

補助燃料として公物管理由来草木類を 利用する下水汚泥焼却の研究

宮本 豊尚

目次

1	序論	1
1.1	はじめに	1
1.2	文献調査	5
1.2.1	下水汚泥焼却炉の省エネルギー化に向けた取り組み	5
1.2.2	焼却炉におけるクリンカの生成や煙道閉塞に影響する焼却灰の質的变化に関する研究	7
1.2.3	国内の公物管理由来の草木類に関する状況	9
1.3	想定するシステムと技術的課題	12
1.4	研究の目的	14
1.5	研究フローと論文構成	14
2	下水汚泥焼却の現状把握	19
2.1	概説	19
2.2	調査方法	20
2.2.1	焼却炉の種類	20
2.2.2	脱水汚泥の物性	20
2.2.3	補助燃料使用状況と負荷率	21
2.2.4	流動床焼却炉の温度とクリンカ発生経験	21
2.2.5	排ガス量	21
2.3	調査結果と考察	22
2.3.1	焼却炉の設置状況	22
2.3.2	脱水汚泥の性状	23
2.3.3	流動床焼却炉における補助燃料使用状況と負荷率	24
2.3.4	流動床焼却炉の炉内温度とクリンカ発生経験	29
2.3.5	排ガス処理設備	31
2.4	結語	34
3	公物管理由来の刈草・剪定枝の特性	36
3.1	概説	36
3.2	公物管理由来の草木類の収集状況例	37
3.2.1	調査方法	37
3.2.2	調査結果	38
3.3	草木類の化学的・物理的特性	41
3.3.1	調査方法とサンプル採取	41
3.3.2	化学的な特性把握	43
3.3.3	物理的な特性把握	45
3.4	し渣混焼ラインを用いた搬送性に関する基礎検討	46
3.4.1	し渣混焼ラインの整備状況	46
3.4.2	破砕物の搬送特性	47
3.5	結語	49
4	草木類混焼による炉内付着物の生成と焼却炉への影響評価	51
4.1	概説	51
4.2	検討方法	52
4.3	結果と考察	57
4.3.1	焼却に伴う付着物の発生	57
4.3.2	各実験系での付着物量	58
4.3.3	既存の評価・予測式との比較	59
4.3.4	アレニウス式を用いた整理	61
4.4	結語	71

5	草木類混焼による焼却灰中のリン・カリウムの挙動.....	73
5.1	概説.....	73
5.2	検討方法.....	75
5.2.1	灰の組成と化合物の分析.....	75
5.2.2	熱力学平衡計算による計算.....	77
5.2.3	溶出試験.....	78
5.3	結果①アルミ系の凝集剤を使用した処理場の汚泥.....	79
5.3.1	焼却灰の組成と代表的な化合物.....	79
5.3.2	熱力学平衡計算による計算.....	83
5.3.3	溶出試験結果.....	85
5.4	結果②鉄系の凝集剤を使用・無機系の凝集剤を使用しない処理場の汚泥.....	86
5.4.1	焼却灰の組成と代表的な化合物.....	86
5.4.2	溶出試験結果.....	87
5.5	考察.....	88
5.5.1	得られた焼却灰と熱力学平衡計算の比較.....	88
5.5.2	アルミ系凝集剤を用いた処理場の汚泥と草木の混焼によるカリウムの挙動.....	90
5.5.3	アルミ系凝集剤を用いた処理場の汚泥と草木の混焼によるリンの挙動.....	93
5.5.4	肥料利用への影響.....	95
5.6	結語.....	97
6	公物管理由来草木類の補助燃料利用時の影響評価.....	99
6.1	概説.....	99
6.2	検討方法.....	100
6.2.1	補助燃料として必要とされる刈草・剪定枝量.....	100
6.2.2	付着物発生に関する危険性評価手法.....	102
6.2.3	温室効果ガス排出量試算方法.....	103
6.2.4	季節変動を想定した試算.....	106
6.3	結果と考察.....	107
6.3.1	補助燃料として必要な刈草及び剪定枝量.....	107
6.3.2	付着物発生に関する危険性評価.....	109
6.3.3	温室効果ガス排出量試算.....	112
6.3.4	季節変動の影響.....	114
6.4	結語.....	117
7	結論.....	120
7.1	本研究の総括.....	120
7.2	本研究の課題・展望.....	122
7.2.1	下水処理場のカーボンニュートラルに向けた取り組みと下水汚泥焼却システムの未来像.....	122
7.2.2	下水汚泥焼却炉の焼結・クリンカ対策への貢献.....	122
7.2.3	下水汚泥焼却灰の肥料利用の推進に向けて.....	122
8	付録.....	125

1 序論

1.1 はじめに

都市施設である下水道は、概成に向けて整備が進められている。2023年度末には1億128万人（総人口に対する普及率は81.4%）に達し、汚水処理人口普及率は93.3%に至った¹⁾。一方、我が国の総人口は2008年にピークとなる1億2,808万人を迎えたのち、減少を続けている²⁾。2014年に策定された「新下水道ビジョン」³⁾でも示されているように、人口減少にも柔軟に対応可能な汚水処理システムへの進化が求められている。実際、下水道が概成した都市では、処理区域内の人口減少に伴って、処理場に流入する負荷や汚泥の発生量が減少している事例もある（図-1.1）⁴⁾。図1-1に示した都市では、2001年から2020年の20年間で水洗化人口が約2割減少することに伴い、脱水汚泥量も約2割減少している。多くの都市では現時点では顕在化していないが、人口の減少が加速すると、発生汚泥の減少が課題となってくることが予想される。

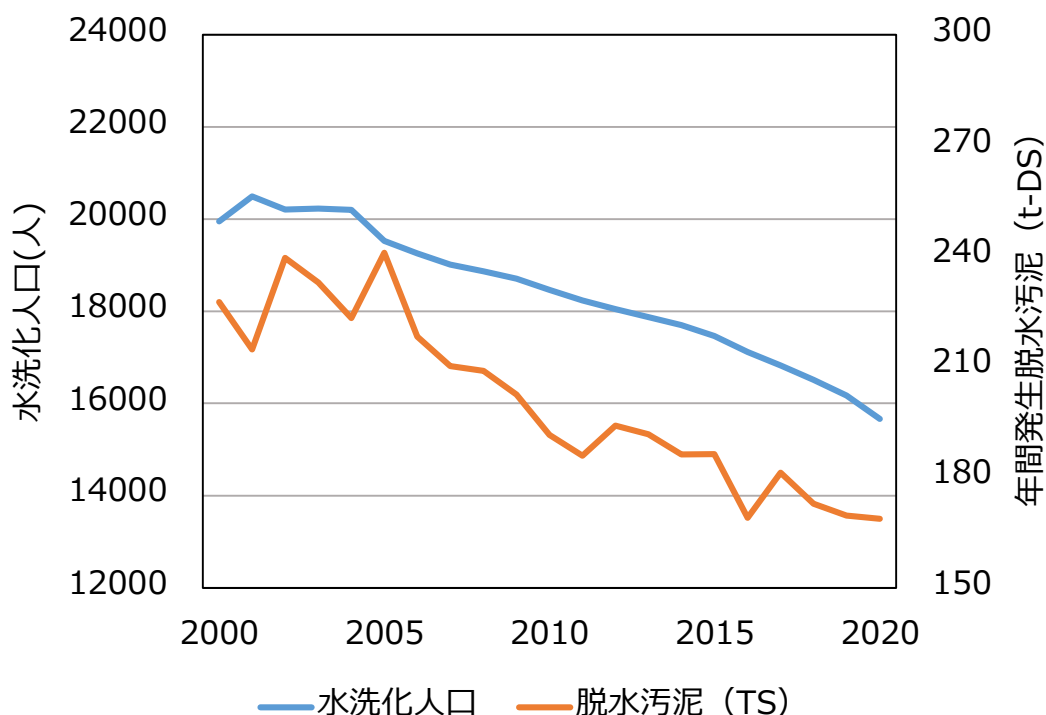


図-1.1 水洗化人口が減少している事業体における水洗化人口・脱水汚泥量の推移

現在の下水道システムでは流入下水を処理する際には必ず汚泥が発生するため、汚泥の処理・処分は必須のプロセスとなる。土地の制約が大きい都市部においては効率的な処理・処分のために焼却プロセスが採用されてきた。下水道統計では、1962年度の川崎市入江崎下水処理場での実績が最も古い記載となっており⁹⁾、また下水道施設設計指針と解説には、1972年度版から焼却プロセスに関する記載がされている⁹⁾。日本における下水汚泥焼却炉の炉形式毎の炉数は、図-1.2に示すように焼却プロセスの導入当初は多段式の焼却炉が主流であったが、1980年代には流動焼却炉にシフトしていった。2014年度以降は、温室効果ガスの排出削減や省エネルギー化に資する、過給式流動床炉や多段吹込燃焼式流動焼却炉、二段燃焼式循環流動焼却炉などの高度な焼却プロセスの導入が進んできている。近年では、汚泥処理の多様化や水処理・汚泥処理の広域化に伴い焼却炉は減少傾向にあるものの、2021年度には発生汚泥の約5割（DSベース）が焼却処理されており、引き続き焼却プロセスは主要な汚泥処理手法と位置付けられる。

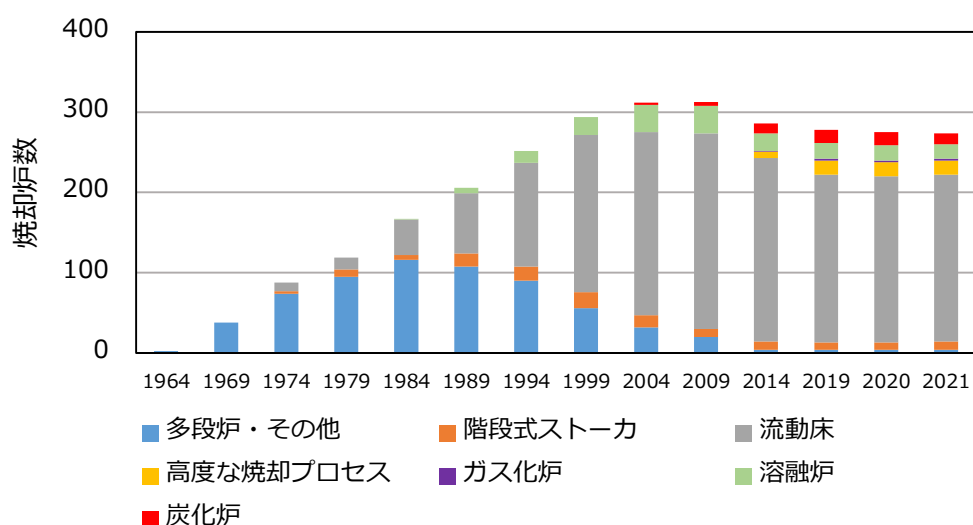


図-1.2 下水汚泥焼却炉と溶融炉、炭化炉の炉数の推移

下水汚泥の特性の一つに、脱水汚泥であっても含水率が70～80%程度と高く、低位発熱量が低いことが挙げられる。そのため、汚泥焼却においては補助燃料を必要とする場合が多い。さらに現時点でも焼却炉の設計能力に対して汚泥の投入量が少ない処理場は多く存在するが、今後の人口減少により更なる汚泥発生量の減少も想定される。このような設計能力に対して投入汚泥量が少ない場合は低負荷運転や間欠運転となり、焼却プロセスでの補助燃料使用量が多くなる傾向にある。さらには焼却炉での汚泥の焼却に伴い排出される N_2O ガスは下水処理場における温室効果ガス排出の一因となっている。これらを受け、地球温暖化対策計画（R3閣議決定）⁷⁾において汚泥焼却の高度化に関連する取組として、 N_2O 排出抑制型の焼却炉への更新や、850℃以上の高温焼却の100%実施などの目標が定められている。

2050年のカーボンニュートラルを目指すうえでは、下水道事業から排出される温室効果ガスの4.5%⁸⁾を占める補助燃料についても注目する必要がある。そのうち下水汚泥焼却炉の補助燃料として主に利用されているものは、重油などの化石燃料や消化ガスが該当する。

これまで、焼却プロセスにおける補助燃料利用を低減するために、低空気比（抑制燃焼）プロセスの最適化に伴う焼却プロセスの改善⁹⁾や、脱水機・凝集剤の性能向上に伴う含水率の低減¹⁰⁾などが図られてきたが、従来の補助燃料とは別の余剰エネルギーもしくは代替エネルギーを利用することで温室効果ガスを削減できる可能性がある。そのなかでも草木系バイオマス燃料を用いた下水汚泥混合焼却に関する運転や検討はすでに実施されているものの、その多くは木質チップ¹¹⁾やペレット¹²⁾、おがくず¹³⁾等が燃料として用いられてきた。しかし、昨今一部のバイオマス発電所では燃料材の確保が困難な状況にある¹⁴⁾。汚泥処理の事業継続性の観点から、補助燃料も安定的に供給されるものである必要があり、競合が少ないと考えられる公共事業（公物管理）由来の刈草や剪定枝、並びに刈草と剪定枝の混合物の利用を想定した。筆者らがヒアリングした中でも、現在でも公物管理に伴い収集した草木類を全量焼却処分している都市もあった¹⁵⁾。

補助燃料の変更においては、補助燃料由来の灰分により、焼却灰の成分や組成に影響を与えることが想定される。従来から下水汚泥焼却炉におけるクリンカ生成や煙道閉塞についてはいくつかの事例が報告^{16),17)}されており、焼却炉の運転に悪影響を及ぼすことが分かっている。クリンカの生成や煙道閉塞の発生は、脱水汚泥中に含まれるリンの濃度が高度処理の影響等で増加することにより焼却灰の融点が低下し、灰や流動砂を結合させて塊状の物質を生成することが一因と言われている¹⁸⁾。

さらに、今回想定している草木系の補助燃料利用を進めると、付随する燃料中灰分の影響で焼却炉におけるクリンカ発生のリスクが懸念される。また木質バイオマス燃料としているバイオマス発電所においてもクリンカの発生が報告されているが、その原因物質としてカリウムが存在が指摘されている¹⁹⁾。海外では石炭や他のバイオマスと下水汚泥の混焼時の付着物に関する検討がなされており、様々な種類のバイオマスとの混焼で得られた灰の組成や結晶構造、軟化点等について調査がなされているが^{20),21),22)}、水処理を含めた下水汚泥の性質に着目した研究は確認できなかった。

下水汚泥焼却炉の閉塞危険性や灰付着性については塚原ら²³⁾や石井ら²⁴⁾により、焼却灰中の酸化物換算した主要元素を用いた評価・予測式が複数提案されている。しかし、これらは下水汚泥専焼条件で作成されており、バイオマスとの混焼条件における適用条件は不明である。

さらに、2023年3月に国土交通省から出された発生汚泥等の処理に関する基本的考え方に関する通達では、「下水道管理者は今後、発生汚泥等の処理を行うに当たっては、肥料としての利用を最優先し、最大限の利用を行うこととする。」と示されている²⁹⁾。これは昨今の世界情勢の変化により資源やエネルギー価格が高騰したことを受けている（図-1.3）。2021年に策定された「みどりの食料システム戦略」では、2050年までに目指す姿として、「化学肥料の使用量を30%低減すること」³⁰⁾が示されており、2022年に策定された食料安全保障強化政策大綱においては2030年までに堆肥・下水汚泥資源の使用量を倍増し、肥料の使用量（リンベース）に占める国内資源の利用割合を40%まで拡大すること（2021年：25%）が目標として掲げられている²⁹⁾。

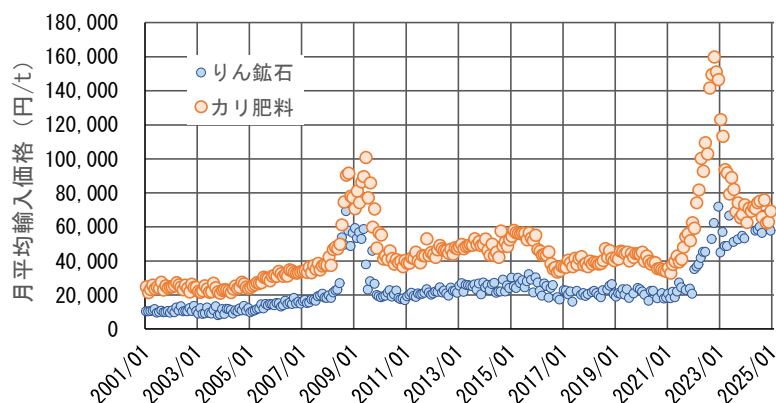


図-1.3 リン鉱石とカリウム肥料の輸入価格²⁹⁾

国内における二次資源として利用可能性があるリン資源に、家畜糞尿や鉄鋼スラグ等とともに下水汚泥が挙げられる³¹⁾。下水汚泥は都市域において安定して発生するという特性があり、その焼却灰はリン鉱石と同等程度のリン含有量となることもある³¹⁾。

下水汚泥焼却プロセスはリン資源の循環プロセスの一つとしても位置付けられている。すでに焼却灰からHAPを回収して農業利用する事業が行われている³²⁾ほか、下水汚泥焼却灰そのものについてもブロッコリーやコマツナ³³⁾、牧草（イタリアンライグラス）³⁴⁾等を用いた試験栽培により効果が確認されている。また、2023年に新設された肥料区分である菌体リン酸肥料として肥料登録もなされ始めた³⁵⁾。さらにバイオマスとの混焼により、戦略資源となっている下水汚泥中のリンのみならず草本バイオマス中のカリウムについても資源として同時に有効利用できる可能性が考えられる。草本バイオマス専焼条件ではカリウム肥料としての検討もなされているが、カリウムは炉内等への付着が問題となっている。また、下水汚泥と草本類の混焼検討においては、リンに関する有効利用検討はなされているものの³⁶⁾、カリウムについては考慮されていない。

そこで文献調査により、下水汚泥焼却炉の省エネルギー化に向けた取り組み、焼却炉におけるクリンカの生成や煙道閉塞に影響する焼却灰の質的变化に関する研究、国内の公物管理由来の草本類に関する状況についてレビューを行い、現状を把握した。それを踏まえて、公物管理由来の草本類を想定するシステムと技術的課題を整理し、抽出された課題解決に向けた研究を実施した。

1.2 文献調査

文献調査においては、これまで実施されてきた下水汚泥焼却炉の省エネルギー化に向けた取り組みとそ
の中での他分野バイオマスの利用に関する研究、近年運転上の問題となっている炉内や煙道での付着・閉塞
に関する研究、国内の公物管理由来の草木類に関する状況について調査を行った。

1.2.1 下水汚泥焼却炉の省エネルギー化に向けた取り組み

下水汚泥は含水率が高く低位発熱量が低いいため燃えにくく、焼却に当たっては補助燃料が利用される場
合が多い。1970年代のオイルショックを契機に、補助燃料の削減が課題として認識されていた。当時の文
献によると、焼却プロセスの省エネルギー的代替案として、

(1) 焼却プロセスに他の余剰エネルギーもしくは代替エネルギーを利用する方向

- ・都市ごみ焼却炉での混焼
- ・都市ごみ焼却施設からの高温排ガス又は余剰蒸気の利用
- ・オガクズや微粉炭混合ケーキの焼却
- ・補助燃料としての RDF の利用

(2) 焼却プロセスを省エネルギー熱操作プロセスに改善する方向

- ・低空気比（抑制燃焼）プロセス
- ・熱分解プロセス
- ・脱水ケーキ性状改善による自燃焼却プロセス

の2つの方向性が示されていた³⁶⁾。

オイルショックから約半世紀が経過し、下水処理場内では上記(2)の方向性についてはかなり進展してい
る。空気比については、かつての多段炉では2~2.5³⁷⁾とされていたが、現在一般的な流動床炉では1.3での
運転³⁸⁾が可能となっている。また、脱水機・凝集剤の性能向上に伴う含水率の低減³⁹⁾や過給機を組み合わせ
る焼却プロセス⁴⁰⁾など様々な技術開発が行われてきた。加えて技術開発の進展により、現在、交付金の対象
となる焼却炉は省エネルギーに資するものに限定されている⁴¹⁾。

また、上記(1)の方向性のうち、都市ごみ焼却炉での混焼については実用化されている。これは汚泥焼却
において補助燃料として重油等の貴重な資源を利用する一方、都市ごみ焼却で発生する熱を大気中に放散す
るという不合理を解消しようとする省資源・省エネルギー型処理の一方法である。1980年代における西ド
イツ Krefeld⁴²⁾や米国 Duluth⁴³⁾の調査が行われているほか、下水道分野においても国内で1980年代頃から検討
されている⁴⁴⁾。現在では下呂市⁴⁵⁾の事例など、数多くの実施事例が報告されている。都市ごみ焼却施設か
らの高温排ガス又は余剰蒸気の利用については、一般廃棄物処理施設と下水処理場が隣接する等立地条件の
良い事例では実用化されている。例えば金沢市西部水質管理センターでは、発生する下水汚泥を隣接する金

沢市西部環境エネルギーセンターから供給された上記で乾燥を行い、乾燥汚泥をエネルギーセンターに送り返し一般廃棄物と混焼されている⁴⁰⁾。

一方、おがくず、微粉炭や RDF の利用については、実際に実施された事例は少なく、その多くは実証研究レベルでとどまっている。バイオマスの補助燃料利用で実用化された事例として公表された例は少ないが、代表的なものでは、東京都の多摩川上流水再生センターにおいて主に間伐材である杉のチップが補助燃料利用された事例¹⁰⁾がある。実証研究レベルとしては、おがくず¹³⁾、微粉炭^{48),49)}、建築廃木材⁵⁰⁾や木質バイオマス^{51),52)}についての検討のほか、刈草についても過給式流動床炉を用いた混焼実験が行われている⁵³⁾。海外では、下水汚泥とおがくずを混合してペレット化した燃料に関して検討がなされており、燃焼時の排気ガスは木くず単独と比べて下水汚泥を混合することにより、CO の濃度は低下するが、NO_xや SO_x、PM 濃度は上昇することが報告されている¹²⁾。

プラスチックを助燃材として用いた実運転は岡山県環境保全事業団（下水汚泥を受入れ、廃プラスチックを利用して焼却）で実施されている⁵⁴⁾。また、既存の焼却炉を用いた研究として石川県の事例⁵⁵⁾が報告されているが、現時点で下水処理場に設置された汚泥焼却炉を用いた定常的な混焼については、報告はされていない。その他下水汚泥との混焼は、可燃性固形廃棄物⁵⁶⁾、RDF⁵⁷⁾の事例についての研究報告がなされている。

以上、既存の混焼に関する報告としては、実運転や実証規模の炉において、焼却システムが問題なく機能することと、その効果の検証（特に補助燃料としての重油等の削減効果）が行われてきた。

1.2.2 焼却炉におけるクリンカの生成や煙道閉塞に影響する焼却灰の質的变化に関する研究

下水汚泥焼却炉におけるクリンカの生成や煙道閉塞は、焼却炉における直近 10 年の大きな課題として注目されている。東京都¹⁶⁾や岐阜市³⁸⁾、埼玉県³⁹⁾などで事例が報告され、焼却炉の運転に悪影響を及ぼすことが分かっている。そのため、クリンカ発生リスクに関しては、様々な判定手法が提案されている³⁹⁾。クリンカの生成は、脱水汚泥中に含まれるリンの濃度が高度処理の影響により増加することにより焼却灰の融点が低下し、灰や流動砂を結合させて塊状の物質を生成するとされている。幸田ら³⁹⁾は汚泥中の P_2O_5 含有量が大きくなるほど融点が低下することを示したほか、模擬試料を用いた実験で、マグネシウム、アルミニウム、カルシウム、ケイ素の含有率が高く、ナトリウムの含有率が少ないほど閉塞現象が発生しにくいと推測している。なお、灰の軟化と灰の組成の関係を明らかにしようとする研究は従前よりなされており、灰の組成及び示差熱 (DTA) 曲線の主成分分析データを用いて、JIS 法の融点を目的変数とする重回帰分析等も行われている⁴⁰⁾。

一方、木質バイオマスを燃料としているバイオマス発電所や、石炭火力発電所での混焼においても、クリンカの発生が報告されており、その原因物質としてカリウムの存在が指摘されている⁴¹⁾。カリウム含有量は草本類では 1.8% (45 種の平均値⁴²⁾)、木本類の特に枝葉部は 0.52% (25 種の平均値⁴³⁾) であり、これらは下水消化汚泥 (8 種類の平均値⁴⁴⁾では 0.29%) よりも高い含有量であることが示されている。佐藤ら⁴⁴⁾は木質バイオマス発電所で使用するクリンカ発生量が異なるスギペレットの灰分組成に注目し、クリンカ発生量が大きいペレットでは灰分中の K_2O 含有量が高く (41.7%)、ほとんどクリンカが発生しなかったペレットの K_2O 含有量は低い (26.0%) ことを報告している。さらに、この報告では熱力学平衡計算によりクリンカ発生量が大きいペレットでは $910\sim 950^\circ C$ における K_2CO_3 の融液が存在し、クリンカ発生量の小さいペレットではその融液はほとんど存在しないことを示しており、クリンカの原因物質として K_2CO_3 の融液を指摘している⁴⁴⁾。J.S.Tumuluru ら⁴⁵⁾は、石炭とバイオマスの混焼における問題や改善するための前処理に関するレビューを行っている。この中で、バイオマスの利用にあたっての課題として、低い熱量とエネルギー密度、低い嵩密度、粉碎性指標の低さ、高い含水率と灰分率が挙げられている。また、改善に向けた方法としては、①灰の付着や腐食などの問題を起こしうるナトリウムやカリウム、塩素などを洗浄、溶出により除去する、②粉碎、③ペレット化、④造粒、⑤半炭化、⑥熱分解が示されている。ここで課題とされた焼却時に問題となるバイオマスに多く含まれるカリウムについては、下水汚泥と混焼することで、熱交換器表面での腐食性物の付着や煙道へのアルカリ金属の塩化物塩の形成を抑制すると報告されている²⁰⁾。

K.O.Davidsson ら⁴⁶⁾は、アルカリ金属が多く含まれるバイオマス燃料と、石炭や下水汚泥を混焼することで、排気ガス中の KCl 濃度を低下させた。この KCl 濃度の低下には、下水汚泥中のアルミニウムの濃度の方が硫黄濃度より重要であったことを見出している。Aho ら²⁰⁾はバークを下水汚泥と混焼することにより、炉内付着物中の塩化物塩の濃度減少に効果があることを示している。さらにヒ素、カドミウム、水銀、鉛、亜

鉛といった重金属類を除去できることも報告されている^{69,68}。このようにバイオマスの焼却による問題については、下水汚泥と混焼することで影響を緩和する可能性が示唆されている。

混焼にともない、炉に投入される元素の割合が変化するため、得られる焼却灰の組成や構造が変化することが報告されている。Boström ら⁶⁹は、バイオマスとの混焼による灰の化学的な変化について、灰の組成から理論モデルに基づき挙動を把握しようと試み、特にケイ素とリンがそれぞれ主成分であるバイオマス灰の主な違いについて説明を行っている。N.Skoglund ら⁷⁰は、都市の下水汚泥と麦わらを流動焼却炉で焼却したところ、麦わら単独よりも混焼することで、高融点の物質が形成されることにより灰の流動性の改善がみられたと報告している。Kleinhans ら⁷¹は、固体燃料を燃焼した際の灰の形成、灰粒子の移動と付着に関する知見について、粒子の付着と離脱挙動を中心にレビューを行った。その中で、ケイ酸を多く含む灰については、粘度と表面張力が粒子の粘着性に影響を与え、草本バイオマスや木材、廃棄物ベースの燃料に典型的な塩分を多く含む灰の粘着性は、液体溶融分率を使用して説明されることが多いと報告している^{72,73}。

下水汚泥に高濃度で含まれているリンの形態に着目した研究もなされている。Herzel ら⁶⁸は、約 950°C の還元条件下でナトリウムまたはカリウムベースの添加剤を使用して下水汚泥焼却灰を熱化学処理し、溶出しやすいリン含有鉱物相になることを示している。Li ら⁷⁴は、下水汚泥と麦わらとの混焼によるリンとカリウムの関係を調査し、高融点の白榴石 (KAlSi_2O_6) や正長石 (KAlSi_3O_8)、カリウムカルシウムマグネシウムリン酸 ($\text{Ca}_2\text{MgK}(\text{PO}_4)_2$) の形成によりカリウムが残存することを示している。Deng ら²⁰は、麦わらに対して下水汚泥の混焼率を高めていくことにより、 $\text{K}_3\text{Na}(\text{SO}_4)_2$ や $\text{Ca}(\text{Mg,Fe})\text{Si}_2\text{O}_6$ から融点の高い KAlSi_3O_8 や $(\text{Ca,Fe,Mg})_2\text{SiO}_4\cdot\text{SiO}_2$ そして Fe_2O_3 に移行する結果を得ており、また、下水汚泥中のアルミニウム及びケイ素と麦わらのカリウムから KAlSi_3O_8 の生成を示唆している。Zhao ら³⁹は、綿花の茎をはじめとしたバイオマスとの混焼により、バイオマスに含まれているカルシウム、塩素、カリウム、マグネシウム化合物によって、焼却灰中の AlPO_4 を主とするアパタイトでない無機態のリン (NAIP) からアパタイト (AP) への変換が促進されることを示している。

1.2.3 国内の公物管理由来の草木類に関する状況

最後に、公物管理由来の刈草・剪定枝について言及する。刈草や剪定枝は、個人や事業者が所有する私有地からだけでなく、国又は地方公共団体等が管理する河川や道路、公園などの公物（直接公の目的のために供用される個々の有体物）の管理からも発生する。堤防点検の実施、安全な交通の確保、利用者等の安全・安心、病虫害の拡散の防止など、各々の公物に求められる機能を維持するため、除草や剪定に関する管理基準が定められている（表-1.1）。

表-1.1 分野毎の除草・剪定に対する考え方の例

	除草・剪定に関する考え方の例	出典
河川	・出水期前及び台風期の堤防の点検に支障がないよう、それらの時期に合わせて年2回堤防の除草を行う。 ・水文・水理等観測、巡視・点検時の見通線の確保等に支障を生じる場合には、除草、伐開を実施する。	河川砂防技術基準維持管理編（河川編）令和3年10月版 ⁷⁹⁾
道路	・除草は、雑草の繁茂により建築限界内に障害が発生することを防止するとともに、通行車両からの視認性を確保するため、（中略）実施するものとする。 ・剪定は、植樹帯及び中央分離帯の植栽の繁茂により建築限界内に障害が発生することを防止するとともに、通行車両からの視認性の確保や沿道環境の向上等のため、（中略）実施するものとする。	国が管理する一般国道及び高速自動車国道の維持管理基準（案）令和6年6月 ⁷⁹⁾
公園	・樹木の健全な育成を図りつつ、都市公園の樹木を起因とした事故等を未然に防止し、公園利用者等の安全・安心を確保。	都市公園の樹木の点検・診断に関する指針（案）平成29年9月 ⁷⁹⁾
公園・街路樹	・剪定等を実施した際に病虫害が発生した部位があるときは、病虫害の拡散を防ぐため、焼却等を行うことが重要。	公園・街路樹等病虫害・雑草管理マニュアル（R2.5改訂） ⁷⁹⁾

各施設の維持管理において、除草や剪定は負担の大きい事務となっている。例えば、河川事業においては、全国の河川維持管理費のうち、堤防除草工事に掛かる費用割合は約25%であり、維持費の中では最も大きな割合を占めている⁷⁹⁾。なお、堤防除草工事は、1990年頃まで年2～3回の除草に加え、農薬の使用や野焼き等が行われていた⁷⁹⁾。しかしながら、ゴルフ場農薬の問題、廃掃法改正による野焼きが禁止となったことを踏まえ、2009年までは3～5回の除草を実施することで堤防管理に適した植生が維持されてきた⁷⁹⁾。一方2011年以降は、堤防点検の環境整備として原則、年2回（出水期前・台風期）の除草へと変更された⁷⁹⁾。昨今では、多くの河川で民間の幅広い参加をしていただき、さらに公平性や透明性を確保できるよう、河川法第25条を適用した公募による樹木等の伐採・採取する取り組みもなされている⁸⁰⁾。

栗原ら⁸⁰⁾は、国土交通省の直轄事務所における、刈草・剪定枝の収集までの日数と、回収物の処分の割合について分野別に整理を行っている。除草作業日から収集日までの日数は、国道事務所及び公園事務所では、除草作業当日に収集する場合がほとんどであるが、河川事務所では約半分の事務所が1～3日、約1/3の

事務所が7日と回答しており、管理する公物により収集までの時間が異なっていた。回収した刈草・剪定枝のうち、焼却処分されていたのは道路では各々約3割、河川では15%程度、公園は10%に満たない結果となった。作業単位当たりの発生量については、表-1.2に示すように整理されている。

表-1.2 作業実施数量あたりの植物廃材発生量（生重量）

	刈草 ^{注1}	剪定枝（高木） ^{注2}	剪定枝（中木） ^{注3}	剪定枝（低木） ^{注3}
	t/千m ²	kg/本	kg/本	kg/m ²
道路事業	1.305	132.91	12.99	1.58
河川事業	0.336	(132.91)		
公園事業	(1.305)	(132.91)		

注1：公園事業については、数量が道路事業の平均的な数量に近いため道路事業の原単位を採用

注2：高木の剪定枝は道路事業における値を他分野でも採用

注3：中木と低木については、河川・道路等管理由来草木系バイオマス不遜量及び利用方法検討業務報告書（国土交通省）⁸⁹による各原単位を記載

地方公共団体の例では、横浜市の公園及び街路樹由来の刈草や剪定枝等が持ち込まれる横浜市緑のリサイクルプラントにおいて、2006～2011年の平均で年間約4,500tが搬入されていた結果が報告されている⁸⁹。また、家庭等から排出される一般廃棄物も含んだ結果であるが、例えば立川市では2022年度に468t/年が収集され⁸⁹、さいたま市では約10,000t/年が一般廃棄物処分業者で処理されていた⁸⁹。

刈草や剪定枝の有効利用方法としては、堆肥、土壌改良剤、クッション材、木質ボード、燃料チップなどがある⁸⁹。剪定枝リサイクルを実施している公共団体に対して実施されたアンケート調査⁸⁹によると、有効回答（70団体）の内、チップ化をおこなっていたのが74%、堆肥化を行っていたのが54%とのことであった（複数回答可）。また、リサイクルを実施していく上での課題として、有効回答（55団体）のうち、生成物の利用が24%、費用の問題が24%、異物の混入が20%とされていた（複数回答可）。

また、刈草や剪定枝の利用に関する新たな取り組みも始まっている。高速道路から発生する刈草や樹木の剪定枝、間伐材等のバイオマスを、バイオマスガス発電によりサービスエリアへの電力供給を実用化した事例⁸⁹や、公園管理者が導入した剪定枝を使った木質バイオマス利用システム（バイオマスボイラー）で給湯や暖房の主熱源として利用する事例が報告されている⁸⁹。

下水道分野での利用としては、特に木質系材料については爆砕処理⁸⁹や膨潤化処理等⁹⁰の前処理を行ったうえでの混合消化、脱水助材としての検討⁹⁰、堆肥化⁹⁰などが実規模レベルで検討・実施されてきた。また、木質チップのほか剪定枝を対象とした混合焼却も東京都において事業化されたが¹¹、現在は事業を終了している。

以上先行研究を整理すると、

- ・焼却プロセスの省エネルギー化のため、焼却プロセスに他の余剰エネルギーもしくは代替エネルギーを利用する手法については、実運転や実証規模の炉において、焼却システムが問題なく機能することと、その効果の検証（特に補助燃料としての重油等の削減効果）が行われてきた。
- ・草木系バイオマスの利用が着目されることにより、バイオマス発電所等で焼却における煙道等への灰の付着やクリンカの発生が課題となっており、硫黄や塩素、アルカリ金属などの元素の影響について調査がされていた。
- ・草木類と下水汚泥の混合焼却により、灰中の結晶等の構造が変化し、重金属類の除去や有用な成分の増加などのメリットとなる可能性が示されていた。
- ・公物管理に由来する刈草や剪定枝の処理は、事業者にとって負担となっている。近年は発電などのサーマル利用によるエネルギー回収の好事例が報告されていた。

一方で、未だ検討されていない事項としては、

- ・草木類を下水汚泥焼却炉の補助燃料として使用する場合、炉内や煙道への付着物発生等の危険性について、実験を行うことなく簡易に推定する方法
- ・水処理や汚泥処理に由来する下水汚泥の特性が、草木類との混焼灰の肥料としての性質に与える影響
- ・下水汚泥焼却炉の補助燃料として草木類を使用する場合、季節変動を考慮した付着物発生等の危険性評価が挙げられた。

1.3 想定するシステムと技術的課題

本研究では、地域資源循環及び脱炭素の観点からこれまでの重油や消化ガス、都市ガスではない、また他分野との競合性が低い公物管理由来の補助燃料を用いた環境負荷の低減可能な下水汚泥焼却システムを想定する（図-1.4）。

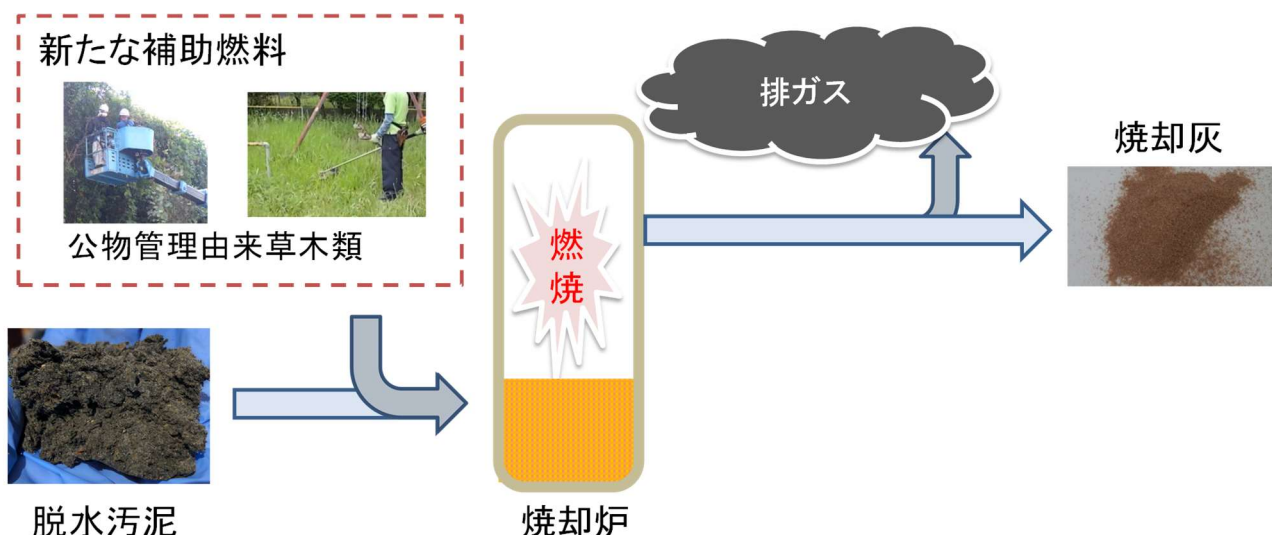


図-1.4 想定する下水汚泥焼却システム

本システムは、地方公共団体が管理する既存の下水汚泥焼却炉の流用を想定し、環境負荷が低い補助燃料として公物管理由来の草木類を補助燃料として混焼するシステムである。焼却炉の燃料費低減は多くの処理場で望まれており、廃棄物由来の固体燃料を用いることで、コストの観点からも注目する意義は高い。また、追加的な施設整備はストックヤードと燃料投入ラインの整備等を想定しているが、特にし渣を混焼している処理場では燃料投入ラインの整備が不要であり、導入可能性は高いと考える。

これまでに固体燃料による下水汚泥焼却炉の補助燃料の利用検討はあまり実施されていない。特に、地方公共団体が管理する既存の下水汚泥焼却炉を、他の固体燃料と混焼できるよう改造した例¹⁾は限られている。山間部近傍という地域性を有する汚泥流動焼却炉においては、地産木質ペレットや木チップをA重油や都市ガスの代替燃料として汚泥と混焼利用した例¹⁾があるが、本研究で想定するシステムでは、以下のよう技術的課題がある。

① 公物管理由来草木類の利用可能性・導入可能性

安定した調達は、燃料の選択にあたって重要な要素の一つとなる。そのため、公物管理由来草木類の収集量及び内容物の変動性について把握するとともに、それぞれの補助燃料の物理化学的な基礎的特性を把握する必要がある。

② 付着物等の発生を回避する混焼条件の把握

草木類の使用において、懸念すべき事項の一つに、炉内や煙道におけるクリンカや付着物の生成・成長がある。高濃度のリン（下水汚泥焼却炉）や、カリウム（木質バイオマス発電所）がこれらの要因であることが知られている。下水汚泥と補助燃料の混焼条件における付着物等の発生の可能性を把握し、従来の焼却炉でも問題なく燃焼できる条件を検討する必要がある。

③ 焼却灰の肥料利用への影響把握

草木類を使用する焼却システムの導入にあたり、焼却灰の有効利用方法についても整理する必要がある。特に、草木類を混焼すると植物由来のカリウムが供給され、焼却灰の組成や構造に影響を及ぼすが、下水汚泥自体の特性も影響すると想定される。さらにカリウムもリンと同様に植物に必須な元素であり、昨今の情勢を踏まえた農業利用も想定されるため、肥料原料としての評価も必要と考える。

④ システムの適用に向けた評価

公物管理由来草木類の補助燃料の使用に関するシステムについて、安定した運転の確認や環境影響評価等を通じ、導入に向けた適用性を精査する必要がある。

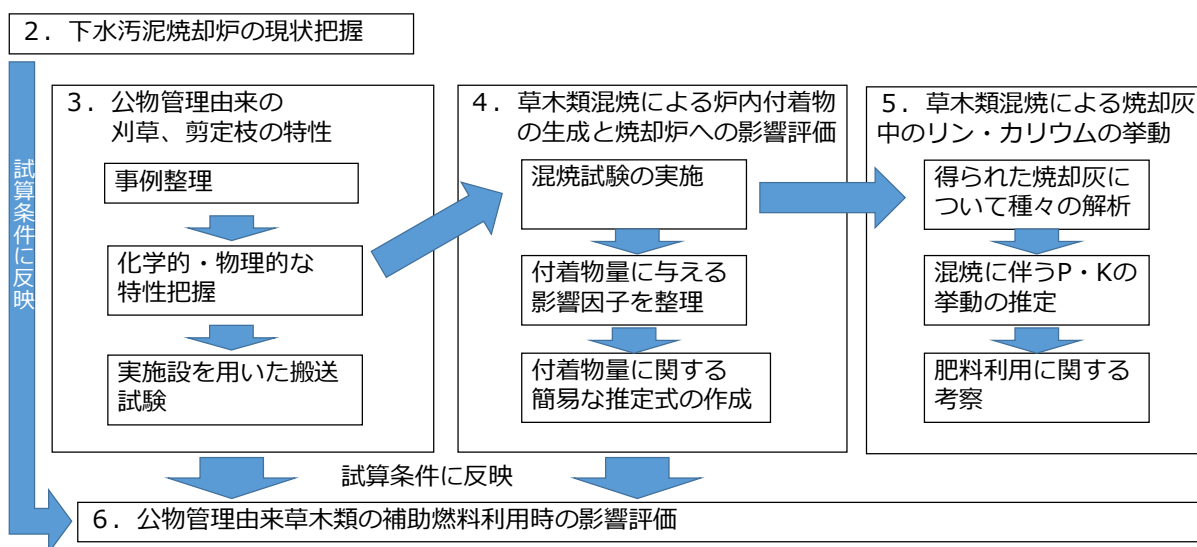
1.4 研究の目的

本研究は、以上の技術的な課題に対して検討を行い、公物管理由来草木類を下水汚泥焼却炉において利用することを想定した際の、草木類の燃料特性、焼却炉内の反応及び、既存の焼却システムへの影響を明らかにすることを目的とする。合わせて焼却灰の肥料利用の可能性についても検討を行う。

1.5 研究フローと論文構成

本研究のフローを図-1.5に示す。本研究では下水汚泥焼却のため、まず焼却炉の現状について調査を行った（第2章）。続いて公物管理由来の刈草や剪定枝の特性について検討するとともに（第3章）、刈草や剪定枝の燃料利用時における炉内付着物生成について評価した（第4章）。得られた焼却灰において、焼却する下水汚泥の性質も考慮しつつ、肥料として有用なリンとカリウムの挙動を把握した（第5章）。最後に公物管理由来の刈草・剪定枝利用時の影響評価を行い、システムの適用可能性について論ずるものである（第6章）。

1. 序論



7. 結論

図-1.5 研究フロー（数字は論文の章番号）

第1章 参考文献

- 1) 国土交通省 HP：令和5年度末の汚水処理人口普及状況について
<https://www.mlit.go.jp/report/press/content/001759709.pdf>
- 2) 総務省 HP：人口推計2022年(令和4年)10月1日現在
<https://www.stat.go.jp/data/jinsui/2022np/pdf/2022np.pdf>
- 3) 国土交通省下水道部・日本下水道協会：新下水道ビジョン,p.3.18,2014年7月
- 4) 日本下水道協会：下水道統計(2001年版から2020年版)
- 5) 社団法人日本下水道協会：公共下水道統計(昭和37年度版)
- 6) 社団法人日本下水道協会：下水道施設設計設計指針,p.418,1972
- 7) 環境省 HP:地球温暖化対策計画(R3閣議決定)<https://www.env.go.jp/content/900440195.pdf>
- 8) 国土交通省 HP：SDGsの達成を目指した下水汚泥利活用のあり方について
<https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewage/content/001378321.pdf>
- 9) 公益社団法人日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説-2019版,後編,pp.561,2019
- 10) 大森一樹：下水汚泥の濃縮・脱水技術の変遷と展望,化学工学会研究発表講演要旨集第40回秋季大会, V108,2008
- 11) 室本俊：下水汚泥と木質系バイオマスの混合焼却について,第47回下水道研究発表会講演集, pp.230-232, 2010
- 12) Patrik Elbl, Tomáš Sitek, Jakub Lachman, Martin Lisý, Marek Baláš, Jiří Pospíšil: Sewage sludge and wood sawdust co-firing: Gaseous emissions and particulate matter size distribution, Energy, Vol. 256, 124680, 2022
- 13) 岸上邦男：汚泥流動焼却システムにおける無公害技術の開発,環境研究, No22, p.67, 1978
- 14) 一般社団法人日本木質バイオマスエネルギー協会 HP：燃料の調達状況に関する臨時アンケート結果報告, 2023
<https://jwba.or.jp/wp/wp-content/uploads/2023/02/fuelwood-demand-survey.pdf>
- 15) 宮本豊尚, 谷藤溪詩, 桜井健介, 重村浩之, 高岡昌輝, 岡安祐司：可燃性一般廃棄物の下水汚泥焼却炉補助燃料利用に向けた基礎的調査,環境システム計測制御学会誌/学会誌「EICA」, Vol.27, No.2/3, pp.110-118, 2022
- 16) 上野勇, 秦野正人, 小林俊樹：流動焼却設備における灰の焼結事例と焼結防止対策に関する報告,第51回下水道研究発表会講演集, pp.994-996, 2014
- 17) 太田淳一, 加野善久, 田村英輔, 伊東賢洋, 針生崇史, 神谷秀博：焼却設備異常(流動不良・煙道閉塞)事例と流動砂性状解析による検証,第55回下水道研究発表会講演集, pp.1142-1144, 2018
- 18) 中田友三：下水汚泥焼却炉の閉塞危険性評価方法及び閉塞防止方法,東京都下水道局技術調査年報, Vol. 40, pp. 135-148, 2016
- 19) 佐藤龍磨, 角間隆司, 藤元祐輔, 尾形直亮, 二宮善彦, 堀尾正靱：スギペレットを燃料としたガス化プラントにおけるクリンカの特徴およびクリンカ抑制の対策技術,第16回バイオマス科学会議発表論文集, pp.13-14, 2021
- 20) M. Aho, P. Yrjas b, R. Taipale a, M. Hupa b, J. Silvennoinen c: Reduction of superheater corrosion by co-firing risky biomass with sewage sludge Author links open overlay panel, Fuel, Vol. 89, Issue 9, pp. 2376-2386, 2010
- 21) Shuanghui Deng, Houzhang Tan, Xuebin Wang, Xuchao Lu, Xiaohe Xiong: Ash fusion characteristics and mineral matter transformations during sewage sludge/petrochemical sludge co-firing with wheat straw, Journal of Cleaner Production, Vol.260, 121103, 2020
- 22) Tomasz Kupka, Marco Mancini, Michael Imer, Roman Weber : Investigation of ash deposit formation during co-firing of coal with sewage sludge, saw-dust and refuse derived fuel, Fuel, Vol.87, Issue 12, pp. 2824-2837, 2008
- 23) 塚原純哉ほか：焼却炉閉塞危険性評価方法及び焼却炉閉塞防止方法,特許第5881260号
- 24) 石井豊ほか：下水汚泥焼却処理装置に対する灰付着性予測方法及び該方法を用いた下水汚泥焼却方法,特許第4871329号
- 25) 国土交通省 HP：発生汚泥等の処理に関する基本的考え方について,国水企第99号,令和5年3月17日
<https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewage/content/001595583.pdf>
- 26) 農林水産省 HP:「みどりの食料システム戦略」KPI2030年目標の設定について
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/midori/attach/pdf/index-55.pdf>
- 27) 農林水産省 HP:「食料安全保障強化政策大綱」
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/attach/pdf/anteikyokyukiban-4.pdf>
- 28) 財務省 HP：貿易統計<https://www.customs.go.jp/toukei/srch/index.htm>

- 29) 梶山純, 松八重一代, 長坂徹也: 二次資源に着目した日本国内のリンのマテリアルフロー分析, 第6回日本LCA学会研究発表会講演要旨集, pp.146-147, 2011
- 30) 岡本誠一郎, 宮本豊尚: 都市内の埋蔵資源ー下水中のリン資源ー, 環境システム制御学会誌, Vol.14, No.1, pp.8-14, 2009
- 31) 岐阜市 HP: りん回収事業(副産りん酸肥料「岐阜の大地」の販売)(2023年9月14日更新)
<https://www.city.gifu.lg.jp/kurashi/suidou/1003348/1003354/1020258.html>
- 32) 城秀信, 白石由美子: 下水汚泥焼却灰のリン酸肥料代替効果, 熊本県農業研究センター研究報告, 第20号, pp.6-14, 2013
- 33) 嶋一徹, 片山博子: 下水汚泥焼却灰の緑農地利用に関する研究, 日本緑化工学会誌, 33巻, 1号, pp.128-133, 2007
- 34) 埼玉県 HP: 下水汚泥燃焼灰の肥料登録について(2024年4月30日)
<https://www.prefsaitama.lg.jp/documents/253107/news2024043001.pdf>
- 35) Yazhou Zhao, Qiangqiang Ren, and Yongjie Na: Phosphorus Transformation from Municipal Sewage Sludge Incineration with Biomass: Formation of Apatite Phosphorus with High Bioavailability, Energy & Fuels, Vol.32, Issue 10, pp.10951-10955, 2018
- 36) 笠倉忠夫, 平岡正勝: 多段炉による下水汚泥脱水ケーキの自燃焼却について, 環境技術, Vol.9, No.5, pp.371-381, 1980
- 37) 平岡正勝, 吉野善彌: 汚泥処理工学, 講談社サイエンティフィク, p.134, 1983
- 38) 公益社団法人日本下水道協会: 下水道施設計画・設計指針と解説-2019版, 後編, p.561, 2019
- 39) 久野清人, 鈴木和美, 井上剛, 宮内千里: 機内二液調質型遠心脱水機の実用化, 下水道協会誌, Vol.48, No.590, pp.91-98, 2011
- 40) 末永卓哉, 遠藤久: 過給式流動燃焼システムの実用運転, 日本燃焼学会誌, 第58巻, 185号, pp.153-159, 2016
- 41) 国土交通省通知: 下水道事業におけるエネルギー効率に優れた技術の導入について, 国水下水事第38号, 2017年9月15日
- 42) 平岡正勝, 武田信生, 山口正男: ごみと汚泥の混焼, 環境技術, Vol.9, No.12, pp.974-977, 1980
- 43) 堀泰明, 真田国臣: 流動床炉による下水汚泥と都市ごみの混焼, 環境技術, Vol.11, No.3, pp.207-214, 1982
- 44) 京才俊則, 岡久宏史: 下水汚泥と都市ごみの混焼について, 第21回下水道研究発表会講演集, pp.625-627, 1984
- 45) 京才俊則, 桜井克信, 岡久宏史: 下水汚泥と都市ごみの混焼における熱収支, 衛生工学研究論文集, Vol.21, pp.123-132, 1985
- 46) 石部健輔, 北川勝, 鮫島良二, 中原則之: 下呂市クリーンセンターにおける汚泥混焼実績, 第30回廃棄物資源循環学会研究発表会講演原稿, pp.293-294, 2019
- 47) 田所伸悟: 金沢市西部環境エネルギーセンター運転報告ー下水汚泥混焼についてー, タクマ技報, Vol.20, No.2, pp.14-19, 2012
- 48) 佐藤昌之: 微粉炭を利用した下水汚泥の脱水および流動焼却実験, 下水道協会誌, Vol.16, No.177, pp.2-11, 1979
- 49) 中川崇: 調質汚泥(汚泥と微粉炭の混合物)の焼却試験, 第39回下水道研究発表会講演集, pp.893-895, 2002
- 50) 諏訪田正美: 建築廃木材を利用した下水汚泥焼却施設の運転結果について, 第22回下水道研究発表会講演集, pp.616-618, 1985
- 51) 喜多照行: 木質系バイオマスと汚泥とのバイオマス混焼による化石燃料由来CO₂の削減, 第42回下水道研究発表会講演集, pp.49-51, 2005
- 52) 飯塚健, 斎藤典久, 上古関久欣: 木質バイオマスの混焼実験, 第48回下水道研究発表会講演集, pp.217-219, 2011
- 53) 宮本豊尚, 岡本誠一郎, 落修一, 長沢英和, 小関多賀美, 鈴木善三: 過給式流動炉を用いた草木バイオマスと下水汚泥の混合燃焼, 土木技術資料, Vol.52, No.4, pp.22-25, 2010
- 54) 中平哲也: 廃プラを使った汚泥焼却と熱の有効利用ーゴミをつかってゴミを燃やすー, 環境制御, 岡山大学環境管理センター報, Vol.26, pp.2-6, 2004
- 55) 平山敦: 廃プラスチック助燃材の汚泥焼却炉への適用技術の開発, 第58回下水道研究発表会講演集, pp.455-457, 2021
- 56) 寺田真: 循環流動層炉による下水汚泥と可燃性固定廃棄物の混焼, 第36回下水道研究発表会講演集, pp.848-850, 1999
- 57) 斎賀亮宏: 循環流動層ボイラを用いた下水汚泥とRDFの混焼特性, 第36回下水道研究発表会講演集, pp.854-856, 1999
- 58) 月島テクノメンテサービス, 月島機械: 下水汚泥の焼却処理方法, 特許 6580764

- 59) 幸田直也, 貫上佳則, 有吉欽吾, 下岸徹也, 田仲弘幸: 下水汚泥焼却時における溶融物生成に及ぼす下水汚泥中の無機成分の影響, 土木学会論文集 G(環境), Vol.77, No.7, III 393-III 401, 2021
- 60) 高岡昌輝, 藤田淳, 藤原健史, 武田信生: 灰分組成と示差熱分析による焼却灰・飛灰の融点の推定, 土木学会論文集, No. 727/VII-26, pp.91-101, 2003
- 61) 二宮善彦, 佐藤龍磨, 角間隆司, 藤元祐輔, 尾形尚亮, 堀尾正靱: バイオマスガス化炉に発生するクリンカーの生成に関する研究, 第 16 回バイオマス科学会議発表論文集, pp.17-18, 2021
- 62) 落修一, 尾崎正明: 草木系バイオマスの組成分析データ集(修正版), 土木研究所資料第 4095 号, 2008
- 63) Mahzoun Yahya, 大下和徹, 高岡昌輝, 藤森崇: 下水汚泥脱水ケーキの全国組成調査による有機物構成元素を中心とした変遷推定と高位発熱量の予測, 下水道協会誌, Vol. 54, pp.86-96, 2017
- 64) 佐藤龍磨, 角間隆司, 藤元祐輔, 尾形直亮, 二宮善彦, 堀尾正靱: スギペレットを燃料としたガス化プラントにおけるクリンカの特徴およびクリンカ抑制の対策技術, 第 16 回バイオマス科学会議発表論文集, pp.13-14, 2021
- 65) Jaya Shankar Tumuluru, Christopher T Wright, Richard D Boardman, Neal A Yancey, Shahab Sokhansanj: A review on biomass classification and composition, co-firing issues and pretreatment methods, 2011 ASABE Annual International Meeting, 1110458, 2011
- 66) K. O. Davidsson, L.-E. Åmand, A.-L. Elled, B. Leckner: Effect of Cofiring Coal and Biofuel with Sewage Sludge on Alkali Problems in a Circulating Fluidized Bed Boiler, Energy & Fuels, Vol 21, Issue 6, pp.3180-3188, 2007
- 67) Yazhou Zhao, Orcid Hongjuan Jia, Qiangqiang Ren: The characteristics of zinc and arsenic from co-firing of municipal sewage sludge with biomass in fluidized bed, energy fuels, Vol.31, Issue1, pp.755-762, 2017
- 68) Hannes Herzel, Oliver Krüger, Ludwig Hermann, Christian Adam: Sewage sludge ash — A promising secondary phosphorus source for fertilizer production, Science of The Total Environment, Vol.542, Part B, pp.1136-1143, 2016
- 69) Dan Boström, Nils Skoglund, Alejandro Grimm, Christoffer Boman, Marcus Öhman, Markus Broström, Rainer Backman: Ash Transformation Chemistry during Combustion of Biomass, Energy & Fuels, Vol.26, Issue 1, pp.85-93, 2011
- 70) Nils Skoglund, Alejandro Grimm, Marcus Öhman, Dan Boström: Effects on ash chemistry when co-firing municipal sewage sludge and wheat straw in a fluidized bed: Influence on the ash chemistry by fuel mixing, Energy & fuels, Vol.27, No.10, pp.5725-5732, 2013
- 71) Ulrich Kleinhans, Christoph Wieland, Flemming J. Frandsen, Hartmut Spliethoff: Ash formation and deposition in coal and biomass fired combustion systems: Progress and challenges in the field of ash particle sticking and rebound behavior, Progress in Energy and Combustion Science, Vol.68, pp.65-168, 2018
- 72) Peter M. Walsh, Alan N. Sayre, David O. Loehden, Larry S. Monroe, János M. Beér, Adel F. Sarofim: Deposition of bituminous coal ash on an isolated heat exchanger tube: Effects of coal properties on deposit growth, Progress in Energy and Combustion Science, Vol.16, Issue 4, 1990, pp. 327-345
- 73) Christian Mueller, Maria Selenius, Mischa Theis, Bengt-Johan Skrifvars, Rainer Backman, Mikko Hupa, Honghi Tran: Deposition behaviour of molten alkali-rich fly ashes—development of a submodel for CFD applications, Proceedings of the Combustion Institute, Vol.30, Issue 2, pp. 2991-2998, 2005
- 74) Linna Li, Qiangqiang Ren, Shiyuan Li, Qinggang Lu: Effect of Phosphorus on the Behavior of Potassium during the Co-combustion of Wheat Straw with Municipal Sewage Sludge, Energy & Fuels, Vol. 27, Issue 10, pp.5923-5930, 2013
- 75) 河川砂防技術基準 維持管理編(河川編) 令和 3 年 10 月版
- 76) 国土交通省 HP: 国が管理する一般国道及び高速自動車国道の維持管理基準(案) 令和 6 年 6 月
https://www.mlit.go.jp/road/ir/ir-council/pdf/jji1_1.pdf
- 77) 国土交通省 HP: 都市公園の樹木の点検・診断に関する指針(案)H29.9
<https://www.mlit.go.jp/toshi/park/content/001414802.pdf>
- 78) 環境省 HP: 公園・街路樹等病害虫・雑草管理マニュアル(R2.5 改訂)
<https://www.env.go.jp/content/900542686.pdf>
- 79) 山本嘉昭, 黒沼尚史, 八木裕人: 河川維持管理における堤防刈草の有効活用に関する一考察, 河川技術論文集, 第 24 巻, pp.629-632, 2018
- 80) 国土交通省中部地方整備局 HP: 河川法 2 5 条を適用した官民連携による公募型樹木等採取
<https://www.cbr.mlit.go.jp/kawatomizu/musyouteikyoku/bassai.htm>
- 81) 栗原正夫, 山岸裕, 曽根直幸: 都市由来植物廃材のエネルギー利用手法等に関する技術資料: 国総研資料第 845 号
<https://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryou/tnn/tnn0845.htm>
- 82) 国土交通省総合政策局事業統括調整官室: 河川・道路等管理由来草木系バイオマス賦存量及び利用方法検討業務報告書, 2009
- 83) 立川市環境下水道部 ごみ対策課: 令和 4(2022)年度統計立川市 清掃事業年報, p.11, 2023
https://www.city.tachikawa.lg.jp/_res/projects/default_project/_page/_001/020/674/toukei.pdf

- 84) さいたま市：清掃事業概要 令和5年度版, p.30
https://www.city.saitama.lg.jp/001/006/006/p007306_d/fil/gaiyou.pdf
- 85) 京都市環境政策局事業系廃棄物対策室：剪定枝・刈草のリサイクル BOOK～有効利用を促進するために～, 2013
<https://www.city.kyoto.lg.jp/kankyo/cmsfiles/contents/0000000/35/senteisibook.pdf>
- 86) 中村章吾：剪定枝リサイクルを実施している市の実施実態及び問題点に関する研究, 滋賀県立大学卒業論文, 2013
<http://kanayalab.qcweb.jp/2012PDF/nakamura/2012nakamuraAb.pdf>
- 87) NEXCO 東日本 HP: 緑のリサイクルへの新たなチャレンジ～東北自動車道那須高原サービスエリアバイオマスガス発電の実用化～
https://www.e-nexco.co.jp/rest/pressroom/press_release/head_office/h28/0804/pdfs/pdf.pdf
- 88) 国土交通省 HP：都市公園の柔軟な管理運営のあり方に関する検討会提言 参考資料【事例編】, 2022
<https://www.mlit.go.jp/toshi/park/content/001519907.pdf>
- 89) 落修一, 南山瑞彦, 鈴木穰, 越智崇：木質に蒸煮・爆砕を施すことによる木質と下水汚泥との混合・嫌気性消化法に関する研究, 下水道協会誌, Vol.41, No.498, pp.97-107, 2004
- 90) 国土交通省国土技術政策総合研究所下水処理研究室：B-DASH プロジェクト No.2 バイオガスを活用した効果的な再生可能エネルギー生産システム導入ガイドライン(案), 国総研資料, 第737号, pp.14-15, 2013
- 91) 高橋啓太, 岡安祐司, 宮本豊尚：ベルトプレス脱水機を用いた消化汚泥と刈草の長期混合脱水試験, 第61回下水道研究発表会, pp.913-915, 2024
- 92) 久保光：福井県における下水汚泥と街路樹剪定枝葉の有効利用について, 再生と利用, Vol.34, No.127, pp.98-107, 2010

2 下水汚泥焼却の現状把握

2.1 概説

我が国における下水汚泥焼却は60年以上の歴史を有している¹⁾。また現在の制度では、改築に際して交付金の交付対象となる焼却設備は10年経過したものとなる²⁾が、一部では長寿命化対策を施して10年を超えても運転されていると考えられる。さらに、設計当初の焼却汚泥量と比較して、実際の焼却量は人口動態や面整備の進捗状況などから個々の処理場で状況が異なっていると想定される。そこで本研究を実施するにあたり、まず全国の下汚泥焼却の現状を把握した。これは、第4章以降で示す実験や机上検討を実施するにあたり、条件の設定や妥当性を確認する必要があるためである。主な調査項目とその利用用途を以下に示す。

- ① 現状の焼却炉の規模：机上検討における焼却炉の規模の設定に利用（第6章）
- ② 脱水汚泥の性状：実験条件の設定・検証（第4章）や試算条件の設定（第6章）
- ③ 焼却炉の補助燃料利用と負荷率：机上検討における負荷率の設定に利用（第6章）
- ④ 焼却炉の温度：実験条件の設定・検証（第4章）や試算条件の設定（第6章）
- ⑤ 排気ガス量：机上検討における試算条件の設定（第6章）

また、付着予測式とクリンカの発生事例についても比較を実施（第4章）

排気ガス発生量や灰発生量が増加することに伴う、煙突や集塵設備等の施設増強の必要性を確認

調査方法は、過年度の下水道統計から焼却プロセスの採用状況の変化を整理するとともに、全国の下汚泥処理場に焼却炉が設置されている公共団体を対象に実態に関するアンケート調査を実施し、全団体から回答を得た³⁾。なお、アンケート調査票については第8章の付録で示している。

2.2 調査方法

焼却炉を設置している全国の処理場（245 基）を対象として、アンケート調査を実施した。回答は全ての焼却炉から得た。なお、ここでの統計学的検討は、Welch の t 検定（両側）を用い、有意水準に 0.05 を採用し、P 値<0.05 を有意差ありとした。

2.2.1 焼却炉の種類

休止中等の炉が 21 基あり、データを集計できた炉は 224 基であった。表-2.1 に焼却炉の種類を示す。最も多い炉は流動床焼却炉で 192 基であり、ストーカ炉は 9 基であった。

表-2.1 焼却炉の種類

流動床焼却炉	ストーカ炉	多段吹入燃焼式 流動床炉	二段燃焼式 循環流動床炉	過給式 流動床炉	ガス化炉	その他	合計
192 基	9 基	4 基	3 基	9 基	2 基	5 基	224 基

2.2.2 脱水污泥の物性

脱水污泥の物性については、含水率、VS/TS 及び発熱量について集計した。なお、VS/TS については、回答された値にあいまいなものが多数あったため、平成 30 年度下水道統計⁴⁾の値を参照した。低位発熱量から高位発熱量へ換算する際の水の飽和蒸気の比エンタルピは 2.5 MJ/kg（≒2512 kJ/kg⁵⁾）とし、含水率と水素含有量はアンケートの回答に基づき計算した。一方、水素含有量の記載がない場合は 5%（アンケートで回答のあった設計時の平均値は 5.9%）と仮定した。

2.2.3 補助燃料使用状況と負荷率

燃料の低位発熱量はアンケート回答を用いたが、回答がない場合や高位発熱量と思われる回答については、重油：36.7MJ/L（A重油の値を採用）⁶⁾、灯油：34.3MJ/L⁶⁾、都市ガス：36.4MJ/m³⁶⁾、及び消化ガス：22.4MJ/m³（アンケート回答の平均値）として計算した。なお、1回の立ち上げに使用するエネルギーについては、立ち上げ時に使用するエネルギーが1GJを超えて1000GJ未満となる処理場を対象に整理した。さらに、燃料の使用量に燃料の低位発熱量を乗じてエネルギーに換算した。汚泥由来のエネルギー量については、汚泥の年間焼却量に汚泥の低位発熱量を乗じて求めた。なお、有効な結果が得られたのは102基分であった。

また、式（2.1）により、全投入エネルギーに対する補助燃料の割合(%)を算出した。負荷率は、式（2.2）に従い求めたデータを採用した。

$$\text{全投入エネルギーに対する補助燃料の割合(\%)} = \frac{\text{補助燃料のエネルギー(GJ)}}{\text{汚泥+補助燃料のエネルギー(GJ)}} \times 100 \cdots \text{式 (2.1)}$$

$$\text{負荷率(\%)} = \frac{\text{実際の汚泥処理量(wet-t/年)}}{\text{設計汚泥処理能力(wet-t/日)} \times \text{実運転日数(日)}} \times 100 \cdots \text{式 (2.2)}$$

2.2.4 流動床焼却炉の温度とクリンカ発生経験

流動床焼却炉の温度については、砂層部とフリーボード（FB）部について回答を求めたが、砂層部がFB部の温度を上回る回答や1000℃を超える回答は集計から除外した。クリンカの発生については有無について回答を求めた。あわせて、高度処理実施の有無は平成30年度下水道統計⁴⁾の記載によって抽出した。

2.2.5 排ガス量

煙突から最終的に排出される排ガス量（湿り）については、定常運転時の時間当たりの排ガス量及び大気汚染防止法の届出に記載された排ガス量（湿り）について回答を求めた。集計は流動床焼却炉とストーカ炉の合計201基を対象としたが、有効な回答数は定常運転時の時間当たりの排ガス量は196基で、大気汚染防止法の届出に記載された排ガス量は172基であった。集塵機及び洗煙塔の能力については、それぞれの入り口の流量の設計値を回答として求めた。1処理場あたりに複数の焼却炉や集塵機がある場合は、複数の焼却炉の排ガスを単一の集塵機で処理する場合や、1つの焼却炉の排ガスを複数の集塵機で処理する場合等、排ガス処理の運用が複雑化する可能性があるため、本研究では焼却炉が1処理場に2基以内で、且つ集塵機を1種類単独使用している流動床焼却炉について整理した。その時の回答数は63となった。

2.3 調査結果と考察

2.3.1 焼却炉の設置状況

図-2.1に焼却炉の設計処理能力の分布を示す。脱水汚泥の日処理量約50t付近（25t以上～75t未満）が最も多く、次いで約100t付近（75t以上～125t未満）の炉が多かった。図-2.2に供用開始年を示すが、1995年～1999年から運転を開始した炉が多い結果であった。また、2010年以降では、新たに開発された省エネ型の焼却炉である多段吹込燃焼式流動床炉、二段燃焼式及び過給式流動床炉の割合が増加していた。

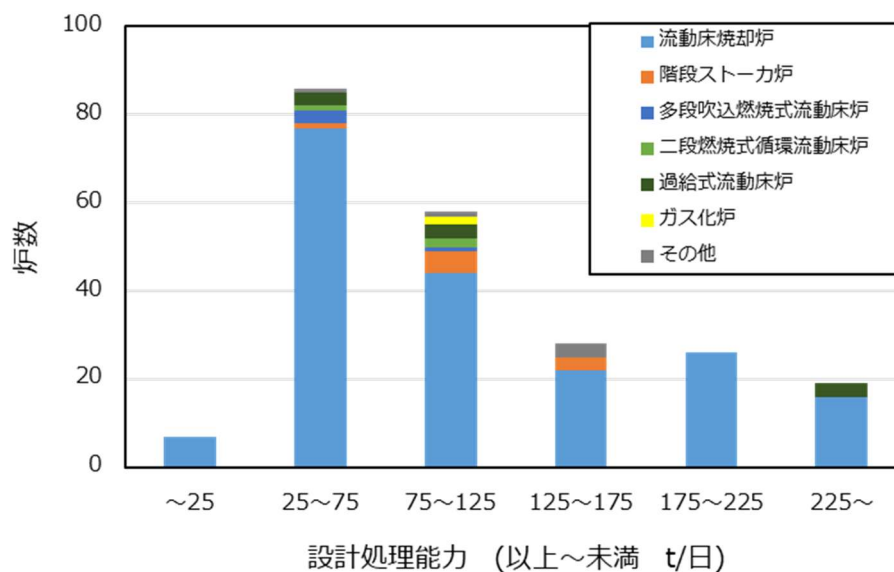


図-2.1 設計能力の分布

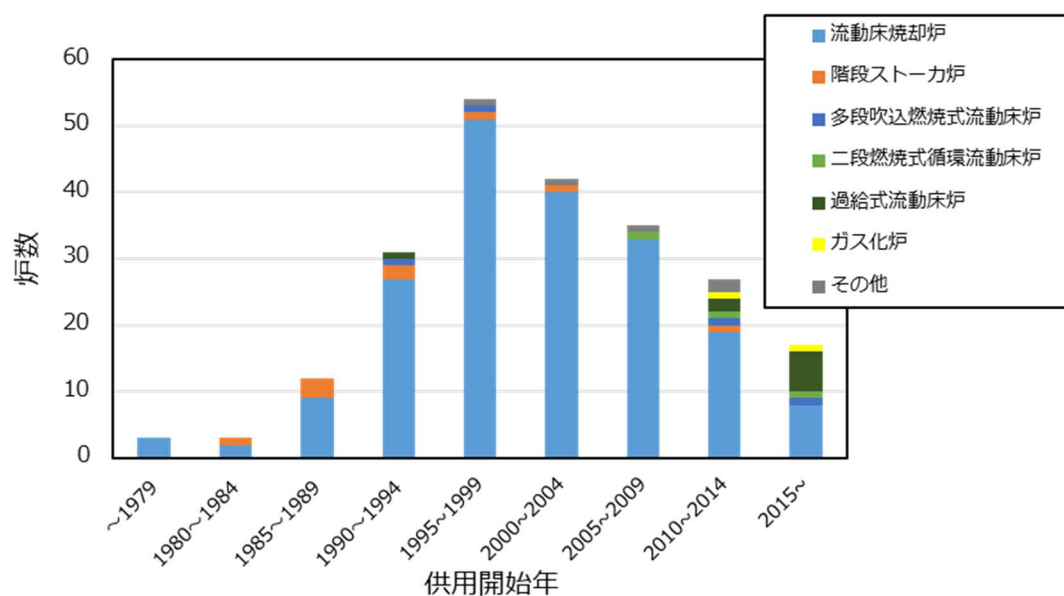


図-2.2 供用開始年の分布

2.3.2 脱水汚泥の性状

消化汚泥を含まない脱水汚泥（消化なし）を焼却している炉は164基あり、消化汚泥を含む脱水汚泥（一部消化も含む）を焼却している炉（60基）に比べて多かった。表-2.2に汚泥の発熱量、含水率、VS/TS及び化学組成の比較を示す。消化なしの高位発熱量は、消化ありに比べていずれも高く、P値<0.05であることから統計学的に有意な差が見られた。また、VS/TSについては、消化によって有機物の分解が想定されたが、消化ありの場合（81.4%）がなしの場合（82.9%）に比べてやや低い程度ではあるものの、P値<0.05であり、統計学的には有意な差が認められた。炭素、水素及び酸素の平均値はいずれも消化ありが消化なしに比べて低く、またP値<0.05であることから、統計学的に有意な差が認められた。消化によって種々のガス（メタン、二酸化炭素等）が発生するため、これらの元素の含有量低下は、有機物の分解及びガスの発生によるものと考えられる。一方で、窒素、硫黄、リン及び塩素の平均値には両者に有意な差は見られなかった。

様々な脱水方法での脱水汚泥のデータを取りまとめた既往文献⁷⁾と比較すると、高位発熱量についてはアンケート結果が合流の値と分流の値の間に位置し、同等程度と考えられた。一方で、消化ありの含水率は文献値と比較してアンケート結果のほうが低く、VS/TSや低位発熱量は文献値と比較してアンケート結果のほうが高い結果となった。消化により汚泥が難脱水となる⁸⁾が、消化かつ焼却を実施している処理場では、濃縮汚泥の全量ではなく一部のみを消化する部分消化などにより脱水性を改善して汚泥の低含水化を図り、焼却プロセスでのエネルギーの使用削減を行っている可能性が示唆された。

表-2.2 脱水汚泥の発熱量、含水率、VS/TSと組成
(既往文献⁷⁾との比較)

			高位発熱量 MJ/kg-dry	低位発熱量 (湿り) MJ/kg-wet	含水率 %	VS/TS %	組成						
							C	H	N	O	S	P	Cl
							%-DS	%-DS	%-DS	%-DS	%-DS	%-DS	%-DS
アンケート結果	消化なし	平均値	18.8	2.0	77.5	82.9	45	6.7	5.5	32.4	0.65	1.4	0.14
		中央値	18.5	2.0	77.3	83	44.8	6.7	5.4	32.8	0.59	1.4	0.08
		標準偏差	2.1	0.7	2.3	4.2	3.7	0.4	0.7	3.8	0.29	0.3	0.24
		データ数	102	102	156	153	65	65	75	60	79	34	34
	消化あり	平均値	16.6	1.1	80.0	81.4	35.2	5.3	5.9	20	0.79	2	0.17
		中央値	16.9	1.1	80.0	81.4	38.2	5.8	5.5	22.6	0.7	1.4	0.11
		標準偏差	2.5	0.6	2.5	4.2	10.6	1.6	4.5	9.6	0.45	1.2	0.21
		データ数	29	29	60	58	18	18	18	12	19	5	13
	p 値		2.0×10 ⁻⁴	8.3×10 ⁻⁸	1.4×10 ⁻⁹	0.025	0.0015	0.0015	0.72	0.0013	0.19	0.32	0.68
文献値	分流混合生	平均値	19.2	1.5	80.0	85.5	42.4	6.9	6.3	29.1	0.70	2.5	－
	合流混合生	平均値	18.3	1.8	77.6	81.6	40.7	6.5	4.8	28.9	0.67	2.3	－
	分流消化	平均値	17.3	0.85	81.5	75.6	37.4	6.3	6.1	24.7	1.1	3.4	－
	合流消化	平均値	16.2	0.81	80.9	70	35	5.9	5.4	22.4	1.2	3.5	－

2.3.3 流動床焼却炉における補助燃料使用状況と負荷率

2.3.3.1 立ち上げ時

流動床焼却炉（192 基）を対象に，立ち上げ時に使用する補助燃料の種類を整理した結果を表-2.3 に示す．重油を使用している炉が多く，次いで都市ガス・LPG を使用している炉が多かった．また，消化ガスを立ち上げ時に使用する炉及び燃料を複数併用する炉は，後述する定常時（表-2.5）に比べて減少しており，立ち上げ時のみ重油や都市ガス・LPG を単独で使用する炉もあった．また，複数の燃料を併用している炉は 11 基あり，その内の 8 基は消化ガスとその他の燃料を併用していた．

表-2.3 立ち上げ時の補助燃料の種類

(基)	重油	都市ガス・ LPG	灯油	消化ガス	自燃	複数併用	回答なし	合計
消化なし	70	52	10	0	0	1	4	137
消化あり	22	13	2	8	0	10	0	55
合計	92	65	12	8	0	11	4	192

表-2.4 に流動床焼却炉における 1 年間の立ち上げ回数の平均値及び中央値を示す．立ち上げ回数の平均値は 17.6 回/年及び中央値は 4 回/年であった．アンケートで回答のあった 186 基の焼却炉の内，約 7 割（128 基）については立ち上げ回数は 10 回/年未満との回答であった．一方で，10 回/年以上と回答した焼却炉では最大で 325 回/年と回答した焼却炉もあり，日間起動停止運転を実施している焼却炉では頻繁に立ち上げを実施していた．また，10 回/年以上と回答した焼却炉（58 基）の約 6 割（35 基）は 75t/日未満の比較的小さな炉であった．特に，100 回/年以上と回答した焼却炉は 6 基あったが，それらはいずれも 75t/日未満の焼却炉であった．

表-2.4 立ち上げ回数

(回/年)	平均値	中央値	回答数
立ち上げ回数	17.6	4	186

焼却炉の設計処理能力と立ち上げ時に使用する補助燃料のエネルギーとの関係を図-2.3に示す。立ち上げ時に燃料単独使用をしている流動床焼却炉（合計 177 基）に対し、有効な回答数は 127 基となった。立ち上げ時に使用するエネルギーは設計処理能力と正の相関がみられた。また図-2.3 の傾きは 1.86 GJ/回・日/t であった。これは後述（図-2.4）する定常時の汚泥と補助燃料の傾き 467 GJ/年・日/t の 0.4%（ $\div 1.86 \div 467 \times 100$ ）に相当し、定常時の補助燃料の傾き 95.6 GJ/年・日/t の 1.9%（ $\div 1.86 \div 95.6 \times 100$ ）に相当している傾向であった。これらのことから、1 回の立ち上げ時では、年間の汚泥と補助燃料の合計エネルギーの約 0.4%、及び補助燃料の年間投入エネルギーの約 2% に相当するエネルギーを使用していると考えられた。

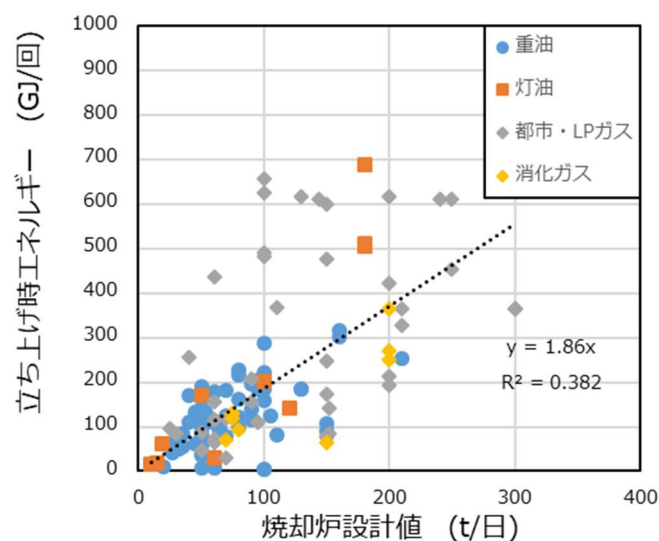


図-2.3 設計処理能力と立ち上げ時補助燃料エネルギー

2.3.3.2 定常運転時

流動床焼却炉（192 基）を対象に，定常運転時に使用している補助燃料の種類を整理した．結果を表-2.5 に示す．重油を使用している炉が多く，次いで都市ガス・LPG を使用している炉が多かった．消化を行っている場合は消化ガスを補助燃料として利用している炉もあった．また複数の燃料を併用している炉は 16 基あり，これらはいずれも消化ガスとその他の燃料を併用していた．

表-2.5 定常時の補助燃料の種類

(基)	重油	都市ガス・LPG	灯油	消化ガス	自燃	複数併用	回答なし	合計
消化なし	73	50	12	0	1	0	1	137
消化あり	11	11	1	16	0	16	0	55
合計	84	61	13	16	1	16	1	192

単一の燃料使用をしている炉（合計 175 基）に対し，使用量の回答があった炉は合計で 167 基であった．燃料及び汚泥それぞれのエネルギー量と設計処理能力との関係を図-2.4 に示す．設計能力と投入エネルギー量には正の相関がみられ，汚泥＋補助燃料（467GJ/年・日t），汚泥のみ（387GJ/年・日t）及び補助燃料のみ（95.6GJ/年・日t）のそれぞれの傾きから，汚泥＋補助燃料のエネルギーに対し，汚泥は約 80%（ $\div 387 \div 467 \times 100$ ）及び補助燃料は約 20%分（ $\div 95.6 \div 467 \times 100$ ）に相当している傾向にあった．

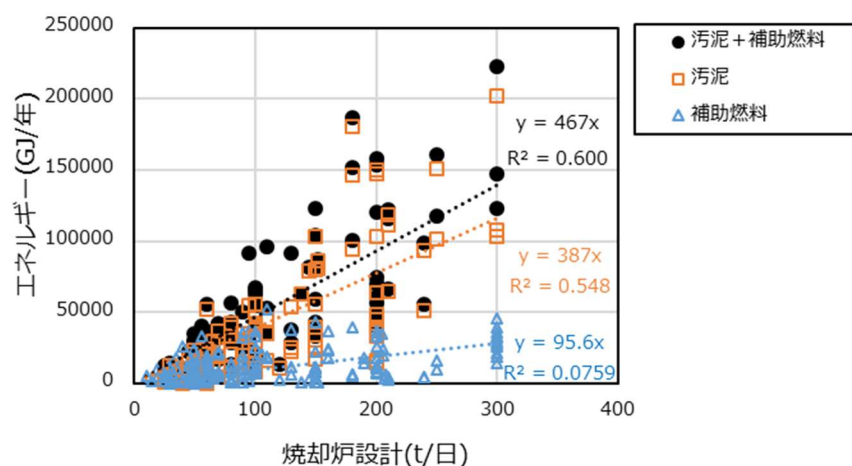


図-2.4 設計処理能力と，補助燃料及び汚泥のエネルギー量

全投入エネルギーに対する補助燃料の割合と、負荷率の関係を図-2.5に示す。負荷率が低いと、全投入エネルギーに対する補助燃料の割合が高い傾向が見られた。また、消化汚泥（一部消化を含む）を焼却する場合では、負荷率が80%程度でも、投入エネルギーの40%以上を補助燃料で補っている場合も見られた。

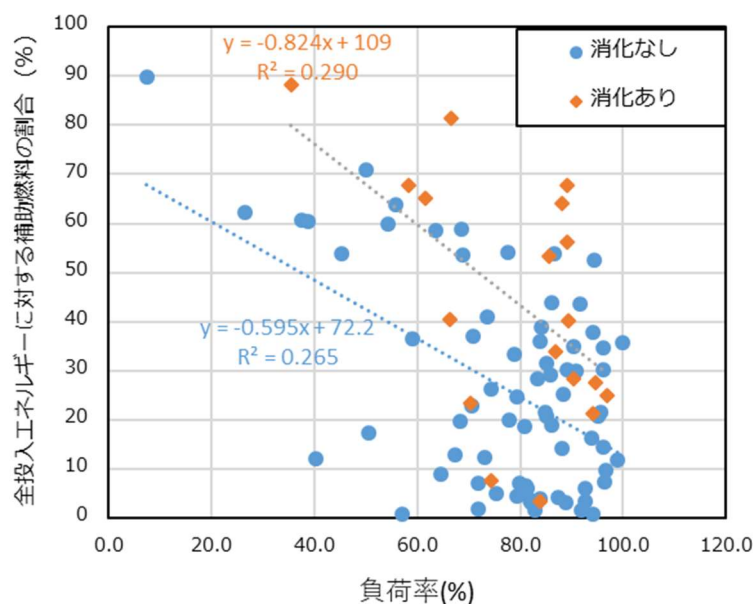


図-2.5 負荷率と全投入エネルギーに対する補助燃料のエネルギーの割合

図-2.6と図-2.7に補助燃料の割合及び負荷率の分布をそれぞれ示す。流動床焼却炉における補助燃料の割合と負荷率の平均値は、それぞれ29%と77%であった。補助燃料の割合が30%以上の炉は75t/日未満と75t/日以上～125t/日未満で、また負荷率が70%以下の炉は75t/日未満の比較的小さな炉に多く見られた。

表-2.6に75t/日未満の炉とそれ以上の規模の炉の補助燃料の割合と負荷率の平均値を示す。75t/日未満の比較的小さな炉では、それ以上の規模の炉と比較して補助燃料のエネルギーの割合が高く（39.8%）、負荷率は低い（70.1%）結果であった。また、Welchのt検定の結果では、どちらもP値<0.05であり、75t/日未満の炉とそれ以上の規模の炉において有意な差が認められた。

以上のように、負荷率が低い（設計能力に対して汚泥の供給量が少ない）炉では補助燃料の使用が増加する傾向が見られ（図-2.5）、特に設計能力が小さい焼却炉では負荷率が低く、補助燃料の割合が高くなる傾向であった（図-2.6、図-2.7及び表-2.6）。また消化汚泥を焼却している場合では負荷率が高くても、補助燃料の使用が多い傾向であった（図-2.5）。これらの結果から、焼却炉の規模が小さい処理場や消化によって汚泥の発熱量が低くなっている場合については、特に環境負荷の小さな補助燃料の適用が望まれることが示された。

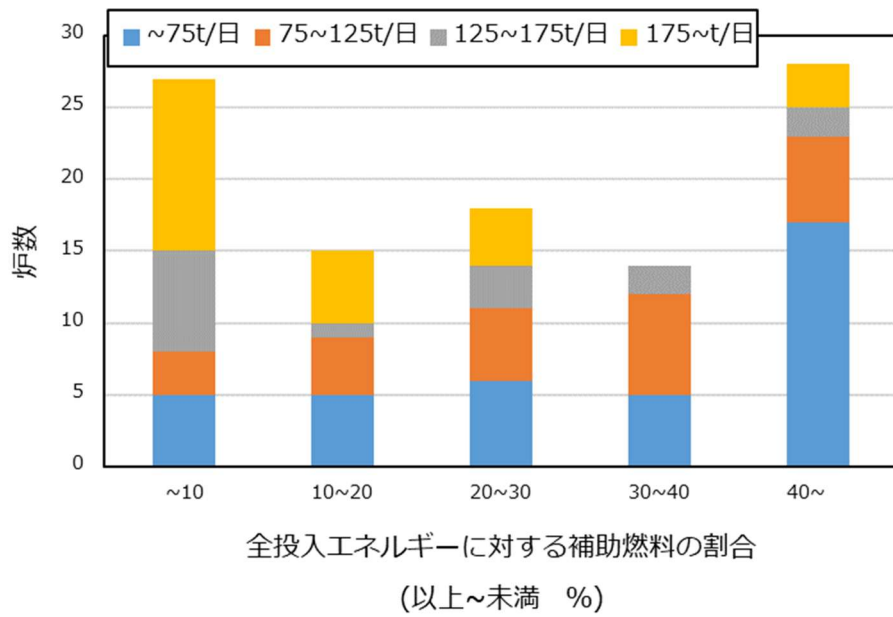


図-2.6 全投入エネルギーに対する補助燃料の割合の分布

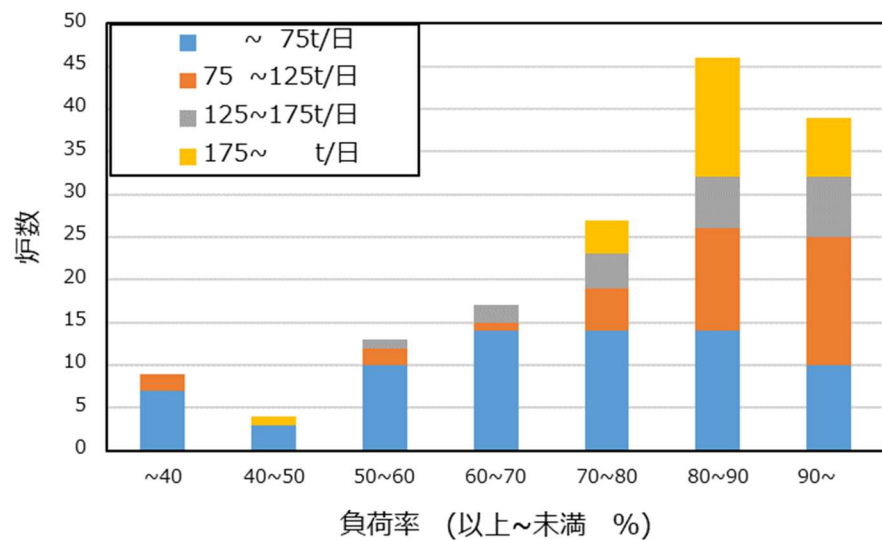


図-2.7 負荷率の分布

表-2.6 75t/日未満の炉とそれ以上の規模の炉における補助燃料のエネルギーの割合と負荷率の比較

炉の規模	補助燃料のエネルギーの割合			負荷率		
	平均値(%)	データ数	P 値	平均値(%)	データ数	P 値
75 t/日未満	39.8	38	3.6×10^{-6}	70.1	71	6.2×10^{-4}
75 t/日以上	23.1	64		83.4	83	

2.3.4 流動床焼却炉の炉内温度とクリンカ発生経験

2.3.4.1 定常運転時の炉内温度

流動床焼却炉を対象に、FB部温度と、砂層部の温度を整理した。図-2.8にその分布を示す。FB部温度の回答数は178基であった。砂層部については、有効な回答数は139基であった。FB部の平均値及び中央値は約860℃であり、砂層部の平均値及び中央値は約800℃であった。下水道維持管理指針（2014）では、運転指標として砂層部の温度を600～800℃に、FB部の温度を800～850℃とすることが示されている⁹が、現状では指針に示された値よりも高い温度で運用されている炉が多く存在していた。

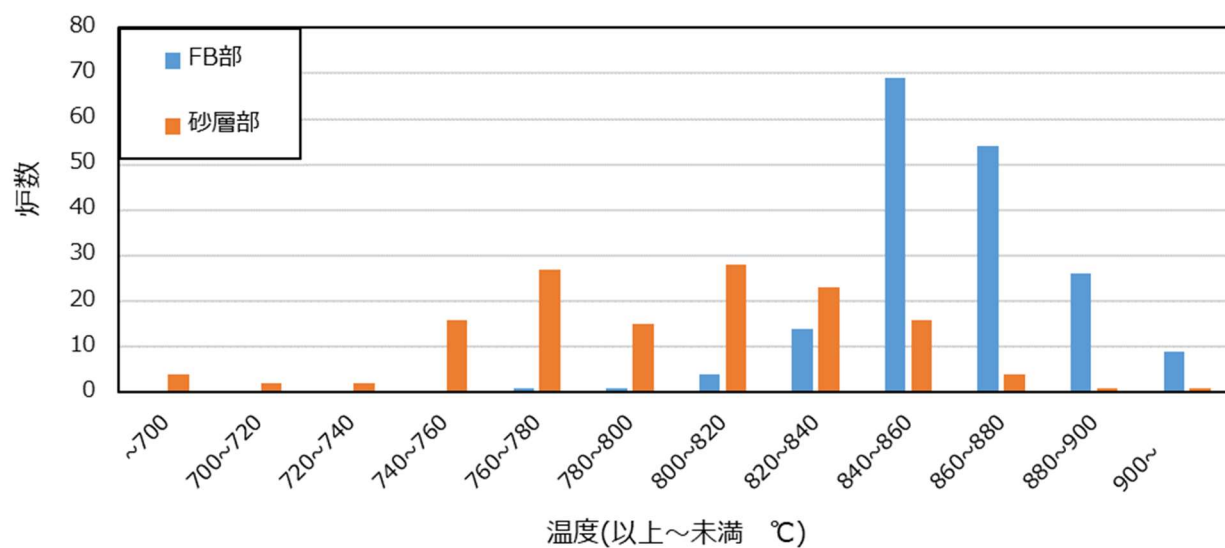


図-2.8 流動床焼却炉内温度の分布

2.3.4.2 クリンカ発生経験と高度処理

クリンカの発生経験についての集計結果を表-2.7に示す。約半数の焼却炉においてクリンカの発生があるとの回答であった。次に、高度処理を行っている処理場では汚泥にリンが蓄積していると予想されるため、高度処理によって発生した汚泥を焼却している流動床焼却炉のFB部温度に注目し、図-2.9にその分布を示した。クリンカ発生ありと回答した炉の平均値は863℃（中央値860℃）であり、クリンカ発生なしと回答した炉の平均値は858℃（中央値857℃）であったが、P値>0.05（p=0.36）であり、有意な差ではなかった。しかし、クリンカ発生なしと回答した炉は、FB部温度が855℃以上～860℃未満の回答数が最も多く、クリンカ発生ありと回答した炉の温度範囲（860℃以上～865℃未満）よりも低い温度であった。このため、高度処理を行っている処理場においては、高いFB部温度で運転している炉ほどクリンカが発生しやすい傾向が見られた。これは高温で焼却する場合、融点の低いリンの影響が顕著に見られやすいことが一因と考えられる¹⁰⁾。

表-2.7 クリンカ発生経験の有無

(基)	クリンカ発生あり	クリンカ発生なし	不明・回答無	合計
流動床焼却炉	91	85	16	192
ストーカ炉	7	2	0	9
その他	12	10	1	23
合計	110	97	17	224

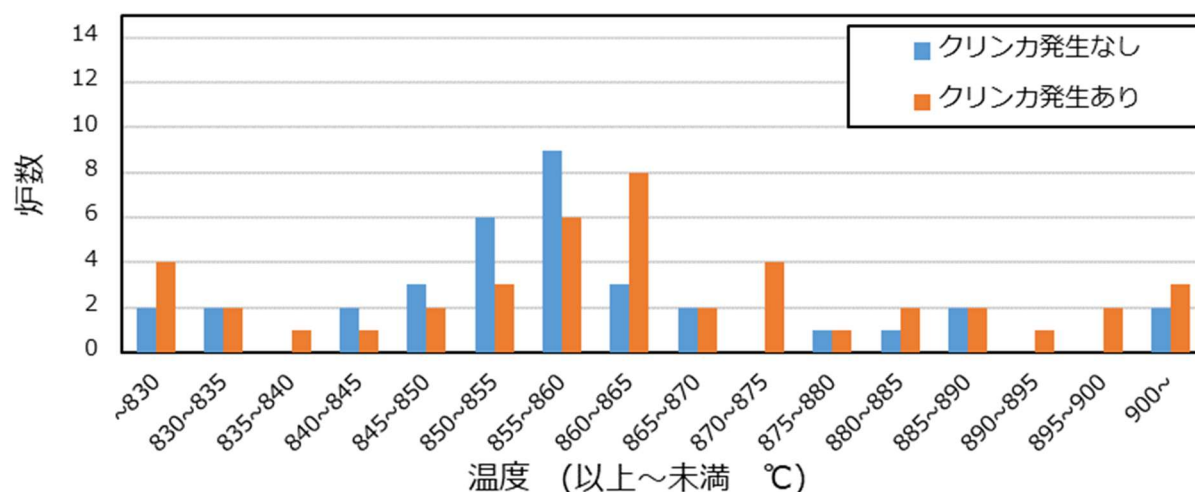


図-2.9 高度処理実施処理場のFB部温度

2.3.5 排ガス処理設備

2.3.5.1 定常運転時の排ガス量

定常運転時とばい煙発生施設設置届出書（大気汚染防止法に基づく届出）に記載された煙突での排ガス量（湿り）の比較を図-2.10に示す。実際の排ガス量と届出に記載された排ガス量には正の相関がみられ、その傾きは $1.22 \text{ Nm}^3/\text{h} \cdot \text{h}/\text{Nm}^3$ であったことから、大気汚染防止法に基づく届出に記載された排ガス量は実際の排ガス量に対し概ね 1.2 倍程度高い値であることが示された。また、流動床焼却炉とストーカ炉でこの傾向に大きな違いは見られなかった。

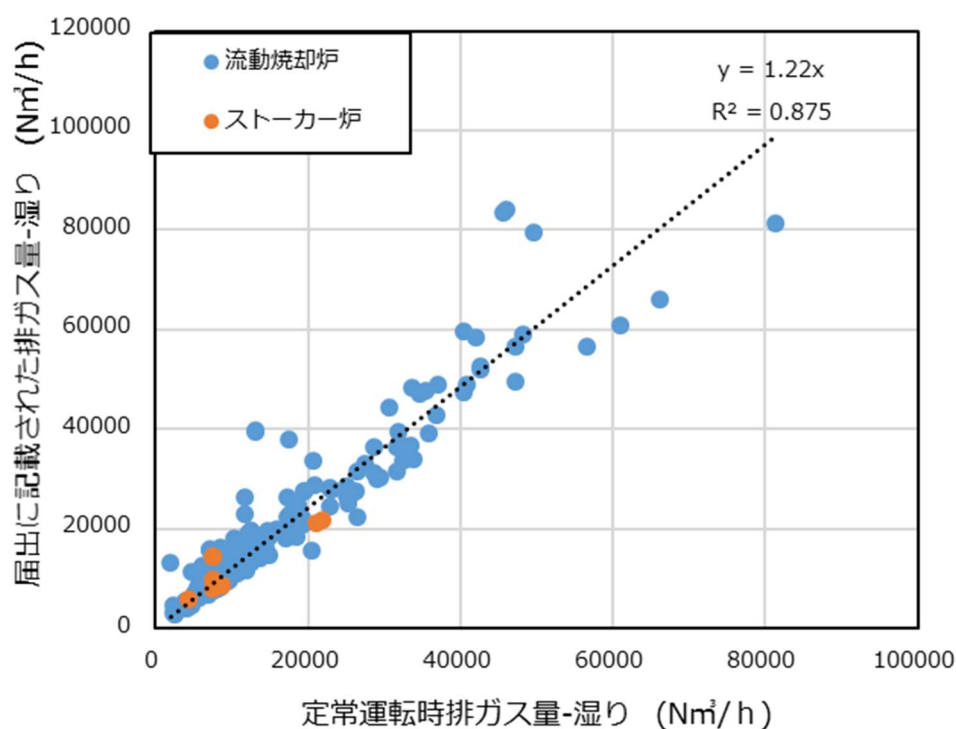


図-2.10 定常運転時及び届出に記載された排ガス量

2.3.5.2 集塵設備と洗煙塔

表-2.8に集塵機の設置状況と単独で利用される場合の集塵機の種類をそれぞれ示す。集塵設備は1つの種類を単独で利用する場合が多かったが（約6割），集塵機を複数併用している場合もあった。単独利用の場合は，バグフィルタが設置されている場合が多く，次いでセラミックフィルタ，サイクロンの順であった（表-2.9）。複数を併用する場合では，サイクロンを中心に，電気集塵機（湿式または乾式またはその両方）やバグフィルタを組み合わせる場合が多かった。

表-2.8 集塵機の設置状況

（基）	単独使用	複数併用	無回答	全数
流動床焼却炉	116	68	8	192
ストーカ炉	2	7	0	9
その他	14	9	0	23
全炉合計	132	84	8	224

表-2.9 集塵機を1種類単独利用する場合の種類

（基）	バグフィルタ	サイクロン	乾式電気集塵機	湿式電気集塵機	セラミックフィルタ	その他	合計
流動床焼却炉	77	16	4	0	18	1	116
ストーカ炉	1	0	1	0	0	0	2
その他	8	0	0	0	6	0	14
全炉合計	86	16	5	0	24	1	132

集塵機能力と、定常時の排ガス量及び大気汚染防止法に基づく届出に記載された煙突での排ガス量との比較を図-2.11に示す。集塵機能力は焼却炉の能力と相関があり、定常時の排ガス量（ $167\text{Nm}^3/\text{h} \cdot \text{日}/\text{wet-t}$ ）及び届出に記載された排ガス量（ $197\text{Nm}^3/\text{h} \cdot \text{日}/\text{wet-t}$ ）の傾きは集塵機能力の傾き（ $137\text{Nm}^3/\text{h} \cdot \text{日}/\text{wet-t}$ ）に対し、それぞれ約1.2倍（ $\div 167 \div 137$ ）及び1.4倍（ $\div 197 \div 137$ ）高い値であった。これは白煙防止対策等のため集塵機能力よりもこれらの排ガス量が高いものと考えられる。洗煙塔能力の傾きは $130\text{Nm}^3/\text{h} \cdot \text{日}/\text{wet-t}$ であり、全ての傾きの中で最も小さい値であった。

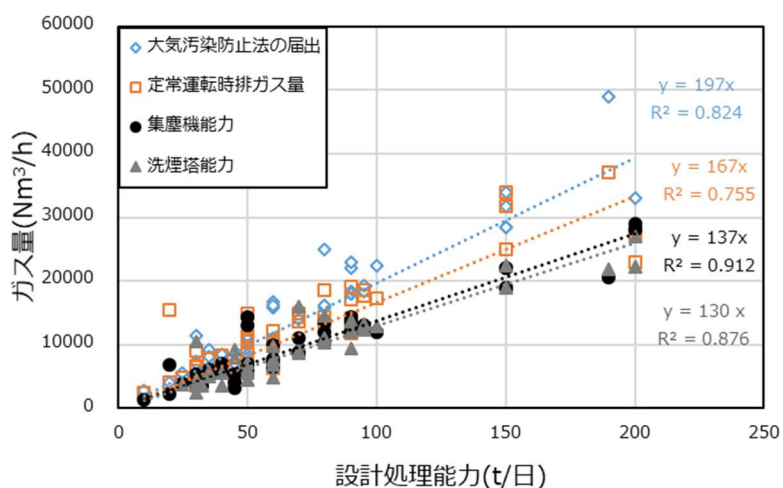


図-2.11 焼却炉の設計処理能力に対する排ガス処理能力

2.4 結語

アンケート調査から、下水汚泥焼却炉の実態について以下の知見を得た。

- 1) 全国に設置されている下水汚泥焼却炉は、日処理量約 50t 付近（25t 以上～75t 未満）が最も多く、次いで約 100t 付近（75t 以上～125t 未満）の炉が多かった。供与開始年は 1995 年～1999 年から運転を開始した炉が多かった。最も多い種類は流動床焼却炉であった。また、消化汚泥を含まない脱水汚泥を焼却している炉は 164 基あり、消化汚泥を含む脱水汚泥を焼却している炉（60 基）に比べて多かった。消化汚泥を含む脱水汚泥では、消化によって有機物が分解しており、消化汚泥を含まない脱水汚泥に比べて発熱量が低くなることが示された。
- 2) 流動床焼却炉における補助燃料の割合と負荷率の平均値はそれぞれ 29%と 77%であった。設計能力が小さい 75t/日未満の焼却炉では負荷率は平均で約 70%と低く、補助燃料のエネルギーの割合は約 40%と高くなっていることがわかった。消化汚泥を焼却している場合では負荷率が高くても、補助燃料の使用が多い傾向であった。
- 3) 流動床焼却炉の FB 部の平均値及び中央値は約 860℃であり、下水道維持管理指針（2014）では、運転指標として示されている 800～850℃よりも高い温度で運用されている炉が多く存在していた。高度処理を行っている処理場では、FB 部を高い温度で運用している流動床焼却炉ほどクリンカが発生しやすい傾向が見られた。これはリンが影響したものと考えられる。
- 4) 大気汚染防止法に基づく届出に記載された煙突での排ガス量は定常運転時の排ガス量に比べて 1.2 倍程度高かった。刈草や剪定枝を補助燃料として使用する場合、排ガス量の増加が現状の約 2 割以内に収まれば大気汚染防止法を遵守できることが予想される。一方で、これまでとは異なる補助燃料を使用して排ガス量が増加する場合は洗煙塔の能力により制限される可能性がある。

第2章 参考文献

- 1) 社団法人日本水道協会：公共下水道統計(昭和37年度版)
- 2) 国土交通省：下水道施設の改築について 別表, 令和4年4月1日 国水下水事第67号下水道事業課長通知, 2022
- 3) 谷藤溪詩, 宮本豊尚, 重村浩之, 岡安祐司, 高岡昌輝：次世代補助燃料を適用する下水污泥焼却プロセスに向けた焼却炉運用の全国実態調査, 下水道協会誌, Vol.60, No.727, pp.75-85, 2023
- 4) 公益社団法人日本下水道協会：平成30年度版下水道統計, 75号, 2021
- 5) 公益社団法人日本下水道協会：下水道試験方法 上巻(2012年版), pp.746, 2012
- 6) 資源エネルギー庁：エネルギー源別標準発熱量・炭素排出係数(2018年度改訂)の解説, pp.52-83, 2020, https://www.enecho.meti.go.jp/statistics/total_energy/pdf/stte_028.pdf
- 7) Mahzoun Yahya, 大下和徹, 高岡昌輝, 藤森崇：下水污泥脱水ケーキの全国組成調査による有機物構成元素を中心とした変遷推定と高位発熱量の予測, 下水道協会誌, Vol.54, pp.86-96, 2017
- 8) 公益社団法人日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説 後編, p.476, 2019
- 9) 公益社団法人日本下水道協会：下水道維持管理指針 実務編, p.927, 2014
- 10) 幸田直也, 貫上佳則, 有吉欽吾, 下岸徹也, 田仲弘幸：下水污泥焼却時における溶融物生成に及ぼす下水污泥中の無機成分の影響, 土木学会論文集 G(環境), Vol.77, No.7, pp.III 393-III 401, 2021

3 公物管理由来の刈草・剪定枝の特性

3.1 概説

下水汚泥焼却炉の補助燃料として、安定的な供給が可能でかつ相対的に安価であった重油や都市ガスが用いられてきており、第2章の調査の結果、全192炉のうち約半数の92炉が重油のみを補助燃料として使用していることが分かった。第3章では、これらの化石燃料から環境負荷の小さな補助燃料となりえる公物管理由来の刈草や剪定枝の適用可能性について検討するため、以下について調査した。

まず、公物管理由来の草木類、中でも刈草と剪定枝について、文献や実際の事例をヒアリングすることにより年間や月別の収集量を把握した。その後、刈草と剪定枝について、化学的な特性として水分、VS、発熱量（高位・低位）、元素組成を、物理的な特性として嵩密度と安息角について、文献や実試料を採取して実験的に求めた。これらは、第4章以降で示す実験や机上検討を実施するにあたり、条件の設定や妥当性を確認するために使用するほか、ここで採取した刈草及び剪定枝を第4章での実験に使用し、解析を行った。

あわせて、し渣を混焼するラインを用いた草木破碎物を用いた搬送に関する検討も行い、システムの適用性についても検討を行った。

3.2 公物管理由来の草木類の収集状況例

公共団体では所有する道路・河川・公園・学校などの公共物を適切に維持管理する必要があり、除草や剪定が実施されている。公共事業由来の刈草や剪定枝については、その収集量や組成は種々の機関で測定されている^{12,3)}。しかしながら、実際に収集される量は地域特性が大きく、また月ごと、部門ごとでの収集状況も様々と考えられる。

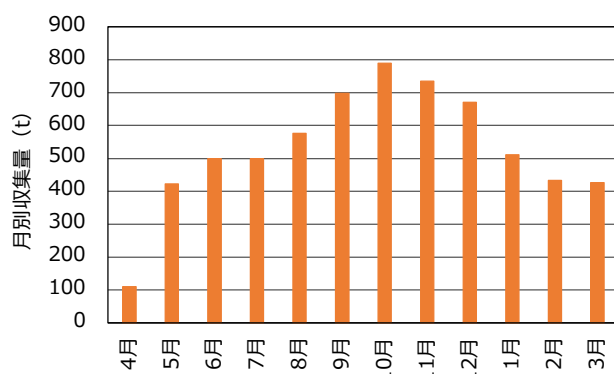
そこで本節では、実際の事例についてヒアリング調査より整理を行った。調査対象としたA市では、老朽化した清掃工場の更新にあたり、原位置での建て替えを実施することが決定された。そのため、市全体で一般廃棄物の焼却能力が低下することから、刈草や剪定枝については、資源利用をすすめる必要があった。

3.2.1 調査方法

A市（人口約100万人、面積約300km²）の全部局に対してアンケート調査を行い、2018年度の公共事業に由来する草木類（刈草・剪定枝以外も含む）の収集量について整理を行った⁴⁾。

3.2.2 調査結果

図-3.1に結果を整理するが、2018年度では、年間で約6,370tが収集されていた。なお、不明と回答した部局については計上から除外した。10月にピークが来ているが、5月から3月まで毎月400t以上、6月から1月まで500t以上収集されていた。また、市役所内の各部局をカテゴリー別で整理した（図-3.2）。公園・緑地系の部局から約50%と最も多く収集されており、続いて道路系、学校系、河川・下水系と続いている。部局ごとの月別収集量の傾向としては、春は主に公園・緑地系部局、夏は河川・下水系や道路系部局からの収集が多くなった。秋以降は基本的に公園・緑地系部局からの収集が主となり、年度末にかけて学校系部局からの収集量が増加する傾向にあった（図-3.3）。



(※月別のデータが一部不明な課については既知データで按分)

図-3.1 2018年度 A市役所各部局で収集した刈草・剪定枝等量⁴⁾

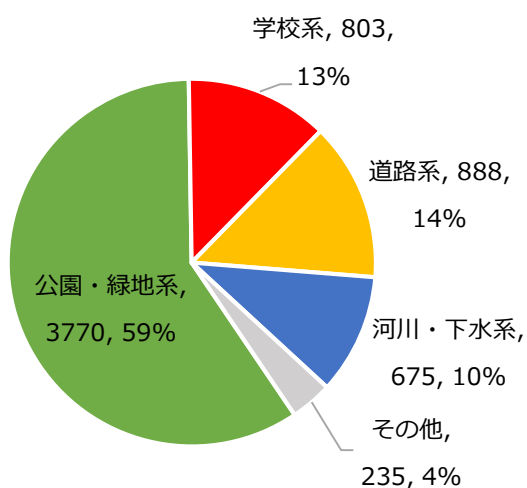


図-3.2 部局別の年間収集量(t)・割合⁴⁾

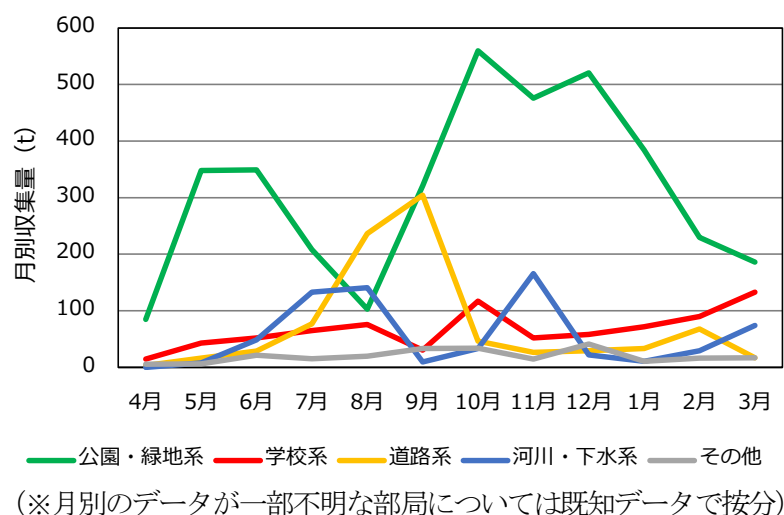


図-3.3 部局別の月別収集量⁴⁾

図-3.1と図-3.3のグラフから、A市の中で業務の平準化が行われている可能性が示唆される。これは受注者の確保できる人工や使用機材が影響している可能性がある。一方で4月は、3月と比べて2割程度と、収集量が大きく落ちている。これは、契約手続きが完了していない可能性や、受注業者が各種手配等を行っていることが考えられる。参考として横浜市の公園及び街路樹由来の刈草や剪定枝等が持ち込まれる横浜市緑のリサイクルプラントの事例を図-3.4に示す³⁾。2006～2011年の平均で年間約4,500tであり、月別では6月から2月が概ね400t以上、3月は約200t、4月は約40t、5月は約130t搬入されていた。河川や学校からの搬入はないが、概ねA市と類似した状況と考えられた。

補助燃料として安定的な確保を目指す場合においては、どこか一つの部局からというより複数の部局と連携し調達する必要がある。また4月については収集量が不足する可能性があるため、必要に応じて草木類の貯蔵や外部からの調達等を行う必要がある。なお、家庭から一般廃棄物として排出され、資源ごみとして回収された剪定枝は、都市の規模にもよるが数百～千t/年程度と無視できない量であった⁵⁾。本検討からは除外するが、必要に応じてこれらの資源の利用についても検討がなされるべきである。

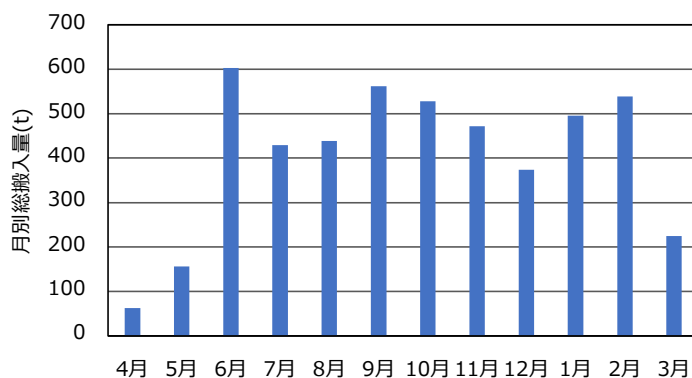


図-3.4 横浜市緑のリサイクルプラントへの平均月別総搬入量
(2006～2012年度途中データ)³⁾

A市の調査によると、公物管理に起因する刈草や剪定枝等の収集量のうち、約4割は刈草と剪定枝が混在した状態で収集されていたが、残りの約6割については、発注形式等により区分することが可能であった。

(ただし収集物の一部に廃木材や落ち葉を含んだ結果であった)。この6割について、刈草を主とする収集物量と剪定枝を主とする収集物量の割合を図-3.5に示した。5月から7月は約60%、9月は80%以上を刈草で占めているが、10月以降は枝の割合が増加し、1月は約95%が剪定枝となっていた。また、参考として横浜市の事例を図-3.6で示す³⁾。A市の事例と比べて全体的に刈草の割合が少なくなっていた。これは特に夏季において河川や道路からの刈草が搬入されていないことが影響していると想定された。

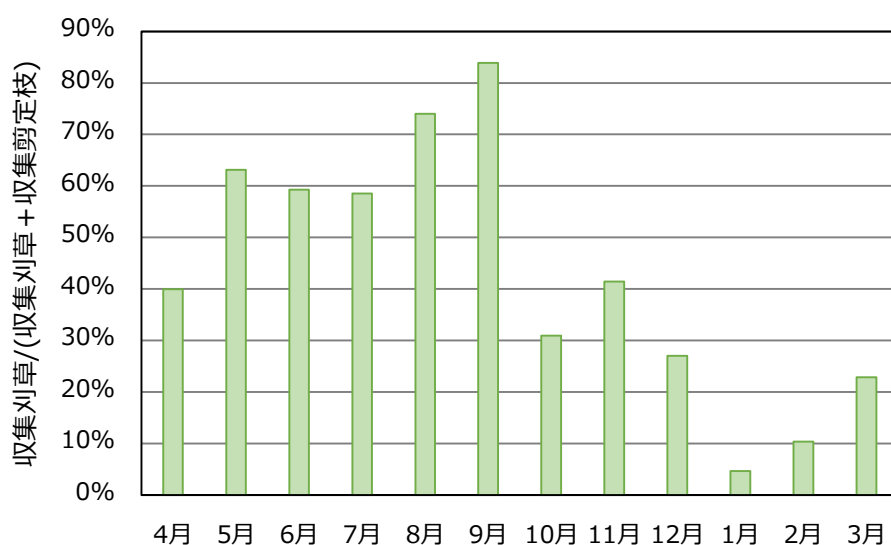


図-3.5 刈草と剪定枝の収集比率（A市）⁴⁾

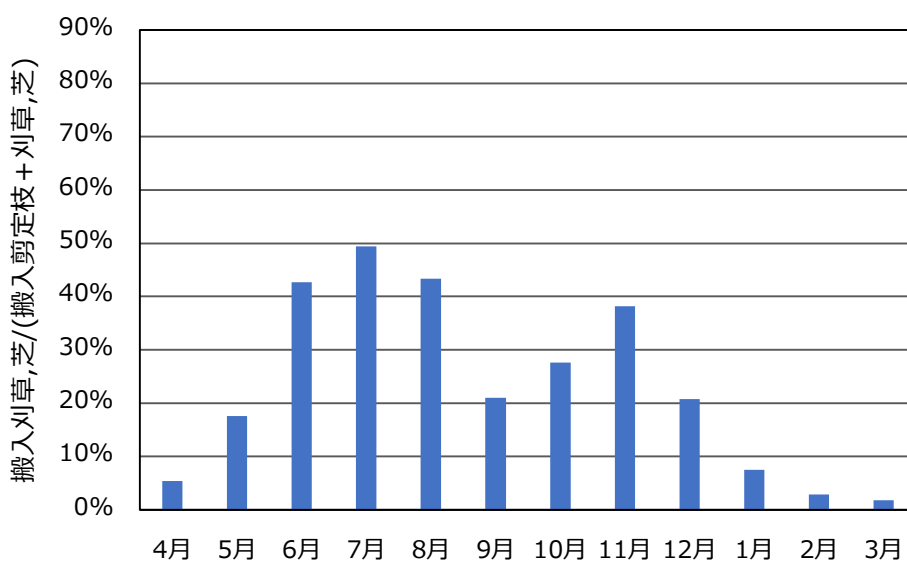


図-3.6 刈草と剪定枝の搬入比率（横浜市・文献値）³⁾

3.3 草木類の化学的・物理的特性

本項では、補助燃料としての利用を想定する草木類の基礎的な化学的及び物理的特性を調査した。化学的な特性の内、特に水分、VS及び発熱量は焼却炉の補助燃料として利用する場合においては、特に重要な情報である。また、元素組成（水素、炭素、窒素、硫黄及び塩素等）は排ガス処理にも影響を及ぼすため、重要である。また、物理的な特性としては、コンベア等を使用した搬送を想定し、シュート部での閉塞やコンベアの搬送に関する特性として、本研究では安息角と嵩密度に着目した。

3.3.1 調査方法とサンプル採取

補助燃料としての化学的な特性を把握するため、汚泥及び草木類のTS、VS、水分、発熱量（高位・低位）及び組成を下水試験方法（2012）⁹等によって測定した。

本研究では想定する草木類の補助燃料として、刈草及び剪定枝を用いた。ただし実験は複数年にわたったため、刈草はB市の公園内から採取したもので、雨天時に採取したもの（刈草1）と晴天時に採取したもの（刈草2）の2種類である。採取地で確認された植物を図-3.7に示す。現地で多く確認された植物はオヒシバであった。剪定枝はB市の別の公園内にあるケヤキ（図-3.8）及びムクノキ（図-3.9）から採取した。これらの刈草及び剪定枝はし渣破砕機の試験機（ヘリオス社製6004EN型）を用いて破砕した。採取した試料について高位発熱量、水分、VS及び元素組成を測定した。水分、VSについては下水試験法により分析を行い、元素組成のうち水素、炭素、窒素、硫黄についてはCHNS元素分析計（エレメンタル製VarioEL Cube）で測定を行った。塩素については蛍光X線分析装置（リガク社製ZSXPrimusIV）で測定を行った。金属類については灰化後に蛍光X線分析装置（パナリティカル製AxiosMAX）によって測定を行った。

さらに刈草及び剪定枝の物理的な性質について安息角及び嵩密度の測定を行った⁷。また比較として、第4章で示すX処理場及びY処理場から採取した脱水汚泥を用いて安息角及び嵩密度の測定を行った。

安息角の測定は、約10L分の試料を、床から筒底の高さが40cmの位置に設置した筒（直径12cm、筒長15cm）を通して、床に落下させた。その時にできた試料堆積物の山の傾斜角（左右の角度の平均値）を測定した。この試験を3回繰り返し、それらの平均値を採用した。嵩体積は、約10Lのサンプルをバケツに量り取り、これを逆さまにしてペール缶（直径24cm、高さ24cm）に移し、その時のペール管内に存在する試料の高さを定規により測定して求めた。タップ体積はこのペール缶を3～4cmの高さから地面に100回打ち付けた後に再度高さを測定して求めた。試料量をこれらの体積で除することで嵩密度及びタップ密度を測定した。測定は各サンプル2回ずつ実施し、その平均値を採用した。圧縮率は以下に示す式（3.1）により求めた。試料は採取した脱水汚泥、刈草1及び剪定枝1（ケヤキ）を用いた。

$$\text{圧縮率(\%)} = (\text{嵩体積} - \text{タップ体積}) \div \text{嵩体積} \times 100 \quad \dots \text{式 (3.1)}$$



図-3.7 刈草採取地と、現地で確認された植物

剪定対象木



図-3.8 本研究で用いた剪定枝1（ケヤキ）

剪定対象木



図-3.9 本研究で用いた剪定枝2（ムクノキ）

3.3.2 化学的な特性把握

3.3.2.1 文献調査結果

焼却炉の既存の補助燃料である化石燃料と、補助燃料として利用を想定する草木類、及び比較値として可燃性の一般廃棄物である紙とプラスチック類の化学的特性について、文献調査により発熱量（高位・低位）、水分、VS 及び元素組成を比較した。また、焼却対象である下水汚泥についても調査した。表-3.1 に発熱量、水分、VS 及び元素組成についてまとめた。草木類の高位発熱量（乾燥ベース）は下水汚泥と同等程度であった。灰分は、草木類では消化汚泥よりも高いが、木本類は草木類よりも全般に灰分が低く、特に主幹は樹皮や枝・葉と比べて灰分が低かった。カリウム含有量は、特に草木類では下水汚泥と比べて 6 倍程度と高い値であったが、リンの含有量は下水汚泥と比べて 1/20 以下であった。

表-3.1 化石資源、下水汚泥、及び草木類等の発熱量と元素組成

	化石資源 ^a		汚泥 ^b		草木類 ^c			一般廃棄物 ^d		
	C重油	石炭	生汚泥 (消化なし)	消化汚泥 (消化あり)	草木類	木本類			紙類	プラスチック類
						主幹	枝・葉	樹皮		
高位発熱量(MJ/kg-dry)	441	327	188	168	178	194	191	185	160	372
含水率(%)	01	00	788	812	67.1	41.1	55.7	348	17.7	19.1
灰分(%onDS)	00	69	165	272	329	13	93	74	75	40
元素含有量(%onDS)										
C	864	710	416	362	441	443	479	464	337	57.1
H	118	42	67	61	56	59	59	57	49	85
O			290	236	41.4	43.3	41.9	40.4	35.9	73
S	180	150	0.69	1.17	0.01	0.002	0.00	0.00	0.01	0.02
N		1.10	5.54	5.75	1.47	0.39	1.29	0.30	0.17	0.23
元素含有量(mg/kgDS)										
Ca		4100	10200	18350	11481	2888	10973	7502	20000	30000
K		2800	3830	3285	18011	2539	4637	2427	1000	1000
Mg		1800	4860	8850	1902	586	985	625	3000	3000
Na		376			1198	32	84	176	2000	3000
P		71	23550	34250	1675	310	686	327		
Si		28000	19700	27300	97	09	19	40	2000	1000
Fe		8500	16700	32600	253.7	113	120	703	1000	
Cl		880				100			1370	38040

注) a: C 重油の値は文献⁹⁾石炭の値は文献⁹⁾より引用

b: 生汚泥と消化汚泥の値は文献¹⁰⁾の表-5 よりそれぞれ合流式と分流式の平均値

c: 草木類は文献¹¹⁾に記載された草木類全ての平均値、木本類の主幹、枝・葉、樹皮は文献¹¹⁾の木本類の内、マダケとメダケを除いたそれぞれの部位の平均値、低位発熱量は換算による

d: 高位発熱量は文献¹¹⁾、水分率、C、H、O、S、N、Cl は文献¹²⁾、その他の項目は文献¹³⁾より引用

3.3.2.2 採取試料

表-3.2に草木類の分析結果を示す。実験に使用した草木類については、刈草の高位発熱量、含水率及び灰分は刈草1、刈草2にあまり違いは見られなかった。また刈草2の塩素、リン及びカリウムは、刈草1と比べて高い値であった。刈草1は雨天時に収集して、密閉環境に置いたため、土砂が付着するとともに微生物の働きにより炭素などが分解して除かれたほか、粗破碎時に使用した二軸破碎機により搾汁液が生じ、水溶性のカリウムなどが破碎プロセス時に流亡した可能性があった。刈草2は晴天時に採取したため土砂の付着は軽微であるが、採取してから破碎するまで温室にて静置していたため自然発酵が進み、易分解成分が失われている可能性があった。剪定枝1はケヤキ、剪定枝2はムクノキを主とした剪定枝であるが、いずれも粗破碎時には搾汁液は発生しなかった。また、剪定枝1は、剪定枝2よりカリウム及びカルシウムが多く、ケイ素が少なかった。

表-3.2 草木類の組成

		刈草1	刈草2	剪定枝1	剪定枝2
		オヒシバ等		ケヤキ等	ムクノキ他
含水率	%	77.7	77.0	42.7	44.3
強熱減量	dry%	77.3	80.0	95.3	88.7
高位発熱量	kJ/g-dry	15.9	16.4	18.6	17.2
炭素	dry%	37.8	39.2	46.3	44.1
水素	dry%	5.8	5.7	6.6	5.8
窒素	dry%	1.2	1.7	0.8	1.3
全硫黄	dry%	0.4	0.5	0.1	0.2
塩素	dry%	0.2	0.5	0.2	0.1
Na ₂ O	%(灰)	1.0	1.5	0.9	0.9
MgO	%(灰)	3.7	4.7	5.7	3.3
Al ₂ O ₃	%(灰)	9.5	2.0	0.5	0.2
SiO ₂	%(灰)	41.9	20.6	20.1	45.7
P ₂ O ₅	%(灰)	7.0	11.6	4.7	6.1
SO ₃	%(灰)	3.3	6.2	2.1	1.2
K ₂ O	%(灰)	17.3	38.0	12.9	8.7
CaO	%(灰)	7.5	9.8	48.7	32.4
TiO ₂	%(灰)	0.5	0.2	0.0	0.0
MnO	%(灰)	0.1	0.0	0.1	0.0
Fe ₂ O ₃	%(灰)	6.1	2.6	2.9	0.6
CuO	%(灰)	0.0	0.0	0.1	0.0
ZnO	%(灰)	0.0	0.0	0.0	0.0
MoO ₃	%(灰)	0.0	0.0	0.0	0.0
BaO	%(灰)	0.0	0.0	0.0	0.0

3.3.3 物理的な特性把握

表-3.3に測定結果を示す。脱水汚泥の安息角は約40°であり、採取処理場の違いによる安息角の違いは見られなかった。また、剪定枝破砕物の安息角は42°と脱水汚泥に近い値であったが、刈草は61°と他の試料に比べて高い値であった。

脱水汚泥の湿潤ベース嵩密度は、汚泥の含水率が高いため、剪定枝と比べて高い値であったが、刈草は水分率が汚泥と同等であるにもかかわらず湿潤ベース嵩密度は汚泥よりも低い値であった。また、汚泥の湿潤ベースのタップ密度(0.72~0.73 g/cm³)は、第2章で実施したアンケートで得られた嵩密度の中央値(消化あり 0.90 g/cm³)と比べるとやや低い値であった。これは、本研究で行ったタッピング試験では空隙が残り、汚泥を十分に圧縮できていないためだと考えられる。

一方、乾燥ベースでの嵩密度及びタップ密度を比較すると、汚泥と剪定枝は大きな違いは見られなかったが、刈草のみ低い値であった。すなわち、刈草では同じ容積をコンベアで搬送しても、汚泥、剪定枝と比べると搬送可能な重量が低く、供給できるエネルギーも少なくなることが想定される。これらの結果から、安息角と乾燥ベースでの密度が汚泥と同等であった剪定枝では、既存の汚泥及びし渣コンベア搬送ラインを使用しても、シュート部での閉塞が起こりにくく、コンベア搬送効率も汚泥とあまり変わらないことが示唆された。一方で、刈草については、汚泥に比べて嵩高く、安息角も高いため、既存のコンベア搬送ラインを使用する場合は、閉塞や搬送効率の悪化などが懸念された。

表-3.3 脱水汚泥、刈草、剪定枝の安息角と密度の測定結果

サンプル	安息角		嵩密度 (g/cm ³)		タップ密度 (g/cm ³)		圧縮率 (%)	含水率 (%)
	(度)	体積物の山	湿潤ベース	乾燥ベース	湿潤ベース	乾燥ベース		
X汚泥 (脱水)	40		0.61	0.12	0.72	0.15	156	79.7
Y汚泥 (脱水)	39		0.56	0.10	0.73	0.13	23.1	81.7
刈草	61		0.27	0.06	0.36	0.07	264	79.4
剪定枝	42		0.20	0.11	0.28	0.15	273	44.6

3.4 し渣混焼ラインを用いた搬送性に関する基礎検討

刈草や剪定枝を実際に使用するにあたっては、その投入方法についても検討する必要がある。既存のシステムをなるべく利用することを想定すると、いくつかの処理場で実際に整備されているし渣を混焼するシステムの活用・転用が考えられた。そこで本項では、実際のし渣混焼設備の整備状況を確認するとともに、実際の装置を用いた搬送試験を行い基礎的な検討を行った結果を示す⁷⁾。

3.4.1 し渣混焼ラインの整備状況

下水道施設計画・設計指針と解説（2019年版）によると、「近年、廃棄物の最終処分場の確保が困難なことから、処理場内で発生するスクリーンかすや沈砂等を脱水汚泥と混合し、焼却するケースもある」とされ、し渣の混焼を想定する焼却炉の構造に関する留意点についても言及されている¹⁴⁾。実処理場においては、し渣をホッパで一時貯留し、その後フィーダーからし渣破碎機に供給し、破碎されたし渣をコンベアで搬送して、脱水汚泥投入機の直前で脱水汚泥と混合して焼却炉に供給するといった事例もある。ここではし渣を混焼するために構成された一連の機器群を便宜上し渣混焼ラインと呼ぶ（図-3.10）。2019年度に供用されている焼却炉は120処理場の244炉であったが、し渣を混焼している処理場は44ヶ所と全体の約1/3の処理場であった。スクリーンかす及び沈砂の2019年度の混焼量は全国で約1万t/年となっていた。全国で見れば混焼量の約8割がスクリーンかす、約2割が沈砂であった。

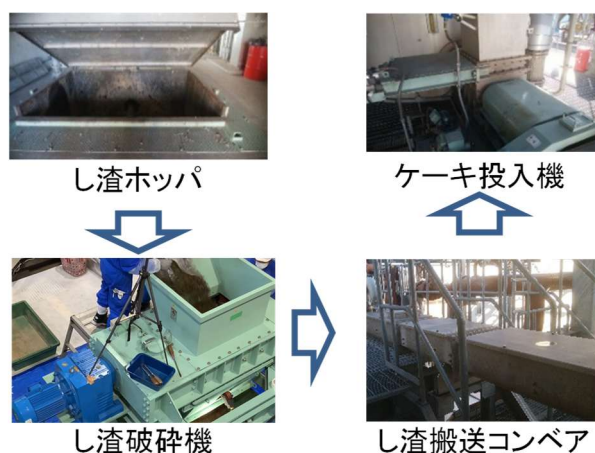


図-3.10 し渣混焼ラインの例

3.4.2 破碎物の搬送特性

3.4.2.1 実験方法

C処理場で実際に供用されているスクリーコンベア（定格搬送能力 300kg/h，定格出力 1.5kW，定格電圧 400V）及びフラインコンベア（定格搬送能力 300kg/h，定格出力 0.75kW，定格電圧 400V）を用い，搬送状況及び搬送時における電力消費量の変化について調査した⁷⁾。実験に供したコンベアの概要を図-3.11に，試料と搬送量を表-3.4にそれぞれ示す。破碎物の搬送速度は，C処理場での通常時におけるし渣搬送速度（100kg/h）と同一とした。実験に使用した草木系破碎物は，実際のし渣混焼ラインではし渣破碎機を通過することを想定し，あらかじめ 20mm 以下に破碎したものを使用した。安息角はし渣とほぼ同等の約 40°であった。また，嵩密度はし渣が 0.60 g/cm³であるのに対し，草木破碎物は 0.21 g/cm³であった。各試料は一バッチ 8.38kg で 5 分間かけて投入を行った。実験では，実際の運搬の可否のほか，コンベアに使用されているモーターの電流値の変動を確認した。

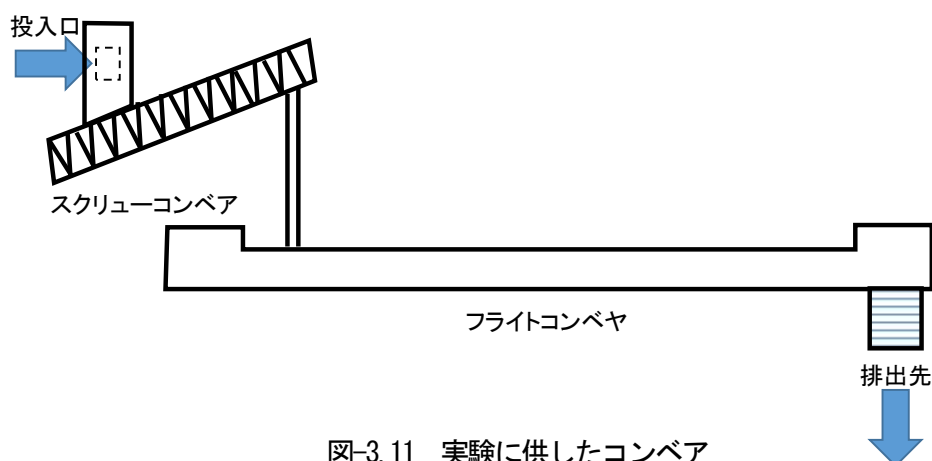


図-3.11 実験に供したコンベア

表-3.4 実験条件と関係諸量

	搬送物	安息角	嵩密度	供給体積速度
No.1	し渣のみ	41°	0.60 g/cm ³	0.15 kL/h
No.2	草木破碎物	43°	0.21 g/cm ³	0.56 kL/h

3.4.2.2 実験結果

C処理場で供用されているスクリーコンベア及びフライトコンベアを用いた実験では、し渣及び草木破砕物の閉塞や付着に伴う過負荷停止等、運転上重大な問題は発生せず、搬送できることが確認された。消費電力については、無負荷状態も含めていずれも実験期間中一定の値（スクリーコンベアは3.7A、フライトコンベアは2.15A）を示しており、付着等による抵抗の増大は発生せず、消費電力は増加しなかった。また、スクリーコンベアへの投入部分及びスクリーコンベアからフライトコンベアへの乗り換え部分のシュート部も含めて、いずれの実験系においてもシュート部の閉塞は発生しなかった。なお、搬送可能量が体積により規定されると仮定すると、し渣と比べて草木破砕物は嵩密度が小さいため単位時間当たりの搬送可能質量は小さくなることに留意が必要となる。

3.5 結語

本章では以下のことが明らかとなった。

- 1) A市でのアンケート結果によると、分野を統合した公物管理由来の草木類の収集量は、10月に800tとピークを迎えたが、5月から3月まで毎月400t以上、6月から1月まで500t以上となった。管理する公物により収集時期は異なるが、一定レベルでの平準化がなされていた。一方、4月のみ、3月と比べて2割程度と収集量が大きく落ちており、この間は必要に応じて草木類の貯蔵や外部からの調達等を行う必要があることが分かった。
- 2) 刈草と剪定枝の収集割合を分離可能な回答から推定した。5月から7月は約60%、9月は80%以上を刈草で占めているが、10月以降は枝の割合が増加し、1月は約95%が剪定枝となった。
- 3) 草木類の高位発熱量（乾燥ベース）は下水汚泥と同等程度であった。灰分は、草本類では高く、木本類は全般に灰分が低い。カリウム含有量は、特に草本類では下水汚泥と比べて6倍程度と高い値であったが、リンの含有量は下水汚泥と比べて1/20以下であった。
- 4) 安息角については、脱水汚泥と剪定枝破碎物は約40°と近い値であったが、刈草破碎物は61°と高い値であった。乾燥ベースでの嵩密度及びタツプ密度を比較すると、汚泥と剪定枝では大きな違いは見られなかったが、刈草のみ低い値であった。
- 5) 実施設のし渣混焼ラインの一部を用いて実施した搬送試験の結果、無負荷状態も含めていずれも実験期間中一定の値を示した。付着等による抵抗の増大は発生せず、消費電力は増加しなかった。

第3章 参考文献

- 1) 落修一, 尾崎正明: 草本系バイオマスの組成分析データ集(修正版), 土木研究所資料第 4095 号, 2008
- 2) 岡本誠一郎, 桜井健介, 尾崎正明, 落修一: 公共緑地・樹木の管理に由来する草本系バイオマスデータ集, 土木研究所資料第 4145 号, 2009
- 3) 栗原 正夫, 山岸 裕, 曾根 直幸: 都市由来植物廃材のエネルギー利用手法等に関する技術資料, 国総研資料, 第 845 号, 2015
- 4) 重村浩之, 宮本豊尚, 山崎廉予: 河川事業等に由来するバイオマスの下水処理場内利用に関する研究, 令和元年度 下水道関係調査研究年次報告書集, 土木研究所資料, 第 4402 号, pp.26-35, 2021
- 5) 宮本豊尚, 谷藤溪詩, 桜井健介, 重村浩之, 高岡昌輝, 岡安祐司: 可燃性一般廃棄物の下水污泥焼却炉補助燃料利用に向けた基礎的調査, 学会誌 EICA, Vol. 27, No. 2/3, pp.110-118, 2022
- 6) 公益社団法人日本下水道協会: 下水道試験方法 上巻(2012年版), pp. 746, 2012
- 7) 宮本豊尚, 谷藤溪詩, 大本拓, 重村浩之: し渣混焼ラインを用いた下水污泥焼却炉に対する草本バイオマス補助燃料の供給可能性, 学会誌 EICA, Vol. 26, No. 2/3, 2021
- 8) 一般社団法人火力原子力発電事業協会: 火力発電技術必携(第 8 版), pp.100, 2019
- 9) U.S. Department of Commerce National Bureau of Standards: NBS Standard Reference Materials Catalog 1986-87, 1986
- 10) Mahzoun Yahya, 大下和徹, 高岡昌輝, 藤森崇: 下水污泥脱水ケーキの全国組成調査による有機物構成元素を中心とした変遷推定と高位発熱量の予測, 下水道協会誌, Vol.54, No.659, pp.86-96, 2017
- 11) 土木学会環境工学委員会: 環境工学公式・モデル・数値集, pp.165-169, 2004
- 12) 劉庭秀: 一般廃棄物の組成データが処理政策に与える影響, 水資源・環境研究, Vol.13, pp. 9-16, 2000
- 13) 肴倉 宏史, 成岡 朋弘: 一般廃棄物焼却残渣の元素含有量に対する各可燃物の寄与率の推定, 第 28 回廃棄物資源循環学会研究発表会 講演原稿, C1-4, 2017
- 14) 公益社団法人日本下水道協会: 下水道施設計画・設計指針と解説 後編 2019年版, pp.571-572, 2019

4 草木類混焼による炉内付着物の生成と焼却炉への影響評価

4.1 概説

従来から下水汚泥焼却炉においても、運転に悪影響を及ぼす事例が報告^{1),2)}されている。クリンカの生成は、脱水汚泥中に含まれるリンの濃度が高度処理の影響等で増加することにより焼却灰の融点が低下し、灰や流動砂を結合させて塊状の物質を生成することが一因と言われている³⁾。さらに、温室効果ガス排出削減のため焼却温度を850℃以上として運転を行う場合、焼却灰の付着（焼結問題）対策が必要な場合があるとされる³⁾。

一方、木質バイオマスを燃料としているバイオマス発電所においてもクリンカの発生が報告されており、原因物質としてカリウムの存在が指摘されている⁴⁾。そのため、草木系バイオマス燃料を下水汚泥焼却炉で利用すると、草木類に含まれるカリウムに起因するクリンカや煙道閉塞などの発生リスクが高まることが懸念される。

下水汚泥焼却炉の閉塞危険性や灰付着性については、焼却灰中の酸化物換算した主要元素を用いた評価・予測式が複数提案されている^{5,6)}。しかし、これらは下水汚泥専焼条件で作成されており、バイオマスとの混焼条件における適用条件は不明である。世界的にはバイオマスの焼却灰の付着が問題となっており、焼却灰の粘度に関する予測式が種々開発されている⁷⁾。その一方で、下水汚泥はバイオマス由来のカリウムに起因する付着などの悪影響を緩和するための材料として、効果を把握するための研究がなされている⁸⁾。

そこで本章では、下水汚泥を主とした条件で草木類との混焼を行った際に発生する事象について把握するため、電気炉（ゴールドファーネス炉）を用いた混焼実験を行った⁹⁾。さらに実験で得られた付着物について、既往の推定式と比較するとともに、新たな近似式を提案した⁹⁾。

4.2 検討方法

図-4.1に示す電気炉（ゴールドファーネス炉）により，下水処理場から採取した脱水汚泥と刈草及び剪定枝を用いた混焼試験を実施した．電気炉に投入された試料は，砂層部の珪砂と接触し，かくはん効果を伴った急激な熱伝達を受け，水分の蒸発及び分解，燃焼が起こる．一部の未燃物と焼却灰は上昇気流によって砂層部よりも高温に設定されたフリーボード部（以下，FB部）に到達する．FB部通過時に未燃物は燃焼し，焼却灰は排ガスとともに電気炉外へ排出され，集塵機によって回収される仕組みとなる．なお，珪砂については砂層部から流出しない．

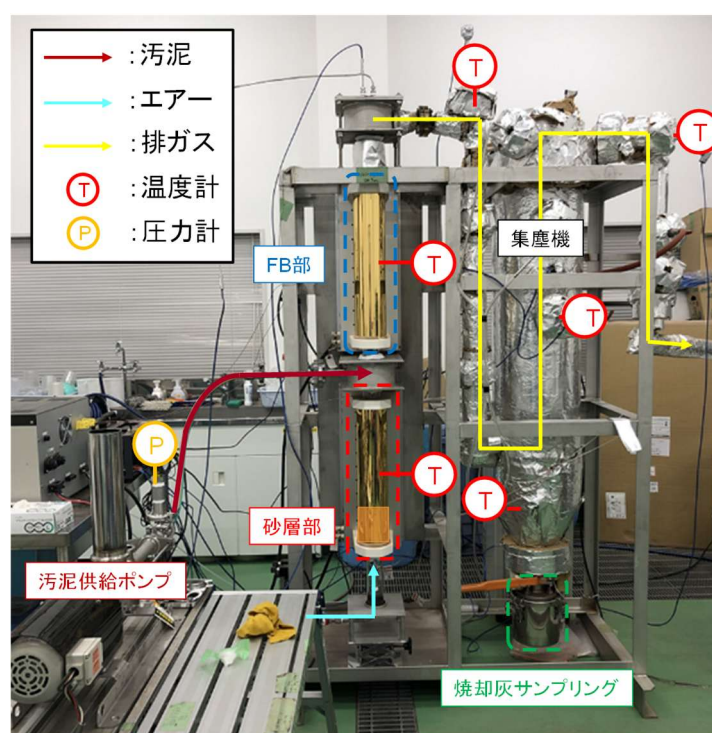


図-4.1 実験に用いた電気炉

試験に使用した汚泥は、嫌気性消化を実施している処理場から X, Y, Z, W の4処理場を抽出し、脱水汚泥を採取した。処理場の諸元を表-4.1に示す。いずれの処理場も嫌気性消化を行っている処理場である。なお、X処理場については2回にわたってサンプリングを行っており、一回目に採取した汚泥を X1 汚泥、二回目に採取した汚泥を X2 汚泥と呼ぶ。

組成のうち、TS, VS については下水試験方法により分析を行い、炭素、水素、窒素、硫黄については CHNS 元素分析計（エレメンタル製 Vario EL Cube）で測定を行った。塩素については蛍光 X 線分析装置（リガク社製 ZSX Primus IV）で測定を行った。金属類については灰化後に蛍光 X 線分析装置（パナリティカル製 Axios MAX）によって測定を行った。

表-4.1 汚泥を採取した処理場の諸元¹⁰⁾

処理場	排除区分	水処理方式 (下線を付した方法は高度処理)	計画放流水質 (リン)	水処理 凝集剤	脱水 凝集剤	脱水方式
X	分流	<u>循環式硝化脱窒法</u>	0.8mg/L	鉄系	高分子系	遠心分離
Y	分流	標準活性汚泥法	-	-	高分子系	遠心分離
Z	分流	標準活性汚泥法・ <u>ステップ流入式多段硝化脱窒法</u>	2.1mg/L	アルミ系	高分子系	スクリー プレス
W	分流一部 合流	標準活性汚泥法・嫌気無酸素好気法・ <u>循環式硝化脱窒法・硝化内生脱窒法</u>	2.0mg/L	アルミ系	高分子系	遠心分離

※ W処理場は汚泥を集約処理しているため、汚泥圧送元の水処理方式を記載

各汚泥の組成を表-4.2に示す。X処理場の脱水汚泥の灰分は、文献値の強熱減量から想定される値と比べて大きく、特に鉄の濃度が非常に高かった。Y処理場の脱水汚泥（以下、Y汚泥）の灰分中には、特にケイ素の含有率が高かった。またリンや鉄の含有率は低くなる傾向がみられた。Z処理場及びW処理場の脱水汚泥（以下、Z汚泥、W汚泥）は文献値と比べて概ね標準的な汚泥であった。今回実験に使用した汚泥の中ではZ汚泥のリン含有率が最も高かった。

表-4.2 実験に使用した脱水汚泥の組成

		分析値					文献値 ¹¹⁾	
		X1汚泥	X2汚泥	Y汚泥	Z汚泥	W汚泥	分流消化	合流消化
含水率	%	78.9	81.1	79.6	86.6	81.4	81.5	80.9
灰分	dry%	30.3	28.7	23.9	25.0	22.5	—	—
強熱減量	dry%	68.0	70.5	75.6	74.4	77.0	75.6	70.0
炭素	dry%	33.6	35.9	39.2	37.1	38.4	37.4	35.0
水素	dry%	6.0	5.1	6.1	6.1	6.3	6.3	5.9
窒素	dry%	5.3	5.7	6.5	6.2	6.4	6.1	5.4
全硫黄	dry%	2.7	2.3	1.1	1.3	1.5	1.1	1.2
塩素	dry%	<0.05	—	0.1	0.1	0.2	—	—
Na ₂ O	%(灰)	0.5	0.4	0.8	0.5	0.9	—	—
MgO	%(灰)	1.7	1.5	2.0	5.6	4.2	5.6	5.2
Al ₂ O ₃	%(灰)	4.8	4.1	6.6	16.0	13.3	9.6	10.1
SiO ₂	%(灰)	10.1	9.7	53.7	14.5	26.6	20.3	25.6
P ₂ O ₅	%(灰)	21.9	25.0	16.0	35.1	24.5	31.6	26.6
SO ₃	%(灰)	5.7	0.3	1.4	1.5	0.8	—	—
K ₂ O	%(灰)	0.0	0.5	0.7	1.8	1.3	1.2	1.2
CaO	%(灰)	0.5	6.1	11.3	10.3	9.8	8.5	7.8
TiO ₂	%(灰)	6.2	0.7	0.7	0.9	1.1	—	—
MnO	%(灰)	0.5	0.6	0.3	0.1	0.2	—	—
Fe ₂ O ₃	%(灰)	45.9	49.6	3.3	11.8	15.2	16.3	17.8
CuO	%(灰)	0.3	0.2	0.2	0.4	0.2	—	—
ZnO	%(灰)	0.4	0.3	0.3	0.4	0.4	—	—
MoO ₃	%(灰)	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	—	—
BaO	%(灰)	0.6	0.7	1.1	0.8	1.1	—	—

※ X2汚泥の塩素については測定を行っていない

※ 文献値は、分流消化汚泥・合流消化汚泥の平均値

混焼した草木類は第3章でサンプリングしたB市の公園から採取した刈草及び剪定枝である。その組成を表-4.3に再掲する。組成の測定方法は先述の脱水汚泥と同じ方法を用いた。実験に使用した草木類については既往の調査結果¹²⁾と比較すると、刈草の強熱減量は文献値の草木類に比べて小さかった。特に刈草1の採取時に降雨があり、保管時に微生物による分解が起こっていた可能性がある。剪定枝1は、剪定枝2よりカリウム及びカルシウムが多く、ケイ素が少なかった。なお、実験条件をそろえるため、混焼時における刈草及び剪定枝の含水率は、種類にかかわらず、それぞれ78.0%、44.0%となるよう調製した。

表-4.3 実験に使用した草木類の組成

		分析値				文献値 ¹²⁾			
		刈草1	刈草2	剪定枝1	剪定枝2	草本類	木本類		
		オヒシバ等		ケヤキ等	ムクノキ他		主幹	枝・葉	樹皮
含水率	%	78.0		44.0		67.1	41.1	55.7	34.8
灰分	dry%	19.1	19.0	3.9	10.2	9.7	1.3	9.3	7.4
強熱減量	dry%	77.3	80.0	95.3	88.7	90.3	98.7	90.7	92.6
炭素	dry%	37.8	39.2	46.3	44.1	44.1	44.3	47.9	46.4
水素	dry%	5.8	5.7	6.6	5.8	5.6	5.9	5.9	5.7
窒素	dry%	1.2	1.7	0.8	1.3	1.5	0.4	1.3	0.3
全硫黄	dry%	0.4	0.5	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
塩素	dry%	0.2	0.5	0.2	0.1	—	0.0	—	—
Na ₂ O	%(灰)	1.0	1.5	0.9	0.9	1.7	0.3	0.1	0.3
MgO	%(灰)	3.7	4.7	5.7	3.3	3.2	7.5	1.8	1.4
Al ₂ O ₃	%(灰)	9.5	2.0	0.5	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1
SiO ₂	%(灰)	41.9	20.6	20.1	45.7	—	—	—	—
P ₂ O ₅	%(灰)	7.0	11.6	4.7	6.1	4.0	5.5	1.7	1.0
SO ₃	%(灰)	3.3	6.2	2.1	1.2	—	—	—	—
K ₂ O	%(灰)	17.3	38.0	12.9	8.7	22.4	23.5	6.0	4.0
CaO	%(灰)	7.5	9.8	48.7	32.4	16.6	31.1	16.5	14.2
TiO ₂	%(灰)	0.5	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
MnO	%(灰)	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.3	0.1	0.0
Fe ₂ O ₃	%(灰)	6.1	2.6	2.9	0.6	0.4	1.2	0.2	1.4
CuO	%(灰)	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ZnO	%(灰)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
MoO ₃	%(灰)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BaO	%(灰)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0

※実験条件を整えるため、刈草2と剪定枝2の含水率は、それぞれ刈草1、剪定枝1と同じ値になるよう調整

※文献値については平均値を記載

混焼実験にあたっては、電気炉へ投入する試料の均質性を担保する観点から、以下の手法で混合汚泥を作成した。草木類については、現地で試料を採取した後、刃幅 25mm の二軸破砕機（ヘリオス 6004ET）で粗破砕した草木類を天日干しにて 10% 程度まで乾燥させた後、定温乾燥器（ヤマト科学製 DY300）にて絶乾まで乾燥し、粉砕機（大阪ケミカル製アブソリュートミル ABS-W）により微粉砕した。得られた絶乾状態の草木類の粉末を汚泥と混合した後、表-4.3 に示す含水率から求められた含水比で添加した草木類の粉末量を除した量の純水を添加して十分に混練し、実験に用いる混合汚泥とした。

燃焼条件とその際の FB 部の温度を表-4.4 に示す。混合率は、汚泥と草木類の混合物に対する草木類の割合を湿潤重量ベースで示した。また、砂層部のヒータは設定値を 710℃ で固定した。ただし、実験時の FB 部の温度は、混合汚泥の含水率及び発熱量との関係で、上下していた。例えば W 汚泥を用いた実験系のうち 10 条件（専焼の内 3 条件、刈草 2 混合率 30% の 4 条件、剪定枝 2 混合率 30% の 3 条件）について、10 秒に一度サンプリングした温度データを解析すると、各実験条件での温度の標準偏差は 0.6～2.5℃ で、その平均は 1.3℃ であった。

電気炉への送風量については、必要空気量の 1.3 倍で設定した。

表-4.4 混焼実験の条件と FB 部の温度

汚泥	草木類		燃焼温度	
	種類	混合率	条件数	条件
X1	(汚泥専焼)		1条件	910℃
	刈草 1	10%	1条件	900℃
		30%	3条件	850℃、868℃、898℃
	剪定枝 1	10%	1条件	908℃
		30%	3条件	850℃、870℃、913℃
X2	(汚泥専焼)		1条件	902℃
	刈草 2	30%	1条件	901℃
	剪定枝 2	30%	1条件	901℃
Y	(汚泥専焼)		2条件	853℃、1005℃
	刈草 1	10%	1条件	1005℃
		30%	3条件	853℃、898℃、1000℃
	剪定枝 1	10%	1条件	1003℃
		30%	3条件	863℃、898℃、1010℃
Z	(汚泥専焼)		3条件	851℃、901℃、952℃
	刈草 1	30%	1条件	901℃
	刈草 2	10%	3条件	851℃、901℃、952℃
		30%	4条件	851℃、871℃、901℃、952℃
	剪定枝 1	30%	1条件	901℃
	剪定枝 2	10%	3条件	851℃、901℃、951℃
		30%	3条件	851℃、901℃、951℃
W	(汚泥専焼)		4条件	858℃、871℃、906℃、950℃
	刈草 1	30%	1条件	901℃
	刈草 2	10%	3条件	851℃、900℃、951℃
		30%	4条件	851℃、871℃、900℃、951℃
	剪定枝 1	30%	1条件	902℃
	剪定枝 2	10%	3条件	851℃、901℃、952℃
		30%	3条件	851℃、901℃、951℃

4.3 結果と考察

4.3.1 焼却に伴う付着物の発生

全 59 実験系のうち、X、Z、W 汚泥を用いた全実験系と、Y 汚泥と草木類の混合率 30%かつ FB 部の温度が約 1000°Cの実験系の、合計 51 実験系で FB 部の石英管に付着物が発生した。

この時、石英管付着物量（単位：dry-g）を、投入した脱水汚泥の灰分量と草木類の灰分量の和（単位：dry-灰 kg）で除した値（以下、付着灰分率（単位：dry-g/dry-灰 kg）と呼ぶ。本文中の単位の記載は省略。）が 20 以上の領域と 20 未満の領域で付着状況が異なった。20 未満の場合、石英管にうっすらとした付着が発生した（図-4.2a）。20 以上の場合には厚みのある付着となり、またこの付着は概ね運転時間に比例して成長する傾向がみられた（図-4.2b）。

付着灰分率の再現性については、相対的に付着物が多かった X1 汚泥を用いた剪定枝 30%混焼条件を 3 回実施することで確認した。付着灰分率の標準偏差は約 5 で、変動係数は約 6%であった。なお、解析に採用した値は、3 回実施したうちの中間値を採用した。

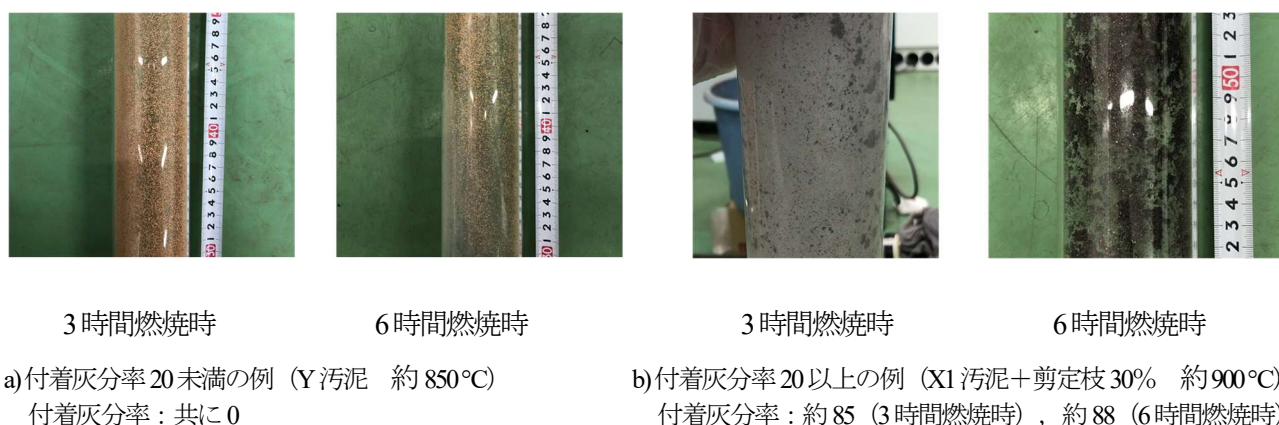


図-4.2 石英管への付着の状況

4.3.2 各実験系での付着物量

各実験での汚泥別の付着灰分率を図-4.3に示す。今回の実験では、刈草2を30%混合したX2汚泥を約900℃で燃焼した系で最も付着灰分率が高くなり、付着灰分率は約160となった。

汚泥の種類に着目すると、X汚泥を用いた実験系では、他の汚泥と比べて付着灰分率が高かった。一方Y汚泥を用いた実験系では、約1000℃程度で燃焼しても付着灰分率が20を超えず、付着物は相対的に少なかった。燃焼温度に着目すると、約850℃では付着灰分率が20を超えることはなかった。約900℃以上では付着灰分率が20を超える実験系が存在していた。草木類に着目すると、特に刈草2を混焼した系列で付着物が多くなっている傾向がみられた。また草木類の混合率が増加するほど付着灰分率が概ね増加する傾向を示した。

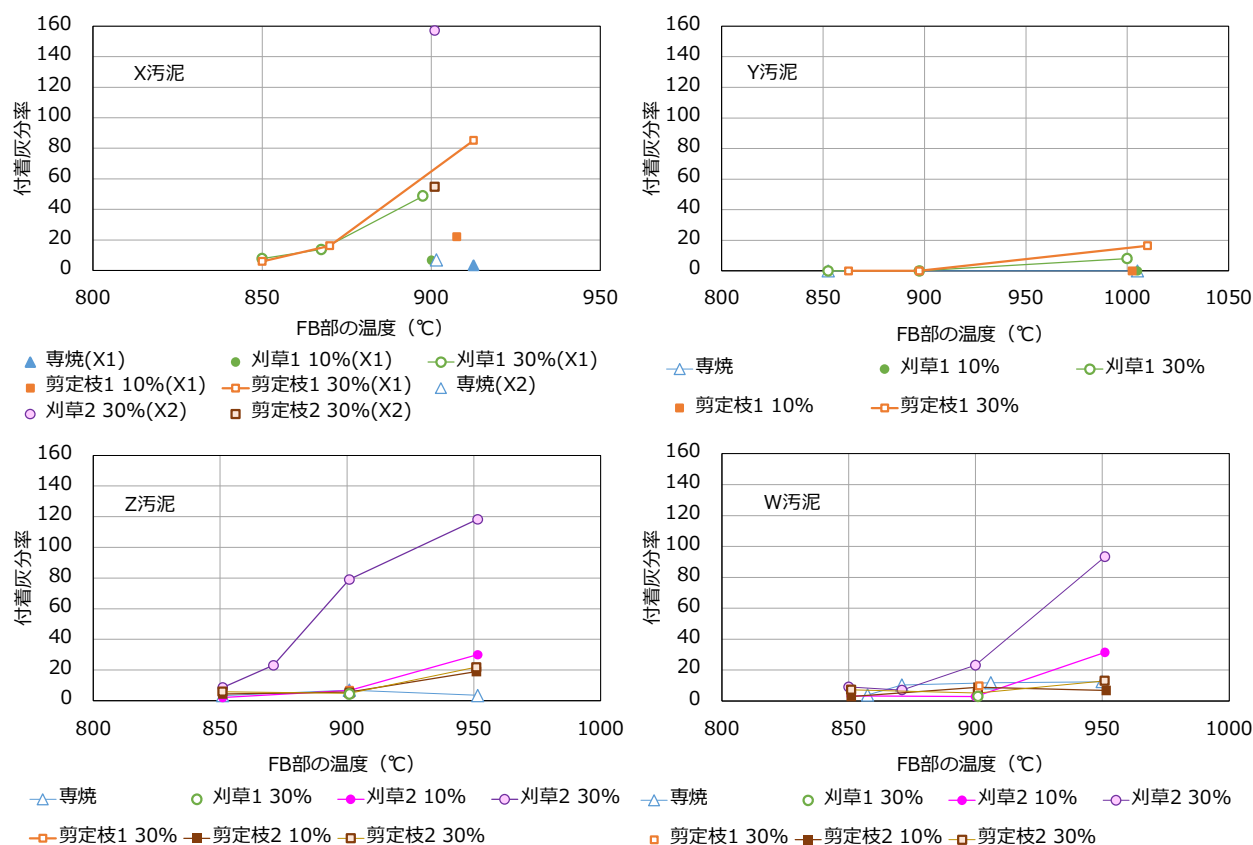


図-4.3 燃焼温度と付着灰分率

4.3.3 既存の評価・予測式との比較

下水汚泥焼却炉の閉塞危険性や灰付着性については、これまでに焼却灰中の酸化物換算した主要元素を用いた評価・予測式が複数提案されている（表-4.5）^{5), 6), 13)}。そこで約 900℃での実験系を用いて既往の結果と比較を行った（図-4.4）。

付着が増加する危険性がある付着灰分率が 20 を超えた実験系は 27 実験系中 7 系であった。塚原らの式⁵⁾では、いずれも指標の基準値とされる 1.0 以上に収まり、焼却炉の閉塞可能性は低いと判断された。この要因の一つとしては、塚原らの式ではリンによる影響に着目しており、カリウムに関する評価を行えていないことが考えられた。一方、石井らの式⁶⁾では、指標が 0.3 以下であれば灰が付着しにくくなると判断される。表-4.6 の左表に適合状況を示すが、指標の基準値を 0.3 とした場合、付着灰分率が 20 を超える条件のうち 4/7 の約 6 割で正しく判定できていた。Yates の補正を行った χ^2 検定により独立性を評価すると¹⁴⁾、 $\chi_0^2 = 2.85 > \chi^2(1, 0.10) = 2.71$ となり有意水準 10% であれば棄却され、関係性が認められた。また、表-4.6 の右表に示すように基準値を 0.23 と設定すれば $\chi_0^2 = 4.45 > \chi^2(1, 0.05) = 3.84$ となり、有意水準 5% で関係性が認められた。同式ではカリウムも評価した式であることから、評価する元素を適切に選択できれば、付着灰分率を焼却灰中の酸化物換算した主要元素を用いて推定できる可能性が示唆された。

表-4.5 既存の評価・予測式の例

	指標名	計算式
塚原らの式 ⁵⁾	閉塞抑制指標	$\left(\frac{\text{Fe}_2\text{O}_3}{M(\text{Fe}_2\text{O}_3)} \cdot 2 + \frac{\text{Al}_2\text{O}_3}{M(\text{Al}_2\text{O}_3)} \cdot 2 + \frac{\text{CaO}}{M(\text{CaO})} \cdot \frac{2}{3} + \frac{\text{MgO}}{M(\text{MgO})} \cdot \frac{2}{3} \right) / \left(\frac{\text{P}_2\text{O}_5}{M(\text{P}_2\text{O}_5)} \cdot 2 \right)$ Fe₂O₃, Al₂O₃, CaO, MgO, P₂O₅ : 焼却灰中の濃度 (wt%) M(i) : 化合物iの分子量 (g/mol)
石井らの式 ⁶⁾	指標 A	$(\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} + \text{MgO}) / (\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{TiO}_2) \times \text{P}_2\text{O}_5 / 100$ 各成分の合計量に対する各構成成分の質量割合 (wt%)

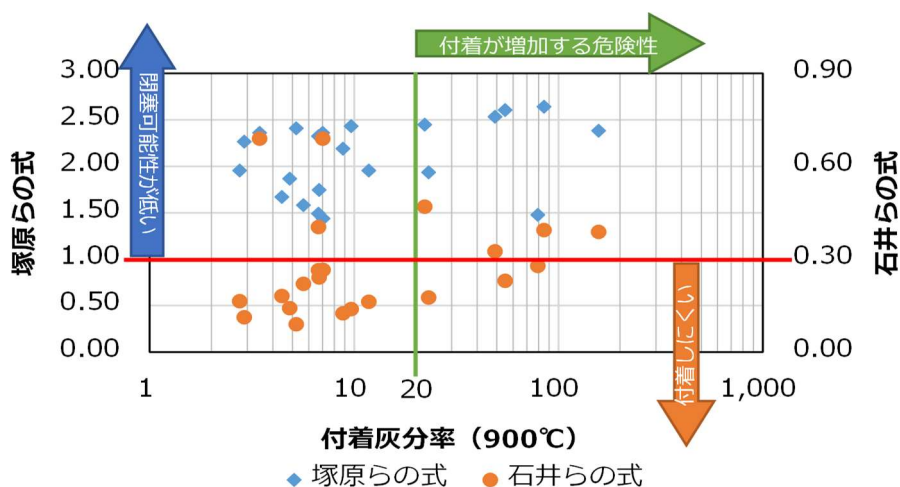


図-4.4 既存の指標との比較

表-4.6 付着灰分率と石井の指標の適合性 (左: 基準値 0.3, 右: 基準値 0.23)

該当する 実験系数		石井の指標		合計
		<0.3	>0.3	
付着 灰分率	<20	17	3	20
	>20	3	4	7
合計		20	7	27

該当する 実験系数		石井の指標		合計
		<0.23	>0.23	
付着 灰分率	<20	14	6	20
	>20	1	6	7
合計		15	12	27

4.3.4 アレニウス式を用いた整理

4.3.4.1 アレニウス式の適用に関する仮説

石英管への付着は粒子・壁面間の相互作用力により発生する。全体的な傾向として灰付着トラブルに関与する機構としては、液架橋力が最も大きいとされる^{13,15}。ここで、温度上昇とともに焼却灰は固相（不粘着）→スラリー状（粘着）→液相（不粘着）の過程をたどるとされる¹⁶。下水汚泥焼却灰の軟化点は1000～1300℃、融点は1200～1400℃、溶流点は1300～1500℃であることが報告されており¹⁷、本実験においても焼却灰の軟化が発生した可能性がある。また、同じ汚泥・草木類を用いて作成した実験灰において、600～700℃及び800～900℃の温度帯で一部収縮し、1000℃程度で一部融解することが確認された¹⁸。さらに第5章で後述するが、実施した実験の一部と同一条件を再現した熱力学平衡計算の結果では、600～900℃の区間での昇温に伴い、リンやカリウムの一部は固体の化合物から酸化物の融液に形態が変化していた。以上から、温度の高いFB部の灰は、単に物理的な相変化にとどまらず、様々な化合物が溶融し別の化合物ができることに伴い融点が降下していたと考えられた。すなわち、一部の灰が軟化してスラリー状となり、液架橋が発生することにより付着した可能性が考えられた。なお、石英管と軟化した焼却灰の濡れ性はよいと仮定した。

あわせて粒子間接触点に微量な液体が保持されていると、気圧との間に差圧が発生し、毛管負圧による引力は液の接触部の投影断面積と差圧の積で表現される¹⁹。焼却灰の粒径は概ね1～100μmという測定結果があるが¹⁹、微小な粒子であれば液架橋形成機構のモデル化においては重力による影響は無視できるとしている文献²⁰もあり、自重を十分支えられる引力を有していると仮定した。

以上から、本実験における石英管に対する付着物量Yは、投入物中の総灰分量C×焼却灰に占める溶融物の存在割合 r ×石英管の表面積 α に比例すると仮定した。ここで、活性化エネルギー E_a 以上の分子の衝突の割合がBoltzmann分布式²⁰に類似した $\exp(-E_a/RT)$ で示される²⁰ことから、焼却灰に占める溶融物の存在割合 r は、焼却灰がスラリー状となる活性化エネルギー E_s 以上のエネルギーをもつ分子の割合である $A_1 \times \exp(-E_s/RT)$ と考えられた。（ここに A_1 ：定数項）

上記の仮定のもと、石英管への灰の付着物量Yは、

$$Y = A_2 \times \alpha \times C \times A_1 \times \exp(-E_s/RT)$$

と表現できる。

ここで、投入灰分当たりの付着物量である付着灰分率は Y/C であるのでこれを y として係数をまとめると、付着灰分率を表す式としてアレニウス式と同形の式 (4.1) が得られた.

$$\text{付着灰分率 } y = A \exp(-B/T) \cdots \text{式 (4.1)}$$

$$\ln y = \ln A - B/T \cdots \text{式 (4.2)}$$

(ここに $\ln$ は自然対数, A , B は係数, T は絶対温度 ただし, $A > 0$, $B > 0$, $y > 0$ とする)

なお係数 A , B については, 式 (4.2) から $1/T$ と付着灰分率の対数との関係をプロットすることにより求められる. 本報ではこの操作をアレニウスプロットと呼ぶこととする.

4.3.4.2 アレニウスプロット

同じ汚泥・草木類・混焼割合で温度のみが異なる条件となる合計 12 の実験群を抽出し、 $1/T - \ln y$ の関係をグラフにプロットして回帰式から各実験系における A, B の係数を求めた。結果を図-4.5 及び表-4.7 に示す。900℃で付着灰分率が 20 を超える実験群においては直線的なプロットが得られ、アレニウス則で近似できると考えられた。一方で、Z 及び W 汚泥の専焼時や W 汚泥と剪定枝 2 との混焼時といった付着物が少ない実験条件では線形性が悪い結果となった。

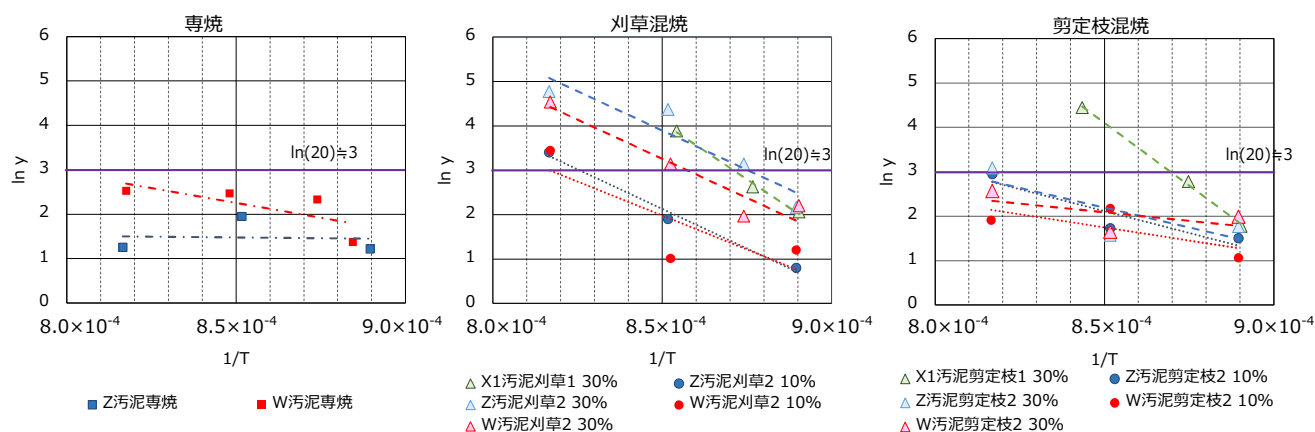


図-4.5 12 実験群のアレニウスプロット結果

表-4.7 係数 A, B と決定係数 R^2

汚泥	混焼条件		A	B	R^2
X1	刈草1	30%	4.4×10^{20}	5.1×10^4	0.99
X1	剪定枝1	30%	3.8×10^{22}	5.6×10^4	1.00
Z	専焼		8.1×10^0	7.2×10^2	0.0041
Z	刈草2	10%	1.2×10^{14}	3.6×10^4	0.99
Z	刈草2	30%	5.5×10^{14}	3.5×10^4	0.88
Z	剪定枝2	10%	1.5×10^8	2.0×10^4	0.85
Z	剪定枝2	30%	3.3×10^7	1.8×10^4	0.62
W	専焼		8.3×10^5	1.3×10^4	0.55
W	刈草2	10%	1.4×10^{12}	3.1×10^4	0.67
W	刈草2	30%	2.5×10^{14}	3.5×10^4	0.92
W	剪定枝2	10%	1.3×10^5	1.2×10^4	0.55
W	剪定枝2	30%	5.9×10^3	7.8×10^3	0.37

活性化エネルギーに相当する係数 **B** については、X1 汚泥燃焼時が $5 \sim 6 \times 10^4$ 程度、刈草 2 混焼時が概ね 3.5×10^4 程度、Z 汚泥の剪定枝 2 混焼時が 2×10^4 程度、W 汚泥専焼もしくは剪定枝 2 混焼時が 1×10^4 程度となった。

混焼率の違いは、係数 **B** に対して、あまり大きな影響を及ぼしていなかった。頻度係数に相当する係数 **A** は、そのオーダーは実験系により大きく異なった。付着物量が多い、X1 汚泥を用いた混焼及び刈草 2 との混焼の実験系においては、**A** の値が特に大きくなる傾向がみられた。また混焼率の増加とともに、値が増加する傾向がみられた。なお、係数 **A** の自然対数と係数 **B** の間には、極めて高い相関関係がみられた (図-4.6)。

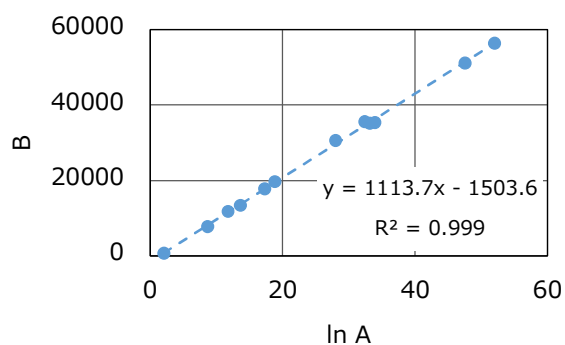


図-4.6 係数 **A** と **B** の関係

4.3.4.3 係数 A, B の推定

4.3.4.2では、実験的に係数 A, B を求めることができたが、実験によらず係数 A, B の推定ができれば、草木類との混焼を導入しやすくなると考えられる。4.3.3 で述べたように、評価する元素を適切に選択できれば、付着灰分率を焼却灰中の酸化物換算した主要元素を用いて推定できる可能性が示唆された。そこで係数 A 及び B が焼却灰中の主要元素の酸化物を用いた線形の重回帰式により推定できるか検討を行った。解析に用いた酸化物の割合は、焼却灰中の未燃分の影響を小さくするため、各混焼条件での最も燃焼温度の高い実験系、すなわち X1 汚泥は約 900℃の結果を、Z 汚泥と W 汚泥は約 950℃の結果を採用した（表-4.8）。重回帰分析の説明変数は、焼却灰中の酸化物のうち、全実験系を通じて含有率の最大値が 10%を超えた Al_2O_3 , SiO_2 , P_2O_5 , K_2O , CaO , Fe_2O_3 の 6 種類の化合物をパラメータの対象候補とした。目的変数については、係数 A をそのまま重回帰分析した場合、6 つの化合物をすべて説明変数とすると、自由度調整済み重決定係数 R^2 の値が 0.69, F 検定の P 値が 0.047 となった。一方、係数 A の自然対数 $\ln A$ を対象に同様の重回帰分析を行うと、 R^2 が 0.85, P 値が 0.0086 となり、より良好な近似式ができると推察された。係数 B については、 R^2 が 0.83, P 値が 0.0124 と、 $\ln A$ とほぼ同等の値となった。以上から、重回帰分析の目的変数を $\ln A$ 及び B と設定し、式 (4.3) 及び式 (4.4) により推定することを試みた。

$$\ln A = C_{\ln A} + \sum_i (k_i \times W_i) \cdots \text{式 (4.3)}$$

$$B = C_B + \sum_i (l_i \times W_i) \cdots \text{式 (4.4)}$$

ここに $C_{\ln A}$, C_B : 定数項 i : 説明変数として選択した酸化物 W : 酸化物の焼却灰中の濃度(%)

k, l : $\ln A$ 及び B の説明変数の係数

表-4.8 焼却灰中の主要元素濃度（酸化物換算%）

汚泥	混焼条件		Al_2O_3	SiO_2	P_2O_5	K_2O	CaO	Fe_2O_3
X1	刈草1	30%	6.5	21.8	19.4	2.9	5.9	37.1
X1	剪定枝1	30%	5.2	19.4	19.1	2.8	9.1	37.2
Z	専焼		16.1	18.6	32.0	3.1	10.1	11.4
Z	刈草2	10%	14.2	20.4	29.0	6.1	10.3	11.0
Z	刈草2	30%	12.5	20.9	26.6	11.5	9.8	9.7
Z	剪定枝2	10%	12.9	24.2	26.7	3.7	13.1	9.9
Z	剪定枝2	30%	8.9	34.4	19.3	5.3	15.3	7.9
W	専焼		13.3	28.7	22.5	2.2	9.6	14.9
W	刈草2	10%	12.3	29.1	21.2	5.3	9.5	13.5
W	刈草2	30%	11.3	28.3	19.9	9.8	9.6	11.9
W	剪定枝2	10%	12.5	33.2	19.0	2.9	10.9	12.7
W	剪定枝2	30%	9.3	40.8	14.8	4.8	13.0	9.4

重回帰分析を行うにあたっては説明変数の選択が重要となる。ここで、実現象において、リン濃度及びカリウム濃度が高くなると、クリンカが発生しやすくなる傾向が報告されている²⁴⁾。そこで、 P_2O_5 と K_2O を説明変数に含む16の組み合わせに対して分析を行い、得られた結果から実態に即した近似モデルを整理した。このとき、 P_2O_5 と K_2O はともに値が大きくなると付着物量が増えると想定されることから、推定式の中では、 $k_{P_2O_5}$ 、 k_{K_2O} 、 $l_{P_2O_5}$ 、 l_{K_2O} の符号はいずれも正となる必要がある。この条件を満足する5つの組み合わせを抽出した。

表-4.9に説明変数の組み合わせと推定式の係数、精度を示す。多重共線性については、VIF（分散拡大要因）が10を超える場合が存在するなら指摘できるとされる²⁴⁾が、得られた5つの組み合わせについて計算したところいずれも10未満となり、多重共線性については存在しないと考えられた。続いて自由度調整済み重決定係数 R^2 は4組で約0.8と比較的良好な値を示した。F検定のP値は0.001~0.024と、いずれも「母重決定係数は0である」という帰無仮説が5%以下で棄却され、意味のある回帰式が得られた。

表-4.9 説明変数の組み合わせと推定式の係数、精度

組み合わせNo.			1	2	3	4	5
P_2O_5 と K_2O 以外に 対象とする酸化物			Al_2O_3	Fe_2O_3	Al_2O_3 , CaO	Al_2O_3 , Fe_2O_3	CaO, Fe_2O_3
最大VIF			2.2	1.3	2.4	6.6	3.3
In A	係数	P_2O_5	1.9	0.11	1.4	0.53	0.27
		K_2O	1.7	3.3	1.8	3.1	3.6
		Al_2O_3	-5.5	-	-4.6	-1.2	-
		SiO_2	-	-	-	-	-
		CaO	-	-	-2.7	-	1.1
		Fe_2O_3	-	1.5	-	1.3	1.7
		定数項	36	-17	66	-9.0	-38
	自由度調整済み 重決定係数 R^2		0.57	0.81	0.76	0.79	0.80
	F検定 P値		0.020	0.001	0.005	0.003	0.003
B	係数	P_2O_5	2.1×10^3	1.4×10^2	1.5×10^3	5.9×10^2	3.2×10^2
		K_2O	1.9×10^3	3.6×10^3	1.9×10^3	3.4×10^3	3.9×10^3
		Al_2O_3	-6.1×10^3	-	-5.1×10^3	-1.3×10^3	-
		SiO_2	-	-	-	-	-
		CaO	-	-	-3.0×10^3	-	1.2×10^3
		Fe_2O_3	-	1.6×10^3	-	1.4×10^3	1.9×10^3
		定数項	3.8×10^4	-2.1×10^4	7.2×10^4	-1.2×10^4	-4.3×10^4
	自由度調整済み 重決定係数 R^2		0.55	0.78	0.74	0.77	0.79
	F検定 P値		0.024	0.001	0.008	0.005	0.003

得られた係数については、 Al_2O_3 が含まれる No.1, No.3, No.4 の組み合わせにおいて、いずれも係数は負の値となった。すなわち Al_2O_3 が多く含まれる焼却灰は小さな付着灰分率が得られる推定式となった。 Fe_2O_3 が含まれる No.2, No.4, No.5 の組み合わせは、いずれも係数は正の値であり、 Fe_2O_3 が多く含まれる焼却灰は大きな付着灰分率が得られる推定式となった。一方で CaO が含まれる No.3, No.5 の組み合わせについては係数が正負それぞれの値をとった。ここで、 CaO と $\ln A$, B の単相関を取るとその傾きは負になることから（図-4.7），No.3 の組み合わせが妥当と判断された。これは、下水汚泥の焼成物に無機試薬を添加した試料を用いた示差熱分析により、 Al_2O_3 の含有率が増えることにより熔融物量が減少、 CaO の含有率が増えることにより融点が上昇したという幸田らの報告²⁴⁾と合致していた。

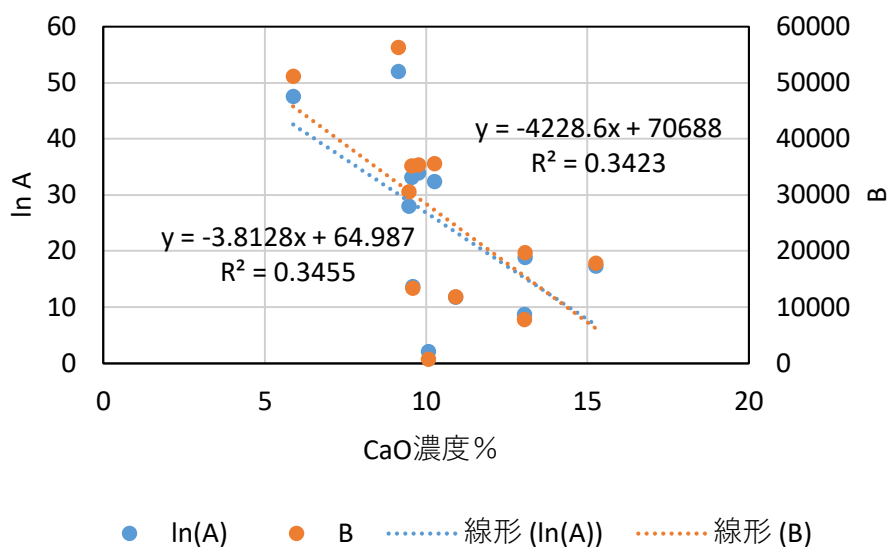


図-4.7 CaO 濃度と $\ln A$ 及び B の相関関係

4.3.4.4 推定式の検証

4.3.4.3で推定したNo.1～4の説明変数の組み合わせについて検証を行うため、付着灰分率 y が20となる温度 T （以下、 T_{20} ）を計算した（表-4.10）。推定に当たっては式（4.2）を変形した、 $T = B/(\ln A - \ln y)$ により求めた。

ここで、 $T > 0$ であり、 $B > 0$ を仮定しているため、計算範囲は $A > y = 20$ で有効となる。ここでの試算ではいずれの A も20を超えた値となった。得られた結果は、実験値と比べて概ね良好な結果が得られたが、Z汚泥を用いた実験系については相対的に T_{20} が燃焼試験結果よりも高い温度が推定される傾向がみられた。この原因の一つとして、図-4.5に示すようにZ汚泥専焼時のアレニウスプロットの線形性が悪く、計算に使用した係数 A 、 B の結果に多くの誤差を含んでいたことが影響している可能性が考えられた。

表-4.10 推定された T_{20}

使用汚泥	混焼条件	燃焼試験結果から推定	説明変数の組み合わせ			
			No.1	No.2	No.3	No.4
X1	刈草1 30%	880℃程度	885	877	875	877
X1	剪定枝1 30%	880℃程度	877	877	877	875
Z	専焼	950℃以上	1059	1052	1052	1058
Z	刈草2 10%	920℃程度	937	941	938	940
Z	刈草2 30%	865℃程度	885	884	884	884
Z	剪定枝2 10%	960℃程度	948	1053	1029	1022
Z	剪定枝2 30%	940℃程度	899	1009	953	965
W	専焼	950℃以上	1196	1015	1045	1047
W	刈草2 10%	940℃程度	973	933	940	942
W	刈草2 30%	880℃程度	902	887	893	891
W	剪定枝2 10%	950℃以上	1266	1029	1147	1076
W	剪定枝2 30%	950℃以上	939	1001	975	992
試験結果から+50℃以上			試験結果から+20℃以上			

※ 説明変数の組み合わせは表-4.9に示した組み合わせと同一
 ※ T_{20} はセルシウス温度で表記

続いて、単一の温度条件で実施した実験系や付着物が生じた温度条件が一つしか存在しない実験系に対して、得られた重回帰分析の係数を代入して係数 A、B を求め、そこから実験を行った温度での付着灰分率及び T_{20} の推定を行った（表-4.11）。Z 汚泥及び W 汚泥を用いた実験系では、付着灰分率が 10 以下と相対的に低い結果であった。FB 温度で推定した付着灰分率は、最大でも 12 であり、比較的精度よく推定されていた。 T_{20} の推定についても、No.1 と 2 の各一条件を除くと概ね 950℃以上となり、表-4.9 の条件と比べても妥当な結果を示した。これは予測推定式を作成するにあたって、W 汚泥及び Z 汚泥の実験結果を用いており、焼却灰中の灰分に大きな影響を及ぼす汚泥の種類が一致していることが影響していると予想された。X1 汚泥及び X2 汚泥を用いた実験系では、FB 温度での付着灰分率の推定値は実際と比べて大きい傾向にあり、特に専焼条件においては数十倍の値が推定された。また T_{20} については、いずれも約 860～880℃と計算され、専焼条件などは実験結果より低い値での推定結果となった。これは推定式を作成するにあたって、X1 汚泥については混焼条件に関する結果のみを用いたため、X1 汚泥のように Fe_2O_3 が極めて多く、 Al_2O_3 が少ない焼却灰については相対的に混焼時の付着灰分率が高くなる特性を有していたと考えられた。Y 汚泥を用いた実験系では、実験時に付着灰分率が 0 になることも多かった。計算の結果、No.2 の全てと No.4 の一部が $A < y = 20$ や $B < 0$ となり、付着灰分率及び T_{20} の推定が困難となった。以上の結果から No.4 の組み合わせが、本検討の中では最も精度の高い推定結果となった。一方で No.1 及び No.3 の組み合わせについては、推定結果は得られたものの、付着灰分率については実験結果と大きく乖離したものとなった。

表-4.11 推定された T_{20} と実験温度での付着灰分率

（単一の温度条件で実施した実験系/付着物が生じた温度条件が一つしか存在しない実験系）

混焼条件		汚泥	X1	X1	X1	X2	X2	X2	Y	Y	Y	Y	Y	Z	Z	W	W
		バイオマス	専焼	刈草1	剪定枝1	専焼	刈草2	剪定枝2	専焼	刈草1	刈草1	剪定枝1	剪定枝1	刈草1	剪定枝1	刈草1	剪定枝1
		混焼率	—	10%	10%	—	30%	30%	—	10%	30%	10%	30%	30%	30%	30%	30%
実験結果		FBの温度	910	907	900	900	901	901	1000	1000	1000	1000	1010	900	900	900	900
		付着灰分率	3.4	22	6.7	3.7	157	55	0	0	8.0	0	17	4.5	6.7	2.9	10
		T_{20}	910℃以上	900℃未満	900℃以上	900℃以上	900℃未満	900℃未満	1000℃以上	1000℃以上	1000℃以上	1000℃以上	1000℃以上	900℃以上	900℃以上	900℃以上	900℃以上
説明変数の組み合わせ	No.1	ln A	48	47	47	51	52	48	23	24	25	28	29	11	25	5.5	15
		B/1000	52	51	51	55	56	51	24	26	26	29	30	11	26	4.7	15
		T_{20}	880	881	881	878	870	876	925	925	920	913	905	1084	928	1616	996
		実験温度での付着灰分率	62	53	41	48	73	51	64	70	78	108	166	5.5	12	4.4	7.5
	No.2	ln A	53	49	50	56	59	41	4.7	-3.2	2.0	-4.2	0.73	19	15	20	15
		B/1000	57	53	54	61	64	44	3.7	-4.9	0.75	-6.0	-0.65	20	16	21	15
		T_{20}	877	880	879	875	866	885	1918					958	999	942	992
		実験温度での付着灰分率	79	56	47	63	105	34	6.0					8.9	7.0	11	7.7
	No.3	ln A	56	55	52	58	60	47	18	27	29	26	21	16	10	15	5.5
		B/1000	60	60	56	63	65	50	18	29	31	28	22	17	9.9	15	4.6
		T_{20}	875	874	877	873	865	877	954	915	905	917	934	988	1115	994	1611
		実験温度での付着灰分率	97	85	53	70	113	49	34	99	143	92	59	7.3	5.4	7.5	4.5
	No.4	ln A	54	50	51	57	59	43	7.0	0.83	5.2	0.73	5.0	17	17	17	14
		B/1000	58	54	56	62	64	46	6.1	-0.54	4.2	-0.66	3.9	18	17	17	15
		T_{20}	876	878	877	874	866	881	1276		1647		1720	979	979	977	1004
		実験温度での付着灰分率	86	63	51	68	107	40	8.5		6.5		6.7	7.6	7.9	8.1	7.3

※ T_{20} はセルシウス温度で表記

最後に、文献において、焼却灰もしくは汚泥の組成と、その灰の融点等が示されている試料を参考に推定式の妥当性について検討した。下水汚泥の専焼もしくは草木類との混焼を行った焼却灰について、軟化点及びXRF等による組成の測定結果（Ahoら²⁹⁾、Nilsら⁸⁾、Wangら²⁰⁾、Zhaoら²⁷⁾、高岡ら²⁸⁾）を用い、組成からNo.4の係数の組み合わせを用いて推定した T_{20} の値と軟化点を比較した。なお、 $A < y=20$ 及び $B < 0$ となる範囲については試算対象から除いた。結果を図-4.8に示す。

推定式を作成するために使用したデータ（表-4.8）から求めた $\ln A$ は、最大値が50.8、最小値が11.5となった。この範囲に該当するデータは、計算で得られた T_{20} は1試料を除いて灰の軟化点を下回り、その差はおおむね100℃程度であった。すなわち、軟化点の安全側指標としての利用可能性が示唆された。一方で、この範囲から外れた $\ln A$ が11.5を下回るデータについては、 T_{20} の値は軟化点よりも高くなっていた。特に $\ln 20$ に近い $\ln A=3.1$ となったデータでは T_{20} が約3万℃と極めて大きな値となり（本データについては図-4.7に記載していない）、適切な推定はできておらず、本推定式の適用はできないと考えられた。一方、 $\ln A$ が50.8を超過したデータについては、 $11.5 < \ln A < 50.8$ のデータと類似したプロットとなっていた。文献値から得られた $\ln A$ の最大値79.2となったため、推定式の適用範囲については、現時点では文献値も含めて $11.5 < \ln A < 79.2$ と考えられた。

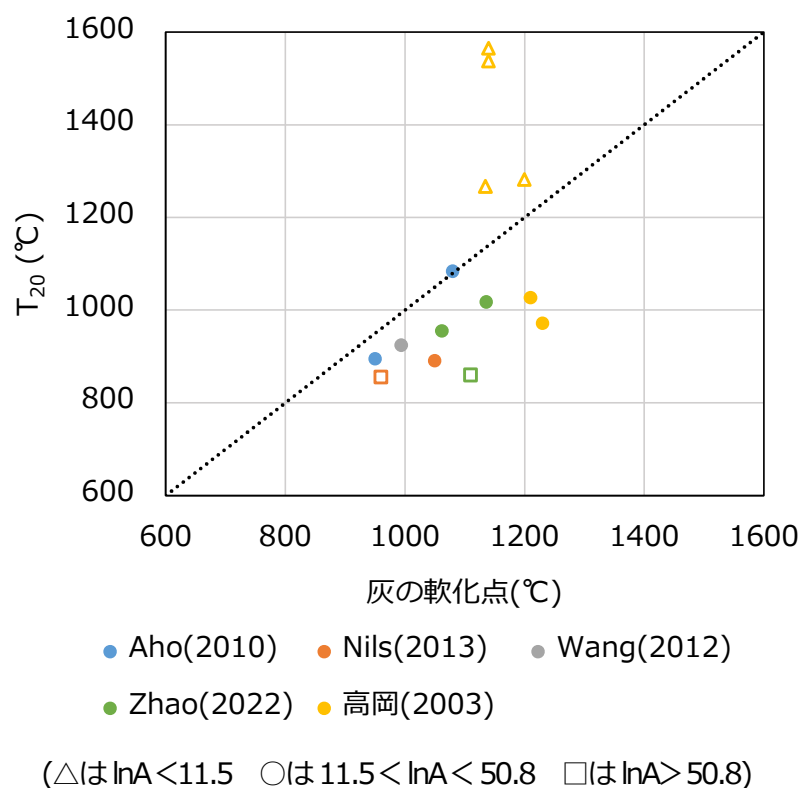


図-4.8 灰の軟化点と T_{20} の関係

4.4 結語

本章では4処理場の5種類の汚泥に対して、4種類の草木類を混焼し、電気炉を用いた燃焼実験を行った。得られた知見は以下のとおりである。

- 1) 一部の実験系を除き、FB部の石英管に付着物が発生した。付着灰分率が20 dry-g/dry-灰 kg 以上の場合には、運転時間に概ね比例して成長する傾向がみられた。
- 2) 付着灰分率は、汚泥の種類により大きく挙動が変わった。燃焼温度が高くなると、900℃以上では付着灰分率が20を超える実験系が存在した。草木類の混合率が増加するほど付着灰分率が概ね増加する傾向を示したが、特に刈草2を混焼した系列で付着物が多くなった。
- 3) 既往の焼却炉内の不具合発生に係る計算式と比較したところ、X汚泥の一部を除き、付着灰分率と石井らの式の結果には類似の傾向がみられた。
- 4) 約900℃で付着灰分率が20を超える実験群においては直線的なプロットが得られ、アレニウス則で近似できると考えられた。
- 5) 付着灰分率を $y = A \exp(-B/T)$ で近似し、係数AとBを焼却灰中の主要元素の濃度を用いて重回帰分析を行った。現象を考慮しつつ説明変数を選択した結果、 $[P_2O_5, K_2O, Al_2O_3, Fe_2O_3]$ の組み合わせが、相対的に精度よく現象を説明した。ただし、一部が $A < y=20$ 及び $B < 0$ となり、付着灰分率及び T_{20} の推定が困難となった。
- 6) 下水汚泥の専焼もしくは草木類との混焼を行った焼却灰の文献値を用い、軟化点と推定式より推定された T_{20} を比較した結果、 T_{20} は概ね軟化点よりも低い値を得た。現時点では、 $11.5 < \ln A < 79.2$ が式の適用範囲と想定される。また本式は、簡易な軟化点の安全側指標としての利用可能性が示唆された。

第4章 参考文献

- 1) 上野勇, 秦野正人, 小林俊樹: 流動焼却設備における灰の焼結事例と焼結防止対策に関する報告, 第 51 回下水道研究発表会講演集, pp.994-996, 2014
- 2) 太田淳一, 加野善久, 田村英輔, 伊東賢洋, 針生崇史, 神谷秀博: 焼却設備異常(流動不良・煙道閉塞)事例と流動砂性状解析による検証, 第 55 回下水道研究発表会講演集, pp.1142-1144, 2018
- 3) 日本下水道協会: 下水道施設計画・設計指針 後編, p.573, 2019
- 4) 佐藤龍磨, 角間隆司, 藤元祐輔, 尾形直亮, 二宮善彦, 堀尾正靱: スギペレットを燃料としたガス化プラントにおけるクリンカの特徴およびクリンカ抑制の対策技術, 第 16 回バイオマス科学会議発表論文集, pp.13-14, 2021
- 5) 塚原純哉ほか: 焼却炉閉塞危険性評価方法及び焼却炉閉塞防止方法, 特許第 5881260 号
- 6) 石井豊ほか: 下水汚泥焼却処理装置に対する灰付着性予測方法及び該方法を用いた下水汚泥焼却方法, 特許第 4871329 号
- 7) Ulrich Kleinhans, Christoph Wieland, Flemming J. Frandsen, Hartmut Spliethoff: Ash formation and deposition in coal and biomass fired combustion systems: Progress and challenges in the field of ash particle sticking and rebound behavior, Progress in Energy and Combustion Science, Vol. 68, pp. 65-168, 2018
- 8) Nils Skoglund, Alejandro Grimm, Marcus Öhman, Dan Boström: Effects on ash chemistry when co-firing municipal sewage sludge and wheat straw in a fluidized bed: Influence on the ash chemistry by fuel mixing, Energy & fuels, Vol.27, No.10, pp.5725-5732, 2013
- 9) 宮本豊尚, 中村友二, 高岡昌輝, 伊藤竜生, 谷藤溪詩, 小林俊樹, 穴田健一, 岡安 祐司: 下水汚泥と草木系バイオマスの混焼に伴う電気炉壁面付着物の特性, 下水道協会誌, Vol.61, No.745, pp.89-99, 2024
- 10) 公益社団法人日本下水道協会: 下水道統計(令和 3 年度版)
- 11) Mahzoun Yahya, 大下和徹, 高岡昌輝, 藤森崇: 下水汚泥脱水ケーキの全国組成調査による有機物構成元素を中心とした変遷推定と高位発熱量の予測, 下水道協会誌, Vol.54, pp.86-96, 2017
- 12) 落修一, 尾崎正明: 草木系バイオマスの組成分析データ集(修正版), 土木研究所資料, 第 4095 号, 2008
- 13) 伊東賢洋: 下水汚泥焼却飛灰の高温付着性増加機構とその制御, 東京農工大学学位論文, 2022
- 14) 石井博昭, 塩出省吾, 新森修一: 確率統計の数理, 裳華房, pp.125-128, 1995
- 15) 長沼宏, 池田伸矢, 伊藤正, 佐藤文夫, 浦島一晃, 多久和毅志, 義家亮, 成瀬一郎: 界面反応を伴う石炭灰付着機構の解明, 日本エネルギー学会誌, Vol.88, No.9, pp.816-822, 2009
- 16) 平戸瑞穂: 石炭の高温ガス化とガス化発電技術, アイピーシー, p.164, 1994
- 17) 平岡正勝: 下水汚泥の溶融システムの現状と動向, 環境技術, Vol.17, No.6, pp.345-351, 1988
- 18) 伊藤竜生, 佐藤夏紀, 藤平弘樹, 増田孝弘, 穴田健一: 下水汚泥とバイオマス等混焼時のクリンカ生成に関する検討, タクマ技報, Vol.31, No.2, pp.100-114, 2023
- 19) 川崎市 HP: 下水汚泥焼却灰(新規灰)の処分に向けた対応について(2024 年 1 月 10 日閲覧)
<https://www.city.kawasaki.jp/980/cmsfiles/contents/0000067/67740/kankyousiryou-02.pdf>
- 20) 向阪保雄, 遠藤慎行, 西江恭延: 2 粒子間に形成される液架橋現象の理論解析—液中に不純物を含まない理想的な系—, 化学工学論文集, Vol.18, No.6, pp.942-949, 1992
- 21) R. Chang: 生命科学系のための物理化学, 東京化学同人, p.33, 2006
- 22) R. Chang: 生命科学系のための物理化学, 東京化学同人, p.199, 2006
- 23) S.チャタジー, B.ブライス: 回帰分析の実際, 新曜社, p.201, 1981
- 24) 幸田直也, 貫上佳則, 有吉欽吾, 下岸徹也, 田仲弘幸: 下水汚泥焼却時における溶融物生成に及ぼす下水汚泥中の無機成分の影響, 土木学会論文集 G(環境), Vol.77, No.7, pp. III_393-III_401, 2021
- 25) M. Aho, P. Yrjas b, R. Taipale a, M. Hupa b, J. Silvennoinen c: Reduction of superheater corrosion by co-firing risky biomass with sewage sludge Author links open overlay panel, Fuel, Vol. 89, Issue 9, pp. 2376-2386, 2010
- 26) Liang Wang, Geir Skjevrak, Johan E. Hustad, Morten G. Grönli: Sintering Characteristics of sewage sludge ashes at elevated temperatures, Fuel Processing Technology, Vol.96, pp.88-97, 2012
- 27) Ao Zhao, Xuebin Wang, Aneta Magdziarz, Shilin Yu, Shuanghui Deng, Jin Bai, Qingfu Zhang, Houzhan Tan: Ash fusion and mineral evolution during the co-firing of coal and municipal sewage sludge in power plants, Fuel, Vol.310, 2022, 122416
- 28) 高岡昌輝, 藤田淳, 藤原健史, 武田信生: 灰分組成と示差熱分析による焼却灰・飛灰の融点の推定, 土木学会論文集, No. 727, VII-26, pp.91-101, 2003

5 草木類混焼による焼却灰中のリン・カリウムの挙動

5.1 概説

リン資源は世界的な戦略物資となっており、国内で安定的に発生する下水汚泥も資源として着目されている。2021年に策定された「みどりの食料システム戦略」では、2050年までに目指す姿として、「化学肥料の使用量を30%低減すること」¹⁾が示されており、2022年に策定された食料安全保障強化政策大綱においては2030年までに堆肥・下水汚泥資源の使用量を倍増し、肥料の使用量（リンベース）に占める国内資源の利用割合を40%まで拡大すること（2021年：25%）が目標として掲げられている²⁾。さらに、肥料の規格を定める「肥料の品質の確保等に関する法律に基づき普通肥料の公定規格を定める等の件」が2023年9月に改訂され、新たな公定規格である「菌体りん酸肥料」が創設された³⁾。同規格では、含有すべき主成分の最小量としてりん酸全量が1%以上及び主成分別表第一の値以上と、含有を許される有害成分としてヒ素、カドミウム、水銀、ニッケル、クロム、鉛の最大量、並びに植害試験の調査を受けて害がないことを要求されている³⁾。

下水汚泥焼却灰に含まれるリンは、カルシウムやアルミニウム、鉄との化合物として存在していると想定される。焼却時にカルシウムを添加することや草木類と混焼することにより、アパタイトが形成することが既に報告されている⁴⁾が、水処理や汚泥処理に伴う下水汚泥の性質の違いに着目した研究はされていない。

一方、国土交通省が、下水汚泥資源の肥料利用を推進するために焼却灰についても肥料成分の分析をすすめている⁵⁾。このうち、全リン及びク溶性について測定を行った34処理場の焼却灰に関するデータについて提供いただき、全国的な焼却灰の傾向について把握するための調査が行われている。焼却灰中のりん酸全量及びク溶性りん酸の濃度とク溶率を表-5.1に示す。ここでク溶率とは、ク溶性りん酸の濃度をりん酸全量で除した値であり、植物が利用できる形態のリンの割合を示す指標である。

表-5.1 34 処理場での焼却灰のりん酸全量・ク溶性りん酸、ク溶率⁶⁾

	りん酸全量(P_2O_5)	ク溶性りん酸(P_2O_5)	ク溶率
最大値	41%	22%	97%
最小値	8%	3%	8%
平均値	27%	12%	47%
中央値	29%	11%	46%
標準偏差	8%	5%	22%

ここで、水処理及び汚泥処理影響のうち、アルミ系の凝集剤と鉄系の凝集剤の影響について整理した。

①水処理でPAC等アルミ系凝集剤を使用して高分子系での凝集剤で脱水している処理場（6処理場）と、②水処理で凝集剤無添加もしくは鉄系あるいは高分子凝集剤を使用し、鉄系の凝集剤で脱水処理している処理場（8処理場）を比較した。②のうち、全リンの濃度が10%に満たない1処理場のデータを除外して検定を

行くと、①の平均が56%、②の平均が32%となり、有意水準10%（両側）で平均に差が認められた。実際にはク溶率に影響する因子は凝集剤のみではないと推定されるが、一定の影響を及ぼしていると推察される。

本章では、4種類の異なる特性を有する下水汚泥と、草木類の混焼によるリンとカリウムの形態変化を調査し、水処理及び汚泥処理で使用する凝集剤の違いが、下水汚泥焼却灰の肥料としての性質に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。解析は、今後も引き続き焼却プロセスを継続して使用することが想定される、閉鎖性水域に放流する処理場であるアルミ系の凝集剤を使用している処理場の汚泥を中心に実施した。第4章で実施した混焼試験で得られた焼却灰に対して各種分析や熱力学平衡計算を併用して、その組成を調査するとともに、混焼にともなう組成変化の特性について整理を行った⁷⁾。さらに焼却灰の肥料としての特性を調査するため、溶出試験による評価も実施した⁷⁾。

表-5.2 汚泥を採取した処理場の諸元（表-4.1再掲）⁸⁾

処理場	排除区分	水処理方式 (下線を付した方法は高度処理)	計画放流水質 (リン)	水処理 凝集剤	脱水 凝集剤	脱水方式
X	分流	<u>循環式硝化脱窒法</u>	0.8mg/L	鉄系	高分子系	遠心分離
Y	分流	標準活性汚泥法	-	-	高分子系	遠心分離
Z	分流	標準活性汚泥法・ <u>ステップ流入式多段硝化脱窒法</u>	2.1mg/L	アルミ系	高分子系	スクリーン プレス
W	分流一部 合流	標準活性汚泥法・ <u>嫌気無酸素好気法</u> ・ <u>循環式硝化脱窒法</u> ・ <u>硝化内生脱窒法</u>	2.0mg/L	アルミ系	高分子系	遠心分離

※ W処理場は汚泥を集約処理しているため、汚泥圧送元の水処理方式を記載

5.2 検討方法

5.2.1 灰の組成と化合物の分析

解析対象とした焼却灰の実験条件を表-5.3に示す。また、得られた焼却灰を図-5.1に示す。いずれも粒径の細かい焼却灰が得られた。焼却灰の色は、X1、Z、W汚泥の専焼灰では赤みを帯びた色をしていたが、刈草や剪定枝と混焼した灰は、色が黒くなっていく傾向がみられた。Y汚泥の専焼灰は薄い赤～黄色がかった色をしていたが、刈草や剪定枝と混焼した灰は、色が黒くなっていく傾向がみられた。

表-5.3 第5章での解析対象とした焼却灰とその作成条件

	汚泥	混焼条件	砂層温度	FB温度
Case 1	Z汚泥	汚泥専焼	705~715	850~852
Case 2	Z汚泥	汚泥専焼	705~710	950~953
Case 3	Z汚泥	刈草2混焼	710~715	850~852
Case 4	Z汚泥	刈草2混焼	705~710	900~902
Case 5	Z汚泥	剪定枝2混焼	705~710	850~852
Case 6	Z汚泥	剪定枝2混焼	703~708	900~902
Case 7	W汚泥	汚泥専焼	710~730	855~860
Case 8	W汚泥	汚泥専焼	700~715	902~910
Case 9	W汚泥	刈草2混焼	700~705	848~852
Case 10	W汚泥	刈草2混焼	700~705	898~902
Case 11	W汚泥	剪定枝2混焼	705~712	850~852
Case 12	W汚泥	剪定枝2混焼	705~710	900~902

	汚泥	混焼条件	砂層温度	FB温度
Case13	X1汚泥	汚泥専焼	660~710	845~875
Case14	X1汚泥	刈草1混焼	710~715	848~852
Case15	X1汚泥	剪定枝1混焼	700~705	845~855
Case16	Y汚泥	汚泥専焼	705~710	850~855
Case17	Y汚泥	刈草1混焼	710~720	850~855
Case18	Y汚泥	剪定枝1混焼	725~735	860~865

※混焼時の混合率は一律30%の系で解析

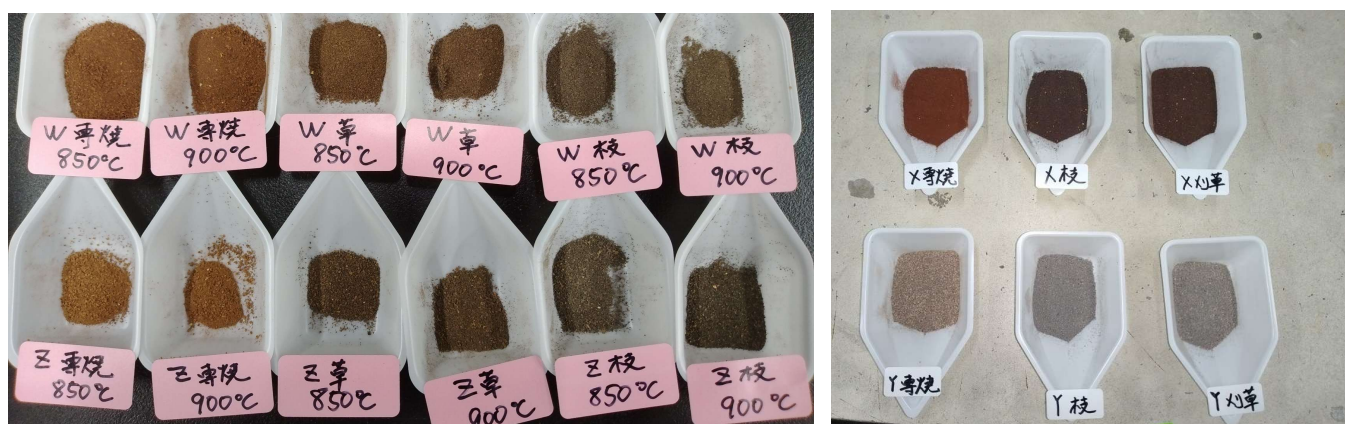


図-5.1 実験・分析に供した焼却灰

また、灰の分析については以下の方法で行った。組成分析については蛍光 X 線分析装置（XRF：パナリティカル製 AxiosMAX）により実施した。併せて粉末 X 線回折分析装置（XRD：リガク製 model RINT-UltimaPC）により、結晶質化合物について同定を行った。さらに、XRD で検出される化合物は比較的多量に含まれる結晶物質に限られることから、非晶質の物質も含めてリン及びカリウムの化学状態を推定するため X 線吸収微細構造分析（XAFS）を実施した。XAFS は高エネルギー加速器研究機構 Photon Factory BL-11B ビームラインにより測定を行った。測定にあたっては、焼却灰サンプルだけではなく試薬及び鉱物の標準スペクトルを測定した。スペクトルの解析には Athena を使用した⁹⁾。焼却灰中の化合物のスペクトルが標準スペクトルの線形重ね合わせで表現されるとして、焼却灰に含まれる化合物の存在比率を推定した。存在比率を計算するためには、焼却灰に含まれると想定される標準スペクトルを主成分分析及びターゲット変換により絞り、表-5.4 に示す試薬及び鉱物を抽出した。解析の精度は合成したスペクトルと実測スペクトルの残差を表す指標である R-factor は式 (5.1) で表現されるが、文献によると 0.1 を超えるような場合は精度が疑わしいとされる¹⁰⁾。

$$R_factor = \sum_i [data(i) - fit(i)]^2 / \sum_i [data(i)]^2 \cdots \text{式 (5.1)}$$

ここに $data(i)$: 測定されたスペクトルの強度

$fit(i)$: 推定された合成スペクトルの強度

表-5.4 XAFS で設定した標準の試薬及び鉱石

元素	試薬及び鉱物
K	Sanidine ($KAlSi_3O_8$), Leucite ($KAlSi_2O_6$), Muscovite ($KAl_2(Si_3AlO_{10})(OH)_2$), K_3PO_4 , K_2SO_4 , $K_2Mg_2(SO_4)_3$, K_2S , K_2CO_3 , KOH, KNO_3 , KCl
P	$Ca(H_2PO_2)_2$, $CaHPO_3 \cdot H_2O$, $Ca_3(PO_4)_2$, beta- $Ca_3(PO_4)_2$, $CaHPO_4 \cdot 2H_2O$, $Na_3PO_4 \cdot 12H_2O$, Na-poly PO_4 , $CaFPO_3$, $FePO_4 \cdot 4H_2O$, $AlPO_4$, TPP (リン酸トリフェニル), ATP- Na_2

5.2.2 熱力学平衡計算による計算

熱力学平衡計算ソフト FACTSAGE8.1 (Themfact/CRCT 社・GTT-Technologies 社) を用い、各温度条件における熱力学的に平衡状態となる化合物の形態について計算を行った。第4章のゴールドファーネス炉に投入した汚泥、補助燃料 (刈草、剪定枝) 及び燃焼用空気を試算条件として設定した。圧力は 1atm、燃焼用空気は必要量の 1.3 倍、計算の対象とした元素は、水素、炭素、窒素、酸素、硫黄、塩素、ナトリウム、マグネシウム、アルミニウム、ケイ素、リン、カリウム、カルシウム、チタン、マンガン、鉄、銅、亜鉛、バリウムの 19 種で、600℃から 900℃まで 50℃間隔で計算を行った。表-5.5 に W 汚泥と剪定枝 2 を 30% 混焼した際の条件を例として示す。

表-5.5 熱力学平衡計算の計算条件例

W汚泥 + 剪定枝2 30%					燃烧用空気	
可燃分		水分 (H2O)	灰分			
項目	kg/h	kg/h	測定項目	kg/h	項目	kg/h
C	0.082	0.63	Na ₂ O	0.00028	N ₂	1.17
H	0.012		MgO	0.00119	O ₂	0.35
N	0.0070		Al ₂ O ₃	0.0026	H ₂ O	0.02
O	0.062		SiO ₂	0.01031		
S	0.0015		P ₂ O ₅	0.00543		
Cl	0.00028		SO ₃	0.00029		
			Cl	0.00007		
			K ₂ O	0.00123		
			CaO	0.00555		
			TiO ₂	0.00021		
			MnO	0.00004		
			Fe ₂ O ₃	0.00301		
			CuO	0.00004		
ZnO	0.00008					
BaO	0.00021					

なお、実現象では反応時間が不十分なため平衡状態に至らない可能性があり、また一度燃焼温度環境に達した焼却灰を降温後に回収して各種分析していることから、必ずしも分析結果と計算結果は一致しないことに留意が必要である。

5.2.3 溶出試験

得られた灰の肥料としての特性を把握するため、溶出試験を実施した。試験は環境庁告示 13 号試験¹¹⁾ (以下 13 号試験)、及び肥料等試験法¹²⁾のク溶性試験に準じて行った。各試験の概要を表-5.6に示す。

13 号試験は「金属等を含む産業廃棄物に係る判定基準を定める省令」第 3 条の規定に基づき定められた有害物質の検定方法であり、焼却灰の性質を把握するために広く一般的に用いられている。本報では、検討対象元素のうち水に溶解する割合を評価するための試験法として本法を採用した。ク溶性とは植物が吸収利用できる肥料成分の一つであり、水溶性の成分と比較して一般にやや緩効性と考えられている¹³⁾。ク溶性試験においては 2%クエン酸溶液に溶解する量を求めている¹²⁾。なお、水溶性物質は一般的に 2%クエン酸溶液に溶解するため、ク溶性物質の中に含まれる。得られた試験液について、誘導結合プラズマ発光分析装置 (ICP-AES：セイコーインスツルメンツ株式会社製 SPS3000) によりリン及びカリウムの分析を行った。

表-5.6 溶出試験の概要

試験名	溶媒	試料と溶媒の 重量体積比	溶出 温度	振とう 時間	検液の作成
13号 試験	純水 (ミリQ)	1:10	室温	6時間	3000Gで20分遠心分離した後の 上澄み液を孔径1μmの メンブランフィルターでろ過
ク溶性 試験	クエン酸 溶液※ (20g/L)	1:250※	30±1℃	1時間	上澄み液をろ紙6種 (孔径3μm) でろ過

※試料1gに対して150mlで振とう後、250mlにメスアップ

5.3 結果-①アルミ系の凝集剤を使用した処理場の汚泥

5.3.1 焼却灰の組成と代表的な化合物

5.3.1.1 XRF による分析結果

XRFによる分析結果を表-5.7に示す。分流一部合流のW汚泥専焼灰では濃度の高い順に、 SiO_2 、 P_2O_5 、 Fe_2O_3 、 Al_2O_3 、 CaO であった。分流のZ汚泥専焼灰では、 P_2O_5 、 SiO_2 、 Al_2O_3 、 P_2O_5 、 Fe_2O_3 、 CaO の順であり、特に P_2O_5 の濃度は30%を超過していた。第4章で示したように、W汚泥及びZ汚泥の焼却灰は、一般的な下水汚泥焼却灰の組成の範囲内と判断された。なお、表-4.8の値と若干異なるのは、表-4.8に示した結果が約950℃での測定値を採用したことによるものである。

混焼に伴う影響としては、刈草との混焼で K_2O の濃度は増加する傾向があり、いずれの汚泥と混焼した場合でも焼却灰中の濃度は10%を超えた。剪定枝との混焼では K_2O の濃度は専焼時（約2～3%）と比べて3%程度上昇して約5%となったほか、 CaO の濃度が専焼時（約10%）と比べて5%程度上昇して約15%となった。また、 Fe_2O_3 が混焼により減少したが、これは図-5.1で示した焼却灰の色の変化（専焼時は赤みを帯びていたが混焼時の灰は黒くなった）と合致した。

表-5.7 灰の組成（XRFによる分析）

実験系	汚泥	FB温度	混焼条件	灰組成																
				Na_2O	MgO	Al_2O_3	SiO_2	P_2O_5	SO_3	Cl	K_2O	CaO	TiO_2	MnO	Fe_2O_3	CuO	ZnO	SrO	BaO	灰組成合計
Case1	W汚泥	850℃	専焼	1.0	3.5	12.9	28.7	22.1	1.0	0.0	1.6	9.6	1.1	0.2	16.3	0.2	0.4	0.0	1.1	99.7
Case2	W汚泥	900℃	専焼	1.0	3.2	13.3	29.0	21.8	1.0	0.0	1.6	9.7	1.2	0.2	15.9	0.2	0.4	0.0	1.1	99.6
Case3	W汚泥	850℃	刈草2混焼	0.9	3.5	10.6	30.4	17.6	2.8	0.2	10.5	9.2	0.8	0.2	11.9	0.1	0.3	0.0	0.8	99.8
Case4	W汚泥	900℃	刈草2混焼	1.0	3.4	10.3	29.6	18.0	2.3	0.3	11.1	9.4	0.8	0.2	12.1	0.1	0.3	0.0	0.9	99.8
Case5	W汚泥	850℃	剪定枝2混焼	0.8	2.8	9.2	38.8	15.2	2.3	0.2	4.8	13.5	0.8	0.2	10.2	0.1	0.3	0.0	0.7	99.9
Case6	W汚泥	900℃	剪定枝2混焼	0.8	2.7	8.8	39.7	14.4	2.8	0.3	4.7	14.1	0.7	0.2	9.5	0.1	0.3	0.1	0.6	99.9
Case7	Z汚泥	850℃	専焼	0.7	4.6	15.7	19.0	31.2	1.2	0.1	3.2	10.0	1.0	0.1	11.7	0.4	0.4	0.1	0.7	99.9
Case8	Z汚泥	900℃	専焼	0.6	4.7	16.3	17.7	32.7	1.0	0.0	2.3	10.1	1.0	0.1	11.8	0.4	0.4	0.1	0.8	99.9
Case9	Z汚泥	850℃	刈草2混焼	0.6	4.4	12.3	20.3	26.0	2.3	0.2	12.2	9.9	0.8	0.1	9.6	0.3	0.3	0.1	0.6	99.9
Case10	Z汚泥	900℃	刈草2混焼	0.7	4.4	11.7	21.9	25.5	2.6	0.2	12.0	9.8	0.7	0.1	9.2	0.3	0.3	0.1	0.5	99.9
Case11	Z汚泥	850℃	剪定枝2混焼	0.5	3.6	9.0	34.0	20.8	2.7	0.2	5.5	14.6	0.6	0.1	7.5	0.2	0.2	0.1	0.5	99.9
Case12	Z汚泥	900℃	剪定枝2混焼	0.6	3.4	9.2	34.7	20.8	2.2	0.2	5.5	14.2	0.6	0.1	7.4	0.2	0.2	0.1	0.5	99.9

5.3.1.2 XRD による分析結果

XRD での分析の結果を表-5.8 に示す。推定化合物は、組成分析結果より可能性としてありうるものを提示しているが、微量しか含まれないものも示している。

今回の実験で得られた全ての焼却灰から SiO_2 が検出された。アルミノケイ酸塩については、W 汚泥の一部の混焼灰で検出された。 $\text{Ca}_9\text{Al}(\text{PO}_4)_7$ など、 $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ の一部がアルミニウムや鉄、マグネシウム等の金属原子で置換されたリン酸カルシウム化合物の結晶はすべての焼却灰で検出され、アルミ系凝集剤を用いた汚泥の焼却灰では専焼・混焼問わずリン酸カルシウム化合物の存在が想定された。また、例えば銅を含む結晶は約 850°C の焼却条件のみで検出されるなど FB の温度条件の違いにより置換または結合される原子が異なる傾向も確認された。カリウム化合物については、W 汚泥の一部で KAlSi_3O_8 等のアルミノケイ酸塩が確認されたほか、Z 汚泥と刈草との混焼灰でリン酸カルシウムの一部にカリウムが置換または結合した形態の結晶として確認されたにすぎず、全体的な挙動は不明であった。

また、W 汚泥では1つの実験系を除き Fe_2O_3 などの鉄化合物が検出されたが、Z 汚泥では鉄化合物は約 900°C の専焼と約 850°C の剪定枝混焼の実験系で検出された。

表-5.8 焼却灰中の結晶質化合物 (XRD による分析)

実験系	汚泥	FB温度	混焼条件	SiO_2	アルミノケイ酸塩	リン酸カルシウム塩	鉄塩	その他
Case1	W汚泥	850°C	専焼	○		$\text{Ca}_9\text{Al}(\text{PO}_4)_7$	Fe_2O_3	
Case2	W汚泥	900°C	専焼	○		$\text{Ca}_{2.589}\text{Mg}_{0.411}(\text{PO}_4)_2$	Fe_2O_3	
Case3	W汚泥	850°C	刈草2混焼	○	$\text{K}(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$	$\text{Ca}_{19}\text{Mg}_{1.56}\text{Fe}_{0.44}(\text{PO}_4)_{14}$	$\text{Ca}_{19}\text{Mg}_{1.56}\text{Fe}_{0.44}(\text{PO}_4)_{14}$	
Case4	W汚泥	900°C	刈草2混焼	○	$\text{Na}(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$	$\text{Na}_2\text{Ca}_9\text{Fe}(\text{PO}_4)_7$	Fe_2O_3 , $\text{Na}_2\text{Ca}_9\text{Fe}(\text{PO}_4)_7$	
Case5	W汚泥	850°C	剪定枝1混焼	○		$\text{Ca}_{19}\text{Cu}_2(\text{PO}_4)_{14}$	ZnFe_2O_4	$\text{Mg}(\text{PO}_3)_2$
Case6	W汚泥	900°C	剪定枝1混焼	○		$\text{Ca}_{9.5}\text{Co}(\text{PO}_4)_7$		
Case7	Z汚泥	850°C	専焼	○		$\text{Ca}_{19}\text{CuNa}(\text{PO}_4)_7$		
Case8	Z汚泥	900°C	専焼	○		$\text{Ca}_9\text{Fe}(\text{PO}_4)_7$	$\text{Ca}_9\text{Fe}(\text{PO}_4)_7$	
Case9	Z汚泥	850°C	刈草2混焼	○		$\text{Ca}_9\text{MgK}(\text{PO}_4)_7$		NH_4PF_6
Case10	Z汚泥	900°C	刈草2混焼	○		$\text{KCa}_9\text{Ni}(\text{PO}_4)_7$		$\text{Ag}_{1.89}\text{Ca}_{0.05}\text{SO}_4$
Case11	Z汚泥	850°C	剪定枝1混焼	○		$\text{Ca}_{19}\text{Cu}_2(\text{PO}_4)_{14}$	ZnFe_2O_4	
Case12	Z汚泥	900°C	剪定枝1混焼	○		$\text{Ca}_{9.5}\text{Co}(\text{PO}_4)_7$		$\text{Mg}(\text{PO}_3)_2$

※赤字：P化合物 青字：K化合物 紫字：PおよびKの化合物

5.3.1.3 XAFSによる化合物推定

表-5.9にカリウム化合物の、表-5.10にリン化合物の推定結果について示す。カリウム化合物の R-factor は W 汚泥の専焼灰のみで 0.1 を超過したが、混焼灰はいずれも 0.1 を下回り精度よく推定されたと考えられた。XRD でカリウム化合物が確認できた焼却灰は一部の実験系に限られていたが、XAFS ではいずれの焼却灰も KAlSi_3O_8 等のアルミノケイ酸塩と、硫酸塩 (K_2SO_4 及び $\text{K}_2\text{Mg}_2(\text{SO}_4)_3$) もしくは炭酸塩 (K_2CO_3) の存在が推定された。R-factor が 0.1 を超過して推定精度に問題がある可能性のある W 汚泥の専焼灰を除くと、約 850℃と約 900℃での燃焼温度の違いにより、存在するアルミノケイ酸塩の割合が増加する傾向が確認された。

表-5.9 焼却灰中のカリウム化合物推定結果 (XAFS による分析)

実験系	Case1	Case2	Case3	Case4	Case5	Case6	Case7	Case8	Case9	Case10	Case11	Case12
汚泥	W汚泥	W汚泥	W汚泥	W汚泥	W汚泥	W汚泥	Z汚泥	Z汚泥	Z汚泥	Z汚泥	Z汚泥	Z汚泥
FB温度	850℃	900℃	850℃	900℃	850℃	900℃	850℃	900℃	850℃	900℃	850℃	900℃
混焼条件	専焼	専焼	刈草混焼	刈草混焼	剪定枝混焼	剪定枝混焼	専焼	専焼	刈草混焼	刈草混焼	剪定枝混焼	剪定枝混焼
KAlSi_3O_8			32.8	42.3	40.2	54.1	30.5	37.9	34.4	35.4	51.1	53.4
KAlSi_2O_6					35.2		23.5	27.2				
$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{F},\text{OH})_2$	68.9	58.6										7.9
K_2SO_4			48	32.1					45.4	50	20.5	
$\text{K}_2\text{Mg}_2(\text{SO}_4)_3$	31.1	41.4			24.6	22.9	45.9	34.9				
K_2CO_3			19.2	25.6		23			20.1	14.6	28.3	38.7
合計	100	100	100	100	100	100	99.9	100	99.9	100	99.9	100
アルミノケイ酸塩	68.9	58.6	32.8	42.3	75.4	54.1	54	65.1	34.4	35.4	51.1	61.3
R-Factor	0.113	0.031	0.013	0.013	0.007	0.009	0.01	0.013	0.007	0.0017	0.007	0.01

リン化合物についてはW汚泥の剪定枝混焼灰（約900℃）でR-factorが0.4と0.1を大きく超過するなど、約半数で0.1を超過した。これは、設定した標準物質の種類が十分でなく推定が不完全である可能性が示唆された。推定結果は Ca_3PO_4 （Z汚泥の刈草混焼灰 約900℃を除く）、 AlPO_4 、 Na_3PO_4 （W汚泥刈草混焼灰 約850℃と剪定枝混焼灰 約900℃を除く）が存在するというものであった。なお、 $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ のXAFSスペクトルは、今回の分析では標準物質として採用していないStruvite（ $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ）のスペクトルと相対的に類似しており（Güngörら¹⁴⁾）、XRDや後述する熱力学平衡計算の結果から、マグネシウム塩の存在可能性も考えられた。

リン酸カルシウム化合物はすべての焼却灰で検出されており、XAFSとXRDで概ね同様の傾向を示した。リン酸アルミニウム化合物についてはXRDではW汚泥の専焼灰（約850℃）のみの検出にとどまった。ナトリウム化合物についてはW汚泥の刈草混焼灰（約900℃）とZ汚泥の専焼灰（約850℃）のみの検出となった。XRDでリン酸アルミニウム化合物及びナトリウム化合物を検出した系（Case1, 4, 7）ではR-factorが0.037～0.104と今回の推定の中では相対的に小さな値が得られた。

表-5.10 焼却灰中のリン化合物推定結果（XAFSによる分析）

実験系	Case1	Case2	Case3	Case4	Case5	Case6	Case7	Case8	Case9	Case10	Case11	Case12
汚泥	W汚泥	W汚泥	W汚泥	W汚泥	W汚泥	W汚泥	Z汚泥	Z汚泥	Z汚泥	Z汚泥	Z汚泥	Z汚泥
FB温度	850℃	900℃	850℃	900℃	850℃	900℃	850℃	900℃	850℃	900℃	850℃	900℃
混焼条件	専焼	専焼	刈草混焼	刈草混焼	剪定枝混焼	剪定枝混焼	専焼	専焼	刈草混焼	刈草混焼	剪定枝混焼	剪定枝混焼
$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	38.2	37.2		51.6	42.5	77			8.3		31.1	43.6
beta- $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_3$			59.2				16.8	16.4				
$\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$	16	16.8		15.2	39.6		18	18.1	63.6	74.6	47.1	33.8
$\text{FePO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$												
AlPO_4	45.8	46	40.8	33.2	17.9	23	65.3	65.5	28.1	25.4	21.7	22.6
合計	100	100	100	100	100	100	100.1	100	100	100	99.9	100
R-Factor	0.104	0.13	0.057	0.037	0.053	0.411	0.01	0.009	0.03	0.049	0.046	0.113

5.3.2 熱力学平衡計算による計算

5.3.2.1 カリウムに関する計算結果

専焼時及び剪定枝との混焼時は600℃から900℃のいずれの温度域においても97%以上が KAlSi_3O_8 の形態となっていた(図-5.2)。カリウムが多く供給される刈草との混焼時には、750℃付近まで K_2SO_4 がW汚泥で約半分、Z汚泥で約7割を占めていたが、それ以上の高温域では K_2SO_4 が分解し KAlSi_3O_8 のほか K_2O (融液)の形態となっていた。900℃の平衡状態では、Z汚泥の約半分、W汚泥の約1/4が K_2O (融液)の形態となっていた(図-5.3)。

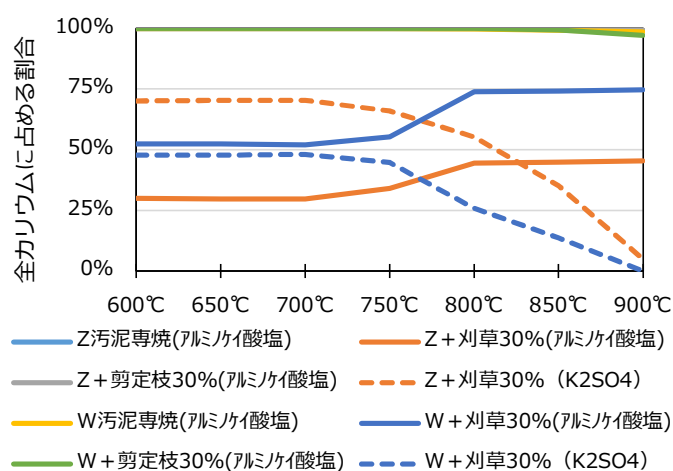


図-5.2 全カリウム中のアルミノケイ酸塩と K_2SO_4 の温度変化

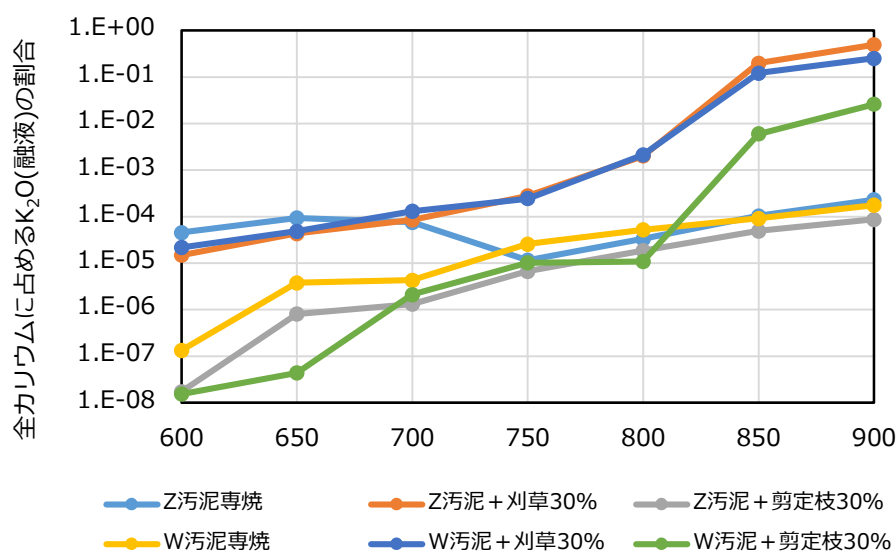


図-5.3 全カリウム中の K_2O (融液)の温度変化

5.3.2.2 リンに関する計算結果

図-5.4に結果の一覧を示す。熱力学平衡計算の結果では、専焼時は700℃まで安定的に AlPO_4 の形態で約半分が存在し、750℃の相転移を境に、漸減していく傾向にあった。 $\text{Mg}_2\text{P}_2\text{O}_7$ も700℃付近まで約2～3割程度存在していたが、750℃付近で減少し、 $\text{Mg}_3\text{P}_2\text{O}_8$ 等の形態に変換されていた。 P_2O_5 （融液）は700℃までは10%程度であったが、850℃以上では3～6割と多くの割合で存在していた。刈草との混焼時は、 AlPO_4 の割合が低下し、 P_2O_5 （融液）の割合が増加する傾向があった。剪定枝との混焼時は同じく AlPO_4 の割合が低下し、 $\text{Ca}_5\text{HO}_{13}\text{P}_3$ や P_2O_5 （融液）の割合が増加する傾向があった。マグネシウム塩については混焼に伴う挙動変化はあまり見られなかった。

なお、5.3.1.3で先述したXAFSでの推定結果では、専焼時や剪定枝混焼時に $\text{K}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_6$ が、Z汚泥での実験時には K_2CO_3 が推定されていたが、熱力学平衡計算の結果では示されていない。すなわち、計算で得られた結果は、実験で得られた焼却灰そのものの推定された組成と一致していない。しかし、反応時間が十分でなく平衡状態に至る過程で反応が中断された、あるいは集塵機での温度降下の影響を考えると、低温域で存在する $\text{K}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_6$ や K_2SO_4 と、高温域で存在する KAlSi_3O_8 等のアルミノケイ酸塩が共存したと予想された。また、 K_2CO_3 については、融液の形態として存在している K_2O が温度降下時や試験後の環境で排気ガスや空気中の CO_2 と反応し、炭酸塩となっている可能性が想定された。

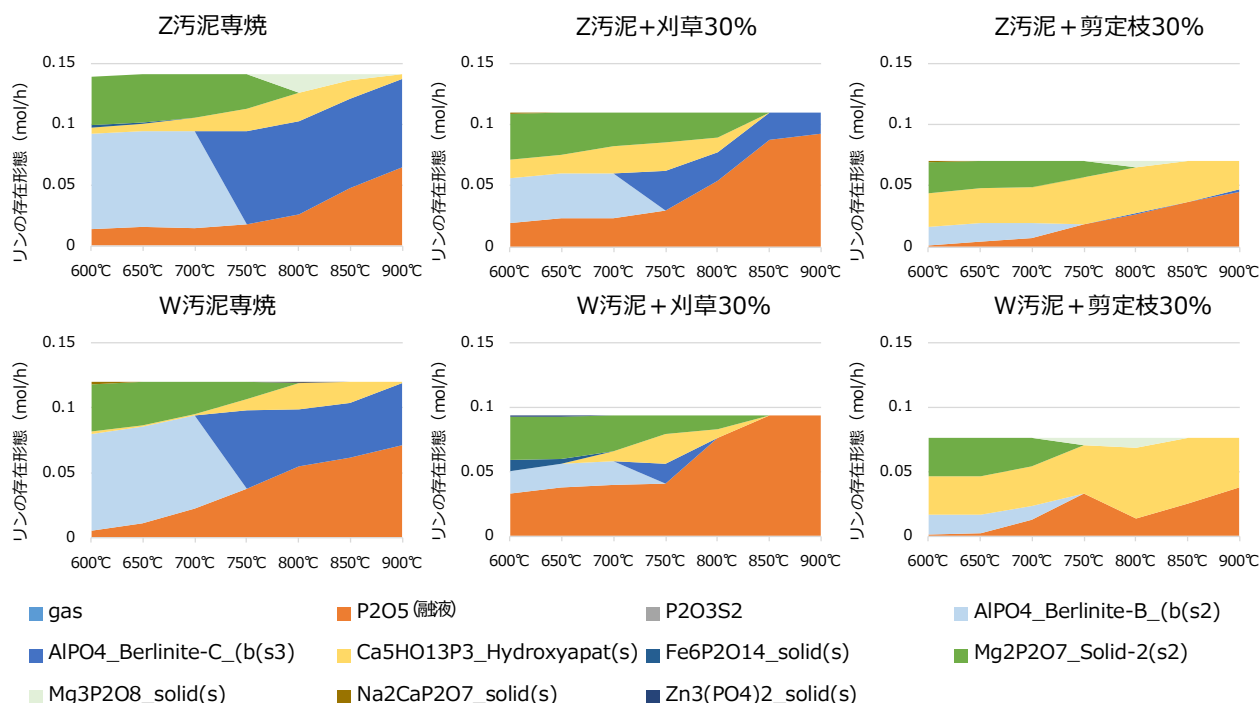


図-5.4 各温度におけるリンの形態

5.3.3 溶出試験結果

カリウムは草木類に多く含まれるため、混焼により相対的に濃度が上昇する。表-5.7で先述しているように、専焼灰には全カリウムとして1.6～3.2%-DS含有していたが混焼により最大約10%-DS程度の含有率となった。溶出試験の結果を図-5.5に示すが、いずれの専焼灰も不溶性の割合が高く約5～7割を占めている。草木類との混焼灰では50%以上がク溶性を示し、水溶性カリウムも刈草との混焼では全カリウムの10%程度を占めていた。

リンについては混焼することで、相対的に焼却灰中の濃度が低下し、専焼灰では最大約15%（Z汚泥）だった濃度が混焼灰では10%弱となった（図-5.6）。しかしながら形態で確認すると、植物が利用できない不溶性リンの割合が混焼に伴い減少する一方で、植物が利用可能なク溶性リンの割合はあまり変化しない結果となった。

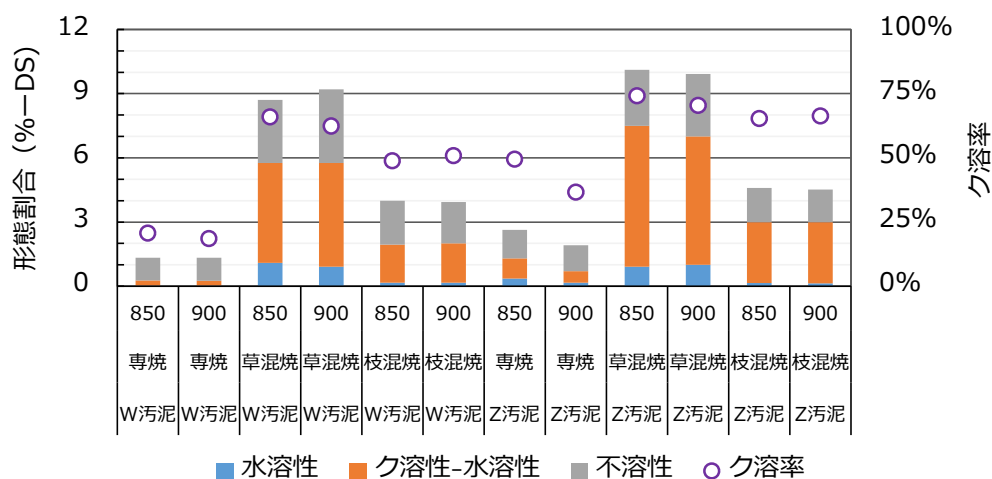


図-5.5 焼却灰中のカリウムの溶出形態

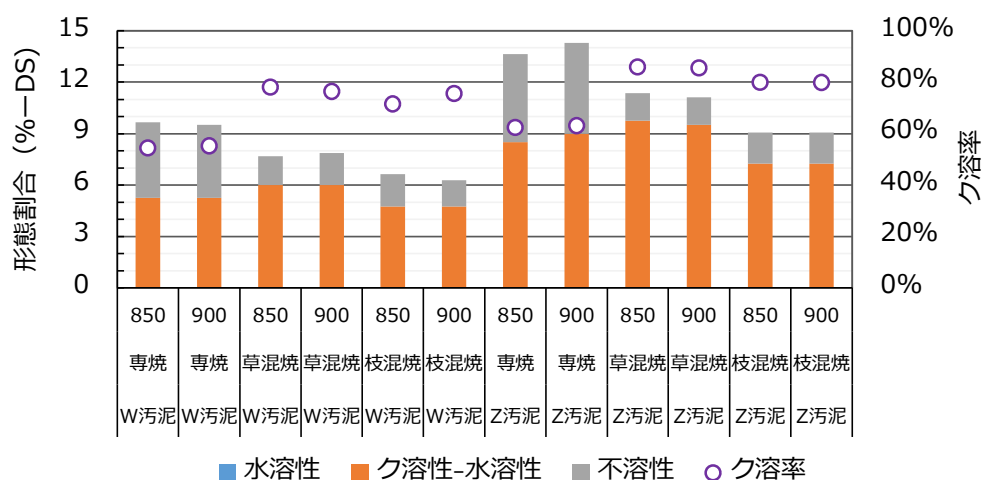


図-5.6 焼却灰中のリンの溶出形態

5.4 結果-②鉄系の凝集剤を使用・無機系の凝集剤を使用しない処理場の汚泥

5.4.1 焼却灰の組成と代表的な化合物

5.4.1.1 XRFによる分析結果

XRFによる分析結果を表-5.11に示す。鉄系の凝集剤が使用されているX1汚泥では、 Fe_2O_3 、 P_2O_5 、 SiO_2 で全体の約8割を占めた。無機系の凝集剤が添加されていないY汚泥では、分焼ではあるが SiO_2 が半分を占め、 P_2O_5 、 CaO の順であった。また Fe_2O_3 の濃度が非常に低い値となったが、これはY汚泥のみが全体的に色が薄い傾向とも一致していると考えられた。混焼に伴う影響としては、刈草との混焼で K_2O の濃度は増加したものの、Z汚泥やW汚泥ほど濃度が高くならなかった。これは、もともとX1汚泥の灰分の割合が高いことに加え、使用した刈草1に含まれるカリウムが、破碎プロセス時に流亡した影響も考えられた。

表-5.11 灰の組成 (XRFによる分析)

実験系	汚泥	FB温度	混焼条件	灰組成																
				Na ₂ O	MgO	Al ₂ O ₃	SiO ₂	P ₂ O ₅	SO ₃	Cl	K ₂ O	CaO	TiO ₂	MnO	Fe ₂ O ₃	CuO	ZnO	SrO	BaO	灰組成合計
Case13	X1汚泥	850℃	専焼	0.7	1.7	7.1	19.4	20.2	1.7	0.0	1.0	5.7	0.7	0.4	40.3	0.2	0.3	0.4	0.0	99.7
Case14	X1汚泥	850℃	刈草1混焼	0.8	2.0	6.2	22.7	18.7	1.5	0.1	3.1	6.8	0.6	0.4	35.8	0.2	0.3	0.0	0.5	99.8
Case15	X1汚泥	850℃	剪定枝1混焼	0.8	1.9	5.7	21.5	18.2	2.2	0.1	2.8	8.5	0.6	0.4	36.2	0.2	0.3	0.1	0.5	99.9
Case16	Y汚泥	850℃	専焼	0.9	2.1	7.1	55.0	15.1	1.1	0.1	1.1	10.6	0.6	0.2	3.4	0.1	0.3	0.1	1.1	98.9
Case17	Y汚泥	850℃	刈草1混焼	0.9	2.2	7.5	53.5	13.6	1.4	0.1	3.9	9.3	0.6	0.2	4.8	0.1	0.2	0.0	0.8	99.1
Case18	Y汚泥	850℃	剪定枝1混焼	0.9	2.4	6.2	51.5	12.3	1.9	0.2	3.5	14.4	0.5	0.2	3.7	0.1	0.2	0.1	0.9	99.1

5.4.1.2 XRDによる分析結果

XRDの測定結果を表-5.12に示す。特にX汚泥の焼却灰は、Y、Z、W汚泥とは大きく性質が異なることが明らかとなった。鉄系の凝集剤を使用しているX1汚泥の実験系については、いずれも Fe_2O_3 の結晶が確認された。またX1汚泥と草木類を混焼した実験系では、他の系では確認されなかった $\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ の結晶が確認された。一方で、アルミノケイ酸塩が検出されたのは、Y汚泥の専焼条件のみであり、カリウムについては結晶として確認されたものはなかった。さらにZ汚泥やW汚泥での実験系では確認された、 $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ の一部がアルミニウムや鉄、マグネシウム等の金属原子で置換されたリン酸カルシウム化合物の結晶はY汚泥の草木混焼灰のみで確認された。

表-5.12 焼却灰中の結晶質化合物 (XRDによる分析)

実験系	汚泥	FB温度	混焼条件	SiO_2	アルミノケイ酸塩	リン酸カルシウム塩	鉄塩	その他
Case13	X1汚泥	850℃	専焼	○			Fe_2O_3	
Case14	X1汚泥	850℃	刈草1混焼	○			Fe_2O_3	$\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Case15	X1汚泥	850℃	剪定枝1混焼	○			Fe_2O_3	$\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Case16	Y汚泥	850℃	専焼	○	$\text{Na}(\text{AlSi}_3\text{O}_8)$			
Case17	Y汚泥	850℃	刈草1混焼	○		$\text{Ca}_{19}\text{Mg}_{1.56}\text{Fe}_{0.44}(\text{PO}_4)_{14}$	$\text{Ca}_{19}\text{Mg}_{1.56}\text{Fe}_{0.44}(\text{PO}_4)_{14}$	
Case18	Y汚泥	850℃	剪定枝1混焼	○		$\text{Ca}_9\text{Fe}(\text{PO}_4)_7$	$\text{Ca}_9\text{Fe}(\text{PO}_4)_7$	

※赤字：P化合物

5.4.2 溶出試験結果

溶出試験の結果を図-5.7, 図-5.8に示す。

カリウムについては、混焼により X1 汚泥、Y 汚泥ともに相対的に濃度が上昇した。X1 汚泥のク溶率は相対的に低く、特に専焼灰は 10%と非常に低い値となったが、混焼によりいずれも 30～40%程度の値となった。

リンについては混焼することで相対的に焼却灰中の濃度が低下した。カリウムと同様に、X1 汚泥のク溶率は相対的に低く、特に専焼灰は 20%と非常に低い値となった。形態で確認すると、植物が利用できない不溶性リンの割合が混焼に伴い減少する一方で、植物が利用可能なク溶性リンの割合は、X1 汚泥では増加し、Y 汚泥ではあまり変化しない結果となった。

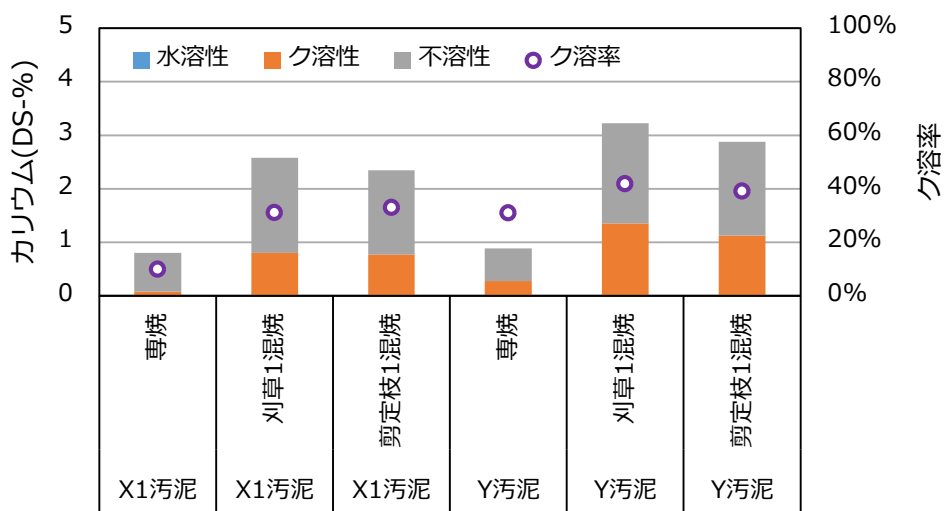


図-5.7 焼却灰中のカリウムの溶出形態

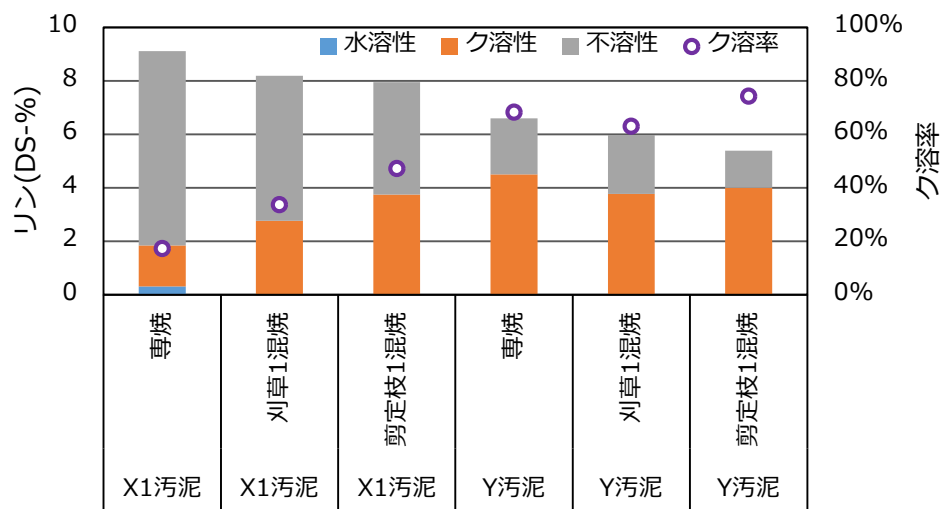


図-5.8 焼却灰中のリンの溶出形態

5.5 考察

5.5.1 得られた焼却灰と熱力学平衡計算の比較

表-5.3に示した通り、本実験で用いた焼却灰は、FB部が約850℃もしくは約900℃となる条件のものを使用した。実験で得られた焼却灰は、室温（約20℃）からFB部の温度までの熱履歴を経験しているが、熱力学平衡計算のどの温度での計算結果に近いかが推定するため、XAFSの推定結果と比較を行った。検討は比較的どの焼却灰にも含まれていた KAlSi_3O_8 等のアルミノケイ酸塩と AlPO_4 を対象物質として実施した。6種類の実験条件（2種類の汚泥と3種類の混焼条件、FBの温度は約850℃で統一）ごとに、XAFSでの推定割合と、熱力学平衡計算を行った各温度での濃度の相関係数を比較した。結果を表-5.13に示すが、700℃での相関係数が最も高い値を示した。これは砂層部の温度帯（約710℃）と類似しているといえる。

XAFSでの推定値と700℃でのFACTSAGEの計算値の関係を図示すると図-5.9に示す結果となった。この相関性について、母集団の相関係数が0の場合、統計量 $t = \frac{r \times \sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}}$ が自由度（n-2）のt分布に従うこと¹⁹⁾を利用して検定を行った。標本の大きさはn=6であることから、自由度4のt分布によって両側検定における棄却領域Rは $(-\infty, -2.78)$ と $(2.78, \infty)$ となる（ただし有意水準を $\alpha=0.05$ とした）。700℃でのアルミノケイ酸塩では統計量 $t=3.07$ 、同じく AlPO_4 では $t=5.26$ となり、いずれもRに含まれる。すなわち、5%の有意水準で無相関とした帰無仮説が棄却され、直線的な相関性がないとはいえない。

表-5.13 XAFSでの推定結果と熱力学平衡計算結果の相関係数 r

	熱力学平衡計算の条件						
	600℃	650℃	700℃	750℃	800℃	850℃	900℃
Kのアルミノケイ酸塩	0.838	0.837	0.838	0.838	0.793	0.797	0.808
AlPO_4	0.930	0.932	0.940	0.909	0.803	0.805	0.834

備考 850℃での焼却実験系との比較結果

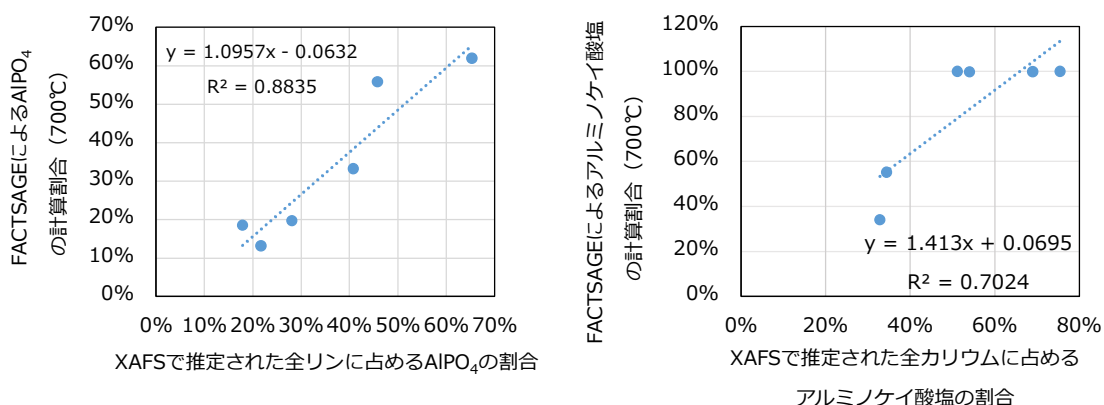


図-5.9 XAFS と FACTSAGE の推定値比較

(左: 全リンに占める AlPO_4 , 右: 全カリウムに占めるアルミノケイ酸塩)

700℃付近で濃度との相関係数が高いことから、焼却灰の外縁部についてはより高温条件にさらされるため反応が進む可能性があるものの、焼却灰全体でみると、比較的長く滞留する砂層部の温度での平衡条件でその性状が決定される可能性が示唆された。なお、本実験における砂層部での汚泥の滞留時間は10分程度、FB部でのガス滞留時間は1秒程度と推測される。

5.5.2 アルミ系凝集剤を用いた処理場の汚泥と草木の混焼によるカリウムの挙動

混焼に伴い、刈草ではカリウムが、剪定枝ではカルシウム及びカリウムが供給される。ここで、熱力学平衡計算で求めた種々の混焼率での計算結果と比較し、カリウムの挙動について考察した。

5.5.2.1 刈草との混焼による影響

700℃における刈草との混焼時（混焼率：汚泥専焼，10%，30%）における主要元素の形態を図-5.10に示す。混焼率が低い場合、カリウムは選択的に KAlSi_3O_8 になる傾向がみられた。混焼率を高めると、相対的にアルミニウムとケイ素の存在割合が低下するが、熱力学平衡計算の結果から、ケイ素の存在形態に占める KAlSi_3O_8 の割合が高まった。混焼率30%ではいずれの汚泥でもケイ素はほぼすべて KAlSi_3O_8 の形態となった。また、750℃以上の高温域ではアルミノケイ酸塩が KAlSi_3O_8 から1molあたりのケイ素の含有割合が少ない KAlSi_2O_6 に移行するなど、ケイ素が不足している状況が計算で示された。

石炭火力発電所において、カリウムをはじめとしたアルカリ金属が SO_2 等の酸性ガスと反応し、硫酸塩等が生成して高温腐食が発生する問題が以前から報告されている¹⁹⁾。本実験においても同様の反応が進むのであれば、専焼灰中のカリウムは K_2SO_4 が卓越し、混焼に伴ってカリウム濃度が上昇するとアルミノケイ酸塩の量や割合が増えることになる。一方実験結果は、専焼時においてアルミニウム化合物と SiO_2 から KAlSi_3O_8 を生成する反応が優先し、混焼率の増加に伴って K_2SO_4 のような塩の割合が増加した（表-5.9，図-5.10）。今回の実験条件（温度・燃料）では、結果として K_2SO_4 よりアルミノケイ酸塩の生成する平衡反応の方が、ギブスエネルギー変化 ΔG の値が小さくなったと考えられる。

また、実際には、平衡状態に至っていないことや汚泥と草木類の不均一性などの理由で熱力学平衡計算のみですべてを説明できず、 $\text{K}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_2$ などの生成が推定されている。しかし XAFS での推定において、刈草との混焼時にアルミノケイ酸塩の割合が専焼と比べて低下するとともに、 K_2SO_4 が大きな割合で存在する結果となったことと合致したと考えられる。

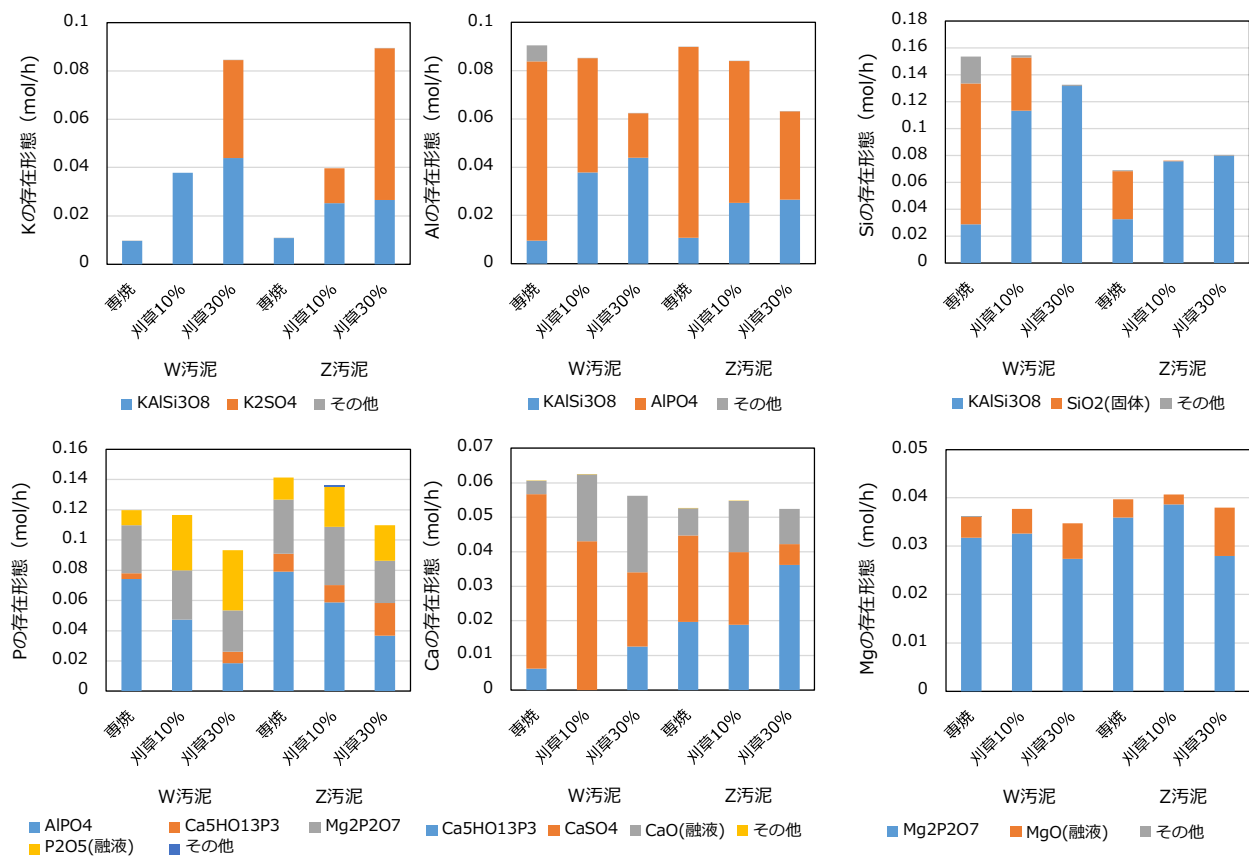


図-5.10 熱力学平衡計算で求めた刈草との混焼灰における各種焼却灰中の存在形態 (700 °C)

5.5.2.2 剪定枝との混焼による影響

700℃における剪定枝との混焼時（混焼率：汚泥専焼，10%，30％）における主要元素の形態を図-5.11に示す。カリウムはすべて KAISi_3O_8 となり，アルミニウムとケイ素は，30％の混焼率でも KAISi_3O_8 以外の形態を有する結果を得た。すなわち 5.5.2.1 で示した刈草との反応と異なりアルミニウム化合物や SiO_2 が欠乏していないため，カリウムについては優先的に反応が進行する KAISi_3O_8 のみが生成されるという計算結果が得られた。なお，剪定枝との混焼ではカルシウムが供給されるが，カリウムだけでなくアルミニウムやケイ素もカルシウムの化合物を生成しないという結果が得られた。

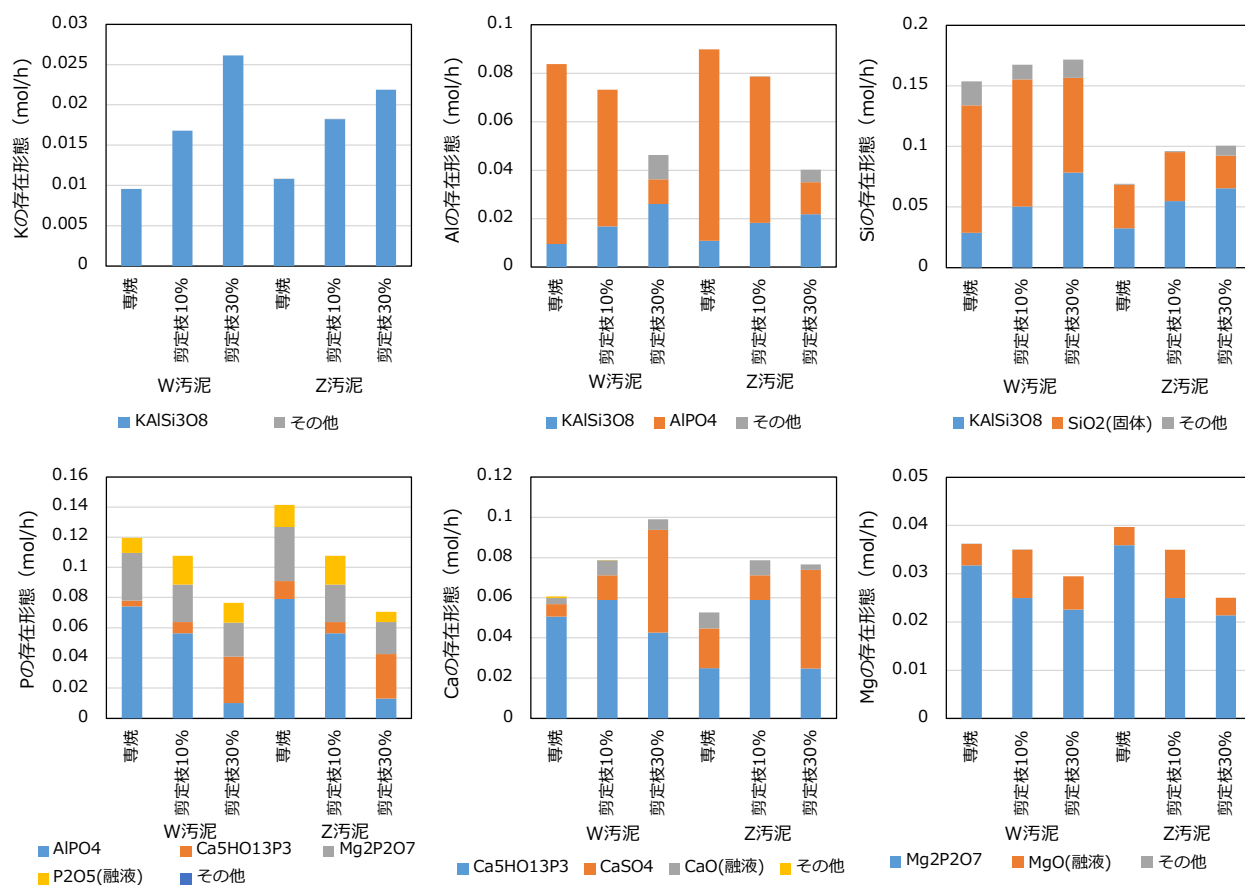


図-5.11 熱力学平衡計算で求めた剪定枝との混焼灰における各種焼却灰中の存在形態（700℃）

5.5.3 アルミ系凝集剤を用いた処理場の汚泥と草木の混焼によるリンの挙動

5.5.2 と同様に、熱力学平衡計算で求めた種々の混焼率での計算結果（700℃）と比較し、リンの挙動について考察した。

5.5.3.1 刈草との混焼による影響

混焼率が低い場合、焼却灰中のリンは AlPO_4 の形態をとっているが、混焼率が高まるにつれて AlPO_4 が減少し、 P_2O_5 （融液）や HAP などの形態に移行した。マグネシウム塩についてはその量はあまり変化していない。この反応は、5.5.2.1 で先述したように、刈草との混焼により KAlSi_3O_8 が生成する反応が予想された。例えば当初のカリウムの形態を K_2O 、リンの形態を AlPO_4 と仮定すると、



という反応式になる。このときリン酸アルミニウムが解離し、 P_2O_5 の融液が発生する。ここで、どのような物質あるいは物質組み合わせが安定であるかを調べることは、反応式の左辺と右辺それぞれを構成する物質のギブスエネルギーの和のどちらが小さいかを調べることに等しい¹⁷⁾。ギブスエネルギー変化 ΔG は反応式の右辺を構成する物質のギブスエネルギーから左辺を構成する物質のギブスエネルギーを引いたものであるが、(5.2) 式の反応について 20℃でのギブスエネルギー変化は $\Delta G = -1.89 \times 10^5 \text{ J}$ 、1000℃では $\Delta G = -2.08 \times 10^5 \text{ J}$ であった（図-5.12）。20～1000℃の範囲において本反応は ΔG が負であることから、反応は進行するといえる。また、本反応で発生した P_2O_5 の融液は、集塵機などを通過して温度が降下することに伴い、XRD や XAFS の解析結果から想定されるリン酸カルシウム化合物などの形態に移行すると予想される。これは、綿の茎と都市下水汚泥の混焼実験で得られた焼却灰の XRD での分析結果においても、綿の茎の混焼率が増加するにつれて、 AlPO_4 のピークが徐々に消え、綿の茎の混焼率が 40～50% となると $\text{Ca}_2\text{P}_2\text{O}_7$ のピークがみられたという報告と合致する（Y.Zhao ら¹⁸⁾）。

なお、熱力学平衡計算ではリン酸カルシウム化合物が卓越する結果は得られなかった。

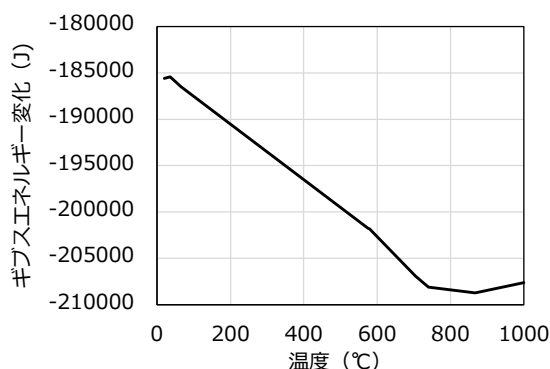


図-5.12 式 (5.2) のギブスエネルギー変化の温度依存性

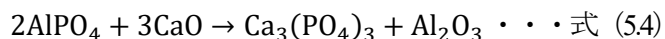
5.5.3.2 剪定枝との混焼による影響

混焼率が低い場合、刈草との混焼時と同様に焼却灰中のリンは AlPO_4 の形態をとっているが、混焼率が高まるにつれて AlPO_4 が減少し、主に HAP の形態に移行した。これは剪定枝由来のカルシウムが多く供給されたためと考えられる。5.5.3.1 と同様に例えばカリウムを K_2O 、カルシウムを CaO 、汚泥中のリンを AlPO_4 と仮定すると、



に代表されるような反応が予想された。本反応もギブスエネルギー変化 ΔG は $20 \sim 1000^\circ\text{C}$ の範囲において負であり、実際に起きうる反応であった。

なお Zhao ら¹⁹⁾は、下水汚泥と綿の茎を模した実験系である AlPO_4 と CaO 及び KCl を混合し、 900°C で 1 時間維持した試料を XRD で分析した実験結果に基づいた類似の反応式を提案している。ケイ素の有無による違いはあるものの、リンの挙動に関しては、合致している。



5.5.4 肥料利用への影響

まず、アルミ系凝集剤を使用している処理場の汚泥と刈草と混焼した場合について整理を行った。

肥料の規格は、農林水産省より「肥料の品質の確保等に関する法律に基づき普通肥料の公定規格を定める等の件」³⁾によって定められてきた。同告示の主成分別表第一に示された保証可能な主成分量として、加里 (K_2O として) は全量・ク溶性・水溶性の各形態で 1.0% が記載されている³⁾。これをカリウム単体に換算すると約 0.82%-DS となる。例えば W や Z 汚泥を用いた場合、刈草 30% の混焼条件ではカリウム全量は約 10%-DS 程度、剪定枝 30% の混焼条件では約 5%-DS 程度存在する。さらにク溶性カリウムも約 1%-DS 存在していた。これらは主成分別表第一の基準を十分満足しており、混焼灰においてはカリウムも肥料として考えることができる濃度が確保できた。混焼灰中のカリウムは図-5.5 で先述した溶出試験の結果から水溶性の割合が低いことから、緩効性として位置付けられるが、水溶性カリウムが約 10% 程度存在することから、一定の即効性も期待される結果となった。

ここで、XAFS で推定されたアルミノケイ酸塩と、溶出試験から求めた不溶性カリウムの割合との関係を図-5.13 に示す。実験系全体では $r=0.71$ と相関性がみられたことから、アルミノケイ酸塩のみが不溶性であると推定された。5.5.1 と同様の検定を行ったところ、 $n=12$ の標本であることから、自由度 10 の t 分布（両側検定）における棄却領域 R は有意水準を $\alpha=0.05$ とすると $(-\infty, -2.23)$ と $(2.23, \infty)$ となる。統計量 $t = \frac{r \times \sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}}$ は $t=3.19$ となり R に含まれる。すなわち、5% の有意水準で無相関とした帰無仮説が棄却され、直線的な相関性がないとはいえない結果となった。

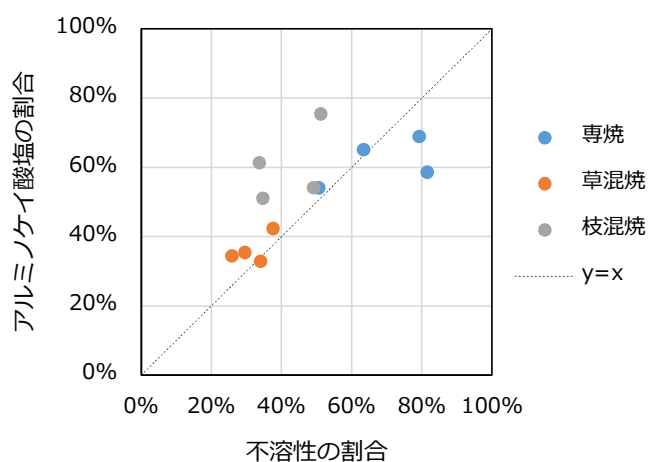


図-5.13 アルミノケイ酸塩の推定結果と不溶性カリウムの割合

アルミノケイ酸塩の一例である加里長石粉は強酸・フッ化水素と反応するとされる²⁰⁾。すなわち強酸とは言えない2%クエン酸水溶液は加里長石と反応せず、このことは今回の実験結果と合致している。主たるク溶性成分としては、XAFSの結果から硫酸マグネシウム塩や硫酸カリウム、炭酸カリウムが想定された。これらを主成分とする肥料としては、硫酸加里苦土肥料 ($K_2SO_4 \cdot 2MgSO_4$) や硫酸加里 (K_2SO_4) があるが、水溶性のカリウムを硫酸加里苦土肥料では16~22%, 硫酸加里では45~52.5%を含むとされている²¹⁾。一方で、今回の実験では、焼却灰はク溶性を有するものの刈草との混焼灰を除いて水溶性は有していなかった。これは水溶性に関する試験方法の違いのほか、 $KAlSi_3O_8$ 等の物質の存在により溶出しにくい構造となっていた可能性が考えられる。(肥料試験法での水溶性カリウムの測定は、カリウム塩類では200mlの水に入れて15分煮沸する方法や、毎分300往復振幅40mm、30分間の垂直往振り混ぜなどが示されている²²⁾。)

リンもカリウムと同様に、主成分量として、リン酸 (P_2O_5 として) は全量・ク溶性・水溶性の各形態で1.0%が示されている³⁾。これをリン単体に換算すると約0.44%-DSとなる。今回使用した焼却灰では全リンだけでなくク溶性リンとして1.0%を十分超える濃度を有していた。主たるク溶性成分としては、XRDやXAFSの結果からはリン酸カルシウムやリン酸マグネシウムが想定された。リン酸カルシウムやリン酸マグネシウムは、水に溶けにくい希塩酸等には溶けることが知られており^{23,24)}、既存の知見と概ね合致する結果となった。リン酸試薬を用いた土壌環境を模した実験系において、pHがリン酸の溶解性に与える影響を調査した文献によると、酸性条件下でリン酸アルミニウムを用いた実験系はカルシウム型のリン酸水素カルシウムを用いた実験系の約1/5倍にとどまったという報告がある²⁵⁾。このようにカルシウム塩と比べて水に溶けにくいとされるアルミニウム塩や鉄塩が専焼時には支配的であるが、草木類との混焼によりこれらからカルシウム塩や P_2O_5 (融液) を経由したク溶性の成分に転換したと推定されたことから、リンについても肥料としての価値が高まることが確認できた。

一方で、鉄系の凝集剤を使用しているXI汚泥を用いた場合、草木類と混焼時のク溶性リンの割合はZ汚泥やW汚泥と比べて約半分となった。また、アルミ系の凝集剤を使用している場合は草木類との焼却時にカルシウムとリンが反応したリン酸カルシウム化合物の形態をとっていたが、鉄系の凝集剤を使用している場合はXRDの結果から $CaSO_4$ の結晶が確認された。これはカルシウムが排気ガス中に含まれる硫酸と結晶を生成していると想定された。使用した草木の組成の違いも影響していると想定されるが(表-43参照)、鉄系凝集剤を使用した場合は草木類によるク溶率の改善効果が低減する可能性も考えられた。今後下水汚泥焼却灰の有効利用を進めるにあたっては、水処理の凝集剤の選定にも留意が必要となる可能性が示唆された。なお、無機系の凝集剤を添加していないY汚泥は、専焼灰のク溶率が60%と高かった。しかし草木との混焼に伴うク溶率の変化は少なく、ク溶率改善の効果は明確とならなかった。

5.6 結語

本章で得られた知見は以下の通りである。

- 1) 水処理でアルミ系凝集剤を使用している処理場の汚泥を焼却すると、得られる焼却灰中には、リンは AlPO_4 及びカルシウム化合物の形態で、カリウムはアルミノケイ酸塩の形態で存在していた。
- 2) 刈草との混焼ではカリウムが多く供給された。アルミ系凝集剤を使用した汚泥との混焼では、カリウムは汚泥に含まれていたアルミニウムやケイ素と反応してアルミノケイ酸塩を生成し、リンはリン酸カルシウム化合物などの形態に移行すると予想された。また十分なカリウムが供給された場合、 K_2SO_4 等の水溶性の塩が生成すると推察された。
- 3) 剪定枝との混焼ではカリウムのみならずカルシウムが供給された。アルミ系凝集剤を使用した汚泥との混焼では、カリウムはアルミノケイ酸塩を生成し、リンはリン酸カルシウム化合物に移行する傾向がみられた。
- 4) 下水汚泥焼却灰は専焼条件でも肥料としての価値を有していたが、混焼により価値が向上した。草木類の混焼率 30% で、全カリウムについては主成分別表第一の基準である含有量 1% (K_2O として) を満足できる水準となり、混焼灰においてはカリウムも肥料として考えることができる濃度が確保できた。またリンは、専焼時でも全リンのみならず可溶性リンとしても十分主成分別表第一の基準である含有量 1% (P_2O_5 として) を満足していた。不溶性の AlPO_4 は専焼時に焼却灰中の大きな割合を占めているが、混焼時にはその割合が小さくなり、可溶性のカルシウム化合物などに形態が変化した。
- 5) 鉄系の凝集剤を使用している処理場の下水汚泥焼却灰は可溶率が低く、また、草木類との混焼による可溶率の改善効果はアルミ系凝集剤よりも低くなる可能性も考えられた。今後下水汚泥焼却灰の有効利用を進めるにあたっては、水処理の凝集剤の選定にも留意が必要となる可能性が示唆された。

第5章 参考文献

- 1) 農林水産省 HP: 「みどりの食料システム戦略」 KPI2030 年目標の設定について
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/midori/attach/pdf/index-55.pdf>
- 2) 農林水産省 HP: 「食料安全保障強化政策大綱」
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/attach/pdf/anteikyokyukiban-4.pdf>
- 3) 農林水産省告示: 肥料の品質の確保等に関する法律に基づき普通肥料の公定規格を定める等の件, 第 1053 号, 令和 5 年 9 月 1 日
<http://www.famic.go.jp/ffis/fert/kokuji/60k0284.pdf>
- 4) Hannes Herzel, Oliver Krüger, Ludwig Hermann, Christian Adam: Sewage sludge ash — A promising secondary phosphorus source for fertilizer production, *Science of The Total Environment*, Vol.542, Part B, pp.1136-1143, 2016
- 5) Yazhou Zhao, Qiangqiang Ren, and Yongjie Na : Phosphorus Transformation from Municipal Sewage Sludge Incineration with Biomass: Formation of Apatite Phosphorus with High Bioavailability, *Energy & Fuels*, Vol 32, Issue 10, 2018, pp.10951-10955
- 6) 国土交通省 HP: 下水汚泥資源の重金属・肥料成分分析
https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewage/mizukokudo_sewage_tk_000882.html
- 7) 宮本豊尚, 中村友二, 高岡昌輝, 田中しのぶ, 塩田憲司, 大下和徹, 伊藤竜生, 谷藤溪詩, 小林俊樹, 宍田健一, 岡安祐司: 下水汚泥と草木バイオマスの混焼による焼却灰中のリン・カリウム形態変化, *土木学会論文集*, Vol.79, No.25, 論文 ID: 23-25041, 2023
- 8) 公益社団法人日本下水道協会: 下水道統計(令和 3 年度版)
- 9) B. Ravel and M. Newville, ATHENA, ARTEMIS, HEPHAESTUS: data analysis for X-ray absorption spectroscopy using IFEFFIT, *Journal of Synchrotron Radiation* 12, pp.537-541, 2005
- 10) 中川貴, 高田幸生, 祐谷将人, 福田泰成, 仁谷浩明, 橘武司, 島田武司, 川野眞治, 江村修一, 山本孝夫: XAFS, 中性子回折, X線異常分散による Co_2Z 型 Ba フェライトの磁性イオン分布の解析, *粉体および粉末冶金*, Vol.52, No.9, 2005
- 11) 環境省 HP: 産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法 (昭和 48 年 02 月 17 日環境庁告示 13 号)
<https://www.env.go.jp/hourei/11/000178.html>
- 12) 独立行政法人農林水産消費安全技術センター HP: 肥料等試験法(2022)
http://www.famic.go.jp/ffis/fert/bunseki/sub9_shiken2022.html
- 13) 一般財団法人農林統計協会: ポケット肥料要覧 2021/2022, p.108, 2023
- 14) Kerem Güngör, Astrid Jürgensen, K G Karthikeyan: Determination of phosphorus speciation in dairy manure using XRD and XANES spectroscopy, *Journal of Environmental Quality*, 36(6), pp.1856-63, 2007
- 15) 田口三郎, 島近義: 改訂 統計技法, pp.205-206, 1986
- 16) 西山英輔: 火力発電所における腐食について, *防食技術*, Vol.31, pp.473-480, 1982
- 17) 内田悦生: 岩石・鉱物のための熱力学, pp.1, 2012
- 18) Yazhou Zhao, Qiangqiang Ren, Yongjie Na : Promotion of cotton stalk on bioavailability of phosphorus in municipal ewage sludge incineration ash, *Fuel*, Vol.214, pp.351-355, 2018
- 19) Yazhou Zhao, Qiangqiang Ren, and Yongjie Na : Phosphorus Transformation from Municipal Sewage Sludge Incineration with Biomass: Formation of Apatite Phosphorus with High Bioavailability, *Energy & Fuels*, Vol 32, Issue 10, pp.10951-10955, 2018
- 20) 公益社団法人日本セラミックス協会 HP: 安全データシート (JCRM R 703 加里長石粉)
https://www.ceramic.or.jp/csj/standard/msds/JCRM_R703.pdf
- 21) 一般財団法人農林統計協会: ポケット肥料要覧 2021/2022, p.139, 2023
- 22) 独立行政法人農林水産消費安全技術センター HP: 肥料等試験法(2024)
http://www.famic.go.jp/ffis/fert/bunseki/sub9_shiken2024.html
- 23) 富士フィルム和光純薬 HP: 安全データシート (リン酸三カルシウム)
<https://labchem-wako.fujifilm.com/sds/W01W0103-1085JGHEJP.pdf>
- 24) 富士フィルム和光純薬 HP: 安全データシート (リン酸三マグネシウム八水和物)
<https://labchem-wako.fujifilm.com/sds/W01W0113-0528JGHEJP.pdf>
- 25) 阿江教治, 松本真悟: 作物はなぜ有機物・難溶解成分を吸収できるのか, *社団法人農山漁村文化協会*, p.38, 2012

6 公物管理由来草木類の補助燃料利用時の影響評価

6.1 概説

社会資本整備を進めるに当たっては、透明性、公正性を確保し、住民・関係者等の理解と協力を得るため、住民参画の取り組みを推進することが重要である¹⁾。計画づくりにあたっては、社会面、経済面、環境面等の様々な観点から総合的に判断していく必要があり、これらを適切に実施するためには、住民・関係者等の理解と協力が不可欠であり、計画策定プロセスを、より透明性等を持ったものにしていくことが求められている²⁾。

本研究で想定している、補助燃料として公物管理由来草木類を利用する下水污泥焼却システムについても、公共事業である以上、社会面、経済面、環境面等の様々な観点から総合的に実施可能性について判断されるべきである。しかしながら、想定するシステムは新たな施設整備を主体とするものではなく、既存のインフラを組み合わせ、運用により対応することを想定するものであるため、標準化した経済試算が難しいと考えた。

そこで本章では、基礎的な検討として、主に運転への影響と環境影響の観点から公物管理由来草木類の補助燃料利用時の影響を評価した³⁾。評価対象とした項目は、①必要な補助燃料量、②付着物発生の危険性、③温室効果ガス排出量とした。ここで、第3章で示したように、刈草と剪定枝の発生割合は季節によって変動する。そこで季節変動を考慮して、必要とされる補助燃料量を試算した。刈草や剪定枝の燃料使用時における付着物発生の危険性については、第4章で作成した推定式を用いて評価を行った。

6.2 検討方法

6.2.1 補助燃料として必要とされる刈草・剪定枝量

JIS Z 9202 熱勘定方法通則⁹⁾を参考に、必要な刈草・剪定枝量を求めた。ここでは、入熱として①脱水汚泥と補助燃料としての刈草・剪定枝の低位発熱量、②燃焼に必要な乾き空気の熱量、③燃焼用空気水分の保有潜熱量を、出熱として①乾き燃焼ガスの持ち去る熱量、②燃焼用空気水分の保有潜熱量、③灰の持ち出し熱量、④焼却炉からの放熱量とした。単位脱水汚泥量当たりの入熱と出熱が等しくなる刈草・剪定枝量を計算し、混合率（刈草・剪定枝量÷(汚泥量+刈草・剪定枝量)※いずれも湿潤重量）で表現した。刈草・剪定枝の含水率については、草木の破碎を行っている業者へのヒアリングによると、露天で管理している草木破碎物の含水率は40%～60%程度で出荷しているとのことであった。そのため、破碎のみの刈草・剪定枝の含水率を60%、破碎後自然乾燥状態の刈草・剪定枝の含水率を40%と仮定した。また、木質ペレットの規格では、含水率を10%⁹⁾としているため、ペレット化した刈草・剪定枝の含水率を10%と仮定した。脱水汚泥と、補助燃料としての刈草・剪定枝及び重油の組成等を表-6.1に示す。脱水汚泥の含水率は第2章で実施したアンケート結果⁹⁾より設定した。また、組成は、クリンカや付着物の発生リスクが高い、分流かつ消化後の脱水汚泥（29試料の平均値）の文献値⁷⁾、及び比較として分流の未消化脱水汚泥（40試料の平均値）の文献値⁷⁾を標準的なものとして採用した。刈草及び剪定枝については、第3章で実施した刈草2及び剪定枝1の実測値を採用した。比較としてのA重油の組成は文献値⁹⁾を採用した。

表-6.1 試算に用いた汚泥と草木の値

	単位	消化汚泥 (分流) ^{6),7)}	未消化汚泥 (分流) ^{6),7)}	刈草 2 ⁹⁾	剪定枝 1 ⁹⁾	A重油 ⁸⁾	備考
含水率	%	80	78			0	
強熱減量	%-DS	75.6	85.5	80.0	95.3	100.0	
灰分	%-DS	24.4	14.5	20.0	4.7	0.0	一律で、100%から強熱減量を除いて求めた
C	%-DS	49.5	42.4	39.2	46.3	86.2	
H	%-DS	8.4	6.9	5.7	6.6	13.2	
N	%-DS	8.0	6.3	1.7	0.8	0.0	
O	%-DS	32.7	29.2	34.0	42.2	0.0	強熱減量から、CHNSを除いて求めた
S	%-DS	1.4	0.7	0.5	0.1	0.6	
Al ₂ O ₃	%-灰	9.6	14.7	2.0	0.5	0.0	
P ₂ O ₅	%-灰	31.6	38.7	11.6	4.7	0.0	
K ₂ O	%-灰	1.5	3.2	38.0	12.9	0.0	
CaO	%-灰	9.9	8.9	9.8	48.7	0.0	
Fe ₂ O ₃	%-灰	16.3	13.0	2.6	2.9	0.0	
高位発熱量	kJ/kg-DS	17300	19200	16400	18600	45590	

焼却により発生する灰分量は流動床炉を想定し、炉内に投入した下水汚泥及び刈草・剪定枝に含まれる灰分（文献値より計算）の全量と同値と設定した。

また、実際に刈草や剪定枝を補助燃料として使用する際には、化石燃料と異なり応答性が遅いなどの課題があるが、ここでは定常状態を仮定するため、速度論については議論しない。仮想的に想定した焼却炉は、第2章での調査結果を踏まえ、補助燃料利用率が相対的に高い小型の焼却炉と負荷率を想定し、設計能力を3th（=72t/day）、汚泥の焼却量を2th（=48t/day）とした。焼却炉の出口温度は850℃、外気の温度を20℃とした。また、焼却炉からの放熱量は、設計能力（3th）での汚泥専焼燃焼時（補助燃料A重油使用）での入熱量の7%¹⁰⁾で一定と仮定した（消化汚泥約1.4GJ/h、未消化汚泥約1.3GJ/h）。そのほか、熱収支計算に関するパラメータは表-6.2の値を用いた。

表-6.2 熱収支計算に関するパラメータ

	値	単位	備考	出典
潜熱	2454	kJ/kg-H ₂ O	20℃ 1atm	11)
空気比	1.3			12)
基準温度	20	℃	(仮定)	
炉出口ガス温度	850	℃	(仮定)	
燃焼予熱空気温度	650	℃	(仮定)	
大気湿度	0.01	kg-H ₂ O/kg-DA	20℃相対湿度70%を仮定	13)
水の比熱	4.19	kJ/kg-℃		14)
空気比熱	1.08	kJ/kg-℃	0-850℃の平均値 (文献 ¹⁵⁾ の 0-800℃の平均値と 0-900℃の平均値の 平均を採用し、単位換算)	15)
N ₂ (ガス)の比熱	1.10	kJ/kg-℃		15)
O ₂ (ガス)の比熱	1.02	kJ/kg-℃		15)
H ₂ O(ガス)の比熱	2.09	kJ/kg-℃		15)
CO ₂ (ガス)の比熱	1.10	kJ/kg-℃		15)
SO ₂ (ガス)の比熱	0.772	kJ/kg-℃		15)
排ガス中灰分の比熱	0.84	kJ/kg-℃		16)

6.2.2 付着物発生に関する危険性評価手法

ここでは、第4章で作成した、付着灰分率が20 dry-g/dry-灰 kg となる温度 T_{20} の推定式を用いて評価を行った。この結果を踏まえ、刈草及び剪定枝を補助燃料として使用する際の付着物発生に関する危険性評価について以下の手順で実施した。まず、6.2.1 の熱収支から得られた混焼割合をもとに、発生する灰分の組成を推定した。灰分の推定は、炉内に投入された汚泥と刈草及び剪定枝の灰分量の比率に基づき計算を行った。続いて、式 (4.2) を変形した式 (6.1) により、 $y=20$ となる温度 T_{20} を求めた。なお、本章での T_{20} は、セルシウス度で示す。この時使用した説明変数は、第4章で最も適合性が高かった Case4 の $[\text{P}_2\text{O}_5, \text{K}_2\text{O}, \text{Al}_2\text{O}_3, \text{Fe}_2\text{O}_3]$ を採用した (表-6.3)。

$$T_{20} = B / (\ln A - \ln 20) - 273.15 \cdots \text{式 (6.1)}$$

$$\ln A = C_{\ln A} + \sum_i (k_i \times W_i) \cdots \text{式 (6.2)}$$

$$B = C_B + \sum_i (l_i \times W_i) \cdots \text{式 (6.3)}$$

ここに $C_{\ln A}, C_B$: 定数項 i : 説明変数として選択した酸化物 ($\text{P}_2\text{O}_5, \text{K}_2\text{O}, \text{Al}_2\text{O}_3, \text{Fe}_2\text{O}_3$)
 W : 酸化物の焼却灰中の濃度(%) k, l : $\ln A$ 及び B の説明変数の係数

表-6.3 式 (6.2) と式 (6.3) の定数項と説明変数の係数

式 (6.2)	定数項	$C_{\ln A}$	-9.0
	説明変数の係数	$k_{\text{P}_2\text{O}_5}$	0.53
		$k_{\text{K}_2\text{O}}$	3.1
		$k_{\text{Al}_2\text{O}_3}$	-1.2
		$k_{\text{Fe}_2\text{O}_3}$	1.3
式 (6.3)	定数項	C_B	-1.2×10^4
	説明変数の係数	$l_{\text{P}_2\text{O}_5}$	5.9×10^2
		$l_{\text{K}_2\text{O}}$	3.4×10^3
		$l_{\text{Al}_2\text{O}_3}$	-1.3×10^3
		$l_{\text{Fe}_2\text{O}_3}$	1.4×10^3

最後に、 T_{20} と想定する炉内の温度を比較することで、付着物発生の可能性について議論を行った。実際にはFB部の温度は焼却炉の出口温度より高い部分が存在すると考えられる^{17), 18), 19)}ほか、今回用いた T_{20} の適用性や適用範囲についても議論の余地が残されているが、まずは焼却炉の出口温度である 850°C を T_{20} の閾値と設定した。すなわち、計算で求められた T_{20} が 850°C を下回る時に、炉内での付着物が成長して不具合が発生する可能性があるため、その条件では補助燃料としての使用は難しいと判断し、適用できないと整理した。

6.2.3 温室効果ガス排出量試算方法

温室効果ガス排出量の試算は図-6.1の破線の範囲（刈草・剪定枝の輸送～中間処理～処理場輸送と補助燃料の使用に伴う増加した灰の処分にともなうもの）で試算を行った。

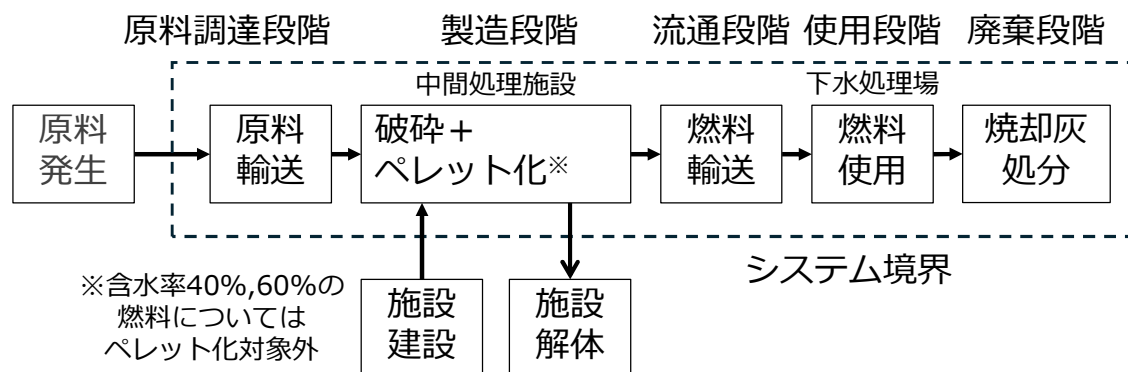


図-6.1 温室効果ガス排出量の試算範囲

本章では、公共物管理に伴って収集された有価物として取引されていない刈草及び剪定枝を使用することを想定しており、環境省のガイドライン²⁰⁾を参考に、剪定や除草作業にかかる温室効果ガス排出量は算定外とした（公物の管理という別事業に関わるプロセスとして整理）。また、収集については、実際にはパッカー車への積載は人力で実施するため温室効果ガス排出量はゼロとなる。以上から、積載後のパッカー車による中間処理施設（製造段階）への移送から計算を開始した。刈草及び剪定枝は空間的に均等にかつ一様に混在して収集されると想定した。収集量は第3章に示したA市のデータを参考に設定した。

刈草及び剪定枝の収集範囲は各条件で必要となる刈草及び剪定枝量（推定値）を、中間処理施設を中心とした真円の領域から収集すると仮定した。この時、平均的な収集距離は、数学的には半径の2/3となるが、実際の道路網は中間処理施設を中心とした放射線道路と想定することは現実的でなく、過小評価となる。ここで、東京30km圏の道路網では、道路距離は大まかに直線距離の1.2倍とされている²¹⁾ことから、収集範囲として設定した真円の半径に0.8（=2/3×1.2）を乗じた値を収集距離と簡便に設定した。下水処理場と中間処理施設（資源化施設）の移動距離は、A市の下水処理場に最も近い剪定枝等の中間処理施設までの距離を参考に5kmと仮定し、トラック（4t車・積載率50%）で輸送したと仮定した。また実際の搬入においては、輸送に用いた車両は、空荷で剪定や除草現場（原料輸送時）及び中間処理施設（燃料輸送時）に戻ることが想定されるため、ここでは往復を計算の対象とした。なお、本来であれば燃費やCO₂排出に係る原単位は積載率の影響を受けるが、野田ら²²⁾が実施したシミュレーション結果では、2t積み車の空積載の燃費は半積載の1.1倍、4t積み車の空積載の燃費は半積載の約1.2倍であったことから、積載率の影響は軽微と考えて簡便に片道の移動距離を2倍して計算した。

中間処理（燃料化）のシナリオとしては、①破碎のみ（含水率 60%）②破碎後自然乾燥（含水率 40%）③破碎後ペレット化（含水率 10%）を設定した。ペレット化については、刈草についても木質と同様のプロセスで処理ができると仮定し、試算を行った。さらに、中間処理施設は十分に能力があり、今回対象とした公共事業由来の刈草・剪定枝以外の草木系廃棄物の破碎業務を請け負っており、試算対象の公共事業由来の刈草・剪定枝の処理は十分に小さく、同施設の建設及び解体に係る温室効果ガス発生量は配分上無視できると仮定した。

下水処理場内での補助燃料とする刈草及び剪定枝の受入や焼却炉への燃料供給に係る温室効果ガスの計算については、個別の処理場・焼却炉の状況により既存の機器の配置や空間的余裕が異なり、一様な試算は困難である。一方、3.4 で示したように、実処理場における「し渣混焼ライン」として供用されているスクリーコンベア及びフラインコンベアを用いた草木破碎物等の搬送実験において、消費電力については、無負荷状態も含めていずれも実験期間中一定の値を示した²³⁾。すなわち、付着等による抵抗の増大は発生せず、消費電力は増加しなかった。ここで、実験時のし渣搬送用のスクリーコンベア（電動機容量 3.7kW）の電流は 3.7A、ベルトコンベア（電動機容量 1.5kW）は 2.15A であり²³⁾、この処理場におけるし渣混焼ライン（し渣ホップ～ケーキ投入機）の電動機容量の合計値は約 15kW であった。実際に測定した 2 つのコンベア以外の機器においても、実際に流れる電流と電動機容量の関係が今回測定した結果と同様の比例関係にあると仮定し、搬送に必要な電流を 20A と見積もった。200V 三相交流で力率が 0.8 と仮定すれば 3.2kW の消費電力と考えられる。電力の基礎排出係数の代替値が $4.29 \times 10^4 \text{ t-CO}_2/\text{kWh}$ とされているため、搬送に伴う温室効果ガス排出量は約 $33 \text{ kg-CO}_2/\text{day}$ 程度と想定された。

CH_4 や N_2O の発生量については、使用する燃料が重油や都市ガスから刈草及び剪定枝に変更することに伴い変化する可能性が想定されるものの、本稿では便宜的に変化がないと仮定し、計算を省略した。

灰の処分に伴う温室効果ガス排出量については、刈草及び剪定枝の使用により増加した灰分に対して、輸送距離 50 km でトラック輸送（4t 車・積載率 50%）の原単位である $0.325 \text{ kg-CO}_2/\text{tkm}$ ²⁴⁾と仮定して試算を行った。

そのほか計算に用いた諸量については表-6.4 に示す。

表-6.4 温室効果ガス排出量の試算に用いたパラメータ

		値	単位	出典
換算係数	N ₂ O(地球温暖化係数)	265		25)
エネルギー消費関係	重油(比重)	0.86		26) ただし単純平均値を有効数字2桁に処理
	A重油(燃料の使用に関する排出係数)	2.75	kg-CO ₂ /L	25)
	軽油(燃料の使用に関する排出係数)	2.62	kg-CO ₂ /L	25)
	電力	0.00043	t-CO ₂ /kWh	27)
草木類諸量	草木類収集量	0.018	t-dry/km ²	(実測データを基にした推定値)
	収集時含水率(刈草)	80%		(仮定値)
	収集時含水率(剪定枝)	60%		(仮定値)
輸送	使用する車両: 2tパッカー車 (草木収集現場→中間処理施設)			
	積載率	50%		(仮定値)
	燃費	4.3	km/L	28)
	使用する車両: 4tトラック (中間処理施設→下水処理場、下水処理場→灰の有効利用先)			
	積載率	50%		(仮定値)
	CO ₂ 排出量	0.325	kg-CO ₂ /tkm	24) ※トラック輸送の原単位 (4t車・積載率 50%)
燃料製造	破碎(チップ製造)	73.3	g-CO ₂ /kg-dry	29) ※自然乾燥も投入エネルギーなしと考え同じ値を使用
	ペレット製造	165	g-CO ₂ /kg-dry	29)

6.2.4 季節変動を想定した試算

公共事業由来の刈草や剪定枝を使用する場合は、対象とする刈草及び剪定枝の割合が変化するため、事業には季節変動が生じる。そこで第3章に示したA市における調査結果を参考に月別の刈草及び剪定枝の収集パターンの変動にともなう性状の変化を踏まえ、(1) 必要な刈草及び剪定枝量、(2) T_{20} 、(3) 温室効果ガス排出量について試算を行った。

ここで、刈草と剪定枝の収集割合は、第3章で示したA市の調査結果から求めた。発注形式等により刈草と剪定枝を区分することが可能であった全体の約6割の収集物量について、刈草を主とする収集物量と剪定枝を主とする収集物量の割合を図-6.2に再掲する。この結果を踏まえ、湿潤重量ベースで刈草の割合を10%（1-2月想定）、30%（10-12月及び3-4月想定）、60%（5-7月想定）、80%（8-9月想定）の4段階で設定し、試算を行った。ここで、収集時点での含水率は、簡便のため季節によらず一定（刈草80%、剪定枝60%）として計算すると、乾燥重量ベースでの刈草の割合は53%（1-2月想定）、18%（10-12月及び3-4月想定）、43%（5-7月想定）、67%（8-9月想定）となった。さらに、刈草及び剪定枝の収集面積は刈草と剪定枝で独立事象と考えず、刈草と剪定枝の単位面積当たりの合計収集量（乾物重量）は変化せず、収集割合のみが実態に即して変化すると仮定して、必要な収集量を求めた。

その他、汚泥については6.2.2の消化汚泥と同一の条件で試算した。 T_{20} の計算方法についても、6.2.2と同じ手法を使用した。年間での温室効果ガス排出削減量は、重油を使用した場合の排出量（重油の原単位を使用）から刈草及び剪定枝を使用した際の排出量（図-6.1の範囲）を引き算して求めた。

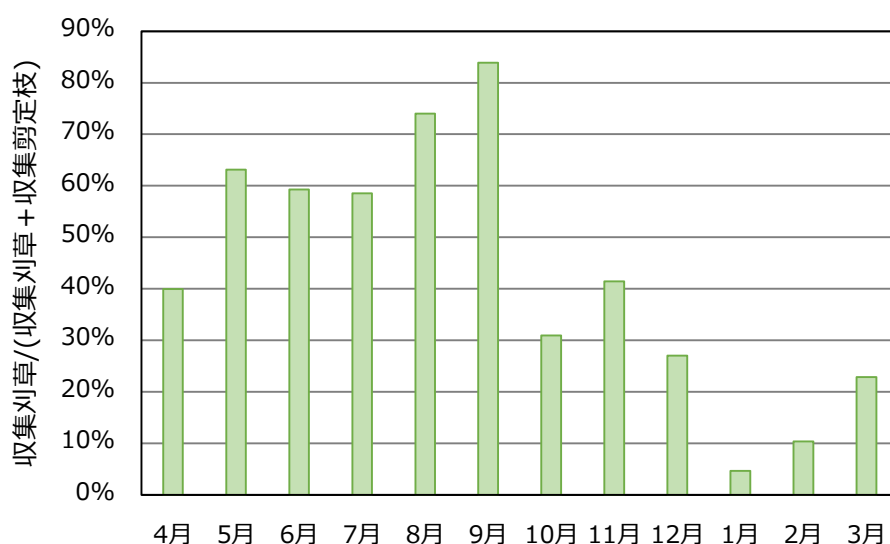


図-6.2 刈草と剪定枝の収集比率（A市）（図-3.5再掲）

6.3 結果と考察

6.3.1 補助燃料として必要な刈草及び剪定枝量

各含水率において必要となる刈草及び剪定枝量を図-6.3に示す。

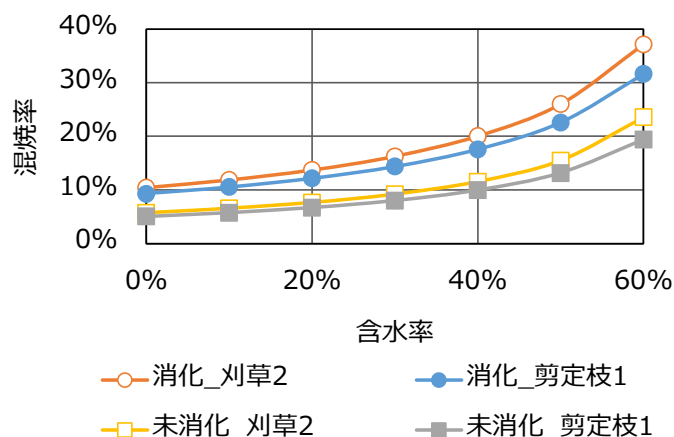


図-6.3 刈草・剪定枝の含水率と混焼率

消化汚泥を対象とした場合、剪定枝1を補助燃料として使用すると、剪定枝の含水率60%であれば混焼率は32%、含水率40%であれば混焼率は18%であった。さらにペレット化を想定した含水率10%であれば、混焼率が11%となり、これはし渣混焼時の設計値の最大値とされる10質量%³⁰⁾と同等の値となった。一方、刈草2を補助燃料として使用すると、含水率60%であれば混焼率は37%、含水率40%であれば混焼率は20%程度であった。刈草についても剪定枝と同様にペレット化することを想定した含水率10%のとき混焼率は12%となった。同じ含水率の場合、剪定枝と比べて刈草は低位発熱量が低く、灰分も高いため灰として持ち出す熱量も多いことから、燃焼を行うためには含水率にかかわらず混焼率が高くなる傾向がみられた。

未消化の汚泥を対象とした場合、剪定枝1を補助燃料として使用すると、剪定枝の含水率60%であれば混焼率は19%、含水率40%であれば混焼率は10%であった。さらにペレット化を想定した含水率10%であれば、混焼率が5.1%となった。一方、刈草2を補助燃料として使用すると、含水率60%であれば混焼率は24%、含水率40%であれば混焼率は12%程度であった。

ここで、室本³⁰⁾によると、未消化汚泥を焼却している実処理場で含水率40%の木質チップを25日間補助燃料として使用し、都市ガスの使用量を2/3に削減する結果を得ている。この時使用された木質チップ量を1.5倍し、本稿の混焼率に換算すると、約9%となり、概ね実態と計算結果が合致することが確認できた。

消化汚泥、未消化汚泥にかかわらず、刈草及び剪定枝の含水率が40%から60%に増加すると混焼率が約2倍に増加した。これは、単位質量当たりの焼却炉への入熱から出熱を引いた値（焼却炉の放熱分を除く）は、含水率が40%の場合刈草2で5.7MJ/kg-wet、剪定枝1で約6.7MJ/kg-wetであったのに対し、含水率が60%ではそれぞれ2.4MJ/kg-wet、3.1MJ/kg-wetと約半分に減少したため、汚泥の燃焼に必要な刈草の投入量が約2倍強となったことが影響していた。草木破砕業者からヒアリングした結果によると、出荷される草木破砕物の含水率が40%～60%程度とのことであったが、この範囲での含水率のわずかな違いが混焼率に与える影響は大きいと考えられた。

また、灰の発生量について、図-6.4に示す。刈草2の灰分が20%-DS、剪定枝1の灰分が4%-DSであるため、灰分の発生量は約5倍の差が発生した。また、含水率が高くなる場合は、混焼率が上がり使用する燃料が増加するため、灰の発生量も増加する傾向がみられた。消化汚泥2t/h焼却時に発生する灰が98kg/h、未消化汚泥であれば64kg/hであることと比較すると、刈草由来の焼却灰は汚泥の約半分から概ね同等程度、剪定枝では20%未満という関係であった。今回3t/hの焼却炉に対して汚泥の負荷が2t/hの場合で検討を行っているが、剪定枝及び含水率が10%（消化汚泥の場合）もしくは40%（未消化汚泥の場合）より低い刈草であれば、既存の焼却炉の能力で灰の処理ができると考えてよいという結果が得られた。一方、発生する排気ガス自体は、当初の設計条件で発生する排気ガス量と比べて少なくなった。そのため、煙突等の構造物については特段の能力は不要と考えられた（表-6.5）。

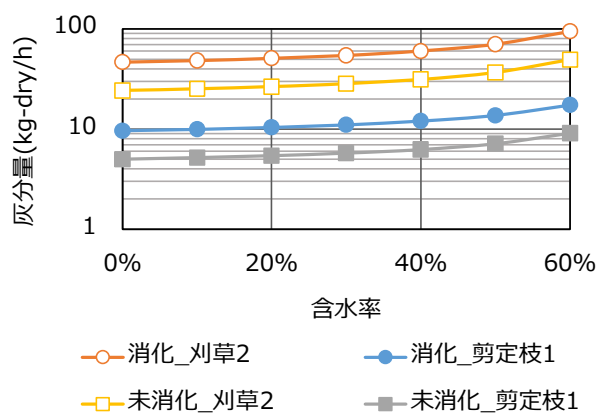


図-6.4 刈草・剪定枝の含水率と発生する灰分量

表-6.5 排気ガス量の試算結果

試算条件	汚泥 3t/h (設計能力) 補助燃料：重油	汚泥 2t/h 補助燃料：重油	汚泥 2t/h 補助燃料：刈草 (含水率 60%)	汚泥 2t/h 補助燃料：剪定枝 (含水率 60%)
燃焼ガス (乾燥、汚泥由来)	約 2,640Nm ³ /h	約 1,640Nm ³ /h	約 1,640Nm ³ /h	約 1,640Nm ³ /h
燃焼ガス (乾燥、補助燃料由来)	約 1,050Nm ³ /h	約 830Nm ³ /h	約 1,830Nm ³ /h	約 1,650Nm ³ /h
水蒸気	約 2,270Nm ³ /h	約 1,530Nm ³ /h	約 2,210Nm ³ /h	約 2,070Nm ³ /h
合計	約 5,790Nm ³ /h	約 4,000Nm ³ /h	約 5,680Nm ³ /h	約 5,360Nm ³ /h

6.3.2 付着物発生に関する危険性評価

式 (6.1) 及び式 (6.2) により、係数 A の自然対数 $\ln A$ と付着灰分率 $y=20$ となる温度 T_{20} を求めた結果を表-6.6、表-6.7に示す。なお、自然あるいは重油や都市ガス等を使用して補助燃料由来の灰分を考慮する必要がない時には、消化汚泥の T_{20} は 950°C 、未消化汚泥の T_{20} は 965°C となった。

表-6.6 $\ln A$ の試算結果

草木類 含水率	消化 刈草2	消化 剪定枝1	未消化 刈草2	未消化 剪定枝1
0%	52	23	47	22
10%	53	23	48	22
20%	54	23	49	22
30%	56	23	50	22
40%	58	23	52	22
50%	62	24	56	22
60%	69	24	63	23

表-6.7 T_{20} の試算結果

単位： $^{\circ}\text{C}$

草木類 含水率	消化 刈草2	消化 剪定枝1	未消化 刈草2	未消化 剪定枝1
0%	865	938	873	952
10%	864	937	872	952
20%	863	937	870	951
30%	861	936	869	950
40%	859	935	866	949
50%	856	933	863	947
60%	852	930	857	944

いずれのケースでも、 $\ln A$ は $11.5 < \ln A < 79.2$ の範囲に含まれており、第4章で示した式の適用範囲に含まれていた。そのため、 T_{20} を用いた試算が有用と判断し考察を行った。

刈草や剪定枝を補助燃料として使用することで T_{20} は専焼時と比べて $20^{\circ}\text{C} \sim 100^{\circ}\text{C}$ 低下した。また、刈草及び剪定枝の含水率が増加すると T_{20} は小さくなる傾向がみられた。この時、含水率の増加に伴う必要な刈草及び剪定枝量の増加により、下水汚泥では含有量の低い K_2O の灰分に占める割合が増加していた。ここで式 (6.1) について、両辺を $W_{\text{K}_2\text{O}}$ で偏微分すると

$$\frac{\partial}{\partial W_{\text{K}_2\text{O}}} T_{20} = \frac{(\ln A - \ln 20) \frac{\partial B}{\partial W_{\text{K}_2\text{O}}} - B \frac{\partial (\ln A - \ln 20)}{\partial W_{\text{K}_2\text{O}}}}{(\ln A - \ln 20)^2} \cdots \text{式 (6.4)}$$

ここで式 (6.4) の右辺の分子について、 $\frac{\partial B}{\partial W_{\text{K}_2\text{O}}} = l_{\text{K}_2\text{O}}$ 、 $\frac{\partial (\ln A - \ln 20)}{\partial W_{\text{K}_2\text{O}}} = k_{\text{K}_2\text{O}}$ であるから、

$$\begin{aligned} & (\ln A - \ln 20) \frac{\partial B}{\partial W_{\text{K}_2\text{O}}} - B \frac{\partial (\ln A - \ln 20)}{\partial W_{\text{K}_2\text{O}}} \\ &= l_{\text{K}_2\text{O}} (\ln A - \ln 20) - k_{\text{K}_2\text{O}} B \end{aligned}$$

さらに A 及び B の推定式である (6.2) 式と (6.3) 式を代入し、式を整理すると

$$\begin{aligned} &= l_{\text{K}_2\text{O}} (C_{\ln A} - \ln 20) - k_{\text{K}_2\text{O}} C_B + W_{\text{P}_2\text{O}_5} (l_{\text{K}_2\text{O}} k_{\text{P}_2\text{O}_5} - k_{\text{K}_2\text{O}} l_{\text{P}_2\text{O}_5}) \\ &+ W_{\text{Al}_2\text{O}_3} (l_{\text{K}_2\text{O}} k_{\text{Al}_2\text{O}_3} - k_{\text{K}_2\text{O}} l_{\text{Al}_2\text{O}_3}) + W_{\text{Fe}_2\text{O}_3} (l_{\text{K}_2\text{O}} k_{\text{Fe}_2\text{O}_3} - k_{\text{K}_2\text{O}} l_{\text{Fe}_2\text{O}_3}) \end{aligned}$$

となり、 $W_{\text{K}_2\text{O}}$ に依存しない式となった。

ここで、 $W_{P_2O_5}$ 、 $W_{Al_2O_3}$ 、 $W_{Fe_2O_3}$ は0以上であり、また表-6.3に示す各係数を代入すると

$$l_{K_2O}(C_{lnA} - \ln 20) - k_{K_2O}C_B < 0, \quad l_{K_2O}k_{P_2O_5} - k_{K_2O}l_{P_2O_5} < 0,$$

$$l_{K_2O}k_{Al_2O_3} - k_{K_2O}l_{Al_2O_3} < 0, \quad l_{K_2O}k_{Fe_2O_3} - k_{K_2O}l_{Fe_2O_3} < 0$$

となる。さらに、式 (6.4) の右辺の分母は $(\ln A - \ln 20)^2 \geq 0$ であることから、 $\ln A = \ln 20$ を除き、式 (6.4) は負となる。すなわち式 (6.4) の特性である、 K_2O の割合 (W_{K_2O}) が増加すると、 T_{20} が単調に減少することによるものであった。

剪定枝については、刈草と比べて灰分率が低いため、補助燃料利用による T_{20} の低下は小さくなっていた。一方、刈草を補助燃料として使用する際は、含水率が60%のものを使用すると T_{20} が今回閾値に設定した 850°C に近づくなど全体的に $850\sim 870^\circ\text{C}$ 前後となり、炉内の状況によっては壁面への付着が発生することもあると考えられる温度帯となった。

なお、第4章で示した刈草2 (混焼率30%：ただし刈草の含水率78%) とZ汚泥やW汚泥との混焼実験結果から、 T_{20} は約 865°C (Z汚泥)、約 880°C (W汚泥) と推定された (表-4.10)。このとき刈草2の含水率を0%に換算すると、同じ灰分率となるみかけの混焼率は8.6%となる。第6章での試算では刈草2の含水率を0%で混焼率10%とすると自燃する結果が得られ、 T_{20} は 865°C となるが、このケースでは既報の実験よりも約2%混焼率が高い条件となる。混焼率が高まるほど T_{20} が低下することを考えると、概ね実験結果に即した計算結果が得られたと考えられた。一方、剪定枝1との混焼実験では、必ずしも結果は適合しなかった。例えば、混焼率30% (ただし含水率44%相当) でZ汚泥と混焼した系は、推定式から T_{20} が約 980°C と推定された (表-4.11)。この実験系では剪定枝1の含水率を60%とすると、みかけの混焼率は38%となる。一方、第6章での試算では剪定枝1の含水率が60%の場合混焼率32%で自燃する結果となり、その時の T_{20} は 930°C となった。これは混焼率が高まるほど T_{20} が低下するというこれまでの結果と相違が生じるものとなった。この理由としては、カルシウムが多く含まれている木質系の補助燃料については、推定式にカルシウムに関する項が含まれていないため、 T_{20} の予測精度が劣ることに由来すると考えられた。ただし、これまでに焼却灰中の酸化物換算した主要元素を用いた、下水汚泥焼却炉の閉塞危険性や灰付着性に関する評価・予測式 (表-6.8) においても、カルシウムの挙動については判断が分かれている。塚原らの提案式³⁹⁾では、カルシウムが多い場合、閉塞抑制指標 (1.0以上で安全) の値は増加するため焼結しにくくなると判定された。一方、石井らが提案した式³⁹⁾でも指標A (指標が0.3以下であれば灰が付着しにくくなる) の値も増加することになるが、こちらは逆に焼結しやすくなると判定された。以上から、カルシウムの増加に伴う付着性の変化は、単純な一次式で示されるものではない可能性も考えられた。

表-6.8 灰の付着性に関する既存の評価・予測式の例（表-4.5再掲）

	指標	計算式
塚原らの式 ³²⁾	閉塞抑制指標	$\left(\frac{\text{Fe}_2\text{O}_3}{M(\text{Fe}_2\text{O}_3)} \cdot 2 + \frac{\text{Al}_2\text{O}_3}{M(\text{Al}_2\text{O}_3)} \cdot 2 + \frac{\text{CaO}}{M(\text{CaO})} \cdot \frac{2}{3} + \frac{\text{MgO}}{M(\text{MgO})} \cdot \frac{2}{3} \right) / \left(\frac{\text{P}_2\text{O}_5}{M(\text{P}_2\text{O}_5)} \cdot 2 \right)$ Fe₂O₃, Al₂O₃, CaO, MgO, P₂O₅ : 焼却灰中の濃度 (wt%) M(i) : 化合物iの分子量 (g/mol)
石井らの式 ³³⁾	指標 A	$(\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} + \text{MgO}) / (\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{TiO}_2) \times \text{P}_2\text{O}_5 / 100$ 各成分の合計量に対する各構成成分の質量割合 (wt%)

6.3.3 温室効果ガス排出量試算

消化汚泥を焼却する場合における試算結果を図-6.5に示す。いずれの条件においても、重油を用いるよりも温室効果ガスの削減に寄与する計算結果となった。

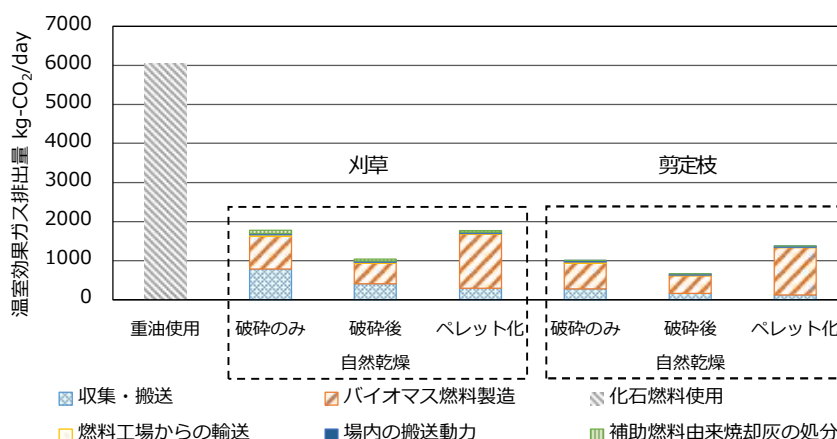


図-6.5 温室効果ガスの排出量の試算結果（消化汚泥焼却時）

要素別にみると、刈草は灰分量が多く高位発熱量が低いため、剪定枝と比べて全体的に温室効果ガス排出量が多くなる傾向がみられた。また、燃料の含水率が低下するほど、必要とする補助燃料量が減少するため、収集範囲も小さくなり輸送に係る温室効果ガスが低減される傾向がみられた。例えば刈草・破碎のみの条件（含水率 60%）での収集範囲は半径約 14km となったが、刈草・ペレットの条件（含水率 10%）では半径約 10km の範囲となった。

一方で、長井²⁹⁾らが検討したペレット化のプロセスでは、破碎（チップ化）後、乾燥と成型プロセスを経るものであった³⁴⁾。そのため、ペレット化に伴う温室効果ガスの排出量が破碎（チップ化）の 2 倍以上となることから、含水率 10% と燃料の価値を高めて必要量を減らしても、含水率 40% の破碎後自然乾燥物を使用する場合と比べて温室効果ガス排出量は約 2 倍となった。なお、燃料の輸送距離が長くなれば、ペレット化のメリットが発生する可能性がある。今回の事例で、含水率 10% のペレットと含水率 40% の破碎後自然乾燥物を使用する際の温室効果ガス排出量が等しくなるのは、刈草では運送距離（片道）で約 440km、剪定枝では運送距離を約 590km とする必要があるという試算結果となった。公共事業由来の刈草や剪定枝を利用する場合、片道 400km 以上陸送することは考えにくく、ペレット化するメリットは小さいことが示された。なお、木質ペレットの環境影響評価に関する既往の文献³⁵⁾では、CO₂の排出量は製造プロセスが全体の 83%、ペレットの輸送が 12%、原料輸送が 6% という結果であった。この事例でのペレットの輸送は 100km の輸送が想定されていたが、本章は往復で 10km の輸送とした。ペレットの生産と輸送に係る CO₂排出量の割合は、文献値（輸送距離が 100km）では 7 : 1、本章の試算（輸送距離が 10km）で 140 : 1 ~ 120 : 1 となっており、輸送距離との比例関係を考慮するとおおむね一致した結果と考えられた。

以上から、今回の試算条件においては、温室効果ガス排出量の観点からは、剪定枝を含水率 40%の破碎後自然乾燥物を使用することが最も望ましい結果となった。この時、重油使用時と比べて温室効果ガスを約 5.4t-CO₂/day 削減することが可能となる試算となった。また、本条件では先の 6.3.2 において求めた T₂₀が 850℃を上回っており、補助燃料として使用することが可能な条件となった。

6.3.4 季節変動の影響

6.3.4.1 自燃時の刈草及び剪定枝の混焼率

刈草と剪定枝が混合状態のときに、各含水率において自燃するのに必要な汚泥との混合率を表-6.9に示す。年間を通じて原料となる刈草と剪定枝の混合割合が変化しても、月別の刈草及び剪定枝の混焼率に与える影響はあまり大きくなく、それ以上に含水率の変動に伴う影響の方が大きくなる結果が得られた。このことから、年間を通じて必要とする燃料は、例えば含水率60%の破碎物であれば約23～26t-wet/day、含水率40%の破碎後自然乾燥物であれば約11t-wet/day、含水率10%のペレットであれば、約6t-wet/day必要となる結果となった。

刈草及び剪定枝由来の灰発生量を表-6.10に示す。混焼率とは異なり、燃料に占める刈草の割合が増加するに伴って灰の発生量が増加する傾向となり、季節によって約3倍変動する結果が得られた。今回、3t/hの設計能力の焼却炉に対して2t/hで汚泥を焼却する条件を想定したが、この時の焼却灰の処理能力の余裕は汚泥1t/h相当で、焼却灰に換算すると約50kg-DS/hとなる。灰処理の設計に余裕がない施設の場合、8-9月想定でかつ含水率60%の燃料では、灰の処理能力を超過するため、運転が難しいという結果が得られた。

表-6.9 季節変動を考慮した刈草・剪定枝の含水率と混焼率

含水率	剪定枝	1-2月想定	10-12月、 3-4月想定	5-7月想定	8-9月想定	刈草
		剪定枝：刈草 = 9：1	剪定枝：刈草 = 7：3	剪定枝：刈草 = 4：6	剪定枝：刈草 = 2：8	
0%	9%	9%	9%	10%	10%	10%
10%	11%	11%	11%	11%	11%	12%
20%	12%	12%	12%	13%	13%	14%
30%	14%	14%	15%	15%	16%	16%
40%	18%	18%	18%	19%	19%	20%
50%	23%	23%	23%	24%	25%	26%
60%	32%	32%	33%	34%	35%	37%

表-6.10 季節変動を考慮した刈草・剪定枝の含水率と発生する灰分量

単位：kg-DS/h

含水率	剪定枝	1-2月想定	10-12月、 3-4月想定	5-7月想定	8-9月想定	刈草
		剪定枝：刈草 = 9：1	剪定枝：刈草 = 7：3	剪定枝：刈草 = 4：6	剪定枝：刈草 = 2：8	
0%	10	11	16	24	33	47
10%	10	12	16	25	34	48
20%	10	12	17	26	36	51
30%	11	13	18	28	39	55
40%	12	14	19	31	42	60
50%	14	16	22	36	49	71
60%	17	21	29	46	65	95

6.3.4.2 T_{20} の推定結果

T_{20} の試算結果を表-6.11に示す。刈草の割合が増加するに伴い、 T_{20} が小さくなる傾向が明確にみられた。しかしながら、いずれも閾値とした850℃を超えており、混合物を補助燃料として使用する上では問題ない数値と考えられた。なお実際の運用では、第2章で記載した通り、FB部の実際の温度は850℃以上となっている炉が多く、900℃を超えている炉もある。そのため、 T_{20} を大きくとる必要があると想定される。例えば約870℃を閾値とすれば、刈草の割合が原料全体の60%以下となる年間10か月、約890℃を閾値とすれば、刈草の割合が原料全体の30%以下となる年間7か月での使用（いずれも含水率60%での使用も想定）が妥当と考えられた。

表-6.11 季節変動を考慮した T_{20} の推定値

含水率	剪定枝	1-2月 想定	10-12月、 3-4月 想定	5-7月 想定	8-9月 想定	刈草
		剪定枝：刈草 =9：1	剪定枝：刈草 =7：3	剪定枝：刈草 =4：6	剪定枝：刈草 =2：8	
0%	938	927	910	888	875	865
10%	937	927	909	887	874	864
20%	937	926	908	885	873	863
30%	936	925	906	884	872	861
40%	935	923	904	881	869	859
50%	933	921	900	877	866	856
60%	930	915	893	871	860	852

6.3.4.3 温室効果ガス排出量

月別の温室効果ガスの排出量を図-6.6に示す。いずれの時期においても重油を用いた場合と比べて温室効果ガス排出量が削減された。季節による影響は、刈草の割合が高い夏期に増加する傾向がみられたが、それ以上に含水率の違いによる影響の方が大きい結果となった。

6.3.4.2で T_{20} の閾値を約 870°C とした際に補助燃料を使用できないと判断された8-9月の2カ月間を定期点検に充てる条件を想定すると、年間での温室効果ガス排出削減量は、含水率40%のチップを使用する場合は約 $1,600\text{t-CO}_2/\text{年}$ 、10%のペレットを使用する場合は約 $1,400\text{t-CO}_2/\text{年}$ という結果が得られた。また、 T_{20} の閾値を約 890°C とした際に補助燃料を使用できないと判断された5-9月のうちの2カ月間を定期点検に充て、残りの3カ月は通常運転する条件を想定すると、年間での温室効果ガス排出削減量は、含水率40%のチップを使用する場合は約 $1,100\text{t-CO}_2/\text{年}$ 、10%のペレットを使用する場合は約 $1,000\text{t-CO}_2/\text{年}$ という結果が得られた。

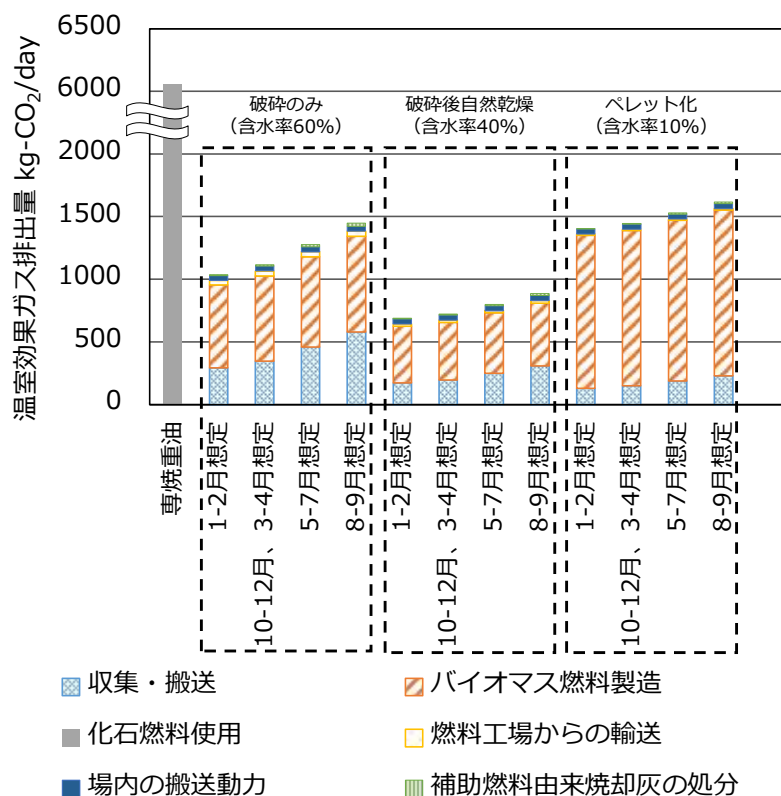


図-6.6 季節変動を考慮した温室効果ガス排出量の試算

6.4 結語

本章では、下水汚泥焼却に刈草及び剪定枝を補助燃料として使用する場合、必要とされる補助燃料量を試算するほか、その際の付着物発生に関する危険性について評価を行った。あわせて、温室効果ガス排出量を試算した。得られた結果について以下に示す。

- 1) 消化汚泥を対象とした場合、含水率 40～60%の破砕物を燃料として使用する場合は、剪定枝を原料とすると 18～32%、刈草を原料とすると 20～38%、含水率 10%のペレットでは約 10%の混焼率となった。
- 2) 炉内での灰の付着が想定される付着灰分率 $y=20$ となる温度 T_{20} は、消化汚泥の専焼条件では 950℃であったのに対し、刈草及び剪定枝を使用すると低下した。特に、刈草を使用する際、含水率 60%の条件では T_{20} が 850℃に近づくなど、全体的に 850～870℃前後の値をとっており、炉内の状況によっては壁面への付着等が発生することも考えられる温度帯となった。
- 3) 温室効果ガス発生量を試算したところ、重油を用いるよりも刈草及び剪定枝を使用することで温室効果ガスの削減に寄与する計算結果が得られた。剪定枝を含水率 40%の破砕後自然乾燥物を使用することが最も望ましい結果となり、重油使用時と比べて温室効果ガスの排出を約 5.4t-CO₂/day 削減することが可能となる試算となった。
- 4) 刈草と剪定枝は、季節の変動により収集割合が異なるため、実績に基づき 4段階で混合状態を想定し、月変動の影響を確認した。想定される刈草の混合率がいずれの場合も、月別の混焼率の違いに与える影響は明確ではなかった。一方、刈草及び剪定枝由来の灰発生量は、刈草の割合が増加するに伴い増加する傾向がみられ、季節によって約 3 倍変動する結果が得られた。 T_{20} については、刈草の割合が増加するに伴い小さくなる傾向が明確にみられた。月別の温室効果ガスの排出状況は、いずれの時期でも重油を用いた場合と比べて温室効果ガス排出量が削減される結果となった。例えば 8-9 月の 2 カ月間を定期点検に充てる条件を想定すると年間での温室効果ガス排出削減量は、含水率 40%のチップを使用する場合で約 1,600t-CO₂/年程度と試算された。

第6章 参考文献

- 1) 社会資本整備重点計画法
<https://laws.e-gov.go.jp/law/415AC0000000020>
- 2) 国土交通省：公共事業の構想段階における計画策定プロセスガイドライン(解説), 2009
https://www.mlit.go.jp/tec/kanri/pdf/koukyou_guidegaiyou.pdf
- 3) 宮本豊尚, 桜井健介, 高岡昌輝, 阿部千雅：下水汚泥焼却炉における付着物の発生可能性を考慮した剪定枝・刈草の補助燃料使用による温室効果ガス排出量削減効果, 環境システム計測制御学会誌/学会誌「EICA」, Vol.29, No.2/3, pp.67-78, 2024
- 4) 日本産業規格：JIS Z 9202:1991 熱勘定方式通則
- 5) 一般社団法人日本木質ペレット協会：改訂版【JPA 木質ペレット品質規格】品質基準（2023年7月1日改訂）
<https://w-pellet.org/download/2885/?tmstv=1715999800>
- 6) 谷藤溪詩, 宮本豊尚, 重村浩之, 岡安祐司, 高岡昌輝：次世代補助燃料を適用する下水汚泥焼却プロセスに向けた焼却炉運用の全国実態調査, 下水道協会誌, Vol.60, No.727, pp.75-85, 2023
- 7) Mahzoun Yahya, 大下和徹, 高岡昌輝, 藤森崇：下水汚泥脱水ケーキの全国組成調査による有機物構成元素を中心とした変遷推定と高位発熱量の予測, 下水道協会誌, Vol.54, No.659, pp.86-96, 2017
- 8) 一般社団法人火力原子力発電技術協会：火力発電技術必携(第8版), p.100, 2019
- 9) 宮本豊尚, 中村友二, 高岡昌輝, 伊藤竜生, 谷藤溪詩, 小林俊樹, 宍田健一, 岡安祐司：下水汚泥と草木系バイオマスの混焼に伴う電気炉壁面付着物の特性, 下水道協会誌, Vol.61, No.741, pp.89-99, 2024
- 10) 地方共同法人日本下水道事業団：機械設備標準仕様書 H31 年度, p.13-27, 2019
- 11) 一般社団法人火力原子力発電技術協会：火力発電技術必携(第8版), p.84, 2019
- 12) 公益社団法人日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説(後編), p.572, 2019
- 13) 一般社団法人火力原子力発電技術協会：火力発電技術必携(第8版), p.79, 2019
- 14) 一般社団法人火力原子力発電技術協会：火力発電技術必携(第8版), p.83, 2019
- 15) 田中信壽：リサイクル・適正処分のための廃棄物工学の基礎知識, p.93, 2011
- 16) タクマ環境技術研究会：ごみ焼却技術絵とき基本用語(改訂第3版), p.87, 2015
- 17) 服部修策, 山本昌幸, 佐々木統一郎, 神谷幸資：多層燃焼技術による下水汚泥流動焼却炉からの N_2O 排出抑制効果について, 第21回廃棄物資源循環学会研究発表会講演集, C1-2, 2010
- 18) 宮本博司, 和泉一也, 矢部幸彦, 吉ヶ江武男, 笠井利雄, 須鎗護：下水汚泥循環流動層焼却炉の開発, R&D 神戸製鋼技報, Vol.51, No.2, pp.27-30, 2001
- 19) 村上高広, 鈴木善三, 長沢英和, 山本隆文, 小関多賀美, 廣瀬均, 落修一：過給式流動炉における下水汚泥の基礎燃焼特性, 高温学会誌, Vol.34, No.4, pp.166-170, 2008
- 20) 環境省 HP：再生可能エネルギー等の温室効果ガス削減効果に関する LCA ガイドライン第IV部-①複数の機能を有する事業（国内バイオマス利活用等）編(2021年7月改訂)
<https://www.env.go.jp/content/900447570.pdf>
- 21) 栗田治：都市と地域の数理モデル, p.211, 2013
- 22) 野田明, 佐藤由雄, 佐藤辰二, 塚本雄次郎：重量車の実走行燃費に対する各種影響要因のシミュレーション解析, 交通安全環境研究所研究発表会講演概要, pp.191-196, 2001
- 23) 宮本豊尚, 谷藤溪詩, 大本拓, 重村浩之：し渣混焼ラインを用いた下水汚泥焼却炉に対する草木バイオマス補助燃料の供給可能性, Vol.26, No.2/3, pp.60-67, 2021
- 24) 環境省 HP：3R 原単位の算出方法, 2012
<https://www.env.go.jp/press/files/jp/19747.pdf>
- 25) 環境省 HP：算定・報告・公表制度における算定方法・排出係数一覧(2024年7月11日一部修正)
https://ghg-santeikohyo.env.go.jp/files/calc/itiran_2023_rev4.pdf
- 26) 戒能一成：エネルギー源別標準発熱量・炭素排出係数の改訂案について－2013年度改訂標準発熱量・炭素排出係表－, (独)経済産業研究所 RIETI Discussion Paper Series 14-J-047, p.37, 2014
<https://www.rieti.go.jp/jp/publications/dp/14j047.pdf>
- 27) 環境省 HP：電気事業者別排出係数(特定排出者の温室効果ガス排出量算定用)－R4年度実績－(2023年12月22日)
https://ghg-santeikohyo.env.go.jp/files/calc/r06_coefficient_rev2.pdf

- 28)建設廃棄物協同組合 HP：2014 年度収集運搬データ(アンケート集計)平均燃費回答 25 社 (2016 年 1 月)
https://www.kenpaikyo.or.jp/works/file/pamphlet/av_nenpi.pdf
- 29)長井翔太郎,橋本征二：木質ペレット利用推進による環境保全・地域活性化の効果検証,第 11 回日本 L C A 学会研究発表会講演要旨集,pp.96-97,2016
- 30)地方共同法人日本下水道事業団：機械設備標準仕様書 平成 31 年度版,p.13-1,2019
- 31)室本俊：下水汚泥と木質系バイオマスの混合焼却について,第 47 回下水道研究発表会講演集,pp.230-232, 2010
- 32)塚原純哉ほか：焼却炉閉塞危険性評価方法及び焼却炉閉塞防止方法,特許第 5881260 号
- 33)石井豊ほか：下水汚泥焼却処理装置に対する灰付着性予測方法及び該方法を用いた下水汚泥焼却方法,特許第 4871329 号
- 34)川勝康右,橋本征二：京都ペレットのライフサイクル評価,第 8 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集, pp.378-379,2013
- 35)古俣寛隆,折橋健,石川佳生,一重喬一郎,服部順昭：北海道産木質ペレットのライフサイクルアセスメントによる環境影響評価,木材学会誌,Vol.56, No.3, pp.139-148, 2010

7 結論

本研究は、「補助燃料として公物管理由来草木類を利用する下水汚泥焼却の研究」と題し、補助燃料として公物管理由来草木類を利用する下水汚泥焼却システムの技術的課題として、①公物管理由来草木類の利用可能性・導入可能性、②付着物等の発生を回避する混焼条件の把握、③焼却灰の有効利用への影響把握、④システムの適用に向けた評価を抽出し、課題解決に向けた研究を実施した。

以下に本研究の総括と今後の展望を述べる。

7.1 本研究の総括

第1章では下水汚泥と草木類の焼却に関する既往の研究状況や、国内の公物管理由来の草木類に関する状況を整理し、想定するシステムと技術的課題を分析して、本研究の意義について述べた。

第2章では第4章以降で示す実験や机上検討を実施するにあたり、条件の設定や妥当性を確認するため、アンケート調査により全国の下水汚泥焼却の現状把握を行った。全国の下水汚泥焼却炉は、約50t/日付近が最も多く、次いで約100t/日付近の炉が多かった。設計能力が小さい75t/日未満の焼却炉では負荷率は平均で約70%と低く、補助燃料のエネルギーの割合は約40%と高くなっていることがわかった。

第3章では、公物管理由来の草木類、中でも刈草と剪定枝について、文献や実際の事例をヒアリングすることにより年間や月別の収集量を把握した。A市に対して実施したヒアリング結果から、公物管理由来の草木類の収集量は、10月にピークとなったが、5月から3月まで毎月400t以上収集されていた。刈草と剪定枝の収集割合を推定したところ、刈草が5月から7月は約60%、9月は80%以上であったが、10月以降は枝の割合が増加し、1月は約5%となった。また、実際施設のし渣混焼ラインの一部を用いた搬送試験を行ったところ、付着等による抵抗の増大は発生しなかった。

第4章では、下水汚泥とカリウムを多く含む草木類との混焼を行った際に発生する事象について把握するため、電気炉を用いた混焼実験を行った。一部の実験系を除き、フリーボード部の石英管に付着物が発生した。付着物を総投入灰分量で除した付着灰分率が20 dry-g/dry-灰 kg 以上の場合は、運転時間に概ね比例して成長する傾向がみられた。900℃以上では付着灰分率が20を超える実験系が存在した。草木類の混合率が増加するほど付着灰分率が概ね増加する傾向を示したが、特に刈草を混焼した系列で付着物が多くなった。実験結果から付着灰分率 (y) はアレニウス則で近似できると考えられ、 $y = A \exp(-B/T)$ で近似し、係数 A と B を焼却灰中の主要元素の濃度を用いて重回帰分析を行った。現象を考慮しつつ説明変数を選択した結果、 $[P_2O_5, K_2O, Al_2O_3, Fe_2O_3]$ の組み合わせが、相対的に精度よく現象を説明した。文献を参考に軟化点と推定式より推定された付着灰分率が20となる温度 T_{20} を比較した結果、 T_{20} は概ね軟化点よりも低い値を得た。式の適用範囲は現時点では $11.5 < \ln A < 79.2$ と想定されるが、 T_{20} は簡易な軟化点の安全側指標としての利用可能性が示唆された。

第5章では、異なる特性を持つ下水汚泥と草木類の混焼によるリンとカリウムの形態変化を明らかにすることで、下水汚泥焼却灰の肥料としての利用可能性を評価することを目的とした。アルミ系の凝集剤を使用している処理場の焼却灰では、リンは AlPO_4 及びカルシウム化合物の形態で、カリウムはアルミノケイ酸塩の形態で存在していた。刈草や剪定枝との混焼でカリウムやカルシウムが多く供給されると、カリウムは汚泥由来のアルミニウムやケイ素と反応してアルミノケイ酸塩を生成し、リンは可溶性のリン酸カルシウム化合物などの形態に移行することで肥料としての価値が向上することを確認した。また十分なカリウムが供給された場合、 K_2SO_4 のような水溶性の塩が生成すると推察された。他方で、鉄系の凝集剤を使用している処理場の下水汚泥焼却灰は可溶性が低く、草木類との混焼による可溶性の改善効果はアルミ系凝集剤よりも低くなる可能性が考えられた。今後下水汚泥焼却灰の有効利用を進めるにあたっては、水処理の凝集剤の選定にも留意が必要となる可能性が示唆された。

第6章では公物管理由来草木類の補助燃料利用時の影響について、①必要な補助燃料量、②付着物発生の危険性、③温室効果ガス排出量の観点から評価した。本章では、刈草と剪定枝の収集割合の季節変動についても考慮した。また、刈草や剪定枝の燃料使用時における付着物発生の危険性については、第4章で作成した推定式を用いて評価を行った。消化汚泥を対象とした場合、含水率40%の破砕物を燃料として使用すると18%（原料：剪定枝）、20%（原料：刈草）の混焼率、含水率10%のペレットでは約10%の混焼率となった。炉内での灰の付着が想定される付着灰分率 $y=20$ となる温度 T_{20} は、刈草及び剪定枝を使用すると低下した。特に刈草を使用する際は、全体的に850～870℃前後の値をとっており、炉内の状況によっては壁面への付着等が発生することも考えられる温度帯となった。温室効果ガス発生量を試算したところ、重油を用いるよりも刈草及び剪定枝を使用することで温室効果ガスの削減に寄与した。破砕後自然乾燥させた含水率40%の剪定枝を使用する場合が最も理想的な条件となり、重油使用時と比べて温室効果ガスの排出を約5.4t CO_2/day 削減することが可能となる試算となった。季節により刈草と剪定枝の収集割合が異なるため、実績に基づき4段階で混合状態を想定し、月変動の影響を確認した。刈草及び剪定枝由来の灰発生量は刈草の割合が大きくなるに従って増加し、季節によって約3倍変動する結果が得られた。 T_{20} は、刈草の割合が増加するに伴い小さくなる傾向が明確にみられた。月別の温室効果ガスの排出状況は、いずれの時期でも重油を用いた場合と比べて温室効果ガス排出量が削減される結果となった。

7.2 本研究の課題・展望

本研究で得られた課題点や今後の方向性について以下に論述する。

7.2.1 下水処理場のカーボンニュートラルに向けた取り組みと下水污泥焼却システムの未来像

本研究で想定したシステムは、施設の大規模な改修等が不要であり、比較的容易に実施可能な下水処理場からの温室効果ガス削減方策の一例を示したと考えている。実現化にあたっては、量・質ともに安定的な草木類の供給が欠かせない。そのためには、各々の公物管理者及びその業務受注者への啓発により、異物の混入をなるべく抑えることが肝要となる。

一方で、下水道システムで使用する電力の約半分が水処理プロセスに由来するため、水処理プロセスを改善する様々な研究が実施されている²⁾。これらの研究や技術開発の進展に伴い、今後発生する污泥が変化し、污泥発生量の減少や污泥の質の変化が予想される。さらに、エネルギー回収プロセスである消化プロセスが標準化される可能性も考えられる。この時、脱水材としての繊維として草木類が使用される可能性があると考えている³⁾。この場合でも、混合焼却に起因する灰の付着性の評価については本研究結果を利用することが可能と考える。

なお、焼却炉自体は都市の衛生を確保する上で重要な施設であり、この有効活用についても着目されるべきと考える。特に一般廃棄物の炉の能力不足が発生した場合は、その補完方策の一つとして、下水污泥焼却炉の余剰能力の有効利用を一考されるべきであろう。

7.2.2 下水污泥焼却炉の焼結・クリンカ対策への貢献

本研究で、アレニウス則に基づく T_0 を用いた予測式と、灰の軟化点との関係性について言及することができた。現在国内で主に使用されている予測式には温度項が含まれていない⁴⁾が、焼結やクリンカは高度処理及び高温焼却に伴って問題が顕在化したと言われていること⁹⁾、さらには N_2O 対策でより高温となる焼却炉の開発が引き続き実施されていること⁷⁾から、焼結・クリンカ発生の予測式には温度項を有するべきと考える。なお、今回筆者が提案した予測式は実験式の域を出ておらず、利用条件が限定的である。普遍的な判定式とするためには、多くの現場のデータや実験データによる修正が必要と考える。

7.2.3 下水污泥焼却灰の肥料利用の推進に向けて

国内の貴重かつ安定したリン資源である下水污泥焼却灰は、「菌体リン酸肥料」の規格化により、肥料原料としての利用の自由度が大幅に拡大した⁸⁾。これまでの規格である「污泥肥料」は、他の資材と混合して販売することが禁止されてきたが、新たな規格では混合して販売することが認められたため、焼却灰に不

足する窒素やカリウムあるいは水溶性のリン肥料と混合することで需要家のニーズに合った肥料として利用が可能となる。

本研究では、アルミ系の凝集剤を使用した汚泥のほうが鉄系の凝集剤を使用した汚泥よりも焼却灰のク溶率が高いことを確認した。これを実施に適用にするにあたっては、使用している水処理系の凝集剤の変更や、2液調質による脱水汚泥の低含水化の制限といった可能性が考えられ、下水道事業や経営、地域への影響も大きい取り組みとなる可能性がある。どの程度の転換が必要なのか、需要家の意見や下水処理の持続も考慮しつつ最適なク溶性リンへの転換手法の確立が求められる。

以上、本事業の実施にあたっては、下水道関係者にとどまらず、下水以外の公物管理者及びその業務受注者、肥料の生産者及び利用者、並びに一般消費者のご理解・ご協力を必要とするものとなる。技術面以外にも実現に向けたハードルはあるが、今後の下水道事業で取りうる一つの形と考えている。

第7章 参考文献

- 1) 国土交通省 HP：下水道分野の温室効果ガス排出量と電力消費量
https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewerage/crd_sewerage_tk_000124.html
- 2) K. Sakurai, Y. Okayasu: Improvement of organic carbon recovery from wastewater by changing water temperature in high-rate contact stabilization process. International Journal of Environmental Science and Technology, 2024
<https://doi.org/10.1007/s13762-024-05791-6>
- 3) 高橋啓太, 岡安祐司, 宮本 豊尚：ベルトプレス脱水機を用いた消化汚泥と刈草の長期混合脱水試験, 第 61 回下水道研究発表会, pp.913-915, 2024
- 4) 塚原純哉ほか：焼却炉閉塞危険性評価方法及び焼却炉閉塞防止方法, 特許第 5881260 号
- 5) 石井豊ほか：下水汚泥焼却処理装置に対する灰付着性予測方法及び該方法を用いた下水汚泥焼却方法, 特許第 4871329 号
- 6) 中田友三：下水汚泥焼却炉の閉塞危険性評価方法及び閉塞防止方法, 東京都下水道局 技術調査年報, Vol.40, pp.135-148, 2016
- 7) 田島潤一, 岸田央範：環境技術, Vol.52, No.5, pp.251-255, 2023
- 8) 農林水産省 HP：肥料成分を保証可能な新たな公定規格(菌体りん酸肥料)の創設について
https://www.maff.go.jp/j/syouan/houan/kome/k_hiryo/kintairinsan.html

8 付録

2章で実施したアンケートの調査項目は、以下の通りである。

【記入要領】							
以下、記入要領一覧表に沿って、記入して下さい。							
※ 数値、ローマ字などは、半角英数で入力して下さい。							
※ 年間値や月別値は、令和2年度(2020年4月～2021年3月)の数値を入力して下さい。							
※ 測定していない月や、不明の欄は空欄として下さい。特筆すべき事項がある場合は、備考欄やコメント機能などを活用して、記載して下さい。							
	大項目	中項目	小項目	単位	摘要		
焼却に関する状況調査（焼却炉単位）	焼却炉	焼却炉の名称	(事前記入)		焼却炉の名称を記入する。既に記入されている場合は確認し、誤りがあれば修正する。リストにない場合は追加する。		
		焼却炉の形式	(事前記入)		焼却炉の形式を「①流動焼却炉」「②多段吹込燃焼式流動焼却炉」「③二段燃焼式循環流動焼却炉」「④多段焼却炉」「⑤階段ストーカ炉」「⑥回転乾燥焼却炉」「⑦ガス化炉」「⑧過給式流動焼却炉」「⑨その他」「⑩不明」より選択する。		
		焼却炉の供用開始年度	(事前記入)		供用開始年度を西暦で入力する。		
		大防法 ばい煙発生施設設置届出書に記載された排出ガス量	最大値 湿り	Nm3/h			
		発生排出ガス量	最大値 乾き	Nm3/h			
	脱水ケーキ	焼却炉設計時	焼却炉設計時の最大含水率		%		
			焼却炉設計時の代表含水率		%		
			焼却炉設計時の最小含水率		%		
			設計時の低位発熱量		MJ/kg		
			設計汚泥のVS/TS		%		
			設計汚泥の組成 (C)		TS中の割合%		
			設計汚泥の組成 (H)		TS中の割合%		
			設計汚泥の組成 (N)		TS中の割合%		
			設計汚泥の組成 (O)		TS中の割合%		
			設計汚泥の組成 (S)		TS中の割合%		
			設計汚泥の組成 (Q)		TS中の割合%	分かる場合のみ記入	
			設計汚泥のかさ密度		wet-t/m3		
			設計投入汚泥量		wet-t/h		
			実際の分析値 (年平均)	実際の代表的含水率		%	
				実際の低位発熱量		MJ/kg	
		実際の汚泥の組成 (C)			TS中の割合%		
		実際の汚泥の組成 (H)			TS中の割合%		
		実際の汚泥の組成 (N)			TS中の割合%		
		実際の汚泥の組成 (O)			TS中の割合%		
		実際の汚泥の組成 (S)			TS中の割合%		
		実際の汚泥の組成 (P)			TS中の割合%		
		実際の汚泥の組成 (Q)			TS中の割合%	分かる場合のみ記入	
		実際の汚泥のかさ密度			wet-t/m3		
		焼却炉運転状況	焼却炉清掃頻度 (R2年度)		回/年		
			焼却炉の発停回数 (R2年度)		回/年		
	流動砂の交換頻度 (R2年度)		(流動床炉のみ)	回/年			
	クリンカの発生経緯		あり・なし				
	定常運転時における炉内温度		流動床炉 フリーボード部 (最高温度)	℃			
			流動床炉 砂層部 (最高温度)	℃			
			その他の炉 炉内最高温度	℃			
	負荷率			%	定常運転時の実投入汚泥重量÷設計 (定格) 投入汚泥重量		
	R2年度総運転時間			時間/年			
	R2年度運転日数			日/年			
	焼却汚泥量		R2年度焼却汚泥量 (4月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (5月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (6月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (7月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (8月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (9月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (10月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (11月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (12月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (1月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (2月)		wet-t		
			R2年度焼却汚泥量 (3月)		wet-t		
補助燃料			使用補助燃料種類 (立ち上げ時)	重油・都市ガス・消化ガス・その他 (自由記載)			
				設計時の低位発熱量		MJ/kg	直近データ
				1回立ち上げ時の使用量			
	使用補助燃料種類 (定常運転時)	重油・都市ガス・消化ガス・その他 (自由記載)					
		設計時の低位発熱量		MJ/kg			
		R2年度補助燃料使用量 (4月)					
		R2年度補助燃料使用量 (5月)					
		R2年度補助燃料使用量 (6月)					
		R2年度補助燃料使用量 (7月)					
		R2年度補助燃料使用量 (8月)					
		R2年度補助燃料使用量 (9月)					
		R2年度補助燃料使用量 (10月)					
		R2年度補助燃料使用量 (11月)					
		R2年度補助燃料使用量 (12月)					
		R2年度補助燃料使用量 (1月)					
R2年度補助燃料使用量 (2月)							
R2年度補助燃料使用量 (3月)							
集塵装置	バグフィルター	処理能力		m3/h (排気ガスとして)			
	サイクロン	処理能力		m3/h (排気ガスとして)			
	乾式電気集塵機	処理能力		m3/h (排気ガスとして)			
	その他	処理能力		m3/h (排気ガスとして)			
	洗煤槽	処理能力		m3/h (排気ガスとして)			
	使用薬剤	(例えば 苛性ソーダ)		自由記載			
	使用薬剤量	R2年度総使用量	kg				

謝辞

本論文を執筆するにあたり終始ご指導と激励をいただきました京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻教授 高岡昌輝先生に衷心より厚くお礼申し上げますとともに、本論文の審査にあたり熱心にご指導くださいました京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻教授 西村文武先生、京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻教授 松井康人先生に深甚なる謝意を表します。また、京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻准教授 大下和徹先生、技術職員の塩田憲司様におかれては適宜適切なアドバイスをいただき大変ありがとうございました。

本研究は筆者が独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループリサイクルチームに採用された平成19年度に実施されていた、「高含水バイオマスの熱化学的エネルギー直接変換技術に関する共同研究」の取り組みを基礎とし、その後、平成31年に再度国立研究開発法人土木研究所先端材料資源研究センターに配属されたのち本格的に取り組んだものとなります。

この間、尾崎正明上席研究員、岡本誠一郎上席研究員、重村浩之上席研究員、岡安祐司上席研究員、阿部千雅上席研究員、落修一総括主任研究員、桜井健介主任研究員、山崎廉予主任研究員からは貴重な情報や助言をいただきました。また、高橋啓太研究員、谷藤溪詩専門研究員、大本拓交流研究員、津田直弥交流研究員、中河礼交流研究員、石川友美子様には、一緒に実験やアンケート調査、データ解析などに取り組んでいただきました。ここに記して厚く感謝申し上げます。

また、本研究では、主として令和3年度及び4年度の下水道応用研究「サステイナブルな下水汚泥焼却のための次世代補助燃料」で得られた実験結果を用いて検討を行いました。本研究で共同研究体として参画いただいた京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻環境デザイン工学講座の皆様をはじめ、月島 JFE アクアソリューション株式会社及び株式会社タクマの皆様にご感謝申し上げます。XAFS 分析に関しては、高エネルギー加速器研究利用の共同利用課題（2020G051、2022G081）において実施されましたことをここに記します。

本研究の遂行は、実験に供する下水汚泥試料及び草木試料がなければ成し遂げられないものでした。さらには、全国のアンケート調査や関連したヒアリングもさせていただきました。これらは、関係公共団体の方々の、ご理解やご協力のもと行われました。ここに記して心より感謝申し上げます。

また、終始暖かいご支援をいただいた国土交通省、土木研究所、さらには全国の下水道関係の皆様にご感謝申し上げます。

最後に、いつも支えてくれた妻と子供達に感謝いたします。