平成 23 年度「重点研究課題」調査研究報告書

研究課題名：
低炭素・国際展開に対応する水環境管理戦略に関する研究

研究代表者：
大村達夫（東北大学大学院工学研究科）

（推薦：環境工学委員会）

平成２４年３月

（公社）土木学会　環境工学委員会
重点課題担当小委員会
（平成２３年度、敬称略）

委員長	大村　達夫	（東北大学）
幹事長	西村　修	（東北大学）
担当者	小坂　浩司	（国立保健医療科学院）
担当者	佐藤　弘泰	（東京大学）
担当者	珠坪　一晃	（国立環境研究所）
担当者	惣田　訓	（大阪大学）
担当者	滝上　英孝	（国立環境研究所）
担当者	田名部　直勝	（前澤工業株式会社）
担当者	中島　典之	（東京大学）
担当者	西村　文武	（京都大学）
担当者	福原　真一	（株式会社クボタ）
担当者	堀内　将人	（大同大学）
担当者	南山　瑞彦	（土木研究所）
担当者	山口　隆司	（長岡技術科学大学）
担当者	山本　浩一	（山口大学）
担当者兼幹事	李　玉友	（東北大学）
担当者	渡部　徹	（山形大学）

目　次

平成 23 年度「重点研究課題」調査研究報告書（概要版） 1

第１章　都市再生・低炭素社会に貢献する新しい技術システムの開発 2

１．１　各種下水処理方式における処理水質、汚泥発生量、温室効果ガス排出量の比較評価 2
惣田　訓　　（大阪大学）

１．２　嫌気性 MBR による都市下水の省エネルギー処理 12
李　玉友　　（東北大学

１．３　低濃度有機性廃水の無加温メタン発酵処理技術の開発 22
珠坪　一晃　　（国立環境研究所）

１．４　微生物の有機物一時貯蔵能力を利用した下水処理エネルギー効率の改善 . 32
佐藤　弘泰　　（東京大学）

１．５　環境調和型重金属廃水処理の研究動向 36
堀内　将人　　（大同大学）

１．６　下水処理水の修景利用における藻類異常発生の抑制 45
南山　瑞彦　　（土木研究所）

１．７　生物処理とオゾン処理を活用した排水処理システム 50
西村　文武　　（京都大学）

１．８　人工湿地を活用した省エネルギー型排水処理 59
西村　修，　中野和典　（東北大学）

第２章　水環境インフラ国際展開の方策 66

２．１　アジア地域に適した分散型排水処理技術・有機性廃棄物処理技術の開発 . 66
滝上　英孝　　（国立環境研究所）

２．２　タイ王国・コンケン市における下水処理の現状 73
山口　隆司　　（長岡技術科学大学）

２．３　膜メタン発酵システムのパームオイルミル廃水(POME)への適用 80
福原　真一　　（株式会社クボタ）

２．４　アジアにおける上下水道の普及と日本の国際展開 86
田名部　直勝　（前澤工業株式会社）

第３章　地球温暖化と水環境問題を総合評価する手法の研究 94

３．１　栄養塩負荷と水域での CO_2 固定 94
中島　典之　　（東京大学）

３．２　気候変動による水道システムへの影響と対策 101
小坂　浩司　　（国立保健医療科学院）

３．３　熱帯泥炭地からの炭素流出量把握に関する研究 107
山本　浩一　　（山口大学）

３．４　地球温暖化にともなう水系感染症のリスク評価 114
渡部　徹　　（山形大学）

平成 23 年度「重点研究課題」調査研究報告書（概要版）

研究課題名：低炭素・国際展開に対応する水環境管理戦略に関する研究
研究代表者：大村達夫（東北大学大学院工学研究科）
(推薦：環境工学委員会)

本研究の目的は、地球温暖化を防止するための低炭素社会の実現、人口減少期に対応する都市環境衛生システムの創生、アジア・アフリカの都市化に対応する水環境インフラの国際展開といった環境工学に期待される社会ニーズを考慮し、地球温暖化・人口減少・国際展開に対応した上下水道技術や水管理の在り方を統合的に捉え、水環境管理の新しい総合戦略を確立しようとするものである。研究内容は、「都市再生・低炭素社会に貢献する新しい技術システムの研究」、「水環境インフラ国際展開の方策」、「地球温暖化と水環境問題を総合評価する手法の研究」の３サブテーマに分けて計１４の小テーマについて産・官・学の立場から幅広く検討を行った。

まず、「都市再生・低炭素社会に貢献する新しい技術システムの研究」では、都市排水処理システムにおける温室効果ガスの排出状況を把握したとともに、嫌気性 MBR、無加温メタン発酵および微生物の有機物一時貯蔵能力を利用した創エネルギー的有機性排水処理技術をはじめ、人工湿地やオゾン処理を組み入れた排水処理システム、環境調和型重金属廃水処理、下水処理水の修景利用における藻類異常発生の抑制について検討を行った。

次に、「水環境インフラ国際展開の方策」に関しては、アジア地域に適した分散型排水処理技術・有機性廃棄物処理技術の開発、タイ王国・コンケン市における下水処理の現状、膜メタン発酵システムのパームオイルミル廃水(POME)への適用、アジアにおける上下水道の普及と日本の国際展開についてまとめた。

また、「地球温暖化と水環境問題を総合評価する手法の研究」においては、栄養塩負荷と水域での CO_2 固定、熱帯泥炭地からの炭素流出量を把握したとともに、気候変動による水道システムへの影響と対策、地球温暖化にともなう水系感染症のリスク評価について考察した。

これらの研究成果は水環境管理の新しい総合戦略の構築に大きく貢献するものと期待される。

第１章　都市再生・低炭素社会に貢献する新しい技術システムの開発

１．１　各種下水処理方式における処理水質、汚泥発生量、温室効果ガス排出量の比較評価

1.1.1 はじめに

下水道施設は、エネルギー多消費型のインフラストラクチャーとして温室効果ガスの排出量の抑制が求められている。その一方で、富栄養化に寄与する栄養塩類などの除去を目的とした高度化も従来から求められている。しかし、この両要求は必ずしも同時には成立しえない関係にあると考えられるため、低炭素社会に向けた地球温暖化対策と水質改善との両側面を考慮したうえで、下水処理システムのあり方を見直す必要がある。特に主処理としての生物処理は、地球温暖化、並びに富栄養化に対し多大な影響を与える。さらに最初沈殿池ならびに最終沈殿池から発生する下水汚泥も、その処理に大量のエネルギーを消費し、温室効果ガスの排出を伴う。そこで、多様化・高度化している生物処理プロセスの地球温暖化影響と富栄養化影響、汚泥発生量を日本全国の下水道統計データをもとに定量化し、各指標の相関関係を明らかにすることを試みた。

1.1.2 評価方法

1.1.2.1 対象プロセス

図 1.1.1 に評価対象とした下水処理プロセスとその環境影響評価の範囲を示す。また、**表 1.1.1** に評価対象とした下水処理方式の基礎データを示す。日本には、約 1500 ヶ所に下水処理場があり、様々な処理方式とそれに応じた生物化学的酸素要求量（BOD）、全窒素（T-N）、全リン（T-P）に関する計画処理水質が設定されている。ここでは、終末処理場の生物処理プロセスとして、標準活性汚泥法、嫌気好気活性汚泥（AO）法、嫌気無酸素好気活性汚泥（A2O）法、循環式硝化脱窒法、硝化内生脱窒法、ステップ流入式多段硝化脱窒法などの栄養塩類の除去プロセスを対象に平成 16 年度下水道統計（日本下水道協会, 2004）のエネルギー消費量や処理水質に関するデータを整理した。AO 法などには、凝集剤を添加しているものも多いが、下水道統計において凝集剤添加型に区分されているものは、ここでは対象外にした。また、異なる処理方式を複数有しており、エネルギー消費量や処理水質のデータが、それらの処理方式で区別できないものも、対象外とした。

これらの処理方式の模式図を**図 1.1.2** に示す。標準活性汚泥法は、最初沈殿池、曝気槽、最終沈殿池で構成されている。典型的な汚泥滞留時間（SRT）は 7～15 日、水理学的滞留時間（HRT）は 6～8 時間である。リン除去を目的とした AO 法は、嫌気槽と好気槽で生物反応槽が構成されている。リンは、嫌気槽で汚泥から一時的に放出され、好気槽でそれ以上に吸収されることで除去される。窒素除去を目的とした循環式硝化脱窒法は、嫌気槽と好気槽を有し、好気槽で有機態窒素がアンニニア化され、さらに硝酸にまで酸化された後、循環液が嫌気槽に返流され、流入水中の有機物を電子供与体として脱窒が生じる。A2O 法は、AO 法と循環式硝化脱窒法の両者の利点を兼ね備え、嫌気槽、

無酸素槽、好気槽で構成されており、窒素とリンの両者が効率的に除去できる。硝化内生脱窒法は、好気槽で硝化された窒素が、それに続く嫌気槽において細菌の内生呼吸に伴って脱窒される。溶存態の炭素は不足するため、16～24 時間の長い HRT が必要となる。ステップ流入式多段硝化脱窒法は、嫌気槽と好気槽のセットが連続して配置され、下水が嫌気槽にステップ流入され、その中に含まれる BOD で脱窒が生じる。

また、ステップエアレーション法、オキシデーションディッチ法、長時間エアレーション法、酸素活性汚泥法などの活性汚泥変法のデータも整理した。これらの処理方式の模式図を**図 1.1.3** に示す。ステップエアレーション法では、流入水が曝気槽の複数個所に分配され、槽内での BOD 負荷が均一化される利点がある。酸素活性汚泥法では、空気の代わりに酸素（>95%）で曝気に用いられ、酸素の発生のために大量の電気が消費されるが、DO 濃度の増大によって、汚泥濃度が約 2 倍に維持され、HRT も標準活性汚泥法の半分程に短縮できる。長時間エアレーション法では、通常は、最初沈殿池を省略し、余剰汚泥の発生量の削減のため、汚泥微生物の細胞合成量と内生呼吸量が釣り合うように HRT を 16～24 時間にまで長く設定する。OD 法も通常は最初沈殿池を有さず、浅い水路を巡回する形状の反応槽にローターブラシで曝気を行うものである。広い設置面積が必要であり、HRT も 24～48 時間に設定されるので、小規模な処理場に向いている。

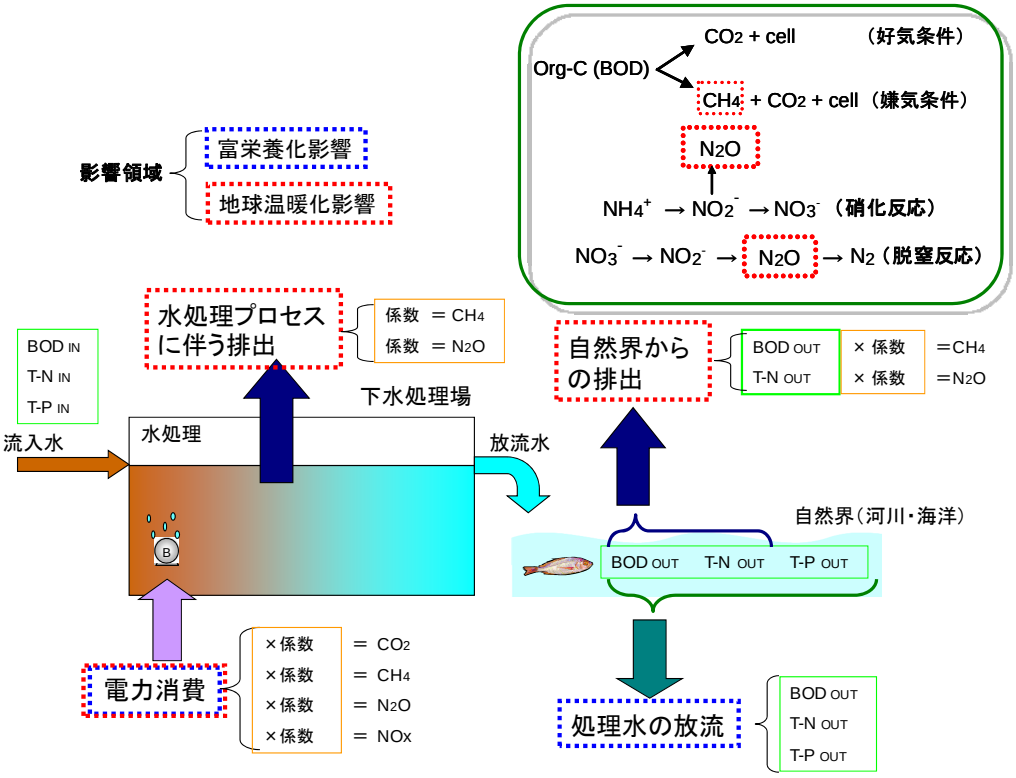


図 1.1.1　評価対象とした環境影響プロセス.

表 1.1.1 下水処理方式別処理場数と計画処理水質

	処理場数 [a] 年間処理量, m^3/y			計画処理水質, mg/L [b] (除去率, %)		
	$< 10^6$	10^6–10^8	$> 10^8$	BOD	T-N	T-P
標準活性汚泥法	63	282	145	10–15 (90–95)		
嫌気-好気活性汚泥法	14	10	15	10–15		< 3 (75–95)
循環式硝化脱窒法	7	6	0	10–15	< 20 (65–75)	
嫌気-無酸素-好気法	5	4	2	10–15	< 20 (65–75)	< 3 (75–95)
硝化/ 内生脱窒法	4	1	0		(75–95)	
ｽﾃｯﾌﾟ流入式多段硝化脱窒法	0	3	2		(75–85)	
ステップエアレーション	0	4	6	10–15 (90–95)		
酸素活性汚泥法	1	3	3	(90–95)		
長時間エアレーション法	25	1	0	(90–95)		
オキシデーションディッチ法	459	30	0	(90–95)		

[a] 日本下水道協会(2006). [b] 日本下水道協会(2001).

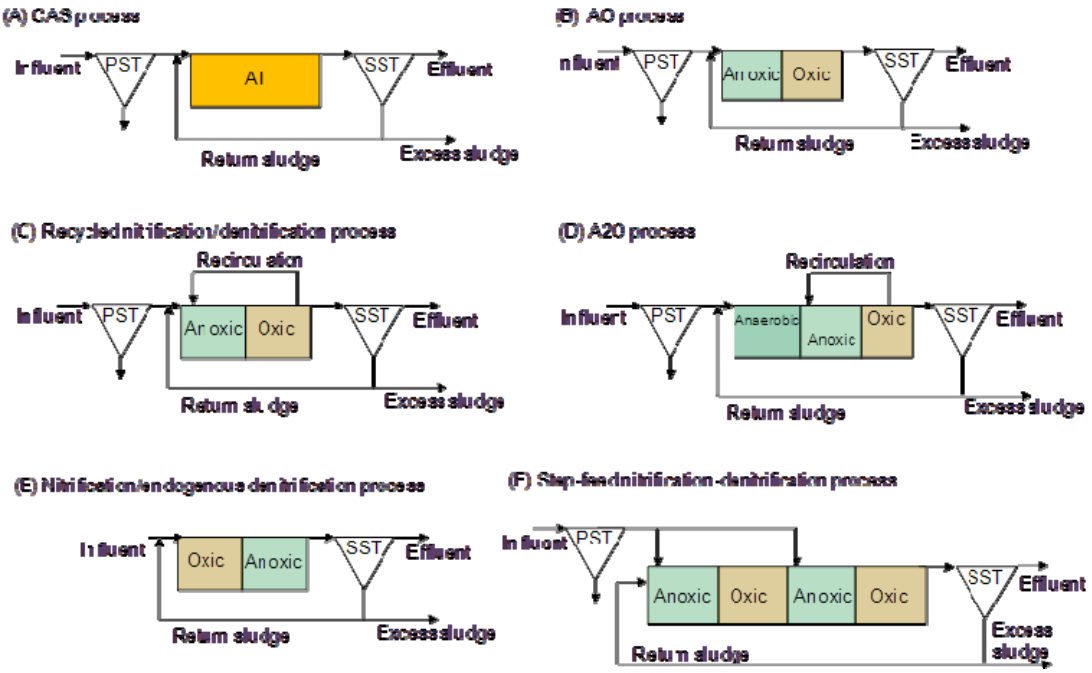


図 1.1.2 BOD および窒素・リンの除去を目的とした活性汚泥法の変法. (A) 標準活性汚泥法, (B) AO 法, (C) 循環式硝化–脱窒法, (D) A_2O 法, (E) 硝化/ 内生脱窒法, (F) ステップ流入式亜多段硝化–脱窒法.

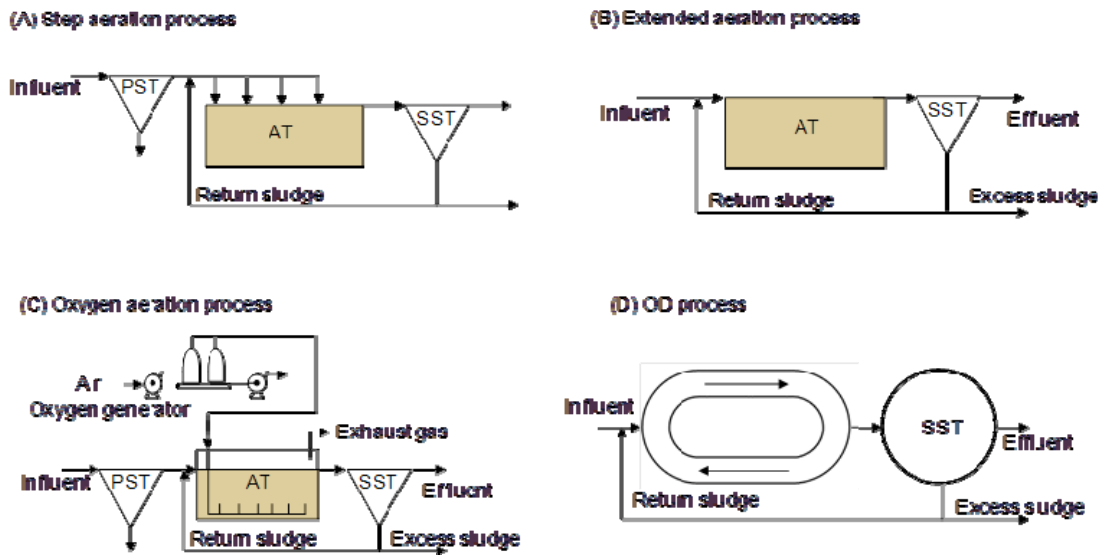


図 1.1.3　窒素・リンの除去以外を目的とした様々な活性汚泥変法. (A) ステップエアレーション法, (B) 長時間エアレーション法, (C) 酸素活性汚泥法, (D) オキシデーションディッチ法.

1.1.2.2 環境影響評価

本研究では、下水処理場の建設・解体段階は考慮せず、水処理プロセスの運用時の環境影響を評価対象とした。

被害算定型環境影響評価手法（LIME： Life -cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling)をもとに、富栄養化影響指標（EP）（産業環境管理協会, 2008）を処理水 1m^3 当たりの電力消費に伴う NOx 排出量および各処理プロセスの処理水質（BOD, 全窒素，全リン）から計算した。富栄養化影響指標の算定に用いる NOx, T-N, T-P および BOD 重み係数は、それぞれ 0.0011, 0.26, 3.06 および 0.00148 kg-PO_{4eq} と設定した。地球温暖化影響指標の算定に用いる CO_2, CH_4 および N_2O の重み係数は、それぞれ 1.0, 21 および 310 kg-CO_{2eq} と設定した。1.0 kWh の電力消費に伴う CO_2, CH_4, N_2O および NOx の発生量は、典型値として 0.446 kg-CO_2, 9.45×10^{-6} kg-CH_4, 1.94×10^{-5} kg-N_2O, 0.239 kg-N_2O と仮定した。生物処理プロセスにおける CH_4 と N_2O の排出係数は、**表 1.1.2** および**表 1.1.3** に示した。下水処理水の放流先での N_2O と CH_4 の排出係数は、それぞれ 6.0×10^{-2} kg-CH_4/kg-BOD および 7.9×10^{-3} kg-N_2O/kg-N と仮定した（環境省, 2006）。

また、下水 1m^3 の処理に伴う地球温暖化影響指標（GWP）（産業環境管理協会, 2008）を算定した。水処理プロセスで消費される電力量から CO_2，N_2O および CH_4 排出量を算定した。また、処理プロセスで発生する N_2O および CH_4 の排出量を排出係数を用いて算定した。処理プロセスによってこれらの排出係数は異なるはずであるが、十分な情報がないため、調査報告のある AO 法と A2O 法以外は、温室効果ガス排出量の算定・報告・公表制度の実施のための政省令の終末処理場の値（環境省, 2006）を用いた。さらに放流先における N_2O および CH_4 の排出量を処理水質から算定した。なお、薬品の消費に伴う温室効果ガス発生量は、ここでは対象外とした。

表 1.1.2　生物処理プロセスからの CH_4 排出係数(mg-CH_4/m^3, 沈殿池, 生物反応槽,最終沈殿池)

	排出係数	備考
標準活性汚泥法	5.3×10^{-4}	8 処理場、14 サンプルの平均（京才と水落, 1990; 佐藤ら, 1992; 竹石ら 1993; 中村ら, 1997）
嫌気-好気活性汚泥法	2.6×10^{-4}	1 処理場、2 サンプルの平均（中村ら, 1997）
循環式硝化脱窒法	2.4×10^{-4}	1 サンプル（京才と水落, 1990）
嫌気-無酸素-好気法	1.8×10^{-4}	標準法の 1/3（水落ら, 1999）
その他	5.3×10^{-4}	データがないため、標準法と同じとする

表 1.1.3　生物処理プロセスからの N_2O 排出係数(mg-N_2O/m^3, 沈殿池, 生物反応槽,最終沈殿池)

	排出係数	備考
標準活性汚泥法	1.6×10^{-4}	4 処理場、7 サンプルの平均（竹石ら 1993;中村ら, 1997;稲森ら, 1998）
嫌気-好気活性汚泥法	6.1×10^{-5}	1 サンプル（中村ら, 1997）
嫌気-無酸素-好気法	2.0×10^{-5}	標準法の 1/8（水落ら, 1999）
その他	1.6×10^{-4}	データがないため、標準法と同じとする

1.1.3 各種下水処理方式の富栄養化影響指標および地球温暖化影響指標

1.1.3.1 各種下水処理方式の富栄養化影響指標

図 1.1.4 に各種下水処理方式に伴う富栄養化影響指標を示す。下水中に含まれている BOD, T-N, T-P の平均濃度は、それぞれ 180 mg/l, 34 mg/l, 4.1 mg/l (n = 617)であり、富栄養化影響指標は 22 g-PO_4eq/m^3 と算定された。評価対象としたすべての下水処理方式は、BOD の平均濃度を 5 mg/L 以下にまで低下させることができているが、窒素・リンの除去率は、処理方式によって大きく異なっている。標準活性汚泥法の処理水中の T-N および T-P 濃度は、それぞれ 15 mg/l および 1.0 mg/l であり、富栄養化影響指標は 6.4 g-PO_4eq/m^3 にまで低下している。さらに、窒素・リン除去を目的とした活性汚泥変法では、富栄養化影響指標は 4 g-PO_4eq/m^3 以下に大幅に減少している結果となった。それらの中でも、硝化/内生脱窒法は 1.6 g-PO_4eq/m^3 と最小値を示した。

一方、ステップエアレーション法、酸素活性汚泥法、長時間エアレーション法、OD 法などの窒素・リン除去以外の目的を有する活性汚泥変法の富栄養化影響指標は、標準活性汚泥法と同程度であった。これらのプロセスの目的や利点は、富栄養化影響指標では評価できないものであり、長時間エアレーション法は、余剰汚泥の発生量が少なく、汚泥処理に伴う環境負荷量が少ないはずであるが、この利点は本研究では評価対象外である。

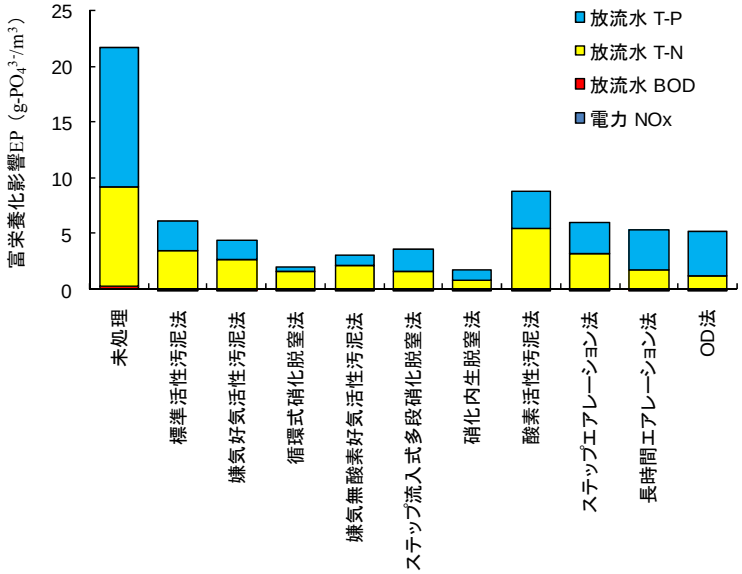


図 1.1.4　様々な下水処理方式の富栄養化影響指標.

1.1.3.2 各種下水処理方式の地球温暖化影響指標

図 1.1.5 に各種下水処理方式の地球温暖化影響を示す。未処理の下水の地球温暖化影響指標は 0.31 kg-CO_2eq/m^3 であり、放出された水環境において発生する CH_4 と N_2O がその値の大部分を占めている。メタンは、水環境中で嫌気性のメタン生成菌によって生成され、N_2O は硝化菌および脱窒菌によって生成される。ただし、微生物によるこれらの温室効果ガスの生成量は、温度、pH、溶存酸素濃度などの様々な要因によって左右されるため、不確実性が高い。

標準活性汚泥法の地球温暖化影響は 0.22 kg-CO_2eq/m^3 と算定され、主に電力消費に由来する CO_2 (54%)、生物処理で発生する N_2O (23%)、および処理水に含まれる窒素が放流された水環境で変換される N_2O (15%)によるものであった。いくつかの処理方式では、未処理の下水よりも高い地球温暖化ポテンシャルを示し、特に循環式硝化–脱窒法、硝化/内生呼吸法, 長時間エアレーション法は、大量の電力消費によって高い地球温暖化影響を示した。窒素除去のための活性汚泥変法は、硝化菌を反応槽に維持するため、SRT を長く設定し、大量の酸素供給を行う必要がある。循環式硝化–脱窒法では、硝化液の循環に大量の電力を消費する。硝化/内生脱窒法と長時間エアレーション法でも長い HRT のために大量の電力を消費する。さらに、硝化/内生脱窒法は小規模の下水処理場で採用されているため（**表 1.1.1**）、電力の使用効率が低いと考えられる。なお本研究では、電力消費に伴う CO_2 排出係数を国内平均値(0.446 kg-CO_2/kWh)としたが、実際には地域によって電源が異なるため、0.33～0.48 kg-CO_2/kWh と大きな違いがある。

ここで算定した地球温暖化影響指標では、生物反応の寄与は電力に比較すれば少ないが、中では N_2O の影響が大きいことが示された。硝化・脱窒の両反応において N_2O 生成の基質である亜硝酸が反応槽に高濃度に蓄積している場合、N_2O の排出量が多いと報告されている（Gejlsbjerg ら, 1998）。一方、窒素除去のための処理方式は、完全硝化が理

想的に進めば、亜硝酸濃度は低くなるはずであり、N_2O 排出量も少なくなると考えられる （**表 1.1.3**）。また、メタンは下水処理場に流入する前に既に下水管の嫌気部で発生し、それが曝気槽で大気に排出されており、生物反応槽で直接メタンが発生している量は、それほど多くないと考えられる。温室効果ガスの発生量は、下水処理方式だけでなく、その運転状況によっても大きく変化すると考えられることから、さらなる調査が必用である。

1.1.3.3 各種下水処理方式の汚泥発生量

図 1.1.6 に各種下水処理方式の汚泥発生量を示す。最終沈殿池からの汚泥発生量は、原則は処理方式に依存しないものであり、0.016 m^3/m^3 の発生量が平均的であった。最終沈殿池からの余剰汚泥発生量は、標準活性汚泥法、AO 法、A2O 法、循環式硝化脱窒法では、0.013-0.017 m^3/m^3 であった。最初沈殿池がない硝化内生脱窒法、長時間エアレーション法、OD 法は、汚泥発生量が少なかった。特に長時間エアレーション法は、その目的の通り、汚泥発生量がわずか 0.011 m^3/m^3 であり、その曝気のためのエネルギー消費が大きいと考えられるが、汚泥処理に伴うエネルギー消費や温室効果ガス排出量は、少ないと考えられる。一方、温室効果ガス排出量が少ないと算定されたステップ流入式多段硝化脱窒法は、標準活性汚泥法、AO 法、A2O 法と同程度の汚泥発生量と算定された。

1.1.4 まとめ

富栄養化影響指標と地球温暖化影響指標の関係を**図 1.1.7** に示す。ステップ流入多段硝化脱窒法を除き、栄養塩類除去を目的とした下水処理方式は、富栄養化影響指標と地球温暖化影響指標に負の相関を示した。回帰分析によると、このトレードオフは、-0.0865 kg-CO_2eq/mg-PO_4eq と表わされ、下水処理によって富栄養化影響を 1.0 mg-PO_4eq 低下させると、地球温暖化影響指標は 86.5 g-CO_2eq 増加するといえる。ステップ流入多段硝化脱窒法が、このトレードオフの例外であることは興味深く、富栄養化影響指標がわずか 2.1 g-PO_4eq/m^3 であり、地球温暖化影響指標も標準活性汚泥法と同程度である。この処理方式は、硝化液循環を必要とせず、脱窒槽では曝気動力も必要でないため、電力消費量が少なく抑えられるためと考えられる。

また、汚泥発生量と地球温暖化影響指標の関係を**図 1.1.8** に示す。栄養塩類除去を目的とした下水処理方式は、汚泥発生量と地球温暖化影響指標に負の相関を示した。回帰分析によると、この傾きは、-58.4 kg-CO_2eq/m^3 と表わされた。また、栄養塩類除去を目的としていない下水処理方式も、汚泥発生量と地球温暖化影響指標に負の相関を示し、この傾きは、-22.0 kg-CO_2eq/m^3 と表わされた。汚泥処理の方式も様々なものがあり、その処理スケールによっても、それぞれ異なるエネルギー消費量や温室効果ガス排出量を伴う（惣田ら, 2008）。下水汚泥は廃棄物とこれまで見なされてきたが、消化ガス発電や炭化発電によって、エネルギーを回収することも可能であり、これからはバイオマス資源とみなすことができる可能性もある。汚泥発生量を最少化するのではなく、最大化するような下水処理システムのデザインや運転方法も、これからは必要となってくるかもしれない。

これまでの下水処理では、処理水質の向上のためのプロセスの開発・改良において、

エネルギー消費量や温卒効果ガス排出量は、ほとんど考慮されてこなかったといえる。今後、低炭素社会に向けて、施設の更新時期を迎える下水処理場では、水質だけでなく、その他の環境影響指標も配慮した処理方式を選択するべきである。

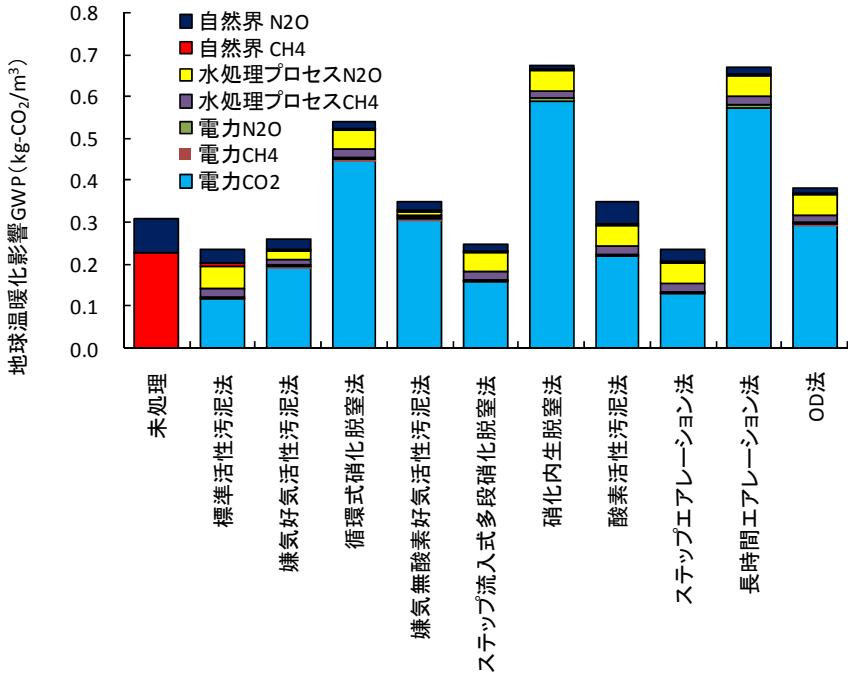


図 1.1.5　様々な下水処理方式の地球温暖化影響指標.

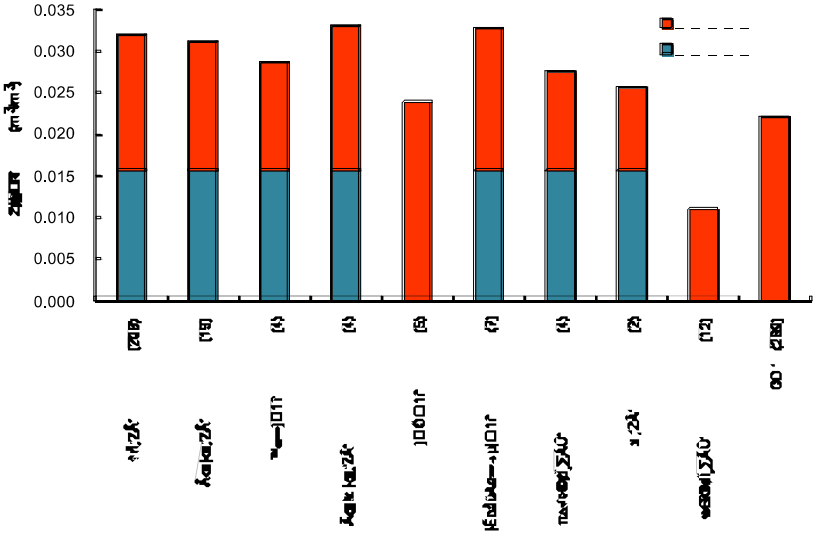


図 1.1.6　様々な下水処理方式の汚泥発生量

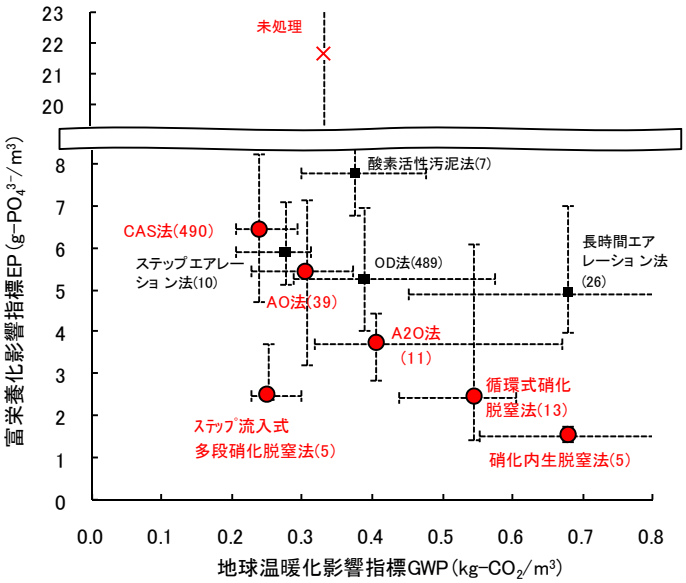


図 1.1.7　様々な下水処理方式の地球温暖化影響指標と富栄養化影響指標．中央値と第1、第3四分位値を示す．凡例の括弧内は標本数を示す．

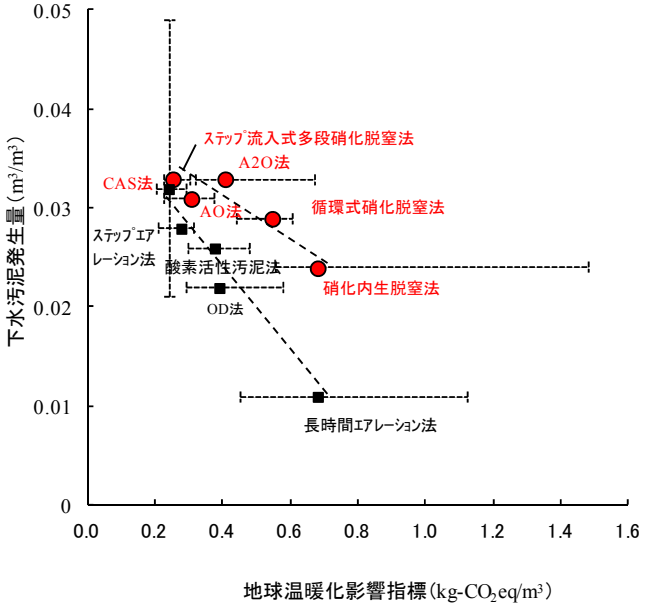


図 1.1.8　様々な下水処理方式の地球温暖化影響指標と汚泥発生量．中央値と第1、第3四分位値を示す．凡例の括弧内は標本数を示す．

参考文献

稲森悠平，水落元之(1998)B-51 温室効果ガスの人為的な排出源・吸収源に関する研究 (2)CH_4、N_2O の排出・吸収に関する研究 ①汚水、廃棄物の CH_4、N_2O 収支に関する現地調査．平成 10 年度地球環境研究総合推進費研究成果報告書．pp.97-107

環境省温室効果ガス排出量算定法検討会(2006)温室効果ガス排出量算定に関する検討結果 第4部 廃棄物分科会報告書．pp. 66-138.

京才俊則，水落元之(1990)下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究．平成 2 年度下水道関係調査年次報告書集．pp. 85-90

佐藤和明，水落元之，鈴木穣(1992)B-2 メタン・亜酸化窒素の放出源及び放出量の解明に関する研究 (7)下水処理場からの放出量の解明に関する研究. 平成 4 年度地球環境研究総合推進費研究成果報告書．pp. 45-48

社団法人産業環境管理協会 (2008) JEMAI-LCA Pro.

社団法人日本下水道協会(2004)平成 16 年度版 下水道統計 行政編

社団法人日本下水道協会(2006)平成 18 年度版 下水道統計 行政編

社団法人日本下水道協会(2001)2001 年版下水道施設計画・設計指針と解説

惣田訓，岩井良真，清和成，下田吉之，池道彦（2009）処理規模を考慮したエネルギー解析モデルによる様々な下水汚泥処理システムのエネルギー消費量の比較評価. 用水と廃水, 51(3), pp. 226-236.

竹石和夫，鈴木穣，松原誠(1993)下水処理場からのメタン・亜酸化窒素の放出量の解明に関する研究．平成 5 年度下水道関係調査研究年次報告書集．pp. 105-110

中村栄一，鈴木穣，重村浩之，落修一，原田一郎(1997)B-16 地球温暖化抑制のための CH_4、N_2O 等微量ガスの対策技術開発と評価に関する研究 (8)温室効果ガス排出抑制のための下水処理システム対策技術．平成 9 年度地球環境研究総合推進費研究成果報告書．pp.103-116

Gejlsbjerg B., Frette L., and Westermann P. (1998). Dynamics of N_2O production from activated sludge. Wat. Res., 32, 2113-2121.

（大阪大学　惣田訓）

１．２　嫌気性 MBR による都市下水の省エネルギー処理

1.2.1 はじめに

我が国では長年にわたり活性汚泥法が下水処理プロセスとして用いられている。活性汚泥法は良好な処理水質が得られる優れた排水処理プロセスであるが、今日までに複数の問題点が指摘されている。1) プロセス全体で必要とされる消費電力が多い。活性汚泥法は好気性微生物を利用した生物処理であるため反応槽の曝気動力が必要であるうえに、発生汚泥量が大きく、余剰汚泥の減量に消化、脱水、焼却といった処理が必要とされるため、必要エネルギーが大きくなるという問題が生じる。2) 温室効果ガスの排出。オンサイトにおいて排出されるメタンガスや亜酸化窒素ガス [1),2)]に加えて、機械設備の建設などに伴う $LCCO_2$ の排出も活性汚泥法において大きく、地球温暖化に与える影響が懸念される。3) 多大な敷地面積。複雑な処理プロセスに伴い、多大な敷地面積が必要とされ、建設時のコストが大きくなる。

このように活性汚泥法を始めとした従来の下水処理技術における問題を解決するためにさまざまな研究が行われており、本研究では嫌気性処理の下水処理プロセスへの導入に着目した。嫌気性処理技術は曝気の必要が無く、発生汚泥量が少ないため、省エネルギーが期待できる。加えて、発生したガスをバイオガスとして利用可能なため、創エネルギーの効果も期待できる。一方、都市下水などの低濃度・処理水量が多い排水に対して嫌気性処理を行った場合、安定した処理性能を得られず、後段でさらに処理を必要とすることが知られている。そのため、これまで嫌気性処理の下水処理への適応に向けた研究が多く行われてきたが、現在もなお従来の技術に代わる下水処理プロセスには至っていない。

近年、微生物反応と膜分離を組み合わせた膜分離活性汚泥法が世界的に注目されており、新たな下水処理プロセスとして注目を集めている。排水処理に分離膜を組み合わせた場合の利点として、分離膜によって浮遊性物質を完全に除去することが可能であり、反応槽内の汚泥を高濃度に保持できることから後段処理の簡略化・省スペース化が可能である。これらの利点から、膜分離活性汚泥法は下水処理分野において普及が進んでいる。さらに、嫌気性処理と膜分離技術を組み合わせたプロセスの開発が注目を集めており、特に省スペースの観点から、分離膜を生物反応槽内に浸漬させた浸漬型嫌気性膜分離法（Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor：SAMBR）が研究されるようになった。SAMBR の導入により、曝気動力・余剰汚泥の低減でき省エネルギー処理が可能となる。また、発生ガスの回収利用が可能なため、温室効果ガスの排出抑制およびバイオガスの生産が期待される。さらに、処理プロセスの簡略化・省スペース化も実現可能である。

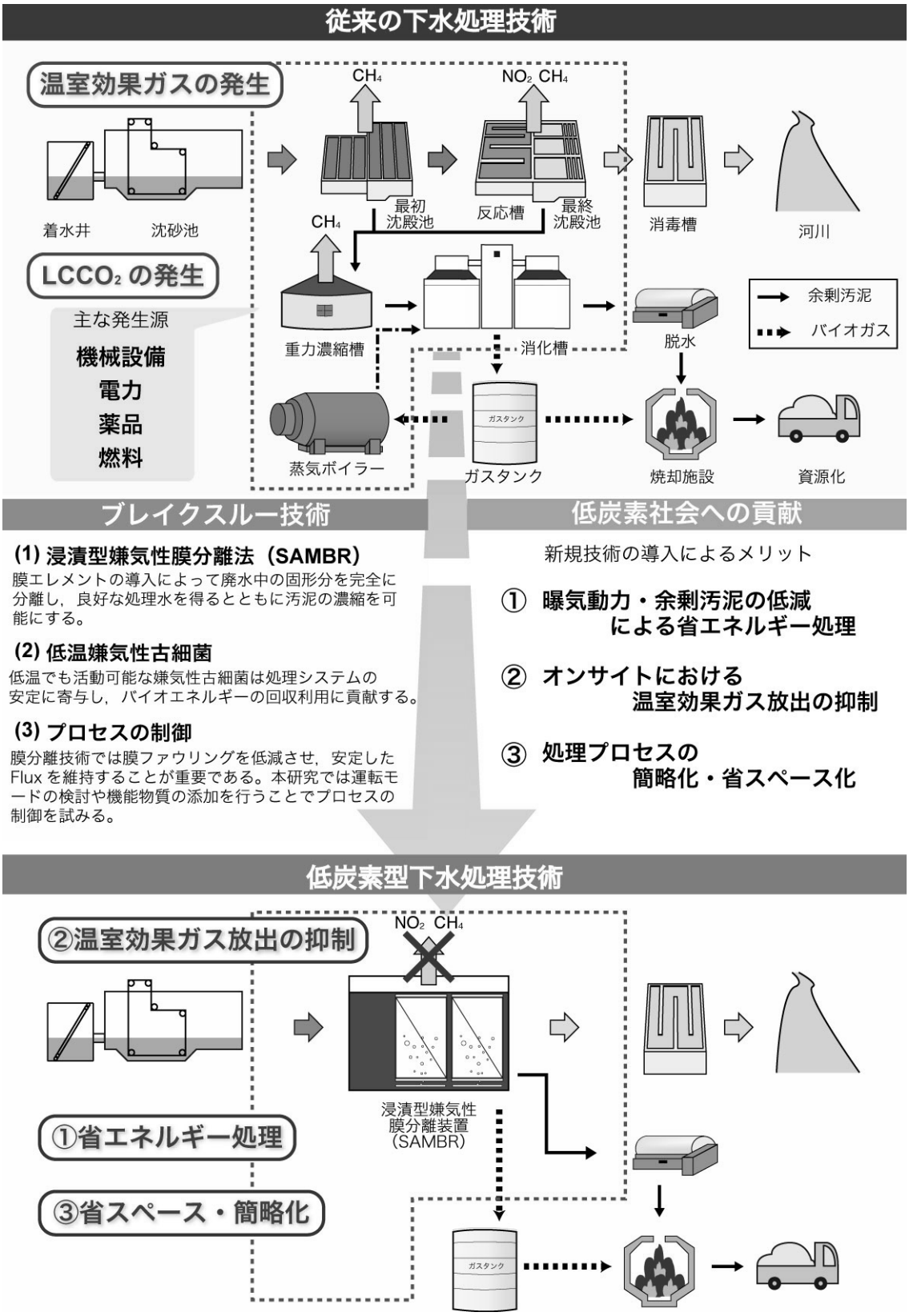


図 1.2.1　本研究の位置付け

図 1.2.1 に本研究の位置づけを示す。本研究は SAMBR による都市下水の処理に着目し、SAMBR の新規下水処理プロセスとしての可能性を探るとともに、実用化に向けた知見の収集を目的として開始した。また本研究では SAMBR の運転を行うとともに、低温に適応可能な嫌気性古細菌群の設計及びプロセスの制御を試みることにより、低炭素社会の構築に向けた省エネルギー排水処理システムの構築を目指した。

1.2.2 SAMBR による連続処理実験

SAMBR は焼酎粕やアルコール発酵廃液のような高濃度有機性排水の処理に実用化されている[3),4)]が、都市下水のような低濃度で流量の大きい排水に対してはまだ実用化されていない。SAMBR による都市下水処理の試みは、ラボスケールレベルでは行われ始めているものの[5),6)]、嫌気性処理に有利な中温条件における検討が多く、低温条件での研究はほとんど行われてはおらず、十分な知見が得られていない。

また、実際の都市下水には SS 成分が 200 mg/L 程度含まれていることが知られている[7),8)]が、SS 成分が嫌気性膜分離法においてどのような挙動を示すかは十分に明らかになっていない。SS 成分の蓄積は処理システムに悪影響を及ぼす可能性がある。

そこで本研究は、SAMBR を下水処理に適用させるための知見の収集を目的として、ラボスケールの反応槽を用いて中温条件より低い温度条件で人工下水の連続処理実験を行った。実験では水理学的滞留時間（HRT）を段階的に短縮することで容積負荷を上昇させ、処理性能、膜性能に及ぼす HRT の影響を評価した。また、投入する人工下水として SS 成分を含む系と含まない系の 2 系列の実験を行い、2 つの系列を比較することで、下水中に含まれる SS 成分が処理性能、汚泥性状、膜性能に与える影響を評価した。

1.2.3 実験手法

1.2.3.1 実験装置

実験装置は有効容積 6 L の SAMBR で、反応槽内に平膜（Kubota、塩素化ポリエチレン、0.116 m^2、0.2 μm）を 1 枚設置した。図 1.2.2 に本実験で用いた実験系の概要を示す。反応槽内気相部のバイオガスをエアポンプによって循環させ、反応装置下部の散気管から 5 L/min で散気させた。散気により反応槽内の撹拌を行うとともに、膜の物理的な洗浄の効果を持たせた。反応槽内の温度はウォータージャケットで制御し、25±2˚C とした。植種汚泥は下水処理場の中温消化汚泥と食品工場排水処理汚泥をふるいでスクリーニングしたものを用いた。実験開始時に、反応槽内の気相部を窒素ガスで置換した。

本実験は 2 種類の人工下水を用いて行われた。投入人工下水は都市下水がモデルであり、溶解性成分のみの系（溶解性人工下水）と SS 成分としてのセルロースを 200 mg/L の濃度

で添加した系（SS 含有人工下水系）を用いた。表 1.2.1 に使用した 2 つの人工下水の性状を示した。

吸引ポンプの吸引時間と吸引停止時間の割合（稼働率）は、HRT に応じて設定した。HRT は 48 h で開始し、段階的に短縮した。

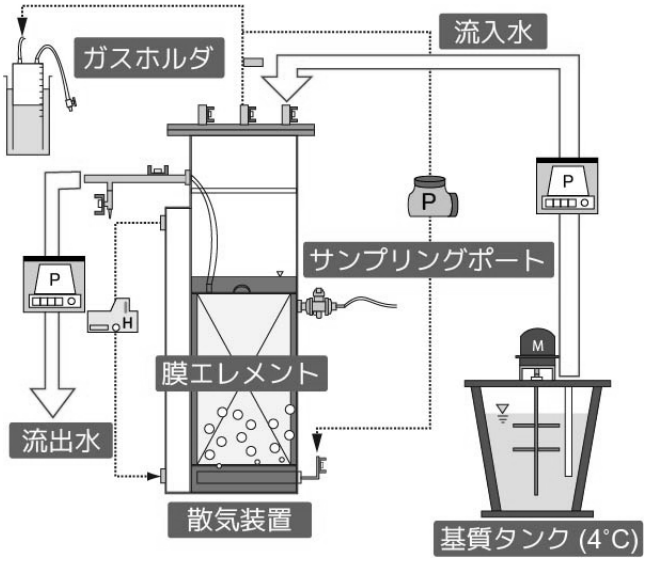


図 1.2.2 リアクター概略図

表 1.2.1　人工下水性状

		溶解性人工下水	SS 含有人工下水
COD_{Cr}	mg/L	470±90	363±111
C-BOD	mg/L	357±19	189±43
タンパク質	mg/L	94±11	54±12
炭水化物	mg/L	45±23	209±52
SS	mg/L	-	196±58
pH	mg/L	7.6±0.4	7.9±0.7

1.2.3.2 分析方法

処理水質は COD_{Cr}（以下 COD）、C-BOD（以下 BOD）について測定を行い、反応槽内混合液はタンパク質、炭水化物、SS、VSS を測定した。混合液を 15,000 rpm で 20 分間遠心した上澄みを捨てた残りの汚泥に EPS 抽出バッファー（4 mM NaH_2PO_4、9 mM NaCl、1 mM KCl）と陽イオン交換樹脂を加えて室温で 2 時間撹拌することで抽出し、撹拌後に 15,000 rpm で 20 分間遠心した上澄みのタンパク質と炭水化物を分析した。膜圧計を膜と吸引ポンプの間に設置し測定した。膜圧は吸引なので陰圧を示すが、本文では全て絶対値表示とした。膜透過瞬間流速は 4 分間での膜の透過量から算出した。

1.2.4 連続実験結果

1.2.4.1 溶解性人工下水の連続処理実験結果

(a) 経時変化と処理性能

図 1.2.3 に溶解性人工下水の流入及び処理水の COD 及び BOD と反応槽内汚泥濃度の経時変化を示した。HRT は 11 日目から 24 h、45 日目から 12 h、83 日目から 6 h とした。運転開始 68、103 日目に反応槽のメンテナンスを行った。HRT が 6 h になると処理水の COD 濃度が 250 mg/L 以上、COD 除去率が 49%になり、一時的に処理水質の悪化が見られた（90 日

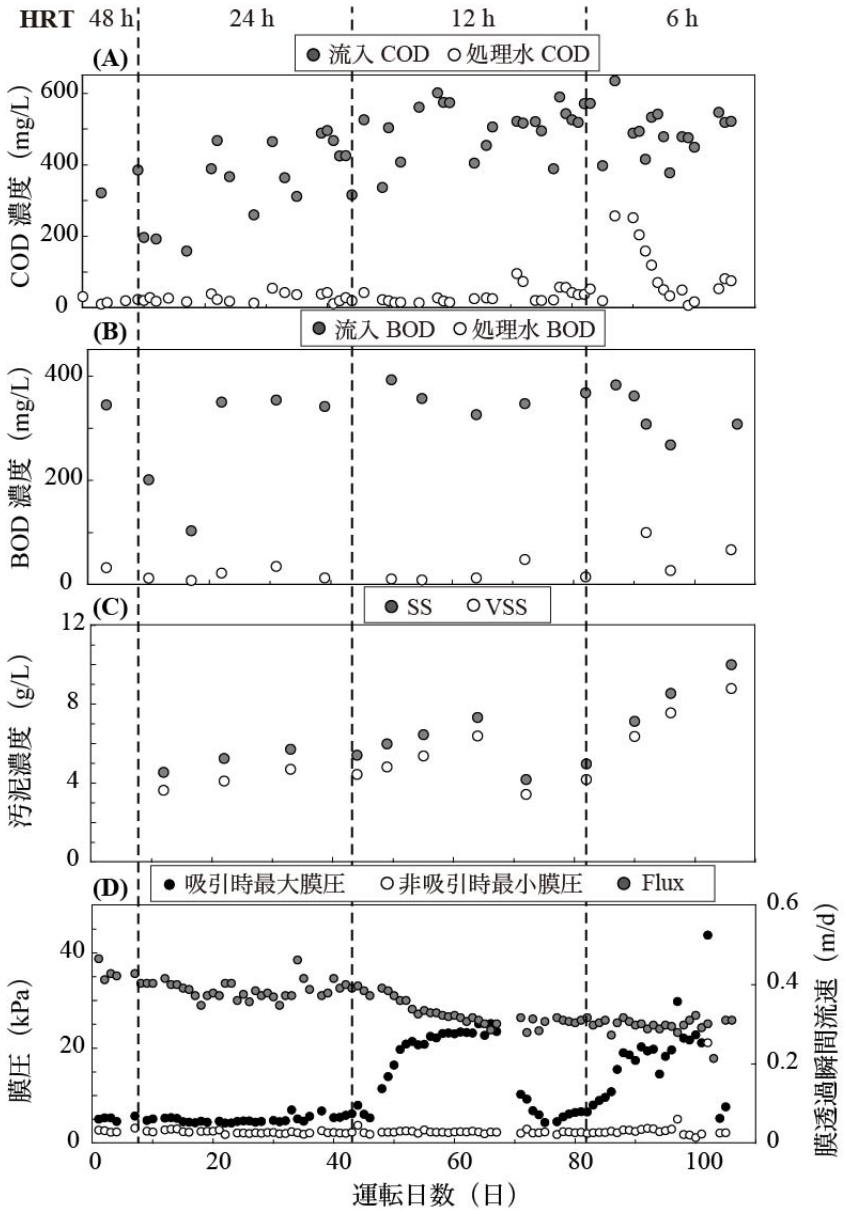


図 1.2.3 溶解性人工下水の連続処理実験経時変化

(A)COD, (B)BOD, (C)汚泥濃度, (D)膜圧及び流束

目)。連続運転を継続すると処理水質は徐々に改善され、96 日目に COD 濃度 34 mg/L となった。その後、膜性能の低下により HRT を満たすことができず、低負荷で運転を行った (98 日目～103 日目)。HRT の評価は 104 日目以降で行った。

表 1.2.2 に各 HRT における処理性能をまとめた。運転開始から 10 日で COD 濃度は 20 mg/L 程度となった。HRT24、12、6 h における処理水の平均 COD 濃度はそれぞれ 27、21、70 mg/L であり、平均 BOD 濃度はそれぞれ 13、11 mg/L であった。COD 除去率は HRT24、12、6 h でそれぞれ 94、95、87%であり、BOD 除去率はそれぞれ 96、97%であった。HRT24 h と 12 h では大きな変化は見られないものの、HRT が 6 h となると処理性能の悪化が見られた。これは運転期間が短く、まだ十分に馴致されていないことが考えられる。運転期間内において COD 濃度 34 mg/L という結果も得られており、連続運転を継続することで処理性能は改善される可能性が考えられる。本実験は嫌気性古細菌の有利に働くと言われており中温条件より低い温度での実験であったにも関わらず、中温条件で行われた実験[3),4)]と同程度の結果を得ることができた。これは既往の研究の汚泥負荷が 0.69～1.05 gCOD/gVSS/d であることに対し、本実験では 0.24 gCOD/gVSS/d と汚泥負荷を小さくできたためであると考えられる。

HRT24 h における汚泥濃度の変化は運転開始時(12 日目)の 4.5 g/L から、44 日目に 5.4 g/L に増加した。反応槽メンテナンス後の 72 日目に 4.1 g/L となり、82 日目に 5.0 g/L となった。HRT12 h の連続運転後、65 日目に汚泥濃度は 7.3 g/L まで増加した。HRT6 h の連続運転後の 96 日目において、汚泥濃度は 8.5 g/L となった。

表 1.2.2 各 HRT における処理性能

		溶解性人工下水系				SS含有人工下水系			
HRT	h	48	24	12	6	48	24	12	6
容積負荷	kgCOD/m^3・d	0.22	0.44	1.02	2.12	0.16	0.34	0.65	1.52
MLSS濃度	g/L	-	5.4	6.9	10.0	-	4.1	6.1	6.9
COD-SS負荷	kgCOD/kgSS・d	-	0.08	0.15	0.21	-	0.08	0.11	0.22
VSS/SS	-	-	0.82	0.85	0.88	-	0.86	0.91	0.91
COD濃度	mg/L	21 ± 2	29 ± 12	34 ± 21	70 ± 15	16 ± 3	21 ± 7	19 ± 5	31 ± 14
COD除去率	%	92 ± 3	92 ± 3	93 ± 4	87 ± 3	92 ± 6	94 ± 3	94 ± 3	92 ± 3
BOD濃度	mg/L	12	13	11 ± 2	-	8	8 ± 5	8 ± 1	-
BOD除去率	%	95 ± 2	96	97 ± 1	-	93	96 ± 2	95 ± 5	-

(b) 膜性能の推移

運転開始時に 0.47 m/d であった膜透過瞬間流速は運転経過とともに低下し、68 日目に 0.32 m/d となった。83 日目以降は流量を維持するために、膜透過瞬間流速が 0.31 m/d となるようにポンプの回転数を設定した。69 日目に解析のために膜を交換した。103 日目に膜圧が急激に上昇し膜透過瞬間流速が低下したため、膜の解析を行うとともに、新しい膜に交換して運転を継続した。

HRT24 h において膜吸引時の最大膜圧は 4.2～6.8 kPa で推移し大きな変化は見られなかった。HRT6 h では、吸引時最大膜圧は 20 kPa 程度まで比較的短期間（83 日目から 88 日目）で上昇し 96 日目まで 20 kPa 程度を維持していたものの、97 日目に膜圧は急激に上昇し 30 kPa 以上となった。その後、吸引時間を短くするなどの工夫を行ったが、膜性能に改善が見られなかったため 103 日目に膜を交換した。取り出した膜にはゲル状の汚泥が付着していた。膜圧上昇の原因を明らかにするため、取り出した膜を用いて水道水のろ過実験を行った。汚泥付着状態では 0.32 m/d の流束に対して 20.9 kPa の膜圧を示したのに対し、汚泥除去後では、0.29 m/d の流束に対して 3.7 kPa の膜圧であった。この結果より膜圧が上昇し、流束が低下した原因は、膜表面に付着した汚泥であると推察された。

1.2.4.2 SS 含有人工下水の連続処理実験結果

(1) 経時変化と処理性能

図 1.2.4 に SS 含有人工下水系の流入及び処理水の COD 及び BOD と反応槽内汚泥濃度の経時変化を示した。運転開始から 10 日で COD 濃度は 20 mg/L 以下となった。HRT が 6 h になると処理水の COD 濃度が 200 mg/L 以上、COD 除去率が 54%になり、一時的に処理水質の悪化が見られた（87 日目）。連続運転を継続すると処理水質は徐々に改善され、96 日目に COD 濃度が 46 mg/L となった。

HRT24、12、6 h における処理水の平均 COD 濃度は定常状態でそれぞれ 21、19、31 mg/L であり、平均 BOD 濃度は共に 8 mg/L であった。COD 除去率は HRT 24、12，6 h でそれぞれ 94、94、92%であり、BOD 除去率はそれぞれ 96、95%であった。HRT が 6 h に短縮されると一時的に処理水質が悪化したものの、HRT24、12、および 6 h で処理水質はほとんど変化が見られなかった。

溶解性人工下水系と本実験系の処理性能を比較すると、除去率で大きな差は見られないものの、処理水質は全ての HRT において良好であった。これは SS 含有人工下水に含まれる溶解性成分が少ないことと SS 成分が膜によって完全に除去されたためであったと考えられる。HRT24 h における汚泥濃度の変化は運転開始時（12 日目）の 3.9 g/L から、44 日目 3.8 g/L となりほとんど変化は見られなかった。HRT12 h の連続運転後、82 日目に汚泥濃度は 6.1 g/L まで増加した。HRT6 h の連続運転後の 106 日目において、汚泥濃度は 6.9 g/L と増加した。

(2) 膜性能の推移

運転開始時に 0.45 m/d であった膜透過瞬間流速は運転経過とともに低下し、87 日目に 0.3 m/d となった。以降は膜透過瞬間流速が 0.3 m/d を維持するようにポンプの回転数を設定した。HRT24 h 及び 12 h において膜吸引時の最大膜圧は 4.7～6.3 kPa、非吸引時の最小膜圧は

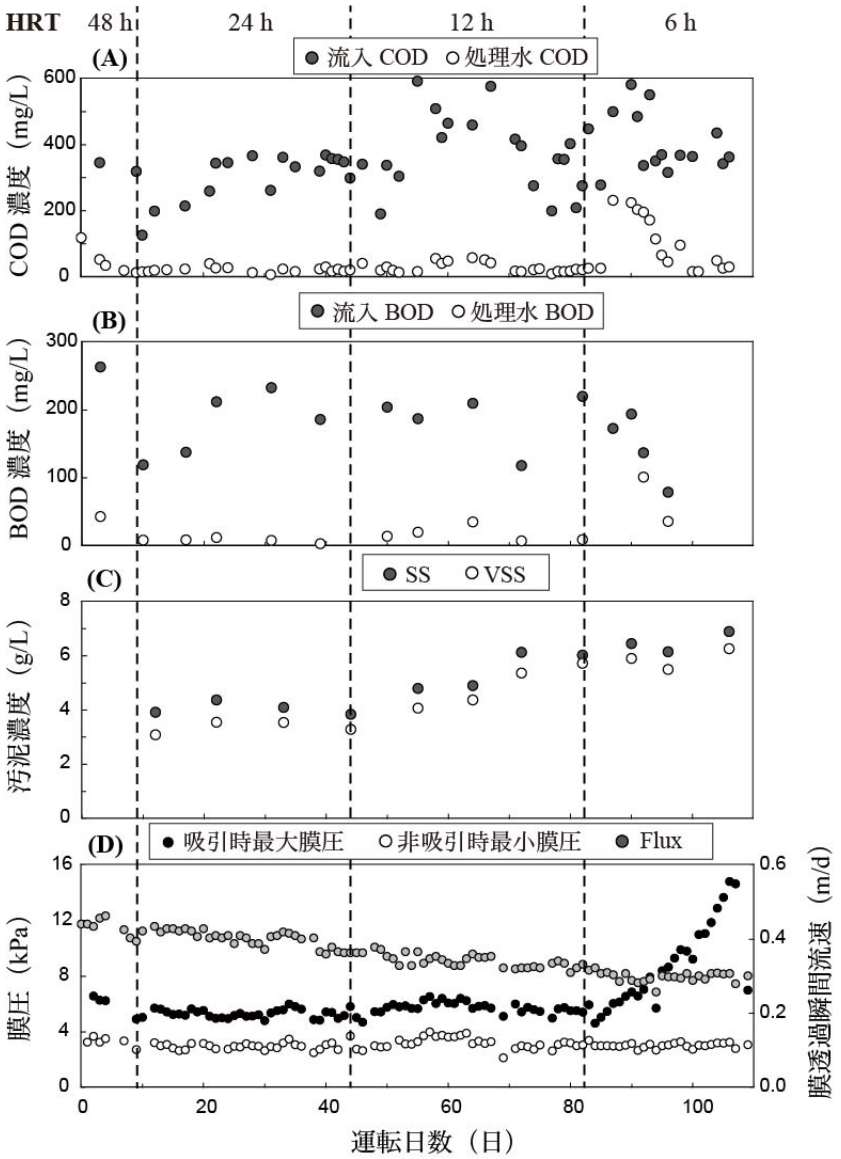


図 1.2.4　SS 含有人工下水の連続処理実験経時変化

(A)COD, (B)BOD, (C)汚泥濃度, (D)膜圧及び流束

2.7～4.9 kPa で推移し、大きな変化は見られなかった。一方、HRT6 h になると吸引時の最大膜圧が上昇した。

HRT6 h になると、溶解性人工下水系と SS 含有下水系のどちらの系においても吸引時の最大膜圧の上昇が確認された。これは、HRT が短縮されたことによる 2 つの影響が考えられる。1 つは微生物による生物的分解に対して過負荷となり COD 成分が十分に除去されず、膜による物理的除去の割合が増加したことが考えられる。これにより膜の汚染が進行し、吸引時の膜圧が増加した可能性がある。次に膜の稼働率が大きくなったことが考えられる。HRT24、12 h において、膜の稼働率はそれぞれで 17%、33%であったのに対し、HRT6 h で

は 67%と膜の吸引時間の割合が大きかった。このため膜のリラクゼーションが充分ではなかった可能性が推察された。

1.2.4.3 浸漬型嫌気性 MBR における SS 成分の影響

図 1.2.5 に反応槽内混合液における MLVSS あたりのタンパク質量と炭水化物量について、溶解性人工下水系と SS 含有人工下水系の比較結果を示す。SS 含有人工下水系における混合液のタンパク質量は溶解性人工下水系と比較して同程度であるのに対し、炭水化物量は HRT24、12、6 h でそれぞれ 54、57、109%大きかった。

VSS に占める菌体の割合が溶解性人工下水系と SS 含有人工下水系で同じであると仮定し、SS 中に含まれるセルロースの量を算出した。SS 成分の算出の結果を図 1.2.6 に示す。SS 含有人工下水系のどちらの系においても、EPS 量は HRT の短縮に伴って 3.6～4.5 倍に増加した。EPS は膜性能の低下の原因となる物質と言われており、本実験においても EPS の増加が膜性能の低下に影響した可能性が示唆された。

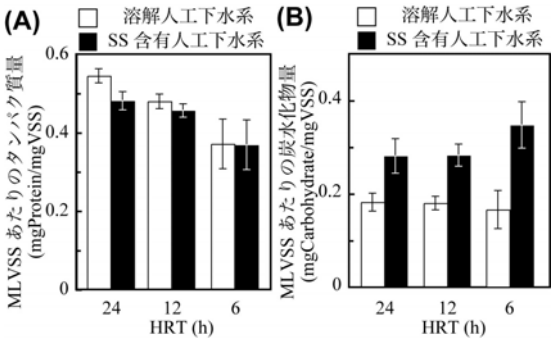


図 1.2.5 各 HRT における MLVSS あたりの汚泥性状の比較

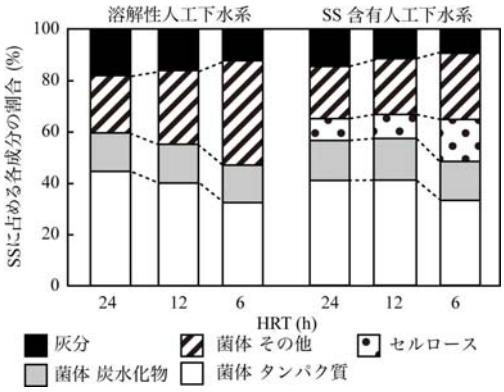


図 1.2.6 各 HRT における SS の割合

1.2.5 結論

1) 2 つの実験系における HRT24、12 h での連続実験の結果、COD 除去率はそれぞれ 92、93%以上を達成し、BOD 除去率はそれぞれ 92、95%以上を達成した。処理水質における下水中 SS 成分の影響は見られなかった。また、どちらの系においても HRT12 h で COD30 mg/L、BOD10 mg/L の処理水質を得ることができた。

2) HRT6 h の連続運転では、どちらの系列においても HRT24、12 h と同程度の水質を得ることは可能であったが、運転経過に伴って膜透過瞬間流束の低下と吸引時最大膜圧の増加が見られた。これらの膜性能の低下は、膜表面の物理的な洗浄により改善された。

3) MLVSS あたりの炭水化物量の比較と MLSS に占めるセルロース量の算出結果から、

HRT24、12、6 h でそれぞれ 8.5、9.8、16.5%のセルロースが混合液中に含まれていることが推定され、HRT の短縮により SS 成分の蓄積量が増加する可能性が示唆された。

参考文献

1) 増田周平, 鈴木俊輔, 李玉友, 西村修 : 下水処理場の水処理プロセスにおけるメタン排出量の定量化手法に関する検討, 下水道協会誌, Vol.48, No.588, 119-126, 2011.
2) 増田周平, 鈴木俊輔, 李玉友, 西村修 : 下水処理場における温室効果ガスの発生源解析と発生係数の季節変動, 下水道協会誌, Vol.49, No.594, 97-103, 2012.
3) Kanai,M., Ferre,V., Wakahara,S., Yamamoto,T., Moro,M. : A novel combination of methane fermentation and MBR - Kubota Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor process, *Desalination*, Vol.250, 964-967, 2010.
4) 高橋慎太郎, 周培培, 若原慎一郎, 李玉友 : 浸漬型膜分離メタン発酵法によるアルコール発酵廃液の処理, 水環境学会誌, Vol.35, No.3, 41-47, 2012.
5) Aquino,S.F., Hu,A.Y., Akram,A., Stuckey,D.C., : Characterization of dissolved compounds in submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR), *J. Chem. Technol Biotechnol.,* Vol.81, 1894-1904, 2006.
6) Gao,D.W., Zhang,T., Tang,C.Y., Wu,W.M., Wong,C.Y., Lee,Y.H., Yeh,D.H., Criddle,C.S., : Membrane fouling in an anaerobic membrane bioreactor : Differences in relative abundance of bacterial species in the membrane foulant layer and in suspension, *J. Membr. Sci.,* Vol.364, 331-338, 2010.
7) 米本剛史, 李玉友 : 水質改善効果とエネルギー消費を考慮した下水処理システムの環境性能評価, 下水道協会誌, Vol.45, No.549, 81-91, 2008.
8) 米本剛史, 李玉友 : 下水処理におけるエネルギー消費に及ぼす処理方式および処理規模の影響に関する統計分析, 下水道協会誌, Vol.45, No.544, : 96-105, 2008.

（東北大学　李玉友）

１．３　低濃度有機性廃水の無加温メタン発酵処理技術の開発

（１）はじめに

近年、廃水処理システムに求められる要件として、処理水質の確保に加え、処理関わるエネルギーや温室効果ガスの削減の重要性が増している。微生物の働きを利用した生物学的廃水処理技術は、消費エネルギーや維持管理コストを物理化学的な手法と比べて低減可能であることから、様々な分野（都市下水処理、産業廃水処理等）において主要な技術として位置付けられている。

日常生活や産業から排出される廃水の量は膨大であり、それぞれ約 160 億トン、120 億トンが排出されている。また、これらの廃水の大部分は、低有機物濃度（1 gCOD/L 未満）かつ、常温（15～25℃）であり、一般的に好気性微生物（活性汚泥法）による処理が施されている。好気性処理は処理水質が良好であるという利点があるが、曝気動力等の多大な電力消費を伴い、廃水処理の結果、多量の余剰汚泥が発生することが問題となっている。

嫌気性廃水処理（メタン発酵）は、省エネルギー、余剰汚泥の発生量が少ない、メタンエネルギー回収可能等の優れた特長から再注目されており、中・高有機物濃度の産業廃水処理への適用についての研究と実用化が進行している。また、上向流嫌気性汚泥床法（Upflow Anaerobic Sludge Blanket : UASB 法）に代表される生物膜利用嫌気性廃水処理技術の実現により、保持汚泥の滞留時間を廃水滞留時間と別々に制御することで、従来数十日かかった処理時間を数時間にまで短縮出来るようになった。しかし、現状の生物膜利用嫌気性処理技術は､嫌気性細菌の増殖とそれらの高密度集合体であるグラニュール汚泥（嫌気性生物膜）の形成が容易な中・高濃度（2～10 gCODcr/L、以下 COD と略す）の易分解性廃水のみに適用が限られており[2)]､運転温度もメタン生成細菌の至適温度である 37℃（中温）や 55℃（高温）に維持するのが一般的である[10)]。すなわち、UASB 法等の従来型嫌気性処理技術による低有機物濃度・低温の廃水処理では、高効率メタン発酵の鍵であるグラニュール汚泥の形成・維持が困難（低温による微生物不活性化、生成ガスの不足によるグラニュールの浮上や崩壊等の原因）であり、技術の適用が難しいとされてきた。

しかしながら近年、廃水（処理水）循環を行いグラニュール汚泥床を流動化し、廃水と保持グラニュールの接触の向上を図る膨張グラニュール汚泥床法（Expanded Granular Sludge Bed: EGSB 法）の低濃度廃水､無加温処理への対応に関する研究が進行しつつある。本稿では主に低濃度産業廃水を対象とした生物膜利用嫌気性廃水処理技術に関する研究動向や、反応を司る嫌気性微生物群に関する知見について概説する。

（２）グラニュール汚泥床法の原理と特徴

嫌気性廃水処理では、増殖速度の遅いメタン生成細菌を高密度かつ長い滞留時間で装置内に保持する必要がある。それゆえ、嫌気性微生物群の自己造粒体であるグラニュール汚泥の形成・利用を図る UASB 法が産業廃水の主要なメタン発酵技術として定着している。嫌気性廃水処理の安定化向上と許容有機物負荷の上昇のため、嫌気性流動床（Anaerobic Fluidized Bed: FB）と UASB 法の特徴を生かした EGSB 法が欧州を中心に開発されてきた。その許容有機物負荷の高さと比較的メタン発酵が不適な条件下においても安定した処理が可能である事などの特徴から産業廃水処理への適用は年々拡大しており、1998 年以降

EGSB 法は UASB 法の導入基数を上回った[6]。国内においても産業廃水処理への EGSB 法や IC（Internal Circulation）法の導入が活発化している。

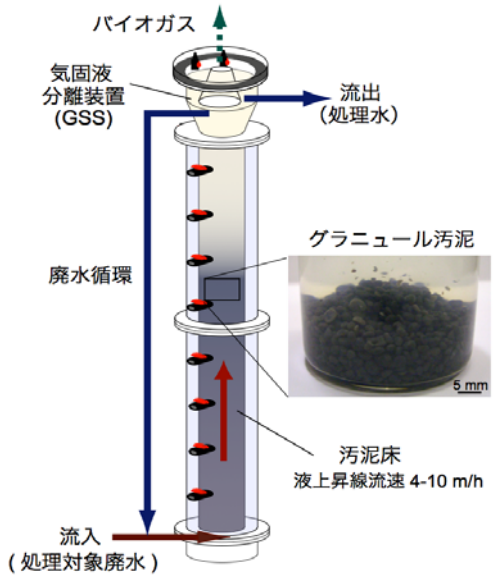


図 1.3.1 EGSB 法（グラニュール汚泥床法）の概要図

図 1.3.1 に EGSB 法（グラニュール汚泥床法）の概要を示す。EGSB 法では、一般的にグラニュール汚泥を植種源として用いる。そのため FB 法の様に付着担体（砂、粒状活性炭など）からの生物膜の剥離というリスクを回避でき、装置内への微生物高濃度保持の点でも有利である。本稿後半でも述べるが、植種源としてグラニュール汚泥を用いることで、装置立ち上げ時の汚泥滞留時間（Sludge Retention Time: SRT）を十分に確保出来るため、メタン発酵不適条件下における汚泥馴致の点からも有利である。

UASB 法では処理対象廃水のみを装置下部よりワンパスで流入させるため、汚泥床部での揮発性脂肪酸（Volatile Fatty Acid: VFA）の蓄積、pH の低下などが生じやすく、高負荷条件では処理性能が不安定化しやすい。一方、EGSB 法では廃水（処理水）循環を行って汚泥床部で 4～10 m/h 程度の液上昇線流速を与えるため、汚泥床部での VFA 濃度の低減（処理水による希釈効果）、アルカリ度を多く含む処理水循環による pH 低下防止、汚泥床における短絡流の防止（微生物との効率的な接触）など装置の安定運転に有効である。

一般的に低濃度廃水は、常温条件下で排出されており、効率的な嫌気性処理のためには廃水の加温（30～37℃に維持）が望ましい。例えば、廃水 1 L の水温を 10℃上昇させるためには、理論的に約 3.2 gCOD/L 等量のメタンガスの回収が必要である。そのため、低有機物濃度廃水処理では､回収したメタンの燃焼により廃水の加温を行うことは困難である。すなわち低濃度廃水処理では、無加温条件での処理への対応が必要である。低温下では水の粘性が増し、汚泥と廃水との接触効率の低下や、生成したバイオガスの分離性悪化（汚泥浮上等）が生じやすく、メタン発酵槽内の嫌気度（低酸化還元電位）の維持も困難となる。それ故、低濃度廃水の低温下でのメタン発酵処理では、廃水（嫌気処理水）の循環により汚泥床（保持汚泥）に物理的な攪拌を与える EGSB 法などの適用が望ましいと考えられる。

（３）グラニュール汚泥床法による低濃度廃水の低温処理に関する研究動向

１）EGSB 法の低濃度・低温廃水処理への適用

EGSB 法による低濃度廃水の無加温（低温）処理の可能性評価は、欧州の研究グループにより 1990 年代後半より開始され､近年は国内においても積極的な研究が展開されている。表 1.3.1 にグラニュール汚泥床法（EGSB 法）による低濃度廃水の低温条件下での処理性能を示す。

表 1.3.1 グラニュール汚泥床法(EGSB 法)による低濃度廃水の低温下での処理性能

No.	排水種(有機物組成)	装置形式	運転温度 (℃)	排水COD濃度 (gCOD/L)	有機物負荷 (kgCOD/m^3/d)	HRT (h)	装置容量 (L)	COD除去率 (%)	発表年	文献
1	VFA	EGSB	10 to 12	0.5-0.8	10-12	1.6-2.5	4	90	1995	15
2	Sucrose+VFA	two stage EGSB	8	0.5-1.1	5-7	4	4.3×2	80-90	1997	22
3	Brewery	EGSB	15	0.9	9	2.4	225	70	1997	8
4	Malting	EGSB	20	0.3-1.4	9-15	1.5-2.4	225	66-72	1997	16
5	Malting	EGSB	16	0.3-1.4	4-9	2.4	225	56	1997	16
6	Malting	EGSB	10 to 15	0.2-1.8	3-12	3.5	70×2	67-78	1998	17
7	Malting	EGSB	6	0.2-1.8	3-6	4.9	70×2	47	1998	17
8	VFA	two stage EGSB	8	0.5-0.9	5-12	2-4	4.3×2	90	1999	11
9	VFA	two stage EGSB	3	0.5-0.9	5	3	4.3×2	65-70	1999	11
10	Brewery	EGSB	20	0.63-0.7	12.6	1.2-2.1	225	80	1999	9
11	Brewery	EGSB	13	0.55-0.83	11-16.5	1.2	225	35	1999	9
12	Sucrose+VFA	EGSB	20	0.6-0.8	12	1.5	16.8	60-75	2008	23
13	Whey	EGSB+AF*	20	1	1.3	18	4	83	2006	14
14	Whey	EGSB+AF*	12	1	1.3	18	4	71	2006	14
15	Sewage	EGSB	ambient (10-25)	0.28	3.4	2	71	44	2007	1
16	Sucrose+VFA	EGSB	20	0.25-0.4	6-9	1	2	61-65	2008	24
17	Sucrose+VFA	IR**-GSB	20	0.25-0.4	6-9	1	2	91	2008	24
18	Sucrose+VFA	EGSB	15	0.6-0.8	6	3	2.1	80	2008	19
19	Sucrose+VFA	EGSB	10	0.6-0.8	6	3	2.1	70-75	2008	19
20	Sucrose+VFA	EGSB	5	0.6-0.8	3	6	2.1	65-70	2008	19
21	Sugar refinery	IR**-GSB	20	0.4-0.5	5.5	2	8.8	80-83	2010	25

*Anaerobic filter, ** Intermittent effluent recirculation

ここでは、流入廃水の COD 濃度が平均で 1 gCOD/L 以下、運転温度 20℃以下の実験結果を中心にまとめた。ここに示した EGSB 法による廃水処理試験では、グラニュール汚泥を植種源に用い、カラム部で 5～10 m/h の上昇線流速を廃水循環により与えている。EGSB 法による低濃度廃水の低温条件下での処理試験は、糖（Sucrose）や VFA（酢酸、プロピオン酸）を含有する人工廃水、比較的易分解性の醸造廃水（ビール製造、麦芽製造）、ホエー（乳清）廃水、精製糖廃水について行われている。中温条件での中高濃度有機性廃水のメタン発酵処理と比較して、有機物容積負荷は 5～12 kgCOD/m^3/day と若干低いものの、流入 COD 濃度 0.3～1 gCOD/L の低濃度廃水に対して低温条件下（8～20℃）で良好な COD 除去性能が得られている。

また表 1.3.1 には示さないが、平均気温が低い欧州地域において高濃度産業廃水（5～10 gCOD/L）の低温処理（10～20℃）に EGSB 法を適用した研究例 [18] や産業廃水処理中温 UASB 法の後段処理として EGSB 法が適用された例 [3]（流入 COD は 1 gCOD/L 未満であるが、水温は 30℃程度と高い）、有機溶媒系廃水の処理に適用された例 [5] も報告されている。

代表的な低濃度廃水である都市下水の嫌気性処理については、UASB 法の実用的な適用

例が圧倒的に多く、比較的温暖な地域の開発途上国（ブラジル、インド等）では、下水処理の技術の主流となっている[7]。都市下水へのグラニュール汚泥床法の適用例は少ないが、ラボスケールの EGSB 法による都市下水の無加温処理試験（水温 10～28℃）では、年平均で COD 除去率は 44%（HRT 2 時間での運転）に留まった[1]。比較系である UASB 法では、COD 除去率 60%程度（HRT 6 時間での運転）を示しており、都市下水などの固形性有機物を多く含む廃水の無加温処理に EGSB 法を適用することは困難であると考えられる。

２）廃水の水温低下が処理性能に及ぼす影響

VFA あるいは sucrose と VFA を主体とする人工廃水を用いた処理実験（表 1.3.1、No. 1, 12, 18, 19）では、水温 10℃から 20℃の範囲で、COD 除去率 70～90%の高い処理性能を示している。van Lier ら[22]（表 1.3.1、No. 2, 8）、Lettinga ら[11]の実験では、EGSB リアクターを 2 槽直列に組み合わせることで、8℃という低温下において COD 除去率 80～90%を達成している。また 2 週間と非常に短い時間ではあるが、水温 3℃においても COD 除去率 65～70%を示したとの報告もある（表 1.3.1、 No. 9）。

Syutsubo[19]らは、処理温度（廃水温度）の低下が EGSB 法の廃水処理性能に及ぼす影響を連続処理実験により評価した（表 1.3.1、No. 18, 19, 20）。図 1.3.2 に各運転温度条件下における COD 除去速度の変化を示す。運転温度の 15℃から 10℃への低下は、一時的に COD 除去能の悪化を招いたが、その後 COD 除去性能は回復し、10℃条件では 15℃と同等の COD 除去量（3.72 kgCOD/m^3/day）を示した。一方、運転温度を 5℃に低下させたところ COD 除去量は徐々に低下し、最終的には 15℃時の 44%程度の COD 除去量（1.77 kgCOD/m^3/day）となった。また 5℃での運転に伴い、保持グラニュール汚泥濃度の減少や沈降性の悪化も観察され、EGSB 法による易分解性廃水の処理においては、水温を少なくとも 10℃以上に保つことが必要であると示唆された。

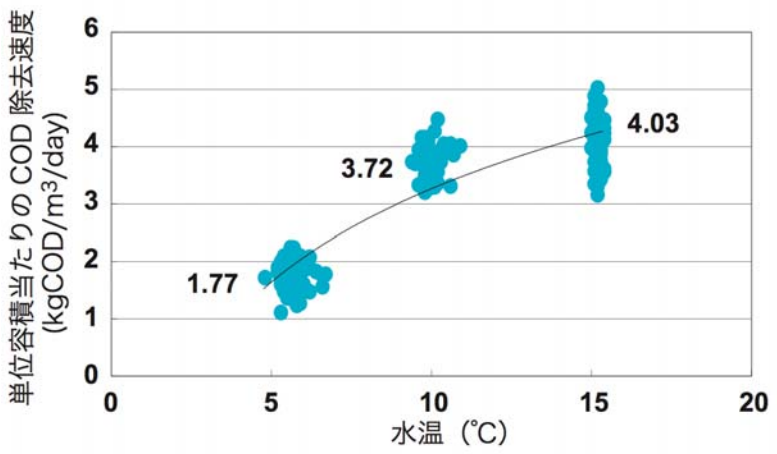


図 1.3.2 各運転温度条件下における COD 除去速度の変化

EGSB 法による実産業廃水の処理においては、水温低下は大幅な COD 除去性能悪化を招く傾向にある事が報告されている。Kato ら[9]（表 1.3.1、No. 10, 11）の実験では醸造廃水の処理において、20℃から 13℃への運転温度低下により、同一負荷条件において COD 除去

率は、80%から 35%へと大幅に減少している。Rebac ら[17]（表 1.3.1、No. 6, 7）の麦芽廃水処理実験においても、有機物負荷を半減したにも関わらず、10～15℃から 6℃への水温低下に伴い COD 除去率は 67-78%より 47%へと大きく低下した。この様に、複雑な成分の有機物を含む実廃水の EGSB 法による処理では水温低下の処理性能への影響がより大きいことが分かる。

３）廃水の有機物濃度低下が処理性能に及ぼす影響

現在、都市下水などの低濃度廃水の処理は、主に好気性細菌によって行われている。その一つの理由として、嫌気性処理では微生物（メタン生成細菌）の基質親和性が低く、十分な処理水質を得ることが出来ない事が挙げられる。例えば、メタン発酵において有機物分解とメタン生成、グラニュール汚泥の形成等に重要な役割を果たすことが知られている酢酸資化性メタン生成細菌 *Methanosaeta* の酢酸に対する半飽和定数は 0.1～0.2 g/L と比較的高い[4]。加えて、低有機物濃度廃水の低温下での処理では、微生物活性の低下、廃水への酸素混入のリスクの増大により装置内の酸化還元電位を低く保つ事が困難になるため、更なる水質悪化が懸念される。EGSB 法では、酸化還元電位の低い嫌気処理水を循環することで、低有機物濃度の廃水（0.2～0.5 gCOD/L）に対しても比較的安定した処理性能を示している（表 1.3.1）。

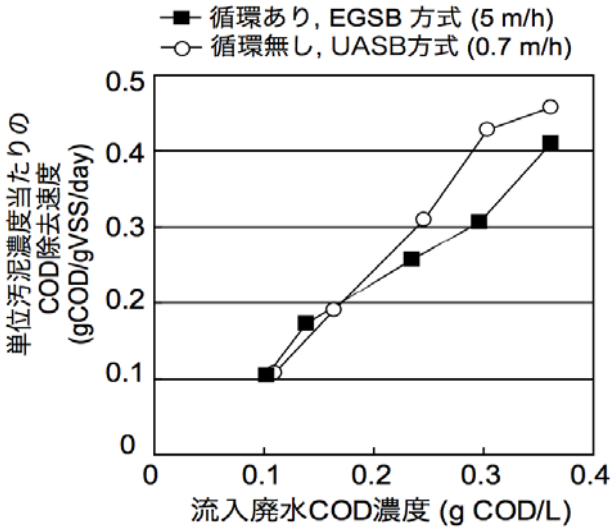


図 1.3.3 異なる廃水循環条件下、流入 COD 濃度条件下における
汚泥床部での COD 除去速度

Yoochatchaval ら[24]（表 1.3.1, No.16）は、廃水の有機物濃度の低下が EGSB 法の COD 除去性能に及ぼす影響を 20℃条件下において調査した。その結果、流入 COD 濃度が 0.25～0.4 gCOD/L 程度に低下しても、HRT 1 時間の条件下で安定した処理が行われたが、COD 除去率は 61～65%と低かった。この要因として処理水循環による汚泥床部での COD 濃度の低下が考えられた。そこで、異なる廃水循環条件、流入 COD 濃度条件における汚泥床部の単位汚泥濃度当たりの COD 除去速度の変化を調査した（図 1.3.3）。これより、処理水循環を行わない UASB 方式（上昇線流速 0.7 m/h）の運転では、常時循環を行う EGSB 方

式（上昇線流速 5 m/h）よりも高い COD 除去性能を流入 COD 濃度 0.25～0.4 gCOD/L の範囲で発揮できることが分かった。これは、UASB 方式での運転では汚泥床部の COD 濃度が増加することで、メタン生成細菌が活性化されたためと考えられる。一方、流入 COD 濃度が、0.1～0.2 gCOD/L の範囲では、両方式での COD 除去性能に差は見られなかった。なお、同実験において、UASB 方式で運転を継続したところ、グラニュール汚泥からの生成ガスの分離が困難となり、保持汚泥の浮上と処理性能の悪化を招いた（データ示さず）。そこで、以上の結果から処理水の循環あり（上昇線流速 5 m/h：グラニュールからのガス分離促進・短絡流防止）、なし（0.7 m/h：COD 濃度維持による微生物の活性化）の二つの条件を繰り返して運転を行う Intermittent effluent Recirculation-Granular Sludge Bed （IR-GSB, 間欠廃水循環グラニュール汚泥床法）を考案し、運転を継続したところ流入 COD 濃度 0.25～0.4 gCOD/L の低濃度廃水に対して COD 除去率 91%の高効率処理を達成した（表 1.3.1, No.17）。また、同方式の処理システムを精製糖廃水に適用した結果（表 1.3.1, No.21）、20℃での連続処理において高い処理能力（有機物負荷 5.5 kgCOD/m^3/day, COD 除去率 80-83%）を発揮した [25)]。

Rebac ら [17)]の EGSB 法による麦芽廃水処理実験では、廃水の最低 COD 濃度は 0.2 gCOD/L とメタン生成細菌の不活性化が生じる程度に低いが、廃水 COD 濃度の変動は大きく（0.2～1.8 gCOD/L）、結果的に微生物が不活性化することなく安定した運転が継続可能であったと推測される。

（４）低温廃水処理グラニュール汚泥の微生物学的特性

一般的に化学的、微生物学的な反応速度は、温度の減少に伴い低下する傾向にある。表 1.3.2 には、各温度条件下における嫌気的な有機物分解反応の自由エネルギー変化を示す。酢酸からのメタン生成反応（表 1.3.2, 式 1）およびプロピオン酸分解反応（式 3）は、温度の低下の伴い、その自由エネルギー変化の値は、よりプラス側に移行する（反応が進行しにくくなる）。一方、興味深いことに、水素（H_2/CO_2）からのメタン生成反応（式 2）は、水温の低下によって、より進行しやすくなる傾向にある。

表 1.3.2 嫌気条件下での有機物分解反応の自由エネルギー変化に及ぼす温度の影響

Reactions	ΔG′ (kJ reaction^{-1})		
	37ºC	25ºC	10ºC
1. $CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$	-32.5	-31.0	-29.2
2. $4H_2 + HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$	-131.3	-135.6	-140.9
3. $CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+71.8	+76.1	+82.4

メタン発酵廃水処理システムの運転温度の低下（水温低下）は、微生物の増殖速度、基質消費速度の低下を招くが、一方、汚泥（微生物）の増殖収率の増加をもたらす [12)]。sucrose と VFA を炭素源とする低濃度廃水の EGSB 法による 20℃条件下における処理試験 [23)]においても（表 1.3.1、No.12）、実験期間を通じた保持汚泥の増殖収率は 0.13

gVSS/gCOD-removed と一般的な中温条件下（35～37℃）での増殖収率の 2 倍以上高い値を示した。これは、メタン発酵処理に不適な低温条件下において、メタン生成微生物群が生存していくために、より多くのエネルギーを細胞合成に利用したためと推測される。

近年、低濃度廃水の低温メタン発酵処理汚泥の微生物学的知見に関しての報告がなされてきている。Syutsubo ら [19]（表 1.3.1、No. 18, 19, 20 および図 1.3.2）は、廃水温度の低下が EGSB 法の廃水処理性能に及ぼす影響を評価する過程で、保持汚泥のメタン生成活性の測定や微生物群集構造の解析を実施した。表 1.3.3 に、10℃運転時の保持汚泥のメタン生成活性の増加率（種汚泥の活性を基準とした増加率）を示した。なおメタン生成活性の測定は、セルムバイアルを用いた回分試験により行い、試験温度は 10～45℃の間で複数設定した。これより、低温（10℃）での長期運転の結果（196 日目、表 1.3.3 参照）、全ての試験基質（酢酸、H_2/CO_2、プロピオン酸）、全ての試験温度条件（10～45℃）において 1.6～6.4 倍の活性増加が確認され、装置の運転に伴いメタン発酵不適条件下（低有機物濃度、低温）においても、保持汚泥へのメタン生成細菌の集積が生じることが明らかになった。この時、酢酸からのメタン生成活性値は 20℃で 0.6 gCOD/gVSS/day と一般的な中温グラニュール汚泥と遜色ない活性値をした。Yoochatchaval [23]は、EGSB 法による低濃度廃水の 20℃での連続処理試験において保持汚泥の滞留時間を算定した。その結果、HRT 1.5 時間（負荷 12 kgCOD/m^3/day）の高負荷条件においても 40 日以上の汚泥滞留時間を維持出来ることが明らかになり、EGSB 法の優れた汚泥保持能が、メタン発酵不適条件下においても増殖の遅いメタン生成細菌の汚泥中への集積化を可能にしたと考えられる。

表 1.3.3 低温培養に伴う保持汚泥のメタン生成活性の増加率（植種汚泥（0 日目）と 10℃培養汚泥（196 日目）との比較, 試験温度 10～45℃）

試験温度	試験基質		
	Acetate	H_2/CO_2	Propionate
10 ℃	3.0	2.2	1.9
15 ℃	3.9	6.0	2.3
20 ℃	2.3	6.4	2.0
35 ℃	2.3	2.8	1.8
45 ℃	2.6	1.6	2.0

表 1.3.3 において試験基質ごとの活性増加率に着目すると、特に H_2/CO_2 基質では、試験温度 15℃、20℃での活性増加が著しく（種汚泥活性の 6 倍以上に増加）水素資化性メタン生成細菌相の低温への馴致が示唆された。なお、本実験系列で水温 5℃での運転後に保持汚泥の活性を測定したところ、大幅な活性低下が観察され、図 1.3.2 に示した COD 除去速度低下の様相と一致した。

低濃度廃水処理 EGSB 法の水温低下の影響評価 [19] において、保持汚泥のメタン生成細菌相（古細菌）の DGGE 法（Denaturing Gradient Gel Electrophoresis, 16S rRNA 遺伝子標的）による解析を行った結果、酢酸資化性メタン生成細菌として *Methanosaeta concilii* の近縁種の優占化を確認した。また興味深い現象として、水温の低下に伴い水素資化性 *Methanobacterium* 属細菌が減少し、代わりに *Methanospirillum* 属に属する細菌の優占化が

確認された。そこで、*Methanospirillum* 属を含む *Methanospirillaceae* 科細菌の 16S rRNA 遺伝子に基づくクローン解析を行った結果、汚泥中に集積した *Methanospirillum* 属細菌のクローン（図 1.3.4 中太字, D242 で表示）は、系統樹上で水田土壌から 20℃での H_2/CO_2 基質を用いた培養により単離された *Methaospirillum* sp. TM20-1 株[20]を含む低温対応の水素資化性 *Methanospirillum* 属細菌と明確な集団（図 4, クラスター2）を形成した。そこで、低温対応の水素資化性 *Methanospirillum* 属細菌の FISH 法（Fluorescence *In Situ* Hybridization）による特異的な検出と細菌数計測を行ったところ、低温での長期運転に伴うポピュレーションの増大（全菌細胞数に対する割合が 0.5%（植種汚泥, 0 日目）から 6.7%（346 日目）に増加）を確認した[21]。

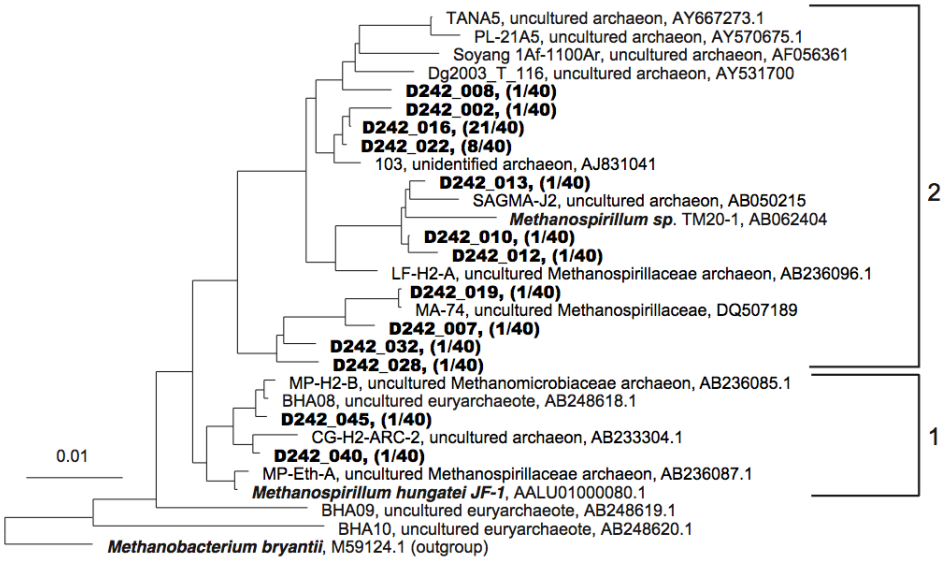


図 1.3.4 低温馴致グラニュール汚泥中の *Methanospirillaceae* 科細菌の系統解析結果(16S rRNA 遺伝子)

以上の様に、グラニュール汚泥を植種に用い、比較的長い汚泥滞留時間を容易に維持できる EGSB 法では、その優れた汚泥保持能から、細菌群集構造の最適化（順応化）のための場を提供することが出来るため、メタン発酵不適廃水処理への優れた適用性を持つと考えられる。

（5）まとめとグラニュール汚泥床法の今後の展望

グラニュール汚泥を植種源に用い、廃水循環を行ってグラニュール汚泥床を流動化し、処理対象廃水と保持グラニュールの接触性向上・バイオガス分離促進を図る膨張グラニュール汚泥床法（Expanded Granular Sludge Bed: EGSB 法）とその改良法の研究開発等により、今まで嫌気性処理が困難であった低有機物濃度（0.3～1 gCOD/L）廃水の低温処理（10～20℃）の実現化が現実味を帯びてきた。同技術の実用化により、廃水処理に関わる消費エネルギー（化石燃料由来 CO_2）の大幅な削減が可能になるであろう。また同技術は、増殖速度が遅く、利用が困難であった嫌気細菌群をグラニュール汚泥という微生物集積化の場を効果的に維持することで、様々なメタン発酵不適廃水処理にも対応出来る可能性を秘め

ている。一方、生成したメタンの一部は溶存メタンとして系外に排出されるため、エネルギー回収と温室効果ガスの発生抑制という観点から、溶存メタンの回収に関する実用的な研究 [13] が必要であると考えられる。グラニュール汚泥床法を中心とするメタン発酵廃水処理技術の今後の更なる展開を期待したい。

謝辞

本研究成果の一部は、（独）国立環境研究所　特別研究・環境都市システム研究プログラム、（独）新エネルギー・産業技術総合開発機構　産業技術研究助成事業の助成を受けて実施した。データの取得においては、Wilasinee Yoochatchaval 氏（King Mongkut's University of Technology Thonburi, Thailand）、窪田恵一氏（長岡技術科学大学）、對馬育夫氏（国土交通省国土技術政策総合研究所）他の協力を得た。記して深謝いたします。

参考文献

1) 大河原正博, 珠坪一晃 ほか, 環境工学研究論文集, **44**, 579-587 (2007)
2) 原田秀樹, 微生物固定化法による廃水処理 (須藤隆一編), 産業用水調査会, 220-280 (1988)
3) 則武繁ほか, 第 41 回日本水環境学会年会講演集, 330 (2007)
4) Dolfing, J., *Appl. Microbiol. Biotech.*, **22**, 77-81 (1985)
5) Enright A. M. *et al.*, *Syst. Appl. Microbiol*., **32(1)**, 65-79 (2009)
6) Frankin, R. J., *Wat. Sci. Tech*., **44(8)**,1-6 (2001)
7) Heffernan, B. *et al*., *Wat. Sci. Tech*., **63(1),** 100-107 (2011)
8) Kato, M. T. *et al*., *Wat. Sci. Tech*., **36(6-7)**, 375–382 (1997)
9) Kato, M. T. *et al*., *Appl. Biochem. Biotechnol*., **76(1)**, 15-32 (1999)
10) Lettinga, G., Hulshoff pol, L. W., *Wat. Sci. Tech*., **24**, 87-107 (1991)
11) Lettinga, G. *et al*., *Appl. Environ. Microbiol*., **65(4)**, 1696-702 (1999)
12) Lin C. Y. *et al*., *Wat. Sci. Tech*., **19(1-2),** 299-310 (1987)
13) Matsuura, N. *et al*., *Wat. Sci. Tech*., **61(9),** 2407-2415 (2010)
14) McHugh, S. *et al.*, *Bioresouce Technol*., **97(14)**, 1669-78 (2006)
15) Rebac, S. *et al*., *J. Ferment. Bioeng*., **80**, 499-506 (1995)
16) Rebac, S. *et al*., *J. Chem. Tech. Biotechnol*., **68**,135-146 (1997)
17) Rebac, S. *et al*., *Biotechnol. Prog*., **14(6)**, 856-64 (1998)
18) Scully, C. *et al*., *Wat. Res*., **40(20)**, 3737-44 (2006)
19) Syutsubo, K. *et al*., *Wat. Sci. Tech*., **57(2)**, 277-281 (2008)
20) Tonouchi, A., *FEMS Microbiol. Lett*., **208**, 239-243 (2002)
21) Tsushima, I., Syutsubo, K. *et al*., *J. of Environ. Sci. and Health Part A,* **45**, 754-766 (2010)
22) van Lier, J. B. *et al*., *Wat. Sci. Tech*., **35(10)**, 199-206 (1997)
23) Yoochatchaval, W., Syutsubo, K. *et al., Int. J. Environ. Res.,* **2(4)**, 319-328 (2008)
24) Yoochatchaval, W., Syutsubo, K. *et al*., *Wat. Sci. Tech*., **57(6)**, 869-873 (2008)
25) Yoochatchaval, W., Syutsubo, K. *et al*., *Water Prac. & Technol.*, **5(3),** doi:10.2166/WPT. 2010.055 (2010)

（国立環境研究所　珠坪一晃）

１．４　微生物の有機物一時貯蔵能力を利用した下水処理エネルギー効率の改善

佐藤弘泰
東京大学大学院新領域創成科学研究科
（〒277-8563 千葉県柏市柏の葉 5-1-5, E-mail: hiroyasu@k.u-tokyo.ac.jp）

1.4.1 はじめに

これまで環境改善のためにはそれなりのエネルギーと資源を投入すべきであると考えられてきた。その一方、世界のエネルギー事情はますます厳しくなりつつある。我が国では電力消費量の約 0.7%が下水処理のために用いられており、そのほぼ半分を活性汚泥法における曝気のための動力が占める。省エネルギーを進めるために、散気装置を改良したり DO 制御を組み込んだり、さまざまな工夫がなされている。微生物の機能を利用してエネルギー効率を改善しようという研究も多く、特に窒素除去と関連させての研究は annamox 反応を利用しようという物まで含めて幅広く展開されている。

しかしその一方、我が国では直接太平洋や日本海のような閉鎖性の低い水域に処理水を放流する場合も多く、栄養塩の除去は必ずしも必要ではない場合も多い。そうした栄養塩除去が必ずしも必要ではない下水処理場でのエネルギー効率を改善するために、微生物のもつ機能を活用する余地はないのであろうか。

我々の研究グループは微生物が一時的な形態で有機物を細胞内に貯蔵する能力について研究を行ってきた。初期にはポリリン酸蓄積細菌の生理生態と関連しての研究であったが、その後、生物分解性プラスチックの生産を模索した時期もあった。そして今日、下水処理場の BOD 除去におけるエネルギー効率を改善するために、微生物のもつ有機物一時貯蔵能力を活用しようという方向で研究に取り組んでいる。

1.4.2 微生物のもつ有機物一時貯蔵能力と有機物除去

本論に入る前に、有機物一時貯蔵能力について触れておく。下廃水と活性汚泥を混合し、曝気をすると、活性汚泥中の微生物が下廃水中の有機物を摂取し増殖ために利用する。その際、どちらかというと有機物が利用されるよりも、摂取される反応の方が先立って行われる事が多い。例えば、活性汚泥に好気条件下で酢酸を投与すると、酢酸の多くが一旦ポリ-β-ヒドロキシ酪酸（PHB）に変換され微生物細胞内に蓄積され、さらに曝気を継続すると細胞内の PHB はやがて消失する。

なぜ PHB のような一時貯蔵物質が生成される場合があるのか、いくつかの説がある。一つは、基質濃度が変動するような環境下で、タンパク質や核酸等の細胞構成成分の合成速度を一定に保つためであるという説である。一方、細胞構成成分のような複雑なものを合成するには時間がかかる。そこで、まずは速やかに有機物を摂取し、本格的に利用するまでの間、一時的な貯蔵形態で細胞内にためておく、という説明ももっともらしく聞こえる。特に、活性汚泥中の微生物にとっては下廃水中の有機物は大切なエネルギー源であり、その獲得をめぐっての競争は熾烈であろうと想像される。

活性汚泥中の微生物による有機物の一時貯蔵現象は、古くから知られていたと思われるが、特に生物学的リン除去プロセスの原理機構との関連で注目された。生物学的リン除去プロセスでは活性汚泥中の微生物によって嫌気条件下で有機物が摂取されるが、その際、微生物は摂取した有機物を酸化的に利用する事はできない。そこで、摂取された有機物のほとんどは、好気条件になるまで一時貯蔵物質として細胞内に貯蔵されることとなる。また、一時貯蔵物質の中でも PHB をはじめとするポリヒドロキシアルカン酸類（PHA）は生分解性プラスチックの原料としても知られている。活性汚泥中の PHA 蓄積細菌を活用し、プラスチックの

生産を目指そうという研究も多々行われている。

その一方、標準活性汚泥法のような通常の活性汚泥法においてみられる好気条件下での有機物一時貯蔵現象については、国際水協会(IWA)活性汚泥モデル No.3 には組み込まれているものの、理解を深めて活用しようという研究はそれほど多くない。しかし、押木らは活性汚泥プロセスに流入する COD の最大 4 割程度は一時貯蔵あるいはそれに関連する代謝を経て除去されるとの結果を発表している。

通常、活性汚泥法での有機物除去の仕組みは、次のように説明される事が多い。即ち、「有機物は微生物が行う異化代謝と同化代謝により除去される。異化代謝では有機物は酸化剤によって水と二酸化炭素にまで分解され、その際微生物はエネルギーを得る。微生物はそのエネルギーを用いて残りの有機物を自身の細胞成分に同化する。微生物の増殖分は活性汚泥中の微生物によって同化され、やがて余剰汚泥となる」。こうした説明に、「微生物は摂取した有機物の一部を異化代謝・同化代謝により用いるまで、PHA のような一時的な貯蔵物質として蓄積する場合がある。」という但し書きを加えた方が、実態に近くなる。

1.4.3 有機物一時貯蔵能力の活用案

以下、微生物のもつ有機物一時貯蔵能力を、下廃水処理のエネルギー効率を改善するために活用する方向について、いくつか提案する。効果をある程度具体的に示した方がよいと思うので、次のような仮定をおいた上で話しを進めたい。

代表的な一時貯蔵有機物である PHA が活性汚泥中に蓄積される量であるが、Takabatake et al.は実際の下水処理場の活性汚泥に好気条件下で過剰量の酢酸を投与し培養を行い、一時間あたり MLSS の 2～3%程度（最小 0.4%、最大 4.9%）に相当する量の PHB が蓄積された事、また、PHB の蓄積は過剰摂取開始から数時間はほぼ一定の速度で進行したことを報告している。また、彼らは MLSS に対して最大 29.5%の PHA 含有率を達成している。こうしたことを考えると、MLSS に対して 5%～10%程度の PHB 等の一時貯蔵物質を蓄積させる事は十分可能であるといえよう。

MLSS の 5～10%程度という数字は一見小さく見えるかもしれない。しかし、活性汚泥が一日あたり処理している有機物の量と比べてみよう。BOD/SS 負荷として通常用いられているのは 0.2～0.4kg/kg/d である。つまり、活性汚泥が一日に処理する BOD の量は、その VSS 量の 20～40%に相当する量である。PHB 1 kg の理論的酸素要求量は 1.67kg に相当する。BOD は多くの場合理論的酸素要求量の３割～５割程度であろうと仮定すると、PHB1kg は BOD としては 0.7～0.8kg 前後に相当することとなる。

簡単のため、MLSS の 10%に相当する一時貯蔵物質（主として PHB）を蓄積させる場合についてさらに考察を進める。MLVSS あたりに換算すると、蓄積は 11～12%程度ということになる。そこに 0.7～0.8kgBOD/kgPHB をかけると、活性汚泥が蓄積することのできる BOD 量は VSS の 10%弱ということになる。すなわち、活性汚泥が一日に処理している BOD 量の 1/4～半分程度に相当する量の BOD を、活性汚泥微生物に一次貯蔵させる事が可能であるとわかる。しかも、そのためにかかる時間は、数時間に過ぎない。

(1) 電力消費シフトへの活用

電力消費量が大きな日中は、下水処理場では曝気を控えめにする。少しぐらい曝気量を減らしても、活性汚泥中の微生物が蓄積している一時貯蔵物質の量が増えるだけで、案外処理水の BOD は変化しないのではないかと著者らは期待している。先に述べたように、活性汚泥が一日に処理している BOD の数分の一に相当する量を微生物に一時貯蔵させることがで

きるとするならば、夏場一番暑い時期の一番暑い時間帯に曝気を意図的に少し減らすような事（その分酸化的に除去するのではなく微生物に一時貯蔵させて除去する）はできるであろう。また、日中曝気を減らした分、安価な夜間電力を使って曝気を補うようなことを行えば、水処理全体として経費節減につながる。

さらに、将来、太陽光や風力のような自然エネルギーへの依存度がもっと高まった場合はどうであろうか？天気予報を見ながら、あるいは降雨監視用のレーダーを見ながら、「もう少しまったら天気がよくなるから（強い風が吹くから）、今は曝気を控えめにしておこう」というような制御をする時代が来るのではないだろうか。

硝化を一日中十分に行わなければならない場合や生物学的リン除去を行っている場合には、上記の発想は適用しにくいであろうが、放流先が閉鎖性の低い海域である場合には十分に試みる価値があるのではないか。また、最終沈殿池で汚泥が脱窒をして浮上しやすくなる事が予想されるし、曝気を減らした時間帯、処理水中の細菌濃度もやや上昇するかもしれない。

また、一時貯蔵物質を蓄積させた状態で呼吸を制限するような運転を長期間継続すると、低濃度の基質（酸素や汚泥からにじみ出てくるような低濃度の有機物）を利用する能力に長けた糸状性微生物が増殖しやすくなるかもしれない。

そうした欠点はあるものの、将来のエネルギー事情を想像すれば、探求するに値する技術であろうと思う。

(2) FAREWEL プロセス

通常余剰汚泥は最終沈殿池から採取引き抜かれている。余剰汚泥は曝気槽で十分に曝気されたあとに引き抜かれることになるので飢餓に近い状態にあり、利用可能な有機物と接触すれば速やかに一時貯蔵物質を合成する能力をもつと考えられる。著者らが提唱しているFAREWEL プロセス（Final AeRation of Excess sludge With an Excess Loading)あるいはFAREWEL 反応は、余剰汚泥を汚泥処理系に送る前に下廃水と共に短時間反応させ下廃水中の有機物を一時貯蔵物質として除去することで、曝気のための動力を低減するとともに、バイオマスエネルギー資源として回収しようというものである。

ケーススタディーを考える。生物反応槽への流入有機物からの汚泥発生の収率を簡単のため COD_{Cr} ベースで 0.5 とする。この場合、1kg の COD_{Cr} を処理すると、0.5kg の酸素が微生物によって消費され、また、COD_{Cr} として 0.5kg の余剰汚泥が発生することとなる。COD_{Cr} として 0.5kg の余剰汚泥は VSS 量としては 0.36(=0.5/1.4)kg にあたる。

一方、FAREWEL 反応において、この余剰汚泥に 0.2kgCOD_{Cr} の有機物を投与し、曝気して反応させ、概ね上清の有機物が除去されたところで反応を止めるものとする。一部の有機物は酸素によって酸化分解されるが、通常の活性汚泥プロセスの場合よりも無機化される分は少なくてすむ。仮に 3 割が無機化され、残り 7 割が一時貯蔵物質になるとしよう。その場合、0.06kg の酸素が消費され、また、約 0.14kgCOD_{Cr} に相当する一時貯蔵物質が余剰汚泥に蓄積される事となる。つまり、この場合、汚泥量の 28%に相当する一時貯蔵物質が蓄積されたということになる。先に触れた Takabatake ら [5]の報告と比べると、やや虫の良い方の想定である。なお、この際の酸素消費量は 0.06kg である。

上記の場合における酸素消費の削減効果を計算する。処理された COD_{Cr} の量は、全部で 1.2kg。通常の活性汚泥法でこの量の COD_{Cr} を処理しようとすると、0.6kg の酸素が消費される。一方、FAREWEL 反応を導入した場合に消費された酸素量は、通常の活性汚泥法での 0.5kg と FAREWEL 反応での消費量 0.06kg の合計、即ち 0.56kg である。従って、削減効果は 7%弱である。

同様の計算によって、回収されるバイオマスの量は 7%ほど増加するとの結果を得ること

ができる。

なお、Huda らは活性汚泥によって蓄積された PHB の約 3/4 は中温での嫌気性消化の際に速やかに分解され酢酸を経てメタンガスに変換される事を報告している。少なくとも PHB に関しては、通常の余剰汚泥バイオマスよりもよりもメタンに転換しやすい。

先の試算において、曝気動力として例えば 200Whr/m^3 使用しているとすると、1m^3 あたりの水処理にかかる曝気エネルギーを 14Whr 削減することができる。一方、余分に回収されるバイオマス量は、初沈越流水の COD_{Cr} を仮に 400g/m^3 とすると、10g/m^3 ほど増加するだけであるが、エネルギー量としては 37kCal/m^3（43Whr/m^3）ほどとなり、あわせればそこそこの量である。

ただし、処理場のおかれている状況によって、本プロセスの適用性は様々であろう。たとえば、曝気は BOD の除去だけでなく、アンモニアの酸化のために行う場合も多い。そのような場合には、曝気のための動力の削減効果は率としてはより少なくなると予想されるが、それでも、バイオマスエネルギーの回収量が増えることは積極的に評価されるかもしれない。また、FAREWEL 反応ではアンモニアの酸化は恐らく望めないので、別途処理が必要になるかもしれないが、それとても、通常の系列の処理水で希釈してしまえば許容範囲という判断になるかもしれない。

(3) コンタクトスタビライゼーション法

コンタクトスタビライゼーション法そのものは以前から存在する技術ではあるが、処理水質にやや不安があるためか、我が国では適用例はあまり多くないようである。コンタクトスタビライゼーション法では、処理対象の水と活性汚泥を混合しての曝気はごく短時間ですませ、その後汚泥と処理水をすぐに分離してしまう。そして、汚泥中に蓄積されている一時貯蔵物質を、汚泥返送系においてゆっくり分解する。曝気槽の容積を小さくできる事、また、曝気する液体の体積が小さくてすむので曝気のための動力費を低減できる事がメリットである。

(4) 散水ろ床法や DHS 法と組み合わせて

散水ろ床法や DHS 法は、曝気動力を削減するためには非常に効果的である。散水装置が回転しながら下水を供給するため、通常でもろ床やスポンジは有機物を含む下水と酸素を含む空気に交互にさらされる事となる。とはいえ、その間隔はごく短いのが通常である。一時貯蔵を行う微生物が存在する事を頭におくと、やや高濃度の廃水を短時間散水し、その後数時間ろ床・スポンジを休ませるような運転の仕方ができないかと思う。このようなメカニズムでの水質改善を、下水処理場ではなく収集中に（即ち下水管内で）行うことができないかと考えている。まだ検討を始めたばかりである。

参考文献：

1）押木守ら(2009)下水道協会誌．46(566)．126-137.

2）押木 守ら(2009)用水と廃水 51(9): 41-49.

3) Huda et al. (2011) to be presented at 4th ASPIRE.

4) Jiang et al. (2011) The ISME Journal, 5, 896-906.

5) Mino et al. (1998) Wat. Res., 32, 3193-3207.

6)Takabatake et al. (2002) Wat. Sci. Tech., 45(12), 119-126.

7) van Loosdrecht et al. (1997) Water Science and Technology, 35(1),41-47.

１．５　環境調和型重金属廃水処理の研究動向

1.5.1 はじめに

重金属を含む廃水処理法として、最も一般的な手法は中和凝集沈殿法である．中和凝集沈殿法は、消石灰や苛性ソーダにより廃水の pH を中性～アルカリ性にして重金属を水に不溶性の水酸化物にし、凝集剤を用いて沈殿分離する．消石灰を用いたこの手法には、①使用する薬品が安価である、②スラッジの凝集性が良い、③pH 計処理槽に設置することで、薬注制御が可能である、といった長所がある [1)]。一方、①汚泥の発生量が多い [1)]、②Al、 Cr、Zn などの両性金属はアルカリ側で再溶解する [2)]、③EDTA やアンモニアなどを含む廃液では、重金属が錯体を形成し、水酸化物を形成しにくい [2)]、などの短所も持っている。

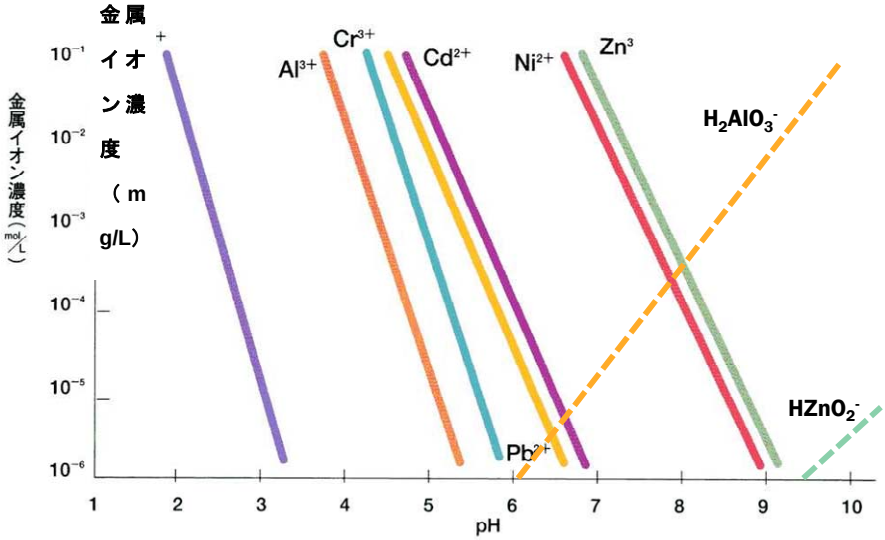


図 1.5.1 pH と金属イオン濃度との関係 [2)]

本報告では、上述した中和凝集沈殿法との比較として、以下の６項目で優位性を持つ処理法を環境調和型重金属処理法と位置付け、それらの処理法に関する実施例や研究例を概括する。

(1) 汚泥の発生量が少ない
(2) 凝集剤など薬品の添加量が少ない
(3) 資源回収に適している
(4) 生物資材やリサイクル材料を利用している
(5) 複雑な工程を経ず、錯形成した重金属を処理できる
(6) 処理水の水質がよく、再利用できる

1.5.2 中和凝集沈殿法の改良

中和凝集沈殿法において、中和処理のために消石灰を用いるよりも苛性ソーダを用いた方が汚泥の発生量は少ない [1)]。しかし、粒子の沈降性や脱水性が消石灰に比べて悪いため、これまで苛性ソーダの利用は制限されていた [1)]。辰巳 [3)]は、苛性ソーダを使用しても沈降性・脱水性に優れた汚泥が得られる凝集剤として、アルギン酸ナトリウムを有効成分とした機能

性凝集剤を開発した。また、この機能性凝集剤は酸化力を有するため、廃水中重金属を水酸化物ではなく酸化物として処理でき、含水率が低く金属含有率の高い汚泥を得ることに成功している。プリント基板工場エッチング排水および線状廃水の中和凝集沈殿処理にこの機能性凝集剤を適用したところ、銅含有率が 15～20%で、塩素含有率が汚泥乾燥重量当り 1%と低い汚泥得たとの報告がある[4)]。

1.5.3 硫化物沈殿法

硫化物沈殿法は，アンモニアや EDTA などと錯形成した重金属の処理に有効[5)]であり，中和凝集沈殿法に比べて処理水中の金属イオン濃度をより低減できる可能性をもつ[6)]ことから，環境調和型処理法と言える。しかし，従来の硫化物沈殿法は硫化剤の添加制御が難しく、硫化剤が過剰になると沈殿生成物がコロイド化し，有毒な硫化水素も発生するため、ほとんど普及していない[7)]。藤原ら[8)]は，硫化水素を鋭敏なガスセンサーでモニタリングすることにより、硫化剤過剰添加をなくし、高純度の金属硫化物が得られたと報告している。征矢ら[6)]は、硫化剤として一般的な硫化ナトリウムを用いず、石膏廃材($CaSO_4$)を還元分解し、生成した硫化カルシウム（CaS）を金属含有廃液の硫化処理剤として利用した。Cu^{2+}、 Zn^{2+}、 Ni^{2+} 混合模擬廃液に CaS を添加した結果、pH1.8～2.0 で Cu^{2+}の選択硫化、pH5.5～6.0 で Zn^{2+}の選択硫化に成功している。

1.5.4 キレート高分子薬剤法

キレート高分子薬剤法とは，重金属イオンを水溶性キレート捕集剤に反応結合させ、水に不溶性の錯体を形成させる方法である。水溶性キレート捕集剤は、水溶性高分子にジチオカルバミン酸基等を官能基として持ち、重金属イオンをキレート結合して水に不溶性の化合物を生成させる。中和凝集処理が困難な、EDTA やアンモニア等の共存下で形成された水溶性金属錯体から金属を奪い取り、水に不溶な沈殿物を形成させる点が特長である[9)]。

1970 年代に製品開発され、ヒ素、セレン、水銀、クロム(VI)を含む重金属や、フッ素、シアンなどの処理に実績を残している。この処理法は、以下の特長で環境調和型と言える。

(1) 中性域で沈殿処理できる（最適処理 pH6～8）。
(2) 汚泥発生量が、中和凝集沈殿法のおよそ 1/2～1/3 に低減できる。
(3) 錯形成した重金属を簡便に除去できる。

1.5.5 精密ろ過膜法

めっき工程から排出される金属イオンの処理において、従来一般的に用いられてきた中和凝集沈殿処理法のうち、高分子凝集剤添加・沈殿分離工程を精密ろ過膜（MF 膜）モジュールで置き換えた処理法が標準化されつつある[10)]。上流側の産業用途で利用される膜分離技術はすでに実用化されていたが、下流側である排水系、しかも重金属水酸化物に対応する膜処理は開発が遅れていた。主な課題は、排水であるが故に各種工程から混入してくる破砕くず、繊維、フィルムなどのごみの流入があり、膜の形状としてこれらのごみによる閉塞を起こさないチューブ型の膜を開発する必要があった。内田らが開発しためっき排水処理用精密ろ過膜モジュールは、内径 φ5mm、外形 φ8mm のチューブ型多孔体で、材質はポリプロピレン、公称孔径は 2μm である[10)]。この孔径サイズは、ろ過対象である重金属水酸化物の粒子径が 3

～8μm であることから、対象粒子径の下限付近に最適化している。このように分離対象粒子を限定することで、孔径サイズを一般的な精密ろ過膜の孔径よりも大孔径にでき、膜自体のろ材抵抗を低減させ、ろ過駆動力の省力化も実現した。精密ろ過膜を利用した重金属廃水処理は、以下の点で環境調和型と言える。

(1) 高価な高分子凝集剤が不要である。

(2) 中和処理は消石灰ではなく苛性ソーダが利用可能なため、発生スラッジの減容化が図れる。

1.5.6 天然資源を利用した重金属廃水処理法

(1) 無機材料

日本の広い範囲で天然に存在する無機系未利用資源として、天然ゼオライトがある。天然ゼオライトは三次元網目構造を有する多孔体で、イオン交換能のほかに“分子ふるい”や“触媒活性”などの多彩な機能を有する [11)]。天然ゼオライトは産地により鉱物学的諸性質が異なるが、植田ら [12)]によると種類によらず金属イオンの吸着順位は Pb>Cr(Ⅲ)>Cu(Ⅱ)> Cd>Zn>Ni で示され、水和イオン半径の小さいものほど優先的に吸着される傾向がある。また、NH_4^+は金属イオンよりも優先的に吸着し、CN^-は金属イオンと錯体を形成するため、金属イオン吸着能を低下させる。

天然ゼオライトの吸着能の均一化と向上のために、種々の化学処理が行われている。最も一般的なのが苛性ソーダなどによるアルカリ処理である [12),13)]。アルカリ処理の狙いは、天然ゼオライト表面の吸着サイトを覆う未変質の火山ガラスなどを除去することにある。さらに加熱処理により、天然ゼオライトの主成分であるクリノプチロライトをＰ型ゼオライトやソーダライトに構造変化させることでさらに吸着能は高まる [11)]。南澤ら [14)]は化学処理した天然ゼオライトによる Pb の吸着等温線を，図 1.5.2 のように報告している。

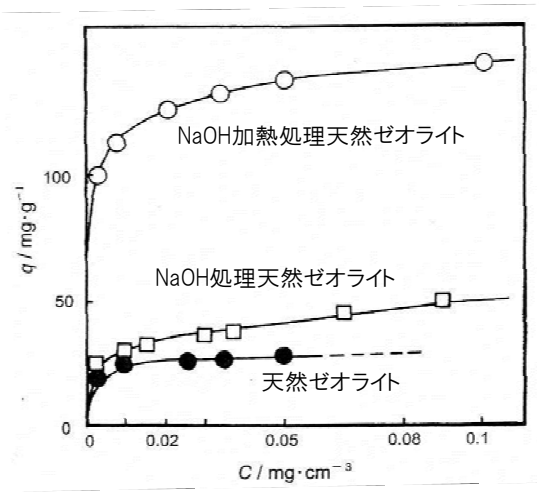


図 1.5.2　Pb の吸着等温線 [11)]
吸着体：0.5g, 試料溶液：200cm^3
吸着時間：30min, pH:3.0　実験温度：室温

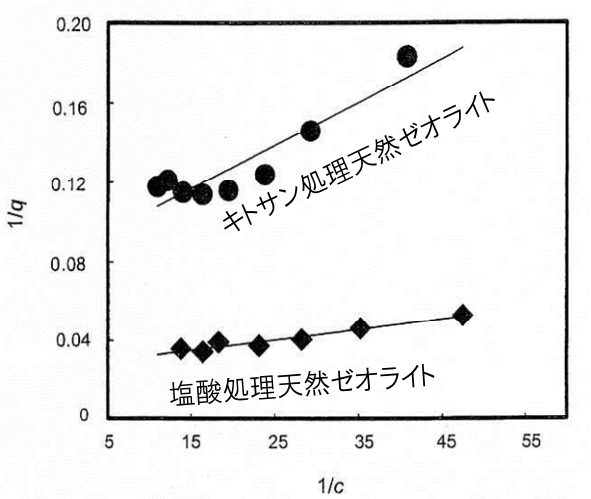


図 1.5.3　ﾗﾝｸﾞﾐｭｱ式による Pb の吸着等温線 [11)]
吸着体：0.1g, 試料溶液：100cm^3
吸着時間：120min, pH:6　実験温度：室温

天然ゼオライトに吸着した金属イオンは、塩酸により脱離回収できる。また、金属イオンを脱離した天然ゼオライトは、アルカリ加熱処理することで再利用が可能である[15)]。

中和凝集処理と同様、キレート剤や有機物と錯体を形成した金属イオンは天然ゼオライトでは除去困難であるが、メタクリル酸メチルとジビニルベンゼンで天然ゼオライトを被覆することで親有機性吸着体に改質させ、金属イオンを吸着させることができる[16)]。

南澤ら[17)]は、天然ゼオライトをキトサンで被覆することで、塩酸処理を施した天然ゼオライトに比べて約 3 倍の Pb 吸着能を有する吸着体を作成できたと報告している(図 1.5.3)。

RDF 焼却灰[18)]、鋳物スラグ[19)]、火力発電所から排出されるフライアッシュ[20)]、廃陶磁器[21)]、石膏ボード[22)]、鋳物廃砂[23)]など、多くの産業廃棄物を用いた重金属類の除去についての検討も行われている。ただし、産業廃棄物を吸着体として利用する場合、廃棄物からの重金属類の溶出には注意しなければならない。利用の際には、アベイラビリティ試験などを行い、環境の変化においても重金属を過剰に溶出しないことを確認した上で利用する必要がある。

(2) バイオマス

さまざまな種類のバイオマス（微生物細胞、海藻、植物体、動植物加工残渣など）およびそれらの構成成分が重金属類を吸着する性質を有し、それらを上水・排水中の有害重金属類の除去・回収に適用可能であるということが明らかにされている[22)]。重金属類の除去材となるバイオマスが多量かつ安価に入手可能な場合、除去材の製造コストを低く抑えることができるため、特に開発途上国での上水・排水処理に非常に有効な方法と考えられている[24)]。重金属廃水処理という視点に立った場合の、バイオマスが他の天然素材に比べて優位な点として、以下の２点を挙げることができる。

(1) 鉱物系の素材に比べて自己組織化され、ある程度の規則的・均質な構造を持つものが多い[25)]。

(2) その構造から吸着性能を推定することが比較的容易である[25)]。

バイオマスは、多くの場合そのままでは吸着能が低かったり、実際の水処理に適用するには不適切な形状であったりするため、前処理を施す必要がある。菊地ら[24)]は、バイオマス吸着材の作成および重金属類吸着除去・回収処理への適用のための前処理を、図 1.5.4 のようにまとめている。

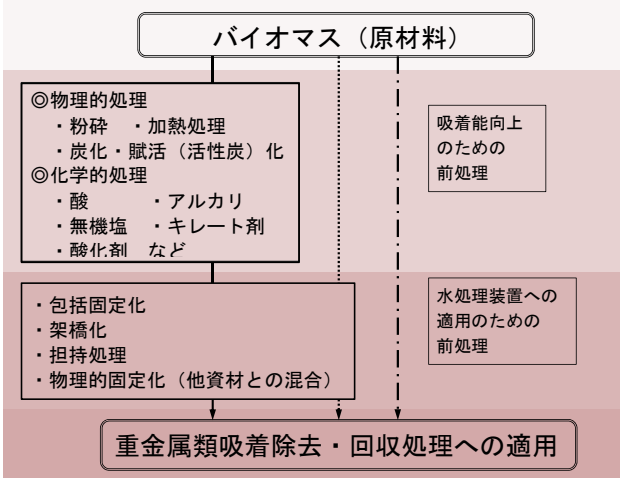


図 1.5.4 バイオマス吸着材の作成および重金属類吸着除去・回収処理への適用までの流れ[24)]

バイオマスによる重金属類の除去機構は、大きく分けて吸着と代謝を介した細胞内への能動輸送に分類される。吸着には、生物体自体への吸着と生物の算出した物質による吸着がある。生物体自体への吸着のメカニズムには、ファンデルワールス力による物理吸着、２．静電的作用、３．

イオン交換、４．重金属イオンとバイオマス吸着部位（表面官能基）との強い化学結合（複合体化）、５．表面沈殿がある。後者には、鉄バクテリアなどが生成する鉄やマンガン酸化物による吸着が含まれる[24)]。

菊池ら[24)]は、これまでに報告されているバイオマスを用いた重金属類吸着脳に関する研究を表 1.5.1 のようにまとめている。

表 1.5.1　各種バイオマスおよびその改質物の重金属類吸着能（文献 24）の表を一部加筆修正）

金属種	バイオマス	バイオマスの種類	qmax (mg/g)	b (L/mg)	備考
Hg	*Saccharomyces cererisiae*（廃ビール酵母）	真菌（酵母）	133.3	0.119	磁化処理した細胞
	Penicillium oxalicum（アオカビの一種）	真菌	269.3	0.07	10M NaOH中で煮沸；粉砕後篩別（>125μm）
	Tolypocladium sp.（発酵工場残渣）	同上	161.0	0.50	粉砕後篩別（>125μm）
	Cystoseira baccata	藻類（海藻）	329	N.I.	粉砕後篩別（0.5～1mm）
Ni	*Saccharomyces cererisiae*（廃ビール酵母）	真菌（酵母）	6.34	N.I.	粉砕後篩別（>150μm）
	Penicillium chrysogenum（アオカビの一種）	真菌	55	0.014	ｸﾞﾙﾀﾙｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞと架橋化
	ホンダワラ属（*Sargassum*）の一種	藻類（海藻）	71.6	0.097	0.2%ホルムアルデヒドで処理
	Azolla filiculoides（アカウキクサの一種）	植物	70.3.～ 80.1	0.061～ 0.133	アルカリおよびCaCl2;Mgcl2,NaCl(2:1::1モル比) により活性化
	ヨシ地上部	同上	7.92	1.31	粉砕、篩別後0.1M NaOH処理
Pb	*Saccharomyces cererisiae*（廃ビール酵母）	真菌（酵母）	5.72	0.102	粉砕後篩別（>150μm）
	パン酵母（実験室培養）	同上	85.6	N.I.	ｸﾞﾙﾀﾙｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞによりｼｽﾁﾝと架橋化
	Penicillium chrysogenum（アオカビの一種）	真菌	204	0.021	ｸﾞﾙﾀﾙｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞと架橋化
	Penicillium oxalicum（アオカビの一種）	同上	47.4	1.01	10M NaOH中で煮沸；粉砕後篩別（>125μm）
	ホンダワラ属（*Sargassum*）の一種	藻類（海藻）	303	0.6411	0.2%ホルムアルデヒドで処理
	Azolla filiculoides（アカウキクサの一種）	植物	264～ 294	0.0172～ 0.0366	アルカリおよびCaCl2;Mgcl2,NaCl(2:1::1モル比) により活性化
	ヨシ地上部	同上	17.2	1.79	粉砕、篩別後0.1M NaOH処理
Zn	*Saccharomyces cererisiae*（廃ビール酵母）	真菌（酵母）	9.68	N.I.	粉砕後篩別（>150μm）
	ミナミアオサ（*Ulva onoi*）	藻類（海藻）	74.6	0.038	0.1M NaOHに1時間浸漬後粉砕、篩別
	Azolla filiculoides（アカウキクサの一種）	植物	64.1～ 84.4	0.029～ 00609	アルカリおよびCaCl2;Mgcl2,NaCl(2:1::1モル比) により活性化
	ヨシ地上部	同上	5.75	2.07	粉砕、篩別後0.1M NaOH処理

金属種	バイオマス	バイオマスの種類	qmax (mg/g)	b (L/mg)	備考
As(Ⅲ)	*Garcinia cambogia*（フクギの一種）の果皮	植物	704.11	0.008	ビーズ状に固定化
As(Ⅴ)	カニ殻廃棄物	動物	8.25	N.I.	粉砕後、1M HClで洗浄
Cd	スピルニナ（市販）	細菌（藍藻）	99.5	0.145	凍結乾燥
	Saccharomyces cererisiae（廃ビール酵母）	真菌（酵母）	15.4	N.I.	粉砕後篩別（>150μm）
	パン酵母（実験室培養）	同上	11.63	1.52	シスチンと架橋化
	ミナミアオサ（*Ulva onoi*）	藻類（海藻）	61.9	0.0208	粉砕後篩別（>1～4mm）
	Gelidium sesquipedale（テングサの一種）	同上	18.0	0.19	粉砕後篩別（>0.25～1mm）
	寒天抽出廃棄物	同上	9.7	0.16	粉砕（粒径0.25～1mm）
	オリーブ油搾りかす	植物	5.3	0.09	乾燥、粉砕後蒸留水で洗浄
	ヨシ地上部	同上	10.2	1.68	粉砕、篩別後0.1M NaOH処理
Cr(Ⅲ)	スピルニナ（市販）	細菌（藍藻）	185	0.0935	凍結乾燥
	Saccharomyces cererisiae（廃ビール酵母）	真菌（酵母）	12.8	N.I.	粉砕後篩別（>150μm）
Cr(Ⅵ)	ヒヨコマメ種子殻	植物	91.64	0.009	105℃で24時間乾燥
	ダイズ鞘	同上	58	0.08	ｼﾞﾒﾁﾛｰﾙｼﾞﾋﾄﾞﾛｷｼｴﾁﾚﾝ尿素 および塩化ｺﾘﾝと架橋化
	サトウキビバガス	同上	103	0.23	同上
	トウモロコシ茎葉	同上	84	0.11	同上
Cu	スピルニナ（市販）	細菌（藍藻）	196	0.155	凍結乾燥
	Saccharomyces cererisiae（廃ビール酵母）	真菌（酵母）	10.2	N.I.	粉砕後篩別（>150μm）
	Penicillium chrysogenum（アオカビの一種）	真菌	92	0.024	ｸﾞﾙﾀﾙｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞと架橋化
	Aspergillus niger（コウジカビの一種）	同上	26	0.19	1%ホルマリンで処理
	ホンダワラ属（Sargassum）の一種	藻類（海藻）	87.1	0.164	0.2%ホルムアルデヒドで処理
	ミナミアオサ（*Ulva onoi*）	同上	57.3	0.0282	0.1M NaOHに1時間浸漬後粉砕、篩別
	Gelidium sesquipedale（テングサの一種）	同上	32m.9	0.0153	粉砕後、篩別（粒径0.25～1mm）
	寒天抽出廃棄物	同上	16.7	0.0282	篩別（粒径0.25～1mm）
	オリーブ油搾りかす	植物	10	0.08	乾燥、粉砕後蒸留水で洗浄
	ヨシ地上部	同上	9.91	1.196	粉砕、篩別後0.1M NaOH処理

q_{max}, b はいずれも、Langmuir 型等温吸着式のパラメータ

真菌は、抗生物質、ステロイド、各種の酸などの工業用製品、酵素や香味料の製造に利用されている。これら製造過程から排出される難生分解性廃棄物バイオマスは年間数千トンに上るが多くは焼却処分されている。これらを吸着材として有効利用できれば、極めて有意義な環境配慮型廃水処理技術と言える[25)]。

真菌の細胞壁の主成分は、マンノースの重合体、マンナン（酵母類）、N-アセチルグルコサミンの重合体、キチン（糸状菌）、種々の多糖類で構成される。このように真菌の細胞壁には、金属類と相互作用しうる複数種の官能基が存在する。たとえば、キチン・キトサンには、カルボキシル基、アミド基、チオール基、リン酸、水酸基などの官能基が含まれる[25)]。キトサンは、Pb、 Hg、 Cr（Ⅲ）、 Cd について著しく高い吸着能を有する（キトサン単位 g 当りの吸着量：Pb796mg、 Hg1,123mg、 Cr(Ⅲ)92g、 Cd558mg）[25)]。

鉄・マンガン酸化細菌は、鉄バクテリアによって酸化された鉄やマンガンが固体状酸化物となってバクテリア菌体上に沈積またはろ過層に留まり、地下水中のヒ素を吸着除去する。吸着されたヒ素は、逆洗時に汚泥として回収する。鉄・マンガン酸化細菌によるヒ素の処理の長所として、以下の２点が挙げられる。

(1) 地下水中に多く含まれる亜ヒ酸の前酸化を行うことなく、As(Ⅲ)を除去できる[25)]。

(2) 吸着材は鉄バクテリアが自動的に合成するので、手間も費用も不要である[25)]。

この処理法は、他の重金属や有機物の処理法としても適用できる可能性が高い[26)]。

1.5.7 放射線グラフト重合法

グラフトとは接木を意味する。放射線グラフト重合は、基材ポリマーにガンマ線や電子線などの放射線を照射してラジカルを形成させ、モノマーを反応させることによりグラフト鎖を形成させる技術である[27)]。グラフト重合は図 1.5.5 のようなフローで作成される。放射線

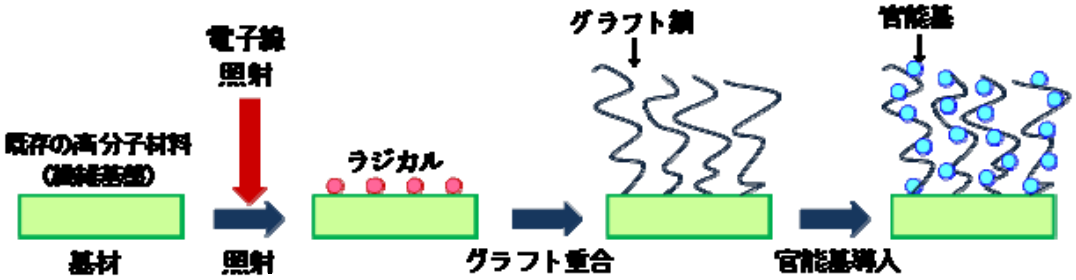


図 1.5.5　放射線グラフト重合法による繊維状金属捕集材の合成プロセス[29)]

グラフト重合により合成される代表的な官能基・グラフト用モノマー及び重合後に使用する化学反応試薬を表 1.5.2 に一覧する、放射線グラフト重合による繊維状捕集材の長所として、以下の５点が挙げられる。

(1) 基材ポリマーの種類や形状、グラフト重合に用いるモノマーに制限がない[28)] ため、 既存の高分子材料に目的官能基を導入できる。

(2) 作成した繊維状の金属補修材は、従来の樹脂補修材より 100 程度処理速度が高く、吸着カラムを小型化できる[27)]。

(3) 共有結合で強く固定できる[29)]。

(3) 架橋構造でない[29]。

(4) 表面だけでなく、内部までラジカル生成可能[29]。

すでに以下の実施例がある[27]。

1. ホタテ加工残渣（ウロ）の有効利用

ウロに高濃度(20mg/kg)で含まれるカドミウムを溶離させ、繊維状捕集剤で除去した。ウロは肥料として有効利用が可能である。

2. 冷暖房用貯留水の浄化

1000m^3 超の冷房用貯留水に含まれる鉄や銅を繊維状捕集剤で除去した。

3. 海水からのウラン捕集

海水中に約 3μg/kg 溶けているウランを、アミドキシム型捕集剤を用いて 1kg 捕集した。

4. 温泉水からのスカンジウム捕集

草津温泉源泉に含まれるスカンジウム（17μg/kg)をリン酸型捕集剤で捕集。高品位スカンジウム鉱石にくらべ 2～15 倍の捕集量を実現した。

表 1.5.2 放射線グラフト重合により合成される代表的な金属捕集材と使用されるグラフト用モノマーおよびグラフト重合後に使用する化学反応試薬[27]

官能基	グラフト用モノマー	化学反応試薬
アミドキシム	アクリロニトリル	ヒドロキシシルアミン
アミン酸	グリシジルメタクリレート Ｎ－ビニルホルムアルデヒド	ジエチルアミン 水酸化ナトリウム
イミノジエタノール	グリシジルメタクリレート	2,2'イミノジエタノール
イミノ二酢酸	グリシジルメタクリレート	イミノ二酢酸ナトリウム
グルカミン	グリシジルメタクリレート	N−メチルグルカミン
スルホン酸	スチレン グリシジルメタクリレート	硫酸 亜硫酸ナトリウム
リン酸	グリシジルマタクルレート 2−ヒドロキシエチルメタクリレートリン酸	リン酸 －

1.5.8 おわりに

本報告では、最も一般的な重金属廃水処理法である中和凝集沈殿法をベースとして、より環境調和型であると評価できる重金属廃水処理法を取り上げ、その原理、研究内容、実施内容等を紹介した。紹介した処理法には、キレート高分子薬剤法のように 1970 年代から処理実績のあるものもあれば、放射線グラフト重合法のように廃水処理への適用はまだ研究段階にあるものまで、種々多様である。重金属廃水処理を行う場合、どの処理法が環境調和型処理法として適しているのかは、重金属の種類、廃水の性状、処理量など処理水側の条件、および処理にかかる費用、処理施設のスペース、処理に携わる作業者の数・技術力など、様々な要因を総合的に評価して意思決定する必要がある。また、天然資源を利用した処理法のように、その地域や事業所特有の資源や廃棄物を積極的に活用することも、高い優先順位で選ばれるべきである。今後は、天然資源や廃棄物を活用した重金属廃水処理法を適切にデータベース化し、ニーズに合った処理法を導入しやすい環境づくりをしていくことが重要である。

参考文献

1) 東レリサーチセンター：水リサイクル・廃水処理技術、237, 2007.

2) 伊藤雅喜編著：水循環システムのしくみ、ナツメ社、136-137, 2010.

3) 辰巳憲司：重金属リサイクル型産業排水処理剤の開発、ケミカルエンジニアリング、Vol.47, No.7, 529-534, 2002.

4）産総研 環境管理研究部門編：産総研シリーズ エコテクノロジー －化学物質のリスク削減技術－、232, 2004.
5) 福田正、柳下幸一、松田仁樹、小嶋義弘：硫化物化によるめっき廃水中重金属の個別分離回収、硫酸と工業、Vol.59, 36-44, 2006.
6) 征矢勝秀、松田仁樹、福田正：硫化カルシウムによる混合金属溶液中の銅、亜鉛、ニッケルの選択硫化特性、硫酸と工業、Vol.62, 106-112, 2009.
7) 東レリサーチセンター：水リサイクル・廃水処理技術、275, 2007.
8) 藤原宣昭、松浪豊和、横山昌夫、大日方正憲：悪臭のしない硫化物法、環境管理、Vol.41, No.6, 637-644, 2005.
9) 伊藤雅喜編著：水循環システムのしくみ、ナツメ社、140-143, 2010.
10) 内田正喜：重金属排水向け膜処理システム、環境浄化技術、Vol.6, No.8, 16-21, 2007.
11) 南澤宏明 : 環境調和型無機材料による重金属類の除去　－天然無機資源を中心として－、*J. Soc. Inor. Mater. Japan,* Vol.15, 50-58, 2008.
12) 植田安昭、野口文男、河野啓介、大田弘毅：各種ゼオライト鉱物による廃水中の重金属除去、日本鉱業会誌、Vol.94, 341-346, 1978.
13) 野田修司：天然ゼオライトによる重金属含有廃水の処理について、島根県立工業技術センター研究報告、No.17, 27-33, 1980.
14) 南澤宏明、山中宏、新井信正、奥谷忠雄：化学処理した天然ゼオライトにおける鉛(2)の吸着特性、日本化学会誌、Vol.1991, 1605-1611, 1991.
15) 吉田秀夫、倉田陽、三箇清司：各種ゼオライトによる汚水中の重金属イオンの除去、水処理技術、Vol.17, No.3, 219-226, 1976.
16) 板橋修、後藤富雄、生島豊：未利用鉱物を用いた工場排水の高度処理-2-有機物含有排水の処理について、工業用水、No.327, 23-27, 1985.
17) 南澤宏明、齋藤和憲、渋川雅美、田中智、町長治、新井信正：キトサン修飾した天然ゼオライトによる Pb(II)の吸着挙動、日本大学生産工学部研究報告. A、Vol.38, 41-44, 2005.
18) 男成妥夫、村山正樹、松本奈緒美、増山和晃：RDF 焼却灰からのケイ酸カルシウム水和物系多孔質体の水熱合成とその吸着剤への応用、用水と廃水、Vol.43, No.11, 955-960, 2001.
19) 林浩志、勝賀瀬暢一、常田聡、平田彰、佐々木弘：スラグウールを付着担体とする固定床型硫酸還元バイオリアクターによる希薄廃水からのカドミウム回収、資源と素材、Vol.119, No.9, 559-563, 2003.
20) Acemioğlu,B.：dsorption of Congo red from aqueous solution onto calcium-rich fly ash Original Research Article, *Journal of Colloid and Inter. Sci*., Vol.274, 371-379, 2004.
21) 横川善之 : 廃陶磁器等を利用したセラミックス担体による水質浄化、用水と廃水、Vol.39, No.8, 709-713, 1997.
22) Kojima,Y., Funada, S., Yasue,T.：Production of gypsum hardened body contained active carbon from waste gypsum board and its adsorption property,*J. Soc. Inorg. Mater. Japan*, Vol.11, 212-218, 2004.
23) 鈴木昌資、矢澤貞春、小口正浩　他：鋳物廃砂を原料とした人工ゼオライトの応用に関する研究、埼玉県産業技術総合センター研究報告、Vol.2, 6-10, 2003.
24) 菊地哲郎、田中修三：バイオマスを利用した重金属類の吸着除去・回収技術　－現状と

展望ー、用水と廃水、Vol.51, No.7, 46-62, 2009.
25) 藤川陽子、菅原正孝、濱崎竜英：生物起源資材による有害金属成分等の選択的吸着と資材選抜の考え方、用水と廃水、Vol.51, No.7, 63-72, 2009.
26) Hennebel,T., Gusseme,D.,Boon,N.,Verstraete,W.：Biogenic metals in advanced water treatment, *Trends in Biotechnolog*y, Vol.27, No.2, 90-98, 2008.
27) 玉田正男：放射線加工による繊維状捕集材の開発、高分子、Vol.58, No.6, 397-400.
28) 幕内恵三：ポリマーの放射線加工、ラバーダイジェスト社、第 7 章、2000.
29) 藤原邦夫：放射線グラフト重合法による機能性高分子材料の開発とその応用例、エバラ時報、No.216, 2007.

（大同大学　堀内将人）

１．６　下水処理水の修景利用における藻類異常発生の抑制

土木研究所　南山，岡安，久岡，柴山

１．６．１　はじめに

下水処理水などの再生水の利用が世界的に進められている。我が国においても，下水処理水を都市内の水資源の一つとしてとらえ，有効活用が進められている。**図 1.6.1** に日本における下水処理水の利用状況を示す。下水処理水量の約 1.4%が利用されており，修景用水，河川維持用水の 2 つで半分以上の水量を占めている。水資源の確保とせせらぎ創出を通した都市のうるおいづくりという，相反するニーズを満たすために下水処理水が利用されている一方で，処理水のほとんどが利用されずに放流されている。再生水の利用の普及に関しては，下水を起源とする水の利用に対する人々の意識の問題や，コストと技術面での問題など課題を抱えているのも事実である（国土交通省 2009)。地球環境の変化による渇水リスクの上昇が指摘されている中で，都市における水資源を確保し，うるおいづくりへのニーズを満たしていくためにも,これらの課題を解決していくことが望まれている。

再生水の利用をすすめるにあたり調査研究をすべき課題として，修景用水利用施設及び親水用水利用施設における美観確保対策，また，安価で高度な水処理技術の開発が求められている（国土交通省 2005)。下水処理水は，窒素やりん等の栄養塩類を比較的高濃度に含む場合があるため，都市内の水路や修景池などに利用した場合に藻類の大量増殖を引き起こし，景観障害等の問題が生じる場合がある。対策手法の一つとして下水処理水中の栄養塩類を極めて低くする手法が適用可能であると考えられるが，現状では設備費・運転費ともに高価となる。そこで，下水処理水に対して好気性の生物膜処理を適用して微量元素濃度を低下させることで，従来よりも安価に藻類増殖を抑制することを試みた（岡安ら 2008；岡安ら 2009；久岡ら 2011；Hisaoka et al. 2011；柴山ら 2011)。

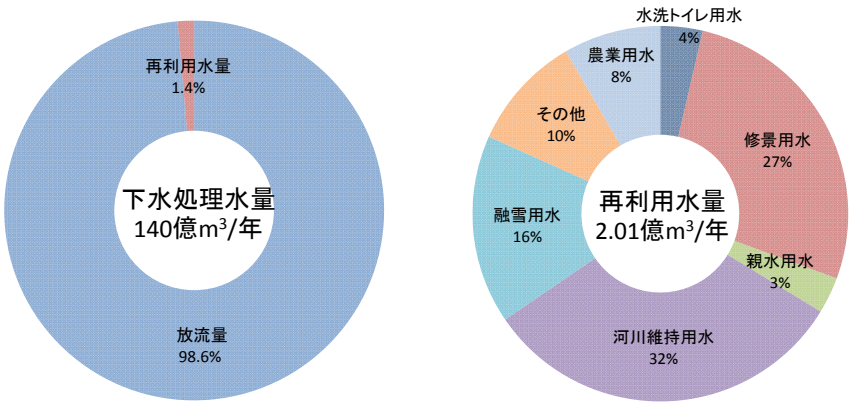


図 1.6.1　下水処理水の利用状況（平成 20 年度国土交通省下水道部）

１．６．２　担体処理による下水処理水からの微量元素の除去

（１）実験概要

図 1.6.2 に担体処理実験装置の概念図を示す。標準活性汚泥法とオゾン処理が施された

下水処理水を，反応槽（有効容量 0.56m^3，水理学的滞留時間 2 時間）に導入した。槽内に微生物保持担体（ポリプロピレンを基材とした中空円筒状，4mm^{OD}×3mm^{ID}×5mm^{L}）を体積比 30％で入れ，空気で曝気した。

実験期間のうち藻類の増殖が活発になる 7 月から 10 月までの間,下水処理水と担体処理水を月 1 回採水し,試料中の浮遊物質(SS),有機性浮遊物質(VSS),溶解性有機性炭素(DOC),全窒素（T-N），アンモニア性窒素（NH_4-N），亜硝酸性窒素（NO_2-N），硝酸性窒素（NO_3-N），全りん（T-P），オルトりん酸態りん（PO_4-P），全鉄（T-Fe），溶解性鉄（D-Fe），全マンガン（T-Mn），溶解性マンガン（D-Mn）の各濃度を測定した。

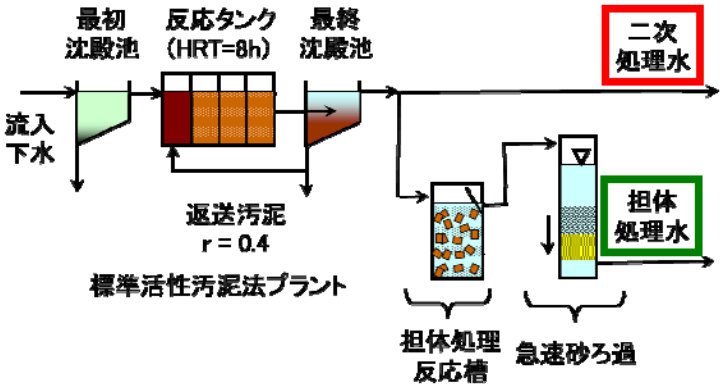


図 1.6.2　実験装置概念図

（２）実験結果と考察

表 1.6.1 に水質の測定結果を示す。T-N，T-P は，担体処理の前後で大きな差が見られなかった。一方、Fe 濃度と Mn 濃度は低下していた。

表 1.6.1　担体処理実験における水質測定結果（平均値）

項目	単位	下水処理水	担体処理
DOC	mg/L	3.35	2.68
T-N	mg/L	7.37	7.40
NH_4-N	mg/L	0.07	0.02
NO_2-N	mg/L	0.47	0.19
NO_3-N	mg/L	6.31	6.89
T-P	mg/L	0.76	0.53
PO_4-P	mg/L	0.40	0.37
T-Fe	μg/L	150.1	42.9
D-Fe	μg/L	28.6	6.21
T-Mn	μg/L	35.6	16.9
D-Mn	μg/L	1.96	0.25

１．６．３　実施設への適用

（１）実験の概要

担体処理による藻類増殖抑制効果を確認するために，再生水が通水されている実施設を用いた実験を行った。再生水を原水とするせせらぎ水路 A（**写真 1.6.1**）と，再生水を担体処理して得られた担体処理水に砂ろ過処理を行った水が通水されるせせらぎ水路 B（**写真 1.6.2**）とで，双方の水路内で発生する藻類の量を比較した。

写真 1.6.1　せせらぎ水路 A

写真 1.6.2　せせらぎ水路 B

（２）方法

水路内で発生する付着藻類量を把握するために，それぞれの水路の壁面に 10cm×10cm×0.5cm の素焼き板を設置し，約 1 ヶ月間水面下にさらした。1 か月後に回収し，素焼き板表面上の固形物をポリエチレン製歯ブラシにて掻き取り，単位面積当たりのクロロフィル a（Chl-a）を測定した。また，双方のせせらぎ水路の始点においてせせらぎ水路への流入水を月 1 回採水し，採水試料中の SS，VSS，DOC，T-N，NH_4-N，NO_2-N，NO_3-N，T-P，PO_4-P，D-Fe，D-Fe，T-Mn，D-Mn，Chl-a の各濃度を測定した。

せせらぎ水路を流れる水は循環しており，循環する水の一部だけがろ過される。下水処理水の供給や降雨によりせせらぎ水路内の水量が一定量を超えるとオーバーフローし河川へと排水される。

（３）実験結果と考察

表 1.6.2 に，再生水を通水したせせらぎ水路 A と，再生水に担体処理を行った後にろ過処理を行った水を通水したせせらぎ水路 B の実験期間中の水質測定結果(平均値)を示す。T-N や T-P については，せせらぎ水路 B がせせらぎ水路 A の半分以下に減少していた。金属類に関しては，D-Fe には大きな差はみられなかったが，T-Fe はせせらぎ水路 B がせせらぎ水路 A の 1/6 程度であり，Mn は懸濁態，溶存態ともに 1/10 程度であった。これらの測定結果から，担体処理を行った後にろ過処理を行ったことによる効果がせせらぎ水路の水質にも表れていることが確認された。

設置した素焼き板の表面性状は，せせらぎ水路 A では実験期間を通じて表面全体を覆うほどの付着物が確認されたが，せせらぎ水路 B では付着物はみられたものの表面全体が覆われることは無く，付着物の長さも短かった。付着物の分析結果を**表 1.6.3** に示す。せせ

らぎ水路Bの付着物のSS，VSSは，せせらぎ水路Aの1/2程度であり，Chl-aは1/3程度であった。

藻類増殖の制限因子として一般的にはりんが挙げられる。カナダの南オンタリオと西ケベックの13河川について夏場に藻類量と藻類群集に及ぼす栄養塩類濃度と流速の影響を検討した結果によると,藻類量は0.006～0.082mg/Lの範囲においてT-P濃度と正の相関があるとされている（Chételat et al. 1999)。ここで使用した下水処理水および担体処理水のT-P濃度は0.6mg/L程度であり，T-P濃度が藻類増殖の律速になっているとは考えにくい。したがって，目立った減少が確認され，藻類増殖に必要なものと考えられるD-Mn濃度が，制限因子になった可能性が高いと考えられる。

表1.6.2　水質測定結果

項目	単位	下水処理水を通水した せせらぎ水路A	担体処理＋砂ろ過水を通水した せせらぎ水路B
SS	mg/L	8.85	3.65
VSS	mg/L	3.85	1.90
DOC	mg/L	3.29	3.98
T-N	mg/L	4.21	1.87
NH_4-N	mg/L	0.02	0.02
NO_2-N	mg/L	0.07	0.02
NO_3-N	mg/L	3.5	1.28
T-P	mg/L	0.21	0.10
PO_4-P	mg/L	0.13	0.08
T-Fe	μg/L	60.8	10.7
D-Fe	μg/L	6.84	5.66
T-Mn	μg/L	4.85	0.50
D-Mn	μg/L	1.69	0.16
Chl-a	μg/L	28.5	7.13

表1.6.3　付着物の分析結果

項目	単位	せせらぎ水路A 付着物	せせらぎ水路B 付着物
Chl-a	$\mu g/m^2$	26.2×10^4	8.5×10^4

１．６．４　まとめ

再生水を修景利用した際に生じる藻類増殖は,再生水の水質や水路における水温,水深,流速等の条件にも影響される。本報告では水質に焦点を当て，再生水を利用する池や水路における付着藻類増殖を低減することを目的とした，担体処理の適用に関する知見を紹介した。この方法は，従来の方法よりも簡易なものであり，実際の修景水路や池でのニーズにこたえられる可能性があると考えられる。

参考文献

岡安，鈴木（2008）下水の高度処理による藻類増殖能の抑制，*第 42 回日本水環境学会年会講演集*，p.280.

岡安，原田，鈴木（2009）下水の高度処理による付着藻類増殖能の抑制，*第 43 回日本水環境学会年会講演集*，p.359.

国土交通省（2005）下水処理水の再利用水質基準等マニュアル.

国土交通省（2009）下水処理水の再利用のあり方を考える懇談会報告書.

柴山，久岡，岡安，南山（2011）下水処理水の修景利用における藻類増殖抑制対策技術の開発，第 23 回技術研究発表会，アーバンインフラ・テクノロジー推進会議，東京.

久岡，岡安，南山（2011）せせらぎ水路における付着藻類の抑制技術，*第 48 回下水道研究発表会講演集*，pp.235-237.

Chételat, J., Pick, F.R., Morin, A., Hamilton, P.B. (1999) Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(4), pp.560-569.

Hisaoka, Okayasu, Suzuki, Minamiyama (2011) Control of green algal growth potential of reclaimed water with aerobic biofilm process and sand filtration, 8th IWA International Conference on Water Reclamation & Reuse, Barcelona.

１．７　生物処理とオゾン処理を活用した排水処理システム

京都大学大学院　西村文武

1.7.1 はじめに

1914 年に英国で活性汚泥法による最初の下水処理場が運転開始され、現在(2012 年時点)で約 100 年が経つ。これまでに活性汚泥法に関する研究開発は数多くなされてきているが、100 年前に実用化された基本技術が未だに現役でかつ主流であるものは、科学技術の時代といわれ、科学技術の進展により世界経済や国際情勢まで変化させうるまでに至っている現在において、ある意味稀なものである。理由はいろいろ挙げられよう。活性汚泥法自身が非常に安定した確実な技術である、種々の排水処理に対応が可能である(一般的に知られている設計条件で建設された処理施設を基本的な操作条件で運転した場合、流入水質が多少異なるケースにおいても、流入水質に応じた活性汚泥生物群が形成され、結果として処理水質に大きな変化は見られない)等が理由に挙げられる。これに加えて、これまでに下水処理に要求されてきたものが、現状のシステムで対応可能な範囲の事柄であったこと、あるいは経済的側面から改善のインセンティブが働かなかったことも、ともすれば理由となっていたのかもしれない。しかし、いずれにせよ、活性汚泥法には改善すべき点も多くあり、その主たるものが、大量の余剰汚泥の発生、微量有害汚染物質処理への不十分な対応性、大量の電力消費である。これまでこの課題群への対処例として、余剰汚泥の減容化、物理化学的な酸化処理、下水中に含まれる成分を活用した資源・エネルギー回収がある。またこれらの課題の解決は、直接・間接に、「都市再生・低炭素社会に貢献する新しい技術システムの開発」に関与するものである。ここではこの諸問題とオゾン処理に関わりの可能性を示し、生物処理とオゾン処理の双方を活用した排水処理システムの適用について考察する。

1.7.2. 活性汚泥法の諸問題の解決に関わるオゾン処理

1.7.2.1　余剰汚泥発生量の減容化

下水汚泥の発生量は、2008 年度において発生固形物量で 221 万(DS-ton/年：濃縮汚泥ベース)であり、焼却灰などの最終発生固形物としては、71.4 万 ton にまで減量される。これは発生量の 32%に相当するものである。このうち、建築資材利用や緑農地利用などとしてリサイクルされる割合は年々増加し、78%にまでなっている。一方下水汚泥中総バイオマス量は 177 万 ton であるが、バイオマスとしてのリサイクル率は、依然低い状態が続いており、消化ガスとしての利用が 13.0%、緑農地利用が 9.7%、汚泥燃料としての利用が 0.7%であり、残り合計 76.6%のバイオマスが未利用のままとなっている。バイオマスとしてのリサイクル率が低い現状から、汚泥の発生そのものを減容化させる試みがなされてきた。種々のプロセスが提案されているが、原理は物理化学的あるいは生物学的な作用により固形物として存在する汚泥を液化させ、その後生物分解させることにより結果として無機化の促進を図るものである。液化プロセスとしては、オゾン酸化、ビーズミルを用いた破砕や超音波照射、アルカリ剤や酸化剤を用いた手法、好熱性細菌活用による生物学的手法が検討されており、最も導入実績があるものがオゾンによる汚泥減容化法である。オゾン酸

化法の導入実績が高いのは、日本下水道事業団内での設計指針が発行されていることがひとつの理由であるとされているが、単なる物理的な破砕操作による汚泥の液化と比較して、酸化作用が加わることから、有機物の化学的変化が見込まれることも付加的な効果が期待されると考えられる。オゾンによる汚泥減容化プロセスを組み込んだ処理プロセスには、オキシデーションディッチに適用したもの、りん回収装置プロセスを組み込んだものなど、その中でも種々のものが提案されているが、りん除去を組み込んだプロセスの場合、オゾン注入率の実績は 10g/m^3-原水程度である(荒川, 2006)。一方、オゾン発生効率は無声放電法において原料が乾燥空気の場合、20kWh/kg で発生量は～30kg/h 程度、乾燥酸素の場合、10kWh/kg で発生量が～60kg/h 程度である(杉光英俊, 1996)。わが国の産業用電気料金は 10～15 円/kWh 程度であり、これらより、単位下水量あたりの必要オゾン処理エネルギーは 0.1～0.2kwh/m^3(0.36～0.72MJ/m^3)程度と算出される。一方、実下水処理場での水処理、汚泥処理に必要なエネルギー消費原単位は図 1.7.1 に示すとおり処理場規模(年間処理水量)の関数になっている。処理水量 50,000m^3/day(1.83×107m^3/yr)においては、水処理は 3～6 MJ/m^3、汚泥処理では濃縮、脱水、焼却まで行うプロセスで 2.5 MJ/m^3 程度のエネルギーを必要とする。汚泥発生量は処理水量の 3%程度であるとすると、汚泥減容のためにかかるオゾンのエネルギーは単位汚泥処理量あたり 10 倍程度になり高くなる。しかし最終的な汚泥処理費が近年は 16,000 円/ton 程度になっている。また電気料金を 10 円/kW とし、流入下水 10,000m^3 から 7.8ton の脱水汚泥が生成することを考慮すれば、オゾン処理を導入するほうが経済的といえる。

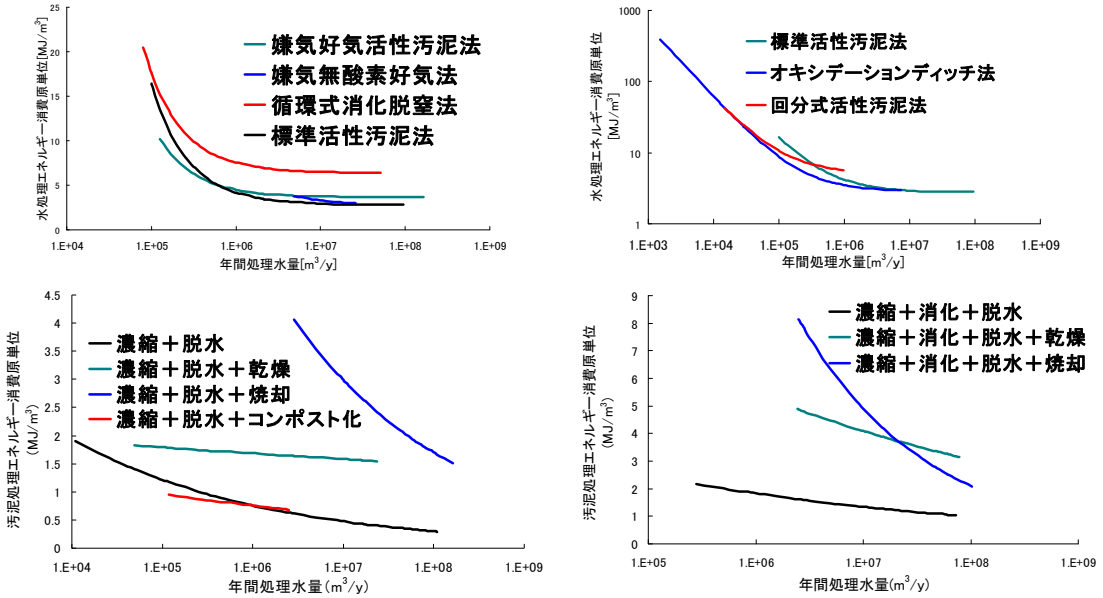


図 1.7.1　水処理、汚泥処理に必要なエネルギー消費原単位(H17 度下水道統計(日本下水道協会)をもとに統計処理)

1.7.2.2　物理化学的な酸化処理、

微量有害汚染物質については，PPCP や EDC をはじめとして、近年その環境中での動態が注目されている。しかし生物処理では必ずしも十分な除去が得られるとは限らない。生

物処理を補完する処理法として注目されているのが、オゾンをはじめとする酸化処理である。オゾンは水溶液系での標準酸化還元電位が 2.07V であり、フッ素(F_2: 標準酸化還元電位 2.89V)　ヒドロキシラジカル(HO・ 同 2.80V)に次ぐ高い酸化還元電位を有することから、多くの化合物の酸化処理に活用される。とりわけ－SH、＝S、＝NH、－OH、－CHO 基を有する化合物と反応性が高いことから、臭気の除去に有効であるとされる。無機化までは困難で酸化処理後の最終産物が酢酸をはじめとするカルボン酸になることが知られているが、化学物質の生物分解性が向上することから、生物処理との組み合わせが効果的とされる。図 1.7.2 に例として E2 濃度の初期単位 TOC 当たりのオゾン消費量に対する変化を示す。オゾン処理により容易に分解されることが示されている。PPCP など多くの微量有害化学物質の除去に有効であることが多くの実験により示されている(日本下水道事業団, 2009)。オゾン処理を行うと必ずしも処理水の化学物質リスクが減るケースばかりではなく、場合によってはリスク増加に繋がる可能性もある。たとえば臭化物イオンが共存するケースでは、臭素酸イオンが形成される場合がある(図 1.7.3)。また下水二次処理水をオゾン処理する場合には NDMA が形成される場合もある。しかしながら、適正なオゾン注入操作を行えば、それらの形成前に目的とする物質の分解を達成できうるものであり、また臭素酸イオンや NDMA は生物分解性が示唆されていることから、生物処理との組み合わせによる分解手法が考えられる

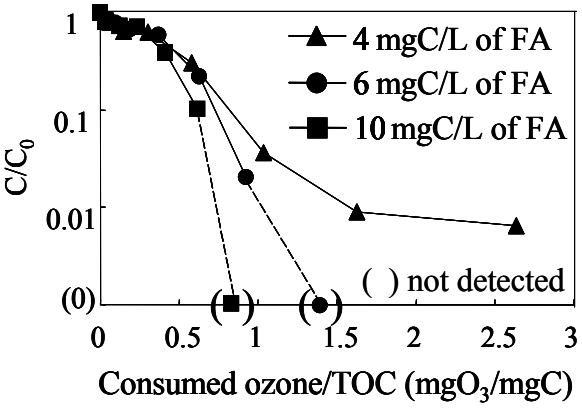


図1.7.2　E2濃度の初期単位TOC当たりのオゾン消費量に対する変化

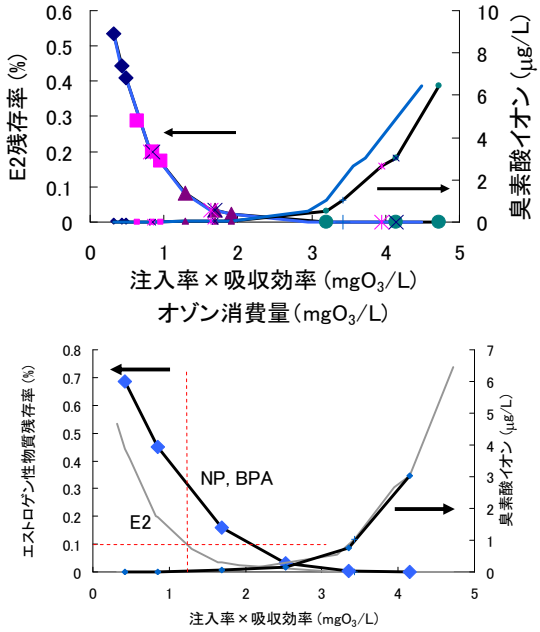


図1.7.3　注入率×吸収効率とEDCs残存率および臭素酸イオンの関係

1.7.2.3　下水中に含まれる成分を活用した資源・エネルギー回収

下水からの資源･エネルギー回収でもっとも注目されているのがメタン発酵技術である。メタン発酵では、含水率が高い有機性廃棄物(汚泥)からガス状の物質を回収することができる。すなわち、汚泥を乾燥や脱水などのエネルギーを必要とするプロセスを経る前に処理し、エネルギー回収を行うことができることから、汚泥の含水率を減らしてから焼却して熱エネルギーを回収するプロセスよりも利点がある。ただし余剰汚泥のメタン転換率は 50%以下であり、その効率を上げることが希求されている。余剰汚泥の嫌気性消化は加水

分解段階が律速であるとされており、加水分解を促進するプロセスが種々検討されてきた。その中でオゾン酸化処理は汚泥の前処理としてきわめて有効なプロセスであるとされている。小松らは高温・中温のハイブリッドフローによるオゾン処理嫌気性消化プロセスがオゾンを効率的に活用しうるプロセスであるとしてその有効性を示すなど(小松 2006)、エネルギー回収プロセスでもオゾン酸化処理プロセスの適用が期待されている。

1.7.3. 余剰汚泥減容化，リン回収型高度排水処理法

1.7.3.1　汚泥減容化・リン回収型高度処理プロセス

このように、活性汚泥法の短所を解決する手法において、オゾン処理の適用の可能性があることを示した。ここで、活性汚泥にオゾン処理を行うプロセスを組み込んだシステム例を図 1.7.4 に示す。本処理プロセスの基本的な性能評価や特性・有効性は既に報告され(H. Nagare，2008 年)、資源回収効果やエネルギー削減効果も有することが検証されている(津野，2006 年)。AO プロセスでの必要エネルギー量は増大し、さらにオゾン処理プロセスを導入するためそのエネルギーもかかるが、汚泥処理に必要とされるエネルギー削減が図れることと、リン回収まで着目した場合、リン資源輸入にかかるコストも削減できることから、全体としてはエネルギー消費が抑制されることが示されている。このプロセスでは完全に余剰汚泥を出さない形で運転すると、処理水質の悪化が生じることが一方で示されているが、それを回避するために、ある程度の汚泥減容を行うとともに、オゾン処理汚泥を引抜き、メタン発酵プロセスにまわす形でメタン回収も期待するものである。本処理プロセスは、オゾン酸化工程が組み込まれていることから、微量有機汚染物質の除去効果も期待できると考えられる。別途微量有機汚染物質除去の工程を加えることを想定すると、よりエネルギー削減が期待でき、さらに高度な処理水を得られるものと考えられるが、その効果についての定量的な評価はなされていない。そこで、省資源・省エネルギーに加え微量有機汚染物質除去の観点から本プロセスを評価することを目指し、活性汚泥法が主体となっている現下水処理法に一部のプロセスを加えシステムを改善することで、省エネルギー・資源回収型処理システムを構築しうることを実験的に示すこととした。ここでは、特に、エストロゲン性物質に着目した。

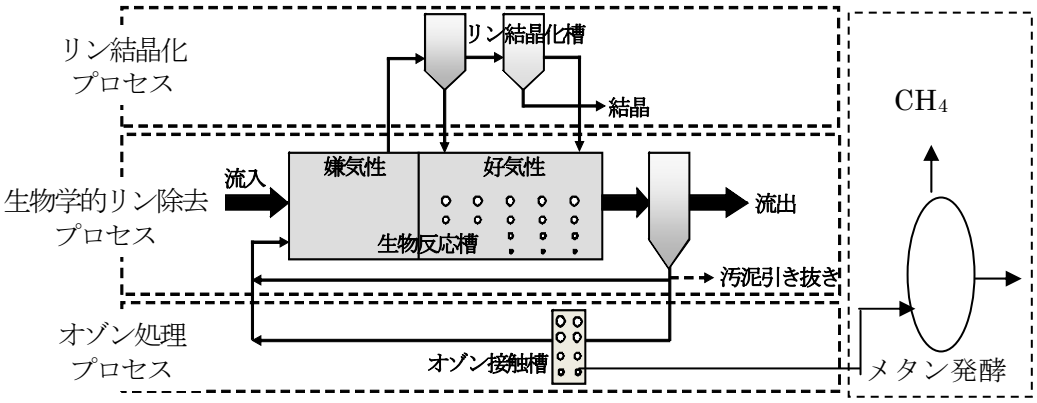


図 1.7.4　汚泥減容化・リン回収型高度処理プロセス＋メタン発酵プロセス

1.7.3.2 オゾン処理プロセスにおけるエストロゲン性物質の挙動

1.7.3.2.1 実験方法

実下水処理場の返送汚泥を用いてオゾン処理を行いエストロゲン性物質の挙動を明らかにし、また、オゾン処理により汚泥への吸着特性の変化をみるため、不活化試験を行った。

オゾン処理は円筒形で直径 10.0cm および高さ 100cm で、有効容積 6.0L のガラス製の槽を用い、半回分式で行った。用いた装置の概略を図 1.7.5 に示す。表 1.7.1 に示す実下水処理場における返送汚泥を対象とし、オゾン処理を行った。なお、RunO2 では接触槽へ入れた汚泥に、E1、E2、E3、EE2 および BPA を 1μg/L、ならびに NP を 50μg/L となる量で、RunO4 では E1、E2、E3、EE2 および BPA を 2μg/L、ならびに NP を 50μg/L となる量で添加し、30 分攪拌を行った後、オゾン処理を行った。オゾン処理の条件およびサンプリング時間を表 3.3.2 に示す。不活化処理は Run O2 により得られた汚泥を用い、図 1.7.6 に示す手順で、坂本が活性汚泥について吸着特性を調べた実験と同様の方法で行った(坂本, 2008)。

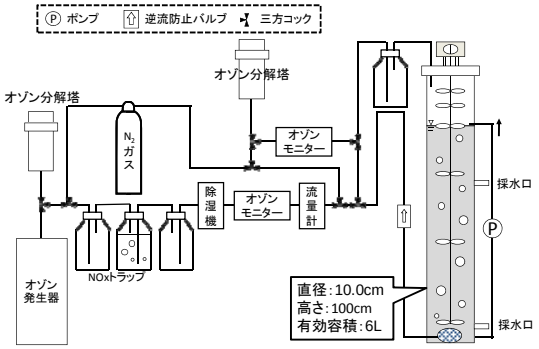


図 1.7.5　オゾン処理装置の概略

表 1.7.1　対象とした返送汚泥の性質

	下水処理場における処理法	MLSS濃度 [mgSS/L]	VSS/SS比 [-]	汚泥中リン含有率 [%]	pH	温度 [℃]
Run O1	標準活性汚泥法	4,910	0.78	1.65	6.80	26.8
Run O2		3,870	0.83	2.07	6.76	23.8
Run O3	嫌気／好気活性汚泥法	9,490	0.84	2.72	6.61	18.0
Run O4		10,030	0.86	2.35	6.66	18.6

表 1.7.2　オゾン処理条件およびサンプリング時間

		オゾンガス流量 [L/min]	送入オゾンガス濃度 [mgO_3/L]	サンプリング時間 [min]
Run O1	Run O1-1	0.2	80	0, 2, 5, 10, 15, 20, 30
	Run O1-2			0, 60, 120, 180, 240, 300
Run O2	Run O2-1			0, 2, 5, 10, 15, 20, 30
	Run O2-2			0, 60, 120, 180, 240, 300
Run O3	Run O3-1			0, 2, 5, 10, 20
	Run O3-2			0, 40, 60, 150, 270, 420
Run O4	Run O4-1			0, 2, 5, 10, 20
	Run O4-2			0, 40, 60, 150, 270, 420

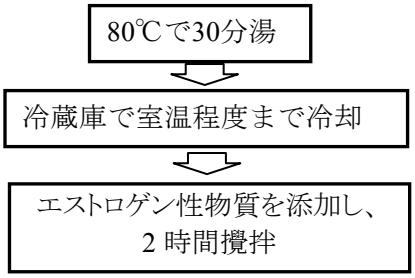


図 1.7.6　不活化処理の手順

1.7.3.2.2 実験結果および考察

オゾン処理における NP および E2 の残存率とオゾン消費量および COD 可溶化率との関係を図 1.7.7 および図 1.7.8 に示す。

水相中 NP は急激に減少し、どの Run においてもオゾン消費量 30mgO3/gSS まででほとんどが除去される。このとき、COD 可溶化率は 0.1 程度であった。しかし、初期を詳しくみると、Run O3 および Run O4 はオゾン消費量が 5mgO3/gSS 程度まではほとんど変化しておらず、5~30mgO3/gSS で急激に減少している。汚泥相中 NP は、Run O1 における残存率の変化がやや緩やかであるが、Run O2~Run O4 においては水相中 NP とほぼ同じ傾向で、オゾン消費量 30mgO3/gSS 程度で残存率が約 0.1 になった。以上のことから、MLSS 濃度が高い場合、オゾン処理の非常に初期において、NP はあまり分解されないのではないかと考えられる。水相中 E1 は、初期に減少し、その後はほとんど変化しておらず、Run O1 および Run O2 においては、残存率が高く、Run O3 および Run O4 においては低い残存率になっている。しかし、どの Run においても、オゾン消費量 30mgO3/gSS 以上ではほぼ一定の値を示している。汚泥相中 E1 は、どの Run においても同様に初期において急激に減少しており、残存率は 0.1~0.4 程度であった。その他のエストロゲン性物質もオゾン消費量 30mgO3/gSS、COD 可溶化率 0.1 までに急激に減少し、その後はほぼ一定の値を示している。したがって、エストロゲン性物質除去の観点からオゾン処理により達成することが望ましい COD 可溶化率は 0.1 程度であることが分かり、これ以上の可溶化率を得てもエストロゲン性物質の除去効率があがる可能性は低いと考えられる。また、汚泥が存在しない場合の反応速度定数により、汚泥存在下におけるエストロゲン性物質の分解しやすさを表せることも示唆された。吸着特性を式(1.7.1)に示すフロイントリッヒの吸着等温式を用いて表し、各エストロゲン性物質についての実験結果のフロイントリッヒ型の吸着等温式によるプロッ

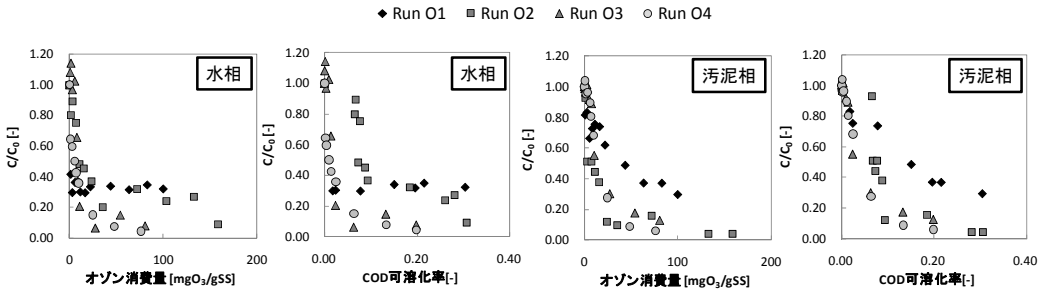


図 1.7.7　NP 残存率とオゾン消費量および COD 可溶化率との関係

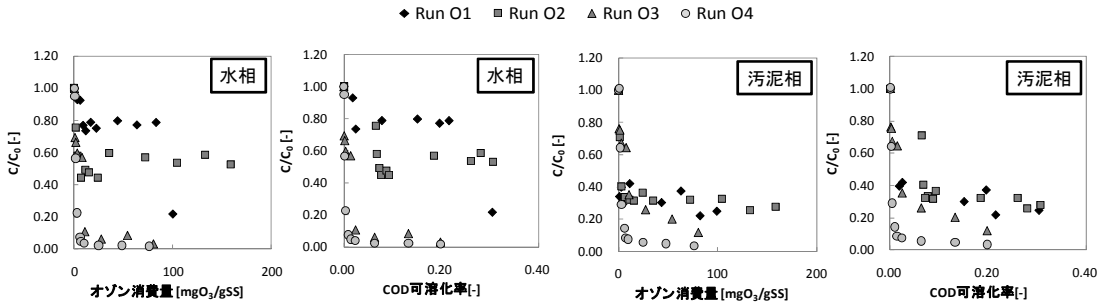


図 1.7.8　E1 残存率とオゾン消費量および COD 可溶化率との関係

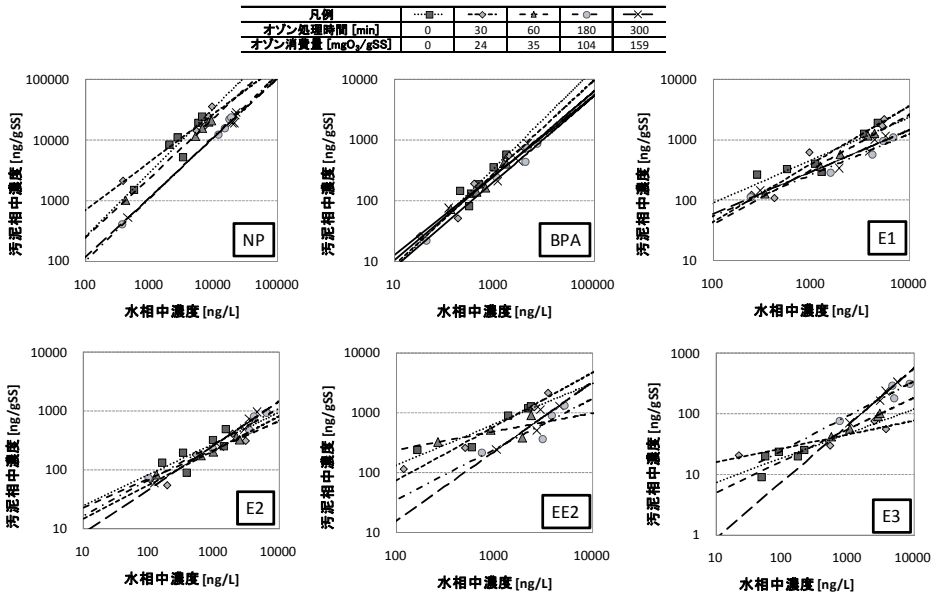


図 1.7.9　各エストロゲン性物質のオゾン処理汚泥への吸着特性

$$Cs = K_f \times Cw^{\frac{1}{n}} \tag{1.7.1}$$

Cs：汚泥相中エストロゲン性物質濃度 [ng/gSS]
Cw：水相中エストロゲン性物質濃度 [ng/L]
Kf：フロイントリッヒ定数　　1/n：定数

BPA、E1 および E2 は汚泥のオゾン処理を行っても吸着特性はほぼ同じ吸着特性を示しており、オゾン処理により吸着特性は変化しないことが示されている。NP、EE2 および E3 は多少の変化はみられるが、本実験で行った濃度範囲においてはほぼ同一の帯状にプロットされており、オゾン処理により吸着特性が大きく変化することはないと考えられる。以上のことから、吸着実験により得られた全てのデータを用いて各エストロゲン性物質の吸着等温式の定数を求め、表 1.7.3 に示す。これらは、過去の研究において提示されたオゾン処理を行わない汚泥での値に近いものであった。

1.7.3.2.3 汚泥減容化・リン回収型高度処理プロセスにおけるエストロゲン性物質の挙動

回分実験により得られた結果をもとに、汚泥減容化・リン回収型高度処理プロセスの有機物およびリンの定常状態モデルを構築した後、表 1.7.4 に示す運転条件におけるエストロゲン性物質の挙動を予測した。Case 0 は、オゾン処理を行わない従来の活性汚泥法の運転条件である。

表 1.7.3　エストロゲン性物質の汚泥への吸着特性

	K_f	1/n	R^2
NP	6.58	0.86	0.84
BPA	2.27	0.69	0.93
E1	2.05	0.74	0.84
E2	3.47	0.62	0.89
EE2	5.00	0.65	0.74
E3	1.82	0.53	0.82

表 1.7.4　汚泥減容化・リン回収型高度処理プロセスの運転条件

	Case 0	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4	Ca
σ	-	0.30	0.10	0.20	0.30	
ω	0.018	0.0034	0.0017	0.0017	0.0017	
B_a+B_i	1700	2423	3251	2971	2677	
$B_{ar}+B_{ir}$	6907	10333	13961	12754	11484	
ζ	0	0.016	0.036	0.023	0.018	

ここで、σ：汚泥の可溶化率(COD ベース)(-)、ω：余剰汚泥引抜率(-)

Ba、Bi：反応槽中での活性を有する汚泥、不活性汚泥濃度(mgCOD/L)

Bar、Bir：返送汚泥中での活性を有する汚泥、不活性汚泥濃度(mgCOD/L)

ζ：汚泥のオゾン処理率(-)

可溶化率を 0.3、汚泥引き抜き率を 0~0.0034 として運転した場合(Case 1、Case 4 および Case 5)および可溶化率を 0.1~0.3、引き抜き率を 0.0017 として運転した場合(Case 2、Case 3 および Case 4)および Case 0 におけるエストロゲン性物質の除去率を図 1.7.10 に示す。

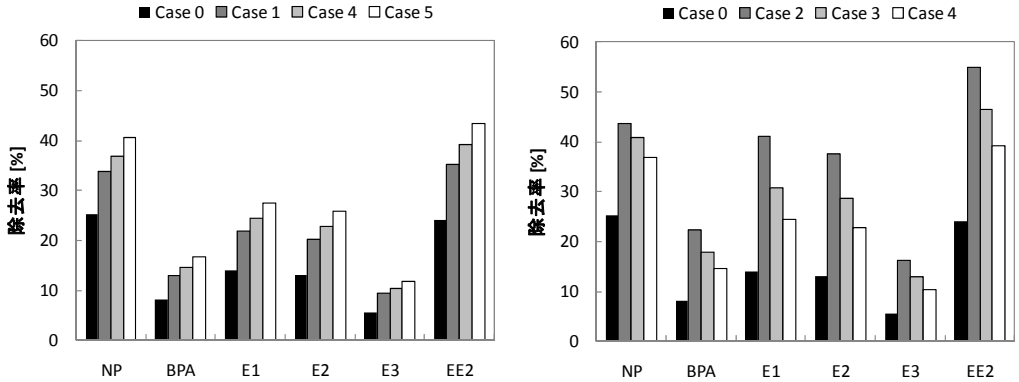


図 1.7.10　エストロゲン性物質の除去率の比較

引き抜き率を減らすにつれ、除去率が向上した。引き抜き率を減らすためにはより汚泥減容化量を増やす必要があり、汚泥オゾン処理率が高くなっているためであると考えられる。Case 0 と比較して、Case 5 においてはそれぞれ 1.6~2.1 倍の除去率となっている。また、可溶化率が低いほど、除去率が向上した。特に、k_{EDCs}/k_{SS} 値の大きい物質において除去率が大きく向上した。可溶化率 0.1、引き抜き率 0.0017 で運転した Case 2 においては、Case 0 と比較して、1.7~3 倍の除去率が得られた。引き抜き率の変化よりも可溶化率を低くすることで、エストロゲン性物質の除去効率は向上することが分かった。以上より、エストロゲン性物質は、可溶化率を低くし、引き抜き率を減らすにつれて除去率が向上することが分かる。一方で溶化率を低くする場合、不活化汚泥の蓄積がすすみ、正常に生物処理が行うことができなくなる可能性が考えられるが、過去の研究においては、汚泥のオゾン処理率(ζ)が 0.007~0.2 の運転事例が存在し(Pengzhe Sui, 2010 年, 荒川, 2008 年)、可溶化率 0.1 程度でも十分運転可能であると判断した。

1.7.4 まとめ

現在、広く使用されている活性汚泥法には、諸課題(余剰汚泥の大量発生、微量有害汚染物質への低い除去率、エネルギー消費)があるが、それらの解決にオゾン処理が各々関わりうることを示した。そして現在の処理プロセスを活用しつつ改善できる新規プロセスとして汚泥減容化・リン回収型高度処理プロセス＋メタン発酵プロセスを提示した。この提示プロセスにおいて、エストロゲン性物質(NP、BPA、E1、E2、EE2、E3)がどのように挙動するかを解明し、除去率を向上させるための運転条件の提案を行った。オゾン処理プロセスにおいては、各エストロゲン性物質はオゾン消費量 $30mgO_3/gSS$ までに急激に減少し、その後はほぼ一定であった。リン結晶化プロセスにおいて水相中エストロゲン性物質濃度

は変化しなかった。また、シミュレーションにより、エストロゲン性物質は、可溶化率 0.1 程度で運転した場合、従来の活性汚泥法と比較して、1.7~3 倍の除去効果が得られた。本プロセスでは、エネルギー削減、資源回収を図ると同時に、オゾン処理可能な微量有害物質の除去も達成できることを明らかにした。

ここでは、紙面の都合で特に触れなかったが、処理システムにおいてオゾンを用いることの意義は、微生物制御(消毒)も可能であること、電源さえ確保できれば外部から薬品を持ち込まなくとも発生させられること、発生制御が比較的容易であることである。消毒、汚泥減容、(メタン発酵前処理としての)汚泥改質、微量汚染物質制御の各プロセスにおいて、オゾン添加による応答をあらかじめ記憶させた制御システムを構築し、かつきめ細かなモニタリングが可能であれば、必要十分なオゾン量を添加しうるシステムの構築も不可能ではない。すなわち、オゾン発生に必要な電気を、詳細なモニタリングにより適切に与え、全体としてエネルギー消費を抑制することも可能となる。また、メタン発酵プロセスを除けば小規模処理システムとして流域に分散配置し、遠隔操作による集中管理への発展も期待できる。これらは流域での水資源循環再利用など、今後求められる水処理システムへの応用への可能性もあると考えられ、そのための評価が今後求められる。

引用・参考文献

H. Nagare, H. Tsuno, W. Saktaywin, T. Soyama(2008) Sludge Ozonation and its Application to a New Advanced Wastewater Treatment Process with Sludge Disintegration, Ozone Science and Engineering, 30, pp.136-13.3.

Pengzhe Sui(2010)Behavior of Metals in the Advanced Sewage Treatment Process with Excess Sludge Reduction and Phosphorus Recovery, 京都大学博士学位論文.

荒川清美, 田中俊博(2008) オゾンによる汚泥可溶化を組み込んだ嫌気—無酸素—好気法におけるりんの挙動に関する研究, 下水道協会誌, Vol.45, No.545, pp.101-112.

杉光英俊(1996) オゾンの基礎と応用, 光琳, 360p.

小林拓朗, 李玉友, 原田秀樹, 安井英斉, 野池達也(2007) 温度フェーズと中間オゾン処理を組合わせたプロセスによる余剰汚泥嫌気性消化の促進効果、環境工学研究論文集, Vol.44, pp.703-712.

小松和也，安井英斉，大橋晶良，原田秀樹(2004) オゾン処理を用いた高効率嫌気性消化プロセス，下水道協会誌論文集，Vol.41, No.505, pp.111-117.

小松和也，安井英斉，李玉友，野池達也(2006) 高温・中温のハイブリッドフローによるオゾン処理嫌気性消化プロセスの効率化, 環境工学研究論文集, Vol.43, pp.31-38.

坂本昌則(2008)嫌気/好気条件下での活性汚泥によるエストロゲン性物質の除去挙動, 2007 年度京都大学大学院修士論文

津野洋(2006) 資源循環・エネルギーミニマム型システム技術「資源回収型の都市廃水・廃棄物処理システム技術の開発」，戦略的創造研究チーム型研究 CREST 平成 12 年度採択研究 平成 17 年度研究終了報告書，pp.425-429

日本下水道事業団(2009) 技術開発部:オゾン処理技術の技術評価に関する報告書

松本貴久(2007): 汚泥減容化技術の動向調査について，第 44 回下水道研究発表会, pp.892-894.

１．８　人工湿地を活用した省エネルギー型排水処理

1.8.1　人工湿地をめぐる背景

わが国における汚水処理施設の普及人口は 2005 年度に一億人に達しており，下水道普及率の向上に象徴されるように事業所排水や生活排水などのポイント汚染対策は着実に進んでいる（環境新聞 2005）．しかし，人口 5 万人未満の市町村における汚水処理率は依然として低く，汚水処理施設の普及は十分とは言えない状況にある(環境省 2010)．地球温暖化の緩和の観点より，あらゆる分野において低炭素型技術の導入が望まれてきており、それらの地域に新たに汚水処理施設を導入する際には、水質浄化性能はもとより低炭素化をも実現できる技術の活用が求められる．

近年，欧米諸国では，下水道の普及が難しい農村地域における小規模ポイント汚染対策として人工湿地の活用が進んでいる（中野 2007, Vymazal 2009）．人工湿地とは，汚水処理を主な目的として人工的に構築する湿地のことであり，湿地における水質浄化機能を工学的に強化することで活性汚泥法と同レベルの水質浄化性能を実現している．人工湿地は、汚水流入のためのポンプ動力等の最小限のエネルギーだけで水質浄化が行える低炭素型の排水処理法であり、欧米諸国ではガイドラインが整備され、人工湿地の普及が奨励されている（Brix and Arias 2005, Molle et.al.2005）．例えばフランスの事例では，ひと一人が排出する下水の処理に必要な人工湿地の面積を $2m^2$ としており、人工湿地の構造から運用手法までがガイドラインによって規定されている（Molle et.al.2005）．

一方、わが国では、用地の確保がボトルネックとなってこれまで人工湿地の活用が行われて来なかったため、人工湿地は依然として馴染みが薄い排水処理技術である．しかし、わが国の人口が 2005 年を境に減少に転じていることや, 地方の過疎化がもはや避けられない状況であることから、用地確保をめぐる状況は大きく変化してきており、ボトルネックであった用地の確保の問題は、地方においては解消される方向にある．特に農村地域においては、農業従事者の高齢化と減少によって耕作放棄地が増加しており、耕作放棄地を未処理の汚水を浄化する人工湿地の用地として活用すれば，汚水処理率の向上に寄与するだけでなく、耕作放棄地の荒地化の防止策としても有効である．人口減少は地方財政を悪化させ，下水道の新設はもとよりその維持管理をも困難にすることが危惧されている．欧米諸国における人工湿地の普及は，そのようなわが国が直面しつつある地方の小規模ポイント汚染問題に対する答えを示しているといえる．

技術の進歩による人工湿地面積の縮小化とわが国の地方における状況を鑑みると，人工湿地の導入による低炭素化のトレードオフとして要する土地面積は、すでに許容可能なレベルにあると言っても決して過言ではなく、わが国の農村地域における次世代の小規模分散型の汚水処理施設として人工湿地の活用を検討することは時宜を得ているといえる．本稿では，わが国において馴染みが薄い排水処理技術である人工湿地に焦点を当て、省エネルギーで汚水処理が行えるメカニズムと必要面積の算定手法について概説するとともに、東北地方で行われている実証実験を事例として，人工湿地の運用手法とわが国の気候条件下における水質浄化性能について紹介する．

1.8.2　人工湿地における水質浄化メカニズム

多くの下水処理場や浄化槽において、微生物による有機物や栄養塩の資化や分解作用を利用する活性汚泥法が採用されている．微生物の活動や汚濁物質の酸化分解には酸素が必要であり、下水処理場や浄化槽では汚濁負荷に見合った量の酸素を曝気によって人工的に供給することで微生物の水質浄化能力を最大限に活用している．曝気操作は活性汚泥法の要であり，その運転エネルギーのおよそ 70%が曝気操作により消費されている．一方，鉛直流を採用する人工湿地では，エネルギーを要する曝気操作を行わずに好気的処理を実現している．人工湿地が低炭素型の排水処理手法である所以は、曝気操作なしに好気的処理が行えることにあり、活性汚泥法比でおよそマイナス 70%の低炭素化が実現できることになる．

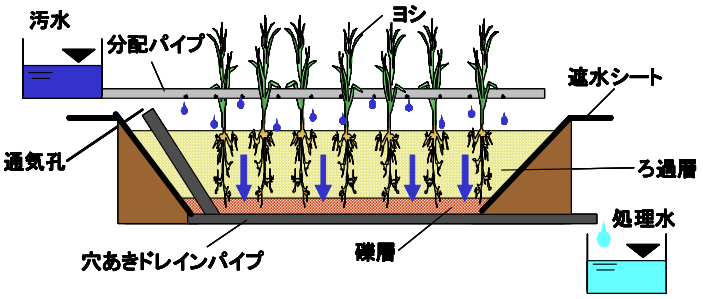


図1.8.1　鉛直流型人工湿地の構造

鉛直流を採用する人工湿地の構造の一例を**図** 1.8.1 に示す（中野 2010）．ヨシ等の湿地植物を植栽した砂層や礫層から成る 60cm 程度のろ過層と汚水を流出入させる分配パイプおよびドレインパイプにより人工湿地は構成される．湿地上部に配管された分配パイプから流入する汚水は、直ちにろ過層内に浸透し、処理水が地下部の穴あきドレインパイプより排出される．ろ過層を通過する過程で汚水は浄化される．汚濁成分はろ過や吸着作用によりろ過層表面や内部に捕捉され，捕捉された汚濁はろ過層内外に形成されるバイオフィルムや植物根圏微生物群によって必要な時間をかけて生物学的に分解される．人工湿地では，このように汚濁の捕捉と分解の 2 段階の作用で水質浄化が行われる．人工湿地では，植栽が枯死したり微生物の活性が低下する冬季においても水質浄化が行える．これは，汚濁の分解作用が低下する冬季においても，ろ過層による汚濁の捕捉作用は低下しないためである.分解作用が低下することで冬季には人工湿地内部に汚濁が蓄積することになるが，春季以降に分解作用が卓越することで汚濁の分解は完了する．このように人工湿地における汚濁の捕捉と分解の間には，季節によって大きなタイムラグが生じている．

人工湿地において汚濁の分解作用を担っているのは、活性汚泥法と同様に微生物である．したがって人工湿地においても、汚濁負荷に見合った酸素が供給されるか否かが水質浄化性能を左右することになる．そのため人工湿地の運用においては、好気的な環境を自然に維持するための重要なポイントがいくつか存在する．その中で最も重要なポイントは、人工湿地における水位の管理である．鉛直流型の人工湿地では、流入する汚水は直ちにろ過層内に浸透するため、地表面に水があるのは汚水が流入する時間帯だけである．これはろ過層内の水位がろ過層底部となるように水位を管理しているためである．ろ過層内の水位はドレインパイプ出口の位置で決まる.好気的処理を目的とする鉛直流型の人工湿地では、ドレインパイプ出口の位置はろ過層底部であるため、ろ過層内には水が滞留しない．つまり汚水が流入する時間帯を除くほとんどの時間帯においてろ過層内は不飽和な状態となっており、自然な空気の拡散が生じている．さらに汚水の流入時には，ろ過層への汚水の浸透に伴って強制的な空気の吸引が生じるため，ろ過層内は換気される．このような自然な

作用によるろ過層内への酸素フラックスが、曝気操作のない人工湿地での好気的な処理を支えている．

1.8.3　人工湿地の面積と許容汚濁負荷量の関係

人工湿地における酸素供給は、先に述べたように汚水の流入に伴う換気と不飽和な状態のろ過層への空気の拡散によるものである．その酸素供給源は大気であり、そのフラックスの大きさは大気と接する人工湿地の地表面積に依存する．人工湿地の面積が大きければ大きいほど酸素供給量は大きくなり、許容汚濁負荷量は大きくなる．一方、単位面積あたりの酸素フラックスを高めることで、汚濁負荷に見合った酸素供給量を賄うのに要する面積は小さくなる．水位の管理や間欠的に汚水を流入させる操作により酸素フラックスが強化された鉛直流型人工湿地では、少なくとも 28g-O_2/m^2・d 以上の酸素供給量が見込めるとされており，最大値として 79 g－O_2/m^2・d の値も報告されている（Cooper 2005）.

フランスの人工湿地のガイドラインでは、ひと一人が排出する下水の処理に必要な人工湿地面積を 2m^2 としている．この面積は汚水中の有機物の酸化とアンモニア態窒素の硝化に必要な面積であり、これらの反応に必要な酸素量と人工湿地における酸素供給量との関係は次式で表される（Kadlec and Wallace 2009）.

$$F \times \{(BOD\ in - BOD\ out) + 4.3\ (NH_4\text{-}N\ in - NH_4\text{-}N\ out)\} = OTR \times A$$

F：流入汚水水量（m^3/d）, BOD：生物学的酸素要求量（g-O_2/m^3）, NH_4-N：アンモニア態窒素濃度（g- NH_4-N/m^3）， A：人工湿地面積（m^2），OTR：酸素供給量（g-O_2/m^2・d）

フランスで用いられているひと一人あたりの下水原単位（F＝0.15 m^3/d, BOD in＝60 g-O_2/ d , NH_4-N in＝12 g- NH_4-N/d）（Molle et.al.2005）と一人当たりの人工湿地面積（A=2m^2）をこの式に代入すると、単位面積あたりの酸素供給量（OTR）は 55.8 g-O_2/m^2・d と算定される。したがって、フランスのガイドラインが推奨する人工湿地の運用手法では、56g-O_2/m^2・d 程度の酸素供給量が見込まれていることが分かる.

先に述べたように人工湿地では汚濁の捕捉と分解の 2 段階の作用で水質浄化が行われる．人工湿地の面積が過少でその酸素供給量が流入負荷に見合わない場合には，ろ過層で捕捉された汚濁の分解が間に合わなくなり，人工湿地表層への汚泥の堆積やろ過層の目詰まりが進行する．すると堆積した汚泥の除去や目詰まり対策のためのメンテナンス作業が必要となり，人工湿地の運用コストが大幅に増加することとなる．排水による汚濁負荷量と人工湿地の面積のバランスが適正であれば，人工湿地表層に生じる汚泥の蓄積は 1 年間に 2cm 未満程度であることが報告されている（Molle et.al.2005）．蓄積する汚泥高により人工湿地の受水容量に問題が生じない限り，人工湿地では汚泥処理をすることなく排水処理を継続することが可能である．このため排水による汚濁負荷量と人工湿地の面積のバランスは非常に重要であり, 汚濁負荷量が過大とならないように人工湿地を設計する必要がある.

1.8.4　人工湿地の運用手法とわが国の気候条件下における水質浄化性能

人工湿地は屋外で運用される排水処理施設であり、その場所の気候等の環境条件の影響を免れない．そのため，わが国で人工湿地を適用するためには、年間を通じたわが国の環

境条件下での水質浄化性能を把握する必要がある．そのような観点により、著者らの研究グループは、畜産排水を浄化対象としてフランスのガイドラインに基づく人工湿地の運用手法を試行するとともに、東北地方の環境条件下での汚水処理性能を確認することを目的とした実証実験を実施した（Nakano et al. 2010, 中野ら 2012）．

浄化対象とした畜産排水は 30 頭の乳牛に由来する汚水であり、毎日およそ $2m^3$ 発生する．汚水の BOD およびアンモニア濃度をそれぞれ 1000 mg/l および 50 mg/l と想定し，安全をみて人工湿地の酸素供給能力を 30 $g\text{-}O_2/m^2 \cdot d$ と仮定して、先に述べた汚水処理に必要な酸素量と人工湿地における酸素供給量との関係式により，BOD 成分と窒素成分の完全酸化に必要な人工湿地面積を求めた．その結果，必要面積は約 $80m^2$ と算定され，この値をもとにフルスケールの人工湿地の設計を行った．宮城県鳴子温泉地区の東北大学川渡実験フィールドセンターに設置したフルスケールの人工湿地の概略を**図 1.8.2** に示す（中野 2010）．5 段に分かれた鉛直流人工湿地の総面積は $111m^2$ である．畜産排水に加え，不定期に雨天時に発生するパドックからの汚水を受け入れるため総面積に余裕を持たせているが，4 段目の湿地までの合計面積は、計算で求めた必要面積に近い $75m^2$ となっている．

各段の湿地面積とろ床条件を**表 1.8.1** に示した。1-4 段目の湿地はろ床厚を 0.70m とし、下流ほど懸濁物質負荷が小さくなることから小粒径のろ材を用いた．また、下流ほど汚濁負荷が小さくなることから、湿地面積を小さくした．5 段目の湿地はポリッシングを目的とするため面積を大きく取り、ろ床厚は 0.15m とした．1-5 段目のろ床表層にはヨシを植栽した．ろ床内の水位条件はろ床底部とし、汚水流入時以外はろ床内への大気の拡散が見込める不飽和条件となるようにした．湿地への汚水の間欠的流入を自動制御するため、汚水量が $1m^3$ に達すると作動するサイフォン桝を 1-4 段目の湿地に設置した．このようにまとまった水量を一度に流入させると湿地表面全体に汚水が行き渡るため、湿地面積を有効に利用することができる．

実証実験では，フランスでの運用手法に倣って各段の人工湿地を 3 つの区画に分け，汚水を流入させる区画を 3－4 日毎にローテーション方式で替える運用手法を試みた（Molle et.al.2005）．具体的には，3 日間ある区画に汚水を流入させたら、次の 3 日間は別の区画に汚水を流入させ、さらに次の 3 日間は 3 つ目の区画に汚水を流入させるといった運用方式である．このような操作により、3 日間の流入期間と 6 日間の休止期間で各区画が運用される．この運用手法は，3 日間の流入期間中に人工湿地の表層やろ過層内に

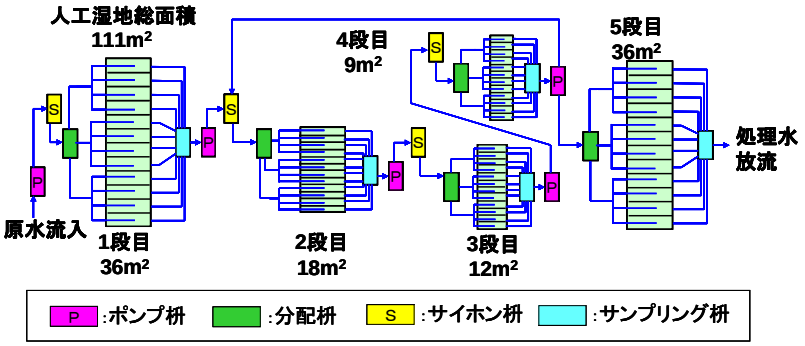


図1.8.2　実証実験を行なった人工湿地の概略

表1.8.1　人工湿地システムを構成する各段のろ床条件

Treatment stage	1st stage	2nd stage	3rd stage	4th stage	5th stage
Top media (depth)	ALC 3-15mm (0.05m)	ALC 3-15mm (0.05m)	ALC 3-15mm (0.05m)	ALC 3-15mm (0.05m)	－
Filter media (depth)	Large gravel 5-10mm (0.65m)	Small gravel 1-5 mm (0.65m)	Coarse sand 3mm> (0.65m)	Coarse sand 3mm> (0.65m)	Coarse sand 3mm> (0.15m)
Area	$12m^2 \times 3$	$6m^2 \times 3$	$4m^2 \times 3$	$3m^2 \times 3$	$12m^2 \times 3$

蓄積した汚濁が、次の 6 日間の休止期間中に分解されるというサイクルを想定しており，休止期間中は人工湿地の乾燥に伴って好気化が促進されることや、湿地表層に蓄積した固形物の分解が乾燥により促進されることを効果として狙っているものである．

2009 年 6 月から開始した 2 年間の実証実験における人工湿地システムの運用条件を**図 1. 8. 3** に示す。初年度 1 年間の現場の日平均気温の最高値は 26.3 度、最低値は-6.3 度であり、年間平均気温は 10.6 度であった．一方、流入した汚水の日平均水温の最高値は 21.8 度、最低値は 3.6 度であり、年間平均水温は 12.1 度であった．2 月の厳寒期には 60cm を超える積雪となったが、凍結等による処理の中断は生じなかった．これは湿地に流入した汚水が直ちに浸透して伏流するためと考えられた．特に積雪時の人工湿地は，雪中に空洞が生じてかまくらのような状態となるため、積雪が断熱層となって水の凍結が防止されるようである．したがって本実験により，ポンプの動力を除けば無エネルギーで稼動する人工湿地が、東北地方の厳寒期でも問題なく稼動することが実証された．

初年度の流入水量にみられるピークは台風等による大雨によるものである．本人工湿地では日常的な畜産排水に加えて雨天時に発生するパドックからの流出水も受け入れたことで、そのような天候による流入水量の変動が生じた．年間流入汚水量は 1075m^3 であり、日平均処理量は 3.1m^3/d であった．

一方、次年度は、東日本大震災の影響で 2011 年 2 月から 4 月にかけての 58 日間のデータが欠損した．その期間を除いた 1 年間の現場の日平均気温の最高値は 29.9 度、最低値は-4.8 度であり、年間平均気温は 11.8 度であった．流入した汚水の日平均水温の最高値は 24.5 度、最低値は 3.8 度であり、年間平均水温は 12.5 度であった．初年度と同様に厳寒期においても処理の中断は生じなかったが、震災によりパドック流出水の配管が破損したため、その分流入水量が減少した状態での処理実験となった．データ欠損期間を除いた年間

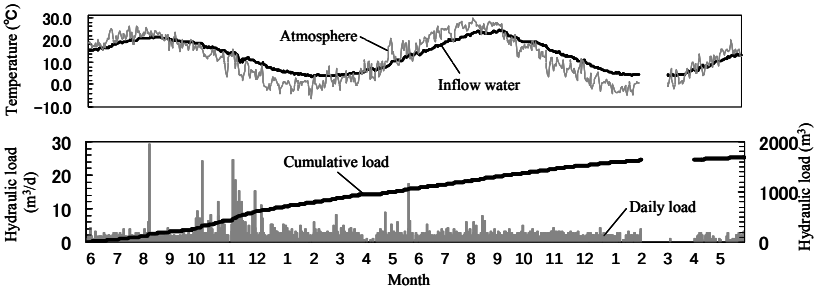


図1.8.3　２年間の実証実験における人工湿地の運用条件

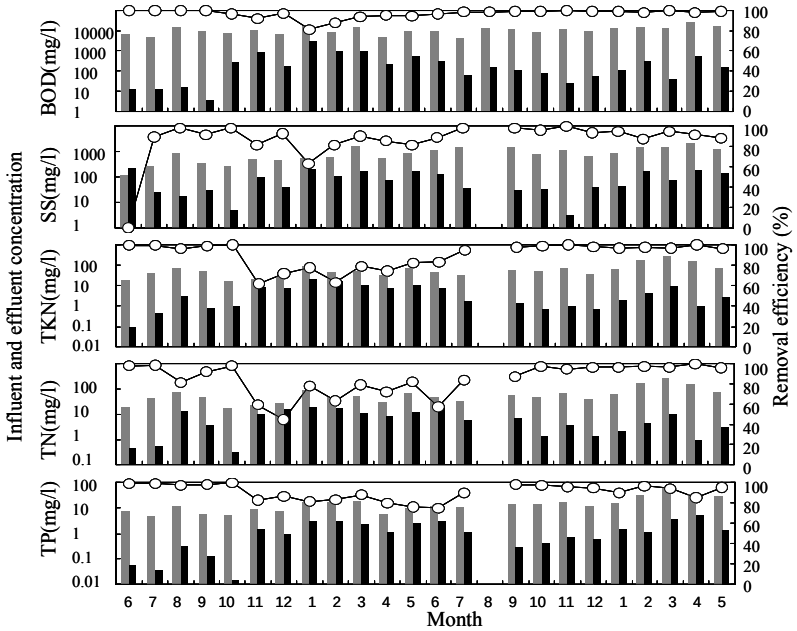


図1.8.4 ２年間の実証実験における人工湿地の水質浄化性能の変化

流入汚水量は 625m^3 であり、日平均処理量は 2.0m^3/d であった.

2009 年 6 月から開始した 2 年間の実証実験で得られた BOD,SS,TKN,TN および TP に対する除去性能の経時変化を**図 1.8.4** に示す. 水質項目に関わらず初年度では 11 月以降に除去率の低下が認められ、冬季から春季にかけて水質浄化性能が低下した. しかし、次年度にはそのような冬季から春季に生じた明らかな水質浄化性能の低下は見られなかった.

初年度と次年度で水質浄化性能に明らかな差異が生じたため、それぞれの期間毎に年間性能を整理した結果を**表 1.8.2** に示す. 初年度においては、汚水原水および処理水の平均 BOD 濃度はそれぞれ 992mg/l および 61mg/l であり、平均除去率は 94.8%であった. 一方、次年度は、東日本大震災の影響により高まった廃棄乳量によって汚水原水の平均 BOD 濃度が 1309mg/l まで増加したにも関わらず, 処理水の平均 BOD 濃度は 17mg/l まで低下し、平均除去率は 98.8%に改善された. このような水質浄化性能の改善は他の 4 つの水質項目でも顕著であり、初年度と次年度の平均除去率は、ss では 84.9%から 93.7%に、TKN では 83.7%から 96.3%に、TN では 78.9%から 91.3%に、TP では 89.1%から 92.0%に改善された. **図 1.8.4** より明らかなように, 年間の平均除去率が改善された理由は、冬季から春季にかけての水質浄化性能の低下が解消されたことにある. このことは, 性能維持に厳しい条件となると予想された東北地方の寒冷な気候条件にも適応するレジリエントな能力が人工湿地に備わっていることを示唆している. これらの結果より、人工湿地の水質浄化性能は運用開始から 1 年間は発展途上にあり、運用から 1 年を経て気候条件に適応した性能が発揮されることが分かった.

次年度に得た年間負荷量と年間平均除去率を用いて各水質項目について人工湿地の単位面積あたりの処理性能を求めると、BOD では 23.3g/m^2・d、ss では 20.7g/m^2・d、TKN では 1.63g-N/m^2・d、TN では 1.55g-N/m^2・d、TP では 0.39g-P/m^2・d の値が得られた. わが国の下水道設計基準に用いられている人口ひとり当たりの汚濁排出量（BOD:42.5g/人・d, SS:34.5g/人・d, TN:3.0g-N/人・d, TP:0.9g-P/人・d）を基に人口一人あたりに必要な湿地面積を求めると、BOD では 1.82m^2、ss では 1.67m^2、TN では 1.94m^2、TP では 2.31m^2 の値が得られた. したがって、本実証実験で得られた性能を生活排水処理に当てはめてると, 一人あたり 2m^2 前後の面積で高度処理が行えることになる.

本実証実験の結果は, 梅雨, 台風, 積雪等のわが国特有の気候条件下で運用した人工湿地の浄化性能を実証するものであるが, 実証実験を実施した東北地方よりも温暖な地域では, 年間を通してより安定した水質浄化性能を期待することができる. 汚水を流入させるための最低限のエネルギーだけで稼動する人工湿地では, 太陽光発電や風力発電等の併設によりエネルギー自立

表1.8.2 初年度および次年度の水質浄化性能の比較

Costituent		1st year (n=12) Mean	1st year (n=12) SD(±)	2nd year (n=11) Mean	2nd year (n=11) SD(±)
BOD5	In (mg/l)	991.7	394.5	1309.3	561.6
	Out (mg/l)	61.1	85.7	16.8	15.0
	Reduction(%)	94.8	5.5	98.8	0.9
SS	In (mg/l)	579.7	380.3	1225.3	474.6
	Out (mg/l)	78.0	65.3	79.4	60.7
	Reduction(%)	84.9	13.1	93.7	4.0
TKN	In (mg/l)	44.2	21.3	93.9	73.2
	Out (mg/l)	7.2	6.5	2.8	3.0
	Reduction(%)	83.7	14.0	96.3	4.5
TN	In (mg/l)	44.9	21.9	94.4	73.4
	Out (mg/l)	9.4	6.5	5.2	5.4
	Reduction(%)	78.9	16.2	91.3	11.6
TP	In (mg/l)	10.1	5.0	23.4	16.0
	Out (mg/l)	1.2	1.2	1.7	1.5
	Reduction(%)	89.1	8.3	92.0	6.5

型の汚水処理も現実的である．あらゆる分野において低炭素型技術の導入が望まれる次世代の小規模分散型の汚水処理施設として，人工湿地の有用性は明らかである．その導入に向けての検討が望まれる．

謝辞

本稿で紹介したフルスケールの人工湿地は，東北大学生態適応グローバル COE プログラム「環境激変への生態系適応に向けた教育研究」の実験フィールドとして設置されたものであり，本実証実験は当プログラムの融合研究として支援を受けて実施したものである．

参考文献

環境省 HP，平成２２年度版環境統計集, http://www.env.go.jp/doc/toukei/contents/index.html

環境新聞，汚水処理の実態と今後の展開，平成 17 年 9 月 7 日付（2005）

中野和典，湖沼への汚濁負荷対策としての人工湿地の利用　～欧米での事例～，用水と廃水，49（7），85-92（2007）

中野和典，自然生態系の浄化機能の限界と応用　～人工湿地を事例として～，環境バイオテクノロジー学会誌，10（2），53-57（2010）

中野和典，西村　修、千木良純貴，丸尾知佳子，相川良雄、矢野篤男，中村和徳，東北地方の気候条件下における人工湿地の畜産排水処理性能, 平成 23 年度土木学会東北支部技術研究発表会講演概要集 CD-ROM　(2012)

Brix, H. and C.A. Arias, Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage, Water Science and Technology, 59(9), 1-9　(2005)

Cooper, P.，The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. Water Science and Technology, 51 (9)，81-90（2005）

Kadlec, R.H and S.D. Wallace. Treatment wetlands, pp.573-591. CRC Press, New York, USA（2009）

Molle, P., Lienard,A., Boutin, C., Merlin, G. and A. Iwema, How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. Water Science and Technology, 51(9), 11-21　(2005)

Nakano, K., Chigira, J., Song, H.L., Yano, T., Nomura, M., Aikawa, Y. and　O.Nishimura，Start-up water purification performance of multi-stage vertical flow constructed wetland treating milking parlor wastewater and paddock run-off. Proceedings of 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. 1，699-707　（2010）

Vymazal, J.，　The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. Ecological Engineering, 35，1-17，（2009）

（東北大学　西村　修、中野和典）

第２章　水環境インフラ国際展開の方策

２．１　アジア地域に適した分散型排水処理技術・有機性廃棄物処理技術の開発

2.1.1 開発途上国における浄化槽技術の海外移転

2.1.1.1 開発途上国における汚水処理の現状

開発途上国の都市部においては、不十分ながら何らかの汚水処理施設が整備されていることが多いが、例えば、中国の化糞池（セプティックタンク）については、漏水や維持管理の不備等による衛生・環境汚染が指摘されている。これついては２つの方向性があり、１つは現在の化糞池を改造し、漏水を減らし、処理水質を強化するもので、もう１つは化糞池の使用を徐々に廃止するものである。既に上海、広州、南京などの都市では、新築の建築物においては次第に化糞池の設置を禁止している状況にある。また現在、中国においては政府方針等により汚水処理整備に係る政策が強力に推進されている（徐開欽、小林拓朗、2012)が、都市下水として統計に挙げられる水量はあくまでも都市部において下水処理システムで収集される生活排水と工業排水の混合汚水の総称である。すなわち、農村部やスラム地区など、汚水処理整備が行き届いていない多くの人口については、今なお水量や濃度原単位などの基本的知見についても情報が少ないのが現状である。実際、中国は極めて広大であるため、先進国並みの 200 L/人･日以上という都市が増えている一方で、農村では 50～60L/人･日程度であり地域によって原単位が数倍異なること、その経年変化も激しいことが指摘されている(国際協力銀行開発金融研究所、2004)。

2.1.1.2 浄化槽技術の海外移転の切り口

一方、我が国独自の技術である浄化槽をはじめとした生活排水の高度処理技術は、様々な用途への排水の再利用の可能性を有している（片山徹、2006)。日本に比べて水資源に乏しい地域では、排水の再利用に対する潜在的なニーズは高いと考えられる。上水の無いところに下水処理の導入はあり得ない、としてしまうのではなく、汚水処理施設が単なる処理装置ではなく造水装置としての役割を担うことにより、そのニーズは格段に高くなると予想される。特に、浄化槽は水利用地点に近接して設置され、異なるニーズに対してそれぞれ適切な処理水質を得ることが可能であることから、浄化槽の整備計画において水の再利用の観点からの評価を盛り込むことにより、その有用性を一段と高めることが可能である（表 2.1.1)。開発途上国において広く普及しているセプティックタンクは問題が多いことが指摘されているが、これによって既に水洗化されている場合、改めてコストをかけて汚水を合併・高度処理化することに住民はほとんど便益を感じないと考えられる（富坂隆史、2009)。しかし、上述したように、排水のみならず用水と併せた技術パッケージとしての海外展開は浄化槽の価値を高め、既にセプティックタンク等によって水洗化されている住民に対しても導入モチベーションを向上させる可能性があると考えられる。

このような追加的な便益を考慮するまでもなく、衛生設備の不備による経済損失は非常に大きく、カンボジア、インドネシア、ベトナム、フィリピンでは、人の健康、水資源、屋外環境、日常生活、観光産業への影響として、年間約 90 億ドル（2005 年）もの損失を出しており、4 ヶ国の GDP 合計の約 2%に相当することが試算されている（表 2.1.2)

（World Bank, Water and Sanitation Program、2008）。生活排水対策を提案する上では、このような長期的、俯瞰的経済性評価を示すことにより、国や地域の意志決定機関に対して、衛生設備への投資を促すことができるものと考えられる。

表 2.1.1　排水再生水の適用例と付加価値の向上のための浄化槽の設計・評

基準　水質、残留塩素等の再利用

- 農業用水（食用作物）、家庭菜園、水泳等
- 修景用水（人との接触が限定される場合）、産業用作物（綿花等）、釣り、ボート等
- トイレ、洗車、工業用水（冷却水、スクラバー等）

1. 再生水の用途毎の水量・水質ニーズを把握する。
2. 用途に応じた処理機能を有する浄化槽技術を設計する。
3. 浄化槽による処理（造水）コストと経済便益より、費用回収年数を推計する。
4. 新たな水源の確保（汚染状況も考慮）と比較し、長期的な視点から評価する。

表 2.1.2　衛生設備の不備による 1 年当たりの経済損失

	経済損失	GDPに占める割合
インドネシア	63億ドル	2.3%
ベトナム	7.8億ドル	1.3%
フィリピン	14億ドル	1.3%
カンボジア	4.5億ドル	7.2%

2.1.1.3 開発途上国における浄化槽の導入体制

浄化槽は我が国で独自に培われてきた処理技術であり、土地の少ない日本に適した高度な汚水処理を可能とする処理技術である。現在では諸外国においても様々な技術開発がなされているが、日本の浄化槽システムの特徴のひとつとして、浄化槽の設置工事に係る技術者としての浄化槽設備士、保守点検に係る浄化槽管理士が国家資格として位置づけられ、それ以外にも浄化槽が適正に稼働していることを判断する浄化槽検査員、浄化槽に溜まった汚泥をくみ取る浄化槽清掃技術者等が位置づけられ、これら一連のプロセスが一体となってシステムとして組み込まれていることは諸外国に例がない（国際協力銀行・国際協力機構、2009）。

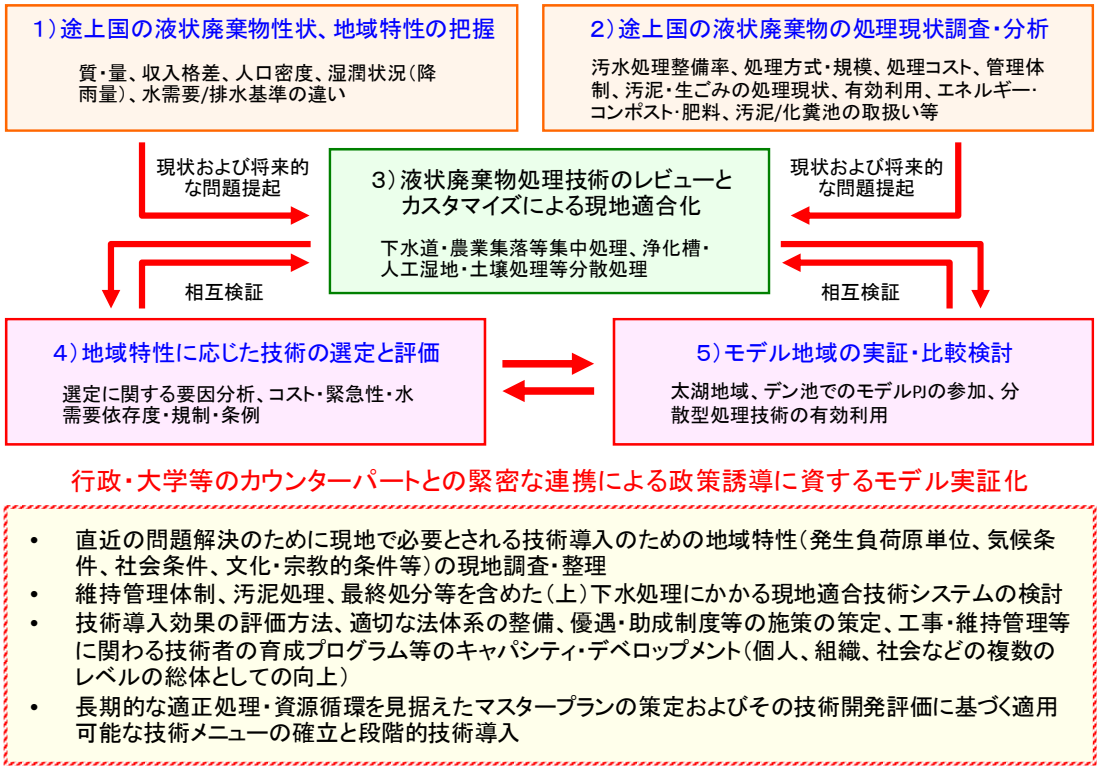
逆に言うと、これら一連のプロセスを一体のシステムとして運用することが重要であり、浄化槽技術の海外移転を考える場合、浄化槽の維持管理、汚泥の収集・運搬、汚泥処理施設や検査体制等を含めた社会システム、さらには関係者の知識・技術の制度化、住民の環境意識の向上等、ステークホルダーのキャパシティ・デベロップメントを総合的に導入する必要があると考えられる。

我が国の浄化槽はし尿だけを処理する単独処理浄化槽からスタートし、汚水処理整備の観点から、単独処理浄化槽は廃止となり、単独処理浄化槽の合併化（合併処理浄化槽への転換）が大きな問題として残されている。さらに近年では、閉鎖性水域の水環境保全

を図る上では窒素・リンの除去が不可欠であるという認識が浸透し、地方条例、補助金等によって高度処理浄化槽の普及が推進されている状況にある

このような日本の経験を見ると、生活排水対策は公衆衛生の観点と水環境保全の観点を両立する形で当初から運用することが、二重投資を避ける上でも重要である。無論、喫緊の衛生・環境問題の解決は必要であるが、直近の効果だけではなく、長期的視点に立ったビジョンを現地のステークホルダーとともに策定することにより、結果として当該地域における衛生・環境問題の改善に真に寄与するものと考えられる（図 2.1.1）（蛯江美孝、徐　開欽、2009）。

図 2.1.1　アジア地域に適合した浄化槽を中心とした生活排水対策の推進



2.1.2 中国農村地域における家庭用バイオガス施設の動向と課題

家庭から排出される有機性廃棄物を原料として、回収したバイオガスを家庭で使用するシステム（家庭用バイオガス施設）は、世界中で広く使用されている。特に中国ではその歴史が長く、中国式システムとして広く認知されている。また、世界で最も多くの施設が中国に存在し、2010 年にはそれは 4000 万基に達したという。家庭用施設の場合は、ほとんどが農村に建設されており、特に内陸の貧困な地域に対して重点的に普及が行われてきた。これは、バイオガス施設が「新農村建設政策」を背景とした、農村の生産力向上、環境改善、収入増加を目的とした農村振興策としての役割を持つからである（徐開欽、蛯江美孝、神保有亮、2010）。中国の家庭用バイオガスに関しては、中国国内での研究および中国語の技術資料が多く、その実態は日本であまり認知されてこなかった。ここでは中国農村地域の家庭用バイオガス施設（図 2.1.2）の普及状況とその課題整理

を中心に述べる（小林拓朗、徐開欽、李玉友、2011）。

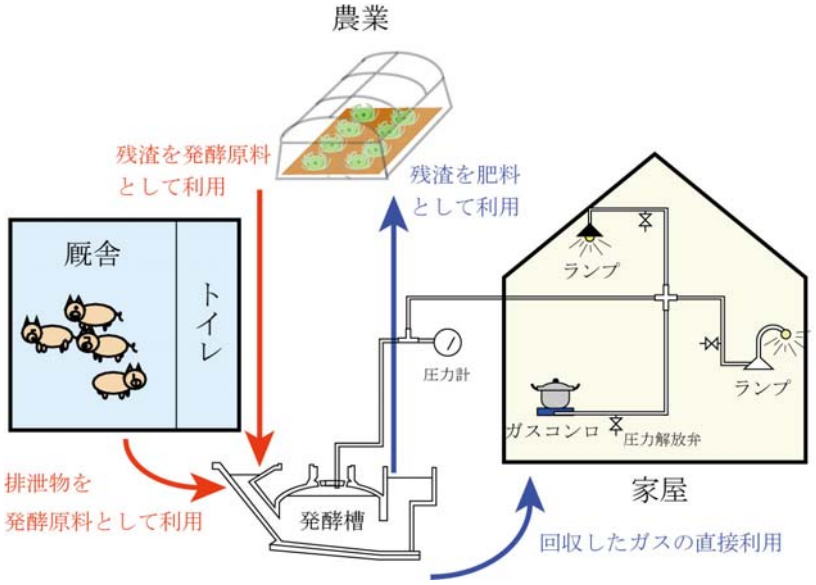


図 2.1.2　中国農村地域の家庭用バイオガスシステムの仕組み

2.1.2.1 家庭用バイオガス施設普及の歴史

中国でのバイオガス技術の普及の歴史は約 90 年前に遡る。表 2.1.3 には、その動向を示す。もっとも、技術開発自体は 1880 年代に始まったと言われている。中国で最初のバイオガス施設の実用化は 1920 年代に報告されており、それはバイオガスを炊事や照明に利用する 6 人家庭用の施設であった。1935 年には、最初のバイオガス関連会社の設立が記録され、その後、1958 年、政府主導により全国規模で農村地域を中心としたバイオガス施設の建設推進、1970 年代初頭になると、人および家畜のふん便を原料とする農村向け家庭用バイオガス施設の建設が進められた。しかし、技術的未熟さ、建設材料の質の悪さそして適切な管理の欠如の問題が残されていた。1980 年代になると、中国のバイオガス関連業界はこれまでの経験と問題点について分析をはじめた。これを受け、バイオガス施設建設のスローガンとして 3 化(標準化、系列化、通用化)が掲げられた。1992 年には農村家庭用バイオガス施設数は 498 万基に達し、全国の年間累計バイオガス発生量は 12 億 m^3 に達した。2000 年代に入ると、中国では急速な経済成長の中でエネルギーの安定供給が課題となり、再生可能エネルギーの利用に注目が集まった。2006 年に「再生可能エネルギー法」が施行され、中国の中長期的な再生可能エネルギー発展計画が示された。その中で、2010 年までに農村における家庭規模バイオガス施設の導入戸数を 4000 万戸、導入可能農家戸数に占めるその割合を 28%となった。このような急速な普及拡大には、バイオガス施設を建設する農家に対する政府の財政支援が果たした役割が大きい。2003 年に施行された「農村バイオガス建設融資プロジェクト管理法」では、個人が行う一つのバイオガス事業(容積 8m^3 の発酵槽)に対して地域の経済水準に応じて 800 元～1200 元が中央政府から補助されることになっている。このような中央政府の方針を受け、地方政府ではバイオガス関連の技術者養成やバイオガス関連企業への優遇税制等、さら

に詳細な実施政策が策定されている。

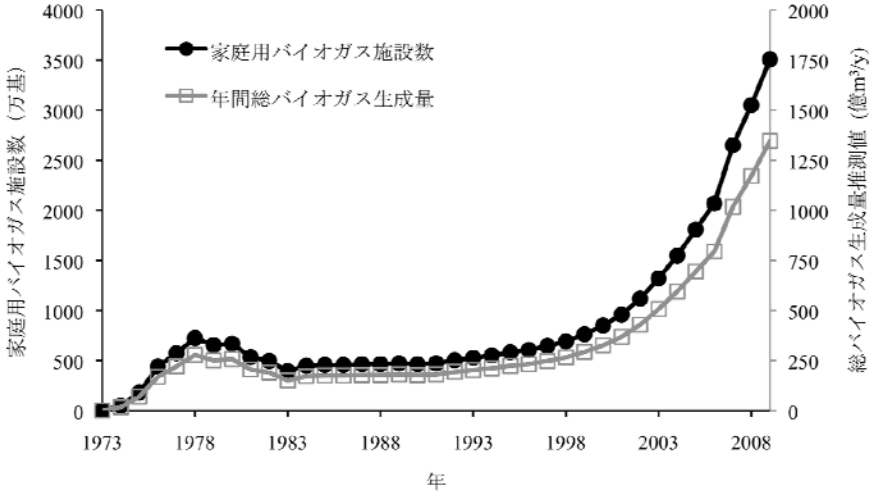
表 2.1.3　中国における家庭用バイオガス施設の歴史

年	バイオガスに関する主な動き
1880s	バイオガス技術の研究が始まる
1920s	家庭用バイオガス施設が実用化され始める
1930s	バイオガス関連会社が設立され，全国的な施設の普及の動きを見せる
1958	政府による最初の家庭用バイオガス施設の推進が全国的に行われる
1970s	政府による二度目の家庭用バイオガス施設の推進が全国的に行われる
1980s	家庭用バイオガス技術に関するこれまでの経験が整理され，3 化(標準化，系列化，通用化)が開始される
2000s前半	中国農業部による様々な農村部バイオガスプロジェクトが実施される
2000s後半～現在	再生可能エネルギー導入政策の中で家庭用バイオガスの普及推進が位置づけられ，施設建設の急速な伸びが始まる

2.1.2.2 中国における家庭用バイオガス施設の建設数と分布

2000 年代以降に農村家庭用バイオガス施設の建設数は急激な伸びを見せている。図 2.1.3 に示すように、全国の家庭用バイオガス施設数は、90 年代までは 500 万基程度であったが、2000 年代には毎年 100 万基以上の増加率で増大し、2009 年末時点で 3507 万基に達した（小林拓朗、徐開欽、李玉友、2011）。　施設数に注目すると、目立って多数の施設を有するのは河北省が北限であり、冬期に寒冷となる東北部や西北部では相対的な施設数は明らかに少なく、多い地区でも 80 万基程度である。家庭用バイオガス発酵槽は、基本的には無加温で運転されるため、寒冷地域での低い反応効率は従来問題点として指摘されていた。

図 2.1.3　中国全土に存在する家庭用バイオガス施設数の推移と年間総バイオガス生成量



コストをかけない発酵槽加温の仕組みも開発されてきたが、施設数は大きく伸びていないようである。一方で、温暖な地域では発酵槽の運転が効率的に行われると考えられるが、施設数は温暖な地域で必ずしも多いわけではなく、内陸部に集中しているようである。沿岸部にあり、農民の所得が全国平均の倍程度である上海市、江蘇省、浙江省では施設数が明らかに小さい。300 万基を超える施設を有する地区は、河南省、四川省、広西区の 3 つである。家庭用バイオガス施設由来の年間ガス発生量は、全国で 1241 億 m^3 であり、上記 3 地区では年間 115～168 億 m^3 のバイオガスが発生している。一戸あたり年間バイオガス生成量は、242～720 m^3 の範囲で分布しており、上海以南の温暖な地域におけるその値は、それ以外の地域におけるそれと比較して明らかに高い。バイオガス 1m^3 あたりの熱量は 6000 kcal であるため、全国での発生バイオガスのエネルギーは 744 T cal に達し、中国固有石炭換算係数(7,000 kcal/kg)を用いて換算すると、これは 1 億 600 万トンの標準石炭のエネルギーに相当する。

2.1.2.3 バイオガスの利活用

バイオガス施設の建設によって享受できる農村家庭の便益は様々に議論されているが、論点として主要なものはバイオガスの有効利用と消化液の液肥等利用の 2 点である。一般的な家庭用装置から生成したバイオガスは、ガス管を通して屋内まで輸送され、家庭内で様々なバイオガス機器の燃料として利用される。ランプやコンロは古くから利用されてきたが、現在は農村でも電気を使用することができるため、バイオガスランプを利用している家庭はほとんどなく、ガスコンロやヒーターの需要が多いようである。以上のことから、家庭用バイオガス施設は農家の生活と環境に対してコベネフィットを達成しているといえそうである。

2.1.2.4 今後の課題

家庭用バイオガス施設の普及は中国農村における生活および環境改善、再生可能エネルギー確保の 3 つの点で、現在のところ成功を収めており、持続可能な農村振興策であると評価できる。一方でこのバイオガス施設は、日本や欧米で導入されているバイオガスプラントと比較して、コスト低減を追求したシンプルで低効率なシステムであり、単にスケールダウンしたものではない。加温設備も撹拌装置もない低効率な装置であるにも関わらず、家族と豚 3～5 頭の排泄物で炊事のためのエネルギーを自給できるという点、立派な施設を用意して低い変換効率で発電するよりも、バイオガスを直接ガスとして利用することで、効率的なエネルギー使用を行っている点などは注目に値する。しかし、この技術に関して十分な学術的評価がされているとは言いがたい。政府発表の統計データから見ても建設された施設の 10%程度が停止している。これまで家庭用バイオガス技術の課題として指摘されているのは集約すると、(1) セルロース、リグニン等の難分解性物質の加水分解促進；(2) 低温地域における反応速度向上とスタートアップ迅速化；(3) バイオガスの安定な生成；(4) バイオガス利用方法の多様化；(5) 適切な施設管理；(6) 消化液の液肥利用促進　等が必要である。また、家庭において投入原料の不足ゆえに満足できる量のバイオガスが得られないことはよく指摘されているため、農業残渣からのバイオガス生成増大は重要である。他にも、低温地域での反応速度向上や発酵槽の

安定性といった学術的・技術的な面で解決していかなければならない課題がまだ存在している。バイオガスの利用方法の多様化、適切な施設管理、消化液の液肥利用といった課題は､利用者および技術者に対する技術指導やフォローアップの強化等が必要である。

参考文献

蛯江美孝,徐　開欽　(2009) 日本の浄化槽技術の発展途上国への適用事例と展望, 水環境学会誌, 32(9), 12-16.
片山徹 (2006) 浄化槽の海外展開について、環境省中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会浄化槽専門委員会 (第 19 回) 資料 3
国際協力銀行開発金融研究所 (2004) 中国北部水資源問題の実情と課題、JBICI Research Paper、28
国際協力銀行･国際協力機構 (2009) 日本の国際協力における衛生支援ガイドブック (案)
小林拓朗、徐開欽、李玉友(2011)：中国農村地域における家庭用バイオガス施設の現況、用水と廃水、53(9), 707-717.
徐開欽, 蛯江美孝, 神保有亮(2010)： 中国農村地域における液状廃棄物処理の現状と課題, 用水と廃水, 52(2), 12-18.
徐開欽、小林拓朗(2011)：中国における水環境の現状とその保全対策の動向、産業と環境、40(11), 73-82.
富坂隆史 (2009) し尿処理技術の国際展開、環境技術会誌、134、8-10.
World Bank, Water and Sanitation Program (2008) Economic Impacts of Sanitation in Southeast Asia.

執筆者　独立行政法人国立環境研究所　徐　開欽､蛯江　美孝､小林　拓朗､神保 有亮､滝上 英孝

２．２　タイ王国・コンケン市における下水処理の現状

（長岡技術科学大学・山口）

２．２．１　はじめに

タイでは政策によって、1990 年代から下水処理施設の建設や、放流基準を定める法律の施行など、様々な環境対策が促進され、2010 年 4 月に新たに下水の放流基準が法律で定められた。表 2.2.1 に下水の放流基準を示す（Pollution Control Department、2011）。しかしながら、下水処理施設の運営管理に必要な電力コスト等の負担が大きく、下水の普及率は依然として低い状況にあり、より低コストの下水処理技術の開発が望まれている。

表 2.2.1　タイにおける集合型下水処理場の放流基準

項目	基準値	単位	備考
1. pH	5.5-9.0	（ - ）	
2. 生物学的酸素要求量（ BOD ）	20[備考]	（ mg/L ）	最終処理設備が生物安定地又は酸化池の場合は、ろ過液のBODで 20 mg/L 以下。
3. 浮遊物質（ SS ）	30[備考]	（ mg/L ）	最終処理設備が生物安定地法又は酸化池の場合は、50 mg/L 以下。
4. Fat, Oil & Grease（ FOG ）	5	（ mg/L ）	
5. 全窒素（ TN ）	20	（ mg/L ）	
6. 全リン（ TP ）	2	（ mg/L ）	

※分析方法は、Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater（ American Public Health Association, American Water Work Association ）に従う。
※項目2 のろ過は、Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater に従い、ガラス繊維ろ紙を用いて行う。

今回、調査対象としたコンケン市はバンコクから北東へ約 450 km の距離にある東北部最大の都市であり、人口約 11.2 万人（Khon Kaen Municipality、2011）とされている。コンケン市の北西にあるウボンラットダム（Ubonrat dam）を主な水源とし、市内にはチー川（The Chi river）や、ポン川（The Pong river）が流れる。市内の下水は、地下を通る下水管により集められ、下水処理場で処理された後に、Kholong Rong Muan 川に放流される。本調査ではコンケン市における下水処理の現状の調査し、Bung Thung Sang 下水処理場の処理水質を 220 日間モニタリングすることにより、現状の処理システムの処理性能評価を行った。また、現地の処理システムに替わるシステムとして、沈殿槽と Down-flow hanging sponge（DHS）リアクターを組みあわせて新規下水処理システムを開発し、その適用性の評価を行った。

２．２．２　コンケン市の下水処理の現状

コンケン市内から発生する汚水及び雨水の大半は、排水路を経由して市内の河川に集まっている。そのため、汚れのひどい水がたれ流され、見た目が悪いばかりか、住民への健康への影響が懸念されていた。コンケン市は、1）市街地の衛生状況を改善し、公衆衛生レベルをあげる、2）Bung Kaen

Nakorn 川、Bung Nong Kot 川、Klong Rong Muang 川、Bung Thung Sang 湖と貯水池の水質改善を図る目的で、下水道マスタープランを作成し、下水道の整備に着手した。

コンケン市では、このマスタープランに基づき、Khlong Rong Muang 両岸にインターセプターを敷設するとともに、インターセプター流末のポンプ場、およびBung Thung Sang 湖岸終末処理場を建設した（図 2.2.1 参照）。建設費は、Sri Nuan を起点として、Khlong Rong Muang 川に沿って Thanon Prachasamosorn を経て、ポンプ場に至る路線が、21 百万バーツであった。また、Sri Nuan を起点として、Khlong Rong Muang 川に沿い、市東部を経て、Thanon Scichan に達する路線は、3.4 百万バーツであった。Khlong Rong Muang 両岸のインターセプターは、1990 年（Stage-I）、1994 年（Stage-II）に完成し、第 1 期（Phase I：Bung Thung Sang 排水区）の計画区域の 60%をカバーした。枝線は整備されていない。インターセプター整備により、晴天時には Khlong Rong Muang 川に流入する下水を遮集し、インターセプター流末のポンプ場より処理場に移送し処理することが可能となった。

なお、コンケン市は、さらに、Bung Thung Sang 湖に流入する排水路（市北部地域）に沿って、別のインターセプターを建設中である。

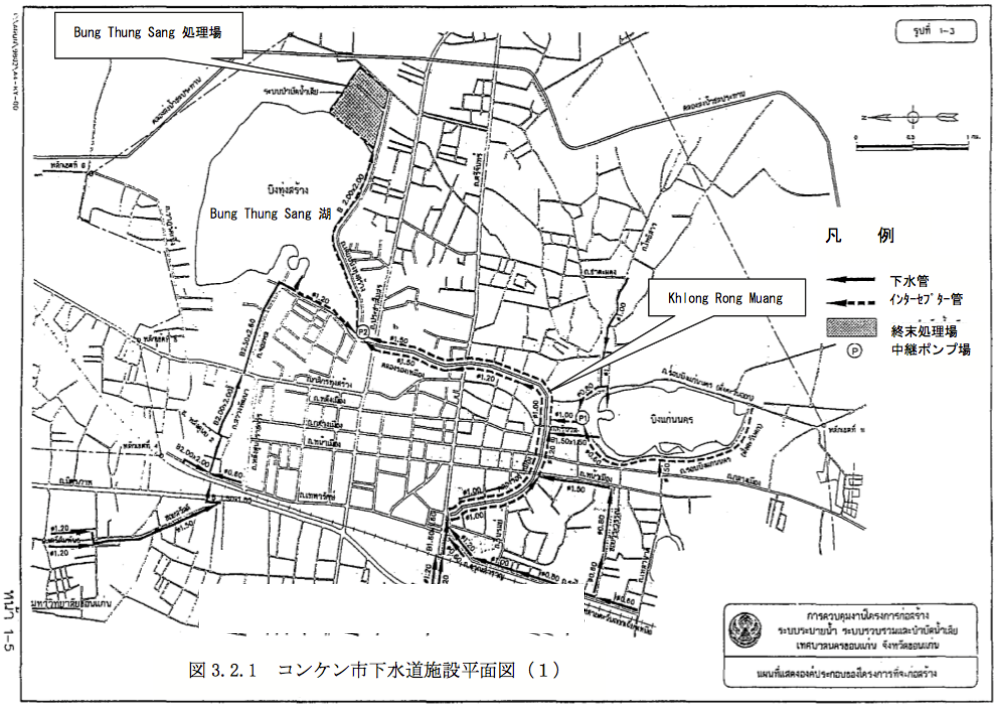


図 2.2.1　コンケン市下水道施設平面図

現状の問題点として、市の周辺エリアから発生する汚水を収集出来るシステムが存在しておらず、また市中心部が低地となっていることから、雨天時には周辺エリアからの雨水や汚水が市中心部に集まり、浸水被害が発生することがあげられており、汚水収集システムの更なる整備が必要とされている。

２．２．３　生物安定化池のモニタリング

１）　モニタリング箇所

本調査では、Bung Thung Sang 下水処理場のモニタリングを行なった。図 2. 2. 2 に Bung Thung Sang 下水処理場の位置、図 2. 2. 3 に Bung Thung Sang 下水処理場システムの概要を示す。Bung Thung Sang 下水処理場は曝気式ラグーン（容積 350, 000 ㎥）と浄化池（容積 139, 000 ㎥）で構成される生物安定池法（計画流量 78, 000 ㎥/d）であり、2 系列で処理が行われている。当該生物安定池法における主な動力は曝気ラグーンに設置されたエアレーターの曝気動力となるが、タイにおける電力事情等の問題により、エアレーターは常時稼働しているわけではなく、全体の 1/10～1/5 を 1 日数時間ずつ稼働させるという運転を行っていることが確認された。調査は 2011 年 6 月 25 日～1 月 27 日 220 日間行った。

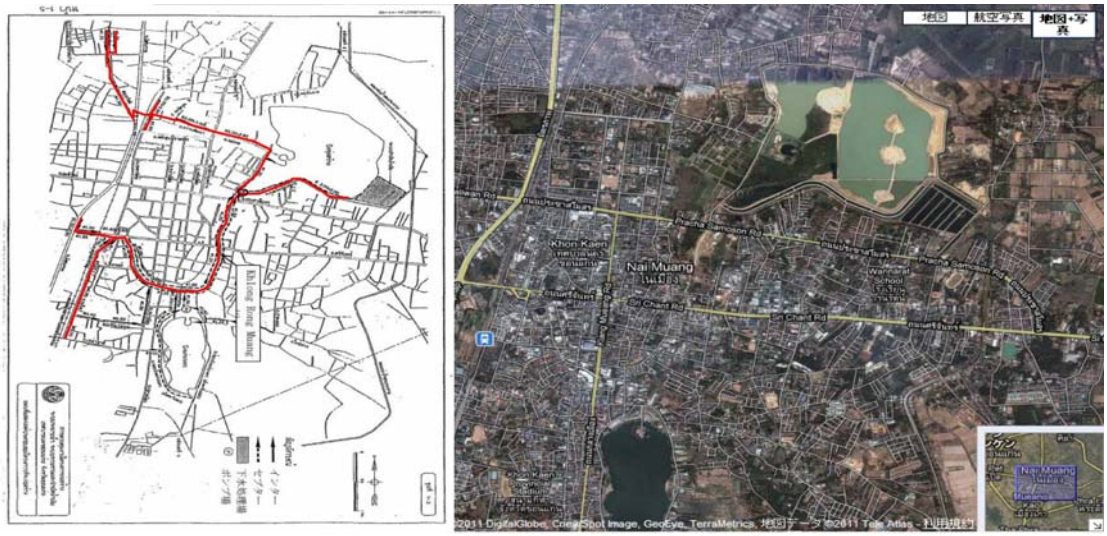


図 2.2.2　Bung Thung Sang 下水処理場の位置と写真

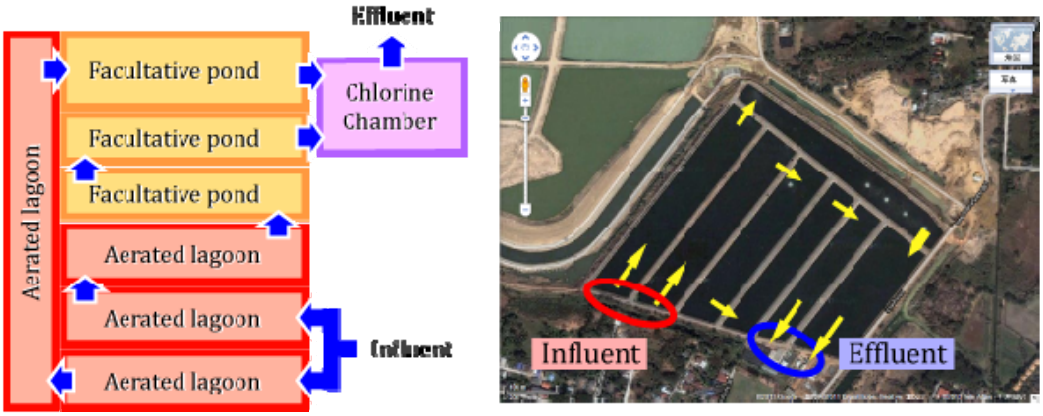


図 2.2.3　Bung Thung Sang 下水処理場システムの概要

２）　分析方法

pH の測定は高機能 pH/℃テスター（HANNA、HI 98127）により行った。溶存酸素濃度（Dissolved oxygen；DO）の測定は、ポータブル DO 計（GOnDO Electronic Co., Ltd., PDO-408）により行った。酸化還元電位（Oxidation reduction potential；ORP）の測定は、高機能 ORP/℃テスター（HANNA、

HI 98120）により行った。化学的酸素要求量（Chemical oxygen demand ；COD)、生物学的酸素要求量（Biochemical oxygen demand；BOD)、浮遊物質（Suspended solid；SS)、総ケルダール窒素（Total Kjeldahl Nitrogen ；TKN)、アンモニア態窒素（Ammonia, NH_3)、硝酸態窒素（Nitrate、NO_3)、全リン（Total phosphorus ；TP)、油分（Fat、Oil and Grease ；FOG）の測定はStandard method （Andrew ら、2005)に準じて行った。

３）　Bung Thung Sang 下水処理場のモニタリング結果

表2.2.2にBung Thung Sang 下水処理場の流入部および流出部の水質のまとめを示す。タイにおける下水は、非常に低有機物濃度でおり（Pongsak ら、2009)、コンケン市においても、下水のBOD濃度が約15 mg/L と非常に低濃度であった。これは、タイにおける下水処理場が合流式であることから、雨水によって希釈されていることに起因していると考えられた。流入下水、処理水共に pH は中性付近を維持しており、処理水のDO およびORP から、好気的に処理が行われていることが確認された。しかしながら、BOD、SS の除去率はそれぞれ20 ± 16 %、21 ± 26 %と非常に低く、またアンモニア酸化および硝化反応も確認されておらず、処理システムとしてほとんど機能していないことが確認された。この原因として、曝気ラグーンのエアレーターの運転がほとんどされておらず、十分な処理機能が発揮されていないことが考えられた。最終処理水質では、油分以外の項目に関しては放流基準を達成しているものの、流入水濃度自体が低いことに起因しており、処理に曝気動力や広大な敷地面積を必要とすること、今後下水道の復旧により処理流量の増加・下水の有機物濃度の上昇も予測されることから、より低コストかつ高効率な処理システムの開発が望まれることが示唆された。

表2.2.2　Bung Thung Sang 下水処理場の流入水および流出水の水質のまとめ

System		流入下水	生物安定池
pH	[-]	7.3 ± 0.3	7.4 ± 0.3
Temp. of Sewage	[°C]	28 ± 2	28 ± 2
DO	[mg/L]	2.6 ± 1.3	4.8 ± 1.7
ORP	[mV]	49 ± 72	79 ± 41
Total COD	[mg/L]	54 ± 14	45 ± 11
Soluble COD	[mg/L]	42 ± 14	33 ± 11
Soluble/Total COD	[%]	76 ± 19	72 ± 21
Total BOD	[mg/L]	14 ± 8	9 ± 5
Soluble BOD	[mg/L]	8 ± 4	4 ± 4
Soluble/Total BOD	[%]	53 ± 25	39 ± 35
Total BOD/COD	[%]	29 ± 16	20 ± 11
SS	[mg/L]	22 ± 10	20 ± 8
VSS	[mg/L]	12 ± 9	12 ± 10
VSS/SS	[%]	52 ± 19	56 ± 18
TKN (as N)	[mg/L]	14 ± 7	12 ± 8
Ammonia (as N)	[mg/L]	7 ± 5	6 ± 5
Nitrate	[mg/L]	0.2 ± 0.2	0.5 ± 0.5
TN (as N)	[mg/L]	14.1 ± 6.8	12.2 ± 8.3
FOG	[mg/L]	16 ± 10	14 ± 6
TP (as P)	[mg/L]	1.9 ± 1.3	1.6 ± 1.4

２．２．４　低コスト型新規下水処理システムの開発

我々の研究グループは嫌気性処理（Up-flow Sludge Blanket ： UASB）と好気性処理（Down-flow Hanging Sponge ： DHS）を組み合わせた省エネルギー型の排水処理技術（UASB/DHS システム）を開発した。UASB/DHS システムは活性汚泥法と比べ余剰汚泥発生量、消費電力、設置面積などにおいて利点を有し、タイにおける下水処理に有効なシステムであると考えられた。しかし、2.2.2 節で述べた様に、タイの下水は日本の一般的な下水の有機物濃度（100～500 mgBOD/L）よりはるかに低濃度（約 15 mgBOD/L）であった。従って、前段の UASB の代わりに沈殿槽を用いる簡易的なシステムである沈殿槽/DHS システムがタイにおける下水処理に有効な手段の一つであると考えられた。本研究では、タイにおける省エネルギー型下水処理技術の開発を目的として、沈殿槽/DHS システムを用いて実下水の 192 日間の連続処理実験を行ない、処理性能の評価を行なった。その結果と既存の処理方式である生物安定池法との比較を行なった。

１）　実験装置

図2.2.4にコンケン市の下水ポンプ場に建設した沈殿槽/DHS システムの実験装置の概略図を示す。実験装置は、最初沈殿槽と DHS、最終沈殿槽から構成される。最初沈殿槽は、流入部から仕切りまでの幅 0.65 m、長さ 1.59 m、水深 0.70 m 部分を有効容積（0.723 m^3）とした。DHS は、直径 0.50 m の鉄製管の内部にスポンジ担体（32 mm-L×32 mm-W×33 mm-H の四角柱状のスポンジを、外径 Φ33 mm [内径 Φ31 mm]×33 mm-H の円柱状のプラスチックネットリングに詰めたもの）1,000 個を投入したプラスチックネットバッグ（直径 30 cm、高さ 80 cm）4 個を 20～30 cm の間隔で吊るしている。最終沈殿槽は、容量 0.157 m^3、底面積 0.609 m^2 の容器を用いた。

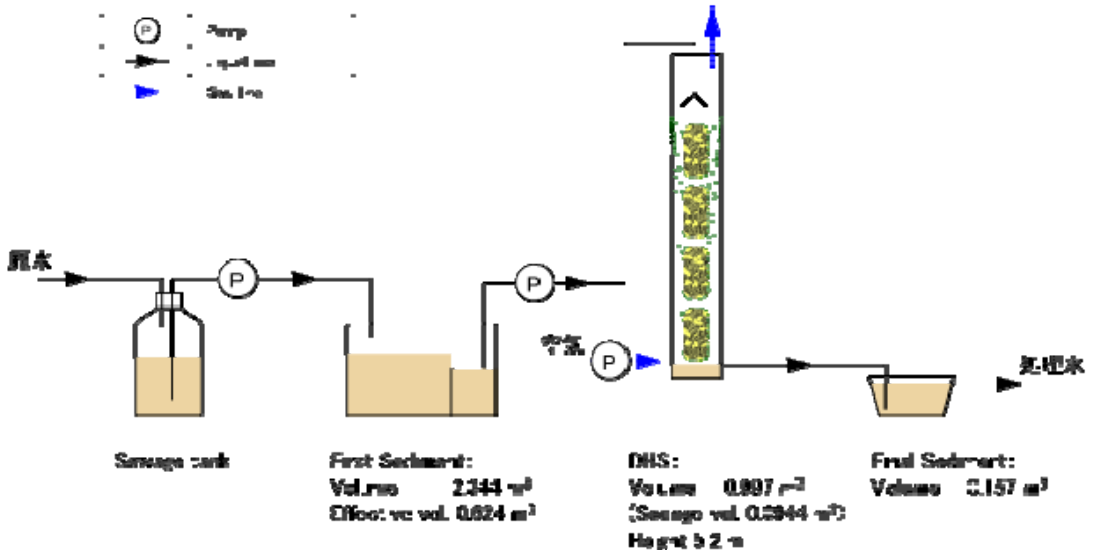


図 2.2.4　沈殿槽/DHS システムの実験装置の概略図

２）　沈殿槽/DHS システムによる下水処理性能の評価

運転開始から HRT を短縮させながら運転を行い、運転 115 日目に全システムの HRT を 11 時間に短縮し、その後定常運転を行なった。生物安定池法の HRT は 9.4 日と非常に長い時間をかけて処理が行われており、本システムによって処理時間が約 1/20 に短縮され、処理システムの設置面積も大幅に縮小可能であることが示唆された。表 2.2.3 に定常運転時の本システムの処理水質のまとめを示す。流入下水、処理水共に pH は中性域にあり、処理水の DO および ORP は生物安定池法と同程度であったことから、曝気を行わずとも DHS によって好気的に処理が行われていることが確認された。本システムにおける BOD および SS の除去率はそれぞれ、92 ± 9 %、96 ± 9 %であり、生物安定池法と比較して非常に高い除去率を達成することが可能となった。また、窒素に関しても DHS においてアンモニア酸化および硝化反応が確認されており、TN の除去率も 72.3 %と生物安定池法よりも大幅に上昇が確認された。最終処理水質に関しても、全リンと油分以外の項目では放流基準を達成していることが確認されており、本システムはコンケン市における下水処理システムとして適用可能であることが示唆された。

表 2.2.3　沈殿槽/DHS プロセスの各位置の水質のまとめ

System		流入下水	沈殿槽	DHS
pH	[-]	7.4 ± 0.3	7.4 ± 0.3	7.4 ± 0.3
Temp. of Sewage	[°C]	26 ± 2	26 ± 2	25 ± 2
DO	[mg/L]	0.6 ± 0.7	0.6 ± 0.6	4.1 ± 0.6
ORP	[mV]	-90 ± 56	-77 ± 80	98 ± 39
Total COD	[mg/L]	69 ± 9	62 ± 11	23 ± 9
Soluble COD	[mg/L]	60 ± 13	57 ± 14	24 ± 9
Soluble/Total COD	[%]	85 ± 14	88 ± 14	91 ± 15
Total BOD	[mg/L]	31 ± 15	24 ± 7	1.2 ± 0.8
Soluble BOD	[mg/L]	16 ± 8	12 ± 5	3.3 ± 4.0
Soluble/Total BOD	[%]	56 ± 18	56 ± 23	88 ± 20
Total BOD/COD	[%]	45 ± 23	39 ± 16	5 ± 4
SS	[mg/L]	19 ± 4	12 ± 5	0.5 ± 0.4
VSS	[mg/L]	13 ± 3	7 ± 4	0.3 ± 0.3
VSS/SS	[%]	69 ± 11	63 ± 18	67 ± 27
TKN (as N)	[mg/L]	19 ± 4	18 ± 4	2.1 ± 1.1
Ammonia (as N)	[mg/L]	9 ± 2	10 ± 2	1.0 ± 1.0
Nitrate (as N)	[mg/L]	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.0	3.1 ± 0.4
TN (as N)	[mg/L]	18.8 ± 4.5	18.0 ± 4.2	5.2 ± 1.2
FOG	[mg/L]	13.5 ± 7.1	8.7 ± 2.7	10.5 ± 14.8
TP (as P)	[mg/L]	2.9 ± 1.1	3.2 ± 1.5	3.4 ± 0.8

２．２．５　まとめ

本調査により、以下の知見が得られた。

（１）　コンケン市で排出される下水は有機物濃度が非常に低く、処理システムである生物安定池法では処理水の放流基準を達成しているものの、有機物除去性能は低く、今後予測される処理流量の増加や下水の有機物濃度の上昇には対応が困難であることが確認された。

（２）　開発システムである沈殿槽/DHS システムでは、生物安定池法と比較して優れた処理性能を有しており、また曝気動力不要、設置面積の縮小化も可能であることから、低コスト型下水処理システムとして、タイにおける下水処理に適用可能であることが示唆された。

参考文献

Andrew D. Eaton, Lenore S. Clesceri, Eugene W. Rice, Arnold E. Greenberg (2005). 21st Edition Standard Methods for the Examination of water and wastewater.

Khon Kaen Municipality (http://www.kkmuni.go.th/, 2011).

Pollution Control Department (PCD), Ministry of Natural Resources and Environment (http://www.pcd.go.th, 2011).

Pongsak Noophan, Pongsri Paopuree, Kullaya Kanlayaras, Sanya Sirivithayapakorn and Somkiet Techkarnjanaruk. (2009). Nitrogen Removal Efficiency at Centralized Domestic Wastewater Treatment Plants in Bangkok, Thailand, *EnvironmetAsia 2*, pp.30-35.

２．３　膜メタン発酵システムのパームオイルミル廃水(POME)への適用

株式会社クボタ　福原真一

２．３．１ パームオイルに関する概要

パーム油は現在世界で最も多く生産されている食用油であり、現在も生産量は増加し続けている。世界第一位の生産国はインドネシア、第二位がマレーシアで、両国でおよそ 85%の生産量を占めている。一方で、パーム油生産工程からはパーム油工場廃液（Palm Oil Mill Effluent: 以下 POME）が多量に排出されている。

現在、POME の処理は温暖な地域特性を生かしポンド法が主流である。ポンド法は非常に長い滞留時間をもって生物処理を行う方式であり、広大な土地と容積を必要とする。ポンド法は嫌気的に有機物を処理するためメタンガスが発生する。その多くが開放型であるため、多量の温室効果ガスを放出する結果となっている。また、降雨によって十分な水質が得られないまま流出する場合もある。従って、地球温暖化ガス排出と水質汚濁の面で、EU 等からの批判の対象となっている。

マレーシアでは内外からの批判への対応や、飲用水として利用している河川水質への配慮から、放流水質を BOD_3 20 mg/L 未満と規制を強化しつつあるが、ポンド法のみではこの達成は極めて困難な状況である。

２．３．２ 膜メタン発酵システムとパームオイルミル廃水への適用コンセプト

膜型メタン発酵システムは、高効率で安定したメタン発酵が可能な技術であり、より多くのバイオガスを生成して、エネルギー回収量を増加することが可能である。また、MBR 排水処理も、同じく安定して高い水質の処理水が得られる排水処理技術であり、BOD_3 20mg/L 未満という厳しい規制値も安定的にクリアすることができる。これらの組み合わせにより、POME からより多くのグリーンエネルギーを生み出し、同時にマレーシアの水環境保全に貢献することを目指している。

今回の開発システムは、以下から構成される。

①膜型メタン発酵設備　　:POME を嫌気発酵してバイオガスを発生させる
②ガス利用設備　　:バイオガスから発電等によりエネルギー回収を行う
③MBR 水処理設備　　:メタン発酵廃液を放流可能な水質まで浄化する

膜型メタン発酵設備はメタン発酵槽とメタン膜濃縮槽で構成される。濃縮槽内の液中膜（図 2.3.1）によりメタン発酵汚泥（メタン発酵菌群）を濃縮することで、水理学的滞留時間(Hydraulic retention time : HRT)と汚泥滞留時間(Sludge retention time : SRT)を独立して制御することが可能となる。

システム全体のコンセプトを図 2.3.2 に示す。

本システムでは、従来の中温発酵法に比べてより多くのバイオガス発生が可能な高温発酵法を採用している。POME は排出時点での液温が高いため、この熱を有効に利用することができ、さらにスカムによるトラブルも発生しにくい。

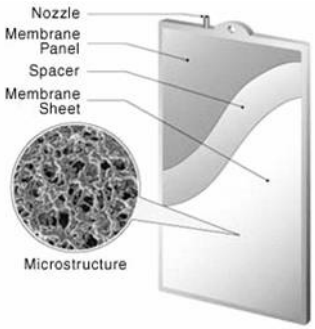


図 2.3.1 液中膜

本システムは、処理だけでなく発電による売電（または既存購入電力の削減）で利益を生むことを目指しており、現地ミルにおいて小型実証(0.4t/d)による処理性能評価を終え、50t/d の大型実証試験に取り組んでいるところである

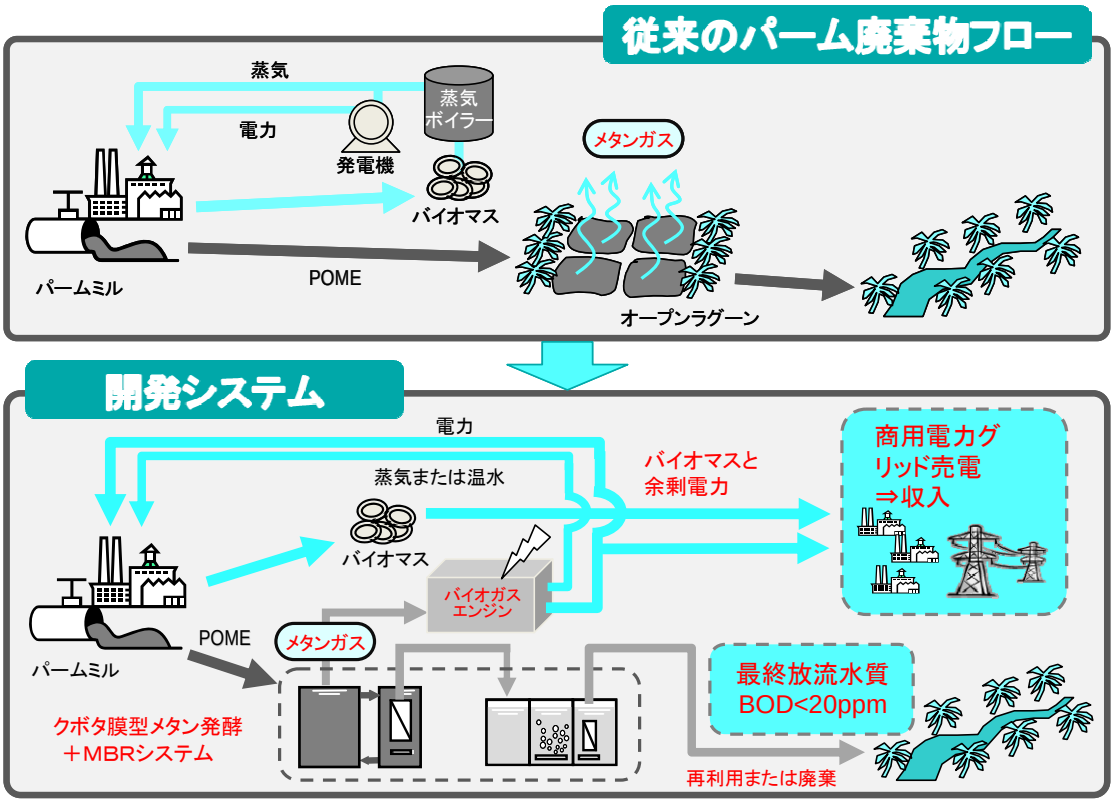


図 2.3.2 システム全体のコンセプト

マレーシアへの膜メタン発酵システムの展開に当たっては国内と異なり様々な課題が存在する。

一例として、パームオイル工場ごとでシステムフローの最適化を行ったほうが、技術的最適システムとなるが、そのためには納期が長くなり非効率な部分が発生するためパームオイル工場の平均的規模を調査し POME における平均的な処理規模、汎用性の高い機器構成をもった「標準システム」をベースとして技術目標を立てる形で進めている。

発電による初期投資およびランニングコストの回収の観点では、5 年以内の回収を目標とした。

性能面では、マレーシアの今後の規制にあわせて、BOD_3 が 20 mg/L 未満とするのが最大の目標となる。

2．3．3 日本での実績とマレーシアにおける技術課題

今回採用している膜型メタン発酵設備および MBR 排水処理の組み合わせは、日本では既に焼酎廃液を中心とした実績のある技術である。

技術的開発課題は処理対象物が、POME というこれまで経験がなく、日本に存在しないものであるため、まずはプロセス的課題として、メタン発酵や排水処理が安定して行える運転条件の探索と確認が必要となる。そのために、まずはラボによる基本的な分解性確認実験を行ったうえで、0.4t/d 処理規模の小型実証機を現地に設置し、その条件探索や安定性確認を行った。

更にそれをスケールアップした 50t/d 処理規模の大型実証設備を建設し、小型実証機で得られた運転条件や性能の確認とともに、発酵槽撹拌などのスケールアップ因子の確認、ランニングコストの把握と低減策の検討、要素機器の性能評価、制御方法の確立等を実施する。また、今回は海外

でプラント建設を行い、現地顧客に使用してもらい、その後の維持管理やフォローを行っていくことになるため、様々な面での海外対応・現地化を行っていく必要がある。

例えば、使用する機器や配管材などの規格や材質が日本と異なっており、また各種法規制や諸手続、調達や工事における商習慣や常識の違い等、技術面やそれ以外の部分も含めて、実際にプラント建設を行う段階でも非常に多くの課題がある。大型実証設備の建設を通じて、これらの課題の抽出、解決を行っているところである。

2．3．4 マレーシアにおける実証試験概要

実証機を設置したミルのPOME発生量は平均450 t-POME/d（300～600 t-POME/d）であり、マレーシアでは平均的な規模のミルである。

図 2.3.3 小型実証機外観

1）小型実証試験

マレーシア国内のミル（パーム油搾油工場）に設置した小型実証機の外観を図 2.3.3に示す。

MBR システムへの供給廃液としては膜型メタン発酵装置より排出される膜透過液および発酵汚泥の混合比率を自由に変更できるシステムとしている。（図 2.3.4）

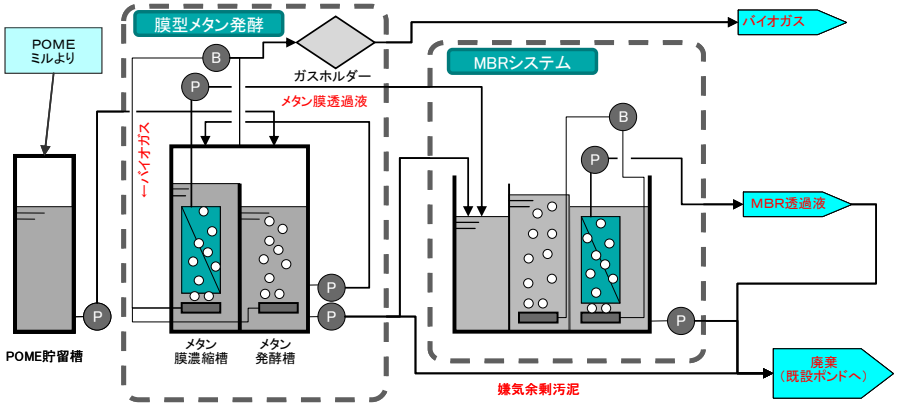


図 2.3.4 小型実証機概略フロー

小型実証機の運転期間における POME の COD c r 濃度は平均 67,500 mg/L、脂質量（Oil & Grease）は平均 6,660 mg/L であった。日本の芋焼酎廃液とほぼ同等の有機物濃度である。(表 2.3.1)

表2.3.1 POME分析値

項目	単位	分析値	規制値
pH	―	4.5	4-9
TSS	mg/L	39,800	400
BOD_3	mg/L	31,100	100
Oil & Grease	mg/L	6,660	50
NH_3-N	mg-N/L	197	150
T-N	mg-N/L	827	200

また、POME 中の 0.5 mm 以上の固形分混入量は平均 75 mg/L-POME であった。

そのため本試験に供した POME では夾雑物除去のためのスクリーン等は使用しなかった。

小型実証機のメタン発酵の運転結果例をを図 2.3.5 に示す。

膜濃縮運転時は目標 COD 容積負荷を設定し、TS = 3.5 %を維持するよう膜濃縮率と汚泥引き抜き量で調整を行った。膜濃縮運転時は負荷 15kg/m³/d および 12 kg/m³/d 設定時 HRT が 5 日前後で全体の COD 分解率で 81.4 %、溶解性で 97.0 %の高い除去率を示した。一方膜濃縮を行わない場合は HRT=16 日で 77.9 %となった。

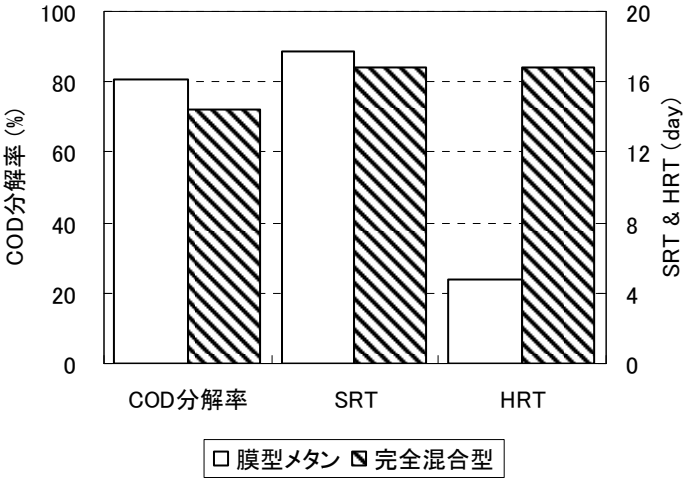


図 2.3.5 メタン発酵運転結果例（小型実証機）

膜濃縮を行った場合、行わない場合の 1/3 の HRT で同等以上の効果が得られ、COD 分解率すなわちガス発生量も増加することが確認された。つまり、より多くのエネルギーを回収できるシステムであることが分かった。

以上より、POME に対する膜型メタン発酵の適用は HRT 短縮、COD 分解率向上の観点から有効であるといえる。

国内で開発してきたメタン発酵技術と同様に、膜による濃縮によってほぼ同一の SRT 設定を行う場合分解率の低下を招くことなく大幅に HRT を短縮することが可能となることが確認された。

MBR 試験では種汚泥として設置ミルの好気ポンド汚泥を使用した。

小型実証機でのシステム全体での処理水質の運転結果例を図 2.3.6 に示す。

実験の目的上メタン発酵装置が定常状態になるのを待つ必要があり、メタン発酵開始 60 日後に立ち上げを開始した。

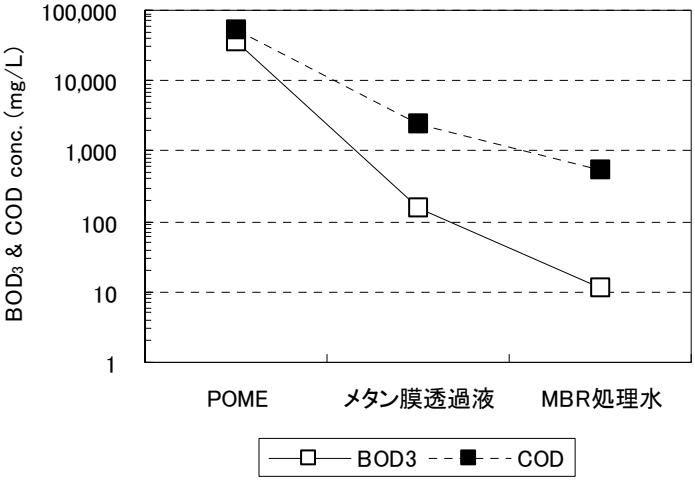


図 2.3.6 システム全体での処理水質例（小型実証機）

立ち上げ後速やかに BOD_3 は低下し、約 70 日の馴養で BOD_3 値が目標の 20 mg/L 以下になり、その後 10 mg/L 前後を維持した。

負荷もまた装置構成上、上流のメタン発酵装置の運転状況、試験内容に左右されるが、最大で 0.4 kg /m³/d の条件下でも 10 mg/L は維持された。

このことより液中膜を用いた MBR システムは POME のメタン発酵排液処理に対して高

い適性を持つことが示唆された。

POME に混入する SS 分、ヤシ繊維およびスカムの影響を確認するため、運転開始後４ヶ月後と１年後に膜濃縮槽の開放点検を行い、液中膜全数の表面検査と膜のサンプル分析を行った。

いずれの場合も膜の剥離、破れなど膜ユニットの破損、夾雑物、ヤシ繊維などによる膜間閉塞は確認されなかった。槽内底部などへの SS 分の蓄積も確認されなかった。実証機より回収された液中膜は薬品洗浄を行うこと無く、弊社新品基準値より高い透過性を維持していた。これらの結果から液中膜ユニットに対する夾雑物の悪影響は確認されず、POME に対する液中膜の適性は高いと示唆された。耐久性に関しては耐用年数を 3～5 年と規定しており、さらに長期間あるいは過酷条件下の試験での確認が今後の課題である。

スカムのメタン発酵槽内での発生およびその影響は試験期間中確認されなかった。

1）大型実証試験

大型実証試験は小型実証機の運転結果に基づきシステム設計を行うとともに、実証試験開始時には不明であった現地工事や材料手配など現地特有の調達システムを把握することに注力した。大型実証機は実証機ではあるが規模の面で国内の焼酎向けの実プラントよりも大型である。

大型実証機の外観を図 2.3.7 に示す。

図 2.3.7 大型実証機外観

大型実証機の運転はまだ始まったばかりであるが、大型実証機のメタン発酵の運転状況を図 2.3.8 に示す。

現状までの結果からメタン発酵性能は小型実験装置と比較しても問題なく運転できている。

大型実証機のシステム全体の処理水質例を図 2.3.9 に示す。

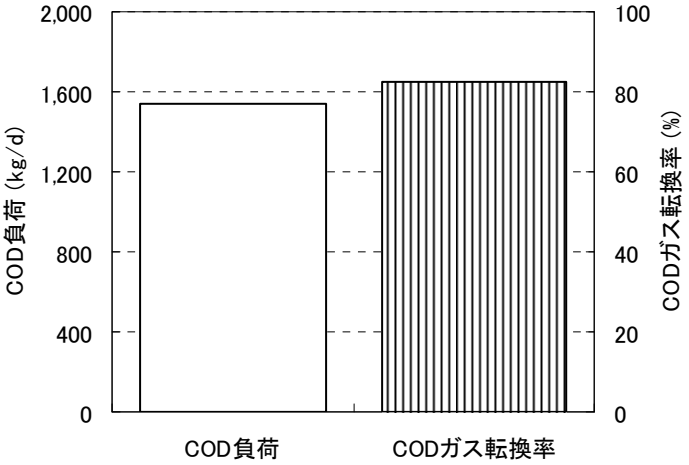


図 2.3.8 メタン発酵運転例(大型実証機)

大型実証機のシステム全体での処理水質はマレーシアの BOD 規制の強化にも十分耐えうることが確認されつつある。

２．３．５ まとめ

小型実証機の１年以上の運転、大型実証機の建設と短期間ではあるが運転を通して、国内で開発してきた技術が POME に適用が可能であることは実証されつつある。

しかし、実際に現地のシステムとして根付くためには、一部大型実証でも行っているが、現地での資材の調達、建設、運転管理およびアフターサービスを確立しなければならない。

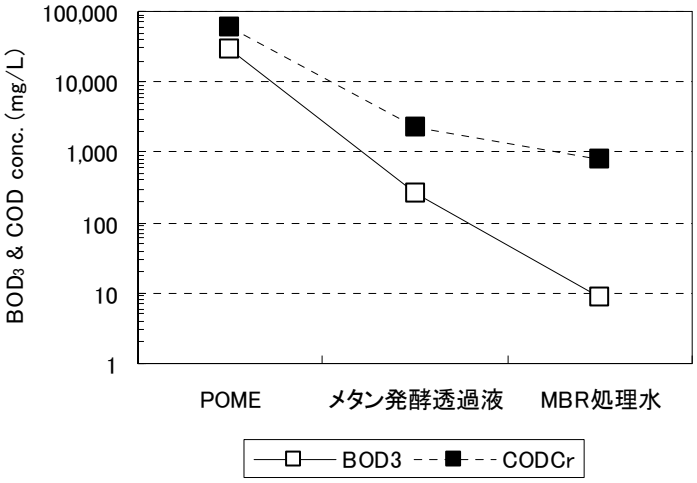


図 2.3.9 システム全体での処理水質例（大型実証機）

課題は多いものの、マレーシアのような水質規制強化やバイオガス発電によるエネルギー有効利用への優遇政策を打ち出している国では、膜メタン発酵システムが廃液排出者であるパームオイル工場経営者側にもメリットを与える技術として導入されることを期待している。

２．４　アジアにおける上下水道の普及と日本の国際展開

2.4.1　はじめに

世界の人口が 2011 年に 70 億人を突破し、今後も増加の一途をたどると推定されている。特にアジアの人口増加は著しい。（図 2.4.1）人口増加は必然的に水需要の増加につながり、さらには、排出される汚水が増え、環境負荷は増加することになる。そこで、水環境インフラの整備が必要となるが、その主要なインフラ整備として、飲料水や生活用水としての上水道の整備、また、生活環境の改善のため汚水処理施設（下水道）も順次整備していくことが求められる。本報告では、近年、日本の水ビジネスの展開が盛んになっているアジア地域について、現況認識と、水インフラ技術の支援について述べる。

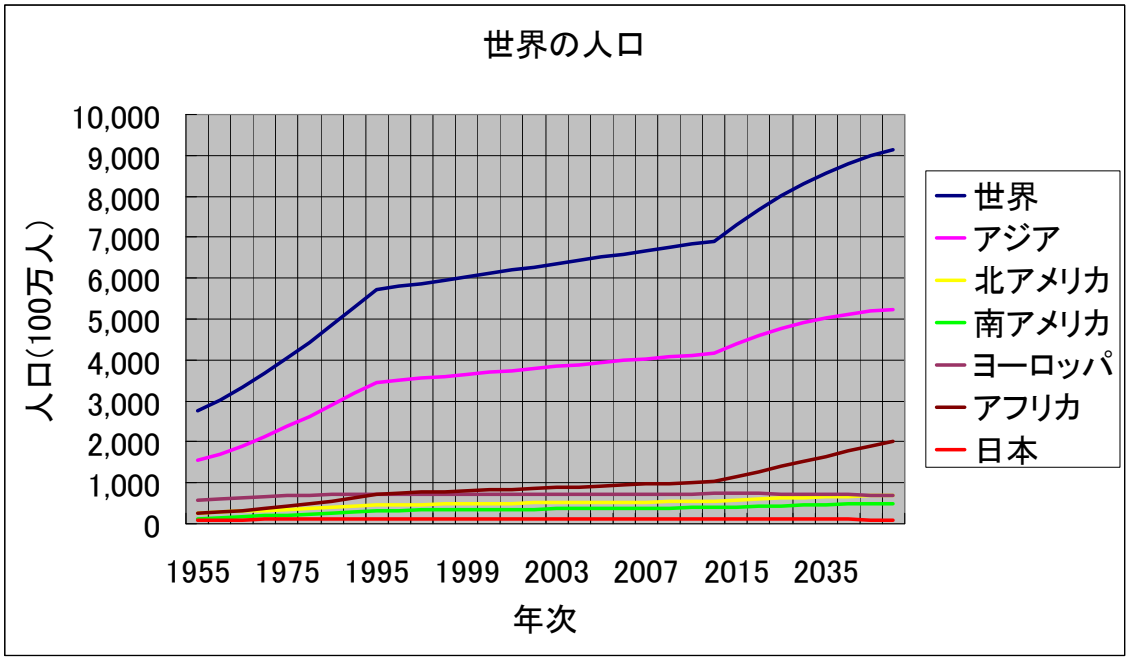


図 2.4.1　世界の人口

2.4.2　アジアの上下水普及状況と市場性

アジアの各国の上下水道普及状況については、上水道の普及率のデータを入手することは比較的容易であるが、下水道については、資料が少ない。表 2.4.1 に上水道の普及率を示す。

上水道は、下水道と比較して、概ね普及率は高いものとなっているが、以前として農村部での普及が遅れている。例えば、インドネシアの中小の事業体では、30%前後のところが多数存在する。また、カンボジアの村落部では、不衛生な水を供給し健康被害が課題となっている。そこで、日本の援助によりコンポンチャム州の村落に深井戸施設を建設し（2005～2006）、安全な水道水の普及率が 9.5%から約 82%へ改善された例もある。こうした事例のように、中小の村落における安全な水供給が課題のひとつとなっている。また、無収水率も高く、PFI により、民間で運営管理も受託した場合に、事業収入を得る上での大きな課題となっている。

表 2.4.1 アジアにおける上水道の普及率

国名	人口（万人）	水使用量（m³／年・人）	水道普及率			無収水率（%）
			普及率（%）	都市部普及率（%）	農村部普及率（%）	
日本	12,730	717	96	－	－	9.9
韓国	4,730	501	92	97	71	－
中国	127,630	411	75	94	66	－
ベトナム	7,920	685	77	95	72	35
カンボジア	1,330	37	30	54	26	－
タイ	6,300	525	84	95	81	－
インドネシア	21,480	345	78	90	69	30
インド	101,750	491	84	95	79	40

下水道のアジア普及状況について表 2.4.2 に表す。下水道は、大都市で整備されてきているものの、全体としても上水道より整備は遅れている。例えば、インドネシアでは、下水道以前の問題として、トイレなどの衛生設備の普及も遅れており、こうしたことが周辺環境改善への課題となっている。また、下水処理場をもつ例も少なく、中国では、管渠整備は全国 236 都市の半分であり、処理場と繋がっているのは、十数箇所程度である。以上からも、アジアでは、人口増や経済活動が盛んになる中で、上下水道の需要は益々求められるものであり、大きな市場として存在している。

表 2.4.2 アジアにおける下水設備の整備率

国名	日本	韓国	中国	ベトナム	タイ	インドネシア	インド
都市人口数（人）	98,605	38,345	409,965	15,749	13,252	88,833	288,283
下水道設備整備率（%）	70	75	68	85	97	87	73
非都市人口数（人）	27,490	8,940	857,953	61,083	48,147	125,275	725,379
下水道設備整備率（%）	22	4	24	70	95	52	14

2.4.3 水インフラの輸出と海外水メジャーとの比較

日本政府は、古くから ODA 等によりアジアの水インフラの整備の支援を行ってきている。一方、昨今の注目を浴びている水ビジネスに関しては、海外の水メジャーが多くの実績を持ち現在でも、水インフラの受注に向けて積極的に展開している。表 2.4.3 に主な海外水メジャーと世界での上下水道でのサービス人口を示す。

表2.4.3 主な海外水メジャーの世界における水道の給水人口と下水道の処理人口

水メジャー	国	水部門売上（2008年）	水関連従業員	水道	下水道
スエズ エンバイロメント	仏	約1.9兆円	約72000人	約110百万人	約50百万人
ヴェオリア ウォーター	仏	約1.6兆円	約78000人	約110百万人	約60百万人
テムズウォーター（ケンブルウォーター）	英（豪）	約0.6兆円	約15000人	約70百万人	約40百万人

表 2.4.3 から、スエズ　エンバイロメントとヴェオリアウォーターの 2 社で世界の民営水道事業の約 70%を占めており、巨大な勢力となっている。一方、日本での、近年のアジアにおける水インフラ整備の事例を表 2.4.4 に示す。

表 2.4.4　日本のアジア水インフラ展開

自治体	事業内容
東京都	東京水道国際貢献ミッション団をインド、インドネシア、マレーシア等へ派遣（H22～H24）。東京水道サービス㈱を設立し、コンサルティングや施設管理の受注を目指す。また、民間企業支援（登録数 55 社 H23.11）を行う。
横浜市	「JICA 草の根技術協力」を発端とし、ベトナム・フエ水道公社へ技術支援を実施（H15～H17）。現在はフエ周辺地域へ拡大をしている。また、「横浜水ビジネス協議会」を設立（H23）し、市内企業等への海外水ビジネスの支援を行う。H22 には、新興国インフラビジネスで日揮株式会社と協定を結んでいる。
大阪市	ベトナム国・ホーチミン市水道総公社と技術交流を実施。また、大阪市と関西経済連合会等と「大阪　水・環境ソリューション機構」を設立（H23.4）し、PPP による海外案件の支援を実施している。
名古屋市	スリランカの水ビジネス事業化調査に関する協定を結ぶ。技術支援や緩速ろ過の運転指導を予定。
北九州市	H23.3 に「カンボジア国シェムリアップ市浄水場建設基本設計補完事業」を、本市海外水ビジネス推進協議会会員である（株）浜銀総合研究所と受注。日本の事業体として海外水ビジネスの初のケースとなる。
埼玉県	JICA パートナーシッププログラムに係るタイ・チョンブリ県における水処理技術向上支援事業をタイ地方水道公社と締結する。期間は H23.4 から 3 年間。
メタウォーター㈱	ベトナムに現地政府と合弁会社設立を予定（H24）。東京都や JICA も協力。ハノイ水道公社への用水供給用として浄水場の建設を目指す。
（社）日本下水道協会	下水道グローバルセンター（GCUS）を設立（H21）し、下水分野での産官学による民間企業の支援を行う。
㈱日水コン	ベトナム・ダナン市衛生環境改善事業調査、インド・ゴア州上下水道整備事業（設計、施工監理等）

海外水メジャーの水インフラ整備では、民間企業が中心となり、PFI による契約形態としては、コンセッション契約や BOT などが主なものである。これらは、建設から運営まで含まれたものが多い。日本国内でも、最近、こうした発注形態も出てきているがまだ多くはなく、さらに、海外展開からすると、海外水メジャーが先行している。日本では、制度的にも、建設は民間、運営は、地方自治体が行っていることがほとんどであり、海外水メジャーのように全てを受け持つ企業形態が形成しにくい。そこで、最近では、表 2.4.4 のように、水道事業体と民間企業が協同でアジアの水インフラに取り組む事例もでてきている。また、水道事業体の運営ノウハウを持った企業（東京水道サービス㈱）と建設企業、商社などがグループを組んで水ビジネスを展開している。

2.4.4　海外展開する日本発信の上下水処理技術

日本から海外へ輸出する水インフラの中で、上下水処理技術の注目点について以下に述べる。

2.4.4.1　高効率浄水場

アジアの浄水処理としては、地下水の消毒単独の例を除くと、凝集剤を使用し、沈澱とろ過を行う方法が主流であると思われるが、日本では、急速ろ過法と呼ばれている方式である。急速ろ過法も日本では海外から導入してきた経緯もあり独自技術とは言い難いが、PAC（凝集剤：ポリ塩化アルミニウム）や沈降促進装置（傾斜板等）、ろ過池形式、下部集水装置等に、独自に進化した技術を持っている。また、計装や監視設備、また、配管、土木では耐震設計等高度化された技術が導入されている。

このような日本の浄水場建設の技術を海外へ輸出する場合には、コスト低減が大きな課題であると考える。そこで、コスト低減が可能な浄水処理として、高分子凝集剤を使用した高効率浄水場を紹介する。

日本では、平成 12 年から浄水場で高分子凝集剤を使用することができるようになったが国内の事例はほとんどなく、一方、海外では、高分子凝集剤が古くから使用されてきており、一般的な技術である。高分子凝集剤のメリットは、凝集効果を上げ、沈殿やろ過の効率を高めることが可能であり、スペースも小さくかつコスト低減に効果がある。

表 2.4.5 に主要仕様の比較を示す。また、図 2.4.2 に国内の一般的な浄水場と高効率浄水場のイメージを示した。

表 2.4.5　高効率浄水場と既存浄水場比較

浄水方式	既存浄水場	高効率浄水場
使用凝集剤	PAC	PAC＋高分子凝集剤
ろ過池数（面積）	10 池（840m²） （ろ過速度 120m/ 日）	5 池（420m²） （ろ過速度 240m/ 日）
ろ過池のろ層構成	単層（ケイ砂）	複層（アンスラサイト＋ケイ砂）
浄水場従事者数 （委託含む）	20 人程度	5 人程度
監視方法	大型パネルの前で常時在席（2 名）	PC 等による遠方監視
建設コスト	100%	50～60%
設置スペース	100%	50～60%

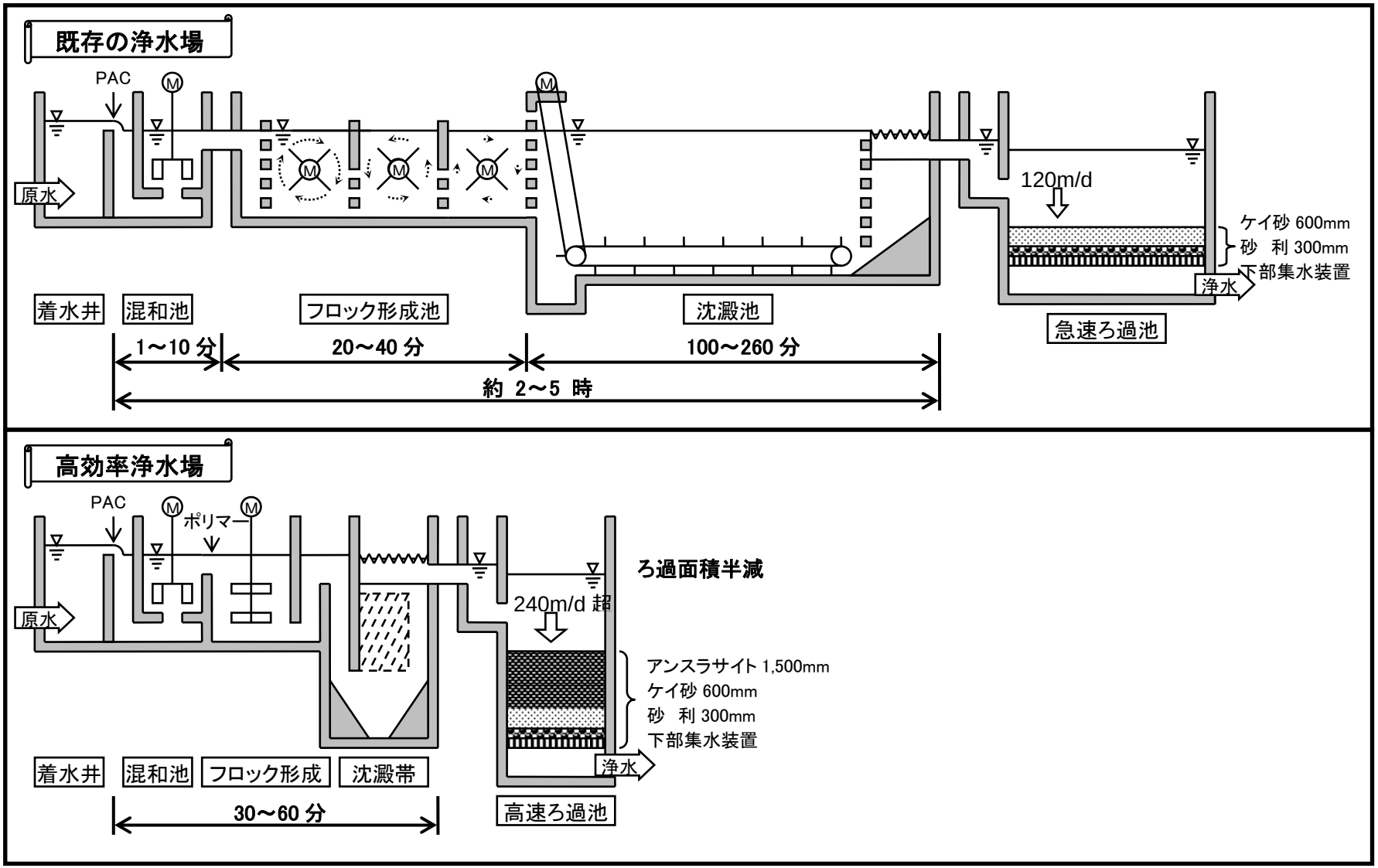


図 2.4.2　高効率浄水場イメージ

2.4.4.2　膜ろ過設備

膜を利用した水処理技術は、中東向けの RO 膜を使った海水淡水化が大きな水ビジネスの一翼を担っており、日本の RO 膜の世界市場シェアは約 7 割と大きい。また、シンガポールでの下水再生用としても利用されアジアでも重要な処理技術として導入が進んでいる。

一方、UF や MF といった淡水の浄水処理に使用できる膜が開発され、市場を拡大してきており日本の世界市場シェアは約 40%である。海外では、水メジャーのスエズ　エンバイロメントグループのプラント会社デグレモン社が、酢酸セルロース膜（UF）を使った技術で海外へ多数納入してきている。

アジア地域では、今後、UF や MF の膜ろ過法を利用した浄水場建設が、進むものと予想される。日本では、膜の種類が多く、有機膜（CA、PVDF、PE、PTFE）、無機膜（CE）と多彩である。また、膜の製造工場もアジアに進出するようになり、コスト低減への取組が行われてきている。日本では、膜ろ過の浄水処理への導入は平成 8 年のスタートから現在にいたるまで、厳しい競争環境の中、企業が切磋琢磨し現在まで多くのノウハウが蓄積されてきている。これからは、こうした膜ろ過技術をアジアの浄水場へ展開することが求められる。その中で留意点として以下のことが考えられる。

① 国内の実績の多くは比較的清浄な水源に適用しているが、汚水処理が普及していない地域での水源の処理等において有機物、色度、臭気等への対応が求められる。

② 大河川において、高濁度が長期間継続することへの対応が求められる。

③ 低コストが優先し、膜へのストレスが過剰とならないような設計が必要となる。

以上を解決する上で､膜ろ過と他の処理との組み合わせとしてシステム全体としての設計（図 2.4.3 参照）や、膜ろ過のストレスをできるだけ抑えた運転制御（国内の主流、定流量運転制御から定圧運転制御の導入）等について検討することも必要となると思われる。

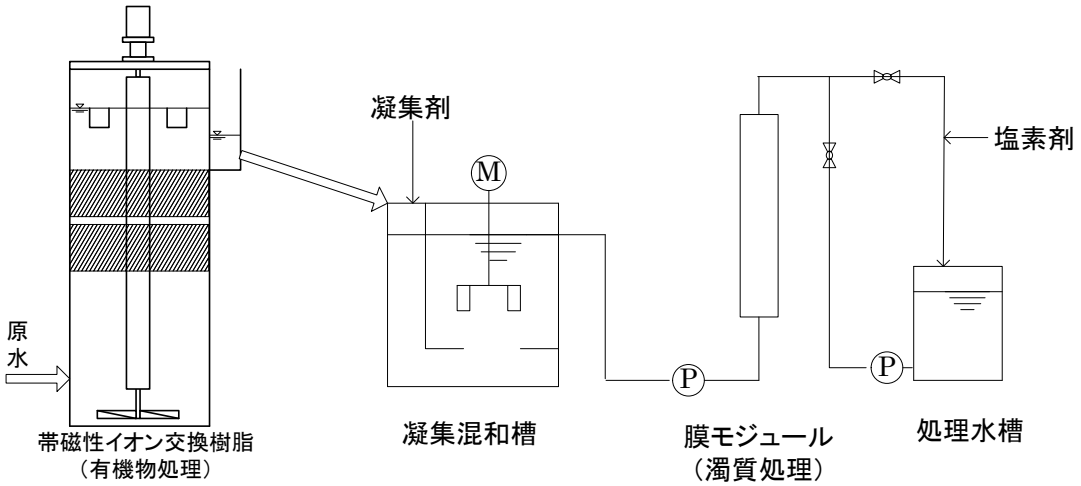


図 2.4.3　前処理と膜ろ過の組合せフロー

2.4.4.3　MBR

膜を利用した活性汚泥法は、高品質の処理水が得られ、再利用水として利用できることや通常の標準活性汚泥法で設置される最終沈殿池が不要となり、省スペース化が図れるなど多くのメリットを有する技術である。本方式は、日本企業のシェアも高く、世界的に建設が進んでいる。以前は、比較的小規模を中心としていたものから大規模建設も行われ、アジアへの今後の普及に期待ができる技術である。課題は、膜のファウリング対策のため、従来法よりエアレーションの動力を多く必要とすることであるが、近年は省エネ型の開発も進んでいる。MBR のフロー例を図 2.4.4 に示した。

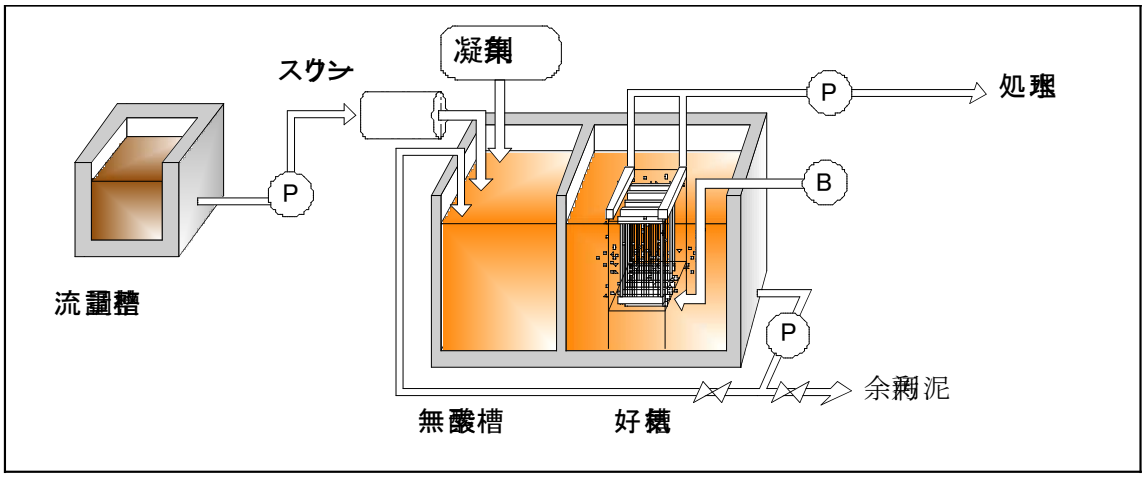


図 2.4.4　MBR フロー例

2.4.5　まとめ

アジアの水インフラの整備は、人口増加、経済発展により益々必要とされるのは明らかである。それを、水ビジネスの観点からすると市場拡大という捉え方もでき、先達の海外水メジャーなどとの競争の場になる。しかしその一方では、草の根的に、日本の官民連携したアジア展開が進んでおり、一見地味ではあるが、着実に日本の水インフラは普及してきている状況ではないかと考える。そして、さらなる水インフラの国際展開には、日本で培われた、建設から運営にわたる高度な技術を、低コストで提供する努力が必要と考える。加えて、PFI 事業等で運営まで行おうとした場合、経済が発展しているアジア地域であるが、以前として、料金収入が得にくいリスクのある市場でもあり、PFI の事業では料金回収リスクを回避できる方策も必要であると考える。

以　上

参考文献

１．大阪市水道局ホームページ: 「水道事業の海外展開に向けた取組み」, http://www.city.osaka.lg.jp/suido/page/0000099244.html

２．㈱水道産業新聞社: 平成 23 年度版水道年鑑, 平成 23 年度版下水道年鑑.

３．北九州市水道局ホームページ: 「北九州市水道局国際協力事業」, http://water-kitakyushu.icek.jp/suidou/menu02/c2_17.html

４．経済産業省　産業技術環境局　産業技術政策課　地域経済産業グループ産業施設課 通商政策局企画調査室: 「我が国水ビジネス・水関連技術の国際展開に向けて」 ー「水資源政策研究会」取りまとめー, 平成20年7月.

５．国土技術政策総合研究所　下水研究部長　堀江 信之: 「日本の下水道技術の動向と国際展開」, 平成 22 年度　国総研講演会資料.

６．埼玉県ホームページ: 「国際技術協力」, http://www.pref.saitama.lg.jp/page/kokusaigijutukyoryoku.html

７．財団法人　水道技術研究センター: 浄水技術ガイドライン, 2010.

８．財団法人　水道技術研究センター: ホットニュース, 第 223 号, 平成 22 年 8 月 6 日.

９．浄水技術研究会会長　森田 豊治: 「新しい高効率浄水場の構想」, 水と水技術 13 号, ㈱オーム社.

１０．　総務省: 世界の統計, http://www.stat.go.jp/data/sekai/02.htm

１１．　知足 章宏: 「アジア開発途上国における水質汚染問題と下水事業への民間参入（Private Participation）の現況・経験」, 立命館国際地域研究, 第 23 号, 2005 年 3 月

１２．　東京都水道局: 「東京水道サービス株式会社を活用した国際貢献の新たな取組（実施方針)」, 平成 22 年 2 月 10 日.

１３．　東京都水道局ホームページ: 「国際貢献の新たな取組」, http://www.waterworks.metro.tokyo.jp/water/torikumi/kokusai.html

１４．　名古屋市上下水道局ホームページ: 「水の国際協力」, http://www.water.city.nagoya.jp/intro/library/global/index.html

１５．　横浜市水道局ホームページ: 「国際貢献の取り組み」, http://www.city.yokohama.lg.jp/suidou/kyoku/torikumi/kokusai-kyoryoku/gaiyou.html

記：田名部 直勝
平成 24 年 3 月 19 日

第３章　地球温暖化と水環境問題を総合評価する手法の研究

３．１　栄養塩負荷と水域での CO_2 固定

東京大学環境安全研究センター　中島典之

１）はじめに

日本の多くの主要都市は海に隣接しており、排水の放流先として閉鎖性海域と密接に結びついている。本稿は、低炭素化という観点に立ち、閉鎖性海域での炭素の固定と水環境管理についての考察を行うことが最終的な目的であるが、その第一歩として、関連する先行研究のごく一部をまとめたものである。未だ調査・検討が不十分であり公表するに相応しくないとも考えるが、諸兄の批判を受けながら、さらなる検討の礎としたい。

２）現在の閉鎖性海域の水質管理と「炭素固定」の目的化

海域の環境基準としては、一律の健康項目に加えて、各水域の利水目的や水生生物の生息状況に基づいた生活環境項目が設定されている。さらに、人口及び産業の集中等により、生活又は事業活動に伴い排出された水が大量に流入する広域的な閉鎖性海域であり、排水基準のみによっては環境基準の確保が困難である水域の水質改善を図るために汚濁負荷総量の削減対策も進められ、平成 23 年 6 月には目標年度を平成 26 年度とする第７次水質総量削減に係る総量削減基本方針が策定され、環境基準達成へ向けた努力が続けられてきている（環境省、2012a）。さらに、それを超えた海域の管理の方向性として、海域の物質循環健全化計画（海域のヘルシープラン）を策定するための検討が環境省で進められている（環境省、2012b）。

海域の生活環境項目（水生生物保全の項目を除く）の類型指定においては、以下の１０の利水目的があげられている（環境省、2012c）。

- 水浴
- 自然環境保全：自然探勝等の環境保全
- 環境保全：国民の日常生活（沿岸の遊歩等を含む）において不快感を生じない限度
- 工業用水
- 水産１級：マダイ、ブリ、ワカメ等の水産生物用及び水産２級の水産生物用
- 水産２級：ボラ、ノリ等の水産生物用
- 水産１種：底生魚介類を含め多様な水産生物がバランス良く、かつ、安定して漁獲される
- 水産２種：一部の底生魚介類を除き、魚類を中心とした水産生物が多獲される
- 水産３種：汚濁に強い特定の水産生物が主に漁獲される
- 生物生息環境保全：年間を通して底生生物が生息できる限度

これらの利水目的は我々の生活や産業に直接的に関わっており、その類型設定の根拠も他の水質基準設定における検討結果や実測値を伴う検討がベースになっており（日本水環境学会編、2009）、十分に社会的に受容され、基準設定から約 40 年を経て一定の成果を上げてきていると考えられる。これまでの対策は、排出される汚染物質＝基準対象物質であり、排出を削減することで基準達成をより高めようとするものであったと言える。そして、

削減を進めることで環境は改善し、より「上級」の用途に適するようになるというような考え方が当てはめられていた。すなわち COD および栄養塩の低減が主たる対策であり、削減努力を各排出者に課すことでが、全体としての利水目的への適合につながるという考え方がなされていた。上述の海域のヘルシープランはさらにそれを進めて、削減だけでない適切な栄養塩管理のあり方を問うものであり、今後の重要な方向性を示している。

しかしながら、これらの目的設定に炭素固定という視点を強く意識したものはない。もちろん最終的に水産物として回収される炭素固定分はこれまでも念頭に置かれているであろうが、それ以外の難分解性化を経て物質循環から（100～1000 年スケールで）排除される炭素のフローは考慮されていないのではないか。炭素固定における海域の寄与については、UNEP（国連環境計画）のレポートにおいて blue carbon と称され、特に沿岸域の重要性が指摘されている（Nellemann *et al.*, 2009）。低炭素化社会の構築において、エネルギーの供給・消費に直接的に関わる低炭素化が本質的な対策であるのは論を待たないが、水環境という我が国を取り巻く広大なシステムを適切に活用し、従来の水域保全策の副次的効果として低炭素化に貢献しうるのか、あるいは逆に水質を敢えて高度に改善しないことによるベネフィットがあるかどうか、といった検討は意義あるものと考える。いわば、利水目的に「炭素固定」を有する類型を設定することができるかどうか、ということである。

なお、昭和 46 年環境庁告示第 59 号では、類型指定に当たり配慮すべきこととして「水域の利用目的及び将来の利用目的」とともに「水質が現状よりも少なくとも悪化することを許容することとならないように」とされている。「炭素固定」類型はこのような従来の考えとは合致しない可能性もあるものであり、また各種産業や他の目的との両立性という点からも社会的受容性の議論が必要となるであろう。本稿では、この観点は将来の課題とする。

３）Blue carbon の評価

上述の UNEP のレポート（Nellemann *et al.*, 2009）でも整理されているように、水域の炭素固定においては二つの重要な”pump”が機能している。すなわち solubility pump と biological pump である。

前者は、大気中の二酸化炭素が水中に溶け込む連続的なプロセスである。低水温の方がより多くの二酸化炭素が溶解することから、CO_2 が溶解した表層水とより低温である下層水との鉛直混合により溶解が促進されることになる。また、より高濃度の CO_2 が溶解した高緯度水域（低水温）の海水が海流によって地球規模で混合されるという現象も生じる。biological pump は、水生植物（植物プランクトン、大型藻類等）による水中二酸化炭素の吸収（一次生産）であり、その遺骸は難分解性化の過程を経て一部が水底に沈積し、炭素はある種の隔離状態に移行するとされる。このプロセスは当然ながら水温や水質条件によって異なり、十分に理解が進んでいない部分である。個々の水域の条件を適切な時空間スケールで把握することが必要である。

UNEP レポートでは、blue carbon sinks（固定場）の推定面積と推定固定（埋没）速度（organic carbon burial rates）をまとめている。表 3.1.1 に和訳したものを掲載する。レポートでは、アマゾン川流域の森林の炭素固定速度を引用して（1.02 tC/ha（Grace *et al.*,

1993))、水域の植生の固定能の高さを示し、また、米国内の塩性湿地が小規模であるにもかかわらず米国内全生態系による炭素固定の 21%に相当するという推定結果（Bridgham *et al.*, 2006）も合わせて紹介している。表中の値は不確実性が高いものを含むとしながらも、全球での海域による炭素固定速度の推定値を、文献で得られた平均値から 243.62 TgC/年とし、その約半分が沿岸域植生による固定、残りの半分が沿岸域での沈降としている。また、植生面積推定と植生による炭素固定速度の推定の両者の最大値から、全球での海域による炭素固定速度の推定最大値を 460 TgC/年とし、この際の植生の寄与率は 70%を超えるものとしている。この UNEP レポート後に書かれた blue carbon に関する短い総説（Mcleod *et al.*, 2011）では、植生による炭素埋没速度を同オーダーだがやや大きい値として報告している。

表 3.1.1　海域の炭素固定場の面積と炭素固定（埋没）速度の推定値（Nellemann *et al.*, 2009 より著者作成）

			面積（×10^6 km^2）		面積当たり炭素固定（埋没）速度（tC/ha/年）			全球炭素固定（埋没）速度（Tg C/年）	
			平均	最大	平均	値幅	平均値の信頼区間上限	値幅	最大※
沿岸域	植生	マングローブ	0.17	0.3	1.39	0.20～6.54	1.89	17～23.6	57
		塩性湿地	0.4	0.8	1.51	0.18～17.3	2.37	60.4～70	190
		藻場	0.33	0.6	0.83	0.56～1.82	1.37	27.4～44	82
		植生合計	0.9	1.7	1.23	0.18～17.3	1.93	114～131	329
	沈降	河口域	1.8		0.5			81.0	
		浅海域	26.6		0.2			45.2	
		沈降合計						126.2	
	沿岸域固定合計							237.6	454
	植生寄与%							*46.89%*	*72%*
深海	深海固定		330.0		0.00018			6.0	
海域固定合計								243.62	460
植生寄与%								*45.73%*	*71%*

※面積（推定最大値）×固定速度（信頼区間上限値）

本表は Nellemann *et al.*（2009）の Table 1 より著者が作成したが、元データは Cebrián and Duarte（1996）、Duarte *et al.*（2005）、Bouillon *et al.*（2008）に依拠する。

４）内湾の炭素収支の例

前節に示したように、沿岸域には炭素固定能があるとされている。しかし、植生が相当程度の寄与をすることを考えると、人為的インパクトにより植生が衰退しているような都市周辺の海域では、そのような機能が期待できるかどうか疑問も残る。Macreadie *et al.*（2012）では豪州の堆積物コアの解析から、ヨーロッパ人の入植により炭素埋没の主要因が海草や陸域植物から微細藻類に遷移したことを示し、それら植物群の炭素埋没効率の違いから、人為的インパクトにより carbon sink としての機能が低下した、と推論している。本節では、炭素収支に関する国内の調査研究例をいくつか紹介する。

東京湾に関する炭素固定の状況に関して久保らの最近の調査例がある（久保ら、2009；2010；2011）。この 4 年間にわたる調査結果によると、東京湾の最奥部は大きな二酸化炭素放出域であるが、湾全体としては陸域からの有機物負荷に匹敵する 4.9×10^9 gC の二酸化炭素を吸収していると結論付けている。

大阪湾・播磨灘においては、村上らの最近の調査例がある（村上ら、2012）。ここでも同様に局所的に河口域では放出しているが、海域全体として吸収域となっていることを報告している。

これらはともに水中の二酸化炭素分圧から求めた現状の炭素固定の状況を示したものであり、個々のプロセスからの積み上げ計算ではない。吸収域であるという結論に対し、吸収された炭素は最終的にどこに行くのか、は大変興味深い点である。可能性としては、①水中の有機物濃度（生物体も含む）の上昇、②水底への沈積、③外洋への流出（東京湾底層から外洋への高濁度の水の流出について Yanagi *et al.*（1992）の報告がある）、④湾内での漁獲による回収、などが上げられる。

①および②については、藻類等により固定された有機物が最終的にどのような形になるか、という難分解性化の過程が鍵となる。Refractory dissolved organic matter や沈積する生物遺骸に関し、その炭素収支という視点のみではなく、生成・分解の動力学や、水質化学・生理学的な機能についても的確に整理していく必要がある。閉鎖性海域の貧酸素は解決すべき喫緊の問題であるが、好気的条件下での底質中有機物の酸化分解促進による二酸化炭素の放出や、リン溶出の抑制による一次生産の低減、長期的な生物相の変化による炭素収支の変化など、適切なモデル計算による推定が求められよう。モデル計算の一例として、吉本・多部田（2007）では有機物分解速度を実験的に求めた上で水質モデルに導入し、CO_2 吸収評価を行っている。この例にも見られるように、有機物を分解性に基づいて複数に分画し、それぞれの生成・分解のパラメータを得る必要がある。また、この研究では生物相はバクテリア、植物プランクトン、動物プランクトンのみであるが、底層での分解反応の適切なモデル化（生物相を適切に設定するか、あるいは包括的なモデルとするか）や、他の生物（大型の藻類や魚類等）をどのように組み込むかなど、モデルの構造自体にも工夫が求められるであろう。原口ら（2009）の人工魚礁での炭素フローの研究例では、主として懸濁物由来の流入有機炭素が、ベントスによる無機化と高次生物のベントス捕食により消費されており、無機化が定常的であるのに対し、捕食は水温による変動が大きい（高水温期には流入有機炭素の 27~72%が捕食により消費されたのに対し、低水温期はわずか 7%）ことが示されている。このような比較的小規模での詳細な解析事例を蓄積していくことが、適切なモデル構造とパラメータ設定に寄与するものと思われる。

５）炭素固定の増進と今後の課題

UNEP のレポートでは、海域炭素吸収を増進することで大気中の二酸化炭素上昇を抑えるための geo-engineering proposal をまとめている。現状の知見の不十分さやモデル計算の精度の限界から、これらの対策による結果やリスクの評価は今後の課題とし、また生態学的・経済的・政治的・倫理的問題をはらんでいるとしている。また、現時点の技術開発段階では多くの手法において副次的な悪影響が大きく（海洋の酸性化など）、適用できないとしているが、地球環境問題と水環境管理とを新たな視点から議論する良い材料である。

具体的には、表 3.1.2 の五つの例を提示している。

表 3.1.2　海域炭素吸収を増進するための手法（Nellemann *et al.*（2009）より著者作成）

対策名	コンセプトと現状
Ocean fertilization（海洋肥沃化）	栄養塩（鉄、シリカ、リン、窒素等）により一次生産が制限されている海域がある。これらを付加することにより、一次生産を促進し、CO_2 吸収を高め、深海への CO_2 貯蔵（1000 年単位で炭素循環から隔離される）を増やすことが期待される。 しかし、1993 年以降 13 水域で実験されてきているが、本手法による CO_2 安定化については結論が出ていない。また様々な国際機関等から、生態学的リスクが高いことが指摘されている。現状では、特定の研究目的以外での実施は認められていない。
Altering ocean mixing（海洋混合の改変）	200m の長さのパイプにより高栄養塩濃度の水の混合と揚水を促進し、さらに冷水域に注入することで海氷の形成を促進する。 未だ現場試験が行われておらず、時間スケールや経済性からも疑問視されている。
Increasing ocean alkalinity（海水アルカリ度向上）	アルカリ度を上昇させる。以下の二例が海域の酸性化をもたらさずに大気から CO_2 を吸収する唯一の方法である。一例は炭酸塩の添加（石灰石の微細粉末や熱分解産物）で、CO_2 吸収容量を増加させることになる。もう一つの例は自然のケイ酸風化反応と同等の反応で CO_2 溶解を増進するものであり、塩酸を電気化学的に海水から除去することでアルカリ度が増加し、大気中 CO_2 の溶解をもたらす。
Geological carbon storage（地中炭素貯留）	CO_2 を深層に注入する方法であり、海底下の帯水層（地下深部塩水層）や石油・天然ガス採掘跡地を利用する。 1996 年から行われており、国際的に手法や指針が整備されている。長期的影響の評価などが検討されている。
Dissolution injection of CO_2 into the water column CO_2 injection onto the sea floor （水相への CO_2 の溶解注入および海底上への注入）	CO_2 を船やパイプラインで遠洋に搬送し、1000m 以深の深海に注入するものであり、数世紀にわたって大気から隔離されることになる。あるいは CO_2 を 3000m 以深の海底上に直接送り、低溶解度の CO_2 の「湖」を安定的に形成するものである。 理論的検討が主であり、現場での検証が不十分である。注入した CO_2 の突発的な噴出を防ぐ機構は分かっておらず、また周辺の生物や化学的環境に与える影響が大きい。ロンドン条約ではこれらの注入を禁止している。

これらの例は、外洋を想定したものがほとんどである。内湾で何をすれば結果的に CO_2 固定場として活用できるかを議論するためには、前節で述べたように、どのように炭素を安定化できるか（何を以て安定化と言うか）という現象の解明が第一である。また、低炭素化を意識した議論をするためには、陸域での汚濁負荷削減対策に要する費用や化石燃料を踏まえて、総合的な評価を行う必要があるであろう。また実施に当たっては、汚濁負荷に対する責任と、便益の享受者との整合性は重要な視点となるであろう。

敢えて富栄養化し、何らかの水中の固形有機物として回収し、エネルギーとして利用することは、炭素固定というよりはバイオマス生産・利用としてとらえるべきものかもしれない。既に、水源湖沼のアオコの有効利用の検討事例などはあるが、「迷惑生物」の有効利用の決定的手法は見出されていない。この方策では、湾内の有用生物（有毒藍藻などの迷惑生物ではなく）を最大化するための栄養塩負荷等の環境条件の検討や、回収・利用技術の開発が必要である。また、そのようなある種の産業としてとらえる場合に、水域の利用の権利や水質制御費用の負担などの社会制度上の問題が考えられる。

有機物を難分解性化し内湾の水層・底質にとどめることは、マングローブや海草等の炭

素固定・埋没効果の主たるメカニズムである。都市周辺の水域のように、植物プランクトンが主体であり、また水温や溶存酸素といった環境条件が変動するような水域で、どの程度の安定化が進み、それに伴う水質影響が生じるかという点で、不明な点が多く、現象理解を進める必要がある。また藻場の再生・維持とそれによる有機物の水底への捕捉と安定化を、費用対効果など総合的に評価することも興味深い。

有機物の安定化（難分解性化）の過程については科学的にも未解明な点が多く、多くの研究者の関心を集めている点である。適切な予測のためには、単なる炭素収支に関する研究ではなく、生成された難分解性有機物の機能についても着目すべきであろう。微量元素の錯形成や、水の光透過性への影響など、生物の増殖に間接的に影響を与える機能を有するため、その量だけではなく質についても適切にモデル上に組み込む必要があるかもしれない。その際に、炭素、窒素、リン以外の元素（カルシウムやケイ素、硫黄、鉄等）をどこまで組み込むか、という点でも多面的に検討が必要となろう。水域の水質モデルによる予測・評価は決して新しいテーマではないが、従来の総量規制等で用いてきたようなモデルで水域の炭素吸収・安定化がどこまで適切にモデル化できるか、どのようなサブモデルを付加する必要があるかという点から議論を展開し、様々な分野の研究者が集まってより信頼できるモデルを構築していくことが必要であろう。

引用文献

環境省（2012a）水質総量削減 http://www.env.go.jp/water/heisa/tplc.html

環境省（2012b）海域の物質循環健全化計画（海域ヘルシープラン）http://www.env.go.jp/water/heisa/healthyplan.html

環境省（2012c）別表 2 生活環境の保全に関する環境基準 2 海域 http://www.env.go.jp/kijun/wt2-2.html

久保篤史・前田洋作・神田穣太（2011）東京湾における二酸化炭素分圧の分布と変動 続報、日仏海洋学会、東京.

久保篤史・鈴木亘・大内田知夏・神田穣太（2010）東京湾最奥部における二酸化炭素分圧の分布、日本海洋学会秋季大会、網走.

久保篤史・前田洋作・神田穣太（2009）東京湾における二酸化炭素分圧の時空間変動、日本海洋学会秋季大会、京都.

日本水環境学会編（2009）日本の水環境行政　改訂版、ぎょうせい.

原口浩一・山本民次・片山貴之・松田治（2009）人工魚礁に形成される食物連鎖を通した炭素フロー、日本水産学会誌、75(5), 810-818.

村上諒・北川健二・駒井幸雄・田口二三生・藤原建紀・樽谷賢治（2012）大阪湾、播磨灘における CO_2 の収支について、第 46 回水環境学会年会、東京.

吉本治樹・多部田茂（2007）海洋生態系による二酸化炭素吸収量の数値的評価手法に関する研究、日本船舶海洋工学会論文集、6、19-26.

Bouillon S., Borges A.V., Castañeda-Moya E., Diele K., Dittmar T., Duke N.C., Kristensen E., Lee S.Y., Marchand C., Middelburg J.J., Rivera-Monroy V.H., Smith III T.J. and Twilley R.R. (2008) Mangrove production and carbon sinks:

A revision of global Budget estimates. *Global Biogeochem. Cycles*, 22, GB2013.

Bridgham S.D., Megonigal J.P., Keller J.K., Bliss N.B. and Trettin C. (2006) The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26, 889-916.

Cebrian J. and Duarte C.M. (1996) Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. *Science*, 268, 1606-1608.

Duarte C.M., Middelburg J. and Caraco N. (2005) Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosci.*, 2, 1-8.

Grace J, Lloyd J.J., McIntyre J., Miranda A.C., Meir P., Miranda H.S., Nobre C., Moncrieff J., Massheder J., Malhi Y., Wright I. and Gash J. (1993) Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in southwest Amazonia, 1992 to 1993. *Science*, 270, 778-780.

Macreadie P.I., Allen K., Kelaher B.P., Ralph P.J. and Skilbeck C.G. (2012) Paleoreconstruction of estuarine sediments reveal human-induced weakening of coastal carbon sinks. *Global Change Biol.*, 18, 891-901.

Mcleod E., Chmura G.L., Bouillon S., Salm R., Björk M., Duarte C.M., Lovelock C.E., Schlesinger W.H. and Silliman B.R. (2011) A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO_2. *Frontiers Ecol. Environ.*, 9(10), 552-560.

Nellemann C., Corcoran E., Duarte C.M., Valdés L., De Young C., Fonseca L. and Grimsditch G. (Eds) (2009) *Blue carbon. A rapid response assessment*. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal.

Yanagi T., Shimizu M., Saino T. and Ishimaru T. (1992) Tidal pump at the shelf edge. *J Oceanography*, 48, 13-21.

３．２　気候変動による水道システムへの影響と対策

３．２．１　はじめに

世界的な気候変動により、水環境分野においても、渇水、水温上昇、水質悪化等の事象が頻発し、多大な影響を受ける可能性があると考えられている（環境省、2008)。水道システムは、自然の水資源に依存しているため、気候変動によって、直接的、間接的に様々な影響を受けることが想定されている（秋葉ら、2010)。

このため、水道システムにおいても、他の分野と同様に、気候変動による影響やその対策について､検討が行われ､報告書や論文等の形で整理されてきた(平井ら､2009;Denilenko ら、2010；中村ら、2010)。また、一部の水道事業体では、自らの地域における将来的な気候変動を予測し、気候変動によって影響を受けると考えられる事象とその対策について検討を行ってきている（Denilenko ら、2010；U.S. EPA、2011；山本ら、2011)。本調査研究では、これら気候変動による水道システムへの影響と対策について、既存の文献の調査を行うこととした。

３．２．２　気候変動による水道システムへの影響

気候変動によって引き起こされる様々な現象のうち、水道システムにおよぼす影響が大きなものとして、降水量の変化、気温の上昇、海水面の上昇等を採り上げ、水量、水質、その他の影響の観点から､図 3.2.1 のように､影響関連図が示されている(平井ら､2009)。

これによると、水量への影響として、取水制限の頻発、洪水の頻発、都市需要構造の変化が、水質への影響として、濁水の発生頻度の増加、原水中への農薬残留、貯水池水質の悪化、給水水質の安全性低下、水道水源の塩水化が示されている。その他の影響として施設の冠水リスクの増大が示されている。

また、気候変動による影響について、水道システムの要素の観点からの整理も行われている（表 3.2.1）(秋葉ら、2010)。加えて、利用者による影響としては、病原微生物汚染リスクの増大や水系感染症リスクの増大も挙げられている（中村ら、2010)。

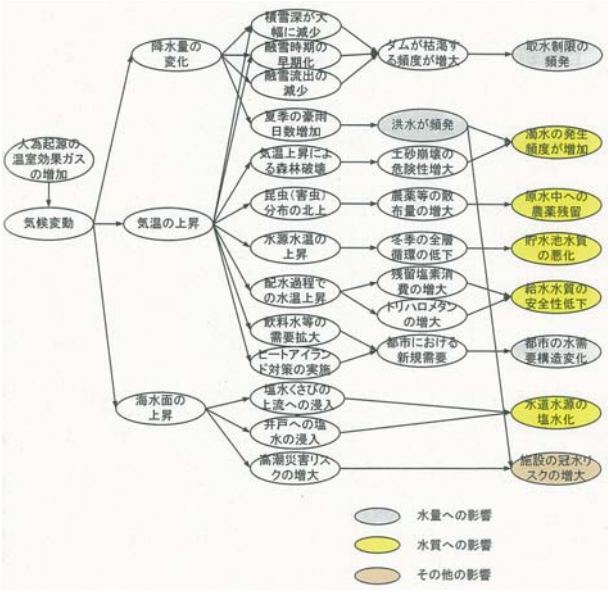


図 3.2.1　気候変動が水道システムにおよぼす影響要因の関連図（平井ら、2009)

表 3.2.1　気候変動による水道システムへの主な影響（秋葉ら、2010）

水道システム	内容
水源系	渇水被害、洪水被害、藻類、臭い原因物質の増加、重金属の溶出、下水や汚染物質の流入、農薬汚染状況の変化、塩水化
処理系	水没による被害、水質悪化による処理施設への影響、浄水薬品使用量の増加、浄水汚泥や廃棄物の増加
配水系・給水系	水没による被害、雷による送水ポンプの停止、斜面の崩壊、塩素の不足、病害虫の発生

３．２．３　気候変動に対する水道システムでの適応策

気候変動に対する水道システムでの適応策は、これまで幾つか報告されている。Danilenko ら（2010）は、①気候モニタリング、②水利用性、③水質、配水、④排水回収、⑤排水処理と放流の 5 つに分類し、適応策を紹介している（表 3.2.2）。各適応策について、技術的複雑性、財政的複雑性、制度的複雑性の点から評価している。また、中村ら(2010)は、水道における適応策として、施策的な取り組み、技術的な取り組みにより整理している。環境省（2008）では、水環境・水資源分野での適応策であり、必ずしも水道に限ったものではないが、気候変動に対する適応策について、気候変動に関する政府間パネル(IPCC)による分類を参考に、水供給、水需要対策、水環境管理、治水対策の点から整理している。

表 3.2.2 において、具体的な適応策について見ると、気候モニタリングシステムの構築、水需要の管理、統合水資源管理、節水器具、貯水能力の強化、水の再利用と淡水化等を挙げている。これら具体的な適応策の多くは、他の報告においても述べられている。したがって、適応策の分類の仕方については様々ではあるものの、具体的な内容については共通している場合が多いと言える。

表 3.2.2　気候変動に対する水道システムでの適応策（Danilenko ら、2010）

	技術的複雑性	財政的複雑性	制度的複雑性
気候モニタリング			
気候変動についてのモニタリングシステムの構築	低	低	低
大気循環モデル（GCM）のダウンスケーリング	中	中	低
水有効性			
水需要管理	低	低	中
無収水の削減	中	中	低
水道メーターによる計測	低	低	中
水道料金	低	低	高
消費者行動および節水器具	中	中	低
統合水資源管理	中	中	高
水資源の多様化	中	高	高
貯水能力の強化	中	高	中

水の再利用と淡水化	中	高	低
設計能力以下での運転調整	中	高	低
再生水を用いた帯水層涵養	高	高	高
浸水したインフラの移転	中	高	中
市場ベースの投資	中	中	高
水質			
水源管理	低	低	低
統合水資源管理	中	中	高
配水			
脆弱な地表クラストによる管網への影響の低減	中	高	低
設計能力以下での運転調整	中	高	低
排水回収			
下水越流の防止	中	中	中
洪水に対する水圧システムの調整	中	高	中
脆弱な地表クラストによる管網への影響の低減	中	高	低
設計能力以下での運転調整	中	高	低
浸水した下水設備の移転	中	高	中
排水処理と放流			
新たな放流水水質に対する処理技術の適応	中	中	中
放流地点の希釈能力に対する処理レベルの適応	中	高	低
浸水した排水処理施設の移転	中	高	中

３．２．４　水道事業体による気候変動に対する取り組み

（１）米国（U.S.EPA、2011）

U.S.EPA は、カリフォルニア州の東湾公益事業区（EBMUD、給水人口：130 万人）、ニューヨーク州のニューヨーク市環境保護局（NYDEP、給水人口：920 万人）、ワシントン州のシアトル公共事業局（SPU、給水人口：140 万人）、南カリフォルニア州のスパータンバーグ水道（給水人口：18 万人）の 4 水道事業体を対象に、気候変動に対する影響の評価とその適応策についてのケーススタディの結果を報告している。

各事業体では、地域の気候変動の将来予測を行い、その結果に基づいて、気候変動による水道システムへの影響のうち、考慮すべき内容について整理している（表 3.2.3）（U.S.EPA、2011）。適応策については、SPU のように、既に一部（有効貯水の効率的利用についての検討、節水プログラム）は実施してきている水道事業体もある。また、方針として、スパータンバーグ水道のように、新たな適応策の実施というよりは、既存の脆弱性の管理強化によって対応を検討しているところもある。

表 3.2.3　4 水道事業体の主な気候変動による影響と適応策（U.S.EPA、2011）

水道事業体	気候変動による影響	適応策
EBMUD	・降雨流出タイミングの変化 ・給水量の減少 ・海水面の上昇	・水道システムの運転管理を調整 ・代替水源の確保の検討 ・節水、淡水化、貯水池容量の増加
NYDEP	・濁度の上昇、富栄養化、合流式下水道の越流 ・海水面の上昇	・導水管の連結 ・ろ過システムを導入 ・下水管の洗浄頻度の増加 ・排水ますの維持 ・グリーンルーフや排水再利用の促進 ・水の需給のアンバランスの最小化 ・施設の改善 ・節水対策 ・代替水源の確保の検討 ・排水処理容量を増加 ・貯蔵タンクの追加設置 ・下水インフラの最適化 ・分留式下水道計画 ・洪水リスクへの適応 ・貯水池を貯水と河川洪水管理で使用 ・主要機器に防水ドアを設置 ・水中ポンプへの変更 ・重要施設の周辺に保護バリアの設置 ・貯水池管理プログラムの策定
SPU	・降雨流出タイミングの変化 ・給水量の減少 ・洪水リスクの増加と合流式下水道の越流	・有効貯水の効率的利用についての検討 ・節水プログラム ・水道システムの改善 ・新たなインフラの建設
スパータンバーグ水道	・渇水や沿岸部の豪雨の増加	・価格構成による節水対策 ・貯水池容量の増加 ・貯水池のレクレーション活動用の使用を制限 ・水需要管理計画の改訂 ・節水の強化と産業用水量の削減 ・オフライン受水槽の設置、配水管の改良 ・排水システムの更新 ・排水システムの配管更新

（2）日本

東京都水道局では、過去の観測データを用いた傾向分析と地域気候モデル（RCM20）を用

いて、気候の将来予測を行っている（山本ら、2011）。その結果、渇水リスクが最も懸念されるリスクであると予測し、その影響について整理している(表 3.2.4)（山本ら、2011）。

適応策としては、水道水源林の保全管理、再生可能利用エネルギーの使用促進、漏水防止対策の推進を挙げている。この中には、必ずしも気候変動を目的として実施してはいないもの、緩和策と考えられるものもある。また、今後の施設更新（浄水場の高地への配置、配水池の地上化等）に対しても、気候変動への対応を検討している。

表 3.2.4　東京都水道局における将来の気候変化と渇水リスクへの影響（山本ら、2011）

因子	渇水リスクへの影響
気温	・気温の上昇により、都市用水の需要量が増大 ・蒸発散量の増加により、水資源賦存量が減少 ・蒸発散量の増加により、水田の水需要量が増加
降水量	・冬期の河川流量が減少し、渇水が助長される可能性 ・ダム回復期の流入量が減少し、ダム貯水量が回復しない可能性
降雪積雪	・融雪出水が減少し、春先の農業用水需要量に対応できなくなる可能性
河川流量	・冬期の河川流量が減少し、渇水が助長される可能性 ・融雪出水が減少し、春先の農業用水需要量に対応できなくなる可能性

３．２．５　まとめ

本調査では、気候変動による水道システムへの影響と適応策について、既存の文献を元に整理した。

気候変動による影響のうち、降雨パターンの変化にともなう濁水流入等、短期的な影響については、水道事業体において、必ずしも気候変動を目的とはしていないものの、既存の対応によって、あるいはそれを改良することで対応可能なものもあると考えられる。一方、気候変動による長期的な影響については、水運用計画、水管理計画あるいは施設更新等、水道事業体における将来的な計画の策定において、その影響を考慮する必要がある可能性がある。しかし、現状、そのような計画に気候変動による影響を考慮しているところ（あるいは考慮の有無の必要性を検討しているところ）は多くはないと考えられるため、今後の課題であると言える。

参考文献

秋葉道宏，山田俊郎，中村怜奈，小坂浩司，浅見真理．水源水質の変動と健康リスク，環境システム計測制御学会誌，15，16-19，2010.

環境省．第 2 部第 3 章水環境・水資源分野．気候変動への賢い適応－地球温暖化影響・適応研究委員会報告書－，2008.

中村怜奈，山田俊郎，秋葉道宏．気候変動が水道システムに与える影響に関する文献調査，用水と廃水，52，473-481，2010.

平井真砂郎，小棚木修，竹村雅之．水道システムは気候変動にどう対応するのか．水循環，71，28-34，2009.

山本陽一，新井規夫，古川健太，高松千尋．気候変動が水道事業に与える影響に関する調査について．第 62 回全国水道研究発表会講演集，6-7，2011.

Danilenko, A., Dickson, E. and Jacobsen M. Climate Change and Urban Water Utilities: Challenges and Opportunities (WN24), World Bank, 2010.
U.S.EPA. Climate Change Vulnerability Assessments: Four Case Studies of Water Utility Practices (EPA/600/R-10/077F), 2011.

（国立保健医療科学院　小坂浩一）

３．３　熱帯泥炭地からの炭素流出量把握に関する研究

山口大学・山本浩一

3.3.1 はじめに

現在、発展途上国における森林の劣化や土地利用の変化を回避することで二酸化炭素の排出量を削減しようとする REDD の考え方に、植林事業や森林保全などによる炭素ストックの積極的な増加を炭素排出量の削減として扱う REDD+が気候変動枠組条約締結国会議で議論されており、森林に劣化や土地利用の変化による CO_2 の排出量の把握が急務となっている。

インドネシアに地球全体の約 60%が分布する熱帯泥炭地では、森林伐採や開発に伴う泥炭火災や泥炭地の分解に伴う生物分解が進行している。泥炭地は地下に膨大な量の泥炭を貯留するため、これまで二酸化炭素の吸収源であり、巨大な炭素の貯蔵庫として機能してきた。したがって、ここからの炭素の放出は、大気への大量の二酸化炭素排出の原因となる[2)]。インドネシア政府は 2010 年に、森林の劣化や開発も含めた CO_2 排出量は世界第三位の規模になることを自ら認め、新たな泥炭地開発を禁止した。

インドネシア中央カリマンタン州はかつてメガライスプロジェクト（泥炭地帯を開拓し農地を創出する計画）が、科学者の反対にもかかわらず進められたが、アジア金融危機や、泥炭地が農業に不適なためプロジェクトが中止になった。したがって、113.4 万 ha の森林、そのうち約半分が、厚さ 40cm 以上の泥炭林を伐採しただけの結果に終わった。現在、このときに開削された幅 30m、全長 4473km の水路による排水の影響により地下水位が低下し、泥炭火災や生物分解によって泥炭地帯に貯留されていた炭素が大気中へ放出されていることが問題となっている。地下水位が低下することによって炭素の放出量が上昇する原因としては、乾季の乾燥化による泥炭火災リスクの上昇や、泥炭が空気に触れることによる好気的分解が挙げられる。

そこで本研究ではメガライスプロジェクトで開発された地域の水質調査を行い地下水中や河川水中の溶存 TOC 濃度の分布特性を明らかにし、水収支を解析することにより、TOC の排出負荷量を推定することを目的とする。

熱帯泥炭地からの CO_2 の排出量の把握に関する研究は多い(たとえば Hirano *et al.*,2009)が，これに対して熱帯泥炭林から流出する溶存有機炭素の負荷量に関しては情報が少ない。冷帯の泥炭地の DOC 負荷量については試算例がある(Worral *et al.*,2005)そこで、本研究では熱帯泥炭林からの溶存有機炭素の流出負荷量を推定することを目的としている。

3.3.2 研究方法

1) 調査地点

調査対象地域はインドネシア中央カリマンタン州パランカラヤ郊外における Kahayan 川と Sebangau 川に挟まれた泥炭ドーム地域である。当該地域は，メガライスプロジェクトにおける BlockC エリアに位置する。図-3-3-1 に測定地点配置図を示す。このうち，図に示

すLg6とLg8地点において，溶存有機炭素の流出負荷量を測定するため，自記電磁流速計（アレック電子 Compact-EM）と自記電気伝導度計（Onset 社）を設置した。

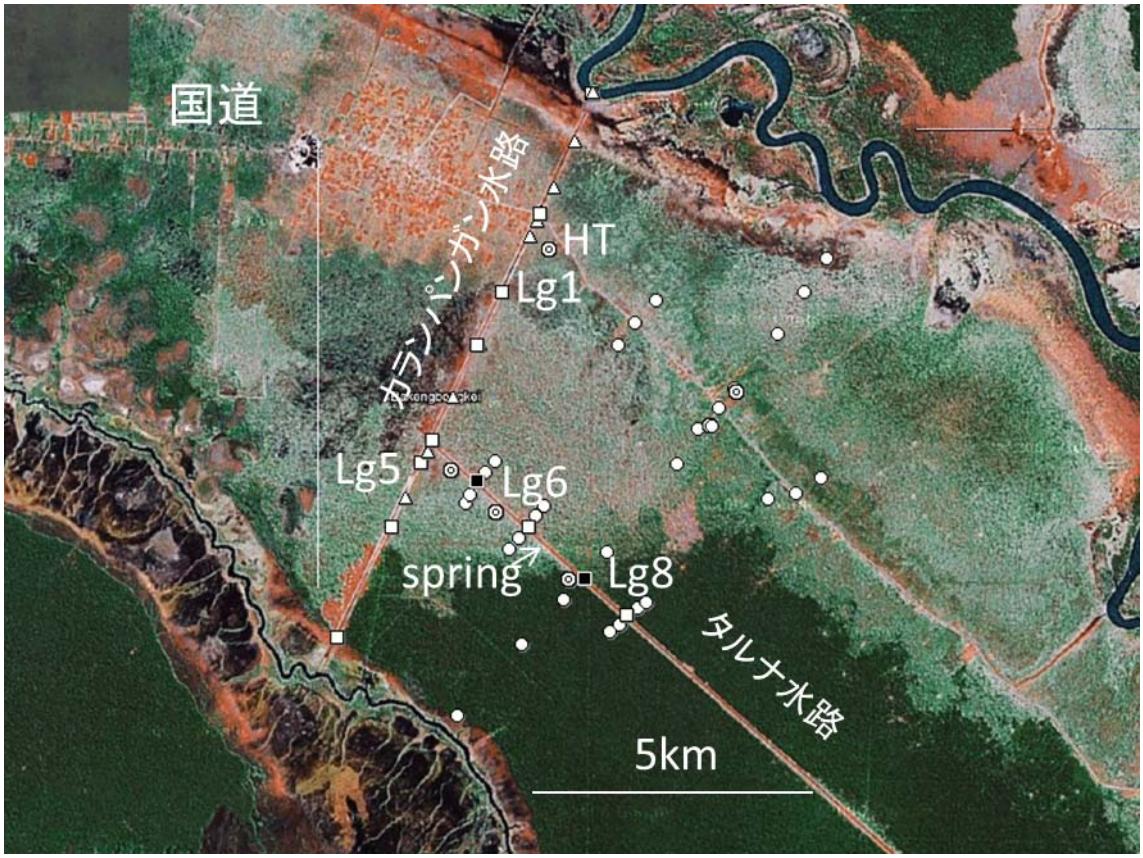


図３－３－１　調査地点図（□：水路水位，○：浅井戸，◎：深井戸，△：地表高測定地点，■：炭素フラックス測定地点）

図３－３－２　タルナ水路

2）地形測量方法

Palangkaraya 空港の BM3 基準点（南緯 2.242295406 度，東経 113.952244250 度，標高 25.948 m）を基準として，スタティック GPS（Trimble5700 シリーズ）を用いて測量を行い、地表高および地下水位を求めた。

3) 水質調査方法

採水は地下水位観測井、水路、湧水、Sebangau 川，Kahayan 川で行なった。雨季は 13 地点、乾季は 26 地点で採水を行った。Kahayan 川は水中に粘土粒子等の懸濁物質を含み，有機炭素濃度が低いが，Sebangau 川は泥炭林のみを流域として懸濁物質はほとんど含んでおらず，有機炭素濃度が高い。採水は 2011 年 5 月，9 月，2012 年 3 月に行った。現地では電気伝導度，水温，pH を測定した。

4) 地下水位測定

地下水位は，観測井戸内に自記水位計（STS および OYO S&DL mini）を設置して 1 時間間隔でデータから取得した。GPS 測量で得た管頭高によって標高に補正した。

5) 前処理

サンプル水の濾過は、孔径 0.45 μm のメンブレンフィルターとグラスファイバーフィルター（Whatmann GF/F）で行い，下記の分析に供した

6) 吸光光度分析：254nm,260nm の紫外部吸収および色度の波長（390nm）の吸光度を測定した

7) TOC：燃焼酸化-赤外吸収法（Shimadzu TOC-V）を用いて行った。

３．３．３ 調査結果

３．３．３．１ TOC 濃度の比較

図３－３－３は水路の主要地点における DOC 濃度を比較したものである。DOC 濃度は雨季と乾季でそれほど差はなく 30 mg/L から 40 mg/L を示している。雨季と乾季の濃度変化の傾向はない。図３－３－４に SUVA(254nm における 1m あたりの吸光度/TOC（mg/L）)を示した。雨季より乾季の方が，SUVA が高い。フミン質などの成分は乾季に増加することがわかる。関口ら（2010）によると落葉の浸出水は当初タンニンが多いが，次第に分解して腐植（フルボ酸）に変化する。したがって乾季の DOC 成分は雨季よりもより分解が進行したものが流出しているといえる。

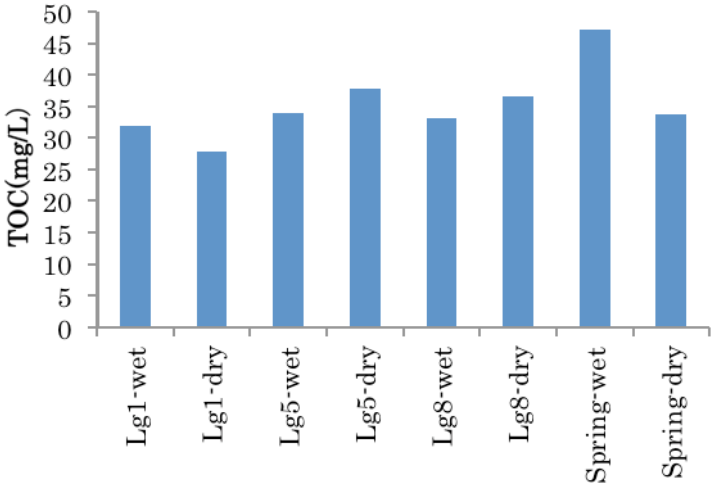


図３－３－３ カランパンガン水路の各地点（Lg1，Lg5），タルナ水路の地点（Lg8）

およびタルナ水路脇の湧水の TOC 濃度（dry:2011 年 9 月，wet：2011 年 5 月）

乾季は地下水位が低下するため、比較的土壌の深層から地下水が流出すると考えられたが、深度別に採水した結果（図３－３－５）によると、地下水中の乾季の SUVA は土壌表層で高く水路と同程度の 0.08 程度であって、乾季も土壌の比較的浅い深度から地下水が流出することがわかる。浅井戸の地下水位の変動は水路の水位変動と独立していることからも、季節に関係なく表層の地下水から水路へ流出しているとみられる。

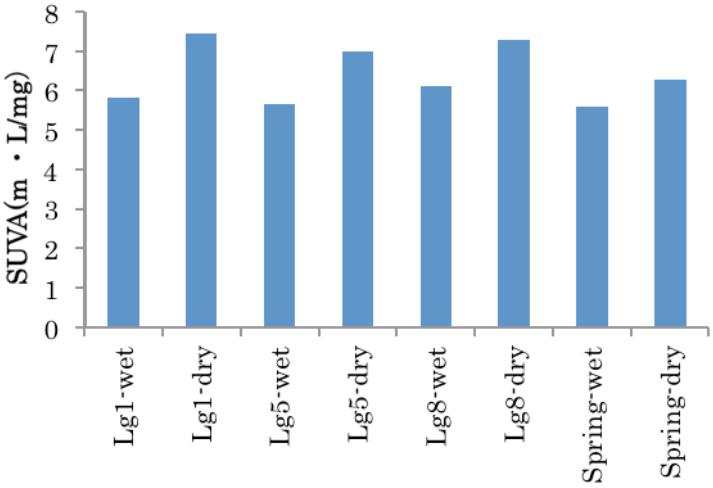


図３－３－４　カランパンガン水路の各地点（Lg1，Lg5），タルナ水路の地点（Lg8）およびタルナ水路脇の湧水の E254/TOC（dry:2011 年 9 月，wet：2011 年 5 月）

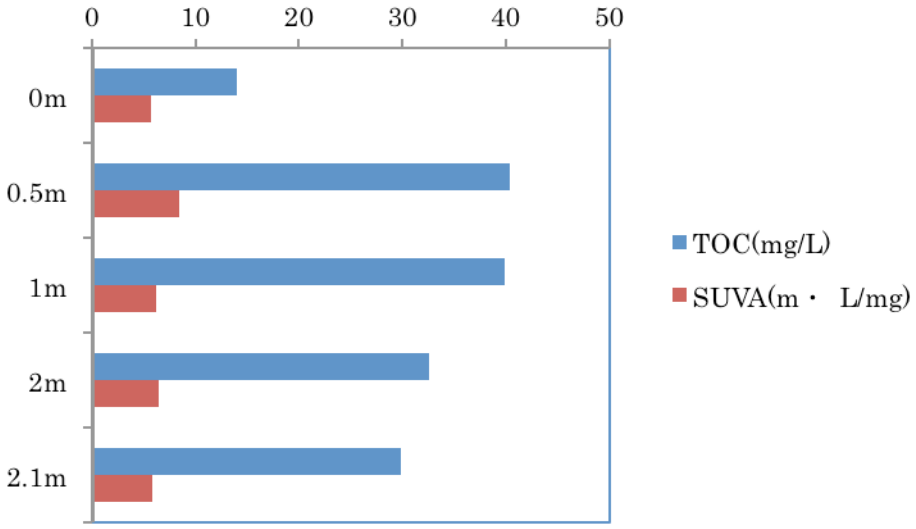


図３－３－５　開発された泥炭地（HT 地点）における深度方向の TOC 濃度と SUVA の変化（2011 年 9 月）

2011 年 9 月における、カランパンガン水路近傍の HT 地点の地下水の TOC 濃度の鉛直分布を図３－３－５に示す。このときは乾季であったが、冠水状態にあって、雨季と同じ状態であった、TOC 濃度は地表面に近いほど高くなる傾向を示し、最大 40mg/L であったが、深部では 30mg/L 程度であった。なお，泥炭土壌が湿潤・乾燥を繰り返すと溶出する DOC 量が増大することが知られている（Alex ら，2006）。また、いったん地下水位が低下して泥炭が酸化状態を経験すると、フェノール類の分解酵素の活性化によりフェノール類が分解され、フェノール類によって抑制されていた加水分解酵素が働くことにより有機物分解が進行する(Freeman et al., 2009)。

３．３．３．２　水路における DOC フラックスの推定

図３－３－６に水路，地下水の水質調査結果から得られた電気伝導度と DOC 濃度の関係を示す。水中に多量に存在するフルボ酸をはじめとする有機酸が電気伝導度に影響していると考えられる。この関係を利用して，Lg6 地点において DOC 濃度に換算した。

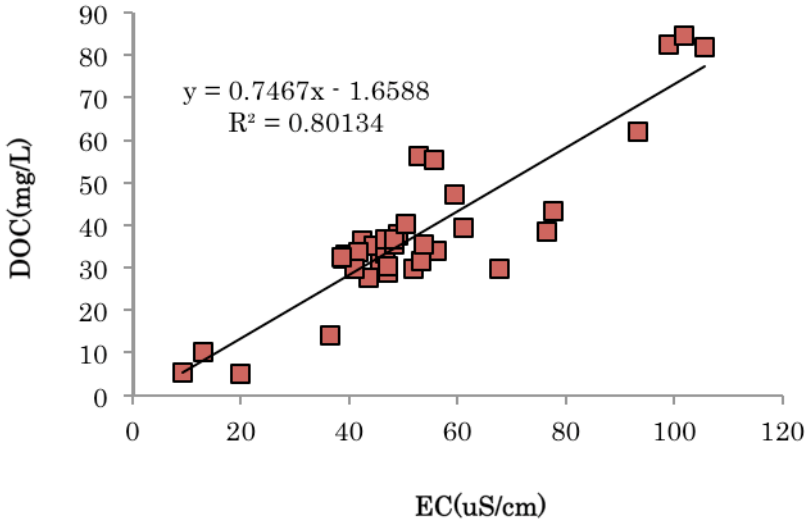


図３－３－６　電気伝導度と DOC 濃度の関係（2011 年 9 月）

図３－３－７に Lg.6 地点での流量と，推定された DOC 濃度の時系列変化を示す。降雨などにより，流量は大きく変化するが，DOC 濃度，すなわち電気伝導度に大きな変化はなく，安定していた。地下水から安定した DOC の供給があるとみられる。これらのデータから DOC のフラックスを計算したものが図３－３－８である。約グラフの傾きから，観測期間の 4 月 4 日から 4 月 29 日までは一日当たり約 115kg の炭素のフラックスがあるといえる。今後観測を継続して，Lg6 と Lｇ8 における炭素収支を求める予定である。

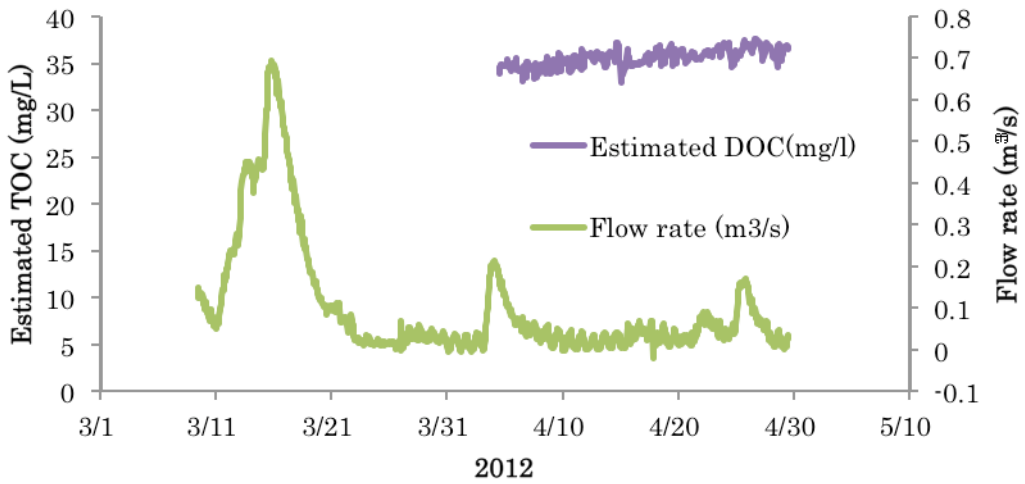


図３－３－７　Lg.6 地点における流量（Lg8→Lg6 方面）と，電気伝導度から推定された DOC 濃度の時系列変化

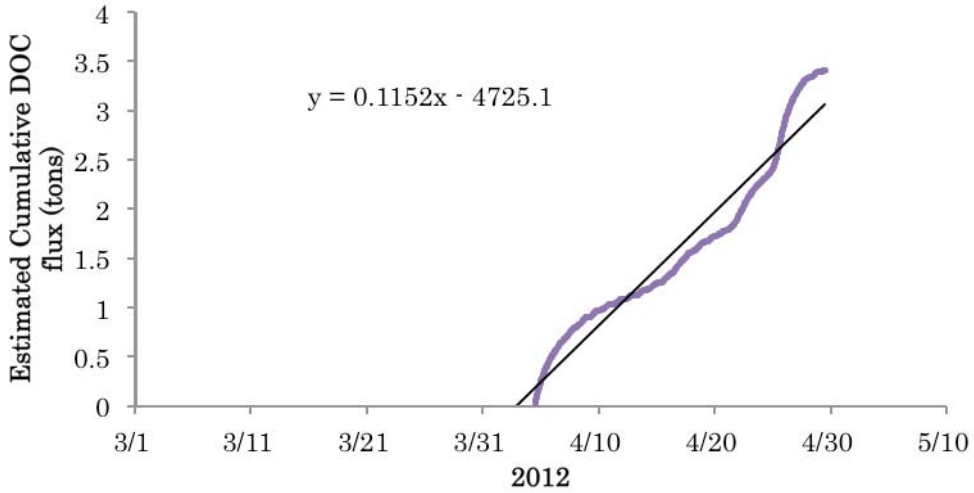


図３－３－８　Lg.6 地点における累積 DOC フラックスの時系列変化

参考文献：

関口　暁之ら，落葉の分解に伴う溶存有機物の組成変化，農業農村工学会全国大会講演要旨集 pp.776-777 , 2010

Alex T. Chow, Kenneth K. Tanji, Suduan Gao and Randy A. Dahlgren (2006) Temperature, water content and wet–dry cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils, Soil Biology and Biochemistry, Volume 38, Issue 3, 06, Pages 477-488.

C Freeman, N Ostle, H Kang (2009) An enzymatic 'latch' on a global carbon store;- a shortage of oxygen locks up carbon in peatlands by restraining a single enzyme, Nature, Volume: 409, Issue: 6817, Pages: 149

Takashi Hirano, Jyrki Jauhiainen, Takashi Inoue and Hidenori Takahashi (2009) Controls on the Carbon Balance of Tropical Peatlands by: Ecosystems, Vol. 12, No. 6. pp. 873-887.

Fred Worral, Tim Burt : Predicting the future DOC flux from upland peat catchments, Journal of Hydrology, (2005) 126-139.

３．４　地球温暖化にともなう水系感染症のリスク評価

（山形大学　渡部徹）

３．４．１　はじめに

地球温暖化は全球的な水資源循環に影響を与え，今後，洪水や渇水などの極端現象が現在よりも頻発することが予測されている。洪水や渇水は，人間の生命や家屋等の資産に直接的な被害を与えるだけでなく，農地の浸水や灌漑用水の不足による食糧生産の低下を引き起こし，人類の生存を脅かす。洪水や渇水にともなう健康影響も懸念される。特に，不衛生な水へのアクセスの機会が増えることによる感染症のリスクは無視できない。下図には，著者が考える地球温暖化にともない水系感染症のリスクが増大するまでのフローを示した。

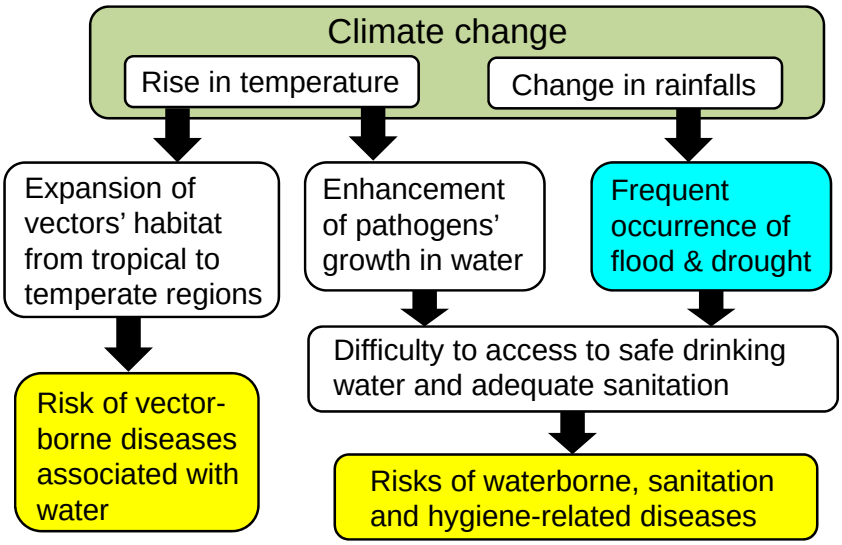


図１．地球温暖化により増大する感染症のリスク

地球温暖化は，直接的には，気温の上昇によって感染症を媒介する昆虫などのベクターの生息地域を，低緯度地域から高緯度地域へと拡大させる。その結果，現在は熱帯や亜熱帯で流行している感染症が，温帯の国々でも流行する危険性が高まる。気温の上昇はまた，水中に生息する病原微生物の増殖を促進するかもしれない。海水温が高くなると活性化するビブリオ属細菌はその一例であるし，冬期に凍結していた水域が凍結しなくなると，微生物に増殖，生存のチャンスを与える。このことに加えて，上述の通り，地球温暖化によって洪水や渇水の頻度が増すことによって，安全な水や十分な衛生設備へのアクセスが難しくなり，水系感染症のリスクの上昇につながる。

IPCC では，当初，ダニや蚊などの昆虫をベクターとする vector-borne diseases に議論の重点を置いていたように思われるが，2007 年に出版された第４次評価報告書（以下，第４次報告書）では，洪水や渇水にともなう水系感染症のリスクについて，ワーキンググループ II の報告書の”Water and disease”および”Drought, nutrition and food security”の項でそれぞれ言及している（IPCC, 2007）。本章では，その第４次報告書の内容をベースとして，著者が参画した研究プロジェクトの成果を含めて，地球温暖化にともなう水系感染症

のリスク評価研究に関する動向を整理する。

３．４．２　洪水と水系感染症

洪水と水系感染症に関連して，IPCC の第４次報告書には以下のような記述が見られる。

・貧しい農村や都市のスラム地域の子供は，高い下痢症のリスクにさらされている。幾つかの研究が，雨季に腸管系の病原微生物がより頻繁に伝染することを示している。排水が妨げられることが病気の伝染が増える原因の一つであることから，低収入の都市コミュニティーでは排水路や洪水の管理が重要である。 ・極端な降雨や表面流出のイベントは，人間の病気の発生へのリンクは確かではないものの，水路や飲料水用貯水池における総微生物負荷を増加させる。アメリカでのある研究は，極端な降雨イベントと水系感染症の流行の月別報告との関連を見いだした。北米やヨーロッパにおける早春の表流水の季節的な汚染は，クリプトスポリジウム症やカンピロバクター症のような水系感染症の散発的な発生の季節性を説明しているかもしれない。

最初の記述にあるように，降雨量の多い時期に円滑な排水が行われないことは，本来速やかにコミュニティーから排除されるべき病原微生物が生活圏内に残存することを意味しており，滞った水（洪水）と接触することで住民の水系感染症のリスクが上昇する。ただし，実際に，洪水の水がどれだけ汚染されていて，住民がその汚染された水とどのような経路で接触しているのか，詳細に調べられた研究例はほとんどない。そこで，筆者らの研究グループでは，ベトナム中部のフエ市をフィールドとして，途上国都市における洪水を原因とする水系感染症のリスク評価を行った（ホアンティマイら，2011）。分析されたサンプル数は少ないものの，洪水中の大腸菌の濃度は，河川や池の水の濃度よりも高いことが明らかとなった。また，洪水が起こっている間の行動について，毎年洪水に見舞われる旧市街地の住民約 1000 人に聞き取り調査を行った結果をもとに，リスク評価シナリオ（汚染された生野菜や氷を食べること，洪水中に家具を移動し，洪水後にそれを戻し部屋を掃除すること，洪水中に調理をすること，洪水中に職場に行くこと，洪水中に買い物に行くこと，洪水の水で水遊びをすること，洪水の中で水泳すること）を決定し，それぞれの行動が原因で大腸菌に感染し下痢症に罹患するリスクを計算した（表１）。洪水時に想定したシナリオのうち，最もリスクが高かったのは，家具を移動して掃除をすること（0.28）であり，その次が調理をすること（0.14）であった。日本における洪水のイメージとは異なり，当地に暮らす人々は，洪水中でも通勤や通学，買い物のために外出する。家の中が浸水していても，毎日の食事のために炊事は欠かさない。子供は積極的に洪水の中で遊ぶ。このように，洪水を単なる災害として捉えるよりも，生活の一部として受け入れる姿勢が見られる。

同じ対象地域において，平常時についても行動シナリオ別にリスクを計算した（表２）。その結果，洪水時における８つの感染経路のすべてを考慮したトータルのリスク（0.45）は，平常時のトータルのリスク（0.026）に比べて１７倍も高かった。同地域が洪水に見舞われるのは，年間のうちわずか数日の間に過ぎないが，その短い期間に，多くの水系感染症事例が発生していることが推測される。

表１．ベトナム・フエ市における洪水時の行動別に算出した
水系大腸菌感染症の年間発症リスク（x 10^{-4}）（ホアンティマイら，2011）

Scenario	Averaged risk*
Moving furniture & cleaning	2822
Cooking in flood	1433
Playing in flood	916
Going shopping in flood	751
Going to work in flood	322
Eating raw vegetables at home	165
Swimming in flood	13
Drinking ice at home	0.0001
Total risk in flood time	4496**

*Estimated using averages of interview data (n=989).
**Total risk is not sum of risk estimated in each scenario.
It was estimated from the total number of E.coli ingested via all routes considered in the scenarios.

表２．ベトナム・フエ市における平常時の行動別に算出した
水系大腸菌感染症の年間発症リスク（x 10^{-4}）（ホアンティマイら，2011）

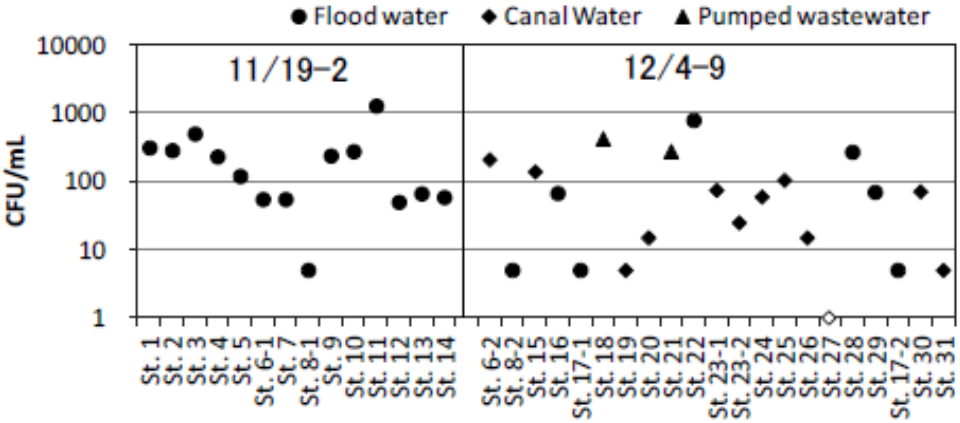
Scenario	Averaged risk*
Eating raw vegetables at home	177
Eating raw vegetables at shop	59
Fishing	15
Swimming	9
Drinking ice at shop	0.4
Drinking ice at home	0.2
Total risk in normal time	258**

*Estimated using averages of interview data (n=989).
**Total risk is not sum of risk estimated in each scenario.
It was estimated from the total number of E.coli ingested via all routes considered in the scenarios.

このフエ市のケースは，毎年のように発生する洪水に住民が適応して暮らしている地域での例であるが，突発的に大規模な洪水に見舞われるケースでは，感染症流行のリスクはより大きいことが想像される。実際に，２００９年にフィリピンを襲ったサイクロンにともなう洪水では，レプトスピラ症の流行が発生した（IRIN, 2009）。レプトスピラ症は，ネズミなどの感染動物の尿とともに環境中に放出されるレプトスピラ菌が引き起こす感染症である。動物の尿に汚染された水に接触すると，この菌が人の粘膜や皮膚の傷などから体内に侵入し感染が成立する。死亡率も高く，このフィリピンでの流行時には，途中集計で2,158 人の感染が確認され，うち 167 人が死亡した。レプトスプラ症は上記のように，皮膚や粘膜を介して感染するため，水田での作業中に感染するケースが多いことが知られている（石橋ら，2010）。現在も，タイ東北部などの農村域では毎年雨季に流行しており，我が国でも戦前や戦争直後には各地で流行が見られた。そのような農村域での風土病としての流行とともに，都市域でも洪水時にはレプトスピラ症流行に注意を払う必要がある。

さて，洪水時の感染症のリスク評価に関して，患者の発生数はある程度把握されている

一方で，水の汚染に関するデータが圧倒的に不足している。洪水時に計画的に調査を実施することは難しい。洪水の規模が大きくなればなるほど困難を極め，特に，感染症の流行に重要と思われる洪水初期の調査には，相当な準備が必要である。図２には，昨年秋から年末にかけてタイのチャオプラヤ川流域で発生した大規模洪水時に，著者らがバンコク都とその近郊で実施した水質調査の結果である（本多ら，2012）。



（サンプリング地点のロケーションは下図の通り）

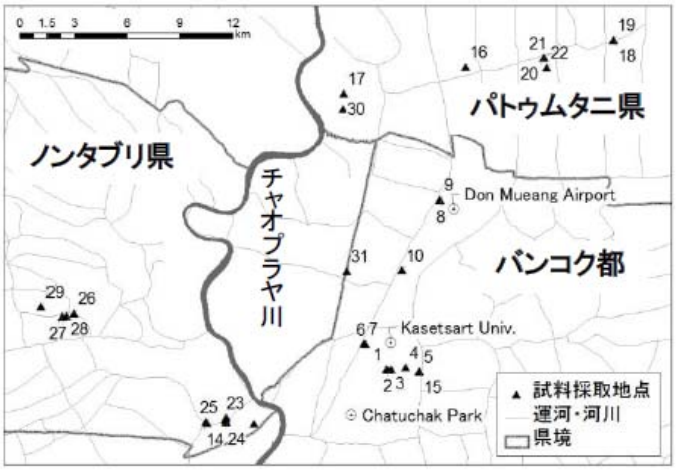


図２．2011 年にチャオプラヤ川流域で発生した洪水時に調査した
洪水，運河の水，下水の大腸菌濃度（本多ら，2011）

浸水後数週間経過した地点でも，下水と同程度の大腸菌濃度が計測される地点（St.3, 10, 22, 28）があり，長期間にわたって感染症のリスクにさらされていることが明らかになった。一方で，糞便汚染の小さい地点も存在しており，汚染の程度について時間的・空間的な傾向は明確ではなく，洪水時の感染症リスク評価の難しさを改めて認識した。なお，この調査では，洪水のサンプルの一部からレプトスピラ菌の検出も試みたが，すべて陰性であった。

３．４．３　渇水と水系感染症

渇水と水系感染症に関しては，IPCC 第４次報告書には以下のような記述がある。

・異常気象は，水供給システムにおける物理的なストレスと管理上のストレスの両方を引き起こしている（良く管理された公共の水供給システムは，うまく付き合っていくことができるけれども）。降水の減少は，河川の流量を低下させ，希釈の効果を低減させることで，病原微生物の負荷を高める。これは，水処理システムに対する挑戦を示している。

・アマゾンにおけるコレラ流行の著しい季節性は，おそらく水たまりでの病原微生物の濃縮のためであり，乾季における低流量と関連づけられる。

上記の２つの記述は，渇水時における水中病原微生物への曝露機会の増加について言及しているが，同報告書には，渇水が間接的に感染症のリスクを上昇させる可能性についても触れられている。

・渇水は，食事の多様性を減少させ，オーバーオールな食物消費を低下させることで，微量栄養素の欠乏を引き起こす。2000 年にインドのグジャラットで起こった渇水では，住民にエネルギーと幾つかビタミンの不足が見られた。この集団では，公衆衛生対策によって，渇水による身体測定指標への深刻な影響は防ぐことができた。アフリカ南部での研究は，HIV/AIDS が渇水の栄養状態に対する影響を増幅していることを示唆した。栄養不良は，感染症に罹患するリスク，感染症で死亡するリスクの両方を上昇させる。バングラデシュでの研究では，渇水と食料品の不足が，下痢症による死亡リスクの増加と関係づけられた。

・渇水とその結果としての生活手段を失うことは，人口移動（特に，農村から都市への移住）の引き金ともなりうる。人口の移動は，過密と安全な水，食品，住まいの不足の結果として，伝染病の増加と栄養状態の悪化を招くかもしれない。近年，農村から都市への移住は，HIV 伝染の推進力として解釈されている。オーストラリアの農業従事者は，乾季に自殺のリスクが上昇するように見える。ブラジルのアマゾンでは，2005 年に大規模な渇水が発生し，水不足，食料不足，そして森林火災からの煙のために，健康リスクが上昇した。

この他にも，渇水時には，飲用以外の用途でも安全な水の利用が制限されるため，身体を清潔に保つことが難しくなり，皮膚の感染症（例：疥癬）や目の感染症（例：トラコーマ）も増えることが懸念される。前節で紹介した下痢症やレプトスピラ症（Watanabe et al., under review）については，水質のデータが収集され，水利用の実態が把握できれば，定量的微生物リスク評価（QMRA）が可能である。一方，皮膚や目の感染症については，実際の患者発生数にもとづき疫学的にリスク評価が行われた例はあるが，水質データにもとづいた QMRA の実施例は皆無である。これらの感染症を防ぐために必要な水量や水質を考える上で，飲用以外のルートでの感染症の QMRA に関する研究が待たれる。

最後に，渇水時に懸念される水系感染症の例として，東南アジアのメコン流域における風土病として知られているメコン住血吸虫症について紹介する（詳しくは，中村（2007）を参考にされたい）。図３に，疾病の感染サイクルを示したが，原因となる寄生虫は感染者の肝門脈に寄生する。そこで産み落とされた虫卵が細血管を塞栓し，次第に肝臓機能が障害されるようになり，適切な治療なしでは死に至る疾病である。虫卵の一部は，糞便とと

もに体外に排出される。トイレが整備されていない地域では，多くの人が河原で用便を足すため，排泄物中の虫卵が河川に流れ込み，そこで孵化する。孵化したミラシジウムが河床に生息する貝（中間宿主）に感染する。貝の中で成長したセルカリアが貝から出て河川水中で漂っている間に，遊泳や漁，水飲みなどで河川を利用する人間に皮膚を介して感染する。現在確認されているメコン住血吸虫症の流行地は，カンボジアとラオスの国境付近であり，メコン河の水位が低く，流れが緩やかで水が澄んでいるために，人々の親水活動が最も盛んな４月～６月に感染が起こると言われている。中間宿主である貝の生息地はまだ完全には把握されていないが，今後，渇水により人々が利用可能な浅瀬が増えるとすると，親水活動の範囲が広がり，感染者や流行地が拡大することも決して絵空事ではない。現在，メコン住血吸虫症を含む住血吸虫症に対する世間の注目は低く，「顧みられない熱帯病（Neglected Tropical Diseases: NTD)」の一つとされている。しかし，WHO の統計によると，住血吸虫症の患者は世界に少なくとも２億４千万人はいるとされており，地球温暖化の影響も考えると，住血吸虫症もまた重要な水に関連する感染症としてリスク評価の対象とする必要性を感じる。

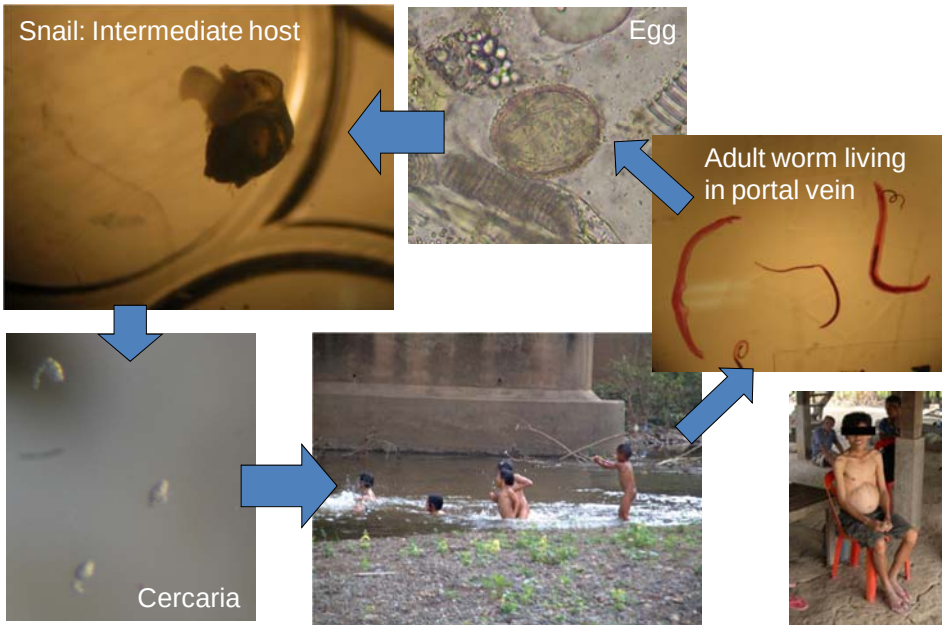


図３．メコン住血吸虫症の感染サイクル
（写真は，国立国際医療研究センター・中村哲博士のご厚意による）

３．４．４　おわりに

本章では，将来，地球温暖化にともない頻発が予想される洪水や渇水のような極端気象下における水系感染症のリスク評価について，筆者らの研究事例を紹介しながら，議論した。ここでは触れることができなかったが，洪水のようなイベント時には，汚染された水に直接曝露されるだけでなく，避難所生活などの特殊な生活環境で感染症リスクが上昇することも考えられる。将来の感染症流行を「想定外の事象」として責任を回避するようなことがないように，温暖化による影響についてあらゆる可能性を排除せずにリスク評価を行い，それをベースとした対策を講じておくことが求められる。

カナダに暮らすイヌイットの間では，温暖化の影響により周辺の表流水や地下水が病原微生物に汚染される頻度が高まり，感染症の罹患者数が増加している（Harper et al., 2011）。地球温暖化にともなう感染症リスクの上昇は，すでに現実のものになっているのかもしれない。

参考文献

石橋良信，渡部徹，上原鳴夫（2010）農作業にともなうレプトスピラ症の感染リスクと接触機会の推定，日本国際保健医療学会雑誌，25(3)，143-153，2010

中村哲（2007）メコン流域の風土病：ラオスのメコン住血吸虫症，モダンメディア，53(8)，217-227

ホワンティーマイ，渡部徹，福士謙介，小野あをい，中島典之，山本和夫（2011）発展途上国都市における洪水を原因とする水系大腸菌感染症のリスク評価，水環境学会誌，34(10)，153-159

本多 了，渡部 徹，飛野智宏，真砂佳史，Chaminda Tushara，片山浩之，Chart Chiemchaisri，福士謙介，大村達夫，古米弘明（2012）タイ大規模洪水における糞便由来汚染．第 46 回日本水環境学会年会講演集

Harper, S.L., V.L. Edge, C.J. Schuster-Wallace, O. Berke, and S.A. McEwen (2011). Weather, Water Quality and Infectious Gastrointestinal Illness in Two Inuit Communities in Nunatsiavut, Canada: Potential Implications for Climate Change. EcoHealth, 8(1), 93-108

IPCC (2007). Water and disease - AR4 WGII Chapter 8: Human Health Available at: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg2/en/ch8s8-2-5.html

IRIN (2009). PHILIPPINES: Flood victims grapple with Leptospirosis. Available at: http://www.irinnews.org/Report/86779/PHILIPPINES-Flood-victims-grapple-with-Leptospirosis

Watanabe, T., S.S. Teske, C.N. Haas. Classic Dose Response and Time Post Inoculation Models for Leptospira, Risk Analysis, under review

WHO. Schistosomiasis – A major public health problem. Available at: http://www.who.int/schistosomiasis/en/