

科学研究費助成事業 研究成果報告書

平成 27 年 6 月 12 日現在

機関番号：12101

研究種目：基盤研究(C)

研究期間：2012～2014

課題番号：24560658

研究課題名(和文) 海水を利用した生物学的排水処理手法の開発

研究課題名(英文) Development of biological wastewater treatment using seawater

研究代表者

藤田 昌史 (Fujita, Masafumi)

茨城大学・工学部・准教授

研究者番号：60362084

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 3,900,000円

研究成果の概要(和文)：中部太平洋環礁国における実利用を想定して、海水を利用した排水処理手法を検討した。都市下水に海水を添加して嫌気回分式運転を行ったところ、82.4～91.1%の有機物除去率が得られた。16S DNAを解析したところ、海水存在下では α -Proteobacteriaに属する硫酸塩還元細菌や β -Proteobacteriaに属する発酵性細菌が有機物除去に関係することが明らかとなった。また、本手法により現地底質の汚染が問題となっているPb, Zn, Cuは主に金属硫化物として、68%以上除去できることがわかった。さらに、海水添加により内部抵抗が低くなることから、微生物燃料電池の適用が可能になることも示された。

研究成果の概要(英文)：Assuming the use of existing bottomless septic tanks widely distributed in Pacific atolls, biological treatment of domestic wastewater using seawater was examined. Anaerobic sequencing batch reactor fed municipal wastewater with the addition of seawater showed organic matter removal efficiencies between 82.4-91.1%. The 16S rRNA gene-based microbial community analysis revealed that sulfate-reducing bacteria belonging to the α -Proteobacteria and others belonging to the β -Proteobacteria play an important role in removing organic matter in the presence of seawater. In addition, over 68% removal ratio of Pb, Zn, and Cu was achieved, largely owing to the formation of metal-sulfide. Moreover, it was found that the addition of seawater dramatically improves power generation in microbial fuel cell system treating municipal wastewater, because of the improvement of electric conductivity in the anode tank.

研究分野：水環境工学

キーワード：硫酸塩還元細菌 都市下水 海水 微生物燃料電池

1. 研究開始当初の背景

(1) 環礁の海岸水質汚濁と州島維持の危機

中部太平洋には、ツバル国、マーシャル諸島共和国などに属する環礁が数多く存在するが、この地域一帯の環礁州島では、砂の起源は主として有孔虫や珊瑚である¹⁾。すなわち、砂の生産は生物プロセスに依存している。一方、環礁国の本島は人口密度が高いことから(例えば、ツバル国フォンガファレ島: 8,300 人/km²、マーシャル諸島共和国マジユロ島: 11,724 人/km²)、人間活動に起因する水質汚濁やゴミ問題が、砂の生産者の生息に影響を及ぼすことが懸念されてきた²⁾。事実、高人口密度地域付近の海水には栄養塩類が相対的に多く含まれており、有孔虫の存在量が相対的に少なく、珊瑚の死滅率が高いことが報告されている³⁾。通常よりも高い濃度で栄養塩類が存在することによりこれらの生息環境が変化することや、共生している藻類との関係に悪影響を及ぼすことが原因と考えられている³⁾。

将来確実に起こる海面上昇を想定すると、人為的な影響による砂の生産能力の低下は、国土維持問題をさらに深刻化させる懸念がある。つまり、環礁国が抱える脆弱性は、IPCC が指摘しているグローバルな影響に加えて、このようなローカルな影響も複合的に関連していることから⁴⁾、この観点も十分に視野に入れる必要がある。

(2) ラグーン海岸の水質汚濁のメカニズム

環礁における水質汚濁については、上述したような人口密度と水質との関係が議論されているに過ぎず、汚濁の原因やメカニズムについての知見はほとんどなかった。そこで申請者らは、ツバル国フナフチ環礁フォンガファレ島のラグーン海岸を対象に現地調査を実施した⁵⁾。

高人口密度地域のラグーン海岸では、海水中の酸化還元電位が一時的に -61mV に達するほどの水質汚濁が見られた。底質のキノン分析の結果、自然の海岸の底質よりも約 5 倍も細菌群の含有量が多いことや、細菌群集構造は実質的に異なるうえに多様性も相対的に低いことがわかり、水質汚濁が慢性化していることが確認された。一般的に汚濁源は、点源と面源にわけられるが、島の土地利用⁶⁾から判断すると、面源負荷が主要な原因とは考えにくい。島の人口は 4,492 人であり、639 軒の住居がある。下水処理場のような集合処理施設はないが、424 軒はトイレ排水を主体とする生活排水を受け入れる合併浄化槽を保有しており、地中に埋設されている。残りの 163 軒はピット式トイレを使用している。つまり、92%の住居は国連ミレニアム開発目標に記載されている改善衛生施設を所有している。しかしながら、ツバル国政府の公共事業局へのヒアリング調査から、設置されている合併浄化槽のほとんどは底部が密閉されていない、いわゆるボトムレスであることがわかった。仕様書はオーストラリアから提供されているものであったが、そのとおりには施工されていない。

環礁州島特有の透水性の高い地盤を想定すると、合併浄化槽やピット式トイレに由来するし尿を主体とする生活排水が、地中を通じてラグ

ーン海岸に流出しており、これが主要な汚染源である可能性がある。そこで、ラグーン海岸において糞便汚染の指標である大腸菌を測定した。その結果、引き潮のときにわが国の環境基準 1,000MPN/100mL の約 25 倍の値が観測された。また、この地点と住居の間の海水位レベル以下の砂浜では、硫化水素臭のする黒色砂層が観察されている。

以上のことから、し尿を主体とする生活排水が主要な汚染源であり、引き潮のときに地中を通じてラグーン海岸に流出することがわかった。中部太平洋の多くの環礁国では、同様の衛生施設が同様の施工状況で普及していることから、この汚濁メカニズムは環礁国に広く共通するものと考えられる。

(3) 海水を利用した生物学的排水処理手法の着想

既存施設を活用し、低エネルギー・低コスト、可能な限りメンテナンスフリーの処理手法が望ましい。環礁国で導入されている合併浄化槽は沈殿処理のみであるため、曝気のために新たにエネルギーを投入するのは現実的に難しい。そこで本研究では、硫酸イオンを電子受容体として活用する生物処理手法を着想した(図 1)。ただし、し尿を主体とする生活排水中には、有機物を除去するのに十分な硫酸イオンが含まれていない(約 0.4gS/L)。硫酸塩還元反応により BOD を分解するための S/BOD 比は 1/1.6 であるが、実際の排水の S/BOD 比は 1/45 である。そこで、環礁国特有の透水性の高い地盤、ボトムレスの合併浄化槽の特徴を活かし、潮汐に応じて浸入する海水中の硫酸イオン(約 0.9gS/L)を利用することを着想した。潮汐により処理を担う微生物群が流出するのを防ぐために、実務的には担体を利用した固定化技術を導入することになるが、合併浄化槽内に硫酸塩還元細菌を主体とする有用微生物群を高濃度に保持できれば、潮汐程度の滞留時間でも処理効率を大幅に向上できると考えている。

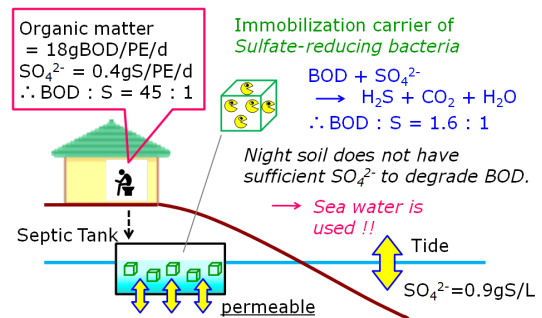


図-1 海水を利用した生物学的排水処理手法

【参考文献】 1) Yamano, H. et al.: Global Environ. Res., 9, 9-20, 2005. 2) Richmond, R. et al.: Australian Institute of Marine Science, Townsville, 217-236, 2002. 3) Osawa, Y. et al.: Mar. Pollut. Bull., 60, 1279-1287, 2010. 4) 山野博哉:水環境学会誌, 33 (8), 234-237, 2010. 5) 藤田昌史ら:土木学会論文集 G (環境), 67 (5), 205-210, 2011. 6) Yamano, H. et al.: Global and Planetary Change, 57, 407-416, 2007.

2. 研究の目的

(1) 環礁国の国土維持の観点から重要となる海岸水質保全を図るために着想した「海水を利用した生物学的排水処理手法」の処理パフォーマンスを調べ、集積した硫酸塩還元細菌を主体とする活性汚泥(SRB 汚泥)の微生物学的・生化学的な特性を明らかにする。

(2) 現地での実務利用を想定して、SRB 汚泥を包括固定化する方法を最適化し、さまざまな塩分濃度条件下における反応速度論的な知見を蓄積する。

3. 研究の方法

(1) 6L-SBR の運転

都市下水を用いた処理実験 (Run1)

都市下水処理施設から採取したスクリーン通過水を植種源とした。同施設の初沈越流水を流入水として、6L-SBR を 194 日間運転した。1 サイクル 24 時間の運転工程は流入・攪拌・沈殿・排水 = 23:1 時間とし、水温はツバル国の Septic Tank 内を模擬して 30 とした。HRT=1.5 日である。

海水を強制添加した処理実験 (Run2)

195 日目からは海水を強制添加し始めた。サイクル時間、水温、流入負荷は同条件としたが、装置内の硫酸塩濃度を高めるため、運転工程は流入・攪拌・沈殿・排水:海水投入・沈殿・排水 = 22:1:1 時間とした。

(2) 硫酸塩還元活性試験

300mL 三角フラスコを 5 本準備し、6L-SBR の処理水をさらに 2 日間処理したものに、それぞれ酢酸塩 (Ac)、プロピオン酸塩 (Pro)、酪酸塩 (But)、乳酸塩 (Lac) (各 50mgC/L) と硫酸塩 (70 mgS/L) を添加した。もう一つは、初沈越流水 (W.W.) と硫酸塩 (70 mgS/L) とした。Run2 では、準備した処理水のなかに海水が含まれ、十分量の硫酸塩が存在することから、VFAs の 4 系には硫酸塩を添加しなかった。そして、SBR から採取した汚泥を遠心分離により上澄液を取り除いたものを加え、pH は 7.0 に調整した。その後、N₂ ガスにてパージして密閉した。攪拌を始めて 5h にわたる試験を開始した。サンプリング間隔は 1h とした。

(3) 16S rDNA のシーケンス解析

運転開始後 185 日目 (Run1)、356 日目 (Run2) に装置内から活性汚泥を採取し、FastDNA SPIN Kit for soil (Qbiogene) で DNA を抽出した。抽出した DNA は、ユニバーサルプライマー (27f-1492r) を用いて、PCR 増幅を行った。PCR 産物は、Wizard DNA Clean-Up System (Promega) により精製し、QIAGEN PCR Cloning kit (QIAGEN) によりライゲーションを行った。ライゲーション反応物の形質転換と塩基配列の解読はタカラバイオ(株)に委託した。

(4) 重金属の処理能力の評価

6L-SBR の重金属除去率の算出

排水処理装置の運転開始後 726 ~ 740 日間のサイクルで、流入水、処理水、活性汚泥混合液を採取した。そして、硝酸・塩酸による煮沸溶出法による前処理を行い、前述した底質と同

様の方法で重金属濃度を測定した。

本装置の重金属除去率 を下式により求めた。

$$=(1 - C_{Effluent} / C_{Influent}) \times 100 (\%)$$

ここで、 $C_{Influent}$: 流入水中の重金属濃度、 $C_{Effluent}$: 処理水中の重金属濃度である。本装置は海水を投入・排水しているが、ここでは流入水中の重金属の除去に着眼すること、海水中の重金属濃度が流入水より低く、海水の投入・排水・流入水の投入というフローでさらに 4.5 倍希釈されるため、海水中の重金属は考慮しないこととした。

バッチ試験による pH と重金属除去能力の関係の評価

本排水処理装置における pH の変動が、重金属除去率に及ぼす影響を調べるために、活性汚泥混合液を採取してバッチ試験を行った。pH を 6.4 ~ 7.4 に制御して、攪拌混合した。30 分後に採水して過し、前述と同様の方法で溶存態の重金属濃度を測定した。バッチ試験に用いた活性汚泥混合液を採取したときの排水処理装置内の pH は 6.9 であった。

(5) SRB 汚泥の包括固定化

包括固定化担体の作製

本研究では、海水を強制添加し都市下水で培養した活性汚泥を植種源として用いて、新たに低級脂肪酸 C2-C4 と海水で 1 ヶ月間培養した。既報では、固定化剤の添加率が 10 ~ 20% であったことから、本研究でも、固定化剤 (14EG) の添加量を変え 10、15、20% として包括固定化担体を作製した。担体は 3mm 角に整えた。

包括固定化担体を用いた処理運転

有効容積 300mL の三角フラスコに包括固定化担体をそれぞれ 10% (30mL) 添加した。流入水の組成は、低級脂肪酸 C2-C4 を各 12.5mgC/L、海水 200 mgC/L、ORP を下げるために、都市下水の濾過水を入れた。1 サイクルを 24 h とし、HRT=2d とした。水温は、現地を模擬して 30 とした。

(6) エアカソード型 MFC 装置の運転

有効容積 500 mL のエアカソード型 MFC を 3 台運転したが、2 台は前述の 6L-SBR 汚泥を植種源として、流入水として都市下水と海水を投入した (Run-1, Run-2)。1 台は対照系として、都市下水処理施設から採取した活性汚泥を植種し、都市下水を流入させた (Run-0)。両電極にはカーボンペーパーを用いた。1 サイクル 24h の運転工程は、流入:処理(静置):排水 = 0.5 h : 23.0 h : 0.5h とした。水温は 30 とした。

(7) 水質・汚泥の分析

硫酸塩は高速液体クロマトグラフ (C-R7A, Shimazu 社) を用いた。VFAs は、高速液体クロマトグラフ (CLASS-VP, Shimazu 社) を用いた。TOC, DOC は全有機体炭素計 (TOC-VCSH, Shimazu 社) を用いて測定をした。Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb の濃度は、硝酸・塩酸を用いた前処理を行い、誘導結合プラズマ質量分析計 (ICP-MS, Agilent 7500cx) で測定した。MLSS, MLVSS は下水試験方法に従って測定した。

4. 研究成果

(1) 6L-SBRの有機物除去変化

図2に6L-SBRの排水処理時の有機物濃度を示した。Run0とは、活性汚泥の培養期間の事である。また、図3に6L-SBRのTOC有機物除去率を示した。図2から、Run1の有機物処理時の濃度にはばらつきがあり排水処理が安定していなかった。しかし、Run2になり、排水処理が安定した。これは海水強制添加によるものであると考えられ、図3でもRun1で有機物除去率60~90%とばらつきがあるものの、Run2では80~90%となっていた。海水強制添加により硫酸塩が豊富に供給されたためRun2では排水処理が安定したと考えられ、逆にRun1では都市下水だけで運転していたことから硫酸塩が不足していたものと考えられる。

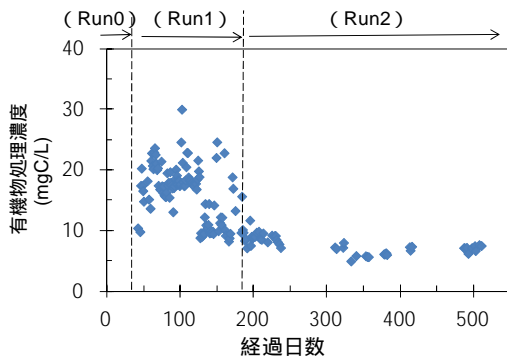


図2 6L-SBRの排水処理状況

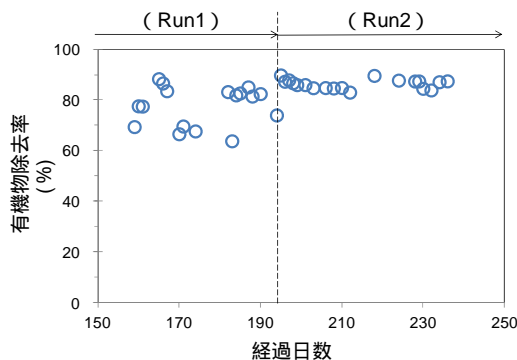


図3 6L-SBRの有機物除去率

(2) SRBによる有機物除去の寄与の変化

Run1, 2における硫酸塩還元性試験の有機物除去速度とそれに対するSRB (Sulfate Reducing Bacteria: 硫酸塩還元細菌)の寄与を図4に示した。SRBの寄与は、硫酸塩消費速度から有機物除去速度に換算したものを示した。また、本研究では都市下水と海水を用いて活性汚泥を集積したため、様々なSRBが存在する。そのためSRBの同化による速度は、*Desulfovibrio vulgaris*の増殖収率6.7g/molを考慮して換算した。下部の棒グラフ部分がSRBによる有機物除去速度を示しており、上部棒グラフ部分がSRB以外の有機物除去速度を示している。Run1での各低級脂肪酸のSRB寄与率はそれぞれ88.9, 81.0, 79.0, 71.3%であった。また、Run2では、18.8, 31.8, 16.0, 9.1%であった。Run1の平均は80.0%であったのに対し、

Run2では18.9%であった。図2, 3では海水強制添加により硫酸塩が豊富に供給されたために排水処理が安定したと考えたが、実際にはSRBの有機物除去に寄与する割合は減少していることが分かった。

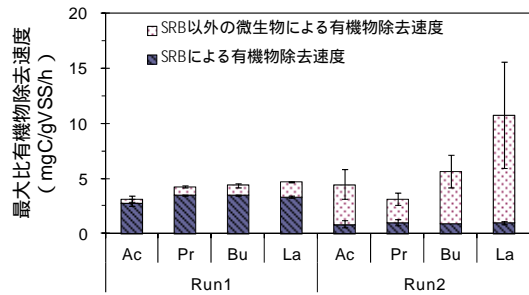


図4 有機物除去に寄与するSRBの割合

(3) 海水強制添加に伴う微生物相の変化

Run1とRun2のシーケンス解析の結果(図5)を比べると、Run2にのみ*Alphaproteobacteria*, *Actinobacteria*, *Planctomycetales*に属すクローンが検出され、合計で全体の21%を占めていた。これはRun2における海水の投入が、リアクター内の微生物相に変化を与えた結果だと考える。特に*Alphaproteobacteria*は全体の17%を占めており、海水投入時の排水処理において重要な役割を担っていた可能性がある。

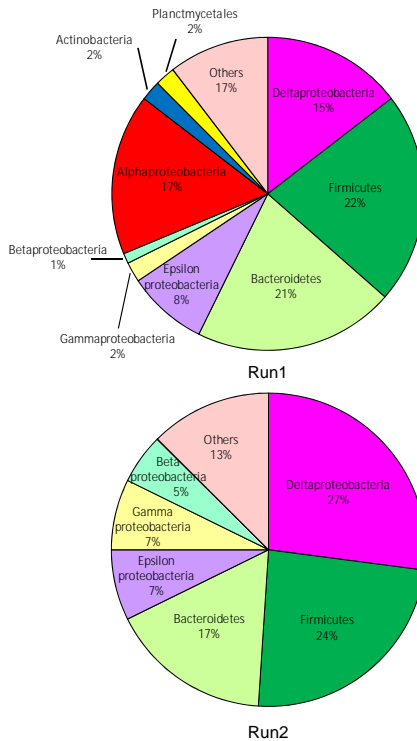


図5 海水強制添加による微生物相の変化

またRun1, Run2で検出された*Deltaproteobacteria*のクローンのうち、硫酸塩還元細菌に近縁な配列のものが、Run1では73%, Run2では100%であった。Run2では硫酸塩還元細菌が海水中の硫酸塩を利用した排水処理を担い、優占したものと考える。

(4) 現地のボトムレス Septic tank を想定した排水処理装置による重金属除去

前述したように、本処理装置内では硫酸塩の消費が認められたことから、硫酸塩還元反応が起こっていると考えられる。したがって、硫酸塩還元反応で発生する硫化水素(H_2S)と流入水中の重金属が反応して、中性域で溶解性が極めて低い硫化金属が沈殿生成することにより、重金属が除去できる可能性がある。

そこで、本処理装置内で、流入水中の重金属が硫化金属として沈殿生成する可能性を検討した。その結果を表 1 に示す。想定した CdS 以外のすべての硫化金属について、本処理装置内で重金属は硫化金属になり沈殿生成することにより除去される可能性があるかと判定された。

流入水、処理水の重金属濃度を分析した結果を図 6 に示す。除去率を求めると、Cu、Zn、Pb はそれぞれ 87%、85%、68%であった。つまり、ツバル国 Fongafale 島の高人口密度地域付近の海岸底質の CF 値が最も高かった Pb と Zn 及び、無人島の Fualifeke 島では検出されず、この地域のみで検出された Cu に対する除去率が高かった。一方、Ni は逆に処理水中の濃度が流入水より 3.8 倍も高かった。

活性汚泥中の重金属を分析したところ、Ni の含有量は $1.03 \pm 0.115 \text{ mg/g}$ であり、活性汚泥中に最も多く蓄積されている重金属であった。この多く蓄積した Ni が主に NiS で存在したとすると、硫化金属は弱酸塩であり、沈殿生成は pH の影響を受けやすい。したがって、処理水中の Ni 濃度が高かった原因は、処理装置内の pH が関係した可能性が考えられる。

そこで、バッチ試験により各 pH の条件での活性汚泥混合水中の重金属濃度を調べた結果を図 7 に示す。Cr、Mn、Cu、Zn、Cd、Pb の濃度は、変化がほとんど見られなかった。一方、Ni は pH が高いほど濃度が低くなった。pH7.4 のときには、pH6.4 のときより $18 \mu\text{g/L}$ 低下した。活性汚泥混合液中の pH が高くなると、溶存態 Ni は不溶状態になり、沈殿したと考えられる。このことは、Ni の硫化では、pH を 5.5 以上に上げると溶存態の Ni の濃度はほぼ直線的に減少するという既報と一致した。しかし、pH7.4 でも図 6 に示した流入水の濃度を上回っていた。

この結果を踏まえると、前述した処理水の Ni 濃度が流入水よりも高かった理由として、硫酸塩還元反応にともなう処理装置内の pH 変動が考えられる。本研究は、前述したように排水処理装置の流入水として、都市下水を用いている。そのため、気温が高い時期には、下水が下水管を流下する過程で、硫酸塩還元細菌のエネルギー源となる乳酸などの低級脂肪酸が生成されやすい。この時期の下水を流入水として用いると、処理装置内の硫酸塩還元細菌の活性が高くなり、硫酸塩がより消費されることにより処理装置内の pH が高くなる。そして、NiS は沈殿し処理装置内に蓄積していく。一方、気温が低い時期には、逆に硫酸塩還元反応は起こりにくくなり、処理装置内の pH は高くなり、沈殿した NiS が徐々に溶出すると考えられる。排水処理装置の

重金属除去能力を検討した 726 ~ 740 日目は 10 月にあたるため、このような理由が関係したと考えられた。現地に適用する際には、現在の処理装置では行っていない汚泥引き抜きを実施して、汚泥内の Ni 含有量を適切なレベルに保つことで、処理水中の Ni が沿岸生態系に影響を及ぼさないか検討する必要がある。

以上の実験結果や溶解度積の試算から、Ni と Cd 以外の 5 種類の重金属は硫化金属としておおむね除去できる可能性が示された。ただし、前述したように、バッチ試験で pH を上昇させても Cr、Mn、Cu、Zn、Cd、Pb の濃度がほとんど変化していなかったことから、活性汚泥表面への吸着や有機酸との錯体形成などによる除去も複合的に起こっていた可能性がある。

表 1 溶解度積を用いた排水処理装置内で硫化金属の沈殿生成の可能性評価

	S^{2-} (mg/L)	M^{2+} ($\mu\text{g/L}$)	$\nu^2[S^{2-}][M^{2+}]$	K_{sp}
MnS		30.9	8.7×10^{-11}	7.7×10^{-14}
NiS		46.8	1.4×10^{-10}	2.4×10^{-21}
CuS	0.015	2.3	7.6×10^{-12}	5.0×10^{-36}
ZnS		12.1	4.0×10^{-11}	7.5×10^{-25}
CdS		0.0	0.0	4.2×10^{-29}
PbS		0.3	2.9×10^{-12}	2.6×10^{-28}

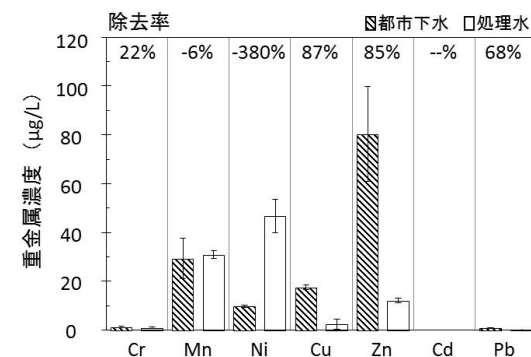


図 6 排水処理装置の重金属除去率

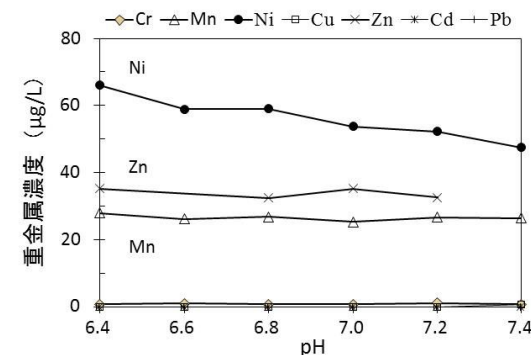


図 7 pH が重金属の除去に与える影響(バッチ試験)

(5) SRB 汚泥の包括固定化担体による処理運転

包括固定化担体の回分活性試験(N=3)の有機酸全体の有機物除去速度を図 8 に示した。図中の Other は、SRB 以外の有機物除去を表し

ており、嫌気条件であることを考慮すると有機物発酵を行う微生物であると考えられる。Run 1, Run 2, Run 3 の有機物除去速度は 23.1, 15.2, 8.8 mgC/30mL-carrier.h であった。有機物除去速度は、PAOs の包括固定化担体でも見られるように、包括固定化剤が少ないほど活性が高い傾向を得られた。

一方、硫酸塩還元速度は Run 1, Run 2, Run 3 でそれぞれ 7.9, 5.0, 4.4 mgS/30mL-carrier.h であった。有機物除去速度同様、包括固定化剤の添加率が一番低い Run 1 が一番高い結果となった。しかし、全体の有機物除去を見たときに、包括固定化剤による SRB への影響はあるものの、それ以上に発酵性の微生物への影響が高かった。

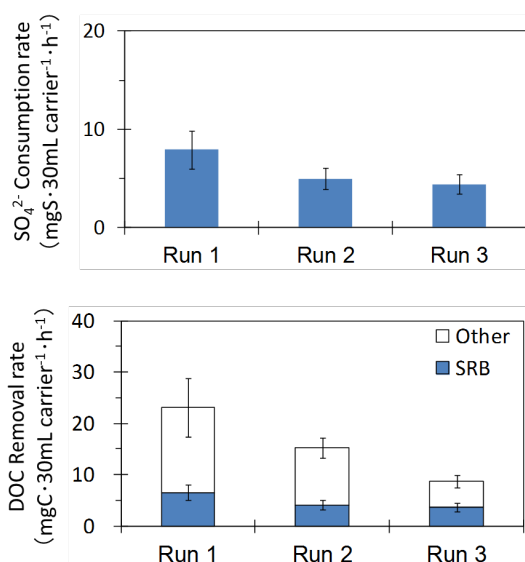


図 8 SRB 汚泥の包括固定化担体の硫酸塩還元速度と有機物除去速度

(6) エアカソード型 MFC を用いたエネルギー自立的な排水処理のフィジビリティ評価

出力-電流曲線を図9に示した。海水投入ありのRun-1とRun-2の最大の出力密度は同じになっていた ($2.95 \times 10^{-5} \text{ W/m}^2$)。また、本研究では陽極で白金塗布などを行っていないため出力密度は小さかったが、Run-1とRun-2は海水投入なしのRun-0に比べ全体的に高い出力密度を発揮した。海水を投入することにより、Run-1とRun-2のECが高くなり、装置の内部抵抗が減少したためと考えられた。これは、財源が乏しい中部太平洋環礁国において、既設の海水が浸入するボトムレス Septic Tank を用いて、エネルギー

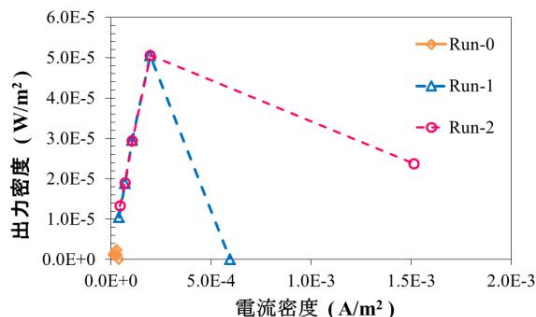


図9 出力-電流曲線

自立的な排水処理システムを構築できる可能性を示している。

5. 主な発表論文等 (雑誌論文) (計3件)

Wang, F., Fujita, M., Nittami, T.: Power generation in biological treatment of municipal wastewater with the addition of seawater, IWA-ASPIRE Regional Conference and Exhibition, 2015(掲載決定, Abstract 査読有)。

王峰宇, 石渡恭之, 藤田昌史: ツバル国海岸の重金属汚染の評価と既設の Septic Tank の活用を想定した除去手法の検討, 土木学会論文集 G(環境), 70 (7), 509-515, 2014(査読有)。

Fujita, M., Inoue, R., Suzuki, J., Nittami, T.: Possibility of biological wastewater treatment using seawater, IWA-ASPIRE Regional Conference and Exhibition, oral-10F2-5, 2013 (Abstract 査読有)。

(学会発表) (計6件)

王峰宇, 藤田昌史: 海水を利用した生物学的排水処理における発電能力の検討, 第48回日本水環境学会年会, 2015/03/17, 金沢大学(石川県金沢市)。

王峰宇, 石渡恭之, 藤田昌史: ツバル国海岸の重金属汚染の評価と既設の Septic Tank の活用を想定した除去手法の検討, 第51回環境工学研究フォーラム, 70 (7), 509-515, 2014/12/22, 山梨大学(山梨県甲府市)。

王峰宇, 井上龍太郎, 石渡恭之, 藤田昌史: 海水を利用した生物学的排水処理における重金属の挙動, 第47回日本水環境学会年会, 292, 2014/03/18, 東北大学(宮城県仙台市)。

井上龍太郎, 新田見匡, 藤田昌史: 海水を利用した生物学的有機物除去法の検討, 第50回環境工学研究フォーラム, 95-97, 2013/11/20, 北海道大学(北海道札幌市)。

藤田昌史, 王峰宇, 鈴木準平, 横木裕宗, 茅根創: Tuvalu 国 Fongafale 島海岸の人為汚染の現状, 第50回環境工学研究フォーラム, 56-58, 2013/11/20, 北海道大学(北海道札幌市)。

井上龍太郎, 新田見匡, 藤田昌史: 海水を利用した生活排水処理を担う活性汚泥の 16S rDNA 解析, 第47回日本水環境学会年会, 501, 2013/3/13, 大阪工業大学(大阪府大阪市)。

(産業財産権)

出願状況(計1件)

名称: 海水を利用した下排水処理方法

発明者: 藤田昌史, 他

権利者: 国立大学法人茨城大学

種類: 日本国特許

番号: 特願 2012-244045, 特開 2014-91099

出願年月日: 2012年11月6日

国内外の別: 国内

6. 研究組織

(1) 研究代表者

藤田 昌史 (Fujita, Masafumi)

茨城大学・工学部・准教授

研究者番号: 60362084