KJEE 56(3): 229-241 (2023)
https://doi.org/10.11614/KSL.2023.56.3.229
ISSN: 2288-1115 (Print), 2288-1123 (Online)

Original article

멸종위기 야생생물 I급 여울마자 서식지 환경 특성 파악을 통한 훼손 원인 분석

윤주덕* · 김근식 · 박창득 · 강동원 · 이흥헌[1] · 임치홍[2] · 김남신[3]

국립생태원 멸종위기종복원센터, [1]이엔이환경생태연구소, [2]서울여자대학교 화학생명환경과학부, [3]국립생태원

Identifying Degradation Causes of Endangered Freshwater Fish, *Microphysogobio rapidus* Using Habitat-Environmental Characteristics. *Ju-Duk Yoon** (0000-0003-1667-327X), *Keun-Sik Kim* (0000-0002-2081-2589), *Chang-Deuk Park* (0000-0002-7832-2806), *Dong-Won Kang* (0000-0003-1799-8295), *Heung-Heon Lee*[1] (0009-0003-5577-2569), *Chi-Hong Lim*[2] (0000-0001-8117-8780) *and Nam-Shin Kim*[3] (0000-0003-1471-3151) (*Research Center for Endangered Species, National Institute of Ecology, Yeongyang 36531, Republic of Korea; [1]E&E Environment and Ecology Research Institute, Jeonju 55021, Republic of Korea; [2]Division of Chemistry and Bio-Environmental Sciences, Seoul Women's University, Seoul 01797, Republic of Korea; [3]National Institute of Ecology, Seocheon 33657, Republic of Korea*)

Abstract *Microphysogobio rapidus* is designated as endangered species class I by Ministry of Environment, and its distribution and population have been gradually declining, and it is now limited to the Nam River and some tributary streams of the Nakdong River Watershed. For the restoration of this highly endangered species, it is important to identify the causes of the decline and establish appropriate restoration plans. However, due to lack of basic data and ecological research, most steps are stagnant. Therefore, in this study, we identified the differences in the physical, biological, and sociological habitats between current and past distributed sites through field surveys and literature reviews. As a result of the field survey, there were differences in conductivity between the current and past distributed sites, and fish communities were also showed differences. The literature data also showed that the physico-chemical values of the past distributed sites were generally unfavorable, which generated negative consequences on biological factors. In particular, the effects of urbanization were found to be a major factor affecting the habitat of *M. rapidus*. Habitat stabilization is crucial for the recovery of this endangered species. However, in the past distributed sites, disturbances such as stream development and weir construction have altered streams physico-chemically and result in changes of *M. rapidus*. Therefore, a comprehensive plan that considers both stream connectivity and water quality is needed to manage and restore the habitat of *M. rapidus*.

Key words: endangered species, habitat characteristics, freshwater fish, recovery, habitat alteration

서 론

생물다양성은 생태계의 생산성, 안정성, 건강성 등과 밀접하게 연관을 맺고 있다(Sandifer *et al.*, 2015; Marselle *et al.*, 2021). 생물다양성의 감소는 생태계의 불균형과 붕괴를 초

Manuscript received 1 September 2023, revised 18 September 2023, revision accepted 18 September 2023
* Corresponding author: Tel: +82-54-680-7360, Fax: +82-54-680-7379
E-mail: grandblue@nie.re.kr, zmszmsqkek@hanmail.net

ⓒ The Korean Society of Limnology. All rights reserved.
This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/), which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provide the original work is properly cited.

래함으로써 장기적 관점에서는 인간의 생존에도 상당한 영향을 미칠 가능성이 존재한다(Isbell *et al.*, 2017). 아이러니하게도 대부분의 생물다양성의 감소는 지속적인 인간활동에 의해 발생하며(Faulkes *et al.*, 2011), 인간의 모든 개발 행위는 자연 생태계를 훼손시킴으로써 생물 서식공간인 서식지의 양과 질을 모두 감소시킴에 따라 지속적으로 생물다양성의 감소가 야기되고 있으며(Arthington *et al.*, 2016), 문제의 심각성을 인지한 국가들에서는 생물다양성 확보를 위해 멸종위기종을 지정하여 관리하고 있다.

멸종위기종은 인위적 또는 자연적 위협요인으로 인해 가까운 미래에 절멸 혹은 절멸 가능성이 있는 종으로(야생생물 보호 및 관리에 관한 법률) 국가별로 법령을 제정하여 지정, 관리하고 있다. 담수어류는 양서·파충류를 제외하고 전 세계적으로 가장 절멸 위협이 높은 생물 분류군으로(Sala *et al.*, 2000) 물이라는 특수한 환경에서 살아가기 때문에 다른 생물군에 비해서 교란에 대한 대처 방안이 부족함으로 인해 그 영향을 온전히 받아 피해가 심각하다(Helfman, 2007; Darwall and Freyhof, 2016). 담수어류가 멸종위기종으로 지정되는 원인은 대부분이 인간에 의한 교란으로 하천 내 구조물 건설, 오염물질 배출, 저수지 건설, 외래종 이입, 남획 등이며, 한번 지정된 멸종위기종이 목록에서 빠지는 경우는 흔하지 않다.

국내 멸종위기 야생생물로 지정된 종은 총 282종이며(2022년 기준) 그중 담수어류는 29종으로 기존 27종에 비해 2종이 증가하였다(백조어 해제, 어름치, 새미, 둑중개 추가). 절멸 시급성을 기준으로 I급으로 지정된 종은 11종, II급 종은 18종이다. I급 종들 중 개체군 크기와 분포를 토대로 평가 시 우선적으로 관리가 가장 시급한 종들 중 하나가 여울마자이다. 여울마자는 Chae and Yang (1999)이 신종으로 등록한 종으로 우리나라 고유종이며 국내 하천 중 낙동강수계에만 서식하고 있다. 주로 하천 중류지역의 유속이 빠르고 자갈이 많은 바닥에 서식하며 형태적으로 돌마자와 유사하고 서식지를 공유한다(NIBR, 2019). 신종 지정 이후 지속적인 분포지역과 개체군 감소로 인하여 2012년 환경부에 의해 멸종위기 야생생물 I급 종으로 지정되었고, 2018년 멸종위기 야생생물 보전 종합계획(MOE, 2018)에 따라 우선복원대상종으로 관리 중에 있으며, 국가생물적색목록(Korean redlist data, NIBR, 2019)에도 CR (Critically Endangered) 등급으로 전반적으로 절멸의 위협이 높게 평가되고 있다.

여울마자와 관련된 연구는 국가차원에서 수행하고 있는 멸종위기종전국분포조사(NIE, 2023)를 제외하고 난 발생 및 초기생활사연구(Hong *et al.*, 2015), 보전생물학적 연구(Hong, 2014), 개체군 유전 다양성 연구(Hong *et al.*, 2023), 분포 및 서식지(Hong *et al.*, 2017) 등이 수행되었지만 훼손 및 감소 원인에 대한 연구는 미흡한 상황이다. 멸종위기종의 특성상 생태, 서식 환경 특성 등에 대한 연구가 쉽지 않아 전반적인 자료가 부족하지만, 적절한 관리 및 보전, 복원 전략 수립을 위해서는 대상종의 서식지 환경 및 분포에 대한 명확한 평가가 필요하다. 따라서 본 연구에서는 멸종위기종인 여울마자를 대상으로 분포 지역 변화 및 서식지 특성을 파악하여 최근 분포하고 있는 지역과 과거 분포하였으나 현재는 서식이 확인되지 않는 지역에 대한 환경적 특성을 비교를 통해 잠재적 훼손요인을 파악하였다. 이를 통해 여울마자가 서식하고 있는 지역의 서식지 환경 특성을 제시하였으며, 향후 복원지역 선정 및 서식지 관리 방안 수립시 중요자료로 활용하고자 하였다.

재료 및 방법

1. 조사지점 및 시기

여울마자의 장기 분포지역 변화 파악을 위해서 멸종위기종전국분포조사(2022), 생물측정망조사(2022), Hong (2014), 전국자연환경조사(1997~2022) 자료를 활용하여 출현이 확인된 지점에 대한 정보를 확보하였다. 해당 자료들 중 최근 출현지점의 파악을 위하여 2019년을 기준으로 전과 후로 구분하여 출현 유무를 파악하였고, 2019년 이후 출현이 지속적으로 확인되고 있는 지점을 최근 출현지점(Stp), 2019년 이후 출현이 확인되지 않고 있는 지점을 과거 출현지점(Std)으로 구분하여 제시하였다. 이를 토대로 최근까지 출현하고 있는 4지점과 과거 출현 8지점을 선정하여 현장조사를 수행하였다(Fig. 1). 여울마자의 과거부터 출현지점은 좌표로 변환하여 ArcMap 10.4 (ESRI, US)를 활용하여 지도상에 표시하여 전 출현지점을 제시하였다(Fig. 2). 다만 멸종위기종의 분포 자료임으로 정확한 주소는 기재하지 않았다. 현장조사는 2020년 2월(동계), 4~5월(춘계), 9~10월(추계) 총 3회 실시하였다.

2. 조사 방법

1) 이화학적 요인 분석

어류 채집 수행시 동일 지점에서 조사지점에 대한 이화학적 요인 분석이 동시에 수행되었다. 수온, 용존산소(DO, dissolved oxygen), 전기전도도(Cond, conductivity), pH는 다항목수질측정기(YSI Professional Plus, YSI Incorporated, US)를 이용하여 현장에서 측정되었다. 유속(water velocity)과 수심(water depth)은 조사지점 중 대표성을 나타내는 3지점을 대상으로 유속계(Flowatch, JDC, Swiss)와 수심측정

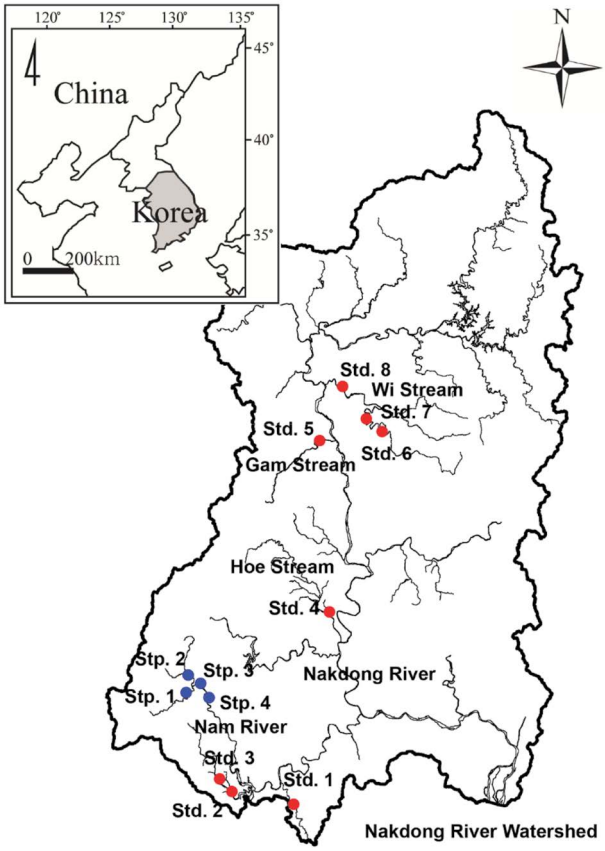

Fig. 1. The map of field survey sites (blue circle: current living sites, red circle: past living sites).

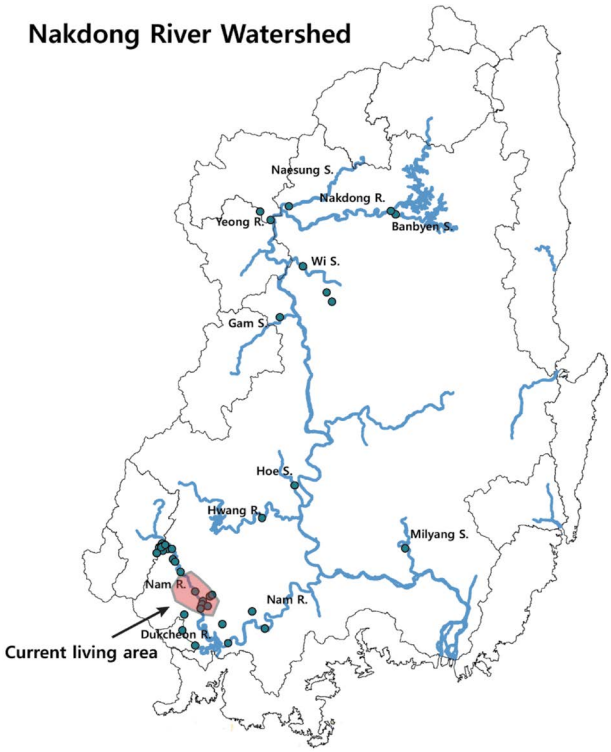

Fig. 2. Historical distribution of *Microphysogobio rapidus*.

용 staff를 이용하여 측정하였다. 하상구조는 조사대상지역의 전반적인 구조를 파악하여 Wentworth (1922) 방식에 따라 5종류(<2 mm, 2~16 mm, 16~64 mm, 64~256 mm, >256 mm)로 구분하여 지점별 비율을 제시하였다.

2) 어류 채집 및 분류

어류의 채집은 투망(망목 7×7 mm; 포획면적 4.5 m^2), 족대(망목 5×5 mm; 포획면적 1.35 m^2)를 이용하여 수행되었다. 담수어류 조사 시 활용되는 일반적인 조사는 '생물측정망 조사 및 평가지침(NIER, 2016)'에 따라 조사 구간별 투망은 10회, 족대는 30분을 수행하지만 멸종위기종 조사의 경우 채집이 어렵기 때문에 지점별로 2시간을 기준으로 포획을 실시하였다. 채집된 어류는 현장에서 즉시 동정 및 개체수 확인 후 방류하였으며, 어류의 동정은 Kim and Park (2002), Kim *et al.* (2005)을 이용하였으며, 분류체계는 Nelson (2006)을 따랐다. 모든 연구는 허가절차를 거쳐 진행되었으며, 멸종위기종 포획은 낙동강유역환경청으로부터 허가를 취득하였으며(허가번호 제2018-27호), 국립생태원의 동물실험윤리위원회의 승인을 받아 연구를 수행하였다(NIEIACUC-2020-008).

3. 서식지 특성 평가

여울마자의 출현 자료를 바탕으로 과거 출현하던 지점과 현재 출현하는 지점의 서식지 특성을 비교하여 차이를 파악하였다. 분석을 위해 출현지점들에 대한 환경변수, 생물변수, 인문사회적 변수를 도출하였다. 환경변수와 생물변수는 국립환경과학원 물환경정보시스템의 2016~2018년 사이의 생물측정망 자료(https://water.nier.go.kr)를 활용하였다. 생물측정망 자료의 활용을 위해 여울마자의 현재까지 출현지점을 토대로 출현지점과 가장 인접하고 있는 생물측정망 지점을 선정하였다. 인문사회학적 분석을 위해 ArcMap을 이용하여 대상지점의 하천 중심으로부터 buffer distance를 1,000 m로 설정하여 해당지점 인근의 토지피복을 산출하였다. 실제 분석에 활용된 지점은 남강, 회천, 황강, 감천, 위천, 영강 내성천, 낙동강 상류 등 과거 및 현재 출현하천의 총 56개 지점(현재 여울마자 출현지점 3지점, 과거출현지점 53지점)으로 Fig. 2에 제시된 지점과 동일하다. 환경변수는 세부적으로 수질, 물리환경, 생물환경으로 구분되었으며, 수질에는 용존산소, pH, 전기전도도, 탁도, BOD, NH_3-N, NO_3-N, TN,

PO_4-P, TP, Chl. *a*가 물리환경에서는 하상구조와 하천차수가 포함되었다. 생물변수에는 생물조성, 어류, 부착조류, 저서성 대형무척추동물로 구분하여, 생물조성에는 지점별 외래종 비율, 경쟁종수(*Microphysogobio yaluensis*, *M. koreensis*), 주먹이원 밀도(부착조류, *Cymbella affinis*, *Navicula minima*, *Melosira varians*, *Nitzshia amphibia*) (Hong, 2014)가 포함되었다. 어류는 내성종개체수 비율, 잡식종개체수 비율, 충식종개체수 비율, 여울성저서종수, 민감종수를 부착조류는 운동성돌말류 종수 및 상대밀도, 부영양성돌말류 종수 및 상대밀도, 민감성 돌말류 종수 및 상대밀도를 활용하였다. 저서성 대형무척추동물은 EPT종 비율, 주어먹는 무리 개체수 비율, 걸러먹는 무리 및 긁어 먹는 무리 개체수 비율, 깔따구류 제외 개체수 비율을 분석에 활용하였다. 토지피복은 시가회/건조지역, 농업지역, 산림지역, 초지, 습지, 나지, 수역 등 총7개로 구분하여 자료를 도출하였다.

4. 자료 분석

현장조사 결과를 토대로 출현지점과 과거 출현지점의 환경요인에 대한 통계적 차이를 비교하였다. 용존산소, 전기전도도, pH, 유속에 대해서 분석을 수행하였으며, 통계분석은 PASW Statistics 18 (IBM SPSS, US)를 이용하여 비모수 통계인 Mann-Whitney U test를 적용하였다. 동서종을 활용한 조사지점별 군집 분석(community analysis)을 위해 우점도(Simpson, 1949), 균등도(Pielou, 1969), 풍부도(Margalef, 1958), 다양도(Shannon and Wiener, 1949) 지수를 산출하였다. 또한, 현재와 과거 출현지점의 어류 군집의 차이를 확인하기 위해 nMDS (nonmetric multidimensional scaling) 분석과 PERMANOVA (Permutational multivariate analysis) 분석을 수행하였다. nMDS 분석은 similarity matrix의 지점들 간 최적의 관계를 나타낼 수 있는 two-dimensional ordination을 이용하였다(Field *et al.*, 1982). 유사도 매트릭스는 지점별 채집된 개체수를 square-root-transforming하고 각 pairwise assemblage에 대한 Bray-Curtis 유사도 지수를 산정을 통해 도출되었다. 도출된 유사도 매트릭스를 활용하여 nMDS 분석을 수행하였고 stress value를 통해 결과의 활용성을 평가하였다(<0.2 (보통), <0.05 (우수)) (Clarke and Warwick, 1994). 군집간 통계적 분석을 위한 PERMANOVA는 Type III 세팅에 Permutations은 999회를 수행하였고 permutation 방식은 unrestricted permutation of raw data를 활용하였다. 본 연구에서 수행한 PERMANOVA, nMDS 분석은 Primer 7 (Primer-E Ltd. Plymouth. UK)을 이용하였다.

도출된 지점별 환경변수를 활용하여 대상종의 출현/과거 출현지역 환경의 경향성을 파악하였다. 서식지 적합성 모형의 개발에 이용되는 환경 변수를 스텝와이즈 회귀분석(stepwise regression analysis)을 통해 로지스틱 회귀분석의 변수로 사용하게 될 변수를 선정하였다. 모형에서 종속변수를 설명하는 독립변수(환경변수) 선택법으로 최상부분집합 선택법(bidrectional selection method)을 이용하였으며, 이러한 방법을 이용해 선정된 환경변수를 통한 대상종의 서식환경 유추가 가능하다. 스텝와이즈 분석 결과와 측정된 종속변수를 이용하여 로지스틱 회귀분석(logistic regression analysis)을 실시하였다. 독립변수(환경변수)와 종속변수 간의 관계를 분석하였으며 이러한 방법은 서식지 모형의 개발에 있어서 다른 분석이 가지고 있는 통계적 제한이 없고 범주형 자료의 분석이 가능하며 도출된 결과 중 가장 좋은 모형의 선택은 AIC (Akaike's Information Criterion) 통계량을 기준으로 가장 낮은 AIC 값을 가진 모형을 최종적으로 선택하였다(Anderson *et al.*, 1994; Akaike, 1998). 분석은 R package (R version 4.2.2. R project)를 이용하여 수행하였다.

결 과

1. 여울마자 현장조사 결과

여울마자는 과거에는 낙동강 중류지역에 위치한 반변천, 내성천에서도 분포하는 것으로 확인되었으나, 2008년 이후부터는 남강수계에서만 출현이 확인되고 있다(Fig. 2). 남강수계에서도 남강댐 진양호 상류 일부지역에서만 출현하고 있어, 분포 범위가 매우 제한적이었다.

현장조사에서도 현재출현이 확인되고 있는 남강유역에서는 1지점을 제외(Stp. 3)하고 여울마자가 확인되었으나, 과거출현지점들에서는 여울마자의 출현이 조사기간 동안 확인되지 않았다(Table 1). 조사지점들의 이화학적 수환경특성에 대한 측정 결과 출현지점과 과거출현지점 사이에서 전기전도도만 통계적으로 유의한 차이가 확인되었다(Mann-Whitney U test, $p=0.026$) (Table 2). 과거 출현지점들 중 Std. 2와 Std. 3을 제외한 다른 지점들은 현재 여울마자가 출현하고 있는 지점들의 전기전도도보다 높은 수치가 확인되었다. 반면 용존산소, pH, 유속, 수심은 대부분 유사한 범위를 보였으며 통계적으로도 차이가 없었다(Mann-Whitney U test, $p>0.05$). 하상구조의 경우 현재출현지점에서는 자갈 이상 크기가 주를 이루었으나, 과거출현지점들 중 일부는 작은 크기인 모래의 비율이 높게 나타나는 지역들이 확인되었다.

현재출현지점과 과거출현지점의 어류군집에는 통계적 차이가 있는 것으로 확인되었다(PERMANOVA, Pseudo-$F=4.8867$, $p=0.012$). 현재 여울마자 출현지점들에서는 13

Table 1. Species composition and community indices of study sites in 2020.

Family	Species	Current living sites					Past living sites								
		Stp. 1	Stp. 2	Stp. 3	Stp. 4	Total	Std. 1	Std. 2	Std. 3	Std. 4	Std. 5	Std. 6	Std. 7	Std. 8	Total
Cyprinidae	*Acheilognathus koreensis*	15	21	48	21	105									
	Coreoleuciscus splendidus	15	53	178	126	372		74	161			84	62		381
	Hemibarbus labeo		2	8	4	14						6	19		25
	Hemibarbus longirostris	13	22	2		37				9	1			3	13
	*Microphysogobio koreensis**	1				1									
	*Microphysogobio rapidus**	15	4		1	20									
	Microphysogobio yaluensis	47	83	53	24	207	61	76	83	18	3	72	124	7	444
	Pseudogobio esocinus	28	2	1	3	34				24	41	6	36	20	127
	Pungtungia herzi	24	43	28	16	111		9	20						29
	Sarcocheilichthys variegatus wakiyae	7	16	15	4	42							2		2
	Squalidus chankaensis tsuchigae	4	5	2		11		6			8			12	26
	Squalidus gracilis majimae				8	8	20		3						23
	Opsariichthys uncirostris amurensis									13					13
	Zacco platypus	70		58	42	170	40	44	49	100	84	115	109	66	607
	Zacco koreanus	42	81	61	25	209		14	30						44
Cobotidae	*Cobitis hankugensis*	2				2							2		2
	Kichulchoia multifasciata						3	2	3						8
Osmeridae	*Plecoglossus altivelis*		3			3			4						4
Centropomidae	*Coreoperca herzi*	2	3	4	1	10	1	2	2			5			10
Centrarchidae	*Micropterus salmoides*							7							7
Odontobutidae	*Odontobutis platycephala*						9	4	18	4	1		1		37
Gobiidae	*Rhinogobius brunneus*			5	3	8		19	18	20	4	9	32	3	105
	Tridentiger brevispinis									21					21
	Total number of species	14	13	13	13	18	6	11	11	8	7	7	9	6	20
	Total number of individuals	285	338	463	278	1364	134	257	391	209	142	297	387	111	1928
	Dominance	0.134	0.167	0.208	0.252		0.319	0.208	0.241	0.271	0.434	0.288	0.224	0.398	
	Diversity	2.207	1.994	1.879	1.794		1.306	1.816	1.736	1.652	1.083	1.400	1.660	1.228	
	Evenness	0.836	0.778	0.733	0.700		0.729	0.757	0.724	0.794	0.557	0.720	0.755	0.685	
	Richness	2.300	2.061	1.955	2.132		1.021	1.802	1.675	1.310	1.211	1.054	1.343	1.062	

*, Endangered species designated by Ministry of Environment in Korea

Table 2. Physico-chemical characteristics of study sites. Four sites are current living sites of *Microphysogobio rapidus*, and eight sites are past living sites.

	Current living sites				Past living sites							
	Stp. 1	Stp. 2	Stp. 3	Stp. 4	Std. 1	Std. 2	Std. 3	Std. 4	Std. 5	Std. 6	Std. 7	Std. 8
Water temperature (°C)	16.4±6.1	19±9.8	14.9±5.7	16±6.5	15.8±5.8	15.7±5.2	16.7±3.8	18.7±9.8	19.5±11	18.8±11.5	18.7±12.5	17.1±12.5
DO (mg L^{-1})	11.1±2.7	11.4±2.8	11.8±3	10.1±1.5	10.1±1.1	10.5±1.4	9.9±0.5	10±1.7	10.1±1.8	10.7±2	9.6±2	10.1±1.9
Conductivity (μs cm^{-1})*	86.3±19	163.3±16.5	101.2±17.6	135.5±57.7	190.2±35.9	74.2±13.6	49.4±11.2	203.3±40	207.2±28.3	264.7±58.9	262±41.8	283.7±47
pH	8.3±0.4	8.3±0.3	7.7±0.3	7.7±0.4	8±0.7	7.5±0.2	7.6±0.2	8±0.5	7.8±0.3	8.2±0.8	7.8±0.7	7.8±0.7
Water velocity (m s^{-1})	0.4±0.3	0.6±0.3	0.7±0.3	0.5±0.2	0.6±0.2	0.5±0.3	0.6±0.4	0.3±0.2	0.6±0.1	0.6±0.4	0.5±0.2	0.2±0.1
Water depth (m)	0.6±0.2	0.5±0.1	0.5±0.1	0.5±0.2	0.4±0.1	0.4±0.2	0.5±0.2	0.4±0.1	0.5±0.1	0.5±0.2	0.5±0.1	0.7±0.1
Substrate composition (%) B : C : P : G : S	0 : 20 : 20 : 30 : 30	0 : 20 : 40 : 30 : 10	10 : 50 : 20 : 15 : 5	30 : 30 : 15 : 15 : 10	30 : 20 : 20 : 30 : 0	10 : 40 : 30 : 20 : 0	10 : 35 : 30 : 20 : 5	0 : 5 : 5 : 20 : 70	0 : 0 : 10 : 30 : 60	0 : 30 : 30 : 30 : 10	0 : 30 : 30 : 30 : 10	0 : 0 : 10 : 10 : 80

B, boulder (> 256 mm); C, cobble (64~256 mm); P, pebble (16~64 mm); G, gravel (2~16 mm); S, sand (< 2 mm)
* indicate $p < 0.05$

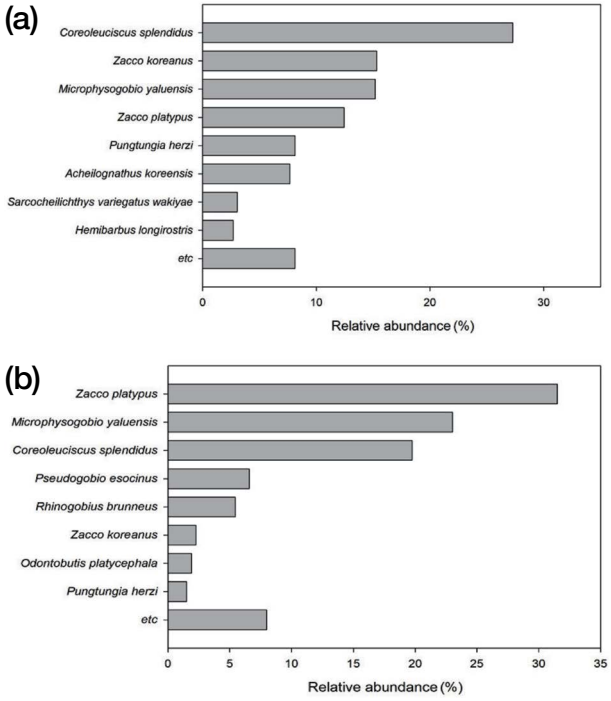

Fig. 3. Dominant species of (a) current and (b) past living sites.

종 내외의 종이 확인되었으나 과거 출현지점들에서는 6~11종 내외의 출현종수가 확인되었고(Table 1), 우점종의 경우도 현재 출현지점에서는 쉬리, 참갈겨니, 돌마자 순이었으나 과거 출현지점에서는 피라미가 우점적으로 출현하는 것으로 나타났다(Fig. 3). 전반적으로 지점들 간 우점도와 균등도는 유사한 수준이었으나, 다양도와 풍부도는 출현종수가 많은 현재 출현지점이 약간 높은 것으로 확인되었다. 조사지점들 간 nMDS 분석 결과 현재출현지점과 과거출현지점들 사이에 거리가 있는 것으로 나타났다(Fig. 4). 60%의 유사도를 기준으로 현재출현지점들이 유집되었고, 과거출현지점인 Std. 1, 4, 5, 8지점들은 거리상으로 이격되어 있었다. 여울마자의 현재 출현지점에 영향을 주는 어류는 참갈겨니, 참중고기, 돌고기, 칼납자루 등이 중점적으로 기여하고 있는 것으로 나타났다.

2. 현재출현지점과 과거출현지점 서식지 특성 비교

현재출현지점들과 과거출현지점들의 서식지 특성 파악 결과는 Table 3과 같았다. 현재출현하는 지점들의 개수가 3개로 제한적이어서 통계적인 비교를 수행하지는 않았지만 일부 항목들에서 차이가 확인되었다. 환경적인 요인들 중 수질항목에서는 전기전도도와 엽록소 농도(Chl. *a*)가 현재출현지점들에서 낮았다. 이외의 다른 수질항목들은 전반적으로 현재출현지점에서 조금씩 양호한 것으로 확인되었으나 차이는 크지 않았다.

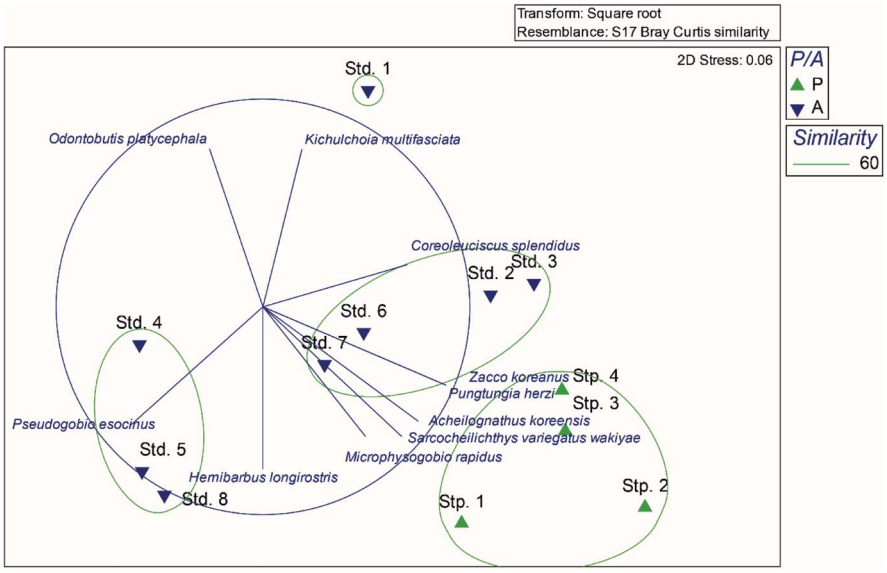

Fig. 4. nMDS results of study sites.

생물학적인 요인들 중 생물조성 항목에서는 과거분포지역에서 외래종의 비율이 높았고, 반면 경쟁종인 모래주사와 돌마자의 비율은 오히려 낮은 것으로 확인되었다. 주요 먹이원으로 활용되는 부착조류의 밀도는 오히려 과거출현지점들에서 높게 나타났다. 어류의 환경특성 항목에서는 내성종과 잡식종 출현 비율이 과거출현지점들에서 높았고, 충식성 종의 비율은 현재출현지점에서 높았다. 또한 양호한 환경을 대표하는 항목인 여울성저서종수 민감종수도 현재지점에서 많은 것으로 확인되었다. 부착조류에서는 큰 차이가 확인되지 않았으나 저서성 대형무척추동물에서는 EPT 비율이 현재출현지점들에서 확연히 높았다. 사회적 요인들인 토지이용 항목에서는 현재와 과거출현지점들 사이에 큰 차이는 확인되지 않았다.

각 항목들을 토대로 로지스틱 회귀분석 결과 스텝와이즈 분석에 따라 전기전도도, *C. affinis* 밀도, 토지이용도(초지), 토지이용도(시가지), Chl. *a* 총 5개의 환경인자가 도출되었다(Table 4). 도출된 항목을 활용한 최적 모형으로 선정된 서식처 적합성 모형의 변수 예측값은 Log (p) = −0.55 + (−0.04 × 전기전도도) + [0.50 × 토지용도(초지)]으로 산출되었으며 전기전도도가 낮고 초지인 토지가 많을수록 출현확률이 높은 것으로 나타났다.

고 찰

생물종이 멸종위기종으로 되어가는 원인은 다양하며 대부분의 경우 복합적으로 발생하기 때문에 일부 경우를 제외하고 원인을 파악하기 어려운 것이 현실이다. 멸종위기종인 여울마자의 경우에도 분포지역이 지속적으로 감소하여 현재 남강 일부지역에만 국한되어 있으나 사라진 원인에 대한 파악은 이루어지지 않았고 대부분 서식처 교란에 의한 영향으로 통상적으로 접근하였다. 또한, 대부분의 연구가 종의 출현 유무 및 분포를 중심으로 수행됨에 따라 원인을 파악할 만큼 자료를 축적하거나 분석하지 못한 것으로 판단된다. 따라서, 본 연구에서는 여울마자의 훼손 요인 파악을 위해 현재출현지점들과 과거출현지점들에 대한 다양한 환경요인을 도출하여, 차이를 파악하였다. 현장조사와 문헌에서 측정된 자료를 토대로 한 환경적인 차이를 분석하였을 때 현재 여울마자 과거출현지점에서 전기전도도와 부영양화를 유추할 수 있는 항목인 Chl. *a* 농도가 높은 것으로 파악되었다. 전기전도도의 경우 Hong *et al.* (2017)의 연구 결과에서도 유사한 결과가 확인되었다. 전기전도도는 물 속에 존재하고 있는 이온성 물질의 양으로 하천의 오염정도를 대변할 수 있다(Zhang *et al.*, 2019). 전기전도도는 담수어류의 종별 분포와 관련성이 높으며 일반적으로 전기전도도가 높아질수록 내성도가 높은 종들의 출현이 빈번해지는 경향이 있다(e.g. Yoon *et al.*, 2011; Zare-Shahraki *et al.*, 2022). 뿐만 아니라 Chl. *a*도 물 속에 유기물이 많은 환경에서 높기 때문에 전반적인 수질 환경이 현재출현지점에 비해 상대적으로 나쁜 상태로 판단되었다. 동서종의 출현 결과에서도 과거지점들에서는 피라미, 모래무지와 같은 상대적으로 오염에 대한 내성이 강한 종들이 우점적으로 출현하는 경향이 확인되어 수질의 악화가 여

Table 3. Comparison of habitat characteristics of *M. rapidus* between current living and past living sites. A total of 56 sites data was extracted from biomonitoring survey and assessment data in Water Environment Information system managed by National Institute of Environmental Research, Korea.

			Current living sites (n = 3)		Past living sites (n = 53)	
			Mean ± SD	Range	Mean ± SD	Range
Environmental factors						
Water quality	DO (mg L^{-1})		8.15 ± 1.13	7.04~9.3	8.95 ± 1.62	6.48~12.54
	pH		8.14 ± 0.56	7.55~8.68	7.98 ± 0.62	6.7~9.51
	Conductivity		115.9 ± 44.42	78.5~165	200.75 ± 100.63	60.45~474.35
	Turbidity (NTU)		4.29 ± 1.41	2.75~5.5	5.22 ± 3.56	1.35~17.45
	BOD (mg L^{-1})		1.55 ± 0.73	0.85~2.3	1.88 ± 0.64	0.6~3.4
	NH_3-N (mg L^{-1})		0.02 ± 0.01	0.02~0.03	0.05 ± 0.07	0~0.36
	NO_3-N (mg L^{-1})		0.96 ± 0.3	0.7~1.29	1.14 ± 0.49	0.36~2.47
	TN (mg L^{-1})		1.34 ± 0.37	0.96~1.69	1.78 ± 0.72	0.65~3.29
	PO_4-P (mg L^{-1})		0.02 ± 0.01	0.01~0.03	0.02 ± 0.01	0.01~0.05
	TP (mg L^{-1})		0.07 ± 0.06	0.01~0.14	0.03 ± 0.02	0.01~0.1
	Chl. *a*		1.65 ± 1.66	0.45~3.55	3.21 ± 2.21	0.4~10.8
Physical	Substrate (%)	> 256 mm	10 ± 0	10~10	16.17 ± 26.5	2~70
		64~256 mm	80 ± 0	80~80	36.8 ± 31.85	10~100
		2~64 mm	10 ± 0	10~10	66.79 ± 32.79	10~100
		< 2 mm	0	0	20 ± 17.68	5~50
	Stream order		4.33 ± 0.58	4~5	4.59 ± 1.18	1~6
Biological factors						
Composition	Exotic species (%)		0	0	14.83 ± 24.07	0~85.94
	Compete species (%)*		4.9 ± 1.27	3.43~5.67	0.95 ± 1.74	0~6.1
	Prey density (%)	*Cymella affinis*	1.11 ± 0.96	0~1.71	1.16 ± 3.8	0~20.42
		Navicula minima	1.33 ± 2.31	0~4	2.42 ± 6.38	0~29.94
		Melosira varians	2.11 ± 2.39	0.11~4.76	2.17 ± 3.74	0~17.64
		Nitzschia amphiia	0.88 ± 0.69	0.09~1.33	1.68 ± 2.35	0~10.28
Fish	Tolerant individuals (%)		0.49 ± 0.63	0~1.19	27.96 ± 29.96	0~100
	Omnivore individuals (%)		39.84 ± 2.11	37.54~41.69	43.85 ± 20.92	9.38~88.49
	Insectivore individuals (%)		56.58 ± 1.7	55.52~58.54	31.61 ± 20.65	3.03~70.24
	Benthic-riffle species		4 ± 0	4	1.55 ± 1.43	0~5
	Sensitive species		4.67 ± 0.58	4~5	1.9 ± 1.65	0~5
Periphyton	Motile diatoms (relative density, %)		17 ± 11 (43.61 ± 20.3)	11~17 (20.3~43.61)	14.62 ± 5.49 (22.28 ± 23.65)	2~27 (1.66~79.39)
	Nutrient diatoms (relative density, %)		13 ± 9 (28.86 ± 12.75)	9~13 (12.75~28.86)	14.83 ± 5.74 (21.23 ± 16.24)	8~32 (3.28~69.88)
	Sensitive diatoms (relative density, %)		12 ± 10 (68.22 ± 37.43)	10~12 (37.43~68.22)	11.41 ± 3.17 (48.77 ± 27.28)	5~19 (4.22~86.89)
Benthic-macroinvertebrate	EPT percent (%)		70.34 ± 4.55	65.39~74.34	32.05 ± 26.44	0~93.43
	Gatherers individuals (%)		61.64 ± 15.76	43.56~72.41	56.18 ± 25.93	0~96.37
	Filterers and grazers individuals (%)		35.35 ± 16.74	22.57~54.3	34.3 ± 27.61	0~92.79
	Insects except Chironomidae (%)		86.26 ± 2.42	84.52~89.02	71.41 ± 22.28	18.59~100
Social factors						
Land cover	Barren land		3.79 ± 1.45	5.41~2.64	4.63 ± 3.1	12.11~0.53
	Agriculture		28.29 ± 10.15	39.85~20.83	26.28 ± 13.18	60.36~0.93
	Woodland		44.96 ± 10.94	54.81~33.18	40.43 ± 19.36	95.12~6.01
	Water body		24.09 ± 0.96	5.19~3.43	6.11 ± 4.73	18.67~0.14
	Wetland		23.26 ± 1.3	4.52~1.93	3.83 ± 2.71	13.74~0.01
	Urban area		26.43 ± 1.43	7.49~4.8	9.22 ± 9.98	55.02~1.1
	Grassland		29.18 ± 0.4	9.58~8.79	9.5 ± 3.32	19.76~0.97

*, *Microphysogobio yaluensis* and *M. Koreensis*

Table 4. Result of logistic regression using habitat characteristics of *M. rapidus*.

Factors	Estimate	Standard error	z value	p-value
Intercept	−0.55	1.70	−0.33	0.74
Conductivity	−0.04	0.01	−2.73	0.006
Cymbella affinis (Prey)	0.44	0.35	1.25	0.21
Grassland (Land cover)	0.50	0.22	2.22	0.26
Urban area (Land cover)	−0.17	0.13	−1.28	0.20
Chl. *a*	0.41	0.28	1.47	0.14

울마자 서식지에 영향을 주면서 멸종위기종인 여울마자에도 직접적인 영향을 주었을 것으로 사료되었다.

뿐만 아니라 과거출현지점들에서는 내성종 비율, 잡식종 비율 등 상대적으로 수환경이 좋지 않은 지표들이 높게 확인되었다. 반면, 양호한 환경을 대표하는 지표들인 충식종수, 여울성저서종수, 민감종수, EPT 비율 등이 낮게 나타나 과거 여울마자 서식지역에 환경적 변화가 발생하였음이 확인되었다. 물리적 교란으로 인한 서식지 변화는 담수어류의 감소를 초래한다(Aparicio *et al.*, 2000; Smokorowski and Pratt, 2007; Arthington *et al.*, 2016). 과거출현지점인 덕천강, 회천, 위천, 양천 등은 주로 하천 공사로 인해 하상 및 서식처 교란이 발생된 지역들이었다. 하천 개발에 의한 영향으로 하상구조 변화, 흐름 변동이 유발되면서 타 종에 비해 민감한 것으로 판단되는 여울마자의 지역 절멸이 초래된 것으로 판단된다.

횡구조물 건설은 서식처 환경 변화를 초래하여 어류 다양성의 감소를 초래한다(Faulkes *et al.*, 2011; Perkin and Gido, 2012; Perkin *et al.*, 2015). 특히, 보 건설로 인한 정체구간 증가와 하천의 연결성 감소는 여울성저서종인 여울마자의 서식지역 감소에 영향을 미친 것으로 판단된다. 여울마자가 선호하는 서식처 특성은 자갈이 깔린 여울지역으로 산란 시에도 유속이 있는 자갈 지역에 산란한다(Yoon unpublished data). 현재 여울마자가 출현하고 있는 구간들은 남강댐 상류 지역의 보가 없는 본류 및 지천 합류부에서만 출현하고 있다. 따라서 보의 건설로 인한 정체수역의 조성은 여울마자에 치명적인 제한요인으로 작용되는 것으로 예상된다. 과거출현지점들에 2000년 이후 보 건설이 발생하면서(어도정보시스템, http://www.fishway.go.kr) 하천의 연속성 감소가 확인되었다. 2010년 이전 여울마자가 출현하였던 양천 지역의 경우 2010년 보가 건설되면서 하천의 단절이 발생하였고, 하류 여울마자 서식지로 유입되는 유량이 감소함에 따라 서식 가능한 지역이 줄어들면서 양천에 서식하던 여울마자가 사라진 것으로 판단되며, 다른 하천들에서도 유사한 변화가 발생되었을 것으로 판단된다.

또한, 물리적인 변화가 초래한 외래종의 확산도 여울마자의 분포 변화에 잠재적인 요인으로 판단된다. 위해종으로 지정된 배스, 블루길과 같은 외래종의 유입은 해당 지역의 생물다양성 및 종조성의 변화를 유발하는 심각한 요인으로(Jang *et al.*, 2006; Jo *et al.*, 2011; Roberts *et al.*, 2013). 심각한 경우 담수어류의 절멸에 주요한 역할을 한다(Tyus and Saunders III., 2000; Dextrase and Mandrak, 2006). 본 조사 결과 과거 여울마자 출현지점들에서 대부분 외래종의 출현이 확인되고 있고, 여울마자와 같이 먹이활동을 대부분 외부로 드러난 공간 수행하는 종의 특성상 침입외래종에 쉽게 영향을 받을 수 있다. 따라서, 직접적인 개체군 감소의 영향은 현재까지 확인되지 않았으나 잠재적인 영향요인으로 향후, 서식처 관리시 대책의 마련이 필요한 사항이다.

도시화는 토지이용의 변화와 인간 활동을 증가시키면서 오염 부하량을 높여, 하천에 많은 부담으로 작용한다. 비록 본 연구에서 토지이용도에 대한 큰 차이는 확인되지 않았지만, 로지스틱 분석 결과에서 확인되었듯이 현재와 과거 출현지점의 주요한 영향을 주는 항목들은 도시화로 인해 발생한 전기전도도, Chl. *a* 농도가 유발한 먹이 밀도의 변화로 설명할 수 있다. 실제로 Zhang *et al.* (2019)의 연구 결과에서도 도시화와 농장 등의 건설이 많아지면서 전기전도도가 높아지는 결과가 확인되어 본 연구와 유사하였다. 따라서 도시화로 인한 발생된 수질의 변화가 여울마자의 서식에 주요한 역할을 하고 있는 것으로 판단된다.

향후 여울마자 관리를 위해서는 기후변화에 대한 고려가 필요한 것으로 판단된다. 기후변화는 담수어류에 직, 간접적으로 영향을 주며(Poesch *et al.*, 2016), 서식처 감소 및 변화를 초래하여(Barbarossa *et al.*, 2021) 담수어류의 분포 변화를 유발한다(Carosi *et al.*, 2019; Basen *et al.*, 2022). 본 연구에서는 기후변화에 대한 평가를 수행하지는 않아 여울마자가 기후변화에 직접영향으로 개체군이 감소하는 증거를 찾기에는 어려움이 존재한다. 하지만 기후변화로 발생하는 다양한 영향은 여울마자 개체군에 영향을 줄 수 있을 것으로 판단된다. 특히, 기후변화로 인한 환경 사이클의 변화는 서식

환경 변화와 더불어 외래종이 유입될 수 있는 기회를 제공하여 국내 생태계에 영향을 주는 배스 및 블루길의 확산에 영향을 줄 수 있을 것으로 판단된다(Strayer, 2010; Moyle *et al.*, 2013; Ricciardi *et al.*, 2013). 외래종의 침입이나 확산이 기후변화만의 영향은 아니지만 기후변화가 많은 부분 기여를 할 수 있다. 또한 기후변화로 인한 여름철 강우 패턴의 변화는 재해예방을 위한 국가적인 정책의 수정을 유발하여 하천제방 공사 등 을 수행, 서식지 교란을 유발하여 여울마자의 서식지에 대한 잠재적 교란 요인이 될 가능성이 높다.

최근 수행된 본 연구의 현장조사 결과 과거 출현한 지역들에 대한 물리적인 하천특성(유속, 수심, 하상구조)은 일부 변화되었을 수 있으나 대부분 현재 출현하고 있는 지점들과 유사한 것으로 확인되었고 형태적인 부분도 유사하였다. 특히, 동서종 분석 결과 현재와 과거출현지점 모두에서 여울마자를 제외한 다른 여울 선호종들이 다양하게 출현하고 있는 것으로 보아 서식지의 물리적 환경은 교란 이후 안정화되고 있는 것으로 판단된다. 하지만, 여울마자의 서식처를 위해서는 하천의 연속성 확보가 추가적으로 필요한 것으로 판단된다. 하천의 연속성은 생물다양성을 확보하는데 주요 요인으로 보나 댐의 제거는 하천의 연속성을 증가시키고(Diebel *et al.*, 2015) 세립질의 하상을 여울성 조립질의 원 하상구조로 복원하여 여울성 종들의 서식처가 복원하는 역할을 하며 어류의 이동을 증가시킨다(Sun *et al.*, 2022). 따라서, 연속성 확보를 통한 서식지 복원으로 여울마자의 산란을 포함한 생태적 안정화와 개체군 회복이 가능할 것으로 사료된다.

여울마자의 유전다양성이 지속적으로 감소하고 있으나(Hong *et al.*, 2023) 개체군의 분포가 남강 일부 지역으로 제한되어 있어 멸종위협을 감소시키기 위한 복원 및 관리가 시급한 상황이다. 현재는 대부분 기존 서식지에 개체군을 보강하는 방식을 통한 복원이 주로 수행되었으나 현재는 과거출현지점들 중 서식지가 안정적으로 유지되고 있는 지점들을 대상으로 재도입에 대한 사항도 고려가 필요하다. 본 연구에서는 현재출현지점과 과거출현지점들에 대한 생물 및 환경요인을 비교함으로써 여울마자의 서식에 영향을 주는 요인들을 파악하였다. 종합적 판단 결과 여울마자의 개체군 감소에는 단순히 몇몇 요인들이 영향을 주는게 아닌 다양한 요인들이 복합적으로 작용하고 있었다. 대부분 원인은 인간의 활동으로 인한 서식지 변형, 오염물질 유입 등이었다. 결국 여울마자의 서식지 복원을 위해서는 밝혀진 항목들을 고려한 통합적 관점에서 관리 계획이 필요한 것으로 판단된다.

담수생태계는 지구에 분포하는 물의 양에 0.01%를 구성하고, 지구 표면적에 0.8%를 차지하고 있지만 가장 높은 위협에 처해있는 생태계이다(Nel *et al.*, 2009; Döll and Zhang, 2010). 전 지구상 생물종의 5% (어류의 경우 43%)와 인간의 생존을 책임지고 있으며, 차지하는 비율에 비해 매우 중요한 역할을 하고 있어 담수생태계의 생물다양성 감소는 치명적이며 돌이킬 수 없는 결과를 초래할 수 있다(Dawson, 2012; Reid *et al.*, 2019). 인간의 개발로 인한 하천의 물리적 교란과 기후변화로 인해 멸종위기종을 포함한 담수어류 서식지가 지속적으로 감소되고 있다. 여울마자의 효과적인 복원 및 보전을 위해서는 증식, 생태, 유전다양성, 서식지 등 다양한 요인이 고려되어야 한다. 특히 서식지의 경우 생물이 살아갈 공간이기 때문에 서식지가 없으면 다른 항목들은 의미가 없다. 따라서, 멸종위기종의 지속적인 생존을 위해서는 서식지에 대한 적절한 관리 전략 수립이 필요하며, 이를 위한 대상종 서식지에 대한 정확한 평가가 필요하다. 특히, 본 연구와 같이 다양한 항목에 대한 종합적인 고려를 통해 훼손 원인을 파악한다면 장기적인 서식지 복원 및 관리 전략 수립에 유용하게 활용될 수 있을 것으로 사료된다.

적 요

멸종위기 야생생물 I급 종인 여울마자는 분포 및 개체수가 지속적으로 감소하여 현재는 낙동강수계 남강 및 일부 지류 하천에만 제한적으로 출현하고 있다. 절멸이 임박한 여울마자의 복원을 위해서는 감소원인 파악을 통한 적절한 계획 수립이 중요하지만 자료 및 연구 부족으로 인해 진행이 미흡한 상황이다. 따라서 본 연구에서는 여울마자에 분포지역을 대상으로 현장조사와 문헌조사를 통해 현재출현지역과 과거출현지역의 이화학적, 생물학적, 사회학적 서식환경에 대한 차이를 분석하였다. 현장조사 결과 현재출현지점과 과거출현지점에 전기전도도에 차이가 있었으며, 동서종 군집 또한 차이가 있는 것으로 확인되었다. 문헌 연구자료를 활용한 분석에서도 전반적으로 과거 출현지점들의 이화학적 환경이 양호하지 않은 것으로 나타났으며, 이로 인해 영향을 받은 생물학적 요인의 부정적 결과가 유발되었다. 특히, 도시화로 인한 영향이 여울마자 서식환경에 주요한 영향을 주고 있는 것으로 파악되었다. 멸종위기종인 여울마자의 복원을 위해서는 서식지의 안정화가 중요하다. 과거 서식하던 지역들에서는 하천 공사, 보 건설과 같은 교란이 하천을 물리적, 이화학적으로 변화시키면서 여울마자에 영향을 주었기 때문에 향후 여울마자의 서식지 관리 및 복원을 위해서는 하천의 연결성 회복 및 이화학적 환경을 함께 고려한 종합적인 계획인 필요한 것으로 판단된다.

저자정보 윤주덕(국립생태원 멸종위기종복원센터 책임연구원), 김근식(국립생태원 멸종위기종복원센터 선임연구원), 박창득(국립생태원 멸종위기종복원센터 전임연구원), 강동원

(국립생태원 멸종위기종복원센터 선임연구원), 이홍헌(이앤이환경생태연구소 대표), 임치홍(서울여자대학교 교수), 김남신(국립생태원 책임연구원)

저자기여도 개념설정: 윤주덕, 김근식, 자료수집: 윤주덕, 이홍헌, 임치홍, 김남신, 김근식, 분석: 임치홍, 박창득, 김남신, 현장조사: 이홍헌, 강동원, 원고작성: 윤주덕, 과제관리: 윤주덕

이해관계 이 논문에는 이해관계 충돌의 여지가 없습니다.

연구비 본 논문은 환경부의 지원을 받아 수행하였습니다 (NIE-수탁연구-2019-44). This work was supported by a grant from the Ministry of Environment (MOE) of the Republic of Korea (NIE-수탁연구-2019-44).

REFERENCES

Akaike, H. 1998. Selected papers of Hirotugu Akaike. Springer, New York.

Anderson, D.R., K.P. Burnham and G.C. White. 1994. AIC model selection in overdispersed capture-recapture data. *Ecology* **75**(6): 1780-1793.

Aparicio, E., M.J. Vargas, J.M. Olmo and A.D. Sostoa. 2000. Decline of Native Freshwater Fishes in a Mediterranean Watershed on the Iberian Peninsula: A Quantitative Assessment. *Environmental Biology of Fishes* 59: 11-19.

Arthington, A.H., N.K. Closs, W. Gladstone and I.J. Winfield. 2016. Fish conservation in freshwater and marine realms: status, threats and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **26**(5): 838-857.

Barbarossa, V., J. Bosmans, N. Wanders, H. King, M.F. Bierkens, M.A. Huijbregts and A.M. Schipper. 2021. Threats of global warming to the world's freshwater fishes. *Nature Communications* **12**(1): 1701.

Basen, T., A. Ros, C. Chucholl, S. Oexle and A. Brinker. 2022. Who will be where: Climate driven redistribution of fish habitat in southern Germany. *Plos Climate* **1**(5): e0000006.

Carosi, A., R. Padula, L. Ghetti and M. Lorenzoni. 2019. Endemic Freshwater Fish Range Shifts Related to Global Climate Changes: A Long-Term Study Provides Some Observational Evidence for the Mediterranean Area. *Water* **11**(11): 2349.

Chae, B.S. and H.J. Yang. 1999. *Microphysogobio rapidus*, a new species of gudgeon (cyprinidae, Pisces) from Korea, With revised key to species of the genus *Microphysogobio* of Korea. *Korean Journal of Biological Science* **3**: 17-21.

Clarke, K.R. and R.M. Warwick. 1994. Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Marine Biology* **118**: 167-176.

Darwall, W.R.T. and J. Freyhof. 2016. Lost fishes, who is counting? The extent of the threat to freshwater fish biodiversity, p. 1-36. *In*: Conservation of Freshwater Fishes (Closs, G.P., M. Krkosek, J.D. Olden, eds.). Cambridge University Press, Cambridge.

Dawson, M.N. 2012. Species richness, habitable volume, and species densities in freshwater, the sea, and on land. *Frontiers of Biogeography* **4**(3): 105-116.

Dextrase, A.J. and N.E. Mandrak. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions* **8**: 13-24.

Diebel, M.W., M. Fedora, S. Cogswell and J.R. O'Hanley. 2015. Effects of Road Crossings on Habitat Connectivity for Stream-Resident Fish. *River Research and Applications* **31**(10): 1251-1261.

Döll, P. and J. Zhang. 2010. Impact of climate change on freshwater ecosystems: a global-scale analysis of ecologically relevant river flow alterations. *Hydrology and Earth System Sciences* **14**(5): 783-799.

Faulks, L.K, D.M. Gilligan and L.B. Beheregaray. 2011. The role of anthropogenic vs. natural in-stream structures in determining connectivity and genetic diversity in an endangered freshwater fish, Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *Evolutionary Applications* **4**(4): 589-601.

Field, J.G., K.R. Clarke and R.M. Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series* **8**: 37-52.

Helfman, G.S. 2007. Fish Conservation. Island Press, Washington DC.

Hong, Y.K. 2014. Studies of the conservation biology of an endangered freshwater fish, *Microphysogobio rapidus* (Cyprinidae). Doctoral thesis, Soonchunhyang University, Asan-si. 163pp (in Korean).

Hong, Y.K., M.H. Ko, S.Y. Park and I.C. Bang. 2015. Egg development and early life history of the endangered species, *Microphysogobio rapidus* (Cyprinidae). *Korean Journal of Ichthyology* **27**(2): 86-94 (in Korean).

Hong, Y.K., H.C. Sung, M.H. Ko, K.S. Kim and I.C. Bang. 2017. Distribution status and habitat characteristics of the endangered freshwater fish, *Microphysogobio rapidus* (Cyprinidae). *Animal Cells and Systems* **21**(4): 286-293.

Hong, Y.K., K.R. Kim, K.S. Kim and I.C. Bang. 2023. The Impact of Weir Construction in Korea's Nakdong River on the Population Genetic Variability of the Endangered Fish Species, Rapid Small Gudgeon (*Microphysogobio rapidus*). *Genes* **14**(8): 1611.

Isbell, F., A. Gonzalez, M. Loreau, J. Cowles, S. Díaz, A. Hector, G.M. Mace, D.A. Wardle, M.I. O'Connor, J.E. Duffy, L.A. Turnbull, P.L. Thompson and A. Larigauderie. 2017. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature* **546**(7656): 65-72.

Jang, M.H., G.J. Joo and M.C. Lucas. 2006. Diet of introduced largemouth bass in Korean rivers and potential interactions

with native fishes. *Ecology of Freshwater Fish* **15**(3): 315-320.

Jo, H.B., M.H. Jang, K.S. Jeong, Y.O. Do, G.J. Joo and J.D. Yoon. 2011. Long-term changes in fish community and the impact of exotic fish, between the Nakdong River and Upo Wetlands. *Journal of Ecology and Environment* **34**(1): 59-68.

Kim, I.S. and J.Y. Park. 2002. Freshwater Fishes of Korea. Kyohak publishing, Seoul (in Korean).

Kim, I.S., Y. Choi, C.L. Lee, Y.J. Lee, B.J. Kim and J.H. Kim. 2005. Illustrated book of Korean Fishes. Kyohak publishing, Seoul (in Korean).

Margalef, R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. p. 323-347. *In*: Perspectives in Marine biology (Buzzati-Traverso ed.). Univ. Calif. Press, Berkeley.

Marselle, M.R., T. Hartig, D.T.C. Cox, S.D. Bell, S. Knapp, S. Lindley, M. Triguero-Mas, K. Böhning-Gaese, M. Braubach, P.A. Cook, S.D. Vries, A. Heintz-Buschart, M. Hofmann, K.N. Irvine, N. Kabisch, F. Kolek, R. Kraemer, I. Markevych, D. Martens, R. Müller, M. Nieuwenhuijsen, J.M. Potts, J. Stadler, S. Walton, S.L. Warber and A. Bonn. 2021. Pathways linking biodiversity to human health: A conceptual framework. *Environment International* **150**: 106420.

MOE (Ministry of Environment). 2018. Conservation Strategies for Endangered Wildlife Species in Korea. Sejong.

Moyle, P.B., J.D. Kiernan, P.K. Crain and R.M. Quiñones. 2013. Climate change vulnerability of native and alien freshwater fishes of California: A systematic assessment approach. *PLos One* **8**(5): e63883.

Nel, J.L., D.J. Roux, R. Abell, P.J. Ashton, R.M. Cowling, J.V. Higgins, M. Thieme and J.H. Viers. 2009. Progress and challenges in freshwater conservation planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **19**(4): 474-485.

Nelson, J.S. 2006. Fishes of the world 4th ed. John Wiley, New York.

NIBR (National Institute of Biological Resources). 2019. Red Data Book of Republic of Korea (Second edition) Volume 3. Freshwater Fishes. Incheon.

NIE (National Institute of Ecology). 2023. National survey on the Distribution of Endangered Species. Accessed in 30th Jun, 2023.

NIER (National Institute of Environmental Research). 2016. Survey and evaluation method for river and stream ecosystem health assessment. National Institute of Environmental Research, Incheon. 313pp (in Korean).

Perkin, J.S. and K.B. Gido. 2012. Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. *Ecological Applications* **22**(8): 2176-2187.

Perkin, J.S., K.B. Gido, A.R. Cooper, T.F. Turner, M.J. Osborne, E.R. Johnson and K.B. Mayes. 2015. Fragmentation and dewatering transform Great Plains stream fish communities. *Ecological Monographs* **85**(1): 73-92.

Pielou, E.C. 1969. An Introduction to mathematical Ecology, Wiley, New York.

Poesch, M.S., L. Chavarie, C. Chu, S.N. Pandit and W. Tonn. 2016. Climate Change Impacts on Freshwater Fishes: A Canadian Perspective. *Fisheries* **41**: 385-391.

Reid, A.J., A.K. Carlson, I.F. Creed, E.J. Eliason, P.A. Gell, P.T.J. Johnson, K.A. Kidd, T.J. MacCormack, J.D. Olden, S.J. Ormerod, J.P. Smol, W.W. Taylor, K. Tockner, J.C. Vermaire, D. Dudgeon and S.J. Cooke. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* **94**(3): 849-873.

Ricciardi, A., M.F. Hoopes, M.P. Marchetti and J.L. Lockwood. 2013. Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs* **83**(3): 263-282.

Roberts, P.D., H. Diaz-Soltero, D.J. Hemming, M.J. Parr, N.H. Wakefield and H.J. Wright. 2013. What is the evidence that invasive species are a significant contributor to the decline or loss of threatened species? A systematic review map. *Environmental Evidence* **2**: 1-7.

Sala, O.E., F. Stuart Chapin III., J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker and D.H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**(5459): 1770-1774.

Sandifer, P.A., A.E. Sutton-Grier and B.P. Ward. 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services* **12**: 1-15.

Shannon, C.E. and W. Wiener. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.

Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**(4148): 688.

Smokorowski, K.E. and T.C. Pratt. 2007. Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems - a review and meta-analysis. *Environmental Reviews* **15**(NA): 15-41.

Strayer, D.L. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology* **55**: 152-174.

Sun, J., J.S. Tummers, S.M. Galib and M.C. Lucas. 2022. Fish community and abundance response to improved connectivity and more natural hydromorphology in a post-industrial subcatchment. *Science of The Total Environment* **802**: 149720.

Tyus, H.M. and J.F. Saunders III. 2000. Nonnative Fish Control and Endangered Fish Recovery: Lessons from the Colorado River. *Fisheries* **25**(9): 17-24.

Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic. *The Journal of Geology* **30**(5): 377-392.

Yoon, J.D., J.H. Kim, M.S. Byeon, H.J. Yang, J.Y. Park, J.H. Shim, H.B. Song, H. Yang and M.H. Jang. 2011. Distribution patterns of fish communities with respect to environmental gradients in Korean streams. *In Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* **47**: S63-S71.

Zare-Shahraki, M., E. Ebrahimi-Dorche, A. Bruder, J. Flotemersch, K. Blocksom and D. Bănăduc. 2022. Fish species composition, distribution and community structure in relation to environmental variation in a semi-arid mountainous river basin, Iran. *Water* **14**(14): 2226.

Zhang, Y., Q. Zhao and S. Ding. 2019. The responses of stream fish to the gradient of conductivity: A case study from the Taizi River, China. *Aquatic Ecosystem Health & Management* **22**(2): 171-182.