Kor J Fish Aquat Sci 44(5), 533-542
DOI : http://dx.doi.org/10.5657/KFAS.2011.0533

한수지, 44(5), 533-542, 2011

낙동강 하구에 이식된 잘피(*Zostera marina*)의 환경변화에 따른 성장특성

박정임* · 이근섭[1] · 손민호

해양생태기술연구소, [1]부산대학교 생명과학과

Growth Dynamics of *Zostera marina* Transplants in the Nakdong Estuary Related to Environmental Changes

Jung-Im Park*, Kun-Seop Lee[1], Min Ho Son

Marine Eco-Technology Institute, Busan 608-830, Korea
[1]Department of Biological Sciences, Pusan National University, Busan 609-735, Korea

Numerous seagrass habitat restoration projects have been attempted recently due to the remarkable decline in seagrass coverage. Seagrass transplants tend to adapt to a new environment after experiencing transplanting stress during the early stages of transplantation. Once acclimated, the transplants grow into healthy seagrass beds via vegetative propagation. The establishment and growth dynamics of transplanted seagrasses in bays and coasts are widely reported, but few studies have been conducted on estuaries in Korea. We transplanted *Zostera marina* in November 2007 and November 2008 in the Nakdong estuary using the staple method, and monitored the survival, adaptation, and growth dynamics of the transplants as well as environmental factors every month for 1 year. Both transplants adapted well to the new environment without initial losses and showed rapid productivity during early summer. However, density of transplants increased 320% in 1 year from the previous year's transplants but that decreased to 59% during the following year. This significant reduction in density in the second year may have been caused by exposure to low salinity (10 psu) for 3 weeks during the unusually long monsoon season. While the survival and growth dynamics of seagrass transplants planted in bays and coasts are mainly controlled by underwater photon flux density and water temperature, salinity was the critical factor for those planted in Nakdong estuary.

Key words: Seagrass, Transplantation, Estuary, Salinity, Growth dynamics, Nakdong river

서 론

해산현화식물인 잘피는 전 세계의 연안과 하구에 약 60여종이 서식하고 있으며(den Hartog, 1970), 우리나라에는 *Zostera* 속 5종, Phyllospadix속 2종과 아열대성 잘피인 *Halophila*속 1종이 자생하고 있음이 보고되었다(Kim et al., 2009). 잘피서식지는 연안과 하구에서 높은 일차생산력을 가지며, 다양한 어족자원들의 산란장, 치어의 생육지 및 서식처를 제공하고(Huh and Kitting, 1985; Hovel et al., 2002), 수중의 영양염을 제거하여 수질을 정화하는 역할을 수행하고 있다(Thomas and Cornelisen, 2003).

최근 전 세계 뿐만 아니라 우리나라 연안에서도 매립, 준설, 급격한 부영양화 등의 인위적인 요인으로 인하여 잘피서식지가 훼손되고 있어(Short and Wyllie-Echeverria, 1996) 이를 보존 및 복원하려는 노력들이 세계적으로 진행되고 있다(Seddon, 2004). 우리나라에서도 최근 다양한 잘피 이식방법들이 실험되어 서식지복원에 활용되고 있으며, 현재 잘피서식지 복원사업에도 활용되고 있다(Park and Lee, 2007; Lee and Park, 2008; Park and Lee, 2010).

잘피의 이식(transplantation)은 스트레스로서 잘피의 신진대사에도 영향을 주어 생존, 성장과 형태 변화를 초래한다(Park et al., 2009; Li et al., 2010; Li and Lee, 2010). 잘피는 현존하는 서식지에서 일부를 채집 및 운반하여 새로운 장소로 이식되는데 이러한 과정에서 잘피는 스트레스를 받게 되며 생리적인 회복과정을 거쳐 새로운 환경에 정착한 후에 밀도를 증가시키는 생장을 하면서 새로운 잘피서식지를 조성하게 된다(Phillips and Lewis, 1983; Meinesz et al., 1993; Martins et al., 2005; Park et al., 2009; Li et al., 2010; Li and Lee, 2010).

잘피의 분포, 생존, 생장과 형태는 주로 수중광량, 수온과 영양염 농도에 의해 결정되며(Orth and Moore, 1986; Erftemeijer and Herman, 1994), 잘피는 낮은 광량에서 생장이 억제되고 사멸된다. 따라서 특정지역에서 수중광량은 잘피의 분포와 생존을 결정하는 요인이 된다(Dennison, 1987; Herzka and Dunton, 1998). 또한, 수온의 계절적 변화는 잘피의 계절성과 밀접한 관

*Corresponding author: jipark20@hanmail.net

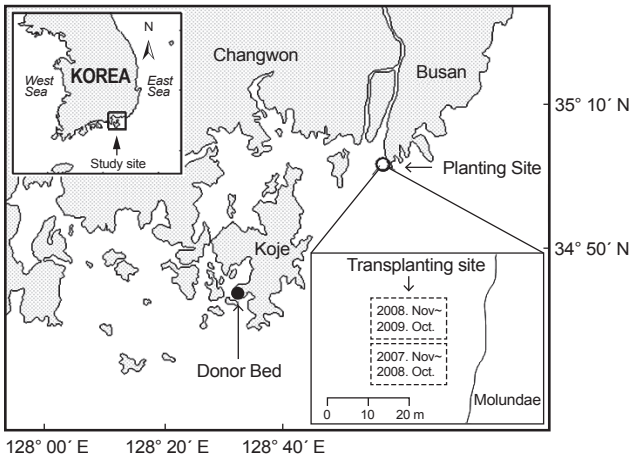

Fig. 1. Planting site in Nakdong Estuary and donor bed in Koje Bay on the southern coast of Korea. Seagrass transplantation was conducted in November 2007 and November 2008.

련이 있다(Orth and Moore, 1986; Erftemeijer and Herman, 1994). 예를 들면, 우리나라 연안에서 잘피는 주로 봄에 빠른 생장을 나타내기 시작하여 초여름에 최대 생산성을 보이다가 고수온 시기인 여름에 생산성이 감소한다(Lee et al., 2005; Park and Lee, 2010). 침수식물인 잘피는 생장에 필요한 다량의 무기영양염을 수층과 저층으로부터 흡수한다(Murray et al., 1992). 따라서 질소, 인 등 수층과 퇴적물 공극수내의 영양염의 농도는 잘피의 성장을 조절하는 요인이 되기도 한다(Udy and Dennison, 1997). 그러나 수층의 영양염이 과다해지면 플랑크톤이나 부착생물들이 급격히 증가하여 잘피 잎에 도달하는 수중광량을 감소시켜 잘피의 성장과 형태 등이 감소된다(Tomasko and Lapointe, 1991). 그에 비해 퇴적물 공극수의 영양염류 농도의 증가는 잘피의 생존에 해로운 영향을 주지 않아 오히려 빈영양 지역에 비료를 주입하여 잘피의 생산성을 증가시키기도 한다(Lee and Dunton, 2000).

염분은 잘피의 분포와 생존에 영향을 미치는 중요한 요인이나 그 영향은 상기의 요인들에 비해 연구사례가 매우 적으며 특히, 염분의 변화와 잘피의 성장에 대한 현장 자료는 전무한 실정이다(Quammen and Onuf, 1993; Kamermans et al., 1999; Fernández-Torquemada and Sánchez-Lizaso, 2005). 해산식물인 잘피는 적정한 염분이 유지되어야 생존이 가능하며, 잘피가 과도한 염분나 급격히 저하된 염분 농도에 일정기간 이상 노출되면 충격을 받게 되어 형태나 성장이 감소되거나 사멸하게 된다(Murphy et al., 2003; Fernández-Torquemada and Sánchez-Lizaso, 2005).

하구는 지속적으로 육수가 유입되어 그 유입량에 따라 수중광량, 수온, 영양염과 염분의 변화가 연안에 비해 역동적으로 나타난다(Day et al., 1989). 우리나라의 내만이나 개방된 연안에 이식한 잘피의 형태와 생산성은 이식 후 3-5개월 이내에 새로운 환경에 적응하여 성장하는 것으로 나타났으나(Park et al., 2009; Li et al., 2010), 하구에 이식한 잘피의 정착과 적응을 조사한 사

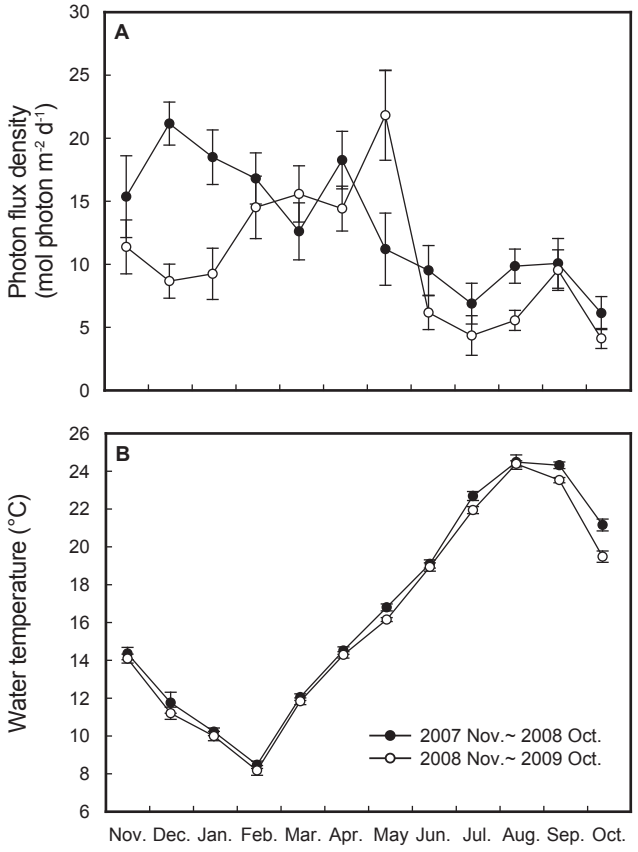

Fig. 2. Changes in underwater photon flux density (A) and water temperature (B) at transplanting site in Nakdong Estuary from November 2007 to October 2008 and November 2008 to October 2009.

례는 전무한 실정이다. 본 연구에서는 2007년 11월과 2008년 11월의 동일한 시기에 낙동강 하구에 잘피를 이식하여 수중광량, 수온, 수층과 저층의 영양염의 농도, 염분의 변동 등 환경변화와 이식된 잘피의 형태, 밀도와 생산성 등을 각 1년 동안 조사하여 두 기간의 환경변화에 따른 하구에 이식한 잘피의 정착과 성장특성을 알아보고자 한다.

재료 및 방법

잘피 이식

잘피 이식은 2007년 11월과 2008년 11월의 두 차례에 걸쳐 낙동강 하구(35° 02′28″N, 128° 57′49″E)에서 수행되었다(Fig. 1). 이식장소의 평균 수심은 약 2 m이고 토양은 사니질이었으며, 하구둑이 건설되기 전에는 잘피가 서식하던 곳이다. 공급용 잘피는 거제만에서 5마디 이상의 지하경을 가진 개체를 채취하여 해수로 지하부의 퇴적물을 제거하고 해수가 담긴 플라스틱 용기에 담아 이식장소로 옮긴 후 다음날 철사고정법(staple method)으로 이식하였다. 철사고정법은 15 cm 길이의 철사를

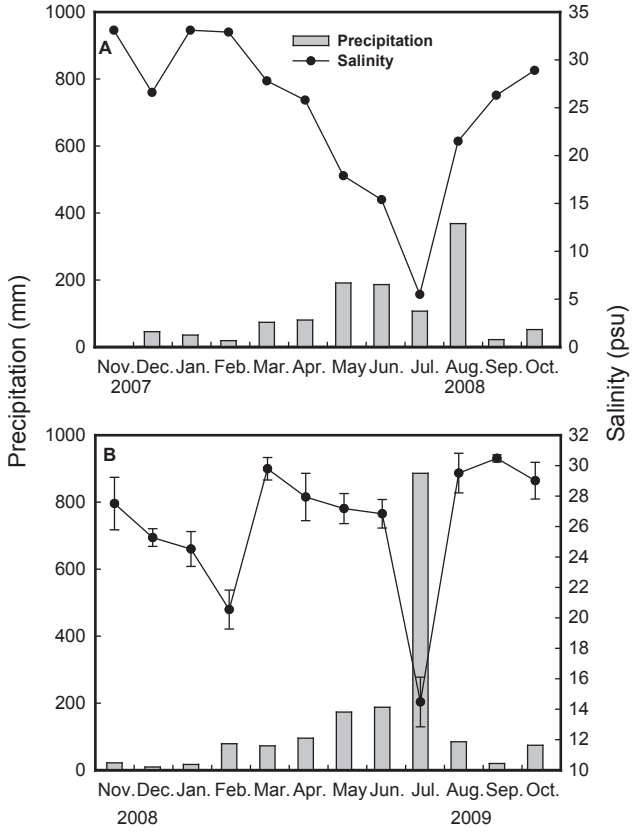

Fig. 3. Changes in salinity at transplanting site in Nakdong Estuary and monthly cumulative precipitation in Busan from November 2007 to October 2008 (A) and November 2008 to October 2009 (B).

이용하는 것으로 다양한 잘피의 이식방법(이식망 이용법, 패각 이용법등) 중 사질, 니질, 사니질의 모든 퇴적환경에서 생존율이 높고, 이식된 잘피의 착생이 가장 빠른 방법으로 보고되고 있다 (Park and Lee, 2007). 잘피는 2개체씩 30 cm간격으로 SCUBA 작업으로 식재하였으며(Davis and Short, 1997; Park and Lee, 2007), 2007년과 2008년에 각각 8개의 이식단위(2 m x 2 m)에 이식되었다(Fig. 1).

환경요인 측정

연구기간인 2007년도(2007년 11월부터 2008년 10월)와 2008년도(2008년 11월부터 2009년 10월까지)의 수중광량은 위해 잘피 잎이 위치하는 수심에 조도계(HOBO-Light Intensity, Onset Computer, USA)를 설치하여 매 15분마다 측정하였다. 조도계로 측정된 광량(lumens·ft^{-2})은 동 시간에 광측정기(LI-1400, LI-COR, Inc)로 측정된 수치와의 회귀분석을 통하여 photon flux density(PFD, mol photons m^{-2}·d^{-1})로 변환하여 월평균으로 나타냈다. 수온은 수온계(HOBO RH Temp Light External, Onset Computer, USA)를 설치하여 매 15분 간격으로 측정하여(Lee et al., 2005, 2007), 월별 평균수온으로 나타냈다.

2007년의 염분은 염분계(YSI-85, YSI Incorporated, USA)를 이용하여 매월 조사시 현장에서 측정하였다. 2008년의 염분은 염분측정기(ODYSSEY Salinity Temperature Data Recorder, Dataflow Systems, New Zealand)를 잘피 잎이 위치하는 수심에 설치하여 연구기간 동안 매 15분마다 측정하여 월평균으로 나타내었다. 각 연구기간 동안의 강수량은 기상청의 관측자료(http://kma.go.kr/weather/observation/past_table)를 이용하여 부산지역의 월별 누적 강수량으로 나타냈다.

해수와 퇴적물 공극수의 영양염 농도를 측정하기 위해 각 연구기간 동안 매월 현장 조사시 150 mL의 시료병에 해수를 채취하였고(n=4), 아크릴 코어(내경 9 cm×높이 13 cm)를 이용하여 퇴적물을 채취하여 뚜껑을 덮어 아이스박스에 보관 후 실험실로 옮겨왔다. 퇴적물 공극수는 8,000 rpm에서 20분간 원심분리한 후 채수하여 분석하였다. 해수와 퇴적물 공극수의 암모늄염, 질산염+아질산염, 인산염의 농도는 흡광광도법으로 측정하였다 (MOMAF, 2005).

잘피의 형태, 생산성, 생존율과 밀도

이식된 잘피의 생장은 이식 후 월별로 4-10개체의 잘피를 채취하여 체장(cm), 체중(g), 엽폭(mm), 엽초 길이(cm), 엽초 폭(mm)과 엽초 무게(g)를 측정하였다. 이식된 잘피의 밀도는 시설된 이식 단위별로 50 cm×50 cm의 영구 방형구를 설치하여 방형구내 개체수를 계수하여 생육밀도(shoots m^{-2})로 나타냈다 (n=4). 잘피의 생존율은 이식밀도와 매월 조사 시 측정된 밀도의 백분율(%)로 나타냈다.

잎 생산성은 잎 표식법(blade marking technique)을 이용하여(Zieman, 1974; Kentula and McIntire, 1986) 매월 측정하였는데, 이식된 개체에 8-12개체에 주사바늘을 이용하여 엽초의 아래 부분에 구멍을 뚫은 다음 1개월 후에 채취하였다. 채취한 개체는 새로 자란 부분(new leaf)과 기존 부분(old leaf)으로 나누어서 각각의 건중량(DW)을 측정한 후 개체 당 하루 동안 생산된 양(mg DW sht^{-1} D^{-1})을 측정하였다. 개체 당 생산성에 생육밀도를 곱하여 단위면적당 잎의 생산성(g DW m^{-2} D^{-1})을 계산하였다.

통계분석

모든 자료는 normality와 homogeneity of variance를 검정한 후 two-way ANOVA를 이용하여 분석하였으며, 분석값이 유의할 경우, Turkey HSD(Honestly Significant Difference)를 이용하여 각 자료의 유의성을 검증하였다. 통계분석은 SAS9.1을 이용하였으며, 모든 측정치는 평균(mean)과 표준오차(SE)로 나타냈다.

결 과

환경요인

수중광량은 두 연구기간 모두 여름에 낮아지는 계절경향이

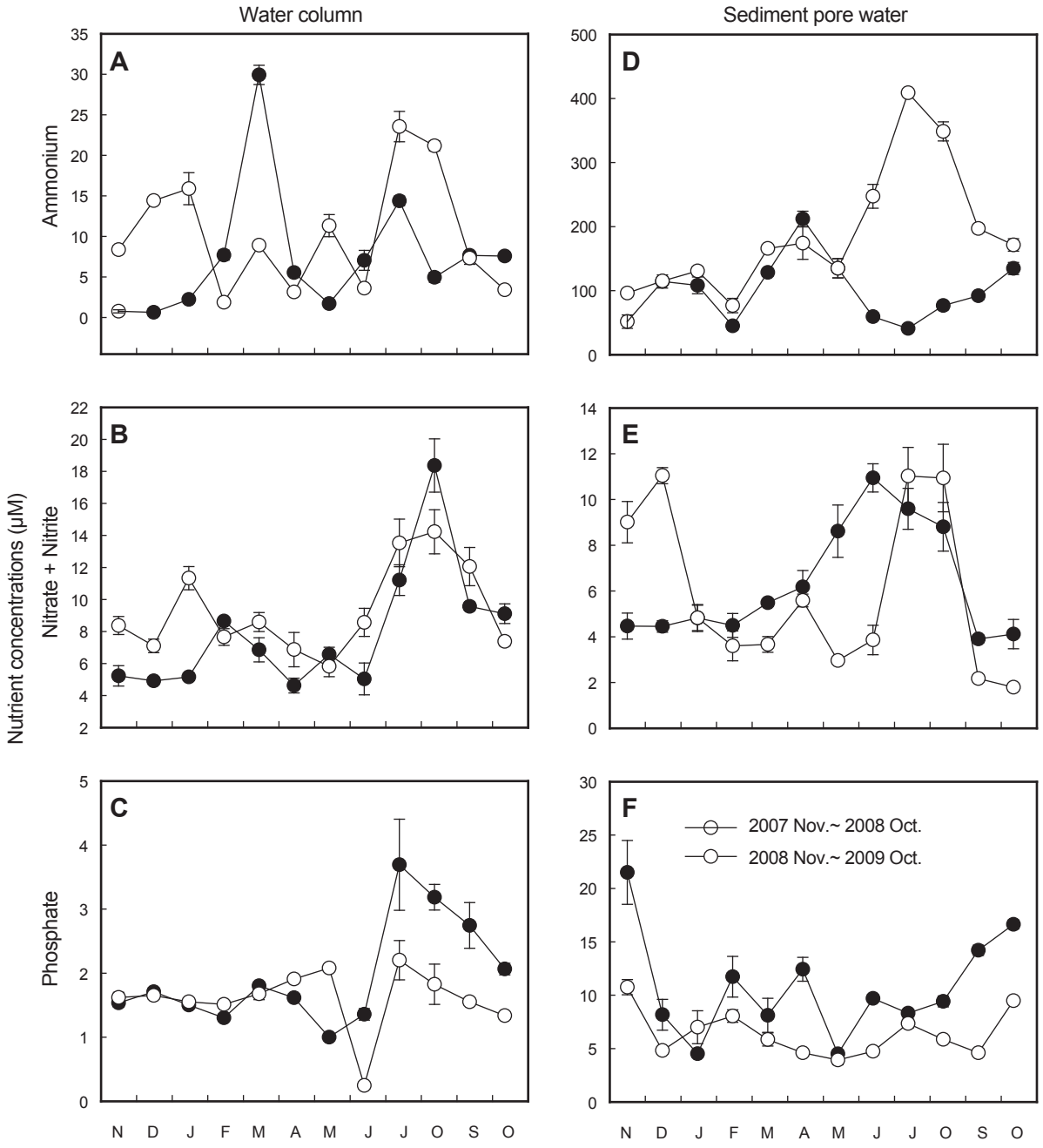

Fig. 4. Changes in water column and sediment pore water nutrient concentrations at transplanting site in Nakdong Estuary from November 2007 to October 2008 and November 2008 to October 2009. Water column ammonium (A), nitrate+nitrite (B), phosphate (C) and sediment pore water ammonium (D), nitrate+nitrite (E), and phosphate (F).

나타났고, 평균 수중광량은 2007년도(13.28 mol photon m^{-2} d^{-1})에 비해서 2008년도(10.44 mol photon m^{-2} d^{-1})에 낮았으며 특히, 겨울과 여름철에 그 차이가 크게 나타났다(Fig. 2A). 수온도 뚜렷한 계절성이 나타났으며, 평균 수온은 2007년도에 16.7℃로 2월에 최소값(8.5℃)과 8월에 최대값(24.5℃)을 보였고, 2008년도에는 16.3℃이며 2월에 최소값(8.2℃)과 8월에 최대값(24.4℃)이 나타났다(Fig. 2B).

평균 염분은 2007년도(24.6 psu)와 2008년도(26.1 psu)에 비슷하게 나타났으나, 강수량은 2007년도(1182.8 mm)에 비해 2008년도(1722.3 mm)에 현저히 많았다. 2007년도의 월별 누적 강수량의 차이는 비교적 크지 않았고, 가장 많은 비가 내린 8월(368.5 mm)의 염분은 21.5 psu로 조사되었다(Fig. 3A). 그러나

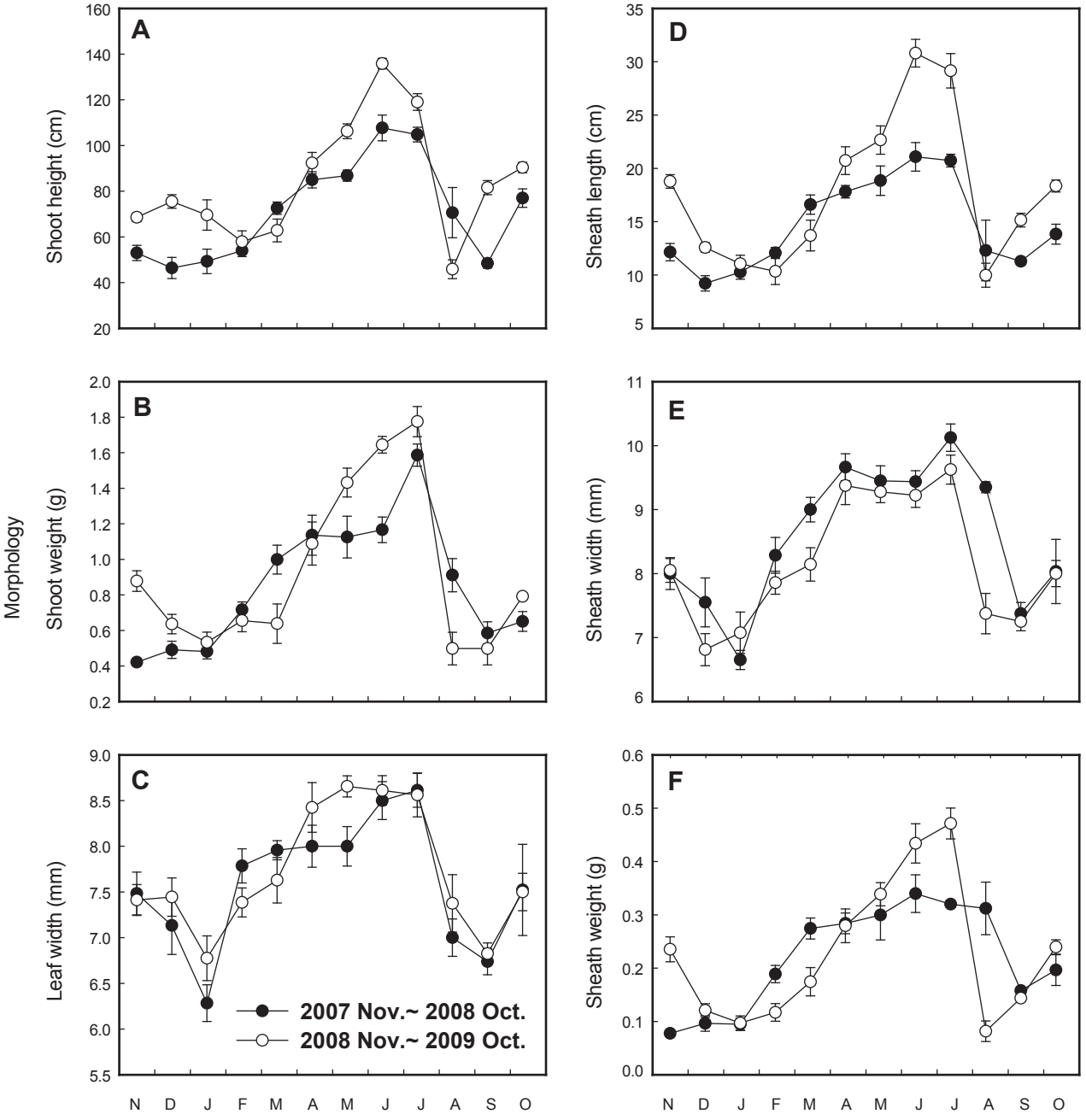

Fig. 5. Changes in morphological characteristics of transplants in Nakdong Estuary from November 2007 to October 2008 and November 2008 to October 2009. Shoot height (A), shoot weight (B), leaf width (C), sheath length (D), sheath width (E) and sheath weight (F).

2008년도의 월별 누적 강수량의 차이는 현저하여 7월에 연구기간 강수량의 절반이상인 886.1 mm의 강수량을 보였으며, 7월의 평균 염분은 14.5 psu로 나타났다(Fig. 3B).

해수의 암모늄염은 뚜렷한 계절경향은 보이지 않았으며, 평균 농도는 2007년(7.5 μM)과 2008년(10.3 μM)에 유사하였다(Fig. 4A). 질산염+아질산염도 두 번의 연구기간 모두 여름에 높은 값을 보였고, 평균 농도는 2007년도(7.9 μM)와 2008년도(90.3 μM)가 유사하였으며(Fig. 4B), 인산염의 평균 농도도 2007년도(2.0 μM)와 2008년도(1.6 μM)에 유사하게 나타났다(Fig. 4C).

퇴적물 공극수의 암모늄염은 2008년도 여름에 현저히 높게 나타났으며, 2007년도(평균 99.8 μM)가 2008년도의 188.9 μM

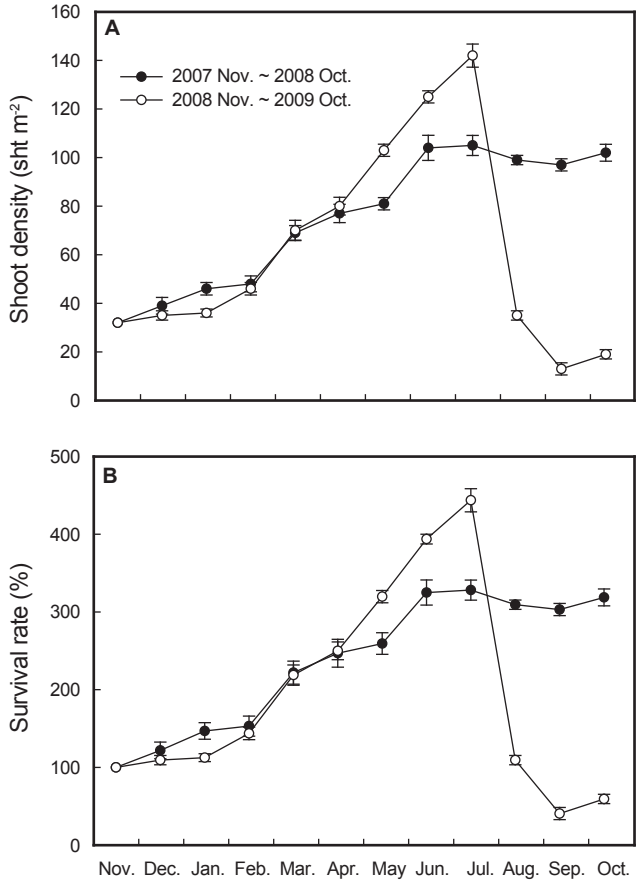

Fig. 6. Changes in shoot density (A) and survival rate (B) of transplants in Nakdong Estuary from November 2007 to October 2008 and November 2008 to October 2009.

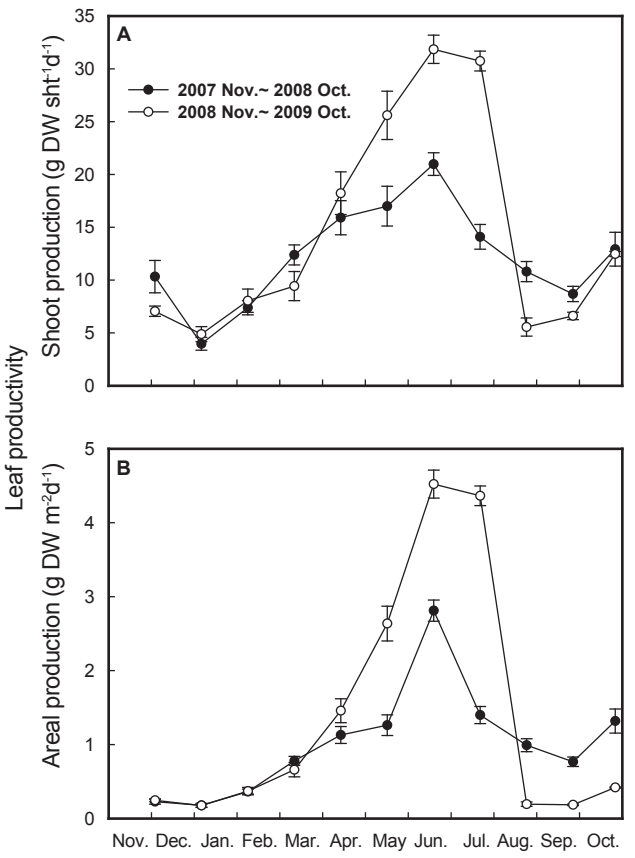

Fig. 7. Changes in leaf productivity of transplants in Nakdong Estuary from November 2007 to October 2008 and November 2008 to October 2009. Shoot production (A) and areal production (B).

보다 낮았다(Fig. 4D). 질산염+아질산염의 농도는 2007년도(평균 6.3 μM)와 2008년도(평균 5.9 μM)에 유사하였으며(Fig. 4E), 인산염의 농도도 2007년도(평균 10.8 μM)와 2008년도(평균 6.4 μM)가 유사하게 나타났다(Fig. 4F).

잘피의 생장

두 연구기간에 이식된 잘피의 체장, 체중, 엽폭, 엽초 길이, 엽초 폭과 엽초 무게는 봄에 상승하여 초여름에 최대에 이른 후 감소하는 계절 경향을 보였다(Fig. 5).이식 초기의 체장은 2007년에 이식된 개체(53.0 cm)가 2008년에 이식된 개체(68.5 cm)보다 작았으나 이식 후 약 3달이 경과하면서 유사해지기 시작하여 6월에 각각 최대값(107.7 cm와 135.8 cm)을 나타낸 후 감소하였다(F=8.0, P<0.001; Fig. 5A). 개체의 무게는 이식 초기 2007년에 이식된 개체(0.42 g)가 2008년에 이식된 개체(0.88 g)보다 작았으나 약 3개월 후 유사해졌고 7월에 각각 최대값(1.59 g과 1.78 g)이 나타났다(F=28.5, P<0.001; Fig. 5B). 엽폭은 두 기간 모두 이식 후 감소하다가 약 2개월 후 증가하기 시작하여 7월에 각각 최대값을 보인 후 급격히 감소하였다(F=8.6, P<0.001; Fig. 5C). 엽초 길이는 이식 초기에 2007년에 이식된 개체(12.2 cm)가 2008년에 이식된 개체(18.8 cm)보다 작았으나 두 기간 모두 이식 직후 감소하다가 약 1-3 개월이 경과하면서 증가하기 시작하였고 6월에 각각 최대값(21.1 cm와 30.8 cm)을 나타낸 후 감소하였다(F=33.3, P<0.001; Fig. 5D). 엽초 폭도 두 기간 모두 이식 후 감소하다가 약 1-2개월이 경과하면서 증가하기 시작하여 각각 7월에 최대값을 보인 후 급격히 감소하였다(F=14.2, P<0.001; Fig. 5E). 엽초 무게는 이식 초기에 2007년에 이식된 개체(0.08 g)가 2008년에 이식된 개체(0.24 g)보다 작았고, 초여름에 각각 최대값(0.34 g과 0.47 g)을 나타낸 후 감소하였다(F=277.7, P<0.001; Fig. 5F).

밀도와 생산성

이식된 잘피의 밀도는 두 기간 사이에 유의한 차이(F=143.9, P<0.001)가 나타났다(Fig. 6A). 2007년과 2008년의 이식 당시의 밀도는 각각 32 sht m^{-2}이었고, 초기 밀도의 감소 없이 서서히 증가하였다. 2007년에 이식된 잘피의 밀도는 2008년 7월에 최대값(105.0 sht m^{-2})을 보인 후 다소 감소(97.0 sht m^{-2})하였다가 다시 증가(102.0 sht m^{-2})하였다. 그러나 2008년에 이식된 잘피는 2008년 7월에 최대값(142 sht m^{-2})을 나타낸 후 급격히 감소

하여 9월에 최소값(13.0 sht m^{-2})이 나타난 후 약간 증가(19.0 sht m^{-2})한데 그쳤다. 2007년도와 2008년도에 이식한 잘피의 생존율도 유의한 차이($F=122.1$, $P<0.001$)가 나타났는데, 2007년에 이식된 잘피는 1년 후 318.8%가 생존한 반면, 2008년에 이식된 잘피는 59.4%만이 생존하였다(Fig. 6B).

잘피 잎의 생산성은 두 기간 사이에 유의한 차이($F=41.4$, $P<0.001$)가 나타났으며, 뚜렷한 계절성을 보였다(Fig. 7A). 2007년과 2008년에 이식된 잘피 모두 이식 후 한 달 동안은 개체의 생산성이 감소하다가 다시 증가하기 시작하였다. 2007년에 이식된 잘피는 6월에 최대값(20.9 mg DW sht^{-1} d^{-1})을 나타내고 고수온 시기에 서서히 감소(8.6 mg DW sht^{-1} d^{-1})한데 비해, 2008년에 이식된 잘피는 6월에 최대값(31.8 mg DW sht^{-1} d^{-1})이 나타난 후 8월에 급격히 감소(5.5 mg DW sht^{-1} d^{-1})하였다.

단위면적당 생산성도 두 기간 사이에 유의한 차이($F=128.6$, $P<0.001$)와 뚜렷한 계절적 경향을 보였다(Fig. 7B). 2007년에 이식된 잘피의 단위면적당 생산성은 봄부터 증가하여 초여름인 6월에 각각 최대값(2.8 g DW m^{-2} d^{-1})을 보인 후 고수온 시기인 여름에 약간 감소(1.3 g DW m^{-2} d^{-1})하였다. 그러나 2008년에 이식된 잘피는 초여름에 최대값(4.5 g DW m^{-2} d^{-1})을 보인 후 단위면적당 생산성이 7월 이후 급격히 감소(0.2 g DW m^{-2} d^{-1})하였다.

고 찰

잘피의 정착과 적응

2007년과 2008년에 낙동강 하구에 이식된 잘피에서는 초기 밀도 감소(initial loss)가 나타나지 않았다. 이는 두 차례의 이식에 사용한 이식방법이 이식장소의 환경에 적합한 철사고정법을 사용했기 때문으로 생각된다(Davis and Short, 1997; Park and Lee, 2007). 이 방법은 다양한 잘피 이식 방법 중 잠수부에 의해 잘피 개체를 직접 토양에 심고 철사로 고정하는 방법으로 지하경이 퇴적물 속에 삽입되어 다양한 퇴적환경에서 정착기간이 비교적 빠르고 높은 생존율이 보고되고 있다(Park and Lee, 2007).

이식된 잘피는 일반적으로 일정시간의 적응기간을 거친 후 새로운 환경에 적응하게 된다(Phillips and Lewis, 1983; Park et al., 2009; Li et al., 2010; Li and Lee, 2010: Park and Lee, 2010). 이식과정 중 잘피는 기존의 서식지에서 채취되면서 지하경과 뿌리에 상처를 받게 되고, 이식을 위해 이동되고 다루어지거나 또는 심겨질 때까지의 과정에서 공기에 노출되거나, 잎 부분의 손상도 받을 수 있기 때문에 이식충격을 받게 된다(Park et al., 2009; Li et al., 2010; Li and Lee, 2010). 이러한 이식충격의 정도는 이식방법과 이식시기에 따라서도 달라 질수 있고 과도한 이식충격은 이식된 잘피가 새로운 장소에 정착하기 전에 고사되기도 하나(Park and Lee, 2007), 2007년과 2008년 낙동강 하구에 이식된 잘피에서는 초기 밀도 감소가 나타나지 않아 과도한 이식충격을 겪은 것으로 보이지는 않는다.

이식충격은 이식 초기 개체의 형태나 생산성이 감소되는 현상으로 나타난다(Park et al., 2009; Li et al., 2010; Li and Lee, 2010). 엽폭은 개체가 받는 스트레스의 지표로 잘피가 스트레스에 노출되거나 환경이 악화되면 엽폭이 감소되는 것으로 보고되고 있다(Phillips and Lewis, 1983; Meinesz et al., 1993; Park et al., 2009; Li et al., 2010). 본 실험에서도 두 실험기간 모두 이식된 잘피 개체에서 이식 초기 엽폭이 감소하다가 2개월이 경과 후 증가하는 것이 관찰되었다. 개체의 생산성도 두 연구기간 모두 이식 후 2달은 감소하다가 그 후 증가하기 시작하였다. 이는 이식 초기의 잘피 개체들이 이식과정에서 물리적 손상과 같은 이식스트레스를 받은 결과로 여겨진다. 그러나 이식된 잘피가 초기 밀도 감소 없이 엽폭이나 생산성의 감소를 보이다가 점차 증가하는 현상은 이식장소의 수중광량이나 퇴적물 영양염의 농도 등의 환경요인이 잘피의 생육 조건에 양호하고, 사용한 이식방법이 조류의 세기 등 이식지역에 적합한 방법이었음을 추측할 수 있다. 우리연안 뿐 만 아니라 세계적으로도 가장 넓게 분포하는 잘피종인 거머리말의 경우 이식 후 약 2-4개월이 경과하면 이식된 잘피는 지하경이 성장해나가면서 새 뿌리가 자라나 퇴적물속에 고정되면서 새로운 환경에 정착하여 번식해나가는 것이 보고되고 있다(Park et al., 2009; Li et al., 2010; Li and Lee, 2010).

환경 변화에 따른 하구에 이식된 잘피의 성장특성

잘피서식지는 연안과 하구 생태계에서 높은 일차생산성을 나타내므로 지금까지 잘피의 성장특성에 관한 연구자료는 풍부한 편이다(Orth and Moore, 1986; Tomasko and Lapointe, 1991; Erftemeijer and Herman, 1994). 우리나라 연안에 서식하는 잘피의 생산성은 주로 수중광량과 수온에 의해 조절되고 있다고 보고되고 있다(Lee et al., 2005, 2007; Park and Lee, 2009). 수중광량의 급격한 감소는 잘피의 광합성을 차단하여 일정기간 이상 탁도의 증가로 광량이 부족하게 되면 그 지역에 서식하는 잘피는 고사하게 된다(Herzka and Dunton, 1998). 두 조사기간 동안의 수중광량은 월별 변이가 심하였으며, 강수량이 많은 시기에 감소되는 경향을 보였다. 장마시기의 수중광량은 2007년(6.88 mol photons m^{-2} d^{-1})보다 2008년(4.35 mol photons m^{-2} d^{-1})에 낮게 조사되었다. 2008년의 7월 누적 강수량은 886.1 mm로 2007년(107.1 mm)에 비해 거의 8배가 많았으며, 이 때 육상으로부터 유입되는 많은 양의 토사와 부유물질에 의해 수중광량의 감소를 초래했을 것으로 추정된다. 우리연안의 거머리말 서식지의 수중광량은 장소에 따라 그 차이가 크게 나타나며, 그 범위는 0.4-51.5 mol photons m^{-2} d^{-1}로 보고되었다(Lee et al., 2005, 2007). 특히, 가막만에 서식하는 거머리말의 경우 장마시기의 수중광량이 평균 0.1 mol photons m^{-2} d^{-1}로 매우 낮았으나, 생체량과 생산량이 비교적 잘 유지되었다고 보고되어(Kim et al., 2008) 조사장소에서 2008년 최저 수중광량(4.35 mol photons m^{-2} d^{-1})이 그 기간의 이식된 잘피의 밀도와 생산성의 감소의 주원인은 아닌 듯하다.

우리연안에 서식하는 거머리말의 생산성은 봄부터 초여름에 이르는 기간에 가장 높고 고수온이 유지되는 여름부터 가을까지 감소하여 일반적으로 15-20℃에서 잘피의 생체량과 생산성이 가장 높으며, 짧은 시간이라도 30℃이상의 수온에 노출되면 급격히 감소한다고 보고되고 있다(Lee et al., 2005, 2007). 이는 고수온에서는 잘피의 호흡률 증가가 광합성 양을 초과하기 때문으로 알려지고 있다(Marsh et al., 1986). 해류의 흐름이 비교적 적은 내만의 경우 잘피서식지에서 여름 수온이 30℃이상 나타나 생산성과 밀도가 현저히 감소되는 현상이 나타나기도 하지만, 조사장소의 여름 최대 수온은 2007년과 2008년 모두 약 24℃로써 생장을 저해할 정도까지 상승하지는 않았던 것으로 생각된다.

퇴적물 공극수의 영양염의 농도는 잘피의 생산성에 영향을 미칠 수 있으며, 퇴적물 공극수 내 영양염류의 농도가 높은 지역에 서식하는 잘피가 높은 생산성과 생체량을 나타낸다고 보고되고 있다(Lee and Dunton, 2000; Kim et al., 2008). 2007년도에 비해 2008년도의 암모늄염이 농도는 약 2배가 높았고 특히, 2008년 11월에 이식된 잘피의 생체량과 생산성의 증가(봄-초여름)가 2007년에 이식된 잘피의 동일한 시기보다 유의하게 높게 나타났는데, 이는 퇴적물 공극수내의 높은 암모늄염의 농도와 관련이 있는 것으로 추정된다. 그러나 2008년도에는 장마 후 퇴적물 공극수의 암모늄염 농도는 2007년도에 비해 여전히 높은데도 불구하고 2008년에 이식된 잘피는 형태나 생산성이 급격히 감소한데 비해, 2007년에 이식된 잘피는 완만한 감소를 보였다. 이는 퇴적물 공극수의 영양염 농도가 2008년에 이식된 잘피의 생산성과 관련은 있으나 결정적인 영향을 미친 것은 아닌 것으로 판단된다.

염분의 변화는 잘피의 광합성율을 감소시켜 대사, 성장과 생존에 영향을 미치고(Fernández-Torquemada and Sánchez-Lizaso, 2005) 특히, 빈번한 염분의 변화는 그 충격이 더 크게 나타났다(Lartigue et al., 2003). 거머리말은 염분이 낮은 하구(2-5 psu)나 염분이 높은 지역(35-40 psu)에서도 출현하고 있으나, 염분의 변화에 따른 잘피의 생산특성이 현장에서 조사된 경우는 전무하고, 다만 몇몇 종의 잘피를 대상으로 생존과 성장에 적합한 염분을 찾기 위한 실험실내에서의 실험이 이루어졌다(Kamermans et al., 1999). *Thalassia testudinum*의 생산성은 20 psu미만에서 저하되었고(Koch et al., 2007), *Amphibolis antarctica*의 생체량은 42 psu에서 가장 높아졌다(Walker and McComb, 1990). *Posidonia oceanica*는 25-39 psu에서 잎의 성장이 최대를 보였고, 50 psu에서는 모두 고사하였다(Fernández-Torquemada and Sánchez-Lizaso, 2005). *Ruppia martima*는 하구에 자생하는 잘피로 염분의 변화에 가장 내성이 큰 잘피종이나 저염에서는 광합성이 저하되었고(Murphy et al., 2003), *Halophila ovalis*는 15-35 psu의 염분이 생육에 적합하다고 보고되고 있다(Benjamin et al., 1999). 거머리말의 잎의 생산성은 13 psu미만에서 저하되고(Kamermans et al., 1999), 광합성율이 15 psu이상에서 증가하나 저염(5 psu미만)에서는 거머리말 개체가 고사되는 것이 확인되었다(Nejrup and Pedersen, 2008). 육수의 과다한 유입 등으로 염분이 낮아져 잘피서식지가 훼손된 것이 현장에서도 보고되었다(Quammen et al., 1993; Lirman and Cropper, 2003).

본 실험에서 낙동강 하구에 2007년과 2008년에 이식한 잘피는 각각 이식 초기에 이식충격이 형태나 생산성의 감소로 나타났으나, 초기 밀도 감소 없이 새로운 환경에 잘 정착하여 밀도의 증가를 나타내었다. 그러나 이식 1년 후 2007년에 이식된 잘피는 320%의 생존율을 보인 반면, 2008년 이식된 잘피는 59%만이 생존하였다. 이것은 2007년과 2008년의 연평균 염분은 비슷하였으나, 2008년은 7월 중 유달리 긴 장마로 인해 대량의 육수가 유입되면서 약 3주간 지속적인 저염상태(10 psu)에 잘피가 노출되었기 때문으로 추측된다. 즉, 지속적인 육수의 유입으로 10 psu 미만의 저염상태가 3주 이상 유지되는 환경에서는 잘피의 생존과 생산성이 치명적인 영향을 받는 것으로 판단된다.

사 사

이 논문은 2008년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업임(KRF-2008-313-C00891)

참고문헌

Benjamin KJ, Walker DI, McCOMB AJ and Kuo J. 1999. Structural response of marine and estuarine plants of *Halophila ovalis* (R. Br.) Hook. f. to long-term hyposalinity. Aquat Bot 64, 1-17.

Davis RC and Short FT. 1997. Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: The horizontal rhizome method. Aquat Bot 59, 1-15.

Day JW, Hall CAS, Kemp WM and Alejandro Y. 1989. Estuarine Ecology. John Wiley and Sons Inc., New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 558.

Den Hartog C. 1970. The Seagrass of The World. Northholland Publishing company, Amsterdam, Nertherlands, 275.

Dennison WC. 1987. Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. Aquat Bot 27, 15-26.

Erftemeijer PLA and Herman PMJ. 1994. Seasonal changes in environmental variables, biomass, production and nutrient contents in two constrating tropical intertidal seagrass beds in South Sulawesi, Indonesia. Oecologia 99, 45-59.

Fernández-Torquemada Y and Sánchez-Lizaso JL. 2005. Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. J Exp Mar Biol Ecol 320, 57-63.

Herzka SZ and Dunton KH. 1998. Light and carbon balance in the seagrass *Thalassia testudinum*: Evaluation of current production models. Mar Biol 132, 711-721.

Hovel KA, Fonseca MS, Meyer DL, Kenworthy WJ and Whitfield PG. 2002. Effects of seagrass landscape structure, structural complexity and hydrodynamic regime on macrofaunal densities in North Carolina seagrass beds. Mar Ecol Prog Ser 243, 11-24.

Huh SH and Kitting CL. 1985. Trophic relationships among concentrated populations of small fishes in seagrass meadows. J Exp Mar Biol Ecol 92, 29-43.

Kamermans P, Hemminga MA and Jong DJ. 1999. Significance of salinity and silicon levels for growth of a formerly estuarine eelgrass (*Zostera marina*) population (Lake Grevelingen, The Netherlands). Mar Biol 133, 527-539.

Kentula ME and McIntire CD. 1986. The autecology and production dynamics of eelgrass (*Zostera marina*) beds. Mar Biol 66, 59-65.

Kim JB, Park J-I, Jung C-S, Lee P-Y and Lee K-S. 2009. Distributional range extension of the seagrass *Halophila nipponica* into coastal waters off the Korean peninsula. Aquat Bot 90, 267-272.

Kim TH, Park SR , Kim YK, Kim J-H, Kim SH, Kim JH, Chung IK and Lee K-S. 2008. Growth dynamics and carbon incorporation of the seagrass, *Zostera marina* L. in Jindong Bay and Gamak Bay on the Southern Coast of Korea. Algae 23, 241-250.

Koch MS, Schopmeyer SA, Kyun-Hansen C, Madden CJ and Peters JS. 2007. Tropical seagrass species tolerance to hypersalinity stress. Aquat Bot 86, 14-24.

Lartigue J, Neill A, Hayden BL, Pulfer J and Cebrian J. 2003. The impact of salinity fluctuations on net oxygen production and inorganic nitrogen uptake by *Ulva lactuca* (Chlorophyceae). Aquat Bot 75, 339-350.

Lee K-S and Dunton KH. 2000. Effects of nitrogen enrichment on biomass allocation, growth and leaf morphology of the seagrass *Thalassia testudinum*. Mar Ecol Prog Ser 196, 39-48.

Lee K-S and Park J-I. 2008. An effective transplanting technique using shells for restoration of *Zostera marina* habitats. Mar Pollut Bul 56, 1015-1021.

Lee K-S, Park J-I, Kim Y-K, Park SR and Kim J-H. 2007. Recolonization of *Zostera marina* following destruction caused by a red tide algal bloom: The role of new shoot recruitment from seed banks. Mar Ecol Prog Ser 342, 105-115.

Lee K-S, Park SR and Kim JB. 2005. Production dynamics of the eelgrass, *Zostera marina* in two bay systems on the south coast of the Korean peninsula. Mar Biol 147, 1091-1108.

Lirman D and Cropper WP Jr. 2003. The influence of salinity on seagrass growth, survivorship, and distribution within Biscayne Bay, Florida: Field, experimental, and modeling studies. Estuaries 26, 131-141.

Li W-T and Lee K-S. 2010. Adaption success of *Zostera marina* to a new transplant environment. Algae 25, 27-35.

Li W-T, Kim J-H, Park J-I and Lee K-S. 2010. Assessing establishment success of *Zostera marina* transplants through measurements of shoot morphology and growth. Estuar Coast Shelf Sci 88, 377-384.

Marsh JA Jr, Dennison WC and Alberte RS. 1986. Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). J Exp Mar Biol Ecol 101, 257-267.

Martins I, Neto JM, Fontes MG, Marques JC and Pardal MA. 2005. Seasonal variation in short-term survival of *Zostera noltii* transplants in a declining meadow in Portugal. Aquat Bot 82, 132-142.

Meinesz A, Caye G., Loques F and Molenaar H. 1993. Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the National Park of Port-Cros. Bot Mar 36, 209-216.

MOMAF. 2005. Standard Methods of Marine Environment, 400.

Murphy LR, Kinsey ST and Durako MI. 2003. Physiological effects of short-term salinity changes on *Ruppia maritima*. Aquat Bot 75, 293-309.

Murray L, Dennison WC and Kemp WM. 1992. Nitrogen versus phosphorus limitation for growth of an estuarine population of eelgrass (*Zostera marina*). Aquat Bot 44, 83-100.

Nejrup LB and Pedersen MF. 2008. Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. Aquat Bot 88, 239-246.

Orth RJ and Moore KA. 1986. Seasonal and year-to-year variations in the growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) in the lower Chesapeake Bay. Aquat Bot 24, 335-341.

Park J-I and Lee K-S. 2007. Site-specific success of three transplanting methods and the effect of planting time on the establishment of *Zostera marina* transplants. Mar Pollut Bul 54, 1238-1248.

Park J-I and Lee K-S. 2009. Peculiar growth dynamics of the surfgrass *Phyllospadix japonicus* on the southeastern coast of Korea. Mar Biol 156, 2221-2233.

Park J-I and Lee K-S. 2010. Development of transplantation method for the restoration of surfgrass, *Phyllospadix japonicus*, in an exposed rocky shore using an artificial underwater structure. Ecol Eng 36, 450-456.

Park J-I, Li W-T, Kim JB and Lee K-S. 2009. Changes in productivity and morphological characteristics of *Zostera*

marina transplants. J Kor Soc Oceanogr 14, 41-47.

Phillips RC and Lewis RL. 1983. Influence of environmental gradients on variations in leaf widths and transplant success in North American seagrasses. Mar Tech Soc J 17, 59-68.

Quammen ML and Onuf CP. 1993. Laguna Madre: Seagrass changes continue decades after salinity reduction. Estuaries 16, 302-310.

Seddon S. 2004. Going with the flow: facilitating seagrass rehabilitation. Ecol Manag Res 5, 167-176.

Short FT and Wyllie-Echeverria S. 1996. National and human-induced disturbance of seagrasses. Environ Conserv 23, 17-27.

Thomas FIM and Cornelisen CD. 2003. Ammonium uptake by seagrass communities: effects of oscillatory versus unidirectional flow. Mar Ecol Prog Ser 247, 51-57.

Tomasko DA and Lapointe BE. 1991. Productivity and biomass of *Thalassia testudinum* as related to water column nutrient availability and epiphyte level: Field observations and experimental studies. Mar Ecol Prog Ser 75, 9-17.

Udy JW and Dennison WC. 1997. Growth and physiological responses of three seagrass species to elevated sediment nutrients in Moreton Bay, Australia. J Exp Mar Biol Ecol 217, 253-277.

Walker DI and McComb AJ. 1990. Salinity response of the seagrass *Amphibolis antarctica* (Labill.) Sonder et Aschers.: An experimental validation of field results. Aquat Bot 36, 359-366.

Zieman JC. 1974. Methods for the study of growth and production of turtle grass, *Thalassia testudinum* Konig. Aquaculture 4, 139-143.

2011년 9월 27일 접수
2011년 7월 22일 수정
2011년 9월 30일 수리