

매립장 침출수 주요 수질항목에 대한 장기 영향요소

천승균¹ · 김민혁² · 원종철^{2,*}

¹서울과학기술대학교 에너지환경대학원

²수도권매립지관리공사 물환경처

Long Term Affecting Factors on Major Water Quality Items of Landfill Leachate

Seung-Kyu Chun¹ · Min Hyuk Kim² · Jong Chul Won^{2,*}

¹Graduate School of Energy & Environment, Seoul National University of Science & Technology, Seoul 01811, Korea

²Water Environmental Management Division, SUDOKWON Landfill Site Management Corporation, Incheon 22688, Korea

ABSTRACT

Analysis of long term affecting factors on water quality items of gas emission form (BOD, COD) and leachate emission form (T-N, non-bio-degradable COD (NBDCOD)) was performed for the SUDOKWON 1st Landfill Site (LS1) and 2nd Landfill Site (LS2). As landfill gas was generated, BOD and COD decreased from 6,887 and 20,025 mg/L in 1993 to 49.5 and 670.2 mg/L in 2019, respectively. TN and NBDCOD increased with waste decomposition but gradually decreased after landfill closure because of the precipitation infiltration effect. Due to the drastic decline of carbon in the leachate, the BOD/TN ratios of LS1 and LS2 declined from 13.0 and 17.0 during early stage of the landfill to 0.07 and 0.16 in 2019, respectively; LS2 and NBDCOD/COD increased from 0.25 to 0.65 during the same period. These conditions caused carbon deficiency in denitrification treatment and a chemical post-treatment request for NBDCOD. The different behaviors of gas emission and leachate emission items suggest the necessity of different strategic approaches in the long term perspective.

Key words : Leachate, Landfill gas, BOD, COD, T-N

1. 서 론

매립장은 규모와 매립 폐기물에 따라 차이가 있으나 일반적으로 설치 후 10년 이상 운영하며, 사후관리(Morris & Barlaz, 2011)는 그 이상이 소요되는 폐기물 최종처분 시설이다. 폐기물이 매립되면 폐기물 구성 성분 중 생물 화학적 분해 대상 물질은 매립가스 및 침출수로 배출되고, 이 과정을 통해 매립장은 점차 안정화(Chen et al., 2020)되어 최종적으로는 사후관리를 종료하는 단계에 이르게 된다. 다양한 매립 폐기물의 구성 성분 중 침출수의 수질에 영향을 미치는 주된 원소는 탄소와 질소이다. 탄

소는 폐기물 분해과정에서 매립가스 내 이산화탄소와 메탄의 형태로 대부분 배출되고 침출수로는 복토관리가 적절하게 이루어질 경우 1% 미만의 양만이 배출된다. 반면 질소는 소량의 기체상 암모니아 등을 제외하고는 대부분 침출수로 배출된다(Chun, 2018). 매립장 운영과정에서 발생하는 매립가스는 보통 50% 이상의 메탄을 함유(Aghdam et al., 2019)하고 있어 발전 등 에너지원으로 활용할 수 있으나, 침출수의 경우는 침출수 처리 및 인력 운용에 따른 비용만 지출되는 분야이다. 이로 인해 일반적으로 사후관리비용도 침출수 처리와 관련된 분야가 가장 큰 비중을 차지한다.

폐기물 구성 성분별 매립장 내부의 분해기작과 배출특성은 매립장의 사후관리종료를 위한 침출수 배출허용기준 준수 여부에 큰 영향을 미친다. 특히 탄소계통 중 NBDCOD(Wu et al., 2014)와 질소계통의 수질항목은 장시간이 흘러도 수질 개선효과가 더디기 때문에 대부분의 사용종료 매립지에서는 이들로 인해 사후관리 종료가 어려운 실정

주저자 : 천승균, 서울과학기술대학교 에너지환경대학원 교수
공저자 : 김민혁, 수도권매립지관리공사 물환경처 주임
*교신저자 : 원종철, 수도권매립지관리공사 물환경처 처장
Email: wjc8294@slc.or.kr

Received : 2020. 11. 26 Reviewed : 2020. 12. 27

Accepted : 2021. 02. 02 Discussion until : 2021. 04. 30

이다. 따라서 이들에 대한 영향요인들을 이해함으로써 장기적인 매립장 관리방향을 정립하고, 이를 통해 매립장 운영관리의 효율화, 사후관리의 조기종료, 관련 비용의 절감 그리고 보다 효과적인 주변 환경관리를 도모할 필요가 있다. 본 연구는 이러한 연구 배경 하에 수도권 발생 폐기물의 처분을 위해 조성된 수도권매립지 제1매립장(LS1)과 제2매립장(LS2)을 사례연구지로 하여 주요 침출수 배출허용기준 항목에 대한 장기 영향요소를 분석하였으며, 이와 관련한 관리방안을 제안하였다.

2. 연구방법

2.1. 대상 매립장 현황

주 연구대상지인 LS1은 1992년부터 매립을 시작하여 2000년에 종료되었고, 법상으로는 2020년 사후관리종료기간이 도래하였으나, 안정화 평가기준을 만족하고 있지 못해 향후 상당기간 사후관리가 지속되어야 할 것으로 판단된다. 침출원수의 수질항목 중에서는 특히 COD와 T-N이 배출허용기준을 크게 초과하고 있다. 동 매립장의 장기적인 침출수 수질에의 영향요소와 매립폐기물의 특성에 따른 차이를 고찰하기 위해 유사한 공법과 매립용량의 인접 LS2를 함께 검토하였다. 2000년 10월 개장한 LS2는 2018년 10월에 사용 종료된 관계로 아직 매립종료이후의 특성까지 LS1과 비교하는 것은 곤란하나, 매립초기 그리고 운영기간 및 매립종료 직후의 양태에 대한 LS1 평가를 위해 LS2도 같은 방식으로 2019년 말까지 분석하였다. Table 1은 이들 두 매립장의 주요 시설현황 및 제원이다.

2.2. 데이터 분석 및 방법

LS1과 LS2의 침출수 발생량 및 수질은 각각 측정이 시작된 1993년 1월과 2001년 1월부터 2019년 12월까지의 수도권매립지관리공사의 현장 측정자료를 사용하였다(SLC, 2020). LS1의 경우 환경영향평가 협의기준상의 침출수 수질항목은 총 25개이나 원수수질이 배출허용기준을 만족하는 항목 그리고 수질변동이 크거나 배출허용기준에 접근해 있는 총인, n-H(동식물유), n-H(광유류), S-Fe(용해성철) 항목은 제외하였다. 또한 폐기물관리법 시행규칙의 매립장 침출수 배출허용기준이 종래의 무기성 질소(TIN)와 암모니아성 질소(NH₄⁺-N)에서 T-N으로 개정(2020.11.27)됨에 따라 주된 분석대상은 BOD, COD, T-N의 3개 항목으로 선정하였다. NBDCOD는 COD에서 최종 BOD(BOD_u)를 감함함으로써 구할 수 있는데, BOD_u의 경우 LS1은 2001년, LS2는 2002년부터 측정된 관계로 이후

Table 1. Major specification and data of LS1 and LS2

	LS1	LS2
Total/Disposed area (10 ⁴ m ²)	409/250	378/262
Construction cost/ Operation cost (billion Won)	32.7/301	337/449
Design structure	8 Layer, 24 blocks (300 m × 300 m)	8 Layer, 26 blocks (300 m × 300 m)
Landfill period	1992.2-2000.10	2000.10-2018.10
Disposed waste 10 ⁴ m ³ /10 ⁴ Mg	6,467/6,425	8,804/8,018
Composition of waste (weight %)	municipal (63.8) demolition (23.3) industrial (12.9)	municipal (32.4) demolition (44.3) industrial (23.3)
Legal post management	2000.10-2020.10	2018.10-2048.12

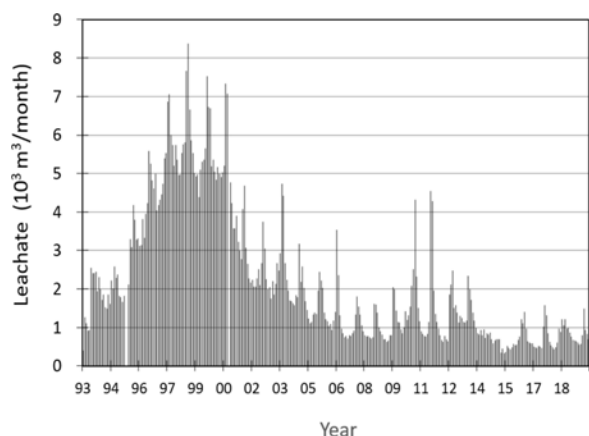
기간에 대해서만 분석하였다.

이들 수질항목은 미생물에 의해 폐기물 내 탄소가 매립가스의 이산화탄소와 메탄으로 배출되는(Prajapati et al., 2014) 가스 배출형 수질항목(BOD, COD) 그리고 미생물 분해대사 과정에서 침출수로 대부분 배출되는 침출수 배출형 수질항목(T-N, NBDCOD)으로 나누어 고찰하였다(Burton and Watson-Craik, 2002). LS1과 LS2에서 연구기간 중 매립가스로 배출된 연도별 탄소총량은 포집량(Zheng et al., 2020), 표면발산량(Haro et al., 2019), 간이소각기의 소각량을 모두 더한 양이다. 이러한 매립가스 총 발생량 추정 값은 수도권매립지의 연구결과(SLC, 2019b)를 사용하였고, 매립가스의 이산화탄소와 메탄내의 탄소량으로 환산하였다. 이를 바탕으로 LS1과 LS2의 개장이후 매립가스가 정상적으로 발생하기까지의 도입기, 매립폐기물이 연차적으로 매립되고 매립가스가 안정적으로 발생하는 운영기간, 매립종료 직후 년, 매립종료 후 2019년까지의 사후관리기간(LS2 제외)으로 나누어 매립가스 발생을 통한 폐기물 내 유기탄소의 배출과 가스 배출형 및 침출수 배출형 각 항목의 관계 등을 분석하였다.

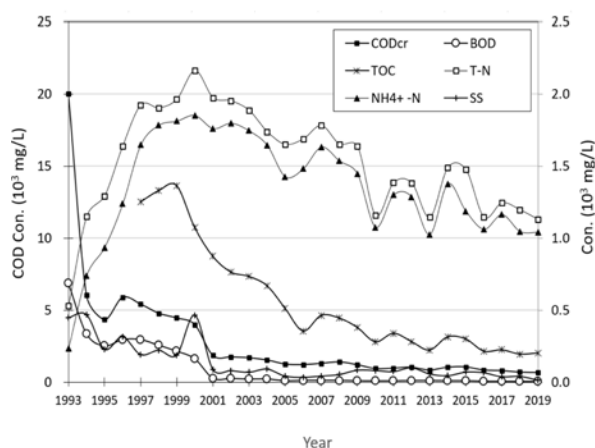
3. 결과 및 고찰

3.1. 침출수 발생 및 주요 수질 변화

침출수는 강수의 매립장 침투수와 폐기물 내부 함유수로부터 발생된다. 폐기물 함유수에 의한 공급량은 매립량에 비례하며, 강수의 침투량은 강수량과 매립장 복토 및 우수배제방식의 영향을 받는다(Lim et al., 2004). Fig. 1(a)는 1993.1-2019.12 기간 중 LS1의 월별 침출수 발생



(a) Monthly leachate generation quantity



(b) Trends of major leachate quality items

Fig. 1. Annual leachate generation quantity and water quality of LS1.

량으로서 월별 편차는 강수량 외에도 매립장 복토 등의 상황에 따른 영향들이 작용한 결과이다. Fig. 1(a)에서 보는 바와 같이 매립이 진행되고 매립량과 매립구간이 넓어짐에 따라 침출수 발생량이 급격히 증가하여 1998년도에 $2.2 \times 10^6 \text{ m}^3$ 으로 최대였고, 2000년 10월 매립이 종료된 후에는 2001년 39.0%가 급감한 $1.2 \times 10^6 \text{ m}^3$ 이었으며, 이후 점진적으로 감소하여 2019년에는 $280,229 \text{ m}^3$ 에 이르고 있다. 1993-2019 기간 중 배출된 침출수의 양은 일 평균 $2,218 \text{ m}^3$ 으로서 총 $21.8 \times 10^6 \text{ m}^3$ 이었다. Fig. 1(b)는 LS1의 주요 수질항목의 연간 농도변화이다. 가스 대사성인 탄소계열 수질항목 BOD, COD가 매립초기 짧은 기간 고농도를 보이다가 급감 후 다시 매립종료 직후 2차 급감하는 반면, 침출수 배출형인 질소계열의 수질항목은 초기 낮은 농도에서 매립종료 직전까지 상승하다 종료 후 점감하고 있다.

3.2. 가스 배출형 수질항목의 특성 분석

매립가스 내 이산화탄소와 메탄은 미생물에 의한 매립 폐기물 내 탄소 화합물의 분해와 이용의 생리부산물이다. 이산화탄소와 메탄내의 산소와 수소의 경우 물로부터 공급되는 것도 있으나(Lawal-Akinlami et al., 2017) 탄소는 전량 폐기물로 부터 공급된다. 정상적인 관리가 이루어지는 매립장의 경우 탄소의 배출은 매립초기를 제외하고는 대부분 매립가스를 통해 배출되며, 저분자화된 탄소 화합물중 대사과정에 미처 포함되지 못한 것과 생물대사 과정에 이용되기 어려운 난분해성 탄소분만 침출수로 유출된다. 따라서 매립가스의 발생과 침출수내 탄소계열 수질지표인 BOD, COD, 총유기탄소(TOC)는 직접적인 관계가 있다. LS1의 경우 1993-2019년의 매립가스 및 침출수로의 총 탄소 배출량은 $2,278 \times 10^3 \text{ Mg}$ 이고, 매립가스로의 배출이 99% 이상인 $2,247 \times 10^3 \text{ Mg}$ (매립가스 $4,194 \times 10^6 \text{ Nm}^3$), 침출수로는 TOC를 기준으로 약 $31,748 \text{ Mg}$ 에 불과하였다.

Fig. 2(a)는 LS1의 매립가스로의 탄소 배출량과 관련 수질 지표인 BOD, COD의 관계이다. 매립초기 매립장 내부에서의 활발한 미생물 분해환경이 정착되기 전으로 볼 수 있는 1993년 BOD는 $6,887 \text{ mg/L}$ 로 대단히 높았으나, 불과 1년 후인 1994년에는 절반이하인 $3,361 \text{ mg/L}$ 로 급감하였다. 이후 반입량의 감소 등에 의하여 점감하여 매립 마지막해인 2000년에는 $1,614 \text{ mg/L}$ 이었고, 매립종료 다음해에는 266 mg/L 로 다시 급감한 후 2019년 50 mg/L 수준으로 점감하고 있으며, COD의 경우도 BOD와 유사한 패턴을 보이고 있다.

Fig. 2(b)는 LS2의 탄소 배출량과 BOD, COD의 관계이다. 2000-2019년까지 발생된 매립가스 총량은 $4,539 \times 10^6 \text{ Nm}^3$ 이며, 탄소량으로는 $2,432 \times 10^3 \text{ Mg}$ 이다. LS1과 마찬가지로 초기 도입기에 해당하는 기간인 2001-2002년 중 BOD의 경우 2001년 $20,195 \text{ mg/L}$ 로 대단히 높으나 2003년 $4,058 \text{ mg/L}$ 로 급감하고 있고, 이 시기 매립가스로의 탄소배출은 2001년 $16.1 \times 10^3 \text{ Mg}$ 에서 2003년 $147.7 \times 10^3 \text{ Mg}$ 로 급증한다. 한편, LS1의 BOD, COD가 매립초기 급감한 후 매립종료 후 2차 급감 전까지는 비교적 점감한 데 비하여, LS2는 매립초기부터 2007년까지 지속적으로 크게 감소하고 있다. 이는 반입 생활폐기물 가운데 음식물류폐기물의 비율감소 영향이 큰 것으로 판단된다. 즉, 2001년 음식물류 폐기물은 39.7%로 대단히 높았으나 2006년 10.2%까지 큰 폭으로 감소하였고, 이후 매립이 종료된 2018년까지 평균 9.2% 수준이다. 이로 인해 종이의 상대적 비율은 2001년 23.9%에서 2006-2018년 연

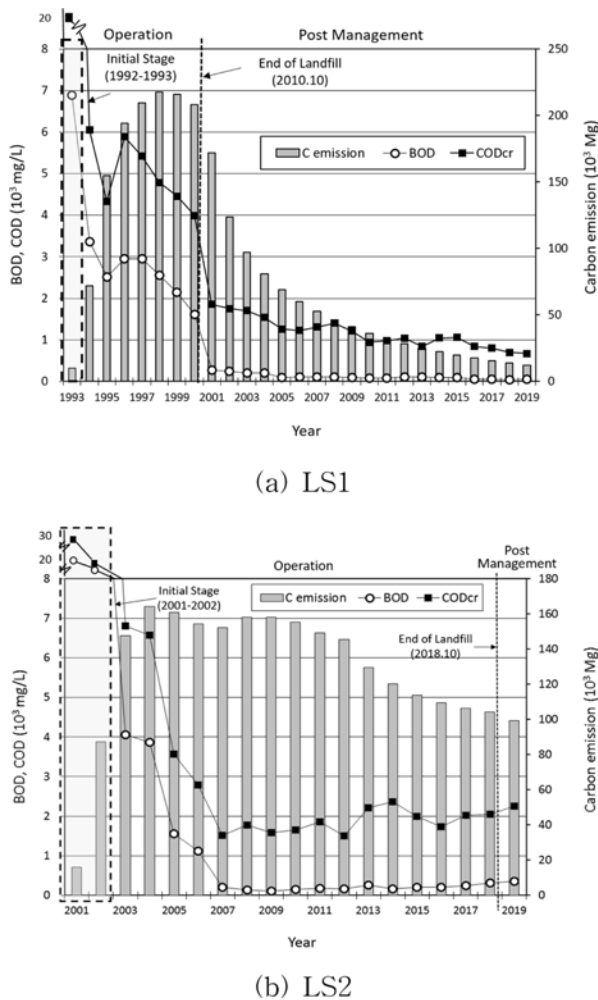


Fig. 2. Annual carbon emission through landfill gas (LFG) and BOD, COD trends.

평균 44.1%로 증가하였으며, 이에 따라 2006년 BOD와 COD는 각각 1,122 mg/L, 2,783 mg/L에서 2007년에 207 mg/L, 1,518 mg/L로 감소 후 이후 2019년까지 비교적 비슷한 수준을 유지하고 있다.

LS2의 매립종료 직후 년인 2019년을 LS1의 매립종료 직후 2001년과 비교하면 큰 차이가 있다. LS1의 경우 2000년 BOD와 COD는 각각 1,614 mg/L, 3,994 mg/L에서 2001년 266 mg/L, 1,854 mg/L로 급감한 반면, LS2는 2018년 BOD 313 mg/L, COD 2,053 mg/L에서 2019년 347 mg/L, 2,258 mg/L로서 감소현상을 보이지 않고 있다. 이 역시 전술한 대로 폐기물 중 이분해성인 음식물류 폐기물의 매립조성비와 관련이 있는 것으로 판단된다. 즉, LS2의 경우 매립초기를 제외하고는 생활폐기물중 음식물류 폐기물의 조성비는 낮게 유지되어 매립 마지막 해인 2018년 6.8%에 불과한 반면, LS1은 매립 마지막해인

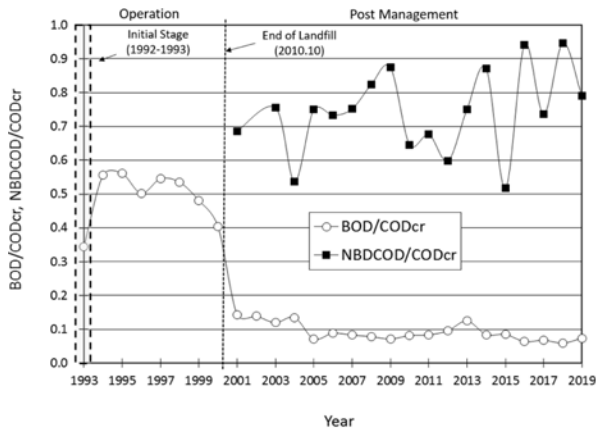
2000년에도 36.1%로 높은 수준이다. 따라서 LS1의 경우 매립종료에 따른 음식물폐기물 공급중단이 BOD, COD 농도에 즉각적인 영향을 주는 반면 LS2는 이미 음식물류 폐기물의 비율이 작고, 유기질의 대부분이 중분해성인 종이류에 의한 것이므로 매립종료에 따른 유기성탄소의 공급중단 영향이 즉각적이지 않기 때문으로 판단된다. 이는 LS1의 매립종료 직후 년인 2001년 BOD 313 mg/L, COD 2,053 mg/L가 LS2의 매립종료 직전 년인 2018년 BOD 266 mg/L, COD 1,854 mg/L와 비슷한 수준인 점을 보아도 알 수 있다.

BOD/COD는 생물학적 분해가 용이한 비율을 알 수 있는 간접적 지표로서 매립가스 발생이 지속되면서 수치가 감소한다. 반대로 NBDCOD/COD는 COD 가운데 생물학적 분해가 어려운 성분의 함량비를 의미하며, 이 수치가 높을수록 시간이 지나도 COD의 수질개선이 쉽지 않다.

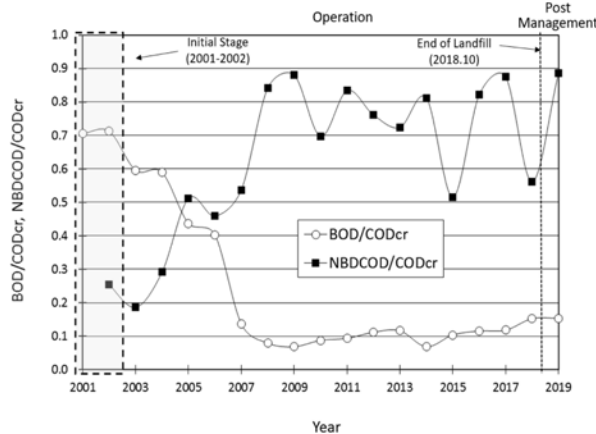
Fig. 3(a)는 LS1의 BOD/COD, NBDCOD/COD의 변화(Corsino et al., 2020)이며, 매립가스의 분해배출에 따른 BOD/COD의 비율이 낮아질수록 NBDCOD/COD의 비는 높아지는 경향을 보이고 있다. BOD/COD는 초기 0.34, 운영기간 평균 0.51이었으나 매립종료 직후 년에 0.14로 급감하였고, 이후 2019년까지 평균 0.09로서 비교적 일정한 수준을 유지하고 있다. NBDCOD/COD의 경우 2001-2019년 연도별 기록은 있으나 대체로 평균 0.74 수준이다. Fig. 3(b)는 LS2의 BOD/COD, NBDCOD/COD의 변화이다. BOD/COD의 경우 초기 도입기인 2001, 2002년 평균 0.71로 높고, 운영기간과 종료 직후 년은 각각 0.20, 0.15로 낮으며, NBDCOD/COD는 반대로 도입기 0.25로 낮고, 운영기간과 종료 직후 년은 각각 0.64, 0.89로 높은 값을 보였다.

LS1은 음식물류 폐기물의 비율이 높기 때문에 매립종료로 인해 탄소의 공급이 끊긴 후의 BOD/COD가 LS2 운영기간 이후와 비슷한 값을 보인다. 이는 LS1의 사후관리기간의 NBDCOD/COD의 값과 LS2의 운영기간의 값이 비슷한 것과도 일치한다. LS1의 경우 NBDCOD를 위한 BODu의 2000년 이전 측정치가 없으나, LS1이 매립장 구조, 운영방식 그리고 매립폐기물의 종류 자체가 LS2와 크게 다르지는 않으므로, LS2의 사례에 비추어 보면 초기 도입기의 NBDCOD/COD는 작고, 운영기간 중에 지속적으로 증가했을 것으로 추정된다.

Fig. 4는 매립가스로서의 탄소배출량과 BOD 및 COD와의 관계를 보여주는 다른 지표이다. 매립장마다 매립장의 규모, 높이 등 구조적 차이 그리고 폐기물 매립량과 성상이 다르다. 또한 매립장 운영방식에 있어서도 복토방식,



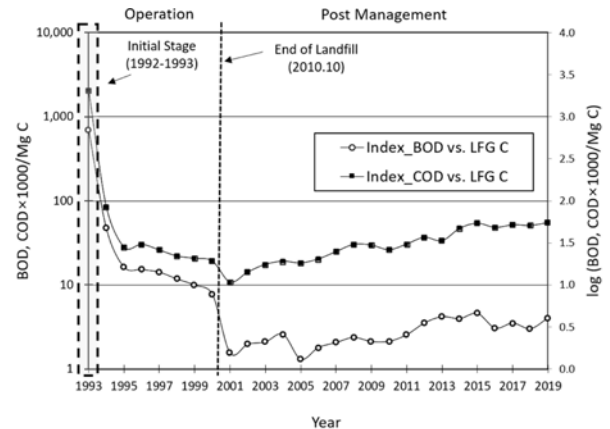
(a) LS1



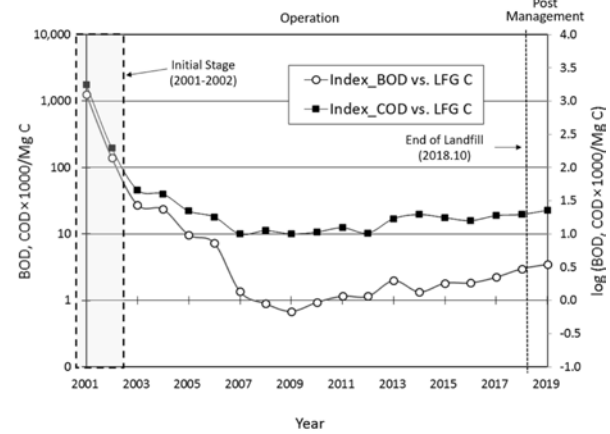
(b) LS2

Fig. 3. Trends of annual BOD/COD and NBDCOD/COD.

우수침투율 등 매립 폐기물의 분해속도에 미치는 영향인 자에도 차이가 있으므로 수치의 절대 값이 아닌 매립장의 각 운영단계별 지표의 상대적 크기 변화에 의미가 있다. 즉, 특정단계 또는 시점에서의 가스 배출형 수질지표인 BOD와 COD에 대한 매립가스로의 탄소배출량의 비율로서 양자 간의 상대적인 값의 변화에 대한 영향을 보기 위한 간접지표라 할 수 있다. Fig. 4(a)의 LS1 BOD의 경우 도입단계에서 지표 값은 500 이상, 운영단계는 5~50, 종료이후 5 이하의 수준이었다. COD의 경우도 유사하였는데, 도입기에서 2,000 이상, 운영기간 10~100, 종료이후 10~60 정도이다. BOD는 운영기간과 사후관리기간의 지표 값에 차이가 있으나 COD는 그렇지 않았으며, COD의 경우 NBDCOD와 여타 산소소모 요소들이 섞여 있으므로 3개의 매립단계별 특성에서는 BOD가 보다 명확한 특성을 보이고 있었다. Fig. 4(b)의 LS2의 경우 도



(a) LS1

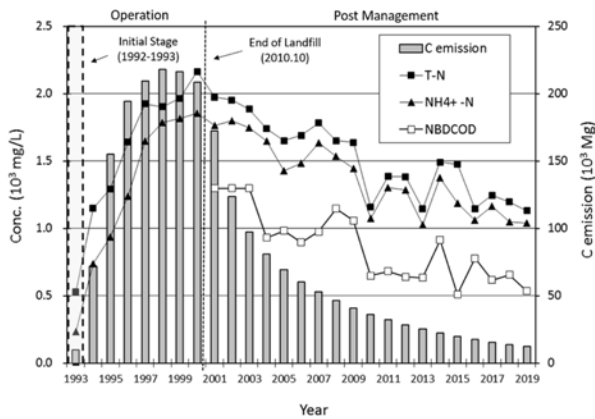


(b) LS2

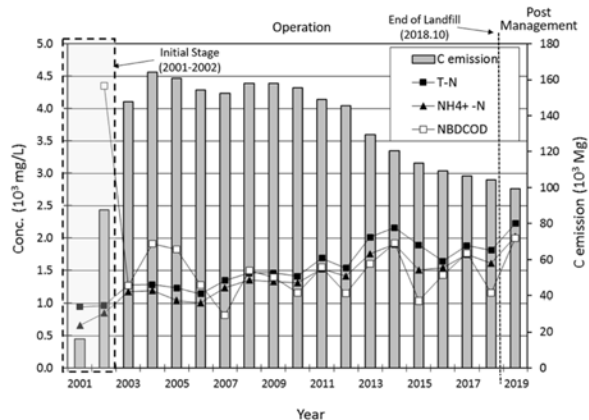
Fig. 4. Carbon emission through LFG and water quality index variations.

입기 BOD와 COD의 관련지표는 각각 100 이상, 150 이상, 그리고 운영단계에서는 각각 0.5 이상, 10 이상이였다. LS2는 사후관리가 2019년부터 시작되었으므로 아직 평가하기에는 이르다. 그러나 앞서 각종 지표의 분석결과, 특히 매립종료 직후 년의 수질 등을 감안할 때 LS1과 달리 매립종료 이후의 지표 값은 상대적으로 서서히 변하는 양상을 보일 것으로 추정된다.

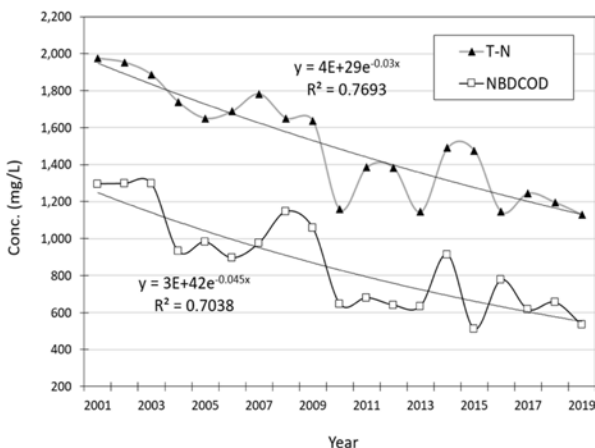
한편, LS1과 LS2 모두 BOD와 COD 모두 매립종료이후 지표 값이 다소 증가하는 경향을 보이고 있다. 이는 매립종료이후 BOD와 COD의 감소율보다 매립가스 발생량의 감소율이 더 크기 때문이다. 매립장내부에서 미생물 대사에 필요한 탄소 공급량의 감소는 일차적으로 매립가스감소로 나타나고 침출수로의 영향은 그 보다는 적으며, 이후 시간이 흐를수록 탄소 공급속도 보다는 강수의 침투율에 더 큰 영향을 받을 것으로 추정된다.



(a) Annual trend of water quality of LS1



(b) Annual trend of water quality of LS2



(c) Annual trend of water quality after landfill end of LS1.

Fig. 5. Annual trends of leachate emission form water quality items.

3.3. 침출수 배출형 수질변화 특성 분석

Fig. 5(a)는 LS1의 침출수 배출형 물질에 의한 침출수

수질의 매립단계별 변화이다. T-N의 경우 도입기에 529 mg/L로서 가장 낮은 농도를 보이며, 이후 운영단계에서 지속적으로 증가하여 매립 마지막해인 2000년에 2,163 mg/L로 가장 높았다. 매립종료 직후 년에는 1,972 mg/L로 약간 감소할 뿐 탄소계열 물질과 같은 급감현상이 없으며, 매립종료 이후에는 서서히 감소하여 2019년 1,130 mg/L이다. Fig 5(b)는 LS2의 경우로서 도입기로부터 매립기간 중 전반적인 추이는 LS1과 유사하고, 다만 농도증가폭이 상대적으로 작은 점만 차이를 보였다. 이 역시 가스 배출형의 경우와 마찬가지로 음식물류 폐기물의 함량이 LS2는 처음부터 적는데 원인이 있는 것으로 판단된다.

Fig. 5(c)는 T-N과 NBDCOD의 매립종료이후의 감소 모습으로서 두 개의 감소곡선은 상관도지수 0.88로서 상당히 유사하다. T-N과 NBDCOD의 공급원 자체가 동일한 폐기물 분해에 의한 용출 침출수에 기인하므로 두 물질의 감소패턴도 전반적인 추세는 거의 동일한 모습을 보인다고 할 수 있다. 또한 가스 배출형 물질은 폐기물의 분해, 매립가스 발생, 우수의 침투(EPA, 1975, Mateus et al., 2012) 세 가지 영향을 받는 반면, 침출수 배출형 수질항목의 경우 주로 폐기물의 분해와 우수의 침투 두 가지의 영향을 받기 때문에 운영기간 중 폐기물 분해의 완료도가 클수록 이후의 농도는 우수침투에 의한 영향이 상대적으로 더 커질 것이다(Johnson et al., 1998). LS1의 경우 이미 매립 폐기물의 분해가 거의 끝난 상태이다. 따라서 향후 LS1의 침출수 수질은 T-N과 NBDCOD에 거의 좌우될 것이며, 이는 LS2의 경우도 동일할 것으로 추정된다.

매립가스 발생과 침출수의 유출은 일차적으로 바이오메스 계열의 폐기물이 생물화학적으로 분해되어 내부 침출수화 된 후 발생하게 된다. 따라서 내부 침출수로의 탄소와 질소의 공급 속도가 동일하고, 여기에 우수유입에 의한 희석효과가 가미되는 것은 Fig. 5로 짐작할 수 있다. 기존 연구에 의하면 2019년 기준 LS1에서 매립가스 등으로 전환되지 않고 남은 유기성 탄소는 10% 미만으로 분석되었고(SLC, 2019a), 이러한 잔여 탄소가 장기간에 걸쳐 추가적인 매립가스를 생성하고 NBDCOD와 질소도 장기간에 걸쳐 소량이나마 지속적으로 공급 될 것이다. 그러나 그 양은 잔여 탄소량을 통해 볼 때, 이미 분해 및 용출되어 매립장 내 침출수화 된 NBDCOD와 질소의 양보다는 훨씬 적을 것이다. 또한 매립종료 후 시간이 경과할수록 침출수 수질에 미치는 영향은 추가적인 분해에 의한 내부 공급보다는 강수 희석효과의 영향이 상대적으로 점차 커질 것이다. 2001년 매립종료 이후 추가적인 공급

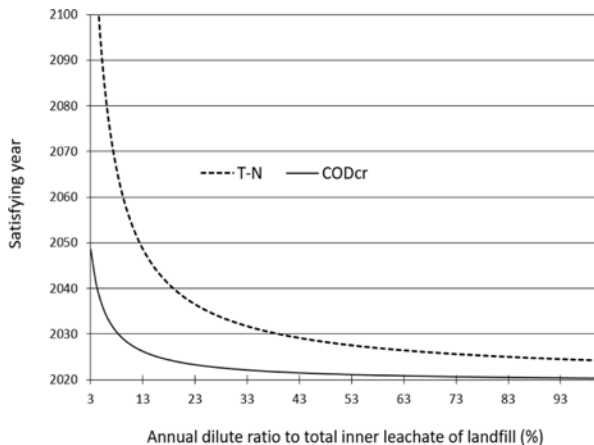


Fig. 6. Satisfying years of effluent criteria for COD and T-N by the effect of precipitation infiltration.

을 제외하고 농도감소가 대부분 강수희석에 의한 것이라고 가정하면, Fig. 5의 T-N 추세함수에 의해 계산된 매립장 내부 보유 침출수가 복토층을 통과하여 침투한 우수에 의해 교체되는 비율은 매년 약 3.0%이다. 다만 2001-2019년 동안 미분해 잔여 폐기물로부터의 NBDCOD와 질소의 추가 공급되는 양이 있으므로 실제 순환 비율은 이보다 좀 더 클 것으로 추정된다.

현 시점으로부터 추가적인 폐기물분해에 의한 물질공급이 없다는 가정 하에 강수 침투에 의한 희석효과에 따라 배출허용기준을 만족하는 시점은 식(1)에 의하여 구할 수 있다.

$$C_p / (1 + r_d)^Y = C_c, Y = \log(C_p / C_c) / \log(1 + r_d) \quad (1)$$

Y 는 배출허용기준 만족년도

C_p 는 2019년도의 수질

C_c 는 배출허용기준 농도

r_d 는 우수에 의한 내부 보유 침출수량 교체율(0~1)

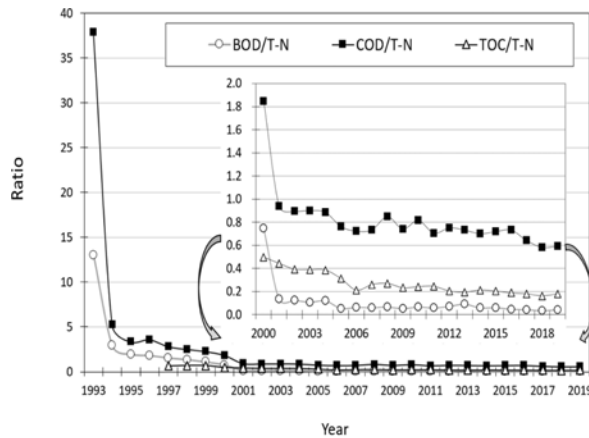
개정된 배출허용기준은 청정지역의 경우 2020. 11.27부터 T-N 100 mg/L 이하, COD 200 mg/L, 그리고 2023.7.1부터 T-N 30 mg/L 이하이다. 식(1)에 의하여 2019년을 기준으로 T-N과 COD가 강수침투에 의한 희석효과 정도에 따라 배출허용기준을 만족하게 되는 시점을 추정해보면, T-N이 30년, 20년, 10년 후에 배출허용기준 30 mg/L에 도달하기 위해서는 Fig. 6과 같이 현재 매립장내 침출수 함유수량에 대해 매년 각각 12.9%, 19.9%, 43.7% 이상 교환되어야 하며, COD의 경우 10년 후 배출허용기준 200 mg/L에 이르려면 12.6% 이상의 교환율이 요구된다.

3.4. 매립단계에 따른 침출수 처리공정 영향

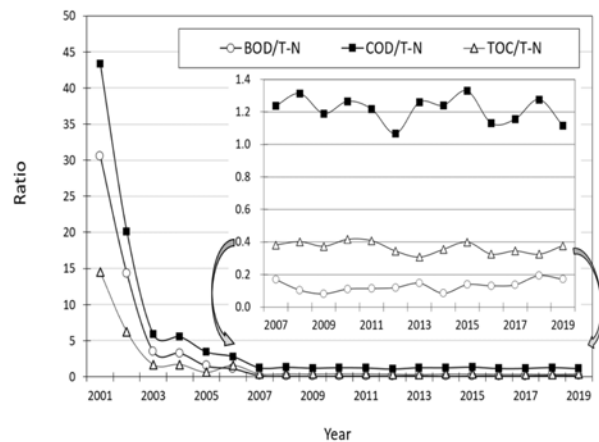
매립장 운영에 따른 침출수 수질의 변화는 매립장 내부에서의 생물화학적 분해반응의 결과물이다. 이러한 침출수를 처리하는 데 있어서 생물화학적 방법을 사용할 경우 해당 미생물 역시 매립장 내부와 같이 가스 배출형과 침출수 배출형의 분해 기작이 작용한다. 문제는 매립장 내부에서 일어나는 이와 같은 반응이 유출 침출수의 생물학적 처리에 영향을 준다는 점이다.

매립초기 메탄 발생이 본격화하기 전 가스 배출형 물질인 탄소는 대부분 침출수로 배출되며 BOD와 COD는 1만 mg/L를 상회하는 고농도를 보일 수 있다. 이러한 고농도 침출수는 산소이전속도의 문제로 인해 호기적인 방식보다는 혐기적인 방식이 효과적일 수 있다. 매립초기 고농도의 BOD, COD의 처리를 위하여 혐기성 소화조를 도입하는 것은 소화조 운영기간이 약 2년이면 충분하다는 점을 감안할 때 비경제적이므로 바이오리액터 공법(Munawar Ali & Dongbei Yue, 2020, Byun et al., 2019)에 의해 침출수를 재순환시키는 것이 바람직하다. 이를 통해 매립장 내부에서 초기 고농도의 BOD, COD가 처리되도록 하여야 하며, 이 경우 2년 정도 경과 후에 매립가스 생산이 본격화되면 BOD, COD는 급감하여 안정화될 수 있다.

또한 메탄 발생이 활발해진 이후에는 가스 배출형 물질인 탄소는 대부분 매립가스로 배출되므로 침출수내 탄소량은 급감하고, 반면 침출수 배출형 물질인 T-N과 NBDCOD의 비율이 커진다(Yan et al. 2018). Fig. 7은 이러한 매립시기별 침출수 수질지표의 변화를 보여준다. 이는 침출수 처리공정상 매립장 내부와는 달리 가스 배출형으로 전환하여 처리되는 T-N의 탈질처리 시 탄소의 부족을 의미한다(Cerminara, et al., 2020). 수도권매립지의 2019년 침출원수의 COD/NH₄⁺-N은 LS1 0.65, LS2 1.12에 불과하며, 공정지표로인 6.5-7.5로 관리하기 위하여 부득이 음폐수를 이용하여 부족한 탄소를 공급하고 있다. 또한 NBDCOD는 난분해성 탄소로서 생물학적처리로는 분해가 되지 않으므로 별도의 화학적 후처리가 요구되는 조건이 되며(An et al., 2013, Guvenc el al., 2019), 수도권매립지에서는 응집처리(황산제2철+폴리머)와 Fenton 산화법(황산제2철+과산화수소+폴리머)을 사용하고 있다. 특히, 매립 종료 후 새로운 폐기물의 공급이 중단될 시에는 이러한 현상은 더욱 심화되므로 매립장 내부의 생물화학적 분해 단계에 따라 매립장의 운영시기별로 침출수 처리공정이 달라져야 한다.



(a) LS1



(b) LS2

Fig. 7. Transition of the ratios of major water quality items.

Table 2는 LS1과 LS2의 가스 배출형 및 침출수 배출형 주요 수질항목의 매립시기별 수질변화를 종합한 것이다. Table 2에서 보는 바와 같이 양자의 수질은 매립장 내부의 분해배출 기작이 다르므로 매립장 운영시기별로 다른 수질 및 관련 지표 값을 보인다. 공통적으로는 폐기물의 양과 성상, 강수 침투율의 영향을 받으나 매립가스

를 통한 탄소의 배출에 직접적인 영향을 받는 가스 배출형 수질과 달리 침출수 배출형 수질은 매립가스 발생량 자체와는 무관하다. 따라서 침출수 처리비용의 절감, 사후 관리 조기종료를 위한 합리적인 침출수 관리를 위해서는 장기적인 안목에서의 차별화된 접근이 필요하다.

Table 2. Major landfill stages and water quality items and index of LS1 and LS2

Landfill stage		Initial	Operation	Directly after closure		Post management	
Periods		1992-1993	1994-2000	2001		2001-2019	
		2001-2002	2003-2018	2019		2019-	
Gas emission	LFG C emission	27.1	241.2	□	201	▼	37
	(10 ³ Mg/y)	51.8	139.3	▽	99	▽	49
	BOD	6,887	2,587	▽	266	▼	114
		16,173	808	▼□	347	□	-
	COD	20,025	4,990	▽	1,854	▼	1,166
		22,841	2,625	▼□	2,258	□	-
	BOD/COD	0.34	0.50	▽	0.14	▼	0.09
		0.71	0.20	▼□	0.15	□	-
	BOD×1000/Mg C	706.8	17.4	▼	1.5	▼	2.8
		697.5	5.4	▼□	3.5	□	-
Leachate emission	T-N	529	1,719	▲	1,974	▼	1,511
		956	1,576	△	2,223	□	-
	NBDCOD	-	-	-	1,296		867
		4,349	1,420	□	2,000	□	-
	NBDCOD	-	-	-	0.69	-	0.74
Relative index	/COD	0.25	0.64	△□	0.89	□	-
	BOD	13.0	1.6	▼	0.13	▼	0.07
	/T-N	17.0	0.62	▼▼	0.16	□	-

note : Average data of LS1 is described at upper line and LS2 at lower line in each item

▲ Increase, △ Slowly increase, □ Relatively constant, ▼ Rapidly decrease, ▼ Decrease, ▽ Slowly decrease

4. 결 론

수도권매립지내 LS1과 LS2를 대상으로 침출수의 주요 수질항목에 장기적으로 영향을 미치는 요소들을 분석하였다. 연구결과 다음과 같은 결과를 얻었으며, 합리적인 침출수 관리를 위해서는 가스 배출형과 침출수 배출형 수질항목의 특성을 고려한 차별화된 접근이 필요함을 알 수 있었다.

1. LS1의 1993-2019년의 매립가스와 침출수로의 탄소 총 배출량은 $2,278 \times 10^3 \text{ Mg}$ 이고, 매립가스로의 배출이 99% 이상이었다.

2. 매립가스 발생에 따라 LS1의 가스 배출형 수질항목인 BOD, COD는 매립초기인 1993년 각각 6,887 mg/L, 20,025 mg/L에서 1994년 3,361 mg/L, 6,049 mg/L로 급감 후, 2019년에는 49.5 mg/L, 670.2 mg/L로 낮아지고 있었다.

3. LS1은 2000년 BOD 1,614 mg/L, COD 3,994 mg/L에서 매립종료 직후 년인 2001년 각각 266 mg/L, 1,854 mg/L로 급감한 반면, LS2는 2018년 BOD 313 mg/L, COD 2,053 mg/L에서 매립종료 직후 년인 2019년 각각 347 mg/L, 2,258 mg/L로서 감소현상을 보이지 않았다. 이는 탄소 공급측면에서 LS1은 음식물류폐기물이 2000년 36.1%인 반면, LS2는 2018년 6.8%에 불과하고 대신 중분해성인 종이류가 44.1%로서 매립중단 영향이 크지 않기 때문으로 판단된다.

4. 침출수 배출형 항목인 T-N과 NBDCOD의 경우 매립종료 이후 우수 침투에 의한 영향이 점차 커짐에 따라, LS1이 2019년 기준 10년 내에 배출허용기준을 만족하기 위해 요구되는 내부 침출수 교환율은 T-N 43.7%, COD 12.6% 이상으로 추정되었다.

5. 메탄 발생이 활발해진 이후 침출수내 탄소량의 급감에 따라 LS1과 LS2의 BOD/T-N은 매립 초기 13.0과 17.0에서 2019년 0.07과 0.16으로 낮아졌으며, 또한 LS2의 경우 NBDCOD/COD는 매립 초기 0.25, 운영기간과 종료 직후 년은 각각 0.64, 0.89로 높아졌다. 이로 인해 T-N의 탈질처리 시 탄소의 부족, NBDCOD 처리를 위한 별도의 화학적 후처리가 요구되는 조건을 야기하였다.

사 사

이 연구는 서울과학기술대학교 교내연구비의 지원으로 수행되었습니다.

References

- An, S.W., Jeong, Y.C., Yoo, J.Y., Min, J.E., Lee, S.J., and Park, J.W., 2013, Optimal condition of operation parameter for live-stock carcass leachate using fenton oxidation process, *J. Soil Groundw. Environ.*, **18**(1), 26-35.
- Aghdam, E.F., Scheutz, C., and Kjeldsen, P., 2019, Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow, *Waste Manag.*, **87**, 905-914.
- Ali, M. and Yue, D., 2020, Population dynamics of microbial species under high and low ammonia nitrogen in the alternate layer bioreactor landfill (ALBL) approach *Advances in Climate Change Research, Bioresour. Technol.*, **315**, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123787>
- Burton, S. and Watson-Craik, I., 2002, Nitrogen Balances in Landfills, R&D Technical Report P1-217/TR, Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury BRISTOL, BS32 4UD, 1-128, <http://www.environment-data.org/archive/ealit:4831>
- Byun, B.K., Kim, I.C., Kim, G.R., Eun, J.W., and Lee, J.H., 2019, Stability of bioreactor landfills with leachate injection configuration and landfill material condition, *Comput. Geotech.*, **108**, 234-243.
- Cerminara, G., Raga, R., Hirata, O., and Pivato, A., 2020, Denitrification of low C/N landfill leachate in lab-scale landfill simulation bioreactors, *Waste Manag.*, **113**, 236-243.
- Chen, Y.M., Xu, W.J., Ling, D.S., Zhan, L.T., and Gao, W., 2020, A degradation-consolidation model for the stabilization behavior of landfilled municipal solid waste, *Comput. Geotech.*, **118**, <https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2019.103341>
- Chun, S.K., 2018, Mass balance analysis on the behavior of major elements disposed at a waste landfill site, *Waste Manag.*, **71**, 233-243.
- Corsino, S.F., Capodici, M., Trapani, D.D., Torregrossa, M., and Viviani, G., 2020, Assessment of landfill leachate biodegradability and treatability by means of allochthonous and autochthonous biomasses, *New Biotechnol.*, **55**, 91-97.
- Guvenc, S.Y., Dincer, K., and Varank, G., 2019, Performance of electrocoagulation and electro-Fenton processes for treatment of nanofiltration concentrate of biologically stabilized landfill leachate, *J. Water Process Eng.*, **31**, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100863>
- Haro, K., Ouarma, I., Nana, B., Bere, A., Tubreoumya, G.H., Kam, S.Z., Laville, P., Loubet, B., and Koulidiati, J., 2019, Assessment of CH₄ and CO₂ surface emissions from Polesgo's landfill (Ouagadougou, Burkina Faso) based on static chamber method, *Advances Climate Change Res.*, **10**(3), 181-191.

- Johnson, C.A., Richner, G.A., Vitvar, T., Schittli, N., and Eberhard, M., 1998, Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash: Part I: The hydrology of Landfill Lostorf, Switzerland, *J. Contaminant Hydrol.*, **33**(3-4), 361-376.
- Lawal-Akinlami, H.A. and Palaniyandi, S., 2017, Comparison of biochemical methane potential and methanogen morphology of different organic solid wastes co-digested anaerobically with treatment plant sludge, *Process Saf. Environ. Prot.*, **107**, 216-226.
- Lim, E.J., Lee, J.Y., and Choi, S.I., 2004, A study on the variation of the coefficient of leachate as final cover systems in the landfill, *J. Soil Groundw. Environ.*, **9**(2), 48-53.
- Mateus, M.S.C.S., Machado, S.L., and Barbosa, M.C., 2012, An attempt to perform water balance in a Brazilian municipal solid waste landfill, *Waste Manag.*, **32**(3), 471-481.
- Morris, J.W.F. and Barlaz, M.A., 2011, A performance-based system for the long-term management of municipal waste landfills, *Waste Manag.*, **31**(4), 649-662.
- Prajapati, S.K., Malik, A., and Vijay, V.K., 2014, Comparative evaluation of biomass production and bioenergy generation potential of *Chlorella* spp. through anaerobic digestion, *Appl. Energy*, **114**, 790-797.
- SUDOKWON Landfill Site Management Corp. (SLC), 2019a, Research on stabilization duration for 1st Landfill Site, 123.
- SUDOKWON Landfill Site Management Corp. (SLC), 2019b, LFG Generation Field Monitoring and characteristic analysis of SUDOKWON Landfill, 92-113.
- SUDOKWON Landfill Site Management Corp. (SLC), 2020, YEAR 2019 SUDOKWON LANDFILL STATISTICS YEAR-BOOK, 177-202.
- United States Environmental Protection Agency (EPA), 1975, Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation From Solid Waste Disposal Sites: a Current Report on Solid Waste Management.
- Wu, J., Yan, G., Zhou, G., and Xu, T., 2014, Wastewater COD biodegradability fractionated by simple physical-chemical analysis, *Chem. Eng. J.*, **258**, 450-459.
- Yan, F., Jiang, J., Zhang, H., Liu, N., and Zou, Q., 2018, Biological denitrification from mature landfill leachate using a food-waste-derived carbon source, *J. Environ. Manag.*, **214**, 184-191.
- Zheng, Q.T., Rowe, R.K., and Feng, S.J., 2020, Control and estimation of maximum gas pressure below landfill cover with horizontal gas wells: Analytical study, *Waste Manag.*, **114**, 33-42.