

9. 大型装置の経済性評価

創価大学大学院 工学研究科 高田 美紀
創価大学大学院 工学研究科 江澤 雄一
創価大学工学部 非常勤講師 丹羽 千明

【研究目的】

廃棄物の主な処理法として、①焼却処理、②活性汚泥法などの好気処理、③メタン発酵などの嫌気処理、④堆肥化等が挙げられるが、ムラサキイガイは塩分を含むことから、飼料や堆肥としての再資源化が困難である。さらに好気処理や嫌気処理といった生物処理においても塩分による阻害が知られている。そのため、従来ムラサキイガイの処理としては、①の焼却処理が用いられてきた。生物処理であるメタン発酵では同時にエネルギーとしてメタンを回収することができるため、低環境負荷処理およびバイオマスの利活用の観点からメタン発酵による処理の普及が望まれている。

本研究では、本プロジェクトで開発した 1 槽式反応槽多機能回分プロセスと現状焼却処理法における経済性および環境影響評価を実施し、本プロジェクトで掲げた、(1) 装置コストを 2 分の 1、ランニングコストを 6 分の 1 へ低コスト化、(2) 現状焼却処理施設と比較して CO₂ 排出量を 2 分の 1 へ削減、(3) 現状焼却処理施設と比較して 2 倍の耐用年数の確保、に関する検証を行った。

【評価方法】

1. 評価手法

環境影響および経済性評価について、年 2 回 (5 月、11 月) 発生するムラサキイガイを 1 回につき 100 t (150 m³) 採取することを想定し、隣接する施設にて年間 200 t のムラサキイガイを処理するものとした。経済性については、処理設備の導入および運営コストを算出した。環境影響評価はライフサイクルアセスメント (LCA) 手法を用い、ム

ラサキイガイ 100 t の処理にかかる消費エネルギーから、温室効果ガスである CO₂ の排出量を算出した。耐用年数については、処理施設において導入される機械設備と建築物のそれぞれの耐用年数を求め、装置コストに占める割合から算出した。

2. シナリオ設定及びプロセスモデル

対象となるシナリオとして、シナリオ 1：本プロジェクトで開発した一槽式反応槽多機能回分処理プロセスを用いたメタン発酵－脱窒素同時処理、シナリオ 2：ムラサキイガイの現状処理として可燃ごみとの混合による焼却処理、シナリオ 3：ムラサキイガイのみを単独で焼却処理することを想定した単独焼却処理を設定し、評価を行った（図 2-9-1）。

各シナリオの評価範囲は、ムラサキイガイの処理施設への投入から施設内での処理までを算出した。処理施設はムラサキイガイの排出元（海沿い）に隣接しているものとした。

シナリオ 1：採取したムラサキイガイ 100 t を反応槽へ投入し、30 日間かけてメタン発酵・脱窒素の処理を行うものとした。処理後に残った貝殻は屋外に半年間放置した後、破砕機で破砕し、埋立処理するものとした。埋立および発電工程については範囲外とした。

シナリオ 2：ムラサキイガイ 5 t を他の可燃ごみ 45 t と混合し、1 日に 50 t 処理できる規模の焼却施設で 20 日間処理する。採取したムラサキイガイは前処理として、貯留槽で保管および好気曝気した後、焼却する。廃熱による熱回収はないものとした。焼却後に残る貝殻については、可燃ごみの灰と共に埋立処理するものとした。

シナリオ 3：単一のバイオマスの単独処理は、実際には行われていないが、本プロジェクトにおける処理方式との比較のために単独の焼却処理施設を想定

し、算出した。前処理はシナリオ2と同様とし、1日に4.5tの焼却処理を23日間行った場合の103.5tのうち100tについて算出した。焼却は1日に4.5tを処理できる規模の焼却施設で実施するものとした。

いずれの手法においても、本来の廃棄物処理において従来問題となってきた悪臭、地下水汚染等に対して十分な対策を行うことを前提とした。

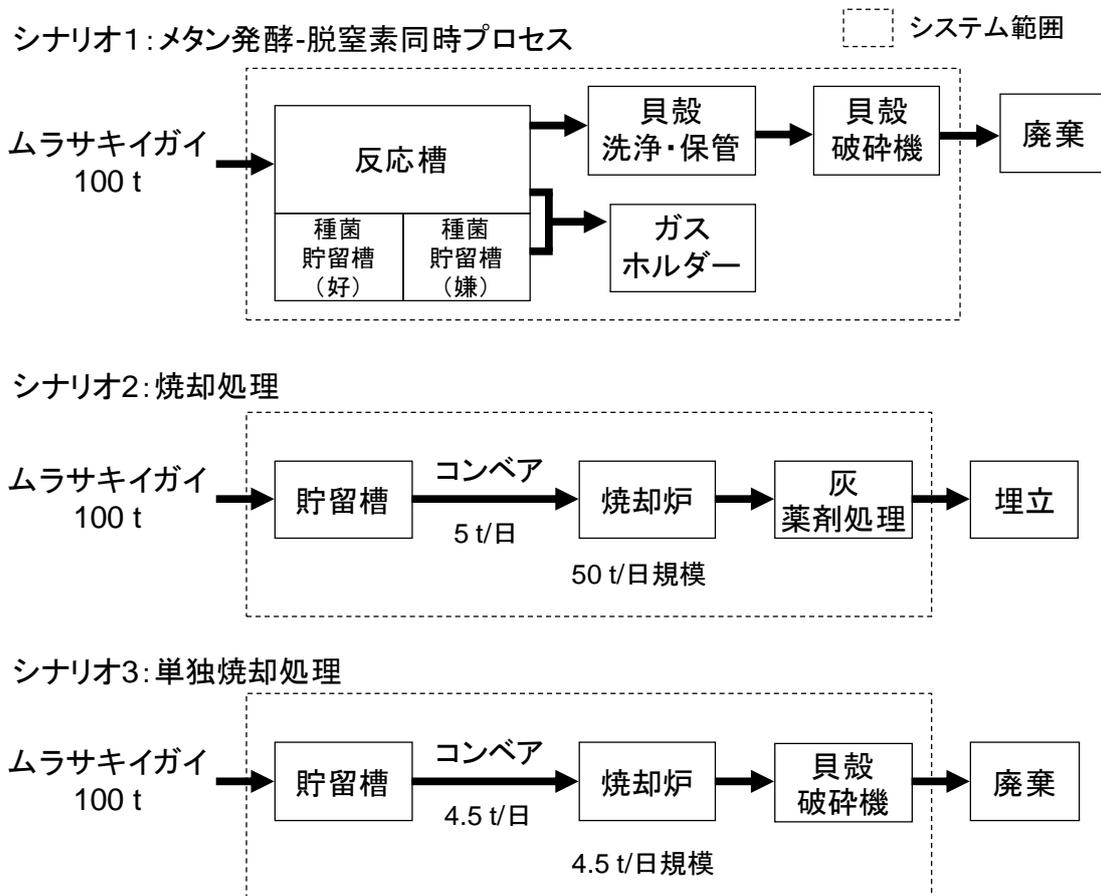


図 2-9-1. シナリオ設定及びプロセスモデル

【結果と考察】

ムラサキイガイ 100t の処理における装置コストを図 2-9-2-a に示した。装置コストはシナリオ1が150万円と最も低く、次いでシナリオ2(500万円)、シナリオ3(700万

円)の順となった。本プロジェクトでは装置コストの目標値を焼却処理の6分の1としており、本調査の結果から、本プロジェクトで開発した装置(シナリオ1)はムラサキイガイと可燃ごみの混合処理(シナリオ2)の3分の1以下、単独焼却処理(シナリオ3)の約5分の1を達成した。シナリオ1の装置コストが低い理由として、反応槽が貯留槽を兼ねているため建設費が抑えられたことが考えられる。さらに、採取したムラサキイガイを反応槽へ直接投入するため、シナリオ2、3のように貯留槽から処理施設までムラサキイガイを運搬するコンベアが必要ないこともその理由として挙げられる。単独焼却処理(シナリオ3)が都市ごみとの混合処理(シナリオ2)のコストより低くなった理由として、単独焼却処理で使用する小型の焼却設備において、排ガス処理設備を設けたためと考えられる。

次に、ムラサキイガイ100tを処理する際のランニングコストを図2-9-3(b)に示した。ランニングコストにおいても、シナリオ1が11万円と最も低く、次いでシナリオ2(47万円)、シナリオ3(69万円)の順となった。シナリオ1のランニングコストはシナリオ2の4分の1、シナリオ3の6分の1以下となり、ランニングコストにおいても本プロジェクトにおける低コスト化の目標を達成した。シナリオ1では、脱硫工程で同時に脱臭を行うため、焼却施設のように脱臭装置を稼働させる必要がなく、脱硫・脱臭装置にかかる電力消費量が低くなったことが、低ランニングコストにつながった。

図2-9-3に、ムラサキイガイ100tの処理にかかるCO₂排出量の結果を示した。CO₂排出量はシナリオ1が820kg-CO₂と最も低く、次いでシナリオ2(6700kg-CO₂)、シナリオ3(12000kg-CO₂)の順となった。シナリオ1は貯留槽および反応槽において、ブローラーによる攪拌で処理するため、焼却シナリオ(シナリオ2、3)よりもはるかに消費エネルギーが低くなった。脱硫・脱臭工程においても、シナリオ1では脱硫工程が脱臭を兼ねており、脱臭設備を設ける必要のある焼却施設より消費エネルギーが少ないことが、低いCO₂排出量につながったと考えられる。

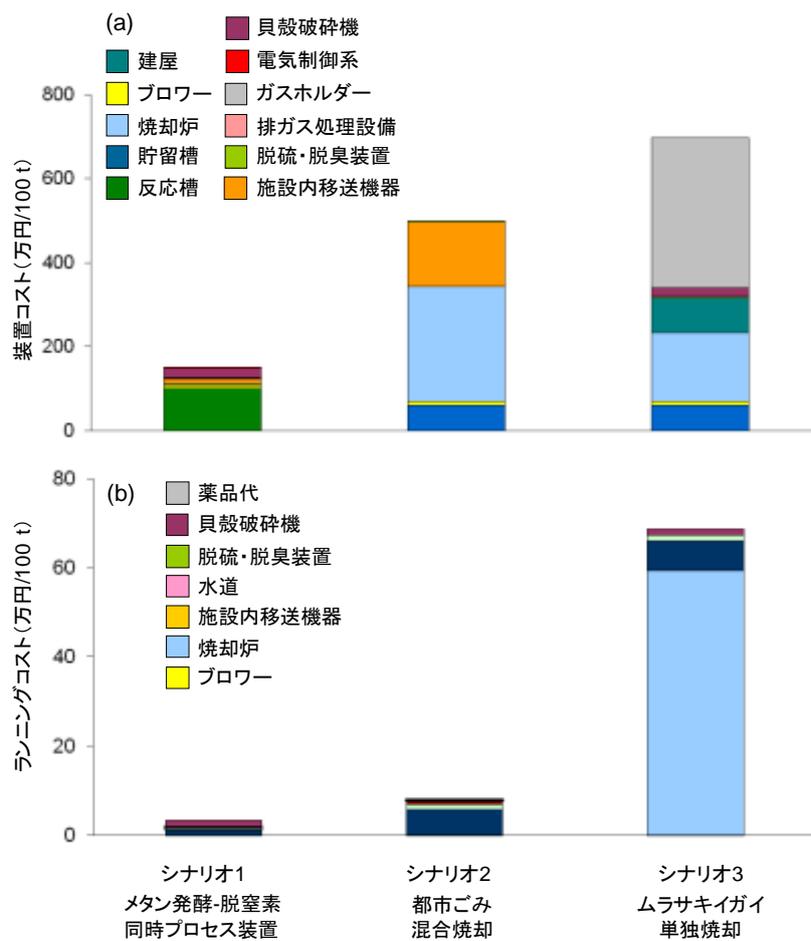


図 2-9-2. 本プロジェクト開発装置と焼却処理における LCA 評価

(a)装置コスト(b)ランニングコスト

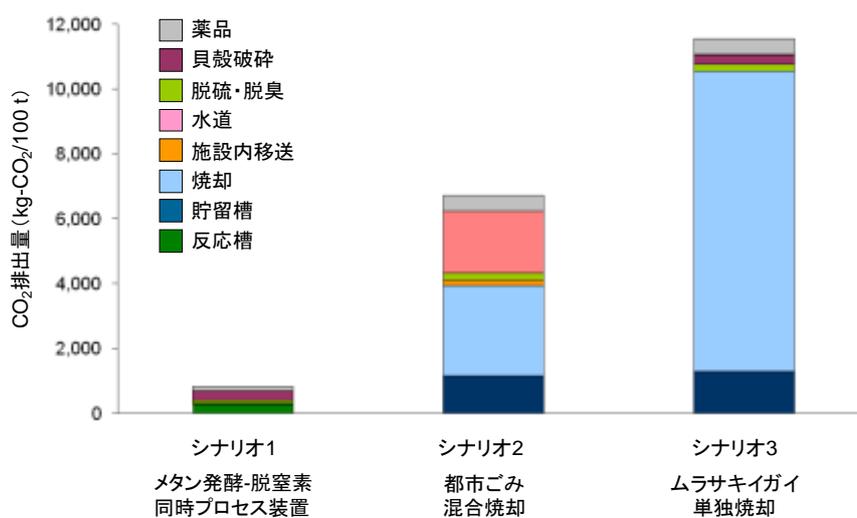


図 2-9-3. 本プロジェクト開発装置と焼却処理の CO₂ 排出量の比較

耐用年数については、Fig. 2-9-4 に示した。シナリオ 1 が 28 年と最も長く、次いでシナリオ 2 (26 年)、シナリオ 3 (18 年) となった。シナリオ 1 の耐用年数が長い理由として、メインプロセスとなる貯留槽および反応槽が建築物に該当するためである。シナリオ 2 の焼却炉についても建築物として扱われており、耐用年数が長い要因となった。一方でシナリオ 3 のメインプロセスである小型焼却炉は機械設備として扱われるため、耐用年数が 7 年と短く、そのため全体の耐用年数が 3 つのシナリオの中で最も短かった。シナリオ 1 はシナリオ 2 と同程度の耐用年数となったものの、シナリオ 3 と比較すると目標値である 2 倍には至らないが、1.6 倍の耐用年数を確保できることが明らかとなった。

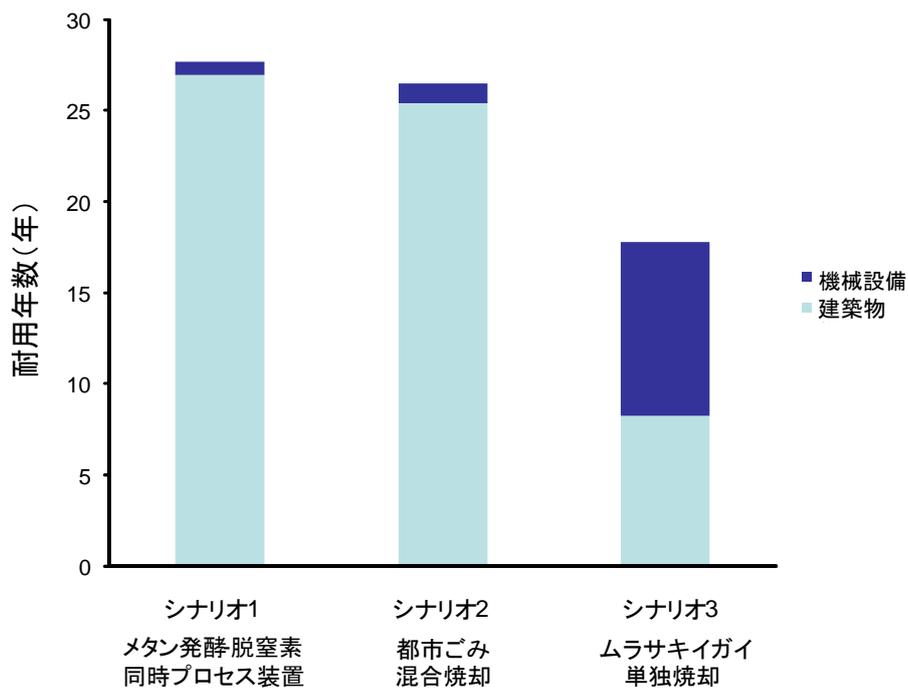


図 2-9-4. 本プロジェクト開発装置と焼却処理の 耐用年数の比較

<各研究の結論>

以下に上記①～④において実施した研究の結論を示す。

- ① 実験に利用するムラサキイガイの採集ならびに海産汚損生物種組成の調査・解析については、高い精度で貝肉に含まれる有機物量ならびに貝殻に含まれる海水量を推定できる予測式を導出した。さらに、本プロジェクトが対象としているイガイ類は、海産汚損生物量の80%以上を占め、その重要性が確認された。
- ② メタン発酵－脱窒素同時プロセスにおける嫌気消化汚泥の多機能・高度化研究については、硝酸態窒素の場合 $1500 \text{ mg-NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$ 以下、亜硝酸態窒素の場合 $500 \text{ mg-NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$ 以下で共働が可能であることが明らかとなった。
- ③ 難分解性消化汚泥の直接分解好気固相処理プロセスについては、難分解性有機物を基質として用いた60時間の分解実験において、約10%の有機炭素が二酸化炭素に分解された。
- ④ 嫌気消化プロセスにおける塩分濃度ならびに難分解性有機物の影響については、処理液中の塩分濃度を段階的に上昇させれば、塩分濃度 32 g L^{-1} まで効果的な処理を維持することが可能であったことから、本プロジェクトで掲げた 10 g L^{-1} 以上の耐塩性の確保が達成された。さらに、難分解性有機物に関しては、本研究における数回程度の繰り返し処理では、処理に影響しないと考えられる。
- ⑤ 単位プロセスを統合したムラサキイガイの連続処理については、1順目の処理において98%以上、2順目の処理においても95%以上の高いCOD分解率を示し、効果的なムラサキイガイの繰り返し回分処理が可能であった。
- ⑥ 全体プロセスフローの検討については、1槽式および2槽式多機能回分プロセスを比較検討した結果、試作機には1槽式多機能回分プロセスを採用し、大型装置を製作することとした。
- ⑦ 大型装置製作については、主反応槽に種汚泥を貯蔵できる付属の貯蔵槽を付加した装置を製作した。この大型装置は、反応容積602Lを有し、1度に最大200kgのムラサキイガイを処理することが可能である。

- ⑧ 大型装置試運転については、製作した大型装置を用いて、50 kg のムラサキイガイの処理実験を実施し、最初のメタン発酵工程において約 500 L のメタンガスを回収した。本プロジェクトで製作されたプロトタイプ装置は、装置の構成や接続の変更が、容易に行えるように設計されており、今後も、順次回分処理プロセスの高度化に向けた継続研究を実施することとなった。
- ⑨ 大型装置の経済性評価については、試運転の結果をもとに LCC、LCA 評価を行い、本プロジェクトの大型装置における装置コスト、ランニングコストは焼却施設のそれぞれ 5 分の 1、6 分の 1 のコストを達成し、CO₂ 排出量に関しても焼却処理の 14 分の 1 の低環境負荷処理が可能であった。さらに 1.6 倍の耐用年数を達成した。

<引用文献>

1. Amann R. I., Stromley J., Devereux R., Key R. and Stahl D. A. (1992). Molecular and microscopic identification of sulfate-reducing bacteria in multispecies biofilm. *Applied Environmental Microbiology*, **58**: 614-623.
2. APHA (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition. *American Public Health and Association*.
3. Bernet N., Delgenes N., Delgenes J. P. and Moletta R. (2001). SBR as a relevant technology to combine anaerobic digestion and denitrification in a single reactor. *Water Science and Technology*, **43**: 209-214.
4. Christensen, T. H. Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H. J. and Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, **16**: 659-718.
5. Clark R. H. and Speece R. E. (1970). The pH tolerance of anaerobic digestion, *Proc. 5th International Conference on Water Pollution Research*, San Francisco, 14pp.
6. Dearman B., Marschner P. and Bentham R.H. (2006). Methane production and microbial community structure in single-stage batch and sequential batch systems anaerobically co-digesting food waste and biosolids. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **69**: 589-596.
7. 独立行政法人 国立環境研究所 (2004). 湖沼における有機炭素の物質収支および機能・影響の評価に関する研究. 国立環境研究所.
8. Gomec C. Y., Gonuldinc S., Eldem N. and Ozturk I. (2005). Behavior of an up-flow anaerobic sludge Bed (UASB) reactor at extreme salinity. *Water Science & Technology*, **51**: 115-120.
9. Griffin M. E., McMahon K. D., Mackie R. I. and Raskin L. (1998). Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. *Biotechnology and Bioengineering*, **57**: 342-355.
10. 勝山一郎、北村等 (1990). 浸漬ロープによる付着生物調査. *付着生物研究*, **8**: 29-34.
11. 原田秀樹、大橋昌良(1998). 高温条件下での嫌気性グラニューールの形成—“夢の超高速”嫌気性廃水処理プロセスの実現化—*水環境学会誌*, **21**: 635-639.
12. Harries, C.R., Scrivens, A., Rees, J. F. and Sleat, R. (1990) The effect of heavy metals on the initiation of methanogenesis in MSW leachate. *Environ. Technol.* **11**: 1169-1175
13. Hu B., Zheng P., Li J., Xu X. and Jin R. (2006). Identification of a denitrifying bacterium and verification of its anaerobic ammonium oxidation ability. *Science in China Series C: Life Sciences*, **49**: 460-466.
14. 井出哲夫 編 (1999). 水処理工学. 技報堂, 738pp.

15. 今井章雄、福嶋武彦、松重一夫、井上隆信、石橋敏昌 (1998). 琵琶湖湖水および流入河川水中の溶存有機物の分画. *陸水学*, **59**:53-68.
16. Itokawa H., Hanaki K. and Matuo T. (2000). Nitrous oxide production in high - loading biological nitrogen removal process under low cod/n ratio condition. *Water Research*, **35**: 657 - 664.
17. 泉光一、黒沢則夫 (2009). メタン発酵—脱窒素同時処理プロセスに関する研究. 平成 20 年度廃棄物処理等科学研究費補助金報告書. 単位プロセスの多機能化による含塩性有機性固形廃棄物の低コスト・低環境負荷処理プロセスの確立. 環境省.
18. Lefebvre O., Quentin S., Torrijos M. and Godon J. (2007). Impact of increasing NaCl concentrations on the performance and community composition of two anaerobic reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **75**: 61-69.
19. Li R., Yue D., Liu J. and Nie Y. (2009). Size fractionation of organic matter and heavy metals in raw and treated leachate. *Waste Management*, **29**: 2527-2533.
20. Lim Y. G., Niwa C., Nagao N. and Toda T. (2008). Solubilization and methanogenesis of blue mussels in saline mesophilic anaerobic digestion. *International Biodeterioration and Biodegradation*, **61**: 251-260.
21. Liu Y. and Whitman W. B. (2008). Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1125**: 171-189.
22. Nagao N., Watanabe K., Osa S., Matsuyama T., Kurosawa N. and Toda T. (2008). Bacterial community and decomposition rate in long term fed-batch composting using woodchip and Polyethylene terephthalate (PET) as bulking agents. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, **24**: 1417-1424.
23. 日本下水道協会 (1997). 下水試験方法 (上巻). 812pp.
24. 西尾尚道、中島田豊 監 (2008). バイオガスの最新技術. シーエムシー出版, 48pp.
25. Percheron G., Bernet N. and Moletta R. (1999). Interactions between methanogenic and nitrate reducing bacteria during the anaerobic digestion of an industrial sulfate rich wastewater. *FFMS Microbial Ecology*, **29**: 341-350.
26. Rinzema A., Lier J. V. and Lettinga G. (1988). Sodium inhibition of acetoclastic methanogens in granular sludge from a UASB reactor. *Enzyme and Microbial Technology*, **10**: 24-32.