

Research Paper

해수담수화 시설에서 생성된 농축수의 환경적 영향

박선영 · 서진성 · 김태윤
한국환경정책·평가연구원

Environmental Impacts of Brine from the Seawater Desalination Plants

Seonyoung Park · Jinsung Seo · Taeyun Kim

Korea Environment Institute

요약 : 다양한 수자원 확보 측면에서 해수담수화의 필요성이 증가하고 있으나 해수담수화 시설에서 배출되는 농축수에 대한 환경적 영향에 대한 고찰은 미흡하다. 본 연구에서는 국내·외 사례 조사를 통하여 고염분 농축수로 인한 환경적 영향 및 배출 규제를 고찰하였다. 국내에서는 독성평가 중심의 연구가 진행되었으며 식물플랑크톤, 동물플랑크톤 유생, 녹조구멍갈파래가 고염농축수에 영향을 받는 것으로 관측되었다. 또한 넙치 치사율이 염분 증가에 따라 선형관계를 보였으며 송사리는 60 psu 이상의 농도에서 100% 사망하였다. 국외에서는 독성평가뿐만 아니라 모니터링 사례도 있었으며 이들 사례를 저서생물군집, 연체동물, 극피동물, 어류, 해조·해초류로 분류하여 정리하였다. 전반적으로 농축수가 배출되는 인근 지역에서는 종풍부도가 저하되었으며 고염분의 농축수가 해양생물에 영향을 주는 것으로 나타났다. 그러나 이동성이 강한 성어의 경우는 염분에 노출되면 회피하고 염분에 대한 내성을 가진 해양생물들은 고염분의 해수환경에도 생존하였다. 농축수에 대한 규제기준은 염분 한계와 배출구에서의 거리로 표현되는 준수지점으로 제시되고 있었다. 국가별, 해수담수화 시설별로 규제기준에 차이가 있었으며 최근의 경향은 규제기준을 강화하는 추세이다. 특히 california water boards에서는 일일 최대 염분농도가 배출구 주변 100 m 이내에서 주변 염분농도보다 2 psu를 초과하지 못하도록 규정개정을 실시하였다.

주요어 : 해수담수화, 농축수, 고염분, 해양환경영향

Abstract : The need for seawater desalination is increasing in terms of securing various water resources, but few studies are available as for the environmental impact of hypersaline concentrated water (brine) discharged from desalination plants. Domestic studies are concentrated mainly on toxicity evaluation that phytoplankton, zooplankton larvae and green algae (*Ulva pertusa*) are negatively affected by concentrated water. The mortality of *Paralichthys olivaceus* showed a linear

Fist Author: Seonyoung Park, Division of Public Infrastructure Assessment, Korea Environment Institute, 370 Sicheong-daero, Sejong, Korea, Tel: +82-44-415-7784, E-mail: sypark@kei.re.kr

Corresponding Author: Taeyun Kim, Division of Public Infrastructure Assessment, Korea Environment Institute, 370 Sicheongdaero, Sejong, Korea, Tel: +82-44-415-7415, E-mail: tykim@kei.re.kr

Co-Author: Jinsung Seo, Division of Public Infrastructure Assessment, Korea Environment Institute, 370 Sicheongdaero, Sejong, Korea, Tel: +82-44-415-7437, E-mail: jsseo@kei.re.kr

Received: 26 October, 2017. Revised: 19 December, 2017. Accepted: 27 December, 2017.

relationship with increasing salinity, and *Oryzias latipes* died 100% at concentrations above 60 psu. Foreign studies included monitoring cases as well as toxicity evaluations. The number of species decreased around the area where the concentrated water discharged. The hypersaline concentrated water affects the pelagic and benthic organisms. However, the fishes escaped when exposed to salinity, and the pelagic and benthic organisms resistant to salinity survived the hypersaline environment. The salinity limit and distance from the outlet was presented as the regulatory standard for brine discharge. There were differences in regulatory standards among country and seawater desalination plants, and these regulatory standards have been strengthened recently. In particular, California Water Boards were revised to ensure that the maximum daily salinity concentration does not exceed 2 psu above the ambient salinity level within 100 m of the outlet.

Keywords : Seawater Desalination, Brine, Hypersalinity, Marine Environmental Impact

I. 서론

인구증가와 산업의 발달로 물의 수요는 계속해서 증가하고 있는 반면 수질오염의 확산, 기후변화로 인한 강수량의 편중현상 등으로 안정적인 수자원 확보는 점점 어려워지고 있다. 우리나라는 홍수기에 집중되는 강우패턴과 지형적 특성으로 갈수기에 이용 가능한 용수가 부족하며, 기후변화로 인한 가뭄의 빈도 및 강도의 증가가 예상되어 산간, 도서, 해안지역의 물부족에 대한 우려가 심화되고 있다. 2015년에는 1973년이래로 최저 강수량을 기록하였고 특히 서울, 경기, 강원, 충북 지역은 역대 최저 강우량을 보였다. 충남서부권의 용수공급을 하는 보령댐은 최저 저수율을 기록하였으며 일부 지역에서는 제한급수를 실시하였다. 따라서 안정적인 수자원 확보를 위해 도서 및 연안지역을 중심으로 해수담수화 시설을 확장 및 신설하려고 하고 있다. 해수담수화는 건설 공사기간이 짧아 조기에 수자원 확보가 가능하며, 지속적인 기술개발로 담수생산 단가 감소 등 미래 물 산업에서 중요한 의미를 지니고 있다(Lee 2016). 정부에서도 자원의 효율적 이용과 물안보 확보를 위한 대체 수자원 산업을 강조하고 있으며 해수담수화를 전략적으로 육성하고자 하고 있다(MOLIT 2016).

해수담수화는 자연의 담수 생태계를 손상시키지 않으면서 고품질 용수를 끊임없이 제공함으로써 인간 건강, 사회적·경제적·환경적 이익을 제공하지만 환경적 측면에서 부정적인 영향도 존재하고 있다

(Dawoud & Al Mulla 2012). 담수화 방식으로는 증발법과 막투과법으로 크게 분류될 수 있으며 생성물은 담수, 농축수(Brine), 온실가스로 구분할 수 있다. 농축수는 담수화로 인하여 생산된 잉여의 염분을 포함하고 있어 해수보다 높은 염분농도를 가지며 일반적으로 해양에 배출되어 해양환경 변화를 야기한다. 우리나라의 경우에는 소규모 해수담수화시설에서 방류되는 농축수의 양이 적어 환경영향에 대한 문제의식이 크지 않았으나, 최근 플랜트 용량과 효율성이 점차 증가하여 앞으로는 농축수 문제가 해수담수화 플랜트의 보급에 큰 걸림돌이 될 수 있다(Kim 2016).

기존에 해양으로 배출되는 온·냉배수에 대한 거동 및 해양환경에 미치는 연구는 지속적으로 수행되어 왔으나 고농도의 염분을 포함한 배출수의 연구는 거의 전무한 상태이다. 발전소에서 배출되는 온·냉배수는 인근 해역의 염분도와 유사하여 염분 변화로 인한 영향보다는 수온 변화에 따른 해양환경적 영향에 초점을 맞추고 있다(Maeng et al, 2013; Kwon et al, 2017). 그러나 해수담수화에서 배출되는 고농도 농축수는 생물의 고유 삼투압 기능에 영향을 미치며 특히 고착생물에 큰 영향을 미칠 것으로 판단된다.

따라서 본 연구에서는 농축수 배출로 인한 환경적 영향을 검토하기 위해 여러 문헌을 조사·분석하여, 해수담수화 시설에서 발생한 농축수의 문제점을 파악하였다. 특히 고염의 농축수로 인하여 발생하는 해양생태학적 영향을 정리하고 이러한 영향을 파악하기 위해 필요한 기초조사항목을 고찰하고자 한다.

II. 농축수의 특징 및 영향

1. 해수담수화 시설에 따른 농축수의 특징

농축수는 해수담수화 기술에 따라 다른 특성을 보인다(Table 1). 주요 기술방식으로는 역삼투법(Reverse Osmosis, RO)과 다단증발법(Multi-stage Flush, MSF)이 있으며 고염분 농축수를 배출하는 공통된 특징이 있다. 다단증발법은 열을 가하여 증발을 유도함에 따라 고온의 농축수가 배출되는데 주변 수온보다 5-15°C 높고 약 50 psu의 염분을 갖는 농축수를 배출하는 반면, 역삼투법의 플랜트로부터 발생하는 농축수의 수온은 주변 수온과 큰 차이를 보이지 않지만 염분의 경우 최대 65-80 psu로 다단증발법보다 더 높은 염분을 가진 농축수를 발생시킨다. RO 시설에서 배출된 농축수는 별도의 디퓨저 시스템으로 배출되지 않는 한 저층으로 가라앉아 해저에 확산된다. 따라서 해조류 및 해초류, 저서생물 군집들은 높은 염분농도의 배출수에 피해를 입을 수 있다. 반면 MSF 시설에서 배출된 농축수는 고온·고염으로써 배출되는 지역의 밀도현황, 배출방식에 따라 확산현상의 차이를 보일 수 있다. 농축수의 높은 염분농도는 염분으로 인한 영향 이외에 용존산소에도 영향을 미친다. 염분의 증가는 포화 용존산소 농도의 감소를 야기하기 때문에, 농축수의 배출은 해수의 용존산소 농도를 감소시켜 해양생태계 전반에 심각한 영향을 미칠 수 있다(Lattemann & Höpner 2008). 이러한 영향은 개방된 지역보다는 폐쇄된 지역에서 영

향이 더 크게 작용한다(Lattemann et al, 2010).

농축수 처리방법으로는 해양 및 하구로 배출, 증발연못, 압력대수층 주입, Zero Liquid Discharge (ZLD, 염의 처리 및 재사용을 위해 농축수의 물만을 증발시킴) system 등이 있다(Cooley et al, 2006; NRC 2008; Cooley et al, 2013). 이들 처리방법은 장단점을 갖고 있는데 증발연못은 대규모 토지가 필요하여 개발된 도시지역에서는 비경제적이다. 미국 캘리포니아 해안을 따라 많은 해수담수화 시설이 위치하고 있지만 높은 토지 가치로 인해 증발연못과 같은 처리 방식은 당국에서도 권장하지 않고 있다. 압력대수층 처리방식은 지하수 대수층에 농축수를 주입하는 것으로 기술적으로는 가능하지만 처리비용이 비싸고, 철저한 사전조사가 수행되어야 한다. 따라서 해양 및 하구로의 배출방식이 일반적으로 이용되고 있으며 발전소의 방류수 또는 하수처리장의 처리수와 혼합하여 배출되는 사례도 있다. 해양으로 직접 배출하는 경우에는 관을 이용하여 해안에서 떨어진 근해에 배출하는 방법을 주로 이용한다. 미국의 경우 담수화 시설의 48%가 해양 배출방식을 이용하여 농축수를 처리하고 있다(Höpner & Lattemann 2003). 농축수가 배출되면 수괴의 염분 농도차가 발생하며 해양생태계, 염분에 민감한 늪지대, 주변 어장에 환경피해를 줄 수 있다. 이러한 피해에도 불구하고 농축수 배출 현황을 공개하는 경우는 매우 드물며, 그로 인한 환경적 피해 사례를 찾기도 어려운 실정이다.

Table 1. Effluent properties of RO and MSF seawater desalination plants (Lattemann & Höpner 2008)

Physical parameters	Reverse Osmosis (RO)	Multi-stage Flash (MSF)
Salinity (S)	Up to 65-85 psu	About 50 psu
Temperature (T)	Ambient seawater temperature	+5 to 15°C above ambient
Plume density (r)	Negatively buoyant	Positively, neutrally or negatively buoyant depending on the process, mixing with cooling water from co-located power plants and ambient density stratification.
Dissolved oxygen (DO)	If well intakes used: typically below ambient seawater DO because of the low DO content of the source water. If open intakes used: approximately the same as the ambient seawater DO concentration.	Could be below ambient seawater salinity because of physical deaeration and use of oxygen scavengers.

2. 농축수로 인한 일반적인 환경적 영향

농축수는 담수화 과정에서 발생하는 부산물질로 생산수의 염분을 포함하여 일반 해수보다 1.5-2.5배 이상 높은 염분 농도를 가진다(Wetterau 2011). 해수 담수화 시설 가동 후 염분에 의한 주변의 오염상태가 증가한 사례도 조사되고 있다(Höpner & Windelberg 1997; Höpner 1999; Miri & Chouikhi 2005; Yoon & Park 2011). 원수취수 및 사후처리 과정에서 생물성장 방지, 부유물질의 응집 및 제거, 스케일링 및 부식 방지, 멤브레인 세정을 위해 여러 화학물질들이 첨가되고, 이들을 포함한 농축수가 배출되어 다른 환경문제를 야기할 수 있다(Palomar & Losada 2011; Naser 2013). 농축수가 해양환경에 미치는 영향범위는 시설의 용량, 농축수 배출량, 배출 디퓨저의 설계, 수리학적 환경 등에 수 십 m에서 수 천 m 까지 달라진다.

고염의 농축수는 해양생태계에 다양한 영향을 미치고 해수의 화학적 오염, 해저의 무산소화, 탁도 변화로 인해 수질에 영향을 준다(Palomar & Losada 2011). 높은 염분 농도로 인한 삼투압 조절 능력의 저하는 해양 플랑크톤과 해수 사이의 불균형을 야기하여 일차생산성을 비롯한 해양의 전체 생산성에 부정적으로 작용한다. 어류 군집은 유형능력이 있어 농축수 배출에 대해 회피할 수 있지만 유형능력이 부족한 유충과 어린개체의 경우 멸종할 수 있다(Einav & Lokiec 2003; Palomar & Losada 2011). 또한 빠른 속도로 농축수가 배출되면 환경적 변화를 야기하여 포식자에 대한 취약성을 증가시킬뿐더러 주변 해양 환경의 수력학적(hydrodynamics) 조건을 변화시켜 민감한 어종 또는 작은 개체들에서 영향을 줄 수 있다. 이러한 영향은 고염수가 배출되는 환경에 서식하는 종의 민감도에 따라 차이를 보인다. 배출수 지역 주변으로 혐염성 생물 종이 서식하고 있다면 이들은 엄청난 영향을 받을 수 있다. 또한 산호와 같이 환경변화에 민감한 종이 서식하고 있을 경우에도 부정적인 영향을 미칠 수 있다. 농축수의 배출은 주변의 탁도를 증가시킬 수 있는데 탁도의 증가는 해저에 도달하는 빛을 감소시켜 해초류와 해초류의 광합성에 영향

을 미칠 수 있다. 이외에도 농축수 배출로 인한 표층과 저층 사이의 성층화 형성은 영양염 공급을 감소시켜 생물량을 감소시킬 가능성이 크다. 특히 여름철 강한 성층의 형성은 저층의 빈산소 또는 무산소층을 조성하여 저층 수생물에 지대한 영향을 미칠 수 있다(Palomar & Losada 2011).

염분과 수온은 일반적으로 생물이 선호하는 환경 조건을 제공하여 해양생물 종의 분포를 조절하는 중요한 요소이다. 대부분의 해양생물은 생존에 최적화된 환경조건으로부터 약간 벗어나는 범위 내에서 생존이 가능하며, 일시적으로 극심한 환경에 내성을 가질 수 있다. 하지만 생존에 불리한 환경에 지속적으로 노출된 경우에는 그렇지 않다. 높은 농도를 갖는 농축수의 지속적인 배출은 해양생물에게 치명적이며, 그로 인해 배출구 주변의 생물종 구성과 풍부도를 변화시킬 수 있다. 해양생물은 새로운 환경 조건에 적응하거나 소멸될 수 있으며, 새로운 환경에 쉽게 적응한 생물은 배출구 지역 주변에서도 높은 생물량을 보일 수도 있다(Dawoud & Al Mulla 2012).

III. 농축수의 생태학적 영향에 대한 사례 연구

전 세계적으로 농축수로 인한 해양환경의 위험성을 규명하기 위해 모니터링, 실험실 및 현장실험 등이 수행되었다. 그러나 연구의 대부분은 해수담수화 시설에서 배출된 농축수가 해양환경에 미칠 수 있는 여러 메커니즘을 간접적으로 밝혀졌지만 이를 뒷받침할 수 있는 경험적 자료는 시설 운영의 오랜 역사에 비해 부족한 실정이다. 본 논문에서는 가용한 국내·외 사례를 취합한 후 고염의 농축수 배출에 따른 생태학적 영향에 대한 연구 사례를 국내사례와 해외 사례로 구분하여 정리하였다.

1. 국내사례

우리나라의 경우 염분과 생물사이의 관계에 관한 연구는 주로 상업적으로 유용한 종을 대상으로 진행되었으며, 염분 범위(0-40 psu)에 노출되었을 때 발생하는 생물의 행동 또는 생리적 반응에 대한 연구가

Table 2. The ecological and toxicological effects of brines in domestic marine environment

Matrix/Species	Condition	Effects	Source
Phytoplankton (<i>Tetraselmis suecica</i>)	30-75 psu, 72 hour	The mortality was observed from > 55 psu exposure.	Busan (2010) POSCO (2012)
Zooplankton (<i>Tigriopus japonicus</i>)	30-80 psu, 72 hour	At 40-50 psu, the mortality rate was less than 50%. LC ₅₀ : 63.3 psu, LOEC : 40.0 psu	Busan (2010) POSCO (2012)
Zooplankton larva (<i>Tigriopus japonicus</i>)	30-80 psu, 72 hour	Toxicity was observed above 40 psu for 48 hours. EC ₅₀ : 37.1 psu	Busan (2010) POSCO (2012)
Zooplankton larva (<i>Brachionus plicatilis</i>)	30-80 psu, 72 hour	Toxicity was observed above 55 psu within 48 hours. EC ₅₀ : 68.1 psu	Busan (2010) POSCO (2012)
Algae (<i>Ulva pertusa</i>)	30-75 psu, 72 hour	EC ₅₀ : 53.3 psu LOEC : 45.0 psu NOEC : 40.0 psu	Busan (2010) POSCO (2012)
Fish (<i>Paralichthys olivaceus</i>)	30-60 psu, 72 hour	LC ₅₀ : 48.6 psu LOEC : 45.0 psu	Busan (2010) POSCO (2012)
Fish (<i>Oryzias latipes</i>)	30-80 psu, 7 day	LC ₅₀ : 51.4 psu LOEC : 50.0 psu NOEC : 40.0 psu	Yoon & Park (2011)

LC₅₀: Lethal Concentration 50%, EC₅₀: Half maximal Effective Concentration,
LOEC: Lowest Observed Effective Concentration, NOEC: No Observed Effective Concentration

대부분이다. 특히 해수담수화의 부산물인 40 psu 이상의 고염의 농축수 노출로 인해 발생하는 해양환경 영향에 관한 연구는 미흡한 상태이다.

해수담수화 플랜트사업단에서는 「용도별 생산수의 수처리기술 및 농축수 위해성 평가(포항산업과학연구원)」 과제를 통해 시설운영시 농축수 배출에 의한 영향을 조사하였다(Busan 2010; POSCO 2012). 수중 배출된 고염수가 부유생태계(식물플랑크톤, 동물플랑크톤), 저서생태계(해조류), 어류(넙치) 등에 미치는 영향을 파악하기 위해 독성실험을 수행하였다(Table 2). 실험조건은 30-80 psu의 농도에 72시간을 노출시켜 생물의 생리-생태학적 변화를 조사하였다. 식물플랑크톤 *Tetraselmis suecica*는 55 psu 이상의 농도에서 성장 저해가 나타났다. 동물플랑크톤 유생 *Tigriopus japonicus*와 *Brachionus plicatilis*는 각각 40 psu와 55 psu 이상의 염분농도에서 독성반응을 보였고, 이들 농도를 최소영향 농도로 제안하였다. 성체 *T. japonicus*는 50-60 psu 구간에서 고염분에 대한 영향이 뚜렷하게 나타났으며, 60 psu 이상의 농도에서 개체의 80%가 사망하였으며 생물의 반수치사농도(LC₅₀)와 최저영향농도(LOEC)를 각각

63.6 psu와 40.0 psu로 제안하였다. 녹조구멍갈과래(*Ulva pertusa*)의 포자형성은 60 psu 이하 농도에서 50% 이하로 감소하여 고염 농축수에 대한 생식 저해가 뚜렷하게 나타났다. 최저영향농도와 무영향농도(NOEC)는 각각 45 psu와 40 psu로 40.0 psu 이하의 농도에서는 포자형성에 큰 영향이 없는 것으로 나타났다. 넙치(*Paralichthys olivaceus*) 치사율의 변화는 염분 증가에 따라 뚜렷한 선형관계를 보였다. 40.0 psu 이상에서 독성이 나타났고, 최저영향농도는 45 psu로 제시하였다. 실험결과는 생물마다 차이를 보이지만 40-55 psu 사이의 농도에서 뚜렷한 독성반응이 관찰되었다.

Yoon and Park (2011)는 해수담수화 시설로부터 생성되는 고염의 농축수에 송사리(*Oryzias latipes*)를 노출시켜 어류의 급성독성평가 및 행동패턴의 변화를 관찰하였다. 송사리의 생태독성평가 결과에 따르면 40-50 psu에서 사망률은 30% 이하였으며, 60 psu 이상의 농도에서 100% 사망하였다. 7일 동안 고염 해수에 노출시킨 송사리의 반수치사농도(LC₅₀)은 51.4 psu로 산출되었으며, 50 psu 이하의 고염해수에 대한 생물독성이 크지 않았다. 따라서 해수담수화

에 생성되는 고염 농축수의 농도를 50 psu 이하로 배출되도록 제한하였다.

2. 해외사례

1) 저서생물군집

담수화 시설에서 배출되는 농축수는 일반 해수보다 농도가 높아 해양으로 배출되면 저층으로 가라앉아 천천히 확산되며, 배출구에서 떨어진 먼 지역까지 영향을 미칠 수 있다. 저서생물은 부착성 또는 정착성, 느린 이동성을 가지는 생물이 대부분이다. 이러한 특성으로 인해 환경적 변화를 감지하여 빠르게 이동할 수 있는 유영생물에 비해 더 큰 영향을 받을 수 있다(Bilyard 1987).

스페인 알리칸테에서 해수담수화 플랜트를 준공한 후 저서 군집에 대한 영향이 발견되었다(Ruso et al. 2007; 2008). 농축수 배출구 주변 염분은 39 psu 이상으로 관측되었으며, 배출구로부터 멀어질수록 염분은 낮아졌다. 시설을 운영함에 따라 다모류에서 선충류로 우점종이 변화하고, 다모류는 배출구에서 400m 떨어진 곳까지 풍부도와 다양성이 감소하였다(Table 3). Riera et al. (2011)는 카나리아 제도 조하대에서 연성기질 미소동물상의 풍부도와 군집구조의 영향 여부를 조사하였으며 생물(선충류, 갑각류)의 풍부도가 농축수 배출구와의 근접성에 따라 변화하는 것을 확인하였다. 농축수 배출구 주변(45 psu)으로 낮은 풍부도(64.55개체/10 cm²)가 관측되었고, 배

출구에서 30 m 이격된 지점(36 psu)에서는 361.88 개체/10 cm²로 높은 풍부도가 관측되었다. 일부 연구에서는 농축수로 인한 뚜렷한 영향이 관측되지 않은 사례도 있었다. 스페인 블라네스 담수화 시설의 배출구로부터 10 m 이내에서 염분은 주변 환경과 큰 차이가 없었으며, 어류, 극피동물, 연체동물, 다모류, 십각류 등 생물에 대한 염분의 영향은 관측되지 않았다. 이는 해수의 혼합작용이 활발한 환경에서 농축수가 빠르게 희석된 결과로 유출할 수 있다(Raventós et al. 2006).

2) 연체동물

Dupavillon & Gillanders (2009)는 오징어 배아(*Sepia apama*)가 42 psu와 45 psu에 노출되었을 때 크기와 무게 감소 및 성장률과 부화율 감소를 확인하였다. 생존한 개체는 자극에 대해 느린 반응을 보였으며, 먹물 방어 능력의 감소 등 비이상적인 행동이 관측되었다(Table 4). Mandelli (1975)는 45–55 psu 농도에 60일간 노출된 굴(*Crassostrea virginica*)의 생존율 감소와 번식 저해를 확인하였다. Iso et al. (1994)는 *Tapes philippinarum*(바지락)를 31–100 psu에 0.5–72시간을 노출시켜 농축수 영향을 평가하였다. 50 psu 조건에서 영향은 관측되지 않았으며, 60–70 psu 농도에 24시간 노출된 이후 움직임이 느려졌으며, 60 psu 농도에 48시간 노출된 후 사망하였다.

Table 3. The ecological and toxicological effects of brines on benthos

Matrix/Species	Location/Condition	Effects	Source
Sediment infauna	Alicante, Spain	Salinity range from the desalination plant outlet were 39-37.9 psu. The environment around the outlet changed from the polychaete to the nematodes dominated environment.	Ruso et al. (2007)
Sediment infauna	Alicante, Spain	The abundance and diversity of polychaete was decreased in the environment within 400m from the outlet.	Ruso et al. (2008)
Meiofauna	Grand Canaria, Canary Islands	The abundance of nematodes and crustaceans were decreased near the outlet and increased with distance from the outlet. Particle size also is impact factor.	Riera et al. (2011)
Meiofauna	Blanes, Spain	The salinity concentration within 10m from the outlet was similar to the ambient environment. No effects on organisms such as fish, echinoderms, mollusks, polychaetes, and copepods were observed.	Raventós et al. (2006)

Table 4. The ecological and toxicological effects of brines on mollusks

Matrix/Species	Location/Condition	Effects	Source
Squid embryos (<i>Sepia apama</i>)	Lab exposure (39-55 psu, 99 day)	The size and weight was reduced after exposure to 42 psu. Growth rate and egg hatching decreased and survivors showed reduced ink-jet defense after exposure to 45 psu. Total mortality was observed at salinities greater than 50 psu.	Dupavillon & Gillanders (2009)
Oyster (<i>Crassostrea virginica</i>)	Lab exposure (45-55 psu, 60 day)	The survival rate and reproduction was reduced after exposure to 45-55 psu for 60 days (Brines contained high Cu concentrations)	Mandelli (1975)
Clams (<i>Tapes philippinarum</i>)	Lab exposure (31-100 psu, 0.5-72 hour)	No effect was observed at 50 psu. Sluggish behavior was observed after 24 hours at 60-70 psu. Mortality was observed after exposure to 60 psu for 48 hours.	Iso et al. (1994)

3) 극피동물

Fernández-Torquemada et al. (2005)는 스페인 알리칸테에서 극피동물의 분포를 조사하였다. 고염 농축수가 배출된 후 저층의 염분은 38.5 psu로 표층 (37.5-38.0 psu)보다 약간 높았고, 일정기간이 경과한 후 배출구 주변에 서식하는 생물은 거의 사라졌다 (Table 5). Chesher (1971)는 플로리다 Key West에서 현장 모니터링을 수행한 결과, 농축수가 배출되는 주변 지역에서 극피동물을 비롯하여 플랑크톤, 해초류의 풍부도의 감소를 확인하였다. 독성실험에서는 8.5% 염수에 96시간 노출된 성게류(*Paracentrotus lividus*)는 50%의 사망률을 보였다. Sánchez-Lizaso

et al. (2008)는 성게류(*Paracentrotus lividus*)와 갑각류(*Leptomysis posidoniae*)를 23-57 psu 염분 농도에 15일 동안 노출시켰고, 두 생물 모두 40-45 psu 염분 농도에서 사망률이 크게 증가하는 것을 확인하였다.

4) 어류

Iso et al. (1994)는 참돔(*Pagrus major*) 치어와 가자미(*Pleuronectes yokohamae*)의 어란과 유생을 31-100 psu의 염수에 각각 0.5-72시간과 0.5-144시간 노출시켰다. 참돔 치어는 50 psu보다 낮은 염수에서는 영향이 나타나지 않았으며, 50 psu에 24시간 노출되었을 때 사망하는 개체가 발생하였고, 70

Table 5. The ecological and toxicological effects of brines on echinoderms

Matrix/Species	Location/Condition	Effects	Source
Echinoderms	Alicante, Spain	The salinity range in surface and bottom layer around desalination plant outlet were 37.5-38.0 psu and 38.5 psu, respectively. The presence of the individuals were not observed in the area	Fernández-Torquemada et al. (2005)
Echinoderms	Key West, Florida	Echinoderms were the most sensitive./When exposed to low concentration of brine (1.5%), they died within 2-3 days. In addition, the abundance of plankton and seagrass decreased.	Chesher (1971)
Sea urchin (<i>Paracentrotus lividus</i>)	Lab exposure (8.5%, 96 hour)	The mortality rate was 50%.	Chesher (1971)
Sea urchin (<i>Paracentrotus lividus</i>), Mysid (<i>Leptomysis posidoniae</i>)	Lab exposure (23-57 psu, 15 day)	The mortality rates increased from 40.5-41 psu or more. At the same salinity, survival decreased with increasing water temperature.	Sánchez-Lizaso et al. (2008)
Sea urchin (<i>Paracentrotus lividus</i>), Sea cucumber (<i>Holothuria</i> spp.)	Blanes, Spain	There were few sea urchin and sea cucumber in the area affected by the brine.	Gacia et al. (2007)

Table 6. The ecological and toxicological effects of brines on fishes

Matrix/Species	Location/Condition	Effects	Source
Fish juveniles (<i>Pagrus major</i>)	Lab exposure (31-100 psu, 0.5-72 hour)	The mortality was observed at 50 psu for 24 hours and at 70 psu within 1 hour.	Iso et al. (1994)
Fish eggs/larvae (<i>Pleuronectes yokohamae</i>)	Lab exposure (31-100 psu, 0.5-144 hour)	Egg hatchability was delayed at 60 psu and inhibited at 70 psu. Larvae died from exposure to 55 psu for 144 hours.	Iso et al. (1994)
Fish (<i>Cyprinodon variegatus</i>)	Lab exposure (0-100 psu, 48 hour)	LC ₅₀ : 69.6 psu No mortality was observed with salinities up to 62 psu. Above 80 psu, mortality was 100%.	Pillard et al. (1999)
Fish (<i>Menidia beryllina</i>)	Lab exposure (0-100 psu, 48 hour)	LC ₅₀ : 44.0 psu At 31 psu, 40% mortality was observed and increased with increasing salinity.	Pillard et al. (1999)

psu에서는 노출 1시간 이내 사망하였다. 가자미의 어란은 60 psu에 노출되었을 때 부화가 지연되었으며, 70 psu 이상의 염분에서는 부화가 억제되었다(Table 6). 유생은 55 psu에 144시간 노출되었을 때 사망하는 개체가 나타났다. 성어의 경우 실험에 이용된 대조구 이상의 염분에 노출되면 회피하는 것으로 나타났다. Pillard et al. (1999)는 양두모치(*Cyprinodon variegatus*)와 *Menidia beryllina*를 0-100 psu의 염분농도에 48시간 노출시켰을 때의 생존율을 파악하기 위한 독성평가를 수행하였으며, 저염분 환경의 독성실험도 함께 수행하였다. *C. variegatus*는 0.22 psu와 69.6 psu의 농도에서 48시간 노출되었을 때 개체의 50%가 사망하였다. 62 psu이하의 농도에서는 사망한 개체가 관측되지 않았으며, 80 psu 이상 농도에서는 개체의 100%가 사망하였다. *M. beryllina*는 내륙종으로 염분에 대한 반응이 다양했다. 50 psu의 농도에 48시간 노출된 후에도 100% 개체가 생존한 실험 챔버가 있는 반면 31 psu의 농도에서 40%의 사망률이 관측된 챔버도 존재하였다.

5) 해조·해초류

농축수 배출로 인한 해양환경 영향은 대부분 해조·해초류에 초점을 맞추고 있다. 해조·해초류는 생태학적 중요 생물로 번식 및 성장 공간 제공, 산소 및 유기물 생성, 이산화탄소 소비, 해안 보호 등 다양한 생태학적 기능을 가지며 환경적 변화에 매우 민감하다. 스페인 포르멘테 지역의 담수화 시설 배출구 주변

에서 *Posidonia oceania*의 탄수화물 저장 능력감소, 잎괴사율 증가 등이 확인되었다(Gacia et al. 2007, Table 7). 플로리다 Key West에서는 2%의 희석 농축수에 24시간 노출된 후 광합성률이 50%로 감소하였다(Chesher 1971).

Western Australia에 서식하는 *Posidonia oceania*는 50-65 psu 농도 노출된 후 사망률이 증가하였다(Walker & McComb 1990). Sánchez-Lizaso et al. (2008)는 23-57 psu 농도 조건으로 15일 동안 독성 실험을 수행하였다. 39.1 psu 이상의 염분에서 활동성 감소와 사망률 증가가 확인되었고 45 psu에서 50%정도 사망하였다. 추가적으로 3개월 동안 현장 실험을 수행하였으며 1-2 psu의 염분 증가에도 해초류의 사망률이 높아지고 생존 해초류의 싹과 잎의 풍부도가 감소하였다. Latorre(2005)는 독성실험을 통해 *Posidonia oceania*의 영향을 조사하였으며 40 psu 이상의 염분에 노출된 후 성장률은 감소하였고, 43 psu 농도에 15일 동안 노출된 후 50%가 사망하였다. Cambridge et al.(2016)은 *Posidonia australis*를 37-54 psu 농도 범위에 6주 동안 노출시켜 영향을 조사한 결과, 높은 염분(45 psu와 54 psu) 환경에서 뿌리성장이 저해되었음을 확인하였다.

일부 해조·해초류는 염분에 대한 내성을 가지고 있으며 *Cymodocea nodosa*와 *Zostera noltii*의 노출실험결과에서는 잎의 성장이 각각 16-41 psu와 2-41 psu의 넓은 농도 범위에서 나타났다(Fernández & Sánchez 2006). *Halodule uninervis*, *Halophila*

Table 7. The ecological and toxicological effects of brines on seaweeds and seagrasses

Matrix/Species	Location/ Condition	Effects	Source
Seagrass (<i>Posidonia oceania</i>)	Blanes, Spain	Around the outlet, the carbohydrate storage capacity and growth rate decreased and leaf necrosis rate increased.	Gacia et al. (2007)
Seagrass (<i>Cymodocea nodosa</i>), Seaweed (<i>Caluierpa prolifera</i>)	Grand Canaria, Canary Islands	The density was low around the outlet, but increased with distance from the outlet.	Talavera & Ruiz (2001)
Seagrass (<i>Posidonia oceania</i>)	Shark Bay, Western Australia	At 50-65 psu, aging and mortality rate were increased.	Walker & McComb (1990)
Seagrass (<i>Posidonia oceania</i>)	Lab exposure	When exposed to 12‰ brine for 24 hours, the photosynthetic rate decreased by 50%.	Chesher (1971)
Seagrass (<i>Posidonia oceania</i>)	Lab exposure (23-57 psu, 15 day)	A decrease in activity and a increase in mortality rate were observed at 39.1 psu. At 45 psu, the 50% of individuals died.	Sánchez-Lizaso et al. (2008)
Seagrass (<i>Posidonia oceania</i>)	Fleid study	Exposures raised salinity from 37.7 psu to 38.4-39.25 psu in experimental plots and caused mortality, surviving plants had reduced shoot and leaf abundance.	Sánchez-Lizaso et al. (2008)
Seagrass (<i>Posidonia oceania</i>)	Lab exposure (23-57 psu, 15 day)	Growth of seagrass was decreased after exposure to salinities of 40 psu or more. The mortality rate in seagrass exposed to 43 psu for 15 days was 50% higher than control salinities of 38 psu.	Latorre (2005)
Seagrass (<i>Zostera noltii</i>)	Lab exposure (2-72 psu, 10 day)	Critical salinity concentration : 41 psu	Fernández & Sánchez (2006)
Seagrass (<i>Cymodocea nodosa</i>)	Lab exposure (2-72 psu, 10 day)	Critical salinity concentration : 41 psu The mortality was 100% when exposed to 56 psu.	Fernández & Sánchez (2006)
Seagrass (<i>Posidonia australis</i>)	Lab exposure (37-54 psu, 6 weeks)	The seagrass exposed to 46 psu for 6 weeks survived 67% and signs of death appeared. In exposure to 54 psu for 6 weeks, only 31% survived and all had salt damage.	Cambridge et al. (2016)
Seagrass (<i>Halodule univervis</i>)	Dawhat Zalum, Bahrain	Survival was observed at 62 psu.	Basson et al. (1977)
Seagrass (<i>Halodule univervis</i> , <i>Halophila stipulacea</i>)	Al Qair lagoon, Saudi Arabia	It was found at 55-59 psu.	Delft Hydraulics (2007)
Seagrass (<i>Halodule univervis</i>)	Shark Bay, Australia	Growth was observed in the range of 48-62 psu.	Masini et al. (2001)
Seagrass (<i>Halodule wrightii</i>)	Florida, USA	It was resistant to the salinity of 65 psu.	Koch et al. (2007)
Mangrove (<i>Avicennia marina</i>)	Lab exposure	Survival was observed at up to 175 psu.	Shalom-Gordon & Dubinsky (1993)

stipulacea, *Halophila ovalise*는 아라비아 만의 대표적인 종들로 55-62 psu에서 생존이 확인되었으며 (Basson et al, 1977; Delft Hydraulics 2007), 특히 여름철 염분이 최대 70 psu까지 증가하는 Salwa Bay에서도 생존하였다(Naser 2014). 호주의 Shark Bay에서 *Halodule univervis*는 48-62 psu 농도에서 성장하였고(Masini et al, 2001), 미국 플로리다

에서 열대 해조류인 *Halodule wrightii*가 65 psu까지 내성을 갖는 것으로 나타났다(Koch et al, 2007).

IV. 농축수 배출에 대한 규제 현황

전 세계적으로 농축수 배출에 대한 규제, 기준, 지침은 부족하지만 일부 지역에서는 농축수 배출에 대

Table 8. Regulations and salinity limits for selected desalination brine discharges (adapted from Jenkins et al. 2012)

Region/Authority	Salinity Limit	Compliance Point (relative to discharge)	Source
US EPA	Increment \leq 4 psu		City of Carlsbad and Poseidon Resources (2005)
Carlsbad, CA	Absolute \leq 40 psu	1,000ft (304.8 m)	California Regional Water Quality Control Board (2006)
Huntington Beach, CA	Absolute \leq 40 psu salinity (expressed as discharge dilution ration of 7.5:1)	1,000ft (304.8 m)	Wateruse Association (2011)
California EPA	Increment \leq 2 psu	328ft (100 m)	California Water Boards (2015)
Western Australia guidelines	Increment \leq 5%		Bleninger et al. (2010)
Oakajee Port, Western Australia	Increment \leq 1 psu		Jenkins et al. (2012)
Perth, Australia/ Western Australia EPA	Increment \leq 1.2 psu at 50 m, \leq 0.8 psu at 1,000m	50 m and 1,000 m	WEC (2002)
Sydney, Australia	Increment \leq 1 psu	50-75 m	ANZECC (2000)
Gold Coast, Australia	Increment \leq 2 psu	120 m	GCD Alliance (2006)
Okinawa, Japan	Increment \leq 1 psu	Mixing zone boundary	Okinawa Bureau for Enterprises (1997)
Abu Dhabi	Increment \leq 5%	Mixing zone boundary	Kastner (2009)
Oman	Increment \leq 2 psu	300 m	Sultanate of Oman (2005)

한 규제기준을 제시하고 있다(Table 8). 제시된 규정들은 염분 한계(Salinity Limit)와 배출구에서의 거리로 표현되는 준수지점(Compliance Point)으로 구분하여 표시하고 있다. 염분 한계는 주변 환경과 비교하여 1-4 psu 증가한 염분으로 나타내고 있으며 준수지점은 보통 배출구에서 50-300m 범위의 거리를 기준으로 정하고 있다(Jenkins et al. 2012).

미국 환경청(Environmental Protection Agency, EPA)는 13.5-35 psu의 환경에서 영구적으로 식물이 서식하고 지역에 대해 농축수 배출로 인한 염분 증가가 4 psu를 초과하지 않도록 권고하고 있다(City of Carlsbad and Poseidon Resources 2005). California의 Carlsbad 시설에 대한 장기 염분 내성 및 독성실험은 해양생물 18종과 지표종 3종에 대해 수행되었으며, 각각 36 psu(5개월)와 37-40 psu(19일)에 노출시킨 결과 모두 정상적인 활동을 보였다. 배출구에서 300 m 떨어진 거리의 저층 염분은 평균 34.4 psu, 최고 염분은 40.1 psu로 예측되어 Carlsbad에서는 절대 염분농도가 40 psu를 넘기지 않기를 권고하고 있다(California Regional Water Quality Control Board 2006). Huntington Beach 해수담

수화 시설은 염분에 대한 수치적인 제한은 없다. 하지만 담수화 시설의 일일 배출량과 농축수를 희석시킬 수 있는 발전소 냉각수의 비율로 관리하고 있다. 그리고 희석비율은 약 1:7.5로 염분 배출농도를 40 psu로 제한하고 있다(Wateruse Association 2011). California에서는 8개의 해수담수화 시설을 신규 또는 확장하려고 하고 있으며 환경적 영향을 저감하기 위하여 2015년에 수정된 규제기준을 설정하였다. 새로운 규제기준에 따르면 일일 최대 염분농도가 배출구 주변 100 m 이내에서 주변 염분농도보다 2 psu를 초과하지 못하도록 하였다(California Water Boards 2015). Western Australia는 염분 농도의 중앙값이 배경농도로부터 5%이내가 되도록 권장하고 있으며, 이는 2 psu의 범위이내에 해당한다. Perth 해수담수화 시설은 농축수의 배출기준을 배출구로부터의 거리에 따라 규정하고 있다. 농축수 배출로 인한 염분 증가는 배출구로부터 50m 이내에는 배경농도의 1.2 psu 이내, 1,000 m 이내에는 배경농도의 0.8 psu 이내가 되도록 권고하고 있다(WEC 2002). Sydney 해수담수화 시설은 호주 및 뉴질랜드의 담수 및 해양수질 지침(ANZECC 2000)의 관련 지표를 사용하여

기준을 제시하였다. 배출구로부터 50–75 m 범위의 구역은 근접 혼합구역(near-field mixing zone)으로 설정하였고, 모델링 연구에서 이 구역의 염분농도는 약 36 psu로 배경 해수염분농도(34–36 psu)에서 1 psu 이상 증가하지 않도록 하고 있다. Gold Coast 해수담수화 프로젝트는 모델링을 통해 근접 혼합구역이 폭이 약 120 m, 길이가 225 m가 될 것으로 예측하였으며, 모델 계산에서 오류를 허용하기 때문에 혼합 구역의 경계에 있는 저층의 염분은 배경염분(35.5 psu)과 비교하여 2 psu를 초과하지 않을 것으로 예상하였다(GCD Alliance 2006). 일본 오키나와의 해수담수화 시설은 배출된 농축수의 염분농도가 혼합구역에서 최대 38 psu, 해저면과 만나는 경계에서 주변 농도와 비교하여 1 psu 이상 증가하지 않아야 한다고 권고한다(Okinawa Bureau for Enterprises 1997). 이는 배경농도에서 약 2.6% 증가된 기준에 해당한다. Abu Dhabi에서는 혼합구역의 가장자리의 염분농도는 배경농도의 5%를 초과해서는 안된다고 권고하고 있다(Kastner 2009). Oman의 규정에 따르면 해양환경으로 액체폐기물을 배출시 배출지점으로부터 주변 300 m 이내에서는 주변 평균 염분농도로부터 2 psu 이상 벗어나지 않도록 권고하고 있다(Sultanate of Oman 2005) 하지만 반폐쇄된 해역(걸프만, 지중해, 홍해 등)은 자연적인 증발이 농축수의 염분농도를 초과하여 큰 걱정거리가 되지 않는다. 일부 해양 생물은 자연보다 약간 높은 염분농도에 내성을 가지고 있다. 따라서 염분 한계를 규정함에 있어서 지역조건, 고유종의 민감성, 계절에 따른 변화가 고려될 필요가 있다(Bleninger et al. 2010). 농축수의 확산 예측에 대한 연구는 모델링을 통해 수행되고 있으나 염수 배출에 대한 현장 측정의 미수행과 농축수의 확산 범위에 대한 연구의 부족으로 모델 검증이 적절히 이루어지고 있지 않다.

V. 결론 및 시사점

안정적인 수자원 확보를 위한 방안으로 해수담수화 시설이 부각되고 있으며 생산되는 용량도 크게 증가하고 있다. 그러나 해수담수화 시설에서 배출되는

고염분의 농축수에 대한 환경적 영향에 대한 연구는 미흡한 현황이다. 본 연구에서는 국내·외 사례를 통하여 고염분 농축수로 인한 환경적 영향 및 배출 규제에 대하여 고찰하고 시사점을 제시하였다.

국내에서는 농축수가 부유생태계, 저서생태계, 어류 등에 미치는 영향을 파악하기 위해 독성실험을 수행하였다. 식물플랑크톤 *Tetraselmis suecica*는 55 psu이상의 농도에서 성장저해가 나타났으며 동물플랑크톤 유생 *Tigriopus japonicus*와 *Brachionus plicatilis*는 각각 40 psu와 55 psu 이상의 염분농도에서 독성반응을 보였다. 성체 *T. japonicus*는 50–60 psu 구간에서 고염분에 대한 영향이 뚜렷하게 보였으며 녹조구멍갈파래(*Ulva pertusa*)의 포자형성은 고염 농축수에 대한 생식 저해가 나타났다. 그리고 넙치(*Paralichthys olivaceus*) 치사율의 변화는 염분 증가에 따라 뚜렷한 선형관계가 관찰되었으며 송사리의 생태독성평가 결과에 따르면 40–50 psu에서 사망률은 30% 이하였으며, 60 psu이상의 농도에서 100% 사망하였다.

국외 사례는 저서생물군집, 연체동물, 극피동물, 어류, 해조·해초류로 구분하였다. 스페인 알리칸테 부근의 저서 군집에 대한 영향조사에 의하면 농축수 배출로 인하여 우점종이 변화하고, 다모류는 배출구에서 400 m 떨어진 곳까지 풍부도와 다양성이 감소하였다. 카나리아 제도의 연성기질 미소동물은 농축수 배출구 주변으로 낮은 풍부도가 관측되었고, 배출구에서 30 m 이격된 지점에서는 높은 풍부도가 관측되었다. 연체동물인 오징어 배아(*Sepia apama*)가 42 psu와 45 psu에 노출되었을 때 크기와 무게 감소 및 성장률과 부화율 감소를 보였다. 45–55 psu 농도에 60일간 노출된 굴(*Crassostrea virginica*)의 생존율 감소와 번식 저해도 확인하였다. *Tapes philippinarum* (바지락)은 60 psu 농도에 48시간 노출된 후 사망하였다. 극피동물의 분포를 조사한 연구에서는 일정기간이 경과한 후 배출구 주변에 서식하는 생물은 거의 사라졌으며 플로리다 Key West에서 현장 모니터링 결과에서 농축수가 배출되는 주변 지역에 서식하는 극피동물의 감소를 확인하였다. 참돔 치어는 50 psu에 24시간 노출되었을 때 사망하는 개체가 발생하였고,

가자미의 어란은 60 psu에 노출되었을 때 부화가 지연되었다. 성어의 경우 실험에 이용된 대조구 이상의 염분에 노출되면 회피하는 것으로 나타났다. 해조·해초류의 경우에는 고염수로 인하여 탄수화물 저장 능력감소, 잎피사율 증가, 광합성률의 감소, 뿌리성장의 저해 등을 보였다. 그러나 일부 해조·해초류는 염분에 대한 내성을 가지고 있어 고염분의 해수환경에도 생존하였다.

농축수에 대한 규제기준은 염분 한계와 배출구에서의 거리로 표현되는 준수지점으로 구분할 수 있다. 미국 EPA는 농축수 배출로 인한 염분 증가가 4 psu를 초과하지 않도록 권고하고 있으며 California water boards에서는 일일 최대 염분농도가 배출구 주변 100 m 이내에서 주변 염분농도보다 2 psu를 초과하지 못하도록 규정을 개정하였다. 호주 Perth 해수담수화 시설에서는 농축수 배출로 인한 염분증가는 배출구로부터 50 m 이내에는 배경농도의 1.2 psu 이내, 1,000 m 이내에는 배경농도의 0.8 psu 이내가 되도록 제안하고 있다. 일본 오키나와의 해수담수화 시설은 배출된 농축수의 염분농도가 혼합구역에서 최대 38 psu, 해저면과 만나는 경계에서 주변 농도와 비교하여 1 psu 이상 증가하지 않도록 하고 있으며 Abu Dhabi에서는 혼합구역의 가장자리의 염분농도는 배경농도의 5%를 초과해서는 안된다고 권고한다.

국내·외 독성평가 및 모니터링 조사를 통하여 고염분의 농축수가 환경적 영향을 준다는 사실이 입증되었다. 하지만 배출되는 지역의 특성(고유종의 염분 내성, 해수교환율, 해수의 배경 염분농도 등)에 따라 영향의 정도가 상이하어 각 지역에 적합한 저감방안을 강구하는 것이 필요하다. 우선적으로 고유종의 염분 민감도, 저서생물군집의 유무, 양식장 운영여부 등을 고려하여 환경적으로 영향이 적은 지역에 농축수가 배출되도록 다양한 입지 대안을 수행할 필요가 있다. 그리고 농축수의 염분농도를 줄일 수 있는 방안도 검토되어야 한다. 농축수의 염분농도는 발전소에서 배출되는 온배수와 농축수를 혼합하여 염분농도를 줄일 수 있으며 오·폐수처리수를 활용하는 방안도 있다. 대부분의 해양생물은 고농도의 염분에 취약하기 때문에 배출되는 농축수가 빠르게 주변 해수와

혼합될 수 있도록 멀티 배출방식, 배출수 분사각도, 배출구 주변의 해수교환율을 증가시킬 수 있는 방안 등을 다양하게 고려할 필요가 있다. 무엇보다도 농축수의 배출량을 줄이는 것이 중요하므로 고염분의 배출수를 자원화하는 기술을 최대한 이용하는 것도 바람직하다.

국내에서는 일부 해양생물에 대한 독성실험만이 이루어져 실제 운영으로 인한 환경적 영향을 파악하지 못하고 있다. 따라서 대규모 해수담수화시설이 증가될 수 있는 현실을 감안하여 운영 중인 해수담수화 시설에 대한 모니터링을 강화하여 장기간의 환경적 영향을 파악하는 것이 요구된다. 농축수 배출기준에 대해서는 국내기준이 없는 시점에서 해외의 기준을 적용하는 것도 하나의 방안이 될 수 있으며 우리나라는 서해, 남해, 동해의 특성이 상이하므로 해역별 특성을 고려한 배출기준의 설정도 검토될 수 있다. 아직까지 농축수에 대한 영향 범위가 명확하지 않으므로 영향범위에 대한 예측이 중요하며 일반적으로 행해지는 단기간 수치모형실험보다는 지속적으로 배출되는 농축수의 누적영향 범위를 예측하는 것이 필요하다.

사사

본 연구는 한국환경정책·평가연구원의 ‘해수담수화에서 생성되는 농축수의 환경적 영향과 평가(과제번호 RE2017-13)’, 산업통상자원부의 2016년도 제4차 에너지기술개발사업 신규과제인 ‘해상풍력 환경·안전이슈 해결을 위한 장기 환경모니터링 및 해상활동 안전기준 기술개발’의 지원을 받아 수행되었음

References

- ANZECC/ARMCANZ. 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, www.mincos.gov.au

- (last accessed on 12.09.2009).
- Basson PW, Burchard JE Jr, Hardy JT, Price ARG. 1977. Biotopes of the Western Arabian Gulf; marine life and environments of Saudi Arabia.
- Bilyard GR. 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*. 18(11): 581-585.
- Bleninger T, Jirka GH, Lattemann S. 2010. Environmental planning, prediction and management of brine discharges from desalination plants. Middle East Desalination Research Center (MEDRC): Muscat, Sultanate of Oman.
- Busan. 2010. Statement on the sea area utilization for 10MIGD seawater desalination plant project. [Korean Literature]
- California Regional Water Quality Control Board. 2006. Waste discharge requirements for the Poseidon Resources Corporation, Carlsbad desalination plant project, discharge to the Pacific Ocean via the Encina power station discharge channel. NPDES No. CA0109223.
- California Water Boards. 2015. California Ocean Plan 2015. State Water Resources Control Board in California EPA. http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/ocean/desalination/ (last accessed on 09.15.2017).
- Cambridge ML, Zavala-Perez A, Cawthray GR, Mondon J, Kendrick GA. 2016. Effects of high salinity from desalination brine on growth, photosynthesis, water relations and osmolyte concentrations of seagrass *Posidonia australis*. *Marine Pollution Bulletin*. 115(1): 252-260.
- Chesher RH. 1971. Biological impact of a large-scale desalination plant at Key West, Florida. Elsevier oceanography series.
- City of Carlsbad and Poseidon Resources. 2005. Environmental impact report for the Carlsbad seawater desalination facility.
- Cooley H, Ajami N, Heberger M. 2013. Key issues in seawater desalination in California: marine impacts. Pacific Institute Oakland, CA, 32.
- Cooley H, Gleick P, Wolff G. 2006. Desalination with a grain of salt: a California perspective. Pacific Institute Oakland, CA.
- Dawoud MA, Al Mulla MM. 2012. Environmental impacts of seawater desalination: Arabian Gulf case study. *International Journal of Environment and Sustainability*. 1(3): 22-37.
- Delft Hydraulics. 2007. Eco-marine reconnaissance survey Al Qair (Saudi Arabia). Report Z3974.
- Dupavillon JL, Gillanders BM. 2009. Impacts of seawater desalination on the giant Australian cuttlefish *Sepia apama* in the upper Spencer Gulf, South Australia. *Marine Environmental Research*. 67(4): 207-218.
- Einav R, Lokiec F. 2003. Environmental aspects of a desalination plant in Ashkelon. *Desalination*. 156(1-3): 79-85.
- Fernández-Torquemada Y, Sánchez-Lizaso JL, Gonzalez-Correa JM. 2005. Preliminary results of the monitoring of the brine discharge produced by the SWRO desalination plant of Alicante (SE Spain). *Desalination*. 182(1-3): 395-402.
- Fernández-Torquemada Y, Sánchez-Lizaso JL. 2006. Effects of salinity on growth and survival of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson and *Zostera noltii* Hornemann. *Biologia Marina Mediterranea*. 13(4): 46-47
- Gacia E, Invers O, Manzanera M, Ballesteros E, Romero J. 2007. Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 72(4): 579-590.

- GCD Alliance. 2006. Material change of use application, Gold Coast desalination project. www.goldcoast.qld.gov.au (last accessed on 12.09.2009).
- Höpner T, Lattemann S. 2002. Chemical impacts from seawater desalination plants? a case study of the northern Red Sea. *Desalination*. 152(1-3): 133-140.
- Höpner T. 1999. A procedure for environmental impact assessments (EIA) for seawater desalination plants. *Desalination*. 124(1-3): 1-12.
- Höpner T, Windelberg J. 1997. Elements of environmental impact studies on coastal desalination plants. *Desalination*. 108(1): 11-18.
- Iso S, Suizu S, Maejima A. 1994. The lethal effect of hypertonic solutions and avoidance of marine organisms in relation to discharged brine from a desalination plant. *Desalination*. 97(1-3): 389-399.
- Jenkins S, Paduan J, Roberts P, Schlenk D, Weis J. 2012. Management of brine discharges to coastal waters recommendations of a science advisory panel. Southern California coastal water research project. Costa Mesa, CA.
- Kastner C. 2009. Meerwasserentsalzungsanlagen. Ableitung umweltrelevanter Standards. Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Geökologin
- Kim SH. 2016. Transforming brines from seawater desalination plants to resources. *KSCE Journal of Civil Engineering*. 64(2): 25-29. [Korean Literature]
- Koch MS, Schopmeyer SA, Kyhn-Hansen C, Madden CJ, Peters JS. 2007. Tropical seagrass species tolerance to hypersalinity stress. *Aquatic Botany*. 86(1): 14-24.
- Kwon SH, Lee JH, Yu OH. 2017. Environmental effects on the benthic polychaete communities around the power plant areas in the East Sea of Korea. *The Sea*. 22(1): 18-30. [Korean Literature]
- Latorre M. 2005. Environmental impact of brine disposal on *Posidonia* seagrasses. *Desalination*. 182(1-3): 517-524.
- Lattemann S, Höpner T. 2008. Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. *Desalination*. 220(1-3): 1-15.
- Lattemann S, Kennedy MD, Schippers JC, Amy G. 2010. Global desalination situation. *Sustainability Science and Engineering*. 2: 7-39.
- Lee SH. 2016. Seawater desalination technology for diversification of water source. *Magazine of Korea Water Resources Association*, 49(1): 29-38. [Korean Literature]
- Maeng JH, Kim TY, Seo DH, Seo J, Son MH, Kang TS. 2013. A Study on measures to predict and mitigate marine environmental impacts of cooling water discharges from power plants. Korea Environmental Institute. [Korean Literature]
- Mandelli EF. 1975. The effects of desalination brines on *Crassostrea virginica* (Gmelin). *Water Research*. 9(3): 287-295.
- Masini RJ, Anderson PK, McComb AJ. 2001. A Halodule-dominated community in a subtropical embayment: physical environment, productivity, biomass, and impact of dugong grazing. *Aquatic Botany*. 71(3): 179-197.
- Miri R, Chouikhi A. 2005. Ecotoxicological marine impacts from seawater desalination plants. *Desalination*. 182(1-3): 403-410.
- MOLIT (Ministry of Land, Infrastructure and Transport). 2016. The long-term comprehensive plan for water resources(2001-2020) 3rd

- revision plan. p.131. [Korean Literature]
- Naser H A. 2013. Effects of multi-stage flash and reverse osmosis desalinations on benthic assemblages in Bahrain, Arabian Gulf. *Journal of Environmental Protection*. 4(2): 180-187.
- Naser H A. 2014. Marine ecosystem diversity in the Arabian Gulf: Threats and conservation. In *Biodiversity-The dynamic balance of the planet*. InTech.
- NRC (National Research Council). 2008. *Desalination: a national perspective*. National Academies Press.
- Okinawa Bureau for Enterprises. 1997. *Environmental impact assessment report for the seawater desalination project in Okinawa, Japan, executive summary*.
- Palomar P, Losada IJ. 2011. Impacts of brine discharge on the marine environment: modelling as a predictive tool. In *Desalination, trends and technologies*. InTech.
- Pillard DA, Dufresne DL, Tietge JE, Evans JM. 1999. Response of mysid shrimp (*Mysidopsis bahia*), sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*), and inland silverside minnow (*Menidia beryllina*) to changes in artificial seawater salinity. *Environmental toxicology and chemistry*. 18(3): 430-435.
- POSCO. 2012. *Environmental review report for seawater desalination plant projects in Gwangyang Works*. [Korean Literature]
- Raventós N, Macpherson E, Garcia-Rubies A. 2006. Effect of brine discharge from a desalination plant on macrobenthic communities in the NW Mediterranean. *Marine Environmental Research*. 62(1): 1-14.
- Riera R, Tuya F, Sacramento A, Ramos E, Rodriguez M, Monterroso O. 2011. The effects of brine disposal on a subtidal meiofauna community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 93(4): 359-365.
- Ruso YDP, De la Ossa Carretero JA, Gimenez-Casalduero F, Sánchez-Lizaso JL. 2007. Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. *Marine Environmental Research*. 64(4): 492-503.
- Ruso YDP, De la Ossa Carretero JA, Gimenez-Casalduero F, Sánchez-Lizaso JL. 2008. Effects of a brine discharge over soft bottom polychaeta assemblage. *Environmental Pollution*. 156(2): 240-250.
- Sánchez-Lizaso JL, Romero J, Ruiz J, Gacia E, Buceta JL, Invers O, Fernandez-Torquemada Y, Mas J, Ruiz-Mateo A, Manzanera M. 2008. Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination*. 221(1-3): 602-607.
- Shalom-Gordon N, Dubinsky Z. 1993. Diurnal pattern of salt secretion in leaves of the black mangrove, *Avicennia marina*, on the Sinai coast of the Red Sea. *Pacific Science*. 47(1): 51-58.
- Sultanate of Oman. 2005. Ministerial Decision No: 159/2005, Promulgating the bylaws to discharge liquid waste in the marine environment. Ministry of Regional Municipalities, Environment and Water Resources.
- Talavera JP, Ruiz JQ. 2001. Identification of the mixing processes in brine discharges carried out in Barranco del Toro Beach, south of Gran Canaria (Canary Islands). *Desalination*. 139(1): 277-286.
- Walker DI, McComb AJ. 1990. Salinity response

- of the seagrass *Amphibolis antarctica* (Labill.) Sonder et Aschers.: an experimental validation of field results. *Aquatic Botany*. 36(4): 359-366.
- Waterreuse Association. 2011. Seawater concentrate manament. p.38.
- WEC (Welker Environmental Consultancy). 2002. Perth metropolitan desalination proposal environmental protection statement. Prepared by Welker Environmental Consultancy for the Water Cooperation.
- Wetterau G. 2011. Desalination of Seawater: M61 (Vol. 61). American Water Works Association.
- Yoon SJ, Park GS. 2011. Toxicity and behavioral changes of Medaka (*Oryzias latipes*) by brine exposure. *The Sea*. 16(1): 39-51. [Korean Literature]