プラズマによる焼却飛灰溶融スラグのpH別溶出特性と物理的特性の検討

学生員	久保 祐也	(中央大学)
学生員	細井 俊裕	(中央大学)
非会員	金子 順恵	(中央大学)
非会員	大畑 昌輝	(中央大学)
正員	岩尾 徹	(中央大学)
非会員	古田 直紀	(中央大学)
正員	稲葉 次紀	(中央大学)

Investigation of pH Dependency of Solubility and Physical Property about Plasma Molten Slag from Fly Ash

Yuya Kubo, Student Member, Toshihiro Hosoi, Student Member, Yorie Kaneko, Non Member,
Masaki Ohata, Non Member, Toru Iwao, Member, Naoki Furuta, Non Member, Tsuginori Inaba, Member
(Chuo University)

Abstract

Waste treatment is a very serious problem all over the world today. It is difficult to secure reclaimed land in Japan, so requiring an immediate solution. Hazardous wastes such as fly ash can be melted by plasma, which makes possible to reduce its volume into 30% from the original volume. Plasma molten slag from fly ash protects heavy metal elements from melting out again and sinking into soil. So we investigated the solubility of the plasma molten slag from fly ash by changing pH index from 1, 4, 7 and 9 under consideration of acid rain.

Keyword: arc plasma, waste treatment, slag, pH, fly ash, solubility

キーワード: アークプラズマ, 廃棄物処理, スラグ, pH, 飛灰, 溶出

1. はじめに

焼却飛灰は、通常の焼却灰よりも有害であり無害化処理が必要である。また、廃棄物処分場の立地確保は困難を極めているため、その減容化が早急に求められている。焼却飛灰はCa, Al, Feなどを主成分としているが、それらを完全に分解するには2,100℃以上の高温エネルギーが必要とされる。⁽¹⁾ 電気抵抗炉などの既存技術では、そのような高温エネルギーを制御性良く、局所的に大量且つ安定に連続供給するには効果的とはいえない。アークプラズマは、ガス流等で安定化することにより全体が3千～5千℃以上の超高温になり、莫大な熱や光、音のエネルギーを発生できる。さらにエネルギーは電流値や雰囲気などにより、極めて容易かつ正確に制御できるといった特徴を持つ。このようなアークプラズマの特徴を活用するため、これまで、超高温のアークプラズマによって焼却飛灰を溶融スラグ化することで減容化、無害化し解決しようとして

きた。その結果、体積比で約30%ほどに減容できることが確認されている。⁽²⁾⁽³⁾⁽⁴⁾⁽⁵⁾⁽⁶⁾

ただし、廃棄物を土壤中に埋め立ててもそれが長い年月を経て水素イオン濃度pHが4程度の強い酸性雨などの影響を受けた場合、スラグ中の重金属類が再び溶出してしまいう危険性がある。環境庁の水質汚濁法ではpHが5～9の範囲であれば十分と提示されているが、より苛酷な条件として、酸性雨を考慮し今回は焼却飛灰溶融スラグのpH別溶出試験をpH1～9に亘り検討した。⁽⁷⁾ 測定対象元素は誘導結合プラズマ(ICP)質量分析法によって測定し、溶出量を排水基準値と比較した。また、再利用の可能性を検討するため、スラグ作成時の粘結材としてベントナイトを混入する試験を行い、粘結性に優れたベントナイトを焼却飛灰に5通りの割合で混合したスラグを生成し、その溶出試験を行った。さらに物理的強度の判断のために、ビッカース硬さ試験機によって硬度を測定した。

2. プラズマトーチの原理図

図1は今回用いた実験装置を簡略化した原理図である。

図1 プラズマトーチの原理図

Fig.1 Principle of Plasma Torch

まず、るつぼ内に直径60mmのステンレス電極を置き、その上に直径70mmのグラファイト電極を置く。グラファイト電極上には直径15mm、深さ10mmほどの穴を掘り、その中に実験試料を置き、周囲を圧力0.1MPaのArガスで満たす。プラズマトーチを動作させてアークプラズマを発生させ試料を溶融する。ここで電極の周囲を流れるプラズマガスにArガスを用いる理由は、酸化による電極損耗や試料中に含まれる重金属類の酸化を防ぐためである。溶融後、実験試料は坩堝上で自然冷却し、排ガスについてはフィルタを通したあと、洗浄集塵装置を用いて処理する。

3. 供試材の性質とスラグの作成条件

焼却飛灰は清掃センターより提供していただいた。焼却飛灰の化学成分の内、数%以上の主成分はCa, Al, Fe, と言われ、成分例を表1に示す。(7)

焼却飛灰は細粒状であり、るつぼ内にそのまま置くと噴出するアークによって吹き飛んでしまうため、蒸留水によって練り固めておく。これをプラズマ処理すると表面がガラス上にスラグ化する。スラグの作成条件を示すと、トーチの電流は直流240A、電極間電圧は約55Vであり、通電時間は180secとした。ガス流量は20l/minである。また、溶融前の飛灰の重量は2.0g一定(蒸留水を除く)で、溶融後は0.8g程度になり、重量比で約40%ほどになる。これはこれまでの実験結果のデータとほぼ一致するが、実用化に際しては、十分な対策が必要と考える。

表1 焼却灰の成分元素例

成分元素	% 濃度 (%)	成分元素	濃度 (mg/kg)
Ca	11.0	P	5200
Al	6.5	Mn	1200
Fe	4.4	Cu	2700
Na	1.1	Pb	1100
K	1.3	Zn	5100
Cl	1.4	Cd	13
SO ₄	0.84	Hg	0.19
		As	6.5
		Cr ⁶⁺	54
		CN	0.9
		F	290

4. pH溶出試験

4.1 供試スラグと溶出試験条件

スラグは同一条件下で同等のものを複数作成し、pHを変化させた状態でのスラグに含まれる重金属類の溶出量の変化を測定した。作成した12サンプルについて、溶媒のpHを硝酸で1, 4, 7, 9に変化させた場合の溶出試験を行った。

作成したスラグは形状が不均一であるため、溶出試験を行うと形状の影響が出てしまう。通常、飛灰の溶出試験は埋め立て処分の際では有姿のまま行い、海洋投入処分の場合は粒径5mm以下の場合には、有姿のままで行い、粒径5mm以上のものでは0.5~5.0mmに粉碎して行うとされている。しかし、今回は条件を厳しくする意味も兼ねて、スラグを粉碎し飛灰と同じく粒径0.1mm以下に均一化したもので溶出試験を行った。また、比較対象として飛灰そのものの溶出試験も行った。尚、粒径の均一化については溶融スラグを細かく粉碎した後、電子顕微鏡により観察を行い、均一さを判断した。

溶出試験はマグネティックスタラーを用いて攪拌して6時間行った。溶出試験条件は10ml/g法による。つまり、溶媒10ml中に溶質1gを溶かした場合である。各5回の測定結果の平均値を表2に示す。

4.2 スラグの水密性

分析はICP質量分析法による。ここで測定した元素は、地殻中の成分と比較して濃度の高いもので有害性の高いものを選定した。すなわち、自然起源ではなく人為起源に基づくものを対象として考えた。

表2に各pH溶媒における溶出試験の結果を示す。この結果から、ほとんどの元素についてスラグのほうが飛灰に比べて溶出濃度が低いことがわかる。これは主としてスラグ化による大幅な水密性の向上と思われ、一部アークプラズマ処理することにより飛灰中の元素が揮散した結果、スラグ中に残る元素濃度が低くなることも考えられる。

表 2 pH 別溶出試験結果 (飛灰 100%)
Table 2 pH Dependency of Solubility Test Result

対象元素	粉碎したスラグ				飛灰 (溶融前)			
	pH1	pH4	pH7	pH9	pH1	pH4	pH7	pH9
⁵³ Cr	5.190	2.26	0.840	2.50	1090	19.7	31.2	12.7
⁶³ Cu	3280	136	162	244	29000	1490	1520	1520
⁶⁶ Zn	553	20.4	14.1	< 2.36	76700	44.6	64.2	40.4
⁷⁵ As	20.2	< 0.204	15.4	< 0.204	362	34.0	35.9	35.3
⁷⁷ Se	26.3	2.20	1.26	< 2.40	53.1	46.4	41.4	40.1
¹¹¹ Cd	26.4	1.17	2.78	< 0.085	549	4.85	4.69	< 0.085
²⁰² Hg	< 0.246							
²⁰⁸ Pb	232	4.57	< 0.187		10000	7.64	7.72	< 0.187

[ng/ml]

表 3 水質汚濁防止法による排水基準
Table 3 Japanese reference on exaust

規制対象			
有害物質項目	基準値	生活環境項目	基準値
Cd(カドミウム)	0.1	Cu(銅)	3
Pb(鉛)	0.1	Zn(亜鉛)	5
As(砒素)	0.1	Cr(クロム)	2
Hg(総水銀)	0.005		
Se(セレン)	0.1		

[mg/l]

表 4 金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準
(ばいじんを処分するために処理したものと指定された項目)

Table 4 Judgement for industrial wastes

規制項目	基準値
水銀又はその化合物	0.005
カドミウム又はその他の化合物	0.3
鉛又はその化合物	0.3
砒素又はその化合物	0.3
セレン又はその化合物	0.3

[mg/l]

が再確認された。今回はスラグを粉碎して厳しい条件を加えたが、それでも良好な水密性を保っているといえる。pH が小さくなり酸性度が増すと、溶出の度合いも増す。これは測定したほとんどの元素に確認された。また、飛灰と粉碎したスラグのどちらのデータにも共通している。

4.3 排出基準

水質汚濁防止法による排水基準を表3に示す。⁽⁹⁾

別の基準値として、金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準がある。⁽⁹⁾ この基準値を表4に示す。試験結果を表3と比較すると、溶融前の飛灰で基準値以上であったAsとCdについては、スラグ化することでその溶出が基準値以下に抑制できるのがわかる。

また、ここで表3と表4を比較すると、表3のほうがより厳しい規制をしている。これは人の健康に重大な被害を与える(生活環境保全に係る)項目。また、生活環境に係る被害を生ずる恐れがある(生活環境保全に係る)項目について特に考慮しているためである。表3の水質汚濁防止法に

基づく排水基準では、ここ数年で、鉛、砒素の基準値がそれぞれ従来と比べて10倍、5倍厳しくなり、新たに15項目が追加されている。これに対して、表4の産業廃棄物に係る判定基準では、ばいじんを処分するために処理したものと指定された項目において、銅、亜鉛、クロムについては規制されていない。

法的には表4を満足できれば問題はないが、スラグの再利用の可能性を考慮して、今回はより厳しい表3の水質汚濁防止法に基づく排水基準と比較する。

4.4 排出基準とその比較

表2の白抜きの部分が、排水基準と比較し基準値以上となった測定結果である。同表を具現化するため、図2~4に代表例として各々Cd、Pb、Cu元素の溶出濃度に関するpH値依存性を示す。同表ならびに同図よりpH4以上の測定結果は原試料(飛灰)、プラズマ処理したスラグとも、いずれの対象元素においても排水基準以下となった。また、両者を比較すると、原試料に対しスラグの溶出濃度はおよそ1/10以下の低い値を示した。これによりpH4以上の溶出条件においては、スラグのより一層良好な水密性を証明する結果となった。ただし、最苛酷条件と考えられるpH1による溶出結果は飛灰の場合、Cu、Zn、As、Cd、Pbの5元素において排出基準を越えているが、スラグ化することでその内三元素が排出基準を満足することができた。ただし、Cu、Pbの二元素がスラグ化した場合でも排水基準を超えており、溶出の危険性が懸念される。ただし、ともに基準値を超えたものの、スラグ化することで溶出濃度を原試料に比べCuが約1/10、Pbが約1/50(pH1のとき)にまで小さくでき、スラグ化による有効性は十分に認められた。なお、Crはスラグ化してもよい特性が得られなかったが、これに関しては、プラズマ炉内にCrを含む部材が使用されていること、サンプルが局所的に高濃度のCrを含んでいたことなどが理由と考えられる。このCrを別途詳細に分析したところ、有害な六価クロムではなく、無害な三価クロムであることが判り、実害はないことが判明できた。⁽¹⁰⁾

図2 Cdの溶出濃度と排水基準

Fig.2 A Comparison between Solubility and The Reference (Cd)

図3 Pbの溶出濃度と排水基準

Fig.3 A Comparison between Solubility and The Reference (Pb)

図4 Cuの溶出濃度と排水基準

Fig.4 A Comparison between Solubility and The Reference (Cu)

AsとZn, Cdについては、溶融前の飛灰を溶出した場合に排水基準を超えるのに対し、スラグ化することで排水基準以下に溶出を抑えることができた。As, Cdで約1/20, Znで約1/140(pH1のとき)に減少している。Pb, Cu, ZnについてはpH1で特に溶出濃度が大きくなったが、これは硝酸との反応性の違いによる影響と考えられる。

酸性雨による影響を考えると、現在、日本の酸性雨はpH4.5ぐらいである。これより、酸性雨がpH4以上であれば、溶出による危険性はスラグ化により回避できると考えられる。つまり、日本国内において埋め立てしても、酸性雨のpHが現在の値である限りは安全性を十分証明できる見通しが立った。

図5 スラグおよび原試料の外観

Fig.5 Appearance of Slags and Originals

5. ベントナイトの諸特性

飛灰のみの溶融では、図5の写真に示すように溶融後のスラグが細かく分散してしまい、均一な形状のスラグが作成しにくい。そこで今回は、飛灰に粘着材としてベントナイトを混合し、より良質なスラグの作成を目指した。

ベントナイトは主に土木・建築基礎工事に使用され、セメント・石膏の可逆材、アスファルトの乳化材、土壌改良資材(漏水防止剤)として使用されている。他にも、肥料や、ワインの清澄材、医薬用シップ葉軟膏、縫織の糊料など多くの用途に使用されている。その物理的・化学的性質は粘結性に富んでおり、図5のように灰白色の粉末で不燃性であり、融点は1,100℃以上である。また、弱塩基性であるが危険性としての反応性はなく、安定である。環境影響に関しても以上のような特性から分解性、蓄積性はないと報告されている。ただし、粉塵吸入として人体への危険性があり、長時間の吸入によるじん肺病の恐れがある。

表5にベントナイトの化学成分分析例を示す。ここで我々はベントナイトの粘結性に注目するだけではなく、ベントナイトの成分に先に述べた規制元素を多量に含まないこと、スラグがガラス質という性状を示すために必要なSiO₂が主成分であることから、溶出や飛散に対してより強固なスラグの作成を期待し、ベントナイトを使用した。

6. ベントナイト混合溶融試験

6.1 スラグ外観の塊状化

スラグ作成条件は電流100A、電圧約55Vで通電時間は180secである。ガス流量は5l/minである。ベントナイト混合比率は重量比でベントナイト成分を全重量に対する比

表 5 ベントナイトの化学成分分析例
< % : 重量 >

Table 5 Chemical components of Bentnite

成分	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO
%	65~80	12~16	1.0~3.5	1.5~3.5
成分	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	Ig - Loss
%	1.5~2.5	0.5~1.5	2.0~3.5	6.0~10.0

で表し、その割合を0%, 10%, 30%, 50%, 100%にして行った。

図5の写真のように、ベントナイトの比率が大きくなるにつれて、大きい塊状のスラグが作成されることが確認できた。

6.2 残部重量の増加効果

溶融前と溶融後の重量比の変化を表6に示す。ここでの重量は溶融前の飛灰とベントナイトを混合したものであり、溶融直前に混ぜた蒸留水は蒸発するものと仮定し、重量には含まない。飛灰100%で溶融した場合に比べ、ベントナイトを混合することで重量の減少が小さくなった。これより、ベントナイトを混合することで、溶融時にサンプルが吹き飛ぶ現象を重量比で飛灰のみに比べ1~3割ほど抑制できたといえる。

6.3 溶出濃度の混合比率依存性

ベントナイトを混合して溶融したスラグに対しても、同様に重金属類の溶出試験を行った。ただし、ここではpH7一定でベントナイト混合比別溶出濃度を比較した。結果を表7に示す。

同表のうち、ベントナイト混合比率0%の飛灰とスラグは前掲した表2のpH7の項目と同一であるが数値には多少の相違が見られる。この原因としては、サンプルの原料差、測定差が考えられる。

同表によれば、溶出濃度はベントナイトを何%混合してもそれほど大差ない値となった。化学的見解としては、ベントナイトを飛灰に混合しても、ほとんど影響しないことが確認できた。

表 6 溶融前後の重量比

Table 6 Weight Ratio of specimen before and after melting

ベントナイト 混合比率 (%)	溶融前 平均重量 (g)	溶融後 平均重量 (g)	重量比 (%)
0	2.00	0.96	48
10	1.92	1.09	57
30	1.76	0.96	54
50	1.60	0.86	54
100	1.20	0.74	62

表 7 ベントナイト混合溶融スラグの溶出試験 (pH7 で一定)
Table 7 Mixture-ratio Dependency of Solubility Test Result in different
Mixture Conditions (Fixed at pH 7)

対象元素	ベントナイト混合比率									
	粉碎した混合スラグ					混合飛灰 (溶融前)				
	100 %	50 %	30 %	10 %	0 %	100 %	50 %	30 %	10 %	0 %
⁵³ Cr	< 0.354	< 0.354	2.85	2.38	1.58	10.0	0.051	11.7	< 0.354	30.2
⁶³ Cu	49.7	11.1	130	55.6	29.9	138	769	1035	1086	1233
⁶⁶ Zn	< 0.811	22.4	53.1	< 0.811	16.4	36.1	0.013	25.1	< 0.811	1118
⁷⁵ As	< 0.247	2.16	35.7	< 1.93	< 3.21	17.0	25.8	30.7	31.9	52.6
⁷⁷ Se	< 7.84					< 7.84	13.5	18.2	18.5	19.9
¹¹¹ Cd	< 3.82	< 3.64	< 0.119			< 0.119	< 3.64	< 1.98	< 4.90	< 0.119
²⁰² Hg	< 1.23					< 1.23	< 1.23	7.17	< 1.23	6.39
²⁰⁸ Pb	< 0.258	< 0.258	5.39	< 17.6	< 0.258	2.03	0.258	2.50	< 17.6	21.6
[ng/ml]										

[ng/ml]

表 9: ベントナイト混合溶融スラグの pH 別溶出試験
(混合比一定:ベントナイト 30 %)

Table 9 pH Dependency of Solubility Test Result
(a Fixed Mixture Condition Ratio of 30 % by Bentnite)

対象元素	粉砕した混合スラグ				混合飛灰 (溶融前)			
	pH1	pH4	pH7	pH9	pH1	pH4	pH7	pH9
⁵³ Cr	16400	2.29	< 0.639	1.12	530	12.7	14.7	18.4
⁶³ Cu	156	46.8	40.3	54.5	25100	1130	1590	1270
⁶⁶ Zn	6520	< 7.03	< 24.4	12.4	67200	< 7.03	< 2.64	23.6
⁷⁵ As	82.6	8.40	< 0.388	12.2	86.7	32.2	34.0	38.0
⁷⁷ Se	34.6	< 5.52			55.8	23.4	33.9	40.7
¹¹¹ Cd	< 0.333				394	< 0.333		
²⁰² Hg	< 0.293							
²⁰⁸ Pb	526	< 0.314			3100	< 0.314	< 0.328	< 0.314
[ng/ml]								

[ng/ml]

6.4 スラグ硬度の安定性

物理的特性を評価するため、ピッカーズ硬さ試験機による硬度の測定を行った。試験方法は微小硬さ試験である。試験荷重は通常500kgfであるが、スラグ表面にクラックが発生するため、ベントナイト100%以外は50kgfで測定した。結果を表8、図6に示す。

ベントナイト100%のスラグは多少小さいが、平均588.9 ± 7.5 HVであった。なお、測定誤差は20HV以内である。飛灰が混ざったスラグは僅かながら硬度が大きくなる。ベントナイト100%以外の飛灰を含むスラグは平均609.8 ± 9.2HVで一部5~6%程度のばらつきがあるものの、最大で20HVの差に収まる。これは試験荷重50kgfにおいて誤差の範囲内であり、ピッカーズ硬さは平均3%、ばらつきは1.5%以内の差でほぼ同等とみなせよう。

表 8: 混合条件別スラグの硬度 (HV) 測定試験

Table 8 Hardness of Slag measured in different Mixture Conditions

No.	ベントナイトの混合比率				
	100 %	50 %	30 %	10 %	0 %
1	583.8	588.6	643.3	622.9	607.9
2	580.9	622.9	584.0	593.4	603.0
3	589.7	628.0	588.6	598.1	638.5
4	589.7	607.9	638.5	593.4	633.2
5	600.4	603.0	579.4	593.4	628.0
平均	588.9	610.1	606.8	600.2	622.1
標準偏差	7.5	15.8	31.4	12.8	15.8

図6 混合条件別スラグの硬度(HV)測定試験

Fig. 6 Hardness of Slag measured in different Mixture Conditions

6.5 溶出濃度のpH依存性

硬度がほぼ同等のため、スラグ外観と飛灰利用の意義から飛灰70%ベントナイト30%のスラグをもっとも良好と考えた。この混合比一定の条件でスラグを作成し、pH別の溶出試験を行った。その結果を表9示す。

混合試料の溶出試験結果は、表1に示す飛灰のみの溶融時と同じく、pH4~ pH9 までは排水基準以下となった。しかし、飛灰のみの溶融時と同様にスラグのCrのデータが pH1においてよい特性とならなかった。全体的には飛灰100%の溶融のときより溶出濃度が小さくなっている。この結果から、スラグ化による重金属溶出の抑制効果も維持できていると推測できる。ベントナイトを混合しても、飛灰のみ溶融した方法の利点を打ち消さないことが証明できた。化学的見解でのデメリットは発生しなかったと判断される。

6.6 総合評価

ここまでの一連の化学分析から、重金属の無害化という目標はほぼ達成できた。また、今回溶融したスラグを土壌中に埋め立てたとしても、現在のpHの酸性雨であれば、十分対応可能な見通しが立った。

7. まとめ

焼却飛灰をプラズマ処理して作成したスラグの溶出試験をpHを変えて実施し、水質汚濁法による規制対象である有害物質項目(Cd, Pb, As, Hg, Se)ならびに生活環境項目(Cu, Zn, Cr), 合わせて 8種の対象元素に関して以下の結果を得た。

- (1) 溶液の酸性・塩基度をpH1~9の範囲で変化させたところ、pHを減少させ、酸性度を増すと、飛灰、スラグとも溶出濃度は全般に増大した。
- (2) 飛灰の溶出濃度はスラグ化することで、平均して1/10以下に減少した。これは、スラグ化による大幅な水密性の向上によるものと考えられる。
- (3) pH4以上ではすべての対象元素で排出基準を満足した。

- (4) 最苛酷条件である pH 1 においては排出基準を満足しない元素(Cu, Pb)も生じたが, 原試料の飛灰よりは総じて溶出濃度が1/10~1/50に減少した。
- (5) 酸性雨(pH≒4.5)に対しては, スラグそのままでも十分対応可能と評価できた。
- (6) 粘結材としてベントナイトを一部混合させても諸性能はほぼ同等に維持され, 特に不都合は生じないことが確認された。残部重量は今回の試験条件で飛灰のみの場合に比べ1~3割向上した。
- (7) スラグの硬度は, ビッカース硬度で平均約600HVを示し, 数%以内のばらつき範囲内で飛灰 100%, ベントナイト混合飛灰ともほぼ同一の値を保持できた。

謝辞

終わりに, 本実験においてプラズマ溶融の実験をして頂いた稲葉研究室の卒論生ならびに, 溶出試験の分析を引き受けていただいた古田研究室の卒論生の方々にお礼申し上げます。

なお, 本研究は中央大学理工学研究先端研究センター(文部省私立大学ハイテクリサーチ・センター)における“超高温プラズマ式環境破壊物質無害化・有効活用技術の研究”の一環として行われた。

(平成 12 年 5 月 25 日受付, 同 12 年 11 月 17 日再受付)

参考文献

- (1) T. Inaba: "The Status of R&D of Thermal Plasma Applications in Japan", Int. Symp.on.Env.Tech.-Plasma Appl.(ISET95), pp.13-34, 1995
- (2) 稲葉・長野・遠藤: 焼却飛灰とアスベストに見る有害廃棄物のプラズマ処理の検討, 電学論117-D, 831-838, 1997-7
- (3) 神保・竹中・岡部・雨宮・川瀬・菊池・三村・一色: 大型プラズマ炉による都市ごみ焼却灰の溶融処理, 素材研彙報, Vol.49, pp.12-20, 1993
- (4) 古角: 都市ごみ処理とプラズマ式灰溶融技術, プラズマ・核融合学会誌 第73巻, 第9号, pp.925-926, 1997
- (5) 雨宮・菊池・合田: プラズマによる焼却灰・飛灰溶融処理, プラズマ・核融合学会誌 第73巻, 第9号pp.928-934, 1997
- (6) T. Inaba and T. Iwao: "Treatment of Waste by dc Arc Discharge Plasmas", IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation, pp.684-691, 2000
- (7) 細井・伊東・稲井・森田・大畑・古田・稲葉: 飛灰プラズマ処理スラグのpH溶出試験およびベントナイト混合溶融試験の検討, 電学全大 pp.4-326-327, No.932, 1998-3
- (8) 志垣・絵とき: 廃棄物の焼却技術, オーム社, p.104, 1995
- (9) 廃棄物ハンドブック 廃棄物学会編, オーム社, 1996
- (10) 高月・酒井: 有害廃棄物, 中央法規出版, pp.9-10, 1983
- (11) T. Hosoi・K. Morita・M. Ohata・N. Furuta・T. Inaba: "Investigation of pH Dependency Solubility Test about Plasma Molten Slag from Fly Ash" Symp. SPSM - 12, p.81, 1999

久保 祐也

(学生員) 1977年12月30日生。2000年3月中央大学理工学部電気・電子工学科卒業。同年4月同大学大学院理工学研究科電気電子情報通信工学専攻博士前期課程入学。現在同課程に在学し, 主としてアークプラズマによる廃棄物処理を研究中。

細井 俊裕

(学生員) 1975年4月30日生。1998年3月中央大学理工学部電気・電子工学科卒業。2000年4月同大学大学院理工学研究科電気電子工学専攻博士前期課程修了。同年, 株式会社荏原製作所入社。在学中, アークプラズマによる廃棄物処理の研究を担当。

金子 順恵

(非会員) 1977年4月26日生。2000年3月中央大学理工学部応用化学学科卒業。同年4月同大学大学院理工学研究科応用化学専攻博士前期課程入学。現在同課程に在学中, 誘導結合プラズマ発光分析法(ICP-MS)を用いてアークプラズマによる有害廃棄物処理を研究中。

大畑 昌輝

(非会員) 1972年11月18日生。1996年3月中央大学理工学部応用化学学科卒業。1998年3月同大学大学院理工学研究科応用化学専攻博士前期課程修了。2000年3月同博士後期課程修了。工学博士。現在同大学同学科教育技術員として在籍中。誘導結合プラズマ発光分析法(ICP-AES)及び質量分析法(ICP-MS)を用いての有害廃棄物処理に関する研究をはじめ環境試料中に存在する微量元素の化学形態別分析, レーザーを用いた固体試料中の微量元素分析技術について研究中。

岩尾 徹

(正員) 1974年2月15日生. 1997年3月中
央大学電気・電子工学科卒業. 1998年3
月同大学大学院電気電子工学専攻博士前
期課程修了. 2000年3月同博士後期課程
修了. 現在, 同理工学研究所ポスドク.
2001年日本学術振興会特別研究員 PD
(所属 中央大学). 現在に至る. 2000年工
学博士. 1997, 98年同大学理工学研究所

準研究員, 1999年同研究所RA. 1998年米国CWU留学.
2000年電気学会論文発表賞. プラズマアーク及び雷放電
の物性, 制御, プラズマによる有害物処理等に従事. IEEE,
溶接学会, 日本鉄鋼協会, 放電研究グループ会員, 日本工
業教育協会会員. プラズマ応用科学会の各研究員,
E-mail: toru@iwa-net.com.

古田 直紀

(非会員) 1950年9月12日. 73年東京都立
大学理学部化学科卒業. 75年東京大学修
士課程修了. 国立公害研究所に入所.
1979年理学博士. 同年カナダ・アルバー
タ大学博士研究員. 1986年米国・インデ
ィアナ大学訪問研究員. 1992年国立環境
研究所を経て, 1994年中央大学教授. 現
在に至る. 環境試料中に含まれる微量元
素の分析手法の開発等に従事.

稲葉 次紀

(正員) 1941年2月18日生. 1966年名古
屋工業大学卒業. 1968年同大学大学院修
士課程修了. 1971年名古屋大学博士課程
満了. 1959年三菱電機, 1965年アデカ・
アーガス化学, 1971年電力中央研究所を
経て, 1994年中央大学教授. 現在に至る.
71年工学博士. 主として, アークプラズ
マ現象, 限流技術に従事. 1978~1979

年西ドイツBraunschweig工科大学客員教授. 1988年電気
学会評議委員. 現在, 同基礎部門役員会幹事, ヒューズ標
準化委員会委員長, IEC TC32(ヒューズ)国内委員会委員
長, 大電流環境応用技術(専)委員. 1976, 88, 95年電気
学会論文賞, 1994年同著作賞受賞. 低温工学会, 日本金
属学会, IEEE会員. E-mail: inaba@elect.chuo-u.ac.jp.