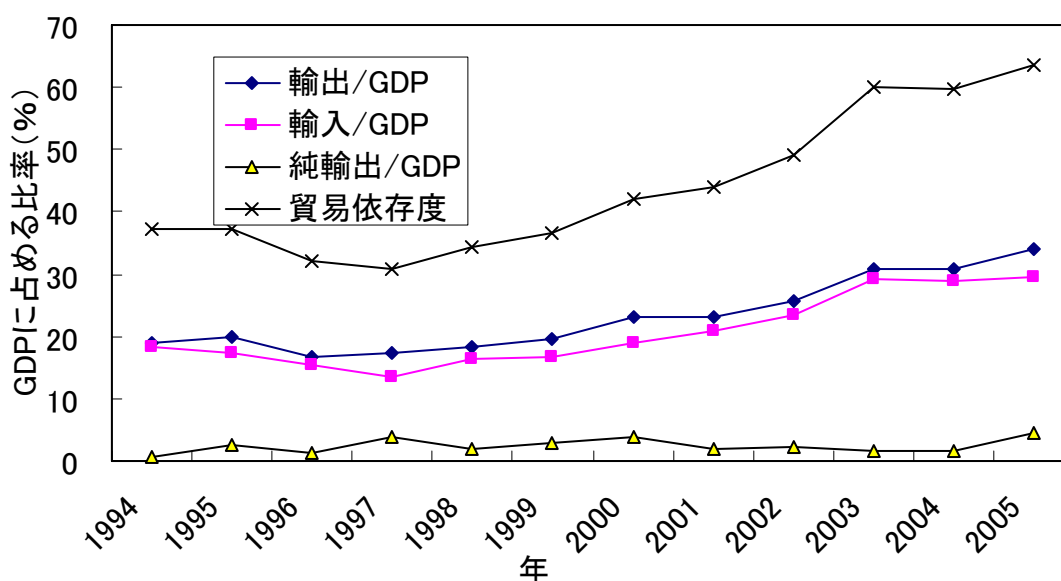


Fig.1.1 Change of contributions (%) of export and import of China

出所『世界国勢図会』各年版より作成

Fig.1.1によると、中国の貿易依存度（輸出と輸入の和の対GDP比）と貿易黒字の対GDP比は年々増加している。1994年には貿易依存度は37.2%であったのに対して、貿易黒字の対GDP比はわずかの0.8%であった、2000年貿易依存度は42.2%で貿易黒字対GDP比は4%であり、2005年にはそれぞれ63.6%、4.6%であった。3.2 貿易構造の変化

「大進大出」の政策の下に進められた国際貿易の拡大が中国の産業高度化を促進した。輸出に占める農産物・原材料などの1次産品のシェアは大きく低下し、工業品などの資本集約的品目の輸出輸入の増加が著しい。

Table1.3からわかるように、1985年の中国の輸出品の中で農産品・原材料などの一次産品の割合は50.6%を占めたが、1989年になると、28.7%まで急減した。逆に工業品などの資本集約的品目の輸出は49.4%から一躍71.3%まで急上昇した。2004年になると、一次産品の割合はわずか6.8%で、工業品などの割合は93.2%に上昇した。

改革・開放の始めには、対外貿易は国内需給の不均衡、特に供給不足を補填する補助的手段であり、輸出は輸入のファイナンス手段に過ぎない。そのため80年代の半ばまで、国内ではエネルギー不足の深刻化にもかかわらず原油が最大の輸出商品となった、当時の中国の原油の公定価格は国際価格の5分の1程度の水準に過ぎず、石油部門は低価格で国内調達した原油を対外貿易会社に引き渡し、それだけで巨額の利益を手にすることができたのである。

3.3 外資系企業の活躍

中国の工業製品の輸出の拡大の原因は、外資系企業の急増と加工貿易の急速拡大によりもたらされたものである。対外開放は中国に空前の経済繁栄をもたらすとともに、経済改革推進の原動力となった。一方、外資は低コストの輸出加工基地と広大な国内市場を求めて中国進出を加速した。もとより、一般貿易の主な担い手は国有企業であり、中国の産業・通商政策を反映して一般貿易にはさまざまな制約を伴う。これに対して外資系企業が従事する輸出加工では、投入財の輸入と最終財の輸出を非課税で実施することが認められ、事実上自由貿易に近い取引が可能である。このように、外資に対して税制のみならず対外貿易面でも「双軌制」的な優遇措置が適用され、加工貿易は外資の中国進出の重要なインセンティブとなった。加工貿易は、「来料加工」や「進料加工」と分けられる、前者は投入財を免税で輸入することが認められ、輸出生産に対して中国の受託企業は加工賃をうけとる。後者では投入原材料が通関輸入され、輸出にあたり戻し税が適用される。この背景のもとに、外資企業は設備機械や原材料を輸入し、中国が優位を持つ低廉な労働力を活用し、中国の対外貿易に占める外資系企業の比率は2004年に輸出で57.1%、輸入で57.8%に達している。また工業総生産額に占める輸出の比率は2003年に国内企業が16.7%、外資系企業が45.9%であった。しかし、中国から輸出される製品の多くは、外国企業のブランド名で輸出されることから、世界第3位の貿易大国となったにもかかわらず、世界の人々にしられる中国企業や中国のブランドほとんどない状態である。

Table 1.3 Change in composition of export from China

年 份	輸出総額	初級産品	割合 (%)	工業製品	割合 (%)	輸入総額	初級産品	割合 (%)	工業製品	割合 (%)	貿易収支
1985	273.50	138.28	50.6	135.22	49.4	422.52	52.89	12.5	369.63	87.5	-149.02
1989	525.38	150.78	28.7	374.60	71.3	591.40	117.54	19.9	473.86	80.1	-66.02
1990	620.91	158.86	25.6	462.05	74.4	533.45	98.53	18.5	434.92	81.5	87.46
1991	719.10	161.45	22.5	556.98	77.5	637.91	108.34	17.0	529.57	83.0	81.19
1992	849.40	170.04	20.0	679.36	80.0	805.85	132.55	16.4	673.30	83.6	43.55
1993	917.44	166.66	18.2	750.78	81.8	1039.59	142.10	13.7	897.49	86.3	-122.15
1994	1210.06	197.08	16.3	1012.98	83.7	1156.14	164.86	14.3	991.28	85.7	53.92
1995	1487.80	214.85	14.4	1272.95	85.6	1320.84	244.17	18.5	1076.67	81.5	166.96
1996	1510.48	219.25	14.5	1291.23	85.5	1388.33	254.41	18.3	1133.92	81.7	122.15
1997	1827.92	239.53	13.1	1588.39	86.9	1423.7	286.20	20.1	1137.50	79.9	404.22
1998	1837.09	204.89	11.2	1632.20	88.8	1402.37	229.49	16.4	1172.88	83.6	434.72
1999	1949.31	199.41	10.2	1749.90	89.8	1656.99	268.46	16.2	1388.53	83.8	292.32
2000	2492.03	254.60	10.2	2237.43	89.8	2250.94	467.39	20.8	1783.55	79.2	241.09
2001	2660.98	263.38	9.9	2397.60	90.1	2435.53	457.43	18.8	1978.10	81.2	225.45
2002	3255.96	285.40	8.8	2970.56	91.2	2951.70	492.71	16.7	2458.99	83.3	304.26
2003	4382.28	348.12	7.9	4034.16	92.1	4127.60	727.63	17.6	3399.96	82.4	254.68
2004	5933.26	405.49	6.8	5527.77	93.2	5612.29	1172.67	20.9	4439.62	79.1	320.97

出所：『中国統計年鑑』2005年版表18-4, 18-5より算出作成

3.4 利益なき繁忙

自動車産業を例にすると、外資各社の新規参入や増産計画が乱立し、中国の地方都市の多くが「中国のデトロイト」を目指している。米ビッグスリーが集まる米デトロイトのように自動車産業を集積させ地元経済を振興する狙いで、優遇政策により増産や新規参入を促し2010年までに生産を2-3倍に拡大する。自動車中核拠点の座を巡る地域間競争は外資自動車メーカーの進出機会拡大につながる一方、国内の生産力過剰に拍車をかけることになる。

各都市が増産を急ぐ理由は、商務省が2007年までに生産台数などにより自動車十大都市を選定することである、これらの都市の自動車工場に減免税など優遇措置を与えるほか外資メーカーに進出先として推薦する。各省に自動車工場が乱立し過当競争に陥った状態を改める狙いがある。十大都市以外の都市は自動車産業の育成が困難になる見通しで、中央政府の「選別」が始まる前の駆け込み増産の様相を呈している。

中国汽车工業協会によると、2005年の中国の自動車生産は2004年比12.7%増の約570万台になっている。実際の年生産力は800万台前後で、生産力の過剰感が一層強まるのは確実で、値引き競争の激化で「利益なき繁忙」に陥り、国外市場に依存せざるをえない、自動車輸出が急増して、国際貿易摩擦を招きかねない。中国は米国など先進国向けの輸出拡大で摩擦が頻発したため、途上国で新しい市場の開拓を急いでおり、貿易摩擦が途上国へ飛び火する原因にもなっている。

3.5 輸入の急拡大

中国の輸出額の全世界輸出額に占めるシェアは、1980年の0.9%から2003年の5.9%に上昇し、世界ランキングは1980年の26位から2003年の4位に飛躍した。輸入額の全世界ランキングも26位から3位に上がっている。2004年の輸入総額は5,608億ドルに達し、前年比35.7%増、対GDP比は29.7%に達した。また、中国の輸入品で中心を占めているのは一貫して工業製品で、輸入全体に占める比率は1985年87.5%に達し、その後2004年まで80%以上となっている。2004年では79.4%、05年では77.6%を下降の趨勢になっている。

また、鉄鋼や化学製品の生産に必要な原油、鉄鉱石、石炭などの資源需要が増大している。たとえば中国国内の鉄鋼生産規模が急拡大していることに伴い、鉄鉱石の消費も急拡大している。中国国内で生産される鉄鉱石では鉄の含有量が低いという事情もあり、鉄鉱石輸入を行わざるをえない。鉄鋼生産用のコークスも、同様な理由で輸入に頼らざるを得ない。国内需要の急拡大はアルミの輸入など幅広い品目での輸入増を招来している。中国による資源輸入の急拡大は、国際市場での需給バランスを崩すこととなり、資源の市場価格高騰を招く要因となった。このため、現在の中国は米国や日本など従来の資源輸入国との貿易摩擦がますます複雑化し

ている。

3.6 貿易赤字に転落の懸念

2007年の初頭税関から中国の貿易黒字が減少に向かっていることを指摘されている⁵⁾。

一つの理由は、中国が農産物の純輸入国に転じたことである。中国農業部によると、2004年の農産物の貿易は、輸出額が234億ドルと前年比9.2%増にとどまったのに対して、輸入額は280億ドルと48.1%の大幅増を記録し、46億4000万ドルの貿易赤字がでた。二つの理由は、輸出税制優遇政策の転換を求められた。「中国政府は輸出(入)に優遇税制を認める加工貿易制度の対象品目から燃料油やディーゼル油などを26日から除外する。中国の輸入関税や増殖税を減免する制度は186品目を除外する。中国政府は2006年11月にも804品目を加工貿易禁止品目に加えてばかりで、低付加価値の加工工場への優遇縮小で産業高度化を急ぐ姿勢が鮮明になった」⁵⁾

もう一つの理由は原材料とエネルギー輸入の急増である。中国では、成長におけるサービス産業より製造業が重要な役割を果たしてきた。したがって中国の成長は、目覚ましい勢いで増大したエネルギー需要や鉱物資源に対する需要を伴ってきた。その故で、1993年に石油輸入国に転じて、1996年には原油輸入国になった。その後も原油輸入は大幅に増加しており、石油の世界消費量に占める中国の消費量は1990年の3.5%から2003年の7.7%に上昇した。中国は2003年に日本を抜いてアメリカに次ぐ世界第二位の石油消費大国となった。2004年の最終消費が前年比17.1%増え、中国の消費増加率は世界の平均値の4倍で、中国だけで世界全体の消費増加の三割弱を占めるに至っている。

4 貿易摩擦とその対応

輸出拡大の副作用としては外資優遇措置と公平な市場競争との矛盾と外資系汚染企業の中国への移転、貿易摩擦の激化等がよく指摘されるが、本稿では後者の貿易摩擦に焦点をあてたい。

4.1 中国の双子の黒字

1990年代以後、中国は一貫して経常収支黒字と資本収支黒字を維持している。

この現象について、海外からいろいろの分析、批判が行われてきた。たとえば、日本からの批判には、次のようなものである。

「通常は、経常収支赤字と資本収支黒字、もしくは経常収支黒字と資本収支赤字となるはずである。金融危機に直面した場合にのみ双子の黒字となり、経済を安定させるために外貨準備高が増大する。中国のような超大国が15年以上も一貫して双子の黒字を維持し続けることは極めて稀である。」⁶⁾

「中国の2005年の貿易黒字額が前年の3倍に膨らみ、過去最高の1019億ドル（約12兆円）に達した。2005年の日本の貿易黒字額を上回った公算が大きい。世界最大級の「貿易黒字大国」に躍り出た中国は今後、米国や欧州との貿易摩擦がさらに激しくなる可能性がある。対中貿易赤字が膨らむ米国が中国・人民元の再切り上げを強く求めるのは確実だ」⁷⁾。

4.2 人民元切り上げの圧力

輸出額の急増は外貨準備の急増をもたらし、為替レートの問題で国際摩擦が激化した。これは中国の高度経済成長と日本の著しい共通点である。

高度成長期の日本では輸出は高度成長を支える一つの要因と考えられたように、中国の高度成長も輸出を抜きには語れない。2004年における中国の輸出の依存度は31%に達した。輸出の急増に伴い、外貨準備の量も激増した。中国は今、日本を抜いて、世界最大の外貨準備をもつ国であり、その結果、為替レートの問題で日本の高度成長期と同じように、アメリカの経常収支の赤字の原因になるとバッシングされ、国際摩擦も激しくなった。しかし、中国の輸出総額の40%強はアメリカと日本向けが占めることから見れば、日米2カ国の景気動向が今後の中国の動向のカギを握っている。したがって、できるだけこの両国と摩擦を起こさないようにすることが大切である。

4.3 貿易摩擦への対応

さて、中国はどのようにすれば「四面楚歌」の窮境に陥らないであろうか。「前車の覆る後車の戒め」で、高度成長期の日本の経験が貴重な教訓を提供しているように思われる。

この観点から考えられる第1の方略は現地生産を増やすことである。改革・開放の初期段階では、先進国が中国の安価な労働力を利用し、豊富なエネルギー・資源を利用するため、自国のエネルギー・資源多消費型企業を中国にシフトする。中国はそれに頼って「世界の工場」になった。この経験は中国も生かしており、近年、中国政府は貿易摩擦を回避するために、「走出去」の方針を打ち出し、すなわち、生産拠点の海外移転を推進する。この方策により、輸出先国との貿易摩擦を抑えつつ、海外市場を維持して現地の労働雇用も拡大していく。また、第三国に生産拠点を設立し、第三国経由で輸出国に迂回輸出するケースも増えている。たとえば、途上国との貿易摩擦がもっとも頻発しているインドについては、中国企業はインドに進出して工場を設立し、原材料や部品、半製品を中国から輸入した上で、それをインド国内で加工してインド市場で販売することで、インドとの貿易障壁を乗り越えようとしている。欧米のクォータ（輸入割当）を回避するためには、第三国へ生産拠点を移し、その国の製品として欧米市場に輸出するケースが多い。典型例は、中国の紡績業で、ベトナムやカンボジアなどに工場を設立し、これらの国で生産を行い、それらの国

の製品として欧米諸国へ輸出するのである。

第2の方略は、中米間の中米の貿易赤字を解消するために、先端的な機械を輸入することである。中国では生産し得ない、あるいは生産できても質が悪く価格が高い機械を、米国から輸入する。たとえば、中国は2005年11月、ブッシュ大統領の訪中直前、737型ボーイング航空機150機(90億ドル)を購入し、これから首脳外交に合わせて大量購入する意思を明示した。「今後20年で、2500～3000機が必要である」⁸⁾と予測され、米国の対中赤字への不満を和らげるために努めているとされる。

第3の方略は、「内需主導」への転換である。日本は外資を大規模に導入した経験はないが、輸出拡大に伴う極端な対外不均衡に直面した、71年のニクソン・ショックと85年のプラザ合意をきっかけとして、円高・内需主導型経済への転換した。中国における内需主導型成長パターンへの転換は、2005年の「第11次5ヵ年計画に関する提案」で明確に提起されている。しかし、消費主導型成長を目指すには、「社会安全網」の構築や「三農問題」の改善が不可欠である。現在の中国では、社会保障の不備や教育・住居費の支出増加が過剰貯蓄の原因となっており、一方では圧倒的な数の農家の消費が活性化しない限り、持続的な消費拡大は見込めないからである。

5 おわりに

30年わたる中国の高度経済成長期において、純輸出は経済成長の主役ではなかったが、輸出は成長の牽引役であったと言えよう。中国が貯蓄・外貨不足を克服した今日では、外資優遇措置による輸出拡大は不用となった。逆に、輸出拡大による貿易摩擦、外貨準備高の増加と過剰流動性などの問題が生じている、さらに先進諸国がエネルギー多消費型産業と汚染産業を、中国にシフトすることには拍車がかかっている。この一連の副作用に直面する中国は、高度経済成長を維持するために、「外向型外資経済」から内需主導型の経済を転換することが今日の緊急な課題である。

注

1)『経済ビジネス用語辞典』により、寄与度と寄与率の概念:「寄与度」と「寄与率」は、あるデータ全体の変化に対して、その構成要素である個々のデータの変化がどのように貢献しているかを示す指標である。「寄与度」はあるデータ(統計値)の構成要素の増減が、全体の伸び率を何ポイント(%表示)押し上げ(押し下げ)ているかを示すもので、各寄与度の合計が全体の伸び率と一致する。

$$\text{寄与度 (\%)} = \frac{\text{当該構成項目の増減}}{\text{前期の統計値(全体値)}} \times 100$$

経済成長率の変動について、GDP統計では輸出から輸入を差し引いた外需の寄与度が良く利用される。GDPの成長率は1%であり、外需だけで成長率を0.5%押し上げた場合は、外需の寄与度は0.5ポイントということになる。

寄与率は寄与度を構成比視点から見た指標で、「データ全体としての増減を100としたときの各構成要素の増減に占める割合(%表示)」で、合計すれば、100%になる。

$$\text{寄与率 (\%)} = \frac{\text{当該構成項目の増減}}{\text{統計値全体の増減}} \times 100$$

2)吉川(1997)『高度成長』 pp.154-155

3)日本経済研究センター(2006)p.202

4)南(2005)P.140

5)たとえば、日経2007年4月11日は次のように述べている。「中国の税関総署は十日、三月の貿易黒字が前年同月比38%減の68億7千万ドル(約8千2百億円)になったと発表した、輸入が前年同月比で14.5%増えたのに対して輸出の伸びは6.9%にとどまり、貿易黒字が減った」。また、「中国政府は輸出入時に優遇税制を認める加工貿易制度の対象品目から燃料油やディーゼル油などを26日から除外する。中国の輸入関税や増殖税を減免する制度は186品目を除外する。中国政府は昨年十一月にも804品目を加工貿易禁止品目に加えてばかりで、低付加価値の加工工場への優遇縮小で産業高度化を急ぐ姿勢が鮮明になった」。

6)深尾(2006)p.239

7)朝日新聞2006年1月22日

8)ボーイング社の副社長、中国販売担当ロバート・ラードの発言

参考文献

日本語文献

1.吉川 洋(1997)『高度成長』読売新聞社

2.伊藤 正直(1988)『高度成長から「経済大国」へ』岩波書店

3.南亮進 牧野文夫編(2005)『中国経済入門』第二版 日本評論社

4.関 志雄(2005)『中国 経済革命の最終章』経済新聞社

5.ファンガン著 関 志雄訳(2004)『中国 未完の経済改革』岩波書店

6.関 志雄(2004)『人民元切り上げ論争』東洋経済新報社

7. 日本経済研究センター編(2005)『大解説中国経済』日本経済新聞社
 8. 沈才彬(2006)『中国暴食経済』時事通信出版局
 9. 日本経済新聞社編(2006)『中国 大国の虚実』日本経済新聞社
 10. 読売新聞中国取材団(2006)『膨張中国』中央公論新社
 11. 日本経済研究センター
 清華大学国情研究センター(2006)『中国の経済構造改革』日本経済新聞社
 12. 深尾光洋編(2006)『中国経済のマクロ分析』日本経済新聞社
 13. 玉置知己編(2006)『中国が世界市場を席卷する日』時事通信出版局
 14. 福井義高(2006)『中国がうまく行くはずがない30の理由』徳間書店
- 中国語文献:
1. 宋全成(2004)『邁向貿易強国——中国外貿競争力研究』中国商務出版社
 2. 賀燦飛(2005)『外商直接投資区位:理論分析与実証研究』中国経済出版社
 3. 李徳水(2005)『第一次全国経済普查取得重要成果 我国GDP総量と結構均有新的変化』中国統計局出版社
 4. 熊小奇(2004)『海外直接投資風險防犯』経済科学出版社
- データ
1. 『中国統計年鑑』(2005, 2006) 中国統計出版社編
 2. 『日本国勢図会』(1965~1992) 各年版 国勢社編
 3. 『世界国勢図会』(1992~07/08) 各年版 矢野恒太記念会編
 4. 『世界統計白書』(2006) 木本書店・編集部編

第二章 高度経済成長下における貯蓄と投資の特徴

Chapter 2 Features of Saving and Investment during Periods of Rapid Economic Growth

1. はじめに

資本形成すなわち投資は、固定投資と在庫投資の合計である。固定投資はプラント、機械設備、工場建物、鉄道・運輸・通信などのインフラ、住宅などの建設に対する支出である。固定資本の価値は年々減耗していくが、この減耗部分に対する補填(減価償却費)を差し引く前の投資額が粗固定投資であり、差し引いた後の額が純固定投資である。純固定投資がプラスの時には資本の純増があり、経済規模が拡大していることを表す。

資本形成は二つの異なる影響を経済にもたらす。第一は有効需要の増大である。固定投資は資本財に対する需要であり、在庫投資も物資に対する需要である(製品在庫、仕掛品・原材料の在庫)。第二は生産力の増大である。固定投資によって、固定資本ストックが増加し生産力が高まる。したがって資本形成の動向は、経済成長のパフォーマンスを規定する重要な要因である。

いま実質 GDP を Y 、その増分を ΔY 、粗資本形成を I とすると次式が得られる。 $\Delta Y/Y = I/Y \cdot \Delta Y/I$ 、ここで $\Delta Y/Y$ は経済成長率、 I/Y は投資率、 $\Delta Y/I$ は投資効率である。投資効率は、1 単位の資本形成によって生産がどれだけ増えるかを表す。この式は投資効率が一定であれば、経済成長率は投資率と正の関係である。したがって、投資が高ければ高いほど経済成長は急速になる。

改革開放に踏み切った 1978 年から 2005 年までの 28 年間、中国の実質 GDP の年平均伸び率は 9.9% であり、高い成長を続けてきた。中国は発展途上国であり、投資率は極めて高水準にある。1978 年から 2005 年まで、投資率は 40% 前後に達している。

しかし、これまでの成長は外資導入による輸出の拡大と、公共投資と企業の設備投資を合わせた固定資産投資の増大に依存したものである。技術革新などによる生産性の向上や国内消費の拡大に先導されたものではなかった¹⁾ という指摘が「一般論」²⁾ として語られる。そこで本章では、現在の中国の資本形成のパターンはどのような特徴を持ち、日本の高度経済成長期の資本形成とはどのような点が異なるのかを、データによってまず考察する。次に「一般論」に指摘されている上記の指摘を検証する。最後に、最近の中国が投資政策を転換したことを示すことにより、在中国の日本企業が中国への理解を深めることに貢献できれば幸いである。

2. 日本の高度経済成長期における投資の特徴

2.1 旺盛な民間投資

高度成長期の日本では、「1955年から70年間の国内総固定資本形成（政府民間が行う国内での設備、建設、住宅の各投資）の対GNP比率は30%前後、うちの三分の二が民間設備投資で、ほかの先進資本主義諸国の二倍近く、その平均伸び率は16%で、これはアメリカの五倍、イギリスの三倍、西ドイツの二倍の高さである」³⁾。

Table.2.1によると、1955年の日本の国内総資本形成の対GNP比率は25.1%であり、そのうち、固定資本形成が20%を占め、在庫投資は5.1%である。固定資本形成の中で、民間投資は13.7%を占め、固定資本形成の68.5%を占める。1969年になると、国内総資本形成は39.7%になり、その中で、固定資本形成が35.6%を占め、在庫投資は4.1%である。固定資本形成の35.6%のうち民間投資によるものが27.5%であり、固定資本形成の77.2%を占めている、このように民間投資の比率は極めて高い水準になっている。

Table 2.1 Composition of gross national expenditure high growth period in Japan

年度	1955	1962	1963	1968	1969	1970	1971
個人消費支出	63.7	53.2	52.8	52.0	50.8	51.4	52.5
国内総資本形成	25.1	25.6	27.8	38.6	39.7	39.1	35.9
固定資本形成	20.0	22.6	21.8	34.0	35.6	34.9	34.4
民間	13.7	—	—	25.4	27.5	26.4	24.6
政府	6.3	—	—	8.6	8.1	8.5	9.8
在庫増加	5.1	3.0	6.1	4.6	4.1	4.2	1.5
政府サービス購入	10.2	21.2	20.9	8.3	8.2	8.2	8.8
海外余剰	1.0	0.1	-1.6	1.1	1.3	1.3	2.8

出所：『日本国勢図会』1965年版 p.71, 71年版 p.91, 73年版 p.81 より作成。

2.2 高い投資率の源泉

日本の高度成長の特徴は高い貯蓄率に支えられた高い投資率にある。日本人は欧米人と比べて貯蓄率が高く、年収の25%以上を貯蓄している。貯蓄が当時高かった理由は「年金制度をはじめとする社会保障制度が、まだわが国では欧米のように充分確立されておらず、自ら老後や病気に備えて蓄えをしなければならなかったことと、さらには住宅や金融資産の蓄積が不十分で、急速にそれらを充実させる必要に迫られていたことなどが指摘できる。他方、高度成長の結果、所得水準が向上して貯蓄できるだけの余裕がでてきたことも、高い貯蓄率を説明する要因であるから、高い貯蓄

率は高度成長の原因でありかつ結果でもあるわけである。」⁴⁾

2.3 高い貯蓄率の役割

吉川(1997)は高い貯蓄率の役割について、次のように指摘している。まず、高い貯蓄率はインフレーションの抑制に役に立つ。企業が旺盛な投資を行い、家計(個人)も貯金せずに所得をほとんど消費に回したら、消費と投資とあわせた「総需要」は日本経済が年々作り出すことができる最大の生産能力を超えて、インフレが起きるし、そもそも計画された設備投資が実行できなくなる。

次に、高い貯蓄は消費過熱を抑制する。投資水準が高ければ必然的に生産に使われる原材料が増大していく。資源を持たない日本は輸入に頼らざるを得ないため、この場合消費は輸入の増大を意味する。輸入が輸出を上回るようになれば、1ドル=360円という「固定相場制」の下では政府の手持ちの外貨(ドル)が減少し、「国際収支天井」にぶつかって国際収支は赤字に転落する。高度成長期の高い貯蓄は輸入を抑制する意味があった。このように、個人の高い貯蓄率は消費需要を抑え資源を投資に回すことにより旺盛な設備投資を側面から支えたのである。

3. 現在の中国における投資の特徴

中国の投資率は発展途上国として、極めて高い水準にある。Table 2.2にみられるように、1978年から2004年まで、投資率は40%前後に達している。従って、投資は中国経済成長の牽引役であることが指摘される。

Table 2.2 percentage of gross national expenditure in China (2005)

年分	資本形成率	最終消費率
1978	38.2	62.1
1980	34.9	65.4
1985	38.5	65.7
1990	35.2	62.0
1993	43.5	58.5
1996	39.3	58.5
2000	36.6	61.1
2003	42.4	55.4
2004	44.2	53.0
2005	42.6	57.4

出所：『中国統計年鑑』2006年版

3.1 投資の主体

まず、固定資産に対する投資は中国経済の成長を推し進める重要な要素である。

『中国統計年鑑』(2005年版)によると、2004年には全社会固定資産投資総額が70,477.4億元に達し、前年より26.6%増加した。うち建築工事業における投資額は前年より27.7%増、設備および機具の仕入れにおける投資額は前年より30.3%の増であった。各種経済団体における固定資産の効果をみると、もっとも成長しているのは集団経済⁵⁾で、2004年に固定資産投資額は24.1%増加した。次は国有経済で、同期固定資産の成長率は15.4%、個人経済で同期固定資産投資の成長率は27.4%で、外資投資経済の固定資産投資額は52.2%増(香港、マカオ、台湾投資経済の固定資産投資額は30.5%成長した)であった。

改革開放以前、投資活動の主体は政府であり、国有企業の固定資産投資に占める政府投資の割合は1980年までは60~80%であったが、80年代から急速に低下し、Table 2.3によると、1981~1990年28.1%~8.7%まで低下したが、21世紀初頭にはわずか6%となり、さらに2003年には4.6%に低下した。政府投資の代わりに企業自身による貯蓄が増加した。その理由は、企業利潤の上納税が廃止され、税金(増値税と所得税⁶⁾)を支払った後の利潤は、企業留保として企業が自由に処分できるようになったことにある。企業自己投資は改革開放以前には全体のわずか30%であったが、1980年代から次第に増えていき、1981年55.4%を占め、1990年に65.4%になって、21世紀初頭には70%まで上昇した。もう一つの資本調達手段である国内金融機関などからの借金は80年以前の5%未満から80年代後半以降の20%へと増加している。

Table 2.3 Composition of total fixed capital formation formation in Chian

年 分	資源来源				構成		
	政府投資	借り入れ	外資	自己投資	建 築	設 備	その他
1981	28.1	12.7	3.8	55.4	71.8	23.3	4.9
1985	16.0	20.1	3.6	60.3	65.1	28.2	6.7
1987	13.1	23.0	4.8	59.1	65.3	27.4	7.3
1988	9.3	21.0	5.9	63.8	65.2	27.5	7.3
1990	8.7	19.6	6.3	65.4	66.6	25.8	7.6
1993	3.7	23.5	7.3	65.5	62.7	25.4	11.9
1996	2.7	19.6	11.8	66.0	66.0	21.5	12.5
2000	6.4	20.3	5.1	68.2	62.4	23.7	13.9
2003	4.6	20.5	4.4	70.5	60.2	22.8	17.0
2004	5.7	18.5	5.3	70.5	60.7	23.5	15.8

出所:『中国統計年鑑』2005年版 p.186より作成

3.2 資本形成の源泉

以上のように、中国の高度成長は日本と同じように高い投資率により特徴づけられる。投資の源泉(貯蓄)はかつて主に政府であったが改革以後次第に家計へと変貌した。中国の個人貯蓄率は世界的にみても極めて高い水準であり、中国の経済の強

さの一因となっている。

資本形成に要する資金は、国内の貯蓄と外国からの資金純流入(流入－流出)によって調達される。Table2.4にみられるように、中国の貯蓄率は2003年には42.7%に達しており、発展途上国としては異常に高く、全世界でもマレーシア(42.9%)やシンガポール(46.7%)と同様に高い水準である。こうした活発な貯蓄活動が世界的に高い投資率を支えている。

国内貯蓄は政府貯蓄、企業貯蓄、個人貯蓄によって構成される。まず政府貯蓄は政府の経常収入と経常支出との差である。かつて中国では政府が圧倒的な貯蓄の源泉であったが、その地位は改革によって急速に低下した。代わりに地位を高めたのは企業と個人(家計)である。企業の権限を強める方針に沿って企業利潤の留保部分が増大し、これが企業貯蓄の増加をもたらした。

3.3 個人貯蓄率が高い要因

(1) 所得の急増

改革開放以来、高度経済成長に伴い、中国の一人当たりの所得の増加率は経済成長率にほぼ匹敵し、所得は急増した。2002年、2003年における日本の一人当たり所得成長率が－5.7%、1.6%であるのに対して、中国は10%、15.5%に達した。90年の一人当たり所得は320ドルであったのに対して、2004年には1,270ドル、約4倍に増大した。年平均9.6%⁷⁾の増加率で増えたことになり、家計の貯蓄も急増した。貧富の格差が拡大するなかで、豊かな層では急速に豊かになったため、貯蓄が増大し消費に回っていない面もある。

Table 2.4 Comparison of savings rate among countries

	1985	1990	1995	2000	2001	2002	2003
中国	35.6	38.7	42.5	39	39.4	40.7	42.7
インド	19.5	23.1	25.1	23.4	25.6	26.6	—
シンガポール	40.5	43.3	50.2	47.9	44	43.9	46.7
マレーシア	32.7	34.4	39.7	47.2	42.3	41.9	42.9
韓国	31.1	37.5	36.1	33.6	31.6	31.2	32.5
日本	31.1	23.8	29.5	27.6	26.4	25.6	26.3
アメリカ	18.1	16.3	16.2	17.7	16.2	14.1	13.5
ドイツ	23.1	25.5	21.8	20.6	20.2	21.1	20.4
イギリス	18.1	16.2	15.7	15	14.7	14.9	14.7
フランス	25.5	21.5	19.5	22.4	22	20.9	19.6

出所:『世界統計白書』2006年版 p.87より作成

常識的に考えれば、一人当たり所得が急成長する経済下では、潜在的な消費需要が旺盛となるはずである。しかし、マクロ統計を検証すると、中国の貯蓄性向は

1989年の11.9%から2005年には24.3%に拡大しているのに対して、消費性向は88.1%から75.7%に逆に低下している(Table 2.5 示す)。貧富の格差が拡大するなかで、豊かな層で貯蓄が増大し急速に豊かになったため消費に回っていないという側面が、原因の一つとして上げられる。

Table 2.5 Change in consumption and savings properties Chinese metropolitan

	可処分所得	消費支出	貯蓄	エンゲル	消費性向	貯蓄性向
1989	1,374	1,211	163	54.5	88.1	11.8
1990	1,510	1,279	231	54.2	84.7	15.3
1995	4,283	3,538	745	49.9	82.6	17.3
1997	5,160	4,186	974	46.6	81.1	18.9
2000	6,280	4,998	1,282	39.2	79.6	20.4
2001	6,860	5,309	1,551	37.9	77.4	22.6
2002	7,703	6,030	1,673	37.7	78.3	21.7
2003	8,472	6,511	1,961	37.1	76.9	23.2
2004	9,422	7,182	2,240	37.7	76.2	23.8
2005	10,493	7,943	2,550	36.7	75.7	24.3

出所:『中国統計摘要』2005年より作成

(2) 人口増加率の急低下

1979年以後、一人っ子政策が実施され、中国の人口増加率は世界で類を見ないスピードで低下した。その結果、1987年の1.67%の増加率に対して2005年には0.32%、5分の1まで下がり、世界水準の0.46%を大幅に下回った。人口増加率が急低下すると、家計消費人員が減少し、消費に使う所得の減少により、家計貯蓄を押し上げたとの考察も可能である。

(3) 社会保障制度の欠如

消費を控える第3の原因としては、社会保障制度が未整備であるなどの要因による将来に対する不安が指摘される。改革開放以前は、都市では安定した賃金収入に加えて、住宅、年金、医療などの面で保障されるため、貯蓄に多く依存しなくともあまり不安を感じなかったのである。しかし80年代後半から始まった都市の改革によって、過去のような社会保障システムが崩壊し、年金制度が不完全となり、加えて国有企業の改革によりレイオフが増え、都市の住民も決して安心した生活を送れなくなった。農村では社会保障が行き渡っておらず、老後の生活は自分の貯蓄や子供に頼らざるを得ない。

Fig.2.1によると、中国人が貯蓄を増やす理由は、子供の教育費36.5%、老後生活の準備31.5%、医療・健康のため10.1%、住宅購入7.2%、子供の結婚費用5.7%、失業不安3.0%、その他6.0%という構成になっている。子供の教育費用と結婚費用の二項目を合わせて42.2%に上る。一人っ子を立派に育てようとする親心の

背景には、社会保障制度が整備されていないため、子供に年金代わりに将来面倒を見てもらうという期待もあるようである。

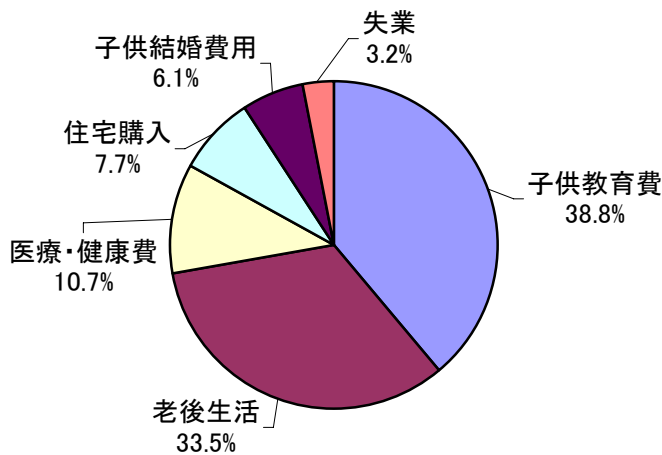


Fig.2.1 Composition of Chinese family savings

出所 中国統計局『中国統計摘要』2002年版より作成

3.4 高い貯蓄率の問題点

以上の三つの理由で、中国の家計貯蓄率は1989年の11.8%から2005年には24.3%倍に上昇したものと考察される。しかし、中国の貯蓄はGDPの40%という高い水準を誇っているにもかかわらず、貯蓄率が高いことは、以下の理由により必ずしも今後の成長にとって望ましいこととは言えない。

(1) 高い貯蓄率の限界

経済成長のソロー・モデル⁸⁾によれば、貯蓄率は定常状態の資本ストックの主要な決定要因である。所得の中で、貯蓄と投資に向ける割合を高くすれば、経済の資本ストックは多く、産出水準も高く、所得も当然に高くなる。貯蓄と投資が所得に占める割合が小さければ、経済の資本ストックは少なく、産出水準も低く、所得も当然低くなる。すなわち、貯蓄率が高いほど成長は急速になるが、しかし、それは短期においてのみである。貯蓄率の上昇は、経済が新しい定常状態に到達するまでは成長を高める。もし経済が高い貯蓄率を維持することができれば、多量の資本ストックと高い産出水準も維持されるだろうが、しかし、人口増加と技術進歩がなければ高い成長率が永続的に維持されることはない。

(2) 投資率とのアンバランス

Table 2.6 に示すように、中国の 90 年の貯蓄率は投資率を 3.5 ポイント上回り、年間 649.2 億元の余剰貯蓄が出ていた。その後も貯蓄率はほぼ年々投資率を上回り、2000 年になると、貯蓄率が投資率を 2.6 ポイント上回り、年間 2,326 億元の余剰貯蓄が出ている。これはたとえ外資がなくても国内貯蓄が高い投資を十分に支えられることを意味する。すなわち外需に依存しなくても内需の潜在力を十分に発揮できれば、高度成長が続けることができる。⁹⁾

Table 2.6 Comparison of savings and investment in China

(%, 100million Chines yuan)

	1985 年	1990 年	1995 年	2000 年	2001 年	2002 年	2003 年
貯蓄率	35.6	38.7	42.5	39.0	39.4	40.7	42.7
投資率	38.5	35.2	40.8	36.4	38.0	39.2	42.4
S-I	-2.9	3.5	1.7	2.6	1.4	1.5	0.3
国内総生産	8,964.4	18,547.9	58,478.1	89,468.1	97,314.8	105,172.3	117,390.2
余剰貯蓄	-260.0	649.2	994.1	2,326.2	1,362.4	1,577.6	352.2
貿易黒字	-448.9	411.5	1,403.7	1,995.6	1,865.2	2,517.6	2,092.3

出所：『中国統計年鑑』2005 年版、『世界国勢図会』06/07 年版、『世界統計白書』06 年版より算出作成

中国高度成長の一つの特徴は、内需不足により、外需依存に頼らざるを得ないことにある。第一章すでに指摘したように、中国の 2005 年時点での貿易依存度(国内総生産(GDP)に対する輸出額(FOB 価格)及び輸入額(CIF 価格)の割合)は 63.6%に達し、日本の 24.5%、アメリカの 21.3%よりはるかに上回っている。内需不振の理由は貯蓄率が高すぎるころにあると考えられる。中国は外需依存型経済を内需依存型の経済に転換し、国際収支の黒字を減らすべきであり、貿易摩擦を回避するためにも、有効消費を増やし、貯蓄を適当に減少させねばならない。

4. 日本と中国との投資効率の比較

投資効率は「限界資本係数」の比較によって裏づけられる。限界資本係数は投資率を実質経済成長率で割ったものであり、その値が小さいほど投資効率は良い。「改革開放後は、中国は年率 9.9%の高成長を遂げてきた。しかし、これは投資の拡大によるものであり、生産効率は必ずしも高くない、中国の投資率を見れば、極めて高い水準にあるが、投資の効率はまだ低い¹¹⁾という指摘がある。

4.1 「一般論²⁾的」資本係数の比較

関(2005)は中国, 日本を含む東アジア 4 カ国について次のような指摘をしている。「2001-2003 年の平均では, 中国は GDP の 40.5%を投資に投じ, 8.0%の成長率を遂げたことから, 資本係数は 5.1(40.5/8.0)と計算される, Table 2.7 に示す。

Table 2.7 Chinese capital coefficient: comparison with Japan Korea and Taiwan

		投資比率 a (対 GDP 比,%)	成長率 b (%)	資本係数 a/b
中 国	91-95	39.6	11.6	3.4
	96-00	37.6	8.4	4.5
	01-03	40.5	8.0	5.1
(1991-2003)		39.1	9.5	4.1
日本(1961-1970)		32.6	10.2	3.2
韓国(1961-1990)		29.6	9.2	3.2
台湾(1981-1990)		21.9	8.0	2.7

出所: 関(2005)中の表である。各国統計により作成

すなわち, 成長率を1%高めるために, GDPの5.1%相当を新たに投資しなければならないことになる。90年代以降, 中国の資本係数は上昇傾向にあり, 投資効率の低下を示している。その上, 中国の資本係数は, 1991-2003年の平均で見て4.1と, 日本や韓国, 台湾の高度成長期の時と比べても高くなっている。1960年代における日本の成長率は現在の中国を上回る10.2%に達していたのにもかかわらず, 投資比率は32.6%に留まり, これを反映して資本係数も3.2と低くなっている。1980年代の韓国と台湾においても, 資本係数はそれぞれ3.2と2.7であり, 1990年代以降の中国よりはるかに低い。」¹²⁾ 中国に関するこのようないわゆる一般論²⁾に従った論調は他にも多く見られる。

4.2 「一般論²⁾的」資本係数の比較に関する検証

この指摘を検証するため, まず, Table2.8には最近7年間の中国の成長率, 投資効率, 資本係数を示す。比較のため, 日本の高度成長期後半のそれぞれについても値も示す。7年間を比較したのは, 日本の高度成長期後半の期間が7年間だからである。

Table 2.8 Comparison of capital coefficient Between Japan and China

日本	66年	67年	68年	69年	70年	71年	72年	7年平均

成長率, %	11.6	13.4	13.6	12.4	9.3	6.6	11.0	11.1
投資率, %	35.4	38.5	38.6	39.7	39.1	35.9	37.7	37.8
資本係数	3.1	2.9	2.8	3.2	4.2	5.4	3.4	3.4
中国	98年	99年	00年	01年	02年	03年	04年	7年平均
成長率, %	7.8	7.1	8.0	7.3	8.0	10.0	10.1	8.3
投資率, %	37.4	37.1	36.4	38.0	39.2	42.2	44.2	39.2
資本係数	4.8	5.3	4.6	5.2	4.9	4.2	4.4	4.8

出所:『中国統計年鑑』2005年版,『日本の統計』68年版,『日本国勢図会』73年版より算出作成

注:成長率の平均値は前年比の幾何平均より算出,他の平均値は算術平均。

その結果は日本の高度成長期の限界資本係数は1966～1972年の7年平均で3.4であり,中国は1998～2004年の平均値は4.8で,日本の値よりはるかに高い。日本の高度経済成長を見ると,平均成長率は11.1%であり,中国より高かったにもかかわらず,限界資本係数は3.4であり,中国より小さかった。¹³⁾しかし,以上のような「限界資本係数」の比較方法は,以下のように妥当性が欠如しているのではないかと考えられる。

4.3 新たな限界資本係数の比較法の提案

(1) 比較期間の選定

投資効率の比較のための期間として,日本は1955～1973年,中国は1980～1998年を選択した。日本の実質GNPの平均成長率は1955～1972年の10%から1973～1990年の4%へと成長率が半分以下の水準にまで低下し,またそれに伴い人口移動や世帯数増加率もほぼ経済成長率と著しく類似する動きをしている。このことから高度成長は1955年からスタートし,1970年代の初頭に終焉したとも論証されている¹⁰⁾。しかし,日本の1973年の実質GNPの成長率は6.4%であり,この数値は中国の高度成長期と認められる1989,1990年の4.1%,3.8%よりはるかに高く,ゆえに本稿では日本の1973年までを比較期間として設定した。

(2) 比較方法

より長期にわたる評価方法としてFig.3.2のように,年代軸をずらして両国の成長率と投資率を併せてプロットした。日本の1955年から1973年まで19年間,資本係数は3.5であり,中国の1980年から1998年の資本係数は3.7である¹⁴⁾。ごくわずかな0.2の差が見られるのみであり,「中国の限界資本係数が日本より高い,投資効率が低い」と結論するのは早計である。少なくとも中国の早期の高度成長の投資効率は日本の高度経済成長が終焉するまでの投資効率にほぼ匹敵すると考えれば良い。

しかし,中国の投資効率が日本とほぼ匹敵することは,技術革新によってもたらされたものではなく,後発国のキャッチアップ過程に見られる大量投資によるものであ

る。

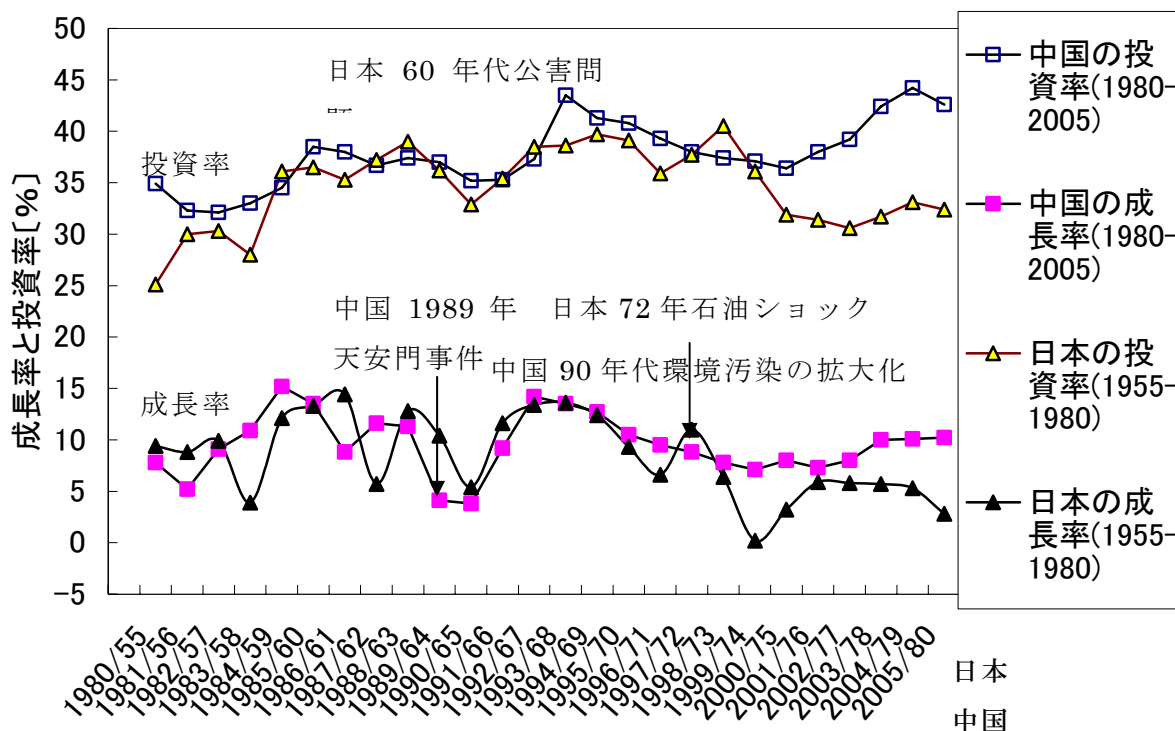


Fig 3.2 Comparison of investment ratio and growth rate between Japan and China

出所 『中国統計年鑑』2006年版, 『日本長期統計総覧』2007年版より作成。

注: 成長率の平均値は前年比の幾何平均より算出, 他の平均値は算術平均。

4.4 キャッチアップ効果¹⁵⁾

理論的には, 他の条件が一定であれば, 相対的に貧しい状態から出発した国のほうが, 成長は容易である。なぜなら, 貧しい国では, 労働者は最も基本的な道具でさえもっていないため, 結果として生産性が当然低い。そのため, わずかな量の資本を投資しただけでも, 労働者の生産性はかなり上昇する。対照的に, 豊かな国の労働者は多くの量の資本を用いて働いており, 資本の投入量の増加により高まるのは労働者の高い生産性の一部だけである。即ち, 労働者 1 人当たりの資本量がすでに高いので, 追加的な資本投資は相対的には生産性に小さい効果しか与えない。

また, 中国の場合は「後発であるゆえに, 先発工業国がすでに開発し使用しているさまざまな技術や知識の体系を利用できる優位性を持つという点である。いうまでもなく, ある国が新規の技術や製品を自前で開発し, 生産体制や経営組織を独自に発展させるためには, 莫大な時間と資金が必要となる。後発国は必要な技術や知識を先発工業国から導入することによって, この時間と資金を節約することが可能となる」。¹⁶⁾

中国の近代化戦略研究課題組の推算によると, 2002 年の中国の国力¹⁷⁾は, 108 カ国のランキングで第 69 位である。先進諸国と比べて, 2002 年の国力は 1858 年のイギ

リス、1892年の米国、1957年の日本、1976年の韓国に相当する。従って、1978年からの中国の高度経済成長はかなり低い水準からスタートしたものである。

キャッチアップ効果は、過去(80年代)の高度成長期初期の中国と最近(90年代)の高度成長が既に終焉し安定成長期に入った日本の経済との比較から最も明らかになる。日本は1990年の投資率は33.2%とごく一般的であるのに対して成長率は5.2%であり、1991年の投資率は30.8%で、成長率は3.8%である。しかしながら、同じぐらいの割合を投資に充ててきた中国では、1982年の投資率は32.1%に対して成長率は9.1%、1983年の投資率は33.0%に対して10.9%と、驚異的な成長を達成した。その成長率からみれば日本の約2~3倍である。ところが、1980年の中国の一人当たりGDPはわずか日本の39分の1に過ぎない¹⁸⁾。その理由の一部は、1966年から始まった文化大革命により、イデオロギーを重視し、経済活動がないがしろにされ、投資が非常に少なかったことに求められる。初期の資本ストックが少なかったため、資本蓄積に対する利益は中国のほうがはるかに大きかった。そしてこのことが、中国にその後の高度成長をもたらしたのである。GDPを見れば、中国の2004年のGDPは1980年の30倍であり¹⁹⁾、一人当たりGDPは23倍であり、日本の39分の1から25分の1まで急速に縮小してきた²⁰⁾。高度成長と言うよりも、スタート時点が極めて貧しいからだと言うほうが当てはまる。それを説明するのがキャッチアップ効果である。

4.5 エネルギー・資源の超過投入

中国の投資効率がそれほど高くない原因は、「一般論」(注2参照)で指摘されているように、中国の成長は固定資産の拡大と資源投入量の拡大よりもたらされたものである。

中国では、成長におけるサービス産業より製造業が重要な役割を果たしてきた。したがって中国の成長は、目覚ましい勢いで増大したエネルギー需要や鉱物資源に対する需要を伴ってきた。それ故に、1993年に石油輸入国に転じ、1996年には原油輸入国になった。その後も原油輸入は大幅に増加しており、石油の世界消費量に占める中国の消費量は1990年の3.5%から2003年の7.7%に上昇した。中国は2003年に日本を抜いてアメリカに次ぐ世界第二位の石油消費大国となった。2004年の最終消費が前年比17.1%増え、中国の消費増加率は世界の平均値の4倍で、中国だけで世界全体の消費増加の三割弱を占めるに至っている²¹⁾。

また、中国は世界最大の銅の輸入国であり、世界第2位の鉄鉱石の輸入国であり、かつ世界第3位のアルミニウム輸入国である。この間、工業鉱物に対する世界需要の増分のほぼ半分を中国が占めるようになった。中国は、エネルギーや鉱物資源に対する需要が多だけでなく、エネルギーや鉱物資源の消費効率は極めて低い。中国のエネルギー原単位²²⁾(単位GDP当たりの一次エネルギー供給量)は日本の約9

倍であり、送電端効率は日本の43%に対して中国は33%である。したがって、中国は投資の比重が高く、エネルギーや鉱物資源を多く使用する自国の成長パターンを変える必要がある。中国は原子力や新エネルギーの利用を増やし、エネルギー効率を高めることにより、石油や鉱物資源の輸入依存度を下げることができるし、全体の投資効率を高めることもできる。

さらに、「一般論」で指摘されているように、中国のこれまでの成長は外資導入による輸出の拡大によりもたらされたものである。しかし、中国は輸出が急拡大し、外貨準備の急増により、アメリカをはじめとする先進国との貿易摩擦が激化しており、外需依存型成長から内需依存型への転換を迫られている。投資を増やせば、投資過熱だけでなく、その効率がさらに低下しかねないため、内需拡大を図り消費を増やさなければならない。しかし、これは国内貯蓄、ひいては投資資金の減少を意味するから、従来の高成長を持続させるために、投資の効率性を求める必要がある。投資の効率性を高めるため、その解決策を技術の進歩、研究開発に求めなければならない。

5. 中国における投資の動向

5.1 「下請け工場」から産業高度化への転換

Table2.

9からみられるように、中国の研究費は先進国と比べて極めて低い水準に止まっている。90年米国の研究費がGDPに占める割合は3.7%、日本は4.1%に対して中国は1.0%であり、03年米国の研究費は2.8%、日本は3.6%に対して中国は1.2%である²³⁾。

Table 2.9 International comparison of research expenditure (billion ¥/y)

	米国	中国	日本	ドイツ	イギリス	フランス	韓国
1990	22,017	404	13,078	5,968	3,049	4,179	764
1995	17,271	393	14,408	5,194	2,084	3,375	1,151
1998	29,628	871	16,140	6,496	3,352	4,122	1,057
1999	27,739	934	16,011	5,848	3,128	3,584	1,142
2000	28,520	1,166	16,289	5,026	2,895	3,073	1,320
2001	33,325	1,531	16,528	5,655	3,259	3,577	1,517
2002	34,662	1,951	16,675	6,297	3,730	4,075	1,736
2003	32,900	2,157	16,804	7,106	3,949	4,523	1,855
2004	33,813	2,570	16,938	7,417	4,029	4,774	2,096
2005	—	3,295	17,845	7,725	—	4,989	2,600

出所:『世界国勢図会』07/08年版 p.289より作成

周知のように、日本の高度経済成長はあくまでも技術革新の結果である。中国は年平均10%に近く経済成長を続けてきたが、「世界の工場」という面もある。中

国科学技術協会によると、現在、中国の技術の対外依存度は50%に達している。中国のDVDプレーヤーは世界の生産量を誇るが、中国企業が日米欧企業に支払う特許料は一台につき20ドル(約2400円)近い。企業や政府は独自技術の必要性を痛感してきた。技術に乏しい中国企業は規模の拡大と薄利多売に走り、「利益なき繁忙」が過剰生産に繋がってきた。投資を制限しなければ、10年の自動車生産能力は2000万台と需要の2倍以上にもなるとの予測もある。そこで、政府は第11回5年計画に「エネルギー、IT、バイオ、海洋、宇宙、新材料などハイテク産業における自主開発能力を高め、産業の高度化を図る」(Table 2.10 参照)と掲げたのである。

具体的には、2004年の研究開発費比率である1.2%を2020年までに約2倍にする方針であり、技術の対外依存度は30%以下に下げ、中国人による発明・特許数と、科学論文で引用される件数を世界で五位以内にする、すなわち「今世紀半ばには科学技術強国になる」という方針である²⁴⁾。

5.2 投資主導から消費主導への経済構造の転換

中国政府の第11次5年計画の中では、単純な成長を追及する従来の評価システムを調整し、「安定した速いテンポの成長」を目指している。今後の5年間の成長率は年平均7.5%に設定された。また中国の「外需依存」型の経済を「内需依存」型へ転換するために、農民の所得底上げを重視して、農村部に重点的に財政投入する方針を示した。貧富格差拡大など高度成長に伴う歪の是正を目指したものである。さらに以下が示された。

Table 2.10 Out line of mid and long term evolutionary strategy of science and technology in China

<p>〔重大領域〕 (1) エネルギー (2)水・鉱物資源 (3)環境 (4)農業 (5)製造業 (6)交通運輸 (7)情報・サービス (8) 人口・健康 (9)都市化 (10)公共安全 (11)国防</p>
<p>〔重大専門プロジェクト〕 汎用チップと基盤ソフト、大規模集積回路製造技術、次世代ブロードバンド無線通信、高度NC 工作機械とその製造技術、遺伝子操作新品種、大型航空機、地球観測システム、有人宇宙飛行 と月探査など16項目</p>
<p>〔先端技術〕 (1) 生命科学(標的遺伝子の発見、動植物・薬物の分子設計、遺伝子操作とタンパク質工学など) (2) 情報(人工知能、仮想現実など) (3) 新材料(高温超電導、太陽電池や燃料電池などの材料) (4) 製造技術(ナノテク、人工知能ロボットなど) (5) エネルギー(水素と燃料電池、高速中性子炉など) (6) 海洋技術(海洋環境の立体観測、大洋海底の高速探査、メタンハイドレード開発、海洋作業技術) (7) レーザー(内容未公開) (8) 宇宙技術(同)</p>

出所：日経新聞 2006年2月10日

注：先端技術の()内は早期開発を目指す優先テーマ

(1) 消費振興に向け「インフラ整備の資金投下の重点を農村に移す」という戦略的

な転換が強調された。すなわち、財政出動により道路や飲用水などの整備を加速するものである。農村支援として都市との格差拡大を抑えることで、社会の安定を目指す狙いもあり、2006年から2年間で農村の義務教育を無料化することとした。

(2) インフラに関しては、北京—上海、北京—広州などで旅客専用鉄道 7000 キロメートルを整備する。これらは時速 200-300 キロの高速鉄道になると見られる。

インフラ投資の拡大はさらに民間投資を誘発し、投資が投資を呼ぶ効果をもたらすと予測される。

また、産業構造の調整を進め、雇用などに占めるサービス業の比率を引き上げるほか、独自の国産技術育成を目指し、研究開発費の対GDP比率を05年の1.3%から10年に2%へ引き上げる。これからは、研究開発の促進により技術進歩と一体化した効率の高い投資が増えると期待される。さらに、省エネルギーや環境保護に関し、成長率などのより厳格な数値目標を設定した。単位国内総生産(GDP)に占めるエネルギー消費量を2010年時点で2005年比20%、主要な汚染物質の総排出量を同10%、確実に削減するよう、地方政府などに求める²⁵⁾。

5.3 金融システムの改革

中国では2006年12月には銀行業務を外資に全面開放、サービス分野への参入自由化を加速、同時に、企業合弁・買収によって金融不良債権処理に外資を導入するなどの革新的方法で、今後、中国は日本と同様、株式投資が増大するものと予想される。

6. おわりに

本章では中国と日本とを貯蓄と投資の面から比較してきた。高度経済成長期の日本と現在の中国とは、高い貯蓄率に支えられた高い投資率が経済成長を牽引してきたという点で共通している。中国の資本係数は日本とさほど差がなく、すなわち、中国の高度経済成長早期における投資効率は日本にほぼ匹敵すると考えられる。しかし、この結果は技術革新によってもたらされたものではなく、後発国のキャッチアップ過程に見られる大量投資によるものである。今後は研究開発の促進により、技術進歩と一体化した効率の高い投資が増えると期待される。さらに、エネルギー消費大国での目覚ましい高度経済成長に伴い、環境問題が深刻な状況になることは投資効率が劣化する一因と考えられる。

中国が直面している問題の多くは日本が高度成長期に乗り越えてきたものであり、日本の経験は中国にとって大きな参考になる。日本の経験も踏まえ、中国が様々な課題を解決して持続的成長軌道に乗れば、日本経済にとってもプラスになるであろう。

注

1)日本経済研究センター、2005、P.202。

- 2) 主な文献は中国清華大学国情研究センター、日本経済研究センター編集された『中国の経済構造改革』2005年版。関志雄著。『中国 経済革命の最終章』日本経済新聞社 2005年版。
- 3) 伊藤, 1988, p.25。
- 4) 美濃口, 1989, p.11。
- 5) 市, 県, 郷, 村などの地方政府あるいは農村の各種団体が経営する企業。
- 6) 日本の法人税に相当する。
- 7) 『世界国勢図会』2006/07 年版 p.135 より算出。
- 8) N.Gregory Mankiw(1999), pp14-17。
- 9) 張, 2007, 修士論文(未公表)
- 10) 吉川(1997)p.141
- 11) 関, 2005, p.19。
- 12) 関, 2005, pp.20-21
- 13) 張, 2007, 修士論文(未公表)。
- 14) 中国の GDP 成長率から見ると, 1989 年は 4.4%, 1990 年は 3.8%であり, 高度経済成長はほぼ中断されていた。その原因は 1989 年の天安門事件による米国など西側諸国の経済制裁のため中国経済が大ショックを受け, 国内需要が大幅に減少したことである。
- 15) Catch-up effect: 貧しい状態から出発した国のほうが, 豊かな状態から出発した国よりも速く成長するという性質。N.Gregory Mankiw(1998)p.190
- 16) 末廣 2000。p.5。
- 17) 一人当たり GDP, 科学技術, 軍事力を含む総合指標。
- 18) 『世界国勢図会』92/93 年版 p.142 より算出。
- 19) 『中国統計年鑑』2005 年版表 3-1 より算出(1980 年の価格基準)。
- 20) 『世界国勢図会』06/07 年版より算出(これはドル建ての計算, 購買力平価説を考えたら見直しべき)。
- 21) 張・小島 「高度経済成長下におけるエネルギーに関する技術移転の役割」
- 22) 経済産業省は 2007 年 4 月「エネルギー効率の世界比較」と題する資料を発表し, 各国の 2004 年におけるエネルギー原単位を比較した。これによると日本を 1 とした場合の指標は, 世界平均で 3.0 であった。国別に見ると EU は 1.9, 米国は 2.0, 中国は 8.7, インドは 9.1, ロシアは 18.0 となっている。
- 23) 『世界国勢図会』各年版より算出。
- 24) 日経 2006 年 12 月 5 日により, 中国の研究開発費が日本を抜き, 世界第 2 位になった。06 年は 1363 億ドル(約 15 兆円強)日本は 1290 億ドル。
- 25) 2008 年 1 月 1 日より, 高汚染商品の輸出を抑制するため, 一部の鋼鉄商品, コークス用炭, コークスの輸出関税を引き上げ, また, 鋼鉄業への投資を抑制するため, 鋼片などの半製品の輸出税率を 25%までに引き上げ, 一部ステンレス, 溶接鋼管, 他の鉄鋼製品に対する 15%の輸出関税の徴収開始を決定した。

参考文献

日本語文献

1. N. Gregory Mankiw (1999), *Macroeconomics*, fourth edition, Worth Publishers, New York, New York and Basigstoke. N・グレゴリー・マンキュー著, 足立英元・地主敏樹・中谷武・柳川隆訳(2004)『マクロ経済学Ⅱ 応用編』東洋経済新報社。

2. N. Gregory Mankiw (1998), *Principles of Economics*, South-Western Publishers, San Diego. N・グレゴリー・マンキュー著, 足立英元・石川城太・小川英治・地主敏樹・中馬宏之・柳川隆訳 (2001)『マンキュー経済学Ⅱマクロ編』東洋経済社
3. 伊藤正直 (1988)『高度成長から「経済大国」へ』岩波書店。
4. 吉川洋 (1997)『高度成長』読売新聞社。
5. 美濃口武雄 (1989)『経済学概論—現代の日本経済と経済学—』創成社。
6. 小島紀徳 (2001)『21世紀が危ない—環境問題とエネルギー—』コロナ社。
7. 日本経済研究センター,
清華大学国情研究センター編 (2006)『中国の経済構造改革』日本経済新聞社。
8. 沈才彬 (2006)『検証中国爆食経済』時事通信出版局。
9. 末廣昭 (2000)『キャッチアップ型工業化論—アジア経済の軌跡と展望』
名古屋大学学出版会。
10. 大西康雄編 (2006)『中国 胡錦濤政権の挑戦—第11次5ヵ年長期計画と
持続可能な発展』アジア経済研究所
11. 関志雄 (2005)『中国 経済革命の最終章』日本経済新聞社。
12. 張文卿 (2008) 中国の高度経済成長における輸出の役割—予備的考察—『富
士大学紀要』第40巻 第2号。
13. 日本経済新聞社編 (2006)『中国 大国の虚実』日本経済新聞社。
14. 樊綱著, 関志雄訳 (2003)『中国 未完の経済改革』岩波書店。
15. 深尾光洋編 (2006)『中国経済のマクロ分析』日本経済新聞社。
16. 南亮進・牧野文夫編 (2005)『中国経済入門 第二版』日本評論社。
17. 高木新太郎・小島紀徳編著 (1999)『エネルギーと環境—東アジアを中心に』日本
評論社。
18. 張文卿・小島紀徳 (2009) 「高度経済成長下におけるエネルギーに関する技術
移転の役割」

『エネルギー学会誌』 投稿審査中

中国語文献

1. 賀燦飛 (2005)『外商直接投資区位:理論分析与实践研究』中国経済出版社
 2. 宋成全 (2004)『邁向貿易強国——中国外貿競争力研究』中国商務出版社
 3. 李德水 (2005)『第一次全国經濟普查取得重要成果 我国GDP総量と結構均有
新的变化』中国統計局出版社
 4. 自然之友・楊東平 (2008)『中国環境的危機与轉機』中国社会科学文献出版社
- ### 統計書
1. 中国国家統計局 (2005, 2006 年版)『中国統計年鑑』中国統計出版社
 2. 中国国家統計局編 (2002, 2005 年版)『中国統計摘要』中国統計出版社
 3. 矢野恒太郎記念会 (1965, 71, 73 年版)『日本国勢図会』国勢社
 4. 矢野恒太郎記念会 (各年版)『世界国勢図会』矢野恒太郎記念会
 5. 木本書店編集部 (2006 年版)『世界統計白書』木本書店
 6. 日本統計協会 (2007 年版)『日本長期統計総覧』日本統計協会

第二部
エネルギー・環境問題
の展開と中国におけるごみ焼却処理の
現状

第三章 高度経済成長下におけるエネルギーに関する技術移転の役割

Chapter 3 Role of Energy Related Technology Transfer in the High Economic Growth Rate

1. はじめに

世界のエネルギー消費は、人口の増加や経済活動の活発化などにより年々増加している。特に、10億以上の人口を抱えるインドと中国の一次エネルギー消費量は1990年から2002年の間にそれぞれ1.47倍、1.40倍と高い伸びを示しており、この間の両国のエネルギー消費量の増分は世界全体の増分の33%を占め¹⁾、世界のエネルギー消費拡大に大きな影響を及ぼしている。

一次エネルギー消費の多い国を見ると、世界全体の22.4%を占めるアメリカが第一位で、以下、中国、ロシア、インド、日本と続いている。一方、一次エネルギーの生産はアメリカ、中国、ロシア、サウジアラビア、インド、カナダの順で多く、これらの上位6カ国で世界50.6%を占めている。一次エネルギーの生産と消費における経済協力開発機構(OECD)加盟30カ国(いわゆる先進国)とOECD非加盟国の比率を比べると、生産が37対63であるのに対して、消費は52対48となっており、エネルギーの分配に偏りがみられる。今後は、世界人口の40%近くを占めている中国とインドの高度経済成長につれて、今後OECD非加盟国の消費比率が高まると見られている。国際エネルギー機関(IEA)の長期予測によると、世界のエネルギー消費はさらに増加し、2030年には2000年比で66%増えるの見込みである¹⁾。

そこで、本章では中国の現在の高度経済成長の下におけるエネルギー問題について、今日の原油価格高騰を招く要因、中国・日本のエネルギー需給の相違と問題点、中国のエネルギー需給の動向、エネルギーに関する技術の変化および日中協力への展望などの分析を通じて考察する。中国はすでに米国に次ぐ世界2位の石油消費大国になっているが、エネルギー原単位は米国の約3倍、日本の約9倍である^{脚注 1)}。エネルギーの可採埋蔵量から考えると、限りある地球のエネルギー資源の持続的有効利用を図り、同時に地球温暖化を防止するためには、環境共同体としての日中間の技術移転の役割が重要であることを強調しておきたい。

^{脚注 1)} 経済産業省は2007年4月「エネルギー効率の世界比較」と題する資料を発表。各国の2004年におけるエネルギー原単位(単位GDP当たりの一次エネルギー供給量)を比較した。これによると日本を1とした場合の指標は、世界平均で3.0だった。国別に見るとEUは1.9、米国は2.0、中国は8.7、インドは9.1、ロシアは18.0となっている。

2. 原油価格高騰を招く要因

第一次世界大戦当時のフランス宰相クレマンソーの名言に「石油の一滴は血の一滴」がある。今の世界では石油は昔のように軍需物資として特別戦略性が高いわけではないが、依然として経済成長に影響する重要な商品であると思われる。

2.1 中国の石油需要の増大

石油の需要増を牽引しているのはアジアを中心とする発展途上国であり、中でも中国の石油需要の増加が著しい。Table 3.1に示すように、2004年の世界の原油最終消費総量は31億トン、前年比4.4%増となった。この需要の伸びは1980年代以後最大である。世界の原油消費は2000年から2002年にかけて穏やかな増加にとどまっていたものの、2003年以後大幅に増えており、2010年も予想を上回る堅調な伸びが続いている^{脚注 2)}。特に、中国は2003年に日本を抜いてアメリカに次ぐ世界第二位の石油消費大国となった。2004年の最終消費は前年比17.1%増え、日本、ドイツ、韓国などの国はほぼ下降という趨勢とは対照的であった。中国の消費増加率は世界の平均値の4倍で、中国だけで世界全体の消費増加の三割弱を占めるに至っている。^{脚注 2)} 中国原油需要は2009年の増加を受けて、2010年にもさらに3.75%増となるとしているとOPEC(石油輸出機構)は2009年10月13日のレポートに報告された。(2009年10月14日Yahooニュース)

Table 3.1 Crude oil supply and demand in China, compared with countries (2004, Unit: ten thousand ton)

	Production	Export	Import	Internal supply	Self-sustenance rate	The last expend	Expenditure increase ra
China	17,587	549	12,272	29,012	60.6	24,996	17.1
USA	26,943	136	53,993	79,220	33.6	82,409	3.6
Japan	29	---	20,094	20,173	0.1	20,430	0
Russia	44,609	25,762	421	19,129	233.2	9,134	4.5
India	3,398	---	9,587	12,985	26.2	10,376	4.5
Korea	---	---	11,358	11,464	---	8,288	-0.1
Germany	346	111	11,013	11,189	3.1	11,049	-0.1
Canada	12,545	7,628	4,584	9,595	130.7	8,757	4.5
Saudi Arabia	44,467	34,638	---	9,829	452.4	5,424	8.8
World total	359,270	209,347	215,729	365,123	---	310,271	4.4

Source: Yanotsuneta Kinenkai ed., Statistics of nations all over the world (annually pub.), Yanotsuneta Kinenkai, Tokyo, (2007/08)

こうした力強い需要増の背景には、世界各国の堅調な経済成長があり、また所得の増加に伴う自動車の保有の増大(モータリゼーション)も重要な要因になっている。特に中国をはじめとする発展途上国では、経済成長による産業活動の活発化、自動車を所有する人の増加などが大幅な需要増に繋がっている。

2003年以來、中国では深刻な電力不足が起こり、世界的にも石油や石炭などエネルギーの価格が高騰している。2005年に原油の価格は60ドル時代に突入し、2006年には70ドルを突破、2007年には一時80ドルを突破した。世界石油消費の鍵を握っている自動車産業の急成長、中国の石油消費増加は石油価格の高騰を招く一つの要因だと考えられる。中国の自動車の生産量は1985年の41.5万台から、2007年では888万台になって、85年に対して、21.4倍増、22年間年平均97.3%で急増した。Fig.3.1に示すように、2007年の販売台数は879万台とアメリカに次ぐ2位であるが、この多くは国内で販売し、輸出は61万台で販売量の6.7%しか占めていない²⁾。このような状況は、必然的に石油の需要を押し上げた。90年代に入ると、自動車生産大国の米国、日本、ドイツではこの数字が輸出を含むにもかかわらずほぼ下降、横ばい趨勢であることとは対照的に中国は著しく急成長している。2005年になると、中国はドイツを上回っている。また、中国国内自動車保有台数は、2008年9月には1億6800万台に達し、前年同期比5.2%増加した^{脚注2)}。個人自動車保有台数は1億2,768万台と、中国自動車保有総数の75.99%を占める。2000年と比べると、2007年の自動車の保有台数は10倍になった。日本の場合には2008年現在で二輪車を除き7463万台で前年比1.6%減、2000年と比べたときの2007年の自動車の保有台数もたった5.9%増にすぎない。このようなことから「1990年から2000年までの10年間で中国の石油需要は約1.1億トン増加しているが、その25%は自動車の増加に起因している」^{脚注3)}とされている。

脚注2) 中国公安交通管理局の統計により。

脚注3) 李志東「中国のエネルギー・環境問題」経済産業研究所(2004)

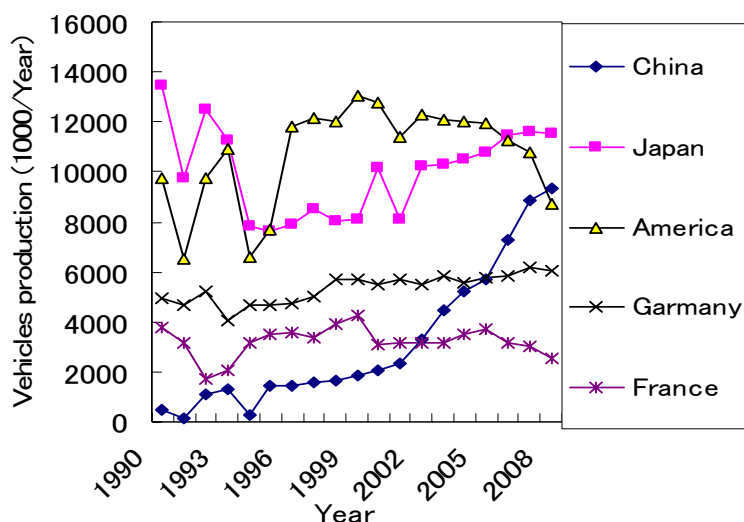


Fig. 3.1 Change of vehicles production in major countries

Source: Yanotsuneta Kinenkai ed., Statistics of nations all over the world (annually pub.), Yanotsuneta Kinenkai, Tokyo, (1992-2009/10) (Unit one thousand)

2.2 供給余力の低下

最近の原油価格高騰の要因として、国際石油市場における供給余力の低下(柔軟性の低下)の問題も指摘されている。国際石油市場における供給余力はOPECの原油余剰生産能力、石油在庫、石油精製能力から構成される。市場における需給変動に対応してその調整役を担う重要なものである。しかし問題はこれらの供給余力が、石油需要の増加、合理化・コストダウン努力などの結果、いずれも縮小していることである。

石油供給の川上部分を見ると、もともと非OPEC産油国は基本的に能力限界での生産を行うので余力がなく、OPECのみが生産余力を持っていた。OPEC原油の余剰生産能力は2002年ころには一時一日当たり700万バレルを越えることもあったが、需要増に対応した増産のため、2004年の秋には一時、同60万バレルを割り込んだ。世界全体の石油供給量から見た供給予備率が1%未満にまで下がったのである。

その後、OPECの余剰生産能力はやや回復したものの、その水準はなお低い。しかもその大半がイラクとサウジアラビアに集中している。この二カ国を除くとOPECといえども余剰能力はなく、両国の石油供給に何らかのトラブルが生ずるような事態が万一起きた場合、国際石油市場が極めて大きな影響を受ける構造となっている。最近の原油価格の高騰については、OPECのダウコル議長が「原油と製油所の余剰生産力の低下が原油価格高騰の要因だ」とも指摘した^{脚注 4)}。このほか企業の合理化・コストダウン努力などの影響もあって、民間企業の石油在庫は低水準に保たれる傾向にある。とくに米国において、近年は原油およびガソリンの在庫水準が下がってきた。EIA(Energy Information America)が2008年9月17日発表した9月12日までの週間石油在庫統計によると、ハリケーン「グスタフ」と「アイク」の影響で、ガソリン在庫が過去最低水準まで低下、また原油在庫も予想以上に減少したとされる。ガソリン在庫は、330万バレル減の1億8460万バレルで、8週連続で減少した。原油在庫は630万バレル減の2億9,170万バレルとなった。減少幅は、アナリストによる予想である380万バレルを大きく上回った。シティ・フューチャーズ・パースペクティブのエネルギー・アナリスト、ティム・エバンズ氏は「(在庫の低下は)全体的には原油高を促す要因となる」と指摘した^{脚注 5)}。

また1980年以後、合理化により石油精製能力が削減されたことから、米国では精
いる。このように供給余力(需要調節能力)が低下

，需給変動や，その変動に対する思惑，さらに外的ショックによって

脚注 4) 2005 年 6 月 22 日 日本経済新聞の記事より

脚注 5) 2008 年 9 月 18 日 REUTERS の記事により。

2.3 大きい産油国の地政学リスク

最近の国際石油市場では主要な産油国における地政学的リスクが増加し，供給不安が高まっている。2001年に起きた米同時多発テロ後の中東情勢や，ロシア，ベネズエラ，ナイジェリアなどの内政不安が石油市場参加者の懸念材料となり，原油価格の上昇を加速させている。

例えば，大産油国であり，最大の余剰生産能力(万が一の場合の供給余力)を持つサウジアラビアでは，2004年5月に二度にわたって起きた石油施設などに対するテロが市場心理に大きな影響を与えた^{脚注 6)}。実際に石油生産や輸出に影響することはなかったが，サウジアラビアの石油供給に万一の事態が発生した場合，その代替が極めて難しいために，同国のセキュリティ問題が重大な関心として国際石油の先物市場に心理的な動揺を与え，原油価格の高騰を助長したのである。不安なイラク情勢も大きな影響を及ぼしている。イラクの石油生産は2004年3月には一日当たり238万バーレルと，戦争前に近いレベルまで回復したが，その後の治安悪化や石油部門へのテロで生産・輸出は不安定な状況が続いている。

国際石油市場での供給不安はこれだけではなく，OPEC以外で，最近の石油増産の中心となっているロシアでは，同国最大石油会社ユーコスを巡り巨額の追徴課税や主力生産子会社の強制的な売却などの問題が発生したことから，同国石油産業の将来に対する不安の声が出ている^{脚注 6)}。また，米国市場への重要な供給国であるベネズエラやナイジェリアについても労働争議などによる供給不安が指摘されている^{脚注 5)}。各国の抱えるこうした不安材料が，供給余力の低下に伴う国際石油市場の脆弱化に付け加わる形で，さらには投機マネーの介入は原油国際市場における原油価格の高騰の原因として指摘されている。

脚注 6) 日経新聞 2005 年 6 月 21 日の記事より。

3. 中国・日本のエネルギー需給の相違と問題点

3.1 需要面において

21世紀に入り，北東アジア^{脚注 7)} は世界の三大エネルギー市場の一つに成長し

2003年の実績では、北東アジアは世界エネルギー消費の21%を占め、アジア全域では33%を占めている。北東アジアのエネルギー消費は石油換算で20億トンでありヨーロッパ全体の19.3億トンを超え、いまやアメリカ、ヨーロッパと肩を並べる世界の三大エネルギー市場の一つになっている。中でも中国のエネルギー消費は3割強の伸びを記録し、世界の平均をはるかに超えている。

一方、大きな人口を抱える高度成長の続く中国とインドでは、今後もエネルギー需要が大きく伸びると予想される。インドや東南アジアのエネルギー消費量は相対的に増えたが、絶対量では中国が全体のほぼ半数を占めている。IEAの最近の見通しによれば、中国のエネルギー消費の伸びが続くことで、2020年代には北東アジア三カ国のエネルギー消費量は北米市場を越える規模に達すると見込まれている。

Table 3. 2 Composition of primary energy supply of major northeast Asian countries (2005, %)

	Coal	Oil	Natural gas	Nuclear	Hydraulic	Others	Total
Japan	21.1	47.4	13.3	15.0	1.3	1.9	100.0
China	63.3	18.5	2.3	0.8	2.0	13.0	100.0
Korea	23.1	45.0	12.8	17.9	0.1	1.0	100.0
Russia	16.0	20.6	54.1	6.1	2.3	1.0	100.0

Source: Yanotsuneta Kinenkai ed., Statistics of nations all over the world (annually pub.), Yanotsuneta Kinenkai, Tokyo, (2008/09)

Table 3. 3 Change in energy consumption in China, total in Mtce and primary energy composition total (Primary energy contribution, %)

	M tce	Coal	Oil	Nature	Waterelectric
1978	571	70.7	22.7	3.2	3.4
1985	767	75.8	17.1	2.2	4.9
1990	987	76.2	16.6	2.1	5.1
1992	1,092	75.7	17.5	1.9	4.9
1994	1,227	75.0	17.4	1.9	5.7
1996	1,389	75.7	18.0	1.8	5.5
1998	1,322	69.6	21.5	2.2	6.7
2000	1,302	66.1	24.6	2.5	6.8
2002	1,482	65.6	24.0	2.6	7.8
2003	1,709	67.6	22.7	2.7	7.0
2004	1,970	67.7	22.7	2.6	7.0

Table 3.2 に示すように、北東アジア主要国のエネルギー構造をみると、日本と韓国は石油と天然ガスがそれぞれ一次エネルギーの60.7%、57.8%を占めている。また原子力がそれぞれ15%、17.9%を占め、中国のそれをはるかに上回っている。この両国はエネルギーのほとんどすべてを輸入に頼っている。そのため第一次オイル・ショック、第二次オイル・ショック時には相当の影響を被った。対照的に、Table 3.3 に示すように、2003年の中国では石炭が全体の約7割を占め、石油は2割強に過ぎない。Table 3.1 から計算すると、2004年における石油輸入依存度は39.4%である。しかし、近年では、高度成長につれて、モータリゼーションにより、石油需要が急速に伸び、国産だけでは追いつかず輸入が急速に増えている。

このように中国では、高度成長によるエネルギー需要の急成長と、それに伴う石炭の大量消費による深刻な大気汚染が大きな課題となっており、供給量の確保と省エネルギー、環境対策が今後のエネルギー政策の重点目標となっている^{脚注7)}。

脚注7) (北東アジアとは日本、韓国、中国、ロシアなどを指す。畑 良輔「京都議定書」と北東アジアエネルギー・資源・環境・経済圏—国際連系直流電システムの検討—SEI テクニカルレビュー(2005))

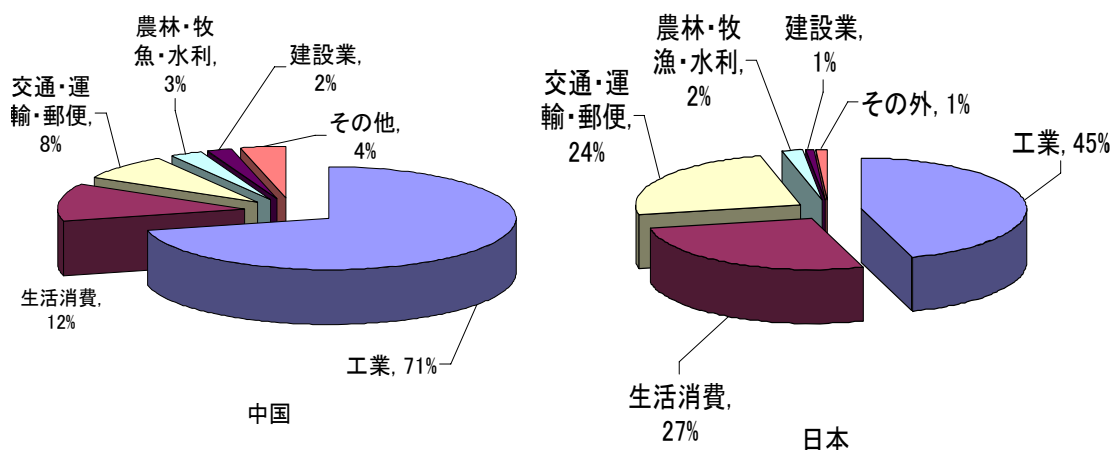
3.2 エネルギーの安定供給と消費の効率化面の問題点

2003年から2006年まで4年続けて中国は10%を越える経済成長を記録した。中国は、2020年までに所得を2000年の4倍に増やす計画を掲げており、これは平均7.2%の成長率になる。2008年の北京オリンピック、10年の上海万国博などを背景として、当面はこれをかなり上回る成長が続きそうである。しかし、その一方ではいろいろ懸念材料がある。近年、中国の成長を支えてきたのは固定資本投資と輸出の増大で、中国は「世界の工場」といわれてきた。2003年の世界輸出に占める中国のシェアは5.9%で、ドイツ、アメリカ、日本に次いで第4位であったが、2004年には日本を抜き第3位に躍進した。しかし、この躍進は懸念材料でもある。懸念とは中米貿易摩擦の激化とエネルギー供給の不安である。

中国と日本の産業別エネルギー消費構成をFig.3.2 に示す。工業に用いられるエネルギーの割合は、中国では71%と高いあたりを示しているのに対して、日本は45%であり、中国より26ポイント低い。一方、生活消費(民生)に用いられるエネルギーは、中国の12%に対して、日本では27%になっており、中国より15ポイント高い。交通・運輸・郵便についても中国では8%に対して、日本は24%であり中国より16ポイント高い。中国でも今後のエネルギー消費構成は日本のように工業生産から生活消費にシフトするだろうと推測される。

日本が高度成長を遂げた際には、世界輸出に占めるシェアは10%に達し、アメリ

，中国の輸出と日本の輸出とは本質的に異なる。中国だけが欧米向け輸出を増やしているように見えるが，実際には日本や韓国，東南アジアから機械や中間製品を輸入し，中国から完成品を欧米に輸出するパターンである。つまり，東アジア全体が世界の工場，輸出コンビナートになっている。したがって，これは中国一国の問題ではなく，東アジア全体の問題である。今後中国の経済規模が大きくなることで，エネルギーの供給に懸念が出てくる。特に，過熱気味の設備投資や不動産投資はエネルギーの需要を大きく押し上げている。エネルギーの供給は電力，石炭，石油のどれも近年の需要の伸びが大きく，一方，量的に供給は簡単に増えない。エネルギー供給能力の増強は最低でも5年ぐらいのリードタイムが必要で，先を見通した計画を立て，それを着実に実行していくしか解決方法はない。



出所:『中国統計年鑑』2008年版

出所:『日本エネルギー・経済統計便覧』2009年版

Fig.3.2 Comparison of the energy consumption according to the industry in Japan and China

4. 中国のエネルギー需給の動向

Table 3.4に示すように，2004年中国のエネルギー消費は一年で15.2%伸び，エネルギー消費のGDP弾性値は1.60で，第二次産業で大きな消費増加が続いている。これまで中国の政策当局は，「中国のエネルギー構造は省エネの余地が大きい」として，長期計画の上では0.7程度のGDP弾性値を想定してきたが，この0.7と現実の1.60の差が最近の供給逼迫の原因である。

経済が離陸の段階にあるときは基礎物資の需要の伸びが大きく，国民生活の上

, GDP

弾性値は1.5－2ぐらいになるということは日本でも経験してきた。一方で、この段階は省エネルギーの余地が大きい。中国のエネルギー使用効率はここ20年かなり改善されてきたが、まだまだ不十分というのが現状である。

Table 3. 4 Change in Chinese energy consumption elasticity

	Annual energy increase(%)	Annual electricity increase(%)	G D P growth rate	Energy elasticity	Electricity elasticity
1985	8.1	9.0	13.5	0.60	0.67
1989	4.2	7.3	4.1	1.02	1.78
1991	5.1	9.2	9.2	0.55	1.00
1995	6.9	8.2	10.5	0.66	0.78
1996	5.9	7.4	9.6	0.62	0.77
2000	0.1	9.5	8	0.02	1.19
2001	3.5	8.6	7.5	0.47	1.15
2002	9.9	11.6	8.3	1.19	1.40
2003	15.3	16.5	9.5	1.61	1.74
2004	15.2	14.5	9.5	1.60	1.53

今後のエネルギー消費の見通しは、IEAによれば2010年で石油換算16億トン、2020年21億トンくらいと予測される。中でも石炭は、シェアが下がるとは言え絶対量では増加し、引き続きエネルギー供給の主役を務めると見込まれる。供給量の確保に加えて、石炭をきれいに、上手に使うためのクリーン・コール・テクノロジーを大量に導入し、省エネ対策、環境対策の強化を進めることが必要である。一方で、自動車の普及が進み、原油輸入は大幅に増加しよう。IEAの予測は比較的控えめなもので、2003年から2005年にかけてはこれをかなり上回るスピードで経済成長とエネルギー消費の増加が続いている。

4.1 「電力不足」の要因

中国2004年の電力の消費総量は21,971.4億kWhであり、発電量は21,972.3億kWhで³⁾供給は十分であったが、「深刻な電力不足」と論評された。なぜ、このような論評されたのか、以下のデータから考察してみる。

2004年7月19日には、上海市内全域で大規模な電力使用制限が開始され、夜景で有名な外灘の照明が消され、2100社が影響を受けるなど、大停電・電力使用制限が年間数件発生している。この例に代表されるように、停電はほとんど沿海地域それも沿海部の工業地帯に集中しており、工場の振替操業や持ち回り停電などで急場を凌いでいる。それに対して、内陸地域は電力が豊富であるにもかかわらず、消費量が少ない。

**Table 3. 5 Regional comparison of electricity consumption in China
(Hundred million kWh)**

	1995	1999	2000	2001	2002	2003	2004
West region	2,110.7	2,846.9	2,975.2	3,168.1	3,520.2	4,032.0	4,715.0
Jiangsuprovince	684.8	848.7	971.3	1,078.4	1,245.1	1,505.1	1,820.1
Shanghaicity	403.3	501.2	559.5	593.0	645.7	745.0	821.4
Zhejiang province	439.6	611.7	738.1	848.4	1,010.7	1,232.5	1,383.7
Guangdong province	787.7	1,086.2	1,334.6	1,458.4	1,687.8	2,031.3	2,387.1

Source: Chinese statistics, yearbook 2005

West region: Inner Mongolia, Chongqingcity, Sichuan province, shanxi province, Gansu province, Qinghai province, Ningxia province, Xingjing Autonomy district, Tibet Autonomy district etc., excluding Tibet.

Table 3.5に示すように、2004年西部11省市の電力消費量は4,715億kWhで、2004年の消費総量の21.5%を占めていた。それに対して沿海地域の江蘇省、上海市、浙江省、広東省4省市の消費量は6,412.3億kWhであり、29.2%を占めている。電力消費量が最大の省である広東省は10.9%を占めている。

事態の改善には、まず、発電能力の増強が必要である。それに加えて、中国では約3000カ所の発電所のうち2500カ所が5万kW以下の小規模発電所で、効率が悪い。日本の最新鋭の石炭火力は規模も100万kW級で発電端効率も43%くらいに向上しているが、中国の石炭火力の発電端効率は平均で33%(2003年)に過ぎない。小規模発電所では30%をかなり下回っている。能力増強とともに、旧式発電所のリプレース(更新)も必要である。また、地域に点在する小規模発電所を大規模集中発電に切り替えるには送電網の拡充も必要で、相当な大型投資が必要である。

一方、最近の特徴としては冷房需要の増加によるピーク電力の伸びが大きいが上げられる。現在火力発電の95%を占めている石炭火力は立ち上げに時間がかかり、電力需要の時間変動に対する追従性に劣る。このため、ピーク需要時間帯に備えて数時間前から待機していなければならない。ピーク需要の伸びに対応するにはガスタービンなど小回りの効く発電所を増強する必要がある。また、西部大開発^{脚注 8)}の計画には「西電東送」——西部地域の豊富な電力資源を珠江デルタ、長江デルタ、環渤海地域に送るプロジェクトがある。

前述したように、2004年の夏から、中国南部の省・市・自治区が停電したことがあり、電力の不足分は3,000万kWhにも達したという指摘がある。したがって、各地で発電施設建設のブームとなった。2005年、全国で完成した発電容量は5億1,000万kWである。さらに2億kWの発電容量の施設を建設中である。2006年末時点で全体の発電容量は6億kWの規模に達し、2007年には発電容量が需要を10%

上回るとみられている。⁴⁾ もう一方、2006年になって、中国の電力価格は引き続き上昇するものの、需給のバランスの実現には問題がない上に、2007年にはほとんど電力供給過剰に逆転する気配があった。「2007年には電力過剰の局面を迎える可能性がある。その原因は中国電力生産の能力がハイ・スピードで発展することにある」^{脚注 9)}という指摘もある。

^{脚注 8)} 中国政府が西部地区における未開発の資源を有効利用し、東西格差を埋めることを目的に、1999年から推進している国家プロジェクト。西部地区には、陝西省、甘粛省、青海省、寧夏回族自治区、重慶市、四川省、新疆ウイグル自治区、雲南省、貴州省、チベット自治区が含まれる。

^{脚注 9)} 中国経済時報 2006年1月2日、中国国務院発展研究センター産業部馮飛部長が記者のインタビューに対する発言。

4.2 石炭需要の増加の要因

石炭の生産は1990年10.2億トン、2003年に16.3億トンに達し、2005年には約21.4億トンであった。石炭のシェアはエネルギー総生産の75.6%を占めている。将来も石炭の生産増加は続く見込みがあるが、消費量は、生産量を超えており、年間3000万トン不足している。また、掘り出したままで、不純物が混じた原炭をそのまま使用する割合が高く、環境対策も貧弱という課題がある。石炭の需要が増加する要因としては以下があげられる。

4.2.1 石炭に依存する火力発電

中国における発電のエネルギー源は主として石炭である。中国エネルギー研究所長の周大地の見通しによると、2020年までに中国での年間石炭消費量は31億トンに達する⁶⁾。発電向けの石炭消費量は毎年6～8千万トンずつ増加することになる。石炭火力による2020年の発電能力は7.8億kWに達し、この量は現在の世界総発電能力の約3分の1相当の規模となる。

4.2.2 中国における鉄鋼産業の拡大

鉄鋼産業は産業界で石炭を最も多く消費する業種である。中国における粗鋼の生産量は、1980年にはたった日米の3分の1であったのに対して、2007年になると日米の4～5倍になった。**Fig.3.3**に示すように、2000年以後、粗鋼の生産量は急増、2007年まで7年の間で3.8倍に膨らみ、4.9億トンを生産する圧倒的な世界最大の鉄鋼生産国になっただけではなく、また、2006年には、4500万トンの鋼材を輸出し、日本を抜いて世界最大の鋼材輸出国になった。

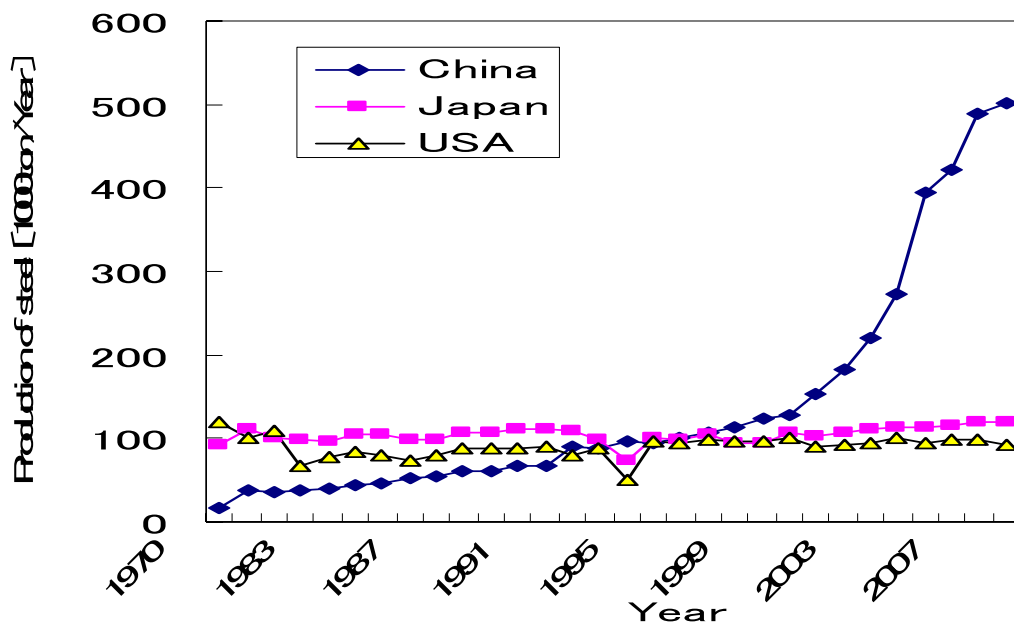


Fig.3.3 Iron and steel production in China compared with Japan and USA

Source: Yanotsuneta Kinenkai ed., Statistics of nations all over the Japan (annually pub.), Yanotsuneta Kinenkai, Tokyo, (1982-1991) (Unit one thousand)

Yanotsuneta Kinenkai ed., Statistics of nations all over the world (annually pub.), Yanotsuneta Kinenkai, Tokyo, (1992-2009/10) (Unit one thousand)

4.2.3 先進諸国のエネルギー多消費型産業のシフト

中国は2012年までの期間を定めた京都議定書においては、途上国として二酸化炭素の排出削減になんらの義務も課されていないゆえに、日本や欧州の企業には、エネルギー多消費型産業を、中国にシフトする、あるいはそうしたプロセスのみを切り出して中国に生産委託することで、二酸化炭素の排出削減を進めるという動機が生まれた。したがって、先進諸国のエネルギー多消費型産業を中国に移転により、石炭の需要の増加に拍車がかかることが懸念される。

このように今後も中国のエネルギーを支えると期待される石炭だが、供給面でも多くの課題を抱えている。

4.2.4 石炭供給面の課題

第一の課題は新規炭鉱の開発である。中国の専門家の間では、「今後、既存の炭鉱からの生産は15億トン程度に減退するのではないか。この結果、2010年までに3億トン、2020年には10億トンに上る新規炭鉱の開発が必要になる。」と言われている。現在は農村部の零細な郷鎮炭鉱の増産に頼っているがこれらの小規模炭鉱では無計画な採掘が横行し、事故も多い。資源の有効利用や安全対策などの面で問題があり、こういう状態はそう長く続けられないであろう。今後は大型炭鉱を

げる必要がある。

第二の課題は運輸のコストの増大である。中国の石炭資源は北部の内陸地帯に集中しているため、鉄道と船による消費地までの輸送が大問題である。たとえば、有名な山西省の大同炭鉱から積出し港の秦皇島までは700キロメートルの距離があり、上海などの沿海工業地帯まではさらに海上輸送が必要である。現在、鉄道や出荷港の設備が急ピッチで進められているが、このような設備投資もエネルギーや基礎物資の消費増加を増幅する要因となっている。近年、中国の石炭輸出は大幅に伸びたが、内需の増加、特に発電用石炭の確保が緊急な課題になり、2004年には輸出奨励策である付加価値税の還付率が引き下げられた。秦皇島では、出荷能力を現在の年間一億トンから1.8億トンにほぼ倍増する計画を進めているが、2004年の輸出は国内消費の増加のため15%程度減少した。今後も石炭輸出はせいぜい横ばい程度で、むしろ国内の供給地から遠い南部沿海地帯では輸入も増え、ネットの輸出量は減少に向かう可能性が高い。

実際、エネルギー経済研究所の報告によれば、2004年以降中国の石炭輸出量は毎年減少し、一方で石炭輸入量は増大している。日本エネルギー経済研究所レポートによる <http://210.163.11.141/data/summary/1739.pdf>

4.3 石油需要の動向

中国政府系のシンクタンクである国務院発展研究センターは、中国の石油の輸入依存度が2007年の50%弱から2020年には64.5%に上昇するとの予測をまとめた。自動車の急激な普及などで、中国の石油需要は急増しているが、国内の産油量は伸び悩んでおり、対外依存は一段と深まっていくのは確実である^{脚注10)}。

すでに述べたように、中国の石油需要量の増加はいまや世界石油市場や原油価格に大きな影響を与え始めている。中国は供給不足を補うため石油輸入量が大幅に増加し、1993年に石油輸入国に転じて、1996年には原油輸入国になった。その後も原油輸入は大幅に増加しており、安定的な原油供給源を新たに確保することが中国にとって喫緊の課題となっている。

一方、国内生産の増加は見込めない。大慶、遼河など主要油田の生産が減退しつつある。中国各地では石油探査が進められており、今後は海上西部地区の油田からの増産が計画されているが、同センターの予測では国内の産油量は08年の1.9億トンから15年に2億トンまでわずかに拡大する程度である。需要との差は輸入拡大で賄うしかない。

脚注 10) 日経新聞 2007年10月3日

5 エネルギーに関わる技術移転の役割

周知のように、1973年に発生した第一次オイルショックは、日本の高度経済成長が終焉した一つの要因である。しかし、1978年における第二次オイルショックでは、日本、韓国などがそのような大きな影響は受けなかった。また、近年、中国など発展途上国の高度経済成長につれ、石油価格の高騰に直面するにもかかわらず、第三次石油ショックは発生してない。これはなぜか。以下では、日本は第一次オイルショック以後、エネルギーに関わる技術の役割を、最近の中国と比較しながら、日中間の技術移転の役割を分析してゆきたい。

5.1 火力発電技術の役割

日本の火力発電の発電端効率は1956年には25%しかなかったが、1966年には35%を超え、2001年には40%を超えた⁶⁾。一方中国では、一部には熱の併給を行っているところもあり一概に比較できないが、石炭火力の発電効率は2003年現在で33%であるとされている。視点を変えれば、仮に中国のエネルギー効率を日本並みの水準に高めれば、エネルギー供給量を増やさなくても、GDPの増大が可能になる。したがって、いかにエネルギー消費を抑えながら高度成長を維持するかが、中国经济にとってのみではなく、世界にとっても最大の問題と考えられる。この意味で、省エネ技術の向上と普及は中国エネルギー戦略の成否の鍵を握っている。

世界の確認可採埋蔵量を基準にしたエネルギー燃料の可採年数は、石油はあと40年で、石炭は少し低めにみると144年、天然ガスは69年、ウランは69年である。また、推定残存資源量を基準にした可採年数は、石炭は低品位炭まで含めて2300年、石油は99年(ただし、オイルシェールなどを含めれば262年)⁶⁾という指摘はあるが、限りある地球のエネルギー資源の持続的有効利用を図り、同時に地球温暖化を防止するため、環境共同体における日中の際に技術移転を求めなければならない。

5.2 新エネルギー資源開発における技術の役割

新しいエネルギー資源の開発にあたっては、地熱、水力以外の廃棄物を含めた再生可能自然エネルギー資源自身の開発ばかりではなく、旧来の二次エネルギーシステムに乗せるための変換技術も重要な技術要素である⁶⁾。再生可能エネルギーとしては、古来使用された薪や藁に加え、近年では風や太陽光・太陽熱、バイオガスなどの利用が図られている。Table 3.6 に示す主要な国の電力源の構成をみると、中国では新エネルギーが2.3%を占めており、日本の0.4%という数字に比べ大きい。

5.2.1 太陽光熱エネルギーの開発

ここ数年で中国の太陽熱エネルギー産業が世界最大市場となった。2007 年までの積算では、太陽熱エネルギーは石炭換算で 2 億トンが利用された。つまり石炭 2 億トン分の二酸化炭素排出削減に貢献したといえる^{脚注 11)}。中国は省エネと環境保護の点で、太陽エネルギーを世界で最も利用している国ともいえる。現在、太陽熱温水器の生産量と保有量のいずれでも世界一であり、年間生産量はヨーロッパの 2 倍、北アメリカの 4 倍である。現在では世界の総生産量の 60% 占めており、毎年 20-30% の増大率を示している。中国においては、太陽熱温水器製造の分野では、すでにほぼ完全に自立した産業体系が形成されている^{脚注 12)}。

5.2.2 バイオマス技術の発展

バイオガスについては中国では新しい技術ではなく、1930 年代から中国の南部の少数民族が集まっている各省で実用化されていた。たとえば、西南部に位置する雲南省は、総人口約 4000 万人のうち 30% を少数民族が占め、貧困層も多い地域だが、その省都である昆明市近郊の村では、家庭用バイオガス設備が整備されている。各家庭の台所には専用のガスコンロが置かれ、脱硫装置のついたビニール製のガス管が屋外のマンホールに繋がっている。その地下には発酵タンクが埋められていて、敷地内にある家畜小屋やトイレから排出された糞尿が投入され、中で発酵して、各家庭に送られるメタンガスが生まれるのである。ガスを採った後の残渣は、肥料として果樹などの有機栽培に活用され、農業収入を増やしている。

Table 3. 6 Composition of electric power source in major countries, 2003 (%)

	Hydro power	Thermal power	Atomic power new energy	New energy
USA	7.5	72.5	19.3	0.7
Japan	9.9	66.8	22.9	0.4
China	14.9	82.8	2.3	2.3
Russia	17.2	66.4	16.4	0
Germany	4.1	65.2	27.5	3.2
Canada	57.5	29.6	12.8	0.1
England	1.5	76.0	22.2	0.3
England	1.5	76.0	22.2	0.3

Source: Yanotsuneta Kinenkai ed, Statistics of nations all over the world (annually pub)

Yanotsuneta Kinenkai, Tokyo. (2006/07)

また設備の導入によって、村内に散乱していた家畜の糞を処理することにもなり、衛生状態が改善され、燃料である薪の伐採による森林の減少を防ぎ、労働の軽減にも繋がっている。1980年に設立された「中国バイオガス学会」には、20年間に及ぶ研究成果、技術が蓄積されている。中国は「ローテク」を組み上げることで「ハイテク」に進化させている⁷⁾。このような新エネルギー、再生可能エネルギーの利用目的としては、遠隔地無電化村の電化や農村地帯での熱利用に加え、今後は電力網への系統連係によって太陽光発電や風力発電を広域に導入することが期待されている。しかし、一般的には再生可能エネルギーのコストは石炭や石油に比べて高く、かつ使いにくい。農村部で広く使われる対象は貧困層であるため、全国での普及は簡単ではない。そのうえ、系統連係については、まだ、技術、運営システム、法制度などが整っていない。

脚注¹¹⁾ 人民日報海外版 2007年9月11日

脚注¹²⁾ 人民日報海外版 2007年12月12日

5.2.3 原子力発電の技術の役割

最近、世界で原子力発電を再評価する動きがでてきた。2000年以後、世界各地での大停電が相次いだことや中国の地域間の電力需給のアンバランス、温暖化防止のための京都議定書の発効などエネルギーを取り巻く環境が変化したためである。

2008年1月1日、世界で運転中の原子力発電所は435基、合計出力は3億9,224万1,000kWとなり、運転中の基数は6基増、合計出力は前年を約500万kW上回り過去最高となった⁸⁾。米国の原子力は発電量がこの10年間で約2割増加した。これは百万kW級の原子力発電所22基程度を増設するのに相当する。発電コストも低下し、経済性は化石燃料並みの水準になっている。ヨーロッパでは各国のエネルギー政策とは別に、統合された域内市場で、経済性、環境対策などの観点から一定の原子力発電の比率を確保しようという考え方が出てきている点も注目される。

世界の中でもアジア地域における原子力発電の普及がもっとも注目されている。中国は2008年に100万kW級の原子力発電ユニットを新たに14機設置し、現在建設中の24機と合わせて、総出力は2,540万kWに達する見込みである。これで原子力発電で世界最大規模となる。中国はすでに建設された11機の原子炉だけで総出力910万kWに達している^{脚注¹³⁾}。

脚注¹³⁾ 中国国家発展改革委員会が2009年11月26日に発表した『中国が気候変動に対応する政策と行動——2009年度報告』

原子力発電の技術移転の面において、中国が米国から新型原子力軽水炉プラント「AP1000」が世界に先立って導入されている。これはAP1000 が応用された世界は初の原子力発電所になる、2014 年に完成し、125 万kWの発電は可能となる^{脚注 14)}。

脚注 14) 人民網日本語版 2009 年 4 月 21 日)

これらの技術移転の意義は以下のようにまとめられる。まず発電に関しては、日本の火力発電所の脱硫、脱硝、集塵の効率^{脚注 15)}がそれぞれ、97.8%、91.9%、99.97%に達していることが上げられる。日本からの中国への技術移転により、中国の環境改善がなされ、これにより日本への酸性雨の影響を低減できる。火力発電所の熱効率は平均で33%（2003年）と、日本の石炭火力の43%（同）に比べて10ポイント低い。したがって、中国の火力発電効率を改善することは、エネルギー・環境問題にとって、極めて重要な課題である。特に、大幅なCO₂の発生量削減が可能となり、地球環境改善に寄与できる。さらに、中国の熱効率改善により、中国のエネルギー需給の安定、ひいては世界のエネルギー需給の安定に寄与する。技術移転の過程で、日本側の知見の蓄積、海外事業展開時のノウハウの蓄積にも寄与する。日本の会社のビジネスチャンスも増え、国際競争力の向上にも寄与が期待される。

脚注 15) 横浜磯子火力発電所の数値

5.3 先行事例から見る技術移転の役割

5.3.1 山東省黄台石炭火力発電所への技術導入の効果

再度 Table6 をみると、中国の2003年の時点で石炭発電の割合は82.8%である。Table 3.7 には、日本の九州電力(株)による中国の火力発電所—山東省黄台火力発電所への技術移転の効果を示す。表に示すように2000年の技術移転後にはタービン効率、熱効率はそれぞれ3.63%、4.4%上昇し、年間燃料使用量は8.8万トン減少、CO₂の発生量は21.2万トン削減された。

5.3.2 石炭からのガソリンや軽油製造技術中国への移転

日本は1980年代から石炭液化技術の研究を進めてきた。コストは1バーレル当たり25～30ドルだが、原油価格が同70ドル台にまで高騰したため、採算がとれるようになった。石炭輸入コストが高い日本での実用化はなお困難だが、アジアの商用化には道が開けた。

Table 3.7 Effect of technology transfer in Shandong Huangtai power plant in China (2000)

	Designed value	Before improvement (H10/7)①	After improvement (H12/10)②	Efficiency improvement ②-①
Boiler efficiency (%)	89.94	88.66	89.36	0.70
Turbine efficiency (%)	42.98	39.64	43.27	3.63
Plant efficiency (%)	37.66	33.17	37.57	4.40
Thermal efficiency (%)		33.17	37.57	4.4
Amount of fuel use (ten thousand ton/year)		75.2	66.4	-8.8
Fuel cost (Hundred million yen/year)		29.3	25.9	-3.4
Amount of CO2 emission (Ten thousand ton/year)		180.9	159.7	-21.2

Note: Fuel cost was calculated based on coal price reported by Shandong Province Electric Power Company: Source, Kyushu Electric Power Co. 2008. 10. 23

日本の経済産業省は粉末にした石炭を高温・高圧状態にしてガソリンや軽油，灯油を作る技術である「石炭液化」事業の普及に乗り出した。独立行政法人・新エネルギー・産業技術総合開発機構NEDO^{脚注 16)}が持つ独自技術を活用し，2006年夏から中国企業と実証実験を開始，2010年にも商用化が期待されている。アジアで豊富に産出する石炭を有効活用し，世界的な原油需給の緩和につなげる目的である。

前述のように世界のエネルギー需要は今後30年で1.6倍に増える見通しであり，特にアジアでは近年，石油需要が急増している。石炭は資源量が豊富であり，生産の半分をアジアが占める。取引価格も安定しており，石炭液化油が普及すれば原油需要が緩和し，日本のエネルギーの安定確保にもつながる。技術移転に伴いNEDOには技術使用料が入る。中国はエネルギー供給の7割を石炭で占めており，石油高騰に対して2020年には石油需要のうち7～10%を石炭液化油でまかなう計画をたてている。

5.3.3 コークス乾式消火設備(CDQ)の中国への移転

CDQはコークスの有する顕熱を窒素ガスを熱媒体として所内熱源として有効利用する技術であり，ソ連から1976年に日本に導入後，大部分の大型コークス炉に導入された。その後一方，コークス装入分散装置等の日本独自の技術開発がそのエネルギー回収効率を押し上げ，世界一とも言われる日本の製鉄業の省エネルギーに非常に寄与している。一方中国では未だに多くのコークス炉で散水冷却が用いられており，熱回収されていない。中国でもCDQの有効性が認識され，2000年には中国政府の国家第10次5カ年計画で普及目標が定められた。漢方・北京・承

徳・杭州の製鉄所においては、実際に日本のCDQ設備が導入されている。新日本製鐵は、NEDOのモデル事業実施をきっかけに、鉄の需要が急速に拡大している中国でCDQを積極的に販売するために、中国市場への進出を開始した。2003年には営業強化・競争力向上を主目的として、中国の首鋼設計院と合弁会社「北京中日連節能環保工程有限公司」を設立した。

脚注¹⁶⁾ NEDOは、アジアを中心とした開発途上国において、日本の新エネ・省エネ技術の有効性を実証するモデル事業を進めている。

5.3.4 ゴミ発電技術中国への移転

中国では、都市生活ごみは54%埋立処理されており、堆肥化(コンポスト化)は6%、焼却処理にいたってはたった4%である。残りの36%は簡易処理である⁹⁾。簡易処理とは、何も処理されずに、単に発生するところから、都市近郊の空き地に運び積み込みあげることであると理解しても良い。そのため、野積み場となっているところでは、悪臭、汚水、ハエなどによりさまざまな環境問題・衛生問題が起きている。

1985年、中国深圳市では日本の三菱重工業(株)から三菱マルチン式(逆送式ストーク)ごみ焼却施設を導入した。日処理量 150t、0.5MW 発電機のごく小規模なごみ発電施設であるが、1988年発電開始であり、中国の初のごみ発電施設として日本の先進的なごみ焼却技術が中国に移転された。その後も中国でのごみ発電の導入実績は急増し、ごみ発電に利用されるごみの割合は2007年には15%となった。

5.4 技術移転先である中国の役割

2002年に始まった原油高は、新興市場の台頭と世界景気の同時拡大を背景にした「需要牽引」によるとされている。そのため、特に需要が急激に拡大している中国における省エネが世界的な注目を集めている。また、温暖化についても、2013年以後の国際的な枠組みに関する議論が始まっている中で、国全体としては「大量排出国」である中国の動向は大きな焦点である。

中国において省エネの重要性が言われ始めたのは1980年代からであり、省エネ法などの法整備もかなり進んでいる。また、最近では家電などのエネルギー効率のラベル化が進んでおり、消費者が省エネ機器を選べるような仕組みも動いている。さらに、中国の今後のエネルギー消費量に大きく影響するのが火力発電所の効率であり、先端的な技術による発電ボイラーやタービンも中国企業が自国内で製造できるようになりつつある。再生可能エネルギーの普及も著しい。

実際、中国のGDP当たりのエネルギー消費量は、まだ先進国と差があるものの、先進国以上のスピードで改善されつつある。2004年11月に発表された中国国家发展改革委員会による中長期省エネルギー計画などによると、GDP当たりのエネルギー消費量(2002年時点で2.68tce/1万元)を、2010年には2.25tce/1万元(16%削減)、2020年には、1.54tce/1万元(43%削減)とし、さらに再生可能エネルギーの寄与率を、2000年の1%から2020年には10%までに引き上げるとする大胆な国家目標が作られている。第11次5カ年長期計画にも省エネ目標が示されている。中国における省エネは、予想以上に進展する可能性が高い^{脚注17)}。

脚注17) 人民網日本語版 2008年7月12日

6. おわりに

中国のエネルギーに関する実情は以下のようにまとめられる。

1. 中国は高度経済成長につれて、石油の消費が急激に増えている。その原因としては中国の自動車生産高の急増が指摘される。中国の石油の輸入への依存率は2004年で39.4%であり、増大の一途をたどっているが、石油が全体のエネルギーに占める割合はせいぜい二割強に過ぎない。日本がオイル・ショックにより非常に大きい影響を受けた際とは異なる状況にある。

2. 中国のエネルギーは主としては石炭である。石炭の需要が持続的に増加する要因としては火力発電や鉄鋼業の拡大および先進国からのエネルギー多消費型企業の中国へのシフトがあると考えられる。

3. 中国の「深刻な電力不足」の背景には需給のアンバランスの問題がある。

4. 新エネルギーの使用については、数字上では中国での普及率が高いものの、両国の現状を分析することで、今後どのような技術が展開してゆくかを検討する必要が有る。

これらの背景に基づき、日本の技術を使って省エネルギーや環境政策を推進し、研究開発の促進によって日中関係を強化・改善することが今後特に不可欠ではないかと考えられる。現在は日本と中国とは東シナ海のガス田開発などで対立しているが、今後、技術移転によりもたらされる経済性の向上(経済利益)、大気汚染被害の回避とCO2削減などの環境利益といった「一石三鳥」の効果を日中の間でともに共有することが期待される。

文献: References

1) 矢野恒太記念会, 世界国勢図会, 矢野恒太記念会, (2006/07) p.163-164(2006)

- Yanotsuneta Kinenkai ed, Statistics of Nations All over the World (annually pub), 2006/07, p.163-164, Yanotsuneta Kinenkai, Tokyo (2006)
- 2) 中国統計局, 中国汽車(自動車)工業統計年鑑, 中国統計出版社(2008)
Chinese Bureau of Statistics, Chinese Automobile Industry Statistical Yearbook, China Statistics Press (2008)
- 3) 中国統計局, 中国統計年鑑, 中国統計出版社 Chinese Bureau of Statistics, China Statistical Yearbook 2006, p.261, China Statistics Press (2006)
- 4) www.shokokai.com.cn/upload/news/1/1225899090438.pdf
- 5) 日本経済研究センター, 清華大学国情研究センター, 中国の経済構造改革, 日本経済新聞社 p.120 (2006) Japan Center for Economic Research, Tsinghua University, Chinese Economic Structural Reform, Nihon Keizai Shimbun publisher
- 6) 小島紀徳, エネルギー—風と太陽へのソフトランディング, (日本評論社), p.88, p.180-190 (2003) :Kojima, Toshinori, Energy, Softlanding to Wind and Solar (Nihon Hyoronsha). 2003p.88, pp.180-190
pp.138-139
- 7) 寺西俊一監修, 東アジア環境情報発信所編『環境共同体としての日中韓』 p.226 集英社新書 (2006)
Teranishi S. (General Editor), East Asia Environmental Information Express Messenger (Ed.),
Japan-China-Korea, as an Environmental Community
Shueisha paperback pocket edition., p.226
- 8) (日本原子力協会 2008年11月「世界の原子力発電の概要」
www.jaif.or.jp/ja/joho/press_kit2008-sekai.pdf)
- 9) 中国統計局, 中国統計年鑑, 中国統計出版社 Chinese Bureau of Statistics, China Statistical Yearbook 2005, p.482, China Statistics Press (2005)

第四章 中国におけるごみ焼却発電の特徴に関する予備的考察

Chapter 4 Preliminary Study on Feature of Refuse Incineration Power Generation in China

1 はじめに

世界のエネルギーの埋蔵量は、確認可採埋蔵量を基準にした化石燃料の資源量の可採年数で表すと、石油はあと40年、石炭は少し低めにみると144年、天然ガスは69年、ウランは69年である。また、推定残存資源量を基準にした可採年数は、石炭は低品位炭まで含めて2300年、石油は99年(ただし、オイルシェールなどを含めれば262年)という指摘がある¹⁾。21世紀は食糧危機と資源枯渇、エネルギー危機の世紀であるといわれているにも拘らず、中国では2020年のエネルギー需要は現在の2倍にも達すると予測されている。エネルギー消費大国での目覚ましい高度経済成長に伴い、環境問題が深刻な状況になりつつある。特に産業廃棄物、都市生活ごみを問わず、廃棄物は、すでに環境汚染の重要な原因の一つになっている。

そこで、本章ではまず中国における一般廃棄物の現状を紹介する。続いて、都市生活ごみの有効利用の手法としてごみ発電の特徴を考察し、ごみ発電の高い効率の要因を分析する。後では、中国のごみ発電の問題点を日本と比較しながら検証し、最後に日本におけるごみ処理の失敗・先進事例を考察し、その経験・教訓を中国に示唆することを検討する。

2 ごみ問題の流れ

中国は1978年高度経済成長期に入り、産業に大きな力を入れ、発展してきた。急激な産業発展に伴い、生産過程で生じる産業廃棄物の量も急増しており、野外でのごみ投棄事例も増大している(例えば、<http://www.peacehall.com/hot/huanjing.shtml>)。Fig.4.1は近年の廃棄物の発生量と処理量の変化を示すものである。1995年から2005年までの11年間で、中国の産業固体廃棄物は6.4億トンから13.4億トンに膨らんだ。すなわち、GDPの成長速度に相当する年間9.8%の速度で増加してきたことになる。産業廃棄物の無害化処理率及びリサイクル率は低く、廃棄物中の有用物だけ回収した後はそのまま都市はずれの空き地に積み上げる形で処理されるという状況は日常茶飯である。産業廃棄物が環境に排出され、多くの土地を占めるばかりではなく、大気、水質、土地の汚染源ともなり、大きな環境問題になっている。

一方、都市生活ごみから出されるごみ、いわゆる一般廃棄物問題も日々深刻になってきている。1978年の改革開放政策が実施されて以来、経済の急速な発展、国民の生活水準の上昇とともに、都市生活ごみの排出量が大幅に増加している。Fig.4.1に示すように、1995年における都市ごみの処理量は1.42億tで、2005年になると、1.67億tになり、10年間で2500万t増えている。さらに大量の農村人口が出稼ぎのために都市へ流入し、都市化が急激に進んでいる。都市化率は1990年の19.4%から2002

年の 30%まで拡大した²⁾。急速な都市化は都市ごみの排出量を増加させる一要因となっている。全国 668 都市の 2/3 の都市は既にごみの“山”に囲まれており、住民の生活環境は悪化する一方である。こうした状況の中で、ほとんどの都市では従来のごみ処理、つまり露天積み上げや簡易埋め立てに使用されてきた場所は、その利用が長期にわたり、処理可能容積が逼迫している。中国の最大都市上海では、生活ごみが過去の 10 年間に毎年 5.1%の割合で増えており、2002 年度においてはその排出量は 600 万tと推定される。上海だけでの排出量もすでに日本の一般廃棄物年間排出量の 11.5% (2006 年のベース) を超えている。

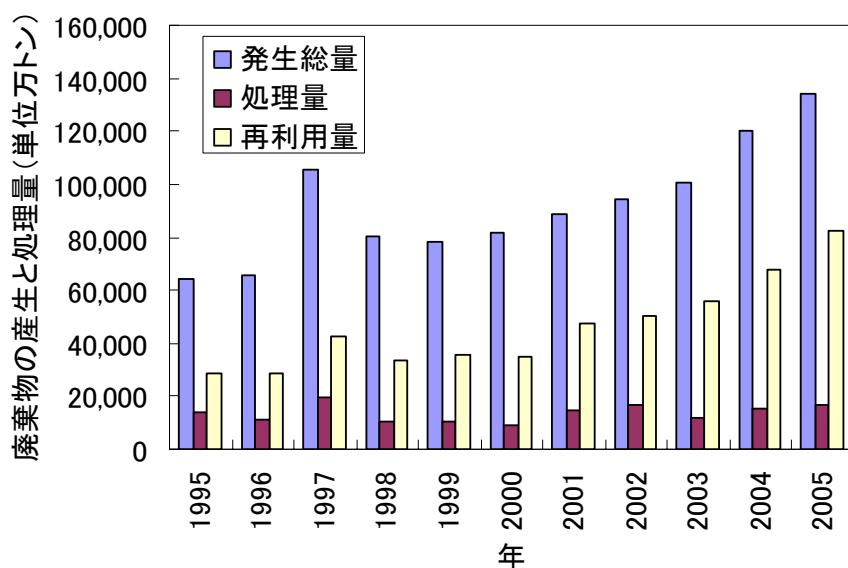


Fig.4.1 Annual generation of waste and its treatment in China

出所:『中国統計年鑑』2006 年版より作成

注: 図中の発生総量は産業固体廃棄物である。

処理量は都市生活ごみ処理量を表す。

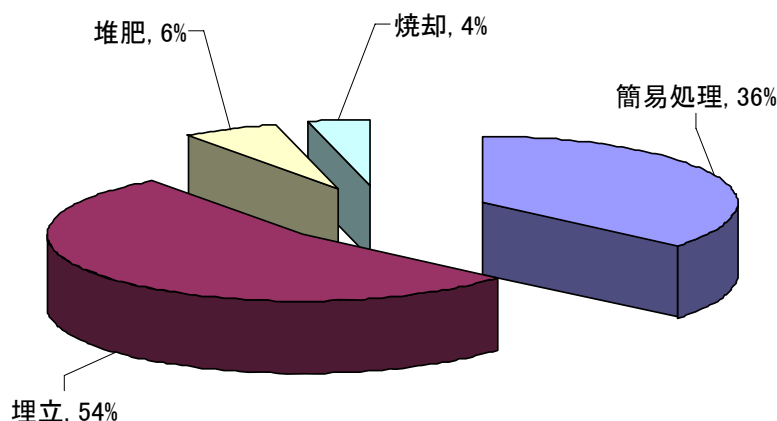


Fig.4.2 Treatment ways of municipal waste in China (2005)

出所:『中国統計年鑑』2005 年版より作成

Fig.4.2 に示すように、中国では、都市生活ごみは 54%埋立処理されており、堆肥化(コンポスト化)は 6%、焼却処理にいたってはたった 4%である。残りの 36%は簡易処理である。簡易処理とは、何も処理されずに、単に発生するところから、都市近郊の空き地に運び積み込みあげることであると理解しても良い。そのため、野積み場となっているところでは、悪臭、汚水、ハエなどによりさまざまな環境問題・衛生問題が起きている。

3 中国のごみ発電事業拡大の背景

経済発展が著しい中国では、石油の対外依存度の増大などのエネルギー問題、CO₂排出の急増、大気汚染、水質汚染を初めとする環境問題が相次いで表面化している。深刻化する環境問題、エネルギー問題に対して、中国政府は、2006年から実施されている第 11 次五ヵ年規画(従来の計画に比して長期の計画に対し、「規画」という用語を用いる)において 2010 年までにGDP当たりのエネルギー消費量を 20%削減し、主要汚染物質を 10%削減するという目標値を掲げた。エネルギー節約、排出低減を推し進める中国政府にとって、ごみ発電は見逃がせない対象である。同規画では、都市廃棄物のエネルギー利用を重点分野の一つに掲げ、廃棄物発電を 2020 年までに 330 万kWに拡大するという目標を掲げている³⁾。前述のように、中国では都市廃棄物の約 90%が埋立あるいは簡易処分されているため、廃棄物発電の導入拡大は化石エネルギー消費量低減のみならず、増加しつづける廃棄物に対応するための埋立処分場用地の確保の問題、処分場周辺の環境汚染の問題、処分場から放出される温室効果ガス(メタンガス)の問題などの解決にも寄与する。

中国では、既に 50 ヶ所(2007 年末時点)のごみ焼却発電施設が稼働しているが、中国のごみ発電はまだ未成熟の分野であり、Table 4.1 に示すように稼働している施設は主として外国から導入した施設であり、それらの技術や設備は中国にそのまま適用できなかった部分もある。中国自国の技術で設置された施設では、排ガス処理技術、灰処理技術、燃焼技術が十分確立されていないため、二次汚染発生などが問題点として指摘されている。廃棄物発電の導入拡大が、中国の環境エネルギー問題の解決に資する大きな効果を挙げるためには、政策の修正、また同分野で先行する日本からの技術導入が不可欠な状況である。

4 中国におけるごみ排出の特徴

① 中国では、都市住民一人当たり年間 400kgのごみが排出されており、全国の主要な都市での排出量は年間 1.6 億tそして、年間 8%~10%の増加率で増長しつつある。この累積値は 60 億tにものぼり、土地の占有面積は 5 億m²とされる。年間の一般廃棄物の処理量は、他の地方都市を含めると約 1.6 億t⁴⁾であり、ごみの平均発熱量を 4600 kJ/kgとして計算すれば、3~4tのごみは 1tの標準炭に相当する。すなわち、1.6 億tのごみは 4.3×10⁷tの標準炭に相当する。都市ごみは「巨大な天然低品位炭鉱」と考えられる。

② 中国の生活ごみは、台所ごみ、食べ残しなどの有機廃棄物の割合が大きく、45%～55%を占める。西側先進国では普通 20%程度である。

③ 含水量が高く、発熱量は低く、季節によって変化が大きい。杭州、済南の調査によると、年平均発熱量は 3349～7118kJ/kgであり全国平均では 4600kJ/kgであるが、7～8 月には最低値となり、全国平均では 419kJ/kgしかない。水分は 40%～50%、最高 60%、最低 30%である⁵⁾。

④ 中国の生活ごみは依然として混合収集が主流である。ここ数年は分別収集を推進しているにもかかわらず、目立った成果は現れていない。中国の大部分の都市では混合されたままの生ごみを処理されている。これに対して、先進国の生活ごみ分別収集率は 60%以上であり、日本では 80%を越えている。

5 中国におけるごみ焼却発電効率が高い要因

5.1 ごみ発電効率の試算

ごみ発電効率(入熱すなわちごみの有する発熱量に対する発電電力量の割合)は以下のように試算した。

Table 4.1 Waste power generation efficiencies in China and Japan

発電所名	投資額	特徴	焼却能力	発電量	効率
	万ドル		t/d	kWh/y	%
北京朝陽緑色 環保	10,000	ストーカ式	1,300(67×2)	1.36x10 ⁸	22.4
北京高安屯	12,000	外国導入	1,600	2.2×10 ⁸	29.4
深せん南山		主要施設外国導 入ストーカ式	800(400×2)	9.0×10 ⁷	24.2
河北石家荘玉 村	1,884		450	6.12×10 ⁷	29.2
福建温州	1,318	全部国産,	320	2.5×10 ⁷	16.7
蘇州	9,517	香港	1200	1.5×10 ⁸	33.7
上海浦東新区	10,000	フランス	1,000(350×3)	1.1×10 ⁸	23.5
珠海		主要施設外国 導入(米)	600(200×3)	2.1×10 ⁷	7.6
ハルビン	2,088	日本無償援助, 循環流動床式	200	6.12×10 ⁷	22.1
日本新江東清 掃工場	97,800	タクマ・NH型	1,800(600×3)	1.98×10 ⁸	10.6

出所:化学工業出版社 『垃圾発電技術及工程実例』汪玉林 主編 データより作者
試算,作成

注:為替レート 1ドル=6.83元=90円で計算

発電効率[-] = ごみ焼却発電量 [kWh/y] × 3.6 ÷ (焼却ごみ量 [t/y] × ごみ発熱量 [kJ/kg])

ここで、3.6 は電力のジュール換算値 (MJ/kWh, 二次エネルギー換算) である。ごみ発熱量としては低位 (真) 発熱量を用いた。中国の事例では、上記の年平均発熱量 4600kJ/kg を用いた。一方、日本の例として用いた平成 10 年度稼働の新江東清掃工場では実測の平均値である 10185kJ/kg を用いた。日中で稼働率が異なる可能性はあるが、以下の計算ではいずれにおいても年間稼働時間は 8000 時間 (稼働率 0.913) と仮定した。

一般的な従来型ごみ発電の場合は 5~10% の発電効率であるが、近年では、発電用蒸気を高温高圧化した高効率 20% 前後のプラントも稼働している。しかし、中国蘇州でのごみ発電効率は 33.7% にも達している。この数値は 2003 年の時点で石炭発電効率の 33% (2003 年時点で) をも上回っており、日本の最大級の新江東清掃工場の 3 倍になっている。Table 4.2 には、中国と日米とのごみ発電事情の相違を示す。日本の 1995 年ベースで、ごみの平均発電効率は 9.7% しかない、アメリカは 22.3% になっている、中国の 2004 年のペースで平均効率は 23.2% に示している。(この数値は表 1 より計算した結果)

Table 4.2 Comparison of waste power generation between Japan ,and China

	廃棄物総 発生量 万t/年	焼却率 %	発電つき 焼却施設数	発電 出力 万kW	1 施設 平均 処理量 t/d	1 施設 当たり 出力 万 kW	平均 効率 %
日本① 1995 ベース	5,100	75	149	56	400	0.38	9.7
アメリカ② 1995 ベース	18,900	15	114	265	860	2.3	22.3
中国③	16,000	4	50	330④	498	1.05	23.2 ⑤

出所:小島(2001)『21 世紀が危ない—環境問題とエネルギー』p80 を参考作成

注:①, ②は小島(2001)のデータ③は『中国統計年鑑』2005 年版の数値及び中国環境状況公報 2007 年版よりまとめた。

④は 2020 年の規画数値

⑤は作者が算出した結果

⑥中国は 2007 年末でごみ焼却発電所 50 施設が稼働, 25 施設が建設中。

⑦日本:平成 2006 年末, 発電設備を有する施設数:291 施設, 総発電能力:1,584 千 kW

(環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策廃棄物対策課)

5.2 ごみ発電効率が日本より高い要因

1985 年, 深圳で「中国ごみ焼却・発電第一炉」を日本から導入後, 世界の各先進国から先進的な技術を導入しており (Table 4.1 を参照), また, 中国のごみの特徴に適

応する技術を採用、改造しており、ある意味では後発優位性が看過できない。高いごみ発電効率は中国のみのレベルではなく、それは世界各国の先進技術の集合とも考えられる。

まず高い発電効率を得る条件は圧力の落差である。すなわち、発電効率を高くするには、タービンに入る蒸気の圧力と温度なるべく高くする一方、復水器でなるべく低い温度に冷却し、圧力落差を大きくするのが効果的である。復水器には空冷式と水冷式があるが、水冷式のほうが空冷式より低温まで冷却できるので発電出力を大きくできる。中国での既設施設や建設中の施設の蒸気条件の平均値は、蒸気の発電タービン入口条件は 400℃、圧力は 4.0MPa 程度である⁶⁾たとえば具体的には上海浦東では、蒸気温度 435～475℃、圧力は 3.43～4.9MPa を採用している。そして Table 4.2 に示すように、その平均的発電効率は 23.2% に達している。対照的に、日本の新江東清掃工場は 300℃と 3.14MPa を採用している。また、復水器には日本では空冷式より水冷式を採用することが一般的である。その理由は冷水塔を建設するために必要な建設土地の地価が日本では高いからである。発電は蒸気を高温とするほど効率が高くなるが、廃物焼却の場合は、排ガス中の塩化水素 HCl によって温度が高いほど腐食が起こりやすくなる。日本で高温高圧を採用しない理由は、発電効率より安全運転のほうが重視されることにある。

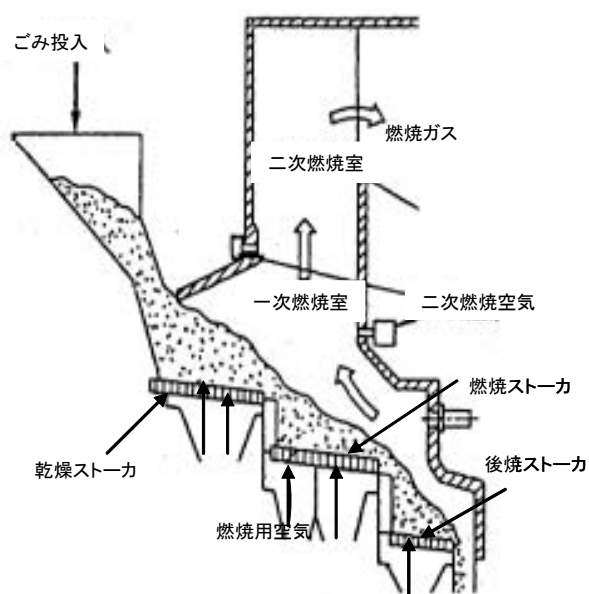


Fig.4.3 Stoker furnace

出所:東京 23 区清掃部ホームページから加筆

次は、ごみ焼却炉の燃焼方式の違いについてである。中国で、2000 年以前に導入した焼却施設は大多数がストーカ式である。ストーカ式の特徴は Fig.4.3 表すように、前後に可動するストーカ(火格子)上にごみを供給し、炉下部からの送気で燃焼させる方

式である。炉内温度は 850℃以上に制御される。燃焼時間が長く、ごみ質の変動に対して運転制御しやすいため、日本では 70%に採用している。しかし、ストーカ方式燃焼炉は大半の先進国では一般に発熱量が高いごみに適用されているが中国では一般に発熱量が低い。また導入コストが高い。600～1000t/dの施設を導入するには 6000万～1 億ドルの投資が必要である。稼動コストも高く、助燃・始動用として油なども使う必要がある。流動床式より燃焼効率が低く、産出する蒸気量が低い、機械故障が起こりやすい、維持費用が高い。以上によりごみ処理コストは 200 元/t前後となり、中国は近年、ストーカ式の焼却施設を採用しなくなった。

中国では、2000 年以後の施設は流動床(流動層)式、循環流動床式が主流である。その特徴は層粒子に石英砂、あるいは砂を用いることで、このため蓄熱量が大きく、適用ごみの範囲が広く、発熱量が低いごみあるいは発熱量がよく変化するごみに適する。複雑な機械運動、部品がないため、金属の消耗が少なく、投資コスト、維持費用も低い。助燃・始動用石炭の価格は油の 20 分の 1～7 分の 1 程度である。ごみ処理コストは 100 元以下で、ストーカ式の半分以下である。燃焼温度は中温中圧の 850～950℃であり、NO_xは 1300℃で生成するため、NO_x の排出量が低い。日本では、自区内処理の原則から、小規模な炉が多く建設される傾向があり、このことが炉形式の違いとなってみられている。

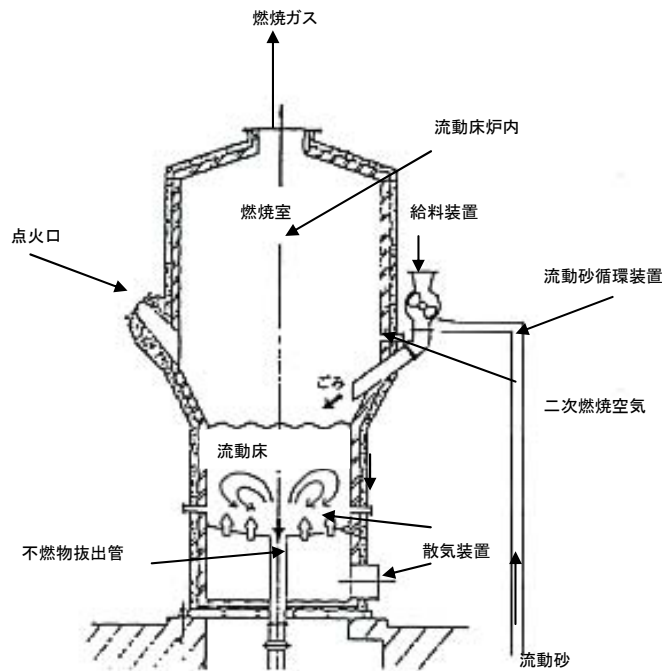


Fig.4.4 Fluidity bed furnace

出所:東京 23 区清掃部ホームページから加筆

次は、ごみ発電のインセンティブの違いである。日本のごみ発電ではごみ発電の余剰電力は電力会社へ「売電」し、需要者へ供給される。しかし、ごみは量と質が一定しないため、電力会社は「質の悪い電力」として購入に積極的ではなく、売電価格は、購入する場合の売電価格にくらべて大幅に安かった。そのために積極的に発電が行なわれず、場内利用分のみを発電する施設が多かった。すなわち売っても利益がすくないため、また発電施設は高価なので、最初から発電量を低く計画している。対照的に、中国では、ごみ発電により得た電力は「優先上網、優先売電」の政策がある。ごみ発電の価格は石炭火力発電価格よりプラス 0.25 元/kWh で売却することができ、Table 4.3 のバイオマス等に準ずる価格となっている。さらに、優先退税(増値税の内、発電は 7%、供熱は 13%を返還、法人税は 33%を減免)や再生可能エネルギーによる発電に対する 0.002 元/kWh の補助金もある。

Table 4.3 power prices in China (China yuan/kWh)

風力	0.57~0.66
バイオマス直接燃焼	0.74~0.87
バイオマスガス化	0.50~0.54
家畜糞尿メタンガス	0.6
有機排水系メタンガス	0.45
太陽光	2.78~5.42
石炭燃焼	0.25~0.35

前述したように、中国のごみは発熱量が低いため、ごみを焼却するときに、一定量の石炭、油などの化石燃料を添加する必要がある。主な目的は燃焼温度の安定を保つ、汚染物質の排出を抑制するとのものである。しかし、ごみ発電の電力売価は、前述のように石炭火力発電のそれより高く、また、一連の優遇政策により、多数の企業がごみ焼却する際に石炭を過剰添加しているとの現実がある。原則として石炭の添加率は 20%以下と定められているものの、「現行の企業が 60%を超え、さらに 100%である企業もあり、名はごみ発電所、実は小規模石炭火力発電になってしまう。このような発電所は 30 施設がある」と中国都市建設研究院院長の徐文龍氏が指摘している。企業が公開しているデータによれば 1 時間あたりの発電量が 700-900kWhの電力とされていても、実際には、1 時間あたり 300kWh以下の電力しか得られていないとの計算もできるとの報告がある⁷⁾。

5.3 中国の石炭添加率の推算

企業が石炭を過剰添加しているとの証拠は、単に上述のような指摘だけでは十分とは思われない。Table 4.1 では蘇州の事例ではごみ発電効率を 33.7%としたが、発電効率を 10.6%(日本新江東)で仮定すると、ごみの低位発熱量はごみの低発熱量は 14587kJになってしまう。中国のごみ発熱量は平均 4600kJしかないことから、不足の部分 9987kJは低品位炭で補足しているものと推定される。このような石炭の発熱量を

16,500kJとすれば、1kgのごみ焼却に対して、0.6kgの石炭を添加していることになる。ごみ焼却の際に許される石炭の添加率は20%であるが、実際には数十%の石炭が転化されているのではないかと思われる。

ごみ焼却には適当な(20%)石炭を添加することが、炉温の安定を維持し、ごみを完全燃焼し、かつダイオキシン生成を抑制するためには不可欠であると、中国の文献に記載されている。さらに中国側の文献をみると、石炭の添加により、SO₂を利用してダイオキシンの生成を抑えよとの主張も記述されているが、著者らはその根拠については確認できなかった⁸⁾。

ごみ焼却発電が本格的に導入され、資源化、無害化、減量化が実現できれば、エネルギー回収、環境負荷低減の面から望ましい。しかし、石炭の過剰添加により、本来40%を上回る発電効率が得られるであろう石炭から、これより大幅に低い効率でエネルギーが回収されているとすれば、エネルギー・環境の両面からも大きな問題であると考えられる。

現在日本ではスーパーごみ発電(併設する天然ガス発電所からのガスタービン排熱でごみ焼却炉からの蒸気をさらに加熱し、ごみ発電効率を向上させる)も試みられている。石炭利用を考えるならば、石炭ガス化を組み合わせたスーパーごみ発電システムの可能性も指摘される。

6 ごみ焼却発電における石炭過剰添加の是正

6.1 政策の修正

前述のように、中国政府は2006年の第11次5カ年計画において、都市廃棄物のエネルギー利用を重点分野の一つに掲げ、廃棄物発電を2020年までに330万kWに拡大するという目標を掲げている。本来、ごみ処理費用は政府財政から投資すべきものであるが、2000年以後地方政府が財政難に陥ったため、ごみ発電優遇政策により民営資本を誘発してきた。すなわちごみ発電施設は企業経営の生産資本となり、投機行動に随伴して設置されてきたものである。

石炭をごみに添加することを是正するには、先ず、発電量に補助金をあたえるのではなく、ごみ処理量に補助金を支出するよう転換することが必要である。ごみ発電所の目的はごみを処理し、環境負荷低減が主目的であるからである。ごみを燃やしてエネルギーを回収するということは副次的目的である。

Table 4.4には中国と日米のごみ焼却炉から排出される大気汚染物質の基準値の比較を示す。中国のNO_x排出の基準値は日本の1.6倍、アメリカの4.2倍、COの基準値は日本の3倍、アメリカの1.6倍、SO_xの基準値は日本の8.7~13倍、アメリカの13.5倍である。中国は2010年までにGDP当たりのエネルギー消費量を20%削減し、主要汚染物質を10%削減するという目標値を実現するために、汚染物質の排出基準値も修正する必要がある。

また、ごみ焼却発電の施設がこれから徐々に国産化に移行することを想定すると、施設の排気ガス基準は中国の環境基準に適合するばかりでなく先進国の現行の環境

基準にも適合することが求められる。

報道によると、2007年1月から10月までに、中国全土で355基、供給量にして1,058万kWの小型火力発電施設の稼働が停止した。これにより、石炭847万トン節約でき、SO₂20万トンとCO₂1700万トンの排出を減らすことができた。「省エネと排出削減」は現在、中国の経済建設の中のホットな話題となっている⁹⁾。このような観点からもごみ焼却発電における石炭過剰添加は抑制されるべきである。

Table 4.4 Emission standards of air pollutants from waste incinerators of USA , Japan and China

項目	単位	米国基準	日本基準	中国基準
煤塵	mg/m ³	15.7	80	80
NOx	ppm	96	250	400
CO	ppm	96	50	150
SOx	ppm	19.2	20~30	260
HCl	mg/m ³	26.1	700	75
Hg	mg/m ³	0.005	0.05	0.2
Pb	mg/m ³	0.137	無標準	1.6
Cd	ng/m ³	0.0137	無標準	0.1
ダイオキシン	ng-TEQ/Nm ³	既設 0.14~0.21 新設 0.1	既設 0.5~5 新設 0.1	1.0

出所:各種データのまとめ

6.2 ごみ発電に関する中国への提言—石炭添加に代わるプラスチックごみの添加

中国の廃プラスチックは年間1200万トンに達し、リサイクル企業の規模が小さく、技術が立ち遅れている。リサイクル過程で深刻な2次汚染が起こるといった多くの問題をはらんでいる。このようなごみ問題はどの都市の行政にとっても大きな悩みとなっている。また、近年都市生活ごみの成分も大きく変わっている。発泡スチロール製ワンウェイ容器、極薄ビニールバックをはじめプラスチック製品が、排出されたごみの総容積の1/3を占めている。安価かつ安定した性能を持つプラスチック製品が日常生活の中で人気を集め、さまざまな分野で使われているが、再利用価値は小さい。また回収コストが高いため、廃棄されたまま道路沿い、川、耕地など、あらゆるところに散乱している。多くが白色あるいは無色を呈して、白色汚染と呼ばれている。

プラスチックの発熱量は、プラスチックの種類により大きく異なるが、平均としては石炭の発熱量30,000kJ/kgを十分凌駕し、原油発熱量3,8721kJ/kgにも匹敵するものもある。但し、塩ビは、発熱量が低いばかりではなく、塩素が入っているため、ダイオキシンの発生をもたらす可能性があり、また炉温があがると、焼却炉を傷める可能性がある。

このような観点から、石炭添加に代わるプラスチックごみの添加が考え得る。実際、日本では最近東京23区では、容器包装リサイクルプラを除き、すべてのプラスチックは可燃ごみとして収集されており、一部は発電にも寄与している。

7 日本における不適切なごみ再利用方式の例－RDFの製造

家庭などの一般ごみ、プラスチックごみを含む廃棄物から選別された可燃物を粉碎、粒度調整、成形などの加工をほどこすことにより製造される固形燃料は、RDF (refuse Derived Fuel) と称される。RDF製造プロセスは、可燃ごみを破碎・選別した後、エネルギーを使って乾燥してから再び粉碎選別し、それを加工成形するとのものである。

7.1 RDF 製造プロセス

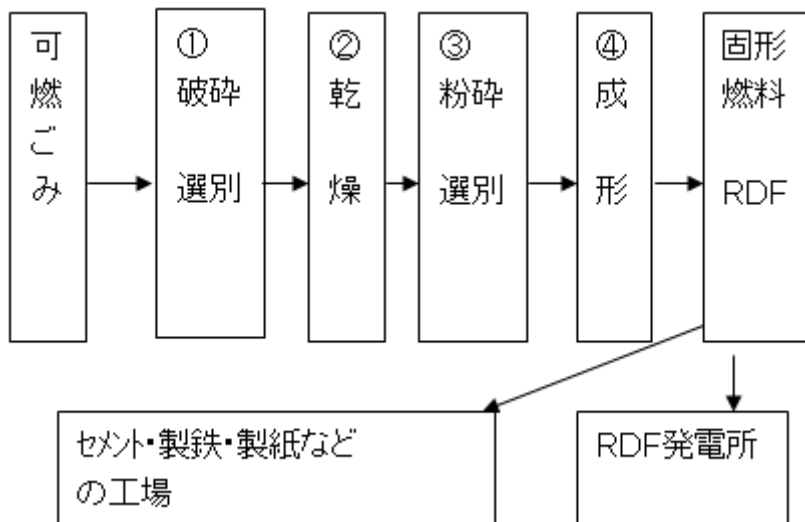


Fig.4.5 RDF manufacturing process

出典:『プラスチックリサイクルの基本と応用』p.26 および他の文献より著者作成

Fig.4.5 に示すように、まず、破碎・選別は、廃棄物中のビン・缶類、ガラス、石、陶器の破片などの不燃物および大きな異物を除去すると同時に効率的な乾燥ができる大きさにごみを破碎する工程である。乾燥工程は、水分の多い廃棄物(日本の一般廃棄物では、厨芥類の影響で、水分30-60%)の腐敗を防ぎ、貯蔵性、輸送性、燃焼性に優れた良質なRDFを製造するために廃棄物を乾燥する工程である。また、磁気で除去しにくい石片、ガラス片、金属片を除去するための選別を効率的に行う事前工程とも位置づけられる。粉碎・選別工程は、乾燥された廃棄物をさらに粉碎することにより、選別効率が高めると共に、成形に適した粒度に調整する工程でもある。最後の成形工程は塩素を含む材料の含有量に応じて、石灰系の副原料を添加しながら、高密度、高強度で物性変動が少なく、燃料炉に適したクレヨン状のRDFに成形する工程である。

7.2 RDF の特徴

①RDFは燃焼性能がよく、一般廃棄物のRDFでは低位発熱量は 20,512kJ/kg、プラスチックごみ類の発熱量は 32,234kJ/kg と計算される、RDF燃料はセメント・製鉄、また発電所に供給する。「良質なRDFでは、燃焼性能が良好であることから、廃棄物をそのまま焼却する場合と比較すると、熱回収が効果的に行えるため、エネルギーの有効活用が図れる。」¹⁰⁾。

②貯蔵性・輸送性について利便性があり、同じな容器に、より多く収容できる。

③問題点の一つは RDF の燃焼性であり、これに影響する要因は水分、灰分、発熱量などである。プラスチックごみは灰分が少なく発熱量が大きく、有用な原料であるが、塩化ビニルに代表される塩素系プラスチックは、塩素を含有するため、その燃焼利用の際、排ガス(HCl, ダイオキシンなど)対策や設備腐食対策などが必要となる。二つ目は RDF 製造の際には、廃棄物から水分、汚れ、不燃物、有害物質を除去し、形状、元素構成や発熱量をある範囲に保つ必要がある点である。

7.3 RDF 失敗の例

一方で、RDF 製造のプロセスから見ると、良質な RDF を製造するには、高いエネルギーが必要である。その製造コストはごみの直接焼却処理よりかなりかかるようである。日本では 1971 年から今日まで、RDF 製造施設が 40 施設を超える。しかし、RDF の販売価格が安すぎ、かつて「夢のごみリサイクル」などと宣伝された RDF の失敗例が目立っている。中日新聞 2010 年 12 月 20 日の記事によると、人口 9,000 人余りの山梨県南部町では、静岡県との県境近くにある RDF 製造施設を、同町などでつくる一部事務組合が 1999 年に完成させた。山梨県が RDF を燃料とする発電所を造り、同町など県内自治体の製造施設から集められた RDF を使ってくれると見込んでいたが、県の計画は白紙化された。組合は RDF の引き渡し先の確保に迫られた。問題点としては RDF は、原料に生ごみを含み、塩素濃度が高い点である。塩素濃度が高いと、RDF を燃やす炉の傷みが早いなどの問題がある。今は、RDF を愛知県の廃棄物処理会社に 500 円/t で販売し、そこで、塩素濃度を希釈する加工がされてから、さらに北海道の製紙工場に転売されている。山梨から愛知までと、愛知から北海道までの運送費と加工費の合計は 21,000 円/t で、同町の負担という。引き渡し先の確保のために、多額の経費を抱え込んだかたちである。

RDF の製造費も約 93,000 円/t かかっていると指摘される。(同記事により)石炭の通常の価格は、2010 年 4 月 108 ドル/t、約 9,180 円である。中国の石炭の運輸料金は 2010 年において、11 元/t、(約 140 円)、日本輸入原炭の低位発熱量は 30,224 kJ/kg と計算され、RDF の低位発熱量を十分うまわる。輸入石炭の価格の 10 倍を支出してまで、RDF を作るのは、確かに経済的に成り立たない。一方、日本では一般ごみの焼却処理の費用は 2-3 万円/t 程度であり、RDF の製造コストの 3-4 分の 1 しかない。同町が RDF の製造、加工、運送に投じる費用の負担はあまりに重過ぎる。

他の失敗例としては、たとえば和歌山県湯浅町で 2002 年に稼働した RDF 製造施設は、火災事故後の維持修繕費の増大や施設から漏れる臭気などの問題で、06 年に休止し、ごみ処理は近隣自治体に委託されている。

会計検査院の 2007 年度の調査では、全国 46 の RDF 製造施設での RDF の平均製造費は、62,606 円/t、直接焼却処理費用に比べ、相当に割高であることがわかる。46 施設のうち 24 施設は、三重、石川、広島、福岡の四県などの主導で設置された発電所に RDF を供給している。一方、これ以外の 22 施設の RDF の引き渡し先は、製紙工場やセメント工場などである。このうち、有料で販売できていた 20 施設も、平均価格

は 545 円/t, 残りの 2 施設は, お金を払って RDF を引き取ってもらっていた。これら 22 施設では, 運送費の負担も平均で 4,519 円/t という。会計検査院は環境省に「運営状況が良好な RDF 製造施設の要因や, 工場での RDF の受け入れ条件を調べ, その情報を市町村に提供して, 検討を促すべきだ」などと注文を付ける。一方で, RDF 生産施設は故障, 事故も相次いで発生している。静岡県御殿場市と小山町が同町に 1999 年に完成させた大規模な RDF 製造施設では, 試運転の段階から故障が頻発し, 火災発生までであった。RDF の引き渡し先の確保にも四苦八苦している。市側がメーカーに損害賠償を求めて提訴する事態にまで発展した。2003 年には, 三重県桑名市の RDF 発電所で, 7 人が死傷する衝撃的な爆発事故が発生し, RDF の評価が失墜した。環境総合研究所の鷹取敦調査部長は「RDF に関する技術が未成熟なのに国が補助金を出し, 施設整備が続いた。環境省, 自治体, メーカーとも責任が問われる」と指摘した。「環境省は RDF で失敗が続いた理由を検証し, ごみ処理方式として不適切であることが明らかになった RDF 事業への交付金を打ち切り, 各地の RDF 施設についての“敗戦処理”を自治体と一緒に検討すべきだ」と強調する。“前車の覆るは後車の戒め”, 中国のごみ発電でも, 日本の RDF の製造でも, 潜在的なさまざまな問題を抱えており, ごみのリサイクルによりごみの無害化・減量化・資源化を統合的に実現することは現状では大きな期待ができそうもないといえよう。

8 中国におけるごみ処理の動向

現段階では, 中国の約 9 割の都市は, 従来の埋め立て, あるいは露天放置方式により固体廃棄物を処理している。廃棄物の無害化処理, 焼却処理, リサイクル処理及び生ごみの生物処理, (コンポスト, メタン発酵など) がいくつかの都市で行われている。北京市では, 本格的な埋立処分場が次第に整備されてきている。深圳市では 1 日あたりごみ処理能力 450t の焼却施設が稼動しており, 上海市にも 1 日当たり処理能力が 1000t 以上の焼却施設が二つも建設されている。これらの処理方式は今後の中国におけるごみ処理の基本方向であると考えられる。中国はすでに廃棄物の埋立に大量の土地を使ってしまったともいえる。焼却処理を採用することによって, 土地を節約する一方, 燃焼熱を利用して発電もできるというメリットもある。

現在各家庭から排出された生活ごみも昔の“散化”(バラ積み)から“袋化”, そして分類化(分別)に進んでいる。2000 年度には建設部の委託を受けて, 北京, 上海などの八つの大都市ではごみの分別収集を試験的に行い, 古紙と廃プラスチックそして廃電池を中心に分別回収し, 生活ごみの減量化及び資源化に努力している。しかしながら, 分別についての知識が曖昧なため, 混乱することが多い。蘇州市ではごみを単純に有機と無機の二種類に分類しているが, 全ての住民がこれを理解しているわけではなく, 勝手に捨ててしまい, 結局分別は無意味なこととなっている。また, 環境に大きな負荷をもたらした発泡スチロール製弁当容器については, 青島市の全域, 上海市の一部地区ではすでにその使用が禁止されている。また, 北京オリンピック前の 2008 年 6 月からは, 全国で, 超薄プラ袋の生産販売使用が禁止された。

9. おわりに

21 世紀になり、産業廃棄物も、都市一般廃棄物も、「混ぜればごみ、分ければ資源」を超え、分けても分けなくでも重要な資源とみなされるようになったといえよう。もちろん、リサイクルすることにより価値が生まれるものは分別リサイクルが必要であるが、燃えてエネルギーを生み出す物質であれば、分けずともごみ焼却発電によりエネルギーとしての価値が付加される時代になったのである。すなわち、「燃やす」ことをごみを「再利用させる」という意味である。今後、大量消費のライフスタイルが中国においても国民生活に定着することにより、廃棄物がさらに増え続けるに違いない。廃棄物処理問題を解決するには大量の資金が必要である。だが、政府の投資だけでは限界がある。そのため、政府は廃棄物処理を市場化・産業化し、国内及び海外の資本・技術を積極的に受け入れて、競争体制を作るべきである。さらには、企業の環境意識の変革も、廃棄物問題の解決に極めて重要といえるだろう。

注

- 1) 小島 『21 世紀が危ない—環境問題とエネルギー』 p160 コロナ (2001)
- 2) 中国統計局 『中国統計年鑑』 中国統計出版社 (2005)
- 3) 中国投資咨詢網 《2008-2010 年中国垃圾发电行業分析及投資咨詢報告》
- 4) 中国統計局 『中国統計年鑑』 中国統計出版社 (2005)
- 5) 汪玉林 主編 『垃圾發電技術及工程実例』pp5, 20, 39 化学工業出版社 (2003)
- 6) 汪玉林 『垃圾發電技術及工程実例』 p78 化学工業出版社 (2003)。
- 7) 2008,12,04 21 世紀經濟報
- 8) 王玉林主編 『垃圾發電技術及工程実例』 化学工業出版社 pp93 清華同方高級工程師 王輝, p95 山東恒源熱電 高級工程師王雲翠 (2003)
- 9) 中国環境レポート 2008 年 2 月号)
- 10) 大柳 康 監修 『プラスチックリサイクルの基本と応用』 シーエムシー出版(2003) p.27)

参考文献:

中国語

1. 化学工業出版社 『垃圾發電技術及工程実例』汪玉林 主編
2. 冶金工業出版社 『固体廢物污染控制原理与資源化技術』 徐曉軍
管錫君 羊依金 編著
3. 化学工業出版社『城市生活垃圾綜合处理導論』陶淵 黃興華 張益 秦峰 主編
4. 化学工業出版社 『垃圾發電技術及工程実例』汪玉林 主編
5. 冶金工業出版社『固体廢物污染控制原理与資源化技術』 徐曉軍著

日本語

1. 小島紀徳編(2004)『ごみの百科事典』丸善株式会社
2. 小島紀徳(2001)『21世紀が危ない—環境問題とエネルギー』コロナ社
3. 高木新太郎 小島紀徳(1999)『エネルギーと環境—東アジアを中心』日本評論社
4. 大柳 康 監修(2003)『プラスチックリサイクルの基本と応用』シーエムシー出版

第三部
プラスチックゴミ混合焼却に関する
環境工学的的手法による
実証分析

第五章 既存設備を用いたプラスチックごみ混合焼却試験時のダイオキシン類等の
有害ガス生成挙動
—武蔵野市におけるケーススタディー—

Chapter 5 Emission of Dioxins and Other Harmful Gases in a Trial Mixing
Incineration of Mixed Burnable and Plastic Refuse in Existing Facilities: A Case
Study of Musashino City

1. はじめに

ダイオキシン類生成・排出に直接的な影響を与えると考えられるごみ中の含有成分としては、塩化ビニル(PVC)に代表されるプラスチック類や、Cu などの金属触媒が挙げられる。中でも PVC の焼却はダイオキシン類生成・排出の元凶として挙げられることが多く、従って、東京 23 区を始めとする多数の自治体では、ダイオキシンの発生抑制のためにプラスチックごみ(以下廃プラと称す)は「燃やせないごみ」として埋め立てられていた。しかし、埋め立てのための用地取得には限りがあり、プラスチックごみについても焼却処理したいとの行政側の意向があった。

一方、ダイオキシンの発生に関しては、その後科学的知見が蓄積され、ごみの中に多量に存在する無機塩素源も、ダイオキシン類生成に寄与する可能性 (Hiraoka, 1993)が指摘されている。また武蔵野市では分別収集された可燃ごみ中にも廃プラが含まれており、含有率は、本試験直前の年平均値は 5.5%であった。

日本環境衛生センターでのごみ質調査によると、廃プラを分別収集している自治体での可燃物中にも廃プラが相当含まれており、たとえば札幌市 14.7%、名古屋市 13.2%、さらに混合収集を行っている京都市では廃プラ含有率は 16.4%、仙台は 15.0%であり。これらの都市では既に混合焼却に近い焼却となっている。しかし、これらの自治体のダイオキシンの排出が基準を超えているとの報告はみられない。

確かに自区内処理の原則の下では、大都市ほど設備容量が大きいとの傾向はあるが、武蔵野市のような中規模容量の設備においても、混合焼却の場合でもダイオキシン類の発生は十分抑制できる可能性がある。ダイオキシン類の生成抑制や排出低減にあたっては、焼却炉内での燃焼プロセス、炉出口から排ガス処理装置までの熱回収・ガス冷却過程、そして排ガス処理装置におけるダストを中心とした大気汚染物質の除去過程、また、捕集した飛灰の処理処分などが関係する。武蔵野市では既にバグフィルターの設定によるダイオキシン類低減を図っており、このような点から 2002 年 5 月 18-24 日(一週間、以下第一次試験と呼ぶ)と 2003 年 1 月 14-17 日(4 日間、以下第二次試験と呼ぶ)の、本廃プラ混合焼却試験を実施することとした。

2. 既存焼却装置の概要

武蔵野市のごみ焼却施設は 1984 年に荏原製作所から納入された処理量 195t/d の中規模ストーカ式装置 3 基よりなる。ストーカの面積は 60m²、燃焼室の容積は 60m³

であり、ストーカ燃焼率は $153 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{h}$ で、燃焼空気比は 1.7、炉温制御用空気量は $800 \sim 3,368 \text{ m}^3 \text{N/h}$ である。設置時の運転炉温は 850°C 前後であり、現在の 950°C を中心とする運転温度より低い設計であった。脱硝設備は設置されておらず、集塵器は電気集塵器 (EP) であった。有害ガス除去装置の形式はアルカリ湿式洗浄方式である。発電設備を備えていないが、熱回収による供熱システムを有している。

厚生労働省 (Ministry of Health, Labour and Welfare, 2009) によると、当時の報告にある 1496 施設中、105 施設ではダイオキシンの排出濃度は $80 \text{ ng-TEQ/m}^3 \text{N}$ を越えている。これらの施設は休止、廃止、あるいは大幅改造された。武蔵野市の施設でも 1997 年におけるダイオキシン類の排出濃度は $6.5 \text{ ng-TEQ/m}^3 \text{N}$ であった。

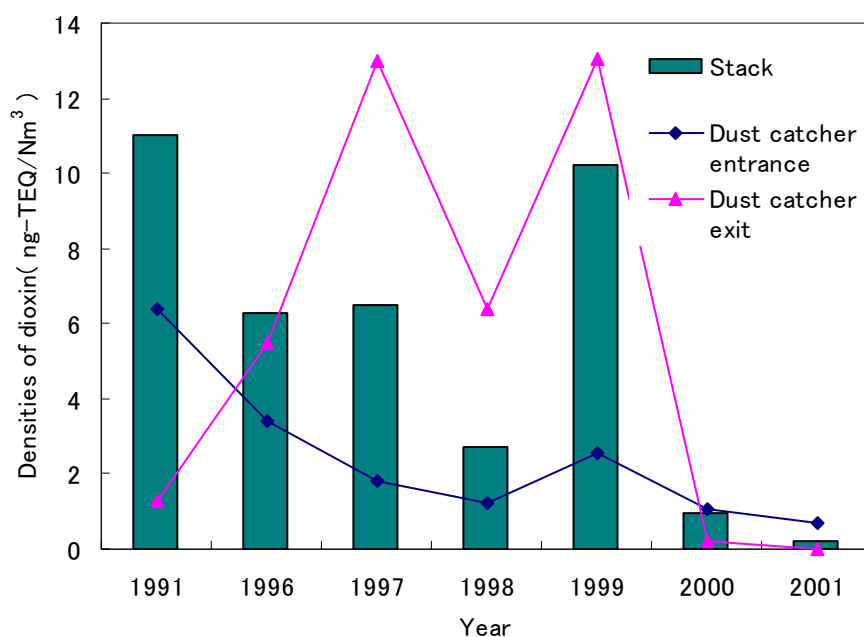


Fig. 5.1 Measurements of dioxin before and facilities improvement

武蔵野市は 1998 年度から 3 年間で、合計約 43 億円の費用を投入し、①安定した燃焼装置への改造と高温対応、②二方向からの二次燃焼送風機設置、③排ガス急冷のための、開放型冷却塔から密閉型冷却塔への改善④電気集塵器からバグフィルタへの変更、⑤ごみの均質化を図るための自動クレーン化などの設備改善を行った。この結果、ダイオキシンの発生量は大きく削減され、また高温での燃焼も可能となり、プラスチック類に向けた準備が整った。

改修前後の排ガス濃度を Fig.5.1 に示す。改修後の焼却施設フローシートをガスの連続測定位置とともに Fig.5.2 に示す。Fig.5.2 にはそれぞれの測定ポジション (Sampling Point) を SP_1 から SP_6 で表記する。ごみ質の測定は SP_1 、焼却灰の測定は

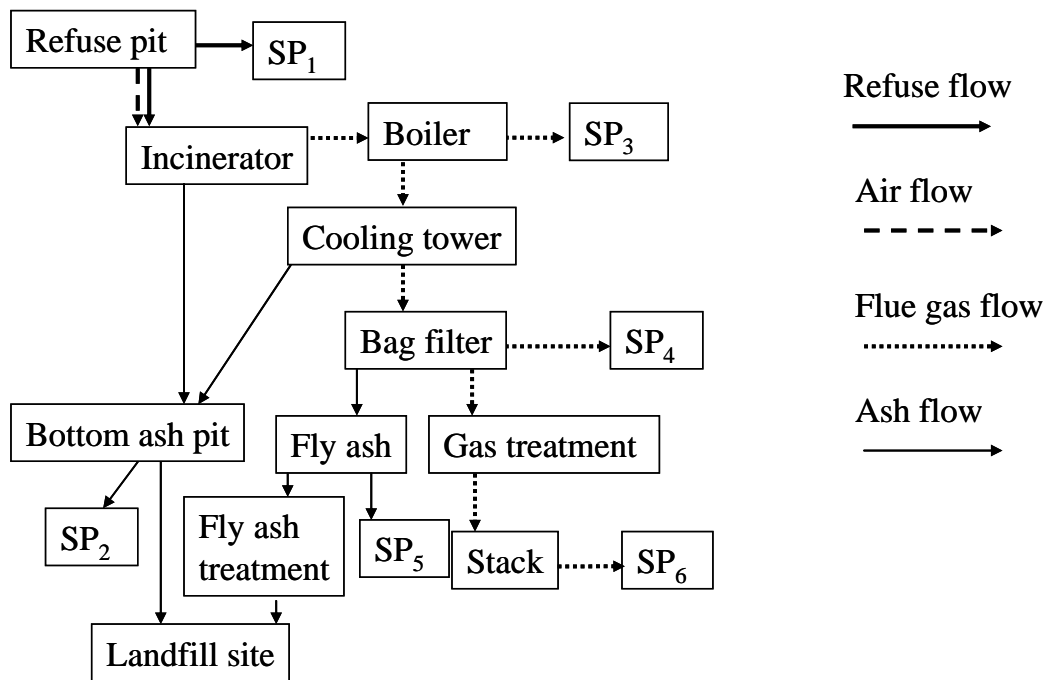


Fig.5.2 Flow sheet of incineration facilities in Musashino city

SP₂, ボイラー出口の測定はSP₃(集塵器入口), バッグフィルタ(集塵器)出口の測定はSP₄, 飛灰はSP₅, 煙突はSP₆で示す。集塵器入り口(SP₃)でのダイオキシン濃度は1991-2001年の平均値 6.4 ng-TEQ/m³Nに対し改修後は 0.68 に, また集塵出口(SP₄)では 13.04 から 0.024 に, 煙突(SP₆)では 11.0 から 0.209 に大幅低減された。以下の廃プラ混合焼却試験時と同一であるが, ダイオキシン等の測定のためのサンプリング場所も併せて示した。

3. 試験

3.1 投入ごみ

試験手順をFig.5.2 のうちまずごみの流れについて説明する。ごみ収集車で搬入された可燃ごみは, 計量後ごみピット投入した。粗大ごみ処理施設で金属を選別除去された廃プラを輸送用コンテナに入れ, 可燃ごみピットへ投入し, クレーンでよく混合攪拌をした。ごみ質をSP₁にて測定後, クレーンで焼却炉へ運び焼却炉に投入した。2回のごみ質測定のサンプルはごみピットからのランダムアクセス式で抽出しておこなった。

試験時のごみ処理量を Table 5.1 に示す。第一次試験は 2002 年 5 月 18 日から 24 日までの 7 日間で行った。混合焼却ごみの焼却総量は約 845 t, 1 日平均 120.6 t, 廃プラは約 66 t, 混合焼却総量の 7.8%であった。第 2 次試験は 2003 年 1 月 14 日から 17 日までの 4 d 間で行なった。ごみの混合焼却総量は約 492 t, 1 日平均約 123 t, その内廃プラは約 44 t, 混合焼却総量の 8.9%であった。2001 年の混合

収集時の 5.5%割合と比較すると、混合焼却時の廃プラの割合は 13.3~14.3%である。

Table 5.1 Fraction of plastics mixed with normal combustible refuse during the test

	First test (six days)	Second test (Four days)	Usual in 2001 (annual)
Total incineration weight [t]	844.29	491.84	43,645
Plastics [t]	65.58	43.63	2,389*
Daily incineration weight [t/d]	120.61	122.96	119.58
Fraction of plastics [wt%]	7.8	8.9	5.5
Load factor [wt %]	92.8	94.6	92.0

* note:Plastics was not incineration but land-filled

3.2 灰の移動

ついで、灰の流れについて説明する。図中 SP は以下で解説する灰のサンプリングポイント(Sanpling point)である。灰の内、焼却炉から排出される焼却残渣から篩選別により不燃物、金属類を回収した残りを主灰とよび、灰押し出し装置で主灰ピットに貯留した後ダイオキシン濃度を測定(SP)した。排ガスに伴う飛灰はバグフィルターで捕集し、ダスト貯留槽に貯留した後、ダイオキシン含有量を測定(SP)した。飛灰は安定剤を噴入し混練、固化後、固化飛灰ピットに搬入した。いずれも焼却灰クレーンで搬出し二ツ塚最終処分場に搬出した。焼却灰はごみの重量の約 10 分の 1、体積で約 30 分の 1 になる。この大部分は主灰であるが、ごみ重量の 1.4%の飛灰が生成する。

3.3 ガスの流れ

燃焼空気の流れ、ガスの流れのそれぞれについて説明する。一次、二次燃焼空気には、ごみピットからの吸引空気を用いた。空気比は 1.7 倍とした。

ごみ焼却により発生した排ガスは廃熱ボイラー出口 (SP₃) では 260-310°Cであり、冷却塔を経てバグフィルター出口 (SP₄)で除塵される。集塵器出口では塩化水素などのガス濃度自動連続監視器が設置されている。さらに、誘引風機で排ガスを有害ガス除去装置に誘引し、苛性ソーダなどを噴入して洗浄後煙突の出口 (SP₆)から排出される。ここで、SPはダイオキシン分析のためのガスサンプリング場所である。

廃ガスを洗浄した排水は、凝集沈殿処理後砂濾過、キレート樹脂による水銀・重金属除去、さらに活性炭吸着を行った後、下水道に放流される。

なおガス測定については、各日の信頼性の高いデータは第一次試験について全日得られているが、第二次試験時には一部欠損しているため、主として第一次試験の結果について述べるが、ダイオキシン濃度については、第二次試験の結果についてもふれることとする。

4. 試験結果

4.1 投入ごみの分析結果

Table 5.2 Composition of incineration refuse during the test [Dry wt %]

	During the test				Mean value in 2001
	5/21	5/22	5/23	5/24	
Paper	23.6	23.8	41.8	50.4	60.8
Kitchen wastes	8.8	14.7	4.2	12.6	11.8
Clothes	4.9	2.2	8.7	0.3	2.5
Plants	5.0	11.9	10.8	6.7	7.4
Plastics	34.0	34.2	20.8	17.5	12.3
Rubber and leather	1.8	2.2	1.2	0.1	0.1
Metals	5.6	2.9	3.2	1.0	0.3
Glass	0.7	0	0.2	0.1	0.1
Ceramics	8.2	2.6	5.0	7.8	2.7
Others	7.4	5.5	4.1	3.5	1.8
Total	100	100	100	100	99.8

Table 5.3 Change in calorific value and S and Cl contents of refuse

		S [%]	Cl [%]	Calorific value [KJ/kg]
Burnable refuse under normal operation (2001)	6/11	0.12	0.17	7,828
	8/9	0.06	0.26	7,786
	10/11	0.03	0.09	10,089
	1/8	0.08	0.1	8,707
	Average	0.07	0.16	8,393
Burnable refuse during the test (2002)	5/21	0.08	0.22	8,247
	5/22	0.1	0.23	10,173
	5/23	0.05	0.19	8,959
	5/24	0.07	0.18	7,912
	Average	0.08	0.21	8,825
Plastic refuse during the test (2002)	5/21	0.07	0.83	9,576
	5/22	0.07	0.73	26,457
	5/23	0.11	1.28	22,396
	5/24	0.11	1.73	10,968
	Average	0.09	1.14	17,344

混合焼却時のごみ質を Table 5.2 に示す。プラスチック類の混合率は 17.5% - 34.2% であり、その平均値は 21.3% であった。混合焼却を行っていなかった 2001 年

の12.3%の倍近い混合率であった。金属類は1-5.6%、その平均値は2.54%であり2001年の0.3%より顕著に高かった。厨芥類は4.2-14.7%、その平均値は8.1%であり、2001年の11.8%より若干低かった。また陶磁器や石砂類が多く水分が少なかった。

Table 5.3 には、ごみ中の硫黄、塩素含量と発熱量を示す。硫黄分については、2001年通常燃焼時の可燃ごみと試験混合焼却時のそれとは大きな相違はないが、また試験混合焼却時と試験時の埋め立てごみの硫黄分にも特に顕著な差があるとはいえない。しかし、廃プラには塩素が多量に含まれ、かつ発熱量も高く、通常時のごみとは大きく異なることがわかる。

4.2 ダイオキシン

ボイラー出口、集塵器出口及び煙突に設置した測定点でのダイオキシン類濃度をTable 5.4に示す。第1次、第2次試験中のボイラー出口でのダイオキシン濃度の平均値は1.73 ng-TEQ/m³Nであり、2002年の通常運転時の平均値の1.4 ng-TEQ/m³Nよりやや高かった。

更新したバグフィルターで飛灰が捕集された後の濃度は2桁程度減少したが、最終的に煙突からの排出値は0.057-0.28 ng-TEQ/m³Nで、2002年通常運転時の0.16-0.23 ng-TEQ/m³Nと比較すると、大きく減少したとはいえないものの、この数値は2002年12月の本装置規模に対する基準値5 ng-TEQ/m³Nよりはるかに低い数字であった。

本試験1号炉での1回目の試験における4回の煙突出口での測定値は常にほぼ同一の値を示した。その平均値はバグフィルター改善後の通常運転の2002年の平均値を下回っており、むしろ混焼時の方がダイオキシン類濃度が若干低いという結果が得られた。2号炉についてもその2回の測定値は0.04-0.08 ng-TEQ/m³Nで、その平均値は0.06 ng-TEQ/m³Nと2002年通常運転ときの平均値の3分の1であった。3号炉での第一回目の4回の測定値は安定していたが、いずれも1号炉の2倍近く、バグフィルター設置後の平均値0.23 ng-TEQ/m³Nを若干上回る数字であった。

以上をまとめると、第一次試験では、廃プラを混合すると通常運転より若干高めの煙突出口濃度を示したこともあったが、特に第二次試験では通常値より大幅に低い排出しか認められず、基準値5ng-TEQ/m³N以下であることはもちろん、廃プラを焼却しても必ずしもダイオキシンが増えることが限らないという結論を得た。

一方、主灰中のダイオキシン濃度は、総じて通常運転時より大きい値を示したものの、基準値3ng-TEQ/gより十分小さく、問題は無いものと判断された。

飛灰については、第一次試験では通常値より低く、第二次試験では通常値より高いとの結果となった。またその値は、基準値に近いあるいはこれを超える数字ではあるが、基準値はこれを排出する際の数字であり、飛灰は固化処理の後に埋め立てされるため、飛灰中のダイオキシン濃度も問題となる数字ではない。

武蔵野市ではこの試験結果に基づき、2003年10月からは、容器包装リサイクル法で定めるプラ以外の廃プラを可燃ごみとして混合回収し、焼却ことにした。もちろん、

以下の他の測定項目の結果にもよることではあるが、主として上記のようにダイオキシン

Table 5.4 Dioxin concentration during the test

Measurement position	Unit	First test (in average)					Second test (in average)			Usual in 2002
		5/21	5/22	5/23	5/24	average	1/16	1/17	average	
No.1 Boiler outlet	ng-TEQ/m ³ N	1.7			1.7	1.7	1.6	1.9	1.8	1.4
No.1 Dust collector exit	ng-TEQ/m ³ N	0.016	0.013	0.0069	0.011	0.012	0.028	0.02	0.024	0.0077
No.1 Stack	ng-TEQ/m ³ N	0.14	0.12	0.16	0.17	0.15	0.047	0.067	0.057	0.16
No.2 Boiler outlet	ng-TEQ/m ³ N						2.3	1.8	2.1	1.1
No.2 Dust collector exit	ng-TEQ/m ³ N						0.017	0.014	0.016	0.034
No.2 Stack	ng-TEQ/m ³ N						0.044	0.075	0.06	0.16
No.3 Boiler outlet	ng-TEQ/m ³ N	0.23			1.2	0.72				0.47
No.3 Dust collector exit	ng-TEQ/m ³ N	0.017	0.015	0.016	0.018	0.017	No-operation			0.015
No.3 Stack	ng-TEQ/m ³ N	0.22	0.27	0.29	0.33	0.28				0.23
Fly ash*	ng-TEQ/g					2.4			4.0	3.1
Bottom ash	ng-TEQ/g					0.074			0.16	0.035
Water treatment effluent	pg-TEQ/L					0.57			0.31	0.17

ン濃度に大きな問題が無いことが、以上の決断を行った大きな理由である。

4.3 その他の排出物濃度と炉温の測定結果

本論文では、排ガス濃度はすべて酸素濃度 12%換算濃度を採用する。補正式は実測値[ppm] × (21-12) / (21-酸素濃度[%])で与えられる (Kojima, *et al.*, 2003)

4.3.1 一酸化炭素 一酸化炭素濃度は焼却炉に限らず、不完全燃焼や粉塵の発生の原因ともなり燃焼を行なう場合には低減させる必要がある。しかし、固体でありかつ微粉砕が困難である都市ごみでは液体や気体燃料と異なり、この制御は困難であるとされる。試験中の一酸化炭素濃度を Fig.5.3 に示す。通常運転時の 2001 年 5 月の記録と比較すれば、若干上回っているが、1 号炉, 3 号炉とも平均値は基準値の 100ppm を大きく下回っている。

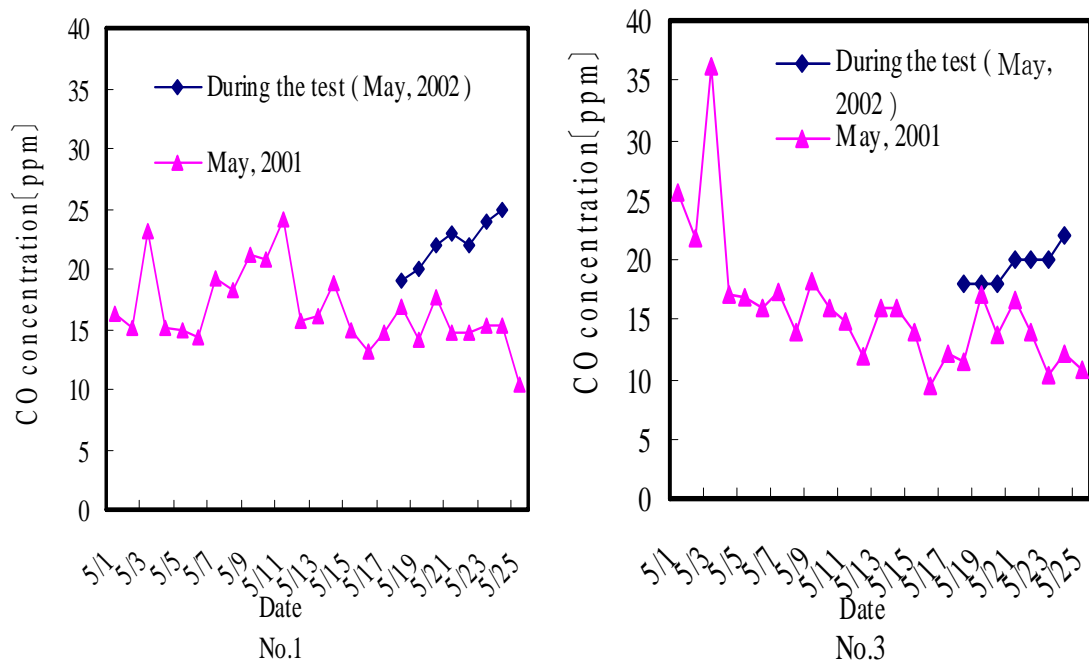


Fig.5.3 Comparison of furnace temperature

4.3.2 炉温のコントロール 本炉の大元の設計発熱量は、3,800-10,100 kJ/kg であったのに対し、可燃ごみの低位発熱値は Table 5.3 に示したように試験中あるいは前年を問わず 7,785-10,173 kJ/kg であり、ほぼ従来の許容範囲であった。しかしながら、これらの数字は上限に近い値であり、大元の設計温度約 850°Cを大幅に超えた、現状での運転温度、平均 950°Cに対応している。一方、試験時に混合した廃プラの発熱量は、許容範囲の倍以上を示すこともあり、混焼時のさらなる高温対策の必要性が危惧された。

試験時の燃焼温度を Fig.5.4 に示す。1 号炉の温度は 819-1,025°C, 3 号炉の炉温は 874-1,045°Cであり、通常運転の 2001 年 5 月のデータと比較してもさほど大差がなく、上述の危惧は本データからは認められなかった。

4.3.3 窒素酸化物 ダイオキシンの低減には高温完全燃焼が効果的とされており、十分な量の酸素供給が必要である。武蔵野市の炉では、二段燃焼法が採用されているが、上記の条件が窒素酸化物の増加に寄与する可能性がある。特に武蔵野市の施設では窒素酸化物除去用の脱硝設備が設置されておらず、窒素酸化物濃度が増大した場合にその後処理は困難であり、この点での事前検討も必要であった。

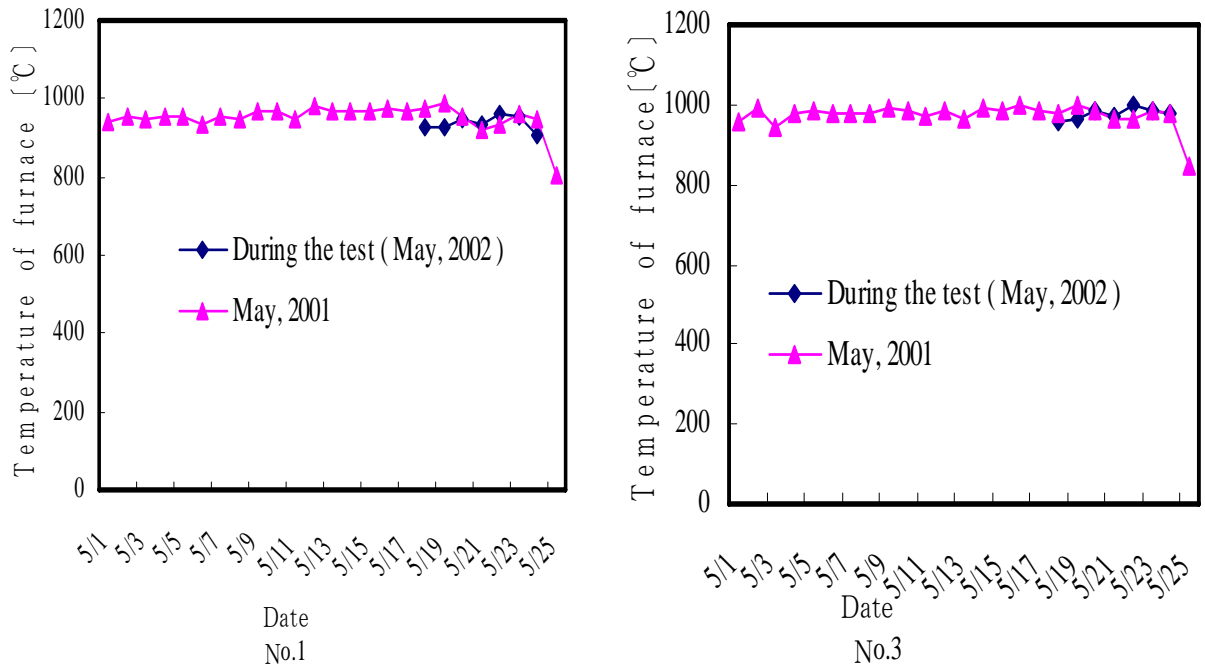


Fig.5.4 Comparison of furnace temperature

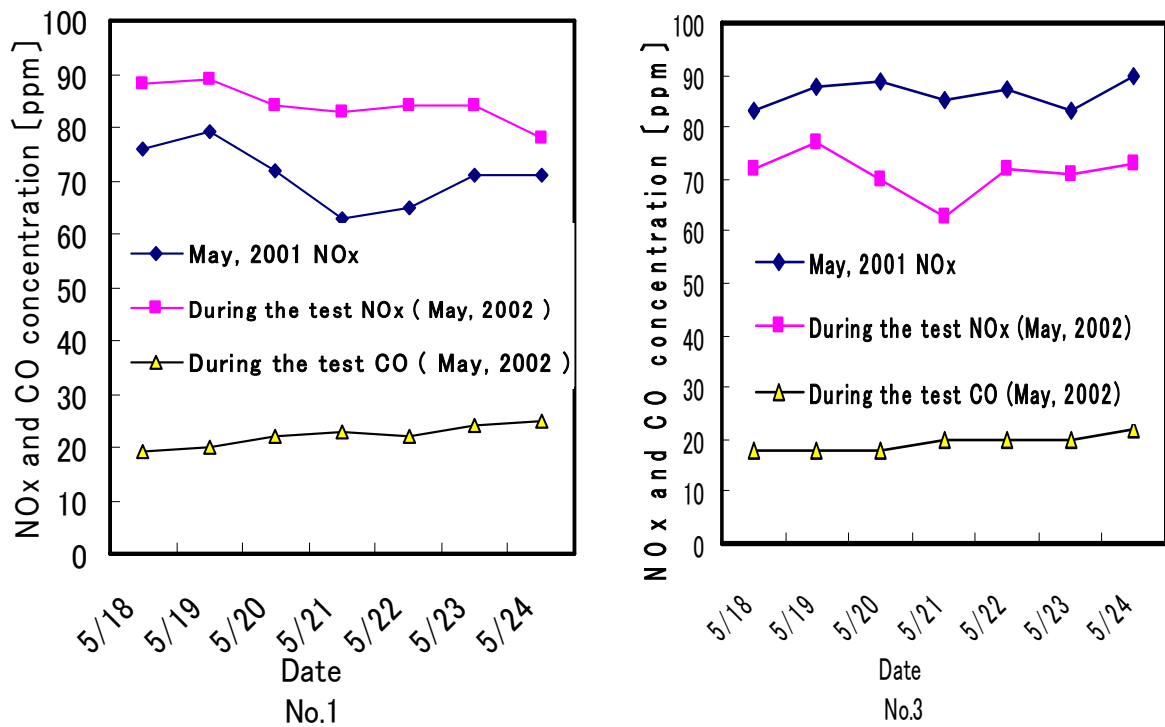


Fig.5.5 NOx and CO concentration change

窒素酸化物濃度変化を、CO 濃度変化および前年 2001 年の同時期の通常運転のときの窒素酸化物濃度変化とともに Fig.5.5 に示す。1 号炉の測定値は 2001 年の同時期の記録より 10–15ppm 高く、一方 3 号炉の測定値は 13–20ppm 低いとの結果を得ている。規制値 150ppm, 運転管理上の基準値 120ppm を大幅に下回っており通常運転の範囲である。

武蔵野市では、二段燃焼に加え、ごみピット下部からの浸透液を排水管で抽出し焼却炉に噴入して焼却することで有害物質を分解し、また炉内温度を下げてサーマルの抑制を行っている。さらに、夏期に光化学スモッグ注意報と警報が発令されたときなどは、20 または 40%の NO_x 削減を求められることがあり、その際には炉内噴霧水に尿素を入れ、NO_x の削減対策を行っている。

文献には NO_x低減を目的に炉内水噴射を実施している例があり、水噴射量の増加に対して NO_x 濃度は減少するが、CO 濃度は増加するとの報告があり、相反傾向を示すとされており (Hiraoka, 1993), 本結果からも若干傾向はうかがえるが、明確な相関は読みとれない。

4.3.4 塩化水素 有機物が燃焼することでごみ中に含まれる塩素分が遊離し、酸性の塩化水素ガスとなる。塩化水素は有害であるばかりではなく、特に高温時あるいは水分の共存により腐食原因となる。本試験時の塩化水素の濃度変化を Table 5.5 に示す。集塵器出口での値を見ると、1 号炉では通常時の 82–140ppm であるのに対して、試験時は 220–630ppm と大きく上昇している。塩化水素発生の要因はプラスチック中の塩化ビニルや塩化ビニル樹脂類と考えられ、前述 (Table 5.2 を参照)のごみ組成の項目での塩素増加データと整合する。

Table 5.5 HCl concentration change
[ppm]

			2001		During the test			
Measurement position		5/1	6/1	12/7	5/21	5/22	5/23	5/24
No.1	SP4	140		82	220	630	480	630
	SP6	<2		<2	1.5	1.8	1.8	1.9
No.2	SP4		260	180				
	SP6		<2	<2				
No.3	SP4	390			180	300	300	
	SP6	<2			2	2.2	2.2	2.4

本焼却プロセスでは、燃焼排ガス中の塩素は苛性ソーダを中和剤として用いて中和除去されており、煙突での塩化水素の濃度測定値は 1 号炉において、平均値

は 1.5–1.9ppm であり、2001 年の測定値 < 2ppm と同等であるが、3 号炉において、2.0–2.4ppm であり、以前の値を上回っている。規制値(排出基準値)25ppm に比較すれば、全く問題はないものの、塩化水素発生量の増加に対して中和剤である苛性ソーダの使用量が増加することが予想される。

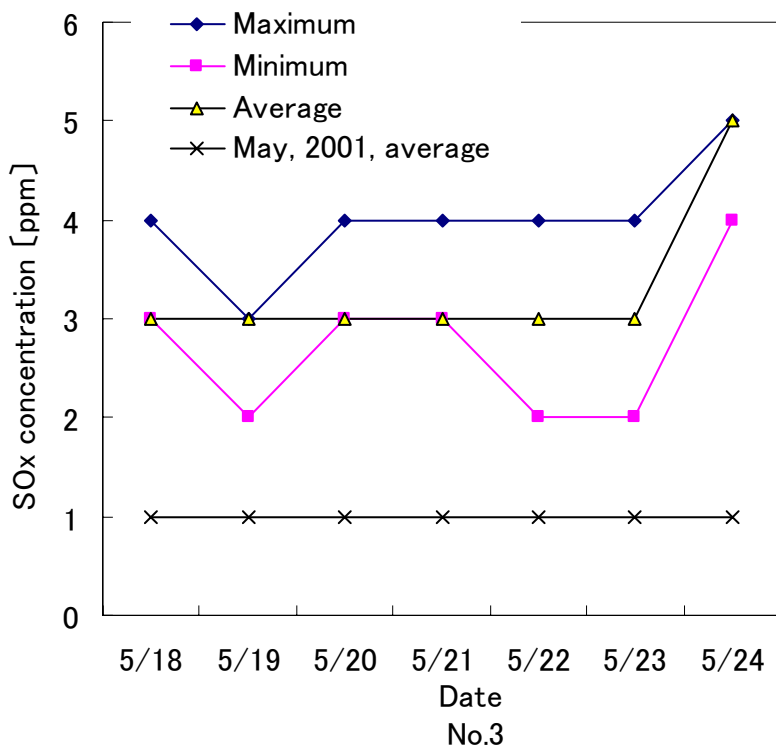


Fig.5.6 SOx concentration change

4.3.5 硫黄酸化物および排水 硫黄酸化物濃度の測定値はいずれも 0–5 ppm であり、Fig.5.6 に示すように、第一次試験時には 3 号炉では通常運転時の 1ppm を上回っていたが、最大値でも 5ppm であり、基準の 30ppm の 6 分の 1 であり、問題にはならないと考えられる。一方、1 号炉からは検出されていない(濃度 0 ppm)。さらに、第二次試験時にはいずれの炉でも、濃度は 0ppm であった。

試験中の硫黄酸化物濃度の平均値は硫黄酸化物の主な発生要因は生ごみ中のタンパク質や混入したゴム中の硫黄分に起因するため、廃プラ混焼による増大は基本的には無いものと考えられた。中には生ごみが少なく、増加要因は考えられない。

排水についての測定項目は、詳細なデータは省略した。今回の試験焼却の影響は小さいものと考えたからである。プラスチック類の混合焼却試験を行なうことで、排ガスに影響することはあっても、有害ガス除去設備はバグフィルターの下流に位置するため、このような設備の構造を考えると、排水への影響は小さいと考えられる。

実際、排水中のダイオキシン濃度は非常に小さく、またすべての測定排水項目は基準値以下であっただけではなく、通常運転時との大きな差異は認められなかった。

5 考 察

5.1 ダイオキシンの発生抑制

ダイオキシンの発生に関して最初に考えるべきことは「完全燃焼」である。ダイオキシン類に代表されるような微量有機物質は重金属類とは異なり、あくまでも燃焼とそれに続く排ガス処理過程で不完全燃焼物から生成するからである。完全燃焼を達成する条件は一般には 3-T であるとされ、これは高いガス燃焼温度 (Temperature)、十分なガス滞留時間 (Time)、炉内での十分なガス攪拌・二次空気との混合 (Turbulence) のことである。これらの条件が燃焼ガス中の未燃カーボン、炭化水素 (Hydrocarbon)、とりわけ前駆体物質としてダイオキシン類に変化しやすいクロロベンゼン (Chlorobenzene) やクロロフェノール (Chlorophenol)、ポリクロロビフェニル (Polychlorinated bi-phenyls) などの物質を減らすための必要条件とされている (Hiraoka, 1993)。前述のように、本試験では燃焼温度は 950℃ 前後であり、ガスの炉内滞留時間は 3.5s と計算された。さらに炉改修により焼却炉両側から送風がなされるようになり、空気による強力な攪拌効果も加わっている。すなわち、炉の改修により、以上の三つの要件が満たされる様になった。さらに、廃熱ボイラからの 260～310℃ のガスは、冷却塔で瞬時に 100℃ 前後まで急冷される。当然、再合成が危惧される電気集塵器 (EP) は下記のようにバグフィルターに交換されており、以上のことからダイオキシンの再合成はほぼ心配ない条件となっていたものと考えられる。以上の点が本混焼試験実施に踏み切った背景にあり、その上での試験実施である。

5.2 バグフィルターの役割

ダイオキシン類はいずれも沸点の高い物質であるため、蒸気圧が低く集塵装置近傍の排ガス温度 150～280℃ では、微粒子状で存在していると考えられる。(Hiraoka, 1993) このため、集塵性能の著しく高いフィルター方式による反応集塵装置でのダイオキシン類の捕集は原理的にも理に叶っている。排ガス温度を下げれば下げるほど、ガス状態から微粒子状態に移行しやすくなり、集塵装置においてより効果的に除去されやすくなるのが十分に予想できる。本試験のバグフィルター (BF) は濾布の耐熱温度から 240℃ (通常 200℃) 以下の運転温度となるので、低温化によるダイオキシン再合成抑制が期待できるし、微粒子状のダイオキシン類の除去に対して非常に有利である。本試験のガス処理装置の集塵機構は EP と異なって、濾布表面に形成される飛灰および塩化水素、硫酸化物除去に使用される消石灰などのダスト層を排ガスが通過するので、このダスト層によるダイオキシン捕集およ

び吸着効果により排出ダイオキシンはさらに低減できる。

上記は広く一般的に言われていることではあるが、武蔵野市の炉に関しては、上記の点は非常に如実に現れており、1991年現在でEP集塵器を使っていたときには、ダイオキシンの除去率は約80%であったが、試験中では、ボイラー出口では最も低かった1点を除き1.2–2.3 ng-TEQ/m³Nであったのに対し、BF出口からの排出濃度はいずれも0.0069–0.028 ng-TEQ/m³Nであり、99%程度の除去率となっている。例えばTable 5.4の第一次試験、1号炉については $(1-0.012/1.7)=99.3\%$ であった。BF出口でのダイオキシン濃度は世界でもっとも厳しいと言われるスウェーデン規制値0.1ng-TEQ/m³Nよりも低く十分満足できる。このように十分コントロールされた運転においては、集塵器出口までのダイオキシン除去率はきわめて大きいといえよう。

問題点としては、集塵出口で一度下がったダイオキシンの濃度は、煙突出口では9–23倍以上の値になっているという点である。たとえば、1号炉の5月21日の記録では煙突のダイオキシンの濃度は集塵出口の9倍、5月23日の記録は23倍になっている。この現象は通常運転時によく出た現象であり、そして、第二次試験時と同じような現象がみられている。たとえば、2003年の1月16–17日の試験では、2号炉の煙突のダイオキシン濃度は集塵出口の3–5倍であり、3号炉では15–17倍であった。もちろんこれらの数値は基準を下回っており問題となる数値ではないが、バグフィルターから煙突までの間での濃度上昇が、通常再合成されるとは認められていない200℃以下の低温域で起こっていることになっている点である。さらなるダイオキシン類濃度低減のためにも今後この原因の究明を行う必要がある。

6 おわりに

- 1) 本試験により、武蔵野市のような中小規模の既存炉で廃プラを混焼しても必ずしもダイオキシンの増加を助長しないとの結論を得た。
- 2) 脱硝設備を有しない既設の設備では窒素酸化物の排出はダイオキシン類削減対策と相反する可能性はあるが、本炉では、窒素酸化物濃度は通常運転時の範囲であった。
- 3) 廃プラの混焼により、塩化水素発生量は増加したが、既存の有害ガス除去装置で十分除去できる範囲であった。しかしながら、除去設備への負荷増により、中和剤である苛性ソーダの使用量が増大する。
- 4) 本焼却装置は既に高温化に対する改修は行っているものの、また、本試験では明らかな高温化は認められなかったものの、廃プラの有する発熱量は明らかに従来の可燃ごみの発熱量より大きく、炉内部が局所的であっても高温となり、炉寿命に影響する可能性は懸念される。

参考文献

- Hiraoka, M. (Ed.); Waste management and countermeasures against dioxin (Haikibutsu Shori to Daiokishin Taisaku), pp. 34, 35, 126, 281, 286Kankyo-shinbun-sha, Tokyo, Japan(1993)
- Ministry of Health, Labour and Welfare;
www1.mhlw.go.jp/houdou/0906/h0624-1.html, May (2009)
- Kojima, T., S. Shimada, M. Tamura, K. Nitagai and , K. Yorimoto (Ed.); Encyclopedia of Wastes (Gomi no Hyakka Jiten), p. 450, Maruzen, Tokyo, Japan (2003)

第六章 既存焼却施設における廃プラ混合焼却開始後のダイオキシン類の挙動

Chapter 6 Behavior of Dioxins after Mixing Incineration of Plastic Refuse in Existing Facilities

1. はじめに

1977年、オランダで都市ごみ焼却炉フライアッシュの中からダイオキシン類が検出された。1983年には日本の都市ごみ焼却炉フライアッシュからダイオキシン類が検出され(JEMAI, 2000)、そのことが一般紙にも報道されたため、大きな社会問題になった。ダイオキシン類の排出源の中で、廃棄物焼却炉からの排出は最も主要であり、2006年の排出量は193~218 g-TEQ/yと全排出量の約67~69%を占める(JEMAI, 2009)。その中、一般廃棄物焼却炉は54 g-TEQ/yで全体の約17~19%、産業廃棄物焼却炉は63 g-TEQ/yで約20~21%、小型廃棄物焼却炉は76~101 g-TEQ/yで約26~31%を占める。廃プラスチック類(以下では廃プラと略記)の焼却によりダイオキシン類の濃度が高くなるという記述がよく見られる(JEMAI, 2000)。そのため、廃プラは長い間、燃やさないごみとして指定・収集されてきた。しかし、塩素源としては、塩化ビニルなどの有機塩素化合物のみならず、食塩からでもダイオキシン類が生成することも示されている(Kojima *et al.*, 2003)。一方、焼却ごみ中の廃プラ含有率と排ガス中のダイオキシン類濃度との間にははっきりとした傾向は得られないとの記述も見られる(Hiraoka, 1993)。

Table 6.1 Emission standard for exhaust gas from incinerators
(ng-TEQ/m³N)

Capacity	New facilities		Existing facilities	
	Standard		2001.1~2002.11	2002.12~
> 4t/h	0.1		80	1
2-4t/h	1		80	5
50 kg/h-2t/h	5		80	10

note: converted to oxygen concentration 12% (JEMAI, 2000)

武蔵野市クリーンセンターの焼却施設の概要および焼却条件については、既に報告した(Zhang *et al.*, 2010)。ダイオキシン類対策特別装置法に基づく廃棄物焼却炉排ガスに対する排出基準をTable 6.1に示す。この基準によると、2002年12月以後、既存の2t~4t/h規模の炉からのダイオキシン類の排出に対して5ng-TEQ/m³N(酸素濃度12%換算、なお以下ではすべての測定値は同様の換算値を用いる)が適用されている。

Table 6.1に示すように、2002年11月までは、ダイオキシン類の排出基準は、50 kg/h以上では規模を問わず同一の80 ng-TEQ/m³Nであった。本施設の1996年における排出濃度は、1号炉では6.3 ng-TEQ/m³Nであり、当時の規制値を十分満足するものであったが、ダイオキシン類の削減政策に従い、武蔵野市は1998年度から3年間で、設備改造を行った。この結果、ダイオキシンの発生量は大きく削減され、また高温で

の燃焼も可能となった。最終処分量削減を目的とし、2002・2003 年には廃プラの焼却試験が行われ、このときダイオキシン濃度の増大がみられなかった(Zhang *et al*, 2010)ことから、2003 年 10 月、廃プラの正式焼却が開始された。また、その後東京 23 区でも 2008 年 4 月から廃プラの焼却が開始されたことは広く知られている。

しかし、前章(Zhang *et al*, 2010)では併せて、この試験焼却の際の問題点として、集塵器出口で一度ダイオキシン濃度は一度下がるものの、煙突出口ではその 9-23 倍もの値となることを報告した。本章では、武蔵野市におけるこれらの装置の改修および焼却条件の変更後のダイオキシン類の排出に関する長期的観測結果を報告するとともに、前章の問題点の原因について考察を行う。

2. 排出物中のダイオキシン類濃度の長期変化

以下では、ダイオキシン対策として導入した電気集塵器(EP)からのバグフィルターへの改修などの様々な改修や廃プラ混合焼却の開始に伴うダイオキシン類濃度の変化について述べる。なお、測定法やプロセスフローなどは前章(Zhang *et al*, 2010)を参照されたい。

2.1 煙突からの排出ガス中のダイオキシン類濃度

煙突でのダイオキシン類の排出濃度の長期的変化をFig.6.1 に示す。本施設では 1996 および 1997 年に、1・2 号炉について測定を行い、それぞれ 6.3, 6.5 ng-TEQ/m³Nの値を得た。それ以降は 3 号炉すべて年 1 回測定、廃プラ混合焼却開始の 2003 年からは年 2 回測定を行っており、図中にはこれらをすべて等間隔で示した。また、[2]はその年の 2 回目を意味する。なお、集塵器前後での測定も同様なタイミングで行った。

この間 1 号炉の排出値は非常に安定していたが、2 号炉と 3 号炉では例外的に 1999 年にそれぞれ 21.0, 8.0ng-TEQ/m³Nとの高い測定値が示された。その原因の一つは、バグフィルターへの改修は、1 号炉は 1999 年、2・3 号炉は 2000 年におこなわれており、従ってこのデータは改修前に取得されたものである点に存在するが、このような変動は、データとしてはとられていないが、改修前にも頻繁にみられたものではないかと推察される。2000 年以後はいずれの炉でもダイオキシン類の大幅削減が達成された。

2000 年以後の測定結果を拡大してFig.6.2 に示す。本施設では 2003 年 10 月から廃プラ焼却が正式に開始されたが、その後の排出値は以前と比べてむしろ高くなるどころか、徐々に下降する傾向がみられた。その後の数値も下降の趨勢がみられるだけでなく、非常に狭い変動幅で動いていたことがわかる。2009 年になると、1 号炉, 2 号炉, 3 号炉の排出値はそれぞれ, 0.0098, 0.014, 0.0098 ng-TEQ/m³Nとなった。これらの平均値 0.011 ng-TEQ/m³Nは、Table 6. 2 に示す 2006 年度の全国の処理量 2-4t/h の同規模焼却施設からの排出濃度の平均値 0.39 ng-TEQ/m³N, あるいは中央値 0.07 ng-TEQ/m³Nと比して非常に小さいことがわかる。また、2007 年に若干増加したようにもみえたが、その後単調に減少を続け、この 2-3 年は、非常に低い値を保っている。

本施設において、廃プラを合理的に焼却しながらも、ダイオキシン類を削減しうることは、全国のダイオキシン類の削減戦略に大幅に寄与すると考えられる。

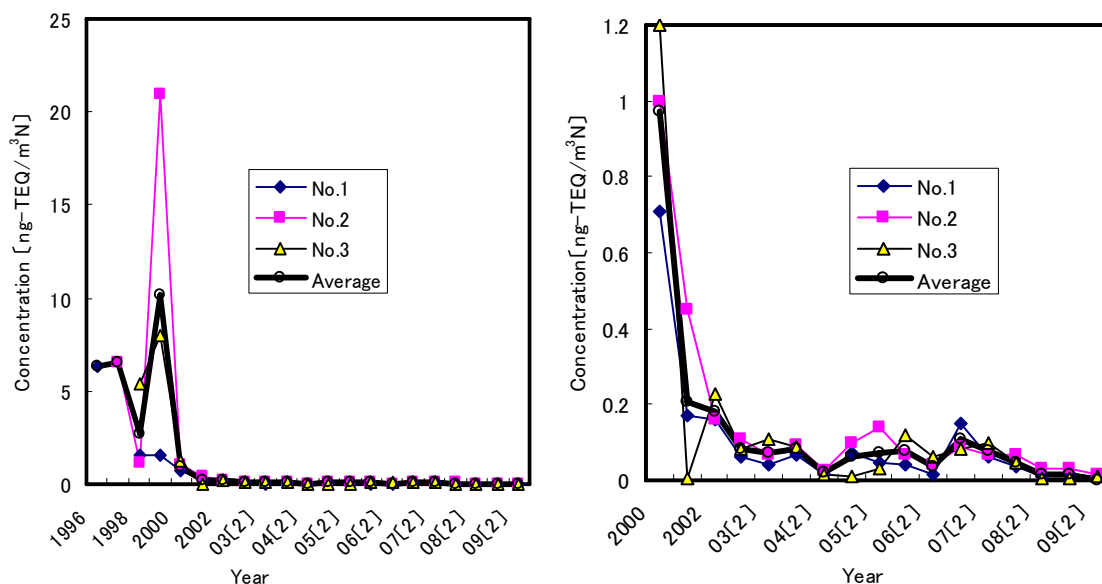


Fig.6.1 Change of dioxins concentration at stack (Left)

Fig.6.2 Change of dioxins concentration at stack (Expanded) (Right)

Table 6.2 Reported dioxins concentration from municipal incinerators

Capacity	No. of facilities	Concentration (ng-TEQ/m ³ N)		
		Mean	Median	Max
Local government				
> 4t/h	669	0.07	0.01	1.0
2-4t/h	922	0.39	0.07	44
50 kg/h-2t/h	602	0.81	0.12	17
sub total*	2193	0.41	0.05	44
Committed by local government				
>50 kg/h	69	0.80	0.09	9.6

Source: (JEMAI, 2009)

2.2 焼却灰等の中のダイオキシン類濃度

焼却灰すなわち主灰および飛灰中のダイオキシン類濃度を Fig.6.3 と Fig.6.4 に示す。焼却主灰のダイオキシン類濃度は 0.12ng-TEQ/g 以下であるが、飛灰のそれは 25ng-TEQ/g と高い。排出焼却主灰中のダイオキシン類濃度は飛灰より桁違いに低い。特に 1999 年以降は、0.02 ng-TEQ/g 程度の値が常に保たれ、2003 年廃プラ混合焼却以後も、特に大きな変化はみられていない。

一方、飛灰中のダイオキシン類の濃度はバグフィルターへの転換直後の 1999-2000 年には劇的な減少がみられたものの、その後はむしろ増大しているともいえる傾向が見られた。すでに述べたように、本施設は 1998 年以後全面的に改造された。最も重要

な点は、電気集塵器がバグフィルターに置き換えられたことに加え、排ガス急冷のため開放型冷却塔から密閉型冷却塔へ改善され、また冷却塔が水噴霧式となり焼却炉からの高温ガスは 200℃まで急激に冷却される様になったことと、冷却後の排ガス中に活性炭を噴霧し有害物質を吸着除去するように改められたことである。ダイオキシン類の沸点は一般には 400-500℃程度とされており、微粒子ダストに付着しあるいは活性炭に吸着されてバグフィルターで捕集されると期待される。すなわち、バグフィルターを用いた場合、飛灰中にはダイオキシン類が存在すると思われる。しかしながら、飛灰は固化処理を行っており、本数値自身は、規制対象にはなっていないことに注意されたい。

3. ガス流路中濃度測定結果と考察

3.1 集塵器入口のダイオキシン類の濃度

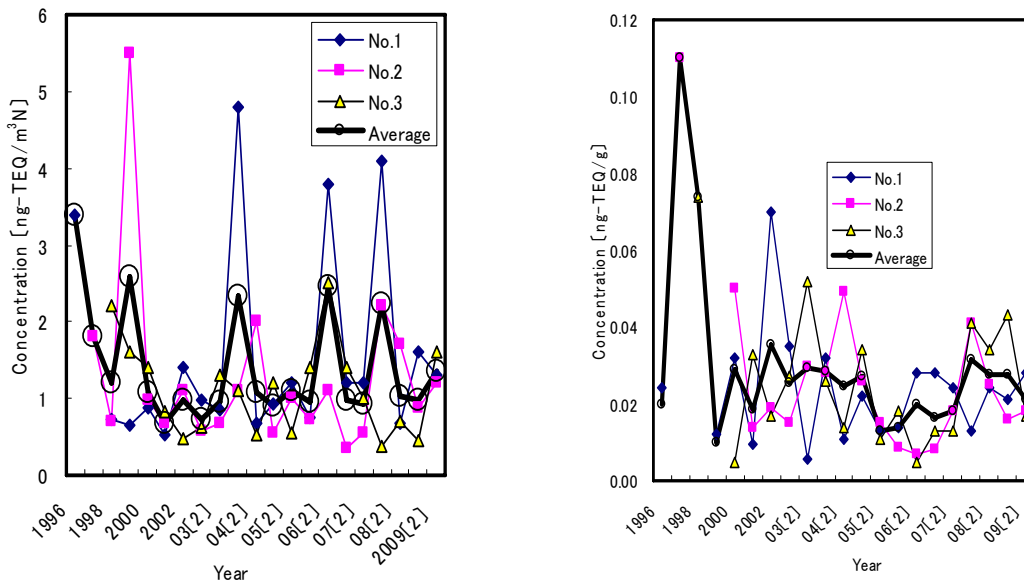


Fig.6.3 Concentration of dioxins in incineration ash (Left)

Fig.6.4 Concentration of dioxins in fly ash (Right)

集塵器入り口のダイオキシン類の濃度をFig.6.5に示す。1996年(1号炉)の濃度は3.4 ng-TEQ/m³Nであったが、炉からの排出が大きく減少した2000年には、3炉の平均値は1.09 ng-TEQ/m³Nであり、確かに減少はしているものの、それほど大きな減少とはなっていない。また、廃プラ焼却開始以後の3炉平均値は2003年、2009年(2回目)はそれぞれ、0.97、1.3ng-TEQ/m³Nで、2000年の値からほとんど変動はない。

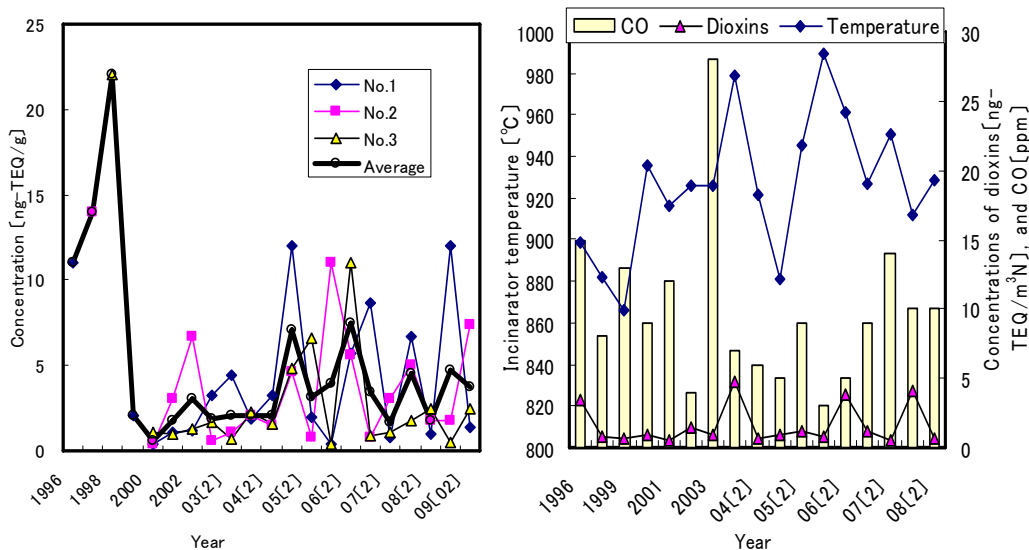


Fig.6.5 Concentration of dioxins at dust collector entrance (Left)

Fig.6.6 Relation between dioxins concentration at dust collector entrance, and temperature and CO concentration (No. 1 furnace) (Right)

しかし、この間、1999年には2号炉からは5.5 ng-TEQ/m³N、その後1号炉で2004、2006、2008年にそれぞれ、4.8、3.8、4.1 ng-TEQ/m³Nと、通常より高い濃度を示した。

炉出口のダイオキシン類の濃度は、廃棄物が焼却され排出されたガス中の濃度に最も近い濃度を示していると考えられる。本施設では、以前は850°C程度が制御温度であったが、廃プラ混合焼却開始後は、ダイオキシン類の抑制のため、高温焼却すなわち、燃焼温度は950°Cを中心に制御されている。しかし、焼却炉出口の高温領域で高い濃度が観測されるのは廃棄物施設に固有の現象ではなく、多くの炉で高温出口での濃度が高いことが知られている(Hiraoka 1998)。

またダイオキシン類は、不完全燃焼により生成するとされている。すなわち、CO濃度はダイオキシン生成抑制のための指標として用いられている。そこで、Fig.6.6には、相対的に顕著なダイオキシン類濃度増大という結果を示した1号炉について、これらの測定時期における炉温度とCO濃度の測定値を、ダイオキシン類濃度の測定値とともに示す。炉温度とCO濃度とは、ダイオキシン類濃度に明らかな影響を及ぼしているようにはみえない。

武蔵野市では、ごみの均質化を図るための自動クレーン化などの設備改善を行っており、またガスの滞留時間は3.5秒に設定し、ガスの2次燃焼にも十分な時間を保つように操業が行われてきた。2次燃焼領域に十分な酸素を供給し、それが一次燃焼ガスと効果的に混ざるようにし、さらに高温の領域をできるだけ長く保つことが重要であり、本施設でも安定した燃焼のための改造に加え、二方向からの二次燃焼送風機を設置することで2次燃焼ガスを均一に攪拌し有害物質を充分分解させるとの改善がなされている。しかし、現在の燃焼技術では、すすなどの生成物を完全に抑制することは困

難であり、特に都市ごみのような不均一なものを焼却するときには、ごみの含水率の変化も非常に大きく、炉内の局所的な酸素濃度分布や低温が起こり、たとえ同じ焼却温度としても、ダイオキシン類の濃度が高くなる場合も観察されたものと考えられる。このような不均一な燃焼状態が、偶発的な焼却炉出口でのダイオキシン濃度の増大につながったものと考えられる。

以上の観点から、ごみ質の変化を Table 6.3 に示し、その影響を考察する。2000年から2009年まで、ごみ質の変化は非常に大きい。2000年においては紙類が55.4%を占めていたが、古紙リサイクルの進行により、2009年における値は35.7%になり、その差は19.7%にもなる。廃プラは2000年から混合焼却開始直前の2002年までに、17%から6.9%まで減少したが、混合焼却開始後は通常20%前後で推移している。草木類は2000年から2009年まで5.0%から11.8%まで、2倍以上の変動がある。これに併せて低位発熱量も、廃プラ混焼開始後でも、2030~2490 kcal/kg と大きく変動している。ここには示さないが、例えば武蔵野市の公式ホームページからも見てとれるように、同じ2008年度であっても、季節変動は経年変化よりむしろ大きいくらいである。2008年6月には1610 kcal/kg の数字を与えているのに対し、翌年1月には2790 kcal/kg の数字を示している。もちろん、炉出口から集塵器入口までの間でも活性炭吸着剤吹込による濃度減少や様々な物質の触媒作用による分解の寄与(Kojima *et al*, 2003)もあろうが、以上の考察より、焼却炉出口でときにみられる、相対的に高いダイオキシン濃度はごみ質の急激な変動による燃焼状態の変動によるものと結論されよう。しかし、次節で述べるように、バグフィルターへの改修後は、バグフィルター出口では十分低い濃度になっていることには変わりはない。

3.2 集塵器出口でのダイオキシン類濃度

集塵器出口の濃度をFig.6.7に示す。1999(1号炉)-2000年の電気集塵器からバグフィルターへの改修により、ダイオキシン類の濃度が顕著に減少していることがわかる。1号炉を例とすれば、1996年には5.5 ng-TEQ/m³Nであったものが、2009年では0.01 ng-TEQ/m³Nと2桁以上減少した。

Table 6.3 Change in composition of wastes incinerated

Item	Unit	2000	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Sample weight	g	—	—	—	8997	11036	11209	10362	11802	11487
Apparent specific gravity	kg/L	—	—	—	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Water	%	—	—	—	39.8	49.0	42.8	45.7	46.5	46.7
Paper	dry-%	55.4	60.8	54.3	51.2	39.6	46.9	45.3	46.6	35.7
Clothes	dry-%	3.2	2.5	3.9	6.3	6.8	5.5	7.9	8.6	8.7
Kitchen wastes	dry-%	10.9	11.8	16.8	9.0	21.8	15.6	12.0	7.5	13.1
Plastics	dry-%	17	12.3	6.9	20.7	18.2	16.5	19.3	18.5	22.7
Rubber and leather	dry-%	0.5	0	0	0.5	0.4	0.4	0.3	0.2	0.3
Plants	dry-%	5.4	7.4	11.8	5.0	5.6	6.7	7.9	11.5	11.1
Metals	dry-%	1.3	0.7	0.8	2.0	1.5	1.6	1.3	1.6	2.4
Glass	dry-%	0	0.1	0.1	0.5	1.1	0.0	0.0	0.6	0.1
Ceramics	dry-%	2.9	2.7	2.8	2.1	1.7	3.5	4.4	0.0	1.4
Others	dry-%	3.6	1.8	2.6	2.7	3.5	3.4	1.7	4.9	4.7
Total	dry-%	100.2	100.1	100	100.0	100.2	100.1	100.1	100.0	100.2
lower heating value	kcal/kg	1914	2055	1860	2490	2070	2170	2030	2260	2090
lower heating value	kJ/kg	8014	8604	7787	10450	8640	9070	8470	9440	8750

note: average for four times analyses a year, except for mixed incineration year of 2003.Year:FY

2001 年以後、ほぼ一点の例外を除き、ごく低い値で推移した。例外的に高濃度を示した点は 1 号炉の 2006 年(1 回目)のデータ(1.7 ng-TEQ/m³N)であるが、このときの集塵器入口の測定値は 0.75ng-TEQ/m³Nであり、また煙突での排ガス濃度も 0.04ng-TEQ/m³Nと、ごく正常な測定値であった。このとき、バグフィルターの集塵除去性能がみられておらず、逆に倍増した。このような現象がみられたのは 2006 年度の 1 回目の測定値だけで、このとき特に異常な運転状況は認められておらず、バグフィルター以前に合理的説明を求めることは困難である。

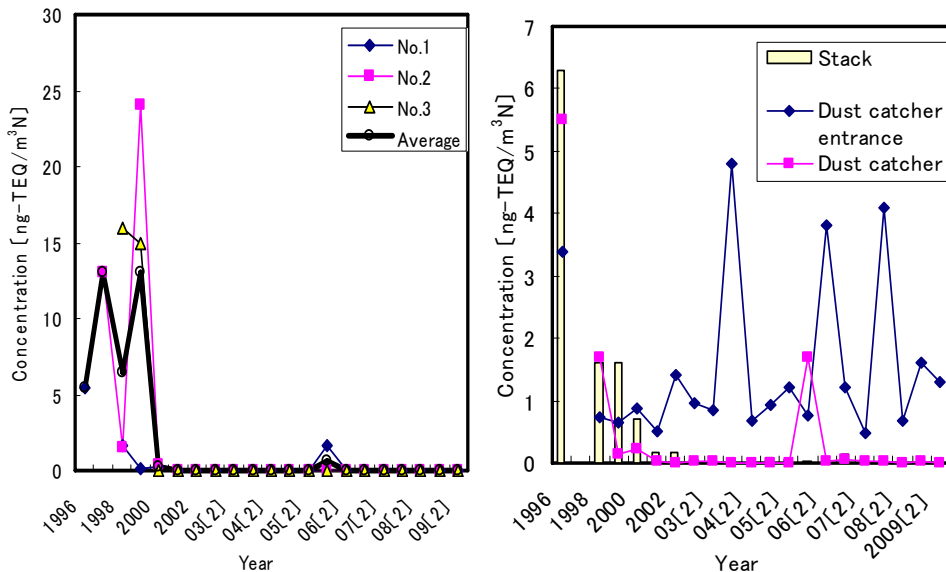


Fig.6.7 Concentration of dioxin at dust catcher exit (Left)

Fig.6.8 Change of dioxins concentration with flue gas flow (No. 1 Incinerator) (Right)

4. 施設改善後にみられた新たな問題点

4.1 排ガス流出に伴うダイオキシンの挙動

本施設を構成する 1 号炉, 2 号炉, 3 号炉のそれぞれについて、排ガスの流れにそった濃度変化を Fig.6.8 以降に示す。Fig. 6.8 にはその一例として一号炉についての結果を示す。排ガスは、集塵器入口、集塵器出口、煙突の順に流れる。

各炉間での測定値の違いはあるが、いずれの炉でも 2003 年以後の煙突の排出濃度は、十分規制値以下であり、また混合焼却によるダイオキシン類の発生は観測されなかったことは既に述べたとおりである。

ここで Fig.6.8 でも明らかなように、バグフィルター導入前の 1998 年までは電気集塵器における再合成によると思われる明らかなダイオキシン濃度の増大が集塵器の前後でみられていた。一方、バグフィルター導入後は両者の関係は逆転している。

しかし、注目したいことは、バグフィルター設置後の1999年以降数年、明らかに、煙突での濃度が集塵器出口より高いとの結果が観察されたことである。すなわち、前章(Zhang *et al*, 2010)で問題点として指摘された現象が、その後もずっと継続的に続いていたということになる。なおこのような傾向は次の3.2項に詳述するように他の炉でも再現されている。

さらに、電気集塵器が設置されていた1998年以前であっても、煙突での濃度が集塵器出口より高いとの現象は、2 および 3 号炉では全くみられていなかったが、Fig.6.8 に示すように1号炉のみでは1996年に一度だけ観察されていた。当時はバグフィルターの設置以前ではあるが、測定値は無いものの燃焼法改善などは試みられていたと考えられ、以前よりダイオキシン濃度が低くなっている可能性があるとするれば、以降の考察と同様の考察も可能であろう。

以降では、Fig.6.8 に示したデータも含め、バグフィルター設置後の詳細図で、この点に注目して結果を述べる。

4.2 排ガス流出に伴うダイオキシンの挙動(バグフィルター設置後の詳細)

Fig.6.9-11 にはそれぞれ No.1-3 の焼却炉ごとの、排ガス流出に伴うダイオキシンの挙動の経年変化を、軸を拡大して示す。バグフィルター設置前については上述の通りであるが、設置後はいずれの炉でも、煙突での濃度の下降傾向がみられる。

しかしながら、異常に大きい値を示した2006年1回目の1号炉での測定を除き、煙突でのデータは、ほとんど集塵器出口のデータを超えていることが注目される。たとえば、1号炉のバグフィルター更新直後の1999年には煙突でのダイオキシンの濃度は集塵器出口の12倍、2003年10月廃プラを焼却以後2倍、2004年には220倍であった。同様な現象が2号、3号炉でもみられた。2000年における2号、3号炉の記録は3倍、75倍で、2003年10月廃プラを焼却後には3倍、5倍であった。2号炉の最高の倍率は2004年7月23日の317倍、3号炉の最高倍率は2005年7月29日の27倍であった。この現象は他の運転時にもよく再現されている。ただし、もちろんこれらの煙突からの数値は基準を下回っており問題となる数値ではない。

4.3 新たな問題点に関する考察

前章(Zhang *et al*, 2010)でも問題点として指摘され、かつその後も継続的に指摘され続けた、バグフィルター出口から煙突までの間での濃度上昇の原因を考察するにあたり、前提条件やこれまで得られた結果および関連する事項をまとめる。

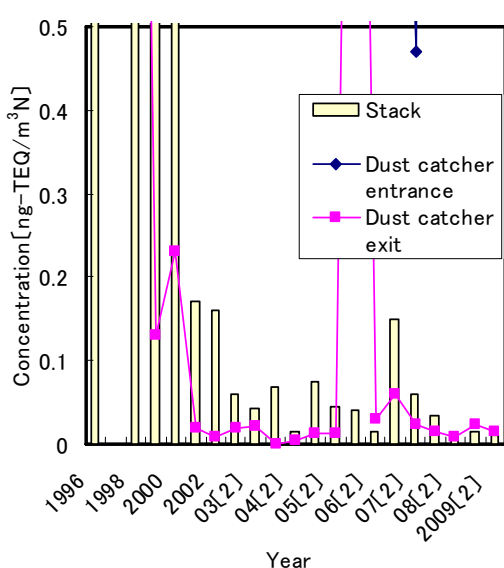


Fig.6.9 Change of dioxins concentration with flue gas flow (No. 1 Incinerator, expanded) (Left)

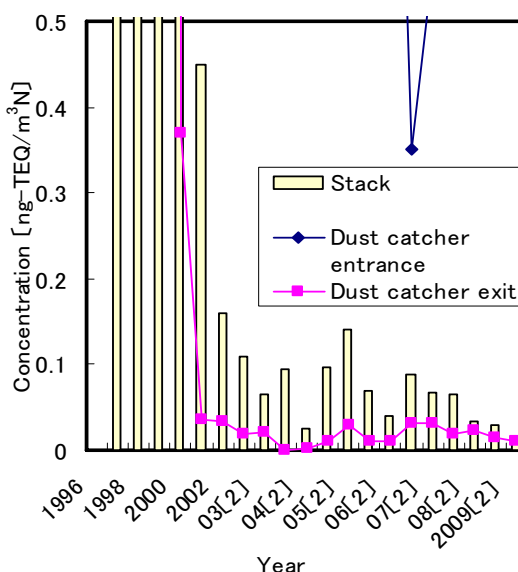


Fig.6.10 Change of dioxins concentration with flue gas flow (No. 2 Incinerator, expanded) (Right)

1. 武蔵野市クリーンセンターにおける電気集塵器からバグフィルターへの更新は、1号炉では1999年、2,3号炉では2000年におこなわれた。併せて燃焼改善も1998年から行われている。ダイオキシン濃度の測定は1996年からであるため対策以前の測定データ数はわずかではあるが、煙突からの排ガス中のダイオキシン類濃度は相当高かったはずである。

2. バグフィルター設置以降は、バグフィルター出口濃度はほぼ0.01 ng-TEQ/m³N程度となっているが、煙突からの濃度はその10倍程度であり、概して減少しているように見える。

3. 最近1-2年の煙突からの濃度はバグフィルター出口濃度とほぼ同等の0.01 ng-TEQ/m³N程度であり、全国平均の数十分の一の数字である。

4. バグフィルター設置前にも一度バグフィルター出口から煙突までの出口濃度増加がみられている。

5. 通常再合成の可能性が指摘されている300°C付近(Hiraoka 1993)の温度になっている可能性が全くない、200°C以下の低温域で起こっている。

6. 改修等に併せて煙道の洗浄は時折行われてきたが、煙道中には配管つなぎなどのガス停滞部の存在は否定できない。

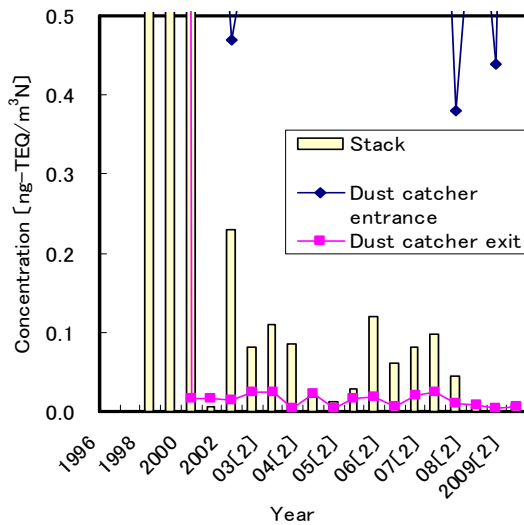


Fig.6.11 Change of dioxins concentration with flue gas flow (No. 3 Incinerator, expanded)

以上の点を総合的に判断するに、同様過去の高濃度ダイオキシン分が一部析出した後、200～100℃の低温で徐々に揮発して、あるいは一部ダストとなり再流出し、煙突までの濃度上昇を引き起こした可能性が最も妥当な解釈であると考察される。Fig.6.8からも明らかなように、過去の非常に高い濃度を考えると、ほんの一部のダイオキシン類の蓄積であっても、上記の現象は引き起こされるものと考えられる。なお、排出濃度とガス量から、最近約10年間の再流出を見積もると、いずれの炉でも百数十 mg 程度と計算された。

上記3のように、最近2年間の測定データをみると、ようやく本来の非常に低い煙突濃度が達成されており、これらの点からは、他炉で上記の現象があったとしても十年程度のスパンで徐々に緩和されてくるものと予測される。

なお、このような観点から、過去のデータをみると、電気集塵器設置時の1号炉の1996年の記録には、煙突から排出したダイオキシン類の濃度 6.3 ng-TEQ/m³N が集塵器出口の濃度 5.5 ng-TEQ/m³Nより高いとの結果も見られているが、この数値はその後のバグフィルターへの改修前のNo.2, No.3の集塵器出口の濃度の数分の一であり、その前のより高濃度の排出の履歴に影響されているとも考えられる。

また、No.1の炉で2006年にみられた、集塵器出口での、規制値以下ではあるが異常に高い濃度の原因は前述のように不明であるが、実際のサンプル点は集塵器出口直後ではなく、配管距離はそれほど長くはないものの、配管を経た有害ガス除去装置に至る間にあり、その間で蓄積されていたダイオキシン類が圧変動などによりはがれるなどの要因により偶発的に検出されたとの見方もできる。またその様な高濃度が長期にわたったかどうか不明であるが、そのときには煙突出口では高濃度

を示さず、一方その後約 1 年後に煙突出口での濃度が急上昇し、徐々に低下していった原因も同様の現象である可能性が指摘されよう。

5.おわりに

廃プラ混合焼却開始以後、2003 年から 2009 年まで、年 2 回継続的に測定してきたダイオキシン類の測定値は、十分低く、むしろ徐々に低下する傾向さえみられた。また煙突出口でのダイオキシン類の濃度の変化はごみ質の変化にはあまり影響されないものと考察される。廃プラ混焼は発熱量増大につながり、炉寿命への影響は懸念されるが、この点を除けばダイオキシン類の高温分解の可能性や廃熱利用にも寄与することから、混合焼却を否定的に捉える必要は無いと考えられる。この点に従い、中国のごみ発電では石炭添加の代わりに廃プラを添加することを提言する。

新設炉はもちろんのこと、既設炉においても適切な改善や調整の実施と管理の徹底を行えば、新設並みのダイオキシン類の排出基準を確保できるが、既設炉の場合には、以前の高濃度排出過程の影響によりダイオキシン類が残留し、これが停滞部に蓄積し、集塵器出口から煙突までの濃度上昇をもたらすとともに、煙突から排出濃度がなかなか下がらない原因となっている可能性が指摘された。

参考文献

- Hiraoka, M. ed., Waste management and countermeasures against dioxin (Haikibutsu Shori to Daiokishin Taisaku), p. 34, Kankyo-shinbun-sha, Tokyo, Japan(1993)
- Hiraoka, M and S. Okajima ed., Manual for Dioxins Reduction in the Waste Treatment, (Haikibutsu Shori niokeru Daiokishin-rui Sakugen Taisaku no Tebiki), p.182, Kankyoushinbun-sha, Tokyo (1998)
- JEMAI (Japan Environmental Management Association for Industry) ed., Technology and Regulation for Pollution Control (Dioxins vol.), Kogai Boshi no Gijutsu to Houki (Daiokishin-rui Hen), pp.140, 155, 231-2, 350-3, Maruzen, Tokyo (2009)
- JEMAI (Japan Environmental Management Association for Industry) ed., Technology and Regulation for Pollution Control 2009 (Dioxins vol., New ed.), Shin Kogai Boshi no Gijutsu to Houki (Daiokishin-rui Hen), pp. 2-3, 201-4, Maruzen, Tokyo (2000)
- Kojima, T., S. Shimada, M. Tamura, K. Nitagai and , K. Yorimoto ed., Encyclopedia of Wastes (Gomi no Hyakka Jiten), pp. 478, 526-7, Maruzen, Tokyo, Japan (2003)
- Zhang, W.Q., Ishihara, M. and Kojima, T.; Emission of Dioxins and Other Harmful Gases at Mixing Incineration Test with Plastic Refuse Using Existing Facilities- Case Study of Musashino City-, *Kagaku Kogaku Ronbunshu*, **36**, 336-342 (2010).

第四部
都市ごみ
焼却灰・飛灰からの重金属溶出

第七章 都市ごみ焼却飛灰からの酸浸出における主要・微量元素の 溶出・析出が浸出挙動に及ぼす影響

Influence of Dissolution and Deposition of Main and Minor Elements on Elution Behavior from Municipal Waste Incineration Fly Ash

1. はじめに

日本では年間に約 5300 万tのごみが発生し、この 87%にあたる約 4600 万tが焼却されている。その結果、多量の焼却灰(焼却炉灰、飛灰)が発生し、廃棄物として埋め立て処分しているのが現状である。しかし、日本特に都市部では最終処分場の確保が困難なことから、灰についても埋立処理を避けるようになりつつある。焼却灰の資源化法としては、1300–1500℃以上の高温で熔融処理してスラグにし、路盤材などとして利用可能であるが、熔融するために多量のエネルギーが必要となりCO₂も大量放出される。このような経済的、環境的な問題があるため、まだ、本格的に普及するまでに至っていない。熔融処理の場合は、1tの焼却灰を処理するために、人件費や原価償却費を含めて施設維持管理費は、3–5 万円が必要である(Ishikawa, 1997)との試算がある。エコセメントとしての利用もやはり従来のセメント製造プロセスと比べたときの高エネルギーコストや品質の点で同様に問題がある。

このような観点から、これまでの日本と同様に途上国では、衛生面と環境保全の目的のために、今後ますます焼却処理が増大し、併せて上述のリサイクルが経済ベースにのらない場合には、埋立処理が増大することが予想される。

実際、国際的には、中国など発展途上国でもその焼却量が増えている。焼却灰がもたらす最大の環境影響の一つとして重金属溶出が上げられる。焼却灰が不適切に最終処分されたとき、雨水(特に酸性雨)や地下水などの水と接触して、含有する重金属成分が溶出し、水移動と共に周辺環境の汚染を招くことが考えられる(Travara *et al.*, 2009)。したがって、埋立後に、特に酸性雨などにより浸出が加速されたときに、どのような現象が起こるかをあらかじめ予想しておくことが必要である。

主灰からの重金属の溶出性を検討した例(Wehrer and Totschea, 2008)や飛灰からの同様な検討例(Huanga *et al.*, 2007)など非常に多くの報告がなされているが、いずれも現象論的な記述が主体であり、どのような成分が浸出挙動に影響し、それがさらにどのように微量成分に影響するかなどについての、化学工学的検討は決して十分とはいえない。

本章では、既にその詳細を報告した(Zhang *et al.*, 2010)武蔵野市クリーンセンターのストーカー式炉からの飛灰をまず対象とし、焼却灰が酸性雨に暴露された場合を想定し、酸性浸出水による加速浸出挙動と、これに伴う主要元素の溶出挙動か

ら、灰層内のこれらの溶出・析出挙動を推定するとともに、浸出挙動すなわち浸出速度への影響とその pH, そしてさらにこれらの挙動が有害な物質を含む微量重金属元素の溶出へもたらす影響の可能性を検討した。

2. 試料と実験方法

2.1 試料と試薬

試料としたサンプルは 2009 年の通常運転時に東京都武蔵野市クリーンセンターから排出された都市ごみ焼却灰飛灰である。武蔵野市クリーンセンターの焼却施設は、65t/d の中小規模のストーカー式焼却炉 3 台で構成され、平日は 2 台運転されている。有害ガスは湿式アルカリで除去、飛灰はバグフィルターから取り出したもので、現在はプラスチックごみは可燃性ごみとして焼却している (Zhang *et al*, 2010)。

プラスチックゴミを混焼する前の、2002 年の同所からのサンプルを用いた予備実験も過去に行われている。主要微量元素含有量分析は行われていないが、以下このサンプルから得た結果についても No.0 として示す。

まず、飛灰を篩により、粒径を 0.5mm 以下 (予備実験では 1mm 以下であるが実質的にほとんど 0.5mm 以下) に調整した。120℃ の恒温乾燥器内で一晚乾燥させて水分を抜き、これを実験試料とした。

浸出液としては硝酸 (関東化学 (株), 密度 1.38, 60.0–62.0%) を脱イオン水で希薄し、0.1mol/L (一部 0.05 mol/L) としたものをを用いた。分析用標準試薬としては関東化学 (株) 製原子吸光分析 (精密分析用) 用試薬 (1000ppm) をを用いた。

2.2 実験装置と方法

実験に用いたガラス製装置は、内径 15 mm, 高さ 30 cm の管の下部にテフロン製コックを有する市販カラムの上部に、できるだけ液面位を一定に保つための内径 38 mm, 高さ 8 cm (径変化部を含む) の拡大部を加工したものである。

本試験で行った試験条件の詳細を **Table 7.1** に示す。第一列より、実験番号 (分類については結果で示す), 灰重量, 浸出透過液 pH, 層高, 充填法 (乾湿の別), 測定時間, そして以下の結果で述べる全浸出透過溶液量である。これらの詳細を以下に述べる。まず、焼却飛灰を正確に秤量し、カラムの底にガラスウールを適量 (0.04–0.06g) 詰め、その上に乾燥飛灰を 1.000–5.000 g 正確に秤量し自然充填した。ここで、乾燥した飛灰をそのままカラムに詰める方法 (以下乾式, 表中 dry, 灰量 5g のとき層高約 7cm) に加え、蒸留水を注ぎながら灰を詰める方法 (以下湿式, 表中 wet-0, 灰量 5g のとき層高約 4.5cm) も採用した。さらに一部の試験では、その後約 1h あるいは 12h 放置した (表中 wet-1 あるいは wet-12 と記載) 後、以下を実施した。

Table 7.1 Experimental conditions

Run- category	Fly ash [dry-g]	Elution pH	Height [cm]	Pre- treatment	Duration [h]	Eluted [ml]
0-b	5	1	4.6	Dry	9.5	706.3
1-a	5	1	7.0	Dry	21.0	183.9
2-a	5	1	4.5	Wet	10.0	125.5
3-b	2	1	2.2	Wet	8.4	368.9
4-c	2	1	2.2	Dry	7.3	945.9
5-b	2	1	2.1	Wet	22.0	2027.8
6-ab	5	1	4.5	Wet-1	110.0	1202.2
7-a	2	1.3	2.0	Wet-12	26.0	60.9
8-c	2	1.3	2.2	Dry	3.7	853.0
9-c	1	1.3	1.2	Dry	2.2	952.0

カラム上に浸出液を入れた分液漏斗をセットし、カラムの拡大部中の、管底部から36cmの高さに浸出液面が常に存在するようにコックを適宜調整した。

2.3 試料の採取と分析

滴下した浸出液を原則 30min ごとに採取し、滴下量([g])にて計測したが、ほぼ [mL]と同一)と pH を測定した後、口径 0.22 μ m フィルター付きシリンジで濾過した溶液を試料とし、ICP-AES (島津シーケンシャル型プラズマ発光分光装置 ICP-7500)にて定性・定量分析した。プラズマ条件は、高周波出力 1.2 kW、クーラントガス 14.0 L/min、プラズマガス 1.20 L/min、キャリアガス 0.70 L/min である。飛灰の酸分解試験には硝酸、フッ化水素、および過塩素酸を用いた湿式分解法をもちいた (Kojima and Furusawa, 1986)。測定は浸出液と同様、ICP-AES を用いて行なった。なお、含有元素あるいは浸出元素の内、Si は上記酸分解法を採用しているため、また、酸素やハロゲン、炭素は ICP-AES の特性から、定量していない。

3. 結果と考察

3.1 飛灰中の元素量に関する実験結果

前述した方法で測定した焼却飛灰の灰分組成の分析結果を **Table 7.2** に示す。主要な元素は Ca, Na であり、元素量としてそれぞれ飛灰の 15.0%, 7.9% を占める。仮にこれを CaCO_3 , NaCl とすれば、それぞれ 37.5%, 20.1% となる。Al は飛灰の 3.1% を占め、有害重金属の内では Pb が最も多く、約 0.2% を占める。各元素の起源については、Ca は工業用粉体材料として多用される石灰石が、食品用乾燥剤あるいは貝殻類に含まれるばかりではなく、脱硫脱塩作用を有することから、ゴミ袋に石灰石を混合して市販されていることによるものと思われる。Na は生ごみの厨芥類中で NaCl の形で主に存在し、最も可溶性が高い物質である。Al は建築材料、電線、銀色の塗料に含まれる。Pb は有害元素として知られており、無鉛化が進められてい

るが、水道管、蓄電池、ガラス、はんだ、顔料、印刷材料、電気装置、電子半導体装置など、様々な場所に使われてきた。

Table 7.2 Amount of elements contained in fly ash (mg/g-dry ash)

Main	Na	Ca	Al	Zn	Fe	Pb	Cu	Total
-Minor	79.4	150.3	31.1	6.25	8.27	1.75	1.02	178.1
Trace	As	Se	Mo	Cd	Hg	B	Cr	Total
	0.085	0.099	0.019	0.103	0.008	0.033	0.306	0.653

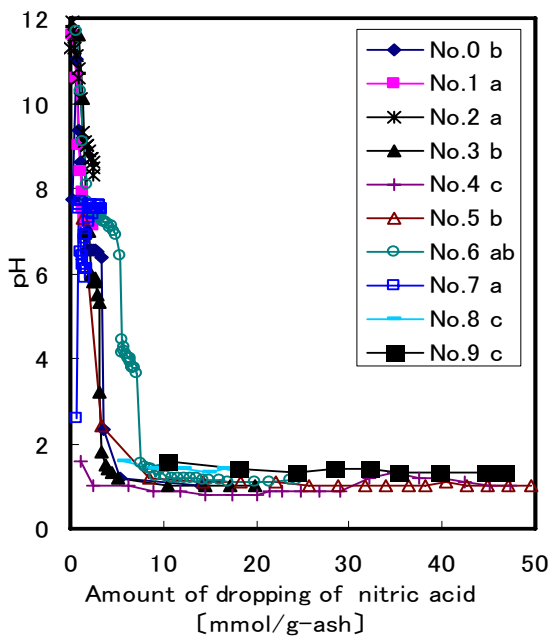


Fig.7.1 Change of pH

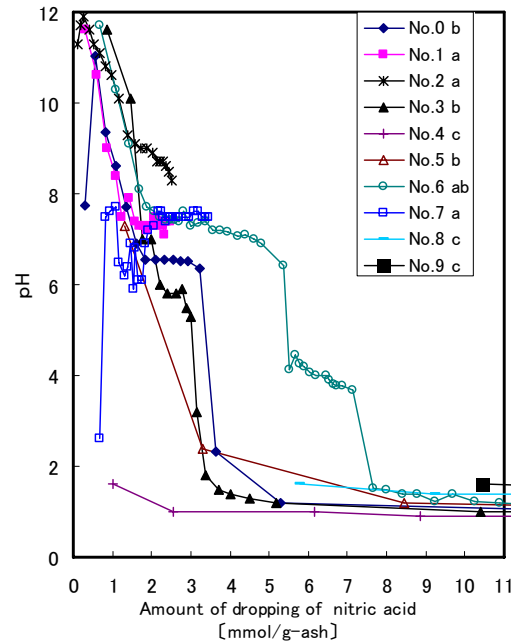


Fig.7.2 Change of pH (expanded)

3.2 浸出液のカラム透過後の pH の変化

カラムから浸出した液の pH の変化を Fig.7.1 に示した。ここにはすべての結果をすべての測定時間について、横軸に単位灰重量あたりの滴下した硝酸量をとって示す。横軸をこのような値に取った理由は主としてアルカリ成分が、滴下した酸により中和溶出すると考えたからである。

ここで、すべての実験結果において、灰 1g あたりの滴下硝酸量が数-10 mmol を超えると、滴下硝酸原液の pH にほぼ一致する pH まで下がっていることから、Fig.7.2 にはそれまでの変化を拡大して示す。いわゆる中和滴定曲線と同様に、ある滴下量近辺で急激な pH 値の低下がみられる。No.7 の実験については、pH7 の中性付近でのアルカリ成分のランダムな溶出によるとみられる pH の乱高下がみられた。

3.3 透過速度の変化

Fig.7.3 には Fig.7.1 と同じ横軸を取ったときの、カラムを通過した浸出液の透過速度を、100 g/h の単位で示す。一部の実験(No.4, 8, 9)では、浸出液滴下開始時から比較的浸出液透過速度が大きく、No.4 ではその後も若干透過速度が増大したことを除けば、いずれの実験でも高い透過速度を保ちながらも徐々に減少する傾向が見られた。これらは Table7.1 中で c と分類記載した。

これらに対し、表中で分類 a あるいは b と記載した実験条件では、分類 c に比べて浸出液滴下開始直後は透過速度が非常に遅いとの結果が得られた。Fig.7.4 には Fig.7.3 の左下部を拡大して示す。

分類 a では透過速度がしばらく遅いまま推移したが、分類 b と記載した実験条件では、徐々に透過速度が低下したものの、滴下硝酸量が数 - 10 mmol を超えると徐々に透過速度が上昇しはじめ、ついには急激に透過速度が上昇し、分類 c の実験と同等の速い透過速度を得たものである。このような急激な透過速度の変化を、以下ではブレークスルーと呼ぶことにする。特に No.3 の浸出透過スピードの変化は最も激しいものであった。

一方、実験 No.6 については、その実験の初期については、分類 a と同様の挙動であったが、Table 7.1 に示したように、この実験は 110h の測定を行ったものであり、80h 程度後に分類 b と同様の挙動を示したことから、分類を ab と記載した。No.6 は、このような観点からは典型的な結果を示しているものと考え、Fig.7.5 に横軸に時間及び上記の単位灰重量あたりの滴下硝酸量の両者を取り、pH と透過速度とをプロットした。特に段階的に浸出透過量の増大がみられることが観察された。

3.4 pH と流出速度の変化のまとめと考察

以上のように浸出透過速度の経時変化は条件により大きく異なり、試験結果は Table7.1 に分類記述した通りである。以上の浸出透過速度結果を浸出液 pH 結果と比較して議論する。

まず、分類 c のケースは脱イオン水を事前に注がず、少量(本カラムについては、2g 以下)の乾燥飛灰をそのままカラムに詰めた場合のみにみられた結果である。このケースでは浸出透過速度は非常に高く、約 100 g/h 以上であった。層高が低く、浸出液が灰層に十分浸透する前に浸出水の水路が形成されたことにより、浸出水が容易にすばやく灰層を通過したものと考えられる。実際、このとき実験途中の層内には縦方向に明らかなひびの様な流路がみられた。また、pH 値は常に 2 以下ではあったが、pH 値が上下するとの現象がみられた。これは、アルカリ成分の非定常的な溶出によるものと予測された。

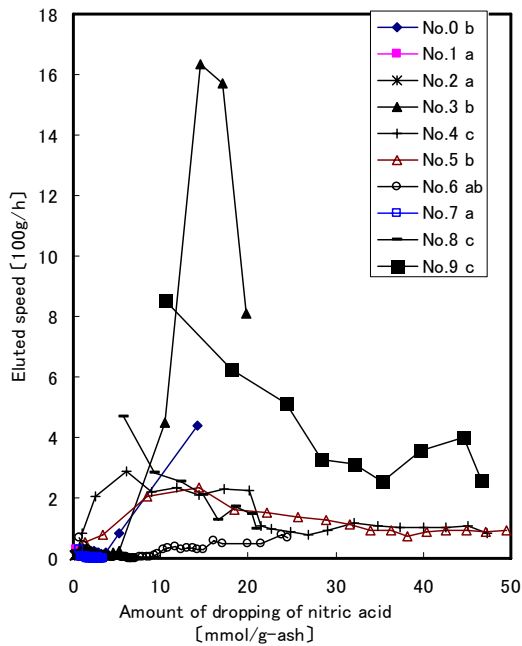


Fig. 7.3 Change of eluted speed (Left)

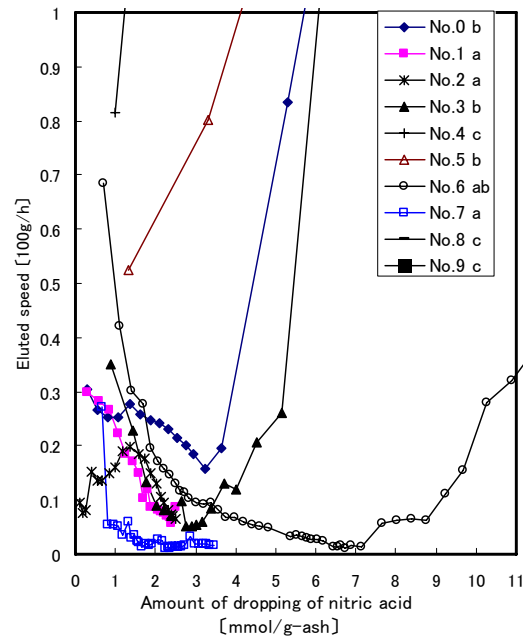


Fig. 7.4 Change of eluted speed (expanded) (Right)

なお透過流速の変化を詳細にみると、以降に述べる分類 a や b と同様に、流速が徐々に低下し、その後若干増大するという傾向も見られるものの、その現象は以下の分類 a, b と比較して顕著ではなく、またそのみられる時間も桁違いに早い時間であった。

一方、分類 a のケースでは溶出速度は 10g/h 前後であり、10h を経過すると徐々に減少するが、このとき、pH はほぼ中性である 7.3 程度以上に留まった。なお、以下のように No.6 の実験は a の現象が長時間続いた後、以下の b に移行したと思われるが、この結果では中性を超えて浸出後の液が酸性を示したのは 20h 以後であった。

この分類に相当する現象は 2-5g の灰層のケースに観察された。なお、大部分はあらかじめ水を含浸させた場合であったが、No.1 の実験のようにあらかじめ水を含浸させない前処理であっても灰量が多いときにはこのような傾向がみられた。いずれの場合にも層内には亀裂あるいはひびのようなものは観測されなかった。

分類 b のケースは 2-5g の乾燥飛灰をカラムに詰めた場合にみられた現象であり、蒸留水を注ぎながら詰めた場合がほとんどであったが、5g 充填した場合には No.0 のように乾燥状態で詰めた場合にも観測された。このケースでは、No.0 や No.3 でははじめは、分類 c ほど透過速度は大きくはないものの比較的大きい透過速度を示したが、徐々に透過速度が減少し、他の実験の場合も含め、アルカリ性物質が溶出

しつこくブレイクスルーまでの透過速度はごく低く約 3 g/h 前後に保たれた。この間、pH 値は、2-3 段階にわたり一定～急激な変化を繰り返した。

最後に pH が元の浸出溶液の 1.0 に近づくと、急激に透過速度の増加が確認された。なお、このとき、分類 c の場合にみられたような層内の縦方向のひび割れのようなものはみられなかったにもかかわらず、速度が急に大きく上昇し、このとき浸出透過溶液の透明度が急激に低下した。高 pH で低 pH でも溶解しない物質が、これらを結合している物質が低 pH で溶出したため、流出したと考えた。またこのことにより、粒子の隙間に析出していた物質が無くなり、間隙すべてが水の通路として確保されたものと考えた。

この結果透過速度は、No.3 については、最高浸出透過速度は初めの透過速度の 47 倍、最低透過速度の 327 倍になった。No.6 では、最高透過速度は初めの透過速度を超え、最低透過速度の 64 倍になった。このような現象は予備実験も含め、他の分類 b の実験すべてにみられた。

この結果より、ある時点までであれば灰層から浸出水の透過流速が遅い状態が保たれていた場合であっても、浸出水の pH が急激に酸性に傾くとともに、透過速度が急激に増大するという分類 b に特異的な現象が、繰り返し再現されたことになる。ただし、それらが現れる時間あるいは透過速度自身の絶対値には再現性はみられない。

3.5 Na と Ca の溶出特性と pH 変化への影響

浸出液の pH とその中の様々な元素の溶出挙動は、相互に関係する。塩基性物質が溶出すれば pH は上昇し、pH は元素の溶出性に影響する。特にカラム内の pH 変化は元素の溶出ばかりか、再析出にも影響し、そのことがカラム内の流動に影響したのと考えた。このような pH 変化や流動への影響は、主として主要元素の溶出挙動によるものと考えられる。ここでは b と分類された No.6 (初期は a と分類)、No.3 の試験を例として、主要元素である Ca, Na などの塩基性元素およびこれらに続き含有量が多い Al, Zn, Fe の溶出挙動から、これらの溶出と浸出液の pH あるいは透過速度との関係を考察する。

前節で示した、分類 b の実験にみられる特異な現象は、灰中に最も多く含有されている塩基性元素である Na, Ca の溶出挙動にまず影響されたと考え、これらの元素の溶出挙動を測定した。

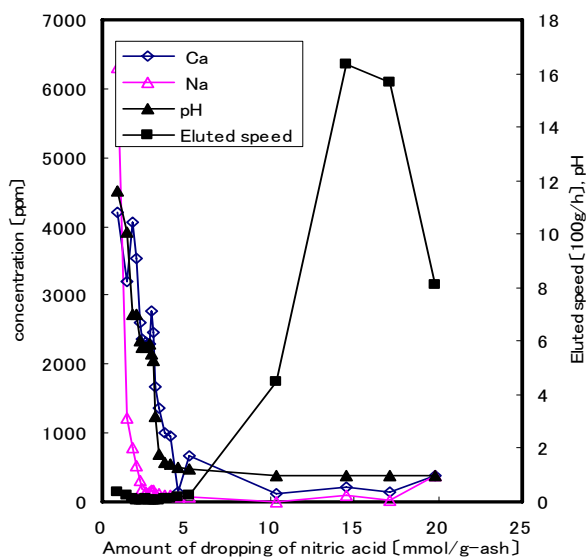


Fig. 7.5 Behavior of Ca,Na in No.3

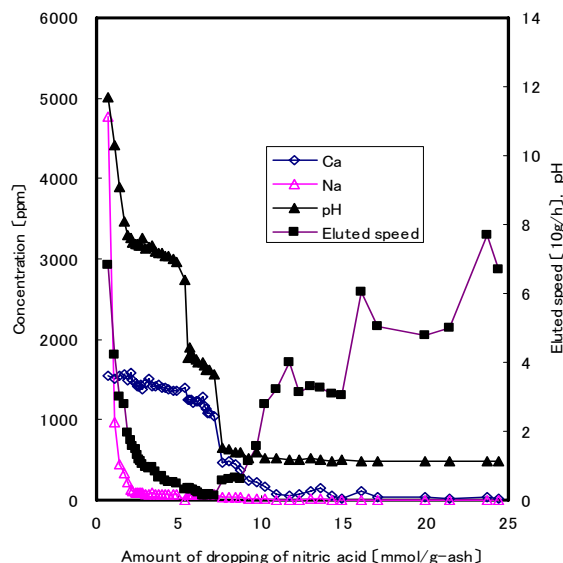


Fig.7.6 Behavior of Ca, Na in No.6

結果をFig.7.5 (No.3, 灰量 2g) および Fig.7.6 (No.6, 灰量 5g) に示す。なお No.3 の実験については、全浸出実験中の Na, Ca の溶出率は、それぞれ、101, 94%であり、実質的にほぼ 100%であった。一方、No.6 についてはそれぞれ、56, 78%であった。横軸は透過速度に比例する軸であるため、積分値の割合がそのときまでの溶出率を示す。なお、Fig.5 については、実験開始後 30min の間に採取したフラクションの pH は 11.6 であり、Na 濃度は 6300 ppm と非常に高濃度であった。この値は、灰中に含まれていた Na の量の 70%程度がはじめに溶出したことになる。同様に、Fig.6 (No.6) でも Na の最初の 30min の溶出濃度は 4800 ppm でこの時点までの Na の溶出率は 40%と、実験 No.3 ほどではないが、同様の傾向が得られた。Na は溶解度が非常に高い形態で存在していたものと考えられる。特にごみの起源を考えると、NaCl の形で存在していたものと考えられ、この溶出が浸出液の塩基性をもたらしたとは考えにくい。むしろ、Na は塩基性でも高い溶出性を示すと考えるべきであろう。その後、溶出速度は大幅に低下した。特に浸出液の pH が原液の pH に近づいたときに見られた No.3 での若干の溶出性の増大は、長石など溶解性の低い物質の存在による可能性も指摘される。

Ca の実験開始後 30min の間に採取したフラクションでの溶出濃度は、No.3 では 4200 ppm、溶出率は 25%程度であり、10 回試験の中で、最も溶出率が高かった。その後実験の進行とともに Ca 濃度は低下した。特に注目すべき点は、その後 Ca 濃度の低下と pH の低下とが連動している点であり、この点から、pH の変化に最も影響を与えている物質が Ca ではないかと推定される。

一方、Fig.7.6 のNo.6 の実験では、実験開始後 30minの間に採取したフラクションでの溶出濃度は、Caは 1500 ppm程度であり、溶出率は 7%に過ぎなかった。その後徐々に溶出濃度が減少したが、その変動はNo.3 の場合と比して顕著ではなかった。両者の違いは、両者の灰の処理条件の違いによると考えられる。No.3と異なり、No.6 の実験では、蒸留水を注いだ後、1h放置しており、このときCa含有化合物が水和反応により結晶成長が起こり、固化した結果であると考えた。さらに 12h水中で放置したNo.7 の実験では、さらに遅い浸出透過速度を示したことから、このことが裏付けられた。一方、両者に共通する点は、pH5 程度におけるpHの急激な変化が、Ca濃度が 1500ppm程度のときにみられた点である。今回用いた浸出液原液は 0.1 mol/L硝酸溶液であり、等量のCaは 2000 ppmとなることから、硝酸溶液の中和の 7割程度はCaによりなされたものと考えられる。また、Caの多くはCaCO₃の形で存在していると推定され、中和時の浸出透過液のpHが弱酸性を示したことも説明できる。

これらの過程で、灰中のCaCO₃の形で存在していると推定されるCaが溶出するに伴い、本来であれば浸出液流路は拡大し、流通抵抗が減少することが考えられる。もちろん、その過程での圧密現象がその原因と考えることも可能であるが、浸出液の透過速度はゆっくりと減少しており、原因を他の元素の挙動に求める必要があると考えた。これについては次節で考察する。

ついで、両実験とも、pH2 前後での急激な pH 変化が次にみられた。No.3 では pH5 程度における減少の直後にみられたが、一方、No.6 では、一度 pH4 程度で長時間留まった後、再度、pH2 前後での急激な pH 変化がみられたとの違いがあるが、いずれについてもこのときには Ca の溶出性が大きく減少しており、ここでも Ca 濃度との連動がみられる。このときいずれの実験でも Ca の溶出率は、いずれも 70%程度となっており、これまでに溶出しやすい状態にあった Ca はほとんど溶出し、その後は残った溶出性の劣る Ca がゆっくりと溶出したものと考えられる。この急激な pH 変化の後には、浸出液の透過速度のゆっくりとした回復がみられるが、これは Ca が溶出するに伴い、流通抵抗が減少したことを示すと考えられる。

3.6 Al, Zn, Fe の溶出析出特性と浸出透過速度に対する影響

Figs.7.7～7.8 にはそれぞれの実験における浸出液中の Al, Zn, Fe の濃度を、pH および透過速度の変化とともに示す。横軸はこれまでと同様である。なお No.3 の実験については、全浸出実験中の Al, Zn, Fe の溶出率は、それぞれ、45, 46, 10%、一方、No.6 についてはそれぞれ、62, 51, 37%であった。

Fig.7.7 では、pH5 付近および 2 付近での pH の急激な低下に伴い、これらの元素の溶出が急激に増大している様子が見られる。これらの元素の急激な溶出がほぼ終了し、いずれの元素も全浸出透過の内の大部分がこのときまでに溶出した。これらの元素の浸出透過液中濃度が低下し始めるとともに、浸出液透過速度の急激

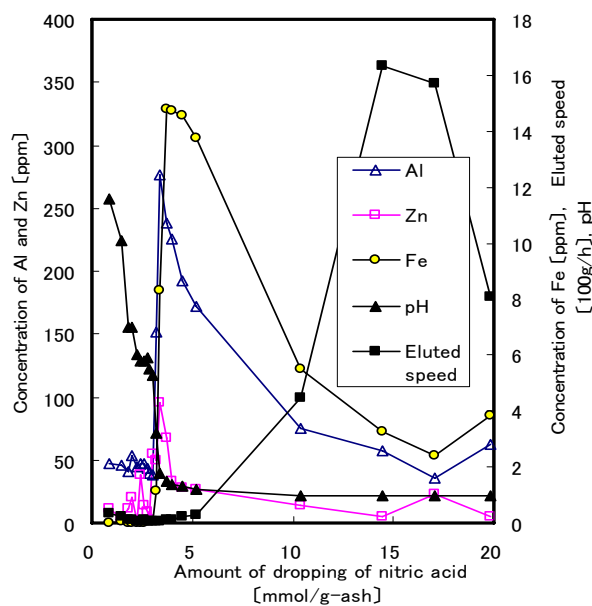


Fig.7.7 Behavior of Al, Zn and Fe in No.3 (Left)

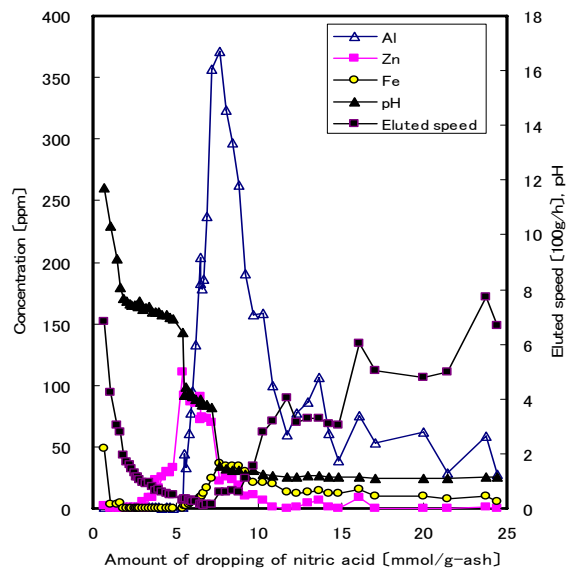


Fig.7.8 Behavior of Al, Zn and Fe in No.6 (Right)

な増大がみられる。浸出液の pH は 1.0 でカラム内に流入し、一方透過液 pH は実験初期はアルカリ側にあったことから、カラム内には当然 pH 分布が存在したものと考えられ、そのとき層上部で溶出した元素が、カラム層下部で再析出した可能性が高いと考えた。このような析出に伴い、これが層下部での流通抵抗となり、透過速度を徐々に低下させたものと考えた。

ほとんど同様の傾向が、Fig.7.8 でも見られているが、特に注目したいのは Fe の溶出挙動である。Fig.7.8 の実験初期では、黄色に着色した不透明透過液が得られ、これを濾過すると透明かつ若干着色した液を得ているが、これは一度溶出した Fe が、溶液のアルカリ化により、析出したものの沈着せず、一部透過液中にも流出したためとも考えられる。その後、層下部での Fe あるいは Al, Zn の析出に伴う透過速度の低下により、沈殿した Fe の流出が無くなったと考えた。

3.7 SEM 写真結果と主要元素の溶出特性に関する検討

3.7.1 試験前後での飛灰粒子の変化

Fig.7.9 には試験後の残灰と試験前の原灰を比較して示す。粒子の表面には微粒子が多量に付着していることがわかった。しかし、いずれの試験後でも付着している微粒子の一部が失われていた。さらに、残留量の多少からおのおの試験時の溶出状態を推測できる。各々の試験条件を示した Table 7.1 を参照しながら考察する。

No.2 は a 型と分類され、灰重量は 5g、試験の経過時間は 10h、全溶出量は 125.5ml、単位時間単位灰重量あたりに換算すると 2.5ml/g・hの溶出速度であった。No.2 の SEM 写真から見ると、少量の微粒子が溶出したことがわかる。

No.3 は、b 型と分類され灰重量は 2g、経過時間は 8.4h、全溶出量 368.9ml、溶出速度は 22.0ml/g・hであった。試験後の SEM 写真からみると、多量の微粒子が溶出したことがわかる。

No.6 は ab 型と分類され、灰重量は 5g、経過時間 110h、全溶出量は 1202ml で、溶出速度は 2.2ml/g・hであった。試験後の SEM 写真からみると、微粒子の流出量が No.2 より多く、No.3 よりはるかに少ないことがわかる。

No.7 は a 型と分類され、灰重量は 2g、蒸留水添加後 12h 放置してから試験を開始した場合である。その結果、26h での、全溶出量は 60.9ml、溶出速度は 1.2ml/g・hと最も溶出速度が遅いケースであった。SEM 写真から見ると微粒子がほとんど減少しておらず、微粒子が粒子表面に固着している状態であった。

No.8 は c 型と分類され、灰重量は 2g、乾燥灰をそのままカラムに積み、経過時間が 3.7h、全溶出量は 853ml、溶出速度は 115ml/g・h、溶出速度は最も速いケースであった。SEM 写真から見ると、粒子の表面の微粒子がほぼ流出していたことがわかる。

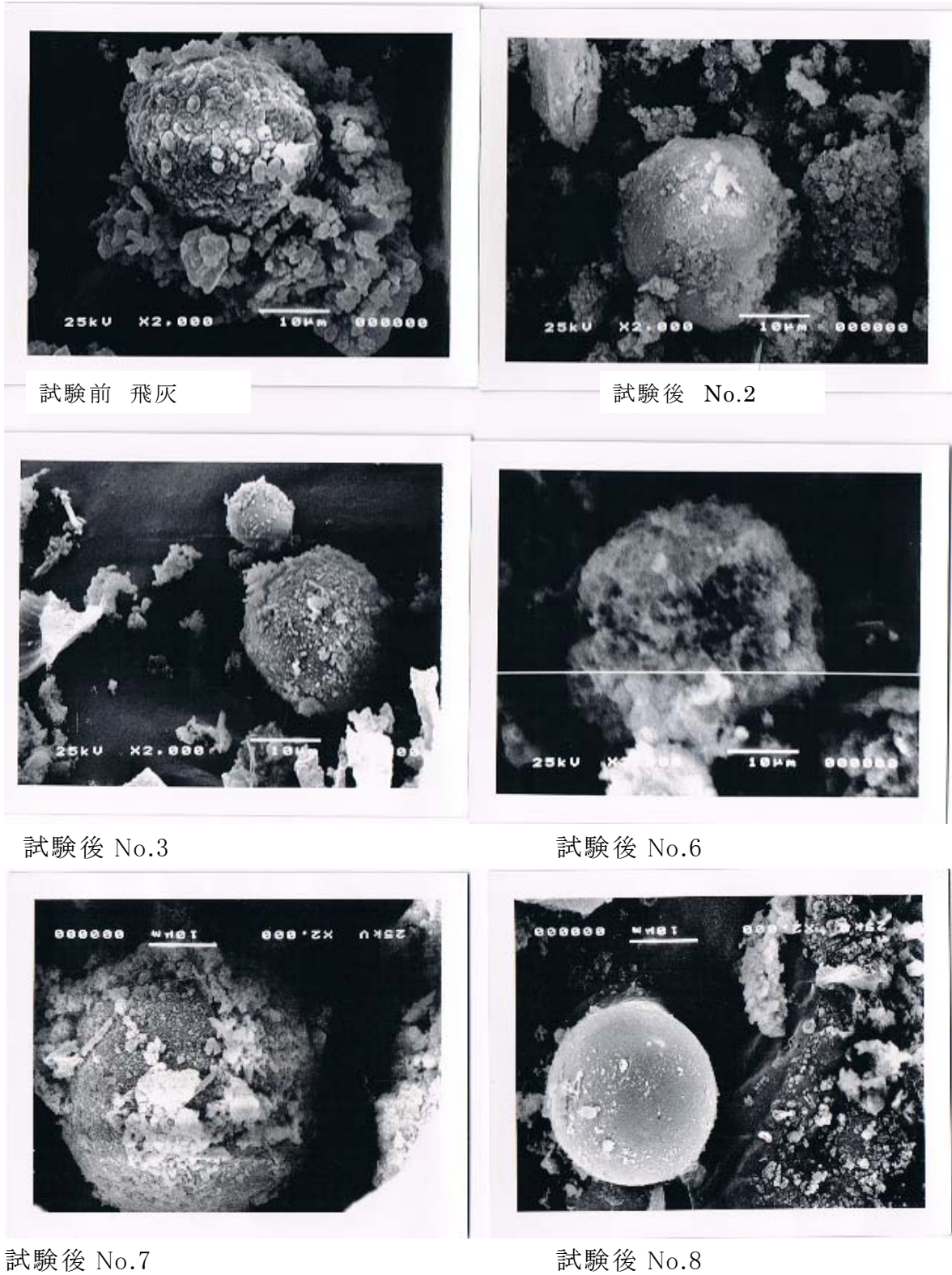
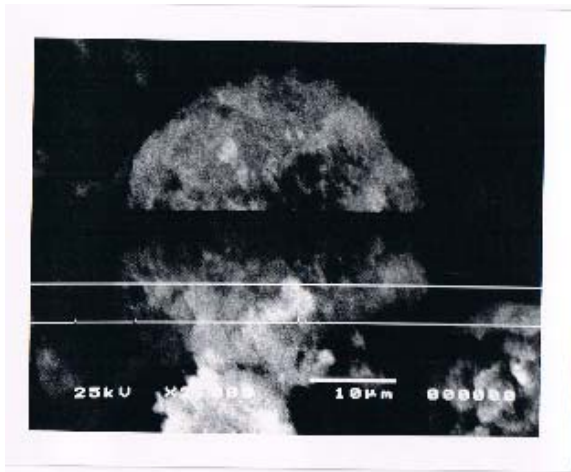


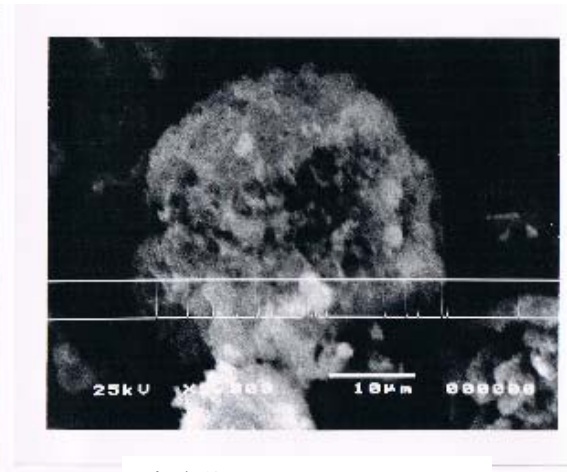
Fig.7.9 Comparison of fly ash of test in before and after

3.7.2 SEM・EDX 写真からみた主要元素の残留量に関する検討

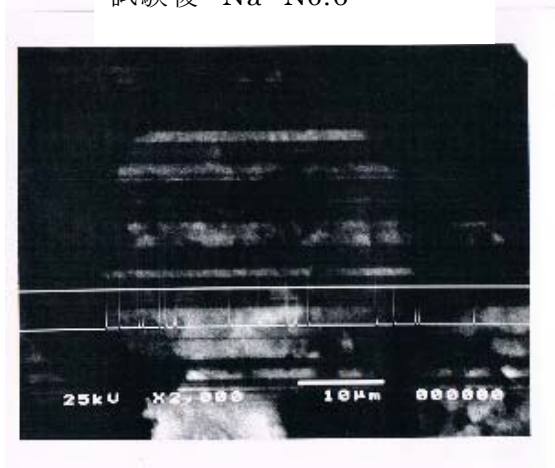
全試験中で、No.6はab型と分類され、経過時間が最も長いケースである。このときの各元素の残留状態を、定性的ではあるが、SEM・EDX 写真 Fig.7.10 で示す。残灰中には Na は微量残存した。しかし、試験結果での溶出率からみると、Na は56%であったが、このことを考えると写真ではもう少し大きい強度を示すべきとも考えられる。一方、Ca については少量残存しており、Ca の溶出率 78%とほぼ整合している。Al もその溶出率 62%とほぼ符合する結果が得られた。Zn も多く残留しており、溶出率 51%の数字と大体符合する。Cu は微量残存しており Cu の含有量から考えると溶出率 76%と整合している。Fe は多くみられ、溶出率 39%と整合している。



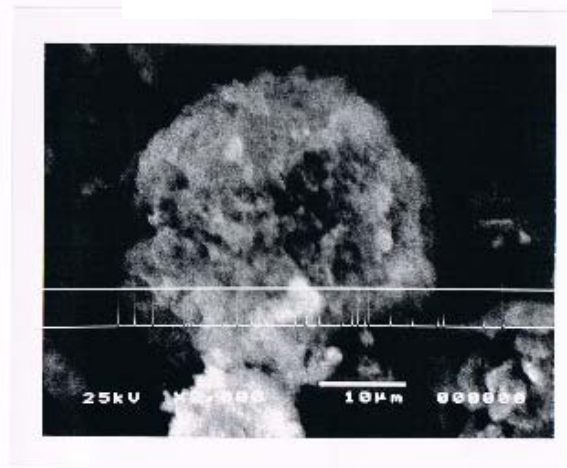
試験後 Na No.6



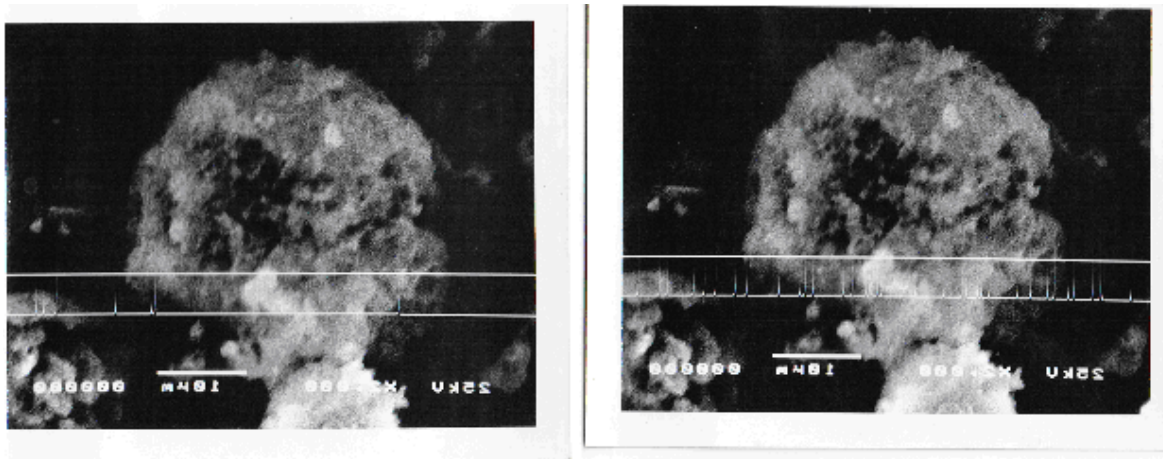
試験後 Ca No.6



試験後 Al No.6



試験後 Zn No.6



試験後 Cu No.6

試験後 Fe No.6

Fig.7.10 SEM/EDX photograph of the main each element of residual fly ash of examination

4. おわりに

カラムに詰めた灰層からの酸による浸出過程では、概して時間とともに透過速度が減少し、pHも徐々に低下するが、いくつかの実験において、ある段階で急激なpH低下、透過速度の増大およびAl, Zn, Feといった元素の溶出濃度の急上昇がみられることがわかった。このような現象の発現は、灰の充填方法、すなわち水の事前添加・水和や、ひび割れの存在、充填密度・層高などに影響され、その発現の時期の予想は困難であった。

このような現象を説明するため、以下の仮説を提案した。主要元素であるCaの溶解により生じたカラム内のpH変化が、Al, Zn, Feといった元素のカラム内での溶解、再析出をもたらし、浸出透過速度が一度低下するが、Caの溶解が終了した後にこれらの析出物が再溶解するために流路が急拡大し、上記の現象が急激に発現したと考えた。今後はこのような仮説を、析出物などの分析から検証するとともに、このような減少に伴い、有害元素を含む様々な微量元素がどのような挙動をするかを確認する必要がある。

本実験で得られた結果は、日本では一般的な中規模ストーカー炉からの飛灰に対するものであったが、世界特に今後さらに問題が顕在化する可能性がある途上国では、規模・条件も異なるプロセスも多く用いられており、これらからの排出灰に対する同様の試験も必要と考えられる。

参考文献

Huanga, S.J., Changa, C.Y., Muia, D.T. and Changb, F.C., Lee, M.Y. and Wang, C.F.;

- Sequential extraction for evaluating the leaching behavior of selected elements in municipal solid waste incineration fly ash, *J. Hazard. Mater.*, **149**, 180–188(2007)。
- Ishikawa, S.; Recent Plant Technology of Waste Treatment and Ash Melting, Gomishori no Saisentan-pran-to-gijutsu to Hai-youyuu, p.181, Nippou, Tokyo (1997)
- Kojima, T. and Furusawa, T.; Behaviour of Elements in Coal Ash with Sink-float Separation of Coal and Organic Affinity of the Elements, *J. Fuel Soc. Jpn.*, **65**, 143–149 (1986)。
- Matsumura, M., Yamamoto, T., Uemiya, S. and Kojima, T.; Effect of ettringite and monosulfate formation on lead elution from CaO-Al₂O₃-CaSO₄ hydrate, *Kagaku Kogaku Ronbunshu*, **25**, 752–757 (1999.9)
- Travara, I., S. Lidelöwa, Andreasa, L., Thamb G. and Lagerkvista, A.; Assessing the environmental impact of ashes used in a landfill cover construction, *Waste Managemen*, **29**, 1336–1346(2009)。
- Wehrer, M. and Totschea, K.U.; Effective rates of heavy metal release from alkaline wastes – Quantified by column outflow experiments and inverse simulations, *J. Contam. Hydrol.*, **101**, 53–66(2008)。
- Zhang, W.Q., Ishihara, M. and Kojima, T.; Emission of Dioxins and Other Harmful Gases at Mixing Incineration Test with Plastic Refuse Using Existing Facilities- Case Study of Musashino City-, *Kagaku Kogaku Ronbunshu*, in press (2010)

第八章 焼却飛灰からの有害重金属類の溶出と環境に対する影響についての考察

Chapter 8 An Examination on Elution of Harmful Heavy Metals and their Environmental impact

1. はじめに

20世紀に入り、経済の成長に伴い、各種の鉱工業が盛んになると、鉱山や工場からの廃液として、さらにはごみ焼却灰を含む処理残さなどから環境に放出された重金属が人体に蓄積されて重度の障害を引き起こすという公害病が多発した。産業廃棄物などから排出される重金属もまた、しばしば水源や土壌などの環境中に濃縮され公害の原因となっている。代表的なものに、足尾銅山の鉱毒¹⁾による被害、メチル水銀²⁾が引き起こした水俣病、カドミウムによるイタイイタイ病がある。また、現在の高度経済成長期に入った中国では非常に酷似しているケースも多発している。

重金属は、一般には、比重の重い金属を指すが、廃棄物に関しては有害な金属類に対して用いられることが多い。有害な金属としては水銀(Hg)・カドミウム(Cd)・鉛(Pb)・ヒ素(As)・セレン(Se)・ホウ素(B)、モリブデン(Mo)及びそれぞれの化合物、六価クロム(Cr⁶⁺)化合物で、これらは溶融・セメント固化やキレート処理・薬品処理を行い、重金属が溶出しないように安定化し、溶出基準を満足させなければならない。

そこで、第七章では、ごみ焼却飛灰のカラム試験の測定結果に基づき、pHの変化が溶出速度、及び主要な元素の溶出挙動へ与える影響を分析した。本章では、前章に続き、有害の重金属類の溶出挙動を分析する。さらに本章では中国のごみ焼却灰(飛灰)の酸分解試験、カラムの溶出試験の溶出結果と比較しながら有害重金属の溶出挙動を検証する。そして、有害重金属が環境に対する影響を考察する上で、重金属により引き起こされた公害について、日中の典型的なケースを比較して考察する。

2. 試験における有害重金属の溶出挙動

Table 8.1 Experimental conditions for Chinese fly ash

Run-category	Fly ash [dry-g]	Elution pH	Height [cm]	Pre-treatment	Duration [h]	Eluted [ml]
CF1-c	2	1	1.3	Wet	3.3	1098
CF2-b	5	1	2.8	Wet-12	9.6	535.38
CF3-b	5	1	3.0	Wet	0.6	779.3
CF4-b	10	1	6.0	Wet-1	2.0	521.4

Table 8.1 には中国の焼却灰(飛灰)のカラム試験の試験条件を示す。日本の飛灰のカラム試験条件は第七章で掲載しており、ここでは省略する。本章の中国焼却灰の試料としたサンプルは2009年の通常運転時に北京 CHINAN No.010 焼却センターから排出された都市ごみ焼却灰(飛灰)である。北京 CHINAN No.010 焼却センター焼却施設は、400t/dの大型の流動層式焼却炉 2 台で構成されている。有害ガスは半湿式アルカリ吸収法で除去、飛灰はバグフィルタから

取り出したものである。日本のストーカ焼却炉の場合は飛灰の生成率は 1.4%であり、中国の流動層の焼却炉の飛灰生成率は 5%、ほぼ焼却主灰と相当である。流動層式の焼却炉の流動媒体は石英砂である。

Table 8.2-a Amount of elements contained in Japanese fly ash (mg/g-dry ash)

Main	Na	Ca	Al	Zn	Fe	Pb	Cu	Total
-Minor	79.4	150.3	31.1	6.25	8.27	1.75	1.02	178.1
Trace	As	Se	Mo	Cd	Hg	B	Cr	Total
	0.085	0.099	0.019	0.103	0.008	0.613	0.306	1.233

Table 8.2-b Amount of elements contained in Chinese fly ash (mg/g-dry ash)

Main	Na	Ca	Al	Zn	Fe	Pb	Cu	Total
-Minor	69.7	180.0	27.4	2.2	16.1	0.919	0.321	296.6
Trace	As	Se	Mo	Cd	Hg	B	Cr	Total
	0.090	0.105	0.003	0.065	0.018	0.528	0.108	0.917

Table 8.3 Emission standard of heavy metals in drain in China (mg/L)

順番	汚染物	最高許容排出濃度	日本の排出基準
1	総水銀	0.05	0.005
2	アルキル水銀	検出されないこと	検出されないこと
3	総カドミウム	0.1	0.1
4	総クロム	1.5	2.0
5	6 価クロム	0.5	0.5
6	総砒素	0.5	0.1
7	総鉛	1.0	0.1
8	総ニッケル	1.0	—
9	ホウ素	—	1.0
10	総ベリリウム	0.005	—
11	総銀	0.5	—
12	総 α 放射線	14Bq/L	—
13	総・放射線	10Bq/L	—
14	pH	6.0-9.0	5.8-8.6

出所: 胡華江龍 等 編訳 (2009)「廃棄物処理」中国化学工業出版社

Table 8. 2-a・b は都市ごみ焼却灰(飛灰)酸分解試験の結果であり、前者は日本の焼却灰(飛灰)の結果で、後者は中国の結果である。両表の結果によると、飛灰の有害重金属の含有量は、Pb は本章で扱う元素では最も含有率が高く、日本の場合は 1.75 mg/g-ash であり、中国の場合は 0.919mg/g-ash である。

Table 8.3 は、中国と日本における有害重金属類の排出基準を示す。表に示すように、中国の最高許容排出濃度は、総水銀は 0.05mg/L で、日本の 10 倍、総砒素は日本の 5 倍、総鉛は日本の 10 倍である。

2.1 Pbの特性・用途, 溶出特性と環境影響

2.1.1 Pbの特性と用途

Pbは青みを帯びた灰色の金属であり方鉛鉱(PbS), 白鉛鉱(PbCO₃)などから採取, 重たく, 密度 11.35g/cm³, かつやわらかい。展性に富み, 極めて薄い板に製しうるが, 延性に乏しく, 細線とすることはできない。融点 327.5°C, 沸点 1740°C, (20°C)³⁾電気陰性度は 2.33, 主要化合物 PbS, PbOなど。Pbの現在の用途は, 鉛蓄電池の電極, 金属の快削性向上のための合金成分, 鉛ガラス(光学レンズやクリスタルガラス), 美術工芸品, 防音・制振シート, 銃弾, 電子材料(チタン酸鉛)などである。また, 金属の中では比較的比重が大きいのので放射線遮蔽材として鉛ガラスや鉛シートなどの形で用いられる。例えば核戦争を想定した戦車の内壁や, X線撮影施設の窓ガラス, ブラウン管用ガラスには鉛が含まれている。また, 釣りなどでおもり(シンカー)としても用いられている。近年鉛に代わるおもりの素材としてタングステンなどの導入が進められているが, 加工のしやすさやコストの面から, 未だに鉛の需要は根強い。水道管やはんだ, 顔料についても大量に利用されていたが, 鉛を用いないものへの置き換えが進められている⁴⁾。ごみ飛灰中のPbの源は主に印刷物, 電池の電極であると推測される。

2.1.2 カラム試験のPbの溶出特性

a) Pbの日本の飛灰におけるカラム試験の溶出特性

カラム溶出試験結果を日中の灰を比較して Fig.8. 1-a とbに示す。まず日本の飛灰におけるPbの溶出率の経時変化(滴下硝酸に換算)をFig.8.1-aに示す。Fig.8.1-aでは, b型と分類したNo.3, ab型と分類したNo.6, およびc型と分類したNo.8, No.9の測定データを示す。それぞれの試験の中で, Pbの溶出率は, No.3において, 約20%, No.6において, 約90%, No.8の中で約70%, No.9では約90%である。他の試験では一部のサンプルのみの濃度測定を行ったため, 溶出率を算出できないが, 溶出濃度の変化をpHの変化とあわせてFig. 8.2に示す。本図より, Pbは両性金属であることが明らかに示されている。a類のNo.1, No.2の中でpHはそれぞれ11.6, 11.3, すなわち高pHのアルカリ性のとき, 溶出濃度が60.96 ppm, 73.81 ppmと高い溶出濃度をしめした。c類と分類したNo.4, No.7のpHは1.6, 2.6の低pHの酸性のとき, 溶出濃度も22.99 ppm, 43.89 ppmで高かった。一方中性のpH7.0前後のとき, 溶出濃度はほとんど0であった。

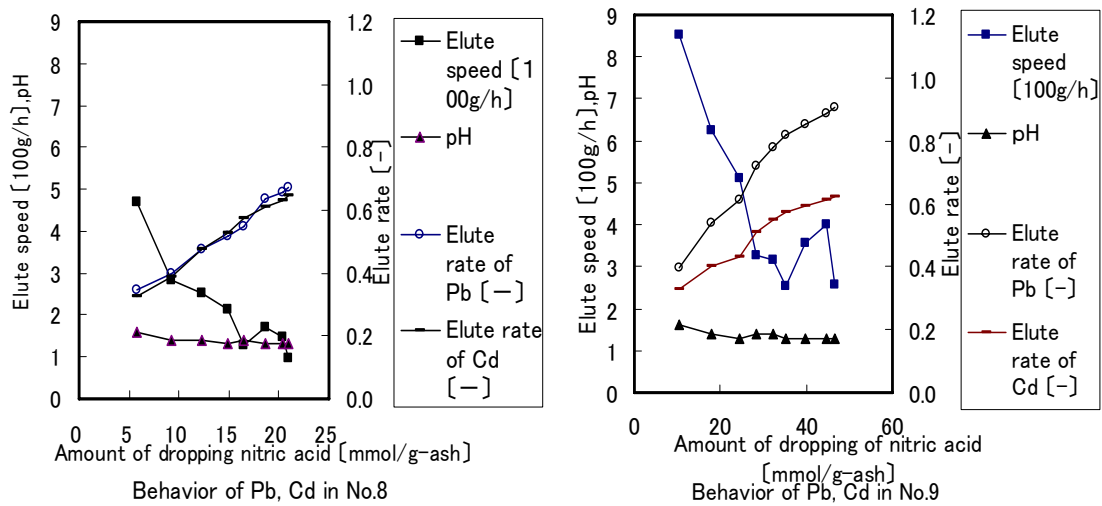
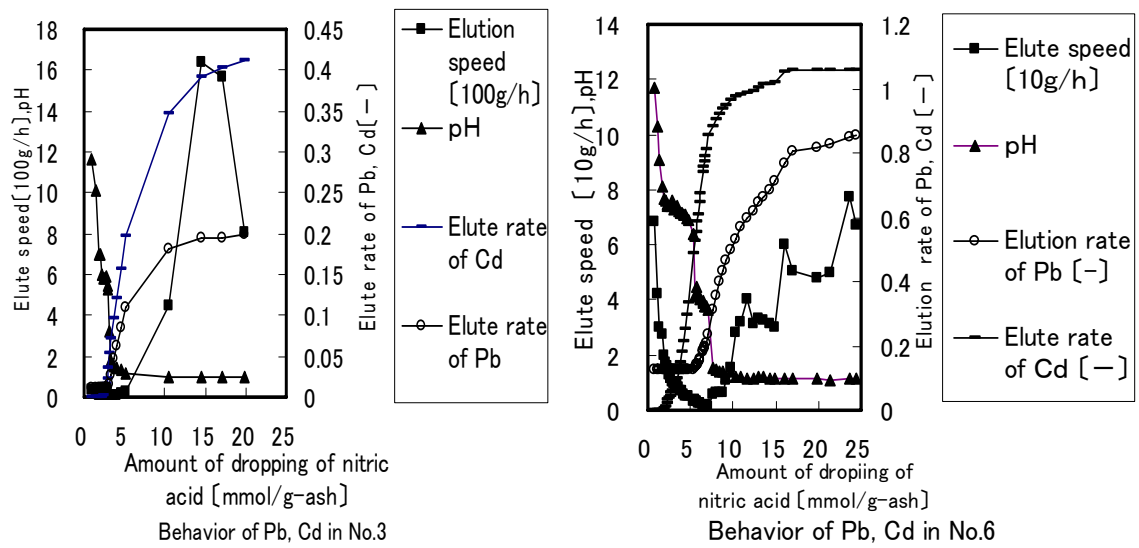
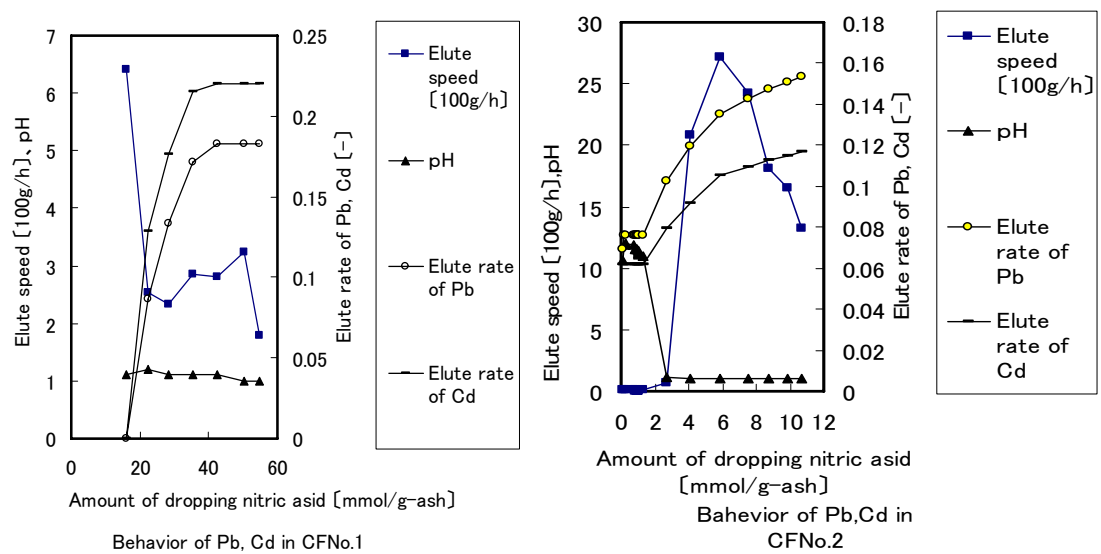


Fig.8.1-a Elution behavior of Pb, Cd from Japanese fly ash



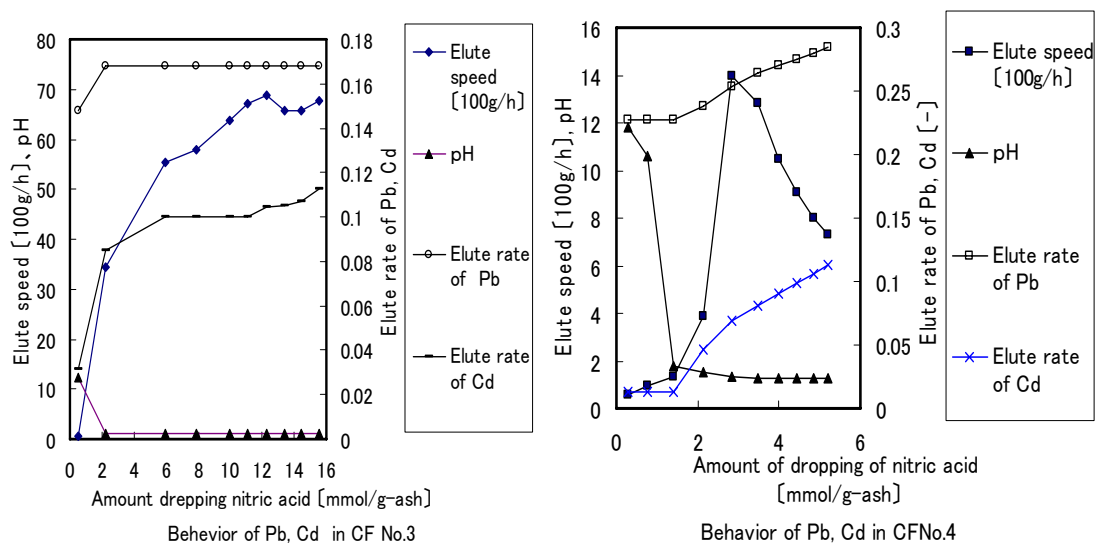


Fig.8.1-b Elution behavior of Pb, Cd from Chinese fly ash

b) 中国飛灰のカラム試験のPbの溶出特性

カラム試験でのPbの溶出特性をFig.8.1-bに示す。c型と分類したCFNo.1, b型と分類したCFNo.2およびCFNo.3, No.4の測定データである。それぞれの試験の中で、Pbの溶出率は、CFNo.1において約18%, No.2において約15%, No.3で約17%, No.4では約28%である。溶出濃度の変化をpHの変化とあわせてTable 8.4に示す。本表により、中国焼却飛灰の溶出試験では中pH(7-8)の時点はなかった。すなわち、pHは高pHの10-12以上から直接原液の1.0まで急激に下落してきた、この両極端のpHでPbはすべて高い溶出濃度を示した。Pbは両性金属であることが再度検証されたと考えられる。さらに、中国灰の試験ではPbの溶出率は日本よりかなり低いとの結果であった。この原因は、中国の試験での測定時間すなわち、測定はpHが原液のpHに戻り安定するまで行われたが、そのために必要な時間はCFNo.2は9.6時間に対して、日本の溶出試験は最も長いNo.6は110時間であったことに起因すると思われる。すなわち中国の溶出試験ではすべて短い時間で溶出挙動が安定したため測定時間が短く、Pbの溶出は完全には終了しなかったものと考えられる。

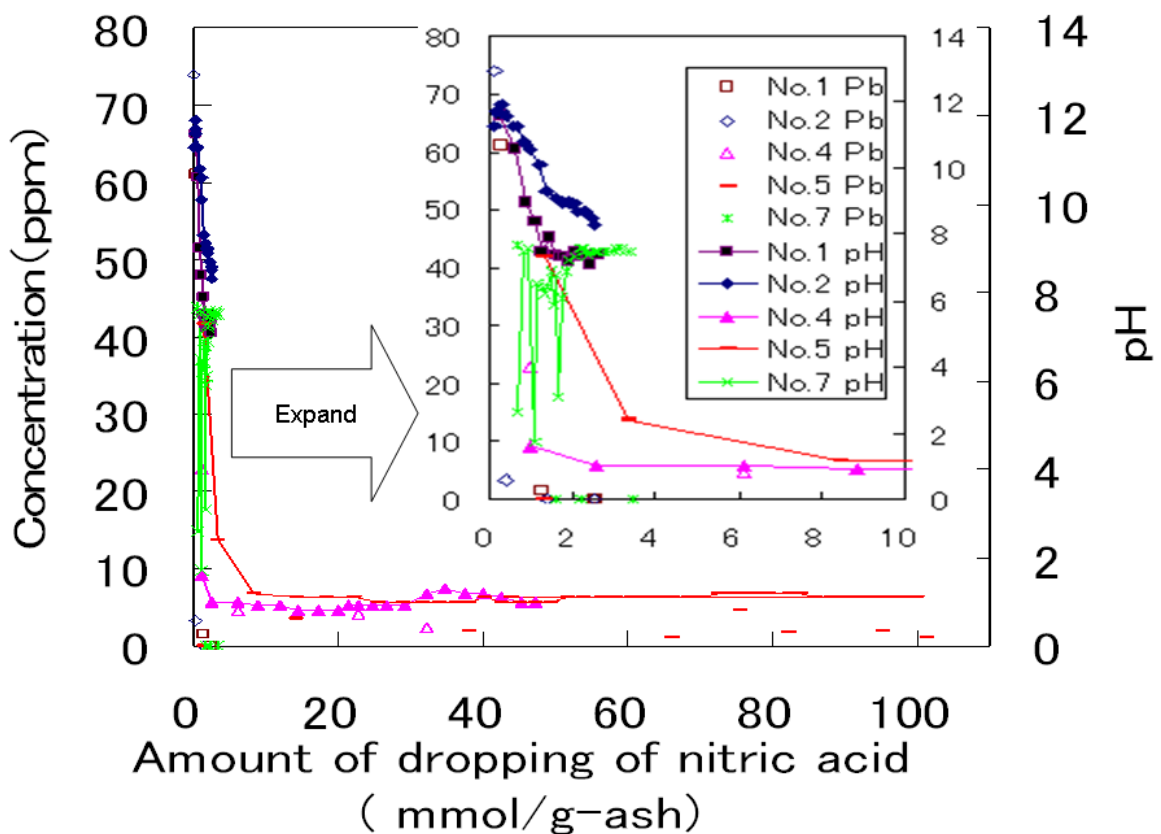


Fig.8.2 Concentration of Pb in elute from Japanese fly ash

2.1.3 Pb の毒性

鉛化合物は、無機化合物は水に溶けにくいものが多いため急性中毒を起こす事は稀だが、テトラエチル鉛のような脂溶性の有機物質は細胞膜を通過して直接取り込まれるため、非常に危険である。長期的に見た場合、鉛は自然な状態の食物にも僅かに含まれるため常時摂取されており、一定量ならば尿中などに排泄されるので鉛に対して必要以上に神経質になる必要は無いとされる。しかし、有機化合物を摂取してしまったり、排泄を上回る鉛を長期間摂取すると体内に蓄積されて毒性を持つ⁵⁾。

生物に対する毒性としては、体表や消化器官に対する曝露(接触・定着)により腹痛・嘔吐・伸筋麻痺・感覚異常症など様々な中毒症状を起こすほか、血液に作用すると溶血性貧血・ヘム合成系障害・免疫系の抑制・腎臓への影響なども引き起こす。遺伝毒性も報告されている。主に呼吸器系からの吸引と、水溶性の鉛化合物の消化器系からの吸収によって体内に入り、骨に最も多く定着する。⁵⁾

Table 8.4 Concentration of Pb in elute from Chinese Fly ash

試験番号	元素名	溶出率[%]	溶出濃度[ppm]
CFNo.1	Pb	18	高 pH ー
			中 pH ー
	Cd	22	低 pH Pb 1.3 Cd 1.3
CFNo.2	Pb	15	高 pH Pb 80.9 Cd 5.1
			中 pH ー
	Cd	12	低 pH Pb 1.7 Cd 0.08
CFNo.3	Pb	17	高 pH Pb 25.3 Cd 0.4
			中 pH ー
	Cd	11	低 pH Pb 1.1 Cd 0.2
CFNo.4	Pb	28	高 pH Pb 72.5 Cd 0.3
			中 pH ー
	Cd	11	低 pH Pb 2.0 Cd 0.3

2.1.4 鉛中毒のケース

2009年8月、陝西省鳳翔市で、1016人の児童のうち851人で血中鉛濃度の基準超過が確認された。亜鉛生産を行う現地の有力企業である東嶺冶煉会社が原因と特定され、工場移転処分が下されたほか、関係者11人が処分された。その後、8月18日、湖南省武岡市では1958人の児童のうち基準超過が1354人で確認された。マンガンを精錬を行う武岡市精錬錳場が汚染源であると特定され、閉鎖処分を受け、また工場幹部が逮捕、指名手配された⁶⁾。Table 8.1に示すように、中国では、総鉛の排水基準は1.0 mg/L、日本の0.1 mg/Lの10倍である。

2.2 Cdの特性・用途、溶出特性と環境影響

2.2.1 Cdの特性と用途

Cdの原子量は112.4、亜鉛に伴い産出。亜鉛に似た青白色の光沢を持つ金属、融点320.9℃、沸点は765℃、密度8.65g/cm³(20℃)電気陰性度1.69。「空気中では表面だけが酸化され、高温では赤い炎を上げて燃え、褐色の酸化物CdOとなる。熱すればハロゲンとは反応するが、水素、窒素とは結合しない。希硝酸、熱硫酸に可溶、アルカリ水溶液には不溶⁷⁾」亜鉛より低沸点であることを利用して亜鉛と分離するか、亜鉛の電解で生じる沈殿物を原料とし、電解によるCdを取り出す⁷⁾。ニッケルカドミウム電池の電極に使用。中性子を吸収するので原子炉で制御棒に用いる。粉末や煙を吸い込むと猛毒。化合物は有毒で、イタイイタイ病の原因とされる。⁸⁾

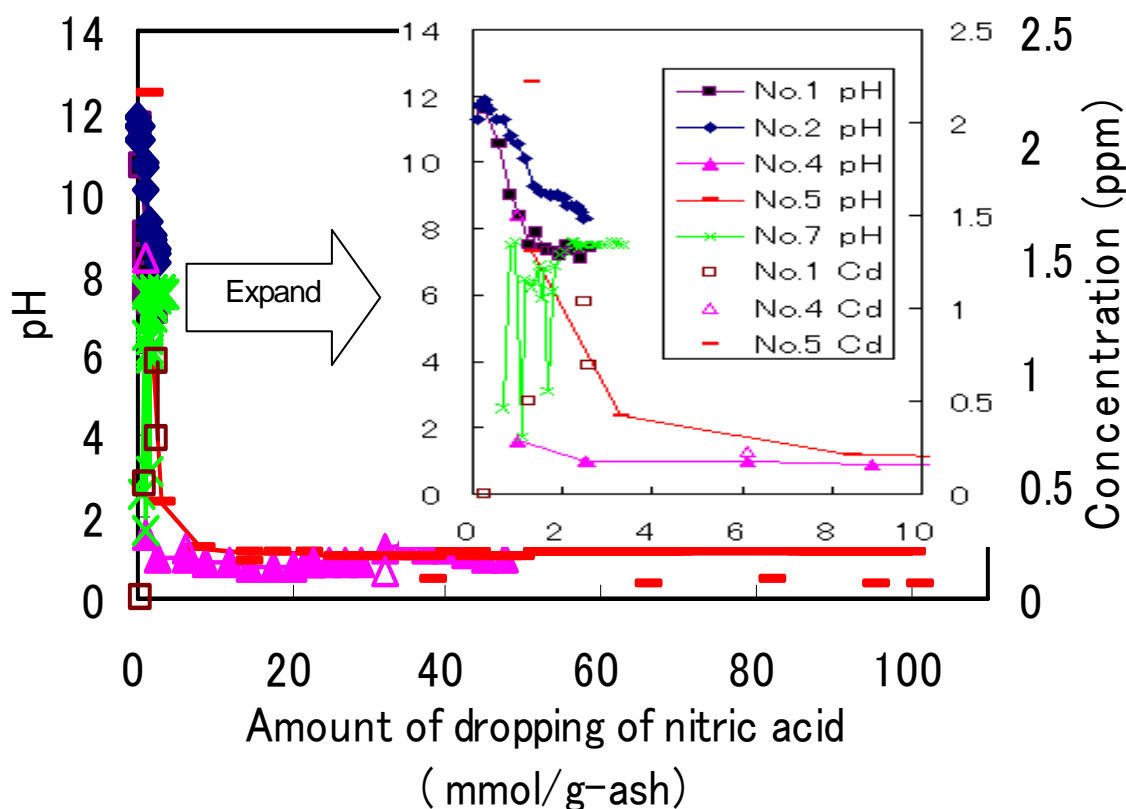


Fig.8.3 Concentration of Cd in elute from Japanese fly ash

Cdの用途は以下の通りである。

- ① メッキ用 鋼材の防食用に用いられるが、亜鉛に比し、海水への耐食性が強く、また弾力性に富み、水素脆化が起きないため、機械的負担の大きい部品や、屋外で使用される部分のメッキに優れた性能を発揮する。(航空機の脚、通信用屋外アンテナのメッキ)
- ② 原子力用 中性子の吸収断面積が大きいいため、原子炉の制御棒や炉体の遮へい材として用いる。
- ③ 電池用 Ni・Cd蓄電池に用いられる、Cdの重要な需要分野である。
顔料 硫化カドミウム、硫セレン化カドミウムとして黄、橙、赤色系の顔料となる。耐熱性に優れており、プラスチック、ガラス窯業などの着色に用いられる。伝統的なカドミウムの最重要需要分野である。
- ④ 安定剤 ステアリン酸カドミウムは、塩化ビニルの安定剤として優れた性能を有する。
- ⑤ 合金用 低融点合金、高級ハンダ、減摩合金、接点合金等。
- ⑥ 光電素子 CdSの有する光を電気に変える特性を利用して、露出計、自動点滅器、⑦ 乾式複写機、太陽電池等に用いられている。
- ⑧ 触媒 アクリロニトリル用触媒。
- ⑨ その他 写真、ブラウン管、ガス検知器など、幅広い用途を有する⁹⁾。

そのほか 1960 年代までのアメリカ車のエンジンルームでよく見られる。Cd は人体に体重 1kg あたり約 0.7 mg 含まれると見積もられている。Cd は多くの生物種において蓄積性がみられ、ヒトでは体内に約 30 年間残留すると言われている。したがって、一度 Cd に暴露されると、長期間その毒性にさらされる危険性がある。さらに、亜鉛と同族元素であるために、生体内での挙動も類似しており、Cd 除去の際に、生体に必須な亜鉛をも除去してしまう可能性がある¹⁰⁾。

2.2.2 Cd の飛灰のカラム試験の溶出特性

a) 日本の飛灰の試験結果

Table 8.2-a に示すように、Cd の含有量は 0.103 mg/g—dry ash、微量の有害重金属の中で、比較的多い方である。ごみ飛灰の Cd の起源は廃棄された電池、顔料から出たものであると推測される。カラム溶出試験では、Fig 8.1-a に示すように、Cd は No.3 では溶出率は約 40%、No.6 では溶出率は約 105%、No.8 では溶出率は約 70%、No.9 では 62%であった。溶出率からみると、Cd は硝酸の溶液に溶出しやすい重金属であると考えられる。Pb と同様に、すべての測定値をまとめた Fig.8.3 の溶出濃度からみると、おのおの試験のなかで、Cd は高 pH ではほとんど溶出しなかった。No.4 において低 pH たとえば pH1.6 のとき、溶出濃度は 1.50 ppm であった。しかし、溶液が中性のときも高い溶出濃度も見られた。たとえば、No.1 の pH は 7.4 のとき溶出濃度は 1.04 ppm、No.5 で pH は 7.3 とき、1.04 ppm の溶出濃度であった。No.6 では pH 7.1 のとき溶出濃度は 1.90 ppm 最大であった。以上から見ると、Cd は水にも溶けやすい物質であることが推測される。

b) 中国の飛灰の試験結果

Table 8.2-b に示すように、Cd の含有量は 0.065 mg/g—dry ash であり、日本のそれよりかなり低いことがわかった。カラム溶出試験での Cd の溶出率を Fig.8.1-b に示す。それぞれの試験の中で、Cd の溶出率は、CFNo.1 において、約 22%、No.2 において、約 12%、No.3 の中で約 11%、No.4 では約 11%である。日本の飛灰のカラム試験における Cd の高い溶出率に対して、中国の灰については低い溶出率しか得なかった。Pb と同じように、溶出率は試験の経過時間の長さに強く影響されるようである。Table 8.4 は Cd の溶出濃度を示す。低 pH のときには予想されるように溶出したが、溶出液 pH は急激に低下したため中 pH での溶出に関する、日本の灰について得られた、前述の「Cd は水にも溶けやすい」という推測は検証できなかった。一方、中国の溶出試験での両極端(高 pH と低 pH)での溶出濃度から見ると、CFNo.2 の結果を見ると、Cd は高 pH11.6 のとき、高い溶出濃度 5.1 ppm を示した。CFNo.3、No.4 でも高 pH のときに、より高い溶出濃度が得られた。以上より日本の灰について見られた「Cd はアルカリ性水溶液には溶出しにくい」という傾向は、中国の灰については見られていない。

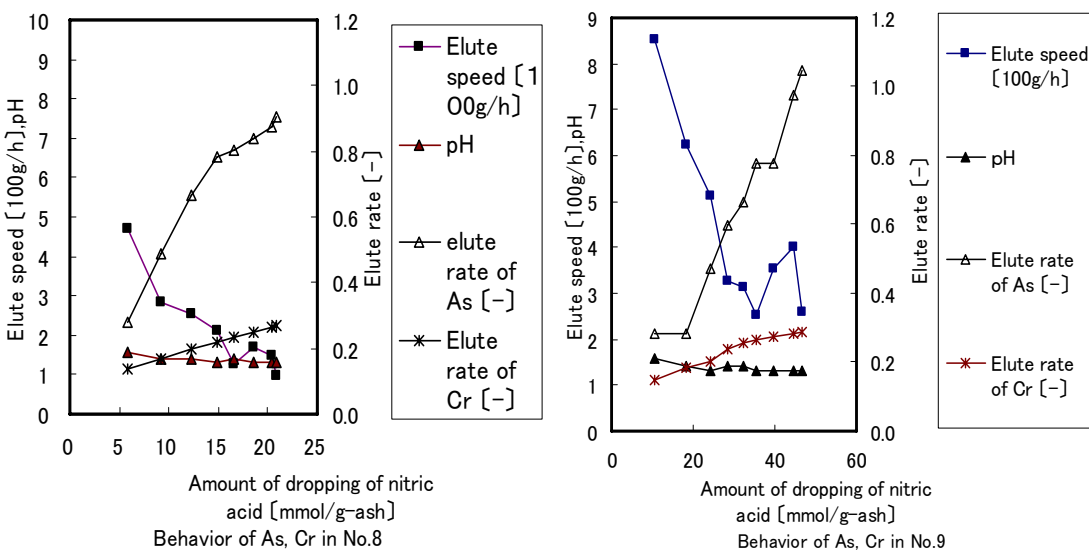
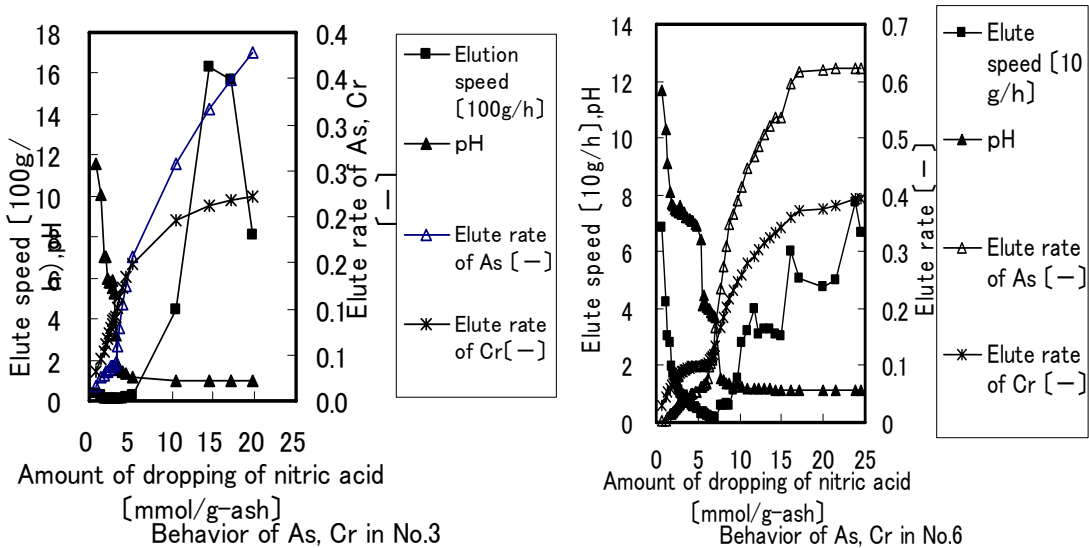
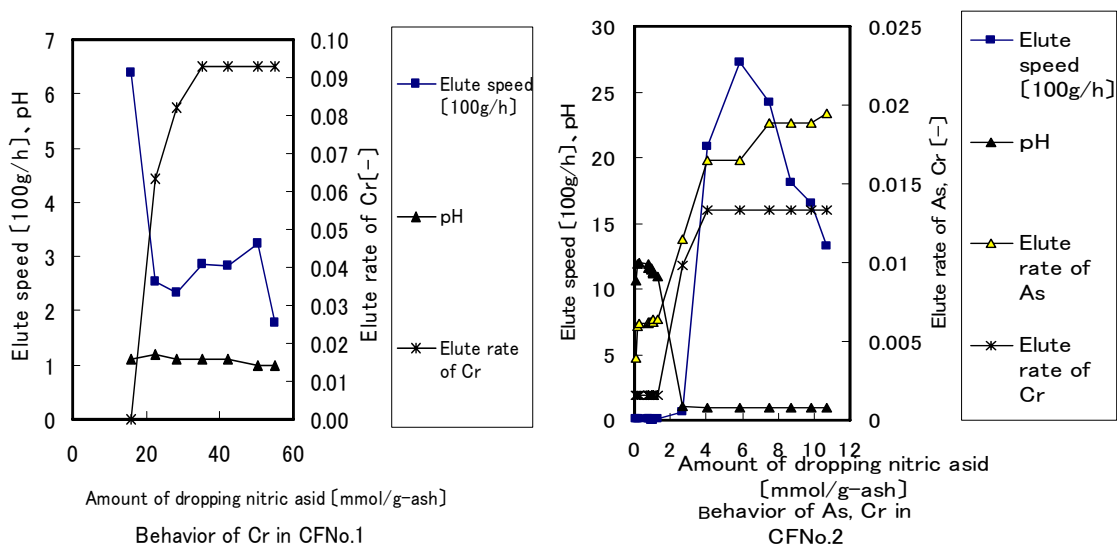


Fig.8.4-a Behavior of As, Cr in Japan fly ash



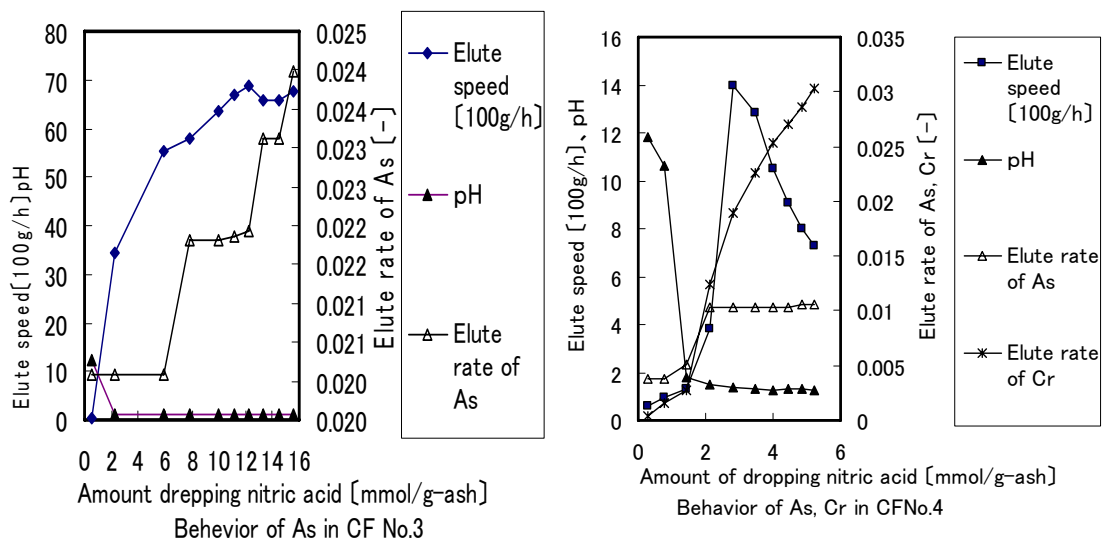


Fig.8.4-b Elution behavior of As, Cr from Chinese fly ash

2.3 As の特性・用途, 溶出特性と環境影響

2.3.1 Asの性質と用途

As, 砒素は窒素族元素の一つであり, 原子量74.92, 天然に遊離の状態で産出することもあるが, 多くは硫化物である。灰色砒素・黄色砒素・黒色砒素という 3 種の同素体がある, 単体も化合物も猛毒。灰色砒素は 1 気圧下において 615°Cで昇華する。砒素の化学性質はリンに類似, 常温の空気中では変化しない。400°Cで青白い炎をあげて燃え, 酸化砒素になる。ハロゲン, 硫黄と直接反応する¹¹⁾。生物に対する毒性が強いことを利用して, 農薬, 木材防腐に使用される。化合物半導体の成分として用いる。砒素化合物であるサルバルサンは, 抗生物質のペニシリンが発見される以前は梅毒の治療薬であった。中国医学では, 硫化砒素である雄黄や雌黄はしばしば解毒剤, 抗炎症剤として製剤に配合される¹²⁾。

2.3.2 As の來源と人体への影響

上流に天然の砒素化合物鉱床がある河川は砒素で汚染されているため, 高濃度の場合, 流域の水を飲むことは服毒に等しい自殺行為である。低濃度であっても蓄積するので, 長期飲用は中毒を発症する。地熱発電の水も砒素を含むので, 川に流せず, また, 地下に戻される。慢性砒素中毒は, 例えば井戸の汚染などにより続発して, あるいは単発的に発生することもある。このような河川は中東など世界に若干存在する。砒素中毒で最も有名なのは台湾の例であり, 足の黒化, 皮膚癌が見られた。汚染が深刻な国バングラデシュでは, 皮膚症状, 呼吸器症状, 内臓疾患をもつ患者が増えている。ガンで亡くなるケースも報告されている。中国奥地にもみられ, 日本の皮膚科医が調査している¹²⁾。

砒素および砒素化合物は WHO の下部機関 IRAC より発癌性があると勧告されている。また, 単体砒素およびほとんどの砒素化合物は, 人体に非常に有害である。場合によってショック状態から死に至る。慢性症状は, 剥離性の皮膚炎や過度の色素沈着, 骨髄障害, 末梢性神経炎, 黄疸, 腎不全など。慢性砒素中毒による皮膚病変としては, ボーエン病が有名である。単体

砒素及び砒素化合物は、毒物及び劇物取締法により医薬用外毒物に指定されている¹²⁾。中国の排水基準は0.5mg/L、日本の0.1mg/Lの5倍である。

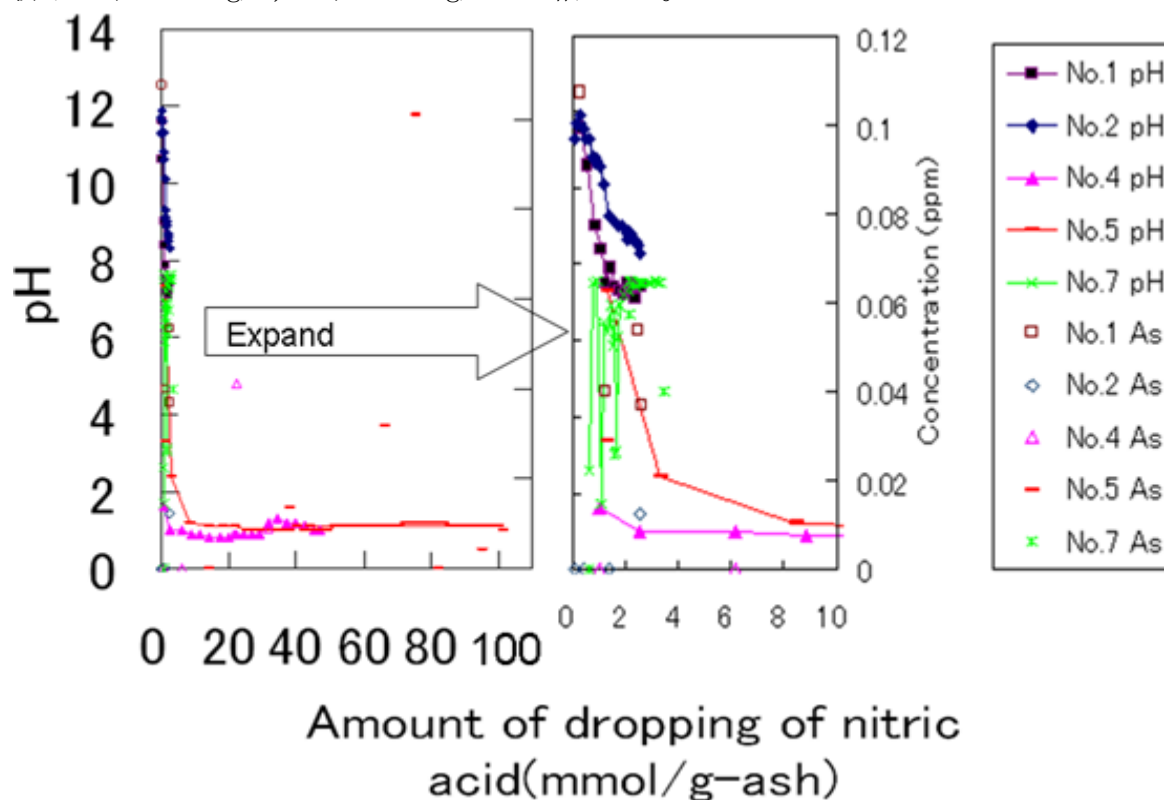


Fig.8.5 Elute Concentration of As in Japan fly ash

2.3.3 As のカラム試験中の溶出特性

a) 日本の飛灰のカラム試験の結果

Table 8.2-a から見ると、As の含有量は0.085mg/g-dry ash で微量である。飛灰中の起源は建築材料特に木材の防腐材と農薬、あるいは半導体類と考えられる。Fig.8.4 の溶出率から見ると、No.3 において、As の溶出率は37%前後、No.6 において、As の溶出率は約62%、No.8 では約91%、No.9 において110%である。硝酸溶液には溶けやすい元素である。Fig 8.5 の溶出濃度から見ると、As はいずれの pH でも溶出がみられる。高 pH の時、No.1 の場合では溶出濃度は0.11 ppmであった、No.2 では溶出しなかった。中 pH のとき、No.1 において0.053 ppm、No.2 の中で0.012 ppm、No.5、No.7、それぞれ0.057、0.028 ppmであった。低 pH のときには、No.4、No.5 の場合はそれぞれ、0.041、0.101 ppm、No.7 の場合は溶出しなかった。以上のケースから見ると、As は水にも溶出するものと考えられる。

b) 中国の飛灰のカラム試験の結果

Table 8.2-b から見ると、As の含有量は0.09 mg/g-dry ash と微量であり日本の灰と同様である。Fig.8.4-b の溶出率から見ると、CFNo.1 において、As の溶出率は0、No.2 において、As の溶出率は約2%、CFNo.3 では約2%、No.4 において1%である。これらの溶出濃度から見ると、中 pH のデータがないため、As はいずれの pH でも溶出がみられるとはいえない。高 pH の場合は、CFNo.2、No.3、No.4 において、それぞれ、0.46、0.34、0.12 ppm でありいずれも相対的に

高い溶出濃度であった。低 pH の時, CFNo.1, No.2 それぞれ, 0.08, 0.06 ppmであり, CFNo.3, No.4 の場合は, それぞれ, 0.008, 0.02 ppm であり, いずれでもあまり大差がなく, より低い溶出濃度であった。以上より, As の溶出は強酸性で加速されるとはいえず, 日本の灰についての考察と同様「硝酸溶液には溶けやすい元素」とは言えない。

2.3.4 Asの中毒ケース

中国の『水滸伝』の悪婦の藩金蓮が親夫を毒殺する際にもAsが使われたという。日本では, 1955 年の森永砒素ミルク中毒事件が著名である。粉ミルクに砒素が混入したことが原因で, 多数の死者を出した。この場合は急性砒素中毒である。年月が経過し, 慢性砒素中毒の報告もある。日本において, 急性砒素中毒で有名なのは和歌山毒物カレー事件がある。

現在の中国内モンゴル・呼和浩特付近の托克托県では, 数十年前から, 地元の農民が手のひらが黒ずんで硬くなったり, 肌に斑点が浮かぶ原因不明で治癒不能の「風土病」に悩まれてきた。1980年代後半にわかったことは「砒素中毒」ということである。井戸に用いていた地下水に飲用水基準 0.05 mg/L(世界保健機関・日本は 0.01 mg/L)を数倍上回る多量の砒素が含まれていたことが原因であった。砒素は猛毒であり, 成人が一度 20 mg以上を摂取すると, すぐに死にいたらなくても急性中毒になるとい¹³⁾日 1-3 mgの少量でも, 長期間取り続けると, 慢性中毒になる。

2.4 Crの特性・用途, 溶出特性と環境影響

2.4.1 Crの特性と用途

Crは鉄族の金属元素の一つ, 原子量 52.00, 融点は 1907°C, 沸点 2671°C, 電気陰性度は 1.66。主要な鉱石はクロム鉄鉱 FeCr_2O_4 。金属は酸化クロム Cr_2O_3 をAl, Siまたは炭素で還元するか, 硫酸アンモニウムクロムまたはクロム塩酸の水溶液の電解によって得る。錫に似た銀白色の硬い金属。常温では安定で空気, 水に作用されない, 600-900°Cに熱すると酸化被膜を生じる。強熱すればハロゲン, 窒素と直接に反応する。塩酸, 希硫酸に可溶, 濃硝酸, 王水に対して不動態となる¹⁴⁾。強磁性, 6 価クロムの化合物は有毒, 大気中でさびを生ぜずのため, ニクロム・クロム鋼などをはじめ, 多くの有用合金を作るのに用い, 錆びどめのためのクロムめっきも広く行われる¹⁵⁾。酸化数が六のクロムを含む化合物・イオン。三酸化クロム・クロム酸塩など。酸化力・毒性が強い。皮膚に触れると潰瘍を起こし, 体内に入れば肝臓障害・肺癌などを起こす。めっき工場, クロム化合物製造工場などの廃液による水質汚染が社会問題となった¹⁶⁾。

2.4.2 Crの環境への影響

日本国内の化学工場跡地には, 高濃度の六価クロムが土壌内に大量に残留している場所が多数存在する。六価クロムの主な用途である印刷やめっき関連の産業において現在も使用されているため, これらに関連する施設の敷地で六価クロム汚染がたびたび問題となっている。

低濃度・少量の六価クロムが土中に放置された場合, 土中の至る所に膨大な数が生息する微生物と接触することで, 短時間で安全な三価クロムに変わると考えられており, 問題はないとされる。しかし, 高濃度の六価クロムが地表付近に大量に放置された場合は, 周辺の微生物を全滅させてなお残留するため, その後の微生物との接触が進行しなくなる。このため六価クロムの

まま長期間残留し、粉末になって飛散したり、地下水を汚染したりして公害を引き起こす要因になる¹⁷⁾。

中国の総Crの排水基準は1.5mg/L、日本の2.0 mg/Lより小さく、6価Crの排水基準は日本同様、0.1 mg/Lである。

2.4.3 Crのカラム試験中の溶出特性

a) 日本の飛灰のカラム試験の結果

Table 8.2-aから見ると、Crの含有量は0.306 mg/g-dry ashであり、微量有害物質の中では多いほうである。飛灰中のCrの起源はメッキ、印刷顔料などと考えられる。Fig.8.4-aに示すように、Crの溶出率は、No.3、No.6では、それぞれ22%、39%、No.8、No.9において、27%、28%であった。溶出率からみると、Crは硝酸溶液の中で、溶出しにくい有害重金属である。前述のCrの特性からみると、「塩酸及び硫酸に溶解する。」という記述がある。

Fig. 8.6の溶出濃度から見ると、Crは、高pHのNo.1、No.2では溶出濃度がそれぞれ4.73、1.20 ppmであった。中pHのNo.1、No.2の場合はそれぞれ、0.18、0.91 ppm、No.5、No.7ではそれぞれ、1.26、0.73 ppmであった。低pHのとき、No.4、No.5、No.7ではそれぞれ、1.32、0.24、1.28 ppmである。あまり大きな差がなく、Crの溶出はあまり硝酸溶液の酸性に影響されないと考えられる。

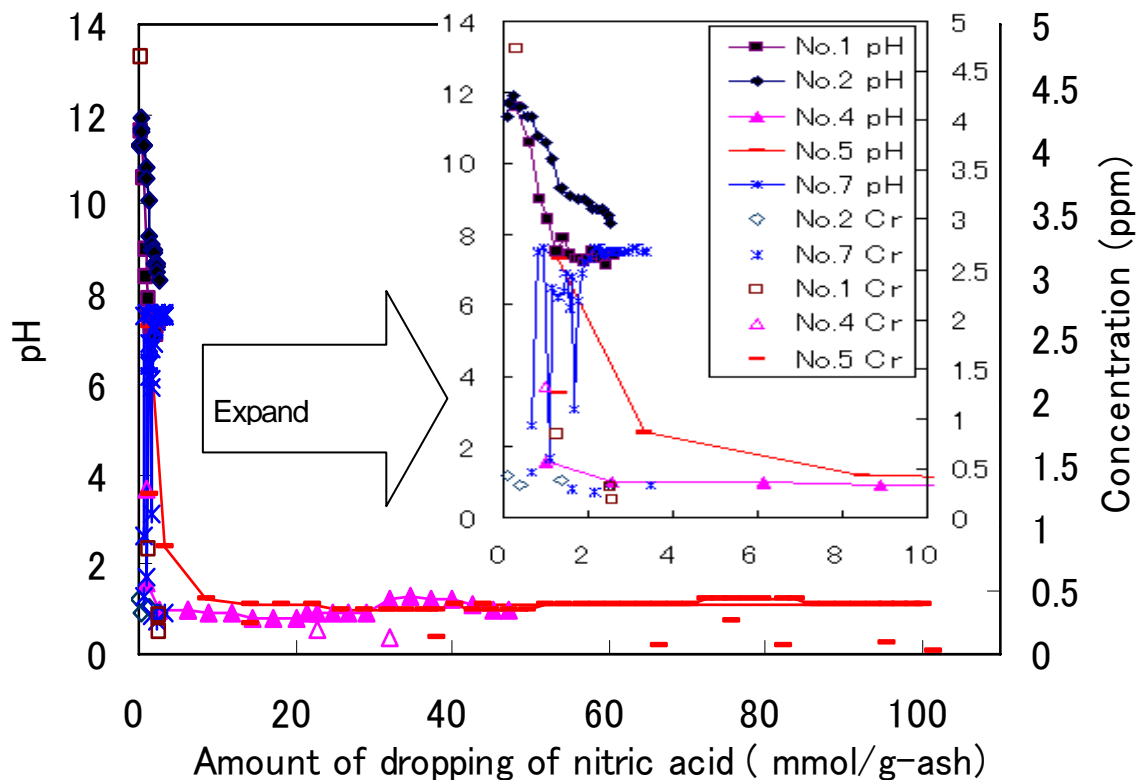


Fig. 8.6 Elute Concentration of Cr in Japan fly ash

b) 中国の飛灰のカラム試験の結果

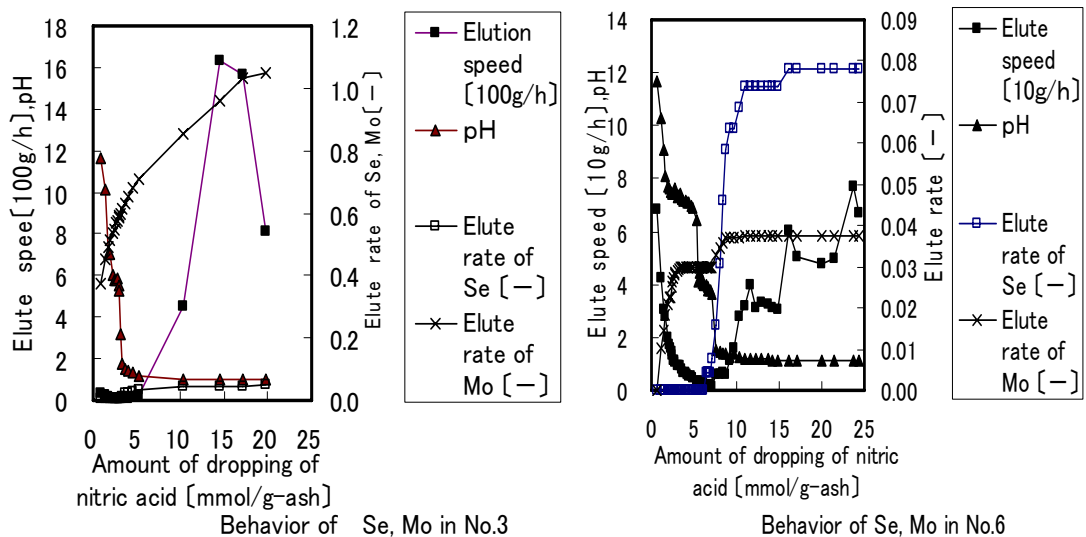
Table 8.2-bから見ると、中国の焼却飛灰のCrの含有量は0.108 mg/g-dry ash.で日本の3分の1しかない。中国の飛灰のカラム溶出試験での溶出率をFig.8.4-bに示す。CFNo.1, No.2の溶出率は9%, 1%, CFNo.3, CFNo.4ではそれぞれ1%, 0であった。日本の灰についての「Crは硝酸溶液の中で、溶出しにくい有害重金属である。」という特徴が中国の灰についても検証された。それぞれの試験の溶出濃度からみると、高pHの場合、CFNo.2, No.3, No.4においてそれぞれ、0.22, 0, 0.01 ppmで、低pHの時、CFNo.1, No.2 それぞれの0.11, 0.06, CFNo.3, No.4の時には、0, 0.15 ppm 高pHの時とあまり変わっていない。中国の焼却灰のカラム試験の溶出濃度からみると、日本の焼却灰と同様な結果を得た。

2.5 Seの特性・用途, 溶出特性と環境影響

2.5.1 Seの特性および環境への影響

Seは非金属元素, 原子量78.96, 融点 217°C, 沸点684.9°C, 密度4.79g/cm³, 化学性質は硫黄に類似。水, 希硫酸, 塩酸に不溶, 濃硫酸, 硫酸に可溶¹⁸⁾。電気陰性度2.5である。天然には硫黄鉱または黄鉄鉱などの硫化物中に少量含まれる。自然水中にも含まれることがあるが, その多くは鉱山排水や工場排水の混入によるものである。金属セレン・赤色セレンなど同素体が多く, 空気中では青は白色の炎を発生して燃焼し, 悪臭を発生する。ガラスの着色, 光電管・光電池・整流器, 触媒などに用いる¹⁹⁾。主な鉱物ZnSe, CdSe, CdCr₂Se₄, HgCr₂Se₄, 化合物H₂Seは無色悪臭のある猛毒気体¹⁸⁾。

生体微量必須元素で, 体内で生成する有害な過酸化物の代謝に関与する。欠乏すると心筋障害が生じる。高濃度では中枢神経障害などの急性毒性や食欲不振, 皮膚炎, 胃腸障害などの慢性毒性が現れる²⁰⁾。セレンの過剰摂取はアルカリ病と呼ばれる中毒をおこし, 土壤中に過剰にセレンが集積している地域で認められるが, 日本・中国においては中毒の報告はない。



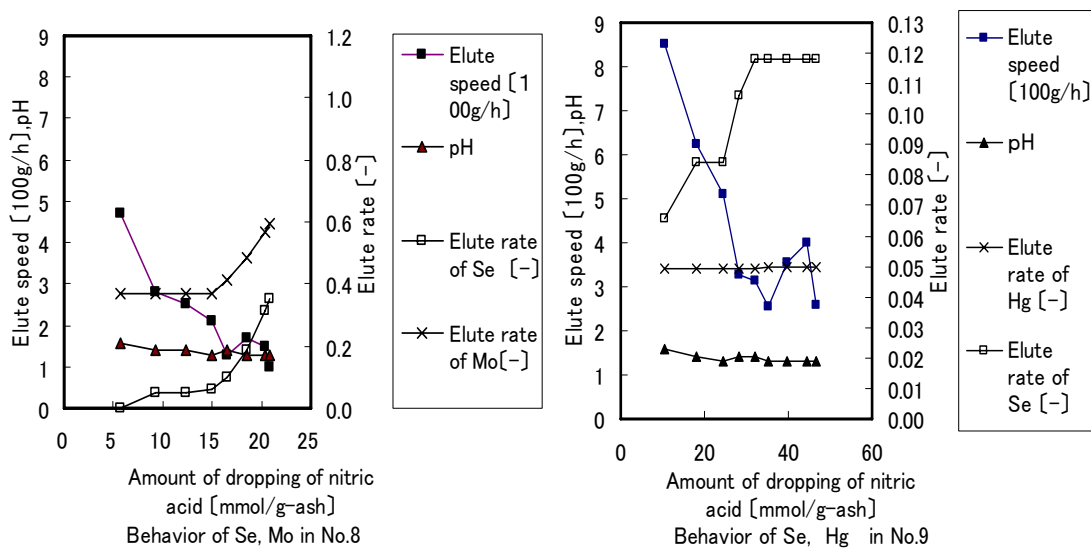


Fig.8.7-a Behavior of Se, Mo, Hg in Japan fly ash

2.5.2 Se のカラム試験中の溶出特性

a) 日本の飛灰のカラム試験の結果

Table 8.2-a は日本の飛灰の中で Se の含有量は 0.099 mg/g-dry ash と微量である。ごみの飛灰の中の Se の起源はガラスの着色，光電管・光電池であることが推測される。

Fig.8.7-a は日本のごみ焼却灰のカラム溶出試験における Se の溶出率を示す。No.3 において、4.8%の溶出率であった，No.6 においては 7.8%にすぎない。No.8, No.9 においてはそれぞれ、35%，11.8%であった。溶出率から見ると，硝酸溶液には溶出しにくい物質であると考えられる。Fig.8.8 の溶出濃度からみると，高 pH のとき，No.1, No.2 において，0.11, 0.04 ppm であった。中 pH のときには，No.1, No.2 の場合はそれぞれ，0.09, 0.05 ppm であり，No.5, No.7 の場合は 0.05, 0.04 ppm であった。低 pH のときには，No.4, において No.5, No.7, それぞれ 0.05, 0.03, 0.04 ppm であった。あまり大差がなく，Cr と同様に酸性度には大きく影響されず，いずれの条件でも溶出しにくいと考えられる。

b) 中国の飛灰のカラム試験の結果

Table 8.2-b では日本の飛灰の中で Se の含有量は 0.105 mg/g-dry ash となっており，日本よりやや高い。Fig.8.7-b は中国のごみ焼却灰のカラム溶出試験における Se の溶出率を示す。CFNo.1, No.2, の溶出率は両方とも 0 であった。CFNo.3, No.4 において 11%，1%である。硝酸溶液には溶出しにくい物質であり日本の飛灰の場合と同様な結果であった。溶出濃度から見ると，高 pH の場合は，CFNo.2, No.3, No.4 それぞれ，0.31, 0.35, 0.31 ppm でほぼ同じであった。低 pH の場合は，CFNo.1, CFNo.2 の場合は両方とも 0 であった。CFNo.3, CFNo.4 の場合は 0.09, 0.03 ppm であって低い濃度であった。溶出濃度から見ると，Se はいずれの条件でも溶出しにくい物質であるといえる。

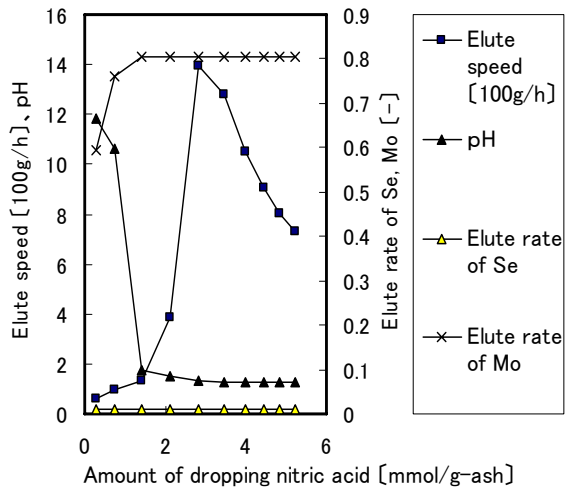
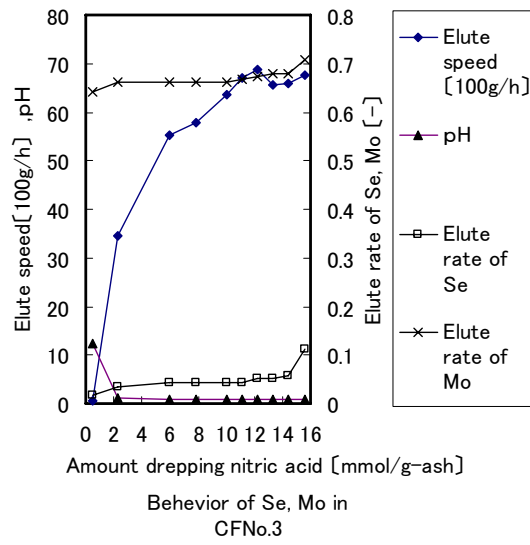
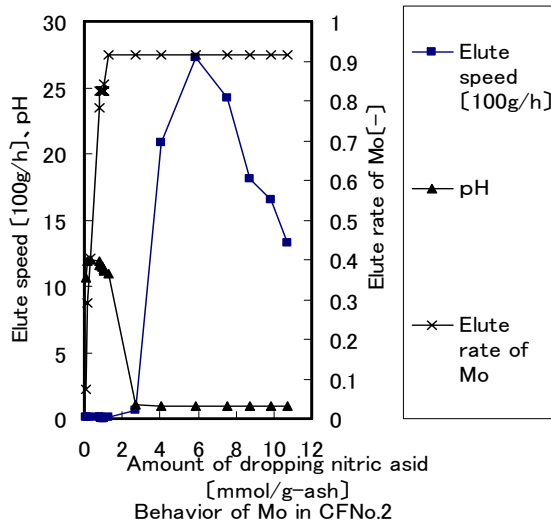


Fig.8.7-b Behavior of Se, Mo, Hg in China fly ash

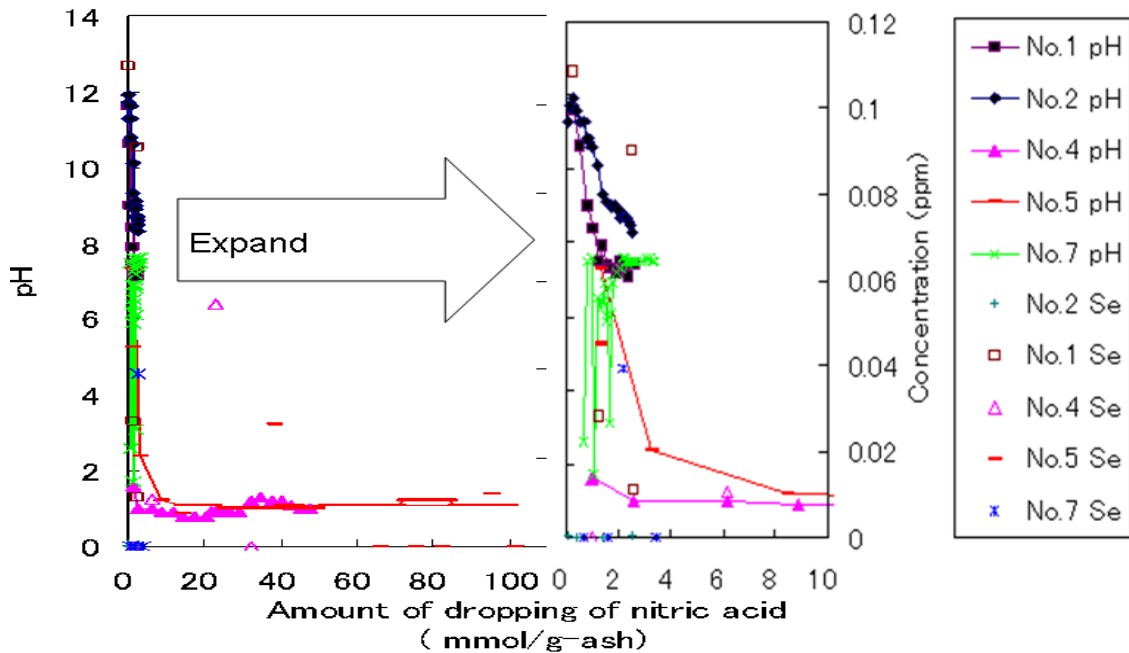


Fig 8.8 Elute Concentration of Se in Japan fly ash

2.6 Mo の特性・用途, 溶出特性と環境影響

2.6.1 Mo の特性と用途

Moの原子量 95.94, 比重は 10.28, 融点は 2620°C, 沸点は 4660°C (融点, 沸点とも異なる実験値あり)。密度 10.22g/cm³ (20°C) フッ素とは常温でも反応してフッ化モリブデンを生成し, 塩素, 臭素, 硫黄, リン, 炭素, ケイ素, ホウ素とは高温で作用する。水, 塩酸, 希硫酸に不溶, 濃硝酸に対しては不動態となる。熱濃硫酸, 王水に可溶。²¹⁾電気陰性度は 2.16 である。輝水鉛鉱・黄鉛鉱として産出。金白色の金属。硬いので, 鋼に加えて高速度鋼製造に用いる。水鉛とも言う¹⁵⁾。空気中では酸化被膜を作り内部が保護される。高温で酸素やハロゲン元素と反応する。アンモニア水には可溶。原子価は +2 価～ +6 価。輝水鉛鉱 (MoS₂など) に含まれる。資源としては, アメリカで約 30%, チリで約 30% など, 北南米で世界の過半数を産出している。

用途として, 三酸化モリブデンやフェロモリブデンとして, 各種合金鋼の添加元素に利用される (→クロムモリブデン鋼, マンガンモリブデン鋼, ニッケルクロムモリブデン鋼)⁹⁾モリブデンと銅の合金は, 優れた温度特性と適度な導電性を兼ね備えているため, ハイブリッドカーやロケットの電子基板などに用いられる。金属モリブデンが産業用に用いられることはそれほど多くなかったが, 高温域での機械的性質を期待できる場面においては, タングステンよりも安価であることからしばしば用いられる (電子管の陽極など)。

最近では液晶パネル製造ラインなどでも薄板の使用が増加している。医療分野でもモリブデン 99 は癌の診断などにも利用されている。

化合物としては MoS₂ MoO₂ MoO₃ である。1961 年に発生したモリブデン中毒症の症例があるが, それによると痛風様症状のほか, 消化管, 肝および腎の異常が引き起こされた。

2.6.2 Mo のカラム試験中の溶出特性

a) 日本の飛灰のカラム試験の結果

Table 8.2-a によると、飛灰中の Mo の含有量は 0.019 mg/g-dry ash で最も微量の重金属である。飛灰中の起源は電子基板・電子管などの電子製品であると考えられる。

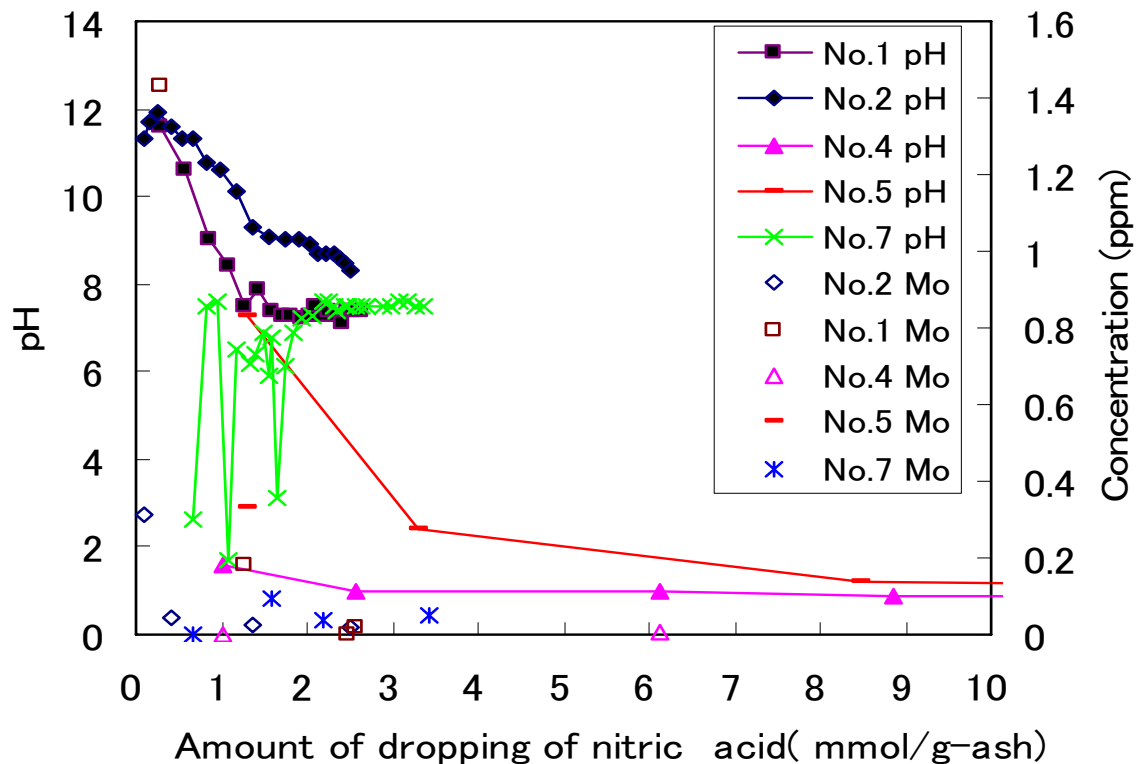


Fig 8.9 Elute Concentration of Mo in Japan fly ash

Fig.8.7-a の溶出率からみると、No.3, No.6 でそれぞれ、100%, 4%であった。No.8, No.9 の場合はそれぞれ40%, 0であった。溶出率から見ると、酸性が強いほど溶出が容易となる傾向は見られない。Fig.8.9 の溶出濃度からみると、高 pH のときには、No.1, No.2 それぞれ 1.43, 2.72 ppm であった。中 pH のときには、No.1, No.2 の場合それぞれ、0.18, 0.15 ppm である。No.5, No.7 の場合は 0.33, 0.04 ppm である。低 pH のとき、No.4, No.5, No.7 すべて 0 であった。以上溶出濃度から見ても Mo の溶出性は判断にくい。特に高い溶出率(約 100%)を示した No.3 の溶出濃度から見ると、第一回の高 pH 11.6 のサンプル時で溶出濃度は 0.88 ppm と最も高く、溶出量は全体含有量の 37.4%を占めていた。その後、pH の下降により、溶出濃度は下降したが、継続して溶出した。以上の考察により、この元素も、強い pH の影響は見られなかった。

b) 中国の飛灰のカラム試験の結果

Table 8.2-a によると、飛灰中の Mo の含有量は 0.003 mg/g-dry ash で日本の灰よりかなり低かった。Fig.8.7-b の溶出率からみると、CFNo.1 は 0 以外、CFNo.2, No.3, No.4 それぞれ 91, 70, 80% とかなり高い溶出率が得られた。溶出濃度から見ると、高 pH の場合、CFNo.2, No.3, No.4 において 0.31, 0.41, 0.72 ppm であった、低 pH の場合は、CFNo.4 低い溶出濃度の 0.02 ppm を得た以外、CFNo.1, No.2, No.3 ともすべて 0 であった。中国の飛灰の溶出試験の結果は日本と同様、高い溶出率(約 70-90%)を示したケースにおいて、第一回の高 pH でのサンプル時で溶出濃度は最も高く、溶出量は全含有量の 60%以上占めていたが、その後、pH の下降によ

でも、溶出濃度の上昇は見られなかった。前述の考察のように、この元素も、強い pH の影響は見られなかった。

2.7 水銀の特性・用途、溶出特性と環境影響

2.7.1 水銀の特性と用途

Hgは原子量200.6、辰砂を空気中で500-700°Cに加熱し、蒸気として遊離した水銀を冷却すれば金属を得られる。自然水銀として産出することもある。常温で液体である唯一の金属。356.6で沸騰し、-38.84°Cで固化する。密度13.5g/cm³(20°C)電気陰性度は2.0。塩酸、希硫酸とは反応しない、硝酸、濃硫酸、王水に溶ける。また、金属と合金を作ることが容易である。単体、無機化合物とも皮膚吸収、煙・蒸気を吸いこむと猛毒、金の精錬、温度計、各種の水銀塩・火薬・硫化水銀などの製造に用いるが、環境お9千物質であるため、その消費は世界的に減少しつつある²²⁾。

2.7.2 Hgのカラム試験中の溶出特性

酸分解の結果は飛灰中の水銀の含有量は、日本と日本の場合はそれぞれ0.008、0.018 mg/g-dry ashであるとわかった。カラム溶出試験の中で、日本の飛灰試験No.9一件しか溶出しなかった。Fig.8.7-aに示すように、3.5%の溶出率で、低pHのとき濃度は0.13 ppmであった。しかし、Hgの特性からみると、「硝酸には容易に溶解する」と考えられる。いずれの試験の結果からは、その非常に低い濃度により、検出限界以上の濃度にいたらなかった可能性はあるため、これ以上の議論は避けることにする。

2.7.3 水銀の環境への影響

水俣病の原因 水俣病、第二水俣病、イタイイタイ病、四日市ぜんそくは四大公害病とされ、日本における高度経済成長の影の面となった。水俣病はチッソが海に流した廃液により惹き起こされた公害病である。世界的にも「ミナマタ」の名で知られ、水銀汚染による公害病の恐ろしさを世に知らしめた。なお、舞台となった水俣湾は環境庁の調査によって安全が確認され、現在では普通に漁が行われている。環境汚染による食物連鎖によりひきおこされた人類史上最初の病気であり、「公害の原点」といわれる²³⁾。

水俣病はメチル水銀による中毒性の神経系疾患である。メチル水銀中毒のうち、環境汚染の関与が認められるものをとくに水俣病と呼ぶとされ、環境汚染によってメチル水銀が魚介類等に蓄積し、それを摂取することによって発病したものを指す。なお、有機水銀が合成された理論的メカニズムは、今なお完全に明らかになっていない(これは、製造工程の設計時点では水俣病の発生を事前に回避することが難しかったことを示している。)

中国における水銀汚染

1970年代前後に中国の吉林省から黒竜江省にかけての松花江流域で、メチル水銀および無機水銀による土壌汚染が明らかになった。1990年代になってアマゾン川流域でも水銀による住民の健康被害が確認された。中国のものは、吉林省吉林市にある化学工場の、チッソ水俣工場と同様の工程が原因と指摘される。

吉林省の松花江流域で1960-1970年代に、化学工場などから大量排出された水銀により、漁民の間に少数の「慢性メチル水銀中毒」患者が発生していたことが、2000年3月24日、北京

の中日友好環境保護センターで開かれた「日本・中国水俣病経験の普及啓発セミナー」の会議上、「中国人があまり魚を食べないので、劇症患者がいないだろうが、軽度の水俣病はある」と北京医科大学の徐厚恩教授に指摘される²⁴⁾。中国の総水銀の排水基準は 0.05mg/L、日本の 0.005mg/L の 10 倍。アルキル²⁵⁾水銀は日本と同様「検出されないこと」である。

2.8 Bの特性・用途, 溶出特性と環境影響

2.8.1 Bの特性と用途

Bの原子量は 10.81, 密度 2.37 g/cm³, 融点 2080°C, 沸点 3927°C, 昇華点 2550°C, 電気陰性度 2.04 である。化学性質はケイ素に類似。空気中では変化しない。水, 塩酸, フッ化水素酸に不溶, 硝酸, 融解アルカリに可溶。黒褐色の固体で, 天然には遊離の状態では産出しない。ホウ砂のような化合物として産する。強熱すると酸化ホウ素となり, 硫酸とともに熱するとホウ酸となる。原子炉で中性子吸収材として使用。²⁶⁾

ほう素は主にほう酸塩として存在し, 地殻中に約 10 mg/kg, 海水中には約 4.5 mg/L 含まれている。植物及び動物にとって必須元素である。主な用途としては, 鉄合金等の硬度増加剤, 原子炉の中性子吸収剤, ガラスや陶器のエナメル合成, 着火防止剤, 燃料合成等がある。

ホウ素は食べ物中や化石燃料に含まれ, 燃料により環境中へ放出される。人へは主に食べ物や水から取り込まれる。経口摂取により生理機能に影響を与え, 急性毒性では吐き気, 嘔吐, 下痢の他, 中枢神経系も刺激される²⁷⁾。日本では, ホウ素の人体への影響中枢神経障害環境基準値は, 「1mg/L以下」と定められている。

2.8.2 Bのカラム試験中の溶出特性

Table 8.2-aは日本の飛灰の中でBの含有量は0.613 mg/g-dry ashで, 微量有害元素の中ではPb以外の元素より桁違いに多い量である。ごみの飛灰中のBの起源は建築用の断熱材, 着火防止剤, ガラスなどであることが推測される。

Fig.8.10-aは日本のごみ焼却灰のカラム溶出試験におけるBの溶出率を示す。No.3において, 16%の溶出率であった, No.6においては61%であった。No.8, No.9においてはそれぞれ, 4.5%, 20%であった。溶出率から見ると, 硝酸溶液に溶け易いかどうかは判断しにくい。Fig.8.11の溶出濃度からみると, No.6だけで高pHの時に, 溶出濃度5 ppmを超えた以外, それぞれの試験の溶出濃度はpH2-4のとき溶出濃度がピークになり, pH1.0に向かうと徐々に下降という顕著な傾向があると観察された。いずれの試験中でも, 溶出濃度には急激な変化はあまりなかった, 酸性, アルカリ性にも影響されないが, 酸性雨程度でよく溶出するようであった。この特徴は Fig.8.10-bに示された中国の飛灰のカラム溶出試験でも再検証された。Fig.8.10-bによると, 中国の飛灰でのBの溶出率はCFNo.1, No.2において, それぞれ149%, 78%, CFNo.3, No.4においてそれぞれ33%, 40%であった。溶出濃度から見ると, 高pHの時, CFNo.2, No.3, No.4においてそれぞれ7.3, 1.7, 3.1 ppm, 低pHのとき, CFNo.1, No.2の場合はそれぞれ, 4.0, 5.1 ppm, CFNo.3, No.4において, それぞれ1.7, 5.6 ppmであった。以上, BはpH依存性が低い, 緩やかな溶出特性であった。

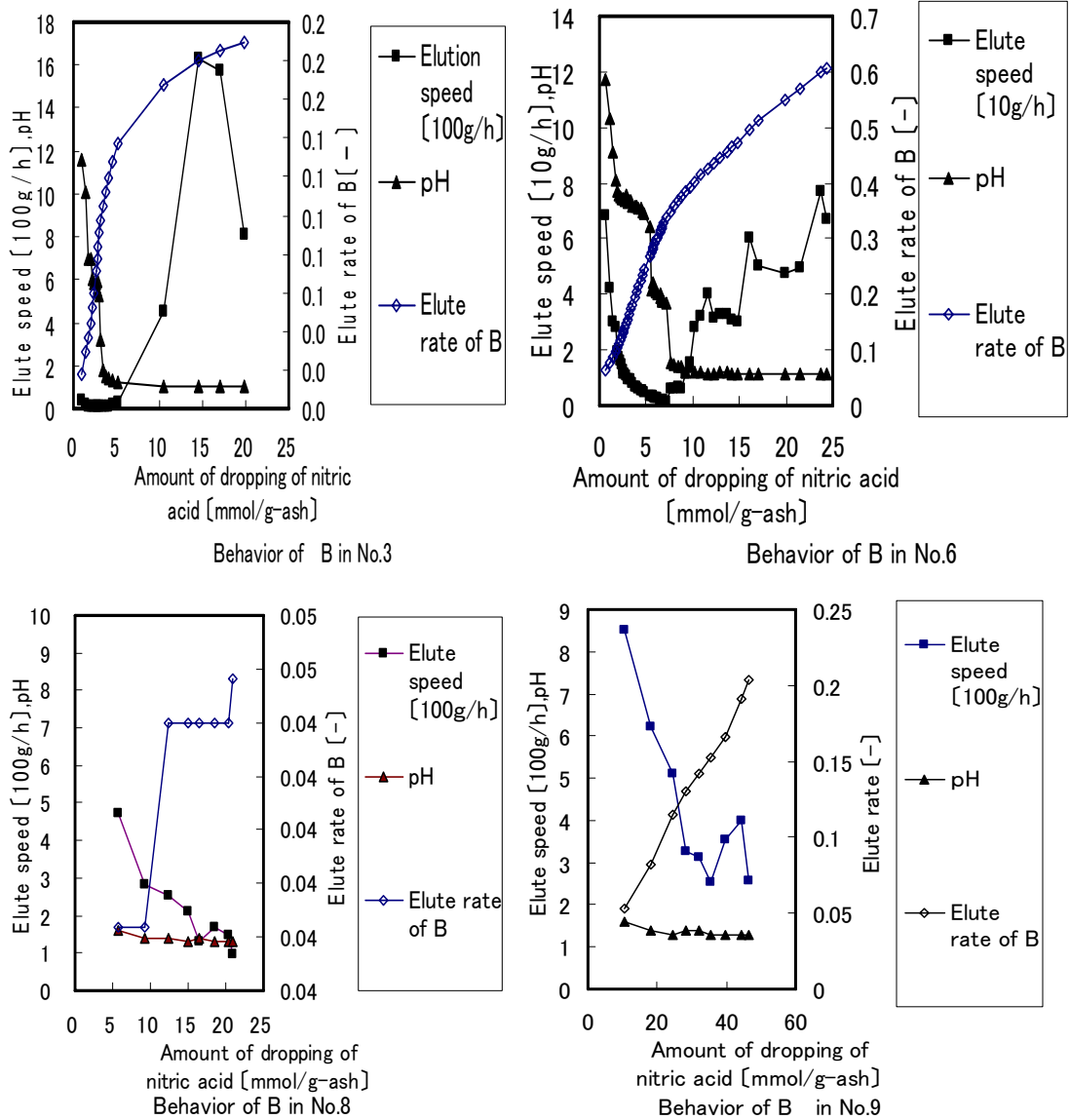


Fig.8.10-a Behavior of B in Japan fly ash

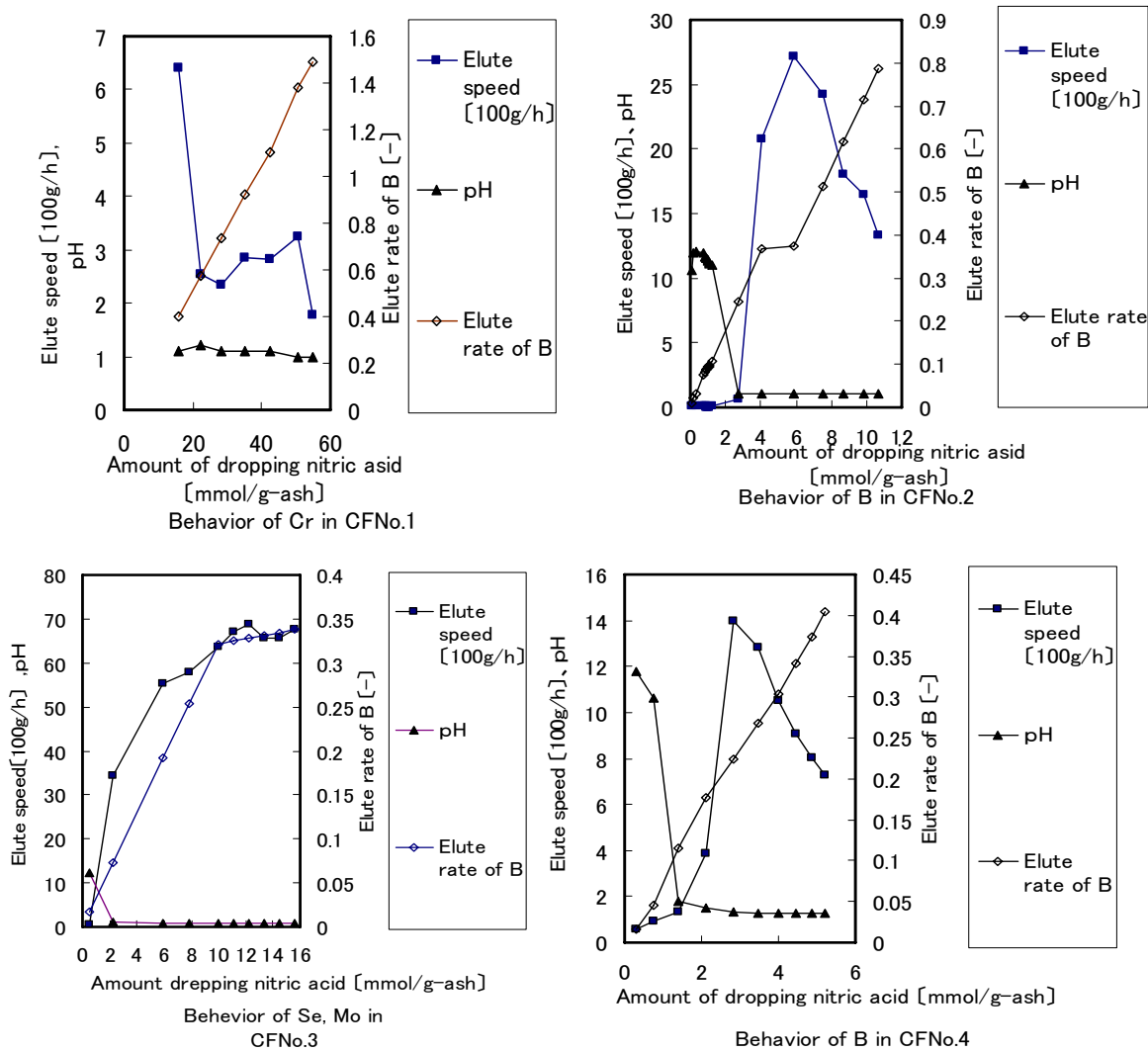


Fig.8.10-b Behavior of B in China fly ash

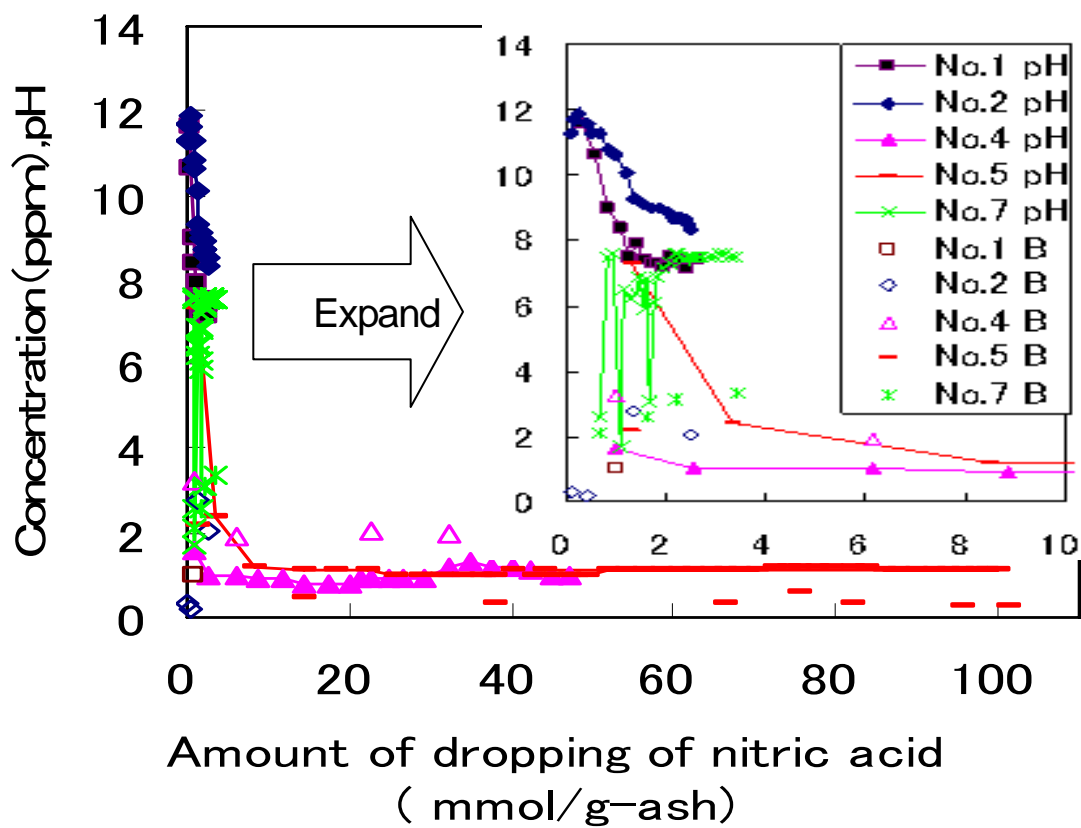
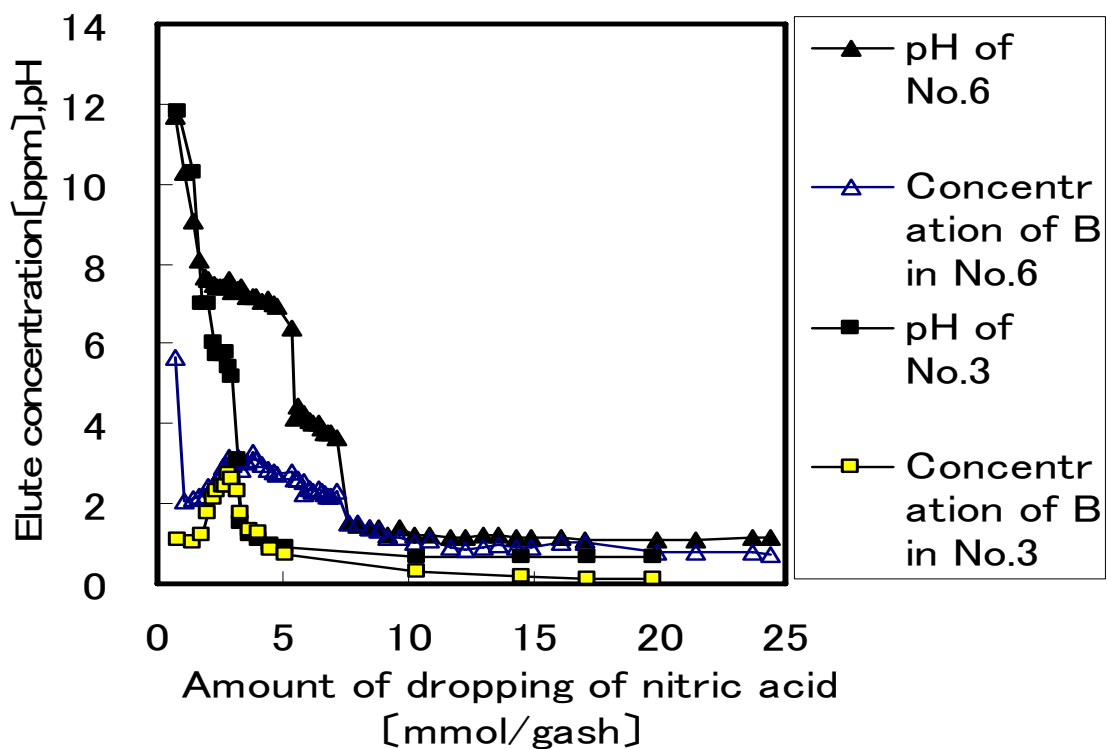


Fig.8.11 Concentration of B in elute from Japanese fly ash

3. おわりに

本章に観察された有害重金属元素の挙動は、元素あるいはそのイオン自身が持っている本質的な挙動ではなく、あくまでも、都市ごみ焼却灰(飛灰)をサンプルとしたカラム溶出試験結果である。すなわち各々の元素あるいはそのイオンの挙動は他のイオンが同時に溶出している状態での、共存イオンの影響を受けている結果である。当然日本の灰と中国の灰とは異なっており、たとえ同じ焼却灰でも各元素の含有量も異なり、また粒子径分布の違いによりその溶出特性もかなり相違がある。確かに現状では、試験の再現性という点では確立された再現性の高い結果とは言えないものの、これまでの結果から共通点として指摘される事項は以下である：

1) 元素によりその溶出特性、特に pH への依存性は大きく異なるものの、一部の元素では、強い酸性により溶出性は増大する。一方、酸性領域で溶出が抑制される元素はほとんど見られない。前章で指摘したように、層内で一部の元素の溶出析出が生じた結果、ある期間にわたり溶出液量が小さく、また濃度も小さく抑えられている場合であっても、その層構造の物理的变化により、急激に一部の重金属の溶出が生じる可能性は否定できない。

2) 各々の溶出性試験の結果によると、Pb は本試験で扱う元素の中では最も飛灰中の含有率が高く、両性金属であることが顕著に見られる溶出挙動を示した。Cd は水にも溶けやすい物質であることが推測される。As は中性でも溶出性を示し水にも溶出するものと考えられる。Cr, Mo, Seは酸性度にはあまり影響されず、いずれの条件でも溶出にくいと考えられる。Bは酸性、アルカリ性にも影響されないが、酸性雨程度でよく溶出するようであった。pH 依存性が低い、緩やかな溶出特性であった。なお、Hg は含有量も低く溶出濃度が定量限界以上の濃度にはいたらなかった可能性がある。

3) Pb, Cd は中国灰の試験ではその溶出率は日本よりかなり低いとの結果であった。この原因は、中国の試験での測定時間すなわち中国の溶出試験ではすべて短い時間で溶出挙動が安定したため測定時間が短く、元素の溶出は完全には終了しなかったことによると考えられる。

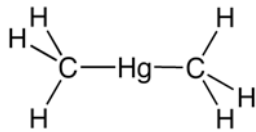
4) 本結果は日本での一般的な中規模ストーカー、中国の大規模の流動層炉からの飛灰に対するものであったが、世界特に今後さらに問題が顕在化する可能性がある途上国では、規模・条件も異なるプロセスも多く用いられており、これらからの排出灰に対する同様の試験も必要である。それぞれの元素に注目した対策も以下のように提案されるが、実際の灰への適用については経済性なども含めた検討が必要となろう。

たとえば Pb のような明らかな両性金属の場合、ごみ焼却灰のアルカリ性元素の溶出を利用し一部分を除去、その後は酸性溶液で除去する。B は酸性雨の利用も可能である。Cd, As は水洗による。Cr, Se, Mo などは除去するより、むしろ安定化剤添加により安定化させる必要がある。

参考文献

- 1) 足尾鉍毒事件は、19 世紀から 20 世紀の栃木県、群馬県で起きた足尾銅山の公害事件。明治時代後期に発生した日本の公害の原点である。足尾銅山鉍毒事件と表記される場合も多い。原因の企業は古河鉍業(現在の古河機械金属)。

- 2) メチル水銀 メチル水銀とは、水銀がメチル化された有機水銀化合物の総称である。注 25) アルキル水銀を参照。



- 3) 『理化学辞典』 第四版(1987)岩波書店 p.921
- 4) ウィキペディア フリー事典
- 5) ウィキペディア フリー事典
- 6) 『大転換期の中国環境戦略』(2010)中国環境エネルギープロジェクト編 pp. 54-55
- 7) 『理化学辞典』 第四版(1987)岩波書店 p.242
- 8) 『環境用語辞典』 2003
- 9) 元素事典 2008
- 10) ウィキペディア フリー事典
- 11) 『理化学辞典』 第四版(1987)岩波書店 pp.1040-1041
- 12) ウィキペディア フリー事典
- 13) 『中国環境報告書』(2008)
- 14) 『理化学辞典』 第四版(1987)岩波書店 p.364
- 15) 広辞苑
- 16) 三省堂・大辞林
- 17) ウィキペディア フリー事典
- 18) 『理化学辞典』 第四版(1987)岩波書店 p.699
- 19) 広辞苑・元素大事典 2008
- 20) 三省堂大辞林
- 21) 『理化学辞典』 第四版(1987)岩波書店 p.1293
- 22) 『理化学辞典』 第四版(1987)岩波書店 p.637
- 23) 2009年9月4日朝日新聞
- 24) 中国環境報告 藤野 彰 編 [2007] 日中出版 p.155
- 25) **アルキル水銀(R-Hg)**

水銀を含む有機化合物の総称を有機水銀化合物という、そのうち、水銀がメチル基(CH₃)、エチル基(C₂H₅)等のアルキル基と結びついた物質の総称をアルキル水銀という。アルキル水銀は吸収されやすく、諸臓器特に脳に蓄積して、知覚障害、運動失調、視野狭窄等の中枢神経障害、いわゆる水俣病を引き起こす要因とされている。アルキル水銀は無機水銀に比べて生物による濃縮率が高く、汚染地区では魚介類に高濃度に蓄積されているといわれている。環境基準は、「検出されないこと」と定めている。

- 26) 『理化学辞典』 第四版(1987)岩波書店 p1215
- 27) 平成13年、電力中央研究所報告「有害大気汚染物質の環境法規制動向」

第五部 結 論

第九章 まとめと展望

Chapter 9 Summary and Scope

本論文では、日本をかわきりに、アジア諸国で次々とおこりつつある高度経済成長がもたらすエネルギー・環境問題への影響を、特に近年（1978年末から）の中国の高度経済成長の背景と発展要因を、実際中国に先立つこと約20-25年前に高度経済成長を経験した日本のたどった道と比較することにより、将来予測をも含めてまづ行っている。その結果を踏まえ、今後中国をはじめとする諸国では、工業化によってもたらされた大量生産が、民生レベルでの大量流通、大量消費に向かうであろうことを予見すると共に、これに伴うエネルギー・環境問題も異なる側面を迎えるであろうことを示唆している。実際日本では、現在中国が直面している「公害問題」はすでにほとんど沈静化しており、極言すれば地球環境問題とごみ問題とが残された環境問題となっているともいえる。このような観点からも今後中国でのエネルギー資源消費は運輸そして民生へと向かい、その結果としての大量廃棄があらたな環境問題であるごみ問題を深刻化させるであろうことを予想している。

本論文では、このような観点から、第一部として経済発展の特徴として、輸出、貯蓄と投資、エネルギーの投入による環境への影響を議論している。第二部では、経済成長に伴うごみ処理問題の位置づけを検討している。これらの議論に基づき、日本におけるごみ処理とそれに伴う環境問題に関する先進事例の研究の必要性が浮き彫りにされている。

このような背景に基づき、第三部では、日本の高度経済成長期後に運転開始されたごみ焼却場における環境問題への取り組み、特に非常に大きな問題であったプラスチックごみを混焼した際のダイオキシン発生抑制に関する検討を、化学工学・環境工学の視点から考察分析を行っている。さらに第四部では、もう一つの重要な環境側面である焼却灰からの微量(有害)元素溶出に関する実験的検討を行い、その際にみられる特異な現象の解明を行っている。

第一章は、中国の高度経済成長下における輸出の位置づけを明らかにしている。純輸出の経済成長への「寄与」、輸出に占める多国籍企業と外国直接投資の割合、貯蓄率の動向等と輸出の副作用について検討し、また、貿易黒字の拡大は、外国からの人民元切り上げ圧力などを誘発し、その結果、輸出主導型の高度成長は続けられなくなるリスクがあり、内需主導型の成長に転換すべきであることを指摘している。

第二章は、中国における経済成長の最も重要な要素である貯蓄と投資の特徴を分析している。中国のこれまでの成長は技術革新などによる生産性の向上や国内消費の拡大に先導されたものではなく、それは外資導入による輸出の拡大と、固定資産投資の増大、およびエネルギーの超過投入に依存したものであるという指摘を検証し、さらに、エネルギー消費大国での目覚ましい高度経済成長に伴い、環境問題が深刻な状況になることは投資効率が劣化する一因と考えられるとしている。

第三章は、高度経済成長下における現在の中国のエネルギー問題について、今日の原油価格高騰を招く要因、中国・日本のエネルギー需給の相違と問題点、中国のエネルギー需給の動向、エネルギーに関する技術の変化および日中協力への展望などの分析を通じて、考察を行っている。さらに、環境共同体としての日中間での技術移転の役割が重要であることを指摘している。

第四章は、大量生産、大量流通、大量廃棄を背景に生み出されたごみの問題に着目し、中国のごみ処理方法についてごみ発電を取り上げ、中国ごみの排出の現状、特徴またその処理方法の分析を行なっている。さらに、ごみ発電における問題点を、日本と比較した上で、政策上の対応の違いを明らかにしている。

第五章は、世界における先端技術事例として日本のプラスチックごみ処理技術について取り上げている。武蔵野市クリーンセンターでの混合試験焼却によるダイオキシン類などの有害ガス発生挙動を計測した結果を報告した上で、実操業時における有害ガスの抑制方法を解析している。これにより、大規模新施設はもちろんのこと、武蔵野市のような中等規模の既存施設でも、バグフィルターへの転換など十分なダイオキシン対策を施した後であれば、プラスチックごみを混焼しても、ダイオキシン類の発生抑制は十分可能であることを示している。さらにプラスチックごみの高い発熱量は廃熱として回収利用できることから、中国では「白色汚染」と称されるプラスチックごみ汚染の解決方法として現在の中国におけるごみ発電に用いる助燃用石炭をこれにより代替しうることも示唆している。しかしながら、バグフィルター通過後より煙突出口の方が高いダイオキシン濃度を示しており、この疑問点の解明は次章に譲られている。

第六章は、廃プラを焼却することにより、特に中小規模の焼却施設で焼却した際の問題点を、武蔵野市クリーンセンターの長期的な焼却経験に基づき、ストーカー式、中小規模の既存焼却施設のダイオキシン類の排出挙動の解析を行っている。プラスチックごみ焼却前後のダイオキシン類の測定データを比較分析し、煙突出口のダイオキシンの排出濃度はごみ質の変化とは明確な関係がないと結論した。さらに、第五章で指摘した疑問点は、バグフィルター直後の濃度は低いまま推移したが、煙突出口ではその後徐々に減少し、ついにこの1-2年にはバグフィルター出口程度まで減少したことから、以下が原因であると推定している。すなわち、特にバグフィルタに変更後、ダイオキシン濃度が急激に削減されたため、以前の高濃度排出時のダイオキシン類が停滞部に蓄積し、再放出されたため排出濃度がなかなか下がらなかったのではないかとしている。また、物質収支からもこの量は妥当であるとしている。このような現象は、今後他の市町村の炉でも、みられるようになる可能性があるとしている。

第七章はごみ焼却灰・飛灰のカラム溶出試験を行い、ごみの焼却灰からの主要・微量元素の溶出挙動を解析した結果を述べている。カラム溶出試験では、溶出速度が一度低下し、溶出濃度とともに低く保たれる期間が長く続いた後、突然急激な pH の低下と溶出速度の増大が始まるとの現象が何度か再現された。このような現象は、Ca の溶出により層上部から下部に向けて pH が上昇してゆく過程で、Al, Fe, あるいは Zn といった元素が層上部で溶出後層下部で流路中に析出し、このことで溶出速度が低下するが、Ca がすべて溶出した後に層下部でも pH が低下し始めるとこれらの元素も溶出を始め、その結果、突然急激な溶出速度の増大と pH の低下がおけると説明された。この現象は、埋立地での浸透性が突然変化する可能性を示唆しており、次章の検討とあわせて微量重金属の溶出性の長期変動を考察する必要がある。

第八章は、第七章に続き、ごみ焼却飛灰中に存在する Pb, Cd などの有害重金属元素溶出挙動およびそれらの元素が環境に与える影響を考察している。各々の溶出性試験の結果によると、Pb は本試験で扱う元素の中では最も飛灰中の含有率が高く、両性金属であることが顕著に見られる溶出挙動を示した。Cd は「アルカリ性水溶液には不溶」

という性質を検証した上で、水にも溶けやすい物質であることが推測される。As は中性でも溶出性を示し水にも溶出するものと考えられる。Cr, Mo, Se は酸性度にはあまり影響されず、いずれの条件でも溶出にくいと考えられる。なお、Hg は含有量も低く溶出濃度が定量限界以上の濃度にいたらなかった可能性がある。本結果は日本での一般的な中規模ストーカー炉からの飛灰に対するものであったが、世界特に今後さらに問題が顕在化する可能性がある途上国では、規模・条件も異なるプロセスも多く用いられており、これらからの排出灰に対する同様の試験も必要と提言している。それぞれの元素に注目した対策も以下のように提案されるが、実際の灰への適用については経済性なども含めた検討が必要となろう。たとえば Pb のような明らかな両性金属の場合、ごみ焼却灰のアルカリ性元素の溶出を利用し一部分を除去、その後は酸性溶液で除去する。Cd, As は水洗による。Cr, Se, Mo などはむしろ安定化剤の添加が必要である。

以上第七章と第八章との結果をあわせて考えると、長期間埋め立て場所からの重金属の溶出がみられていない場所でも、酸性雨や酸性の地下水の浸透により、突然急激な微量重金属の溶出が始まる可能性が、すべてではないものの多くの元素について示唆される。

以上の考察により、最後に以下の結論を得る：

- 1) 生産・流通・消費・廃棄は経済活動の中で、各々必要不可欠な要素であり、如何に「廃棄」の環境リスクを減少できるかは、今後の社会が直面する問題である。
- 2) ごみ埋立場の建設はどの国にとっても、高コストが必要である。衛生面の問題・再利用率向上を含めて考えれば、ごみ焼却処理は埋立より優れた処理方法である。
- 3) ごみ焼却に伴う排ガス・排灰・排水の処理において、環境への負の影響を最小限するが望ましい。
- 4) プラスチックごみ焼却におけるダイオキシン・重金属溶出の問題をめぐって、廃熱の回収などの解析が今後の日本や途上国での同様な問題の予防・解決に役に立つ。

謝 辞

本論文をまとめるにあたって、指導教授である小島紀徳教授からは始終多大なるご指導と懇切なるご教授を賜りました。また、加藤茂・里川重夫・山崎章弘教授からは、研究遂行にあたり多くのご助言をいただきました。小島研究室のスタッフ・学生諸君にはさまざまなご協力をいただきました。特に、菅沼秀樹博士、黒澤勝彦博士、酒井裕香博士からは暖かい励ましもいただきました。

本研究を行うに際し、武蔵野市クリーンセンターの石原雅典さんからは貴重なごみ焼却灰のサンプルをいただき、また研究上のさまざまな情報をいただきました。中国国家環境保護局中日友好環境保護センターの全浩先生からは今後の研究の発展に繋がるさまざまなご教授をいただきました。

本論文を終えるにあたり、これらの方々に心からお礼申し上げます。

最後には、最愛の主人と愛する息子には日本での長年にわたる留学生生活を心から支えていただき、また多くの親類縁者家族に深く感謝いたします。

2011年3月 東京

研究業績リスト

日本語論文

主要研究論文

1. 張 文卿・小島紀徳「中国のエネルギー需給データに基づく高度経済成長下におけるエネルギーに関する技術移転の役割に関する考察」
(Discussion on role of energy related technology transfer in the high economic growth rate period based on Chinese energy demand and supply data)

日本エネルギー学会誌 89(6) (通号 998) pp.567-576 [2010.6] (査読あり)

2. 張 文卿・石原雅典・小島紀徳「既存設備を用いたプラスチックごみ混合焼却試験時のダイオキシン類等の有害ガス生成挙動--武蔵野市におけるケーススタディー」
(Emission of dioxins and other harmful gases in a trial mixing incineration of mixed burnable and plastic refuse in existing facilities: a case study of Musashino City)

化学工学論文集 36(3・4) pp.336-342 [2010.5・7] (査読あり)

3. 張 文卿・加藤 茂・小島紀徳「都市ごみ焼却飛灰からの酸浸出における主要・少量元素の溶出・析出が浸出挙動に及ぼす影響」
(Influence of Dissolution and Deposition of Main and Minor Elementson Elution Behavior from Municipal Waste Incineration Fly Ash)

化学工学論文集 37(1)[2011.1] pp.印刷中未定 (査読あり)

主要研究論文 (掲載の予定)

4. 張 文卿・小島紀徳「武蔵野クリーンセンター既存焼却施設における廃プラ混合焼却開始後のダイオキシン類の挙動」
(Behavior of Dioxins after Mixing Incineration of Plastic Refuse in Existing Facilities of Musashino Clean Center)

化学工学論文集 pp.審査中 (査読あり)

紀要・解説

5. 張 文卿「中国の高度経済成長における輸出の役割--予備的考察」
(A preliminary study on the role of exports in China's rapid economic growth)

富士大学紀要 40(2) (通号 73) pp.59-69 [2008.3] (査読あり)

6. 張 文卿・小島紀徳「高度経済成長下における貯蓄と投資の特徴について

の考察--日中の比較研究」 (A study on the features of saving and investment during periods of rapid economic growth: comparison between Japan and China)

富士大学紀要 40(1) (通号 76) pp.81-94 [2009.8] (査読あり)

7. 張 文卿・小島紀徳「中国におけるごみ焼却発電の特徴に関する予備的考察」 (Preliminary study on feature of refuse incineration power generation in China)

アロマティックス 61(春季) pp.16-24 [2009.4] (査読なし)

中国語論文

1. 張 文卿「信息在經濟活動中的作用」(共)『商業經濟』[吉]字 498 号
(經濟活動における情報の役割) 1989 年第 3 期
2. 張 文卿「商業広告的心理効果」『吉林商業』(単)[吉]字 361 号
(コマーシャルの心理効果) 1990 第 6 期
3. 張 文卿「企業兼併中的問題研究」『商業經濟』(共)[吉]字 498 号
(企業合併についての問題研究) 1989 年第 4 期
4. 張 文卿「尋求新的承包期最佳对接点」『労働世界』(共)刊号 CN22-1109
(請負期における新しい接点を探す) 1990 年第 6 期
5. 張 文卿「調整時期資金泄漏現象分析」『吉林投資』(共)[吉]字 538 号
(調整期における資金逃避現象についての分析) 1990 年第 7 期
6. 張 文卿「新時期人参滞売後の思考」『決策与信息』(共)刊号 42-1128/C
(新時期における人参が売れなくなったことについての思考) 1991 年
第 3 期

国際会議発表

1. Wenqing Zhang, Yuya Tsutsumi, Masanori Ishihara and Toshinori Kojima:
“Plastic Refuse Incineration Impact on Environment in Musashino City”
15th Asian Symposium on EcoTechnology, Kanazawa, Japan, 2008.10.
2. Wenqing Zhang, Masanori Ishihara, Kazuyuki Mukai, Shigeru Kato and Toshinori Kojima: “Elution Behavior of Trace Elements from Incineration Ash”

16th Asian Symposium on EcoTechnology, Dalian, China, 2009.10.21-23

3. Wenqing Zhang, Masanori Ishihara and Toshinori Kojima:
“Effects of Plastic Refuse Mixing on Dioxins and Other Harmful Gases from Incinerator – Test Results of Musashino City, Tokyo Japan”
4th International Conference on Waste Management and Technology,
Beijing, China, 2009.11.18-20
4. Wenqing Zhang, Shigeru Kato and Toshinori Kojima:
“Influence of Dissolution and Deposition of Heavy metal Elements on Elution Behavior from Municipal Waste Incineration Fly Ash”
13th Asia Pacific Confederation of Chemical Engineering Congress,
Taipei, China, 2010.10.5-8

国内会議発表

1. 小島紀徳・張 文卿：「中国が直面する土地沙漠化問題の現状と課題に関する政策分析
— 「沙逼人退」（沙漠化による人の後退）から「人逼沙退」（人による沙漠化の後退）にかけてという歴史的転換の推進—」
第 19 回日本沙漠学会学術大会、岡山、2008.5.24-25
2. 張 文卿・小島紀徳：「中国の高度経済成長下における農業政策の変遷と農業衰退現象
との関連についての考察」
第 20 回日本沙漠学会学術大会、筑波、2009.5. 23-24
3. 張 文卿・小島紀徳：「中国におけるごみ焼却発電プラントの環境負荷評価—吉林省四平市のケーススタディー」
第 18 回日本エネルギー学会大会、札幌、2009.7.30-31