

두 인접한 산림 하천에서 저서성 대형무척추동물 군집의 시공간적 특성 분석

이다영¹ · 배미정² · 권용수³ · 박찬우⁴ · 양희문⁴ · 신유진⁴ · 권태성⁵ · 박영석^{1,6,*}

¹경희대학교 생물학과, ²국립낙동강생물자원관 담수생물다양성연구실, ³국립생태원 생태평가연구실, ⁴국립산림과학원 기후변화생태연구과, ⁵국립산림과학원 산림병해충연구과, ⁶경희대학교 나노의약생명과학과

Characteristics of Spatiotemporal Patterns in Benthic Macroinvertebrate Communities in Two Adjacent Headwater Streams. Lee, Da-Yeong¹ (0000-0002-2457-2041), Mi-Jung Bae² (0000-0003-4286-1119), Yong-Su Kwon³ (0000-0002-2573-5923), Chan-Woo Park⁴ (0000-0002-0049-2493), Hee Moon Yang⁴ (0000-0002-6965-4497), Yujin Shin⁴ (0000-0001-6878-6810), Tae-Sung Kwon⁵ (0000-0002-9667-8187) and Young-Seuk Park^{1,6,*} (0000-0001-7025-8945) (¹Department of Biology, Kyung Hee University, Seoul 02447, Republic of Korea; ²Freshwater Biodiversity Research Division, Nakdonggang National Institute of Biological Resources, Sangju, Gyeongbuk 37242, Republic of Korea; ³Division of Ecological Assessment, National Institute of Ecology, Seoecheon, Chungnam 33658, Republic of Korea; ⁴Forest Ecology and Climate Change Division, National Institute of Forest Science, Seoul 02455, Republic of Korea; ⁵Forest Insect Pests and Diseases Division, National Institute of Forest Science, Seoul 02455, Republic of Korea; ⁶Department of Life and Nanopharmaceutical Sciences, Kyung Hee University, Seoul 02447, Republic of Korea)

Abstract Headwater streams provide various microhabitats, resulting in high diversity of macroinvertebrate community. In this study, we compared the differences of communities between two adjacent headwater streams (Jangjeon stream (GRJ; GRJ1-GRJ5) and Haanmi stream (GRH; GRH1-GRH3)) in Jungwang and Gariwang mountains, Gangwon-do and evaluated the effects of habitat condition to the macroinvertebrates community composition. In order to characterize the macroinvertebrate communities and extract influential environmental factors, we applied to Cluster analysis (CA), Indicator species analysis and Non-metric multidimensional scaling (NMDS). Total 33,613 individuals in 3 phyla, 5 classes, 13 orders, 51 families, and 114 taxa (genera or species) were collected. *Gammarus* sp. was dominant at the upper stream of GRJ, whereas Chironomidae spp. was abundant at GRH and the downstream of GRJ. The CA classified samples into six clusters (1-6) reflecting spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrate communities. Benthic macroinvertebrate community composition was significantly different between two adjacent streams. *Sweltsa* sp. 1, *Psilotreta kisoensis*, *Rhyacophila shikotsuensis* and *Serratella setigera* were identified as representative indicator species for clusters 1, 2, 3 and 5, respectively. Similar to CA results, NMDS revealed the spatial and temporal differences of benthic macroinvertebrate communities, indicating the difference of community composition as well as microhabitat condition. Forest composition, proportion of boulders (> 256 mm), and water velocity were main factors affecting the macroinvertebrate community composition.

Key words: headwater stream, forest stream, microhabitat, spatiotemporal variation, community analysis

Manuscript received 8 May 2018, revised 7 June 2018,
revision accepted 22 June 2018
* Corresponding author: Tel: +82-2-961-0946, Fax: +82-2-961-9155,
E-mail: parkys@khu.ac.kr

© 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.

서론

산림 하천은 인위적 교란이 적고 다양한 서식환경을 포함하고 있어 생물다양성이 매우 높으며, 공간적(예, 상류-하류, 미소서식지 차이 등), 시간적(계절성, 강수, 가뭄 등) 특성에 따라 담수생물다양성이 결정된다. 또한 산림 하천은 수계의 지류-지천-본류에 생물자원을 제공하는 중요한 근원으로서 동일 수계의 담수생태계의 보전 및 관리를 위해 중요한 서식지이다(Meyer *et al.*, 2007).

담수생물 중 저서성 대형무척추동물은 정주성 생물로 하천 내에서 일차생산자와 포식자를 연결하는 먹이사슬의 중간단계에 위치하며, 담수생태계 물질순환에 중요한 역할을 한다(Wallace and Webster, 1996; Bae *et al.*, 2009). 또한 종이 매우 다양하여 환경 변화에 대한 다양한 반응 및 내성을 나타내므로 수질, 서식지, 유량 변화, 토지 이용 변화, 지리-지형학적 변화, 기후 변화 등을 평가하는 지표 생물군으로 널리 적용되고 있다(Bae *et al.*, 2014). 인위적 교란 이외에도 물리화학적 변화 등을 야기하는 자연적 교란 및 다양한 미소서식지 환경에 따라 저서성 대형무척추동물의 군집 조성이 달라지므로 산림 하천의 시공간적인 변화 모니터링에 널리 이용되고 있다(Mandaville, 2002; Park *et al.*, 2007; Kwak *et al.*, 2018).

산림 하천의 생태계 평가는 기후, 식생 등과 같은 큰 규모의 인자들 뿐만 아니라 미소서식지와 같은 세부적이고 지역적인 특징 또한 함께 고려되어야 한다(Heino *et al.*, 2002). 그러나, 다양한 환경요인이 복합적으로 고려된 산

림 하천의 저서성 대형무척추동물 군집 변화 연구는 국내에서는 매우 제한적으로 수행되었다. 예를 들어, Chung *et al.*(2012)은 단일한 상류 하천에서 8mm 이하의 작은 하상 입자와 유량, 수심 등 미소서식지의 환경 차이에 따른 저서성 대형무척추동물의 군집지수 및 섭식기능군의 차이를 보고하였다. 한편, Bae *et al.*(2016)은 한반도 중부 및 남부에 위치한 여러 산림 하천을 대상으로 시공간적인 군집지수 및 섭식기능군 구성의 차이를 연구하였다. 그 결과, 각 하천 내에서는 조사 지점 간의 가까운 거리에도 불구하고 계절적인 군집의 변화가 두드러지며, 계절적 변화는 다양한 방식으로 서식지 환경의 변화를 수반함을 밝혔다.

이에, 본 연구에서는 두 인접한 산림 하천을 선택하여 두 하천의 저서성 대형무척추동물 군집의 시공간적 변이를 평가하였다. 이들 지역은 국유림 내에 있으며 인위적 교란이 거의 없는 하천으로 담수 서식지의 보전 및 생물다양성의 지속적인 모니터링이 필요하나 아직까지 저서성 대형무척추동물의 다양성 변화에 대한 연구가 없는 곳이다. 따라서 본 연구는 이 지역의 생물다양성을 이해하고 지속인 산림생태계 관리에 기여할 수 있을 것으로 기대한다.

재료 및 방법

1. 조사 지역

본 연구는 강원도 평창군 가리왕산 및 중왕산의 동쪽

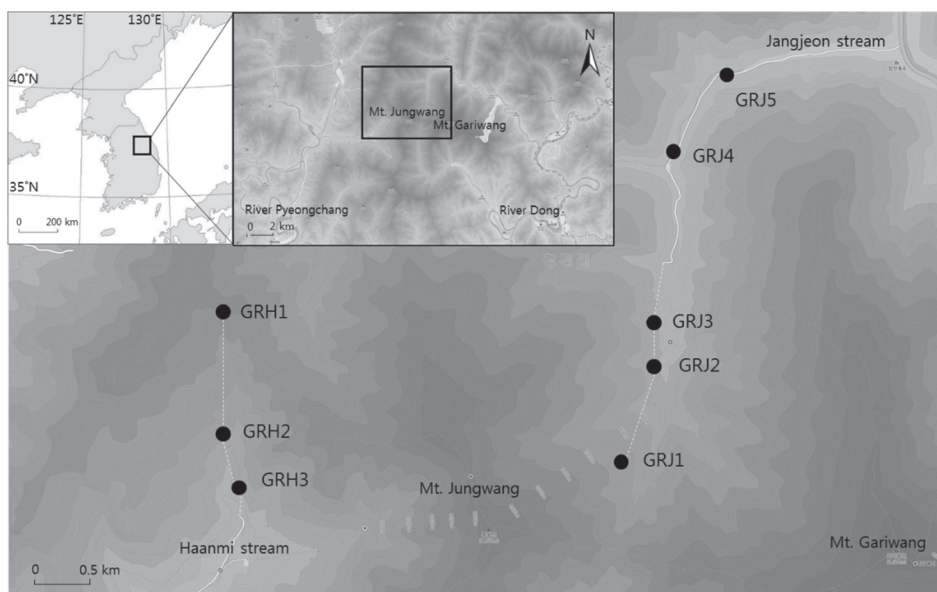


Fig. 1. Location of study sites.

사면에 위치한 장전리 계곡 일대(GRJ) 5개 지점(GRJ1-GRJ5)과 서쪽 사면에 위치한 하안미리 계곡 일대(GRH) 3개 지점(GRH1-GRH3)에서 조사를 수행하였다(Fig. 1). 각 사면은 4 km 가량의 거리를 두고 분리되어 있었다. 조사 지점은 산림 하천의 미소서식체의 차이를 반영하기 위해 0.5~1.5 km의 거리를 두고 선정하였다. 조사 지역 주변은 신갈나무, 고로쇠나무 등으로 이루어진 천연 활엽수림과 낙엽송 등 다양한 수종으로 이루어진 혼효림으로 울창한 군락이 형성되어 있다(Jung *et al.*, 2007; Lee *et al.*, 2015). 조사지는 숲이 우거지고 하폭이 좁으며 하천 내 하상 구성은 주로 호박돌 및 자갈 이상의 큰 입자의 비율이 높은 전형적인 산림 하천의 특징을 보였다.

2. 조사 방법

저서성 대형무척추동물은 서버넷(Surber net) (30×30 cm², 망목 크기 0.1 mm)을 이용하여 조사 지점 내에서 1~3 m의 간격으로 여울 지역에서 5회 반복 채집하였다. 조사는 결빙기인 겨울을 제외하고 봄, 여름, 가을에 수행되었다. 장전리 계곡(GRJ) 일대는 2011년 4월 20~21일, 7월 19일, 10월 21에 조사가 이루어졌고, 하안미리 계곡(GRH) 일대는 2012년 5월 11~12일, 7월 18일, 10월 18~19일에 조사가 진행되었다. 채집된 표본은 현장에서 90%의 에틸알코올에 보관하여 실험실까지 운반하였으며, 이후 70% 에틸알코올로 교체하였다(Bae *et al.*, 2016). 대부분의 저서성 대형무척추동물은 분류 가능한 최소단위(종 또는 속)까지 동정하였으며, 깔따구과 등 분류동정이 어려운 일부 분류군은 분류 가능한 수준까지 동정하였다(Brinkhurst and Jamieson, 1971; Quigley, 1977; Pennak, 1978; Brighnam *et al.*, 1982; Yoon, 1998; Merritt and Cummins, 2006). GRH1의 봄 자료는 자료의 균질성 때문에 분석에서 제외하였다.

저서성 대형무척추동물의 채집과 함께 각 조사 지점에서 환경 특성을 조사하였다. 하상 구조와 수리수문학적 요소, 이화학적 요소는 각각의 조사 지점에서 채집과 동시에 측정하였다. 하상 구조는 하상 구성 입자의 평균 지름에 따라 작은 자갈 이하($D < 8$ mm), 중간 크기 자갈($8 \leq D < 16$ mm), 거친 자갈($16 \leq D < 32$ mm), 매우 거친 자갈($32 \leq D < 64$ mm), 작은 호박돌($64 \leq D < 128$ mm), 큰 호박돌($128 \leq D < 256$ mm), 바위($D \geq 256$ mm)로 나누었다(Cummins and Lauff, 1969). 수리수문학적 요소 중 유속은 유속계(Swoffer Model[®] 2100)를 사용하여 측정하였으며, 수심과 하폭은 줄자를 이용하여 측정하였다. 이화학적 수질 인자는 다항목수질측정기(Orion[®] StarA223)를 이용하여 전기전도도, 용존산소, pH 등을 측정하였다. 고도와 토지 이

용도(피복도)는 ArcGIS (<http://www.esri.com>, 버전 10.1)을 이용하여 디지털지도에서 추출하였다. 토지 이용도는 30 m × 30 m 해상도의 토지 이용도를 이용하여 조사 지점을 중심으로 상류 방향으로 1 km에 해당하는 면적을 추출하여 토지 이용도를 산출하였다. 토지 이용 유형은 시가화 지역, 농업지역, 산림지역, 초지, 나지로 분류하였다.

3. 군집 분석

조사 지점 및 조사 시기에 따라 군집지수를 산출하였다. 군집지수는 종풍부도, 개체수, Shannon 다양도(Shannon and Weaver, 1949), 우점도를 계산하였다. 또한 군집의 시공간적인 다양성의 변화를 확인하기 위하여 상대적인 종 순위-우점도 곡선(Species-rank abundance curve)(Whittaker, 1965)을 구하였다. 이는 각 지점 또는 계절별로 각 종의 개체수를 계산한 후 최댓값을 1, 최솟값을 0으로 변환한 후, 상용 로그 값을 취하여 나타냈다.

전반적인 군집의 특성을 파악한 이후, 군집의 시공간적 특성을 분석하기 위하여 다변량분석법인 집괴분석(Cluster analysis, CA)과 비계량 다차원 척도법(Non-metric multidimensional scaling, NMDS)을 수행하였다(McCune and Grace, 2002). CA는 자료들 간에 Bray-Curtis 거리를 산출한 후 Ward 연결 방법을 이용하여 수행하였다. 또한 CA로 나누어진 그룹에서 특징적으로 관찰되는 종을 확인하기 위해 지표종 분석을 수행하였다. 여기서 지표종은 각 그룹에 특이적인 분포를 보이는 종으로 정의한다. 지표종 분석은 각 종의 상대적인 개체수와 상대 빈도를 곱한 수치인 지표값(IndVal)을 이용하여 수행하였다(Dufrene and Legendre, 1997; De Cáceres and Legendre, 2009; De Cáceres, 2013). 지표종 분석에서는 특정 지역 또는 그룹에서 서식하는 종을 나타내는 것으로 적은 개체수가 특정 지역 또는 그룹에서 출현하는 경우 대표성을 나타내는데 어려움이 있을 수 있다. 따라서 이 연구에서는 적은 개체수로 인한 왜곡을 방지하기 위하여 전체 개체수의 0.01% 이상 관찰된 종만을 사용하여 분석하였다.

CA에 사용된 동일한 자료를 NMDS에 적용하여 군집의 시공간적 변이를 분석하였다. 또한 시공간적 단위로 분류한 표본의 NMDS 좌표값과 군집지수 및 환경 인자 값들 사이의 상관관계를 계산하였다. 계산된 수치는 NMDS에 표기하여 군집구조와의 관계를 분석하였다. CA와 NMDS를 수행하기 전에 종별 개체수 변이를 줄이기 위하여 자연로그로 개체수를 변환하였으며, 로그 0의 불능을 피하기 위하여 개체수에 1을 더한 후 로그 변환하였다. CA와 NMDS는 R 프로그램(<https://www.r-project.org/>)의 vegan

Table 1. Environmental characteristics at each study site. Values indicated mean (standard error).

Category	Variable	Abbreviation	GRJ								GRH				Total
			GRJ1	GRJ2	GRJ3	GRJ4	GRJ5	Overall	GRH1	GRH2	GRH3	Overall			
Geography	Altitude (m)		922 (-)	735 (-)	732 (-)	692 (-)	709 (-)	758 (41.7)	1130 (-)	875 (-)	692 (-)	899.0 (98.4)	810.9 (54.9)		
	Urban land (%)		1.2 (-)	0.0 (-)	0.0 (-)	0.6 (-)	0.8 (-)	0.5 (0.2)	0.0 (-)	0.0 (-)	0.0 (-)	0.0 (0.0)	0.3 (0.2)		
Land use	Agriculture land (%)		0.0 (-)	5.5 (-)	10.0 (-)	0.8 (-)	1.8 (-)	3.6 (1.8)	0.0 (-)	0.0 (-)	0.0 (-)	0.0 (0.0)	2.3 (1.3)		
	Broadleaf forest land (%)		90.8 (-)	68.6 (-)	50.8 (-)	50.1 (-)	65.7 (-)	65.2 (7.4)	29.8 (-)	58 (-)	48.4 (-)	45.4 (6.4)	57.8 (6.3)		
	Coniferous forest land (%)		6.8 (-)	16.1 (-)	23.6 (-)	37.9 (-)	23.3 (-)	21.5 (5.1)	54.4 (-)	41.4 (-)	47.3 (-)	47.7 (2.9)	31.4 (5.8)		
	Mixed forest land (%)		0.0 (-)	7.7 (-)	10.1 (-)	3.4 (-)	5.6 (-)	5.4 (1.7)	3.1 (-)	0.6 (-)	4.3 (-)	2.7 (0.8)	4.4 (1.2)		
	Grassland (%)		1.2 (-)	1.5 (-)	4.3 (-)	4.5 (-)	0.0 (-)	2.3 (0.9)	12.8 (-)	0.0 (-)	0.0 (-)	4.3 (3.3)	3 (1.5)		
	Bare land (%)		0.0 (-)	0.7 (-)	1.2 (-)	2.6 (-)	2.9 (-)	1.5 (0.6)	0.0 (-)	0.0 (-)	0.0 (-)	0.0 (0.0)	0.9 (0.4)		
Substrate composition	Fine gravel (%)	F_gravel	2.3 (0.4)	3.1 (0.5)	2.8 (0.7)	2.3 (0.5)	2.3 (0.5)	2.6 (0.2)	7.2 (3.0)	3.6 (1.0)	1.2 (0.2)	3.6 (0.9)	2.9 (0.3)		
	Medium gravel (%)	M_gravel	4.8 (0.6)	5.9 (0.7)	5.6 (1.0)	3.7 (0.4)	3.7 (0.6)	4.7 (0.3)	13.3 (2.8)	6.5 (1.6)	3.0 (0.5)	6.8 (1.1)	5.4 (0.4)		
	Coarse gravel (%)	C_gravel	6.9 (1.0)	8.5 (1.0)	8.4 (2.1)	5.3 (0.6)	4.0 (0.6)	6.6 (0.6)	16.1 (2.5)	12.4 (3.6)	6.6 (0.9)	11.1 (1.6)	8.1 (0.7)		
	Very coarse gravel (%)	VC_gravel	10 (3.1)	12.1 (2.5)	7.1 (2.3)	6.0 (1.3)	4.7 (1.0)	8.0 (1.0)	12.2 (1.5)	12.3 (2.9)	10.6 (1.5)	11.6 (1.3)	9.2 (0.8)		
	Small cobble (%)	S_cobble	10.7 (4.9)	18.7 (4.7)	6.4 (1.9)	7.7 (2.1)	11.3 (2.9)	11 (1.6)	21.1 (2.5)	27.0 (5.4)	17.2 (3.6)	21.9 (2.6)	14.6 (1.5)		
	Large cobble (%)	L_cobble	22.7 (3.2)	24.3 (3.8)	20.4 (5.6)	28.7 (4.9)	31.0 (4.9)	25.5 (2)	26.1 (6.2)	17.9 (4.9)	38.6 (4.5)	27.7 (3.2)	26.2 (1.7)		
	Boulder (%)		42.7 (6.5)	27.3 (6.0)	45.7 (7.7)	46.3 (5.8)	41.0 (6.9)	40.5 (3)	3.9 (3.9)	20.4 (7.0)	22.9 (6.6)	17.3 (3.9)	32.8 (2.6)		
Hydrology	Water velocity (m S ⁻¹)		0.3 (0.1)	0.3 (0.1)	0.2 (0.1)	0.6 (0.1)	0.5 (0.1)	0.4 (0.0)	3.7 (1.7)	0.3 (0.0)	0.5 (0.1)	1.2 (0.5)	0.7 (0.2)		
	Water depth (cm)		12.4 (0.9)	22.1 (3.7)	18.2 (3.6)	22.0 (3.0)	20.4 (2)	19.3 (1.3)	6.3 (0.9)	18.9 (2.2)	14.7 (1.5)	14.2 (1.3)	17.2 (1.0)		
	River width (m)		4.7 (1.7)	6.3 (0.7)	10.3 (0.9)	11.8 (2.2)	11.9 (1.3)	9.0 (1.0)	0.4 (0.1)	2.6 (1.1)	3.8 (1.2)	2.5 (0.7)	6.8 (0.9)		
Physico-chemistry	Dissolved oxygen (mg L ⁻¹)	DO	5.9 (0.6)	6.1 (1.5)	6.1 (1.5)	5.5 (1.5)	5.6 (1.4)	6.0 (0.5)	9.2 (0.5)	8.1 (1.5)	8.7 (1.9)	8.6 (0.8)	7.1 (0.5)		
	Electric conductivity (µS cm ⁻¹)	EC	53.6 (2.1)	81.0 (26.1)	82.8 (27.2)	84.6 (28.0)	86.8 (28.8)	123 (49.1)	30.2 (0.2)	288.8 (0.4)	27.6 (1.8)	28.7 (0.7)	88.7 (32.4)		
	pH		7.4 (0.4)	6.9 (0.1)	7.0 (0.3)	6.8 (0.0)	7.5 (0.6)	7.1 (0.2)	7.4 (0.3)	7.2 (0.1)	6.1 (0.8)	6.8 (0.4)	7.0 (0.2)		

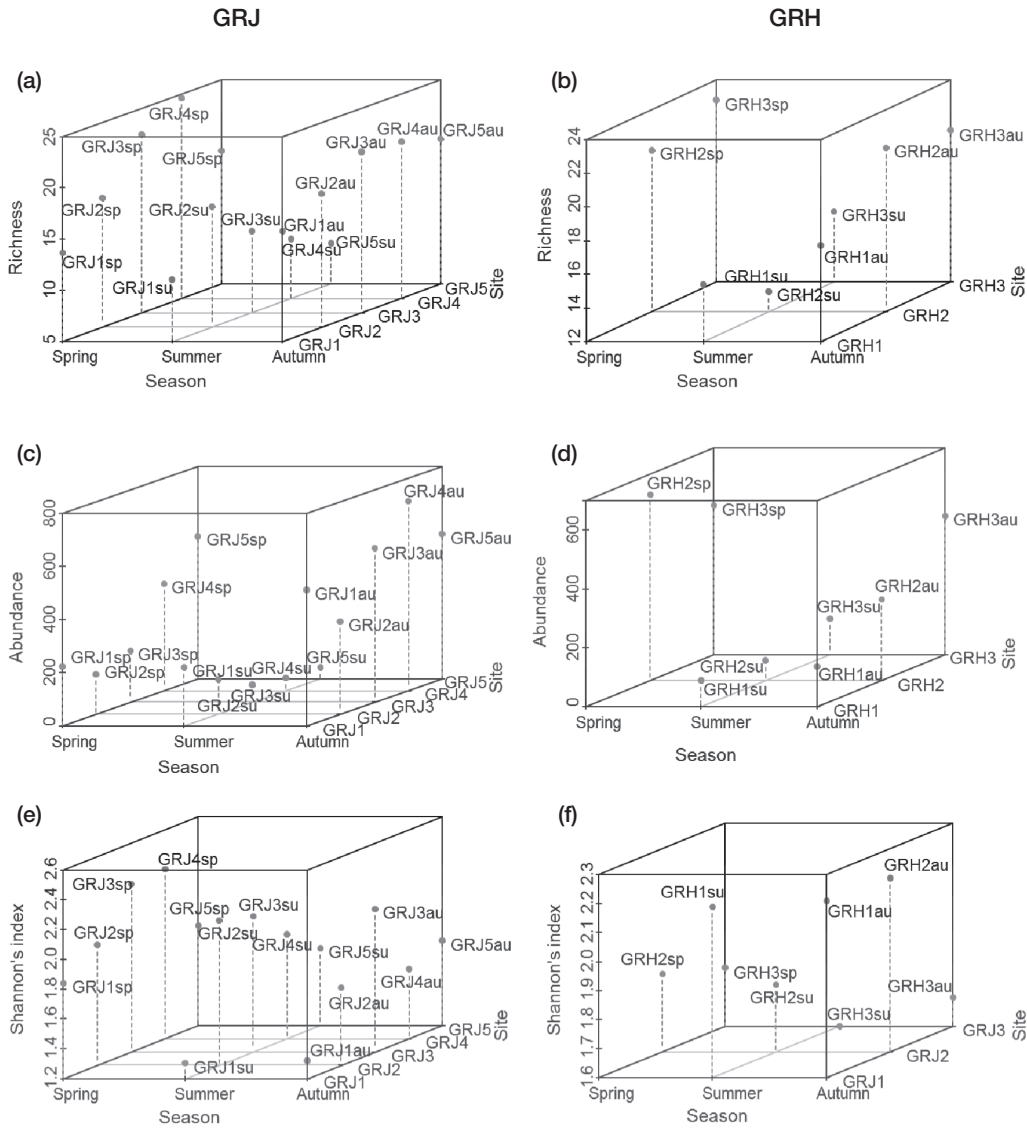


Fig. 2. Differences of abundance (a, c), species richness (b, d), and Shannon diversity index (e, f) at each study site in three different seasons. The left column is for GRJ and the right one is for GRH. Values are mean of samples.

패키지(Oksanen *et al.*, 2017)를 이용하여 분석하였고, 지표종 분석은 R 프로그램의 indicpecies 패키지(De Cáceres, 2013)를 이용하였다.

결 과

1. 서식지 환경 특성

모든 조사 지점에서 주변 토지 이용의 84% 이상이 산림 지역으로 이루어져 있었으며, 이화학적 환경은 조사 지점 및 계절에 따라 차이를 보였다(Table 1). 하상 구성은 입자

크기가 32 mm 이상의 상대적으로 큰 입자가 전체의 50% 이상을 차지하였다. 특히 GRJ 지역의 경우 128 mm 이상의 입자가 하상 구성의 70% 이상을 차지했다. 유속과 수심은 여름에 높은 값을 보였다. 유속은 GRJ 지역은 가을에는 지점 간에 두드러진 차이가 없었으나 봄과 여름에 하류 지점이 상류보다 높은 값을 보였다. GRH는 GRJ보다 조사 지점들 간의 유속의 차이가 적었다. 수심은 GRJ에서는 지점 간의 두드러지는 차이는 없었으나 GRH에서는 GRH1이 다른 지점보다 수심이 낮았다. 하폭은 하류로 갈수록 증가하는 경향을 보였다. GRH1은 여름에 5.4 cm로 가장 낮은 값을 나타내었고 GRJ4의 여름에 36.0 cm로 가장 높은 값

Table 2. Dominant species at each study site at three different seasons. Abundance and proportion were average of samples.

		Number of samples	Dominant species			Second dominant species		
			Species	Abundance	Proportion	Species	Abundance	Proportion
GRJ1	Spring	5	<i>Gammarus</i> sp.	73.2	0.33	<i>Cinygmula</i> sp. 1	42.6	0.19
	Summer	5	<i>Gammarus</i> sp.	125.4	0.57	<i>Cinygmula</i> sp. 1	52.8	0.24
	Autumn	5	<i>Gammarus</i> sp.	333.8	0.65	<i>Sweltsa</i> sp. 1	41.8	0.08
	Total	15	<i>Gammarus</i> sp.	2662	0.56	<i>Cinygmula</i> sp. 1	667	0.14
GRJ2	Spring	5	<i>Cinygmula</i> sp. 1	55.2	0.37	<i>Gammarus</i> sp.	24.4	0.16
	Summer	5	<i>Gammarus</i> sp.	34.2	0.26	<i>Cinygmula</i> sp. 1	24.6	0.19
	Autumn	5	<i>Gammarus</i> sp.	165.4	0.47	Chironomidae spp.	75.4	0.22
	Total	15	<i>Gammarus</i> sp.	1120	0.36	<i>Cinygmula</i> sp. 1	474	0.15
GRJ3	Spring	5	<i>Epeorus curvatus</i>	50.6	0.26	<i>Cinygmula</i> sp. 1	19.2	0.10
	Summer	5	<i>Baetis silvaticus</i>	16.2	0.24	<i>Ecdyonurus kibunensis</i>	11.0	0.16
	Autumn	4	Chironomidae spp.	134.3	0.23	<i>Sweltsa</i> sp. 1	91.8	0.16
	Total	14	Chironomidae spp.	537	0.15	<i>Sweltsa</i> sp. 1	367	0.10
GRJ4	Spring	5	<i>Epeorus curvatus</i>	70.6	0.18	<i>Cinygmula</i> sp. 1	67.6	0.17
	Summer	5	<i>Epeorus curvatus</i>	9.6	0.20	<i>Baetis silvaticus</i>	9.0	0.19
	Autumn	5	Chironomidae spp.	343.0	0.48	<i>Sweltsa</i> sp. 1	75.2	0.11
	Total	15	Chironomidae spp.	1715	0.29	<i>Cinygmula</i> sp. 1	453	0.08
GRJ5	Spring	5	<i>Epeorus curvatus</i>	296.6	0.55	<i>Cinygmula</i> sp. 1	44.0	0.08
	Summer	5	<i>Sweltsa nikkoensis</i>	9.2	0.22	<i>Epeorus curvatus</i>	8.0	0.20
	Autumn	5	Chironomidae spp.	243.2	0.45	<i>Acentrella sibirica</i>	68.0	0.12
	Total	15	<i>Epeorus curvatus</i>	1536	0.27	Chironomidae spp.	1216	0.22
Overall		74	Chironomidae spp.	52.9	0.17	<i>Gammarus</i> sp.	51.2	0.16
GRH1	Summer	5	Chironomidae spp.	27.2	0.30	<i>Sweltsa nikkoensis</i>	8.6	0.10
	Autumn	4	Chironomidae spp.	31.6	0.23	<i>Ecdyonurus kibunensis</i>	19.4	0.14
	Total	9	Chironomidae spp.	294	0.30	<i>Ecdyonurus kibunensis</i>	97	0.10
GRH2	Spring	5	<i>Epeorus curvatus</i>	204.0	0.32	Chironomidae spp.	129.2	0.20
	Summer	5	Chironomidae spp.	29.2	0.44	<i>Sweltsa nikkoensis</i>	9.4	0.14
	Autumn	4	Chironomidae spp.	80.5	0.29	<i>Ecdyonurus kibunensis</i>	56.8	0.21
	Total	14	Chironomidae spp.	1114	0.24	<i>Epeorus curvatus</i>	1042	0.23
GRH3	Spring	5	Chironomidae spp.	247.0	0.49	<i>Epeorus curvatus</i>	74.8	0.15
	Summer	5	Chironomidae spp.	74.6	0.62	<i>Baetis silvaticus</i>	5.6	0.05
	Autumn	4	Chironomidae spp.	273.0	0.58	<i>Rhopalopsola mahunkai</i>	60.5	0.13
	Total	14	Chironomidae spp.	2700	0.54	<i>Epeorus curvatus</i>	396	0.08
Overall		37	Chironomidae spp.	111.0	0.39	<i>Epeorus curvatus</i>	38.9	0.14

을 보였다. GRJ 지점에서는 봄에 가장 높은 용존산소량을 보였으나 GRH 지점에서는 봄에 가장 낮은 값을 보였다. GRH3의 가을에는 용존산소량이 11.4 mg L⁻¹으로 나타나 가장 높은 값을 기록하였다. 전기전도도는 대부분 90 μS cm⁻¹ 이하로 전반적으로 낮았으며 GRJ에서는 여름이 다른 계절에 비해 높은 값을 보였으나 GRH에서는 큰 차이가 없었다.

2. 저서성 대형무척추동물 군집 특성

조사 기간 동안 총 3문 5강 13목 51과 114분류군에 속

하는 33,613개체가 채집되었다. 동쪽 사면에 위치한 GRJ는 4강 11목 43과 94분류군, 23,001개체, 서쪽 사면에 위치한 GRH는 3문 5강 10목 41과 78분류군, 10,612개체가 채집되었다.

전반적으로 종수와 개체수는 봄에 비해 여름에 감소한 후 가을에 높은 경향을 보였다(Fig. 2). 각 사면의 최상류 지점(GRJ1, GRH1)은 다른 지점들에 비해 종풍부도 및 개체수가 낮았으며, 계절적 변이도 적었다. GRJ 지점에서는 봄과 가을에는 상류 지점보다 하류 지점에서 종풍부도, 개체수, 다양도 지수가 높았지만 여름에는 반대 경향이 나타났다. GRH는 최상류 지점에서 종풍부도와 개체수는 낮았

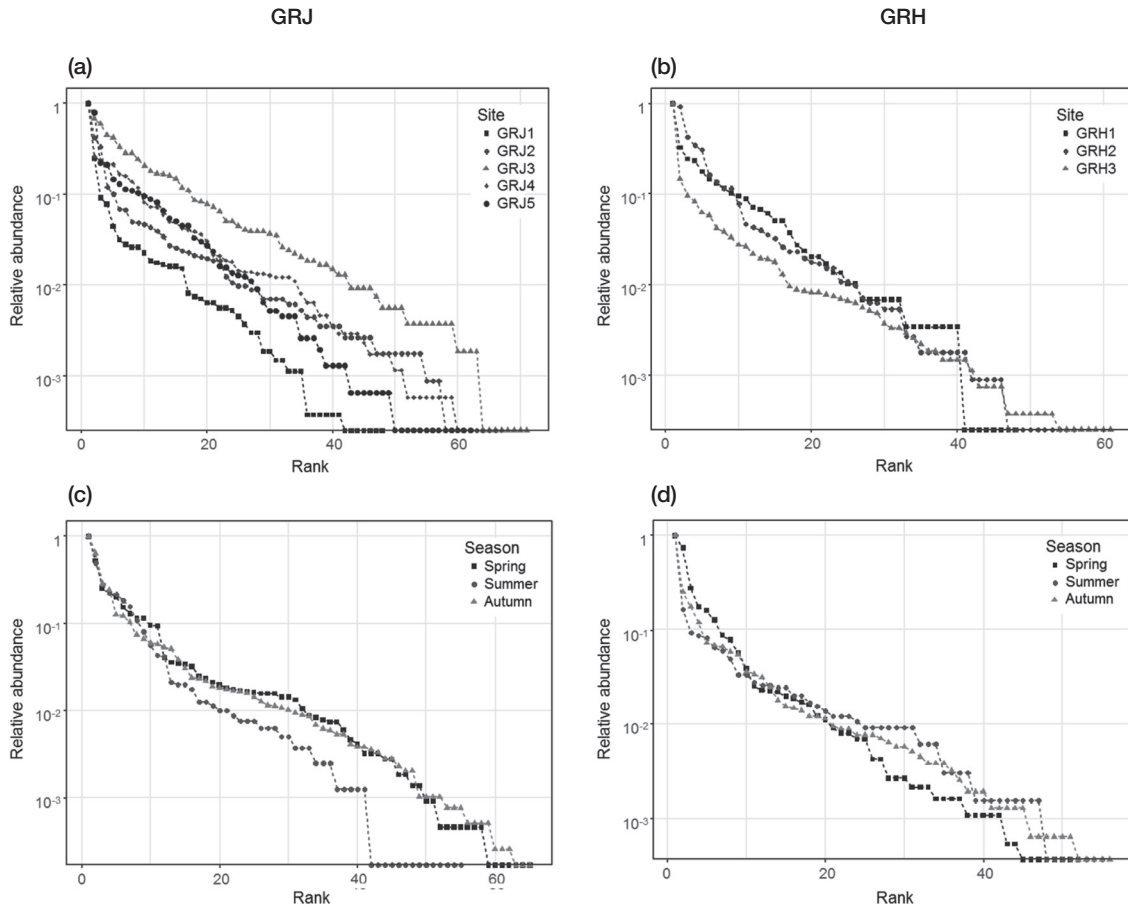


Fig. 3. Rank species abundance. (a) sites at GRJ, (b) sites at GRH, (c) seasons at GRJ, and (d) seasons at GRH.

지만 다양도 지수는 높았다.

조사 지점과 계절에 따른 우점종을 조사한 결과, 총 10 종이 제 1우점종 또는 제 2우점종으로 확인되었다(Table 2). 조사 전체에서는 갈따구류가 23.9% (8,024개체)로 가장 높은 비율을 차지하였고, 이후 흰부채하루살이 11.6% (3,886개체), 옆새우류 11.4% (3,842개체) 순으로 우점하였다. GRJ에서는 옆새우류가 가장 우점하였으며, 특히 최상류 두 지점에서 두드러졌다. GRH에서는 갈따구류가 가장 우점하였으며, 속 이하 수준에서는 흰부채하루살이가 가장 우점하였다. 갈따구류는 GRH2 지점의 봄 조사를 제외한 GRH의 모든 조사지점에서 가장 우점하였다. 반면, 흰부채하루살이는 GRH2와 GRH3의 봄 조사에서만 각각 최우점종과 아우점종으로 조사되었다.

조사 지점 또는 계절 단위로 각 종의 상대적인 개체수 중 순위-우점도 곡선으로 나타낸 결과를 나타내었다(Fig. 3). GRJ에서는 GRJ3 지점에서 종풍부도가 높은 값을 보일 뿐만 아니라 균등하게 분포하였다. 또한 최상류 지점

인 GRJ1에서부터 GRJ3까지는 점차 종풍부도와 균등도가 증가하다가 GRJ4와 GRJ5 지점에서는 다시 감소하였다. GRH에서는 GRH3에서 우점도가 가장 높았다. 계절별로 GRJ에서는 여름철이 가장 낮은 종풍부도를 보였으며, 균등도 또한 낮게 나타났으나 GRH에서는 계절적인 차이가 크지 않았다.

3. 시공간적 차이에 따른 군집 구성 변화

CA 분석 결과 저서성 대형무척추동물의 군집 유사도에 따라 총 6개의 그룹으로 나뉘었다(Fig. 4). 또한 두 하천 간 조사 시기별 군집 구성의 차이가 컸다. 예를 들어, GRJ의 경우 모든 조사 표본들이 그룹 1, 4, 5, 6에 포함되었으며 GRH의 경우 모든 조사 표본들이 그룹 2, 3에 포함되었다. 또한 GRJ의 가을 표본들은 모두 그룹 1에 포함되었으며, GRJ의 봄 표본은 그룹 5, 6에 포함되었다.

각 그룹별 지표종을 분석한 결과 총 15종이 선정되었다

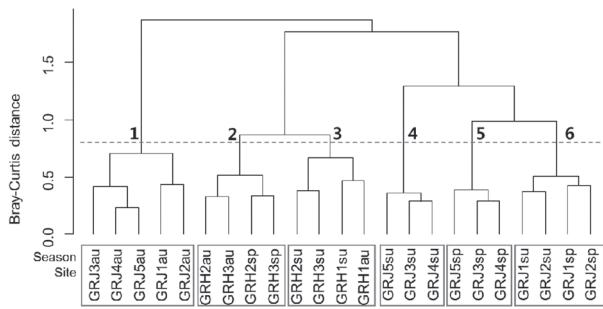


Fig. 4. A dendrogram of hierarchical cluster analysis based the similarities of macroinvertebrates. The first four alphabets and number in sample names indicate study sites, and last two alphabets present sampling seasons (sp: spring, su: summer, and au: autumn) (e.g. GRJ3au: Samples at GRJ3 in autumn).

(Table 3). 그룹 2가 6종으로 가장 많은 지표종이 선정되었고 그룹 1에서 5종, 그룹 5에서 3종, 그룹 3에서 1종이 각각 선정되었으며 그룹 4, 6의 경우 지표종이 선정되지 않았다. 또한, 그룹 2에 톱토기류를 제외하고 지표종으로 선정된 모든 종이 수질이 양호한 상태를 반영하는 하루살이, 강도래, 날도래류에서 선정되었다.

4. 군집 구성과 서식지 환경의 관계

조사 지역 및 계절에 따른 저서성 대형무척추동물의 군집 구성을 NMDS로 분석한 결과, CA 분석에서 결정된 6개 그룹이 잘 반영되어 있었다(Fig. 5). 축 1을 중심으로 그룹 1은 왼쪽, 그룹 4는 오른쪽에 위치하였으며 그룹 5와 6은 아래쪽, 그룹 2와 3은 위쪽에 위치하여 그룹 간 서로 군집 구성에 차이가 뚜렷하였다.

군집지수 중 개체수 ($r^2=0.486, p<0.01$), 우점도 ($r^2=0.168, p=0.138$), 종수 ($r^2=0.218, p=0.09$)의 경우 NMDS 1축을 중심으로 왼쪽에 위치한 지점들(그룹 1)에서 높은 값을 보였다(Fig. 5b). 환경 인자와 NMDS축 간의 관계를 보면 주로 GRH의 표본들이 포함되어 있는 NMDS 2축 위쪽으로 갈수록 침엽수림 ($r^2=0.7107, p<0.01$)이 상대적으로 높은 비율을 보였다. 주로 GRJ의 표본들이 포함되어 있는 NMDS 2축 아래쪽의 경우 활엽수림 ($r^2=0.5838, p<0.01$)이 상대적으로 높은 비율을 보였다(Fig. 5d). 하상 구성의 경우 NMDS 2축을 기준으로 아래쪽에 위치한 조사 지점들에서 256 mm 이상인 바위 ($r^2=0.3615, p=0.011$)의 비율이 높은 것으로 나타났다(Fig. 5e). 유속 ($r^2=0.379, p=0.003$)과 하폭 ($r^2=0.288, p=0.036$), 전기전도도 ($r^2=0.348, p=0.014$), pH ($r^2=0.280, p=0.012$)의 경우 NMDS

Table 3. Indicator species in each group defined from a hierarchical cluster analysis.

Group	Order	Species	[IndVal]	p value
1	Ephemeroptera	<i>Baetis fuscatus</i>	0.640	0.001
	Plecoptera	<i>Sweltsa</i> sp. 1	0.913	0.001
	Plecoptera	<i>Leuctra fusca</i>	0.577	0.001
	Plecoptera	<i>Taenionema</i> sp. 1	0.500	0.002
	Plecoptera	<i>Taenionema</i> sp. 2	0.456	0.001
2	Collembola	Collembola spp.	0.695	0.001
	Ephemeroptera	<i>Ephemera separigata</i>	0.509	0.004
	Ephemeroptera	<i>Cinygmula grandifolia</i>	0.482	0.004
	Trichoptera	<i>Psilotreta kisoensis</i>	0.699	0.001
	Trichoptera	<i>Apsilochorema</i> sp. 1	0.603	0.001
3	Trichoptera	<i>Rhyacophila clemens</i>	0.440	0.035
	Trichoptera	<i>Rhyacophila shikotsuensis</i>	0.452	0.004
5	Ephemeroptera	<i>Serratella setigera</i>	0.876	0.001
	Ephemeroptera	<i>Acentrella gnom</i>	0.400	0.035
	Plecoptera	<i>Capnia</i> sp. 1	0.825	0.001

1축 오른쪽에 위치한 지점들(그룹 4)에서 높은 값을 보였다(Fig. 5f).

고 찰

본 연구는 지리적으로 인접한 두 산림 하천에서 저서성 대형무척추동물 군집의 시공간적 변이를 분석하였다. 조사 지역은 가리왕산과 중왕산 내 국유림에 있으면서 일반인의 출입이 제한되고 인위적 교란이 적은 산림하천으로, 지리적으로 서로 인접해 있지만 동쪽 사면(장전계곡)과 서쪽 사면(하안미리 계곡)로 분리되어 있었다. 본 연구는 이러한 지리적, 지형적 특성 및 미소 서식지 환경의 차이에 따라 산림 하천의 저서성 대형무척추동물 군집 구성이 매우 상이함을 제시하였다. 동일 하천 내에서는 공간적인 변이보다는 계절적인 변이가 보다 더 컸으며, 상류에서 하류로 흐름에 따라 군집 구조가 달라졌다. 이러한 연구 결과는 이전의 다른 연구와도 일치한다. Choi *et al.* (2015)은 같은 유역에 위치하더라도 인접한 하천 간에 매우 상이한 물리적 환경을 보임을 보고하였으며, Kobayashi and Kagaya (2002)는 미소서식지의 환경에 따라 이용 가능한 유기물의 종류가 다르므로 인접한 거리에서도 저서성 대형무척추동물의 군집 구성이 상이함을 밝혔다. Bae *et al.* (2016)은 상류 하천 내에서 가까운 거리에서도 저서성 대형 무척추동물의 분포가 다름을 확인하였으며, 이는 각 지점의 물리적인 차이뿐만 아니라 수피도나 낙엽과 같은 계절적 차이 또한 복합적으로 작용한 결과라고 하였다. 인접한 두

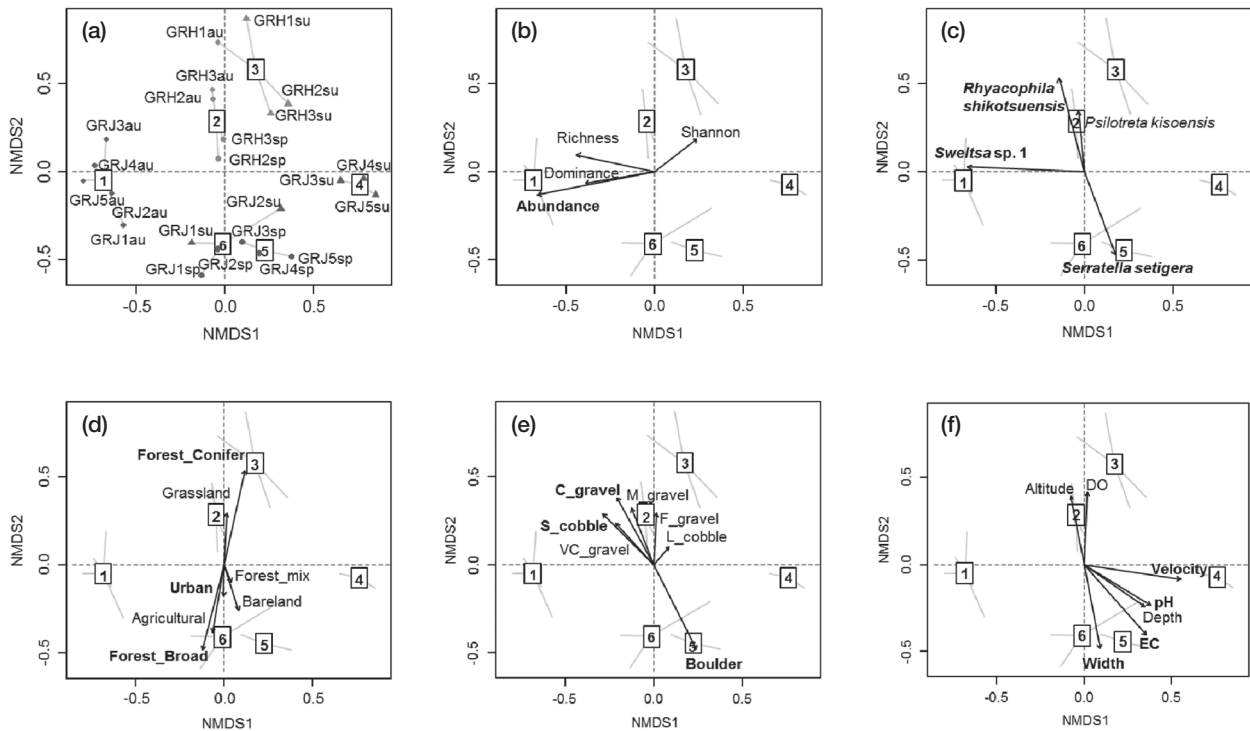


Fig. 5. (a) NMDS ordination based on the similarities of benthic macroinvertebrate communities at each study site in three different seasons. Biplots were presented on NMDS with community indices (b), indicators species of groups defined in a hierarchical cluster analysis (c), land use types (d), substrate composition (e), and other environmental variables (f). Sample names are given in Fig. 4. Bold letters on the ordination in (b)-(f) present factors whose p value is less than 0.05. The stress value of the first two axes in the NMDS was 0.166.

하천에서 저서성 대형무척추동물 군집의 차이는 이러한 서식지 환경의 차이 이외에도 지리적 단절 또한 종 분포에 중요한 요소가 된다(Brederveld *et al.*, 2011). 조사 지역이 직선 거리로는 가까우나 하천이 산으로 가로막혀 있으면 종들의 이동 및 분산에 한계가 있어 군집 구조의 차이가 심화될 수 있다. 상류 하천은 대부분 산림으로 둘러싸여 있으므로 인간에 의한 교란이 적어 강수량 등의 자연적인 교란이 주된 환경의 차이를 낳으므로 지역적인 차이가 적다(Ricklefs and Schluter, 1994; Bae *et al.*, 2016).

저서성 대형무척추동물의 분포는 서식지 및 주변의 다양한 환경인자에 의해 영향을 받는다. 이는 토지이용방식(Miserendino and Masi, 2010), 토양의 유형(McConigley *et al.*, 2017), 수변식생(Oruta *et al.*, 2017), 부착조류 등 먹이의 이용 가능성(Heino, 2008), 수질(Nicola *et al.*, 2010) 등의 다양한 규모의 서식지 환경(Li *et al.*, 2009, 2012)과 생물 간의 상호작용(Wallace and Webster, 1996)이 복합적으로 작용한 결과이다. 특히, 저서성 대형무척추동물은 분류군에 따라 인, 질소 등 영양염류에 대한 민감도가 달라 영양염류의 농도 차이가 중요한 영향을 미친다(Evans-White

et al., 2005). 본 연구 지역은 대부분 숲으로 둘러싸인 지역으로 토지피복 구성의 차이가 작고, 외부의 인위적 교란이 적어서 계절적 환경요인이 저서성 대형무척추동물 군집에 영향을 미친 것으로 보인다.

조사 지역의 특성에 따라 우점종이 달랐다. 동쪽 사면에 위치한 GRJ의 상류에서는 옆새우가 가장 우점하였고, GRJ 하류 지점과 GRH 지점에서는 주로 깔따구과가 우점하였는데, 과(family) 이하의 종 또는 속 수준에서는 대부분 하루살이목에 속하는 종들이 우점하였다. 옆새우는 오염에 민감하고 교란이 적은 환경에서는 풍부하게 존재하여 생물모니터링의 대상으로 사용되고 있다(Gerhardt *et al.*, 2011). 옆새우는 하천 주변으로부터 유입되는 낙엽을 섭식하여 에너지를 얻는다. 낙엽은 산림하천과 같이 나무 등으로 하천에 햇빛이 유지되지 못하여 광합성을 하는 1차 생산자가 제한된 환경에서 중요한 에너지원으로, 안정적인 수생태계를 유지하는 데에 중요하다. 따라서 산림하천의 옆새우는 산림생태계에서 유기물의 순환 및 에너지 순환에 핵심적인 역할을 하며 담수생태계 먹이사슬의 중간 소비자로서 중요한 기능을 한다(MacNeil *et al.*, 1997;

Gerhardt *et al.*, 2011).

조사된 표본은 저서성 대형무척추동물 군집의 시간적, 공간적 특성에 따라 6개 그룹으로 나누어졌다. 각 그룹의 군집지수는 여름철에 개체수와 종수가 적고 균등도는 높은 경향을 보였다. 우리나라의 기후는 여름철 집중호우로 하천에서 유량이 크게 증가하는 특성을 보인다. 유량의 급격한 증가는 하상 구성을 바꾸고 수변 식생을 감소시키며 저서성 대형무척추동물의 표류(drift)를 증가시키는 등 서식지 환경과 군집 모두에 변화를 일으킨다(Lake, 2000; Gordon *et al.*, 2004). 이러한 교란은 기존에 우점하던 종의 밀도를 줄여 다른 종이 서식할 기회를 만들어 준다(Huston, 1994; McCabe and Gotelli, 2000).

NMDS 분석을 통해 저서성 대형무척추동물의 시공간 변이를 분석한 결과 서식지 주변의 토지피복도 특성, 특히 숲의 구성이 중요한 영향을 미쳤다. GRJ와 GRH는 주로 숲에 둘러싸여 있었으며, GRJ 지점은 활엽수림, GRH 지점은 침엽수림이 우세하였다. 또한 GRJ 지점의 상류에서는 대부분 숲으로 덮여 있으나, GRJ3 하류에서는 수변부 수피도가 감소하고 주거지, 농경지 등이 부분적으로 증가하여 수변부 식생의 차이가 있었다. 산림 하천은 높은 수피도에 따라 햇빛에 의한 일차 생산량이 적고 주로 외부에서 유입되는 유기물에 의존한다. 숲의 성질은 하천으로 유입되는 낙엽의 성질을 좌우하며, 낙엽의 종류는 이를 먹이와 서식지로 이용하는 종의 구성에 영향을 미친다(Vannote *et al.*, 1980). 예로서, 침엽수는 활엽수보다 영양 섭취의 효율성이 떨어지지만(Hisabae *et al.*, 2011) 분해가 느리므로 오랫동안 안정된 먹이원으로서 기능한다(Sakai *et al.*, 2013, 2016).

CA 결과에서 나누어진 6개 그룹 중 그룹 1에서는 녹색강도래 *sp.* 1, 개똥하루살이 등 5종, 그룹 2에서는 바수염날도래를 포함한 6종, 그룹 3에서는 민무늬물날도래, 그룹 5에서는 범꼬리하루살이 등 3종이 지표종으로 선정되었다. 그 중 지표값(IndVal)이 각 그룹별로 가장 높게 나타난 녹색강도래 *sp.* 1, 바수염날도래, 민무늬물날도래, 범꼬리하루살이는 모두 유속이 빠르고 큰 하상 입자가 있는 서식 환경을 선호하는 것으로 알려져 있다. 지표종 분석은 개체수와 빈도수가 복합적으로 작용하여 결정되며, 한 그룹에서 지표종이 많이 관찰되는 것은 다른 군집과 군집 구조가 상이하다는 의미로 해석될 수 있다(Nam *et al.*, 2018). 그룹 1번과 2번에는 각각 5종과 6종의 지표종이 채택되었다. 이는 3종이 관찰된 그룹 5번을 비롯하여 민무늬날도래만이 확인된 그룹 3번, 지표종이 나타나지 않은 그룹 4번과 6번에 비해 그룹 1번과 2번에서 독특한 군집 구성을 보임을 의미한다.

NMDS 분석상에서 대부분의 지표종은 각각이 대표하는 그룹에서 유의한 분포를 보였으나 민무늬물날도래는 그룹 3의 지표종임에도 불구하고 다소 왜곡되어 나타났다. 민무늬물날도래는 전체 조사에서 비교적 적은 44개체가 관찰되었고, NMDS상 왼쪽에 위치한 GRJ3의 가을 조사 표본에서 13개체가 관찰되어 왜곡이 나타난 것으로 보인다. 생물의 분포는 공간적, 시간적, 환경적인 요소의 복합적인 결과이므로 단일 메트릭으로는 복합적인 맥락을 모두 반영하는 데에 한계가 있다(Lasne *et al.*, 2007; De Cáceres *et al.*, 2008, 2010). 군집 유사성을 통한 그룹 짓기 방법은 군집 구조의 전반적인 차이는 확인할 수 있으나 각 지점의 독특하지만 작은 차이를 포착하기 어렵다. 지표값을 이용한 지표종 분석은 해당 그룹에 속한 지점의 수와 개체수에 영향을 받는다(Dufrene and Legendre, 1997). 해당 종의 특징뿐만 아니라 그룹의 조합과 크기에 따라라도 지표값이 좌우되므로 지표종 채택 여부 또한 달라진다. 따라서 이러한 방법으로 지표종을 분석하는 경우 이를 해석하고 활용하는데 주의가 필요하다.

결론

본 연구에서는 강원도 가리왕산과 중왕산에 위치한 두 하천의 저서성 대형무척추동물 군집의 공간적, 시간적 차이를 분석하고 서식지 환경이 군집 구조에 미치는 영향을 연구하였다. 연구 결과, 두 하천의 저서성 대형무척추동물의 군집 구조의 명확한 차이를 밝혔다. 같은 조사 지역 내에서는 공간적인 차이보다는 계절적인 영향이 더 컸으며 특히 여름철이 다른 계절과 군집지수의 차이가 두드러졌다. 각 조사지점은 지리적인 위치(동사면, 서사면) 뿐만 아니라 상류에서 하류로의 흐름에 따라라도 우점종이 변하였다. 또한 군집 유사성을 바탕으로 분류한 그룹의 지표종은 같은 조사지점에서도 계절에 따라 변화하였다. NMDS를 통해 토지 피복 중 숲의 비율과 하상 중 큰 돌(>256 mm)의 비율, 유속이 중요한 요소로 나타나 조사 지점 간에는 군집 구조뿐만 아니라 다양한 규모의 서식지 환경 또한 차이가 있음을 밝혔다. 이러한 결과는 산림 하천의 생물다양성 유지, 하천 관리 계획 수립, 산림 생태계 관리 등을 위한 기초 자료로 중요하게 사용될 수 있을 것이다.

사 사

본 연구는 한국연구재단의 지원을 받아 중견연구지원사

업(NRF-2016R1A2B4011801) 및 국립산림과학원의 지원을 받아 수행되었습니다.

REFERENCES

- Bae, M.J. and Y.S. Park. 2009. Changes in benthic macroinvertebrate communities in response to natural disturbances in a stream. *Journal of Ecology and Environment* **32**(3): 197-206.
- Bae, M.J., J.H. Chun, T.S. Chon and Y.S. Park. 2016. Spatio-temporal variability in benthic macroinvertebrate communities in headwater streams in South Korea. *Water* **8**(3): 99.
- Brederveld, R.J., S.C. Jähnig, A.W. Lorenz, S. Brunzel and M.B. Soons. 2011. Dispersal as a limiting factor in the colonization of restored mountain streams by plants and macroinvertebrates. *Journal of Applied Ecology* **48**(5): 1241-1250.
- Brighnam, A.R., W.U. Brighnam and A. Gnika (Eds.). 1982. Aquatic Insects and Oligochaetes of North and South Carolina. Midwest Aquatic Enterprise, Mahomet.
- Brinkhurst, R.O. and B.G.M. Jamieson. 1971. Aquatic Oligochaeta of the World. University of Toronto Press, Toronto.
- Choi, B., S.U. Choi and H. Kang. 2015. Transferability of monitoring data from neighboring streams in a physical habitat simulation. *Water* **7**(8): 4537-4551.
- Chung, N., M.J. Bae, F. Li, Y.S. Kwon, T.S. Kwon, J.S. Kim and Y.S. Park. 2012. Habitat characteristics and trophic structure of benthic macroinvertebrates in a forested headwater stream. *Journal of Asia-Pacific Entomology* **15**(3): 495-505.
- Cummins, K.W. and G.H. Lauff. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia* **34**(2): 145-181.
- De Cáceres, M., X. Font and F. Oliva. 2008. Assessing species diagnostic value in large data sets: A comparison between phi-coefficient and Ochiai index. *Journal of Vegetation Science* **19**(6): 779-788.
- De Cáceres, M.D. and P. Legendre. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* **90**(12): 3566-3574.
- De Cáceres, M., P. Legendre and M. Moretti. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* **119**(10): 1674-1684.
- De Cáceres, M. 2013. How to use the indicpecies package (ver. 1.7.1). <http://cran.r-project.org/web/packages/indicpecies/vignettes/>
- Dufrêne, M. and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**(3): 345-366.
- Evans-white, M.A., R.S. Stelzer and G.A. Lamberti. 2005. Taxonomic and regional patterns in benthic macroinvertebrate elemental composition in streams. *Freshwater Biology* **50**(11): 1786-1799.
- Gerhardt, A., M. Bloor and C.L. Mills. 2011. Gammarus: important taxon in freshwater and marine changing environments. *International Journal of Zoology* **2011**:524276.
- Gordon, N.D., T.A. McMahon and B.L. Finlayson. 2004. Stream hydrology: an introduction for ecologists. John Wiley and Sons, West Sussex.
- Heino, J., T. Muotka, R. Paavola, H. Hämäläinen and E. Koskenniemi. 2002. Correspondence between regional delineations and spatial patterns in macroinvertebrate assemblages of boreal headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society* **21**(3): 397-413.
- Heino, J. 2008. Patterns of functional biodiversity and function-environment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnology and Oceanography* **53**(4): 1446-1455.
- Hisabae, M., S. Sone and M. Inoue. 2011. Breakdown and macroinvertebrate colonization of needle and leaf litter in conifer plantation streams in Shikoku, southwestern Japan. *Journal of Forest Research* **16**(2): 108-115.
- Huston, M.A. and M.A. Huston. 1994. Biological diversity: the coexistence of species. Cambridge University Press, Melbourne.
- Jung, M.H., D. Lee and T. Um. 2007. Differences of Nutrient Input by Throughfall, Stemflow and Litterfall between Deciduous Forest and *Larix kaempferi* Plantation in Mt. Joonwang, Kangwon-do. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* **40**(2): 136-144.
- Kang, H., M.J. Bae and Y.S. Park. 2016. Ecotoxicological Studies Using Aquatic Oligochaetes: Review. *Korean Journal of Ecology and Environment* **49**(4): 355-361.
- Kang, H., M.J. Bae and Y.S. Park. 2017. Behavioral Response of *Tubifex tubifex* to Changes of Water Temperature and Substrate Composition. *Korean Journal of Ecology and Environment* **50**(3): 355-361.
- Kim, D.H., T.S. Chon, G.S. Kwak, S.B. Lee and Y.S. Park. 2016. Effects of Land Use Types on Community Structure Patterns of Benthic Macroinvertebrates in Streams of Urban Areas in the South of the Korea Peninsula. *Water* **8**(5): 187.
- Kobayashi, S. and T. Kagaya. 2002. Differences in litter characteristics and macroinvertebrate assemblages between litter patches in pools and riffles in a headwater stream. *Limnology* **3**(1): 37-42.
- Kwak, I.S., D.S. Lee, C. Hong and Y.S. Park. 2018. Distribution Patterns of Benthic Macroinvertebrates in Streams of Korea. *Korean Journal of Ecology and Environment* **51**(1): 60-70.
- Lake, P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* **19**(4): 573-592.
- Lasne, E., S. Lek and P. Laffaille. 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: the role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biological Conservation* **139**(3-4): 258-268.
- Lee, J. 2016. Floristics of bryophyta in Gariwangsan at Jangjeon-ri moss valley, Master Thesis, Sang Ji University, Kang-

- wan-do, Republic of Korea.
- Li, F., N. Chung, M.J. Bae, Y.S. Kwon and Y.S. Park. 2012. Relationships between stream macroinvertebrates and environmental variables at multiple spatial scales. *Freshwater Biology* **57**(10): 2107-2124.
- Li, S., W. Liu, S. Gu, X. Cheng, Z. Xu and Q. Zhang. 2009. Spatio-temporal dynamics of nutrients in the upper Han River basin, China. *Journal of Hazardous Materials* **162**(2-3): 1340-1346.
- MacNeil, C., J.T. Dick and R.W. Elwood. 1997. The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Reviews* **72**(3): 349-364.
- Mandaville, S.M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters: taxa tolerance values, metrics, and protocols. Nova Scotia: Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax.
- McConigley, C., H. Lally, D. Little, P. O'Dea and M. Kelly-Quinn. 2017. The influence of aquatic buffer zone vegetation on river macroinvertebrate communities. *Forest Ecology and Management* **400**: 621-630.
- McCabe, D.J. and N.J. Gotelli. 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia* **124**(2): 270-279.
- McCune, B., J.B. Grace and D.L. Urban. 2002. Analysis of ecological communities (Vol. 28). MjM software design, Gleneden Beach.
- Merritt, R.W. and K.W. Cummins. 2006. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall Hunt, Dubuque.
- Meyer, J.L., D.L. Strayer, J.B. Wallace, S.L. Eggert, G.S. Helfman and N.E. Leonard. 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association* **43**(1): 86-103.
- Miserendino, M.L. and C.I. Masi. 2010. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological Indicators* **10**(2): 311-319.
- Nam, H.K., Y.J. Song, S.I. Kwon, J. Eo, S.S. Yoon, B.K. Kwon and M.H. Kim. 2018. Characteristics of Ground-dwelling Invertebrate Communities at Nari Basin and Tonggumi Area in Ulleungdo Island. *Korean Journal of Environmental Biology* **36**(1): 21-32.
- Nicola, G.G., A. Almodóvar and B. Elvira. 2010. Effects of environmental factors and predation on benthic communities in headwater streams. *Aquatic Sciences* **72**(4): 419-429.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens, E. Szoecs and H. Wagner. 2017. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oruta, J.N., B.O. Oindo and E.K. Bosire. 2017. Relationship between riparian vegetation cover and macroinvertebrate assemblages in Kuywa River, Kenya. *Researchjournal's Journal of Ecology* **4**(1): 3413.
- Park, Y.S., G. Grenouillet, B. Esperance and S. Lek. 2006. Stream fish assemblages and basin land cover in a river network. *Science of the Total Environment* **365**: 140-153.
- Park, Y.S., M.Y. Song, Y.C. Park, K.H. Oh, E. Cho and T.S. Chon. 2007. Community patterns of benthic macroinvertebrates collected on the national scale in Korea. *Ecological Modelling*, **203**(1-2): 26-33.
- Pennak, R.W. 1978. Freshwater Invertebrates of the United States. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Quigley, M. 1977. Invertebrates of Streams and Rivers: A Key to Identification. Edward Arnold, London.
- Richardson, J.S. and R.J. Danehy. 2007. A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science* **53**(2): 131-147.
- Ricklefs, R.E. and D. Schluter. 1994. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. *Journal of Evolutionary Biology* **7**: 635-635.
- Sakai, M., Y. Natuhara, K. Fukushima, A. Imanishi, K. Imai and M. Kato. 2013. Ecological functions of persistent Japanese cedar litter in structuring stream macroinvertebrate assemblages. *Journal of Forest Research* **18**(2): 190-199.
- Sakai, M., K. Fukushima, R.S. Naito, Y. Natuhara and M. Kato. 2016. Coniferous needle litter acts as a stable food resource for stream detritivores. *Hydrobiologia* **779**(1): 161-171.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1949. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell and C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**(1): 130-137.
- Wallace, J.B. and J.R. Webster. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* **41**(1): 115-139.
- Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities: numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science* **147**(3655): 250-260.
- Yoon, I.B. 1988. Illustrated Encyclopedia of Fauna and Flora of Korea. Vol. 30. Aquatic Insects. Ministry Education, Seoul: 430-551.