

다기준 의사결정기법을 이용한 공간위험 순위산정

Identifying Spatial Hazard Ranking Using Multicriteria Decision Making Techniques

정은성* / 이길성**

Chung, Eun-Sung / Lee, Kil Seong

Abstract

This study developed a ten-step procedure of integrated watershed management (IWM) for sustainability to rehabilitate the distorted hydrologic cycle and identified spatial hazard ranking(step 2). Spatial hazard indices, Potential flood damage (PFD), potential streamflow depletion (PSD), potential water quality deterioration (PWQD), and watershed evaluation index (WEI) were developed using multi-criteria decision making (MCDM) techniques and sustainability evaluation concept(pressure-state-response model). The used MCDM techniques are composite programming, compromise programming, Regime method, and EVAMIX approach which are classified by data availability and objectives (prefeasibility and feasibility).

keywords : Integrated watershed management, Sustainability index, Multicriteria decision making technique, PFD, PSD, PWQD, WEI

요 지

본 연구에서는 도시화로 인해 왜곡된 물순환을 치수, 이수, 수질관리 등의 측면에서 건전화시키기 위해 지속가능한 유역통합관리 계획을 수립하기 위한 10단계의 절차와 적용방법을 개발하여 제시하였으며 이 중 Step 2에 해당하는 문제점 도출 및 우선순위 결정 단계를 수행하였다. 유역의 잠재적인 위험도를 나타내는 홍수피해잠재능(PFD), 건천잠재능(PSD), 수질오염잠재능(PWQD), 유역평가지수(WEI)를 산정하기 위해 다기준 의사결정기법과 지속가능성 평가지수 개념을 사용하였다. 사용된 다기준 의사결정 기법들은 복합계획법, 타협계획법, Regime, ELECTRE II, EVAMIX 방법이며 자료의 가용성과 목적(예비타당성, 타당성)에 따라 다르게 사용될 수 있다.

핵심용어 : 유역통합관리, 지속가능성 평가지수, 다기준 의사결정기법, 홍수피해잠재능, 건천잠재능, 수질오염잠재능, 유역평가지수

1. 서 론

하천은 물의 흐름에 의해 주변 환경에 절대적으로

영향을 받는 유수생태계이다. 따라서 하천의 유량, 유속, 수심, 수질, 수온 등 물이 지닌 물리, 화학적 특성에 따라 하천의 생태환경이 영향을 받게 된다. 이러한 하천

* 서울대학교 공학연구소 선임연구원
Researcher, Engineering Research Institute, Seoul National Univ., Seoul 151-742, Korea
(e-mail: cool77@snu.ac.kr)

** 서울대학교 공과대학 건설환경공학부 교수
Professor, Dept. of Civil & Environmental Engrg., Seoul National Univ., Seoul 151-744, Korea
(e-mail: kilselee@snu.ac.kr)

구성요소 간에는 다양한 인과관계가 형성되어 서로가 서로의 원인이 되고 또 결과가 되는 복합적 환경을 띄고 있다. 따라서 하천정비 또는 하천관리의 바람직한 해결책을 제시하기 위해서는 하천이 지니는 하천 및 유역의 고유특성을 이해하고 있어야 한다. 그러나 과거의 하천관리사업은 고도의 산업화 및 도시화 과정에서 이·치수 위주로 정비함으로써 수해예방 기능은 강화되었으나 하천수 오염과 함께 하천의 인공화라는 바람직하지 못한 결과를 유발하였다. 하천 및 유역의 고유특성을 고려하지 않은 인공화에 의한 하천생태계의 파괴와 중소규모 하천의 건천화 현상이 빈번하게 발생하였고 이에 따른 하천환경의 보존 및 복원 대책이 부족하게 되었다(박재로, 2006).

국내에서는 위의 문제들을 해결하고자 노력하여 왔는데, 대부분 복합적인 물 문제를 치수, 이수, 수질관리의 측면에서 분리하거나 일부만 결합하여 다음과 같이 다루어 왔다.

치수의 경우 최근 관심이 높아지면서 한국수자원학회(2001)에서 홍수유출을 억제할 수 있는 자연과 인공 시설물들을 유역 전반에 걸쳐 총체적으로 연계하여 이용하기 위해 유역종합치수계획의 수립을 제안하였고 이후 안양천, 낙동강, 영산강 등에 수립된 바가 있다. 더 나아가 심명필(2004)은 유역의 통합적인 치수관리를 위해 치수사업에 대한 경제성평가와 투자우선순위 결정을 위한 현실적인 분석방법 등을 포함한 종합지침서를 제시하였다.

이수의 경우 수자원장기종합계획을 중심으로 국가 전체의 수자원에 대한 적절한 분석을 통해 가용 수자원의 양을 파악하여 계획을 수립하고 있다. 문장원 등(2005)은 최근 국내에서 제시된 통합수자원평가계획 모형인 K-WEAP(Korea-Water Evaluation And Planning)을 이용하여 장기적인 수자원계획을 수립한 바가 있다. 정태성 등(2007)은 갈수 및 가뭄 시에 물 배분 문제가 생길 경우를 대비하여 유역통합 실시간 일저수지 운영 모델인 K-MODSIM을 개발하여 금강 유역에 적용하였다.

수질의 경우 하천환경에 대한 관심과 건전한 수환경에 대한 수요가 증대되면서 종래의 농도규제에 더하여 목표수질기준 한도에서 유역배출량을 관리하는 오염총량관리제를 새롭게 도입하게 되었다. 1차 수질오염총량관리제는 단위유역에 설정된 목표수질을 만족하기 위한 배출부하량을 산정하여 궁극적으로 오염물질 배출자에게 허용부하량을 할당하고 이를 준수하도록 하는 제도이다. 한강수계의 경우 '팔당호 등 한강수계 상수원 수질관리종합대책'을 마련하였고 이 계획의 시행방안으로

1999년에 '한강수계 상수원 수질개선 및 주민지원 등에 관한 법률'을 제정함으로써 임의제 형태의 수질오염 총량관리제를 도입하였으나 의무제로 전환하기 위해 법률 개정과정에 있다(환경부, 2003).

하지만 아직까지 이수, 수질 관리 등을 모두 포함하는 지속가능한 유역통합관리(Integrated Watershed Management; IWM) 계획 수립을 위한 구체적인 이론 및 적용방법에 대해서 연구된 바는 거의 없다. 따라서 본 연구에서는 다기준 의사결정(multicriteria decision making, MCDM) 기법과 지속가능성 평가지수(sustainability index, SI)를 이용하여 유역통합관리 이론을 토대로 도시하천의 지속가능한 수자원 관리계획을 수립하기 위한 절차를 제시하였다. 또한 Step 2에 해당되는 문제점 도출 및 우선순위의 결정을 물 관리에 초점을 두고 유역의 치수, 이수, 수질관리 측면의 잠재적인 위험도를 다기준 의사결정기법과 지속가능성 평가지수 개념을 사용하여 정량적으로 제시하였다. Step 1에 대한 일반적인 설명은 이길성 등(2006a)에 수록되어 있으며 Step 3~10의 구체적인 적용 방법과 결과는 향후에 제시될 예정이다.

2. 유역통합관리

2.1 개요

유역통합관리는 정확한 하나의 정의가 존재하지 않으며 나라마다 달리 정의되어 사용되고 있다. 사용되는 용어와 구성요소도 '통합수자원관리(Integrated Water Resources Management, IWRM)', '지속가능한 수자원 개발계획(sustainable water resources development plan)', '통합유역계획(integrated river basin planning)' 등 다양하다. 그럼에도 불구하고 최근 전 세계적으로 '통합수자원관리'라는 용어가 가장 많이 사용되고 있으며 이에 대한 정의도 점차 비슷해지고 있다(Argawal et al., 2000; World Bank, 2003; IUCN, 2003; Cardwell et al., 2004; USEPA, 2005). '통합수자원관리'는 지속가능한 발전(sustainable development)을 위해 생태계의 지속가능성을 저해하지 않으면서 사회·경제적 복지를 극대화할 수 있도록 물과 토지 및 관련 자원들의 조화로운 개발과 관리를 촉진하는 과정으로 정의된다(Global Water Partnership, 2005). 즉 수자원 이용의 사회적 효용을 극대화하기 위해 수자원뿐만 아니라 수자원과 직·간접적으로 관련된 모든 사항에 대한 관리까지 함께 증진해 가는 과정이다.

유역통합관리 역시 비용이 효율적이며 지속가능한 방법으로 1992년 더블린과 리우데자네이루에서 개최된

수자원 및 환경에 관한 국제회의를 통해 알려지게 되었다. 유역통합관리에 대한 정의는 매우 다양하고 적용목적 및 사례에 따라 조금씩 다르지만 통합수자원관리에 대한 정의 및 Dourejeanni et al.(2002)과 Thomas and Durham(2003) 등을 종합하면 다음과 같이 정의될 수 있다.

“유역이라는 한정된 범위 내에서 물 순환에 영향을 미치거나 물 순환에 의하여 영향을 받는 모든 인간 활동을 통합적으로 고려하여 하천의 수량(치수·이수) 및 수질, 생태환경 문제를 해결하기 위하여 장기적이고 지속가능한 방안을 다양한 요소(공학적, 사회적, 경제적)를 고려하여 마련하는 일련의 과정”

2.2 제안하는 절차

Heathcote(1998)는 유역통합관리를 위해 11단계의 의사결정과정을 상세하게 서술한 바 있다. 이는 계획이 실행되는데 최우선의 목표를 두고 공학적 측면 이외에 중요한 요소를 적극 고려할 수 있는 장점이 있다. 하지만 Heathcote(1998)는 오염총량관리를 위해 기본적인 이론과 일반적인 예제를 제시하였을 뿐 특정한 대상유역에 대해 일관적으로 적용하지 않았을 뿐만 아니라 소유역 분할을 통한 지역별 분석을 수행하지 않았다. 유역내 물순환을 파악하는 연속유출 모의모형을 사용하여 지역별 물 및 오염물질 순환 현황을 정량적으로 분석하지 않았고 문제점 파악과 대안 선정에서는 정량적인 값을 제시하지 않았다. 따라서 의사결정자들을 위해 유역내 문제점을 지역별 분야별로 제시하기 어려울 뿐만 아니라 대안의 효과에 대한 절대적인 수치를 제공할 수 없다. 특히 최근 환경관련 유역관리, 수자원 관리 분야에서 빈번하게 사용되고 있는 개념인 다기준 의사결정기법과 지속가능성 개념 등은 거의 반영하지 않고 있다.

또한 Armitage(1995)와 Lahdelma et al.(2000)등은 유역통합관리나 통합수자원관리를 위해서는 일반적으로 다목적, 다기준성과 지속가능성을 고려해야한다고 하였다. 이를 달성하기 위해서 Kirshen(2005)은 목표를 정량화할 수 있는 지표의 개발과 시나리오를 포함하는 대안의 개발, 지수를 이용한 대안의 평가 등을 포함해야한다고 하였다. 따라서 본 연구에서는 이러한 지속가능성, 다기준 의사결정기법, 목표를 정량화하는 지표의 개발, 대안의 평가를 위한 지수의 개발, 편익 산정을 통한 경제성 분석 등을 모두 포함하여 하나의 유역통합관리 계획 절차를 Fig. 1과 같이 제시하였다.

이렇게 수립된 대안은 유역주민 또는 이해관계자들의 의견이 적극 반영된 계획으로 도시유역에서 통합관

리를 수행하기 위한 의사결정지원 시스템의 토대가 되는 이론이다. 이는 향후 유역협의체 의사결정기구에 제출되어 효과적인 대안을 선정하는데 기초 자료로 사용될 수 있을 뿐만 아니라 지자체 등에서 고려하고 있는 사업들이 이러한 시스템을 통해 분석되어 어느 정도 효과가 기대되는지 산정해 낼 수도 있다.

3. 이론적 배경

3.1 문제점 도출 및 우선순위의 결정 방법

하천의 자연적 특성과 인간의 이용정도에 따라 하천들간의 서열이나 등급을 정하면 하천의 수문학적·지형학적·생태학적 특성의 파악이 용이해져 합리적인 하천의 관리·복원·보전을 위한 정책이나 계획수립에도 편리할 뿐만 아니라 하천관리자, 생태학자, 지형학자들과 같은 여러 분야의 사람들에게 매우 유용하게 이용될 수 있다(Mosley, 1987). 그러나 그동안의 연구들은 대부분 하천 자체를 중심으로 하상 재질, 하상의 수생식처 등에 초점을 두고 하천을 분류하였으며(Schumm and Lichty, 1963; Brussock et al., 1985; Rosgen, 1994; 박태선, 2002) 유역 관점에서 유역의 수문학적 특성이나 잠재적 위험성에 접근하여 구분한 경우는 드물다. Hagemester et al.(1995)은 쓰레기 매립장 선택 문제에서 퍼지 복합계획법(fuzzy composite programming)을 사용하여 지역의 위험순위(hazard ranking)를 산정하여 선택한 바가 있다.

본 연구에서는 주요 지천을 포함하는 유역단위로 대상유역을 구분한다. 치수의 경우 현재 유역중합치수계획을 수립하기 위해 홍수피해잠재능(Potential Flood Damage, PFD)을 산정하여 대상유역의 지역별 홍수에 대한 위험도를 정량적으로 산정하고 있다. 하지만 건천화 방지와 하천수질 개선을 위한 하천관리에는 제도적으로 정해진 지역별 위험도를 산정하는 방법이 없다. 따라서 본 연구에서는 선천연구인 이길성 등(2006a)에서 제안한 건천잠재능(Potential Streamflow Depletion, PSD)과 수질오염잠재능(Potential Water Quality Deterioration, PWQD)을 사용하기로 한다. 이외에도 생태학적 안정성 등과 같이 물순환의 건전성을 정량적으로 확인할 수 있는 다른 지수가 존재한다면 도입하여 함께 사용될 수 있다. PFD에서 사용한 지속가능한 개발 모형인 압력-상태-반응 (Pressure-State-Response, PSR; OECD, 1993) 모형을 이용하여 PSD와 PWQD를 산정하기 위한 인자를 이길성 등(2006a)과 같이 사용하였다.

이길성 등(2006b)에서 지수를 산정하기 위해 다기준

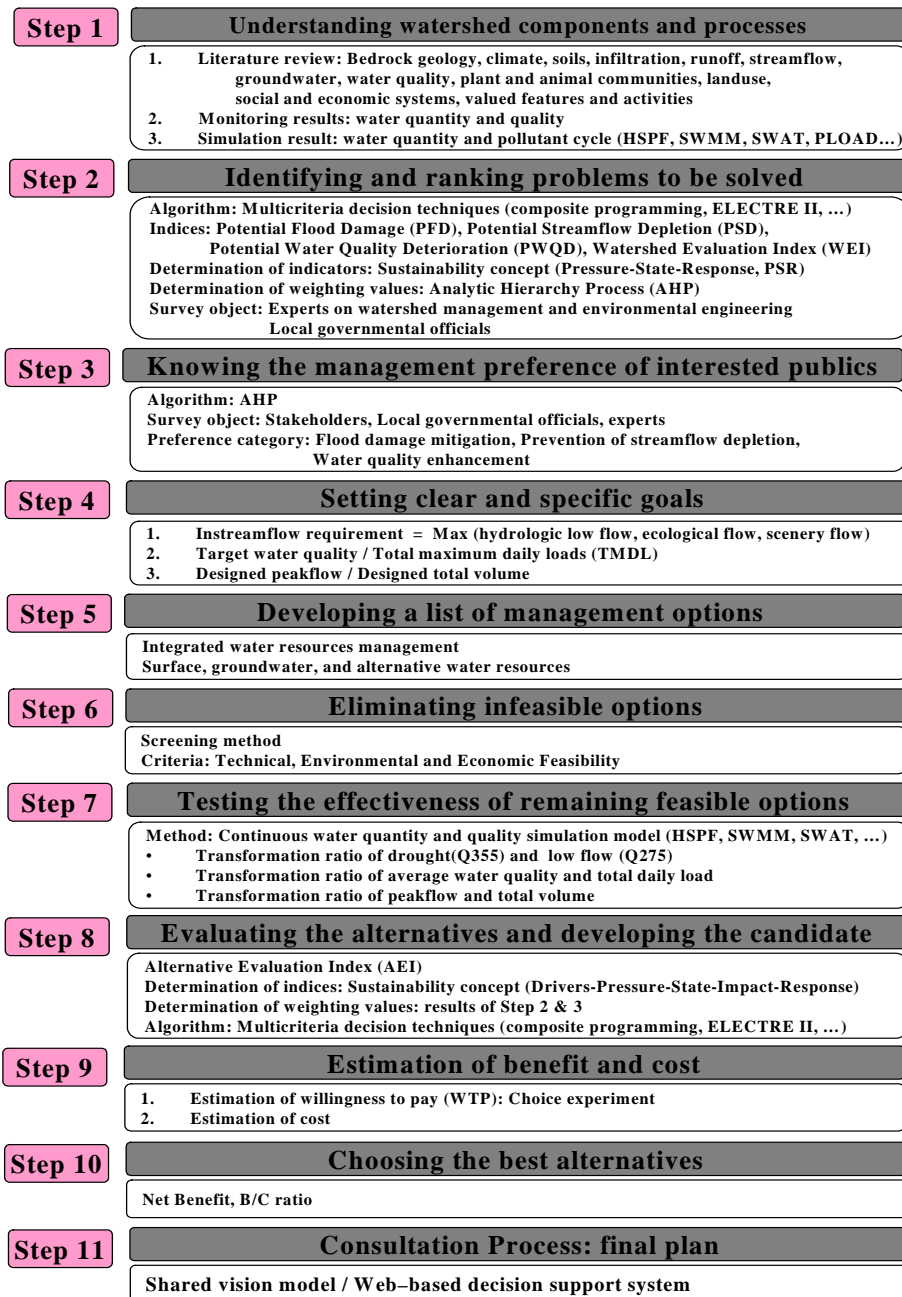


Fig. 1. Procedure of Integrated Watershed Management for Sustainability

의사결정기법 이론 중 복합계획법(composite programming)만 사용하였으나 본 연구에서는 타협계획법(compromise programming), ELECTRE II(Elimination and Choice Translating Reality), Regime 방법, Evamix(EVALuation with MIXed qualitative and quantitative data) 접근법을 추가하여 사용하였다. 각각의 방법은 자료의 가용성과 사용 목적에 따라 달라질 수 있는데 가중치를 정확하게 산정하고 대부분 정량적인 인자만 사용한 경우에는 복합계획법, 타협계획법을 사용할 수 있고 정성적인 자료가 함께 있는 경우에는 Evamix 접근법을 사용할 수 있으며 가중치를 정확하게

산정하기 어려운 경우는 Regime 방법을 사용할 수 있고 대안들의 정량적인 순위를 산정하는 것이 아니라 좋지 않은 대안을 그룹별로 제시하는 것이 필요한 경우는 ELECTRE II를 사용하는 것이 바람직하다. 또한 전반적인 유역의 오염상황을 알아보기 위하여 치수, 이수, 수질관리에 대한 균일가중치를 사용한 유역평가지수(Watershed Evaluation Index, WEI)도 산정한다.

기존연구인 이길성 등(2006b)에서는 각각의 인자와 그룹에 대한 가중치를 몇 명의 전문가의 의견을 평균하여 산정하였으나 본 연구에서는 여러 전문가의 의견을 종합하여 값을 결정하는 계층화 분석과정(Analytic

Hierarchy Process, AHP; Satty, 1977) 방법을 이용한다. 치수, 이수, 수질관리 측면에서 각각 사용되는 압력, 상태, 반응에 대한 가중치 및 인자들에 대한 가중치를 전문가(대학원, 설계회사, 연구소), 지방자치단체 관련 공무원 및 시민단체의 의견을 조사하여 AHP 기법을 통해 산정한다.

3.2 다기준 의사결정 기법

3.2.1 개요

다기준 의사결정이란 평가기준이 다수이고 고려해야 할 대안들도 다수인 경우 선호도를 각각 측정하고 각 기준에 대한 중요도를 감안하여 최선의 대안이나 순위, 등급 등을 결정하는 것을 의미한다. 따라서 다기준 의사결정은 평가기준들의 상대적 중요도와 각 대안의 각 기준에 대한 선호도를 측정하는 것이 중요하다. 그러나 평가기준의 속성이 다양하고 기준별 선호도의 대안들에 대한 정보의 척도나 가치가 다르기 때문에 현실적으로는 쉽게 결정하기 어렵다. 또한 사용되는 기준들이 상충관계에 있는 경우가 많아 절충(tradeoff)을 통하여 객관성을 유지하여야 하므로 일반적 해석기법으로는 한계가 있다. 따라서 MCDM은 전형적 의사결정론이 경험이나 주관적 선호도를 선택사항으로 고려할 수 없는 단점을 보완한 것으로 초기에 개발된 대표적인 모형은 목표계획법(goal programming)이고 이후 인간의 주관적 생각과 판단을 반영하는 새로운 관점의 모형이 나타났다(김우구 등, 2006).

MCDM의 방법으로는 가중평균법(weighted summation method), 목적계획법, 타협계획법, 복합계획법, Regime, EVAMIX 접근법, ELECTRE와 PROMETHEE (Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations)와 같은 Outranking 방법, 계층화분석과정(Analytic Hierarchy Process, AHP) 등이 있다.

3.2.2 기법 선택

다양한 다기준 의사결정 기법을 선택하기 위해서는 Janssen(1992)의 내용에 5단계 가중치 확정여부와 6단계 순위제시방법을 추가하여 구성된 Fig. 2와 같은 순서로 결정하는 것이 좋다. 즉, 대안의 연속성(continuity) 여부, 자료의 정량성 여부, 대안의 평가가 금전적 가치(monetary value)인가 여부, 표준화 방법, 가중치의 확정 여부, 순위제시 방법에 따라 다양한 기법들이 적용될 수 있다.

이 중 평가를 위한 자료가 정성적이며 정확한 가중치를 알지 못할 경우, 즉 의사결정 대상에 대한 상세한 정보 및 분석이 거의 이루어지지 않은 상태에서 이루어지는 사전타당성(prefeasibility) 검토에는 Random value 방법, Expected value 방법, Extreme value 방법, EVAMIX 접근법이 사용될 수 있다. 반면 의사결정 대상에 대한 정보 및 가중치를 충분히 알고 평가를 수행하는 타당성(feasibility) 검토에는 복합계획법, 타협계획법, Regime 방법, ELECTRE 등이 사용될 수 있다.

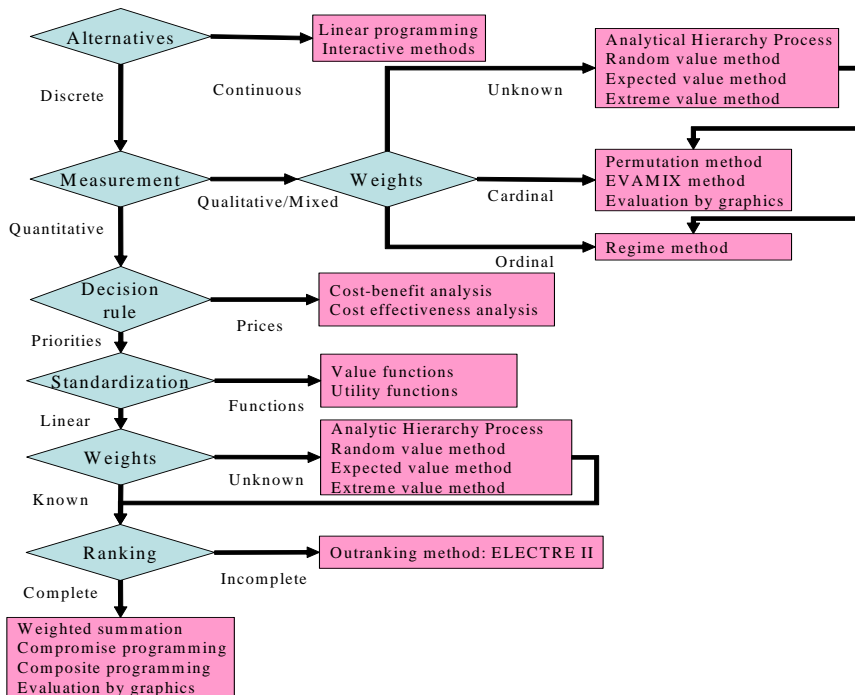


Fig. 2. Typology of MCDM Techniques (modified from Janssen (1992))

3.2.3 이론적 배경

본 연구에서 사용한 복합계획법, 타협계획법, ELECTRE II, Regime 방법, EVAMIX approach 중 복합계획법을 제외한 다른 방법에 대한 설명은 다음과 같다. 복합계획법에 대한 설명은 이길성 등(2006a)에 제시되어 있다.

(1) 타협계획법

타협계획법은 이상점으로부터 최소거리를 산정하여 효과적인 값에 포함되는 집합을 가장 좋은(best) 해로 정의한다. 타협계획법에 사용되는 거리 값은 다음과 같은 Eq. 1을 통해 구해진다.

$$L_k(a) = \left(\sum_{h=1}^N w_h^b s_{hk}^b \right)^{1/b} \quad (1)$$

여기서, L_k 는 대안 a 의 k 그룹의 이상점까지의 거리값이고, s_{hk} 는 k 그룹에서 h 인자(indicator)의 무차원화 된 값이고, w_{hk} 는 k 그룹내의 h 인자에 대한 가중치이고(각 그룹 내의 모든 인자들의 가중치의 합은 1), N_j 는 k 그룹의 총 인자의 수, b 은 균형값이다. 즉 b 는 대안 간의 편차에 대한 의사결정자의 태도를 반영하는 균형 값을 의미한다. 즉, $b=1$ 이면 이상점의 값으로부터의 편차가 그대로 사용되는데 반해 $2 \leq b \leq \infty$ 이면 차이가 커질 수록 의사결정에도 크게 반영됨을 의미한다.

(2) Regime Method

Regime 방법은 일치분석(concordance analysis)과 같은 쌍대비교방법의 서수적 일반화 방법으로 해석되기도 한다. 즉 정확한 가중치를 갖는 것이 아니라 우선순위를 갖게 되므로 정확하게 가중치를 산정해야하는 어려움을 피할 수 있기 때문이다(Hinlopen and Nijkamp, 1990). 따라서 Regime 방법은 대안간 효과 사이의 부호에 초점을 맞춘다. 즉, 대안 i 와 i' 사이의 j 기준에 대한 관계, $r_{ii',j}$ 는 다음 Eq. 2와 같이 제시될 수 있다.

$$r_{ii',j} = \begin{cases} 1 & \text{if } e_{ji} \geq e_{ji'} \\ -1 & \text{if } e_{ji} < e_{ji'} \end{cases} \quad (i \neq i') \quad (2)$$

여기서, e_{ji} 는 대안 i 의 j 기준에 대한 효과이다.

Eq. 2를 이용하여 기준 $j = 1, \dots, J$ 에 대해 다음과 같이 Regime 벡터를 산정할 수 있다.

$$\mathbf{r}_{ii'} = (r_{ii',1}, r_{ii',2}, \dots, r_{ii',J}) \quad (i \neq i') \quad (3)$$

Regime 벡터, \mathbf{r} 을 모든 대안(J 개)의 조합에 대해 산정하면 다음과 같은 Regime 행렬을 산정할 수 있다.

$$R = \begin{bmatrix} \mathbf{r}_{1,2} \\ \dots \\ \mathbf{r}_{1,I} \\ \mathbf{r}_{2,1} \\ \dots \\ \mathbf{r}_{2,I} \\ \dots \\ \mathbf{r}_{I,1} \\ \dots \\ \mathbf{r}_{I,I-1} \end{bmatrix} \quad (4)$$

Regime 행렬은 영향 행렬 \mathbf{P} 로 변환될 수 있다.

대안의 매력도(attractiveness)에 대한 차이를 나타내는 척도로 μ 를 다음과 같이 산정할 수 있다. 여기서 γ_j 는 j 기준의 순위만 가지는 가중값으로 독자적인 $\mu_{ii'}$ 값을 갖는 것은 불가능하다.

$$\mu_{ii'} = \sum_j \gamma_j r_{ii',j} \quad (5)$$

이렇게 산정된 $\mu_{ii'}$ 는 일치분석(concordance analysis)에 사용되어 계산된다.

(3) EVAMIX Approach

EVAMIX 접근법(Voogd, 1982)은 정성적 자료와 정량적 자료를 모두 포함하는 효과 자료를 다룰 때 사용된다. 영향 행렬 \mathbf{E} 를 산정하는 것으로부터 시작되는데 정성적인 값과 정량적인 값으로 나누어서 각각 \mathbf{O} 와 \mathbf{C} 로 나타낼 수 있다. 대안 i 가 i' 보다 뛰어나다고 할 때 다음과 같은 수식을 사용한다.

$$\begin{aligned} \alpha_{ii'} &= f(x_{ji}, x_{ji'}, w_j), \text{ for all } j \in \mathbf{O} \\ \psi_{ii'} &= g(x_{ji}, x_{ji'}, w_j), \text{ for all } j \in \mathbf{C} \end{aligned} \quad (6)$$

함수 f 와 g 는 다음과 같이 계산될 수 있다.

$$\alpha_{ii'} = \left[\sum_{j \in \mathbf{O}} w_j \times \text{sgn}(e_{ji} - e_{ji'})^c \right]^{1/c}, \quad c = 1, 3, 5, \dots, \infty$$

$$\text{and } \text{sgn}(e_{ji} - e_{ji'}) = \begin{cases} +1 & \text{if } e_{ji} > e_{ji'} \\ 0 & \text{if } e_{ji} = e_{ji'} \\ -1 & \text{if } e_{ji} < e_{ji'} \end{cases} \quad (7)$$

여기서, $x_{i,j}$ 는 기준 j 에 대한 대안 i 의 가중치 w_j 를 이

용한 점수이며 c 는 규모 매개변수(scaling parameter)로 양의 홀수만 사용되며 양의 짝수 값은 부호를 변화시키므로 사용할 수 없다. c 가 클수록 대안 사이의 차이가 더 중요하다는 것을 의미한다(Voogd, 1982).

$$\psi_{ii'} = \left[\sum_{j \in C} \{w_j \times |\hat{e}_{ji} - \hat{e}_{ji'}|\}^c \right]^{1/c} \quad (8)$$

여기서, \hat{e} 는 표준화된 값을 의미한다.

$\alpha_{ii'}$ 와 $\psi_{ii'}$ 는 다른 측정단위의 값이므로 표준화 작업이 필요하다. 표준화된 값은 $\hat{\alpha}_{ii'}$ 와 $\hat{\psi}_{ii'}$ 이다. 가중치가 다음과 같다고 하면 각각의 대안 i 와 i' 에 대한 지배 측정치 (overall dominance score) $m_{ii'}$ 는 다음과 같이 구할 수 있다.

$$\begin{aligned} w_0 &= \sum_{j \in O} w_j \\ w_c &= \sum_{j \in C} w_j \\ m_{ii'} &= w_0 \hat{\alpha}_{ii'} + w_c \hat{\psi}_{ii'} \end{aligned} \quad (9)$$

이러한 지배점수는 대안 i 가 대안 i' 보다 주어진 가중치에 대해 어느 정도 지배하는가를 보여준다.

마지막 단계는 각 대안의 평가점수 (appraisal score) χ_i 를 산정하는 것인데 일반적으로 $m_{ii'}$ 는 다음과 같이 함수 g 에 의해 계산된다.

$$m_{ii'} = g(\chi_i, \chi_{i'}) \quad (10)$$

상세한 설명과 적용은 Voogd(1982)에 제시되어 있다.

(4) ELECTRE II

ELECTRE는 Benayoun et al. (1966)에 의해 제안되었으며 '모든 기준을 고려하여 대안 i 는 대안 i' 보다 나쁘지 않다'라는 순위 선호관계를 기반으로 한다. ELECTRE는 각 평가기준에 해당하는 대안의 평가기준 값을 2개씩의 조합으로 선택하여 만족도와 불만족도에 따른 일치(concordance) 및 불일치(disconcordance) 지수를 산정하여 각 대안을 평가한다. 두 개의 대안 중 i 가 i' 보다 순위가 우위에 있다면 $C(i, i') = 1$, $D(i, i') = 0$ 이며 이 경우 일반적으로 주어진 값 c^* 와 d^* 에 대하여 i 는 i' 보다 순위가 우선한다고 할 수 있다. 즉 $C(i, i') \geq c^*$ 인 경우 기준은 충분히 대안 i 를 선호한다고 할 수 있고, $D(i, i') \leq d^*$ 인 경우 선호도에서 기각된다고 할 수 있다. 따라서 평가기준을 중심으로 대안

들과 비교평가를 통하여 순위를 결정하게 된다.

그러나 ELECTRE I은 전체 대안들에 대한 완전한 순위를 제시하지 못하는 단점이 있어서 Roy and Bertier (1971)는 강한 우선순위와 약한 우선순위, 두 개의 기준 값으로 정의된 집합으로 순위를 정하는 ELECTRE II의 일치지수와 불일치지수를 다음과 같이 개발하였다.

$$C(i, i') = \frac{W_{i,i'}^+ + W_{i,i'}^-}{W_{i,i'}^+ + W_{i,i'}^- + W_{i,i'}^0} \quad (11)$$

여기서, $W_{i,i'}^+$ 는 대안 i 가 i' 보다 우수한 결과를 보이는 기준들의 가중치의 합이고, $W_{i,i'}^-$ 는 대안 i' 가 i 보다 우수한 결과를 보이는 기준들의 가중치의 합이며 $W_{i,i'}^0$ 는 어느 쪽에도 속하지 않는 기준의 가중치 합이다.

$$D(i, i') = \max(v_{ji'} - v_{ji}) \quad (12)$$

여기서, v_{ji} 는 대안 i 가 기준 j 에 대해 미치는 영향에 대한 값이며, $v_{ji'}$ 는 대안 i' 가 기준 j 에 대해 미치는 영향에 대한 값이다. 즉 대안 i 가 대안 i' 보다 우수한 경우에 $C(i, i')$ 이 $D(i, i')$ 보다 크며 $C(i, i')$ 과 $D(i, i')$ 모두 c^* 과 d^* 사이에 존재해야 한다.

ELECTRE는 순위선호(outranking) 관계와 유사기준(pseudo-criteria)을 기반으로 해서 여러 선호 대안을 선정하는 데 유용하게 사용되어 왔다. ELECTRE는 대상의 특성에 따라 I, IS, II, III, IV, TRI 등으로 구분되며, I, IS는 선호되는 대안을 선정하는 문제, II, III, IV는 대안들 간의 순서를 정하는 문제, TRI는 사전에 정의된 카테고리 대안들을 분류하고자 하는 문제에 효과적으로 적용된다.

(5) Spearman rank correlation coefficient

Spearman 순위 상관계수(R)는 서로 다른 MCDM 방법에 의해 계산된 순위 사이의 관련성을 측정하는데 사용된다(Gibbons, 1971). S_i 와 T_i 가 두 개의 다른 MCDM 방법에 의해 얻어진 순위라면 상관계수 R 은 다음과 같이 산정될 수 있다.

$$R = 1 - \frac{\sum_{i=1}^I D_i^2}{I(I+1)} \quad (13)$$

여기서 $i (= 1, 2, \dots, I)$ 는 대안 이름, I 는 대안의 총수, $D_i (= |S_i - T_i|)$ 는 순위사이의 거리를 의미한다. $R = 1$ 이

면 순위가 모두 같게 나오는 것을 의미하며 $R=0$ 이면 아무런 관계가 없음을 의미하며 $R=-1$ 이면 완전히 반대임을 의미한다.

4. 적용 결과

PFD, PSD, PWQD를 산정하기 위한 인자들은 OECD(1993)가 개발한 지속가능성 평가모형인 PSR (Pressure-State-Response)을 사용하여 선정하였으며 이에 대한 이론적 설명은 이길성 등(2006a)에 제시되어 있고 선정된 인자들은 Table 1에 제시되어 있다. 또한 본 이론은 안양천 유역에 적용되었으며 중유역 분할도는 Fig. 3에 나타난 바와 같다. 각 중유역별 인자들의 실제 값은 정은성(2007)에 제시되어 있다.

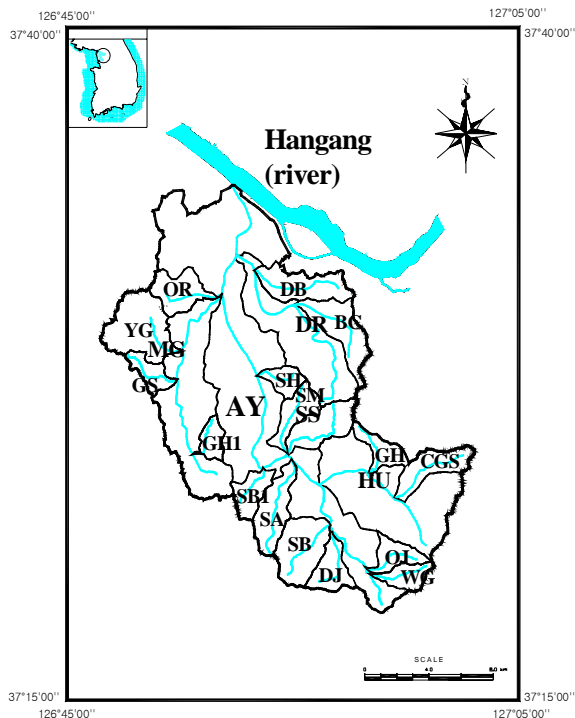


Fig. 3. Sub-watersheds Map of the Anyangcheon

4.1 가중치 결정

PFD, PSD, PWQD를 산정하기 위해서는 각각의 인자에 대한 가중치 및 지속가능성 모형의 구성요소인 압력-상태-반응에 대한 가중치를 산정해야 한다. 본 연구에서는 AHP를 방법을 이용하여 Table 1과 같이 산정하였다. 산정을 위해 사용된 자료는 수문/수자원 관련 전문가 및 관련지자체 공무원 30명의 설문결과이며 이중 일관성 지수(consistency ratio) 0.15이하를 만족하는 자료의 수는 각각 개별인자의 경우 치수의 압력(pressure)은 19명, 상태(state)는 22명, 반응(response)

은 23명, 이수의 상태는 24명, 반응은 20명, 수질관리의 상태는 24명이었으며 지속가능성 구성요소인 압력-상태-반응에 대한 경우 21명(치수의 경우), 22명(이수의 경우), 24명(수질관리의 경우)에 대한 것을 분석하여 사용하였다.

4.2 등급 및 순위 산정

복합계획법을 이용하여 안양천 유역의 각 중유역별 PFD, PSD, PWQD를 $b=1,2$ 에 대해 산정하고 등급을 제시하면 Table 2와 같다. 이를 바탕으로 WEI를 치수, 이수, 수질관리에 대한 가중치인 p_n, q_n, r_n 의 일반적인 집합에 대해 산정하면 Table 3과 같다.

중유역들을 비교하기 위해 각 지수를 5개의 등급으로 구분하면 다음과 같다.

- A(1)등급(~0.3): 매우 우수한 상태이므로 현재상태로 유지하려는 노력이 필요함
- B(2)등급(~0.4): 비교적 양호한 상태이므로 비구조적인 방법이 시도되어야 함
- C(3)등급(~0.5): 평균적인 상태로 다양한 관리방법을 모색하여야 함
- D(4)등급(~0.6): 비교적 좋지 않은 상태이므로 다양한 관리방법이 시도되어야 함
- E(5)등급(0.6~): 매우 위험한 상태이므로 구조적인 방법이 다양하게 시도되어야 함

안양천 유역의 평균값을 살펴보면 PFD(0.52), PSD(0.56), PWQD(0.55) 모두 D등급에 해당되므로 전체적으로 좋지 않은 상태임을 알 수 있으며 건천화 문제와 수질오염 문제가 안양천 유역에서 잠재적으로 가장 심각함을 알 수 있다.

전반적인 유역의 취약성을 나타내는 WEI 값에 따라 유역의 위험도가 높는데 투자가 우선시 되는 중유역은 WG, OJ, DJ, SB, SA, SBI, MG, GH, YG(이상 D등급), SH, OR, DR, BC, DB(이상 E등급)을 꼽을 수 있다.

PFD, PSD, PWQD 사이의 상관관계를 알아보기 위해 상관계수를 산정하면 다음과 같다.

$$\begin{aligned} \text{Correlation (PFD, PSD)} &= 0.495 \\ \text{Correlation (PFD, PWQD)} &= 0.344 \\ \text{Correlation (PSD, PWQD)} &= 0.909 \end{aligned}$$

도시지역의 경우 건기에 하천수량이 적은 유역의 경우 수질위험 가능성도 매우 높지만 잠재적 홍수피해는 이수나 수질관리 가능성과 비교적 낮은 관련성이 있음을 알 수 있다. 따라서 이수와 수질관리는 함께 추진하는 것이 바람직하다.

Table 1. All Weights of Sustainability Component and Indicators Using AHP

| Name of index | Sustainability component | Weight | Indicator | Weight |
|----------------------|--------------------------|--------|---|--------|
| PFD (21/30)* | Pressure (19/30)** | 0.372 | Property value | 0.208 |
| | | | Population density | 0.350 |
| | | | Infrastructure | 0.275 |
| | | | Natural & cultural resources | 0.166 |
| | State (22/30)** | 0.293 | Rainfall intensity | 0.282 |
| | | | Urban area ratio | 0.256 |
| | | | Watershed slope | 0.221 |
| | | | Amount of flood damage | 0.241 |
| | Response (23/30)** | 0.335 | Stability of levee inundation | 0.392 |
| | | | Number of pumping station | 0.268 |
| Number of reservoirs | | | 0.341 | |
| PSD (22/30)* | Pressure | 0.371 | Population density | 0.800 |
| | | | Population | 0.200 |
| | State (24/30)** | 0.375 | Streamflow depletion / diversion | 0.219 |
| | | | Urban area ratio | 0.373 |
| | | | Groundwater withdrawal | 0.274 |
| | | | Watershed slope | 0.134 |
| | Response (20/30)** | 0.254 | Reuse of treated wastewater | 0.270 |
| | | | Reservoir capacity | 0.342 |
| | | | Use of groundwater collected by subway stations | 0.196 |
| | | | Diversion from other watershed | 0.192 |
| PWQD (24/30)* | Pressure | 0.302 | Population | 1.000 |
| | State (24/30)** | 0.388 | BOD loads | 0.073 |
| | | | COD loads | 0.073 |
| | | | SS loads | 0.072 |
| | | | TN & TP loads | 0.072 |
| | | | Intrusion of wastewater | 0.346 |
| | | | Population density | 0.185 |
| | | | Ratio of covered length | 0.179 |
| | Response | 0.310 | Streamflow treatment facility | 1.000 |

* Number of available data / Number of total data (sustainability component)

** Number of available data / Number of total data (indicators)

타협계획법, ELECTRE II, Regime 방법, EVAMIX 접근법을 사용하여 산정한 결과 중 WEI 순위는 Table 4와 같다. 타협계획법의 경우 균형값은 임의로 1, 2, 10에 대해 수행하였다. ELECTRE II는 대안을 등급별로 분류하여 순위를 제시하였는데 PFD의 경우 4개, PSD의 경우 12개, PWQD의 경우 16개, WEI의 경우 11개로 구분하여 제시하였다. Regime 방법은 각각의 인자에 대한 가중치를 입력하는 것이 아니라 우선순위만 입력하여 우선순위 조건을 만족하는 2,000개의 가중치 경우의 수를 무작위로 발생시켜 각 경우에 대해 수행하였다. 따라서 PFD, PSD, PWQD를 산정하기 위해 Table 1의 결과를 토대로 가중치가 0.01 이하의 차이를 보이면 같은 값으로 인정하고 각 인자들과 지속가능성 요소

들에 대한 가중순위를 결정하였다. 사용된 시나리오는 다음과 같다.

Scenario 1: $p = q = r$

Scenario 2: $p > q = r$ 를 만족하는 2,000개의 가중치 조합

Scenario 3: $q > p = r$ 를 만족하는 2,000개의 가중치 조합

Scenario 4: $r > p = q$ 를 만족하는 2,000개의 가중치 조합

EVAMIX 접근법은 정량적인 값과 정성적인 자료를 분리하여 PFD, PSD, PWQD, WEI의 각각의 값을 산정

Table 2. Indices and Grades of PFD, PSD, and PWQD Using Composite Programming

| Name of sub-watershed | PFD | | | | PSD | | | | PWQD | | | |
|-----------------------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|---------|-------|
| | $b=1$ | $b=2$ | Average | Grade | $b=1$ | $b=2$ | Average | Grade | $b=1$ | $b=2$ | Average | Grade |
| WG | 0.380 | 0.563 | 0.471 | C | 0.490 | 0.676 | 0.583 | D | 0.345 | 0.562 | 0.453 | C |
| OJ | 0.435 | 0.580 | 0.508 | D | 0.474 | 0.612 | 0.543 | D | 0.368 | 0.567 | 0.467 | C |
| DJ | 0.517 | 0.671 | 0.594 | D | 0.508 | 0.616 | 0.562 | D | 0.565 | 0.678 | 0.622 | E |
| SB | 0.519 | 0.659 | 0.589 | D | 0.457 | 0.575 | 0.516 | D | 0.570 | 0.676 | 0.623 | E |
| HU | 0.365 | 0.502 | 0.433 | C | 0.236 | 0.332 | 0.284 | A | 0.153 | 0.212 | 0.182 | A |
| CGS | 0.464 | 0.646 | 0.555 | D | 0.377 | 0.603 | 0.490 | C | 0.310 | 0.557 | 0.433 | C |
| GH | 0.315 | 0.507 | 0.411 | C | 0.346 | 0.529 | 0.438 | C | 0.361 | 0.563 | 0.462 | C |
| SS | 0.398 | 0.534 | 0.466 | C | 0.337 | 0.542 | 0.440 | C | 0.365 | 0.563 | 0.464 | C |
| SM | 0.395 | 0.531 | 0.463 | C | 0.408 | 0.605 | 0.507 | D | 0.328 | 0.558 | 0.443 | C |
| SA | 0.596 | 0.706 | 0.651 | E | 0.466 | 0.630 | 0.548 | D | 0.364 | 0.562 | 0.463 | C |
| SB1 | 0.562 | 0.677 | 0.619 | E | 0.446 | 0.605 | 0.525 | D | 0.342 | 0.560 | 0.451 | C |
| SH | 0.521 | 0.661 | 0.591 | D | 0.688 | 0.780 | 0.734 | E | 0.650 | 0.755 | 0.703 | E |
| MG | 0.345 | 0.395 | 0.370 | B | 0.536 | 0.618 | 0.577 | D | 0.582 | 0.676 | 0.629 | E |
| GH1 | 0.548 | 0.679 | 0.613 | E | 0.386 | 0.593 | 0.490 | C | 0.316 | 0.557 | 0.436 | C |
| GS | 0.164 | 0.341 | 0.253 | A | 0.351 | 0.531 | 0.441 | C | 0.397 | 0.606 | 0.502 | D |
| OR | 0.393 | 0.540 | 0.467 | C | 0.648 | 0.728 | 0.688 | E | 0.688 | 0.772 | 0.730 | E |
| YG | 0.517 | 0.577 | 0.547 | D | 0.471 | 0.573 | 0.522 | D | 0.501 | 0.642 | 0.571 | D |
| DR | 0.559 | 0.638 | 0.599 | D | 0.791 | 0.816 | 0.804 | E | 0.840 | 0.875 | 0.857 | E |
| BC | 0.544 | 0.670 | 0.607 | E | 0.661 | 0.734 | 0.697 | E | 0.707 | 0.773 | 0.740 | E |
| DB | 0.592 | 0.731 | 0.662 | E | 0.790 | 0.867 | 0.829 | E | 0.763 | 0.826 | 0.794 | E |
| Average | 0.46 | 0.59 | 0.52 | D | 0.49 | 0.63 | 0.56 | D | 0.48 | 0.63 | 0.55 | D |

Table 3. WEIs and Grade of Various Weights Using Composite Programming

| Category | Case 1 | Case 2 | Case 3 | Case 4 | Case 5 | Case 6 | Case 7 | Case 8 | Average | Grade |
|----------|--------|--------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------|-------|
| b | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | | |
| p_n | 0.333 | 0.333 | 0.500 | 0.500 | 0.250 | 0.250 | 0.250 | 0.250 | | |
| q_n | 0.333 | 0.333 | 0.250 | 0.250 | 0.500 | 0.500 | 0.250 | 0.250 | | |
| r_n | 0.333 | 0.333 | 0.250 | 0.250 | 0.250 | 0.250 | 0.500 | 0.500 | | |
| WG | 0.404 | 0.602 | 0.399 | 0.593 | 0.426 | 0.622 | 0.390 | 0.593 | 0.504 | D |
| OJ | 0.425 | 0.586 | 0.428 | 0.585 | 0.438 | 0.593 | 0.411 | 0.582 | 0.506 | D |
| DJ | 0.529 | 0.655 | 0.527 | 0.660 | 0.524 | 0.646 | 0.539 | 0.662 | 0.593 | D |
| SB | 0.515 | 0.638 | 0.516 | 0.644 | 0.500 | 0.623 | 0.529 | 0.648 | 0.576 | D |
| HU | 0.251 | 0.368 | 0.280 | 0.406 | 0.247 | 0.359 | 0.227 | 0.336 | 0.309 | B |
| CGS | 0.383 | 0.603 | 0.404 | 0.614 | 0.382 | 0.603 | 0.365 | 0.592 | 0.493 | C |
| GH | 0.340 | 0.533 | 0.334 | 0.527 | 0.342 | 0.533 | 0.345 | 0.541 | 0.437 | C |
| SS | 0.366 | 0.546 | 0.375 | 0.543 | 0.359 | 0.545 | 0.366 | 0.551 | 0.457 | C |
| SM | 0.377 | 0.565 | 0.382 | 0.557 | 0.385 | 0.576 | 0.365 | 0.564 | 0.471 | C |
| SA | 0.475 | 0.635 | 0.505 | 0.653 | 0.473 | 0.634 | 0.448 | 0.618 | 0.555 | D |
| SB1 | 0.449 | 0.615 | 0.478 | 0.632 | 0.449 | 0.613 | 0.423 | 0.602 | 0.533 | D |
| SH | 0.619 | 0.734 | 0.595 | 0.716 | 0.636 | 0.746 | 0.627 | 0.739 | 0.677 | E |
| MG | 0.487 | 0.576 | 0.452 | 0.537 | 0.500 | 0.587 | 0.511 | 0.603 | 0.532 | D |
| GH1 | 0.416 | 0.611 | 0.449 | 0.629 | 0.409 | 0.607 | 0.391 | 0.599 | 0.514 | D |
| GS | 0.304 | 0.505 | 0.269 | 0.470 | 0.316 | 0.512 | 0.328 | 0.532 | 0.404 | C |
| OR | 0.576 | 0.687 | 0.531 | 0.654 | 0.594 | 0.698 | 0.604 | 0.710 | 0.632 | E |
| YG | 0.496 | 0.598 | 0.502 | 0.593 | 0.490 | 0.592 | 0.498 | 0.609 | 0.547 | D |
| DR | 0.729 | 0.783 | 0.687 | 0.750 | 0.745 | 0.792 | 0.757 | 0.807 | 0.756 | E |
| BC | 0.637 | 0.726 | 0.614 | 0.713 | 0.643 | 0.728 | 0.655 | 0.739 | 0.682 | E |
| DB | 0.714 | 0.810 | 0.684 | 0.791 | 0.734 | 0.825 | 0.727 | 0.814 | 0.762 | E |

Table 4. WEI Ranking Patterns Obtained by Various MCDM Techniques

| Name of sub-watershed | Composite (b = 1) | Composite (b = 2) | Compromise (b = 2) | Compromise (b = 10) | ELECTRE II | Regime | EVAMIX | Average | Rank | Grade |
|-----------------------|-------------------|-------------------|--------------------|---------------------|------------|--------|--------|---------|------|-------|
| WG | 14 | 12 | 14 | 13 | 14 | 18 | 13 | 13.0 | 14 | 2 |
| OJ | 12 | 14 | 15 | 14 | 5 | 15 | 11 | 13.9 | 12 | 3 |
| DJ | 6 | 6 | 6 | 7 | 9 | 6 | 6 | 7.0 | 6 | 4 |
| SB | 7 | 7 | 7 | 11 | 9 | 7 | 7 | 8.3 | 7 | 4 |
| HU | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 9 | 20 | 15.7 | 19 | 1 |
| CGS | 15 | 11 | 13 | 12 | 20 | 20 | 15 | 12.4 | 15 | 2 |
| GH | 18 | 18 | 17 | 15 | 20 | 13 | 18 | 15.1 | 18 | 1 |
| SS | 17 | 17 | 18 | 18 | 16 | 14 | 15 | 14.9 | 17 | 1 |
| SM | 16 | 16 | 16 | 16 | 14 | 16 | 15 | 14.6 | 16 | 2 |
| SA | 10 | 8 | 8 | 9 | 2 | 10 | 9 | 10.4 | 8 | 4 |
| SBI | 11 | 9 | 10 | 10 | 5 | 12 | 11 | 11.3 | 10 | 3 |
| SH | 4 | 3 | 3 | 2 | 14 | 4 | 4 | 3.9 | 4 | 5 |
| MG | 9 | 15 | 11 | 6 | 1 | 11 | 9 | 11.6 | 9 | 3 |
| GHI | 13 | 10 | 9 | 8 | 16 | 19 | 13 | 10.1 | 13 | 2 |
| GS | 19 | 19 | 19 | 19 | 20 | 17 | 19 | 16.1 | 20 | 1 |
| OR | 5 | 5 | 5 | 4 | 10 | 5 | 5 | 5.7 | 5 | 4 |
| YG | 8 | 13 | 12 | 17 | 11 | 8 | 7 | 10.7 | 11 | 3 |
| DR | 1 | 2 | 1 | 1 | 9 | 2 | 1 | 2.9 | 2 | 5 |
| BC | 3 | 4 | 4 | 5 | 6 | 3 | 3 | 5.3 | 3 | 5 |
| DB | 2 | 1 | 2 | 3 | 3 | 1 | 2 | 4.1 | 1 | 5 |

하였다. WEI를 산정하기 위해 사용된 p , q , r 에 대한 시나리오는 다음과 같은데 이는 일반적으로 사용될 수 있는 특징적인 가중치 조합이다.

- $p = 0.5, q = 0.25, r = 0.25$
- $p = 0.25, q = 0.5, r = 0.25$
- $p = 0.25, q = 0.25, r = 0.5$
- $p = 0.66, q = 0.17, r = 0.17$
- $p = 0.17, q = 0.66, r = 0.17$
- $p = 0.17, q = 0.17, r = 0.66$

4.3 결과분석

복합계획법($b = 1, 2$), 타협계획법($b = 2, 10$), ELECTRE II, Regime 방법, EVAMIX 방법 등 5가지 방법의 7개의 PFD, PSD, PWQD, WEI 등급과 순위를 종합적으로 나타내면 Table 4와 같다. 대체로 비슷한 추이를 보이지만 ELECTRE II 방법만 다른 값을 보이는데 이는 ELECTRE II가 20개 중유역을 11개의 등급으로 구분하면서 같은 순위를 여러 개 보이기 때문이다. 또 관리 우선순위에 따라 1~4위는 E(5)등급, 5~8위는 D(4)등급, 9~12위는 C(3)등급, 13~16위는 B(2)등급, 17~20위는 A(1)등급으로 구분하여 제시하면 Table 5와 같다. 각

지수별로 위험한 것(Poor)과 위험하지 않은(Good) 두 가지로 구분하여 제시하면 Table 6과 같다. 치수 이수, 수질관리 측면에서 모두 위험한 유역은 DJ, SB, SH, DR, BC, DB, SB 7개 유역으로 모두 복개구간 비율이 높아서 하천의 상태가 매우 좋지 않은 지역이다. 또 두 가지 이상 좋지 않은 지역은 MG, OR가 이수와 수질관리 측면에서, OJ, YG, SA은 치수와 이수 측면에서 좋지 않음을 보였다. 또 한 가지 측면에서만 5등급을 보이는 지역은 SBI, GHI은 치수 측면에서만 매우 좋지 않음을 나타냈고 HU, GH, SS, SM, GS는 치수, 이수, 수질관리 측면에서 모두 우수한 결과를 보였다.

4.4 상관계수

이상의 5가지 방법으로 산정된 7개의 지수 및 순위에 대한 일관성에 대한 결과를 비교하기 위하여 Spearman의 상관계수를 계산하였으며 이중 WEI에 대한 결과는 Table 7과 같다. ELECTRE II를 제외한 대부분의 방법은 0.7 이상의 높은 값을 보였다. 특히 복합계획법과 타협계획법과 EVAMIX 방법은 0.9 이상의 값을 높은 상관계수를 보였다. ELECTRE II의 경우 20개의 중유역을 몇 개의 등급으로 구분하여 제시하므로 비교적 낮은 상관계수를 보였다. 따라서 가중치를 정확하

Table 5. Ranking Patterns Obtained by Various MCDM Techniques

| Name of sub-watershed | WEI | | | PFD | | | PSD | | | PWQD | | |
|-----------------------|---------|------|-------|---------|------|-------|---------|------|-------|---------|------|-------|
| | Average | Rank | Grade | Average | Rank | Grade | Average | Rank | Grade | Average | Rank | Grade |
| WG | 13.0 | 14 | 2 | 15.0 | 16 | 2 | 8.6 | 8 | 4 | 14.7 | 16 | 2 |
| OJ | 13.9 | 12 | 3 | 10.7 | 12 | 3 | 10.4 | 11 | 3 | 11.6 | 10 | 3 |
| DJ | 7.0 | 6 | 4 | 6.1 | 8 | 4 | 7.7 | 6 | 4 | 7.6 | 8 | 4 |
| SB | 8.3 | 7 | 4 | 6.9 | 9 | 3 | 10.3 | 10 | 3 | 6.9 | 7 | 4 |
| HU | 15.7 | 19 | 1 | 16.9 | 19 | 1 | 18.3 | 20 | 1 | 18.4 | 20 | 1 |
| CGS | 12.4 | 15 | 2 | 9.4 | 10 | 3 | 16.0 | 16 | 2 | 17.0 | 19 | 1 |
| GH | 15.1 | 18 | 1 | 16.6 | 18 | 1 | 17.0 | 17 | 1 | 14.0 | 14 | 2 |
| SS | 14.9 | 17 | 1 | 12.3 | 14 | 2 | 18.0 | 19 | 1 | 12.6 | 13 | 2 |
| SM | 14.6 | 16 | 2 | 11.9 | 13 | 2 | 13.9 | 14 | 2 | 16.3 | 17 | 1 |
| SA | 10.4 | 8 | 4 | 2.4 | 2 | 5 | 9.7 | 9 | 3 | 12.6 | 13 | 2 |
| SB1 | 11.3 | 10 | 3 | 3.9 | 3 | 5 | 11.9 | 13 | 2 | 14.7 | 16 | 2 |
| SH | 3.9 | 4 | 5 | 4.7 | 6 | 4 | 2.6 | 3 | 5 | 5.1 | 5 | 4 |
| MG | 11.6 | 9 | 3 | 16.0 | 17 | 1 | 8.6 | 8 | 4 | 6.4 | 6 | 4 |
| GH1 | 10.1 | 13 | 2 | 4.1 | 4 | 5 | 14.3 | 15 | 2 | 17.0 | 19 | 1 |
| GS | 16.1 | 20 | 1 | 19.7 | 20 | 1 | 17.3 | 18 | 1 | 12.4 | 11 | 3 |
| OR | 5.7 | 5 | 4 | 13.9 | 15 | 2 | 5.6 | 5 | 4 | 4.0 | 4 | 5 |
| YG | 10.7 | 11 | 3 | 9.6 | 11 | 3 | 11.0 | 12 | 3 | 8.9 | 9 | 3 |
| DR | 2.9 | 2 | 5 | 6.0 | 7 | 4 | 2.4 | 2 | 5 | 1.6 | 1 | 5 |
| BC | 5.3 | 3 | 5 | 4.6 | 5 | 4 | 5.0 | 4 | 5 | 3.0 | 3 | 5 |
| DB | 4.1 | 1 | 5 | 1.4 | 1 | 5 | 1.6 | 1 | 5 | 2.1 | 2 | 5 |

Table 6. Classification of Sub-watersheds

| Flood damage | Instreamflow | Water quality | Names of sub-watersheds |
|--------------|--------------|---------------|-------------------------|
| Good | Poor | Poor | MG, OR |
| Good | Good | Poor | None |
| Good | Poor | Good | WG |
| Good | Good | Good | HU, GH, SS, SM, GS |
| Poor | Poor | Poor | DJ, SH, DR, BC, DB, SB |
| Poor | Good | Poor | None |
| Poor | Poor | Good | OJ, YG, SA |
| Poor | Good | Good | SB1, GH1, CGS |

Table 7. Spearman Rank Correlation Coefficient of WEI Between Ranking Patterns Obtained by Different MCDM Techniques

| Method | Composite (b = 1) | Composite (b = 2) | Compromise (b = 2) | Compromise (b = 10) | ELECTRE II | Regime | EVAMIX |
|---------------------|-------------------|-------------------|--------------------|---------------------|------------|--------|--------|
| Composite (p = 1) | 1 | 0.920 | 0.956 | 0.874 | 0.641 | 0.811 | 0.993 |
| Composite (p = 2) | | 1 | 0.976 | 0.895 | 0.489 | 0.689 | 0.909 |
| Compromise (p = 2) | | | 1 | 0.940 | 0.544 | 0.737 | 0.939 |
| Compromise (p = 10) | | | | 1 | 0.525 | 0.626 | 0.850 |
| ELECTRE II | | | | | 1 | 0.448 | 0.658 |
| Regime | | | | | | 1 | 0.802 |
| EVAMIX | | | | | | | 1 |

게 산정하고 대부분 정량적인 인자만 사용한 경우에는 복합계획법, 타협계획법을 사용할 수 있고 정성적인 자료가 함께 있는 경우에는 EVAMIX 접근법을 사용할 수 있으며 가중치를 정확하게 산정하기 어려운 경우는 Regime 방법을 사용하는 것이 바람직함을 알 수 있다. 하지만 열등한 후보만 빼는 ELECTRE 방법을 사용할 때는 다른 방법과 비교하여 신중하게 수행하는 것이 요구된다. 즉 예비타당성 계획 수립 시에는 Regime 방법이 사용될 수 있으며 나머지 방법들은 타당성 계획 수립에 사용될 수 있다.

5. 결 론

본 연구는 도시화로 인해 왜곡된 물순환을 건전화시키기 위해 지속가능성을 반영하여 유역통합관리 계획을 수립하기 위한 10단계 절차를 제시하였으며 이 중 Step 2의 과정을 다기준 의사결정기법을 이용하여 치수, 이수, 수질관리, 종합 측면에서 유역의 문제점을 정량적으로 제시하였다. 본 연구는 다음과 같은 측면에서 의의가 있다.

- 1) 유역의 치수, 이수, 수질관리 측면에서 위험도를 정량화하기 위해 다기준 의사결정 기법을 이용하여 다양한 요소들을 고려하였다. 이때 각각의 요소들에 대한 가중치도 다기준 의사결정 기법의 하나인 계층화분석과정을 사용하였으며 자료의 가용성과 적용목적에 따라 여러 가지의 기법들(가중합산법, 복합계획법, 타협계획법, ELECTRE II, Regime 방법, EVAMIX 접근법)을 사용하였다. Spearman 상관계수를 이용하여 비교한 결과 비교적 다기준 의사결정 기법에 상관없이 비슷한 결과를 보이므로 실무에서는 다양한 다기준 의사결정 기법을 모두 사용하여 분석하기보다는 사용하기 편리한 방법을 여건에 맞게 선택하는 것이 좋다. 즉 가중치를 정확하게 산정하고 대부분 정량적인 인자만 사용한 경우에는 복합계획법, 타협계획법을 사용할 수 있고 정성적인 자료가 함께 있는 경우에는 EVAMIX 접근법을 사용할 수 있으며 가중치를 정확하게 산정하기 어려운 경우는 Regime 방법을 사용할 수 있고 대안들의 정량적인 순위를 산정하는 것이 아니라 좋지 않은 대안을 제거하는 것이 필요한 경우는 ELECTRE II를 사용하는 것이 바람직하다. 하지만 ELECTRE II를 사용할 경우 다른 방법과 결과가 비슷하지 않을 가능성이 있으므로 다른 방법과 병행하여 사용하는 것이 바람직하다. 따라서 평가를 위한 자료가 정성적이며

정확한 가중치를 알지 못할 경우, 즉 의사결정 대상에 대한 상세한 정보 및 분석이 거의 이루어지지 않은 상태에서 이루어지는 사전타당성(prefeasibility) 검토에는 Random value 방법, Expected value 방법, Extreme value 방법, EVAMIX 접근법이 사용될 수 있다. 반면 의사결정 대상에 대한 정보 및 가중치를 충분히 알고 평가를 수행하는 타당성(feasibility) 검토에는 Regime 방법, ELECTRE, 복합계획법, 타협계획법 등이 사용될 수 있다.

- 2) 최근 모든 분야에서 중요시되고 있는 지속가능한 개발 개념을 유역통합관리 계획수립 과정에 도입하였다. 본 연구에서는 환경에 대한 정량적인 평가를 위해 다양한 관련요소를 선정하는데 PSR(압력-상태-반응) 모형을 사용하였다.
- 3) 유역의 종합적인 위험도를 정량적으로 산정하기 위해 홍수능피해잠재능(PFD), 건천잠재능(PSD), 수질오염잠재능(PWQD), 유역평가지수(WEI)를 제안하였다. 기존의 유역종합치수계획에서 치수와 관련된 PFD에 대해서는 개발되어 사용되었으나 본 연구에서는 이수, 수질관리 측면뿐만 아니라 종합적인 유역의 위험도를 정량적으로 제시함으로써 전체 유역의 분야별 공간적 위험수준 및 등급 등을 구체적으로 확인할 수 있도록 하였다.

본 연구에서 제시한 유역의 공간적 분야별 문제점의 정량화된 값은 유역관리를 위한 목적 수립(Step 4)과 대안의 제안(Step 6) 및 효과지수산정(Step 8)에 사용될 수 있다.

감사의 글

본 연구는 21세기 프런티어 연구개발 사업인 수자원의 지속적 확보기술개발 사업단(과제번호 1-7-3)의 서울대학교 공학연구소를 통한 연구비 지원(90%)과 Safe and Sustainable Infrastructure Research의 연구비 지원(10%)에 의해 수행되었습니다. 연구비 지원에 심심한 감사의 뜻을 표합니다.

참 고 문 헌

- 김우구, 이광만, 박두호 (2006). "MCDA 기법을 이용한 댐사업의 투자우선순위 결정." **한국수자원학회논문집**, 한국수자원학회, 제39권, 제12호, pp. 1067~1080.
- 문장원, 박희성, 최시중, 이동률, 윤석영 (2005). "국가

- 수자원 계획의 수립을 위한 K-WEAP의 적용.” **한국수자원학회 05 학술발표회논문집**, pp. 1507~1511.
- 박재로 (2006). “자연과 사람이 어우러지는 생태하천 조성.” **환경기술**, 제22호, pp. 5~18.
- 박태선 (2002). “계층분석법을 이용한 하천의 중요도 평가기법.” **한국수자원학회논문집**, 한국수자원학회, 제35권, 제6호, pp. 685~692.
- 심명필 (2004). **치수사업 경제성분석 방법 연구**. 한국수자원학회, 건설교통부.
- 이길성, 정은성, 신문주, 김영오 (2006a). “도시유역의 건천화 방안을 위한 지속가능한 수자원 계획: 1. 이론.” **한국수자원학회논문집**, 한국수자원학회, 제39권, 제11호, pp. 935~946.
- 이길성, 정은성, 신문주, 김영오 (2006b). “도시유역의 건천화 방안을 위한 지속가능한 수자원 계획: 2. 적용.” **한국수자원학회논문집**, 한국수자원학회, 제39권, 제11호, pp. 947~960.
- 정은성 (2007). **다기준 의사결정기법을 이용한 지속가능한 유역통합관리**. 박사학위논문, 서울대학교.
- 정태성, 강신욱, 고익환, 황만하 (2007). “금강유역에서의 KModSim을 이용한 의사결정지원시스템 개발 및 적용성 검토.” **대한토목학회논문집**, 대한토목학회, 제27권, 제3B호, pp. 319~329.
- 한국수자원학회 (2001). **유역종합치수계획 수립지침작성**. 건설교통부.
- 환경부 (2003). **오염총량관리제도 해설**.
- Argarwal, A., Angels, M.S., Ghatia, R., Cheret, I., Davila-Polete, S., Falkenmark, M., Gonzalez, F., Jonch-Clausen, T., Ait Kadi, M., Kindler, J., Rees, J., Roberts, P., Rogers, P., Solanes, M., and Wright, A. (2000). *Integrated Water Resource Management*. TAC Background Paper No. 4, Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.
- Armitage, D. (1995). “An integrative methodological framework for sustainable environmental planning and management.” *Environmental Management*, Vol. 19, No. 4, pp. 469~479.
- Benayoun, R., Roy, B., and Sussman, B. (1966). “ELECTRE: Use method pour guider le choix en presence de points de vue multiples.” *Direction Scientifique*, Note de Travail, No. 49, Paris, France.
- Brussock, P.P., Brown, A.V., and Dixon, J.C. (1985). “Channel form and stream ecosystem models.” *Water Resources Bulletin*, Vol. 21, pp. 859~866.
- Cardwell, H., Cartwright, L., and Martin, L. (2004). *Integrated Water Resource Management: Definitions and Principles, Impediments and Solutions*. Draft Version 3. Alexandria, Virginia, United States Army Corps of Engineers Institute for Water Resources.
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A., and Chávez, G. (2002). *Gestion del Agua a Nivel de Cuencas: Teoria y Practica*. Serie recursos naturales e infraestructura No. 46. Santiago, Chile: Economic Commission for Latin America and the Caribbean, Division of Natural Resources and Infrastructure.
- Gibbons, J.D. (1971). *Nonparametric Statistical Inference*. McGraw-Hill, New York.
- Global Water Partnership (2005). *IWRM - At a Glance: Technical Advisory Committee*. Global Water Partnership Secretariat, Stockholm.
- Hagemester, M.E., Jones, D.D., and Woldt, W.E. (1995). “Hazard ranking of landfills using fuzzy composite programming.” *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 122, No. 4, pp. 248~258.
- Heathcote, I.W. (1998). *Integrated Watershed Management*. John Wiley & Sons, New York.
- Hinlopen, E., and Nijkamp, P. (1990). “Qualitative multiple criteria choice analysis, the dominant regime method.” *Quality and Quantity*, Vol. 24, pp. 37~56.
- Janssen, R. (1992). *Multiobjective Decision Support for Environmental Management*. Kluwer Academic Publisher.
- IUCN (2003). *Basin Management and Devolution of Authority*. Water Law Series - Issue 3. Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom: IUCN Environmental Law Center.
- Kirshen, P.H. (2005). “Use of indicators in integrated water resources management.” *2005 EWRI World Water Congress*, ASCE.
- Lahdelma, R., Salminen, P., and Hokkanen, J. (2000). “Using multicriteria methods in environmental planning and management.” *Environmental Management*, Vol. 26, No. 6, pp. 595~605.
- Mosley, M.P. (1987). “The classification and characteristics of rivers.” *Rivers Channels:*

- Environment and Processes* (Richard K. ed.). Blackwell.
- OECD (1993). "OECD core set of indicators for environmental performance reviews." *OECD Environment Monographs*, No. 83, OECD, Paris.
- Rosgen, D.L. (1994). *A Classification of Natural Rivers*. Cetena 22, pp. 169~199.
- Roy, B., and Bertier, B. (1971). "La methode ELECTRE II: Une methode de classement en presence de criteres multiples." *Direction Scientifique*, Groupe Metra, Note de Travail, No. 142, Paris, France.
- Satty, T.L. (1977). "A scaling method for priorities in hierarchical structures." *Journal of Mathematical Psychology*, Vol. 15, pp. 234~281.
- Schumm, S.A., and Lichty, R.W. (1963). "Channel widening and floodplain construction along the Cimarron River in southwestern Kansas." *U.S. Geological Survey Professional Paper 352D*.
- Thomas, J.S., and Durham, B. (2003). "Integrated water resource management: Looking at the whole picture." *Desalination*, Vol. 156, pp. 21~28.
- US EPA (2005). *Handbook for Development of Watershed Plans to Restore and Protect Our Waters*. EPA-841-B-05-005, Washington, D.C., USEPA.
- Voogd, H. (1982). "Multicriteria evaluation with mixed qualitative and quantitative data." *Environment and Planning B*, Vol. 9, pp. 221~236.
- World Bank (2003). *Water Resources Sector Strategy*. Strategic Directions for World Bank Engagement, World Bank, Washington, D.C.

(논문번호:07-75/접수:2007.08.17/심사완료:2007.11.28)