

## 밀양시 지하수 수질 특성과 DRASTIC 지수를 이용한 지하수 오염취약성 평가

정성연<sup>1</sup> · 김시은<sup>1</sup> · 윤설민<sup>2</sup> · 오제현<sup>3</sup> · 이충모<sup>1\*</sup><sup>1</sup>부산대학교 지질환경과학과<sup>2</sup>한국건설기술연구원<sup>3</sup>한국농어촌공사

## Evaluation of Vulnerability to Groundwater Contamination using Groundwater Quality Characteristics and DRASTIC Index in Miryang City

SeongYeon Jung<sup>1</sup> · Sieun Kim<sup>1</sup> · Sul-Min Yun<sup>2</sup> · Jeheon Oh<sup>3</sup> · Chung-Mo Lee<sup>1\*</sup><sup>1</sup>Department of Geological Science, Pusan National University, Busan 46241, Korea<sup>2</sup>Korea Institute of Civil Engineering and Building Technology, Gyeonggi-Do 10223, Korea<sup>3</sup>Korea Rural Community Corporation, Daegu 41463, Korea

## ABSTRACT

Miryang City, the study area, has a water supply rate of 87.4%, which is 12% lower than the national water supply rate of 99.4%, but has a high dependence on groundwater due to the high ratio of farms. In agricultural areas, contamination becomes relatively more critical, requiring significant attention to the management and conservation of groundwater resources. This study aims at estimate groundwater vulnerability of Miryang City using the DRASTIC index map, Piper diagram, and water quality data to correlated with the DRASTIC index. The results from DRASTIC map were divided into five classes: very high, high, moderate, low, and very low. The areas in central and southern part of study area, which are characterize by a very high index with [Ca-Cl] and [Na-Cl] water types, covering a large alluvium with the Miryang River and Nakdonggang River. In addition, a correlation analysis between groundwater quality parameters and the DRASTIC index was carried out. Chloride, sodium, and sulfate ions showed a weak relationship with DRASTIC index, with correlation coefficient was 0.507, 0.487 and 0.344, respectively. These results suggest that aquifer media, soil media, hydraulic conductivity, and chloride ion are important factors for groundwater vulnerability.

**Key words:** Miryang, Groundwater quality, Water type, DRASTIC, Vulnerability

## 1. 서 론

경상남도 밀양시 상수도 보급률은 2021년 기준 87.4%로 전국 상수도 보급률 99.4%에 비해 12% 낮으며, 밀양시 내에서도 상동면, 산내면, 단장면이 각각 27.1%, 29.5%, 33.3%이다(MCH, 2024). 또한, 밀양시 인구 105,995명 중 21,406명이 농가인구로 지하수 이용량이 많고, 경상남도 경지면적 134,738 ha의 12,717

ha를 차지하여 9.4%로 도내에서 경지면적이 가장 크다(MCH, 2024). 따라서 수자원 이용 및 물 복지 차원에서 지하수의 의존도가 높은 밀양시에서는 지하수의 지속적 관리와 보전에 많은 관심이 요구된다. 특히 지하수 수질 및 지하수 오염은 인간의 건강과 생태에 심각한 영향을 미치는 문제이기 때문에 전통적으로 연구자들이 자연적 및 인위적 기원의 지하수 오염물질에 대해 활발히 연구 중이다(Li et al., 2021; Park et al., 2023; Hansen et al., 2017). United Nations(2022)에 따르면, 지하수의 지속 가능한 이용을 위해 지하수 특성 파악 및 관리가 필요하며 이를 달성하기 위해서는 취약성 평가, 지하수 보호 구역설정 및 토지 이용계획 수립 등을 제시한다. 그 중 DRASTIC 모델(Aller et al., 1987)은 연구지역의 지하수 보전과 개발을 위해 지하수 오염 취약성을 평가하고 다양한 정책적 기초자료로도 활용되고 있다(Patel et

주저자: 정성연, 석사과정

공저자: 김시은, 석사과정; 윤설민, 박사후연수자; 오제현, 대리

\*교신저자: 이충모, 조교수

Email: chungmo@pusan.ac.kr

Received : 2024. 05. 23 Reviewed : 2024. 06. 14

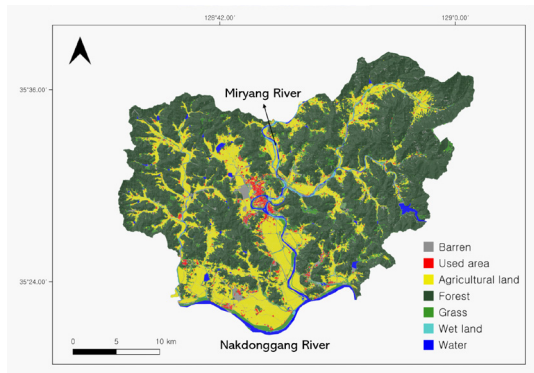
Accepted : 2024. 06. 25 Discussion until : 2024. 08. 31

al., 2022). 국외에서는 Taghavi et al. (2023)에 의해 DRASTIC 모델을 이용하여 수질 항목과 DRASTIC 결과와의 상관성 분석을 통해 모델을 검증하였고, Bera et al. (2021)는 DRASTIC 결과와 질산성질소 농도 및 총용존고형물질(total dissolved solids, TDS)와의 상관 관계에 대한 연구를 수행하였다. 또한, Khosravi et al.(2021)은 DRASTIC 모델 및 통계 모델을 사용하여 오염취약성을 평가하였다. DRASTIC에 관련된 국내 연구는 Baek et al. (2021)이 남한 전역에 대한 DRASTIC 모델의 지하수 오염 취약성 평가 및 광역적인 오염취약성 지도를 제시하였으며, Kwon et al. (2022)은 질산염 취약성 모델 제작을 위한 DRASTIC 모델 및 토지이용을 반영한 modified DRASTIC으로 질산염에 대해 분석하였다. 또한 DRASTIC 모델과 다른 오염취약성 모델을 비교 분석(Ki et al., 2013) 및 불포화대 매질의 이방성 및 불균질성을 고려한 오염취약성에 대한 연구(Jeong, 2018)도 있다. 본 연구와 동일한 지역에서는 Chung et al. (2018)에 의한 오염취약성 선행 연구가 있다. 하지만 DRASTIC 모델의 결과는 모델의 데이터에 따라 달라질 수 있으며, 지형, 지질 및 지하수 이용 등이 환경 변화 및 다양한 요인들에 의해 변화할 수 있어서, 지속적인 데이터 업데이트가 필요하며, 다양한 모델의 결과를 이용하여 오염취약성을 비교·분석할 수 있다. 이번 연구는 농업 활동량이 많고 지하수 의존도가 높은 밀양지역의 지하수 수질 특성을 분석하고, DRASTIC 지수와 양·음이온 간의 상관관계 분석 및 지하수 오염취약성도 작성을 목표로 연구를 수행하였다.

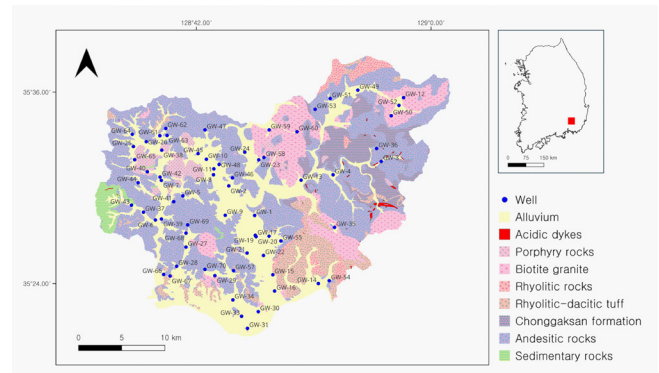
## 2. 연구지역

연구지역인 경상남도 밀양시는 전체 면적이 798.98 km<sup>2</sup>이며, 지리적으로는 동경 128°34'23" ~ 129°01'41", 북위 35°20'30" ~ 35°38'07"에 위치한다. 밀양시의 행정구역은 16개

읍면동으로 삼랑진읍, 하남읍, 부북면, 상동면, 산외면, 산내면, 단장면, 상남면, 초동면, 무안면, 청도면, 내이동, 교동, 내일동, 삼문동, 가곡동이 있다. 토지피복도는 중분류 토지피복 자료(EGIS, 2024)와 1:25,000 수치지형도 자료(NGII, 2024)를 이용하였으며, 7개의 항목(시가화·건조지역, 농업지역, 산림, 초지, 습지, 나지, 수역)으로 구분하였다. 밀양시는 지형적으로 해발고도가 높고 경사도 18% 이상인 지역이 67%로 경사가 가파른 편이며 구릉성 산지가 넓게 분포하고 있다. 수계는 밀양시 중심을 관통하여 흐르는 밀양강과 남단의 낙동강이 가장 크며, 농업지역은 주로 낙동강과 밀양강을 따라 많이 분포되어 있다. 연구지역 내 토지이용 면적은 임야가 61.8%로 가장 큰 비율을 차지하고 있으며, 농경지 21.3%, 도심지는 3.1%를 차지한다. 주요 지질로는 중생대 백악기에 속하는 퇴적암류, 유천층군의 화산암류와 이들을 관입하고 있는 불국사 관입암체로 구성되며 신생대 제4기의 충적층이 부정합을 이루고 있다(Fig. 1). 퇴적암류는 주로 세일 및 사암으로 구성되어 있으며 연구지역 서쪽에 광범위하게 관입 또는 분출된 안산암에 의해 피복되어 있다. 유천층군의 화산암류는 주사산 안산암류와 운문사 유문암질암류로 구분할 수 있고(Kim and Hwang, 1988), 이 주사산 안산암류는 다시 응회암류, 안산암류, 화산쇄설성 퇴적암으로 분류되며 연구지역 전체에 매우 넓게 분포하고 있다. 운문산 유문암질암류는 유문-안산암질 응회암 및 유문암질암으로 구분할 수 있으며, 유문암질암은 비교적 협준한 지역에 분포하고 있다(MLIT et al., 2003). 불국사 관입암체인 화강암류는 화학적인 특징에 따라 화강섬록암 및 흑운모화강암 등으로 구분할 수 있으며 반암류가 소규모 암주상 형태로 안산암류, 화강섬록암, 화강암을 관입하고 있다.



(a)



(b)

Fig. 1. Land use map (a) and geologic map (b) with groundwater wells.

### 3. 연구방법

#### 3.1. 현장 수질 측정 및 주요 이온 분석

2023년도 연구지역의 지하수 수질 특성을 분석하기 위해 채수 여건, 관정 관리 상태, 사용 여부 및 관정 분포를 고려하여 36개의 지하수 관정과 보조지하수관측망 34개소, 총 70개의 관정을 선정하였다. 현장 수질 측정 시 관정 내 지하수를 충분히 양수하여 잔류 지하수를 충분히 양수한 후 YSI사의 다항목수질측정기(YSI ProQuatro)를 이용하여 수온, pH, 전기전도도(electrical conductivity, EC), 산화환원전위(oxidation reduction potential, ORP), 용존산소(dissolved oxygen, DO)를 측정하였다. 주요 양·음이온 분석자료는 밀양시 지하수관리계획을 통해 수집된 자료로 유도결합플라즈마(ICP-OES, Thermo Scientific™, iCAP™ PRO)와 이온크로마토그래프(IC, Thermo Scientific, Dionex™, Aquion™)를 이용하여 분석하였다.

#### 3.2. Piper diagram

수질유형특성을 파악하기 위해 주요 양·음이온을 이용하여 Piper diagram을 분석하였다. Piper diagram은 지하수의 수질특성을 파악하기 위해서 Piper (1944)에 의해 제안된 도식화 방법으로 두 개의 삼각도표와 하나의 다이아몬드 도표로 구성된다. 왼쪽 아래 삼각도표는 양이온( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{+}+\text{K}^{+}$ ), 오른쪽 아래 삼각도표는 음이온( $\text{Cl}^{-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^{-}+\text{CO}_3^{2-}$ )의 당량농도(equivalent concentration)의 상대적인 비율을 도시하고 다이아몬드 도표에는 아래의 두 삼각도표의 양이온과 음이온을 정규화한 상대적 비율을 도시한다. 지하수의 특성을 시각적으로 표현하므로, 지하수의 수질 유형을 파악하기에 유용하며 주요 이온의 함량비를 토대로 지구화학적 반응기작에 대한 정보와 화학조성상(chemical facies)을 지시한다(Piper, 1944).

#### 3.3. DRASTIC 모델

미국 EPA(Environmental Protection Agency)에서 개발된 DRASTIC 모델(Aller et al., 1987)은 연구지역의 지하수 오염 취약성을 평가하는 대중적인 방법이다. 이 모델은 오염물질이 강수에 의해 지표면으로부터 지하수로 유입되는 것을 가정하고 면적이  $0.4 \text{ km}^2$  이상인 지역을 대상으로 적용할 수 있다. 기본 DRASTIC에서 사용하는 수리지질학적 요소는 총 7가지로 지하수 심도(Depth to water), 지하수 함양량(net Recharge), 대수층 매질(Aquifer media), 토양 매질(Soil media), 지형(Topography), 불포화대 매질의 영향(Impact

of vadose zone), 수리전도도(hydraulic Conductivity)로써 각 수리지질학적 요소에 가중치(Weight)가 할당되어 요소별 오염에 대한 상대적인 중요성을 반영하며, 요소별 개별적인 범위(Range)에 대해 상대적인 등급(Rating)을 반영한다. 가중치는 1에서 5 사이의 값을 가지며, 범위는 일반적으로 1에서 10 사이의 등급으로 결정된다. 본 연구에 사용된 DRASTIC의 가중치는 Table 2, 범위와 등급은 Table 3에 제시하였다. DRASTIC 지수는 QGIS v.3.34.4의 Raster calculator를 이용하여 식 (1)을 계산하였다.

DRASTIC index

$$= D_w D_R + R_w R_R + A_w A_R + S_w S_R + T_w T_R + I_w I_R + C_w C_R$$

식 (1)

여기서  $D_w$ ,  $R_w$ ,  $A_w$ ,  $S_w$ ,  $T_w$ ,  $I_w$ ,  $C_w$ 는 각 인자의 가중치,  $D_R$ ,  $R_R$ ,  $A_R$ ,  $S_R$ ,  $T_R$ ,  $I_R$ ,  $C_R$ 은 각 인자의 등급을 의미한다. DRASTIC 지수는 일반적으로 70에서 200 사이의 값으로 결정된다(Patel et al., 2022). Aller et al. (1987)에 의해 제시된 DRASTIC 지수의 등급은 47~92가 Low, 93~136이 Moderate, 137~184가 High, 184 초과를 Very high로 구분한다. 그리고 Baek et al. (2021)에 의해서는 49~79가 Very low, 79~87이 Low, 87~95가 Moderate, 95~104가 High, 104~137을 Very high로 구분하며, Bera et al. (2021)에 의해서는 74~105가 Very low, 105~125가 Low, 125~148이 Moderate, 148~180이 High, 180~198을 Very high로 구분하는 등 DRASTIC 지수의 등급은 연구지역에 대한 상대적인 값이므로 평가자들이 어떻게 구분하는지에 따라 약간씩 차이가 발생된다(Table 1). 이번 연구에서는 연구지역 전체 면적에 대한 DRASTIC 지수의 평균을 Moderate로 가정하고 표준편차를 더하거나 뺀 값으로 등급을 나누어 상대적인 취약성 등급을 고려하였다. 이 방법은 DRASTIC 결과의 공간적 특성을 고려하여 평균값보다 높은 등급은 위험성이 높고, 낮은 등급은 위험성이 낮다는 것을 쉽게 구분할 수 있다. 이러한 접근법은 Taghavi et al. (2023)의 결과를 이용하였다.

지하수 심도는 지표면에서부터 지하수면까지의 거리를 의미하며, 지하수 심도가 감소할수록 오염물질이 쉽게 지하수면에 도달할 가능성이 크다(Patel et al., 2022). 지하수 심도 데이터는 현장에서 얻은 69개의 지하수 심도 데이터를 이용하였으며 데이터가 없는 지역에 대해 공간적으로 보간하기 위해 역거리 가중법(inverse distance weighted, IDW)를 사용하였다. 이 방법은 먼 지점보다 가까운 지점의 영향을 더 많이 받으며 지하수의 공간적 분포를 보간하는데 주로 사용되며(Kwon et al., 2022; Adhikary and Dash, 2017; Yang

**Table 1.** Distribution of Vulnerability class and range based on DRASTIC index

Authors	Vulnerability class	Class Range
Aller et al.(1987)	Low	47~92
	Moderate	93~136
	High	137~184
	Very high	184
Baek et al.(2021)	Very low	49~79
	Low	79~87
	Moderate	87~95
	High	95~104
	Very high	104~137
Bera et al.(2021)	Very low	74~105
	Low	105~125
	Moderate	125~148
	High	148~180
	Very high	180~198

et al., 2020) 대상 지역과의 거리에 따라 가중치를 부여하여 예측값을 생성하므로 비교적 정확한 예측이 가능하다는 장점이 있다(Park et al., 2017). 지하수 함양량은 지표면에서 지하수에 도달하는 물의 양을 나타내며 함양량이 클수록 지하수면이 상승하여 오염 가능성이 커진다고 평가할 수 있다(Shirazi et al., 2013). 지하수 함양량은 해당 지역의 면적(A)에 대한 평균 함양률( $R_R$ )과 강수량(P)을 곱하여 계산할 수 있으므로(Kim et al., 2020), 밀양시 평균 함양률(14.4%)(MOE, 2023)과 밀양시 인근 종관기상관측소(ASOS) 1개소 및 방재기상관측소(AWS) 11개소에서 획득된 강수량을 바탕으로 계산하였다. 특히, 강수량은 2014년부터 2023년까지 10년간 연평균 강수량 데이터를 이용하였으며(KMA, 2024), 관측소 데이터의 공간적 분포를 파악하기 위해 IDW를 이용하여 보간하였다. 대수층 매질은 연구지역의 대수층의 특성이나 종류를 나타내는 인자로, 미고결 암석(모래, 자갈)이거나 매질의 입자 및 투수성이 클수록 오염 가능성이 커진다고 평가할 수 있다(Patel et al., 2022). 대수층 매질은 수문지질도 자료를 활용한 Aquifer media (Envbigdata, 2020a)를 이용하였다. 토양 매질은 Aller et al.(1987)에 의해 토양의 종류, 입자 크기 등에 따라 오염 취약성이 결정되며, 점토 함량이 적고 입자 크기가 클수록 오염 가능성이 크다고 보고된다. 따라서 1:25000 토양도로부터 심토토성 정보를 활용한 Soil media (Envbigdata, 2020b)를 이용하였다. 지형 경사가 오염취약성에서 의미하는 바는 경사가 낮을수록 함양량이 증가하여 오염물질이 대수층으로

투과될 가능성이 증가한다고 할 수 있다(Yeh et al., 2009). 지형 경사는 1:25,000 수치지형도(NGII, 2024)를 이용한 수치표고모델(digital elevation model, DEM)로부터 경사도(%)를 계산하였다. 불포화대는 대수층과 토양 사이의 영역으로 대수층 매질 및 토양 매질과 마찬가지로 매질의 투수성이 클수록 오염이 지하로 침투할 수 있으므로 오염취약성은 증가한다. 불포화대는 시추 조사를 통해 파악해야 하지만 본 연구에서는 관련 자료의 부족으로 불포화대는 지질 특성이 가장 큰 영향을 준다고 판단되어 1:50,000 지질도 자료를 이용하여 분류하였다. 우리나라는 토양층이 비교적 얇게 분포하기 때문에 지질도를 이용하여 불포화대 매질을 분류한 사례가 있다(Cheong et al., 2008; Ki et al., 2013). 수리전도도는 대수층 매질 내에서 물 흐름의 용이한 정도를 의미하며, 수리전도도 값이 클수록 오염물질이 쉽게 이동하기 때문에 오염 가능성이 크다(Neshat et al., 2014). 수리전도도는 지질 특성에 따라 구분하여 암반대수층의 수리전도도는  $4.72 \times 10^{-5} \text{ m/sec}$ (MLIT et al., 2003), 충적층의 수리전도도는  $4.00 \times 10^{-4} \text{ m/sec}$ 를 적용하였다(Won et al., 2016).

DRASTIC 인자의 결과를 QGIS v3.4.4를 이용하여 작성하였으며 Fig. 2에 정리하였다. 지하수 심도의 범위는 0.72~24.1 m이며 4.6~9.1 m을 나타내는 7등급의 비율이 44%로 가장 크게 나타났고, 지하수 함양량의 범위는 165.5~221.6 mm으로 6~8등급으로 분석되었다. 대수층 매질은 변성/화성암류, 퇴적암류 및 모래와 자갈로 구분할 수 있으며 본 연구에서는

**Table 2.** Assigned weights for DRASTIC factors

	Factors	Weight
(D)	Depth to water	5
(R)	Net recharge	4
(A)	Aquifer media	3
(S)	Soil media	2
(T)	Topography	1
(I)	Impact of the vadose zone	5
(C)	Hydraulic conductivity	3

**Table 3.** Ranges and ratings of DRASTIC factors (Aller et al., 1987)

Factors	Range	Rating
Depth to water (m)	0 - 1.5	10
	1.5 - 4.6	9
	4.6 - 9.1	7
	9.1 - 15.2	5
	15.2 - 22.9	3
	22.9 - 30.5	2
Net recharge (mm)	101.6 - 177.8	6
	177.8 - 254.0	8
Aquifer media	Metamorphic/Igneous	3
	Weathered Metamorphic/Igneous	4
	Bedded sandstone and shale sequences	6
	Massive Sandstone	6
	Sand and Gravel	8
Soil media	Thin or Absent	10
	Gravel	10
	Sand	9
	Sandy Loam	6
	Silty Loam	4
	Clay Loam	3
	Muck	2
Topography (Slope %)	0 - 2	10
	2 - 6	9
	6 - 12	5
	12 - 18	3
	18 +	1
Impact of the vadose zone	Metamorphic/Igneous	4
	Tuff	5
	Sandstone and Shale	6
	Sand and Gravel	8
Hydraulic conductivity (m/sec)	$4.72 \times 10^{-7} - 4.72 \times 10^{-5}$	1
	$3.30 \times 10^{-4} - 4.72 \times 10^{-4}$	6



변성/화성암류가 81%로 가장 큰 비율을 차지한다. 모래와 자갈로 구성된 충적층 지역은 상대적으로 투수성이 높기 때문에 등급이 높게 나타나는데, 밀양시는 토양 매질은 식양토가 76%로 가장 큰 비율을 차지하였으며 밀양강 및 낙동강과 인접하는 지역은 오염취약성이 높은 모래와 자갈로 구성된다. 지형 경사는 18% 이상인 지역이 67%로 가장 큰 비율을 차지하였지만, 충적층 지역은 비교적 완만하여 등급이 높게 나타났다. 불포화대 매질의 영향은 투수성에 따라 모래와 자갈, 사암과 셰일, 응회암류, 화성암류로 구분하였다. 화성암류의 비율이 64%로 가장 크게 나타났으며 모래와 자갈로 구성된 충적층 지역은 상대적으로 투수성이 높기 때문에 등급이 높게 나타났다.

#### 3.4. DRASTIC 모델과 수질 데이터의 상관관계 분석

연구지역의 양·음이온 농도와 DRASTIC 지수 간의

상관관계를 분석하기 위해 Spearman 상관분석을 수행하였다. Spearman 상관분석은 비모수적 방법으로, 변수 간의 단조 관계를 평가하는 데 유용하며, 데이터의 순위를 기반으로 상관계수를 계산하는 방법이다(Hauke and Kossowski, 2011). Spearman 상관계수( $\rho$ )는 아래의 식 (2)와 같이 계산된다.

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2 - 1)} \quad \text{식 (2)}$$

식 (2)에서  $d_i$ 는 각 관측치의 순위 차이,  $n$ 은 관측치의 수이다. 상관계수( $\rho$ )는 -1과 1사이의 값을 가지며, -1은 완벽한 음의 상관관계, 1은 완벽한 양의 상관관계를 나타내고, 0은 상관관계가 없음을 의미한다. 통계분석은 IBM SPSS Statistics 27 프로그램을 사용하였으며 Spearman 상관계수를 계산하고, 각 상관관계의 유의성을 평가하였다. 상관계수의 유의성 검정은

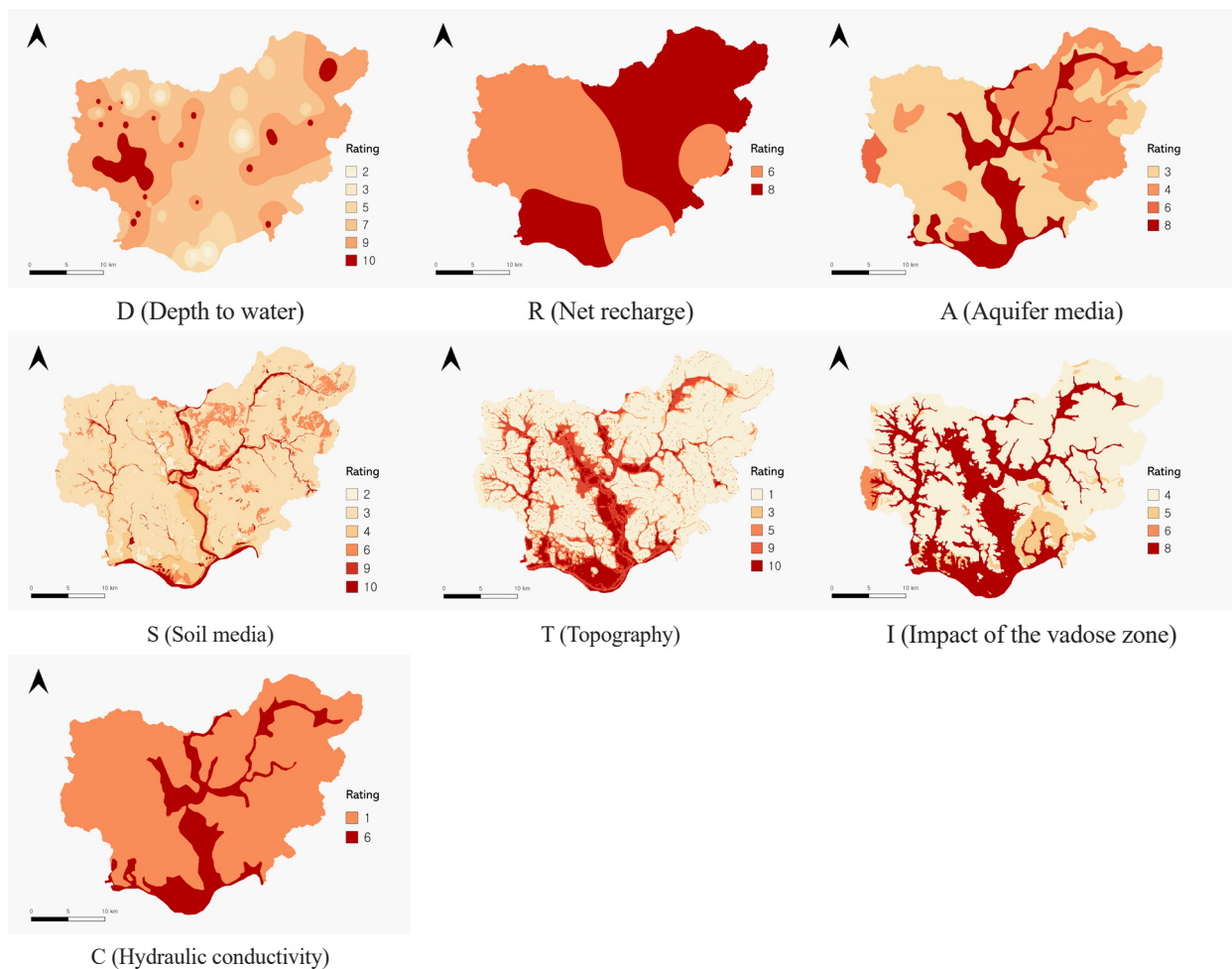


Fig. 2. Spatial distribution maps of DRASTIC factors.

p-value < 0.05를 유의수준으로 설정하였다.

#### 4. 연구결과

##### 4.1. 수질 분석 결과

연구지역 지하수의 pH는 6.6~9.5, EC는 107~908  $\mu\text{S}/$

cm, ORP는 -90.0~166 mV, DO는 1.1~13.2 mg/L의 범위를 보인다. GW-68, GW-42, GW-54, GW-67은 EC 값이 908, 561, 509, 504  $\mu\text{S}/\text{cm}$ 으로 나타났다(Table 4). 일반적으로 오염되지 않은 물의 EC의 범위는 50~500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  이며(Kim et al., 2024; Cha and Seo, 2020), EC가 높을수록 지하수에 이온이 많이 녹아있음을 의미한다. 연구지역의 양·음이온 분석 결과는 Table

**Table 4.** Temperature, pH, EC, ORP, DO of groundwater samples

Well	T(°C)	pH	EC ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	ORP (mV)	DO (mg/L)
GW-35	16.8	7.73	183	91.4	4.27
GW-36	16.1	6.86	229	91.2	8.01
GW-37	19.5	7.55	294	98.4	1.45
GW-38	19.6	7.84	231	-90	1.40
GW-39	17.5	7.53	366	108	6.34
GW-40	16.2	7.12	214	104	3.43
GW-41	17.7	7.58	200	109	4.86
GW-42	19.1	7.36	561	105	1.91
GW-43	22.4	7.13	401	108	2.30
GW-44	20.0	9.33	201	26.8	1.86
GW-45	18.1	7.46	379	113	5.28
GW-46	19.1	9.45	207	-68.4	1.35
GW-47	18.8	7.88	160	50	6.30
GW-48	17.7	7.44	250	-86.0	1.92
GW-49	19.3	6.68	162	166	8.83
GW-50	19.8	6.57	248	132	3.68
GW-51	17.5	7.31	209	96.2	4.58
GW-52	20.4	8.90	378	82.4	4.81
GW-53	16.1	7.04	231	139	6.76
GW-54	21.5	7.11	509	129	1.12
GW-55	17.8	6.94	483	126	6.08
GW-56	18.8	7.43	234	45.7	3.14
GW-57	18.2	7.36	496	106	6.25
GW-58	18.6	7.84	193	30.4	9.05
GW-59	19.0	8.57	146	112	3.11
GW-60	18.2	7.93	107	32.2	13.2
GW-61	18.3	7.48	328	87.6	5.60
GW-62	16.7	7.55	293	82.4	2.01
GW-63	17.0	7.58	301	79.5	6.00
GW-64	17.9	7.83	280	85.1	4.77
GW-65	17.5	7.86	255	75.9	4.83
GW-66	18.6	7.64	398	98.3	3.76
GW-67	17.9	7.35	504	101	8.10
GW-68	20.1	8.38	908	31.7	10.22
GW-69	18.3	8.09	311	63.9	2.94
GW-70	20.7	7.96	219	79.0	6.82

**Table 5.** Cation, anion concentrations and TDS for groundwaters with water type

Well	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	TDS	Water Type
	mg/L									
GW-1	26.8	20.8	1.0	2.5	13.2	0.8	14.8	128	208	Na-HCO <sub>3</sub>
GW-2	16.3	38.3	5.0	13.4	20.7	0.6	42.4	134	271	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-3	4.2	4.8	0.7	1.5	5.1	2.7	4.0	27	49.9	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-4	12.4	42.6	0.6	0.5	9.6	0.7	90.3	62	219	Ca-SO <sub>4</sub>
GW-5	10.9	57.9	1.4	13.9	30.1	1.0	70.4	195	381	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-6	10.5	45.4	1.1	10.0	15.9	17.7	18.7	159	278	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-7	5.3	7.4	7.0	2.0	3.8	2.8	2.7	45	76.0	Na-HCO <sub>3</sub>
GW-8	15.3	47.0	0.8	2.8	12.9	9.9	65.4	104	258	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-9	10.3	34.5	0.7	6.5	8.1	3.1	31.2	122	216	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-10	12.2	41.7	2.8	7.1	13.0	0.1	75.9	112	265	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-11	11.2	155	1.5	19.1	16.9	0.6	393	120	717	Ca-SO <sub>4</sub>
GW-12	10.3	8.8	1.1	2.0	5.2	21.0	8.2	34	90.6	Na-HCO <sub>3</sub>
GW-13	9.7	9.0	0.8	2.7	9.4	11.8	9.0	51	103	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-14	241	8.2	7.9	3.9	230	0.7	64.6	343	899	Na-Cl
GW-15	107	7.3	4.5	2.9	78.1	2.8	53.8	198	454	Na-HCO <sub>3</sub>
GW-16	35.4	24.4	6.0	8.2	32.2	0.7	42.1	112	261	Na-HCO <sub>3</sub>
GW-17	19.6	22.9	2.9	6.6	44.0	0.1	44.8	82	223	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-18	21.8	21.0	3.0	7.0	36.0	0.0	2.0	127	218	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-19	84.3	117	1.3	18.1	272	0.3	194	65	751	Ca-Cl
GW-20	16.5	48.8	0.6	15.7	41.1	0.1	50.7	188	362	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-21	22.4	40.9	1.3	11.9	45.5	14.7	33.6	173	343	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-22	20.6	15.4	4.8	9.9	43.6	0.7	60.5	51	207	Na-SO <sub>4</sub>
GW-23	12.8	11.7	0.9	3.3	14.4	6.6	24.1	40	114	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-24	12.2	20.8	4.1	7.1	18.1	25.2	34.8	54	176	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-25	7.6	43.0	0.9	5.8	13.2	15.4	52.9	101	240	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-26	10.5	29.5	0.8	2.1	5.3	0.7	46.4	84	179	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-27	9.6	40.2	0.8	6.4	12.3	0.0	39.1	112	220	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-28	16.9	71.0	1.3	14.1	46.2	39.0	51.8	171	411	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-29	11.5	39.5	0.9	7.1	11.1	1.0	15.2	161	247	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-30	927	896	16.3	90.0	3554	0.0	301	288	6071	Ca-Cl
GW-31	256	199	18.1	66.4	938	0.0	2.8	296	1777	Na-Cl
GW-32	253	73.9	18.1	34.5	528	6.6	0.0	311	1225	Na-Cl
GW-33	176	198	26.5	95.8	878	1.7	110	121	1607	Ca-Cl
GW-34	421	497	6.8	122	2055	0.6	31.6	196	3330	Ca-Cl



**Table 5.** Continued (mg/L)

Well	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	TDS	Water Type
	mg/L									
GW-35	7.2	19.9	0.9	4.0	4.5	5.9	14.6	104	161	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-36	8.4	34.8	1.2	4.5	5.7	21.5	24.4	72	172	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-37	16.7	26.7	0.9	4.6	11.5	2.5	24.7	128	216	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-38	8.9	30.0	0.6	1.6	1.7	0.2	23.4	113	179	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-39	17.5	40.9	0.7	4.0	9.0	3.3	39.6	150	265	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-40	9.3	24.0	0.7	4.1	4.8	0.2	4.7	131	179	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-41	7.3	27.8	0.6	5.9	2.2	5.1	0.0	162	211	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-42	32.3	40.3	4.3	4.5	56.9	4.9	49.6	107	300	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-43	12.1	39.7	1.1	10.0	13.2	22.6	34.2	91	224	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-44	30.7	8.1	0.3	0.5	2.9	0.0	16.6	104	163	Na-HCO <sub>3</sub>
GW-45	12.2	37.0	0.7	9.0	13.6	15.5	12.1	101	201	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-46	9.8	19.1	0.8	4.7	3.0	0.0	29.3	76	143	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-47	7.4	19.0	0.6	2.6	3.0	2.0	20.6	57	112	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-48	9.8	26.6	1.2	4.9	2.6	0.2	37.3	77	160	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-49	7.2	13.4	3.7	2.0	6.7	10.9	22.9	38	105	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-50	8.6	15.6	0.5	0.7	6.7	4.4	20.6	40	97.1	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-51	8.2	22.7	0.9	3.6	8.8	6.6	32.5	59	142	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-52	62.6	0.7	0.5	0.1	31.2	0.0	29.0	105	229	Na-HCO <sub>3</sub>
GW-53	8.1	19.6	0.8	8.2	7.4	17.9	8.9	99	170	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-54	37.8	27.6	0.7	1.3	50.2	0.0	31.2	67	216	Na-Cl
GW-55	17.8	74.3	4.4	12.0	24.1	48.1	23.0	171	375	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-56	13.4	25.7	4.1	11.5	19.8	2.2	15.7	126	218	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-57	16.4	59.3	0.9	9.1	36.0	36.5	22.9	172	353	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-58	11.3	23.0	0.7	2.6	4.3	1.1	15.6	92	151	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-59	14.3	15.6	0.3	0.3	3.1	0.5	7.9	73	115	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-60	8.1	8.5	0.6	1.8	4.1	8.8	10.2	31	73.1	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-61	11.2	36.2	0.7	6.0	10.4	5.8	11.9	183	265	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-62	7.8	35.1	0.9	5.9	2.6	0.0	2.6	162	217	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-63	8.3	36.1	0.9	5.9	6.4	11.0	14.0	113	196	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-64	8.3	32.4	0.5	4.2	8.7	0.7	30.0	117	202	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-65	9.4	27.9	0.6	3.3	7.4	6.6	12.9	117	185	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-66	14.4	49.3	0.6	4.5	20.8	30.1	17.8	171	308	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-67	15.5	71.9	0.9	6.3	25.2	43.7	31.5	199	394	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-68	38.7	147	0.6	1.0	14.7	0.0	392	66	660	Ca-SO <sub>4</sub>
GW-69	10.5	27.3	0.5	3.7	10.6	4.3	38.1	100	195	Ca-HCO <sub>3</sub>
GW-70	15.1	71.1	0.6	4.8	22.9	20.2	21.5	170	326	Ca-HCO <sub>3</sub>

5에 정리하였다. 연구지역의  $\text{Na}^+$  농도 범위는 4.2~927 mg/L이며, 평균 48.3 mg/L로 하수와 대수층의 물-암석 반응 또는 하수처리 시설, 오수조 등에서의 오염에 의해 증가한다(Wayland et al., 2003)(Table 5).  $\text{Ca}^{2+}$  농도 범위는 0.7~896 mg/L이며, 평균 59.6 mg/L로 일반적으로 사장석, 방해석, 석고 등 조암광물의 용해에 의해 증가하며 특히 방해석의 활동도에 많은 영향을 받는다(Mast et al., 1990).  $\text{K}^+$  농도 범위는 0.3~26.5 mg/L, 평균 2.7 mg/L로 k-장석 및 운모류의 용해로부터 자연적으로 유래되거나 비료의 영향으로 인해 증가할 수 있다(Melo et al., 2012).  $\text{Mg}^{2+}$  농도 범위는 0.1~122 mg/L, 평균 11.2 mg/L로 지하수의  $\text{Mg}^{2+}$  농도는 자연적으로 광물로부터 유래되거나 화학비료 및 생활 폐수 등의 인위적인 활동으로 인해 증가할 수 있다(Jiang et al., 2009).  $\text{NO}_3^-$ 의 농도 범위는 0.0~48.1 mg/L이며, 평균 7.6 mg/L로  $\text{NO}_3^-$ 의 농도는 물-암석 반응에 의한 요인보다는 유기물의 부식, 생활하수, 농업 및 축산지역의 폐수로 인해 증가할 수 있다(Spalding and Exner, 1993).  $\text{Cl}^-$ 의 농도 범위는 1.7~3554 mg/L이며, 평균 136 mg/L로 충적층에서 높은  $\text{Cl}^-$  함량은 생활하수 및 가축분뇨 및 비료 등의 인위적인 활동에 의해 증가할 수 있다(Sherwood, 1989).  $\text{SO}_4^{2-}$ 의 농도 범위는 0.0~393 mg/L이며 평균 46.1 mg/L로 일반적으로 기반암의 황화광물(황철석, 석고 등)이 용해되어 지하수로 공급된다고 알려져 있다(Lee et al., 1997).  $\text{HCO}_3^-$  농도 범위는 27~343 mg/L이며, 평균 122 mg/L로 일반적으로 대수층으로 유입되는 강우의 함량에 영향을 받으며, 주로 방해석 및 돌로마이트의 용해에 따라 증가한다(Mast et al., 1990). TDS는 주요 양·음이온 농도의 총합으로 계산되었으며, 농도 범위 및 평균은 각각 49.9~6,072 mg/L, 433 mg/L로

TDS가 높은 지하수는 물-암석 반응에 의해 발생한 자연적인 현상이거나, 인위적인 활동(농업 및 생활하수)의 영향일 수 있다(Rao et al., 2012).

#### 4.2. 수리지화학적 특성

양·음이온 분석 결과를 Piper diagram에 도시하여 수질 유형을 파악한 결과(Fig. 3), 연구지역의 수질유형은  $[\text{Ca-Cl}]$ ,  $[\text{Ca-HCO}_3]$ ,  $[\text{Ca-SO}_4]$ ,  $[\text{Na-Cl}]$ ,  $[\text{Na-HCO}_3]$ ,  $[\text{Na-SO}_4]$ 으로 총 6가지의 유형이 나타났다.  $[\text{Ca-HCO}_3]$  유형은 72.9%로 가장 많은 비율을 차지하였으며,  $[\text{Na-HCO}_3]$  10.0%,  $[\text{Ca-Cl}]$  5.7%,  $[\text{Na-Cl}]$  5.7%,  $[\text{Ca-SO}_4]$  4.3% 및  $[\text{Na-SO}_4]$  1.4% 순으로 나타났다.  $[\text{Ca-HCO}_3]$  유형의 천부 지하수는 일반적으로 오염되지 않은 지하수의 유형임을 나타내며,  $[\text{Ca-HCO}_3]$  유형의 지하수의 유동거리가 길어짐에 따라 지질매체와 반응하여  $[\text{Na-HCO}_3]$  유형으로 바뀔 수 있다(Kim et al., 2017). 또한 농업활동이나 생활하수 등의 인위적인 오염원의 영향을 받게 되면  $[\text{Ca-Cl}]$ ,  $[\text{Na-Cl}]$ ,  $[\text{Ca-SO}_4]$  및  $[\text{Na-SO}_4]$ 의 유형이 나타날 수 있다(Kim et al., 2024). 연구지역의 음면별 수질 유형을 공간적으로 파악하기 위해 Pie chart를 이용하여 지하수 수질유형 비율을 도시화한 결과(Fig. 3), 낙동강과 인접할수록 TDS가 높아지는 경향을 보였으며, 낙동강과 인접한 GW-30, GW-31, GW-33, GW-34의 TDS는 각각 6,071, 1,777, 1,607, 3,330 mg/L로 연구지역 평균값 433 mg/L보다 상대적으로 높은 것을 알 수 있다. 또한 낙동강과 인접할수록 오염을 나타내는 수질 유형의 비율이 높아지는 경향을 보이기 때문에 연구지역 하류는 자연적 기원보다는 인위적인 오염의 영향을 받은 것으로 판단된다.

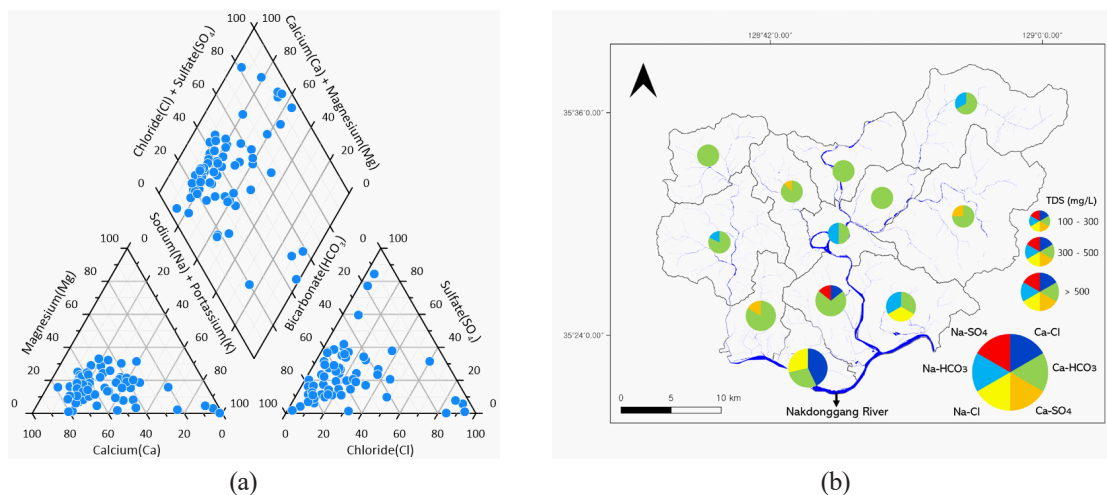
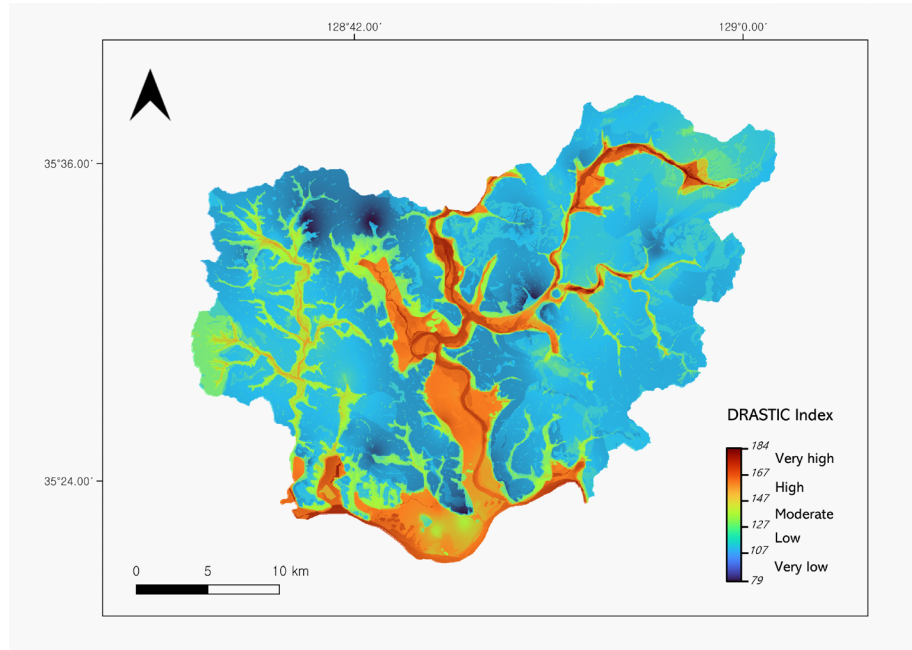


Fig. 3. Piper diagram (a) and hydrochemical map (b) in study area.

**Table 6.** DRASTIC vulnerability class in this study

Vulnerability class	Classification method	Class Range	Total area (%)
Very low	Minimum value to $(\bar{x} - \sigma)$	79-107	46.4
Low	$(\bar{x} - \sigma)$ to $\bar{x}$	107-127	28.5
Moderate	$\bar{x}$ to $(\bar{x} + \sigma)$	127-147	10.5
High	$(\bar{x} + \sigma)$ to $(\bar{x} + 2\sigma)$	147-167	11.7
Very high	$(\bar{x} + 2\sigma)$ to Maximum value	167+	2.8

**Fig. 4.** DRASTIC Index map in study area.

#### 4.3. DRASTIC 모델 결과

본 연구에서 도출된 DRASTIC 지수는 79~184로 이 지수가 높을수록 지역의 오염 취약성이 상대적으로 높다는 것을 의미한다. 연구지역의 총면적의 DRASTIC 지수의 평균( $\bar{x}$ )은 127, 표준편차( $\sigma$ )는 20으로, 연구지역의 취약성 등급을 5개로 구분하였다. Very low에 속하는 면적은 46.4%, Low는 28.5% Moderate는 10.5%, High는 11.7%, Very high는 2.8%를 차지한다(Table 6). 밀양강과 낙동강 부근지역의 오염취약성이 높게 나타났는데, 이는 충적층의 영향이 상당히 크게 작용했음을 지시한다. 이러한 영향은 대수층 매질과 불포화대 매질의 영향, 그리고 수리전도도 인자에서 주로 나타났고, 이들 세 가지의 인자들이 지질도 자료를 기반으로 작성되었기 때문으로 판단된다. 충적층 지역은 모래와 자갈 및 사암으로 구성되어 다른 지질 매체들에 비해 투수성과 수리전도도가 높기 때문에

일반적으로 127~184의 값을 가진다. 하지만 산간지역의 경우 상대적으로 수리전도도와 투수성이 낮은 변성/화강암이 지배적이기 때문에 127 이하의 낮은 값을 갖는 것을 볼 수 있다. 특히, 107 이하의 값을 갖는 지역은 Depth to water 값이 15.2 m 이상으로 낮은 지하수 심도의 영향을 많이 받은 것으로 판단된다(Fig. 4). DRASTIC 지수가 127 이상인 지역 중 낙동강과 인접하는 지역에 위치하는 GW-30, GW-31, GW-33, GW-34의 TDS는 각각 6,071, 1,777, 1,607, 3,330 mg/L으로 연구지역의 TDS 평균 농도인 433 mg/L보다 매우 크게 나타났고, GW-30, GW-33, GW-34는 [Ca-Cl], GW-31는 [Na-Cl] 유형으로 인위적인 오염뿐만 아니라 퇴적물 속에 함유되어 있는 염분의 영향을 받고 있음을 지시한다(Hamm et al., 2006). 또한 DRASTIC 지수가 높게 나온 지역 및 충적층 지역의 토지피복은 대부분이 농업 활동이 지배적이기 때문에, 비료 및

**Table 7.** Spearman's rho correlation coefficient between the DRASTIC index and Water quality data

	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Correlation – DRASTIC Index	0.487**	0.068	0.350**	0.173	0.507**	-0.213	0.344**	0.053

\*= $p < 0.05$ , \*\*= $p < 0.01$ 

축산폐수 등 인위적인 오염원에 의한 지속적인 오염에 매우 취약할 것으로 판단된다.

DRASTIC 모델을 평가하기 위해 각 관정에 대한 DRASITC 지수와 수질 데이터의 상관관계를 분석하였다. 상관관계 분석은 Spearman 상관분석을 사용하였다. DRASTIC 지수와 Cl<sup>-</sup>의 상관계수가 0.507( $p < 0.01$ 에서 유의함)로 이온 중에서 가장 높은 상관성을 보였다(Table 7). 이는 Cl<sup>-</sup>이 DRASTIC 모델과 강한 양의 상관관계를 갖는다는 것을 시사한다. Cl<sup>-</sup>은 흔히 사용되는 살충제 및 소독제에 사용되는 염소 화합물의 주요 성분이며, 산업 및 농업 활동 등 다양한 오염원으로 인해 발생 될 수 있다(Panno et al., 2006; Dugan et al., 2017). 또한 Cl<sup>-</sup> 농도가 증가하면 수질 및 생태계, 특히 작물 재배에 부정적인 영향을 미칠 수 있다(Panno et al., 2006). 일반적으로 질산성질소의 농도가 DRASTIC 지수와 더 강한 상관성을 갖는 것으로 알려져 있지만 Cl<sup>-</sup>도 지하수 오염 지표 중 중요한 인자로 특정 지역에서의 오염원의 특성과 지하수 유동 조건에 따라 DRASTIC 지수와 강한 상관관계를 나타낼 수 있다(Kaliraj et al., 2015; Srinivasamoorthy et al., 2011). 따라서 연구지역 내의 Cl<sup>-</sup>농도에 대한 지속적인 모니터링을 이용한 분석이 필요하다.

## 5. 결론

본 연구는 밀양지역의 수리지질학적 특성 및 오염취약성을 파악하기 위해 주요 양·음이온 자료와 수리지질인자를 이용하였다. 지하수 수질 분석 결과 연구지역의 수질 유형은 [Ca-HCO<sub>3</sub>] 72.9%, [Na-HCO<sub>3</sub>] 10.0%, [Ca-Cl] 5.7%, [Na-Cl] 5.7%, [Ca-SO<sub>4</sub>] 4.3%, [Na-SO<sub>4</sub>] 1.4%의 비율로 나타났다. GW-30, GW-31, GW-33, GW-34 관정이 위치한 하류에서 [Ca-Cl]과 [Na-Cl] 유형의 수질 유형이 분석된 것으로 보아 해당 지역은 인위적인 오염의 영향을 받은 것으로 판단된다. 또한 낙동강 인근지역에 위치하는 GW-30, GW-31, GW-33, GW-34 관정의 TDS가 각각 6,071, 1,777, 1,607, 3,330 mg/L로 평균 농도 433 mg/L보다 매우 크게 나타났다. 따라서 낙동강과 인접할수록 오염을 나타내는 수질 유형의 비율 및 TDS가 증가하는 경향이 나타나는 것으로 분석되었고, 이는 낙동강과 인접한 지역에서의 인위적인 오염 및 해수 침투의 영향일

것으로 예상된다. DRASTIC 모델을 통해 밀양시의 지하수 오염 취약성을 평가한 결과, DRASTIC 지수는 79~184로 연안 지역 특성과 지질학적 요소가 중요한 영향을 미치는 것으로 확인되었다. 특히 충적층 지역이 오염 취약성이 높은 것으로 나타났으며, 이는 대수층 매질, 토양 매질, 수리전도도 인자가 지질도 기반으로 작성되었기 때문으로 판단된다. 수질분석 결과, 수질 유형, 그리고 DRASTIC 분석에 따라 오염 취약성이 높고 인위적인 오염의 영향이 존재하는 곳으로 판단되는 지역은 연구지역 하류로 낙동강과 인접한 지역이다. 또한 이번 연구에서 분석한 결과, DRASTIC 지수와 Cl<sup>-</sup>과 양의 상관관계를 확인하였고, 이는 Cl<sup>-</sup> 농도가 높아질수록 DRASTIC 지수 또한 높아지는 경향이 나타났다. 농업지역에서의 Cl<sup>-</sup> 농도의 상승은 수질 및 생태계에 부정적인 영향을 미칠 수 있기 때문에, 지속적인 모니터링이 필요하다. 하지만, 이번 연구에서는 2023년 지하수 관측자료를 활용하였기 때문에 중·장기적인 수질 변화를 확인하지 못한 한계가 있다. 향후 본 연구 결과를 바탕으로 이 연구에서 시계열적 분석 및 토지이용도와 관련된 다양한 요소들을 복합적으로 고려한다면 더욱 효과적인 오염취약성 해석이 가능할 것으로 판단된다.

## 사 사

이 연구는 부산대학교 기본연구지원사업(2년)의 도움으로 수행되었습니다.

## 참고문헌

- Adhikary, P.P. and Dash, C.J., 2017, Comparison of deterministic and stochastic methods to predict spatial variation of groundwater depth, *Appl. Water Sci.*, **7**, 339-348.
- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H., Petty, R.J., and Hackett, G., 1987, DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrologic settings, USEPA, Washington, DC.
- Back, W.K., Park, S.H., Yu, J.W., Yoon, Y.W., and Jeong, H.S., 2021, Mapping of Groundwater Pollution Vulnerability in Entire South Korea Using DRATIC Model, *GEO DATA*, **3**(2), 32-38.
- Bera, A., Mukhopadhyay, B.P., Chowdhury, P., Ghosh, A., and



- Biswas, S., 2021, Groundwater vulnerability assessment using GIS-based DRASTIC model in Nangasai River Basin, India with special emphasis on agricultural contamination, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **214**, 112085.
- Cha, S. and Seo, Y.G., 2020, Groundwater quality in Gyeongnam region using groundwater quality monitoring data: characteristics according to depth and geological features by background water quality exclusive monitoring network, *Clean Technol.*, **26**(1), 39-54.
- Cheong, B.K., Chae, G.T., Koh, D.C., Ko, K.S., and Koo, M.H., 2008, A study of improvement for the prediction of groundwater pollution in rural area: application in keumsan, Korea, *J. Soil Groundwater Environ.*, **13**(4), 40-53.
- Chung, S.Y., Elzain, H.E., Senapathi, V., Park, K.H., Kwon, H.W., Yoo, I.K., and Oh, H.R., 2018, Assessment of Groundwater Contamination Vulnerability in Miryang City, Korea using Advanced DRASTIC and fuzzy Techniques on the GIS Platform, *J. Soil Groundwater Environ.*, **23**(4), 26-41.
- Dugan, H.A., Bartlett, S.L., Burke, S.M., Doubek, J.P., Kri-vak-Tetley, F.E., Skaff, N.K., Summers, J.C., Farrell, K.J., McCullough, I.M., Morales-Williams, A.M. and Roberts, D.C., 2017, Salting our freshwater lakes, *PNAS*, **114**(17), 4453-4458.
- Environmental Geographic Information Service (EGIS), <http://egis.me.go.kr/main.do> [accessed 24.02.26].
- Envbigdata, 2020a, Aquifer media, [https://www.bigdata-environment.kr/user/data\\_market/detail.do?id=7f96b310-2fb9-11eb-bc79-3b11eb915d6d](https://www.bigdata-environment.kr/user/data_market/detail.do?id=7f96b310-2fb9-11eb-bc79-3b11eb915d6d) [accessed 24.01.23].
- Envbigdata, 2020b, Soil media, [https://www.bigdata-environment.kr/user/data\\_market/detail.do?id=021e3a10-2fba-11eb-8f72-932712f5aa3c](https://www.bigdata-environment.kr/user/data_market/detail.do?id=021e3a10-2fba-11eb-8f72-932712f5aa3c) [accessed 24.01.23].
- Hamm, S.Y., Kim, K.S., Lee, J.H., Cheong, J.Y., Sung, I.H., and Jang, S., 2006, Characteristics of groundwater quality in Sasang industrial area, Busan metropolitan city, *Econ. Environ. Geol.*, **39**(6), 753-770.
- Hansen, B., Thorling, L., Schullehner, J., Termansen, M., and Dalgaard, T., 2017, Groundwater nitrate response to sustainable nitrogen management, *Sci. Rep.*, **7**(1), 8566.
- Hauke, J. and Kossowski, T., 2011, Comparison of values of Pearson's and Spearman's correlation coefficients on the same sets of data, *Quaest. Geogr.*, **30**(2), 87-93.
- Jeong, G.C., 2018, Assessment of Groundwater Contamination Vulnerability by Geological Characteristics of Unsaturated Zone. *The J. Eng. Geol.*, **28**(4), 727-740.
- Jiang, Y., Wu, Y., Groves, C., Yuan, D., and Kambesis, P., 2009, Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in the Nandong karst underground river system in Yunnan, China, *J. Contam. Hydrol.*, **109**(1-4), 49-61.
- Kaliraj, S., Chandrasekar, N., Peter, T.S., Selvakumar, S. and Magesh, N.S., 2015, Mapping of coastal aquifer vulnerable zone in the south west coast of Kanyakumari, South India, using GIS-based DRASTIC model. *Environ. monit. assess.*, **187**, 1-27.
- Khosravi, K., Sartaj, M., Karimi, M., Levison, J., and Lotfi, A., 2021, A GIS-based groundwater pollution potential using DRASTIC, modified DRASTIC, and bivariate statistical models, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **28**(36), 50525-50541.
- Ki, M.G., Yoon, H., Koh, D.C., Hamm, S.Y., Lee, C.M., and Kim, H.S., 2013, A comparative study of groundwater vulnerability assessment methods: application in Gumma, Korea. *J. Soil Groundwater Environ.*, **18**(3), 119-133.
- Kim, G.B. and Hwang, S.G., 1988, Miryang Geological Report 1:50,000, Korea Institute of Energy and Resources.
- Kim, H.K., Park, S.H., Hwang, J.Y., Kim, M.S., Jo, H.J., Jeon, S.H., Lee, K.K., and Jeon, S.W., 2017, Groundwater qualities of wells around carcass burial areas, Korean, *J. Geol. Soc.*, **53**, 433-446.
- Kim, M., Jeong, G., Lee, J.E., and Kim, M.G., 2020, Estimating exploitable groundwater as a function of precipitation using a distributed hydrologic model and frequency analysis, *J. Eng. Geol.*, **30**(3), 253-268.
- Kim, S., Jung, S., Kim, M., Kim, Y.T., Cha, Y.H., and Lee C.M., 2024, Hydrogeological Characteristics of Groundwater in Small Watershed of the Nakdong River Basin, *J. Kor. Earth Sci. Soc.*, **45**(1), 72-84.
- Kwon, E., Park, J., Park, W.B., Kang, B.R., Hyeon, B.S., and Woo, N.C., 2022, Nitrate vulnerability of groundwater in Jeju Volcanic Island, Korea, *Sci. Total Environ.*, **807**, 151399.
- Korea Meteorological Administration (KMA), <https://data.kma.go.kr> [accessed 24.03.02].
- Lee, I.H., Lee, J.Y., and Kim, T.K., 1997, Geochemical study on the quality of groundwater in Daegu city, Korea, *Econ. Environ. Geol.*, **30**(4), 327-340.
- Li, P., Karunanidhi, D., Subramani, T., and Srinivasamoorthy, K., 2021, Sources and consequences of groundwater contamination, *Arch. Environ. con. tox.*, **80**, 1-10.
- Mast, M.A., Drever, J.I., and Baron, J., 1990, Chemical weathering in the Loch Vale watershed, Rocky Mountain National Park, Colorado, *Water Resour. Res.*, **26**(12), 2971-2978.
- Melo, A., Pinto, E., Aguiar, A., Mansilha, C., Pinho, O., and Ferreira, I.M., 2012, Impact of intensive horticulture practices on groundwater content of nitrates, sodium, potassium, and pesticides, *Environ. Monit. Assess.*, **184**, 4539-4551.
- Ministry of Environment (MOE), 2023, Master plan for national groundwater management.
- Ministry of Land, Infrastructure and Transport (MLIT), K-water,



- Korea Mine Rehabilitation, and Mineral Resources Corporation, 2003, Report for basic research of groundwater of Miryang area.
- Miryang City Hall (MCH), <http://www.miryang.go.kr> [accessed 24.03.01].
- National Geographic Information Institute (NGII), <https://map.ngii.go.kr/ms/map/NlipMap.do> [accessed 24.02.26].
- Neshat, A., Pradhan, B., and Dadras, M., 2014, Groundwater vulnerability assessment using an improved DRASTIC method in GIS, *Resour. Conserv. Recycl.*, **86**, 74-86.
- Panno, S.V., Hackley, K.C., Hwang, H.H., Greenberg, S.E., Krapac, I.G., Landsberger, S. and O'Kelly, D.J., 2006, Characterization and identification of Na-Cl sources in ground water, *Groundwater*, **44**(2), 176-187.
- Park, J., Lee, D., Kim, H., and Woo, N.C., 2023, Effects of dry and heavy rainfall periods on arsenic species and behaviour in the aquatic environment adjacent a mining area in South Korea, *J. Hazard. Mater.*, **441**, 129968.
- Park, S.W., Kim, J.W., and Song, D.S., 2017, A proposal of an interpolation method of missing wind velocity data in writing a typical weather data, *J. Korean Solar Energy*, **37**(6), 79-91.
- Patel, P., Mehta, D., and Sharma, N., 2022, A review on the application of the DRASTIC method in the assessment of groundwater vulnerability, *Water Supply*, **22**(5), 5190-5205.
- Piper, A.M., 1944, A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses, *EOS, Trans. Am. Geophys. Union*, **25**, 914-923.
- Rao, N.S., Rao, P.S., Reddy, G.V., Nagamani, M., Vidyasagar, G., and Satyanarayana, N.L.V.V., 2012, Chemical characteristics of groundwater and assessment of groundwater quality in Varaha River Basin, Visakhapatnam District, Andhra Pradesh, India, *Environ. monit. assess.*, **184**(8), 5189-5214.
- Sherwood, W.C., 1989, Chloride loading in the South Fork of the Shenandoah River, Virginia, USA, *Environ. Geol. Water Sci.*, **14**(2), 99-106.
- Shirazi, S.M., Imran, H.M., Akib, S., Yusop, Z., and Harun, Z.B., 2013, Groundwater vulnerability assessment in the Melaka State of Malaysia using DRASTIC and GIS techniques, *Environ. Earth Sci.*, **70**, 2293-2304.
- Spalding, R.F. and Exner, M.E., 1993, Occurrence of nitrate in groundwater—a review, *J. Environ. Qual.*, **22**(3), 392-402.
- Srinivasamoorthy, K., Vijayaraghavan, K., Vasanthavigar, M., Sarma, V.S., Rajivgandhi, R., Chidambaram, S., Anandhan, P. and Manivannan, R., 2011, Assessment of groundwater vulnerability in Mettur region, Tamilnadu, India using drastic and GIS techniques. *Arab. J. Geosci.*, **4**, 1215-1228.
- Taghavi, N., Niven, R.K., Kramer, M., and Paull, D.J., 2023, Comparison of DRASTIC and DRASTICL groundwater vulnerability assessments of the Burdekin Basin, Queensland, Australia, *Sci. Total Environ.*, **858**, 159945.
- United Nations, 2022, Executive Summary of the United Nations World Water Development Report 2022 – Groundwater: Making the invisible visible.
- Wayland, K.G., Long, D.T., Hyndman, D.W., Pijanowski, B.C., Woodhams, S.M., and Haack, S.K., 2003, Identifying relationships between baseflow geochemistry and land use with synoptic sampling and R-mode factor analysis, *J. Environ. Qual.*, **32**(1), 180-190.
- Won, K.S., Kim, C., Chae, S.Y., and Shin, D.M., 2016, Using a Borehole Stability Device for Hydraulic Testing in Unconsolidated Alluvium, *J. Eng. Geol.*, **26**(1), 15-22.
- Yang, W., Zhao, Y., Wang, D., Wu, H., Lin, A., and He, L., 2020, Using principal components analysis and IDW interpolation to determine spatial and temporal changes of surface water quality of Xin'anjiang river in Huangshan, China, *Int. J. Environ. res. public health*, **17**(8), 2942.
- Yeh, H.F., Lee, C.H., Hsu, K.C., and Chang, P.H., 2009, GIS for the assessment of the groundwater recharge potential zone, *Environ. Geol.*, **58**, 185-195.