

어류가두리양식장의 해수유동 및 오염물질 영향범위 평가를 위한 수치 모델링

정우성¹ · 윤상필² · 이원찬³ · 김동명⁴ · 이대인^{2,†}

¹국립수산물과학원 어장환경과 연구원

²국립수산물과학원 어장환경과 연구사

³국립수산물과학원 어장환경과 과장

⁴부경대학교 생태공학과 교수

Numerical Modeling for Assessment of the Hydrodynamic Field and Pollutant Impact Range in Marine Fish Cage Farm

Woo Sung Jung¹, Sang Pil Yoon¹, Won Chan Lee¹, Dong Myung Kim², and Dae In Lee^{1,†}

¹Scientific researcher, Marine Environmental Management Division,
National Institute of Fisheries Science, Busan 46083, Korea

²Scientific Officer, Marine Environmental Management Division,
National Institute of Fisheries Science, Busan 46083, Korea

³Director, Marine Environmental Management Division, National Institute of Fisheries Science, Busan 46083, Korea

⁴Professor, Department of Ecological Engineering, Pukyong National University, Busan 48513, Korea

요 약

해양 어류가두리양식장은 인위적인 사료투입 잔여물질 및 어류분변 등의 침강으로 인해 퇴적물의 유기오염 등 환경문제가 나타나고 있다. 이러한 배경하에서 생태계 모델링을 통한 어장환경 관리방안 마련을 위한 사전 연구로서, 어장 내·외측의 해수유동을 관측하였으며, 양식장 시설물에 따른 유동장 변화와 양식장기인 오염물질의 영향범위를 예측하였다. 유동관측 결과, 어장내측의 정점에서는 어장외측 정점에 비해 상당히 낮은 유속값이 관측되었다. 해수유동모델 계산결과, 양식장 시설의 저항을 고려해야 실제 현장의 유동특성을 잘 재현할 수 있으며, 시설이 없는 경우에 비해 약 65%의 유속감소 효과가 있었다. 또한 입자추적 모델을 통한 오염물질의 영향범위는 양식장을 중심으로 약 50 m 정도로 평가되었으며, 정밀한 검증을 위해 현장에 적합한 자료 및 추가 연구가 필요하다고 판단된다. 오염물질의 영향범위에 큰 영향을 미치는 요인은 시설물에 따른 유속감소, 해역의 지형, 오염물질의 침강속도 등으로 나타났다.

Abstract – The aquaculture environmental problems such as sediment organic contamination and water quality deterioration have been occurring due to sinking of feed input and fish feces at the marine fish cage farm. Under these backgrounds, as a preliminary study to prepare an environmental management plan through ecological modeling, seawater flows were observed at in and out site of fish cage farm, the flow field change according to the cage farm facilities and pollutant impact range were predicted. As a result of the seawater flow, the velocity value was significantly lower at the inside point than the outside point. As a result of calculating the hydrodynamic model, the hydrodynamic characteristics of the actual site can be well reproduced with considering the resistance of the farm facility, and the velocity was reduced by about 65% compared to the case without the facility resistance. In addition, the pollutant impact range was about 50 m centered on the farm by particle tracking module, and it is considered that appropriate data and additional research are necessary for accurate verification. Factors that have a great influence on the pollutant impact range were velocity reduction according to the farm facilities, the topography of the sea area, and the sinking rate of pollutants.

Keywords: Marine Fish Cage Farm(어류가두리양식장), Environmental Management(환경관리), Pollutant Impact Range(오염물질 영향범위), Farm Facility Resistance(어장시설저항), Hydrodynamic Modeling(해수유동 모델링)

[†]Corresponding author: dilee70@korea.kr

1. 서 론

해양 어류가두리양식장에서 장기적이고 인위적인 사료투입 과정에서 발생하는 미접이사로 및 어류분변과 같은 어장기인 오염물질은 퇴적물의 유기오염 등 환경영향과 연계되어 양식행위를 제한하는 요인으로 작용하고 있으며(Sanz-Lazaro and Marin[2011]), 높은 비율의 사료손실은 문제점으로 지적되고 있다(Islam[2005]). 어장기인 오염물질은 퇴적층에 침전되어 유기물 축적, 부영양화 및 산소 고갈(Page et al.[2005]; Skogen et al.[2009]), 생산성과 생물다양성 감소(Rabasso and Hernandez[2015]) 및 어류와 저서생물의 사망초래(Pearson and Black[2001]) 등을 유발할 수 있다.

이러한 어장환경의 문제점을 해결하기 위한 방안으로 IMTA(Integrated Multi-Trophic Aquaculture), 수용력 산정, 적지선정, 저서환경 영향, 환경 및 경제적 영향 분석, 양식장의 배출과정 및 환경영향 연구 등 다양한 연구가 진행되고 있다(Bannister et al.[2016]; Byron and Coasta-Pierce[2013]; Chamberlain and Stucchi[2007]; Gillibrand et al.[2002]; Nelson et al.[2012]). 이러한 연구들은 해양의 공간적인 지형 및 유동장을 고려하지 않아 오염물질의 영향범위를 재현함에 있어 한계점을 가진다(Broch et al.[2017]). 이를 개선하기 위해 최근에는 어장시설물 저항과 지형특성이 고려된 오염물질의 영향범위에 대한 평가연구(Wu et al.[2014]; Zhang and Kitazawa [2015])가 이루어지고 있다.

국내 해양 어류가두리양식장은 외력에 대한 시설물의 안전성, 양식시설의 접근성 등을 고려하여 대부분 해안과 가까운 연안해역에 집중되어 있고, 자정능력을 초과하는 밀식양식 등으로 인해 어장환경이 악화되고 있다. 어장환경평가, 어장환경 모니터링 등을 통해 양식장에 대한 환경연구를 수행하고 있지만 환경변화를 예측하거나 효율적인 관리방안을 결정함에 있어 한계를 지니고 있다. 모델링은 어류양식장 환경관리 측면에서 예측, 평가 및 의사결정을 위한 도구로서 사용이 점점 더 증가되고 있으며(Brigolin et al.[2014]), 관리목적에 위한 다양한 시나리오에 따른 최적관리 대책을 마련할 수 있는 장점이 있다. 하지만 어류가두리양식장에 대한 국내 모델링 연구사례는 해역의 물리적 특성을 제대로 반영하지 못하는 DEPOMOD를 사용한 Kwon et al.[2005]의 연구만이 진행된 상황으로 초기연구단계에 머물러 있다. 어류생산 및 어장환경 관리를 위해서는 보다 심도 깊은 생태계 모델링 연구가 필요할 것으로 판단된다.

따라서, 본 연구는 생태계모델을 활용한 어류가두리양식장의 환경관리방안 마련을 위한 사전연구로서 대상해역의 해수유동 관측을 실시하고 양식장 시설물의 저항에 의한 유동변화 진단과 어장기인 오염물질의 영향범위를 3차원 해수유동 및 입자추적 모델링을 통해 평가하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 해수유동 현장관측

연구대상 지역은 경남 하동군 금남면 중평리에 위치한 중평항 인

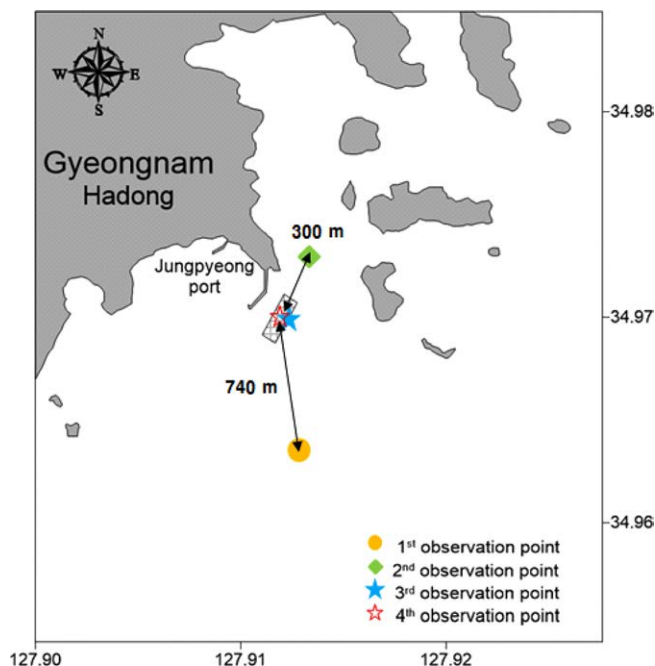


Fig. 1. Study area and observation point for verification of hydrodynamic model, (●) 1st observation point, (◆) 2nd observation point, (★) 3rd observation point, (★) 4th observation point.

근 어장이다(Fig. 1). 이곳은 송어를 중심으로 어류가두리양식이 이루어진다. 양식장 중심부에서 수심이 가장 깊으며(약 9 m) 양식장을 벗어나면서 수심이 얕아지는 골의 형태를 나타내어 어장기인 오염물질의 축적이 우려되는 해역이다. 해역특성 파악 및 해수유동모델 검증자료를 확보하기 위해 어장 내·외측을 대상으로 현장관측을 4회 실시하였다. 1차 조사(2018.10)와 2차 조사(2018.11)는 Acoustic Doppler Current Profilers(Flowquest 600 DCP, LinkQuest, San Diego, USA)를 사용하여 유속 및 조위를 관측하였다. 수심별로 관측을 실시하였으며 모델격자의 2, 3, 4층에 대한 검증자료로 활용되었다. 1차 조사는 어장으로부터 남쪽으로 약 740 m 이격되어 있으며 2차 조사는 어장으로부터 북쪽으로 약 300 m 이격되어 있다. 3차 조사(2018.11)와 4차 조사(2019.07)는 Infinity-EM을 사용하여 유속을 관측하였다. 3차 조사는 어장시설물 측면에서 표층만을 관측하였으며, 4차 조사는 어장시설물 내측의 표·저층을 관측하였다. 조사기간은 관측별로 16일 이상 실시하였으며 관측간격은 10분으로 하였다(Fig. 1).

2.2 해수유동 모델링 및 시설물 저항 평가

본 연구에서 사용한 해수유동모델은 EFDC(Environmental Fluid Dynamics Code)이다. EFDC는 미국 VIMS(Virginia Institute of Marine Science)에서 개발되었으며, 미국 환경청(EPA)에서 공인한 모델로 세계적으로 널리 사용되고 있는 모델이다. 연구해역의 모델구축범위는 모델의 안정성을 고려하여 남해 강진만을 대상으로 하였으며, 양식장이 위치한 해역의 지형특성 및 양식장 시설을 나타내기 위해서 양식장 인근은 약 24 m의 미세격자로 구성하였다(Fig. 2). 양식

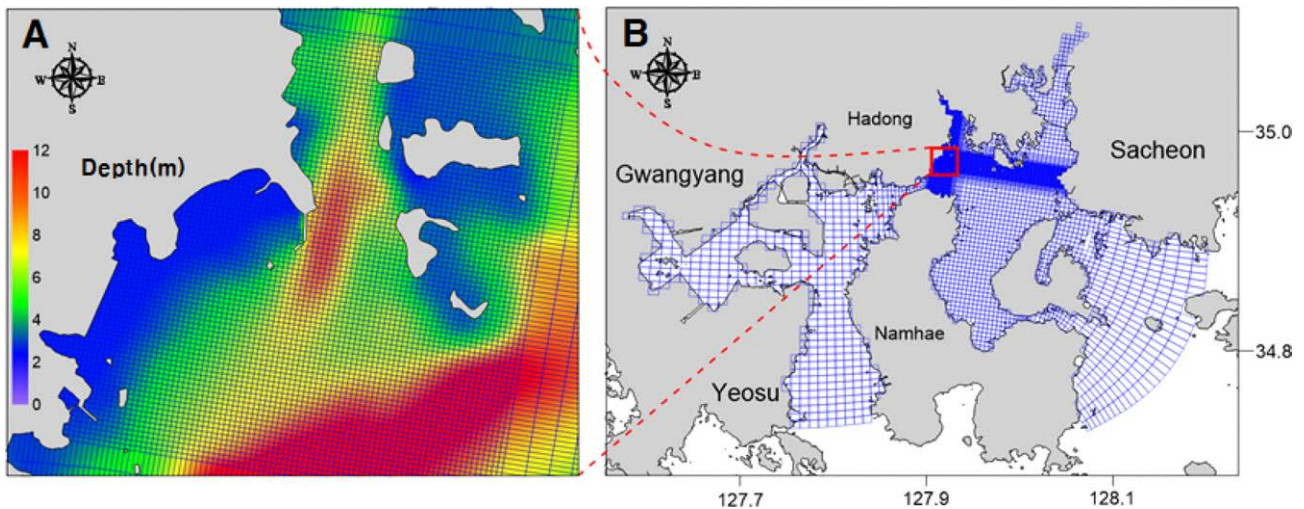


Fig. 2. Grid of hydrodynamic model. (A) zooming-in view of the highlighted section and (B) grid of model domain.

시설물은 12 m × 12 m로 구성된 사각형의 틀 총 4개가 하나의 세트에 배치되어 있다. 모델전체 수심은 수치해도 자료를 사용하였으며, 어장인근의 수심자료는 Multi Beam Echo Sounder(MBES, RsSonic, Texas, USA)를 사용하여 관측된 수심값을 사용하였다. 격자의 형태는 연구목적과 계산효율을 고려하여 수평적으로 Curvilinear를 사용하였고 수직격자 형태는 수심을 고려하여 sigma형태로 총 5개 층으로 구성하였다. 계산간격은 CFL조건을 고려하여 0.6 sec로 설정하였다. 조석 외경계는 4대분조를 고려하였으며, 수온, 염분 및 기상자료는 국립해양조사원과 기상청 자료를 사용하였다.

모델 계산시 어장시설물 저항에 따른 유동변화를 고려하였다. 본 연구에서는 EFDC에 포함되어 있는 저항기능을 사용하였다. 사용한 저항기능은 식생저항 기능으로서 해역의 표층부터 저층까지 모두 저항이 발생하도록 계산되는 한계점이 존재한다. Wu et al.[2014]의 연구결과에 따르면 해역 수심대비 어장시설의 깊이가 절반 이상일 때 저층유속이 감소하는 결과를 나타내었다. 본 연구대상 어장이 위치한 해역은 수심이 약 9 m이며 어장시설물의 깊이는 약 5 m로서 수심대비 어장시설의 깊이가 절반 이상으로 나타났다. 또한, 어장이 위치한 지역에서만 상대적으로 수심이 깊으며 어장위치를 벗어나면 수심이 얕아지는 특성을 가지고 있다(Fig. 2). 따라서, 본 연구해역에서는 EFDC의 저항기능을 사용하여도 시설물 저항에 따른 해역의 유동특성을 반영할 수 있을 것으로 판단하였다. 저항기능에 사용한 값은 어장 내·외측 관측 값을 재현하기 위해 어류입식 현황 및 어장시설 정보 등을 기반으로 보정하였다.

2.3 어장기인 오염물질 영향범위 평가 모델링

영향범위 평가를 위해 사용한 모델은 EFDC의 Particle Tracking Model이며 Lagrangian 및 random-walk 방법이 적용된다. Random-walk를 사용할 경우 농도변화가 급격한 곳에서 수치분산 없이 모의할 수 있고 충분한 입자수를 사용할 경우 정확성이 뛰어나다는 장점이 있다.

어장기인 오염물질의 영향범위 파악은 Table 1에 제시된 시나리

Table 1. Scenario for prediction of pollutant impact range

Scenario No.	Scenario contents
1	1-1 with cage effect
	1-2 without cage effect
2	2-1 +50% settling velocity of fish farm-based pollutant with cage effect(1-1)
	2-2 -50% settling velocity of fish farm-based pollutant with cage effect(1-1)

오를 통해 알아보았다. 첫 번째 시나리오를 통해 어장시설물의 저항을 고려하였을 때와 고려하지 않았을 때의 영향범위를 차이를 비교하였다. 두 번째 시나리오를 통해 어장기인 오염물질의 침강속도에 따른 영향범위를 차이를 비교하였다. 어장기인 오염물질의 침강속도는 Magil et al.[2006]의 연구에서 제시한 배설물 침강속도인 0.0050 m/sec를 사용하였으며 침강속도에 따른 결과의 민감도를 보기 위한 시나리오는 기존(0.0050 m/sec) 침강속도 값을 +50%(0.0075 m/sec), -50%(0.0025 m/sec) 조절하여 적용하였다. 각 시나리오별 입자 방출은 대조기 및 소조기의 창·낙조별로 총 4회 방출하였다. 관측된 어장크기를 고려하여 구성한 8개의 격자별로 각각 2,601개의 입자를 방출하였으며, 방출깊이는 1 m로 통일하였다. 재부유는 없으며 결과에서 제시하는 입자위치는 방출된 후 최초로 퇴적층에 도달한 위치이다. 입자물질의 확산계수는 Cromeey et al.[2002]에서 사용한 값을 사용하였으며, 수평확산계수는 0.1 m²/sec이며 수직확산계수는 0.001 m²/sec이다. 본 연구에서는 어장기인 오염물질 중 어류분변만을 고려하였다. 이는 연구대상 양식장에서 사용되는 부상(배합)사료의 경우 침전되지 않고 대부분 어류에게 섭취되기 때문이다.

3. 결과 및 고찰

3.1 해수유동모델 검증

조위검증은 1차 및 2차 조사정점에서 관측된 값을 사용하였으며

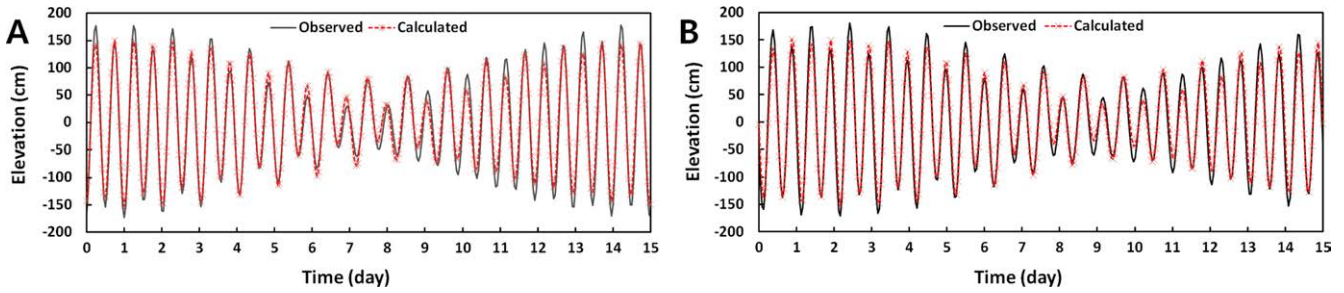


Fig. 3. Time-series comparison of elevation between observations (black) and model results (red) at 1st observation (A) and 2nd observation (B) that location in Fig. 1.

Table 2. Result of various skill assessments for elevation simulation

Skill assessments	1 st observation	2 nd observation
*AAE (cm)	14.075	14.726
*RMSE (cm)	17.074	18.768
*RAAE (%)	6.062	6.423
*CC	0.971	0.958
*CF	0.159	0.184

*AAE : Absolute Average Error, *RMSE : Root Mean Squared Error, *RAAE : Relative Absolute Average Error, *CC : Correlation Coefficient, *CF : Cost Function

결과는 Fig. 3과 Table 2에 나타내었다. u , v 성분의 검증은 1~4차 관측결과를 사용하였으며 검증 결과는 Fig. 4~6과 Table 3~5에 나

타내었다. Table 3~5는 Kim and Yoon[2011]이 제시한 해수유동모델 검증시 사용하는 오차평가방법을 적용한 결과이며, 어장저항을 고려한 모델 계산값(α), 어장저항을 고려하지 않은 모델 계산값(β), 어장저항 고려 유무에 따른 모델결과와의 차이($\beta-\alpha$)에 대하여 나타내었다.

조위 검증결과 오차평가범위를 만족하는 것으로 나타나 모델의 재현성은 양호한 것으로 판단된다. 다음은 유속검증으로 1차 조사에서는 어장저항 고려 유무에 따른 모델 계산값이 큰 차이를 나타내지 않았으며, 오차평가결과 기준치를 초과하는 항목이 있었으나 대부분 잘 재현된 것으로 나타났다(Fig. 4, Table 3). 2차 조사 검증결과 1차 조사에 비해서 어장저항 고려 유무에 따른 모델 계산값

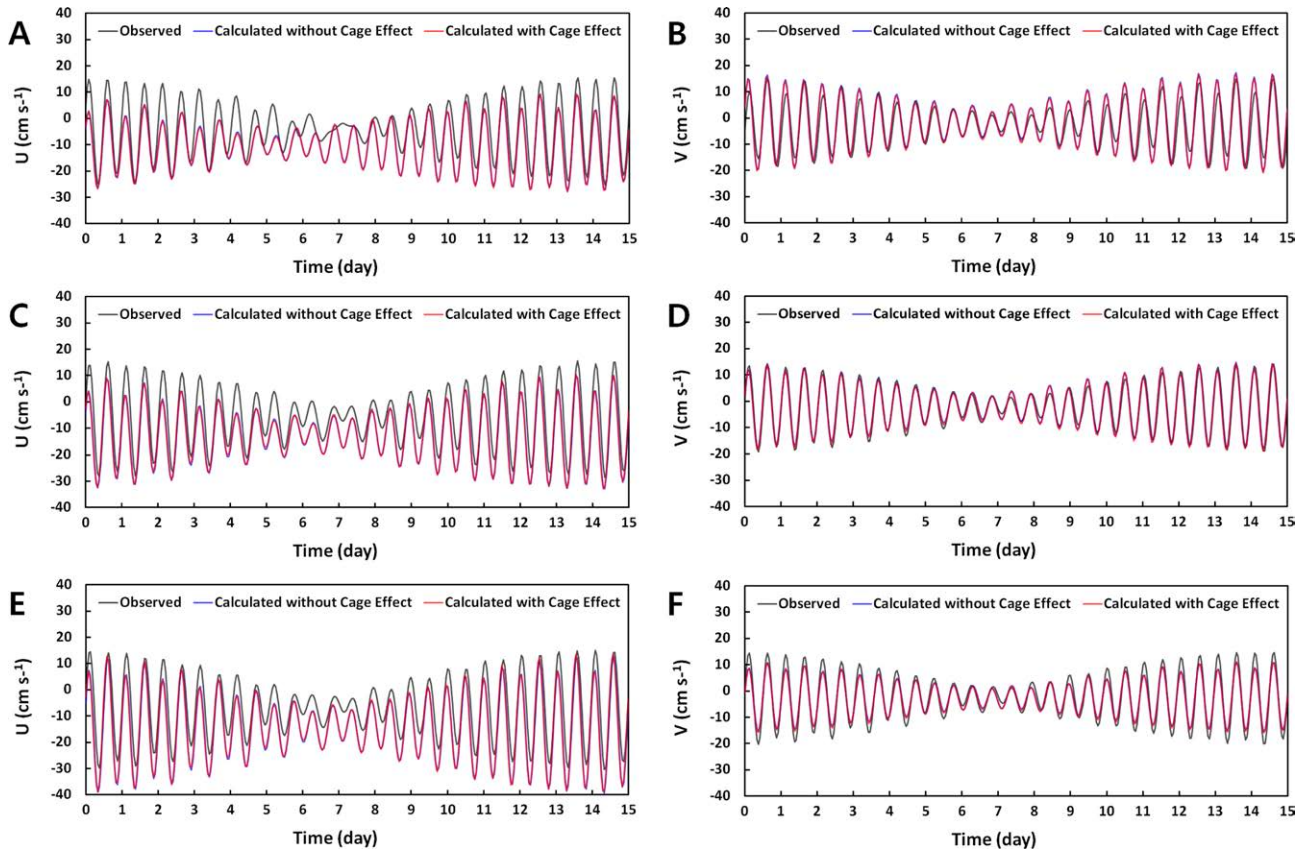


Fig. 4. Time-series comparison of tidal velocity components u (left) and v (right) between observations (black), model results obtained without (red) and with cage effect (blue) at 1st observation (A, B : upper, C, D : middle, E, F : lower) below the sea surface in model grid.

Table 3. Result of various skill assessments for current simulation about 1st observation result (in Fig. 4.: A~F)

Comparison point		Skill assessments				
		AAE (cm)	RMSE (cm)	RAAE (%)	CC	CF
A	* α	6.032	7.473	23.004	0.792	0.600
	* β	5.897	7.185	22.485	0.823	0.587
	* $\beta-\alpha$	-0.135	-0.288	-0.519	0.031	-0.013
B	α	2.955	3.774	14.358	0.852	0.367
	β	2.788	3.585	13.544	0.876	0.346
	$\beta-\alpha$	-0.167	-0.189	-0.814	0.024	-0.021
C	α	6.347	7.633	21.954	0.824	0.562
	β	6.142	7.107	21.246	0.894	0.054
	$\beta-\alpha$	-0.205	-0.526	-0.708	0.070	-0.508
D	α	1.500	1.804	6.818	0.956	0.177
	β	1.308	1.601	5.948	0.965	0.154
	$\beta-\alpha$	-0.192	-0.203	-0.870	0.009	-0.023
E	α	4.850	8.572	16.394	0.837	0.626
	β	2.050	7.978	6.929	0.908	0.605
	$\beta-\alpha$	-2.800	-0.594	-9.465	-0.071	-0.021
F	α	2.117	2.566	9.155	0.970	0.236
	β	2.137	2.564	9.242	0.975	0.239
	$\beta-\alpha$	0.020	-0.002	0.087	0.005	0.003

* α : Result of with cage effect, * β : Result of without cage effect, * $\beta-\alpha$: Difference of 1 and 2

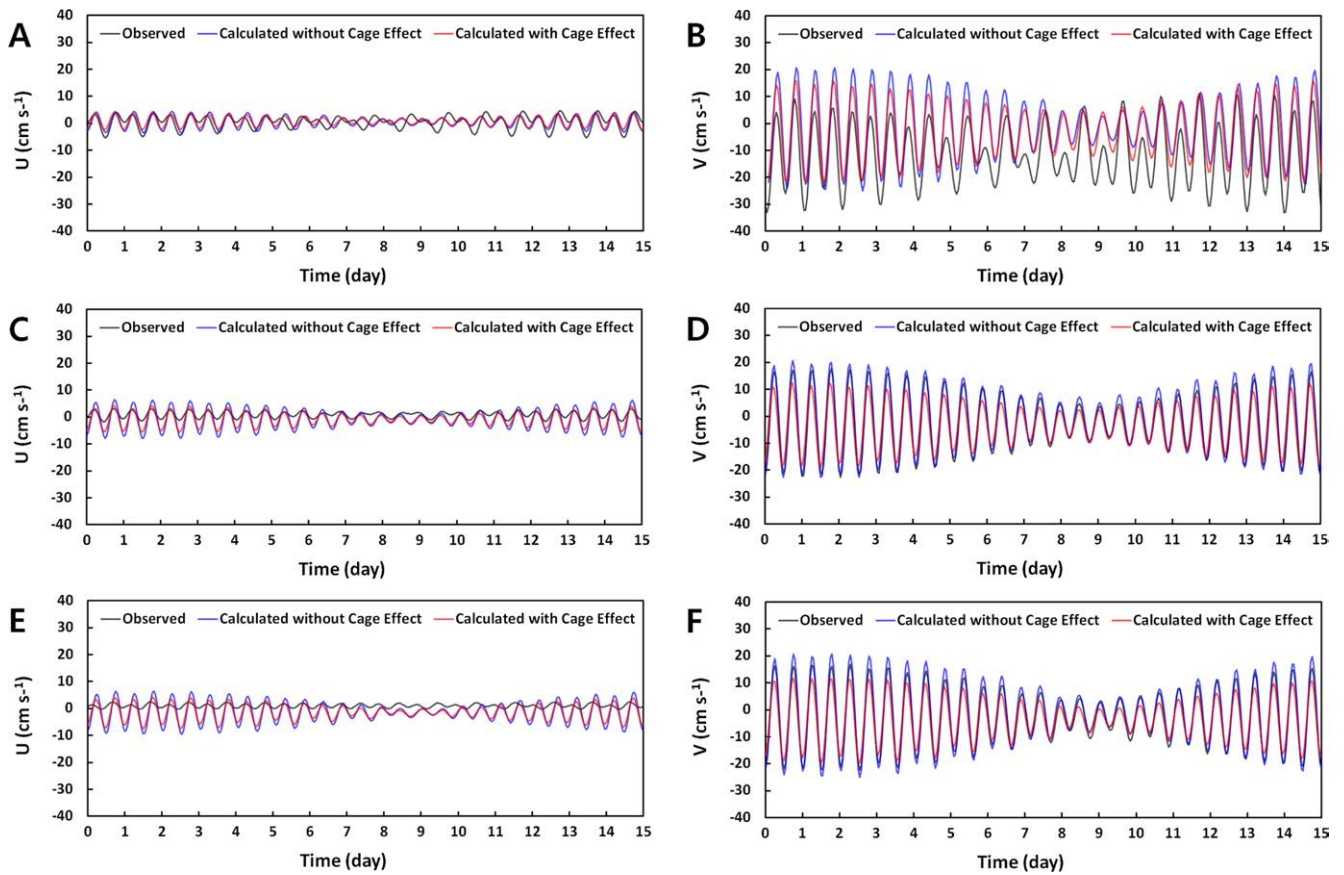


Fig. 5. Time-series comparison of tidal velocity components u (left) and v (right) between observations (black), model results obtained without (red) and with cage effect (blue) at 2nd observation (A, B : upper, C, D : middle, E, F : lower) below the sea surface in model grid.

Table 4. Result of various skill assessments for current simulation about 2nd observation result (in Fig. 5.: A~F)

Comparison point		Skill assessments				
		AAE (cm)	RMSE (cm)	RAAE (%)	CC	CF
A	* α	1.762	2.169	37.168	0.216	0.747
	* β	1.876	2.258	39.564	0.235	0.795
	* $\beta-\alpha$	0.114	0.089	2.396	0.019	0.048
B	α	8.380	9.519	35.005	0.278	0.752
	β	9.598	11.008	40.094	0.235	0.861
	$\beta-\alpha$	1.218	1.489	5.089	-0.043	0.109
C	α	1.829	2.260	62.330	0.776	1.541
	β	2.526	3.113	86.091	0.692	2.129
	$\beta-\alpha$	0.697	0.853	23.761	-0.084	0.588
D	α	3.385	4.128	12.148	0.882	0.320
	β	1.926	2.369	6.911	0.971	0.182
	$\beta-\alpha$	-1.459	-1.759	5.237	0.089	-0.138
E	α	2.937	3.562	168.567	0.210	4.220
	β	3.675	4.479	210.938	0.105	5.280
	$\beta-\alpha$	0.738	0.917	42.371	-0.105	1.06
F	α	2.700	3.106	9.929	0.955	0.262
	β	1.661	2.045	6.110	0.989	0.161
	$\beta-\alpha$	-1.039	-1.061	-3.819	0.034	-0.101

* α : Result of with cage effect, * β : Result of without cage effect, * $\beta-\alpha$: Difference of 1 and 2

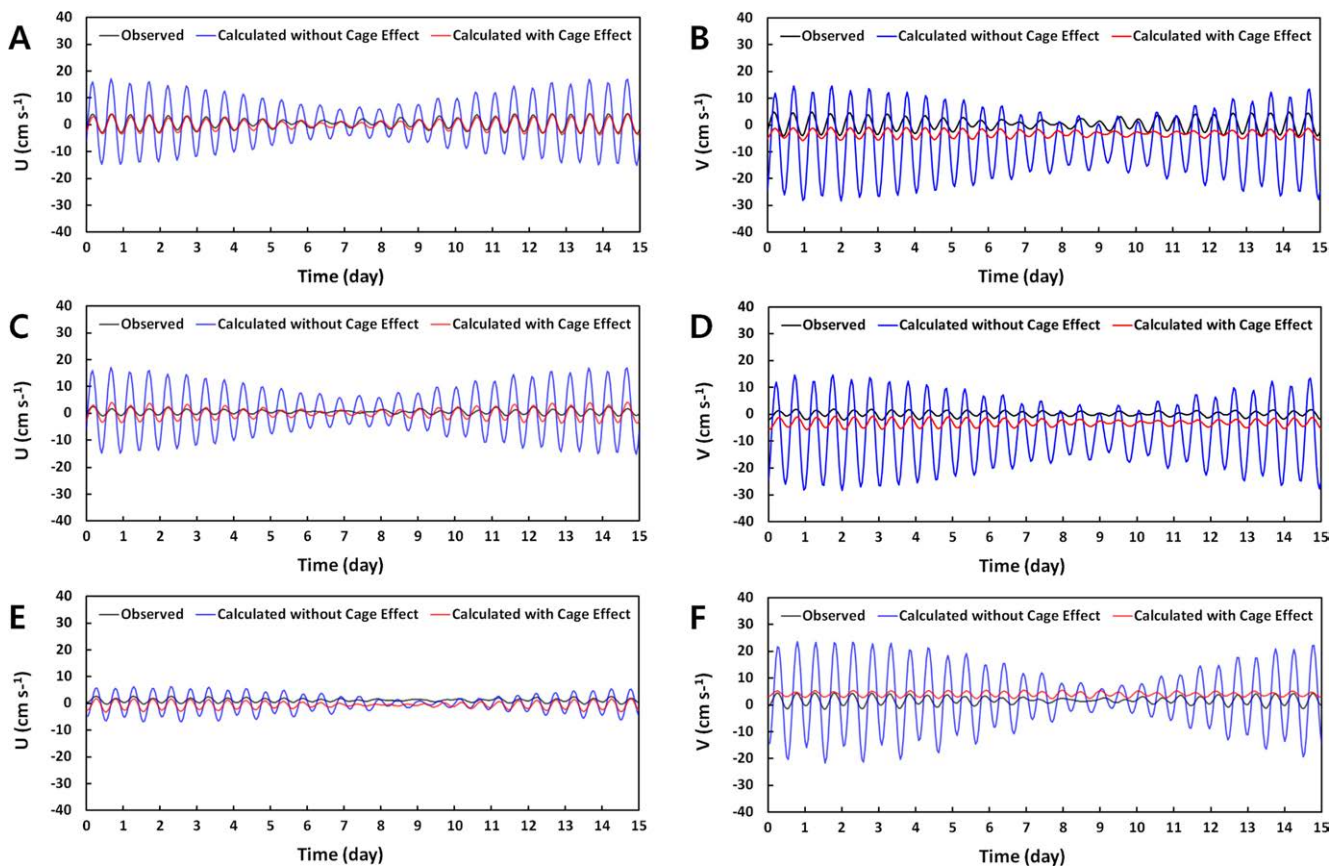
**Fig. 6.** Time-series comparison of tidal velocity components u (left) and v (right) between observations (black), model results obtained without (red) and with cage effect (blue) at 3rd observation (A, B : surface) and 4th observation (C, D : surface, E, F: bottom).

Table 5. Result of various skill assessments for current simulation about 3rd and 4th observation result (in Fig. 6.: A~F)

Comparison point		Skill assessments				
		AAE (cm)	RMSE (cm)	RAAE (%)	CC	CF
A	* α	0.727	0.951	14.695	0.817	0.376
	* β	5.709	6.626	115.334	0.898	2.952
	* $\beta-\alpha$	4.982	5.675	100.639	0.081	2.576
B	α	3.613	3.920	60.771	0.644	1.558
	β	9.692	11.913	163.021	0.799	4.178
	$\beta-\alpha$	6.079	7.993	102.250	0.155	2.620
C	α	1.161	1.402	65.452	0.727	1.417
	β	6.675	7.756	376.221	0.685	8.147
	$\beta-\alpha$	5.514	6.354	310.769	-0.042	6.730
D	α	3.308	3.355	148.635	0.817	3.475
	β	10.417	12.738	470.453	0.837	10.998
	$\beta-\alpha$	7.109	9.383	321.818	0.020	7.523
E	α	1.770	1.880	65.452	0.727	1.417
	β	2.563	3.125	159.243	0.200	3.959
	$\beta-\alpha$	0.793	1.245	93.791	-0.527	2.542
F	α	2.258	2.498	68.074	0.441	1.579
	β	8.131	9.731	245.111	0.815	5.685
	$\beta-\alpha$	5.873	7.233	177.037	0.374	4.106

* α : Result of with cage effect, * β : Result of without cage effect, * $\beta-\alpha$: Difference of 1 and 2

이 차이를 나타냈다. u성분에서 모델의 재현성이 떨어지는 것으로 나타났으며, v성분은 모델상의 2층(Fig. 5(B))값을 제외하면 평가범위를 만족하였다(Fig. 5, Table 4). 3차와 4차 조사 검증결과 어장저항을 고려한 모델결과가 어장저항을 고려하지 않은 모델 결과에 비해 상당히 양호한 값을 나타내었다. 어장저항을 고려하지 않은 모델 계산값의 오차가 어장저항을 고려한 모델 계산값에 비해 평균적으로 절대평균오차(AAE)는 4.08배, 평균제곱근 오차(RMSE)는 4.15배, 비용함수(CF)는 4.31배 크게 나타났다(Fig. 6, Table 5).

3.2 어장시설물 저항에 따른 유동변화 평가

결과적으로 1차 조사정점은 어장에서부터 약 730 m 이격되어 있기 때문에 어장시설물에 의한 유속감소가 거의 발생하지 않는 것으로 나타났으며, 2차 조사정점에서는 약 300 m 이격되어 있어 1차 조사에 비해 유속감소가 발생하는 것으로 나타났다. 3차 및 4차 조사정점 즉 어장시설물이 위치한 정점에서는 어장시설물에 의한 유속감소가 상당히 발생한 것으로 나타났다. 또한 어장시설물의 저항을 고려할 경우 고려하기 전에 비해 계산값과 관측값의 일치성이 상대적으로 상당히 높게 나타났다. Inoue[1972]는 양식장 시설물의 저항효과는 양식장이 위치한 지역의 유속을 추정하는데 중요한 요소가 될 수 있으며, 최대 65%까지 유속이 감소될 수 있다고 하였다. Grant and Bacher[2001]은 양식장 시설물에 의해 유속이 50%정도 감소할 수 있다고 하였다. 본 연구 4차 조사정점에서 어장시설물 저항을 고려할 경우 고려하지 않은 경우에 비해 유속이 약 65%(표층 : 약 73%, 저층 : 약 57%) 감소하는 것으로 나타나 기존 연구결과와 유사한 변화값을 나타내었다. Wu et al.[2014]는

어장시설물에 의해 어장인근의 유속이 변화하기 때문에, 어장시설물의 저항은 오염물질의 영향범위를 결정하는 중요한 요인이라고 하였다.

어장시설물 저항유무에 따른 유속분포도는 Fig. 7에 나타내었으며, 대조기 낙조시의 계산결과를 나타내었다. 어장시설물의 저항을 고려하였을 경우 어장이 위치한 인근에서 상당한 유속감소를 나타내는 것을 볼 수 있다. 어장이 있는 위치에서 저층(Fig. 7(B))보다는 표층(Fig. 7(A))에서 유속변화(표층 : 약 0.28 m/sec, 저층 : 약 0.06 m/sec, 전층 평균 : 약 0.19 m/sec)가 크게 나타났으며, 전반적으로 어장저항을 고려할 경우(Fig. 7(A, B, C))에 어장저항을 고려하지 않은 경우(Fig. 7(D, E, F))보다 어장 좌·우측 인근에서는 유속이 강해지고 어장내측과 어장 아래쪽에서는 유속이 약해지는 결과를 나타내었다. 어장 인근에서는 현장관측이 이루어지지 않아 추후 관측을 통한 모델검증이 필요할 것으로 판단된다.

현재 국내연안 해역을 대상으로 한 해수유동모델 사례들은 다양하게 있으나, 어장 및 양식장 시설물의 저항을 고려하지 않은 상태에서 해역의 해수유동 재현 및 해역의 특성을 파악하였다(Jung et al.[2012]; Kim et al.[2016]). 특히, 남해안은 각종 어장시설물이 많이 위치하고 있는 해역으로 어장시설물의 특성에 따라 해수유동변화가 발생할 것으로 판단된다.

따라서, 어류가두리 양식시설이 있는 해역을 대상으로 모델링 연구 수행시 시설물에 의한 유속감소를 고려하는 것은 중요한 요인으로 판단된다. 추후 양식시설물이 위치한 다른 해역과 다른 품종을 양식하는 시설물에 대한 연구도 필요할 것으로 판단된다.

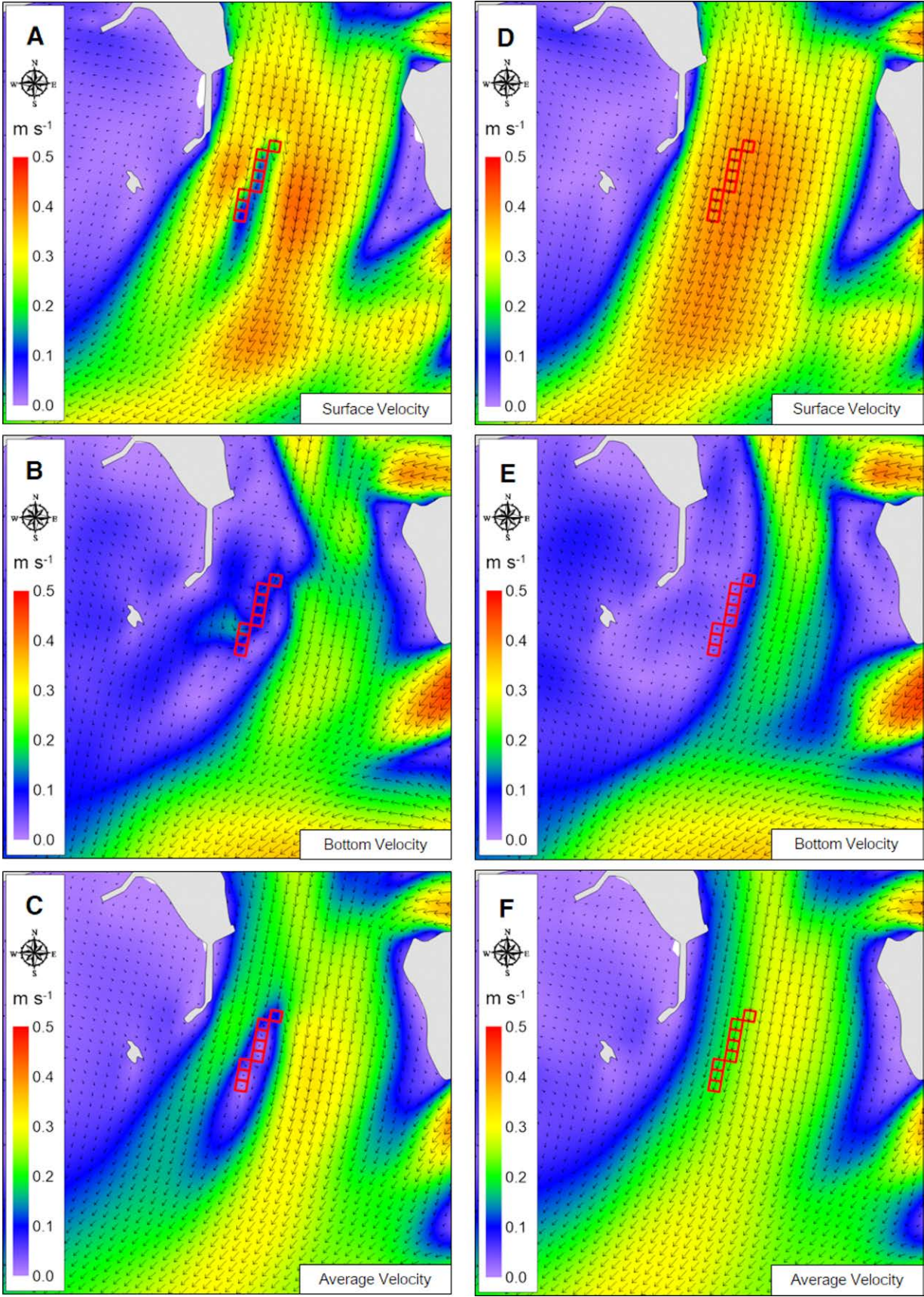


Fig. 7. Modelled current velocity fields at ebb spring tide with (A, B, C) and without (D, E, F) cage effect around fish cage farm.

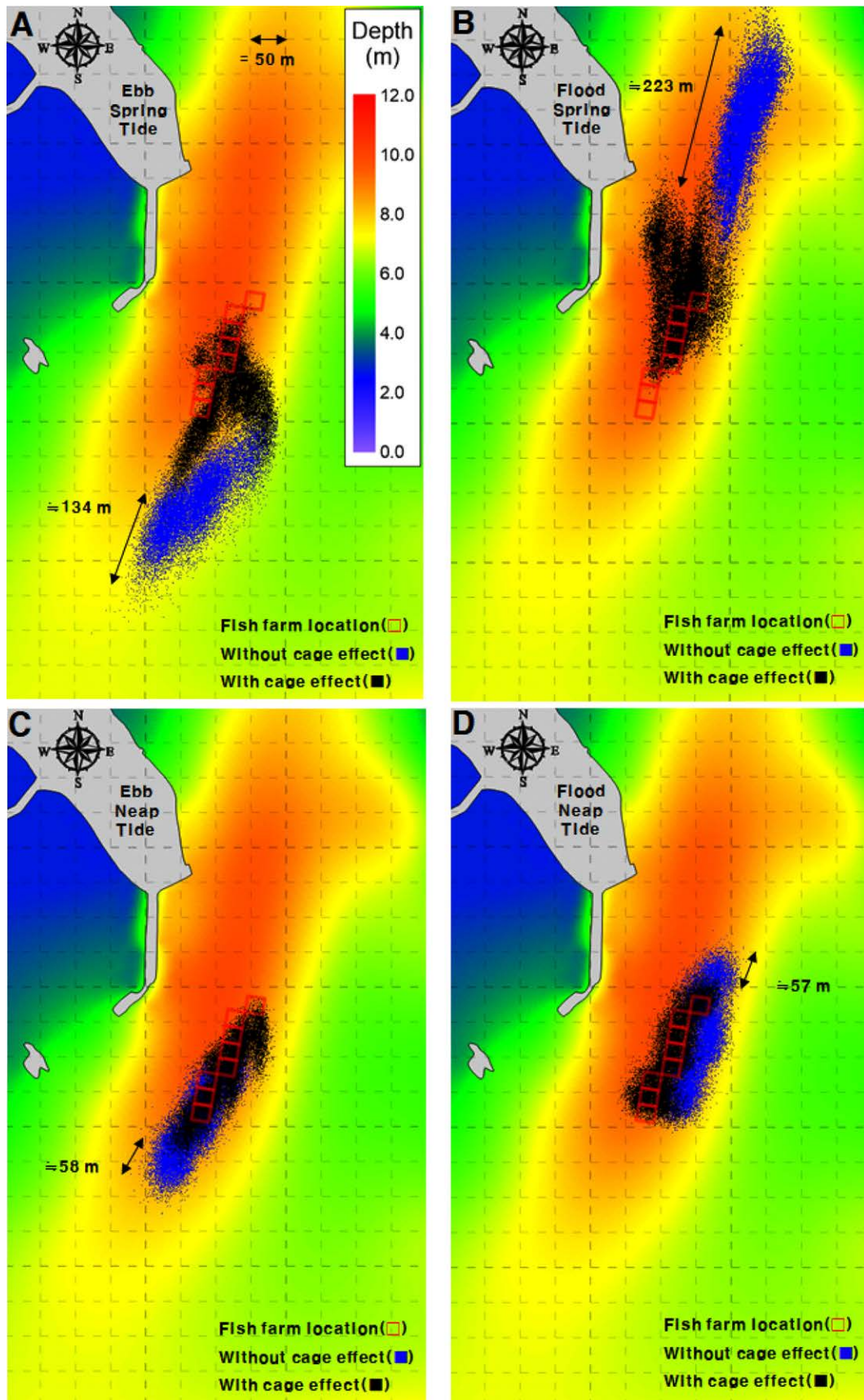


Fig. 8. Difference impact range of particle tracking result with (black) and without (blue) cage effect around fish cage farm.

3.3 어장시설물 저항유무에 따른 어장기인 오염물질 영향범위 평가

어장시설물의 저항 고려유무에 따른 어장기인 오염물질의 영향범위 평가(Scenario 1)결과, 시설물 저항을 고려하지 않았을 때는 어장시설 인근에서 유속이 강하기 때문에 입자의 영향범위가 어장시설 저항을 고려할 때에 비해 상당히 넓게 나타났다(Fig. 8). 또한 어장 중심부에서는 어장시설에 의한 유속감소로 인해 침전물이 증가할 것으로 예상되는데(Brigolin et al.[2014]), 본 연구결과 또한 어장저항을 고려할 경우 어장인근에 많은 입자가 침전되는 것을 알 수 있다. 입자방류시점별로 구분해서 영향범위를 차이를 보면 다음과 같다. 대조기 낙조시(Fig. 8(A))에는 약 134 m, 대조기 창조시(Fig. 8(B))에는 약 223 m, 소조기 낙조시(Fig. 8(C))에는 약 58 m, 소조기 창조시(Fig. 8(D))에는 약 57 m의 영향범위 차이를 나타내었다. 이러한 결과는 어장시설물에 의한 유속변화에 따른 결과이다. 또한 대조기 낙조시의 결과가 대조기 창조시의 결과보다 작은 차이를 나타내었는데, 이는 어장시설 남쪽의 수심이 어장 북쪽보다 짧은 거리에서 알려져 침강까지 소요되는 시간이 짧기 때문이다. 어류가두리양식장 최적환경관리 기술연구(NIFS[2019])에서 실시된 주 영향범위 결과에서는 TOC(Total Organic Carbon) 기준 약 15 m~30 m이며, Kwon et al.[2005]의 연구에서는 침강량 기준 약 12 m~20 m로 나타났다. 비교 항목이 달라 절대적인 비교는 불가하지만 어장저항을 고려할 경우의 영향범위(약 50 m 내외)가 어장저항을 고려하지 않았을 경우의 영향범위(약 250 m 내외)에 비해 이전 연구결과와 유사한 값을 나타내었다.

어장시설물에 의한 유속변화는 퇴적층에 축적된 오염물질의 제거율(Wu et al.[2014])과 어장 내부의 산소 및 오염물질의 수송 및 교환특성에 중요한 영향을 주는 요인으로 밝혀져 있다(Fredriksson et al.[2003]). 본 연구결과 오염물질의 영향범위를 추정함에 있어 어장시설물의 저항에 따른 유동장을 재현하는 것은 상당히 중요한 요인으로 나타났으며, 유속감소를 고려하지 않을 경우 실제 관측 값과의 차이가 크게 나타남은 물론이고, 오염물질의 영향범위가 과대평가 될 수 있는 것으로 나타났다. 또한 해역의 지형특성에 따라 오염물질의 영향범위가 달라졌으므로 해역의 지형특성을 반영하는 것은 필수적인 것으로 판단된다.

본 연구에서 사용한 입자 확산계수는 Cromeey et al.[2002]가 오염물질을 대상으로 사용한 값을 사용하였는데, 본 연구어장에서 발생하는 오염물질은 외국현장에서 발생하는 오염물질과 특성이 다르기 때문에, 본 연구대상 어장에서 발생하는 오염물질의 확산계수에 대한 관측이 필요할 것으로 판단된다. 또한 오염물질의 재부유 및 분해가 고려되지 않아 실제 자연현상을 재현함에 있어 한계점을 가지며 오염물질 유입부터 침전까지의 물리적 현상만을 보여주는 단편적인 측면이 있다. 추후 이러한 한계점을 개선할 수 있는 생태계 모델 연구가 수행될 필요성이 있다고 판단된다. 생태계 모델 수행 시 양식시설물의 영향을 무시할 경우 양식장의 환경수용력을 과대평가 할 수 있다(Grant and Bacher[2001])고 알려져 있다. 또한 유속은 연안 어류양식의 부지선정을 위한 중요한 요소로서 어류성장, 품질 및 오염물질 제거를 포함하는 다양한 측면을 결정하는 요소로서(Ferreira et al.[2012]) 알려져 있다. 따라서 추후 생태계 모델

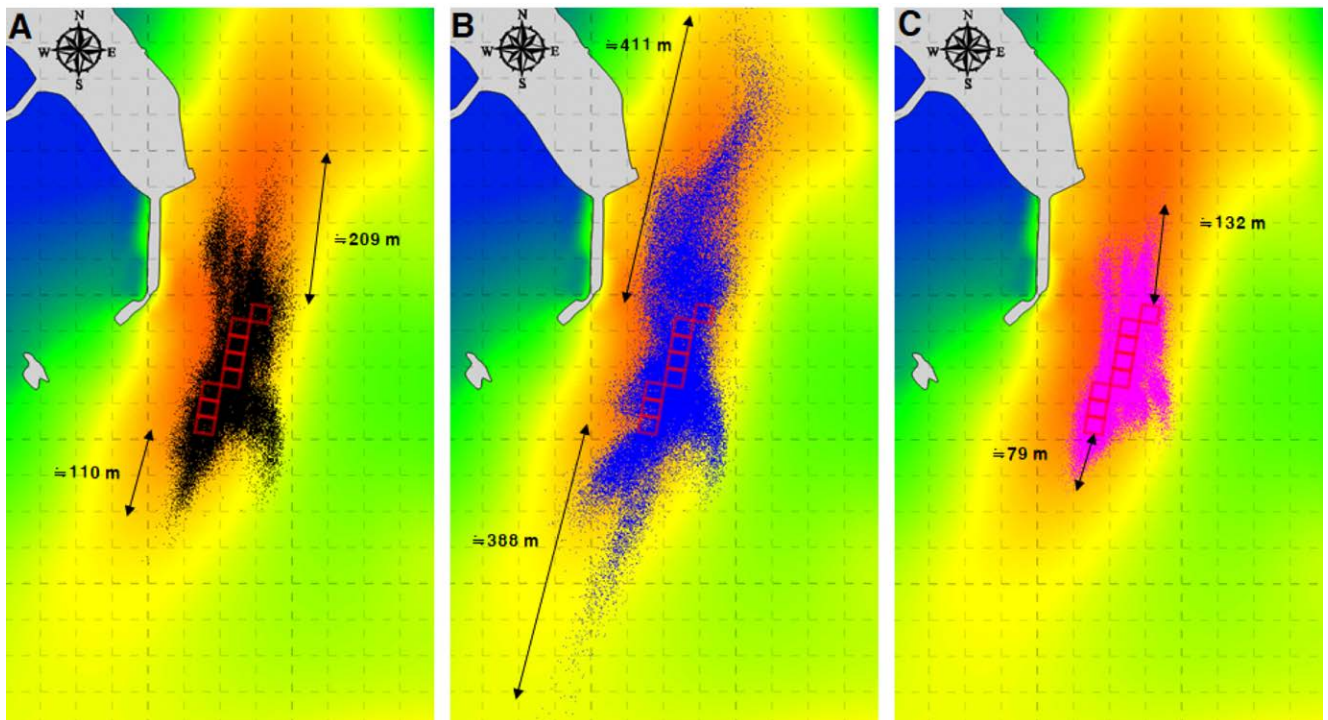


Fig. 9. Difference impact range of particle tracking result with cage effect around fish cage farm when it has different sinking velocity. (A) +0%, (B) -50%, (C) +50%.

연구시 어장시설물에 의한 유동변화를 반영하는 것이 필수적일 것으로 판단된다.

3.4 침강속도에 따른 어장기인 오염물질 영향범위 평가

본 연구에서 입력자료로 사용한 입자의 침강속도는 앞서 언급하였듯이 Magill et al.[2006]의 연구에서 제시한 값을 사용하였다. 이 값은 실제 현장에 유입되는 오염물질의 특성을 반영한 것이 아니기 때문에, 침강속도에 따른 영향범위를 평가(Scenario 2)해 보았다(Fig. 9). 최대 영향범위 평가결과 문헌값을 사용하였을 경우(Fig. 9(A)) 남쪽으로는 약 110 m, 북쪽으로는 약 209 m로 나타났다. 침강속도가 50% 감소하였을 경우(Fig. 9(B))는 남쪽으로는 약 388 m, 북쪽으로는 약 411 m로 나타났다. 침강속도를 50% 증가시켰을 경우(Fig. 9(C))에는 남쪽으로 약 79 m, 북쪽으로 약 132 m로 나타났다.

침강속도를 감소시켰을 경우(Fig. 9(B))에 영향범위가 상당히 넓어지는 것을 알 수 있으며, 남쪽으로는 알아지는 수심에 의해 상대적으로 멀리 이동되지 않는 결과를 볼 수 있다. 침강속도를 50% 증가시킬 경우(Fig. 9(C)) 영향범위가 줄어들었지만 변화 정도는 침강속도를 감소시켰을 경우보다 작은 것으로 나타났다. 오염물질의 침강속도에 따라서 영향범위가 상당히 다르게 나타날 수 있으며, 침강속도가 작아질수록 영향범위 결과가 민감하게 나타났다. 따라서, 오염물질의 침강속도 실측값을 사용하는 것은 오염물질의 영향범위를 평가하는데 있어 매우 중요한 요인으로 판단된다. 또한, 사료유형(배합사료, 생사료)에 따라 침강속도가 다르게 나타난다. 이는 미접이사료의 침강과 연결됨으로 어류가두리 양식장 인근에서의 유기물 축적과 직접적인 관련이 있다. 추후 사료유형에 따른 침강속도 자료 확보와 이에 대한 연구가 필요할 것이다.

4. 결 론

본 연구는 생태계모형을 활용한 어류가두리양식장의 환경관리 방안 마련을 위한 사전연구로서 현장의 해수유동 관측과 어장기인 오염물질의 영향범위를 수치 모델링을 통해 평가하였다. 해역의 지형 및 유동특성을 고려하기 위해 3차원 해수유동모형을 사용하였으며, 영향범위 파악을 위해 입자추적모형을 활용하였다.

해수유동모형 관측과 검증결과, 어장시설물이 위치한 지역에서는 약 65%의 상당한 유속감소가 발생하였다. 모델링 결과, 어장시설물의 저항을 고려해야 어장내측 유속을 잘 재현할 수 있었으며 영향범위(약 50 m) 또한 기존 관측된 결과와 유사한 값을 나타내었다. 따라서, 양식시설이 있는 해역의 해수유동모형을 검증하거나 이를 활용하여 예측을 실시하는 경우 시설물의 영향을 고려하는 것이 반드시 필요하다고 판단된다. 특히, 우리나라 남해와 같이 양식시설이 밀집된 해역에서는 양식시설에 의한 유동변화가 클 것으로 예상할 수 있다. 또한 해역의 수심에 따라 영향범위가 달라지는 결과를 나타내었기 때문에 정밀한 수심자료 확보하고 반영하는 것은 필수적인 요소로 판단된다. 추가적으로 오염물질의 침강속도에 따

라 영향범위가 약 2~3배 이상으로 크게 달라지는 결과를 나타냈기 때문에 오염물질의 영향범위를 예측·평가하기 위해서는 신뢰성 있는 침강속도 값이 필요하다고 판단되었다.

본 연구는 어장기인 오염물질의 영향범위를 결정하는 중요한 요인들을 도출하였다. 이는 추후 생태계 모형을 통한 어류가두리양식장의 환경관리 방안연구에서 고려해야 될 요인으로 판단된다.

후 기

본 논문은 2020년도 국립수산물과학원 수산과학연구사업(R2020050)의 지원으로 수행된 연구입니다.

References

- [1] Bannister, R.J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T. and Asplin, L., 2016, Near-and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems, ICES J. Mar. Sci, 73(9), 2408-2419.
- [2] Brigolin, D., Meccia, V.L., Venier, C., Tomassetti, P., Porrello, S., and Pastres, R., 2014, Modelling biogeochemical fluxes across a Mediterranean fish cage farm. Aquac. Environ. Interact, 5(1), 71-88.
- [3] Broch, O.J., Daae, R.L., Ellingsen, I.H., Nepstad, R., Bendiksen, E.Å., Reed, J.L., and Senneset, G., 2017, Spatiotemporal dispersal and deposition of fish farm wastes: a model study from central Norway, Front. Mar. Sci, 4, 199.
- [4] Byron, C.J., and Costa-Pierce, B.A., 2013, Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture, Site sel. carr. capacit. inland. coast. aquac. 87-101.
- [5] Chamberlain, J., and Stucchi, D., 2007, Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine fin-fish aquaculture. Aquac, 272(1-4), 296-311.
- [6] Crome, C.J., Nickell, T.D., and Black, K.D., 2002, DEPO-MOD—modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms, Aquac, 214(1-4), 211-239.
- [7] Ferreira, J.G., Saurel, C., and Ferreira, J.M., 2012, Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture, Analysis of production and environmental effects by means of the FARMmodel, Aquac, 358, 23-34.
- [8] Fredriksson, D.W., Swift, M.R., Irish, J.D., Tsukrov, I., and Celikkol, B., 2003, Fish cage and mooring system dynamics using physical and numerical models with field measurements, Aquac. Eng, 27(2), 117-146.
- [9] Gillibrand, P.A., Gubbins, M.J., Greathead, C., and Davies, I.M., 2002, Scottish executive locational guidelines for fish farming: predicted levels of nutrient enhancement and benthic impact, Scottish Fish. Res. Rep, 63.
- [10] Grant, J., and Bacher, C., 2001, A numerical model of flow modification induced by suspended aquaculture in a Chinese bay, Canadian J. Fish. and Aquat. Sci, 58(5), 1003-1011.

- [11] Inoue, H., 1972, Water exchange in a net cage stocked with fish, Hamachi, Bull. Japanese Soc. Sci. Fish. 38(2), 167-176.
- [12] Islam, M.S., 2005, Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development, Mar. pollut. bull, 50(1), 48-61.
- [13] Jung, K.Y., Ro, Y.J., Kim, B.J. and Park, K.S., 2012, Model Trajectory Simulation for the Behavior of the Namgang Dam Water in the Kangjin Bay, South Sea, Korea, J. Korean Soc. Coast. Ocean. Eng, 24(2), 97-108.
- [14] Kim, J.H., Lee, W.C., Hong, S.J., Park, J.H., Kim, C.S., Jung, W.S. and Kim, D.M., 2016, A Study on Temporal-Spatial Water Exchange Characteristics in Gamak Bay using a Method for Calculating Residence Time and Flushing Time, J. Korean Env. Sci. Soc, 25(8), 1087-1095.
- [15] Kim, T.Y., and Yoon, H.S., 2011, Skill assessments for evaluating the performance of the hydrodynamic model, J. Korean Soc. Mar. Environ. Energy, 14(2), 107-113.
- [16] Kwon, J.N., Jung, R.H., Kang, Y.S., An, K.H., and Lee, W.C., 2005, Environmental management of marine cage fish farms using numerical modelling, The Sea, 10(4), 181-195.
- [17] Magill, S.H., Thetmeyer, H., and Crome, C.J., 2006., Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) and sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model, Aquac, 251(2-4), 295-305.
- [18] Nelson, E.J., MacDonald, B.A. and Robinson, S.M., 2012, A review of the Northern sea cucumber *Cucumaria frondosa* (Gunnerus, 1767) as a potential aquaculture species, Reviews in Fish. Sci, 20(4), 212-219.
- [19] NIFS, 2019, Technical Report of National Institute of Fisheries Science, 1097-1116.
- [20] Page, F.H., Losier, R., McCurdy, P., Greenberg, D., Chaffey, J. and Chang, B., 2005, Dissolved oxygen and salmon cage culture in the southwestern New Brunswick portion of the Bay of Fundy, Environ. Eff. Mar. Finfish. Aqua, 1-28.
- [21] Pearson, T.H. and Black, K.D., 2001, The environmental impacts of marine fish cage culture, Environ. impacts Aqua, 1-31.
- [22] Rabasso, M., and Hernandez, J.M., 2015, Bioeconomic analysis of the environmental impact of a marine fish farm. J. Environ. Manag, 158, 24-35.
- [23] Sanz-Lazaro, C. and Marin, A., 2011, Diversity patterns of benthic macrofauna caused by marine fish farming, Divers, 3, 176-199.
- [24] Skogen, M.D., Eknes, M., Asplin, L.C. and Sandvik, A.D., 2009, Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. Aquac, 298(1-2), 70-75.
- [25] Wu, Y., Chaffey, J., Law, B., Greenberg, D.A., Drozdowski, A., Page, F., and Haigh, S., 2014, A three-dimensional hydrodynamic model for aquaculture: a case study in the Bay of Fundy, Aquac. Environ. Interact, 5(3), 235-248.
- [26] Zhang, J., and Kitazawa, D., 2015, Numerical analysis of particulate organic waste diffusion in an aquaculture area of Gokasho Bay, Japan. Mar. Pollut. Bull, 93(1-2), 130-143.

Received 20 July 2020

Revised 3 September 2020

Accepted 28 October 2020