

C-3 東アジアにおける民生用燃料からの酸性雨原因物質排出対策技術の開発と様々な環境への影響評価とその手法に関する研究

(2) バイオブリケット技術の民間移転と普及方策に関する研究

① バイオブリケットの民間技術移転と普及・啓発方策に関する研究

独立行政法人国立環境研究所

大気圏環境研究領域 大気反応研究室 畠山 史郎

埼玉大学大学院理工学研究科 坂本和彦、王 青躍

社団法人 大気環境学会 前田泰昭、辻野喜夫、古明地哲人（平成12～15年度）

〈研究協力者〉 ユニレックス株式会社 平岩 隆一、宮森 護

平成12～16年度合計予算額 47,818千円

（うち、平成16年度予算額 10,340千円）

〔要旨〕低品位石炭や廃棄粉炭からの効果的な硫黄固定化技術であるバイオブリケット（以下BBと略記）について、日本国内および現地において、その実験室レベルの燃焼試験、実機燃焼試験と性能評価を行った。BB化による粉塵低減率と硫黄固定率はそれぞれ約70%と80%程度であり、実機と実験室レベルの燃焼試験とほぼ同程度で、環境改善効果が明らかにされた。BB普及モデル構想を元に、西南地域、東北地域、内陸部地域、北部一般都市を対象に、酸性雨対策としてのBB技術の普及可能性調査し、経済性を評価した結果、その生産コストは地域格差を反映するものの1トンあたり130-250元(1,900-3,600円/ton相当)と試算され、市販高品位石炭に匹敵する。中国東北地域鞍山市において、着実に事業化され、現地住民とその地域社会における評価も高い。

人工的酸性化土壌に燃焼灰を5w%添加し、人工酸性雨を給水源として、ハツカダイコンのポット栽培試験を行った。ポット下部溶出液より、燃焼灰による酸性土壌の中和効果が確認され、有害成分であるアルミニウムの濃度も減少した。栽培後の植物体の生重量、乾燥重量はともに増加し、生長促進効果が確認された。また、廃棄バイオマス資源の有効活用のため、水生植物の利用評価を行った。ヨシ、ガマから調整されたBBは耐圧強度が高く、植物生長に重要なリン、カリウムがBB燃焼灰中に残存することから、水生植物バイオマスから調製したBB由来の燃焼灰は効果的な酸性土壌修復・改善剤として利用しうる。従来の煉瓦に替わる建材として燃焼灰を原料とする無焼成煉瓦を試作し、その強度、利用中における有害重金属の溶出を調べ、一部の金属については溶出抑制手法を検討する必要があるものの、焼成煉瓦に匹敵する強度が得られることを示した。

バイオブリケット技術の普及促進と、酸性雨による材料腐食の経済的損失軽減を目的に、中国の南西部の重慶、東北地方の鞍山、北京、瀋陽、上海、香港、日本、韓国、ベトナムおよびネパールにおいて、材料暴露試験を実施し、酸性大気汚染と材料腐食との関係を検討した。重慶市内では、1997年以降、燃料の天然ガスへの転換によって、大気中のSO₂濃度は減少したが、降水中のE.C.、SO₄²⁻には1997年以降も目立った変化がなく、中国南西部全体では、SO₂の排出量は変化していない。重慶の送電鉄塔からの亜鉛の溶出量は714kg、その年間損失額は2,744万円と推定された。

[キーワード] バイオブリケット (BB)、酸性雨対策技術、植物成長試験、酸性土壌の修復、材料腐食

1. はじめに

中国各地では、硫黄含有率の高い石炭(約2-6%)が主要燃料として使用され、これに起因する大量の二酸化硫黄(SO_2)及び粉塵により、大気汚染や酸性雨の顕在化、それらによる生態系の破壊、農林業の経済的損失、建造物の腐食、健康被害等が発生している¹⁾。これらの問題は、中国国内だけでなく日本を含む東アジア地域の酸性雨越境汚染の一因となっている。

本研究では、重慶市や中国東北部を主なフィールドとし、周辺自然環境の改善及び硫黄酸化物排出制御のために、民生用の高硫黄分低品位石炭からの効果的な硫黄固定化技術であるバイオブリケット (BB) を現地のボイラーで燃焼試験して特性を評価し、BB普及モデル地域の大気汚染調査を行い、中国向けの製造設備のスケールアッププロセスを提案してきた。また、有望な排出抑制技術であるBB技術²⁾の普及を図る上で、BBに付加価値があればさらにこれを促進することが期待される。BB燃焼灰は硫黄固定化剤を含んでおりアルカリ性を示すので、土壌酸性化が進行している地域にそれを散布することにより、酸性土壌改良剤としての効果が期待できる。さらに、BBが普及すればその燃焼灰の処理が必要となるが、有価物として利用されれば、廃棄物としての処理が不要になる。また文化財や建造物の酸性雨による劣化は中国において著しい。健康被害や自然環境の破壊のみならず、これらの劣化は大きな経済的損失をもたらす。経済的にも対策技術を取り入れることがペイすることであることを示すことが非常に重要である。

一方、酸性ガスの被害は土壌にまで及んでおり、土壌の酸性化も問題となっている。農業用地の酸性化は、アルミニウムの溶出を引き起こし、農作物の収穫量減少や品質低下などの影響を与えると考えられる。森林土壌保護、農業用地保護のためには、このような酸性化した土壌の有効利用技術の開発が重要であるが、上記のBBは硫黄固定化剤であるアルカリ性物質を添加しているため、そのカルシウム塩を含む燃焼灰はアルカリ性を示し、酸性土壌改良剤として利用できる可能性がある。また、原料である石炭およびバイオマス中に、植物成長に必要な栄養元素であるMg, K等の栄養塩類を含んでいるため、酸性土壌改善だけではなく栄養塩類供給能力も期待できる。

農村部の少量分散利用では、上記の土壌改良剤としての利用は適切であるが、BB製造時に排出が予想される硫黄酸化物を効果的に固定するため過剰の塩基が加えられているため、限られた面積の田畑に散布できる燃焼灰の量は限られている。そのため、中小工場等でBBを一箇所で比較的大量に利用する場合の燃焼灰の有効利用法としては別途検討する必要がある。中国では、主な建築資材として焼成煉瓦が使用されているが、原料である表土(粘土)の採取による生態系の破壊や焼成時の低品位石炭使用による大気汚染等が深刻化しており、2003年から都市郊外における煉瓦製造のための粘土採取ならびに焼成煉瓦の製造が禁止されており、現在焼成煉瓦の代替建材の開発が急務となっている。特に粘土代替として様々な焼却灰を再利用した無焼成煉瓦の開発が行われており、低品位石炭のクリーン固形燃料であるバイオブリケット(以下BB)の燃焼灰においても、燃焼灰中に含まれる SiO_2 、 Al_2O_3 と生石灰(CaO)、石膏(CaSO_4)が水と反応(ポズラン反応)して硬化する性質³⁾を持つことから、無焼成煉瓦への再利用可能性が示唆されている。

さらに、酸性大気汚染は、人の健康や文化財・文化遺産のみならず、建築物にも影響を及ぼす。材料の腐食試験は、アメリカでは1980年に議会がNAPAP (The National Acid Precipitation

Assessment Program) を創設し、酸性雨影響研究の一環として行われた。⁴⁾ヨーロッパでは、ノルウェーのNorwegian Institute for Researchが中心となって、14カ国39地点で大気汚染の文化財材料への影響調査を実施している。⁵⁾ ISO/TC156/WG4では、世界13カ国49地点で鋼等の共同腐食試験を実施しているが、これには中国が参加しておらず、中国は材料腐食の空白地域となっている。

6)

一方、電気は発電所から利用者まで電線で繋がり、電線は送電鉄塔により支えられている。送電鉄塔は防食のために溶融亜鉛メッキが施され、さらに変色防止対策も講じられているが、酸性大気汚染はこの鉄塔の耐用年数に大きな影響を及ぼす。本研究では、中国南西部の重慶の送電鉄塔を対象に、酸性大気汚染による鉄塔からの亜鉛溶出の経済損失を推定した。

2. 研究目的

本研究の第1の目的は、日本国内および現地において、低品位炭・廃棄BBを作製し、実験室レベルの燃焼試験や、実機燃焼試験、BB化による粉塵低減率と硫黄固定率の比較評価、ならびにBBガス燃料化の転換特性評価などを行い、その有用性および環境改善効果を明らかにすることである。また中国西南地域重慶市、東北地域鞍山市、内陸部地域新疆ウイグル自治区ウルムチ市、北部一般都市大同市を調査対象地域とし、石炭生産地の原料、入手ルート、輸送手段や製造コスト、地域特徴など因子についての普及可能性調査を重点に置き、石炭燃焼による深刻な大気汚染対策として、現地低品位や廃棄石炭ならびに廃棄バイオマスを利用した環境調和型BB技術に関する開発実験と適正調査を実施した。さらに、将来の技術導入可能性について検討し、枯渇性資源である石炭(低品位や廃棄石炭を含む)と循環性資源である農林業廃棄物(バイオマス)の総合利用に関するシステムを構築することも目的としている。

本研究の第2の目的は、民生用BB利用を普及促進するため、農村部等の分散型少量利用、ならびに中小工場等の集中型大量利用に伴って発生するBB燃焼灰のそれぞれの利用方法として、酸性土壌の修復・改善効果ならびに建材用としての無焼成煉瓦としての利用可能性をあきらかにすることである。具体的には、BB燃焼灰を添加した酸性土壌カラムへの人工酸性雨滴下試験による燃焼灰の酸中和能や植物栽培試験による燃焼灰の植物生長への影響を評価する。なお、BB調製用バイオマスとして、汚濁水中から窒素系化合物やリン酸系化合物を効率よく吸収する水生植物利用の有効性を調べるために、窒素、リン系化合物蓄積能の高いヨシ、ガマ、ホテイアオイ等の水生植物を選択しBB調製への適用性、燃料としての有効性を確認するとともに、燃焼灰の土壌改良剤としての利用可能性に焦点を当ててその栄養塩供給能力と重金属影響を評価する。また、BB燃焼灰から試作した無焼成煉瓦について、各種養生法と強度の関係ならびに成型後の無焼成煉瓦からの重金属溶出量を測定し、その有用性を評価する。

さらに第3の目的は酸性大気汚染による材料腐食の経済的損失を軽減することから、バイオブリケット技術の普及・啓発の促進を図ることである。

3. 研究方法

(1) 低品位炭・廃棄BBの開発実験

中国東北地域と西南地域から入手した微粉状廃棄石炭とバイオマス(麦わら)について、それぞれ工業分析(灰分、水分、揮発分、硫黄分)、元素分析(炭素、水素、窒素、硫黄)及び発熱量の分

析を行った。石炭のみの石炭ブリケットCB、バイオマスのみのバイオマスブリケットBM、及び異なった硫黄固定剤を混合したバイオブリケットBB1、BB2はそれぞれハイプレッシャージャッキで圧縮成型（4 ton cm⁻²）させ、燃焼装置にて燃焼実験による性能評価を行った。BB1には、従来のバイオブリケット同様SO₂の固定剤としてCa(OH)₂、またBB2には、揮発分燃焼の際のSO₂を効率良く固定すると考えられるCaOを石炭中の硫黄分に対してCa/S = 2（当量比）となるように添加した。

試料はあらかじめ600℃に加熱した管状電気炉内(図1)に挿入し、1時間燃焼させた。燃焼排ガスは、希釈部でN₂ガスにより希釈・冷却し、SO₂計、CO・CO₂計に導入し、それぞれの濃度を測定した。また、フィルター等に捕集した粒子状物質を吸収液（2.7 mM Na₂CO₃/0.3 mM NaHCO₃）により超音波抽出し、抽出液中のSO₃²⁻、SO₄²⁻をイオンクロマトグラフ（DX-100、Dionex）にて分析した。

(2) 低品位炭・廃棄石炭BB利用によるガス燃料化転換の基礎実験

近年、石炭を主要なエネルギー源とする途上国において、流体エネルギーの利用体系の普及が見られており、廃棄石炭、並びにバイオマスの利用BBにおいても、流体エネルギーへの転換（ガス化など）が期待される。ガス化とは、固体原料を高温場において、熱分解反応とガス化反応によって、ガス燃料に変換するプロセスである。そこで本研究では、廃棄石炭からの有効成分回収を目指し、廃棄石炭とバイオマスの混合ガス化によるクリーンエネルギー転換の基礎的な知見を得ることを目的とする。実験に用いた試料は、廃棄石炭（阜新炭）、バイオマス（松木屑）であり、それぞれ乾燥・粉砕して用いた。基礎調査は、JIS-M8812、8813に基づいて行われた。

熱分解実験より得られた試料チャーの水蒸気(H₂O)ガス化特性を調査するため、水蒸気ガス化実験を回分式の固定床反応装置(図2)を用いて行った。その装置は、反応部、ガス供給部、水蒸気供給部、水蒸気回収部、生成ガス測定部からなっている。反応管(OD:35 mm φ×595 mmh)は、透明石英ガラス製であり、中央に石英濾過板を設け、試料を固定できるように製作した。また、温度測定用の熱電対には、腐食防止のためのアルミナ保護管を有するR熱電対を使用し、反応器上部より

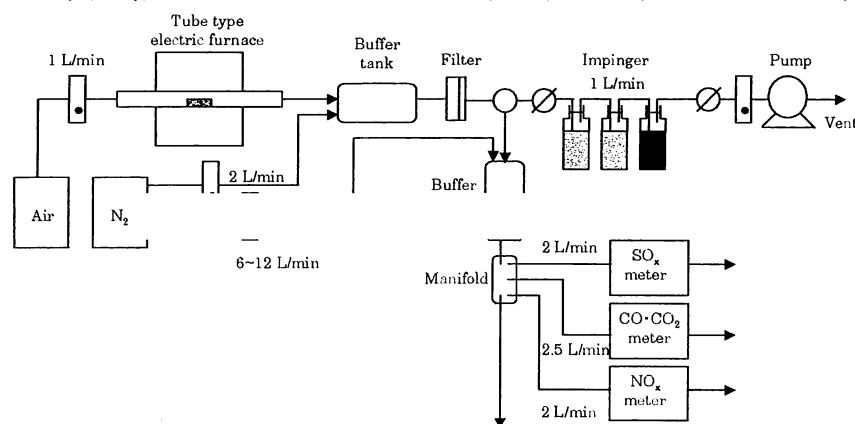


Fig.3. Combustion device for measurement of sulfur, carbon and nitrogen

図1 BB用燃焼実験装置

試料層ぎりぎりに挿入した。水蒸気供給は、マイクロチューブポンプから供給される水0.097 ml/min とArガスを共に水蒸気発生用電気炉(200℃)内のステンレス製反応管(OD: 18 mm φ×200 mmh)へ導入することにより可能にした。このような実験条件により、作成される水蒸気分圧は、0.445 atmであり、本実験のいかなる条件下でも、水蒸気供給律速にならないことを確認した。また、水蒸気発生用電気炉から反応管までのラインをリボンヒーターにより150℃で加熱し、水蒸

気の凝縮を防いだ。反応管から排出される未反応水蒸気は、捕集効率を高くするために、6 mmガラスビーズを充填した試験管2本を冷却剤（水/氷、実測値；0℃）で冷却し回収した。

水蒸気（H₂O）ガス化実験は、図2に示した水蒸気ガス燃料転換装置によって、熱分解実験より得られたチャー試料0.832 g-carbonを石英反応管に充填し、キャリア（Ar）による空気置換後、900℃まで昇温し、その後、水蒸気供給を開始し、ガス燃料転換に関する基礎実験を行った。

なお、用いたチャーは熱分解により900℃で熱処理されているため、900℃までの昇温時間におけるガス分析は行っていない。また、キャリア（Ar）流量は、164 ml/min一定であり、900℃加熱帯での滞留時間は、41 sである。発生したガスは、8分間隔で熱伝導度検出器付きガスクロマトグラフGC-TCD（GC-8APT、島津製作所、Column；Porapak

Q（I.D.；3 mmφ×4 m, Mesh；80-100, ）によりH₂、CO、CO₂、CH₄を、検知管（H₂S測定用4LK、4L、4M、4HM、4H、4HH、4HT、ガステック）によりH₂Sを定量した。ガス放出が無くなったところで実験を終了し、水蒸気供給を止め、反応管を送風により急冷させた。温度が下がったところで、残渣を回収し、重量を測定した。また、残渣中炭素分は、炭素C・水素H・窒素N測定（元素分析）の方法で定量し、ガス化によるカーボン収支を計算した。

(3) 現地ボイラーでの実機燃焼試験

中国東北地域において、現地の地域特性を考慮し、地域住民に不可欠な熱供給用途へのBB利用ということを優先的に取り進めている。2004年11月12日、13日にユニレックス株式会社と現地民間企業の協力を得て、10 ton/hourの熱供給用ボイラー（1989年瀋陽ボイラー総廠製造、SHL10-1.25-AⅡ型、10 ton/hour、1.25MPa）にて原炭とBBの比較燃焼試験を実施した。

(4) 普及可能性調査

中国各地において、現地の地域特性を考慮し、図3に示したバイオブリケットの製造・流通・利用・燃焼灰再利用について、原料（石炭種、バイオマス種、硫黄固定剤）、入手価格、輸送手段とコスト、製造コスト、地域特性などの因子についての普及可能性調査を現地の公的機関と共同で実施し、その経済性と利用システムの方策を提言した。

(5) BBおよびその燃焼灰の調製

BBは、石炭とバイオマスを質量比75:25で混合した後に石炭中の全硫黄量に対して当量比Ca/S = 2となるように消石灰（Ca(OH)₂）を添加し、混合したものをロール型プレス機にて高圧成型（成型圧力4、5.6 ton cm⁻²）し、アーモンド型BBを作成した。前者のBBをISO 1171に基づきマッフル炉を用いて燃焼灰化（800℃、3時間）させたものを土壌改良試験に、後者のBBを燃焼灰化（850℃、5時間）させたものを無焼成煉瓦の製造実験に利用した。

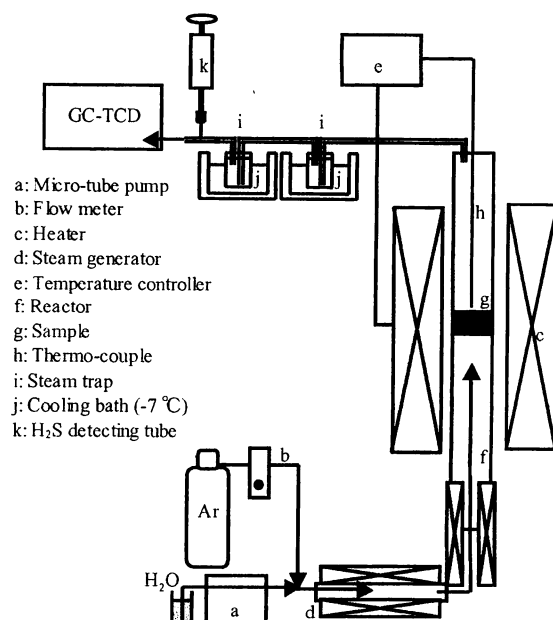


図2 廃棄石炭・バイオマスを用いた水蒸気ガス燃料転換装置

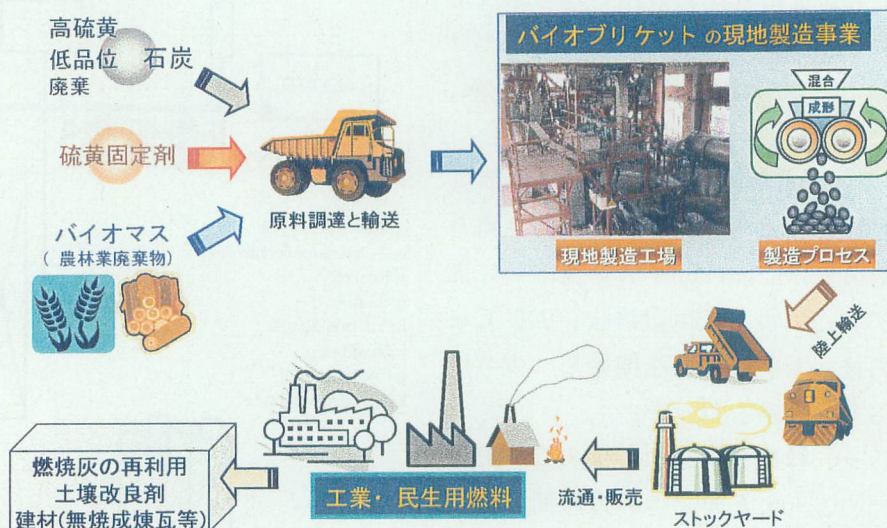


図3 バイオブリケットの流通と普及利用システムの構想

(6) 燃烧灰混合土壤カラムへの人工酸性雨滴下試験

重慶市で地表面より0～5 cm、5～20 cmの深さ別に採取し、乾燥させた土壤を2 mmのふるいにかけ、それぞれ表層土、下層土とした。φ26 mmのガラス製円筒カラムに表層土:下層土が重量比で1:3になるように合計16 gを充填し、土壤カラムを作成した。その際に、BB燃烧灰を土壤試料(表層土+下層土)に対して0、5、10 w%となるように表層土部分に混合し、それぞれをColumn 1、2、3とした。重慶市の降水量、pH、及び構成イオン成分濃度の調査結果⁷⁾をもとにpH 4.5で、 $\text{SO}_4^{2-}:\text{NO}_3^-:\text{Cl}^-$ の当量濃度割合が25:5:2となるように調整された酸性水を人工酸性雨(SAR)とした。

(7) 燃烧灰混合土壤における植物栽培試験

赤玉土を0.1 M H_2SO_4 により人為的に酸性化させた赤玉土(pH4.3)を<2 mmに篩い、ハツカダイコンのポット栽培試験に用いた。BB燃烧灰は土壤量に対して5 w%を添加した。表1に示す各条件に調整したポットにハツカダイコンのタネを播種し、天井部に出力20wの植物育成ランプを設置し、6.5～7.3 kluxの光量(屋外の薄曇り程度の光量に相当する)を得ることができるようにしたグロースチャンバー内で栽培を行った。50または100 mLのSARを各ポットに給水した。31日間の栽培終了後、土壤pHおよび植物体の地上部(茎+葉)と地下部(根)の生重量および乾燥重量を測定した。また、乾燥植物体は加熱酸分解を行い、金属含有濃度をICP-AESにて定量した。

表 1. ハツカダイコン生育の条件

	Soil [g]	Combustion ash [g]	pH of SAR
Case 1	200	10	4.2
Case 2	200	10	5.6
Case 3	200	0	4.2
Case 4	200	0	5.6

また、測定データにおいて燃烧灰添加有無、SARのpHの違いによる生長影響を統計的に評価するため、二元配置分析(Two-way ANOVA)により有意差検定を行った。

(8) 水生植物BBの基礎特性評価

これらの水生植物は日本で採取したものを用い、その対照として同時に稲ワラも採取して、両者の比較を行った。燃烧灰の土壤散布を考えた場合の土壤に対する肥料効果を明らかにするため、各種バイオマス及びそれらの燃烧灰と、各バイオマスを用いて調製した各種燃烧灰の窒素、リン、カリウム含有量を測定した。

対象元素である窒素、リン、カリウムは、それぞれCHNコーダー(Yanako、MT-3)、分光光度計

(HITACHI、330)、原子吸光分光光度計(AAS；セイコー電子工業、SAS7500)を用いて分析した。燃焼灰の土壌散布において、バイオブリケット燃焼灰中の各金属含有量に占めるバイオマス由来の金属分が有する最大潜在影響を明らかにするため、バイオマス試料中に含まれる総金属量を評価した。各バイオマスは乾燥、粉碎した後、硝酸-過塩素酸-フッ化水素酸で加熱酸分解して全抽出し、抽出液をICP-AESに導入して金属成分(Al、Fe、Cu、Cr、Zn、Ni、Cd、Mn、Pb)の濃度を測定した。

(9) 無焼成煉瓦

BBを5時間850℃にて完全灰化後、粒径125μm以下に画分させた。2種類のBB燃焼灰(表2)に水をそれぞれ30.0wt%添加後、混合、圧縮成形して供試体(φ2×1cm)を作製した。その後、ポゾラン反応促進のため、7日～42日間の養生を行った。BB燃焼灰1(Ash 1)は、ラップ養生(約25℃)、蒸気養生(約25℃、RH>90%)の2条件で、BB燃焼灰2(Ash 2)はラップ養生のみで実験を行った。養生後の供試体について耐圧強度試験、環境庁告示46号に準じた溶出試験(固液比10g/mL、試料粒径1～2mm、溶媒:pH6のイオン交換水)を行った。溶出液中の金属(Cr、Zn、Pb、Cu)濃度をICP-AESにて測定した。また養生日数毎、蒸気養生した供試体中の結晶形態をXRDにて定性分析した。

Elements	(wt %)				(μg / g)				(wt %)
	Ca	Al	Fe	Mg	Cr	Pb	Cu	Zn	S
Ash 1	21.5	9.1	4.9	0.6	107	33.5	143	55.9	4.95
Ash 2	29.3	11.6	5.3	0.5	439	30.9	40.2	14.3	5.36

(10) 材料暴露調査

材料に対する酸性雨の影響を数値化するため大気汚染レベルおよび気象条件の異なる中国(重慶(1993-2004)、北京(1993-2003)、上海(1993-2003)、香港(1996-2004)、瀋陽(1995-2002)、鞍山(2002-2004))、日本{大阪(1993-2004)、名古屋(1995-2002)、福岡(1995-2002)、富山(1995-2004)、札幌(1996-2002)、京都(1993-2002)}、韓国{大田(1995-2004)、大邱(1993-2003)}、ベトナム{ハノイ(2000-2004)}およびネパール{カトマンズ(2000-2002)}において、炭素鋼、銅の暴露試験を実施し、同時に気象要素、乾性降下物、湿性降下物等の環境因子を測定した。

(11) 重慶における電力鉄塔からの亜鉛溶出量と経済損失

屋外における溶融亜鉛メッキの腐食速度については、JISH8641の溶融亜鉛メッキの解説で引用されている(社)日本溶融亜鉛鍍金協会の長期曝露のデータを用いた。⁸⁾このデータは、硫酸化物濃度と対比して溶出速度が記載されており、調査期間中の重慶の亜硫酸ガス濃度から重慶における亜鉛の溶出速度を推定した。中国の送電鉄塔の構造がわが国と同様の四角鉄塔であることから、送電用鉄塔設計仕様書((社)日本鉄塔協会編)⁹⁾の付図から高さ25mの鉄塔1基当たりの山形鋼の表面積を求め、この表面積と亜鉛の溶出速度から、鉄塔1基から溶出する亜鉛の量を推定した。重慶市電力公司から入手した送電用鉄塔の数から電力公司¹⁰⁻¹²⁾が管轄するすべての鉄塔から溶出する亜鉛の総量を推定した。この総量と市場における亜鉛価格から損失額を求め、それを経済損失とした。なお、メッキ処理や工事費等の費用は勘案していない。

4. 結果・考察

(1) 低品位炭・廃棄石炭BBの有用性

廃棄石炭、バイオマスを基礎調査した結果、BBの発熱量、耐圧強度はそれぞれ約2,300kcal/kg、90kgであり、発熱量に関してのみ民生用燃料としての条件(>4,000kcal/kg、>40kg)を満た

していなかった。しかし、従来のBB原料である低品位石炭(約5,000 kcal/kg)との混合を考えた場合、この発熱量不足は問題とならない。

CB、BM、BB燃焼時における硫黄酸化物排出量のS換算値を見ると、BB燃焼時の硫黄酸化物排出量はCB燃焼時よりも減少していた。また、硫黄酸化物排出量より計算したBBの硫黄固定率は、94 %であり、廃棄石炭の燃焼排出硫黄に対しても、効率良く固定できることが確認された。また、CB、BM、BB燃焼時におけるCO、CO₂排出量を測定したところ、BBにおいて、CO排出量は、CBよりも減少し、一方でCO₂排出量はCBよりも増加していることが確認され、燃料中の炭素が有効に酸化されていることが示された。この理由として、高燃焼性のバイオマス添加により完全燃焼が促進されたためと考えられる。

東北地域から入手した微粉状廃棄石炭(阜新炭)とバイオマス(麦藁)を用いたCB、BM、BB1、BB2の燃焼実験を行い、その結果を図4に示している。SO₂として放出される硫黄排出量は、CB、BM、

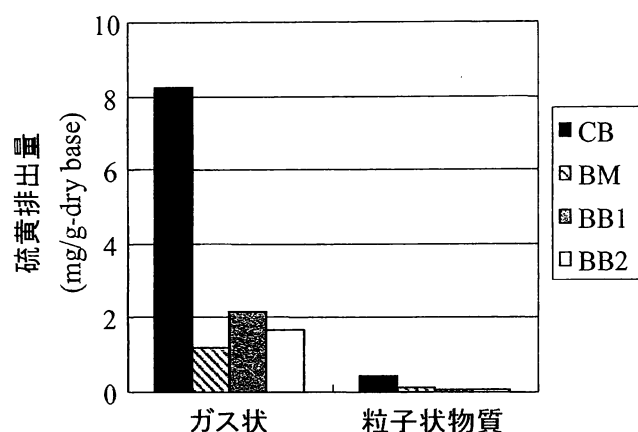


図4 燃焼排ガスと粒子状物質中の硫黄排出量

BB1、BB2それぞれで8.2、1.6、2.1、1.8 mg/gである。また、粒子状物質中に含まれるS分は、CB、BM、BB1、BB2それぞれで0.46、0.11、0.06、0.05 mg/gである。この結果より、廃棄BB1とBB2は、燃焼排ガス中かつ粒子状物質中の硫黄排出抑制効果を有していることを明らかにし、廃棄BBの有用性が確認できた。

以上より、廃棄石炭・バイオマスからのBB化による燃料のクリーン化、及び燃料としての利用可能性が確認され、低コスト化の可能性が示唆された。

(2) 低品位炭・廃棄石炭BB利用によるガス燃料化転換の可能性

廃棄石炭とバイオマスの混合が生成ガス組成、低位発熱量(LHV)と収率に及ぼす効果について調査した。混合した場合、H₂、COにおいて、この計算値よりも高い値が得られ、一方、CH₄、CO₂においては、この計算値よりも低い値が得られた。

また、発熱量は、CO₂の生成抑制があったため、単独実験から得られた計算値より大きい値が得られ、収率に関しても、単独実験から得られた計算値より大きい値が得られた。これら結果より、廃棄石炭とバイオマスの混合試料において、熱分解挙動の相互作用が起きている可能性が強く示唆された。

この石炭とバイオマスの相互作用の可能性として、混合操作がチャー生成に大きく影響を及ぼしたことが考えられる。すなわち、含酸素官能基を多数持つバイオマスを混合することにより、チャー化するはずであった石炭中炭素が、その酸素により直接的に部分酸化され、COとしてガス放出したと推測される。この考察は、熱分解後、反応器内に残ったチャーの炭素量測定によっても支持された。

ここで、①石炭とバイオマスの混合による効果について、考えてみるBBの熱分解では、①により、以下に示すような現象が起きたものと考えられる(図5)。

- ・ バイオマスは、易分解性の揮発性物質を豊富に含むので、おおくのフラグメントラジカルを生成する。
- ・ 生成したフラグメントラジカルは、バイオマスおよび石炭中の有機物質と反応し、ラジカル連鎖反応を開始させ、次々と有機物質は分解していく。
- ・ バイオマス由来の水素に富んだ軽質分子や、それらのクラッキングによって生成した水素は、石炭由来のフラグメントラジカルと反応し、ラジカルの再結合反応および反応性に乏しい二次生成チャーの生成を抑制する。

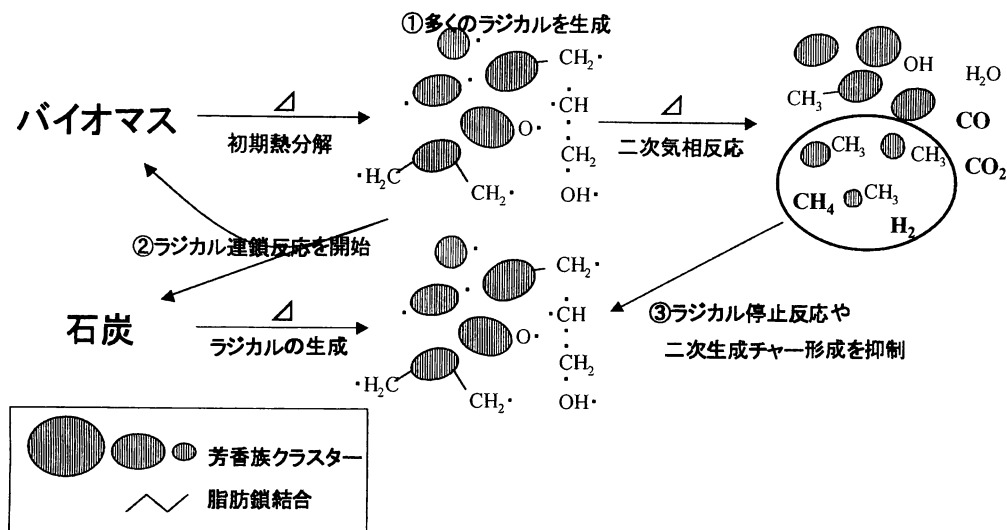
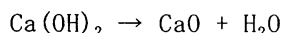


図5 低品位炭・廃棄石炭利用BBによる熱分解・ガス燃料化転換の機構

次に、②硫黄固定剤として添加した $\text{Ca}(\text{OH})_2$ による効果について、考えてみる。BBの熱分解では、②により、以下に示すような現象が起きたものと考えられる。

- ・ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ は、500 °C付近において、下式により、 CaO と H_2O へ分解する。



- ・ CaO 上へは、タールや二次生成チャーなどの炭素が付着する。
- ・ CaO は、炭素ガス化反応に対して、触媒活性であるから、熱分解生成ガス(H_2 、 CO 、 CO_2)と炭素との反応を促進させる。
- ・ 生成した H_2O は、ガス化剤として、炭素転換反応を引き起こす。

BBの熱分解・ガス化における硫黄固定率について実験した結果、BBの熱分解・ガス化における総硫黄固定率は、いずれのバイオマス添加割合においても約50-70 %となり、後段で行われるガス精製プロセスでの処理量の大幅低減が可能であるといえる。廃棄石炭利用BBのガス化で得られるガスは、廃棄石炭、バイオマス単独ガス化で得られるガスとほぼ同様な組成(H_2 、 CO 、 CO_2 の他に微量の低級炭化水素)であり、ガス低位発熱量約2,300 kcal/Nm³となり、中カロリーガスとして利用できることが分かった。また、廃棄石炭利用BBガス化の冷ガス効率(= (生成ガス発熱量)/(原料発熱量))は、どのバイオマス添加割合においても約100~110 %となり、商業化されているガス燃料化技術と比較しても遜色ない値となった。また、外部からの加熱、比熱の大きい灰分の吸熱、及びガス化剤(水蒸気)生成のために必要な熱量等も考慮した総熱効率は、どのバイオマス添加割

合においても約70～80 %となり、廃棄石炭・バイオマスの有するエネルギーを高効率に取り出すことができることを示した。

(3) 現地ボイラーでの実機燃焼特性評価

10 ton/hourの熱供給用ボイラーにて原炭とBBの比較燃焼試験を実施した結果、BBは原炭より16-17%の燃焼効率が向上出来たことから、経済的な燃料として判断出来る。またBB用のバイオマスは稲藁、トウモロコシ茎等が利用されている為、完全燃焼し易く、BB化によるSO₂排出量と粉塵発生量を削減出来る効果もあった。4種類のBBを用いた燃焼試験の結果(表3)から、旧型の性能の良くないボイラーでも、その粉塵低減率と硫黄固定率はそれぞれ約70%と80%であり、埼玉大学での実験室レベルの燃焼実験とほぼ同程度で、環境改善効果や実用性が明らかにされた。

表3 現地ボイラーでの実機燃焼試験の結果(鞍山市)

		原炭	BB 1	BB2	BB3	BB4
粉塵排出濃度	mg/m ³	1871	309	3140	344	4960
粉塵排出量	kg/h	26.2	4.7	4.4	5.4	6.3
粉塵低減率	%	-	82.0	83.4	79.6	76.0
SO ₂ 排出濃度	mg/m ³	264	79.0	75.0	86.0	100
SO ₂ 排出量	kg/h	3.70	1.20	1.04	1.34	1.26
硫黄固定率	%	-	67.6	71.9	63.8	65.9

(4) BB技術現地化への普及可能性

中国では、西南地域で産出している石炭の硫黄分が高くなっていることにもかかわらず、発熱量に比例して価格も250元程度(3,600円/ton相当)で比較的高い。一方、内陸部、北部、東北部では、品質上で灰分の多いものが採掘されていることから、発熱量の低い石炭がより低価格、130-190元(1,900-2,800円/ton相当)の範囲で取引・流通されて利用している。その地域格差も反映しているが、エネルギー分野の計画経済の影響により、石炭の流通地域も限られている。そのため、40-60

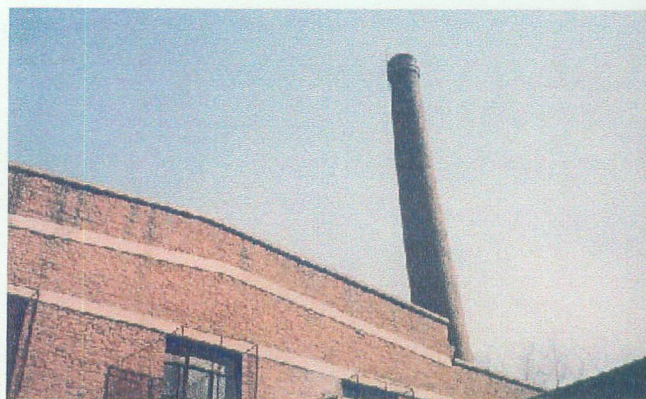


写真1 実機燃焼試験の煙突様子



写真2 実機燃焼試験の炉内様子

元(600-900円/ton相当)の廃棄石炭や100-150元の低品位炭の生焚きを禁止し、そのクリーン燃料化は大きな課題となっており、今年度現地普及調査では、廃棄石炭のBBへの利用開発実験の結果を踏まえ、啓発活動を継続し、現地側に認知されつつ、以下のようにとりまとめた(表4)。

① 各地域において、廃棄粉炭・低品位炭の市場と流通ルートを調査し、発熱量は3,000 kcal/kg

以上となっていること、またBBの製造事業への石炭原料としての供給が可能であると確認した。

② バイオマスの種類は地域によって異なり、稲わらが各地とも最も多く分布し、40-100元(600-1,450円/ton相当)の範囲で入手可能となるが、トウモロコシ茎、麦わら、木屑の産出量に関しては、農林業形態に依存し、地域別の変動分布特徴が見られる。

表4 中国各地域向けのバイオブリケット製造事業に関する普及可能性調査の結果

地 域	西南・重慶市 (日中環境モデル都市)	東北・鞍山市 (中国環境モデル都市)	内陸部・ウルムチ市 (中国環境モデル都市)	北部・大同市 (一般都市)
BB用石炭種類	高硫黄分低品位粉炭	廃棄粉炭・高灰分塊炭	高灰分廃棄粉炭	低品位粉炭
BB用石炭発熱量	4,000-5,500kcal/kg	2,500-4,500kcal/kg	2,500-4,000kcal/kg	3,000-4,500kcal/kg
BB用石炭価格	150元/トン	100元/トン	40-60元/トン	50元/トン
市販石炭価格	200-250元/トン	150-210元/トン	100-130元/トン	100-110元/トン
市販石炭発熱量	5,000-6,500kcal/kg	4,000-5,500kcal/kg	4,000-5,000kcal/kg	5,000-6,500kcal/kg
バイオマス種	稲わら、水生植物etc.	稲わら、トウモロコシetc.	稲わら、麦わら、木屑	稲わら、麦わらetc.
バイオマス価格	100元/トン	60元/トン	40元/トン	50元/トン
硫黄固定剤	工業廃棄物・消石灰	消石灰・生石灰	生石灰	生石灰
輸送手段	トラック、鉄道	トラック、鉄道	トラック	トラック、鉄道
貨物輸送単価	30元/トン	10元/トン	40元/トン	20元/トン
BB製造コスト	250元/トン	190元/トン	150元/トン	130元/トン
地域的特性 (メリット、デメリット 普及可能性)	土地が高い 原料が高い 人件費が安い 実証経験あり 政府優遇政策あり 天然ガス産出地域 年産100万トン円借款 計画があったが、 自己資金不足	土地が安い 原料が安い 人件費が安い 実証プラントあり 政府優遇政策あり 年産60万トン円借款 事業が既決定 2004-2006年度実施 自己資金あり	土地が安い 原料が安い 人件費が安い 実証経験なし 政府優遇政策あり 天然ガス産出地域 年産40万トン計画 があり、 自己資金あり	土地が安い 原料が安い 人件費が安い 実証経験なし 政府優遇政策なし 石炭産出地域 年産20万トン計画 があるが、 自己資金なし

注: 1元=14.5円(平成17年3月現在)

③ BBの事業計画を策定したところ、1 ton当たりのBB製造コストの試算では、それぞれ重慶250元(3,600円/ton相当)、鞍山190元(2,800円/ton相当)、ウルムチ150元(2,200円/ton相当)、大同130元(1,900円/ton相当)となっており、地域的価格の格差が見られたが、投資回収期間は10年間と仮定する場合、年産総量10万トン以上であれば収益が可能と試算されている。なお、環境モデル地域における環境保護局の環境保護基金の一部を補償金・優遇策として活用すれば、BB普及推進はさらに見込まれ、従来の石炭利用に比べ、粉塵排出量、SO₂排出量の削減による環境改善が明らかと予測されている。一方、一般都市では、国内外民間企業の参画による事業展開も可能となっている。

④ 各地人件費が安く見積もられているが、輸送に起因する費用は製造コストの10-30%の地域的変動を確認した。それは、BB生産・利用形態の広域化、エネルギー(石油や天然ガス)構造によって生じるものの、地域特性などに起因している。地域分散型BB生産工場の建設によって、流通・輸送コスト低減の最も有効な普及方策の一つとも言える。

以上のことから、低品位炭BBや廃棄石炭のBBは、中国対象地域に向けた実用可能な大気汚染物質排出抑制技術として発展させることが可能であり、図1に示した地域分散型BB生産モデル構想を提言することができる。

(5) BB技術現地化への普及政策への提言

内陸部地域である新疆ウイグル自治区では、冬季において、集中熱供給(暖房)等に約700万トンの低品位炭が消費され、深刻な煤煙型大気汚染を引き起こしている。特に同自治区の最大の都市であるウルムチ市沙依巴克区は最も大気汚染の被害が深刻であり、早急な対策が求められている。現地調査と実験では、BBの燃焼性向上と民生用コンロで高い硫黄固定効果を確認した。一般的に原炭の使用量を20%節約でき、煤煙・粉じん及びSO₂の排出量が40%-60%低減でき、省エネ効果と環境効果(図6)は、啓発活動によって、現地側に認知されつつある。普及の政策に関しては以下

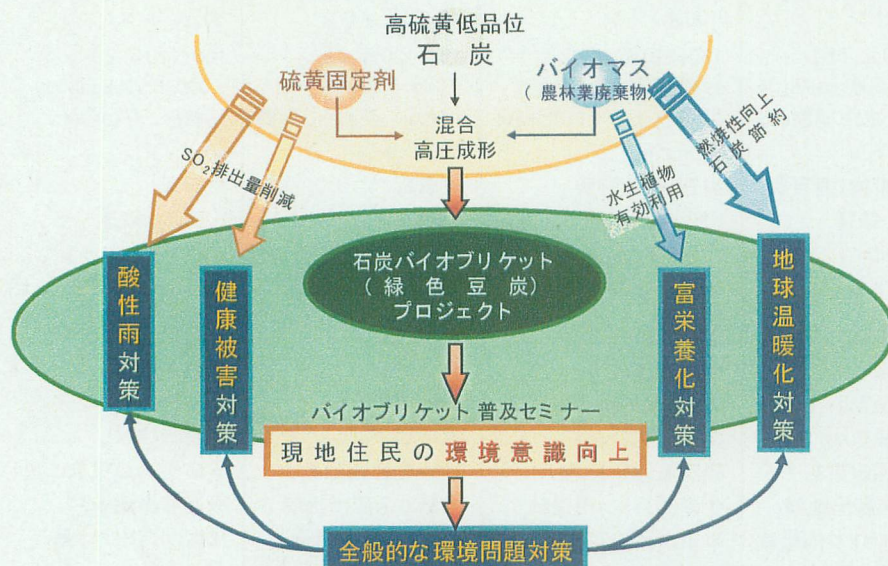


図6 石炭バイオブリケットの効果

のように提言し、経済性評価を行った。

- ① 現地の地方政府及び主管機関は減税や免税などの関連優遇政策を策定し、BBの導入プロジェクトを支援すること。
- ② クリーン燃料の使用条件を満たさない企業及び団体・個人に関する「原炭の生炊き禁止計画」を施行し、BBの普及を検討し、環境保護局の環境保護基金の一部を補償金として活用すること。
- ③ 年産総量40-60万ト

ンBBの事業計画を策定した。ボイラー用燃料として20万トン生産規模の場合、石炭品質にもよるが、従来の石炭利用に比べ、粉塵排出量は約160トン、SO₂排出量は約600トン、CO₂排出量は約9万トンの削減が試算されている。また現地の廃棄粉炭を一部活用し、BBの1トン当たりの生産コストは150元(2,200円/ton相当)であり、低販売価格の実現が可能となった。したがって、投資回収期間は10年間であり、実用可能な大気汚染物質排出抑制技術として発展させること。

(6) 燃焼灰の酸性土壌中和効果

図7にそれぞれ0、5、10w %BB燃焼灰を加えたColumn 1~3における溶出液のpH変化およびCa濃度を示す。これより、酸性土壌にBB燃焼灰を添加することによりSAR滴下のような酸性物質の沈着条件下においても、その溶出液のpHは酸性ではなく中性~アルカリ性を示し、酸性土壌の改良効果を確認することができた。燃焼灰を1度だけ5w%添加することにより、重慶市における乾性沈着(湿性沈着の2倍)を考慮しても5年以上の改良効果の持続が示唆された。

燃焼灰の添加割合が高くなると、植物生長に有害なAlの溶出液中濃度が大幅に上昇する傾向を示した。これは、水素イオンとAlイオンとの交換反応によって溶出する量だけではなく、SARの滴

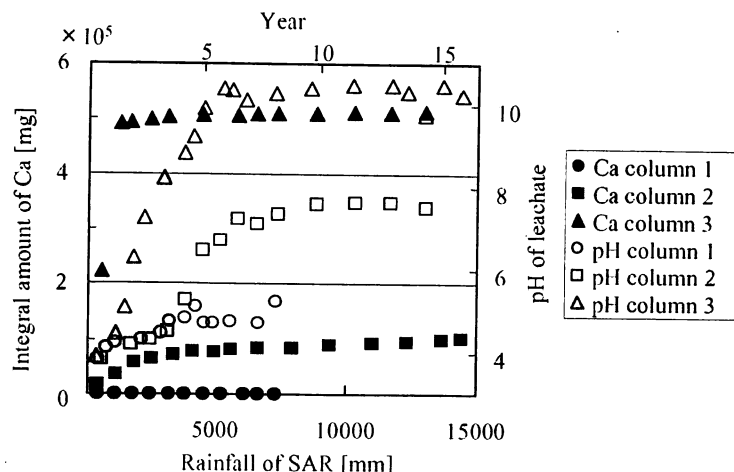


図7. 溶出液のpHとCa濃度の変化



写真3. BB燃焼灰を入れたとき（左）と入れないとき（右）の酸性土壌におけるハツカダイコンの生育

下により、土壌、燃焼灰粒子表面上に存在している非常に可溶性の高いAlが溶出したためと考えられる。しかし、Column 2においては滴下初期段階を除いて、Alの溶出量はColumn 1と大きな差は見られなかった。酸性物質の沈着により溶液pHが低くなるとAlの溶出は増加するが、BB燃焼灰の添加により徐々にpHが上昇するためにAl濃度が減少したものと考えられる¹³⁾。また、

植物へのAlストレスの指標となるとされているCa/Al比¹⁴⁾

は、一般的に1より小さい場合はAlの植物生長阻害影響が発現するとされているものの、ここで得られたCa/Al比は1より大きい値を示しており、燃焼灰から溶出するAlが植物生長に与える影響は少ないと推定された。

(7) 燃焼灰添加による植物生長への影響

栽培終了後の植物体の写真(写真3)を示す。明らかに燃焼灰を添加した条件で栽培した植物体のほうが大きく、植物体重量は地上部および地下部ともにCase 1、2の方が高い値を示した。表2の結果に対する二元配置分析結果より生重量、乾重量ともに燃焼灰添加による有意差が全て確認されたが、SARのpHの違いによる影

響および両者の複合影響は確認されなかった。また、表5より燃焼灰を添加することにより重量が増加していたことから、酸性土壌への燃焼灰添加は降水(SAR)のpHの影響を受けずに植物生長を促進させることが明らかにされた。このとき、土壌pHは、燃焼灰を添加していないCase 3、4では約4.5と酸性のままであったのに対し、燃焼灰を添加したCase 1、2では約6.0と上昇しており、酸性土壌の改良効果による成長促進効果が強く影響していると考えられた。

表5. BB燃焼灰添加ありおよびなしの条件下、酸性土壌での1ヶ月栽培後のハツカダイコンの成獣豚および乾重量

	Raw weight [g]			Fresh weight [g]		
	Shoot ^a	Root	Total	Shoot ^a	Root	Total
Case 1	1.29±0.18	0.29±0.06	1.57±0.25	0.14±0.03	0.22±0.07	0.36±0.07
Case 2	1.27±0.12	0.25±0.15	1.53±0.22	0.14±0.03	0.19±0.10	0.33±0.10
Case 3	0.99±0.41	0.20±0.06	1.18±0.43	0.11±0.04	0.14±0.04	0.25±0.06
Case 4	1.22±0.65	0.18±0.13	1.40±0.74	0.13±0.06	0.13±0.09	0.26±0.14

Values shown are mean ± standard deviation

a: Sum amounts of stems + leaves

この燃焼灰添加による酸性土壌の改良効果は、主に燃焼灰中に残存する硫黄固定剤由来のカルシウム化合物 ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ 、 CaCO_3 、 CaSO_4 など) によるものと考えられる。

栽培終了後の植物体における地上部(茎+葉)および地下部(根)の金属成分含有量に対する二元配置分析結果より、燃焼灰を添加することによるカルシウム、亜鉛、カドミウム、マンガンの植物生長に有利な有意差が確認された。すなわち、地上部においては植物生長に必要な栄養元素であるカルシウム含有量は燃焼灰を添加することにより増加し、一方で有害元素である亜鉛、カドミウム、マンガンは逆に減少する傾向を示した。これらの結果から、酸性土壌への燃焼灰の添加は植物体の重量を増加させるだけでなく、栄養金属であるCa含有量を増加させ、いくつかの有害金属の含有量は低減させることが可能であり植物体への影響は小さいと判断された。

(8) 水生植物利用可能性の評価

ヨシ、ガマ、ホテイアオイのリグニン含有量と、それらの水生植物を用いて調製した各種BBの耐圧強度を測定した。ホテイアオイはリグニン含有量が低く、これを単独で用いたBBの耐圧強度は十分ではなかったが、ヨシやガマは高いリグニン含有量を有するとともに、そのBBもリグニン含有量に比例して十分な耐圧強度を有しており、燃料として十分利用できることが確認された。

表 6. 種々のバイオマスの燃焼および石炭の燃焼灰に含まれる重金属含量 ($\mu\text{g/g-ash}$) .

	Common reed ^{a)}	Cattail ^{a)}	Water hyacinth ^{b)}	Rice straw ^{a)}	Coal
	Shoot	Shoot	Whole	Shoot	
Al	2560	5480	18400	544	28600
Fe	4910	5530	15800	976	107000
Cu	50	52	149	25	162
Cr	113	40	39	25	145
Zn	194	190	1260	163	94
Ni	45	26	32	9	122
Cd	n.d. ^{c)}	n.d. ^{c)}	n.d. ^{c)}	2	n.d. ^{c)}
Mn	2440	13800	8240	5590	269
Pb	n.d. ^{c)}	n.d. ^{c)}	n.d. ^{c)}	n.d. ^{c)}	n.d. ^{c)}

a) Sample collected from Arakawa river system

b) Sample collected from Tonegawa river system c) not detected

一方、栄養塩含有量に関しては、窒素は燃焼灰中に残存していないことが確認されたため、リンとカリウム及びマグネシウムの供給効果について検討した。バイオマス由来のリン及びカリウムはBB燃焼灰中に大部分が残存し、それらの占める割合はそれぞれ55～85% (P)、35～85% (K) に

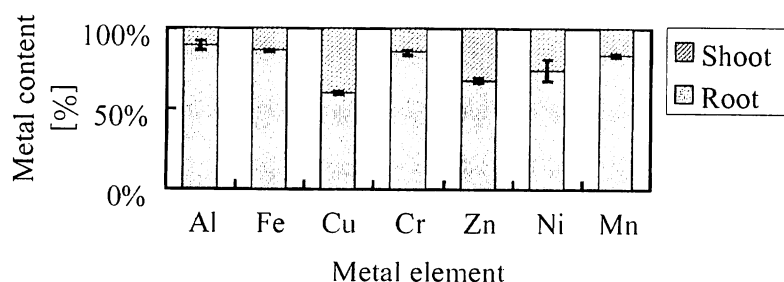


図 8. ホテイアオイの芽と根における重金属の分布

たが、ホテイアオイに関しては高濃度のリン及びカリウムが含まれており、高い栄養塩供給能力

もなることから、これらの養分含有量の高い水生植物を利用することで、その燃焼灰が効果的に肥料として利用できることが示唆された。今回の実験では、栄養塩類含有量に関する水生植物の有効性は、稲ワラの生育地への施肥の影響により観測されなかつ

を有していることが示された。各種水生植物燃焼灰中の全重金属含有量測定の結果を表6に示す。

従来の農業廃棄物バイオマスである稲ワラと各種水生植物を比較すると、ほぼ全ての重金属において水生植物のほうが高い濃度を示した。土壌改良剤として燃焼灰を利用する際に最もその影響が懸念されるのはアルミニウム(A1)であるが、ヨシやガマのA1含有量は、石炭燃焼灰中の濃度とBBの石炭/バイオマス混合比を考慮した場合ではBB中のA1全量の2%に満たない程度であり、水生植物の利用による重金属影響を懸念する必要はないであろうと判断できる。一方で、水生植物の中でも特に高濃度の重金属を含有していたホテイアオイに関してはBB中のA1全量の10%程度も寄与していたが、部位別に根と水面上部にわけて同様に分析した結果、その多くは根のほうに含まれており(図8)、BB調製用バイオマスとして水生植物を利用する際に根の部位を利用しないことでBB中のA1の寄与を3%以下まで軽減できることが示唆された。

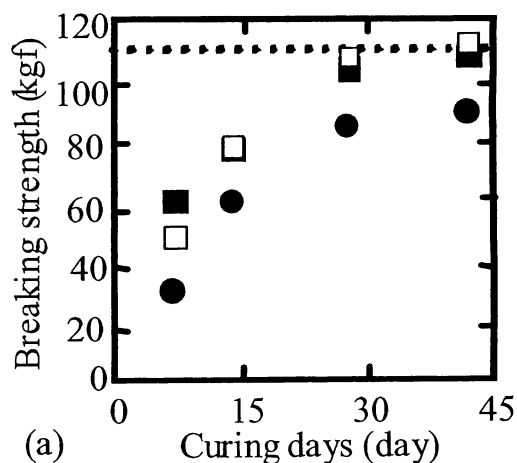
また、その他の重金属においては、日本の土壌環境基準で規制されているカドミウム、鉛、銅に関しては全く問題のないレベルであり、中国の地表水環境基準で規制されている溶解性鉄、総亜鉛、総マンガンに関しても問題のないレベルであった。クロムも中国土壌中の濃度範囲(19~150 $\mu\text{g/g}$)に収まっているため、水生植物利用BBの燃焼灰の土壌散布による重金属汚染の心配は少ないと推定された。

なお、“酸性雨-高アルカリ性燃焼灰-酸性土壌系”という極めて複雑なpH変動下で元素のファイトアベイラビリティを評価するためには、植物の生長応答から直接判断することが適当であると考えられるため、この点については更なる検討が必要である。

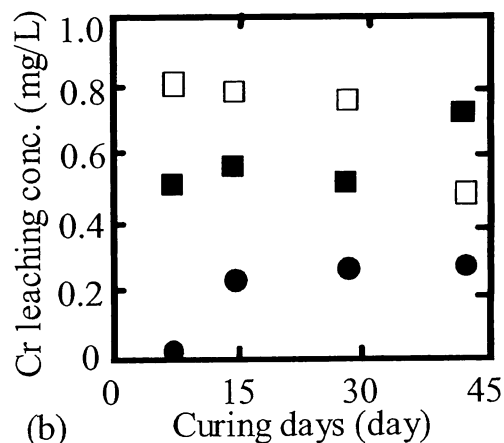
(9) 無焼成煉瓦の強度試験

図9(a)に養生日数の経過による無焼成煉瓦供試体の強度変化を示す。Ash 1では、28日以降、現地市販の焼成レンガ製品と同等の強度が得られた為、強度の面では一定の基準を満たす結果となった。この強度増加は、図10に示す様にポゾラン反応により水和物(エトリンガイト)が生成した為である。しかし、28日以降は消石灰、アルミナの減少、また供試体の炭酸化($\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3$)により、結晶の生成速度が減少するため、更なる強度増加が見られなかったと考えられる。またAsh 1とAsh 2の間で強度発現に違いが現れたことから、ポゾラン反応はBB燃焼灰の組成比に大きく依存することが確認された。

図9. (a) 養生日数の経過による無焼成煉瓦供試体の強度変化 (b) 養生日数の経過による供試体のCr溶出挙動。



(a)



(b)

■ Ash 1 (Rap) □ Ash 1 (Steam)
● Ash 2 (Rap) ... Calcined brick

(10) 無焼成煉瓦からの重金属溶出試験

図9(b)に養生日数の経過による供試体のCr溶出挙動の変化を示す。Zn、Pb、Cuに関しては、ICP-AESの検出限界以下となり、溶出抑制が可能であった。一方、Crは基準値(0.05 mg/L)を上回る結果となり、強度増加による溶出量の減少も見られなかった。このことから、Cr溶出量は生成する結晶量に大きく依存しないことが示唆された。しかし、Ash 1において、蒸気養生42日目には供試体の炭酸化に起因する溶出液pHの低下により、またAsh 2において、組成の違いに起因する溶出液pHの低下により、Cr溶出量の低減ができたことから、Cr溶出量は溶出液pH及び燃焼灰の組成に大きく依存することが確認された。

以上より、供試体の強度及びCr溶出量は、養生条件、BB燃焼灰の組成に大きく依存することを明らかにした。また、今回基準を満たせなかったCrの溶出に関しても、リグニン等の添加材による溶出抑制効果が観測されている為、今後更なる検討を行うことで、BB燃焼灰の無焼成レンガへの適用可能性を評価できるものと推定される。

(11) 重慶の環境因子の経年変化

中国の大気汚染地域の重慶における1994年以降の二酸化硫黄(SO_2)、二酸化窒素(NO_2)、オキシダント(O_x)、1993年以降の湿性降下物中のpH、電気伝導度(E.C.)、硫酸イオン(SO_4^{2-})、硝酸イオン(NO_3^-)、塩素イオン(Cl^-)、アンモニウムイオン(NH_4^+)およびカルシウムイオン(Ca^{2+})の経年変化を図1～3に示す。重慶市内では、図11に示すように、1997年以降、石炭から天然ガスへの燃料転換が進み、 SO_2 濃度は年々減少してきた。

一方、湿性降下物では、図12～13に示すように、E.C.、 SO_4^{2-} は1997年以降は目立った変化がなく、重慶市周辺の中国南西部では、 SO_2 の排出量は1997年以降も変化していないと考えられる。

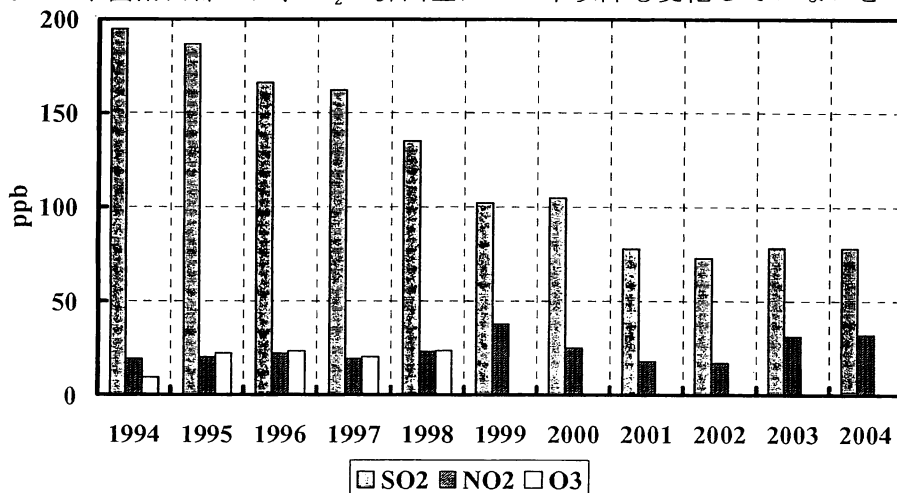


図11. SO_2 、 NO_2 、 O_x の1994年以降の経年変化

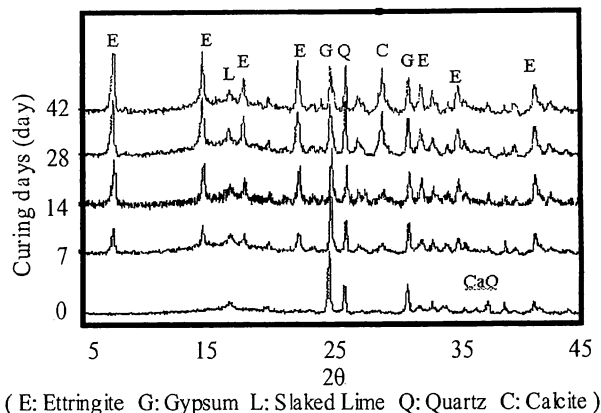


図10. 蒸気養生後のXRD分析結果。

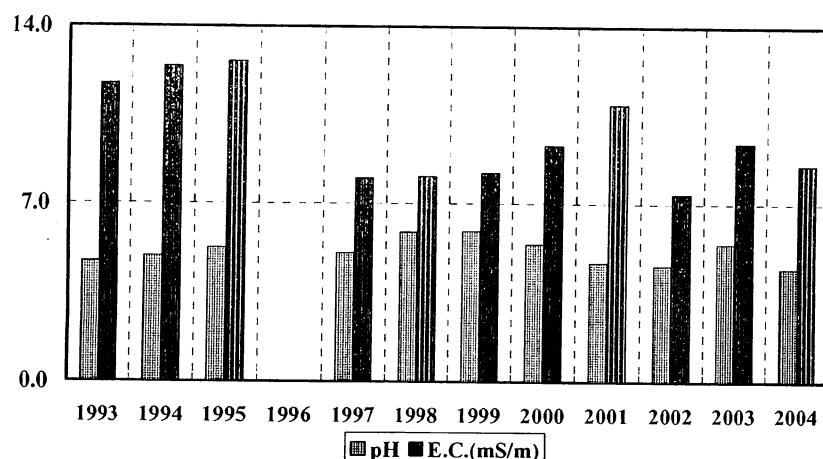


図12. 降水中のpH、E.C.の1993年以降の経年変化

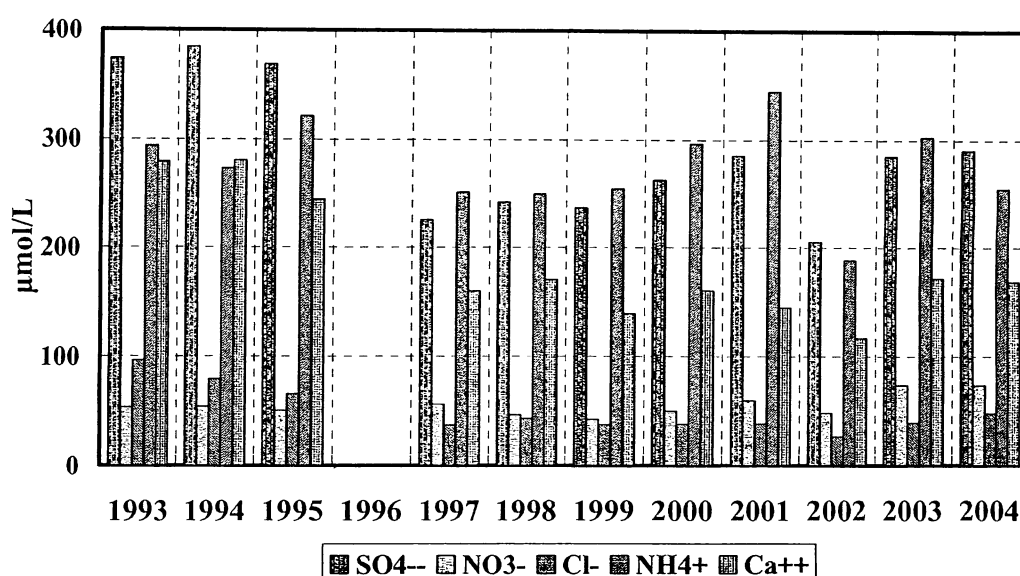


図13. 降水中の SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- 、 NH_4^+ 、 Ca^{2+} の1993年以降の経年変化

(12) 環境因子と腐食速度

雨に曝された屋外暴露では、炭素鋼および銅とも重慶が最も大きな腐食速度を示した。しかし、雨を遮断した屋内暴露では、香港が最も大きかった。北京、上海、香港および韓国の大田、大邱では、屋外、屋内暴露とも1997年以降、腐食速度は減少傾向にあった。一方、日本海沿岸の富山では、 SO_2 濃度には変化がなかったが、降水中の SO_4^{2-} は増加傾向にあり、腐食速度も増加した。大阪、名古屋、札幌、福岡では、 SO_2 濃度、降水中の SO_4^{2-} ともに変化はなく、腐食速度にも変化はなかった。中国の鞍山では、 SO_2 濃度は冬期に100ppbを超えるが、同時期の瀋陽の160ppbよりは低い。一方、降水中の SO_4^{2-} は高濃度（1,400～1,600 $\mu\text{mol/L}$ ）で、同時期の瀋陽と同じレベルにあった。

重慶では、1998年以降、屋外暴露の炭素鋼および銅の腐食速度は減少する傾向にあったが2001年には増加に転じた。一方、屋内暴露では、銅の腐食速度は SO_2 濃度の低下とともに減少した。炭素鋼については、腐食速度の減少は認められず、他の環境因子の影響が大きいと考えられる。

(13) 銅の腐食生成物（3ヶ月短期屋内暴露：2000.6-2002.12）

銅の屋内暴露において、侵食度が大きかったのは重慶以外の中国3地点と香港、富山であり、と

くに瀋陽と香港では0.4 μ m以上と大きかった。京都、カトマンズ、福岡ではいずれも0.1 μ m以下と小さかった。

腐食物中成分については、Cl⁻は瀋陽、香港、富山、上海、大阪で1mg/dm²以上と多く、京都、カトマンズ、福岡では0.2 mg/dm²以下と少なかった。NO₃⁻は瀋陽、香港、名古屋で1 mg/dm²以上と多く、カトマンズとハノイでは0.2 mg/dm²以下と少なかった。SO₄²⁻は中国の全地点と香港、富山で1 mg/dm²以上と多く、とくに瀋陽では5.47 mg/dm²と非常に多かった。京都、大田では0.2 mg/dm²以下と少なかった。

表7. 銅の屋内3ヶ月暴露(2000.6-2002.12)による腐食量および腐食物成分量の測定結果
(90日暴露換算値)

地点	N	増量	侵食度	Cl	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg
		mg/dm ²	Mm	mg/dm ²						
Shanghai	8	17.0	0.24	1.05	0.49	2.62	0.14	0.048	0.37	0.042
Chongqing	8	5.0	0.10	0.41	0.21	1.14	0.018	0.019	0.054	0.005
Beijing	10	14.5	0.23	0.74	0.80	3.05	0.069	0.052	0.42	0.062
Shenyang	6	26.8	0.42	1.31	1.27	5.47	0.091	0.082	0.67	0.10
Daegu	9	3.4	0.11	0.25	0.33	0.41	0.028	0.030	0.017	0.003
Daejon	10	1.9	0.068	0.24	0.43	0.19	0.016	0.012	0.034	0.003
HongKong	10	14.6	0.43	1.13	1.22	2.21	0.25	0.058	0.15	0.029
Osaka	10	6.1	0.14	1.04	0.91	0.53	0.070	0.014	0.089	0.012
Hanoi	8	4.8	0.091	0.30	0.18	0.66	0.058	0.045	0.046	0.005
Katmandu	10	3.2	0.053	0.16	0.16	0.35	0.009	0.011	0.043	0.004
Kyoto	4	1.3	0.045	0.13	0.24	0.12	0.004	ND	0.006	0.001
Fukuoka	10	1.9	0.070	0.17	0.23	0.30	0.007	0.001	0.008	0.001
Toyama	10	10.1	0.29	1.07	0.93	1.67	0.15	0.026	0.029	0.021
Sapporo	10	2.5	0.12	0.25	0.21	0.89	0.016	ND	0.004	0.002
Nagoya	10	4.9	0.13	0.64	1.02	0.53	0.015	0.002	0.010	0.002

NaはCl⁻の多かった香港、富山、上海で比較的多かったのに対し、Cl⁻の少なかった京都、カトマンズ、福岡ではNaも非常に少なかった。Caは重慶以外の中国3地点で非常に多く、札幌、京都、福岡では0.01 mg/dm²以下と少なかった。

季節変化としては、日本、韓国で侵食度、NO₃⁻、Cl⁻が夏期に大きく、冬期に小さくなる変化を示す地点が多かった。また大田とカトマンズではCaが春期に大きく、富山でNaが秋期から冬期に大きくなる傾向があった。

(14) 溶融亜鉛めっきからの亜鉛溶出速度

①重慶市における溶融亜鉛めっきの溶出速度の推定

1997年度における重慶市の硫酸化物の平均濃度0.160ppmから、重慶市における亜鉛の溶出速度が130 g/m²/年であると推定した。⁴⁾

②送電鉄塔1基あたりの溶出亜鉛量の推定

(社)日本鉄塔協会の送電用鉄塔設計仕様書の付図によると、66KVおよび77KVの送電鉄塔の高さは25m、すべて山形鋼を用い、その総重量は1基あたり77.7トンである。また、山形鋼の厚みは4～

9mm、平均厚みは6mmであった。

平均厚みから使用した山形鋼の表面積は

$$\text{山形鋼の体積} : 77.7 \text{ トン} / 7.9 \text{ (鉄の密度)} = 10 \text{ m}^3$$

$$\text{山形鋼の表面積} : 10 \text{ m}^3 / 0.006 \text{ m} = 1667 \text{ m}^2$$

重慶において同基準で高さ25mの66KV～77KV用の溶融亜鉛めっき鉄塔1基を建設するとして、この鉄塔から溶出する亜鉛の溶出量は $1667 \text{ m}^2 \times 130 \text{ g/m}^2/\text{年} = 217 \text{ kg/年}$ となる。

強風や地震の頻度の少ない重慶における高さ約50mの鉄塔の重量を300トン、使用する山形鋼の平均厚みを10mmと推定すると、50米鉄塔1基あたりの亜鉛の溶出量は

$$\text{山形鋼の体積} : 300 \text{ トン} / 7.9 \text{ (鉄の密度)} = 37.97 \text{ m}^3$$

$$\text{山形鋼の表面積} : 37.97 \text{ m}^3 / 0.01 \text{ m} = 3797 \text{ m}^2$$

$$3797 \text{ m}^2 \times 130 \text{ g/m}^2/\text{年} \div 1000 = 494 \text{ kg/m}^2/\text{年}$$

③重慶市電力公司管轄の全送電鉄塔から亜鉛の溶出量の推定

重慶市電力公司より得た資料は表8のとおりである。

表8. 重慶市の送電鉄塔の塔数

送電電圧	塔数 (基)
500KV	6
220KV	70
110KV	224
35KV	160
合計	460

現地の鉄塔調査から判断して、35KVの160基はすべて高さ25m

の鉄塔と想定した。さらに、110KV以上と思われる鉄塔の高さはおよそ50mに達していた。したがって重慶市電力公司が所管する鉄塔数を次のように分類した。

25米鉄塔 : 160基

50米鉄塔 (110KV以上) : 300基

(15) 亜鉛の溶出による損失額

$$25 \text{ 米鉄塔} : 217 \text{ kg} \times 150 \text{ 円/kg} \times 160 \text{ 基} = 520.8 \text{ 万円}$$

$$50 \text{ 米鉄塔} : 494 \text{ kg} \times 150 \text{ 円/kg} \times 300 \text{ 基} = 2,223 \text{ 万円}$$

$$\text{総計} \quad \text{約} 2,744 \text{ 万円/年}$$

注) 150円/kgは亜鉛の卸値価格である。

5. 本研究により得られた成果

今年度の各地調査では、年産総量10万トン以上のBB工場を設置すれば、収益が可能となる。廃棄石炭BBの燃焼性向上、粉塵排出低減、硫黄固定・脱硝などの効果を明らかにしたと同時に、経済性と市場性を評価し、その生産コストは1トンあたり130-250元(1,900-3,600円/ton相当)の範囲と試算され、市販高品位石炭燃料に匹敵するものとなっている。しかし、バイオマスの種類とその分布は、地域別特性があり、また輸送コストも大きな割合を占めていることを明らかにされた。従って、この成果を踏まえ、今後、このBB技術移転と普及・啓発方策についてさらなる検討をし、そのモデル構想の実現によって、中国の内陸地域、東北地域と内陸遠隔地域、酸性雨汚染地域における大気汚染の改善に役立つことが期待されている。

酸性土壌に燃焼灰を5w%添加し、人工酸性雨を給水源としてハツカダイコンの栽培試験を行ったところ、燃焼灰による酸性土壌の中和効果が確認され、有害成分であるアルミニウムの溶出を減少させるとともに、植物生長の促進効果が確認された。これらの結果は、燃焼灰中に残存する硫黄固定剤由来のカルシウム化合物が土壌中和剤として作用するとともに、土壌を植物生長により

好適なpH域に矯正し、かつアルミニウムイオンの溶出を抑制したものと考えられる。また、植物体中のカルシウム含有量も増大し、燃焼灰添加により栄養元素であるカルシウムの効果的供給が明らかになった。

バイオマス資源の有効活用および燃焼灰の土壌改良材としての有用性を高めるため、ヨシ、ガマ、ホテイアオイなどの水生植物のバイオマス資源としての利用評価を行った。それらの水生植物から調製されたBBは、実用に耐えうる強度を持ち、その燃焼灰中には、植物生長に重要なリン、カリウムの残存が確認された。よって、民生用に利用したBBの燃焼灰は酸性土壌の修復・改善に利用できることが明らかになった。

さらに、BB燃焼灰から調製された無焼成煉瓦の強度及びCr溶出量は、養生条件、BB燃焼灰の組成に大きく依存することを明らかにした。なお、今回基準を満たせなかったCrの溶出に関しても、リグニン等の添加材による溶出抑制効果が観測されているため、今後更なる検討を行うことで、BB燃焼灰の無焼成煉瓦への適用可能性が判断し得るものと推定された。

重慶市内では、1997年以降、燃料を天然ガスへ転換し、汚染源の工場を市外に移動させることによって、市内の大気中のSO₂濃度は減少したが、一方、中国南西部全体では、依然として、燃料の主役は石炭であり、降水中のSO₄²⁻には変化がなく、SO₂の排出量は変化していないことが分かった。また、重慶市における送電鉄塔からの垂鉛の溶出量は714kg、その年間損失額は2,744万円であると推定された。

6. 引用文献

- 1) 坂本和彦(1999):発展途上国向けの環境酸性化物質の排出抑制技術の開発, 空気清浄, 37, 11-18.
- 2) Q. Wang, K. Sakamoto, T. Maruyama, T. Mizoguchi, M. Kamide, R. Luo, T. Arai, S. Hatakeyama, Coal biomass process as an emission control technique for acid-rain precursors in Chongqin China, *Global Environ. Res.*, 4, 95-102 (2000).
- 3) S. Kumar, Fly ash-lime-phosphogypsum cementitious binder: a new trend in bricks, *Materials and Structures*, 33, 59-64 (2000).
- 4) E.S. Rubin, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 41, 914-921 (1991).
- 5) S.E. Haagenrud, *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 2667-2672 (1995).
- 6) 外川靖都, 防錆管理, 37, 55-66 (1993).
- 7) 重慶市環境保護局(1996):重慶市環境質量報告書, p. 105.
- 8) 日本工業規格、JISH8641 溶融亜鉛めっき(1999).
- 9) 送電用鉄塔設計仕様 社団法人日本鉄塔協会編(平成14年9月).
- 10) 電力生産資料、重慶市電力公司編(2003).
- 11) 架空送電線の管理規範(試行)、国家電力公司編(2003).
- 12) 電力施設保護条例および実施細則、中国電力出版社(2004.1).
- 13) Guibaud, G., Ayele, J. and Mazet, M. (1996), The influence of some parameters upon the aluminum leaching out by Limousin soils through batch reactor, *Water Science Technology*, 33, 271-277.
- 14) Derome, J. and Lindroos, A. J. (1998), Effects of heavy metal contamination on macronutrient availability and acidification parameters in forest soil in the vicinity

of the Harajvalta Cu-Ni smelter, SW Finland, *Environmental Pollution*, 99, 225-232.

7. 国際共同研究等の状況

国際共同研究計画名：日中環境保護協力協定

協力案件名：東アジアにおける民生用燃料からの酸性雨原因物質排出対策技術の開発と様々な環境への影響評価とその手法に関する研究

カウンターパート：王之佳（中国国家環境保護総局国際合作司）、徐淑碧（重慶市環境保護局）、姜平（鞍山市人民政府）、周燕榮（重慶医科大学）、何青松（重慶市南桐鋁務局選炭工場）、金愛傑（鞍山市熱力総公司）、趙世英（新疆ウイグル自治区ウルムチ市沙依巴克区人民政府）

参加・連携状況：B Bの燃焼実験を実施し、現地調査、共同評価研究も行っている。

8. 研究成果の発表状況

（1）誌上発表

＜論文（査読あり）＞

- ① K. Lu, Wang Q., Sakamoto K., and 6-Others : *Energy and Fuels*, **14**, 1133-1138 (2000)
"Experimental study on combustion and pollutant control of biobriquette"
- ② Q. Wang, K. Sakamoto, T. Maruyama, T. Mizuguchi, M. Kamide, R. Luo, T. Arai and S. Hatakeyama : *Global Environ. Res.*, **4**, 95-102 (2000).
"Coal biomass process as an emission control technique for acid-rain precursors in Chongqin China"
- ③ 王青躍、溝口次夫、坂本和彦、丸山敏彦、北村必勝：環境研究、**119**, 4-10 (2000)
"石炭燃焼に伴う大気汚染（SO₂、粉じん）制御技術としてバイオブリケットの開発と実用化－開発途上国での利用を目的として－"
- ④ 王青躍、呂国慶、坂本和彦、丸山敏彦、H.-J. KIM, 成瀬一郎、畠山史郎、溝口次夫、羅仁学、上出光志：エアロゾル研究、**15**, 364-371 (2000).
石炭バイオブリケットの燃焼特性と硫黄固定効果に関する研究,
- ⑤ X. Dong, Gao S., Sakamoto K., Hatakeyama S., Wang Q., Luo R., Hashimoto Y., and Yang Z.: *J. Aerosol Res. Jpn.*, **15**, 50-57 (2000).
"Studies on emission control for precursors causing acid rain (III) -Chemical components of coal and bio-briquette combustion aerosols and its relationship to acid rain-"
- ⑥ K. Sakamoto, Gao S., Wang W., Wang J., Watanabe, and Wang Q.: *J. Jpn. Atmos. Environ.*, **34**, 124-134 (2000).
"Studies on emission control for precursors causing acid rain (II). Studies on atmospheric pollution caused by sulfur dioxide and its control and bio-briquetting in Chongqing, China"
- ⑦ Y. Tsujino, M. Warashina, J. Morioka, N. Takenaka, H. Bandow and Y. Maeda : *Global Environmental Research*, **4**(1), 89-94 (2000)
"Wooden Materials Suitable for Storage Boxes or Cellar Walls to Remove Nitrogen Dioxide and Ozone in Ambient Air"
- ⑧ Y. Maeda, J. Morioka, Y. Tsujino, Y. Satoh, X. Zhang, T. Mizoguchi and S. Hatakeyama : *Water, Air*

- and Soil Pollution, **130**, 141-150 (2001)
- “Material Damage Caused by Acidic Air Pollution in East Asia”
- ⑨ D. Zhang, H. Chen, Y. Zhao, Y. Maeda and Y. Tsujino : *Water, Air and Soil Pollution*, **130**, 271-276 (2001)
- “Stack Gas Desulfurization by Seawater in Shanghai”
- ⑩ Y. Tsujino, Y. Satoh, N. Kuramoto and Y. Maeda: *Water, Air and Soil Pollution*, **130**, 1487-1492 (2001)
- “Effects of Acid Deposition on Urushi Lacquer in East Asia”
- ⑪ M. Warashina, M. Tanaka, Y. Tsujino, T. Mizoguchi, S. Hatakeyama and Y. Maeda: *Water, Air and Soil Pollution*, **130**, 1505-1510 (2001)
- “Atmospheric Concentrations of Sulfur Dioxide and Nitrogen Dioxide in China and Korea Measured by using the Improved Passive Sampling Method”
- ⑫ K. Sakamoto, Isobe Y., Dong X., and Gao S.: *Water, Air & Soil Pollut.*, **130**, 1451-1456 (2001).
"Simulated acid rain leaching characteristics of acid soil amended with bio-briquette combustion ash"
- ⑬ K. Sakamoto, Terauchi Y., Ishitani O., Kamide M., and Wang Q.: *Water, Air & Soil Pollut.*, **130**, 253-258 (2001).
"Emission control of SO₂ by dry coal-cleaning and bio-briquette technology"
- ⑭ S. Gao, Sakamoto K., Zhao D., Zhang D. Dong X., and Hatakeyama S.: *Water, Air & Soil Pollut.*, **130**, 247-252 (2001).
"Studies on atmospheric pollution, acid rain and emission control for their precursors in Chongqing, China"
- ⑮ S. Gao, Sakamoto K., Dong X., Wang W., Murano K., Hatakeyama S., and Wang Q.: *J. Jpn. Atmos. Environ.*, **36**, 47-59 (2001).
"Studies on emission control for precursors causing acid rain (□). Studies on biomass for production of bio-briquette in Chongqing, China"
- ⑯ H. Mu, Y. Tonooka., Sakamoto K., Zhou W., Ning Y., and Kondo Y.: *JIE*, **81**, 754-766 (2002).
"Development of gray system model on energy consumption and emissions of air pollutants and GHGs in China (II). An emission model of SO₂, NO_x and CO₂ "
- ⑰ H. Mu, Ning Y., Kondo Y., Tonooka Y., Zhou W., and Sakamoto K.: *J. Dalian University of Technology*, **42**, 574-579 (2002).
"Energy consumption and emissions of SO₂, NO_x and CO₂ by region in China"
- ⑱ Young-Eok Yoo, Y. MAEDA: *J. Environ. Sci.*, **11**, 445-454 (2002).
“Characteristics of Material Damage Caused by Acid Deposition in East Asia”
- ⑲ B. Peng, Zhou Y., Wang Y., Uchiyama I., Wang Q. and Sakamoto K.: *Modern Preventive Medicine*, **29**, 305-307 (2003) (in Chinese).
"Comparison of influences between combusting coal-biomass briquette and raw coal on nasopharynx"
- ⑳ S. Cheng, Zhou Y., Uchiyama I., Wang Q., Sakamoto K. and Mizoguchi T.: *Industrial Health and Occupation Disease*, **28**, 274-277 (2003) (in Chinese). "Study on hidden damage to animals by fume emitted from coal burning"
- ㉑ 鳥山成一, 大西勝典, 奥村秀一, 近藤孝之, 橋本俊一 : 大気環境学会誌, **38**(4), 217-226 (2003)

「人工酸性霧、ガスおよびエアロゾルの寄与の違いによる金属溶出特性および各イオン成分の表面挙動」

- ㊸ Y. Isobe, Wang, Q., and Sakamoto, K.: *Environmental Science*, pp. 431-438 (2004). "Utilization of coal-biomass briquette combustion ash for soil improvement"
- ㊹ X. Dong, Sakamoto K., Wang W., Gao S., and Isobe Y.: *J. Environ. Sci.*, Vol. 16, pp. 705-711 (2004).
"Emission control for precursors causing acid rain (V): Improvement of acid soil with the bio-briquette combustion ash"
- ㊺ 平野元康、内山巖雄、坂本和彦、王青躍、溝口次夫、周燕榮、環境衛生工学研究 : 17, 287-291 (2003)
"中国南川市における石炭バイオブリケット化による健康影響に関する研究"
- ㊻ 山田、赤野、堀川、王青躍、ほか4名、日本エネルギー学会誌 : 83, 932-938 (2004).
"石炭バイオブリケットの水蒸気ガス化(I)"
- ㊼ Y. Isobe, , Wang, Q., and Sakamoto, K., : *Environmental Science*, 17, 431-438 (2004)
"Utilization of coal-biomass briquette combustion ash for soil improvement"
- ㊽ Tran Thi Ngoc Lan, R. Nishimura, Y. Tsujino, K. Imamura, M. Warashina, Nguen Thai Hoang, Y. Maeda: *Analytical Sciences January*, 20, 213-217(2004).
"Atmospheric Concentrations of Sulfur Dioxide, Nitrogen Oxides, Ammonia, Hydrogen Chloride, Nitric Acid, Formic and Acetic Acides in the South of Vietnam Measured by the Passive Sampling Method"
- ㊾ ZHAO Qi, CHEN Silong, GHEN Gangcai, Maeda Yasuaki, Tsujino Yoshio: *Materials Review*, 18(8A), 338-341(2004).
"Study on Correlation of Materials Corrosion Rate with Air Quality"

<その他誌上発表（査読なし）>

- ① 王青躍、磯部友護、花澤淳、三輪誠、関口和彦、坂本和彦：埼玉大学紀要（工学部）第37号、47-54（2004）
「バイオブリケット燃焼灰による酸性土壌の改善効果に関する研究」
- ② 王青躍、劉英宇、埼玉大学地域共同研究センター紀要：第3号、98（2003）
「乾式選炭技術の開発・実用化およびバイオブリケットの民間技術移転と普及方策に関する調査研究」
- ③ 王青躍、平成15年度埼玉大学公開講座「地球環境との共生を目指す」：50-62（2003）.
「これからのエネルギー利用にバイオマスはどう貢献するか？－枯渇性資源の効率的な利用システム－」
- ④ 古明地哲人、前田泰昭、辻野喜夫：大気環境学会誌, 38(4), 244-257(2003)
「東アジアにおける大気汚染による材料の被害調査（1報）材料暴露調査」
- ⑤ 古明地哲人、前田泰昭、辻野喜夫：大気環境学会誌, 38(4), 258-267(2003)
「東アジアにおける大気汚染による材料の被害調査（2報）銅に対する人工酸性雨によるサイクル試験および酸性ガスによる腐食試験、鉄腐食の経済的損失の評価、歴史的建造物に蓄積された過去の環境汚染の履歴調査」

- ⑥ 王青躍, 金田昌之, 平岩隆一, 埼玉大学地域共同研究センター紀要: 第4号, 120-121 (2004)
「バイオブリケット技術の適正化に関する研究」
- ⑦ 王 青躍、畠山 史郎: 埼玉大学地域共同研究センター紀要、第4号, 115-119 (2004).
「平成15年度東アジアにおける民生用燃料からの酸性雨原因物質排出対策技術の開発と様々な環境への影響評価とその手法に関する研究」
- ⑧ 王 青躍, 金田 昌之, 秋林 鉄雄: 埼玉大学地域共同研究センター紀要、第4号, 134-135 (2004).
「廃棄石炭の回收利用技術に関する基礎研究」

<書籍>

- ① 坂本和彦, 酸性雨に対する対策, 地球環境ハンドブック, 朝倉書店, pp.462~470(2002)
- ② 坂本和彦, 中国における酸性雨の問題－酸性雨の現状と対策－, 続身近な地球環境問題－酸性雨を考える－, (社)日本化学会・酸性雨問題研究会編, コロナ社, pp.128~140 (2002).
- ③ 坂本和彦, 9.4.3酸性雨日本化学会編・化学便覧・応用編, 丸善, pp.943-948 (2002).

(2) 口頭発表 (学会)

- ① Wang Q., Sakamoto K., Hatakeyama S., Kamide M., Yamakoshi Y., Taniguchi K. and Yin Y.: The Paper of International Conference of Atmospheric Environment (Nanning, China), pp. 688-696 (2003)
“An approach for coal-cleaning of Chinese low-grade coals by static electrical processing procedure”
- ② Wang Q., Hatakeyama S., Sakamoto K. and Mizuguchi T.: Proceedings of 5th Seminar of JSPS-MOE Core University Program on Urban Environment (Shanghai, China), pp.143-153 (2003)
“Practical control techniques for local acidic air pollution caused from combustion of low-grade coal in China”
- ③ Yamada K., Wang Q. and K. Sakamoto: Proceedinds of the 8th Japan-China Symposium on Coal and C1 Chemistry, pp.127-128 (2003)
“Study on control of fluoride emitted from combustion of raw coal by coal-biomass briquette”
- ④ Isobe Y., Wang Q. and K. Sakamoto: Proceedinds of the 8th Japan-China Symposium on Coal and C1 Chemistry, pp.161-162 (2003)
“The influences of combustion ash addition of coal-biomass briquette on growth of radish plants”
- ⑤ Wang Q., M. Kanada, and K. Sakamoto: Proceedinds of the 8th Japan-China Symposium on Coal and C1 Chemistry, pp.203-204 (2003)
“Study on pulverized waste coal efficient use technique using coal-biomass briquette technology”
- ⑥ 金田 昌之、王 青躍、坂本 和彦、山田 哲夫:第13回日本エネルギー学会大会講演要旨

集、pp. 298-299 (2004)

“廃棄石炭利用バイオブリケットのガス化”

- ⑦ 堀川 貴順、山田 哲夫、橋本 晴美、鈴木 勉、丸山 敏彦、王 青躍：第13回日本エネルギー学会大会講演要旨集、pp. 46-47 (2004).

“石炭バイオブリケットの連続ガス化”

- ⑧ 山田公子、坂本和彦、王青躍、近藤康彦、穆海林：第13回日本エネルギー学会大会講演要旨集、pp. 310-311 (2004).

“中国における石炭の民生利用の現状”

- ⑨ 山田公子、金田昌之、王青躍、坂本和彦、内山巖雄、平野元康、溝口次夫：第45回大気環境学会年会、2I1030, p. 589 (2004).

“中国における現地調査による民生燃料としてのバイオブリケットの評価”

- ⑩ 内山巖雄、平野元康、坂本和彦、王青躍、溝口次夫：第45回大気環境学会年会、3F0945, p. 649 (2004).

“バイオブリケットの試用による健康影響の改善に関する研究”

- ⑪ 王青躍、滝沢泰治、大谷海里、坂本和彦：第15回廃棄物学会研究発表会論文集、B10-6、pp. 120-122 (2004).

“バイオブリケット燃焼灰の再利用システムに関する評価研究”

- ⑫ 金田昌之、王青躍、坂本和彦：第41回石炭科学会議発表論文集、pp. 115-116 (2004).

“山田 哲夫、廃棄石炭利用バイオブリケットのガス化(2)、”

- ⑬ 堀川貴順、山田哲夫、橋本晴美、鈴木勉、丸山敏彦、王青躍、第41回石炭科学会議発表論文集、pp. 113-114 (2004).

“石炭バイオブリケットのH₂Oガス化(4)”

- ⑭ Wang Q., M. Kanada, and K. Sakamoto: 7th International Conference on Acid Deposition Acid Rain 2005 (Prague, Czech Republic, 12-17 June 2005, abstract 提出済み (2005)

“Study on coal-biomass gasification technology for high sulphur waste coal”

- ⑮ Wang Q., T. Takizawa, K. Otani and K. Sakamoto: 7th International Conference on Acid Deposition Acid Rain 2005 (Prague, Czech Republic, 12-17 June 2005, abstract 提出済み (2005)

“Evaluation of non-calcinated bricks using coal-biomass briquette combustion ash”

(3) 出願特許

なし

(4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

- ① International Conference of Atmospheric Environment (Nanning, China) (2003年10月24-27日、中国南寧市市民ホール、観客150名)
- ② 5th Seminar of JSPS-MOE Core University Program on Urban Environment (Shanghai, China) (2003年11月12-14日、中国上海市同济大学廃棄物研究学院、観客120名)

(5) マスコミ等への公表・報道等

- ① 日刊工業新聞 (2000年6月13日、全国版、次頁参照)
- ② 聖教新聞 (2003年8月28日、全国版)
- ③ 聖教新聞 (2003年9月4日、全国版)
- ④ 読売新聞 (2005年5月11日、全国版、次頁参照)

9. 成果の政策的な寄与・貢献について

開発途上国の大気汚染や酸性雨原因物質の排出抑制、住民の健康被害の軽減に有効な技術を開発し、現在、中国鞍山市政府より日本政府に年産60万トン規模のBB生産プラントのODA円借款案件として採択され、日中政府間の合意を既に得ている。平成17年度中に、このBB生産プラントは正式に着工し、本事業は日中両国関連機関・組織の努力により、日中環境開発モデル都市事業の重点地域と並列して、日中環境政策を支援し、内陸地域、東北地域と内陸遠隔貧困地域における大気汚染の改善に役立つことが期待できる。

第27回環境賞贈賞式

国際善隣協会などに優秀賞

本社共催



環境調査センター（左）と日刊工業新聞社（右）の代表者が授賞状を授け合う。背景には、環境調査センターの代表者が授賞状を受け取る様子が見える。

環境調査センター（左）と日刊工業新聞社（右）の代表者が授賞状を授け合う。背景には、環境調査センターの代表者が授賞状を受け取る様子が見える。

この結果が、この基礎となる技術開発のために環境賞の果たす役割は重要だと評価を受けた。また、受賞者を代表して国際善隣協会の代表者が授賞状を受け取る様子が見える。

環境調査センター（左）と日刊工業新聞社（右）の代表者が授賞状を授け合う。背景には、環境調査センターの代表者が授賞状を受け取る様子が見える。

環境調査センター（左）と日刊工業新聞社（右）の代表者が授賞状を授け合う。背景には、環境調査センターの代表者が授賞状を受け取る様子が見える。

第27回 環境賞決まる

（財）環境調査センターと日刊工業新聞社は、第27回「環境賞」として優秀賞1件、優良賞4件を決定しました。環境庁長官賞は該当がありませんでした。（28面に詳報）

＜優秀賞＞

▽バイオブリケットの開発と実用化 国際善隣協会

＜優良賞＞

- ▽冷感断熱材フロンの回収装置 日立製作所
- ▽新製遊園地の研究 九州芸術工科大学
- ▽水耕生物濾法バイオパーク トップエコロジー
- ▽汚泥消化ガス燃料電池発電 横浜下水道局
- システム 東芝

本賞は環境保全に関する科学技術の調査、研究、開発で顕著な功績を上げたものに贈られます。商業団体、大学、地方自治体などの推薦と一般公募の中から「環境賞審査委員会」（大蔵省一財団長、東京大学名誉教授）で慎重に審査し、受賞者を決定しました。贈賞式は環境月間中の6月9日午前11時30分から東京・新橋の第一ホテル東京で行い、表彰状と副賞の現金を贈ります。主催（財）環境調査センター、日刊工業新聞社、環境庁