

早期安定型埋立処分システムの開発研究*

樋口 壯太郎**

Study on the Development of the Early Stabilization Technology of Landfill

Sotaro HIGUCHI**

Landfill is a final destination of the wastes in the Sound Material-Cycle Society. However, constructing new landfill sites has become harder than ever because it takes around 20 to 50 years (even more than 100 years in some cases) from the end of the landfilling to the closing of the landfill after its complete stabilization, remaining in the area for a long time. During the stabilizing period after the landfill completion, it poses economic burden to the landfill owners for the maintenance costs to sustain water treatment facility. Hardly degradable organic matters represented as CODs in the leachate are considered as one of the causes to make the prolonged stabilization. Since the closing time of the landfill is hardly predicted and controlled, technologies which can cope with the problems need to be developed. As an effort for the development, early stabilizing landfill system equipped with the facilities for full aeration, water spray, and oxidizing and chelating agent injection was devised and preliminary experiments with lysimeters were conducted. It was found that reduction of the organic matters represented as BODs, CODs, TOCs, etc. were accelerated by the full aeration and that neutralization of the alkaline leachate due to the incinerator ash were also facilitated.

Key Words : Landfill-sites, Early stabilization, Incineration ash

1. はじめに

最終処分場の早期安定化(廃止)は最終処分場管理上、最も重要な要因の一つである。現時点において廃止時期の予測や制御は困難であり、特にCODに代表される難分解性有機物や窒素の安定化には数十年間を要すると考えられている。また埋立層内の宙水等も最終処分場早期安定化阻害要因の一つといわれている。¹⁾早期安定化(廃止)の方法として、従来より採用されている準好気性埋立構造の他、洗浄等埋立前処理による方法、およびケミカルオキシデーション法等による方法がある。このような背景下、我々は埋立地内に事前に早期安定化の措置がとれる設備(強制通気、散水、酸化剤、キレート注入)を組み込んだ早期安定型埋立処分システムを考案し、基礎的実験を行なった。その結果、強制通気による有機汚濁物質等の早期低減化が可能であることが確認できた。

2. 研究方法

(1) 実験方法

1) ライシメーターと廃棄物充填条件
実験はライシメーター4本を用い、古い埋立地を模擬するために、焼却灰、下水汚泥を充填した。表-1に各ライシメーターの充填条件を示した。M2Bは対照槽として準好気性埋立を模擬した。その他は好気性埋立を模擬した槽で通気量は $10 \sim 25 \text{ l/mm/m}^3$ とした。M2O3とM2Hは埋立高さの影響を見るため、実験途中で積み増しを行う。このため積み増しを行う前を第一段階ライシメーター、積み増し後を第二段階ライシメーターと称する。積み増し充填を行うときの目安は、BODが 20 mg/L を下回るときのタイミングを設定した。積み増しを行う理由は実際の処分場では廃棄物をセル状に埋め立てることを仮定しているからであり、また、下層を浄化させた後に積み増すことにより、上層から流下する浸出水が下層で活性化された微生物により浄化されることや下層がフィルター材となり浸出水負荷を低減させることなどを期待している。図-1、図-2にその概要図を示

*平成22年5月20日受付

**資源循環・環境グループ

表1 ライシメーター充填条件

条件	M2B	M2A	M2O3	M2H	備考
	BL	好気	好気+オゾン水	好気+過酸化水素水	
φ(直径)	200mm	200mm	200mm	200mm	
埋立高さ	1800mm	1800mm	900mm	900mm	
充填物量	67.86kg	67.86kg	33.93kg	33.93kg	
実充填密度	1.2t/m ³	1.2t/m ³	1.2t/m ³	1.2t/m ³	
通気量	自然通気	10~25L/min/m ²			50L/min/m ² -廃棄物より
充填物組成	焼却灰50%・下水汚泥41.6%・中性固化剤8.4%				中性固化剤は下水汚泥の20%(重量)混合
散水量	1000ml/週				北九州市15年間降雨量から算出(1647.4mm/年)
酸化剤量	-	総量144.4g	-	-	2.3kg-H ₂ O ₂ /m ³ -廃棄物
リン酸量	-	総量43.96g	-	-	0.7kg-リン酸/m ³ -廃棄物
DO濃度	-	-	-	30mg/L	水道水はDO9~11mg/L

した。

- M2B・準好気性構造, 人口散水(ブランク槽)
- M2A・強制通気, BOD低減後に過酸化水素水を散布する。
- M2O3・廃棄物を槽の半分に初期充填, 強制通気, BOD低減後に廃棄物を初期と同量積み増し強制通気, 下層部にはオゾン水を散布する。
- M2H・廃棄物を槽の半分に初期充填, 強制通気, BOD低減後に廃棄物を初期と同量積み増し強制通気, 下層部には過酸化水素水を散布する。またM2A, M2O3, M2H槽でBODが20mg/L以下になったとき酸化剤を散布する。これは, 生物分解性有機物の指標であるBOD源が残存していると, ケミカルオキシデーションが効率的に行われず, 酸化剤が必要以上に消費され, コスト面を考慮した場合に不利であるからである。

また, 処分場で酸化剤を散布する場合, 埋立層内にミズミチが形成され, 廃棄物層内部に均等に散布できないことが予想されるため, あらかじめ廃棄物層内に設置しておいた中間覆土層内や最終覆土面下部の通水設備出来る限り均等に酸化剤が行き渡るように散布する。

(2) 散水量

ライシメーターに散水する水量は北九州市八幡区の過去15年間(1991~2005年)の降雨データから算出した年平均降雨量を使用し, 1週間に一度, ビーカーに水道水1,000mLを入れ, ライシメーター-上部から埋立表面に滞水しないように散水した。

(3) 充填物の組成

充填物は1970年代から1980年代に埋立処分された既設処分場を想定再現するために充焼却灰:下水汚泥:水分調整剤(中性固化材)を50:41.6:8.4の割合で混合したものを充填した。中性固化材を混合した理由は, 下水汚泥は塑性が高いため未処理のままライシメーターに充填すると, 散水を行った場合, 浸出水が透水できず浸出水負荷の評価が不可能となる可能性があるため中性固化剤による塑性調整を行った。中性固化剤は下水汚泥の約20%(重量比)の割合で充填した。これは充填前

の予備実験により下水汚泥の通水性を向上させるために適切な量として確認した。固化材は土の安定処理や軟弱地盤改良に用いられており, セメント系, 石灰系固化材が主流となっているが, これらの材料を用いて固化処理された改良土は高いpHを示す場合が多い。この問題に対して, 改良土のpHに影響を与えず改良土にすることを目的とした固化材が, 「中性固化材」である。代表的な中性固化材としては, 半水石膏等を主成分とする石膏系固化材がある

3. 実験結果と考察

(1) 浸出水の経時変化

1) 浸出水のpH

浸出水のpHの経時変化を図-3に示す。充填直後はすべての槽においてpH9~11のアルカリ性を示し, 当初は微生物にとっても生育の難しい環境であったと考えられる。また, 準好気性のM2B槽及びM2O₂槽は充填後から積み増し充填前までの112日目までpH9~11の強アルカリ性を示した。その後, 112日目以降にpHが低下し始め, 154日目にはB槽で7.5, M2O3槽で6.9であり, その後も中性域付近の7~8.2を推移した。一方, 通気を行っているM2A槽, M2O3槽,

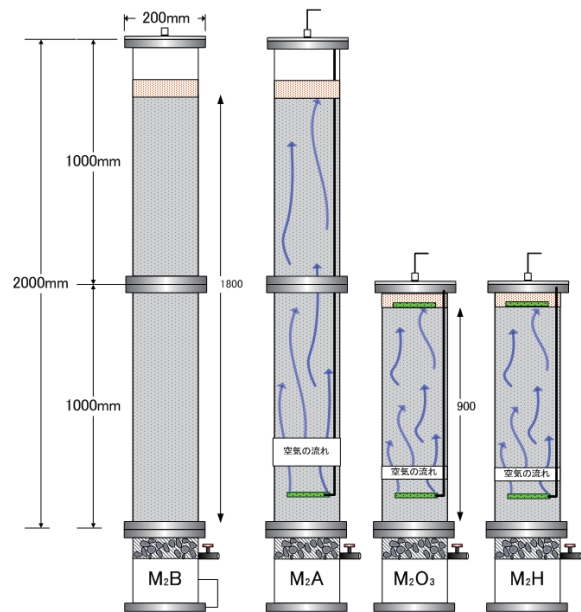


図1 ライシメーター図(第1段階)

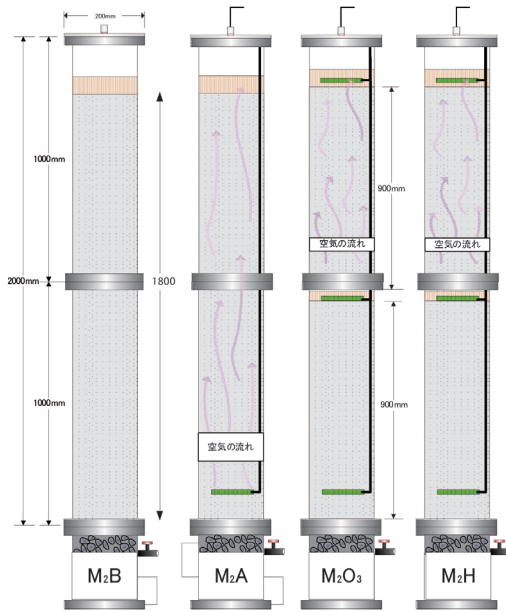


図2 ライシメーター図 (第2段階)

M2H槽は充填直後にpHの中性化が進行し、充填から28日目には3槽とも7.2~7.4の中性域まで低下した。この中性化進行の要因として、通気により微生物の活性化が増し、下水道汚泥の分解が促進されCO₂が生成したためと推察される。pH低減後も154日目までpH 6.8~8.2の間を推移し、通気による効果が顕著に表れた。また、168日目に積み増し充填を行ったM2O3槽、M2H槽は積み増し後も顕著なpHの動きは表れず、積み増し充填を行うことによりpHの制御も可能であることが示唆された。酸化剤添加後もpHに変化は見られなかったため、酸化剤による影響は見られなかったと考えられる。

2) 浸出水中のBOD

BODの経時変化を図-4に示す。

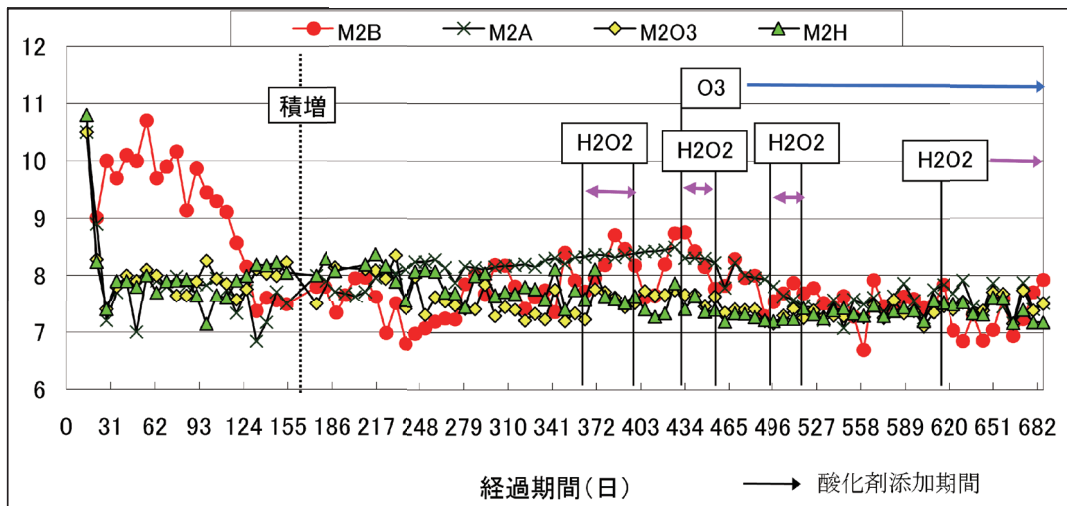


図3 浸出水中のpH

BODの充填初期の値は2m充填した槽で30000~40000mg/L、1m充填した槽で20000~30000mg/Lであった。通気を行っているM2A、M2O3、H槽は充填直後からBODの減少傾向がみられ、準好気性のM2B、M2O3槽が積み増し154日目にそれぞれ8100mg/L、13000mg/Lであるのに対して、M2A、M2O3、H槽は120mg/L、3.8mg/L、18mg/Lであり好気性槽が準好気性よりも低減速度が早いことが確認された。

準好気性・好気性埋立においては有機物の分解を微生物に頼っているため、BOD等の生物分解性有機物の動向はpH等の影響因子に大きく左右される。pHの結果を見ても分かるように、pHが低下し始める112日目にBODも低下し始めている。これは、酸素を供給することにより微生物の活性化を促し、活性化された微生物の代謝によりCO₂が生成され、さらにCO₂の生成により中性化が進行するというように、酸素供給による連鎖的な効果によるものと推測される。また、168日目にM2O3槽及びH槽には初期充填と同量の模擬廃棄物を充填した。積み増し後に浸出水負荷の増加が示された。積み増し直前の値はM2O3、M2H槽はそれぞれ3.8mg/L、18mg/Lであり、積み増しから60日経過した時点で150mg/L、120mg/Lであった。これらの値は、充填初期の値(20000~30000mg/L)を遥かに下回る結果となっており、廃棄物をセルごと処理することにより浸出水負荷の抑制効果があると推察される。これは花嶋らの研究結果¹⁾と同様、上層からの浸出水が下層での有機物の生物分解効果およびフィルター効果等により濃度抑制されたと推測される。酸化剤添加時にはM2A、M2O3、M2H槽はBOD値は低く、添加後はBOD値に変化は見られなかった。現在ではM2A、M2O3、M2H槽については当初の目標である20mg/Lを下回った。

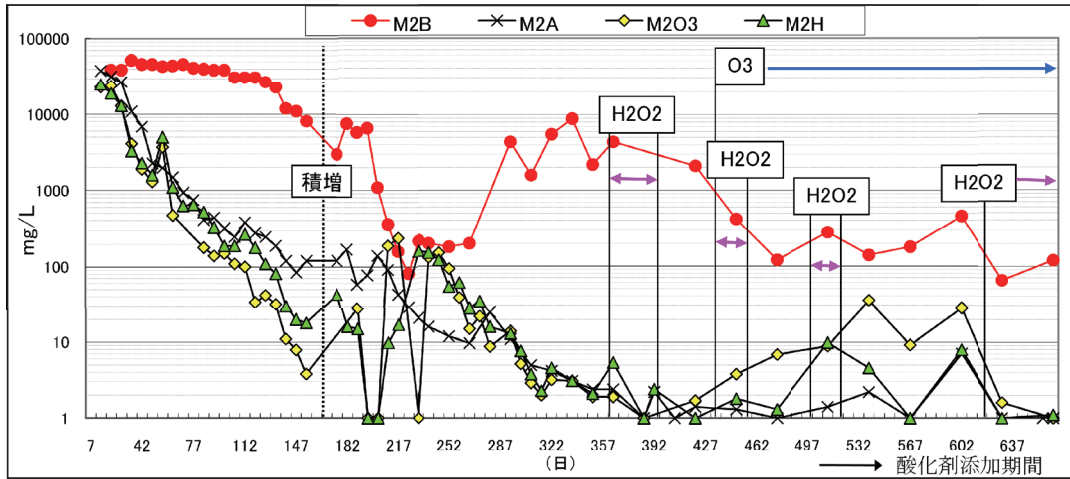


図4 浸出水中のBOD

3) 浸出水中のCOD_{Mn}

COD_{Mn}の経時変化を図-5に示す。

CODMnの充填初期の値は2m充填した槽で12000～17000mg/L、1m充填した槽で10000～14000mg/Lであった。通気を行っているM2A、M2H槽は充填直後からBODと同様にCODMnの減少傾向が表れ、準好気性のB槽が積み増し154日目にそれぞれ6600mg/L、7800mg/Lであるのに対して、M2O3、M2H槽は1400mg/L、350mg/L、580mg/Lであり、準好気性の低減速度よりも好気性槽の低減速度の方が早いことが確認された。

また、168日目にM2O3槽及びM2H槽には初期充填と同量の模擬廃棄物を充填したが、積み増し後に浸出水負荷の増加が示された。積み増し直前の値はM2O3、M2H槽はそれぞれ350mg/L、580mg/Lであり、積み増しから70日経過した時点(充填後ピーク時)で1550mg/L、1420mg/Lであった。これらの値は、BOD

と同様に充填初期の値(10000～14000mg/L)を遥かに下回る結果となっており、積み増し充填により浸出水負荷の抑制効果があったと推察される。これは花嶋らの研究結果⁴⁾と同様、上層からの浸出水が下層での有機物の生物分解効果およびフィルター効果等により濃度抑制されたと推察される。

酸化剤による効果は過酸化水素水を用いたM2A、M2H槽においては添加後にCOD値の低下が見られた。オゾン水を用いたM2O3槽においては添加初期は気温の影響もあって、オゾンの溶解度が低かったが、気温の低下とともにオゾンの溶解度が上昇し、効果が見られた。

4) 浸出水中のTOC

TOCの経時変化を図-6に示す。

TOCの充填初期の値は10000～20000mg/Lであった。通気を行っているM2A、M2O3、M2H槽は他の有機物指標(BOD、COD_{Mn}等)と同様に、充填直後から

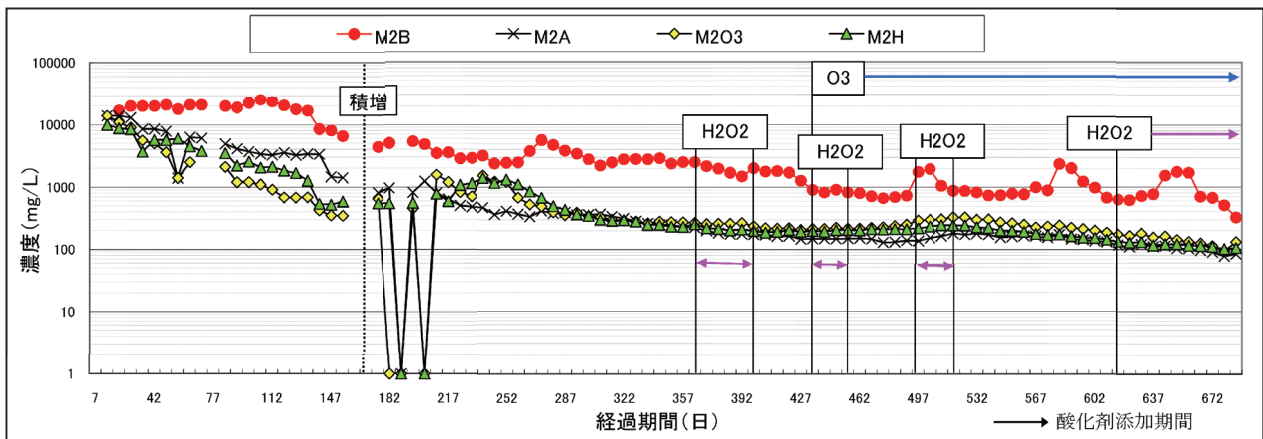


図5 浸出水中のCOD_{Mn}

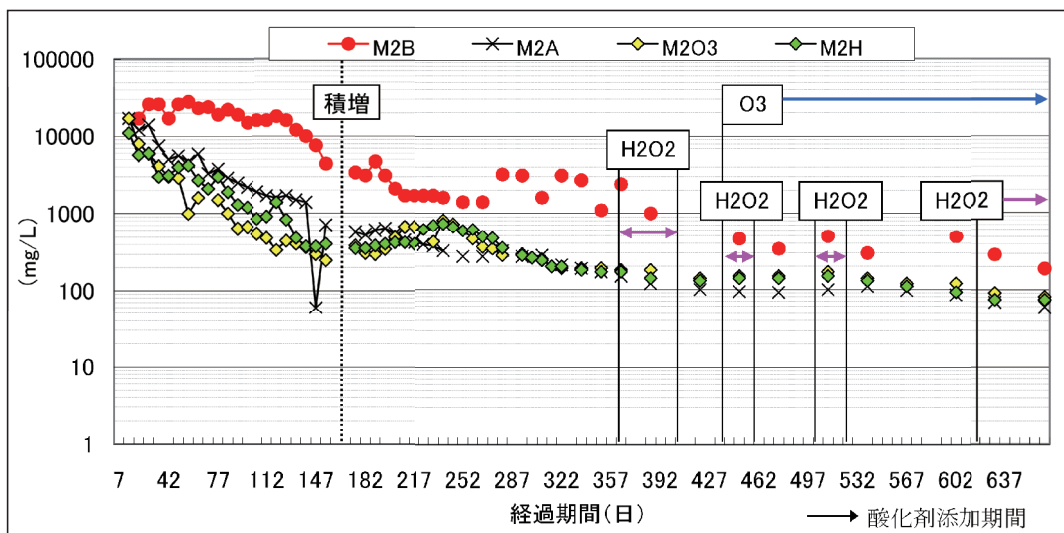


図6 浸出水中の TOC

TOC の減少傾向がみられ、準好気性の M2B 槽・M2O3 槽が 154 日目にそれぞれ 4400mg/L, 6200mg/L であるのに対して、通気を行っている M2A 槽・M2O3 槽・M2H 槽は 710mg/L, 250mg/LH 槽は 410mg/L であり通気を行っている槽は顕著な減少がみられた。また、M2O3 槽及び M2H 槽には 168 日目に積み増し充填を行った。その結果、積み増し後に浸出水負荷の増加傾向が示され、積み増しから 70 日経過後の 238 日目には M2O3 槽で 810mg/L, M2H 槽で 730mg/L という結果になり、充填初期のころの値 (10000 ~ 20000mg/L) を超過していない。この結果から、積み増しにより浸出水有機物負荷の増加が見られるものの、濃度抑制効果が働いているものと推察できる。これは前述したとおり、上層からの浸出水が下層での生物分解およびフィルター効果等により濃度抑制されたと推察される。酸化剤添加後に TOC 値は徐々に減少していき、酸化剤による効果が見られた。

5) 浸出水中の T-N

浸出水中の TN の経時変化を図-7 に示す。

T - N の充填初期の値は 2 m 充填した槽で 4200 ~ 5200mg/L, 1 m 充填した槽で 3400 ~ 4200mg/L であった。準好気性の M2B, M2O3 槽は 154 日目まで TN の減少傾向は表れず、4000 ~ 6000mg/L の高い値を推移した。一方、準好気性の槽と同量の充填量で通気を行っている M2A 槽は充填から 112 日目ごろに変化が表れ、TN が顕著に減少し、154 日目において 390mg/L であり、準好気性の約 1/100 にまで減少した。また、1 m 充填した O₃, H槽は充填から 84 日目に減少傾向が表れ、154 日目において 110 ~ 250mg/L であり、好気性槽の中でも充填高さが低いほうが窒素の低減が早いことが確認された。

また、168 日目に M2O3 槽及び M2H 槽には初期充填と同量の模擬廃棄物を充填した。その結果、積み増し後に浸出水負荷の増加が示された。積み増し直前の値は

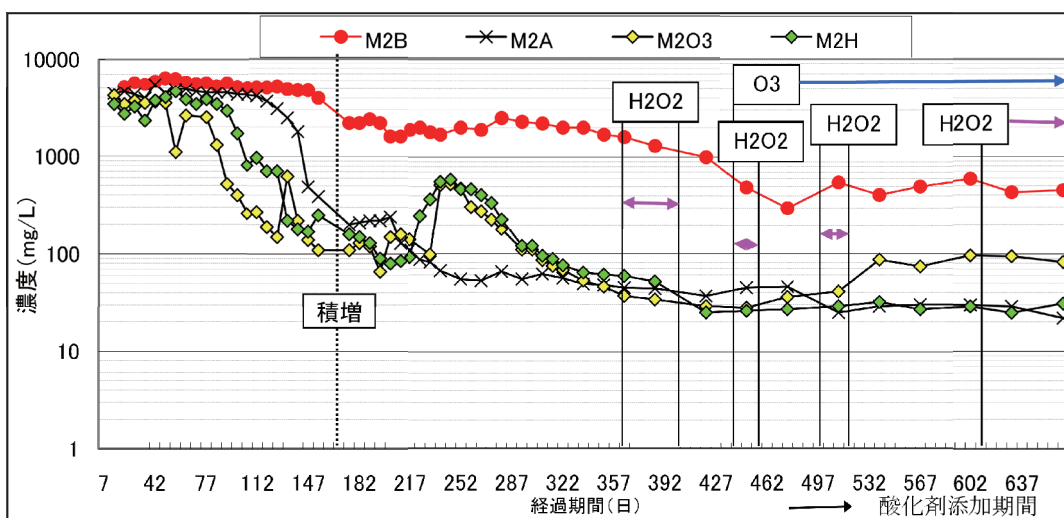


図7 浸出水中の TN

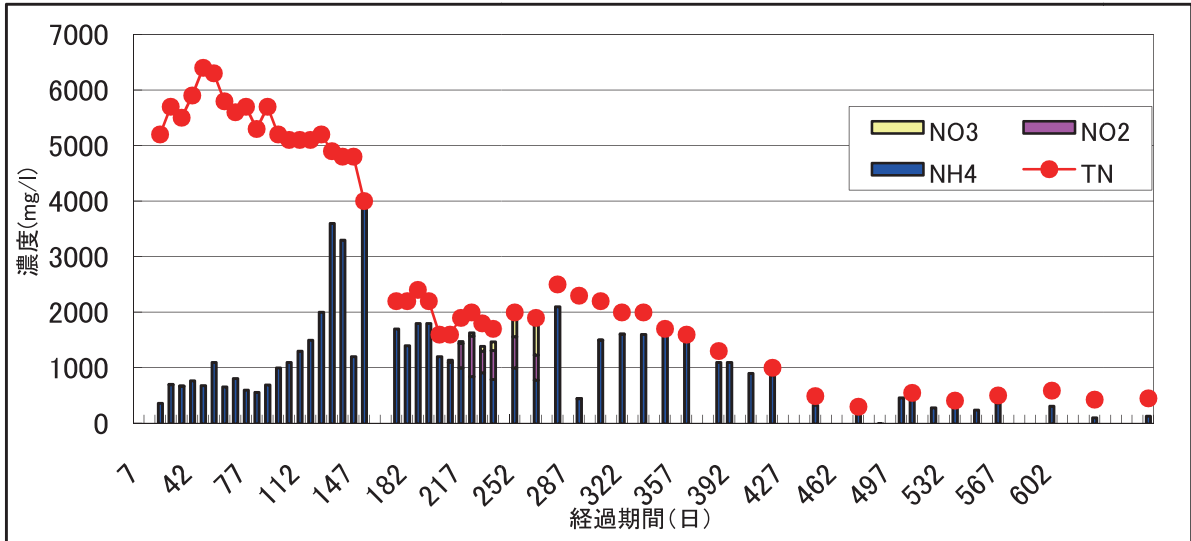


図8 M2B槽の窒素形態 (プランク)

M2O3, M2H槽はそれぞれ110mg/L, 250mg/Lであり、積み増しから70日経過した時点で520mg/L, 560mg/Lであった。これらの値は、充填初期の値(3400~4200 mg/L)を遥かに下回る結果となっており、他の有機物指標だけでなく、全窒素においても廃棄物を積み増しすることにより浸出水負荷の抑制効果があることが確認できた。

6) 全窒素中の窒素形態

a) 準好気性槽 (M2B槽) の窒素形態

準好気性槽 (M2B槽) の窒素形態を図-8に示す。

充填初期のTNは4200mg/Lであり、その中の窒素形態はアンモニア性窒素でそれぞれ360 mg/Lであり硝酸・亜硝酸性窒素は検出されず、TNの大部分が(90%以上)有機態窒素で占める結果となった。充填から100日が経過する頃からTN中に占めるアンモニア性窒素の割合が増加をはじめ、154日目にはTNで4000mg/L、

アンモニア性窒素で3900 mg/Lあり、TN中の有機態窒素の割合が75%~97%へと増加し、有機態窒素がアンモニア性窒素へと移行した。また、154日目以降には急激なTNの減少傾向が表れ、238日目においてTNが1700 mg/Lまで減少した。

b) 好気性槽 (M2A, M2O3, M2H槽) の窒素形態

好気性槽 (M2A, M2O3, M2H槽) の窒素形態を図-9に示す。

充填初期のTNは2m充填したM2A槽で4400mg/L、1m充填したM2O3, M2H槽でそれぞれ4200mg/L, 3400mg/Lであり、その中の窒素形態はアンモニア性窒素がM2A, M2O3, M2H槽でそれぞれ400mg/L, 400mg/L, 400mg/Lであり、硝酸・亜硝酸性窒素は検出されず、準好気性槽と同様にTNの大部分(85%以上)

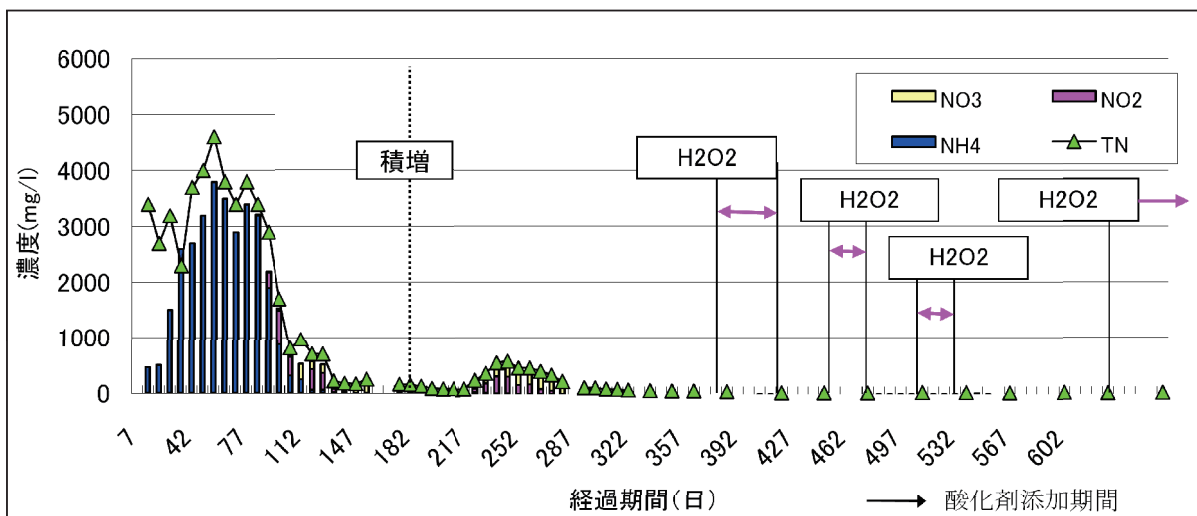


図9 M2H槽の窒素形態 (通気+過酸化水素水添加)

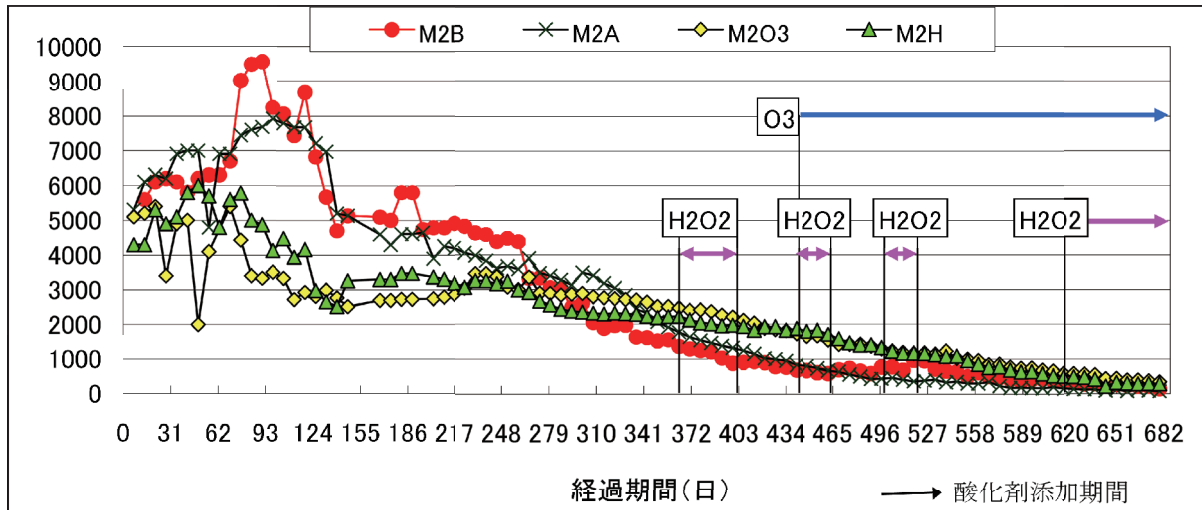


図 10 Cl⁻の経時変化

は有機態窒素が占める結果となった。準好気性の槽が充填から 154 日目に TN 中の窒素がアンモニア性窒素へと移行したのに対し、好気性槽は 63 日目時点で大部分がアンモニア性窒素へと移行しており、通気による効果が顕著に表れた。また、準好気性槽は 154 日目以降に TN の減少が確認されたが、好気性の A 槽は 119 日が経過する頃から TN の顕著な減少が確認され、1 m 充填した M2O3、M2H 槽においては 91 日目には既に顕著な減少傾向が確認された。154 日目における準好気性の TN の値が 4000 ~ 5000mg/L であるのに対し、M2 A、M2O3、M2H 槽はそれぞれ 390mg/L、110mg/L、250 mg/L であり、窒素形態だけでなく、TN においても顕著な差が表れた。

亜硝酸・硝酸性窒素においては充填物が下水汚泥と焼却灰で 90% 以上を占める模擬廃棄物を充填したため、初期に NOx は検出されなかった。

また、準好気性の M2B、M2O3 槽は充填からそれぞれ 175、217 日目に若干 NOx の明らかな増加が見られたのに対し、好気性の M2A、M2O3、M2H 槽は 70 日 ~ 84 日には明らかな増加が表れた。これは、通気により好気性微生物が活性化し、消化菌や亜硝酸菌により、準好気性以上に酸化が促進されたためと推察される。

7) 浸出水中の Cl⁻

Cl⁻の経時変化を図-10 に示す。Cl⁻の充填初期の値は 2 m 充填した槽 (M2B,M2O3,M2A 槽) で 5300 ~ 5600mg/L、1 m 充填した槽 (M2O3,M2H 槽) で 4300 ~ 5300 mg/L であった。Cl⁻においては準好気性槽の M2B、M2O3 槽と好気性の M2A 槽で顕著な差は表れなかったが、初期に 2m 充填した M2B、M2O3、M2A 槽と初期に 1m 充填した M2O3、M2H 槽で流出傾向が異なることから、Cl⁻の影響因子は微生物による代謝の影響はなく、充填量や充填高さ等の物理的な影響が大きいと推測される。そのため、初期充填後の 2 m 槽

(M2B,M2O3,M2A 槽) のピーク値は 7900 ~ 9600mg/L であったのに対し、1 m 埋立時 (M2O3,M2H 槽) のピーク値は 5400 ~ 6000 mg/L であった。これは、充填量又は高さによる差異が表れたと推測される。また、168 日目に M2O3 槽及び M2H 槽には初期充填と同量の模擬廃棄物を充填したが、初期値の超過は確認されておらず、廃棄物をセルごとに処理することにより、有機物指標だけでなく、Cl⁻においても浸出水負荷の抑制効果があることが確認できた。

5. 安定化評価の考察

本研究は処分場の早期安定化、早期廃止を目的とした研究であり、廃止基準をクリアすることを目的としている。一般廃棄物の廃止基準の一つに維持管理計画に定めた排水基準等を 2 年以上にわたり下回ることが挙げられている。そこで、近年の水処理施設の維持管理基準での埋立地廃止を考慮した場合、法で定められた放流水基準の BOD60mg/L、COD90mg/L 等の基準では廃止できない処分場が顕在化しているのが現実である。そのため、本研究では近年の処分場水処理施設で廃止基準として定められている一般的な目標値として以下のように設定した。pH 5.8 ~ 8.6、BOD 20mg/L、COD 20mg/L、TN 10mg/L

この結果 pH については、廃止基準を達成した。特に通気による pH 低下の効果が見られた。また、酸化剤による影響もリン酸を用いたため、pH に影響は見られなかった。

BOD については通気による効果が見られ M2A、M2O3、M2H 槽は廃止基準を達成した。

CODMn については廃止基準には及んでいないものの、準好気性の槽と好気性の槽では通気により、COD についても早期低減化が可能であることが確認された。酸化剤については水分調整剤に用いた半反水石膏に含ま

れていた鉄粉に消費されたため効果が小さかったと考えられる。

TNについては、窒素の廃止基準には及んでいないもののM2A, M2O3, M2H槽の好気性槽は通気による窒素低減効果が見られた。また、通気を行った槽は通気を行っていない槽に比べて、硝化の進行も早いことがわかった。

これらのことから、高濃度に有機物を含む廃棄物の埋立処分を行う場合、BODやpHについては強制通気が非常に有効であると示唆された。また、CODについてはBODを低減させた後についても残存するため、ケミカルオキシデーション法等による早期低減化が必要であると考えられる。過酸化水素水を用いたケミカルオキシデーションについては濃度を3%、過酸化水素添加率は2.3kg-H₂O₂/m³-廃棄物とした。過酸化水素の総添加量は780gとなった。また金属類や炭酸ナトリウム類の影響を受け、過酸化水素の過剰反応による拡散性、層内閉塞が生じるのを防ぐため、オルトリン酸(0.15mol, pH4.5)を使用することでpH、金属、塩類の影響を最小限に抑え酸化剤効果の向上促進させることにした。そ

の際のオルトリン酸濃度は1%とした。オゾン水濃度に関しては濃度を設定することが難しいので、毎回、濃度を測定し、最終的に平均濃度を添加濃度とした。1月末までのオゾン水濃度は平均12.9%、DOは25.8mg/Lとなった。酸化剤によってCOD濃度の低下の効果は見られたものの、実験前のピーカー試験で求めた酸化剤添加率では効果が小さかった。原因としてはピーカー試験では使わなかった水分調整剤が原因ではないかと考えられる。ライシメーター試験では水分調整剤として半水石膏を用いた。これには鉄粉が含まれており、鉄が硫化水素を硫化鉄として、ライシメーター内に固定する役目を担っている。その鉄に酸化剤が消費されてしまい廃棄物の酸化に至らなかったと推察される。

参 考 文 献

- 1) 樋口壯太郎他：早期安定型埋立処分システムの開発に関する研究(第2報), 第29回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.209-211