

Removal of Perchlorate from Salt Water Using Microorganisms

Yeonghee Ahn*

Department of Environmental Engineering, Dong-A University, Busan 49315, Korea

Received November 20, 2019 / Revised November 28, 2019 / Accepted November 28, 2019

Perchlorate is an anionic pollutant that is very soluble and stable in water. It has been detected not only in soil/ground water but also in surface water, drinking water, food, fish, and crops. Perchlorate inhibits iodine uptake by the thyroid gland and reduces production of thyroid hormones that are primarily responsible for regulation of metabolism. Although various technologies have been developed to remove perchlorate from the environment, biodegradation is the method of choice since it is economical and environmentally friendly. However there is limited information on perchlorate biodegradation in salt environment such as salt water. Therefore this paper reviews biodegradation of perchlorate in salt water and related microorganisms. Most biodegradation research has employed heterotrophic perchlorate removal using organic compounds such as acetate as electron donors. Biodegradation research has focused on perchlorate removal from spent brine generated by ion exchange technology that is primarily employed to clean up perchlorate-contaminated ground water. Continuous removal of perchlorate at up to 10% NaCl was shown when bioreactors were inoculated with enriched salt-tolerant perchlorate-reducing bacteria. However the reactors did not show long-term stable removal of perchlorate. Microorganisms belonging to β - and γ -*Proteobacteria* were dominant in bioreactors used to remove perchlorate from salt water. This review will help our understanding of perchlorate removal from salt water to develop a decent biotechnology for the process.

Key words : Biodegradation, perchlorate, perchlorate-reducing bacteria (PRB), salt-tolerant, salt water

서 론

퍼클로레이트(perchlorate, ClO_4^-)는 분해가 잘 안 되어 환경에서 잔류하는 수용성 음이온 중 하나이다. 이 화합물은 자연적으로 발생하거나 산업적으로 염의 형태로 제조된다. 퍼클로레이트 분석기법이 개발되어 4 $\mu\text{g/l}$ 까지 검출이 가능하게 된 1997년도가 되어서야 이물질에 의한 환경오염은 비로소 관찰되기 시작하였다.

퍼클로레이트 오염은 다양한 환경과 매체(토양/지하수, 지표수, 먹는물, 식품, 어류, 농작물, 인체 등)에서 검출되었다[8, 10, 21]. 퍼클로레이트 오염이 우려되는 이유는 다음과 같다: 낮은 농도에서도 인체에 영향을 줄 수 있는 잠재능이 있고, 환경에 광범위 오염을 야기시킬 수도 있기 때문이다. 또한 오염된 토양/지하수와 지표수로부터 제거하는데 큰 비용이 소요될 뿐만 아니라 생태계에 위해를 주기 때문이다.

오염된 환경으로부터 퍼클로레이트를 정화하는 다양한 기술이 개발이 되었다[22, 41]. 그 중에서 미생물에 의한 생분해

가 가장 환경친화적이고 경제적인 것으로 알려졌다[5, 11, 22]. 퍼클로레이트의 생분해 및 관련미생물은 비교적 많이 연구되었다[5, 22]. 그러나 미생물의 성장과 활성을 저해하는 염이 있는 환경에서의 이러한 정보는 제한적이다. 그래서 본 논문에서는 염수에서 퍼클로레이트의 생분해와 이와 관련된 미생물에 대해 기술하였다. 이러한 미생물과 그들의 활성을 이해함으로써 염이 있는 폐수나 환경에서 미생물에 의한 퍼클로레이트의 자연저감 능력에 대한 정보를 제공할 수 있을 것이다. 또한 이러한 정보는 퍼클로레이트의 생물학적 처리를 위한 공정개발에 기초자료로 이용될 수 있다.

본 론

퍼클로레이트란?

퍼클로레이트는 물(지표수와 지하수)과 토양의 오염물질이다. 이 오염물질은 특히 건조한 지역에서 자연 발생하는 것으로 보고되었으나 대부분 산업적으로 생산된다[10]. 퍼클로레이트는 80여개의 다양한 염 형태(NaClO_4 , NH_4ClO_4 , KClO_4 등)로 생산되어 여러 용도로 사용된다. 퍼클로레이트는 로켓의 고체 연료, 탄약, 불꽃놀이화약, 자동차 에어백, 의약품, 페인트, 성냥, 섬유 및 가죽 산업, 그리고 신호탄 등에 흔히 사용될 뿐만 아니라 도금공정에도 사용된다[10]. 미국의 경우 생산된 퍼클로레이트의 90%는 방위나 항공산업에 사용되는데, 주로 NH_4ClO_4 인 것으로 보고되었다[10, 24, 48]. NH_4ClO_4 는 폭발물과 로켓

*Corresponding author

Tel : +82-51-200-7677, Fax : +82-51-200-7683

E-mail : yahn@dau.ac.kr

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

추진제에 흔히 사용된다. 이 화합물은 저장 수명이 제한적이기 때문에 주기적으로 대량이 폐기 처분되기도 한다. 우리나라에서는 한때 LCD 제조공정에서 세정제로 사용한 퍼클로레이트로 인해 낙동강이 오염된 보고가 있었다[25]. 또한 아연 제련공정에서 퍼클로레이트로 오염된 폐수가 배출되는 것으로 알려졌다[26].

퍼클로레이트의 물리화학적 성질과 환경오염

퍼클로레이트는 비휘발성이며 물에서 매우 안정한 것으로 보고되었다. 그래서 분해되지 않고 장기간 오염지역에서 잔류하기도 한다. 특히 주목해야 할 퍼클로레이트의 화학적 특성은 물에서 매우 잘 녹는다는 것이다. 예를 들면 NaClO_4 와 NH_4ClO_4 의 물에서 용해도는 25°C 에서 각각 2,100 g/l와 200 g/l이다[34]. 이러한 높은 용해도와 안정성으로 인해 퍼클로레이트는 광범위 오염을 초래할 수 있는 잠재성이 있다. 특히 지하수에서 퍼클로레이트 오염은 심각할 수 있다[10, 21].

퍼클로레이트는 증기압이 낮아 물이나 토양에서 대기로 휘발하지 않는다. 그러나 퍼클로레이트가 신호탄, 불꽃놀이화약, 탄약 등의 성분으로 포함되어있기 때문에 이것들을 통해 퍼클로레이트는 대기로 직접 방출될 수 있다. 대기로 도입된 퍼클로레이트는 토양/지하수나 지표수로 그대로 침강하거나 대기 중의 수증기에 용해되어 비를 통해서 침강하는 것으로 여겨지고 있다[10].

또한 퍼클로레이트에 의한 토양 및 지하수 오염은 산업 활동과 관련된 것으로 알려졌다. 미국의 경우 고농도의 퍼클로레이트로 오염된 지역은 탄약이나 로켓연료를 제조, 시험 및 폐기한 방위산업부지이거나 퍼클로레이트를 제조 또는 사용한 산업지역으로 보고되었다[10, 20]. 나이트레이트(NO_3^-)는 흔히 퍼클로레이트가 오염된 곳에서 같이 검출된다. 이는 로켓연료나 폭발물의 주요성분인 NH_4ClO_4 의 NH_4^+ 가 화학적 또는 생물적으로 산화되기 때문이다.

상기에 기술한 산업 활동이나 기타 인간의 활동으로 인해 염수(saline water, salt water)가 퍼클로레이트로 오염이 될 수 있다. 환경의 대표적인 염수는 해수, 기수(汽水), 염호수, 염지하수 등이다. 바닷물이 지하로 침투함에 따라 육지에 염지하수가 형성되는데 이러한 지역에서는 상부의 토양이 오염됨에 따라 염지하수가 퍼클로레이트로 오염이 될 수 있다. 염수는 용해된 염(주로 NaCl)을 포함하는 물이다. 미국 지질 조사소(United States Geological Survey; USGS)의 분류에 의하면 물 1 kg에 용해된 염의 무게(g)에 따라 담수와 염수를 구분한다. 담수는 1,000 mg/kg 미만, 즉 0.1% 미만의 염농도를 나타내고, 염수의 염농도는 0.1% 이상이다[43]. 대양중의 해수의 염농도는 보통 3.5%이다. 기수는 해수와 강물이 만나는 강어

실과 토양내의 암석과 유기물로부터 용해된 염의 축적, 해수의 침투 등에 의해 염도가 발생하는 것으로 알려졌다[18].

퍼클로레이트 오염은 토양/지하수와 지표수 등 다양한 환경뿐만 아니라 먹는물, 식품, 어류, 농작물, 인체 등에서도 검출되었다[8, 10, 42]. 퍼클로레이트는 식물체(예, 농작물과 담배 등)내는 물론이고 우유에서도 검출이 보고됨에 따라 먹이 사슬을 통한 퍼클로레이트의 오염의 가능성을 나타내었다. 사람이 퍼클로레이트에 노출되는 주 경로는 오염된 물과 식품을 섭취하는 것이다. 섭취된 퍼클로레이트는 위와 장을 통해 혈류로 유입된다.

퍼클로레이트의 독성 및 환경기준

퍼클로레이트는 미량의 농도(ng/l 또는 $\mu\text{g/l}$)로도 위해성을 나타내는 미량오염물질(micropollutant)이다[34]. 인체에서 퍼클로레이트 독성의 주요 대상은 갑상선으로 보고되었다[28, 42]. 갑상선에서 생성되는 갑상선 호르몬은 대사 조절에 관여하므로 특히 태아 및 영유아의 성장과 발달에 아주 중요하다. 퍼클로레이트는 갑상선에 요오드가 흡수되는 것을 방해함으로써 갑상선의 기능을 저해해서 갑상선 호르몬 생산을 감소시킨다. 그래서 퍼클로레이트는 내분비계장애물질(endocrine-disrupting chemical; EDC)에 해당되기도 한다.

우리나라에서는 2007년 12월에 '수질 및 수생태계보전에 관한 법률 시행규칙 일부 개정령(안)'에 따라 퍼클로레이트가 수질오염물질로 지정되었고, 배출허용기준이 입법예고 되었다[32]. 그 후 2008년에 퍼클로레이트는 수질오염물질로 신규 지정되었다. 2010년에는 퍼클로레이트가 먹는물 수질감시항목으로 지정됨에 따라 권고기준으로 $15 \mu\text{g ClO}_4^-/\text{l}$ 가 설정되어[33] 분기별로 한 번씩 검사를 실시하고 있다.

미국의 경우 환경보호국(Environmental Protection Agency, EPA)이 2005년에 퍼클로레이트의 만성 경구 인체독성참고치(Reference Dose; RfD)를 0.0007 mg/kg/day 로 정하고 있다[44]. 즉 이 RfD는 체중의 kg 당 $0.0007 \text{ mg ClO}_4^-$ 를 매일 섭취 또는 흡입해도 인체에 위해를 초래하지 않는 최소 위해 수준이다. 미국 EPA는 2008년에 퍼클로레이트에 대한 먹는물의 건강권고기준(Drinking Water Health Advisory)을 $15 \mu\text{g/l}$ 로 정하였다. 건강권고기준은 법으로 집행할 수 있는 기준이 아니라 수계(水系)의 운영을 위한 비공식적 기준이다[45, 46]. EPA는 먹는물 노출이 있거나 잠재능이 있는 Superfund지역에 대한 예비복원기준(preliminary remedial goal; PRG)을 $15 \mu\text{g/l}$ 으로 권하고 있다. 실제 미국에서는 주에 따라 먹는물의 퍼클로레이트 농도에 대해 법으로 집행 가능한 기준을 달리하고 있다. 예를 들면 캘리포니아 주에서는 $6 \mu\text{g/l}$ 이고 매사추세츠 주는 $2 \mu\text{g/l}$ 이다[47].

염수의 퍼클로레이트 제거: 물리화학적 방법

퍼클로레이트로 오염된 물에서 퍼클로레이트를 제거하기

귀의 지표수로서 해수와 담수 사이 범위의 염농도를 나타낸다. 염지하수는 식물의 증산활동에 따른 토양으로부터 수분소

위한 물리화학적 기술로서는 역삼투법(reverse osmosis; RO), 전기투석법, 이온교환법(ion exchange; IX) 등이 대표적이다[41]. 이 중에서 이온교환법은 다른 물리화학적 기술보다 비교적 저렴하고 빠르며 운영이 간단하기 때문에 지하수와 같은 대량의 오염된 물로부터 퍼클로레이트 제거에 주로 사용된다[21, 41]. 이온교환법에 의한 퍼클로레이트 제거 원리는 Fig. 1과 같다. 이온교환수지가 충전된 IX 반응기 내에 퍼클로레이트로 오염된 물이 도입되면 이온교환수지의 양이온기에 결합된 음이온은 퍼클로레이트로 대체 된다. 따라서 퍼클로레이트는 이온교환기내에 머무르고 퍼클로레이트가 제거된 물은 반응기 밖으로 나오게 된다.

환경의 염수에 퍼클로레이트가 오염될 수도 있지만 퍼클로레이트를 처리하는 이온교환공정에서 이 오염물을 포함하는 염수가 발생 한다. 포화된 이온교환법수지는 재생을 해야 하는데 NaCl, NaHCO₃, NH₄OH 등과 같은 화합물이 재생액을 제조하는데 사용된다[6, 17, 19]. 가장 흔히 사용되는 재생액은 NaCl을 이용한 것으로서 3-12% (W/V) NaCl 농도로 제조된 재생액이 퍼클로레이트 처리에 보통 사용된다[6, 17]. 이온교환수지의 재생으로 발생한 폐재생액(spent regenerant)은 환경의 퍼클로레이트 오염 염수에 비해 염도와 퍼클로레이트 농도가 높다는 특징이 있다. 발생한 폐재생액은 폐기처분을 하고 더 이상 재생이 불가능한 수지는 소각 처리 한다[6]. 그래서 이온교환법에 의한 퍼클로레이트 제거는 사용한 수지를 주기적으로 재생해야 하는 번거로움과 더불어 폐재생액으로 인한 이차오염을 야기할 수 있다는 단점이 있다.

염수의 퍼클로레이트 제거: 생물학적 방법

퍼클로레이트 제거에 흔히 사용되는 이온교환법은 비교적 단순하고 빠르다는 장점이 있으나 한 매질에서 다른 매질로 단순히 퍼클로레이트를 이동시킬 뿐 분해를 하지는 않는다. 반면에 미생물을 이용한 생물학적 처리는 퍼클로레이트를 무해한 산물로 완전히 전환할 수 있으므로 친환경적이며 경제적이다[5, 11]. 퍼클로레이트 환원 세균(Perchlorate-reducing

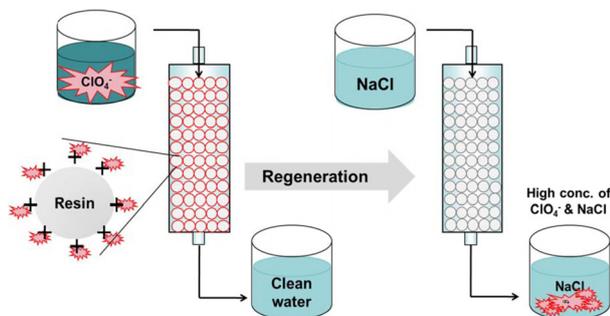
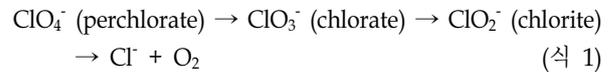


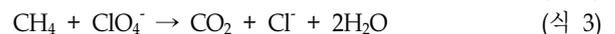
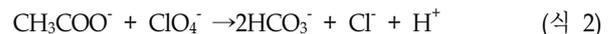
Fig. 1. Schematic diagram of ion exchange process to treat perchlorate contaminated water. The process produces spent regenerant that is salt water containing high concentration of perchlorate.

bacteria; PRB)은 적절한 전자 공여체로부터 전자수용체인 퍼클로레이트로 전자를 전달하는 반응을 촉매 한다(Fig. 2). 그래서 식 1과 같이 순차적으로 퍼클로레이트를 환원시킴으로써 최종적으로 무해한 염소 이온과 산소가 생성된다(식 1):



퍼클로레이트 분해과정의 중간 대사산물인 chlorate와 chlorite는 독성을 가지므로[11] 퍼클로레이트의 완전분해를 확인하는 것은 중요하다. 식 1에 따라 1 M의 퍼클로레이트가 분해되면 1 M의 염소이온이 생성되므로 이를 활용해서 퍼클로레이트의 완전 분해를 일반적으로 확인 한다. 그러나 염수의 퍼클로레이트 생분해의 경우는 염수 자체의 염소이온 때문에 이 방법보다는 중간 대사산물들의 축적여부를 분석을 해야 한다.

PRB가 퍼클로레이트 환원에 사용하는 전자공여체(electron donor)는 유기물 또는 무기물로서 전자를 주는 특성이 있어 반응을 통해 자신은 산화된다. PRB 종류에 따라서 전자공여체로서 유기물을 사용하는 종속영양방식 또는 무기물을 사용하는 독립영양방식으로 각각 퍼클로레이트를 환원한다(Table 1, Table 2). 대부분 반응기는 실험실 규모의 반응기이고 일부 파일럿 규모이다. 반응기에 사용된 염수는 인공폐재생액이거나 실제 폐재생액을 사용하였다. PRB가 사용하는 전자공여체로 사용하는 유기물로는 acetate, yeast extract, 메탄(CH₄), lactate, 메탄올 등이 보고되었다[17, 22, 36, 37, 39, 56] 한편 무기물 전자공여체로서는 원소황(S⁰), 수소가스(H₂) 등이 보고되었다[2, 17, 22]. 대표적인 전자 공여체가 사용되어 퍼클로레이트를 환원할 때 반응식들(식 2-5)은 다음과 같다[22].



자연환경에서 PRB가 있음에도 불구하고 퍼클로레이트의 생분해는 제한적이므로 잔류하는 경향을 나타낸다. 이는 환경에 전자공여체가 충분하지 않거나 염도 때문인 것으로 알려졌다[57]. 염 농도가 높으면 삼투압에 의해 세포질의 수분이 빠져나가므로 탈수에 의해 미생물의 성장과 활성이 저해된다. 그래서 일반 미생물이 염에 의해 활성과 성장이 저해되었듯이 PRB는 염수에서 퍼클로레이트를 환원하는 활성이 매우 저해되는



Fig. 2. Perchlorate reduction by perchlorate-reducing bacteria (☺).

Table 1. Characteristics of batch reactors used for perchlorate removal from salt water

e ⁻ -donor	Inoculum & source	WW* type (influent conc.)	NaCl (% w/v)	Incubation condition	Results	Reference
Acetate, Yeast extract	<i>Citrobacter</i> sp. IsoCock1 isolated from an enrichment culture from high density hydrocarbon oxidizing bacterial cocktail	Synthetic WW (500 ClO ₄ ⁻ mg/l)	0-10	30°C, pH 7.5, 100 rpm	ClO ₄ ⁻ removal efficiencies were 21.1% at 2.5% NaCl and 17.7% at 5% NaCl in 7 days.	[36]
Acetate	Mixed culture (ST-PRBC) enriched from polluted marine sediments	Synthetic WW (100 ClO ₄ ⁻ mg/l)	0-7.5	30°C, pH 7.0, 150 rpm	ST-PRBC completely reduced 100 mg ClO ₄ ⁻ /l was within 11 h at 4.5% NaCl, 85 h at 6% NaCl, and 105 h at 7.5% NaCl. Inhibition constant was 41 mg NaCl/l.	[39]
Acetate, Yeast extract	Mixed cultures from return activated sludge (RAS) and anaerobic digester sludge (ADS), respectively	Synthetic WW (650 ClO ₄ ⁻ mg/l)	0-4	pH 6.7-7.8, 21-25°C, 150 rpm, 0.8-0.9 MLVSS [†]	RAS and ADS completely removed ClO ₄ ⁻ in 21 h at 0% NaCl and 45 and 182 h, respectively at 1.5% NaCl. At 3% NaCl, ADS showed no significant ClO ₄ ⁻ removal over 250 h whereas RAS completely removed in 100 h.	[37]
Acetate	Two mixed cultures enriched from marine sediment	Synthetic WW (80-100 ClO ₄ ⁻ mg/l)	3-6	30°C, 150 rpm	One culture simultaneously reduced 100 mg ClO ₄ ⁻ /l and 500 mg NO ₃ ⁻ /l within 5 h at 3% NaCl. The other could reduce 100 mg ClO ₄ ⁻ /l at 6% NaCl within 24 h.	[9]
Lactate	Mixed culture enriched from a return activated sludge	Synthetic WW (100 ClO ₄ ⁻ mg/l)	0.5-1.5	23±2°C, pH 7.0	At 0.5% NaCl, the ClO ₄ ⁻ biodegradation rate was reduced by 30%; salt conc. greater than 1% decreased this rate to 40%.	[17]
Acetate	Mixed culture enriched from seawater, saline lake water, and seawater filter system sludge	Synthetic WW (592 ClO ₄ ⁻ mg/l)	0.5-14.5	pH 7.0	Max growth rate was observed at 4.2% NaCl with doubling time of 11.6±0.8 d. No growth was observed at 12.3% or more NaCl.	[30]
Inorganic S ⁰	Mixed culture enriched from activated sludge	Synthetic WW (20 ClO ₄ ⁻ mg/l)	5	25°C, 150 rpm, pH 7.8	Removal efficiency of 99% within 3 days.	[2]

*WW, wastewater; † MLVSS, mixed liquor volatile suspended solids

것으로 알려졌다[11, 17, 37]. 그럼에도 불구하고 염도를 점차 적으로 증가시키으로써 고염도에 순응된 내염성 PRB를 통해 염수의 퍼클로레이트 생분해를 도모한 연구가 보고되었다[2, 9, 15, 27, 30, 31, 36, 37, 40, 49]. 대부분의 PRB는 퍼클로레이트 외에도 NO₃⁻도 분해하는 것으로 알려졌다. 퍼클로레이트 생분해는 NO₃⁻가 존재할 때 저해되는 것으로 알려졌다. 그래서 퍼클로레이트와 NO₃⁻를 포함하는 폐수에서 NO₃⁻가 제거된 후에

야 퍼클로레이트가 분해되는 것으로 보고되었다. 그러나 NO₃⁻ 존재에도 불구하고 저해는 안 받는다는 보고도 일부 있다[5].

생물반응기를 이용한 염수의 퍼클로레이트 제거

염수에서의 퍼클로레이트 생분해에 대한 연구는 회분배양 (Table 1) 또는 연속 배양(Table 2)을 통해 이루어졌다. 연구에 사용된 대부분의 반응기들은 오염된 지하수 내의 퍼클로레이

Table 2. Characteristics of continuous bioreactors used for perchlorate removal from salt water

e ⁻ -donor	Inoculum	Reactor (Working vol., L)	WW [†] type (influent conc.)	NaCl (% w/v)	Operational condition	Results	Ref.
Acetate	Thickened sludge from a WWTP [§]	Packed-bed (4.58)	Synthetic WW (6.25 mg ClO ₄ ⁻ /l)	0-10	HRT [‡] =15 hr, 20±3 °C, pH 7±0.2	Complete removal of ClO ₄ ⁻ at up to 10% NaCl. As NaCl conc. was increased from 0 to 10%, longer acclimation time was observed to reach steady state of ClO ₄ ⁻ removal.	[36]
Acetate	Mixed culture enriched from marine sediment	SBR ^{**} (0.03)	Composite spent regenerant from IX plant (4.3 mg ClO ₄ ⁻ /l & 452.5 NO ₃ ⁻ -N/l)	5.3-10	22 hr retention → 2 hr settling → withdrawing 50% of the supernatant	SBR could immediately degrade the ClO ₄ ⁻ and NO ₃ ⁻ to below detection limits within 24 hr at 5-10% NaCl, showing removal rates of ≈0.09 mg ClO ₄ ⁻ /l-h at 5-9% NaCl and 0.07 ClO ₄ ⁻ /l-h at 10% NaCl.	[23]
Acetate, Yeast extract	Mixed cultures enriched from return activated sludge (RAS) and anaerobic digester sludge (ADS), respectively	SBR (4)	Synthetic WW (200-2,400 mg ClO ₄ ⁻ /l)	0-4	pH 6.7-7.8, 21-25 °C	RAS and ADS at 0% NaCl completed ClO ₄ ⁻ removal in 5 and 6 hr, respectively. ClO ₄ ⁻ removal rates for RAS and ADS at 4% NaCl were 12% and 47% of their rates measured at 0% NaCl, respectively.	[37]
Organic	Mixed culture (NP30) enriched from marine sediment	SBR (113.4)	Spent regenerant from IX pilot plant (av. 3 mg ClO ₄ ⁻ /l & av. 450 mg NO ₃ ⁻ -N/l)	3-6	Withdrawing 50% of the supernatant	SBR could consistently degrade av. 3 mg ClO ₄ ⁻ /l to less than 0.5 mg ClO ₄ ⁻ /l and av. 450 mg NO ₃ ⁻ -N/l to less than 0.5 mg NO ₃ ⁻ -N/l within 24 hr at 6% NaCl.	[27]
Acetate	NP30	FBR [†]	Synthetic WW (10-263 mg ClO ₄ ⁻ /l)	6	HRT=2.57 hr, 12.5% bed expansion	The FBR showed 1st-order degradation kinetics with respect to ClO ₄ ⁻ conc. ClO ₄ ⁻ removal efficiency was 99.8% or higher.	[38]
	NP30	FBR	Spent regenerant from IX pilot plant (4.6±0.6 mg ClO ₄ ⁻ /l & 500±84 mg NO ₃ ⁻ -N/l)	6	30-50% bed expansion	Complete denitrification was achieved after 70 days of operation, but significant ClO ₄ ⁻ removal was not observed. When influent ClO ₄ ⁻ conc. was increased gradually from 4 to 15 mg/l and 70 mg ClO ₄ ⁻ /l was applied ≈20-30% ClO ₄ ⁻ removal efficiency was observed in each FBR.	[53]
CH ₄	Mixed culture enriched with nitrate	MBfR [†] (0.65)	Synthetic WW (2 mg ClO ₄ ⁻ /l & ≈10 mg NO ₃ ⁻ /l)	0.2-1	HRT=2.17 hr, pH 7.5±0.2, 29±1 °C	CH ₄ -based MBfR showed 53.3% ClO ₄ ⁻ removal efficiency at 0.2% NaCl when ClO ₄ ⁻ was the only e- acceptor. At 1% NaCl, removal efficiencies of co-occurring ClO ₄ ⁻ and NO ₃ ⁻ were ≈0 and ≈50%, respectively.	[56]
H ₂	Water in salt pond	MBfR (0.0117)	Synthetic WW or diluted spent regenerant (500 mg ClO ₄ ⁻ /l)	1-4	Fed-batch or continuous feeding mode, HRT=108.67 hr	ClO ₄ ⁻ removal efficiencies were 63.2% at 1% NaCl and 3 psi H ₂ pressure. At 2% NaCl, the removal efficiencies were 57% at 3 psi and 68% at 5 psi. No significant ClO ₄ ⁻ removal was observed at 4% NaCl and 3 & 4 psi.	[13]
S ⁰	Mixed culture enriched from activated sludge	Packed-bed (0.0343)	Synthetic WW (20 mg ClO ₄ ⁻ /l)	5	HRT=4.29 hr, 25 °C, pH 7.8	ClO ₄ ⁻ removal efficiency of 99% or higher.	[2]

[†]WW, wastewater; [§]WWTP, wastewater treatment plant; [‡]HRT, hydraulic retention time; ^{**}SBR, Sequencing batch reactor; [†]FBR, fluidized bed reactor; [‡]MBfR, membrane biofilm reactor.

트를 제거하는 IX 공정에서 발생한 폐재생액을 처리하기 위해 개발되었다. 그래서 연구에 사용한 대부분의 폐수는 폐재생액을 모사한 인공 염폐수이고[2, 9, 13, 17, 30, 36-39, 52], 일부는 실제 폐재생액을 사용하였다[23, 27, 53].

생물반응기에 사용한 식종균으로는 염이 있는 환경시료(예, 해양퇴적토, 해수 등)나 하수처리장의 슬러지로부터 농화배양된 혼합미생물을 주로 사용하였다(Table 1, Table 2). 드물게는 농화배양액으로부터 순수분리된 미생물을 식종균으로 사용한 경우도 보고되었다[36]. 회분반응을 통해 염수의 퍼클로레이트 제거가 확인되면 다양한 형태의 반응기를 사용해서 연속제거 연구를 하였다.

보통 염농도가 증가하면 퍼클로레이트 제거 효율이 감소하는 것으로 알려졌다(Table 1, Table 2). 또한 순응기(acclimation time)가 증가하는 것으로 나타났다[14]. 생물반응기를 통해 최고 10% NaCl 농도에서도 퍼클로레이트의 연속제거가 가능한 것으로 보고[14, 23]되었으나 장기적으로 안정적인 제거는 제시되지 않았다. Lehman 등[27]은 연속회분 반응기(sequencing batch reactor; SBR)를 사용해서 IX 공정에서 발생한 폐재생액(6% NaCl) 내의 퍼클로레이트를 처리하였다. 이렇게 생물반응기로 처리된 폐재생액은 다시 IX 공정의 수지를 재생하는 염수로서 20회까지 사용 가능하였다고 보고하였다.

퍼클로레이트 생분해 연구는 대부분 중속영양방식으로 수행되었다. 사용된 전자공여체는 주로 acetate이었으며 그 외의 유기성 전자공여체는 yeast extract, lactate, 그리고 메탄(CH_4)이었다. 유기물을 전자공여체로 사용하는 중속 영양 방식의 반응기는 유기물을 지속적으로 공급해주어야 하므로 비교적 경제성이 낮은 것으로 알려졌다. 그리고 미생물이 성장속도가 비교적 빨라 슬러지의 발생량이 많으므로 반응기 막힘 현상이 발생함에 따라 반응기 효율이 감소하는 것으로 알려졌다[11, 22]. 유기성 전자공여체 중에서 메탄은 비교적 저렴하다는 장점이 있다. 메탄은 유기 폐기물의 혐기성 소화를 통해 생산될 수 있기 때문이다. 또한 다른 유기성 전자공여체에 비해 물에 대한 용해도가 낮기 때문에 중속영양방식의 퍼클로레이트 처리에서 염려해야 할 전자공여체 주입에 따른 이차오염을 방지할 수 있다.

무기전자공여체로서 H_2 가스나 S^0 입자를 이용하여 독립영양방식으로 염수의 퍼클로레이트를 생분해하는 연구도 보고되었다[2, 13]. 중속영양방식에 비해 독립영양방식은 비교적 느린 미생물 성장율로 인해 과잉의 biomass 생성이 덜하므로 반응기의 막힘 현상이 덜한 것으로 알려졌다[22]. H_2 를 전자공여체로 하는 막생물막 반응기(membrane biofilm reactor, MBfR) 연구에서는 같은 염농도라도 수소공급량을 증가함에 따라 제거 효율이 증가하였다고 보고하였다[13]. H_2 를 전자공여체로 사용하는 퍼클로레이트 생분해 처리법은 H_2 가 취급과 저장에 위험성이 있어 실규모 반응기를 운전하는 데는 한계가 있다. 반면에 원소황 입자를 전자공여체로 사용할 경우 가격

도 비교적 저렴할 뿐만 아니라 PRB가 생물막을 형성할 수 있는 담체로서의 역할도 한다. 그래서 담체를 따로 사용하지 않아도 되는 장점이 있다[22]. 그러나 황을 전자공여체로 사용할 경우 sulfate (SO_4^{2-})와 산(H^+)이 발생(식 5)하는 단점이 있으므로 반응기내 산도에 신경을 써야 한다.

염수의 퍼클로레이트 제거용 생물반응기 내의 미생물 군집

염수의 퍼클로레이트 제거에 사용된 생물반응기내에 존재하는 미생물 군집을 분자생물학적인 기법을 사용해서 조사하는 연구들이 수행되었다. 이에 사용된 대표적인 분자생물학적인 기법으로는 denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE), pyrosequencing, 유전자 클론 도서관(gene clone library), fluorescence in situ hybridization (FISH) 등이 있다. 연구 결과 반응기내의 복합미생물 중에는 주로 β -와 γ -*Proteobacteria*가 우세한 것으로 나타났다.

Acetate를 전자공여체로 사용하여 염폐수 내의 퍼클로레이트를 제거하는데 사용된 packed bed 반응기에서는 β -*Proteobacteria*가 우세하였다. 염도가 증가함에 따라 *Clostridium* sp. 과 *Rhodocyclaceae*과에 해당하는 미생물이 우세하였다[14]. 한편 acetate를 전자공여체로 사용한 유동상 반응기(fluidized bed reactor; FBR)에서는 식종균에서 우세했던 미생물(*Azoarcus* 속과 *Denitromonas* 속)이 반응기 운전시간이 경과함에 따라 점차 그 비율이 감소하고 γ -*Proteobacteria*에 해당하는 *Halomonas*속의 미생물 수가 증가하여 우세하였다[53]. Ryu 등[39]은 해양퇴적토를 식종하고 Acetate를 전자공여체로 사용하여 농화배양된 내염성 PRB 군집을 유전자도서관기법을 사용하여 분석한 결과 47개의 클론 중 2 클론만이 기존에 잘 알려진 PRB인 *Dechloromonas* sp. (β -*Proteobacteria*에 해당)과 관련이 있어 대부분은 새로운 PRB로 추측되었다. Zuo 등[58]은 해양퇴적토를 식종해서 acetate를 전자공여체로 공급해서 염수에서 장기간 농화배양된 복합미생물에서는 전자수용체에 따라 우점종이 달리 나타났다고 보고하였다. 전자수용체로 퍼클로레이트만 사용했을 때는 *Dechloromonas* 속과 *Denitromonas* 속에 해당하는 균주들이 우세한 것으로 나타났다. 이들 속은 각각 γ -와 β -*Proteobacteria*에 해당된다. 한편 퍼클로레이트와 더불어 nitrate를 전자수용체로 사용했을 때는 γ -*Proteobacteria*에 해당되는 *Halomonas*속과 *Marinobacter*속 균주들이 우세하였다.

H_2 를 전자공여체로 사용하여 염폐수의 퍼클로레이트를 제거하는데 사용된 MBfR 반응기에서는 γ -*Proteobacteria*가 우세하였는데 *Marinobacter hydrocarbonoclasticus*와 유사성이 높은 미생물이 clone library내의 클론의 53%를 차지할 정도로 우세하였다[50]. 한편 원소황을 전자공여체로 사용해서 농화배양된 내염성 PRB 군집은 *Thioalbus denitrificans* (γ -*Proteobacteria*에 해당)가 우점종으로 나타났다[2].

순수분리된 내염성 PRB

최근까지 보고된 PRB 균주들 중 내염성인 것은 소수이다[5, 7, 11, 29]. Table 3에 제시된 PRB는 인위적으로 농화배양을 통하거나 염이 많은 환경에서 자연적으로 농화배양된 복합미생물로부터 순수 분리된 것들이다[1, 4, 12, 36, 54]. 예를 들면 해양퇴적토, 염제조 지역, 염호수의 퇴적토 등과 같이 염이 있는 환경에서 채취한 시료를 사용해서 직접 내염성 PRB를 분리하거나 농화배양을 통해 내염성 PRB를 분리하였다. 대부분의 내염성 PRB는 1-2.5% NaCl 농도의 염수에서 퍼클로레이트를 분해하는 것으로 나타났다[1, 36]. 그러나 2.5% 이상의 NaCl 농도에서는 PRB의 성장과 퍼클로레이트 분해 효율이 급격하게 감소한다고 알려졌다[36].

그럼에도 불구하고 이후 2.5% 이상의 염농도에서 퍼클로레이트 제거를 할 수 있는 세균들이 보고되었다. *Sedimenticola selenatireducens* strain CUZ과 *Moorella perchloratireducens* An10은 4% NaCl 농도에도 퍼클로레이트를 분해한다고 보고되었다[4, 12]. *S. selenatireducens* strain CUZ은 최적 성장조건이 25-30°C, pH 7, 그리고 4% NaCl인 것으로 알려졌다. 한편 *M. perchloratireducens* An10은 그람 양성균으로 메탄올을 전자공여체로 이용하는 고온성 PRB로서 최적성장온도는 55-60°C로 알려졌다. *Citrobacter* sp. IsoCock1와 *Marinobacter vinifir-*

mus strain P4B1는 각각 10%와 10.2% NaCl 농도의 염수에서 퍼클로레이트를 환원하는 것으로 보고 되었다[36, 54]. *Serratia marcescens* 균주는 현재까지 가장 염도(15% NaCl)가 높은 염수에서 퍼클로레이트를 제거할 수 있는 PRB로 알려졌다[35]. 보통 중성범위에서 활성을 나타내는 다른 PRB와는 달리 이 균주는 넓은 범위의 산도(pH 4.0-9.0)에서 퍼클로레이트와 NO₃⁻를 분해하였다.

지금까지 순수 분리된 대부분의 PRB는 종속영양형태를 나타내고, 일부 소수가 독립영양방식의 PRB이다[5, 22]. 순수 분리된 PRB 중에서 내염성인 것은 모두 종속영양방식으로 퍼클로레이트를 환원하였다(Table 3). 아직 독립영양방식의 내염성 PRB가 순수분리 되지 않은 이유는 종속영양방식의 PRB에 비해 비교적 성장속도가 느리므로 배양을 통한 순수분리가 용이하지 않기 때문이다. 내염성 PRB들이 사용하는 전자공여체로는 초산이 가장 많았으며 그 외에 yeast extract, methanol, formate 등이 사용되는 것으로 알려졌다[1, 4, 12, 36, 54].

최근까지 보고된 PRB 균주들은 거의 다 *Proteobacteria* 문(phylum)에 해당한다[5, 7, 11, 29]. 이 문의 5 강(*α-Proteobacteria*, *β-Proteobacteria*, *γ-Proteobacteria*, 그리고 *ε-Proteobacteria*)에 각각 해당하는 PRB들이 보고 되었다. 한편 알려진 내염성 PRB는 *Proteobacteria* 문의 2 강(*β-Proteobacteria*와 *γ-Proteobacteria*),

Table 3. Characteristics of strains reducing perchlorate in salt water

Classification	Organism	Isolated from	e ⁻ donor	NaCl (%, w/v)	Ref.
<i>β-Proteobacteria</i>	<i>Azospira</i> Perc1ace	Biosolids	Acetate and yeast extract	0-2.5	[36, 55]
	<i>Dechloromonas agitata</i> CKB	Paper mill waste	Acetate	1	[1]
	<i>Sedimenticola selenatireducens</i> strain CUZ	Marine sediments in Berkeley, CA	Acetate	4	[12]
	<i>Marinobacter vinifirmus</i> strain P4B1	Mixed culture enriched from marine sediments	Acetate	1.8-10.2	[54]
<i>γ-Proteobacteria</i>	<i>Citrobacter</i> sp. IsoCock1	Enrichment culture from high density hydrocarbon oxidizing bacterial cocktail	Acetate, formate, fumarate, glucose, molasses, yeast extract	0-10	[36]
	<i>Serratia marcescens</i> strain	Lab-scale fed-batch bioreactor used for ClO ₄ ⁻ removal	Acetate	15	[35]
	<i>Paracoccus halodenitrificans</i> (<i>Halomonas halodenitrificans</i>),	Wiltshire bacon curing brine	Acetate and yeast extract	0-2.5	[16, 36]
<i>Firmicutes</i> > <i>Clostridia</i>	<i>Moorella perchloratireducens</i> An10	Underground gas storage	Methanol	0-4	[4]
<i>Euryarchaeota</i> > <i>Halobacteria</i>	<i>Haloferax denitrificans</i>	Saltern, CA	Acetate and yeast extract	0-2.5	[36]
Unidentified strains	IsoA, IsoB, IsoC	Sediments from a salt evaporation facility	Acetate and yeast extract	0-2.5	[36]
	IsoSol1	Sediments from Salton Sea	Acetate and yeast extract	0-2.5	[36]

Firmicutes 문, *Archaea* 등에 해당하며, 분류되지 않은 일부 균주도 있다(Table 3). *Proteobacteria* 문 중에서는 γ -*Proteobacteria*에 해당하는 내염성 PRB가 가장 많았다. *Halomonas halodenitrificans*, *Citrobacter* sp., *M. vinifirmus* strain P4B1, *S. marcescens* strain, 그리고 *S. selenatireducens* strain CUZ이 이에 해당한다[12, 36, 54]. β -*Proteobacteria*에 해당하는 내염성 PRB로는 *Azospira* Perc1ace와 *Dechloromonas agitata* CKB가 있다[1, 36]. 한편 드물게 *Firmicutes* 문에 해당하는 내염성 PRB로는 *M. perchloratireducens* An10가 보고되었으며[4] 고세균으로는 *Halobacteria* 강에 해당되는 *Haloferax denitrificans*가 알려졌다[36].

염수 환경과 실험실의 농화배양을 통해 증명되었듯이 미생물은 다양한 농도의 염수에서 적응하는 능력이 있다. 미생물의 이 적응력에는 최소한 3 가지의 기전이 관련되는 것으로 알려졌다[51]. 세포질의 이온 함량을 배지나 주변 환경의 이온 함량과 동일하게 하는 수동적인 방법, 세포질과 외부환경 사이의 삼투 균형(osmotic balance)을 위해 용질을 농축시키는 방법, 그리고 물의 이동을 제어하기 위해 세포의 생리를 변화시키는 방법이다. 그러나 아직까지 PRB의 내염성 기전에 대해서는 알려지지 않았다.

향후 연구 방향

IX 공정에서 발생한 폐재생액과 같이 염수 내에 존재하는 퍼클로레이트는 미생물을 이용하여 경제적이고 환경 친화적으로 처리할 수 있다. 미생물에 의한 염수의 퍼클로레이트 제거는 주로 acetate와 같은 유기물을 전자공여체로 사용하는 종속영양방식을 기반으로 한 기술개발이 대부분이었다. 종속영양방식은 지속적인 유기물 공급에 따른 낮은 경제성과 2차 오염발생의 우려가 있다. 그래서 비교적 이런 우려가 덜한 독립영양 미생물을 이용한 염수 내의 퍼클로레이트 제거에 대한 연구가 더 필요하다. 활성이 우수한 독립영양의 내염성 PRB를 이용한 생물학적 공정개발과 더불어 생물반응기와 융합 또는 연계할 수 있는 물리 또는 화학적 기술개발도 필요하다. 이를 통해 환경요인에 민감한 생물반응기의 성능을 보완 및 지원하여 항상 안정적으로 염수의 퍼클로레이트를 처리할 수 있을 것이다.

감사의 글

본 연구는 과학기술정보통신부의 재원으로 한국연구재단(과제번호 NRF-2017R1A2B4011805)의 지원으로 수행되었습니다.

References

1. Achenbach, L. A., Michaelidou, U., Bruce, R. A., Fryman,

- J. and Coates, J. D. 2001. *Dechloromonas agitata* gen. nov., sp. nov. and *Dechlorosoma suillum* gen. nov., sp. nov., two novel environmentally dominant (per)chlorate-reducing bacteria and their phylogenetic position. *J. Syst. Evol. Microbiol.* **51**, 527-533.
2. Ahn, Y. and Kim, Y. 2016. Analysis of microbial community in perchlorate-degrading salt-tolerant enrichment culture. *J. Kor. Soc. Environ. Technol.* **17**, 527-535.
3. Ahn, Y. and Kim, T. 2014. Enrichment of salt-tolerant perchlorate- or nitrate-reducing microorganisms. Kor. patent 10-1432076.
4. Balk, M., Gelder, T. S., Weelink, A. and Stams, A. J. M. 2008. (Per)chlorate reduction by the thermophilic bacterium *Moor-ella perchloratireducens* sp. nov., isolated from underground gas storage. *Appl. Environ. Microbiol.* **74**, 403-409.
5. Bardiya, N. and Bae, J. H. 2011. Dissimilatory perchlorate reduction: a review. *Microbiol. Res.* **166**, 237-254.
6. Batista, J. R., Gingras, T. M. and Vieira, A. R. 2002. Combining Ion-exchange (IX) technology and biological reduction for perchlorate removal. *Remediation* **13**, 21-38.
7. Beblo-Vranesevic, K., Huber, H. and Rettberg, P. 2017. High tolerance of *Hydrogenothermus marinus* to sodium perchlorate. *Front. Microbiol.* **8**, 1369. [https://doi: 10.3389/fmicb.2017.01369](https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01369).
8. Calderón, R., Godoy, F., Escudey, M. and Palma, P. 2017. A review of perchlorate (ClO₄⁻) occurrence in fruits and vegetables. *Environ. Monit. Assess.* **189**, 82. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5793-x>.
9. Cang, Y., Roberts, D. J. and Clifford, D. A. 2004. Development of cultures capable of reducing perchlorate and nitrate in high salt solutions. *Water Res.* **38**, 3322-3330.
10. Cao, F., Jaunat, J., Sturchio, N., Cancès, B., Morvan, X., Devos, A., Barbin, V. and Ollivier, P. 2019. Worldwide occurrence and origin of perchlorate ion in waters: A review. *Sci. Total Environ.* **661**, 737-749.
11. Coates, J. D. and Achenbach, L. A. 2004. Microbial perchlorate reduction: Rocket-fueled metabolism. *Nat. Rev. Microbiol.* **2**, 569-580.
12. Carlström, C. I., Loutey, D. E., Wang, O., Engelbrektsen, A., Clark, I., Lucas, L. N., Somasekhar, P. Y. and Coates, J. D. 2015. Phenotypic and genotypic description of *Sedimenticola selenatireducens* strain CUZ, a marine (per)chlorate-respiring gammaproteobacterium, and its close relative the chlorate-respiring *Sedimenticola* strain NSS. *Appl. Environ. Microbiol.* **81**, 2717-2726.
13. Chung, J., Nerenberg, R. and Rittmann, B. E. 2007. Evaluation for biological reduction of nitrate and perchlorate in brine water using the hydrogen-based membrane biofilm reactor. *J. Environ. Eng.* **133**, 157-164.
14. Chung, J., Shin, S. and Oh, J. 2009. Characterization of a microbial community capable of reducing perchlorate and nitrate in high salinity. *Biotechnol. Lett.* **31**, 959-966.
15. Chung, J., Shin, S. and Oh, J. 2010. Biological reduction of nitrate and perchlorate in brine water using up-flow packed bed reactors. *J. Environ. Sci. Heal. A* **45**, 1109-1118.
16. Dobson, S. J. and Franzmann, P. D. 1996. Unification of the

- genera *Deleya* (Baumann et al. 1983), *Halomonas* (Vreeland et al. 1980), and *Halovibrio* (Fendrich 1988) and the species *Paracoccus halodenitrificans* (Robinson and Gibbons 1952) into a single genus, *Halomonas*, and placement of the genus *Zymobacter* in the family *Halomonadaceae*. *Int. J. Syst. Bacteriol.* **46**, 550-558.
17. Gingras, M. T. and Batista, R. J. 2002. Biological reduction of perchlorate in ion exchange regenerant solutions containing high salinity and ammonium levels. *J. Environ. Monit.* **4**, 96-101.
 18. Greene, R., Timms, W., Rengasamy, P., Arshad, M. and Cresswell, R. 2016. Soil and Aquifer Salinization: Toward an Integrated Approach for Salinity Management of Groundwater, pp 377-412. In: Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J. D. and Ross, A. (eds), *Integrated Groundwater Management*. Springer: Cham, Switzerland.
 19. Gu, B., Brown, G. M., Maya, L., Lance, M. J. and Moyer, B. A. 2001. Regeneration of perchlorate (ClO₄⁻)-loaded anion exchange resins by a novel tetrachloroferrate (FeCl₄⁻) displacement technique. *Environ. Sci. Technol.* **35**, 3363-3368.
 20. Gu, B. and Coates, J. D. 2006. Perchlorate: Environmental occurrence, interactions and treatment. Springer. 10.1007/0-387-31113-0.
 21. Gu, B., Brown, G. M. and Chiang, C. C. 2007. Treatment of perchlorate-contaminated groundwater using highly selective, regenerable ion-exchange technologies. *Environ. Sci. Technol.* **41**, 6277-6282.
 22. He, L., Zhong, Y., Yao, F., Chen, F., Xie, T., Wu, B., Hou, K., Wang, D., Li, X. and Yang, Q. 2019. Biological perchlorate reduction: which electron donor we can choose? *Environ. Pollut. Res.* **26**, 16906-16922.
 23. Hiremath, T., D., Roberts, J., Lin, X., Clifford, D. A., Gillogly, T. and Lehman, G. 2006. Biological treatment of perchlorate in spent ISEP ion-exchange brine. *Environ. Eng. Sci.* **23**, 1009-1016.
 24. Interstate Technology Regulatory Council (ITRC). 2005. Perchlorate: Overview of Issues, Status, and Remedial Options. <http://www.itrcweb.org/GuidanceDocuments/PERC-1.pdf>
 25. Kim, H., Kim, J. and Lee, Y. 2007. Occurrence of perchlorate in drinking water in Korea. *J. Kor. Soc. Water Quality* **23**, 822-828.
 26. Kim, H., Kim, J., Lee, Y., Lee, J. and Kim, S. 2008. Perchlorate in advanced drinking water treatment process. *J. Kor. Soc. Water Quality* **24**, 164-168.
 27. Lehman, S. G., Badruzzaman, M., Adham, S., Roberts, D. J. and Clifford, D. A. 2008. Perchlorate and nitrate treatment by ion exchange integrated with biological brine treatment. *Wat. Res.* **42**, 969-976.
 28. Lauretta, R., Sansone, A., Sansone, M., Romanelli, F. and Appetecchia, M. 2019. Endocrine disrupting chemicals: effects on endocrine glands. *Front. Endocrinol.* **10**, 178. doi: 10.3389/fendo.2019.00178
 29. Logan, B. E. 1998. A review of chlorate-and perchlorate-respiring microorganisms. *Bioremed. J.* **2**, 69-79.
 30. Logan, B. E., Wu, J. and Unz, R. F. 2001. Biological perchlorate reduction in high-salinity solutions. *Wat. Res.* **35**, 3034-3038.
 31. McAdam, E. J. and Judd, S. J. 2008. Biological treatment of ion exchange brine regenerant for re-use: a review. *Sep. Purif. Technol.* **62**, 264-272.
 32. Ministry of Environment in Korea. 2007. Notice on amendment of law relating to conservation of water quality and water ecosystem, Notice No. 2007-419.
 33. Ministry of Environment in Korea. 2010. Guideline for the management of drinking water quality monitoring items.
 34. Motzer, W. E. 2001. Perchlorate: problems, detection, and solutions. *Environ. Forensics* **2**, 301-311.
 35. Nadaraja, A. V., Veetil, P. G. P. and Bhaskaran, K. 2013. Perchlorate reduction by an isolated *Serratia marcescens* strain under high salt and extreme pH. *FEMS Microbiol. Lett.* **339**, 117-121.
 36. Okeke, B. C., Giblin, T. and Frankenberger, W. T. 2002. Reduction of perchlorate and nitrate by salt tolerant bacteria. *Environ. Pollut.* **118**, 357-363.
 37. Park, C. and Marchand, E. A. 2006. Modelling salinity inhibition effects during biodegradation of perchlorate. *J. Appl. Microbiol.* **101**, 222-233.
 38. Patel, A., Zuo, G., Lehman, S. G., Badruzzaman, M., Clifford, D. A. and Roberts, D. J. 2008. Fluidized bed reactor for the biological treatment of ion-exchange brine containing perchlorate and nitrate. *Water Res.* **42**, 4291-4298.
 39. Ryu, H. W., Nor, S. J., Moon, K. E., Cho, K. S., Cha, D. K. and Rhee, K. I. 2012. Reduction of perchlorate by salt tolerant bacterial consortia. *Biores. Technol.* **103**, 279-285.
 40. Sahu, A. K., Conneely, T., Nusslein, K. and Ergas, S. J. 2009. Hydrogenotrophic denitrification and perchlorate reduction in ion exchange brines using membrane biofilm reactors. *Biotechnol. Bioeng.* **104**, 483-491.
 41. Shin, K. H., Son, A., Cha, D. K. and Kim, K. W. 2007. Review on risks of perchlorate and treatment technologies. *J. Kor. Soc. Environ. Eng.* **29**, 1060-1068.
 42. Steinmaus, C. M. 2016. Perchlorate in Water Supplies: Sources, Exposures, and Health Effects. *Curr. Environ. Health Rep.* **3**, 136-143.
 43. Swenson, H. A. and Baldwin, H. L. 1965. *A primer on water quality*. United States Department of Geological Survey. US Government Printing Office, WA, USA.
 44. U.S. EPA Integrated Risk Information System (IRIS). 2005. Perchlorate and Perchlorate Salts. U.S. EPA, National Center for Environmental Assessment.
 45. U.S. EPA. 2008. Interim Drinking Water Health Advisory for Perchlorate. EPA 822-R-08-025.
 46. U.S. EPA. 2012. 2012 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. EPA 822-S-12-001.
 47. U.S. EPA. 2017. Technical Fact Sheet - Perchlorate. U.S. EPA, Office of Land and Emergency Management. EPA 505-F-17-003.
 48. U.S. GAO. 2010. Perchlorate: Occurrence Is Widespread but at Varying Levels; Federal Agencies Have Taken Some Actions to Respond to and Lessen Releases. GAO-10-769.
 49. van Ginkel, S. W., Ahn, C. H., Badruzzaman, M., Roberts,

- D. J., Lehman, S. G., Adham, S. S. and Rittmann, B. E. 2008. Kinetics of nitrate and perchlorate reduction in ion exchange brine using the membrane biofilm reactor (MBfR). *Wat. Res.* **42**, 4197-4205.
50. Van Ginkel, S. W., Lamendella, R., Kovacic, W. P. Jr., Santo Domingo, J. W. and Rittmann, B. E. 2010. Microbial community structure during nitrate and perchlorate reduction in ionexchange brine using the hydrogen-based membrane biofilm reactor (MBfR). *Biores. Technol.* **101**, 3747-3750.
51. Vreeland, R. H. 1987. Mechanisms of halotolerance in microorganisms. *Crit. Rev. Microbiol.* **14**, 311-56.
52. Xiao, Y., Basu, A., Kashyap, V. and Roberts, D. 2010. Experimental and numerical analysis of biological regeneration of perchlorate laden ion-exchange resins in batch reactors. *Environ. Eng. Sci.* **27**, 75-84.
53. Xiao, Y., Zuo, G., Roberts, D., Badruzzaman, M. and Lehman, G. 2010. Characterization of microbial populations in pilot-scale fluidized bed reactors treating perchlorate- and nitrate-laden brine. *Wat. Res.* **44**, 4029-4036.
54. Xiao, Y. and Roberts, D. J. 2013. Kinetic analysis of a salt-tolerant perchlorate-reducing bacterium: effects of sodium, magnesium, and nitrate. *Environ. Sci. Technol.* **47**, 8666-8673.
55. Xu, J., Song, Y., Min, B., Steinberg, L. and Logan, B. E. 2003. Microbial degradation of perchlorate: principles and applications. *Environ. Eng. Sci.* **20**, 405-422.
56. Zhang, Y., Chen, J. X., Wen, L. L., Tang, Y. and Zhao, H. P. 2016. Effects of salinity on simultaneous reduction of perchlorate and nitrate in a methane-based membrane biofilm reactor. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **23**, 24248-24255.
57. Zhong, Z., Else, T., Amy, P. and Batista, J. R. 2001. Evaluation of in-situ biodegradation of perchlorate in a contaminated site, pp 257-265. In: Leeson, A., Peyton, B. M., Means, J. L. and Magar, V. S. (eds.), *Bioremediation of inorganic compounds: The Sixth International In-situ and On-site Bioremediation Symposium*. Vol. 6. Battelle Press: Columbus, OH, USA.
58. Zuo, G., Roberts, D. J., Lehman, S. G., Jackson, G. W., Fox, G. E. and Willson, R. C. 2009. Molecular assessment of salt-tolerant, perchlorate- and nitrate-reducing microbial cultures. *Water Sci. Technol.* **60**. 1745-1756.

초록 : 미생물을 이용한 염수의 퍼클로레이트 제거

안영희*

(동아대학교 공과대학 환경공학과)

퍼클로레이트는 물에 용해도가 높고 안정되어 잔류하는 음이온성 오염물이다. 이 오염물은 토양/지하수는 물론 지표수, 먹는물, 식품, 어류, 농작물에도 검출이 되었다. 퍼클로레이트는 갑상선에 요오드가 흡수되는 것을 방해함으로써 대사조절에 중요한 갑상선 호르몬 생산을 감소시키는 것으로 알려졌다. 오염된 환경으로부터 퍼클로레이트를 제거하기 위한 다양한 기술이 개발되었으나 미생물에 의한 생분해가 가장 환경 친화적이고 경제적인 것으로 알려졌다. 그러나 염수와 같은 염이 있는 환경에서의 퍼클로레이트 생분해에 대한 정보는 비교적 제한적이다. 본 논문에서는 미생물을 이용한 염수의 퍼클로레이트 제거와 이와 관련된 미생물에 대해 기술하였다. 대부분 염수의 퍼클로레이트 생분해 연구는 acetate와 같은 유기물을 전자공여체로 사용하는 종속영양방식으로 이루어졌으며 폐재생액(염수) 내의 퍼클로레이트 처리에 중점을 두었다. 폐재생액은 퍼클로레이트로 오염된 지하수를 정화하는데 주로 사용되는 이온교환법에서 발생한다. 내염성 미생물을 농화배양하여 식중한 생물반응기를 통해 최고 10% NaCl 농도에서도 퍼클로레이트의 연속제거가 가능한 것으로 보고되었으나 장기적으로 안정적인 제거는 제시되지 않았다. 염수 내의 퍼클로레이트 제거에 사용된 생물반응기에는 주로 β -와 γ -*Proteobacteria*가 우세한 것으로 나타났다. 본 논문에서 기술한 이러한 정보는 생물공학기술 개발을 위해 염수의 퍼클로레이트 생분해에 대한 이해를 하는데 도움을 줄 것이다.