

금강수계 (백제보)에서 발생한 어류폐사에 대한 종 조성 및 트로픽/내성도 길드 영향 분석

권혁현 · 한정호 · 윤조희¹ · 안광국*

충남대학교 생명시스템과학대학 생물과학과, ¹환경부 국립환경과학원 금강물환경연구소

Influence of Fish Compositions and Trophic/Tolerance Guilds on the Fishkills in Geum-River Watershed (Backje Weir)

Hyuk-Hyun Kwon, Jeong-Ho Han, Johee Yoon¹ and Kwang-Guk An*

Department of Biological Sciences, College of Biosciences and Biotechnology,
Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea

¹Geum-River Environment Research Center National Institute of Environmental Research

Abstract - The objectives of this study were to analyze structures of fish community and the ecological health using a multi-metric fish model, the Index of Biological Integrity (IBI) in the Backje Weir of Geum River during two periods namely before-the-fishkill (B_f) and after-the-fishkill (A_f). The total number of fish species observed were 32 and among them 10 species (35%) were Korean endemic species. The exotic species observed were 3 which decreased by 0.4% after-the-fishkill (A_f). The dominant species were *Opsariichthys uncirostris amurensis* (13%) at the B_f period and *Squalidus japonicus coreanus* (17%) at the A_f period in the Backje Weir. At after the fishkill (A_{f-I}) total biomass was about 10 times lower than the biomass before-the-fishkill (B_f). The biomass of *Carassius auratus* decreased 98% after-the-fishkill and as time passed by the biomass recovered to nearly 100%. Similar decrease in the biomass occurred in the population of *Opsariichthys uncirostris amurensis*, while *Rhinogobius brunneus* population increased. According to the structure analysis of fish community, species richness index, evenness index and species diversity index were high but after-the fishkill, the values of indices decreased. Tolerant species (64%) dominated the fish community, and the sensitive species (2%) were rare, indicating the degradation of the ecosystem. According to analysis of the multi-metric model (IBI), the mean model value of the fish community in Backje Weir was estimated as 17.5 indicating a "fair condition".

Key words : fishkill, Geum River, Backje Weir, turnover, fish community

서 론

어류폐사는 우리나라 인공호 및 하천에서 다양한 원인

에 의하여 국소적 혹은 광범위하게 발생되고 있으며, 최근 들어 금강 수계 하류부에 건설된 백제보에서 2012년 10월 중·하순경에 대규모 어류폐사가 발생되었다. 어류폐사로 인하여 정부와 민간 환경단체에서는 10만여 마리의 어류가 폐사할 것으로 추정하였다(환경부 보도자료, 2012). 대규모 어류폐사는 수생태계 내에 악영

*Corresponding author: Kwang-Guk An, Tel. 042-821-6408, Fax. 042-822-9690, E-mail. kgan@cnu.ac.kr

향을 초래하지만, 이에 대한 처리 및 정확한 원인규명은 아직까지 이루어 지지 않고 있다. 이와 같이 빈번히 발생하는 어류폐사는 해당 수계의 어족자원 감소에 악영향을 주고, 이에 따른 경제적 손실뿐 아니라 생태계의 파괴로 이어져 결국 인간의 생활도 크게 위협받을 수 있다 (Raleigh *et al.* 1978).

어류폐사는 복합적인 요인들에 의하여 발생되기 때문에 정확하게 원인을 규명하기가 쉽지 않다 (Haslouer 1983; Lee *et al.* 2006). 또한 폐사 직·후 독성검사나 조직검사를 통해 원인을 규명할 수 있으나 하천에서의 어류폐사는 즉시 발견되는 것이 아니고 상당한 시간이 경과 후 발견되기 때문에 정확한 폐사원인을 규명하기 어렵다. 국내·외 많은 연구사례에서도 보면 폐사의 발생 원인이 뚜렷하지 않고, 복합적인 요인으로 추정되는 경우가 대부분이다. 강원도에서 발생한 어류폐사의 원인에 대해서 적게는 35%에서 많게는 50% 이상까지도 원인불명으로 보고되고 있다 (Lee *et al.* 2011; Lee *et al.* 2013). 이러한 어류폐사에 관한 연구들은 대부분이 발생 메커니즘에 대한 분석을 하지 않고 있는 실정이다.

어류폐사의 유형은 크게 인위적 요인과 자연적 요인으로 구분 될 수 있다. 인위적 요인으로서는 각종 오·폐수 속 암모니아의 유입 (Yang and Chun 1986; Foss *et al.* 2003), 중금속의 유입 (Van Hoof and Van San 1981), 염소 (Cohen 1977; Zeitoun 1977; Katz 1979), 그리고 토사유출에 따른 흙탕물의 발생 (Lee *et al.* 2006), 농약 등과 같은 독극물 등을 들 수 있으며, 자연적 요인으로 급격한 pH 변화, 황화수소 (H_2S)의 발생 (Lee *et al.* 2006), 급격한 수온변화 (Durhan *et al.* 2006), 식물플랑크톤의 독소 (Park *et al.* 2008), 바이러스 및 세균으로 인해 유발되는 질병 (Kim *et al.* 2003) 및 용존산소 부족 (Matthews and Berg 1997; Lee *et al.* 2006) 등 다양한 원인으로 인하여 어류폐사가 발생하는 것으로 보고되고 있다.

금강 수계 본류에는 용담댐, 대청댐과 같은 다목적댐호가 위치하고 있으며, 백제보를 포함하여 세종보, 공주보 등 3개의 인공보가 건설되어 있고, 금강 최 하류부에 금강하구언이 존재하여 본류구간에만 댐과 같이 규모가 큰 6개의 인공구조물이 존재한다. 그중에서도 백제보는 금강 수계에서 하류부에 건설된 인공보로서, 도심하천인 갑천, 미호천과 같은 지류유입으로 인하여 백제보 수질 특성에 지대한 영향을 미치고 있다 (Han *et al.* 2013; Han and An 2013). 일반적으로 수계의 중·하류역에 건설된 소형댐과 인공보는 정체수역을 증가시키고 (An *et al.* 2001a), 유량 및 유속의 수리수문학적 특성 변화를 초래하며 (Macan 1961), 침전물 퇴적 및 공사시의 준설로 인

한 물리적 서식지 교란이 발생하는 것으로 보고되고 있다. 이런 특성들은 정체수역 증가로 인한 질소(N) 및 인(P) 등의 축적으로 녹조현상 및 부영양화 현상을 가속시키고 (Fisher *et al.* 1992), 화학적 수질악화를 가속시키고 있는 것으로 보고되고 있다 (Krenkel *et al.* 1979).

백제보로부터 상류에 위치한 왕진교부터 백제보 하류 20km 지점까지 약 23km 구간에서 2012년 10월 18일경부터 이후 약 10일간 누치와 모래무지 개체군을 시작으로 송어와 동자개 및 쏘가리 등 수만마리의 어류가 폐사하였다. 본 연구는 금강수계에서 4대강 보건설의 일환으로 축조된 백제보에서 어류폐사 전·후의 어류상 및 개체군 변동 분석, 트로픽 길드 영향 및 내성도 지표종 등의 구성비 변화에 대한 연구를 실시하였다. 이와 더불어 대규모 폐사 이후 어류군집구조 변화를 분석하여, 백제보 어류상의 회복도를 파악하고자 하였다.

재료 및 방법

1. 조사 지점 및 조사 기간

본 연구는 어류 종 조성 및 분포특성을 분석하기 위하여 4대강 살리기 일환으로 금강 수계의 중·하류에 건설된 백제보를 대상으로 하여 어류 조사를 실시하였다 (Fig. 1). 백제보의 지역적 위치는 충남 부여군 부여읍 자왕리에 위치하고 있으며, 상류 20km 부근에 공주보가 위치하고 있으며, 하류 60km 부근에는 금강하구언이 위치하고 있다. 백제보는 총 저수용량 $23.8 \times 10^6 m^3$, 관리수위 EL. 4.2 m, 보 높이 7.2 m, 보 길이 311 m 규모로서 주변

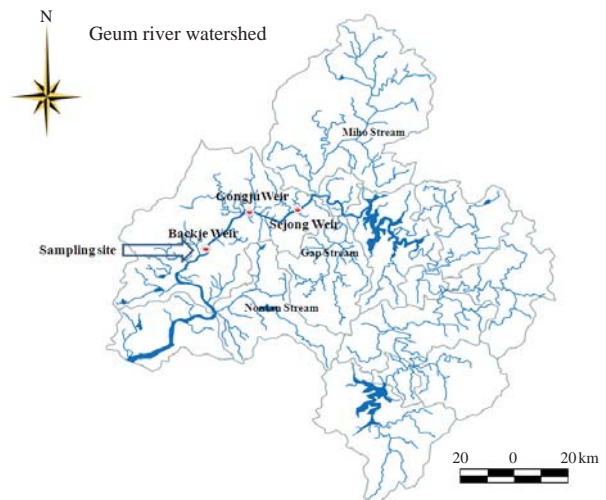


Fig. 1. The sampling sites in Geum-River watershed.

농경지에 농업용수 공급 및 전력을 공급하고 있는 가동보이다. 어류 현장조사는 백제보 상류 1 km 지점을 대상으로 폐사가 일어나기 전인 2012년 10월 8~9일에 1차 조사(B_f), 폐사가 일어난 후인 11월 1~2일에 2차 조사(A_{f-I})를 실시하였고, 폐사 후 어류 회복도를 알아보기 위하여 2013년 5월 13~14일에 3차 조사(A_{f-II}), 2013년 9월 15~16일에 4차 조사(A_{f-III})를 추가적으로 실시하였다.

2. 어류 조사 및 생체량 분석

어류의 현장조사의 채집 방법은 Ohio EPA (1989)의 Wading method에 기반을 두고 우리나라의 특성에 맞게 수정·적용한(An *et al.* 2001b) 방법에 의거하여 수행하였다. 조사구간 내 다양한 서식지 유형을 포함하기 위하여 조사에 이용된 어구는 투망(망목: 7×7 mm), 족대(망목: 4×4 mm)를 이용하여 조사를 실시하였고, 추가적으로 정체수역 어류조사를 위하여 정치망(망목: 4×4 mm, H: 1.6 m, L: 18 m, 외통발) 및 삼중자망(망목: 12/45 mm, H: 1 m, L: 50 m)을 이용하여 어류조사를 실시하였다. 투망조사는 백제보 부근의 접근이 용이한 연안부에서 평균 20회 투척하여 어류 조사를 실시하였으며, 족대 조사는 투망과 동일한 연안부의 수생식생이 잘 발달된 구간에서 투망과 동일한 시간동안(1시간 정도) 어류채집을 실시하였다. 또한 백제보 중심에 위치한 개방대에서는 정치망과 자망 이용하여 오후에 설치한 후 익일 오후에(24시간) 수거하여 분석하였다.

어류폐사 전·후의 어류군집의 변화 및 개체군의 생체량을 비교 분석하기 위하여 연구기간 동안 채집된 모든 종을 대상으로 전장 및 체중을 측정하였다. 채집된 어류의 폐사 전(B_f)과 폐사 후(A_{f-I})의 전장 및 체중의 변화를 분석하기 위하여 SPSS (PASW statistic 18, ver. 18.0. for window, 2009)를 이용하였다. 독립표본 t 검정(Independent two sample t-test)을 이용하였다. 연구 기간 중 4회의 모든 조사에서 채집된 종들 중 대형종 중 붕어, 중형종 중 끄리, 소형종 중 밀어를 각각 대표종으로 선택하였으며, 각 대표종들의 전장과 체중의 변화를 분석하였다.

3. 어류의 군집분석, 섭식특성 및 다변수 어류 평가 모델 분석

본 조사의 어류 군집분석을 위해, 각 조사지점에서 채집된 어종의 개체수를 기준으로 아래와 같은 지수를 산정하였다. 환경이 악화될수록 특정종의 우세가 나타나는 경향(Kim *et al.* 2012)이 있으므로 환경의 변화에 대한 지표로 삼고자 Simpson(1949)의 군집우점도 지수 및 Shan-

non-weaver(1963)의 종다양도 지수를 산정하였다. 또한, 종균등도 지수는 Pielou(1975)의 식을 사용하였으며, 종풍부도 지수는 Margalef(1958)의 지수를 이용하여 군집 분석을 실시하였다.

어류 내성도(Tolerance) 특성 및 영양단계(Trophic level)에 대한 생태적 분류는 US EPA(1993)의 기준에 의거하였다. 어류의 내성도는 수질 오염도에 따라 쉽게 사라지는 민감종(Sensitive species, SS)과 수질오염도에 따라 상대적으로 비율이 증가하는 내성종(Tolerant species, TS), 그리고 두 범주의 중간에 해당하는 중간종(Intermediate species, IS)으로 구분하였다. 영양단계 구조는 섭식 특성에 따른 잡식종(Omnivores, O), 충식종(Insectivores, I), 육식종(Carnivores, C)으로 구분하였다(Barbour *et al.* 1999).

본 연구에서는 백제보의 어류폐사로 인한 하천 생태 건강도를 비교하기 위하여 Karr(1981)의 IBI 모델을 기반으로 한 Barbour *et al.* (1999)에 의해 시스템을 수정·보완한 것을 An *et al.* (2001b)에 의해 국내 하천 특성에 맞게 최초로 적용되었고, 이를 최종적으로 보안된 모델을 적용하였다.

결과 및 고찰

1. 어류폐사 전·후의 어류상 특성

본 조사기간 동안 금강 백제보 구간에서 채집된 어류는 6과 32종이 채집되었으며, 잉어과가 22종으로 가장 많았고, 망둑어과가 3종, 검정우럭과, 동사리과 및 동자개과가 각각 2종, 그 외에 미꾸리과가 1종이 채집되었다(Table 1). 본 조사 지점에서 폐사 전(B_f)에 채집된 어류는 4과 22종이 채집되었고, 잉어과가 17종으로 가장 우세하게 나타났고, 폐사 후(A_{f-I}) 채집된 어류는 5과 19종이었고, 잉어과 어류가 14종으로 최고 우점종으로 나타나, 종수 측면에서는 유의한 통계적 변화($p > 0.05$)가 없는 것으로 나타났다. 폐사 전(B_f) 및 폐사 후(A_{f-I}, A_{f-II}, A_{f-III})의 우세종 분석에 따르면, 한강, 낙동강, 영산/섬진강 수계와 유사한 경향을 보였다(Jeon 1980). Lee *et al.* (2013)의 연구와 마찬가지로 어류의 종조성은 폐사 전·후 차이를 보인 반면, 종수의 차이에 있어서는 어류폐사 전·후 큰 차이를 나타내지 않은 것과 유사한 결과를 보였다.

조사 기간 동안 출현한 한국 고유종은 줄납자루, 참중고기, 중고기, 물개, 참물개, 돌마자, 땡경모치, 치리, 동사리, 얼룩동사리 등 10종 253개체로 나타났다. 폐사 전(B_f) 한국 고유종의 상대풍부도는 11.2%에서 폐사 후(A_{f-I})

Table 1. Species compositions and various guilds of fish community in the Backje Weir of Geum-River

Species	T _o	T _r	H _a	Sampling period				Total (#)	RA (%)
				B _f	A _{f-I}	A _{f-II}	A _{f-III}		
<i>Carassius auratus</i>	TS	O	—	21	2	1	10	34	4.73
<i>Carassius cuvieri</i> **	TS	O	—	10		3		13	1.81
<i>Acheilognathus lanceolatus</i> *	IS	O	—			8	12	20	2.78
<i>Acheilognathus yamatsutae</i>	IS	O	—	1				1	0.14
<i>Acheilognathus rhombeus</i>	IS	O	—				2	2	0.28
<i>Acanthorhodeus macropterus</i>	IS	O	—	15	3	1		19	2.64
<i>Pseudorasbora parva</i>	TS	O	—	4	7		7	18	2.50
<i>Sarcocheilichthys variegatus wakiyae</i>	SS	I	—	10		2		12	1.67
<i>Sarcocheilichthys nigripinnis morii</i> *	IS	I	—	1		1		2	0.28
<i>Squalidus japonicus coreanus</i> *	TS	O	—		1	91	62	154	21.4
<i>Squalidus chankaensis tsuchigae</i> *	IS	O	—	1	2	2		5	0.70
<i>Hemibarbus labeo</i>	TS	I	—	16	20	1	14	51	7.09
<i>Hemibarbus longirostris</i>	IS	I	—	4	2	1	8	15	2.09
<i>Pseudogobio esocinus</i>	IS	I	—	12	9	18	11	50	6.95
<i>Abbottina rivularis</i>	TS	O	—	8	2		10	20	2.78
<i>Microphysogobio yaluensis</i> *	IS	O	RB			1	5	6	0.83
<i>Microphysogobio jeoni</i> *	IS	I	—		1		34	35	4.87
<i>Zacco platypus</i>	TS	O	—	18	32	2	2	54	7.51
<i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i>	TS	C	—	24	3	1	19	47	6.54
<i>Squaliobarbus curriculus</i>	IS	O	—	6			2	8	1.11
<i>Erythroculter erythropterus</i>	TS	C	—	3	4		32	39	5.42
<i>Hemiculter eigenmanni</i> *	TS	O	—	3	4	23	1	31	4.31
<i>Misgurnus mizolepis</i>	TS	O	—		1			1	0.14
<i>Leiocassis ussuriensis</i>	IS	I	—				3	3	0.42
<i>Leiocassis nitidus</i>	TS	I	—		2			2	0.28
<i>Lepomis macrochirus</i> **	TS	I	—	2	1			3	0.42
<i>Micropterus salmoides</i> **	TS	C	—	6		5	5	16	2.23
<i>Odontobutis platycephala</i> *	SS	C	—			1		1	0.14
<i>Odontobutis interrupta</i> *	IS	C	—	4			2	6	0.83
<i>Rhinogobius giurinus</i>	TS	O	—			1		1	0.14
<i>Rhinogobius brunneus</i>	IS	I	RB	6	6	1	31	44	6.12
<i>Tridentiger brevispinis</i>	IS	I	RB	4	1	1		6	0.83
Total number of species				22	19	20	20	32	
Total number of individuals				179	103	165	272	719	

To: Tolerance guilds, Tr: Trophic guilds, Ha: Habitat guilds, RA: Relative abundance, SS: Sensitive species, IS: Intermediate species, TS: Tolerant species, O: Omnivore, I: Insectivore, C: Carnivore, RB: Riffle-benthic species, *: Endemic species, **: Exotic species, B_f: Before-the-fishkill and A_f: After-the-fishkill

7.8%로 감소된 것으로 나타났다. 이는 폐사 직후(A_{f-I}) 고유종 감소가 발생되었지만, 차후 다른 고유종의 유입으로 인해 고유종의 상대풍부도가 회복된 것으로 분석되었다. 폐사 이후 고유종의 빈도가 높게 나타난 직접적인 원인은 고유종인 물개가 급격히 증가하였기 때문이다. 이는 정수역의 증가 및 끄리와 같은 상위포식자의 급격한 감소로 인하여 이 개체군들이 증가된 것으로 판단된다. 외래종은 떡붕어, 블루길, 배스 등 총 3종이 채집되었으며, 출현 빈도는 4.5%로 낮았다. 폐사 전(B_f)에는 떡붕어 5.6%, 블루길 1.1%, 배스 3.4%의 출현율을 보인 반면, 폐사 후 실시한 조사(A_{f-I}, A_{f-II}, A_{f-III})에서는 떡붕어 0.6%, 블루길 0.2%, 배스 1.9%로 폐사 전과 비교해 전반적으로 감소한 것으로 나타났다(Table 2).

2. 어류폐사 전·후의 어류 생체량(Biomass)

백제보 어류폐사 전·후 어류상의 변화는 중수 측면보다 개체수 측면에서 더 많은 변화를 보인 것으로 분석되었다. 폐사 이후 이러한 변화는 점차 회복하는 경향을 보였는데, 이는 백제보 상류 및 주변 지류에서 서식하던 개체군들이 본류로 유입된 결과로 판단된다. 채집된 개체들의 생체량 변화를 비교한 결과, 어류 폐사 전·후에 큰 차이를 보이는 것으로 나타났다. 폐사 전(B_f) 채집된 개체들의 총 생체량은 19.8kg으로 나타났고, 폐사 후(A_{f-I})의 생체량은 2.0kg으로 나타나, 폐사 전에 비해 1/10 수준으로 크게 감소하였다. 폐사 전(B_f)과 폐사 후(A_{f-I})의 전장 및 체중을 통계적으로 분석해 본 결과, 유

Table 2. The differences of ecological attributes between the period of before-the-fishkill (B_f) and after-the-fishkill (A_{f-I} , A_{f-II} , A_{f-III}) in the Backje Weir of Geum-River

Ecological attributes	Sampling period			
	B_f	A_{f-I}	A_{f-II}	A_{f-III}
M_1 : Total number of species	22	19	20	20
M_2 : Total number of individuals	179	103	165	272
M_3 : Total number of riffle benthic species	2	2	3	2
M_4 : Percentage of sensitive species	5.59	0	1.82	0
M_5 : Percentage of tolerant species	64.2	76.7	77.6	59.6
M_6 : Percentage of omnivores	48.6	52.4	80.6	41.5
M_7 : Percentage of insectivores	30.7	40.8	15.2	37.1
M_8 : Number of individuals as endemic species	20	8	121	104
M_9 : Percentage of exotic species	10.1	0.97	4.85	1.84

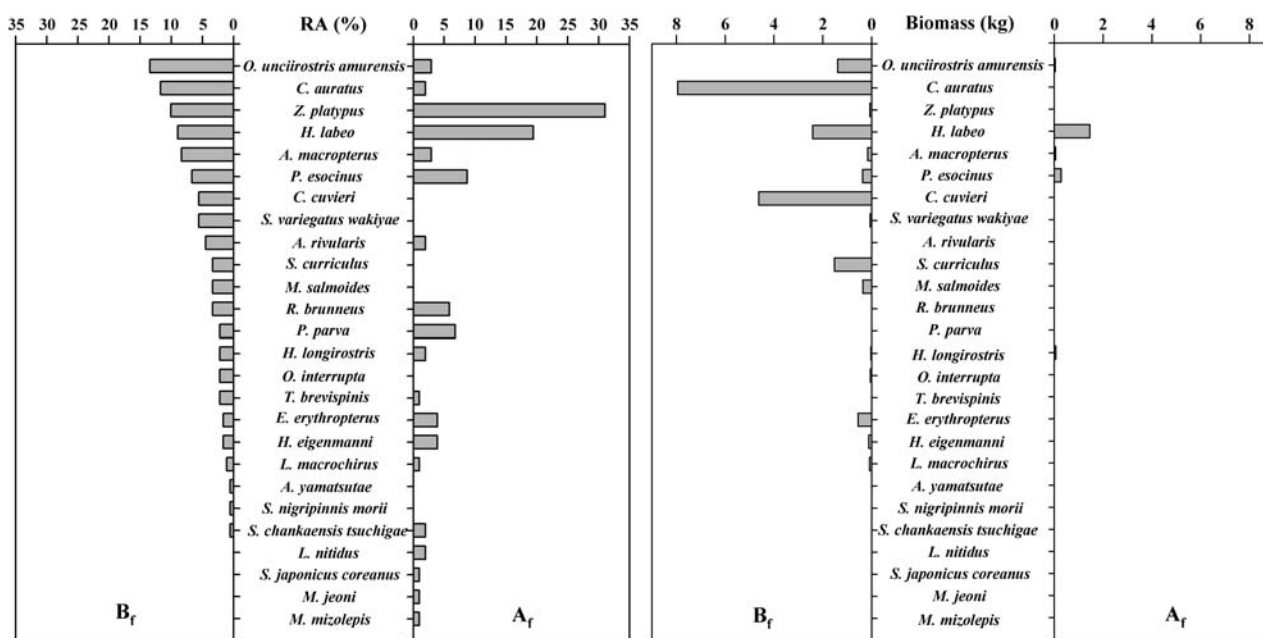


Fig. 2. The differences of species compositions and the biomass (kg) between the period of before-the-fishkill (B_f) and after-the-fishkill (A_{f-I}).

의한 차이를 보였다 ($p < 0.001$). 이후 어류 조사 (A_{f-II} , A_{f-III})에서 채집된 어류의 개체수는 폐사 전 (B_f)과 비슷한 개체수가 채집되었으나, 총 생체량은 각각 3.2 kg, 5.7 kg으로 회복하는 경향을 나타냈지만, 아직까지 회복되지 않은 것으로 나타났다.

본 조사 기간 중 모든 조사에서 채집된 종들 중에서 대형종 붕어, 중형종 끄리, 소형종 밀어를 대표종으로 선정하여 각 개체들의 전장과 체중의 변화를 측정하여 분석하였다. 폐사 전 (B_f)에 채집된 붕어는 평균 전장 23.9 (± 99) cm, 체중 378.1 (± 298) g로 나타났다. 폐사 후 (A_{f-I})에는 폐사 전 (B_f)과 비교해 큰 폭으로 감소한 것으로 나타났다. 이후 평균 전장 및 체중이 꾸준히 증가하여 4차 조사 (A_{f-III})에서는 폐사 전 (B_f)과 유사한 수준으로 회복하였

다. 육식종인 끄리는 폐사 전 (B_f) 평균 전장 17.8 (± 65) cm, 체중 57.8 (± 57) g으로 비교적 개체군의 크기가 큰 것으로 나타났다. 폐사 후 (A_{f-I}) 전장 및 체중은 폐사 전 (B_f)과 비교하여 1/4 수준으로 감소하였다. 붕어와 마찬가지로 폐사 후 전장 및 체중이 큰 폭으로 감소하였다. 이후 조사에서는 붕어와는 반대로 회복하지 못하고 꾸준히 감소하는 경향을 나타냈다. 소형 저서종인 밀어는 폐사 전 (B_f) 평균 전장 3.3 (± 10) cm, 체중 0.4 (± 0.5) g를 나타냈다. 폐사 후 (A_{f-I} , A_{f-II} , A_{f-III}) 꾸준히 증가하여 전장은 1.2배, 체중은 2.8배 증가한 것으로 나타났다 (Fig. 3). 이와 같은 결과는 어류폐사로 인하여 손실된 대부분의 어류가 붕어, 떡붕어와 같은 크기가 큰 대형어종들로서, 이들의 손실이 직접적으로 생체량에 영향을 준 것으

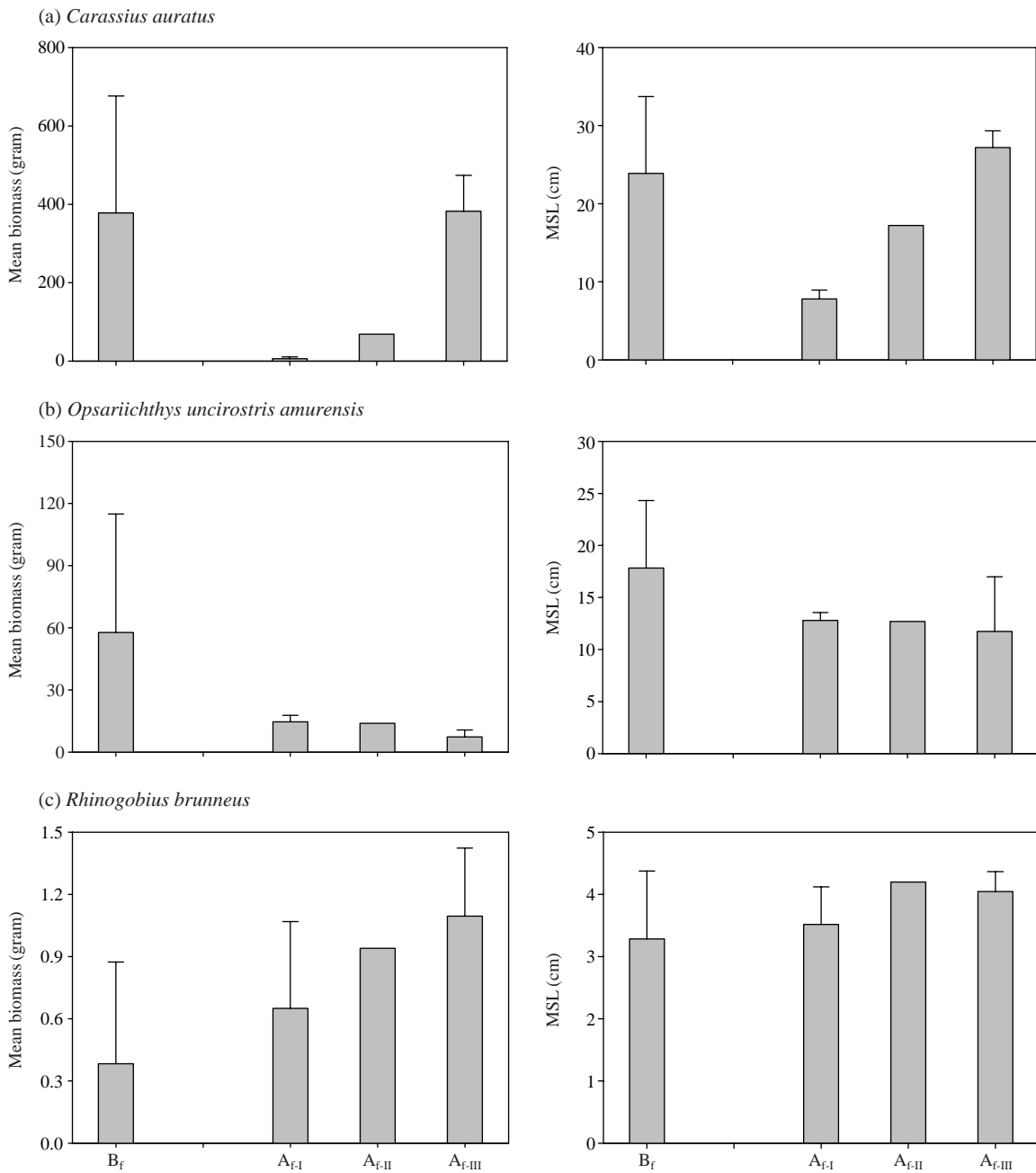


Fig. 3. Mean biomass (gram) and mean standard length (MSL, cm) of *Carassius auratus* (as a large-size fish), *Opsariichthys uncirostris amurensis* (as a medium-size fish), and *Rhinogobius brunneus* (as a small-size fish) between the period of before-the-fishkill (B_f) and after-the-fishkill (A_{f-I}, A_{f-II}, A_{f-III}).

로 분석되었다. 붕어와 떡붕어와 같은 대형종들은 대부분 수질오염에 강하고, 서식지의 질적 저하에도 상대풍부도가 증가하는 내성종 및 잡식종으로서 이들은 부영양화된 수체에서도 상대풍부도가 높게 나타난다(Han *et al.* 2009). 이외는 반대로 성체의 크기가 약 10 cm인 밀어와 같은 작은 소형종들은 주로 연안부나 주변 지류에

주로 서식하기 때문에 본류부의 급격한 변화에 상대적으로 적은 영향을 받았기 때문에 큰 개체들에 비하여 사망률이 적은 것으로 판단된다. 어류폐사 후 상류 및 주변의 지류에서 작은 개체들이 새로운 서식지로 유입되어 시간이 지나면서 생체량을 점차 회복되는 것으로 나타났다.

3. 어류 군집구조 및 군집지수 분석

백제보 어류폐사 전·후 어류상을 이용한 군집분석 결과에 따르면, 종 다양도 지수(H')는 2012년 폐사 전(B_f) 2.77에서 폐사 후(A_{f-I}) 16.7% 감소한 것으로 나타났다. 이후 3차 조사(A_{f-II})에서는 폐사 전(B_f)과 비교할 때, 60.3% 수준까지 감소하였지만, 4차 조사(A_{f-III})에서는 회복하는 것으로 나타났다. 군집 내 종 구성의 균일한 정도를 나타내는 종 균등도 지수(J')는 폐사 전(B_f) 0.90을 나타내었고, 이후 종 다양도 지수와 비슷한 감소폭을 나타내었다. 특정 종이 우세한 정도를 나타내는 군집 우점도 지수(λ)는 3차 조사(A_{f-II})에서 폐사 전(B_f) 0.07보다 4.7배 증가하였고, 4차 조사(A_{f-III})에서는 다시 폐사 전(B_f)과 비슷한 수준으로 감소하였다. 군집 우점도 지수는 종 다양도 지수와 종 균등도 지수와는 상반된 양상을 나타냈다. 종 풍부도 지수(d)는 폐사 전(B_f) 4.05로 종 다양도 지수와 종 균등도 지수와 마찬가지로 가장 높게 나타났고 이후 꾸준히 감소하는 경향을 나타내 4차 조사(A_{f-III})에서는 폐사 전(B_f)과 비교해 16.3% 감소한 것으로 나타났다(Table 3). 폐사 전(B_f)과 비교해 폐사 이후 종 다양도 지수, 종 풍부도 지수, 종 균등도 지수가 감소한 반면, 군집 우점도 지수는 증가하여 폐사로 인하여 군집구조가 불안정해진 것으로 분석되었다.

Table 3. The analysis of fish community structure, based on Margalef's species richness index (d), Pielou's evenness index (J'), species diversity index (H'), and the dominance index (λ) in the Backje Weir of Geum-River between the period of before-the-fishkill (B_f) and after-the-fishkill (A_{f-I} , A_{f-II} , A_{f-III})

Sampling period	Fish community index			
	d	J'	H'	λ
B_f	4.048	0.897	2.773	0.071
A_{f-I}	3.884	0.784	2.309	0.149
A_{f-II}	3.721	0.558	1.671	0.336
A_{f-III}	3.389	0.836	2.505	0.108

Table 4. The multi-metric assessment models, based on the Index of Biological Integrity (IBI) in Backje Weir of Geum-River between the period of before-the-fishkill (B_f) and after-the-fishkill (A_{f-I} , A_{f-II} , A_{f-III}). The values of parenthesis indicate a score of each metric category (1, 3, 5)

Sampling period	Metrics of multi-metric model (IBI)								Scores	Model criteria of IBI
	TNS	RB _s	S _s	%T _s	%O _s	%I _s	TNI	%A _I		
B_f	19 (5)	2 (1)	1 (1)	64.3 (1)	48.6 (1)	29.6 (3)	161 (1)	0 (5)	18	Fair
A_{f-I}	18 (3)	2 (1)	0 (1)	76.7 (1)	52.4 (1)	39.8 (3)	102 (1)	0 (5)	16	Fair
A_{f-II}	18 (3)	3 (1)	2 (1)	77.6 (1)	80.6 (1)	15.2 (1)	157 (1)	0 (5)	14	Poor
A_{f-III}	19 (5)	2 (1)	0 (1)	59.6 (1)	41.5 (3)	37.1 (3)	267 (3)	0 (5)	22	Fair

TNS: Total number of native species, RB_s: Total number of riffle benthic species, S_s: Total number of sensitive species, %T_s: % individuals of tolerant species, %O_s: % individuals as omnivores, %I_s: % individuals as native insectivores, TNI: Total number of individuals, %A_I: % individuals with anomales

4. 어류 생태지표 특성

백제보에서 채집된 어류를 이용하여 생태지표인 민감종, 중간종, 내성종의 상대풍부도 비교·분석에 따르면, 내성종이 우점현상(67.3%)을 나타내었다. 폐사 전(B_f) 민감종의 상대풍부도는 5.6%를 보였으나 폐사 후(A_{f-I}) 한 종도 채집되지 않았다. 반면, 내성종은 폐사 전(B_f) 64.3%보다 폐사 후(A_{f-I}) 1.2배 증가하였다. 섭식 특성 분석에 의하면, 잡식종이 우점현상(53.8%)을 보였다. 폐사 전(B_f) 48.6%의 상대풍부도를 보였던 잡식종은 3차 조사(A_{f-II})에서는 1.7배 증가하여 우점현상이 심화된 것으로 나타났다. 반면 충식종은 폐사 전(B_f)과 폐사 후(A_{f-I} , A_{f-III} , A_{f-III}) 유사한 상대풍부도를 보였다(Table 2). US EPA (1993)의 연구 결과에 따르면, 유기물 오염 및 서식지 파괴 등의 서식지의 물리·화학적 질적 저하에 따라 하천 생태계 내의 민감종은 감소하는 반면, 내성종은 증가하는 경향을 보인다는 연구결과와 일치하였다. 어류폐사 후 민감종의 급격한 감소와 더불어 내성종의 우세 현상은 백제보 구간의 수질 특성에 대한 변화 및 보건설에 따른 서식지 변화에 의한 복합적인 영향으로 사료되었다.

5. 생태건강도 다변수 평가 모델 적용 및 생태 건강도 평가

백제보의 어류를 이용한 생물학적 건강도 평가 결과, 하천생태계 건강성평가(IBM) 값의 평균은 17.5로서 “보통상태(III등급)”로 나타났으며 이러한 결과는 이전 연구인 Han *et al.* (2013)의 결과(IBM, III등급)와 유사한 것으로 나타났다. 시기별 하천생태 건강성평가 결과, 폐사 전(B_f) 18로서 “보통상태(III등급)”, 폐사 후(A_{f-I}) 16으로 “보통상태(III등급)”, 3차 조사(A_{f-II}) 14로서 “악화상태(IV등급)”, 4차 조사(A_{f-III}) 22로서 “보통상태(III등급)”을 보여 폐사 후 건강성이 악화되었다가 점차 회복되는 것으로 나타났다. 그러나 백제보는 전 조사에서 “악화상태~보

통상태”로 분석되어 생태건강성 측면에서는 매우 악화된 것으로 나타났다. 한편, 여울성 저서중수, 민감중 수 및 내성종의 상대비율 등 3개 메트릭 값에서 전부 “1”로서 최하 점수를 나타냈다(Table 4). 백제보의 건설로 인한 금강 하류구간의 이·화학적 수질 및 수리·수문학적 특성 변화는 백제보 구간의 수환경 및 물리적 서식 환경에 큰 변화를 초래하였으며, 이러한 변화들은 어류를 비롯하여 해당 수체에 서식하고 생물군에 영향을 미치는 것으로 판단된다. 또한 이러한 변화들은 내성종과 잡식종의 상대풍부도 증가에 영향을 주는 것으로 사료된다.

결론적으로 백제보에서 발생된 대규모 어류폐사는 어류군집에 있어서 큰 영향을 미친 것으로 나타났으며, 폐사 이후 어류상이 점차 회복되는 것으로 나타났으나 어류 개체군 수준에서는 폐사 전 수준으로 회복되지 않았다. 그러나 현재의 본 자료만을 가지고 어류폐사의 정확한 원인을 밝히는 데 그 한계성이 있다. 따라서 백제보에서 발생된 대규모 어류폐사 원인규명과 재발 방지를 위해서는 실시간 수질 모니터링, 수리수문학적 특성 분석 및 어류를 포함한 다른 생물군 조사를 통한 종합적인 평가가 병행되어야 할 것으로 사료된다.

적 요

본 연구는 금강의 백제보에서 2012년 10월 중·하순 발생된 어류폐사 전·후의 어종 분포 및 길드분석을 통한 어류 군집특성 비교 및 생태건강도 평가모델(IBM)을 이용하여 생태건강도 특성을 평가하였다. 백제보 상·하류 구간에서 채집된 어류는 총 32종이었으며, 이들 중 한국고유종은 10종으로 35%를 차지하였다. 외래종은 3종이었고, 폐사 후(A_F) 0.4%까지 감소하였다. 우점종은 폐사 전(B_F) 끄리(13%), 폐사 후(A_{F-I}, A_{F-II}, A_{F-III}) 물개(17%)로 나타났다. 폐사 후(A_{F-I}) 생체량은 폐사 전(B_F)과 비교해 1/10 수준으로 감소한 것으로 나타났다. 대형종인 붕어의 생체량은 어류폐사 이후 98%가 감소하였고 이후 시간이 경과하면서 폐사 전 수준으로 회복하였다. 중형종인 끄리는 지속적으로 감소하였고, 소형종인 밀어는 꾸준히 증가한 것으로 나타났다. 군집분석 결과에 따르면, 종 풍부도 지수, 종 균등도 지수, 종 다양도 지수는 폐사 전(B_F)에 가장 높게 나타났고, 이후 감소하였다. 어류의 내성도 길드분석에 따르면, 내성종(TS)은 67%로 가장 높은 출현빈도를 나타냈고, 반면 민감중(SS)은 2%로 나타나 가장 낮은 출현빈도를 보여, 생태계가 악화 된 것을 나타냈다. 백제보에서 생태건강도 평가에 따르면, IBM 모

델 값은 17.5로 보통상태로 진단되었다. 종합적으로, 어류폐사는 어류 종 성분, 어류군집 구조 및 트로픽 길드/내성도 길드 지표 특성에 큰 영향을 미친 것으로 나타났다. 점차 회복하는 것으로 나타났다. 따라서 백제보에서의 대규모 어류폐사를 예방하기 위해서는 지속적인 생태모니터링이 중요하다고 사료된다.

사 사

본 연구는 2012년도 금강수계 환경기초조사사업의 지원으로 수행되었습니다. 이에 감사드립니다.

REFERENCES

- An KG, JW Seo and SS Park. 2001a. Influences of seasonal rainfall on physical, chemical and biological conditions near the intake tower of Taechung Reservoir. Korean J. Limnol. 34:327-336.
- An KG, SH Jung and SS Choi. 2001b. An evaluation on health conditions of Pyong - Chang River using the index of biological integrity (IBI) and qualitative habitat evaluation index (QHEI). Korean J. Limnol. 34:153-165.
- Barbour MT, J Gerritsen, BD Snyder and JB Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd Ed, EPA 841-B-99-002.
- Choi JS, HK Byeon and HK Seok. 2000. Studies on the dynamics of fish community in Wonju Stream. Korean J. Limnol. 33:274-281.
- Cohen GM. 1977. The influence of cations on chlorine toxicity. B. Environ. Contam. Tox. 18:131-137.
- Durhan BW, GR Wilds and LL Pope. 2006. Temperature-caused fish kill in a flowing Great Plains River. Southwest. Nat. 51:397-401.
- Fisher TR, ER Peele, JW Ammerman and L Harding. 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 82:51-63.
- Foss A, T Vollen and V Oiestad. 2003. Growth and oxygen consumption in normal and O₂ supersaturated water, and interactive effects of O₂ saturation and ammonia on growth in spotted wol fish (*Anarhichas minor* Ólafsson). Aquaculture 224:105-116.
- Han JH, EH Lee and KG An. 2009. Analysis of fish compositions and ecological indicator characteristic in Masan Reservoir. Korean J. Limnol. 42:212-220.
- Han JH, HM Kim and KG An. 2013. Chemical water quality

- and multi-metric eco-health model assessments in Backma River. *Korean J. Environ. Biol.* 31:96-104.
- Han JH and KG An. 2013. Chemical water quality and fish community characteristics in the mid- to downstream reach of Geum River. *Korean J. Environ. Biol.* 31:180-188.
- Haslouer SP. 1983. Natural and pollution caused fish kills in Kansas during 1979-1980. *Trans. Kans. Acad. Sci.* 86:136-143.
- James WF, RH Kennedy, RH Montgomery and J Nix. 1987. Seasonal and longitudinal variations in apparent deposition rates within an Arkansas Reservoir. *Limnol. Oceanogr.* 32: 1169-1176.
- Jeon SR. 1980. Studies on the distributions of the Korean freshwater fishes, Ph. D Thesis, Chungang University, Korea. pp. 18-45.
- Jones JR, MF Knowlton and KG An. 1997. Developing a paradigm to study and model the eutrophication process in Korean reservoirs. *Korean J. Limnol.* 30:463-471.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- Katz BM. 1979. The effects of cations on sodium fluxes in the presence of chlorine. *B. Environ. Contam. Tox.* 21:569-575.
- Kim WS, MK Lee, KH Park, SJ Jung and MJ Oh. 2003. The infection of *Myxobolus* sp. In wild mullet, *Mugil cephalus*. *J. Fish Pathol.* 16:31-38.
- Kim YH, JH Han and KG An. 2012. Physico-chemical water quality gradients along the main axis of the headwater-to-downstream of Geumho River and their influences on fish guilds. *J. Korean Soc. Water Environ.* 28:561-573.
- Korea Environment Institute (KEI). 2005. Development of sustainable estuary management strategy in Korea II, Korea Environment Institute, pp.141-229.
- Krenkel PA, GF Lee and RA Jones. 1979. Effects of the impoundments on downstream water quality and biota. pp.289-306. In *The Ecology of Regulated Stream* (Ward JV and FA Stanford eds.). Plenum Press. NY.
- Lee EH, DG Seo, HD Hwang, JH Yun and JH Choi. 2006. Causes of fish kill in the urban stream I - field surveys and laboratory experiments. *J. Korean Soc. Water Wastewater* 20:573-584.
- Lee JY, KY Lee, S Lee, JS Choi, SJ Lee, SM Jung, MS Jung and B Kim. 2013. Recovery of fish community and water quality in streams where fish kills have occurred. *J. Eco. Env.* 6:154-165.
- Lee SJ, BN Huh, GW Hyun, IR Huh, WG Jung, SY Koh, TW Lee, YJ Kim, SS Kim and SB Park. 2006. Water pollution affecting massive fish kills. *Rep. Inst. Health & Environ.* 19:93-103.
- Lee SJ, CC Kim, GW Hyun, WJ Won, CK Park, YK Sin, JY Eun, WG Jeong, SY Koh, JB Kim, HH Lee, SB Park and CJ Choi. 2011. Characteristics of the massive fish kill in Kangwon-Do. *Rep. Inst. Health & Environ.* 22:72-79.
- Macan TT. 1961. Factors that limit the range of fresh-water animals. *Biol. Rev.* 36:51-198.
- Margalef R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in nature phytoplankton, perspectives in marine biology, Buzzati-Traverso, AA.(ed.), University of California Press, pp. 323-349.
- Matthews KR and NH Berg. 1997. Rainbow trout responses to water temperature and dissolved oxygen stress in two Southern California stream pools. *J. Fish Biol.* 50:50-67.
- OECD. 1977. Eutrophication of waters-monitoring, assessment and control, pp. 154.
- Ohio EPA. 1989. Biological criteria for the protection of aquatic life (Vol III): standardized viological field sampling and laboratory method for assessing fish and macroinvertebrate communities, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Columbus, Ohio, pp. V-4-18-V-4-31.
- Park TG, YS Kang, MK Seo, CH Kim and YT Park. 2008. Rapid detection and quantification of fish killing dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae) in environmental samples using real-time PCR. *J. Fish. Sci. Technol.* 11: 205-208.
- Pielou EC. 1975. Ecological diversity, Wiley, New York, pp. 165.
- Raleigh RF, DH Bennett and LO Mohn. 1978. Changes in fish stocks after major fish kills in the Clinch River near St. Paul, Virginia. *The Am. Midl. Nat.* 99:1-9.
- Shannon CE and W Weaver. 1963. The mathematical theory of communication, university of Illinois Press, Urbana.
- Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, pp. 688.
- US EPA. 1993. Fish field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface water. EPA 600-R-92-111. Cincinnati, Ohio 45268.
- Van Hoof F and M Van San. 1981. Analysis of copper, zinc, cadmium and chromium in fish tissues. A tool for detecting metal caused fish kills. *Chemosphere* 10:1127-1135.
- Yang HC and SK Chun. 1986. Histopathological study of acute toxicity of ammonia on common carp, *Cyprinus carpio*. *Bull. Korean Fish. Soc.* 19:249-256.
- Zeitoun IH. 1977. The effect of chlorine toxicity on certain blood parameters of adult rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Environ. Biol. Fish.* 2:189-195.

Received: 31 October 2013

Revised: 20 November 2013

Revision accepted: 21 November 2013