creative commons

COMMONS DEED

저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:

저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.

비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.

변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 이용허락규약(Legal Code)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

Disclaimer

dCollection

공학박사 학위논문

다중 공간규모에서 국내 생태계서비스 통합평가 및 지역계획 활용연구

Integrated Assessment of Ecosystem Services and its Application to Regional Planning in Korea

2023년 8월

서울대학교 대학원

협동과정 조경학

박 윤 선

다중 공간규모에서 국내 생태계서비스 통합평가 및 지역계획 활용연구

지도교수 송 영 근

이 논문을 공학박사 학위논문으로 제출함
2023년 8월

서울대학교 대학원
협동과정 조경학
박 윤 선

박윤선의 박사 학위논문을 인준함
2023년 8월

위 원 장 _____ (인)

부위원장 _____ (인)

위 원 _____ (인)

위 원 _____ (인)

위 원 _____ (인)

국문초록

본 연구는 자연이 인간에게 주는 혜택인 생태계서비스 공급이 이루어지기까지 일련의 과정이 사회·경제적인 요소가 영향을 주는 토지 피복 변화에 의해 크게 좌우된다는 점에 기반하여 분석을 진행하였다. 특히, 생태계서비스의 시나리오 기반 전략환경영향평가 적용 가능성을 모색하고, 토지 피복 변화 기반 생태계서비스 상쇄 관계를 파악하였으며, 생태계서비스가 사회-생태적 요소에 의해 주로 결정된다는 점에 입각하여 서비스 공급과 수요 체계를 규명하였다. 본 연구는 3~5장을 통해 실증 연구를 수행하였다.

Chapter 3: 생태계서비스 상쇄 효과(Trade-off) 규명과 같이 서비스 간 상호관계를 측정하는 것은 한정된 환경자원을 관리하는 측면에서 매우 중요하다. 이에, 본 연구에서는 약 30여 년간 토지 피복이 변화함에 따라 파생된 생태계서비스 우세경향 및 증감을 파악하고, 시간의 경과에 따라 발생한 생태계서비스 상호 간 관계 변화를 추적하였다. 이를 통해 토지 피복 변화와 생태계서비스 변화 간의 관계 및 지역마다 상이한 서비스 변화의 특성을 규명하였다. 연구는 생태계서비스 평가 모델인 InVEST Model을 주로 활용하였고, 평가결과를 0-1사이로 표준화한 후 차원축소 기법 중 하나인 주성분 분석을 거쳐 시계열변화를 관찰하고 서비스 상호 간 관계를 파악하였다. 연구 결과, 시가화 지역 면적은 1989년에서 2019년 사이 급격하게 증가했으며, 산림은 2009년에서 2019년 사이 크게 증가하는 양상을 나타냈다. 1989년에서 2019년 사이에 생태계서비스 공급량에 있어 전국적으로 수량 공급은 13.9% 감소, 질소 저류는 10.5% 감소, 인 저류는 2.6% 증가, 탄소 저장은 0.9% 감소, 대기정화는 1.2% 증가, 서식처 질은 3.4% 감소하였다. 우리나라는 지난 30여 년간 시가화 지역이 증가하고, 농경지가 감소하며, 산림이 증가하는 동안 인 저류 기능과 서식처 질 사이에 상쇄 효과를 보였다. 본 연구는 대한민국의 자연기반해법형 조림 정책이 도시화로

인해 하락한 생태계 질을 향상시키고 생태계서비스를 극대화하는데 기여한다는 결론을 도출하였다. 이러한 연구 결과는 정책결정자들이 지속 가능한 자연환경 보전과 생태계서비스 제공에 중점을 둔 조림 정책을 수립하고 추진하는 데 도움을 줄 수 있다.

Chapter 4: 전략환경영향평가(SEA)는 지속 가능한 발전을 위한 사업계획 이전 단계에서 수행하는 정책, 계획, 프로그램의 환경적, 경제적, 사회적 영향을 고려한 의사결정 과정이다. 본 연구에서는 SEA에서 개발 계획을 수립할 때 적절한 대안을 선택하는 과정과 기준을 분석하였다. 첫째, 산업단지 조성사업 추진에 따른 생태계서비스 변화를 산정하는 기준을 제시하였다. 둘째, 안성시에 적합한 대안을 탐색하기 위해 생태계서비스 시나리오 분석을 통한 대안 평가를 수행하였다. 연구는 생태계서비스 평가 모델인 InVEST Model을 주로 활용하였고, 평가결과를 표준화하여 주성분 분석을 거쳐 사업시행전과 사업 시행 후에 예상되는 생태계서비스 변화량을 추적하였다. 그 결과 기존 사업부지로 선정된 지역은 사업 시행에 따라 환경 질이 악화되었으며, 사업 지역에서 유일하게 다양한 생태계서비스 항목의 변화가 크게 감소하는 것으로 보아 최적 입지대안임을 확인하였다. 또한 안성시에서 적절한 대안을 모색하기 위한 시나리오 평가 결과, 기존 부지는 수질관리 서비스 측면에서 시나리오 1, 조절 서비스 측면에서 시나리오 2, 수량 공급 측면에서 시나리오 3이 우세한 것으로 나타났다. 생태계서비스 평가의 지침은 개발 계획 및 정책 계획의 타당성 및 입지 타당성을 결정하기 위한 보다 정량적인 기준을 제시함으로써 대규모 전략(예: SEA) 및 프로젝트의 의사결정에 사용할 수 있을 것으로 기대된다. 이를 위해서는 선행연구의 뒷받침 하에 관련 법의 제정 및 개정 등 다양한 지원이 필요할 것으로 판단된다.

Chapter 5: 생태계서비스는 인간 복지에 기여함으로써 지속 가능한 발전을 촉진한다. 지속 가능한 발전을 위해서는 생태계서비스의 공급과 수요의 균형이 이루어져야 한다. 이에 본 연구는 경기도 지역을 대상으로 생태계서비스 공급-수요 불일치 지역을 도출하고, 이를 해결하기 위한

관리방안을 제시하는 것을 목적으로 하였다. 연구는 InVEST Model을 활용한 생태계서비스 평가와 요인분석, GIS 공간 분석 등 3단계로 구성되었으며, 지역별 생태계서비스 공급-수요 불일치 지역을 도출하고, 이를 해결하기 위한 경기도 지자체별 관리방안을 제시하였다. 생태계서비스 공급은 생태계서비스 측정결과를 활용하고, 생태계서비스 수요는 사회경제적 요인을 나타내는 국가통계자료를 활용했다. 생태계서비스의 결과에 따른 서비스 공급은 요인1로 혼합 서비스 제공, 요인2로 식량 공급, 요인3으로 인 조절 서비스 제공 영역으로 구분하였다. 사회경제적 요인에 따른 서비스 수요는 factor1은 쇠퇴도시 지역, factor2는 인구밀집 지역, factor3은 경제활동 활발 지역으로 구분하였다. 균형을 유지하는 지방자치단체는 고양, 오산, 파주, 평택, 포천, 여주, 시흥, 구리로 평가되었고 불균형한 지방자치단체는 수원, 화성, 용인, 광주, 연천, 양평, 남양주로 분석되었다. 생태계서비스 공급과 사회적 수요가 균형을 유지하는 지자체의 경우 산림이 제공하는 공익적 가치가 풍부하거나 생태관광이 발달하여 문화서비스 측면에서 발달한 동시에, 인구밀도가 높거나 경제활동이 활발한 지역이라는 특징을 보였다. 반면 생태계서비스 공급과 사회적 수요가 불균형한 지자체의 경우 높은 도시화율로 인해 인구가 과밀된 지역임에도 불구하고 생태계가 제공하는 혜택이 부족하거나, 혹은 쇠퇴하고 있는 지역인데 반해 생태계가 제공하는 혜택은 풍부하다는 특징을 보였다. 연구 결과를 바탕으로 생태계서비스의 공급과 수요의 균형을 유지하기 위해 지역의 자족성을 높이거나 지역간 교류를 증대하는 등의 관리방안을 제시하였다. 본 연구를 통해 생태계서비스 공급과 수요가 불일치하는 지역을 식별함으로써 생태계서비스 기반 지역 관리계획 수립 시 두 요소가 상호보완적인 관계에서 동시에 고려되어야 한다는 점을 재확인하였으며, 이러한 결과는 비단 경기도 지역뿐 아니라 분석 대상지를 확장함으로서 지속가능하고 균형 있는 국토 발전의 근거로 활용할 수 있다.

주요어 : 생태계서비스, 시계열분석, 상쇄효과 분석, 전략환경영향평가,
쇠퇴도시, InVEST Model

학 번 : 2019-37345

목 차

Chapter 1. 서 론 ····· 1

1.1. 연구 배경 ····· 1

1.2. 연구 목적 ····· 2

1.3. 연구 절차 ····· 3

Chapter 2. 이론적 배경 ····· 6

2.1. 생태계서비스 평가 ····· 6

2.2. 생태계서비스 통합평가 ····· 9

2.2.1. 생태계서비스 상쇄 효과 분석 ····· 9

2.2.1.1 생태계서비스 상쇄 효과 분석(공간) ····· 13

2.2.1.2 생태계서비스 상쇄 효과 분석(시간) ····· 15

2.2.2. 생태계서비스 공급 및 수요 관계 분석 ····· 16

2.2.3. 생태계서비스 시나리오 분석 ····· 19

Chapter 3. 장기간 토지피복 변화에 따른 국가 생태계 서비스 간 상쇄 효과 분석 ····· 21

3.1 서론 ····· 21

3.2 방법론 ····· 23

3.2.1 연구 대상지 ····· 23

3.2.2 입력자료 및 분석방법 ····· 24

3.2.3 상쇄 효과(Trade-off) 분석을 위한 통계기법: 주성분 분석 ·· 27

3.3 결과 ····· 27
3.3.1 토지피복 변화에 따른 생태계서비스 평가(1989-2019년) ····· 27
3.3.2 토지 피복 변화에 따른 생태계서비스 상쇄 효과 평가 ····· 33
3.4 고찰 ····· 38
3.4.1. 토지피복변화로 인한 생태계서비스 변화 ····· 38
3.4.2. 우리나라 생태계서비스 상쇄 효과 분석 ····· 39
3.4.3. 자연기반해법에 근거한 우리나라 조림 사업과 생태계서비스 변화 ····· 41

Chapter 4. 전략환경영향평가 시 생태계서비스 평가 도입에 관한 연구 ····· 44

4.1. 서론 ····· 44
4.2. 연구의 범위와 방법 ····· 47
4.2.1 연구의 범위 ····· 47
4.2.2 생태계서비스 평가 ····· 47
4.2.3 산업단지 조성 사업 시행에 따른 생태계서비스 변화 예측 및 최적 입지 대안 선정 ····· 51
4.2.4 시나리오 설정을 통한 대안 평가 ····· 53
4.2.5 통계 분석 ····· 54
4.3. 연구의 결과 ····· 55
4.3.1 생태계서비스 변화 예측 및 최적 입지 대안 선정 ····· 55
4.3.1.1 산업단지 조성 사업 시행에 따른 생태계서비스 변화 예측 ·· 57
4.3.1.2 생태계서비스평가와 차원 축소를 통한 최적 입지 대안 검토 및 활용방안 제안 ····· 57
4.3.2 시나리오 설정을 통한 대안 평가 ····· 58
4.4. 고찰 ····· 60

Chapter 5. 경기도 지역 생태계서비스 공급-수요관계 분석 ····· 62

5.1. 서론 ····· 62

5.2. 방법론 ····· 64

5.2.1 연구 대상지 ····· 64

5.2.2 연구의 개요 ····· 65

5.2.3 생태계서비스 평가 변수 선정 및 사회-생태적 지표 선정 ····· 66

5.2.4 사회-생태적 인자와 생태계서비스 항목의 통계적 분석: 요인 분석 ····· 72

5.2.5 사회-생태계 접근을 적용한 생태계서비스 공급-수요 기반 관리 방안 수립 ····· 72

5.3. 결과 ····· 73

5.3.1 생태계서비스 수요 인자의 지역별 분포 ····· 73

5.3.2 생태계서비스 공급 인자의 지역별 분포 ····· 76

5.3.3 생태계서비스 공급과 수요를 고려한 지역별 관리방안 도출 79

5.4. 고찰 ····· 83

Chapter 6. 고찰 ····· 85

Chapter 7. 결론 ····· 89

부록 ····· 91

1. 생태계서비스 평가모델(InVEST Model) 개요 ····· 91

1.1 InVEST Water Yield Model ····· 91

1.2 InVEST NDR(Nutrient Delivery ratio) Model ····· 92

1.3 Carbon Model ····· 93

1.4 Habitat Quality Model ····· 94
2. 생태계서비스 평가 결과 검증 ····· 94
2.1 수량 공급 서비스 ····· 94
2.2 수질 조절 서비스 ····· 98
2.3 탄소 저장 서비스 ····· 103
3. 생태계서비스 평가 결과 ····· 105
3.1 생태계서비스 제공 총량 ····· 105
3.2 생태계서비스 제공량 표준화 ····· 108
3.3 생태계서비스 제공 변화(%) ····· 112
4. InVEST Model 입력자료 ····· 112
4.1 InVEST WaterYield 입력자료 ····· 112
4.1.1 Biophysical table ····· 112
4.2 InVEST NDR 입력자료 ····· 113
4.2.1 Biophysical table ····· 113
4.3 InVEST Carbon Storage 입력자료 ····· 114
4.3.1 Carbon Pool ····· 114
4.4 InVEST Habitat Quality 입력자료: Sensitivity 계수 ····· 114

참고문헌 ····· 115

Abstract ····· 127

※ 본 논문의 일부 내용은 저자의 다음 논문을 인용하고 있음

- 박윤선, 송영근 & 김충기(2023). 장기간 토지피복 변화에 따른 국가 생태계서비스 간 상쇄효과(Trade-off) 분석. 한국환경생태학회지.(심사중)
- 박윤선, 김충기 & 이후승(2021). 전략환경영향평가 시 생태계서비스 평가 결과의 활용가능성에 관한 연구. 한국환경복원기술학회지, 24(2), 115-126.
- 박윤선, 김충기, 이재혁, 송영근 & 홍현정(2021). 사회-생태계 이론을 활용한 경기도 지역 생태계서비스 공급-수요관계 분석. 농촌계획, 27(3), 35-46.

표 목 차

Table 1. Definition of ecosystem service ····· 8
Table 2. Definitions of Ecosystem Service Integrated assessment ····· 9
Table 3. Definition of Ecosystem services Trade-off ····· 11
Table 4. Classification of preceding studies related to ecosystem service assessment and trade-off analysis ····· 12
Table 5. Input data of InVEST Model and spatial data used in this study · 25
Table 6. Landcover change(1989-2009-2019) ····· 31
Table 7. Landcover change(1989-2009-2019)-continued ····· 32
Table 8. Ecosystem services and functions ····· 49
Table 9. Area and proportion of land cover by development scenarios. Note that these were based on large category of land cover in Ministry of Environment in 2019 ····· 54
Table 10. Estimation of changes in ecosystem services by the implementation of industrial complex development project ····· 56
Table 11. Evaluation of ecosystem service in review of alternative related to industrial complex development in Anseong ···· 59
Table 12. Indicators of Ecosystem services Supply and Demand ····· 67
Table 13. Input data of InVEST Model used in this study ····· 70
Table 14. Factor analysis results of ecosystem services demand indicators 74
Table 15. Variables and loads representing each factor ····· 75
Table 16. Factor analysis results of ecosystem services ····· 77
Table 17. Variables and loads representing each factor ····· 78
Table 18. Management plan of major local governments in Gyeong-gi by group ····· 81
Table 19. 수량 공급 서비스 검증 자료 ····· 96
Table 20. 수질 조절 서비스 검증 자료 ····· 98
Table 21. 탄소 저장 서비스 검증 자료 ····· 103
Table 22. 생태계서비스 제공 총량(1989년) ····· 105
Table 23. 생태계서비스 제공 총량(2009년) ····· 106

Table 24. 생태계서비스 제공 총량(2019년) ····· 107
Table 25. 생태계서비스 제공량 표준화(특·광역시) ····· 108
Table 26. 생태계서비스 제공량 표준화(도) ····· 109
Table 27. 생태계서비스 제공 변화(1989-2009년) ····· 110
Table 28. 생태계서비스 제공 변화(2009-2019년) ····· 111
Table 29. Water Yield Model BP Table ····· 112
Table 30. NDR Model BP Table ····· 113
Table 31. Carbon Pool ····· 114
Table 32. HQ Model input data ····· 114

그 림 목 차

Figure 1. Flowchart of this dissertation ····· 5
Figure 2. Landcover Map of 1989, 2009 and 2019 ····· 24
Figure 3. Trade-off analysis of national ecosystem services according to long-term land cover changes ····· 26
Figure 4. Change of Ecosystem services supply in Korea(1989-2009)29
Figure 5. Change of Ecosystem services supply in Korea(2009-2019)30
FIgure 6. Trade-off analysis results of Ecosystem services in Korea for 30 years(main 'Si') ····· 36
Figure 7. Trade-off analysis results of Ecosystem services in Korea for 30 years(main 'Do') ····· 37
Figure 8. Ecosystem service assessment technique in strategic environmental impact assessment ····· 50
Figure 9. Study site where was a proposed project of industrial complex in Anseong ····· 52
Figure 10. Determining the impact of alternatives on environmental quality · 52
Figure 11. Location feature designation in Scenarios 1, 2 and 3 ····· 53
Figure 12. Effects of Nitrogen and Phosphorous retention services on the surrounding areas before and after project implementation ···· 55
Figure 13. Assessment of changes in ecosystem services according to implementation of industrial complex project ····· 58
Figure 14. Study site: Gyeong-gi province ····· 65
Figure 15. Research Flow ····· 66
Figure 16. Gyeonggi-do ecosystem service supply-social demand relationship analysis process ····· 71
Figure 17. Spatial Mapping of Factor analysis results: ecosystem services demand ····· 75
Figure 18. Spatial Mapping of Factor analysis results: Ecosystem services ····· 78

Figure 19. WaterYield Model 개념도 ····· 91
Figure 20. NDR model 개념도 ····· 92
Figure 21. 검증의 공간적 범위(27개 유역 추출) ····· 95
Figure 22. 검증 결과 ····· 97
Figure 23. 검증방법 ····· 98
Figure 24. 검증 결과(질소) ····· 102
Figure 25. 검증 결과(인) ····· 102
Figure 26. 검증 결과 ····· 104

Chapter 1. 서 론

1.1. 연구 배경

한국은 급속한 도시화를 통해 여러 측면에서 생활수준의 발전을 목도하였다. 그러나 동시에 환경의 질은 악화되었으며, 생태계의 보존 보다 도시화를 우선시 한 정책은 토지 이용의 급속한 변화를 가져왔으며 그로 인해 생태계에 많은 피해를 유발하였다. 하나의 목적을 달성하기 위한 토지 이용은 상쇄 효과(trade-off), 공동 효과(synergies) 그리고 관계없음으로 구분되는 상호관계를 유발한다. 따라서 생태계서비스 간 상호관계를 이해하는 것이 중요하다(Diaz et al. 2006; Braat & de Groot. 2012). 토지를 중심으로 한 생태계를 활용하는 데 있어 생태계서비스의 상호관계를 고려하여 대안을 검토하고 이를 바탕으로 최적의 대안을 선택하는 것이 중요하다(Turkelboom et al., 2015). 또한, 기존에 이미 이행된 정책에 대해 토지 피복 변화 기반 생태계서비스의 상쇄 관계를 분석하고 부족한 기능을 보완하는 수단을 강구하는 것도 중요하다.

특히, 생태계서비스 분야에서 주목을 받고 있는 개별 토지피복의 다기능성에 대한 조사는 특히 상쇄 효과에 초점을 맞추고 있다. 개별 토지피복의 다기능성이란 생태계 요소가 상호 작용을 통해 여러 혜택을 동시에 제공할 수 있는 능력을 의미한다(Mastrangelo et al., 2014). 생태계서비스 상호관계의 측정은 한정된 환경자원의 효율적 관리를 위한 정책 마련에 있어 선결되어야 할 중요한 과제이다. 생태계서비스 간 상호관계의 분석에 자연환경관리계획을 수립함으로써 계획적, 효율적인 정책 입안이 가능하다(Mach et al., 2015; Bennett et al., 2015).

정책 결정 및 이행 시 생태계서비스 상호관계, 특히 개별 토지피복의 다기능성에 대한 고려가 중요하다는 인식에도 불구하고, 국내에서는 이에

대한 연구가 부족하다. 개별 토지피복의 다기능성에 대한 일부 연구가 존재하지만 주로 개별서비스의 기능을 중심으로 분석하고 있으며 이를 어떻게 관리할 것인가에 대한 방안 제시는 미흡한 실정이다. 특히, 국내를 대상으로 다양한 항목의 생태계서비스 간 상쇄 효과를 평가한 연구는 부족하다. 국내를 대상으로 한 일부 생태계서비스 상쇄 효과 평가 연구는 경기도 등 특정 지역에 국한되어 있으며, 이를 생태계서비스의 사회적 수요와 연관 지은 연구는 거의 없다. 또한, 생태계서비스 개념을 전략환경영향평가에 적용하여 활용 가능성을 모색한 바가 없어 이에 대한 논의도 요구된다. 생태계서비스 생성에 영향을 미치는 공급자와 생태계서비스의 혜택을 받는 사람인 수혜자에 대한 이해를 통해 생태계서비스의 영향을 받는 당사자 간 분배 결과를 분석함으로써 고려의 대상이 되는 정책의 이점과 비용을 평가할 수 있다. 이러한 관점으로 생태계서비스에 대한 종합적인 평가와 지속적인 연구를 진행할 필요가 있다.

1.2. 연구 목적

본 연구의 목적은 토지 피복 변화 기반 생태계서비스의 상쇄 관계를 파악하고, 전략환경영향평가에 시나리오 기반 생태계서비스 분석 내용을 적용하는 방안을 모색하며, 생태계서비스가 사회-생태적 요소에 좌우된다는 점에 입각하여 서비스 공급과 수요 체계를 규명하는 것이다. 본 연구는 사회·경제적인 요소가 영향을 주는 토지 피복 변화가 자연의 혜택인 생태계서비스 공급이 이루어지는 일련의 과정에 중대한 영향을 준다는 점을 착안하여 실증 분석을 진행하였다. 본 연구를 통해 다양한 공간규모에서 생태계서비스 통합평가를 진행하여 지역계획에 적용되는 다양한 사례연구를 제시하였다. 본 연구의 구체적인 연구 목적은 다음과 같다.

㉠ 장기간 토지피복 변화에 따른 국가 생태계서비스 간 상쇄 효과 분석 (Chapter 3)

㉡ 전략환경영향평가 시 생태계서비스 평가 도입에 관한 연구 (Chapter 4)

㉢ 경기도 지역 생태계서비스 공급-사회적 수요 관계 파악(Chapter 5)

1.3. 연구 절차

본 연구의 목적을 달성하기 위해 다음과 같은 절차에 의거 연구를 진행하였다. 먼저, Chapter 2 이론적 배경에서는 생태계서비스의 개념 그리고 상쇄 효과, 공동 효과 그리고 번들관계의 세 가지로 구분되는 생태계서비스의 상호관계, 생태계서비스의 통합적 평가 기법에 대한 기존 연구를 분석하여 제시하였다. 특히, 생태계서비스 상쇄 효과의 시·공간적 분석 기법을 제시하고, 생태계서비스 공급 및 수요 관계를 분석하는 다양한 시각과 생태계서비스 시나리오 기법을 설명하였다.

Chapter 3에서는 생태계서비스 상쇄 효과를 실증적으로 규명하였다. 생태계서비스 상쇄 효과 분석을 통해 서비스 간 상호관계를 측정하는 것은 한정된 환경자원을 관리하는 측면에서 매우 중요하다. 이에, 본 연구에서는 약 30여 년간 토지 피복이 변화함에 따라 파생된 생태계서비스 우세경향 및 증감을 파악하고, 시간의 경과에 따라 발생한 생태계서비스 상호 간 관계 변화를 추적하였다. 이를 통해 토지 피복 변화와 생태계서비스 변화 간의 관계 및 지역마다 상이한 서비스 변화의 특성을 규명하였다.

Chapter 4에서는 전략환경영향평가(SEA)에서 개발 계획을 수립할 때 적절한 대안을 선택하는 과정과 기준을 분석하였다. 구체적으로, 이 장에서는 산업단지 조성사업 추진에 따른 생태계서비스 변화를 산정하는 기준을 제시하였다. 또한, 안성시에 적합한 대안을 탐색하기 위해 생태계서비스

시나리오 분석을 통한 대안 평가를 수행하였다.

Chapter 5에서는 경기도 지역을 대상으로 생태계서비스 공급-수요 불일치 지역을 도출하고, 이를 해결하기 위한 관리방안을 제시하였다. 이 장은 생태계서비스 평가와 요인분석, GIS 공간 분석 등 3단계로 구성되었으며, 지역별 생태계서비스 공급-수요 불일치 지역을 도출하고, 이를 해결하기 위한 경기도 지자체별 관리방안을 제시하였다. 생태계서비스 공급은 생태계서비스 측정결과를 활용하고, 생태계서비스 수요는 사회경제적 요인을 나타내는 국가통계자료를 활용했다.

Chapter 6과 7은 논의와 결론으로 실증 분석을 통해 얻은 연구의 주요 결과를 학문적, 실무적으로 논의하고 시사점을 제시하였다.

Figure 1은 본 연구가 실시한 실증 연구의 흐름을 도식적으로 제시하고 있다.

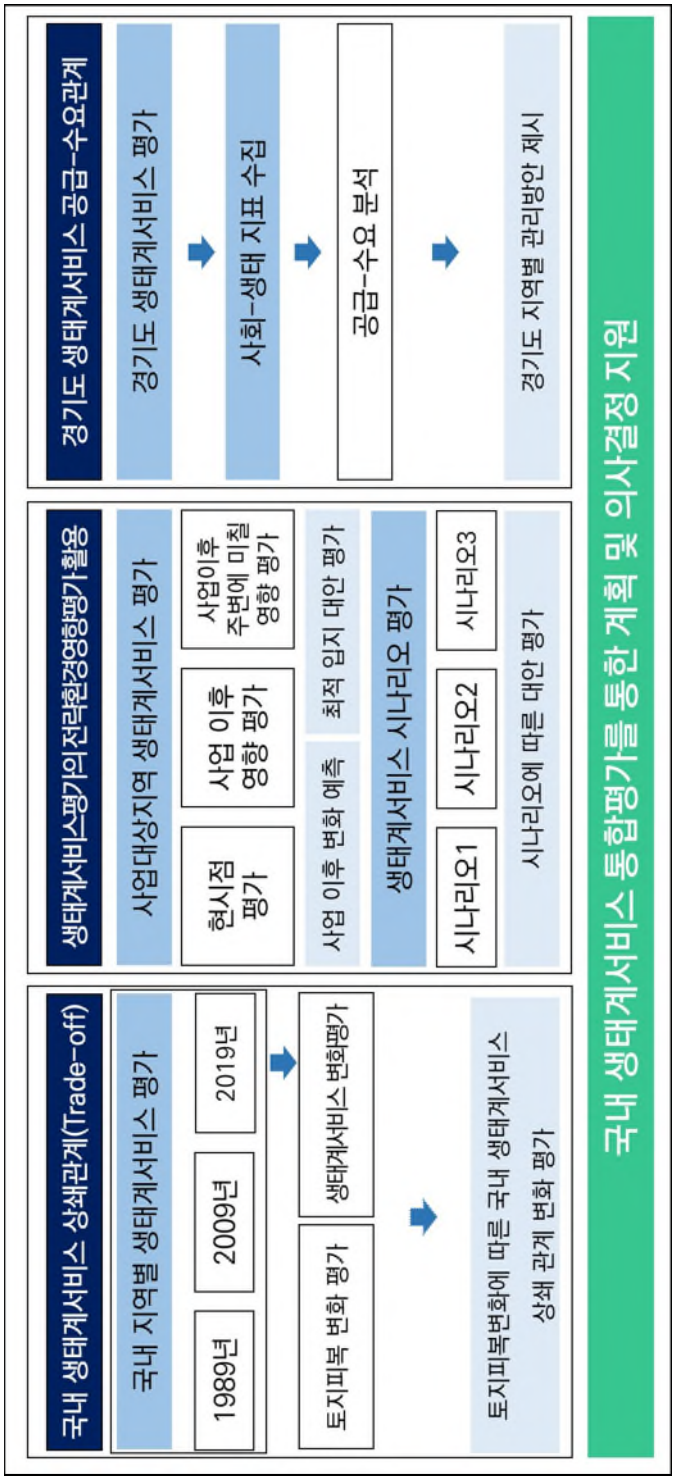


Figure 1. Flowchart of this dissertation

Chapter 2. 이론적 배경

2.1. 생태계서비스 평가

생태계서비스는 인간이 생태계로부터 얻는 편익 또는 혜택으로 정의된다(Millenium Ecosystem Assessmen, 2005). 최근 해외에서 생태계서비스 관련 논의 및 선진화된 연구가 활발하게 진행되고 있다. 국내에서도 생태계 및 환경 관련 법안에 생태계서비스 개념을 제도화하는 법적 작업과 논의가 활발하게 진행되고 있다. 이중, 「생물다양성 보전 및 이용에 관한 법률」에서는 생태계서비스 관련한 정의를 포함하고 있으며, 국가 생물다양성 전략을 5년마다 수립할 시 생태계서비스의 체계적인 제공 및 증진과 관련한 내용을 담도록 규정하고 있다. 또한 제16조에서는 생태계서비스 지불제 계약 관련 조항을 담아 생태계의 체계적인 보전 및 증진을 위해 생물다양성 증진이나 생태계서비스 회복이 필요한 지역 등에 대해 보상을 시행토록 권고하고 있다. 이와 관련하여 국립생태원에서 발간한 2016년 국가 생태계서비스 가이드라인에서는 국가 생태계서비스 평가지표를 선정하고, 평가 방법 및 가치평가에 대한 논의 등 국내 생태계서비스 평가에 대한 전반적인 내용을 수록하고 있어 그 기반을 다지고 있다. 또한, 환경부에서는 2023년 개정된 국가 보고서가 집행되고 있어 이에 따라 더 업데이트된 생태계서비스 지침이 발표될 전망이다. 한편, 환경부에서는 2020년에는 지자체 및 토지소유자의 생태계서비스 지불제 계약에 대한 이해 증진 및 제도 활성화를 위해 생태계서비스 지불제 계약 가이드라인을 수립하여 사업추진 절차, 활동유형, 활동 내용에 대해 규정하고 있다.

생태계서비스가 중요한 이유는 첫째, 지속 가능한 발전의 토대를 마련해주기 때문이다. 남한 전역 산림이 제공하는 탄소 저장 능력은 41조

4,915억 원의 가치를 지니며(이창훈 외, 2016), 수량 공급의 경우 약 11조 원의 가치를 지닌다고 연구된 바 있다(안소은 외, 2017). 이처럼 생태계서비스는 의사결정자가 자연을 보존해야 하는 합당한 근거를 마련해준다. 둘째, 인간은 자연환경 및 생태계와 불가분의 관계에 놓여있기 때문이다. 우리가 자연이 제공하는 혜택의 양을 정량적으로 파악하고 있을 때 그 수혜를 유지할 수 있으며 이를 위해 생태계서비스 개념의 연구가 중요하다. 이처럼 엄청난 혜택을 제공하는 생태계서비스는 사회적 및 경제적 측면에서 환경이 제공하는 영향성을 평가하고, 생태계 보전 또는 환경 관리를 위한 근거를 제공하기 위해 중요한 역할을 할 수 있다(Tallis et al., 2008; Braat & de Groot 2012).

향후 생태계서비스 개념에 입각한 의사결정을 하기 위해서는 생태계서비스에 관한 다차원적인 정보가 필수적이다. 그러나 이러한 정보제공은 생태계서비스에 대한 단순 평가만으로는 어렵다. 생태계서비스 평가는 시간적, 공간적 스케일을 달리했을 때 제공할 수 있는 정보의 양과 깊이가 달라진다. 이를 기반으로 생태계서비스 평가 결과를 추가적으로 통계분석할 경우 평가항목이 다양하고 평가의 계량적인 수치 범주가 흩어져 있는 생태계서비스 항목들을 더 체계적인 방법으로 요약해서 제시할 수 있기 때문에 의사결정자에게 유용한 정보를 제공할 수 있다.

Table 1. Definition of ecosystem service

구분	정의	출처
생태계 서비스 정의	인간생활 충족을 위해 요구되는 생물다양성 또는 재화의 생산을 유지하기 위한 자연생태계의 조건과 과정	Daily, 1997
	인간이 생태계 기능으로부터 직접 또는 간접적으로 이끌어내는 편익	Costanza et al., 1997
	인간의 필요를 충족시키기 위한 자연적 과정과 요소의 생산능력	de Groot et al., 2002
	인간이 생태계로부터 얻는 편익 또는 혜택	Millenium Ecosystem Assessment, 2005

그중에서도, 시계열 분석은 시나리오 평가 등을 수반하여 높은 예측력을 보이며, 다양한 공간적 분석은 스케일별로 제공되는 정보를 다각화시킨다. 이를 통해 분석을 위해 입력한 자료의 시기나 정밀도를 조절한 다양한 시공간 스케일 분석을 할 수 있다. 시간적 분석의 조정은 시기가 다른 입력 자료를 통해 이루어지며, 공간 스케일은 주로 입력 자료의 해상도를 통해 조정된다. 가령, 토지피복도의 시기 조정 등의 방법이 가능하다. 또한 제공된 생태계서비스 평가 결과를 사회경제적인 현황과 연관하여 분석 및 해석함으로써 인간과 자연 간의 균형 여부를 측정하고, 이를 통해 자연기반 해법을 모색할 수 있다.

이처럼 보다 과학적인 판단과 의사결정을 가능하게 하는 생태계서비스의 통합적인 평가는 크게 번들, 상쇄 효과, 수요 및 공급, 시나리오 평가 등으로 구분될 수 있다(Table 2). 이중 본 연구는 상쇄 효과, 수요 및 공급, 시나리오 평가를 중심으로 선행연구를 검토하였다.

Table 2. Definitions of Ecosystem Service Integrated assessment

용어	정의
번들	생태계서비스 번들(Ecosystem Service Bundle)은 유기적으로 연결된 서로 다른 생태계서비스를 묶은 것으로, 생태계의 서로 다른 기능을 제공하는 생태계서비스들을 하나로 묶어서 관리하는 것
상쇄 효과	생태계서비스의 제공을 증진시키면 다른 서비스의 제공이 감소하는 상황을 의미. 여러 생태계서비스 사이에 일정한 양의 희생이 필요한 상황. 대립 관계를 이해하는 것은 다중 생태계서비스가 영향을 받는 개발이나 토지 이용 변경 등의 상황에서 의사 결정과 자원 관리에 중요(Nelson, E., et al. 2009)
수요 및 공급	일정한 지역 내 생태계서비스 공급이 해당 서비스들의 수요와 어떻게 일치하는지를 평가하는 방법. 이 분석은 사람들이 생태계서비스의 다양한 혜택을 얻는 것을 양적으로 측정하고, 잠재적인 인프라 구축-수요 부합 지역을 파악하는 데 도움을 제공. 의사 결정을 지원하고 토지 이용 계획을 수립하는데 활용(Burkhard, B., et al. 2012).
시나리오 평가	미래의 불확실한 상황에 대해 다양한 대안을 바탕으로 분석 및 예측하는 방법. 생태계서비스 시나리오 평가의 경우 주로 다양한 토지피복변화를 예측하는 대안을 바탕으로 생태계서비스를 평가함

2.2. 생태계서비스 통합평가

2.2.1 생태계서비스 상쇄 효과 분석

인류는 비약적인 사회·경제·문화적인 발전을 통해 삶의 질을 향상해 왔다. 특히 우리나라는 빠른 속도로 도시화하였으며 이에 따라 생활 수준을 비롯한 다양한 측면의 발전을 이룬 바 있다. 하지만, 이와 동시에 환경의

질이 낙후되었고, 토지 이용변화가 불가피한 도시화의 진행은 원치 않는 생태계의 훼손을 동반하였다. 생태계서비스는 다른 서비스와 연관되어 있어 상쇄 효과 혹은 공동 효과를 형성한다(Bennet et al., 2009). 상쇄 효과는 한 서비스의 상승으로 인해 다른 서비스가 하락하는 현상을, 공동 효과는 다른 서비스가 동반하여 상승하는 현상을 의미하는데, 공간계획을 비롯한 다양한 의사결정과정에서 생태계서비스 상쇄 효과 및 공동 효과 분석이 적용되었을 때 생태계서비스에 대한 조화로운 관리 방안을 도출할 수 있다. 특히 생태계서비스 상쇄효과는 '하나의 생태계서비스를 희생하여 다른 생태계서비스를 증가시키는 것(Hasse et al., 2010)'을 의미하여 한정된 자원을 효과적으로 관리하기 위한 기회비용으로 설명할 수 있다(Table 3).

생태계서비스의 제공은 역동성이 없는 정적인 위치 기반으로 제공되지만, 환경의 변화, 생태계 피드백 및 먹이사슬 역학은 예기치 않은 결과를 초래할 수 있다. 이러한 생태계 되먹임 구조는 생태계서비스 상쇄 관계를 강화하여 빈곤 및 생태계 파괴의 악순환을 일으킬 수 있다(Dobson et al., 2006; Nicholson et al., 2009; Rodriguez et al., 2006). 생태계서비스의 증가는 빠르게 발전하는 경제 상황과는 다르게 수십 년 동안 지연될 수도 있다(Carpenter et al., 2006). 이러한 역학을 무시하면 미래세대를 위한 각종 생태계 기능을 제공하는 생태적 능력에 큰 변화를 주고 악영향을 끼칠 가능성이 크다(Bennett et al., 2009; Carpenter et al., 2006; Coggan et al., 2010; Nicholson et al., 2009).

생태계서비스 상쇄 효과 및 공동 효과는 서로 다른 서비스의 변화에 의해 혹은 여타 사회-경제적 요인에 의해 변화하는 특징을 지닌다(Bennet et al., 2009). 생태계서비스를 변화시키는 사회-경제적 요인은 인구 밀도나 1인당 GRDP, 토지이용계획, 환경정책 등 매우 다양하다(Meacham et al., 2016). 따라서 사회-경제적 요인과 관련된 다양한 법제도는 생태계서비스를 좌우하는 열쇠가 될 수 있다.

상쇄 효과 및 공동 효과를 파악하는 방법에는 비슷한 서비스 제공 양상을 보이는 지역끼리 클러스터링하는 번들 작성, 상관분석 혹은 생산이론에 기반한 분석 방법 등이 있다(Xiangzheng et al., 2016). 클러스터링이나 상관분석이 많은 편이지만, 단순히 생태계서비스만의 상쇄 효과를 분석하는 것으로부터 생태계서비스 항목과 사회-경제적 인자와의 관계 식별, 공간적 상쇄 효과와 시간적 상쇄 효과 분석, 그리고 더 나아가 정책입안자 간의 상쇄 효과 분석까지 그 영역이 매우 넓다(Table 4).

지속 가능한 토지관리계획의 열쇠가 될 수 있는 상쇄 효과와 관련한 연구는 해외에서 다수 이루어진 바 있으나 국내에서는 연구가 미흡한 실정이다. 미국의 경우 상쇄 효과 분석은 환경영향평가제도의 한 단계로 그 역할을 하고 있으며(Esmail, 2021), 하와이 공공부지의 토지이용계획(Goldstein et al., 2012)에 혹은 중국의 거대 녹지화 사업인 퇴경 환림 사업(Grain-for-Green)의 효과예측 연구에 적용된 바 있다. 이렇듯 생태계서비스 상쇄 효과 분석은 해외에서 다방면으로 적용되고 있다.

Table 3. Definition of Ecosystem services Trade-off

구분	정의	출처
일반 정의	상쇄 효과는 일반적으로 진화론적 맥락에서 사용되는 개념. 경제적 맥락에서 자원이 희소하다는 생각에서 파생된 결정을 내릴 때 선호되는 대안인 기회비용으로 표현	Garland, 2014; De Groot et al., 2010
생태계 서비스 맥락상 정의	관리를 선택하여 생태계가 제공하는 서비스를 변화시키는 것	Millenium Ecosystem Assessment, 2005
	하나의 생태계서비스가 변화에 대응하는 방식	TEEB, 2010
	하나의 생태계서비스를 희생하여 다른 생태계서비스를 증가시키는 것	Hasse et al., 2012
	인간의 개입이 생태계서비스의 공급을 향상시키는 반면 다른 서비스의 제공에는 부정적인 영향을 미칠 때 발생	De Groot et al., 2010; Elmqvist et al., 2013

Table 4. Classification of preceding studies related to ecosystem service assessment and trade-off analysis

분류기준	생태계서비스 평가	상쇄효과	공급-수요 통합평가
분석방법론	통계자료, 매트릭스(토지피복 기반), 모델링	상관분석, 차원축소, 생산이론 기반	- 번들구축, PCA 등 차원축소&군집화 혹은 SOM 등 머신러닝 - 구동인자파악: 상관분석, 중복분석
시간적 스케일	단일, 다중	동일 공간 다중시기	시간의 흐름에 따라 생태계서비스 공급을 좌우하는 구동인자의 변화 평가
공간적 스케일	소규모-중규모-대규모(지역-국가-전세계)	다중 공간 동일시기	공간의 변화에 따라 생태계서비스 공급을 좌우하는 구동인자의 상이함을 평가
선행연구로부터 도출되는 함의	- 국내외 생태계서비스 관련 연구는 활발하게 진행 중이나, 남한 전역을 대상으로 한 상쇄효과 연구는 부족 - 소규모 지역을 대상으로 한 상쇄효과 연구에 그침 - 선행연구를 살펴보면 이미 상쇄효과를 넘어서 구동인자와의 관계를 보거나, 사회적 수요와 생태계서비스 공급과의 관계를 보는 등 통합평가가 이루어지고 있음.		

2.2.1.1 생태계서비스 상쇄 효과 분석(공간)

생태계서비스 상쇄 효과의 공간적 관찰은 상관관계 분석이나 번들 분석을 통해 이루어진다. 김일권(2018)은 상관관계 분석과 bagplot 분석을 이용하여 군산 지역을 대상으로 한 1km 격자 단위의 생태계서비스 평가 결과에 대해 상쇄 효과와 공동효과 관계를 파악하였다. 연구 결과 작물 생산은 재해 조절을 제외한 다른 생태계서비스들과 상쇄 효과 관계를 가지며, 재해 조절을 제외한 조절 서비스들은 상호 공동 효과의 관계가 있었다. 또한 농경지와 산림이 혼합되어 나타난 지역에서는 대기 조절과 작물생산이 동반상승작용(공동효과)가 나타난 반면, 연안의 시가지에서는 동반하락작용이 나타났다. 반면, 산림우세 지역에서 기후조절과 대기 조절은 동반 상승 작용(공동효과)이 나타났으나, 농경지에서는 동반 하락 작용이 나타났다. 이 연구는 지역 생태계서비스 공급지점을 효율적으로 관리하는 데 필요한 중요한 정보를 제공하는 의의가 있다.

Turner et al.(2014)는 덴마크를 대상으로 11km × 10km 격자 단위의 10개 생태계서비스에 대한 공간 분석을 수행하고 상쇄 효과 관계를 밝혔다. 구체적으로, 연구 결과에 따르면, 문화와 조절 서비스 사이에 그리고 문화와 공급 서비스 사이에 상쇄 경향이 있었으며, 조절과 문화서비스 사이에 공동 효과를 형성하고 있었다. 또한, 이 연구는 농업지역에서의 공급 서비스 제공 번들, 해안에서의 높은 문화서비스 제공 번들, 도시 지역 주변의 다기능 번들, 사냥 잠재력이 높은 산림지역의 레크리에이션 번들 유형을 보여주었다. 이를 통해, 이 연구는 생태계서비스 분포가 역사적 및 현재의 사회 생태학적 영향에 의해 결정된다는 것을 보여주었다.

Yang et al.(2021)은 황하 유역을 대상으로 InVEST Model을 사용하여 수량 공급, 토양 보존, 탄소 저장 및 서식처 질을 평가하고 상관분석 및 자기조직화지도(Self-organizing map, SOM)를 통해 상쇄 효과 관계 및 번들을 관찰하였다. 이 연구에 따르면, 생태계서비스는 일반적으로 황하

상류에서 더 높고 중류에서는 낮았으며, 수량 공급과 서식처 질, 수량 공급과 탄소 저장 사이에 상쇄 효과 관계가 있었다. 또한 기능 영역은 수량 공급 및 탄소 저장 기능 영역, 서식처 질 및 탄소 저장 기능 영역, NPP 기능 영역의 세 부분으로 나눌 수 있었다. 본 연구는 황하 유역 생태계서비스의 공간적 이질성과 유역 토지이용 관리방안을 제안했다는 데에서 의의가 있다.

Mo et al.(2023)은 생태기능구역 설정이 유역관리 실무에 중요한 부분임에도 불구하고 공간적인 구역 설정에 관한 연구가 적다는 점에 착안하여, 생태계서비스 번들 및 상관관계를 활용하여 여러 생태계서비스 간의 상호작용을 식별하고 그 결과를 생태 기능 구역 설정에 활용하고자 하였다. 연구자들은 중국의 Dongjiang Lake Basin을 연구 영역으로 InVEST 모델을 활용하여 생태계서비스 상쇄관계와 공동효과를 조사하고, 생태 기능 조닝(zoning)을 수행하였다. 연구 결과는 식량생산기능이 다른 기능과 상쇄관계가 있음을 보여주었다. 구체적으로, 식량 생산과 수질 정화 사이의 상쇄 관계 강도가 가장 높았고, 수역은 상쇄 관계 강도가 가장 뚜렷하게 나타나는 구역이었다. 이 연구는 생태계서비스 상쇄 관계를 바탕으로 유역을 4개의 생태기능구역, 즉 농산물 공급지역(남부지역), 경제임업지역(북동지역), 용수공급지역(서부지역), 산림보호지역(북부지역)으로 구분하였다. 각 구역은 29.27%, 14.63%, 17.07%, 39.03%를 차지하였다. 이 연구는 Dongjiang Lake Basin의 생태 기능 유지 및 지속 가능한 개발에 기여했으며 생태 구역 설정에 중요한 참고 자료를 제공한다는 점에서 함의를 지닌다.

2.2.1.2 생태계서비스 상쇄 효과 분석(시간)

Hill et al.(2014)는 과거 1980년대부터 2000년대 사이 Landsat 영상에 대한 시계열 분석을 통해 지하수 순환, 모래 고정, 초지 생산력, 농업 생산력의 생태계서비스 상쇄 효과를 분석하였다. 연구 결과, 1985년 강세였던 지하수 순환 기능이 2005년 크게 감소한 것으로 나타났다.

Vigl et al.(2016)은 알프스 알파인 지역을 대상으로 재배 작물, 식물, 기후 조절, 토양 침식 제어 및 경관 항목에 대해 생태계서비스 제공과 토지피복변화에 따른 시공간적 평가를 수행하였다. 네 개의 연도(1850년, 1955년, 1985년, 2005년)에 걸쳐 분석한 결과, 이 기간 동안 산림 지역이 주로 초원으로 변화한 반면, 쉽게 접근 할 수 있는 장소와 비옥한 계곡 하부에서는 농업기능이 강화되었다. 생태계서비스는 1850년 공급기능이 우세한 환경에서 2005년 조절 서비스가 높아진 환경으로 변화했다. 상쇄 효과의 관점에서 볼 때, 서비스 제공 측면에서 단일 지역에서 다기능 지역으로 발전하거나, 서비스 제공량이 줄어든 지역 그리고 이 기간 동안 다소 고정된 서비스 제공 패턴을 가지는 지역으로 구분할 수 있음을 확인하였다.

Geng et al.(2022)은 전 세계적으로 인간 활동의 영향을 가장 많이 받은 지역 중 하나인 중국 황하유역(YRB)을 대상으로 InVEST Model과 상관분석을 활용한 시계열분석과 허스트지수를 통해 생태계서비스 상쇄 효과 관계를 밝히고 미래의 생태계서비스 경향성을 예측하는 연구를 수행하였다. 2000년부터 2018년 사이 YRB에서 세 가지 생태계서비스 항목(식량 생산, 물 생산량 및 토양 보존)을 평가한 결과는 다음과 같았다. 먼저, 공간 분포 측면에서 식량 생산은 동쪽에서 서쪽으로 갈수록 점차 감소하였고, 물 생산량은 남쪽에서 북쪽으로 갈수록 점차 감소하였다. 또한 토양 보존 수준이 높은 지역은 주로 분지의 상류와 중류의 고원 지역에 분포함을 알 수 있었다. 전반적으로 식량 생산은 지속적으로 증가하는

반면 물 생산량과 토양 보존은 변동 폭이 증가하는 추세를 보였다. 추가적으로, 이 연구는 미래에 식량 생산이 개선될 것으로 전망되지만, 물 생산량과 토양 보존능력은 감소할 것으로 예측하였다.

Zhao et al.(2023)은 생태계서비스와 토지이용정책이 지속적으로 영향을 주고 받으며 상관 관계를 가진다는 점에 착안하여 2035년에 예상되는 다양한 토지이용 시나리오를 수립하여 Dongting Lake 유역의 곡물 생산 및 수질정화 기능을 시뮬레이션하고 토지 사용 정책이 생태계서비스에 미치는 영향과 그 장단점을 분석하였다. 그 결과 산림으로의 농지 전환이 생태계서비스에 영향을 미치는 주요 요인으로 나타났으며, 이로 인해 곡물 생산량은 3.19% 감소하고 수질 정화는 8.13% 증가하는 것으로 나타났다. 농지를 수역으로 되돌리면 곡물 생산 감소 효과(-0.85%)가 수질 정화 개선 효과(+0.37%)보다 약간 더 큰 결과를 보였다. 농지를 산림으로 전환하면 상쇄 효과 강도가 증가하는 반면, 도시화 지역 및 농지를 수역으로 전환하면 상쇄 효과가 모두 약화될 수 있다는 점은 주목할 만하다.

선행연구 분석 결과, 대부분의 연구들은 토지피복변화를 생태계서비스 상쇄 효과를 유발하는 주요 동인으로 분석하고 있음을 알 수 있다.

2.2.2 생태계서비스 공급 및 수요 관계 분석

생태계서비스에 대한 인간의 과도한 사용은 생태계 건강과 인간 사회의 지속 가능한 발전에 심각한 위협이 되고 있다. 생태계서비스의 공급은 생태계가 인간을 위해 생산하는 제품과 서비스를 의미한다. 반면, 생태계서비스에 대한 수요는 인간이 제품 및 서비스를 소비하는 것을 의미한다. 기후조절, 대기정화와 같은 조절 서비스에 대한 수요는 환경위험의 심각성과 인구 수를 통합하여 정의된다. 인간의 지속적인 경제발전 추구와 토지이용 방식의 변화는 생태계서비스 공급과 수요의 불균형으로 이어져 모래폭풍, 수질오염, 대기오염, 온실효과와 같은 일련의 생태 환경적 문제를

초래하였다. 인간 활동의 지속적인 간섭으로 인해 발생한 일련의 생태환경 문제는 도시지역의 생태계 구조와 패턴에 영향을 미쳤다. 이러한 영향은 본질적으로 해당 지역의 생태계서비스 공급 및 수요의 불일치로 인해 발생한다. 생태계서비스 공급이 수요보다 적으면 일정 수준의 삶의 질을 영위하기 어려워지며, 지역 간 격차가 발생하여 심각한 사회문제로 이어질 수 있다. 따라서 도시화나 생태적 공간의 불균일한 분포, 기타 수급 불균형 문제를 해결하기 위한 출발점은 생태계서비스 수급 관계를 파악하고 수급 매칭을 최적화하는데 있다(Xue et al., 2022). 생태계서비스는 생태학적 및 사회 경제적 요인 간의 상호 작용과 피드백에 의존하기에 (Scholes et al., 2013) 생태계서비스의 공급 측면(생태계)과 수요 측면(경제 시스템)이 평가에서 모두 고려되어야한다(McDonald, 2009, Paetzold et al., 2010). 생태계서비스를 과학적이고 합리적으로 관리하기 위해 생태계서비스 공급과 수요의 구별, 양, 구동인자와 수요와 공급 간의 상호작용 관계를 온전히 이해해야 한다.

Spake et al.(2017)은 다중 생태계서비스가 사회적 및 생태학적 요인에 유사하게 반응하여 생태계서비스 번들을 형성 할 수 있다는 측면에서 주요 사회-생태학적 변수를 식별하면 일관된 생태계서비스 번들을 예측할 수 있다고 주장한다. 연구자들은 이를 바탕으로 경관 전반에 걸친 공동효과와 상쇄 효과를 관찰할 수 있다고 강조하고 있다. 저자는 북부 및 남부 프랑스 알프스 지역을 대상으로 사회-생태학적 변수와 생태계서비스 번들 간의 관계를 교차 비교하였고, 사회적 지표 선정 시 Hamman et al.(2015)의 지표를 참고하였다. 저자들은 연구결과를 바탕으로 생태계서비스 번들을 이해하고 예측하기 위한 가설기반 연구 수행의 중요성을 강조하고 있다.

Castro et al.(2016)은 지역 분쟁이 있는 미국 중남부 유역의 이해관계자 그룹 간 생태계서비스 비용 지불 의지에 대해 다룸으로서 간접적으로

생태계서비스의 공급과 수요에 대해 논의하였다. 연구결과, 종 서식지와 수질을 각각 가장 중요하고 경제적으로 가치 있는 생태계서비스로 확인했으며, 유역에 거주하는지 여부에 따라 물 사용자 그룹 간 잠재적 갈등이 달라짐을 확인하였다. 본 연구를 통해 희소한 자원에 대한 관리에 있어 자원의 공급과 사회적 인식 측면을 다룸으로써 생태계서비스 수요-공급 개념 적용 가능성을 보여주고 있다.

Xia et al.(2023)은 수량 공급, 식량생산, 수질정화, 탄소 저장, 서식처 질, 조경미학 총 6가지 항목의 생태계서비스 항목에 대해 경작지 비율, 숲 비율, 초원 비율, 습지 비율, 감염지수, 가장 큰 패치, 평균 패치 모양, 강수량, NDVI, GDP 등 다양한 사회 생태적 동인 간의 상관관계를 식별하였다. 연구자들은 생태계서비스에 대한 사회 생태적 동인의 영향을 정량화하고, 상호관계를 파악하여 생태계 관리가 우선적으로 이루어져야 하는 지역을 탐색하는 일련의 계획과 분석이 통합적으로 수행되어야 한다고 강조하였다.

한편, Baro(2016)는 대기정화 및 레크리에이션이라는 특정 서비스의 공급과 수요에 대해 논의하고, 인구수를 기반으로 충족되지 않은 수요에 대해 추가적으로 다루었다. 본 연구는 토지피복 및 통계자료를 통해 수요 및 공급 정보를 수집하여 인구수라는 사회적인 변수를 기반으로 충족되지 않은 수요에 대해 논의하였고, 이를 통해 생태계서비스 수요 및 특히 충족되지 않은 수요는 대부분 주요 도시 핵심 (바르셀로나 및 인접 도시)에서 나타나고 있음을 밝혔다. 본 연구에서는 생태계서비스의 공급-수요 매핑이 생태적, 사회적 요소를 모두 고려한 생태계서비스의 통합적 접근에 기여할 수 있음을 주장하고 있다.

2.2.3 생태계서비스 시나리오 분석

생태계서비스 시나리오 분석은 이미 해외를 중심으로 공간 계획 및 관련 전략환경평가(SEA)에서 중요하게 요구되고 있다. SEA에서 대안의 설정과 검토는 필수적이고 핵심적인 단계임에도 불구하고(Desmond 2007), 국내에서 이루어지는 SEA 대안 선정 단계에서는 불확실성에 대한 고려가 미흡하다. 특히, 대안 비교 시 장단점 분석에 대한 자료제시 미흡, 대안 간 실효적인 차이 검토 미비, 대안 작성 시 사업 시행으로 인한 환경영향항목 파악 미흡, 사업대상지 주변 입지특성 분석 미반영, 대안 작성 요건을 충족하기 위한 목적으로만 대안을 작성하고 비교 하는 등 의사결정 지원을 위한 정보제공이 부족한 상황이다(이상범 외, 2015). 생태계서비스 시나리오 분석을 활용한 SEA의 대안선정은 효과적인 의사결정 지원을 위해 이미 해외에서 활발하게 연구된 바 있다.

Geneletti(2013)은 칠레의 행정구역 중 하나인 Araucanía를 배경으로 서로 다른 토지 이용 정책이 일련의 생태계서비스(수질 정화, 토양 보존, 서식지, 탄소 고정 및 목재 생산)의 미래 제공에 어떻게 영향을 미치는지 파악하는 사례 연구를 통해 시나리오 기반 전략환경영향평가(SEA)의 잠재적 기여에 대해 고찰하였다. 이 연구에서는 서로 다른 정책과 관련된 토지이용 시나리오를 구성하여 모델링을 통해 생태계서비스를 평가하였고, 시나리오별 생태계서비스 상쇄 효과의 차이를 분석하였다. 이는 토지 이용 패턴 분석에 주의를 기울일 필요가 있으며 이 정보가 공간 계획 지원을 목표로 하는 시나리오 구성에 포함되어야 함을 시사한다. 이어, Semeraro et al.(2021)은 관광업과 농업 생태계를 특징으로 하는 남부 이탈리아의 갈리폴리(Gallipoli) 시정촌의 도시 주변 개발 계획 수립 시 SEA과정의 모든 단계에서 생태계서비스 상쇄 효과 개념을 통합하는 방법론을 제안하였다. 이 연구에서는 그린 인프라와 자연 기반 해법을 바탕으로 교외 계획 시나리오를 구성하였다. 그리고 정성적인 분석을 통해 생태계서비

스의 우선순위를 식별하였다. 이에 기반하여 시나리오0에서 시나리오1로 변할 때 그린인프라 조성을 통해 대기질 조절 능력이 증가하며, 시나리오1에서 시나리오2로 변할 때 지붕 녹화와 같이 자연 기반 해법을 적용하여 조절 서비스 뿐만 아니라 문화서비스를 증가시켰다. 즉, 시나리오0에서 시나리오2로 이동함에 있어 토지피복변화에 따른 상쇄 효과 개념에 입각한 분석을 실시하였다. 이 연구는 전략환경영향평가 시 생태계서비스 상쇄 효과 분석의 효용성을 잘 보여주었다.

Chapter 3. 장기간 토지피복 변화에 따른 국가 생태계서비스 간 상쇄 효과 분석

3.1. 서론

생태계서비스 간 상호관계 이해의 중요성이 대두되고 있다(Diaz et al., 2006; Braat & de Groot. 2012). 생태계서비스 상호관계는 상쇄 효과(trade-off), 공동효과(synergies) 그리고 관계없음 세 가지로 확인된 바 있는데 이러한 상호관계는 토지피복변화나 기후변화 등의 요인 또는 생태계서비스 항목간의 상호작용에 의해 발생할 수 있다(Bennett et al., 2009). 생태계서비스 상호관계를 측정하는 것은 한정된 환경자원을 관리하는 측면에서 매우 중요한 선 작업이다. 상쇄 효과, 공동 효과, 번들관계에 입각하여 자연환경관리계획을 수립함으로써 더 계획적이고 효율적인 정책입안이 가능하다는 점이 해외에서는 활발한 연구되고 있으며 정책수립에도 이바지 하고 있다(Mach et al., 2015; Bennett et al., 2015).

상쇄 효과는 이익을 얻는 대가로 손해를 보는 상황을 설명한다. 경제적 맥락에서 상쇄 효과는 일반적으로 의사 결정 대안의 기회비용으로 표현될 수 있다. 따라서 상쇄 효과가 발생할 때에는 동시에 달성할 수 없는 대안(Turkelboom et al., 2015) 간 선택 또는 관리 결정이 필요하다. 상쇄 효과는 최근 생태계서비스의 화두가 되고 있는 개별 토지피복의 다기능성, 즉 서로 상호작용하는 생태계 요소로부터 다양한 이익을 동시에 지원하는 능력에 대한 분석에 있어 주된 초점이 되고 있다(Mastrangelo et al., 2014). 그러나 국내에는 이러한 연구가 미흡한 실정이고, 개별서비스의 기능에 초점이 맞추어져 있어 실제 관리방안을 제시하는 데에 한계가 있다.

토지피복변화에 따라 급변하는 복잡한 환경에서 생태계서비스의 정량화

및 상호관계를 확인하는 일은 매우 중요하다(Anton et al., 2010; De Groot et al., 2010; Reyers et al., 2009; Seppelt et al., 2011). 현재까지 다양한 연구에서 생태계서비스 상쇄 효과에 대한 평가를 수행하였다(Raudsepp-Hearne and Peterson 2016; Vigl et al., 2016; Yang et al., 2015). Bi et al.(2021)의 연구에서는 2001년부터 2014년까지 Xilin Gol 지역 초지의 대표 생태계서비스 번들을 도출하고 토지피복의 큰 변화가 있을 때 생태계서비스 번들양상에 큰 변화가 있음을 확인하였으며, 이를 바탕으로 생태계서비스 번들이 생태계의 상태를 대표할 수 있다는 연구가설을 채택하였다. 또한, Turner et al.(2014)는 덴마크를 대상으로 문화서비스와 조절 서비스 사이에 혹은 문화서비스와 공급 서비스 사이에 상쇄 효과가 있음을 확인하였다. 반면, Vigl et al.(2016)은 유럽 알프스를 대상으로 토지피복변화가 유발한 생태계서비스 변화를 분석하였다. 연구 결과, 50년간 산림이 초지로 변화하였고, 접근성이 좋은 토지는 농지로 전환됨에 따라 주요 생태계서비스 공급이 공급 서비스에서 조절 서비스로 변화한 상쇄 효과를 확인하였다.

또한, Yang et al.(2018)은 중국의 Yanhe 유역을 대상으로 서로 다른 토지피복변화 시나리오 5개를 마련하여 생태계서비스 상쇄 효과를 분석한 결과, 개간지를 초지로 변화시키는 시나리오가 향후 토지이용에 최적임을 밝혔다. 이처럼 토지피복변화에 따른 생태계서비스의 시계열적 상쇄 효과 분석은 다양한 시공간 개발과 복잡한 상호관계에 따른 포괄적인 평가를 제시할 수 있는 장점이 있다(Vigl et al., 2016). 기존 연구를 분석한 결과, 국내를 대상으로 오랜 시간 동안 토지 이용 변화와 관련된 다양한 생태계서비스 항목 간의 상쇄 효과에 대해 공간적 평가를 시도한 연구는 없다.

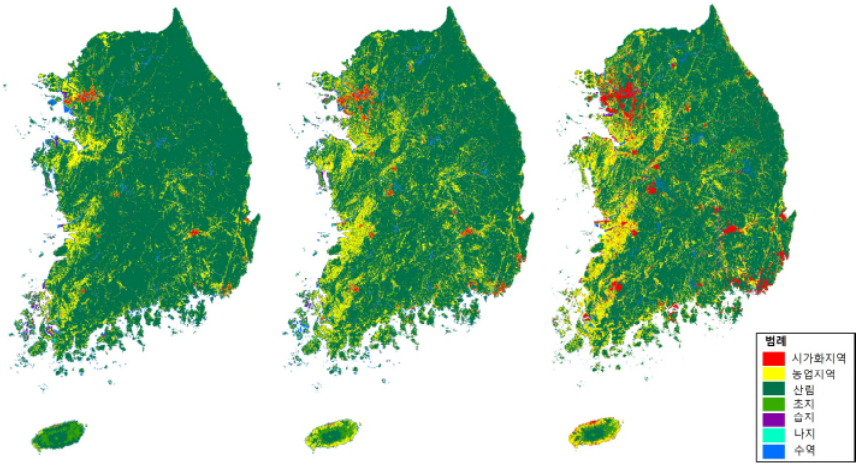
이에, 본 연구에서는 약 30여 년간 토지피복이 변화함에 따라 파생된 생태계서비스 우세경향 및 증감을 파악하고, 생태계서비스 상호간 관계 변화를 추적함으로써 토지피복 변화와 생태계서비스 변화 간의 관계 및

지역마다 상이한 서비스 변화 특성을 규명하는 것을 목표로 한다. 본 연구는 과거 30여 년간 우리나라 토지피복변화와 생태계서비스 변화에 대한 분석을 바탕으로 공간계획이 생태계서비스 상쇄 효과에 미친 영향과 토지이용계획 및 공간계획의 미래 방향성을 제시하여 국민의 복지와 환경질 향상에 기여할 수 있을 것으로 예상된다.

3.2. 방법론

3.2.1 연구 대상지

본 연구는 총 면적 10만㎢에 해당하는 국내의 17개 시도를 연구 대상으로 한다(Figure 2). 우리나라는 과거 사회·경제적 발전 과정에서 도시화가 급격하게 진행되었다. 한편, 산림녹화사업을 실시하여 황폐화 된 산이 녹화되고 질이 향상되었으며, 제공하는 생태계서비스 또한 다변화되었다. 21세기 기후모델 전망에 따르면, 몬순 기후의 영향을 받고 있는 우리나라는 대기 중 수증기량 증가로 몬순 강수가 확대될 것으로 예상되어 (IPCC, 2014), 극단적 기후 리스크에 대한 대비가 필요하다. 따라서 본 연구는 생태계서비스 변화추이를 파악하고 전 지구적인 생태계서비스 변화를 예측하는 작업이 필요하다고 판단하여 국내의 17개 시도를 연구 대상지로 선정하였다.



1989 2009 2019

Figure 2. Landcover Map of 1989, 2009 and 2019

3.2.2 입력자료 및 분석방법

본 연구에서는 생태계서비스를 평가하기 위해 GIS 공간분석 혹은 Natural Capital Project에서 개발한 생태계서비스 기반의 의사결정 지원 모델인 InVEST Model을 활용하였다(Sharp et al., 2020). 본 연구에서 활용한 모듈은 InVEST Water Yield, Nutrient Delivery Ratio, Carbon, Habitat Quality Model이며 이를 통해 각각 수량 공급 서비스, 수질정화 서비스(질소 및 인 저류), 탄소 저장 서비스, 서식처 질 항목을 평가했으며, 대기정화 기능에 대해서는 국립산림과학원(2015)에서 개발한 오염물질 흡착계수를 토지피복도에 적용시켜 평가하였다. 각 항목별 평가에 활용된 입력 자료는 Table 5와 같다. 평가가 완료된 생태계서비스 항목들에 대해 행정구역도(통계청, 2021)를 기준으로 시도별 수치를 도출하였으며, R studio에서 제공하는 라이브러리를 활용하여 시계열 그래프를 작성하고, 통계분석을 수행하였다. Figure 3은 장기간 토지피복변화에 따른 국가 생태계서비스 간 상쇄 효과 분석 개념을 도식적으로 보여주고 있다.

Table 5. Input data of InVEST Model and spatial data used in this study

서비스 종류	입력자료		출처
공급 서비스			
수량 공급	토지피복도	1989년, 2009년, 2019년 대분류 지도*	환경부
	연평균 강수량	10년 평균 강수량을 보간하여 지도 작성	기상청
	연평균 참조 증발산량	1950~2010년 간 개략적인 값	CGIAR-CSI
	토양함수율	식물이 이용가능한 수분함량	농촌진흥청
	유효토심	식생 뿌리 제한 깊이, 산림입지도 및 토양도	산림청, WAMIS
	유역도	-	WAMIS
	계절적 인자	평균 강수일수를 활용하여 15 적용	Sharp et al., 2020
	생·물리적 변수	토지피복별로 결정되는 계수	Sharp et al., 2020
조절 서비스			
수질 조절 (질소, 인 저류)	수치고도모델 (DEM)	관심유역범위 이상 포함, 해상도 30m	국토지리정보원
	토지피복지도	1989년, 2009년, 2019년 대분류 지도	환경부
	영양물질 유출 프록시	10년 평균 강수량을 바탕으로 작성	기상청
	유역도	-	WAMIS
	생·물리적 변수	토지피복별로 결정되는 영양물질 부하량 계수	WAMIS, Redhead et al., 2018
	표면 하 저류효율	영양물질을 최대로 저류할 수 있는 효율	Sharp et al., 2020
	표면 하 최대 저류거리	영양물질을 최대로 저류할 수 있는 거리	Sharp et al., 2020
	임계흐름 누적 값	하천의 시작을 결정하는 상류영역 픽셀 수	Sharp et al., 2020
	보르셀리 상수	보정 계수	Sharp et al., 2020
기후 조절	토지피복도,	1989년, 2009년, 2019년 대분류 지도	환경부
	생·물리적 변수	토지피복별로 결정되는	Sharp et al.,

(탄소 저장)		탄소 흡착 계수	2020을 참조하여 수정
대기 정화	토지피복도	1989년, 2009년, 2019년 대분류 지도	환경부
	오염물질 흡착계수	산림 및 초지 등 수목별로 다른 계수 적용	국립산림과학원, 2015
지지 서비스			
서식처 질	토지피복도	1989년, 2009년, 2019년 대분류 지도	환경부
	서식처 적합성 계수	-	김태연 외, 2015
	위협요소	시가지, 농경지, 도로를 추출	환경부
	민감도계수	-	김태연 외, 2015
	반포화상수	-	Sharp et al., 2020

* 토지피복지도의 경우 1989년 및 2019년 자료는 해상도 30m급 대분류 지도를 그대로 활용, 2009년 자료의 경우 해상도 30m급 중분류 지도를 대분류로 재분류(reclassify)하여 활용하였음

** InVEST Model의 구동 및 입력자료에 대한 설명은 부록을 참고하기 바람

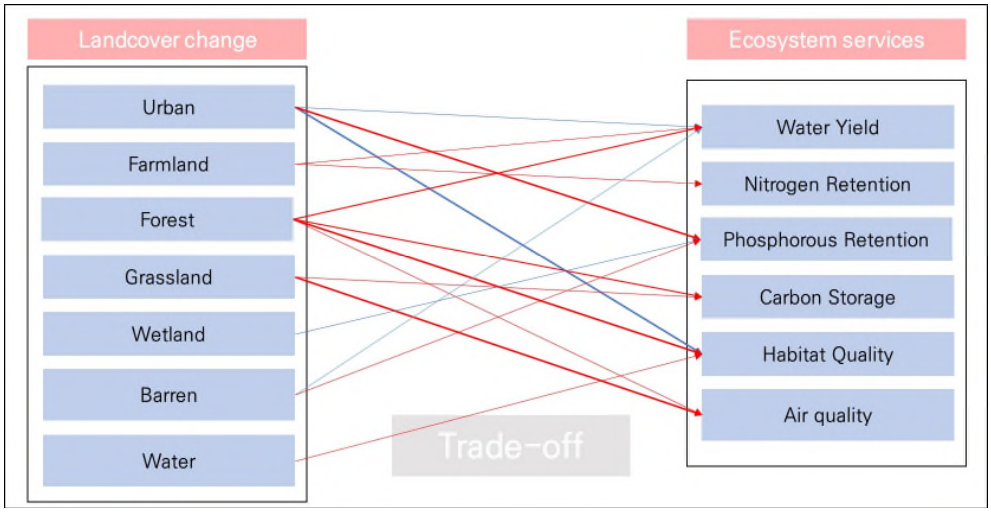


Figure 3. Trade-off analysis of national ecosystem services according to long-term land cover changes

3.2.3 상쇄 효과(Trade-off) 분석을 위한 통계기법: 주성분 분석

본 연구에서는 차원 축소 기법을 적용하여 생태계서비스 간에 잠재적 상쇄 효과(Trade-off)가 존재하는지 확인했다. 다양한 차원 축소 기법 중에서도 주성분 분석은 많은 변수 사이의 상관관계를 효율적으로 표현할 수 있다(Abdi and Williams, 2010). 수량 공급, 수질정화(질소 저류, 인 저류), 탄소 저장, 대기정화, 서식처 질을 포함하는 여섯 가지 변수는 분석 전 최소/최대 표준화를 통해 0과 1사이로 값을 조정해주었다.

3.3 결과

3.3.1 토지피복 변화에 따른 생태계서비스 평가(1989-2019년)

1989년과 2009년 사이 토지피복 변화 양상을 살펴보면 모든 지역에서 시가화 지역은 늘어났고 산림이 감소했으며, 농경지의 경우 대도시 지역에서는 감소하는 양상을, 그 밖의 지역에서는 증가하는 양상을 보였다. 2009년과 2019년 사이 토지 피복 변화 양상은 대도시 지역에서는 시가화 지역이 증가하고, 경기도, 강원도, 경상북도, 경상북도, 충청남도, 충청북도 등에서 대폭 감소하였다. 농경지의 경우 모든 지역에서 대폭 감소하였다. 산림의 경우 거의 모든 지역에서 그 면적이 대폭 증가하고 있어, 1989년~2009년 사이의 변화와 가장 두드러지게 다른 양상을 나타냈었다. 초지의 경우 서울을 제외한 모든 지역에서 감소하는 경향을 나타내었으며, 특히 경기도의 감소가 두드러졌다. 전반적으로 1989년에서 2019년 사이 농업 지역 면적은 산지 지역에서는 감소했지만 연안, 평야 및 구릉 지역에서는 증가하였다. 연안에서는 간척으로 농경지가 증가하였으며, 산지에서는 농촌 인구의 감소에 따라 농경지가 감소하였다. 시가화 지역과 농경지가 증가한 지역에서는 상대적으로 산림이 감소하였다(NGII, 2020).

1989년과 2009년 사이, 수량 공급(WY)이 가장 많이 감소한 지역은 서울로 12.4% 감소했고, 이때 산림은 6.9% 감소, 시가화 지역은 11.6%

증가했다. 질소 저류(N)가 가장 많이 증가한 지역은 제주지역으로 28.9%의 증가율을 보였고, 이때 농경지는 97.6% 증가했다. 인 저류(P)가 가장 많이 증가한 지역은 제주지역으로, 6.2% 증가했고 이때 시가화 지역은 50% 증가했다. 탄소 저장(C)이 가장 많이 감소한 지역은 서울로 16.1% 감소했고, 초지가 38.7% 감소했다. 대기정화(AQ)가 가장 많이 감소한 지역은 제주지역으로 30.8% 감소했고, 초지가 24.3% 감소했다. 서식처 질(HQ)이 가장 많이 감소한 지역도 제주지역이며 19.7% 감소한 것으로 나타났다(Figure 4, Table 6-7).

2009년과 2019년 사이, 수량 공급(WY)이 가장 많이 감소한 지역은 광주지역으로 24% 감소했고, 농경지가 32.2% 감소하였고 시가화 지역이 197.9% 증가했다. 수량 공급(WY)이 가장 많이 증가한 지역은 제주지역으로 36.4% 증가했으며, 산림이 15.7% 증가했다. 질소 저류(N)가 가장 많이 감소한 지역은 광주지역으로 19.3% 감소했고, 이때 농경지는 26.7% 감소했다. 인 저류(P)가 가장 많이 증가한 지역은 인천으로 65.7% 증가했고, 이때 습지가 37.8% 감소했으며, 강원에서 인 저류 총량은 가장 크게 감소했고, 이때 강원도 시가화 지역이 24.8% 감소했다. 탄소 저장(C)이 가장 많이 증가한 지역은 경남으로 7.7% 증가했고, 이때 산림은 13.4%(926.3㎢) 증가했다. 대기정화(AQ)가 가장 많이 증가한 지역은 세종으로 20.6% 증가했고, 이때 초지는 172.1% 증가했다. 서식처 질(HQ)이 가장 많이 증가한 지역은 세종으로 11% 증가했고, 이때 산림은 13.5% 증가, 시가화 지역은 13.9% 감소했다. 경북에서도 시가화 지역이 9% 증가했고 이때 산림은 15.7% 증가, 면적상으로는 산림 1726.8㎢이 증가했다(Figure 5, Table 6-7).

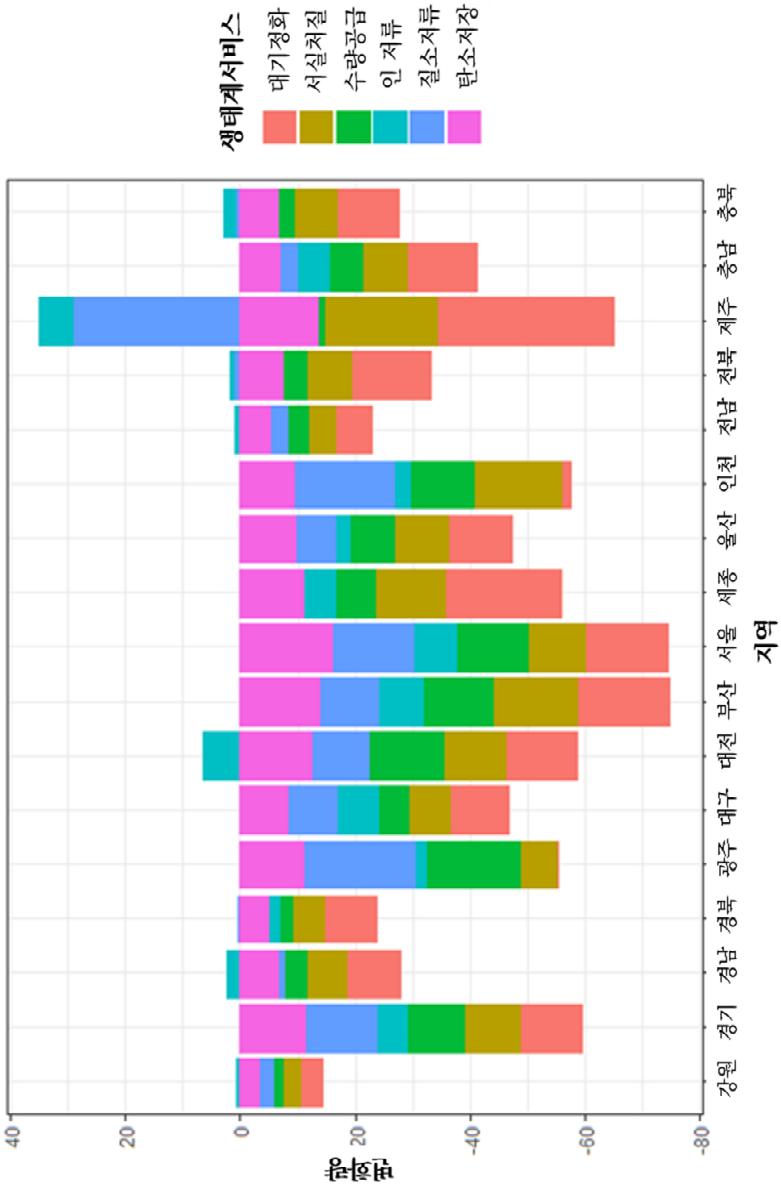


Figure 4. Change of Ecosystem services supply in Korea(1989-2009)

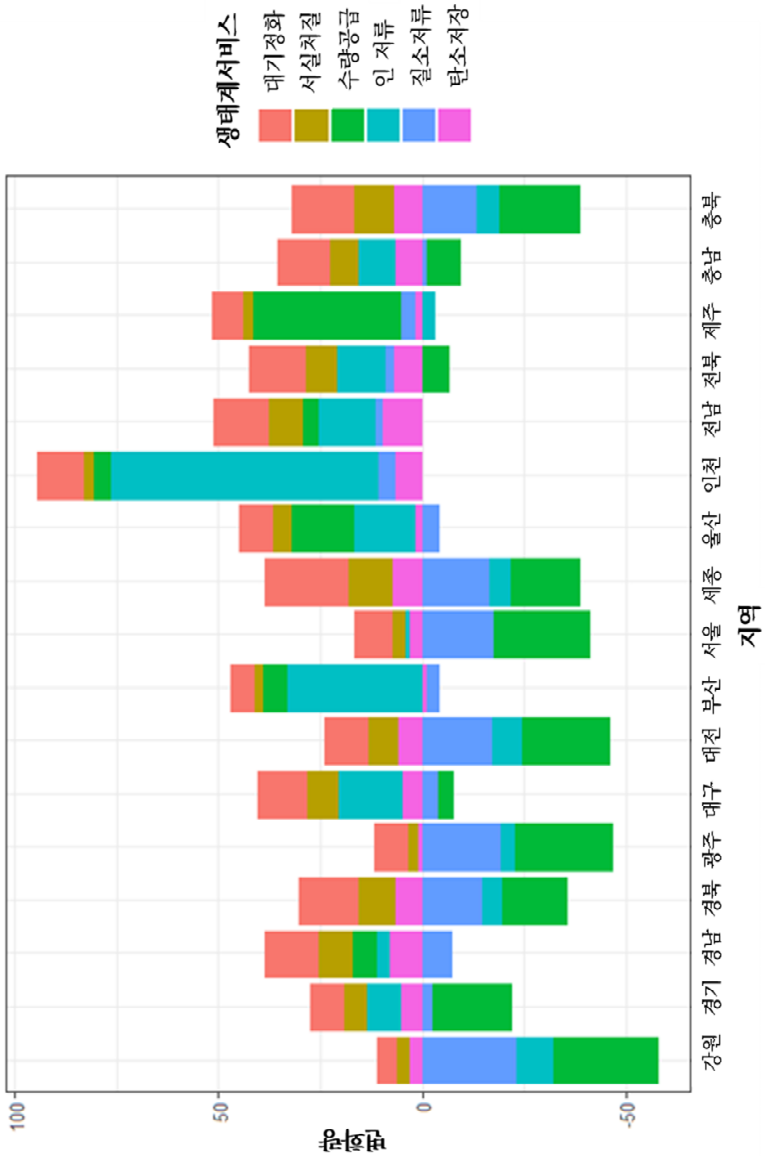


Figure 5. Change of Ecosystem services supply in Korea(2009-2019)

Table 6. Landcover change(1989-2009-2019)

		89~09		09~19		89~09		09~19		89~09		09~19		89~09		09~19	
	지역	시가화 지역	(%)	시가화 지역	(%)	농경지	(%)	농경지	(%)	산림	(%)	산림	(%)	초지	(%)	초지	(%)
1	서울	36.5	11.6	2.2	0.6	-22.8	-51.1	-14.6	-67.0	-10.8	-6.9	1.4	1.0	-18.6	-38.7	14.9	50.3
2	부산	77.5	64.9	36.7	18.6	-24.9	-16.4	-52.5	-41.5	-45.2	-11.5	10.8	3.1	-25.9	-53.7	10.9	49.0
3	대구	46.0	37.8	24.9	14.8	-24.5	-13.1	-81.5	-50.1	-35.1	-6.9	66.3	14.0	-20.6	-52.6	-5.8	-31.4
4	인천	112.6	102.0	21.5	9.6	-66.7	-20.0	-29.7	-11.2	-23.8	-5.9	-11.7	-3.1	17.2	82.6	59.7	156.6
5	광주	70.6	197.9	30.3	28.5	-74.5	-32.2	-41.8	-26.7	-8.6	-4.6	24.3	13.6	7.6	60.1	-7.6	-37.5
6	대전	61.6	131.9	10.5	9.7	-19.6	-21.7	-34.8	-49.2	-43.7	-13.5	41.1	14.7	0.7	2.7	-8.1	-28.8
7	울산	78.0	140.9	23.6	17.7	-29.7	-13.6	-70.9	-37.7	-63.5	-8.8	53.3	8.1	-19.4	-45.8	4.8	20.9
8	세종시	30.8	463.3	-5.2	-13.9	14.7	11.5	-46.5	-32.7	-36.9	-13.5	31.7	13.5	-25.8	-69.7	19.3	172.1
9	경기도	992.5	375.7	-147.6	-11.7	-568.0	-18.2	-110.2	-4.3	-491.3	-8.6	106.3	2.0	-183.8	-34.8	363.9	105.8
10	강원도	315.6	360.1	-100.1	-24.8	36.4	2.1	-524.5	-29.2	-594.5	-4.1	634.3	4.6	11.4	4.5	78.9	29.8
11	충청북도	264.4	318.2	-90.5	-26.0	238.0	16.0	-654.2	-37.9	-514.7	-9.6	651.3	13.4	-91.9	-43.9	122.2	104.1
12	충청남도	444.9	384.9	-141.6	-25.3	108.2	3.5	-323.0	-10.0	-239.3	-6.0	364.2	9.6	-317.7	-66.0	135.3	82.6
13	전라북도	324.1	267.7	2.2	0.5	256.5	9.8	-479.6	-16.7	-502.0	-10.8	558.7	13.5	-183.3	-53.5	48.8	30.6
14	전라남도	390.6	224.0	-44.6	-7.9	132.3	3.3	-644.0	-15.5	-394.8	-5.7	992.2	15.3	-69.8	-20.2	-64.5	-23.3
15	경상북도	443.9	191.7	-148.9	-22.0	474.6	13.1	-1650.1	-40.2	-959.7	-6.7	1726.8	12.9	-367.3	-67.4	264.4	148.6
16	경상남도	420.7	293.0	-99.7	-17.7	170.6	7.6	-795.0	-33.1	-648.2	-8.6	926.3	13.4	-108.2	-34.3	8.1	3.9
17	제주도	34.0	50.0	80.3	78.8	372.0	97.6	-143.6	-19.1	-315.5	-34.1	95.6	15.7	-113.4	-24.3	-20.0	-5.6

Table 7. Landcover change(1989-2009-2019)-continued

		89~09		09~19		89~09		09~19		89~09		09~19	
	지역	습지	(%)	습지	(%)	나지	(%)	나지	(%)	수역	(%)	수역	(%)
1	서울	1.0	122.7	-0.7	-36.6	10.0	72.3	-0.1	-0.6	4.7	16.8	-3.0	-9.2
2	부산	4.9	411.6	10.3	168.2	21.5	142.2	1.7	4.8	-8.0	-21.4	-1.3	-4.4
3	대구	10.2	16038.0	5.1	49.4	19.0	267.6	-12.6	-48.1	5.0	29.6	3.6	16.4
4	인천	-20.2	-28.6	-19.1	-37.8	56.6	211.8	10.8	12.9	-76.0	-67.2	2.2	6.0
5	광주	7.7	2866.3	3.4	42.1	-6.1	-25.7	-7.1	-40.0	3.3	49.3	-1.4	-14.7
6	대전	6.2	11486.7	-0.4	-6.7	-7.9	-26.2	-11.7	-52.4	2.6	12.1	3.4	13.8
7	울산	5.3	1517.1	-0.5	-9.4	25.0	357.2	-2.3	-7.0	4.2	31.0	-2.5	-14.3
8	세종시	7.4	14241.4	3.9	52.2	3.5	23.3	-0.8	-4.1	6.1	98.3	-2.4	-19.2
9	경기도	29.6	38.6	25.2	23.7	135.5	87.5	72.3	24.9	85.5	43.7	-43.6	-15.5
10	강원도	59.9	984.2	1.5	2.3	57.9	41.3	-0.2	-0.1	112.9	79.3	-77.2	-30.2
11	충청북도	40.5	5629.0	4.0	9.8	23.1	25.5	-32.0	-28.2	40.5	25.7	-0.8	-0.4
12	충청남도	-28.0	-22.4	19.4	20.1	-14.6	-11.0	44.3	37.6	46.5	24.4	-13.6	-5.7
13	전라북도	30.1	68.4	-1.7	-2.3	-36.4	-29.7	53.2	61.6	111.0	98.1	-43.8	-19.5
14	전라남도	-129.1	-44.1	-25.6	-15.7	-29.8	-13.2	-18.0	-9.2	100.1	31.6	-32.2	-7.7
15	경상북도	135.1	11774.0	-42.8	-31.4	144.8	101.4	-113.9	-39.6	128.1	76.7	-23.6	-8.0
16	경상남도	53.9	351.7	36.9	53.3	39.5	33.3	-20.5	-13.0	71.1	43.1	-25.9	-11.0
17	제주도	2.8	427.0	-3.2	-94.2	15.7	216.0	-3.8	-16.7	4.2	33.4	-4.0	-23.7

3.3.2 토지 피복 변화에 따른 생태계서비스 상쇄 효과 평가

시와 도는 면적상에서 규모 차이가 크고, 도시화 정도에 차이가 나므로 17개 시·도의 주성분 분석이 한꺼번에 이루어지면 실제로 결과에서 명확한 경향성 파악이 어려웠다. 이에 특·광역시와 도를 구분하여 주성분 분석을 실시한 결과, 특·광역시의 경우 PC1이 총 변량의 68.7%를, PC2가 22.9%를 차지하는 결과를 보였다. 분석 결과, PC1의 주 변량으로는 대기정화(AQ), 탄소 저장(C)이 높았고, PC2는 HQ와 인 저류(P)가 주 변량을 차지하였다. 도 분석의 경우 PC1이 총 변량의 83.4%를, PC2가 12.6%를 차지하는 결과를 보였다. 분석 결과, PC1의 주 변량으로는 탄소 저장(C)이 높았고, PC2는 서식처 질(HQ)과 인 저류(P)가 주 변량을 차지하였다.

‘시’를 기준으로 PCA 분석을 한 결과 가로축에는 수량 공급, 탄소 저장, 질소 저류, 대기정화 기능이 분포했다. 특히 울산지역이 양의 값을 보여 해당 기능들이 뛰어난 것으로 나타났다. 이는 ‘시’ 중에서 산림지역이 19년도 기준 약 712㎢로 가장 넓으며 농경지도 두 번째로 넓기 때문인 것으로 사료된다. 반면 서울 및 광주지역은 해당 서비스가 저조하였는데 이는 광주의 산림면적이 19년도 기준 204㎢이며, 서울의 경우 148㎢으로 저조하기 때문인 것으로 판단된다.

‘시’를 기준으로 PCA 분석한 결과 세로축의 음 방향에는 서식처 질이 발달한 것으로 나타났으며, 특히 세종과 대전지역에서 해당 기능이 뛰어난 것으로 나타났다. 특히 세종의 경우 서식처 기능을 하는 산림의 면적이 넓은데 반해 방해 기능을 하는 시가지 면적이 매우 적기 때문인 것으로 사료된다. 반면 세로축의 양의 방향에는 인 저류 기능이 발달한 것으로 나타났으며 서울이나 인천의 경우가 여기에 해당되는 것으로 나타났다. 이는 인 저류와 밀접한 시가화 지역의 면적이 각각 352㎢, 245㎢로 가장 넓기 때문인 것으로 판단된다. 결과적으로 서식처 질과 인을 저류하는 능력은 상쇄 관계를 형성하는 것으로 도출되었다.

‘도’를 기준으로 PCA 분석을 한 결과 가로축에는 수량 공급, 대기정화, 탄소 저장 기능이 분포했다. 특히 경북지역이 양의 값을 지녀 수량 공급, 대기정화, 탄소 저장 기능이 뛰어난 것으로 나타났는데 이는 산림피복이 2019년 기준 15,092㎢로 넓게 분포하기 때문인 것으로 판단된다. 반면 제주의 경우 해당 서비스가 저조하였는데 같은 ‘도’ 중에서도 산림면적이 적기 때문인 것으로 판단된다.

‘도’를 기준으로 PCA 분석한 결과 세로축 양의 방향에는 인 저류 기능이 발달한 것으로 나타났으며, 특히 경기, 전남, 충남지역에서 해당 기능이 높았다. 이는 인 저류와 밀접한 시가화 지역이 넓기 때문이며 경기도의 경우 시가화 지역이 2019년 기준 1,109㎢로 넓기 때문인 것으로 판단된다. 반면 세로축의 음의 방향에는 서식처 질 기능이 발달한 것으로 나타났으며, 특히 강원이나 충북, 과거 제주도의 경우 해당 기능이 발달한 것으로 나타났다. 이는 서식처 질과 밀접한 산림의 면적이 넓으며 방해요소인 시가화 지역의 면적이 다른 지역에 비해 적기 때문인 것으로 판단된다.

생태계서비스 제공능력은 1989년에서 2019년 사이 서울, 광주, 대전, 세종, 강원 지역에서 수량 공급(WY)과 질소 저류(N), 탄소 저장(C), 대기정화(AQ)의 지속적인 하락을 보였다. 특히, 광주 지역의 경우 1989년에서 2019년 사이 농경지가 지속적으로 감소하여 수량 공급과 질소 저류 능력에 타격을 입었고, 산림이 감소하거나 초지가 감소하여 탄소 저장과 대기정화 능력이 하락한 것으로 분석되었다. 상기 지역을 제외한 지역에서는 1989년에서 2009년 사이 수량 공급(WY), 질소 저류(N), 탄소 저장(C), 대기정화(AQ) 기능이 감소했다가 2009년에서 2019년 사이 해당 기능들이 소폭 증가하는 양상을 보였다. 즉, 토지피복변화 측면과 연계시켜 보았을 때, 수량 공급(WY)과 질소 저류(N)/탄소 저장(C)/대기정화(AQ) 기능 사이에 그리고 탄소 저장(C)과 대기정화(AQ) 사이에 공동효과를 보이는 것으로 판단되었다. 이는 수량 공급 기능의 경우 산림 및 농경지 면적이 많을수록,

질소 저류의 경우 농경지 면적이 많을수록, 탄소 저장 및 대기정화의 경우 산림 및 초지면적이 많을수록 기능이 높아 관련을 맺기 때문인 것으로 판단된다(Figure 6, Figure 7).

서식처 질(HQ)의 경우 인천, 부산, 울산, 대구 지역에서 1989년에서 2019년 사이 서식처 질(HQ)의 지속적인 하락을, 인 저류(P)의 지속적인 증가를 보였다. 이와는 대조적으로 상기 지역을 제외한 '시'와 모든 '도'의 경우 1989년에서 2009년 사이 서식처 질(HQ)의 하락을, 인 저류(P)의 증가를 보이다가 2009년에서 2019년 사이 서식처 질(HQ)의 상승을, 인 저류(P)의 하락을 보이는 양상으로 변화하였다. 이는 서식처 질(HQ)과 인 저류(P)가 서로 상쇄 효과를 나타내는 것을 의미하는데, 그 이유는 서식처 질(HQ)의 위협요소로 입력된 시가화 지역이나 농경지 등이 인부하량이 높은 지역이며 결과적으로 인 저류(P)량을 증가시키는 요소로 작용하기 때문인 것으로 판단된다(Figure 6, Figure 7).

1989년에서 2019년 사이 생태계서비스 상쇄 효과 양상의 변화요인은 토지피복변화 양상과 관련이 있으며, 2009년에서 2019년 사이 서식처 질(HQ)이 증가한 지역이 많다. 이중 경북의 경우 중요한 서식처인 산림이 많게는 1,726㎢가하고 서식처 질(HQ)에 위협요소인 농경지의 면적이 1,650㎢ 감소했으며, 시가화 지역의 증가가 크지 않기 때문인 것으로 해석된다. 반면 1989년에서 2009년 사이 서식처 질(HQ)이 감소하고 인 저류(P)가 증가한 지역은 서식처 질(HQ)에 위협요소인 농지가 증가했으며, 서식처 질(HQ)에 큰 위협요소로 작용하는 시가화 지역 면적이 지역에 따라 많게는 4배 가까이(경기, 충남) 대폭 증가했기 때문으로 해석된다. 무엇보다도 산림면적이 많게는 960㎢ 감소했다는 것도 그 이유인 것으로 판단된다.

결과적으로 특·광역시 및 도에서 유사하게 인저류(P)와 서식처 질(HQ)은 상쇄 효과를 보인다.

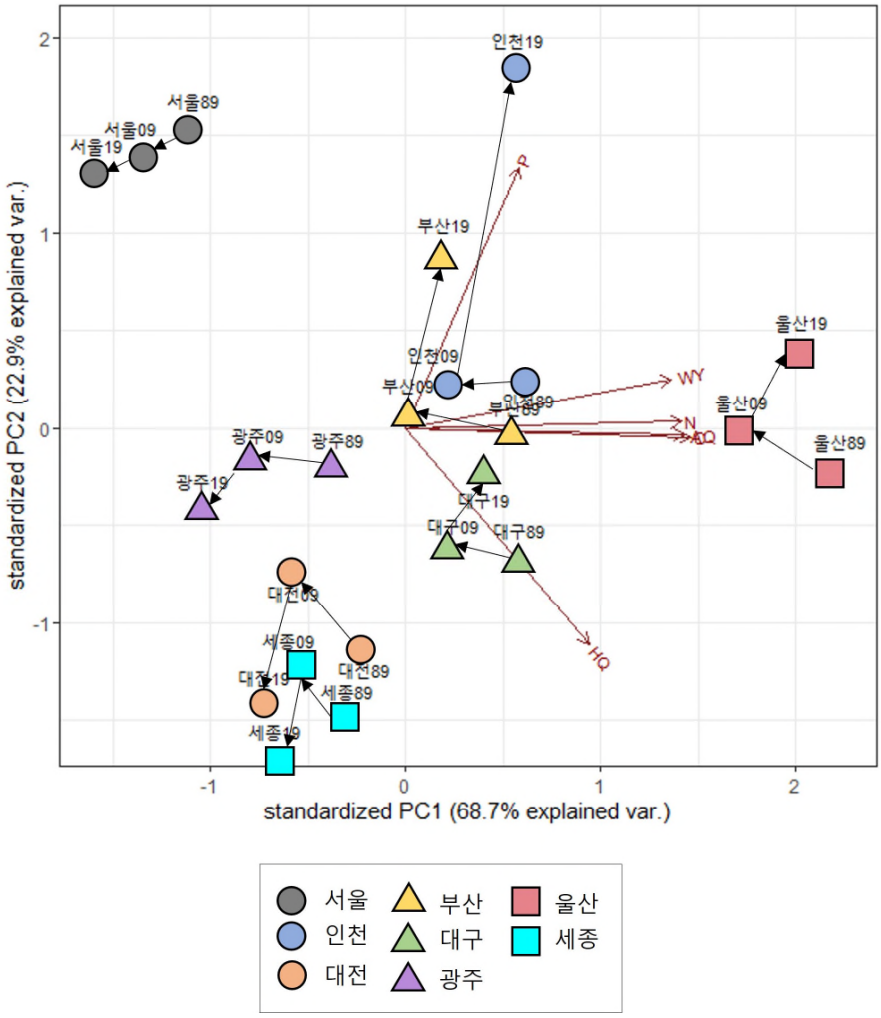


FIgure 6. Trade-off analysis results of Ecosystem services in Korea for 30 years(main 'Si')

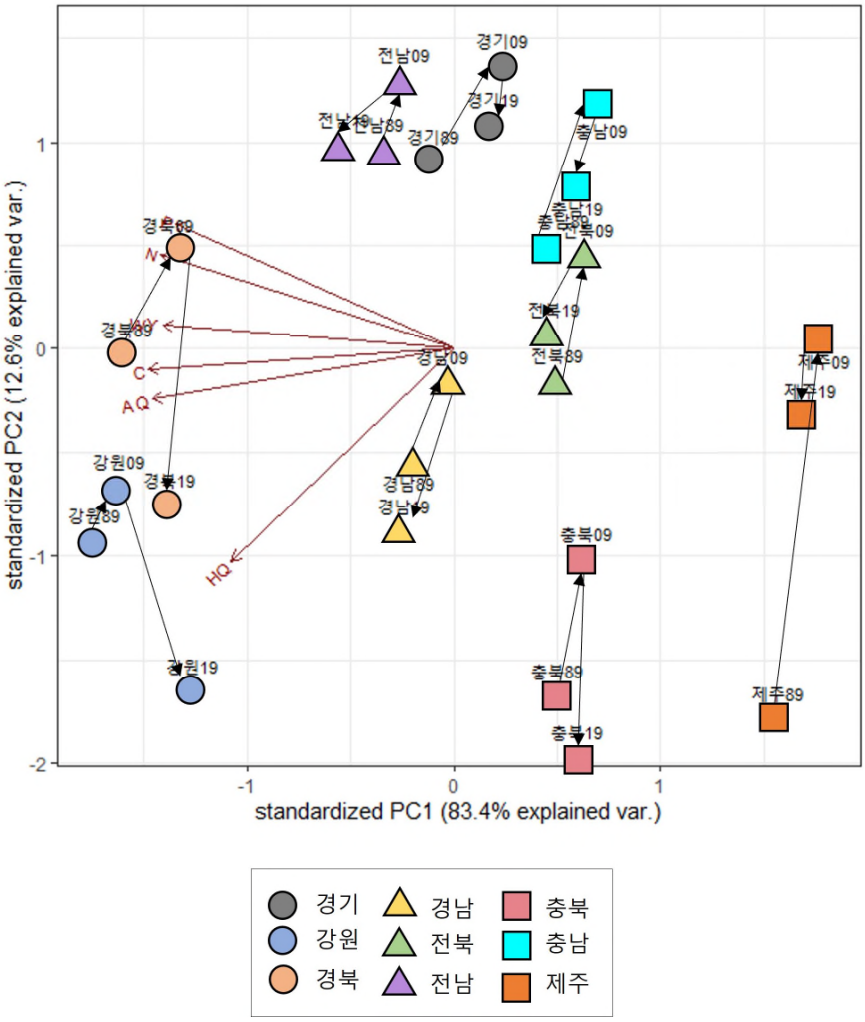


Figure 7. Trade-off analysis results of Ecosystem services in Korea for 30 years(main 'Do')

3.4 고찰

3.4.1 토지피복변화로 인한 생태계서비스 변화

연구 결과에 따르면, 1989년에서 2009년 사이에 경기도 지역의 시가화 지역은 약 990㎢ 이상 증가하고, 일부 지역에서는 5배 이상 증가한 것으로 나타났다. 그러나 동일 기간 동안 경상북도의 산림 면적은 약 960㎢ 감소하였으며, 특히 제주도의 경우 1.3배로 감소한 것으로 조사되었다. 농경지의 경우 주요 도시와 경기도에서 약 560㎢ 소실되었지만, 다른 지역에서는 증가하는 경향을 보였다.

우리나라의 도시화는 경제 발전과 밀접한 관련이 있다(김인, 1991). 인천국제공항 건설, 간척 및 매립 등으로 인해 습지와 수역이 시가화 건조지역 및 산업단지로 변화하였고, 경기도 분당지역의 1기 신도시 개발 및 도시 스프롤 현상, 산업화로 인한 도시 및 농지 증가 등의 토지 변화 패턴이 나타났다(이훈종, 2021). 이러한 변화로 인해 생물 서식지가 감소하고 파편화되어 생태계가 훼손되었다. 인간 활동으로 인해 생태계서비스 관련 비점 오염원이 증가하면서 인 저류량은 증가하였으며, 특히 다른 지역과는 달리 제주도의 질소 저류능력은 증가하였다. 이는 다른 지역이 주로 산림에서 시가지로의 변화가 주된 패턴인 반면, 제주도는 산림을 개간하여 질소 저류 능력이 뛰어난 농경지로 토지 이용이 전환되었기 때문이다.

2009년부터 2019년까지의 기간 동안, 경상북도를 포함한 대부분의 지역에서 산림 면적이 크게 증가했다. 경상북도의 경우, 산림 면적이 1,726㎢ 증가했다. 반면에 동일한 기간 동안, 농경지의 면적은 경상북도를 비롯한 대부분의 지역에서 감소했다. 경상북도의 경우 농경지 면적이 1,650㎢ 감소하였고, 산림이 1.4배로 증가하였다. 이는 농경지에서 산림으로의 변화가 일어났음을 시사한다. 또한, 초지의 면적도 높은 증가세를 보였다. 이러한 초지의 면적이 증가한 것은 지목상 도시공원이나 근린공원에 해당하는

토지가 증가했음을 의미한다.

이러한 변화는 산림 정책과 농경지 관리 정책의 영향을 받았을 가능성이 있다. 산림의 증가는 숲 가꾸기 정책의 결과로 볼 수 있으며, 농경지의 감소는 농지 관리 및 다목적 토지 활용을 위한 노력의 일환으로 해석될 수 있다. 산림의 급격한 증가는 다양한 정책과 숲 가꾸기의 결과로 이루어졌다. 기후변화 대응과 저탄소 녹색성장을 위해 조림 정책 등 숲 가꾸기 정책이 본격적으로 시행되었다(KFS, 2019). 이러한 정책들은 산림의 기능별 관리를 강화하는 방향으로 이루어졌다.

이러한 변화로 인해 산림은 다양한 생태계 혜택을 제공하게 되었다. 특히 수원함양림으로 기능하여 수원을 공급하는 역할이 강화되었으며, 탄소 저장소로서의 역할도 강화되었다. 산림의 증가는 탄소 저장 기능을 증가시키는데 도움을 주었다. 또한, 동식물의 중요한 서식처로서 기능하는 산림이 늘어나면서 서식처의 질적인 측면에서 큰 향상이 있었다. 이러한 산림의 변화는 기후변화 대응과 생태계 보전을 위한 중요한 역할을 수행하고 있다. 정책적인 노력과 숲 가꾸기에 대한 관심과 투자가 이러한 변화를 이끌어 내었으며, 그 결과 우리는 더 많은 생태계 혜택을 누릴 수 있게 되었다.

3.4.2 우리나라 생태계서비스 상쇄 효과 분석

본 연구의 분석결과에 따르면, 1989년에서 2019년 사이의 기간 동안 시·도에서 공통적으로 시가화 지역이 약 4.5% 증가했고, 이로 인해 생태계서비스의 변화 양상이 나타났다. 시가화 지역의 증가는 인접한 생태계에 영향을 미치는 요소로 작용한다. 이러한 변화로 인해 생태계서비스의 특정 측면이 변화했다. 이 기간을 대상으로 한 주성분 분석 결과는 많은 지역에서 수량 공급과 질소 저류, 탄소 저장과 대기정화 사이에 공동효과가 있었음을 보여 준다. 또한, 1989년에서 2009년 사이에 쇠퇴한 서식처 질

기능은 이후 2009년에서 2019년 사이에 향상되었다. 동일한 기간 동안인 저류 능력은 증가했다가 감소하는 경향을 보였다.

1989년에서 2009년 사이에 서식처 질 기능의 감소와 인 저류 능력의 증가는 산림 면적의 대폭 감소와 시가화 지역의 증가로 인해 인간이 배출하는 각종 비점 오염원이 증가했기 때문이다. 그러나 2009년에서 2019년 사이에 서식처 질 기능이 증가하고 인 저류 능력은 감소한 이유는 산림 면적이 증가하고 시가화 지역의 면적 증가율이 크게 높지 않았기 때문이다. 이는 급격한 도시화가 생태계의 질을 하락시킬 수 있다는 것을 의미한다. 본 연구는 1980년대에서 2000년대 후반 사이 산림의 발달에도 불구하고 시가화 지역의 급속한 증가로 인해 생태계서비스의 수량 공급, 대기 조절, 서식처 질의 경제적 가치가 크게 감소한 것을 확인하였다. 이러한 결과는 Yi(2021)의 연구 결과와 일치하는데 본 연구는 최근까지의 경향을 파악하여 기존 연구를 보완하였다.

본 연구에서는 토지피복과 생태계서비스의 변화가 서로 연계되는 것을 고려하여 장기간에 걸친 변화를 추적하였다. 이는 Briner et al.(2013)의 연구와 Lawler et al.(2013)의 연구와 맥락을 함께 한다. 과거 우리나라의 문명 발전은 식량 생산 증가가 핵심이었지만, 이로 인해 서식처 질과 물 관련 서비스 등 다른 생태계서비스가 하락하는 결과를 가져왔다. 이러한 결과는 식량 생산 증가를 위해 한 가지 생태계서비스만을 주요 목표로 증가시키는 경우 공동 효과와 상쇄 효과가 동시에 발생할 수 있다는 연구 결과와 일치한다(Briner et al., 2013). 즉, 하나의 생태계서비스를 증가시키는 노력이 있을 때 공동 효과는 나타날 수 있지만, 동시에 다른 생태계서비스의 감소로 인해 상쇄 효과도 발생할 수 있다는 것을 의미한다. 이와 같은 맥락과 결과를 본 연구에서도 함께 고려하였다.

본 연구의 결과는 특정 토지관리 정책의 선택이 토지 이용 변화와 생태계서비스 제공에 영향을 미치며, 일부 생태계서비스는 증가할 수 있지만

다른 생태계서비스는 희생될 수 있다는 것을 보여 준다. 우리나라에서는 꾸준한 조림 사업을 통해 1989년 대비 2019년 탄소 저장기능이 2.6%, 서식처 질이 1.2% 증가하였지만, 급속한 도시화 정책으로 인해 동일 기간에 수량 공급은 13.9%, 질소 저류는 10% 감소한 것으로 나타났다(Figure 2, Figure 3). 이와 관련하여, 미국을 대상으로 한 Lawler et al.(2014)의 연구에서는 토지이용 정책에 따른 미래 생태계서비스 변화를 예측하는 세 가지 시나리오를 다루었는데, 본 연구는 이 연구가 다룬 사례와 유사한 결과를 발견할 수 있었다. Lawler et al.(2014)의 연구에서는 산림 팽창 시나리오는 목재생산 등을 증가시켰지만 식량 공급을 감소시켰으며, 서식지 확장 시나리오는 서식지 질을 향상시켰지만 식량 공급이나 바이오매스 축적 부문에 부정적인 영향을 미쳤으며, 도시화 봉쇄 시나리오는 자연환경적인 측면에서는 긍정적이지만 도시화율을 감소시키는 결과를 보였다(Lawler et al., 2014). 따라서, 어느 한 시나리오만이 생태적·경제적 풍요를 보장하는 것은 아니며, 극단적인 도시화, 산림발달, 서식처 발달에 대한 단일 대응은 적절하지 않고 도시화와 생태계 보전 사이에는 절충안이 필요하다는 기존 연구의 결론을 본 연구 또한 뒷받침하고 있다.

3.4.3 자연기반해법에 근거한 우리나라 조림 사업과 생태계 서비스 변화

1989년에서 2009년 사이에는 다양한 생태계서비스의 질이 하락하는 경향을 보였지만, 2009년에서 2019년 사이에는 대부분의 생태계서비스의 질이 상승하였다. 특히 서식처 질과 인 저류 기능의 상쇄 효과 격차가 좁혀지면서 국내 생태계서비스의 질이 향상되고 있다고 판단된다. 이러한 변화는 토지피복의 변화와도 관련이 있다. 시가화의 증가는 피할 수 없었지만, 꾸준한 조림을 통해 산림 면적이 증가하고 단위면적 당 임목축적이 증가하여 생태계서비스를 긍정적인 방향으로 이끌었다. 남한 지역의

조림 사업의 성공을 생태계서비스 경제성평가를 통해 입증한 Lee(2018)의 연구에서는 탄소 저장 측면에서 긍정적인 가치가 나타났으며, 탄소 저장 측면에서 27억 7천 8백만 달러의 가치와 NPV 값이 3.26으로 평가되었다. 이는 본 연구와 일맥상통하는 결과이다. 또한, 꾸준한 초지 증가를 통한 공원 조성 등 다양한 노력이 결합하여 다양한 생태계서비스의 가치를 향상시켰다.

2000년대 후반부터 대한민국 산림청은 조림 사업의 목적을 산림의 기능 강조와 공익적 가치 창출에 두었다(KFS, 2014). 이전에는 육림이나 난개발 방지를 위한 숲 가꾸기에 초점을 두었으나, 이후에는 산림의 6대 기능을 강화하기 위해 보다 체계적이고 전문화된 기술과 명확한 경영 목표를 가지고 조림 사업을 추진하였다(KFS, 2014). 이러한 변화는 산림의 기능을 확충시키기 위해 다양한 방식으로 추진되어 산림이 제공하는 서식처 기능이나 생태적 기능을 강화하였다. 예를 들어, 조림 사업은 산림의 생태계서비스를 향상시키기 위해 특정 종의 식생을 촉진하고 서식지를 제공하는데 중점을 두었다. 또한, 생태계의 안정성을 유지하고 생물 다양성을 보호하기 위해 다양한 종의 식물과 동물을 고려한 조림이 이루어졌다. 이렇게 조림 사업의 목적과 추진 방식이 변화함으로써 산림이 제공하는 서식처 기능이나 생태적 기능이 강화되었다. 이는 산림 생태계의 보전과 지속 가능한 관리를 통해 자연환경의 향상과 다양한 생태계서비스 제공에 긍정적인 영향을 미칠 수 있다는 것을 보여준다.

대한민국의 조림 사업 및 숲 가꾸기 사업이 성공적으로 발전해 온 것은 널리 인정받고 있다. 세계자연보전연맹(IUCN)은 대한민국의 산림복구와 관련된 노력을 극찬하며, 황폐해진 산림을 성공적으로 복구한 나라로 인정하고 있다. 또한, 대한민국의 조림 사업이 자연기반해법(Nbs)의 기준에 부합하고 있으며, 기후변화, 온실가스 감축, 재해위험 저감, 사회-경제적 발전, 식량 및 물 안보, 생물다양성 감소 등과 같은 주요 사회 문제를 해결

하는데 기여하고 있다고 평가하고 있다. 뿐만 아니라, 대한민국의 산림관리는 지속 가능한 산림경영 제도하에 이루어지고 있으며, 환경 훼손을 최소화하고 생물다양성과 생태계에 순이익을 창출하는 것을 목표로 하고 있다. 특히, 숲 가꾸기나 목재생산 등의 산림관리는 자연기반해법에 부합하는 방식으로 이루어지고 있다(이우균, 2023). 그러나, 농업과 임업이 발달한 지역에서는 공동화 현상이나 인력의 고령화와 같은 문제가 있어 지속 가능한 자연기반해법을 적용하는 것이 어려울 수 있다(이우균, 2023). 이를 해결하기 위해서는 농업 및 임업의 산업화를 통해 지역 주민의 참여를 유도하고 사회-경제적인 공급력과 생태계서비스 측면의 공급력을 균형있게 조절하는 관리체계가 필요하다.

본 연구에서는 대한민국의 자연기반해법형 조림 정책이 도시화로 인해 하락한 생태계 질을 향상하고 생태계서비스를 극대화하는데 기여하였다는 결론을 도출했다. 이러한 결과는 다른 나라에도 적용할 수 있는 과학적인 기반이 될 수 있다. 이를 통해 다른 국가에서도 지속 가능한 생태계서비스를 향상시킬 수 있는 가능성을 점쳐 볼 수 있다. 이러한 연구 결과는 정책결정자들이 지속 가능한 자연환경 보전과 생태계서비스 제공에 중점을 둔 조림 정책을 수립하고 추진하는 데에 도움을 줄 수 있다.

Chapter 4. 전략환경영향평가 시 생태계서비스 평가 도입에 관한 연구

4.1. 서론

전략환경영향평가(Strategic Environment Assessment, SEA)는 지속가능한 발전을 도모하기 위해 사업계획 이전의 상위단계에서 정책(Policy), 계획(Plan), 프로그램(Program)의 환경영향과 경제적, 사회적 영향을 함께 고려하는 의사결정과정이다. 큰 틀에서 SEA는 정책계획과 개발 기본계획으로 구분되며 계획의 적정성과 입지의 타당성을 평가하는 과정으로 객관적인 시각으로 접근해야 한다. 정책계획의 경우 환경보전계획과의 부합성, 계획의 연계성, 일관성, 적정성 및 지속성을 평가하지만, 개발 기본계획은 개발입지 대안과 토지이용계획 대안 등을 평가한다. 상위계획이 명확하게 제시되는 계획의 적정성 평가와 달리, SEA에서는 입지에 대한 명확한 정보가 제공되지 않아 대안 평가에 어려움이 있다.

대안의 설정과 검토는 영향평가의 필수적이고 핵심적인 단계이다(Desmond, 2007). 일반적인 SEA에서 대안 평가 시 고려해야 할 요소는 지형적 범위, 계획의 목표, 실현 가능성, 합리성, 현실성 등이며, 더 나아가 사업 전 및 후에 예상되는 환경적 이슈에 대한 고려가 제안되고 있다(IAIA 2014). 특히, 대안은 기존의 환경 문제를 고려하여 구상되어야 하고 환경적 영향은 장기간에 걸쳐 나타나므로, 예방책을 사전에 마련하는 것이 중요하다(Desmond, 2007; 이상범 외, 2015). SEA는 본질적으로 '미래를 위한 연습'(Duinker and Greig, 2007)으로 불확실성과 정보 부족 상황에서 수행되는 의사결정 프로세스의 지원을 목표로 한다.

하지만 대부분의 대안 선정 단계는 이러한 요소가 간과된 채 평가를 위한 대안의 선정이 이루어지는 미흡함이 발견되고 있다. 예를 들어, 국내

다양한 SEA 사례의 문제점을 종합적으로 분석하면, 대안 비교 시 장단점 분석에 대한 자료제시 미흡, 대안 간 실효적인 차이 미비, 대안 작성 시 사업 시행으로 인한 환경영향항목 파악 미흡, 사업대상지 주변 입지특성 분석 미반영, 대안 작성 요건을 충족하기 위한 목적으로만 대안을 작성하고 비교하는 관행 등의 문제점이 있다(이상범 외, 2015).

생태계서비스는 자연이 인간에게 주는 혜택을 일컬으며, 수량, 식량, 목재 공급 서비스, 수질, 기후, 대기, 침식 조절 서비스, 생물종, 서식처 지지 서비스, 생태관광, 경관 가치가 포함되는 문화서비스를 포괄하고 있다(MA, 2005). 기존의 환경관리방식에서 미흡한 점을 채워주는 사회, 생태, 경제적 측면을 고려하여 인류의 후생을 지원하는 목적을 지닌 생태계서비스는 지속 가능한 자원관리 및 이용에 최적화되어 있다. 더욱이 생태계서비스 평가는 정량적인 값을 제시한다는 점, 평가 매체가 다양하다는 점, 시나리오 평가가 가능하다는 점, 결과를 통해 서비스 간 상쇄 및 공동효과를 파악할 수 있어 다양한 정보를 획득할 수 있다는 점 등의 장점이 있다(Kim et al., 2020). 더 나아가 평가된 결과를 화폐화할 수 있다는 점 또한 중요한 장점으로 꼽히고 있다.

이에 생태계서비스는 환경 상태를 평가하고 추후 발생할 환경 관련 문제를 예측해야 하는 SEA의 목적과 잘 부합한다. 이에 다양한 연구에서 SEA에 생태계서비스 평가의 활용을 제안하고 있다. Geneletti(2011)는 생태계서비스 연구에서 이루어지는 시나리오 분석 접근 방식이 SEA에 유용하게 쓰일 수 있다고 강조하였다. SEA가 점점 사회적, 경제적 효과를 포함해 가고 있는 측면에서 서비스의 수혜자와 그 특성을 다루는 생태계서비스의 포함은 지속가능성을 평가하기 위한 변화된 접근 방식이 될 수 있다. 또한, 생태계서비스 평가는 SEA 프로세스에 큰 도움이 되어 품질을 향상시킬 수 있다는 장점이 있다. 예를 들어, 선행연구에서는 칠레의 한 지자체의 토지이용계획을 수립하는 과정에서 농업이 생계에 미치는 영향을

달리하는 토지이용 시나리오를 설정하여 생태계서비스 결과를 도출하고, 시나리오별로 생태계서비스 간 관계(상쇄 효과, 공동효과)를 고려하여 계획을 선택하는 사례를 보여주었다(Geneletti 2013; Geneletti 2016). 그 이후 자연자본기반 기후변화 적응을 목적으로 하는 토지이용계획을 수립하는 과정에서 도시열섬 완화를 위해 그린인프라의 배치를 달리하는 시나리오를 적용하여 그 효과를 예측하였고, 이러한 일련의 과정들이 SEA에 반영되었을 때 SEA의 효율적인 목적 달성을 도모할 수 있다(Geneletti et al., 2016). SEA에 생태계서비스 개념을 도입한 한 국내 연구는 개발사업 시 생태계 토양침식 및 탄소 저장 기능을 평가하여 토양중점관리지역을 지정하였다(김종성, 2017). 그러나 생태계가 제공할 수 있는 혜택은 굉장히 많고 여기서 파생될 수 있는 이슈는 많은데, 소수의 기능만 고려했다는 점에서 추가적인 연구가 필요하다. 또한, 다차원적 대안 분석에 대한 연구가 전무한 실정이어서 다양한 생태계서비스 항목의 적용 및 시나리오를 고려한 연구가 필요한 실정이다.

이에 본 연구에서는, 전략환경영향평가를 수행함에 있어 개발 기본계획을 수립할 때, 1) 산업단지 조성 사업 시행에 따른 생태계서비스 변화 예측 및 최적 입지 대안 선정과 기준 제시 및 2) 시나리오 분석을 통한 대안 평가를 수행하였다. 입지 판단을 위한 의사결정 기준을 제시하기 위한 방법 중 하나로 생태계서비스 평가 결과를 활용하고자 하였다. 서비스 개별 항목 평가를 통해 Action/No Action 간 결과를 비교하여 입지 적정성을 판단하고, 서비스 통합 평가를 통해 최적 대안을 선정하는 기준을 제시하였다. 또한, 다양한 대안(시나리오)을 선정하여 개발사업 후 상황을 계산, 예측하여 생태계서비스 변화를 분석하였다.

4.2. 연구의 범위와 방법

4.2.1 연구의 범위

본 연구는 안성시의 OOOO 산업단지 조성 사업을 대상으로 하며, 부지의 총 면적은 854,000㎡이다. 사업계획서 상 본 산업단지는 진입도로까지 포함하여 919,972㎡이며, 세부적으로 산업시설 용지가 약 49만㎡, 공공시설 용지가 27만㎡, 지원시설 용지가 38만㎡으로 구성되어 있다(Figure. 1). 본 사업의 경우, 원칙적으로 개발사업의 성격을 띠고 있어 전략환경영향평가의 대상이 되나, 「산업단지 인·허가 절차 간소화를 위한 특례법」[1] 에서 언급하고 있는 15만㎡ 이상의 사업에 대해 전략환경영향평가를 면제한다는 조항에 의해 전략환경영향평가 단계에서 평가될 계획의 적절성과 입지의 타당성 항목들이 본 평가 단계인 환경영향평가로 편입되어 평가되는 예외 사례에 해당된다. 따라서 실제 검토사례에서는 환경영향평가만 이루어졌음을 밝힌다. 그러나 본 사업 역시 개발사업으로서 전략환경영향평가 대상 사업으로 설정하기에 무리가 없어 연구 대상으로 설정하였다. 결론적으로 본 연구는 전략환경영향평가의 입지 선정 및 대안 평가에 초점을 두고 수행되었다.

4.2.2 생태계서비스 평가

본 연구에서는 다양한 생태계서비스 항목을 활용하여 대안 평가에 적용하고자 하였다. 대안 평가 시 다양한 생태계서비스 항목의 고려는 환경영향을 더 정확하게 파악하는데 도움이 되고 이는 결과의 신뢰성을 향상시켜주기 때문에 의사결정 시 중요하게 고려되어야 할 점이다. 이에 본 연구는 수량 공급 서비스, 조절 서비스에 속하는 질소 및 인 저류 서비스, 탄소 저장, 대기, 열섬 조절 서비스, 지지 서비스인 서식처 질을 포함하여

1) 국가법령정보센터, 「산업단지 인·허가 절차 간소화를 위한 특례법」 제 23조.

총 5~7항목의 생태계서비스를 평가에 적용하였다(Table 8). 평가도구로는 InVEST Model을 주로 활용하였고, 이외 국가 통계자료 및 공신력 있는 참고문헌을 통해 평가하였다. 특히, 모델 구동에 중요한 영향을 미치는 토지피복지도의 경우 세분류(2014년) 지도를 활용하였다. InVEST Model은 생태계서비스의 의사결정과정 시 활용을 목적으로 개발된 소프트웨어로 다양한 서비스 항목의 평가가 가능하며 접근이 쉽고 시나리오 평가에 적합한 구조로 개발되었다. Figure 8은 전략환경영향평가 시 생태계서비스 평가를 위한 다양한 분석 기법을 도식적으로 보여준다.

Table 8. Ecosystem services and functions

Category	Ecosystem Service Assessment	Definition	Assessment method	Site suitability	Alternative assessment	references
Provisioning Service	Water supply (Mm3/yr)	Storage and retention of water	InVEST Model	○	○	This Study
Regulating Service	Nitrogen retention (ton/yr)	Storage, internal cycling, processing and acquisition of nutrients: Nitrogen fixation, N, P and other elemental or nutrient cycles.		○	○	
	Phosphorus retention (ton/yr)			○	○	
	Climate control carbon storage (10^3ton/yr)	Regulation of global temperature, precipitation, and other biologically mediated climatic processes at global or local levels		○	○	
	Atmospheric control(ton)	Regulation of atmospheric chemical composition	Statistics	○	○	
	Heat island control (kW/yr)	The ability of the ecosystem to reduce sensible heat to alleviate the heat island phenomenon	Model		○	Kim et al.(2020)
Supporting Service	Habitat quality	The ability of an ecosystem to provide an appropriate condition for an individual or community to inhabit based on resources useful for survival, regeneration, and maintenance	InVEST Model		○	

Definitions adapted from Costanza et al. (1997); MA(2005); Kim et al. (2020)

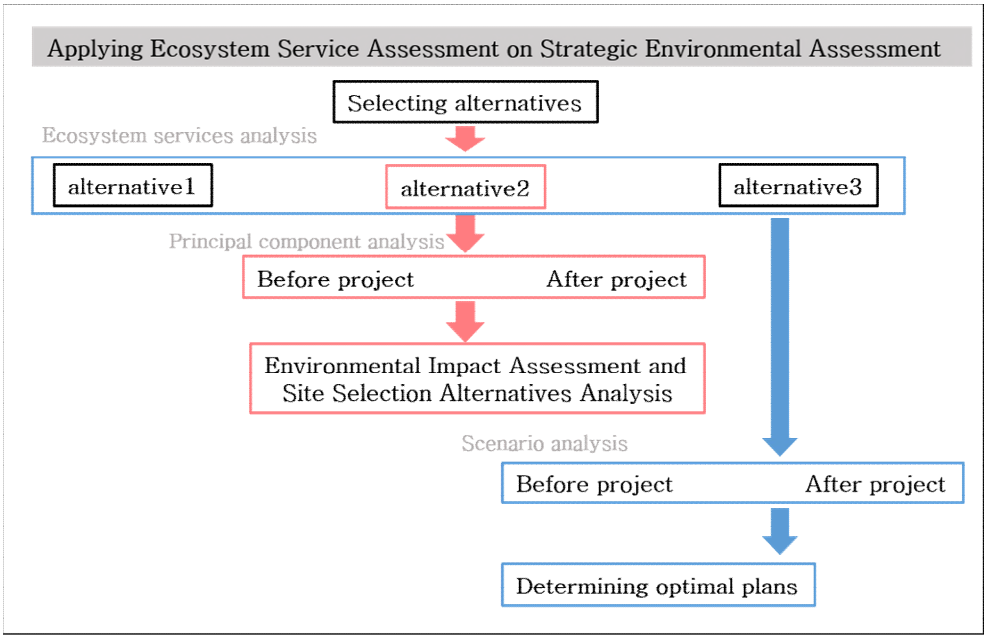


Figure 8. Ecosystem service assessment technique in strategic environmental impact assessment

4.2.3 산업단지 조성 사업 시행에 따른 생태계서비스 변화 예측 및 최적 입지 대안 선정

선택된 대안이 최적의 안인지를 확인하기 위해 사업 전과 후 생태계서비스 정량화 결과를 통해 손실되는 서비스양을 계산하였다. 이때, 사업지, 버퍼 1km, 1.5km, 사업지를 포함한 양성면 그리고 사업지가 속한 지역인 안성시 전역을 대상으로 생태계서비스 평가를 실시하였다(Fig. 9). 이는 실제 SEA의 단계 중 현장 조사가 사업지로부터 반경 4km 이내의 범위를 대상으로 이루어진다는 점에서 착안한 것으로, 유사한 조건으로 사업지 및 주변 환경에 미칠 영향을 평가하기 위해서이다.

다음으로, 선택된 대안의 입지가 그 주변 지역을 포함하여 최적의 입지로 선정되었는지를 확인하기 위하여 사업 전과 후 생태계서비스 평가 결과를 통합적으로 고려하여 비교하였다. 다양한 서비스 항목을 통합적으로 고려하고자 다변량 통계기법 중 차원 축소의 한 종류인 주성분 분석(Principal Component Analysis, PCA)을 활용하였다. PCA는 전략환경영향평가의 항목과 생태계서비스 항목이 다양하게 구성되어 있어 생태계서비스 항목들의 차원을 축소하여 비교하는 과정을 거쳤다. 도출된 PCA 결과를 바탕으로 생태계서비스 변화를 예측하였고, 이를 통하여 2차원 평면에서 픽셀별 사업 전, 후 거리를 구하여 사업 시행으로 인해 주변 지역에 미칠 영향을 판단하는데 활용하였다(Figure 10). Figure 10 1)번의 경우 사업 시행이 주변 지역에 미치는 영향이 큰 경우를 나타내며, Figure 10 2)번의 경우 사업 시행이 주변 지역에 미치는 영향이 미미한 경우를 나타낸다.

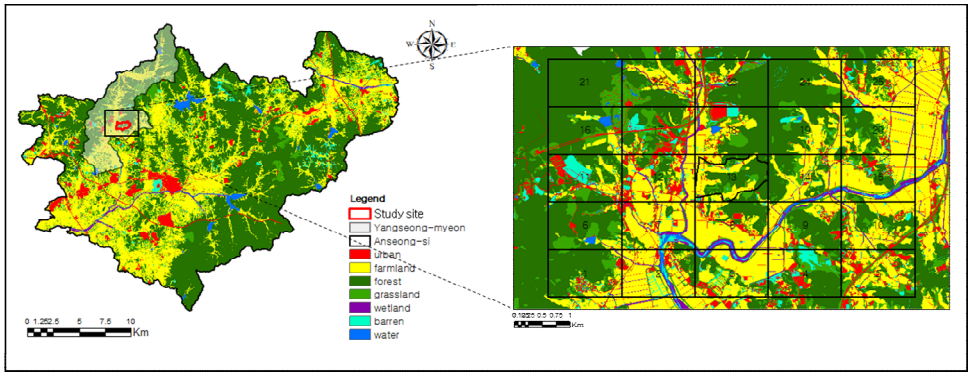
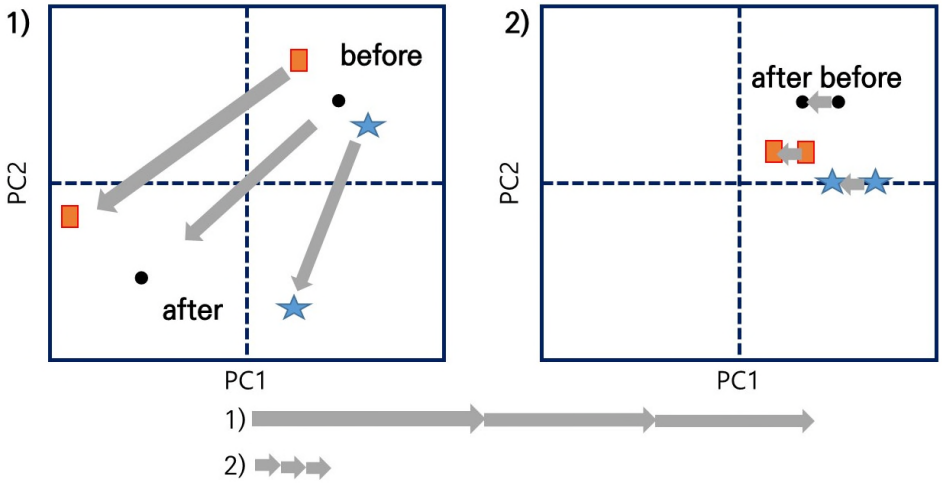


Figure 9. Study site where was a proposed project of industrial complex in Anseong



1) Alternatives to worsening the surrounding environment

2) Optimal alternative to maintaining environmental quality

Figure 10. Determining the impact of alternatives on environmental quality

4.2.4. 시나리오 설정을 통한 대안 평가

안성시 내에서 적합한 대안을 탐색하기 위해 환경영향평가서에서 제시한 대안들을 바탕으로 토지피복이 서로 다른 시나리오를 구성하여 생태계서비스 평가에 활용하였다(Figure 11). 먼저 시나리오 1의 경우, 87%에 달하는 농경지를 개발하는 안이다. 시나리오 2의 경우, 산림 면적이 63%로 다른 시나리오에 비해 넓고 농경지 또한 32%가 포함되어 있다. 시나리오 3의 경우 농경지(65%), 산림(24%), 초지(9%) 등 혼합된 토지피복을 개발하는 안이다(Table 9).

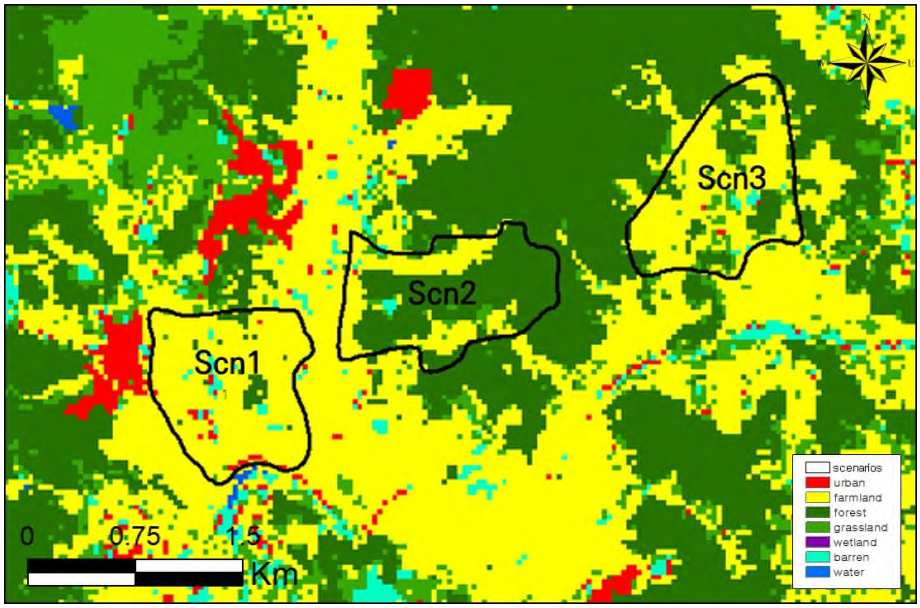


Figure 11. Location feature designation in Scenarios 1, 2 and 3

Table 9. Area and proportion of land cover by development scenarios. Note that these were based on large category of land cover in Ministry of Environment in 2019

Area(㎡, %)	Scenario 1 Agricultural land-based development	Scenario 2 Forest-oriented development	Scenario 3 Mixed development
Urban	24,300(3%)	900(0.1%)	3,600(0.4%)
Agriculture	711,000(87%)	257,400(32%)	542,700(65%)
Forest	42,300(5%)	510,300(63%)	197,100(24%)
Grass	5,400(1%)	36,900(5%)	79,200(9%)
Wetland	-	-	-
Empty site	29,700(4%)	8,100(1%)	12,600(2%)
Waterbody			
Total	812,700	813,600	835,200

제작된 시나리오들을 바탕으로 No Action 상태를 개발 전 현재 상황으로 보고 생태계서비스를 측정하였고, Action 상태를 개발 후 상황으로 보고 생태계서비스 제공량이 '0'이 된다고 간주하였다. 최종적으로 No Action/Action 간 생태계서비스 제공량 차이를 계산하여 대안 평가를 실시하였다.

4.2.5 통계 분석

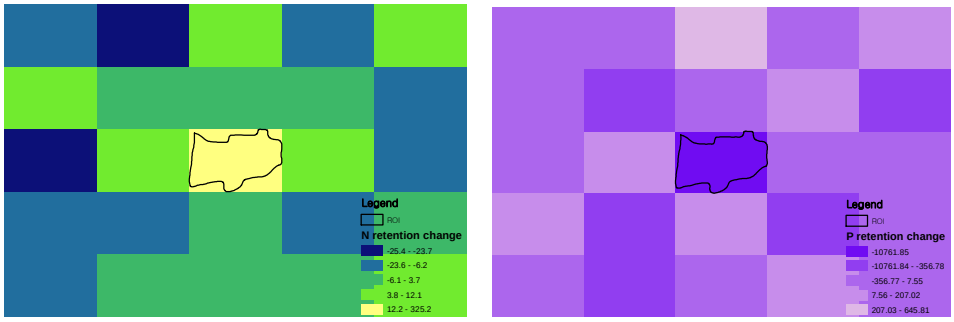
본 연구에서 생태계서비스 분석은 InVEST Model을, 주성분 분석은 R(R Development Core Team, 2020)의 prcomp와 ggplot2 packages (Wickham, 2020) 등을 사용하였다.

4.3. 연구의 결과

4.3.1 생태계서비스 변화 예측 및 최적 입지 대안 선정

4.3.1.1 산업단지 조성 사업 시행에 따른 생태계서비스 변화 예측

사업지의 생태계서비스 제공량은 분석에 활용된 총 5가지 서비스 중에서 인 저류 기능을 제외하고 모두 감소하는 것으로 나타났다. 다른 생태계서비스 항목은 기능이 향상되었을 때 환경의 질이 호전되었다고 해석할 수 있으나, 인 저류 기능이 높다는 것은 그 지역에 비점 오염원 부하가 크며, 축적된 오염물질의 양이 많음을 의미하고 이에 대한 정화 수요가 높은 상태로 해석된다(Figure 12). 즉 환경 질이 악화되었음을 의미한다(Table 10).



Nitrogen retention Change　　Phosphorous retention Change

Figure 12. Effects of Nitrogen and Phosphorous retention services on the surrounding areas before and after project implementation

Table 10. Estimation of changes in ecosystem services by the implementation of industrial complex development project

Service item (unit)		ecosystem services supply					Ratio of supplying services			
		Total amount					Project site/Yangseong-myeon			
		Project site	Project site (buffer 1㎞)	Project site (buffer 1.5㎞)	Yangseong-myeon	Anseong	Project site	Project site (buffer 1㎞)	Project site (buffer 1.5㎞)	Yangseong-myeon
Water supply (M㎥)	before	0.56	4.77	9.05	35.96	334.00	0	1.01	1.09	1.12
	after	0	4.21	7.75	32.62	316.69	0	0.93	0.99	1.07
Nitrogen retention (ton)	before	86.46	97.85	166.33	545.88	6152.85	9,61	1.12	1.09	0.92
	after	3.98	91.38	161.32	539.35	6145.29	0.44	1.05	1.06	0.91
Phosphorus retention (ton)	before	1.42	1.96	3.35	12.65	131.86	7.36	1.05	1.03	1.00
	after	0.42	2.21	3.62	12.93	132.06	2.20	1.18	1.11	1.02
Climate control carbon storage (10^3ton)	before	8.32	68.23	118.58	550.41	5297.63	1.07	0.91	0.90	1.08
	after	0	59.95	110.30	542.95	5289.35	0	0.80	0.84	1.07
Atmospheric control (ton)	before	9.06	57.45	104.06	542.82	5122.20	1.21	0.79	0.82	1.10
	after	0	51.51	97.23	535.12	4983.32	0	0.73	0.79	1.12

4.3.1.2 생태계서비스평가와 차원 축소를 통한 최적 입지 대안 검토 및 활용방안 제안

수량 공급, 수질 조절(질소 및 인 저류), 탄소 저장, 대기 조절, 열섬 조절, 서식처 질을 포함한 총 7가지 서비스 항목을 대상으로 실시한 주성분 분석 결과, PC1은 약 67.0%의 높은 비율로 '탄소 저장'과 '대기 조절'에 대한 평가항목을 설명하여 주된 성분으로 포함되었고, PC2에서는 약 22.2%로 '수량 공급'에 대한 평가항목을 설명하여 주된 성분으로 포함되었다. 이는 모두 산림생태계가 제공하는 조절 및 공급 서비스 항목들로 사업지의 위치에 산림이 많은 것과 연관이 있다. 주성분 분석의 대상이 된 25개의 격자 중에서 사업을 시행함으로 인해 토지피복이 크게 달라진 13번 격자를 제외하고는 모두 사업 시행 전후 생태계서비스 제공량에 큰 변화가 없는 것으로 나타났다. 반면, 사업대상지 전역을 포함하고 있는 13번 격자의 경우 사업 시행 전후 비교에 있어 13b(전)의 위치와 13a(후)의 위치에서 거리상 큰 차이가 있는 것으로 나타나 생태계서비스 제공 측면에서 큰 변화가 있는 것으로 해석되었다(Figure. 13). 이러한 결과는 사업대상지 및 주변 지역에 대한 서비스 변화량을 비교하는 생태계서비스 평가를 통해 최적의 입지 대안 검토를 수행할 수 있다는 것을 보여준다.

이러한 결과는 계획된 사업 예정지가 생태계서비스 측면에서 변화가 크기 때문에, 이에 대한 면밀한 보전 및 저감 방안이 필요함을 의미하기도 한다. 또한, 사업 전후 변화 값을 토대로, 추후 지역 내 최적 입지 대안을 재선정하는 기준으로 활용할 수도 있다. 앞서 도출된 주성분 분석 변화값 중 최대치를 임곗값으로 활용하여 이를 초과하지 않는 범위 내에서 새로운 입지를 선정할 수도 있다. 이러한 결과는 추후 모니터링 단계에서 임곗값을 기준으로 사업 시행 전후 주변 지역 생태계서비스 변화량 혹은 주성분 분석 변화량의 증가 또는 감소의 결과를 통해 사업지의 환경 질 저하 여부를 확인하는데 활용될 수 있다.

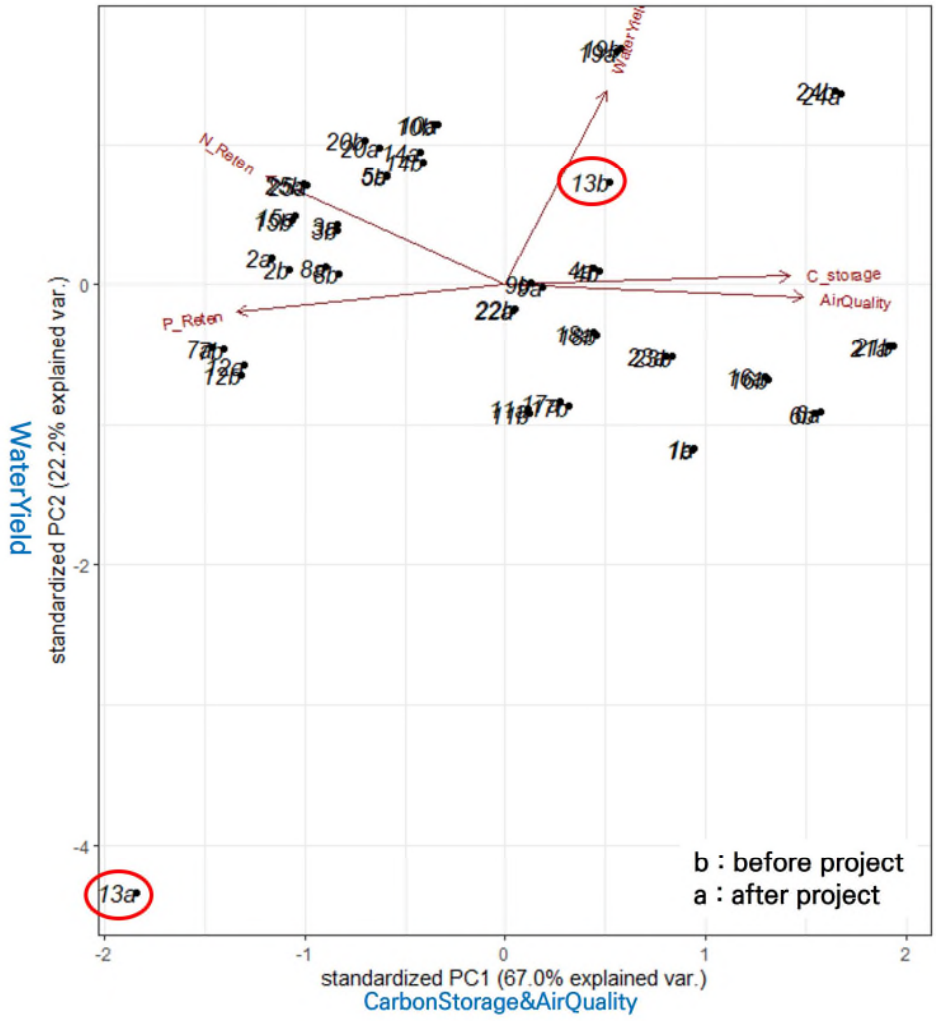


Figure 13. Assessment of changes in ecosystem services according to implementation of industrial complex project

4.3.2 시나리오 설정을 통한 대안 평가

Table 11에서는 각각의 시나리오에 대하여 생태계서비스 평가를 실시하여 그 결과를 제시하였고, '시나리오 2'가 다른 시나리오에 비해 생태계서비스 측면에서의 혜택이 상대적으로 높은 것으로 예측되었다. 수량

공급의 경우, '시나리오 3'이 가장 높았는데, 이는 대부분 논경지와 구릉지를 포함하고 있어 수량 공급에 유리한 환경적 요건을 갖추고 있기 때문이다. 질소 저류의 경우, '시나리오 1'이 가장 높았는데, 일부 논경지와 하천을 포함하고 있어 질소 저류에 유리한 요건을 갖추고 있기 때문이다. '시나리오 2'가 타 대안에 비해 산림지역이 다수 포함되어 있기 때문에 조절 서비스 항목에 속하는 탄소 저장, 대기 조절, 침식 조절, 열섬 조절 항목이 다소 높게 도출되었다(Table 11). 생태계서비스 평가는 분석 방법이나 사용된 분석도구에 따라 값이 상이하게 나오는 경우가 발생한다. 이는 연구자가 설정한 계수를 비롯한 분석 절차가 다르기 때문인데, 이에 시나리오 분석 결과를 해석할 때 도출된 값을 직접 적용하기보다 다른 대안과의 비교를 통해 결과를 해석하는 것이 바람직하다.

Table 11. Evaluation of ecosystem service in review of alternative related to industrial complex development in Anseong

Category		Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Evaluation of ecosystem service	Water supply(M㎥/yr)	0.39	0.56	0.67
	Nitrogen retention(ton/yr)	150.61	86.46	126.05
	Phosphorous retention(ton/yr)	2.82	1.42	2.59
	Climate control carbon storage(10^3ton/yr)	4.66	8.32	6.78
	Atmospheric control(ton/yr)	0.83	9.06	4.64
	Heat island control(kW/yr)	6.74	16.81	11.73
	Habitat quality	0.32	0.61	0.43

4.4. 고찰

본 연구는 전략환경영향평가를 수행함에 있어 생태계서비스의 적용가능성을 사례연구를 통해 보여주었다. 그 결과는 첫째, 본 연구는 주변 영향을 고려한 전략환경영향평가 대상지의 사업 시행 전과 후 생태계서비스 시나리오 평가를 통해 서비스 증감을 계산하였고, 사업부지에서 모든 서비스가 감소하였다는 것을 정량화된 결과로 제시하였다. 주변 지역에 대한 영향의 경우, 조절 서비스 항목 중 질소 저류 효과가 가장 크게 감소하는 것으로 나타났다. 둘째, 사업 부지를 중심으로 25개의 격자를 구성하여 각 격자별 사업 시행 전과 후의 생태계서비스 변화 양상을 살펴보았고 이때 차원 축소 기법을 활용하여 다양한 생태계서비스 항목을 고려할 수 있었다. 주 사업부지 전과 후에 생태계서비스가 크게 변화하였고, 다른 지점은 거의 변화가 없었다. 이는 추후 사업부지 및 그 주변 지역에 대한 영향을 살펴보는데 도움이 될 것으로 판단되었다. 또한 다양한 대안들이 고려되는 상황에서 주성분 분석 결과로 도출된 사업 시행 전과 후 지점별 거리차를 모두 합산하여 가장 큰 값을 나타내는 경우 '환경질 악화 대안', 가장 작은 값을 나타내는 경우 '환경질 유지 최적 대안' 등을 도출한다면 대안이 환경 질에 미치는 영향을 판단하는 잣대로 활용될 수 있을 것으로 사료된다. 셋째, 본 연구에서는 사업부지의 토지피복 구성이 서로 다른 세 가지 시나리오를 고려하여 현재 상태와 사업 시행 후 서비스 제공량의 차이를 계산함으로서 적절한 대안을 도출하였다.

국외(칠레)를 대상으로 하는 SEA 연구를 검토한 결과, 조절 서비스에 속하는 항목들이 가장 비중 있게 다뤄지고 있었다(Rozas-Vásquez et al., 2018). 본 연구에서도 주성분 분석 결과에서 가장 비중 있는 주성분(1)이 조절 서비스에 속하는 탄소 저장과 대기 조절을 높은 비율로 설명하는 것으로 도출되었는데, 이러한 결과는 앞선 선행연구에서 실시한 문헌고찰의 결과와 일맥상통하는 부분이 있어 합리적인 결과임을 증명할 수

있었다. 또한, Esmali(2017)는 정책목표에 따라 토지 이용변화를 구상하고 생태계서비스 변화를 예측하였는데, 본 연구 결과 역시 유사한 분석 단계를 따랐다. 시나리오1에 따라 개발하면 많은 농경지가 사라져 식량 공급 서비스 그리고 질소 저류 서비스가 감소하였고, 시나리오2에 따라 개발하면 산림 및 초지가 사라져 환경의 기능을 유지하는 조절 서비스 그리고 지지, 문화서비스가 감소하였다. 시나리오 3의 경우 시나리오 1과 2의 중간 정도에 위치하는 결과가 도출되었다. Esmali(2017)의 경우 생태계서비스 결과 예측 후 사업 시행에 소요되는 비용을 고려한 비용편익 분석을 추가하였는데, 후속 연구에서 더 정확한 분석을 위해 경제적 평가를 추가할 수 있을 것이다. 생태계서비스 경제적 가치 평가, 생태계정 등 생태계서비스 평가 결과의 화폐화 과정은 SEA에 ES 도입을 촉진시키는 촉매로 작용할 수 있기에(Albert, 2011; Kumar et al., 2013; von Haaren, 2013) 이러한 연구가 확산된다면 전략환경영향평가에 많은 기여를 할 수 있을 것으로 예상된다.

본 연구에서 활용한 InVEST Model은 생태계서비스의 의사결정에 최적화된 도구로 시나리오 기반 연구에 쉽게 활용할 수 있다. InVEST Model은 다른 모델에 비해 접근이 쉽고 해당 분야의 숙련된 전공자가 아니어도 구동이 가능하다는 장점이 있지만, 고려 요소가 단순하다는 단점이 있다. 본 연구에서 활용한 픽셀 기반의 대기 정화 추정 방법론 또한 주변 영향을 면밀하게 고려하기에는 부족한 측면이 있다. 본 연구에서도 전략환경영향평가의 사업 시행이 주변 지역에 미치는 영향을 면밀히 관찰하기에 어려운 부분이 있었다(특히 수량, 수질, 대기). 하지만 사업부지 자체의 영향 관찰 또는 다양한 대안 간의 시나리오 평가를 통한 비교의 경우 매우 적합하여 본 모델을 사용하였다. InVEST Model은 한계점이 있음에도 불구하고 활용범위가 높을 것으로 기대된다.

Chapter 5. 경기도 지역 생태계서비스 공급-수요관계 분석

5.1. 서론

생태계서비스는 자연이 인간에게 주는 혜택을 의미하며, 인간 복지와 밀접한 관련이 있어 연구 수요가 꾸준히 증가하고 있다. 생태계서비스는 생태계-사회경제-인간복지와 상호 의존적인 관계가 있어 지속 가능한 발전 및 개발의 촉매로 작용할 수 있다(Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Scholes et al., 2013). 지속 가능한 발전을 위해서는 무엇보다도 현재 상태에 대한 명확한 진단과 평가가 선행되어야 한다. 즉 생태계서비스 관점에서 서비스의 공급과 수요를 파악해야 하며, 바람직한 수준에서 서비스 공급과 수요의 절충이 이루어져야 한다(Burkhard et al., 2012).

생태계서비스의 공급-수요 통합평가연구(Integrated assessment of ES supply and demand)가 활발하게 이루어지고 있다. Burkhard et al.(2012)의 정의에 따르면, 생태계서비스 공급은 "특정 지역에서 제공 가능한 생태계 재화나 서비스 번들(합)"을 의미하며, 수요는 "현재 소비되거나 사용되고 있는 생태계 재화나 서비스의 합"을 뜻한다. 생태계서비스 통합평가는 생태계서비스 공급과 수요 간의 상호작용에 대한 이해를 제공하고, 효율적인 환경보전을 위해 경관계획(Baró et al., 2016), 생태계서비스 지불제(Payment for Ecosystem Services, PES)(Bennett and Gosnell, 2015), 생태계서비스 관리 방향 설정(Castro et al., 2016; Lahtinen et al., 2016) 등과 관련된 중요한 정보를 제공해 주기 때문에 환경 정책에 널리 활용된다(Wei et al., 2017). 생태계서비스 공급과 수요 관계를 이해하는 것은 인간의 복지와 생태계서비스 간의 상호작용을 이해하는데 도움을

준다(MA, 2005). 그러나 최근 무분별한 생태계서비스 사용은 수요와 공급 사이의 불일치를 야기하고 있다는 연구 결과가 도출되고 있어(Wei et al., 2017) 둘 간의 관계를 파악하고 지역의 특성을 고려한 관리 방안을 도출하는 것이 시급하다.

최근 생태계서비스 분석 결과와 사회-생태계 시스템을 통합적으로 분석하는 방법이 제안되고 있다. 사회-생태계 시스템은 인간이 자연과 분리되지 않고 자연의 일부라는 개념에 기반하여(Berkes et al., 1998), 자원의 관리가 사회 및 생태계의 지속적인 상호작용을 통해 이루어지고 있다는 점을 강조한다(Ostrom, 2009). 이와 관련된 연구들은 생태계서비스 측정 결과와 사회-생태적 인자 간 차이를 분석하는 것에 초점을 두고 있다(Hamman et al., 2015; Meacham et al., 2016; Spake et al., 2017). 더 나아가 생태계서비스 평가 결과에 사회-생태적 인식을 통합하여 유형화한 연구들도 있다(Quintas-Soriano et al., 2019). 하지만 생태계서비스 공급과 수요 양상을 설명하는데 사회-생태계 시스템이 활용된 연구는 많지 않다. 자원의 공급은 다양한 시간, 공간 스케일에 의존하는 경향을 보이는데 이는 수요의 양상과는 다르다. 즉 생태계와 인간 사회 간에는 간극이 존재하며 생태계서비스가 이를 매개하는 역할을 한다. 결과적으로, 사회-생태계 시스템 내부에서 생태계서비스의 공급-수요의 통합적인 관계를 확인할 수 있으며, 지역별 관리계획 수립 시에도 유용하게 활용될 수 있다.

따라서 본 연구에서는 사회-생태계 시스템하에서 생태계서비스 기반의 지역적 관리 방안을 제시하기 위해 생태계서비스 수요의 지표로 사회경제 요소 및 생태계에 대한 통계자료를, 공급의 지표로 생·물리적 모델링을 통한 분석 결과를 활용하였다. 도출된 다양한 서비스 항목을 통합적으로 보기 위해 차원 축소가 필요하여 이를 위해 본 연구는 요인분석을 수행하였다. 생태계서비스 수요의 시점에서 통계자료를 기준으로 지역을 유

형화하고, 생태계서비스 공급의 시점에서 모델링 결과를 기준으로 지역을 유형화하여 두 결과의 차이를 비교하였다. 최종적으로, 이를 토대로 지역별 관리 방안을 제시하였다. 본 연구의 결과는 사회-생태계 시스템 속에서 자연 자본의 공급과 수요 관계를 정립하고, 개발의 수요가 높은 지역에서 지역적 관리 방안을 제시하는 데 있어 생태계서비스 공급과 수요라는 두 인자가 상호보완적인 관계에 있다는 함의를 제공한다.

5.2. 방법론

5.2.1 연구 대상지

본 연구의 대상지는 대한민국 경기도 지역이다(Figure 14). 경기도 지역은 한강 대권역에 위치하고, 면적이 10,171㎢, 인구 밀도는 1280명/㎢에 이른다(Gyeonggi Province Statistics, 2020). 이 지역은 최근 서울 지역이 그 범위를 확장함에 따라 위성 도시들이 발달하는 변화를 겪고 있다. 이러한 도시들은 서울시의 인구, 교육, 행정, 복지 등 다양한 기능을 분산하는 역할을 한다. 대체로 서울에서 가까울수록 인구 밀도가 높고 영향을 많이 받는다. 경기도 지역의 인구는 2005년 1,085만 명에서 2020년 1,300만 명대로 증가하였고(Gyeonggi Province Statistics, 2020), 다양한 개발사업으로 인하여 자연환경이 변화하였다. 특히, 경기도 지역은 1, 2기 신도시 건설에 이어 3기 신도시 건설이 진행되고 있는바, 개발의 역사가 오래되고 그 수요가 다른 지역에 비해 매우 높은 편이다. 이러한 정책 발표와 지속적인 개발은 생태계가 제공하는 다양한 편익의 양상을 변화시켰음은 물론 향후 지역의 균형 발전에 크게 영향을 미칠 것으로 예상된다. 이에 지역의 자족성을 판단하고자 사회 및 경제 그리고 생태계서비스 측면에서 자원의 공급 및 수요의 균형을 파악하고, 현실적 대안을 마련하는데 일조하기 위해 경기도 지역을 연구의 대상지로 선정하였다.

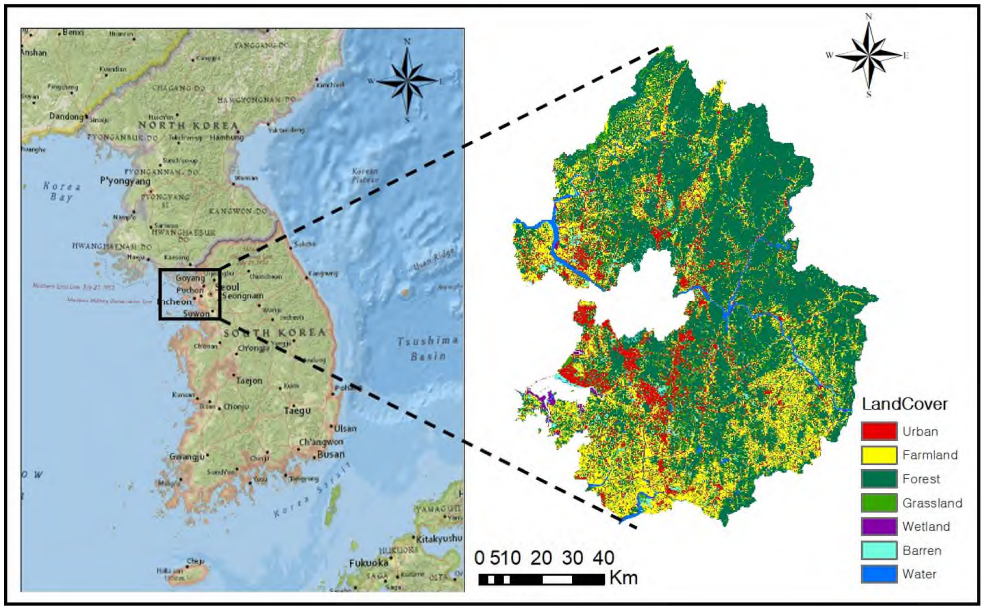


Figure 14. Study site: Gyeong-gi province
(Source: Ministry of Environment (2014))

5.2.2 연구의 개요

본 연구는 3단계로 구성되었다(Figure 15). 1단계에서는 생태계서비스를 평가하고 사회-생태적 인자값을 집계하여 지역별로 분류하였다. 2단계에서는 차원을 축소하는 방법 중 하나인 요인분석을 수행하였고 3단계로 GIS 공간 분석을 통해 생태계서비스 공급 및 사회-생태적 인자 간 중첩되는 지역을 확인함으로서 생태계서비스 공급-수요가 불일치하는 지역을 식별하였다. 4단계에서 경기도 지자체별 관리방안을 도출하였다.

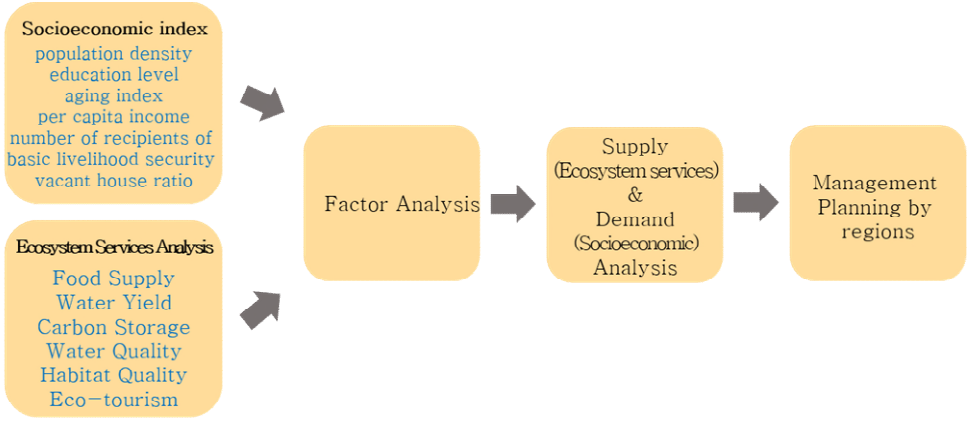


Figure 15. Research Flow

5.2.3 생태계서비스 평가 변수 선정 및 사회-생태적 지표 선정

우리나라 경관계획이 수립되는 단위가 광역지자체 혹은 기초지자체 등의 행정구역이라는 점에 착안하여 본 연구는 행정구역을 분석 단위로 설정하였다(MOLIT, 2019). 이러한 설정은 추후 생태계서비스 수요를 대표하는 통계자료와의 연계성을 고려한 것이었다. 생태계서비스 공급의 분석 항목은 Table 12 와 같이 공급 서비스(n=2), 조절 서비스(n=3), 지지 서비스(n=1), 문화서비스(n=1)를 포함한 총 7개의 생태계서비스로 설정하였다. 또한, 데이터의 가용성, 연구 설계상 생태계서비스의 모든 카테고리(공급, 조절, 지지, 문화)를 포함할 수 있는 포괄성, 지역의 특색을 반영할 수 있는 특수성을 고려하였다. 식량 공급 서비스는 통계자료를 활용하여 평가하였고 나머지 수량 공급, 수질 조절, 탄소 저장, 서식처 질 항목에 대해서는 InVEST Model(Sharp et al., 2020)을 통해 평가하였다. 생태계서비스 평가에 활용된 모델에 입력되는 자료는 Table 13과 같다. 특히, 모델에 활용된 토지피복도의 경우 세분류(2014년) 및 대분류(2009년)를 활용하였다. 마지막으로, 각 서비스의 평가 단위 및 수치 범위를 비교 가능하도록 조정하기 위해 최소-최대 정규화(Min-Max Normalization)하였다. 생태계

서비스 공급 항목에 이어 생태계서비스 수요의 지표는 국가통계자료를 활용하였다. 지표의 선정은 앞에서 제시한 생태계서비스 수요의 정의에 상응하는 MA(2005) 및 선행연구(Hamann et al., 2015; Hamann et al., 2016; Spake et al., 2017)를 참고하였다. 특히 사회적 특징을 대표하는 인구밀도, 교육 수준, 고령화지수, 기초생활수급자 수 및 경제적 특징을 대표하는 1인당 소득과 사회-경제적 특징을 대변하는 농가인구를 비롯하여 공가비율을 지표로 추가시켰다. 특히 공가비율의 경우 공가가 밀집된 지역이 도시에서 가장 이질성을 보이며 사회-경제적인 잠재 수요를 지닌 공간이기에 지표로 추가하였다(McPhearson et al., 2013). 사회-경제적 지표들은 한 지역에 국한된 자족성이 아닌 도를 아우르는 지역관리 측면에서 통합적인 관리 방안을 수립할 수 있고, 보다 거시 스케일 측면에서 관리계획을 수립할 수 있는 특징을 지녀 선정하게 되었다(Table 12). Figure 16은 경기도 지역 생태계서비스 공급-사회적 수요 관계 분석 절차를 도식적으로 보여준다.

Table 12. Indicators of Ecosystem services Supply and Demand

Ecosystem Services Supply Indicators				
	Supply indicators	**method**	**Meaning**	**Referen-ces**
Provisioning	1. Food Supply (2015)	Rice production	Evaluation of local rice production	Data Portal
Regulating	2. Water Yield (2014)	InVEST Water Yield	Evaluation of the ability of the ecosystem to store water during rainfall and provide it when required	Sharp et al.(2020)
	3. Carbon Storage (2014)	InVEST Carbon	Evaluation of carbon storage based on land cover such as forests, agricultural land, and grassland	
	4. Water Quality (2014)	InVEST NDR	Evaluation of the storage of nutrients such as nitrogen and phosphorus loads due to the increase of non-point pollutants due to agricultural activities and human by-products and the development of watershed(Ability of land cover to store nitrogen and phosphorus)	
Supporting	5. Habitat Quality (2009)	InVEST Habitat Quality	Evaluation of the ecosystem's ability to provide an appropriate condition for an individual or community to inhabit, based on resources available for survival, regeneration, and maintenance	
Cultural	6. Eco-tourism (2014)	InVEST Recreation	Evaluation of the nature-based tourism pursuing nature conservation and wise use with social big data	

Table 12. Indicators of Ecosystem services Supply and Demand(continued)

Ecosystem Services Demand Indicators				
	Demand indicators	**data**	**Meaning**	**References***
socio-economic	1. population density	population density (2020)	Population density in the area	Data Portal, URIS (Urban Regener-ation Informa-tion System)
	2. education level	education level(2020)	Average years of education in the region	
	3. aging index	aging index (2020)	Percentage of elderly population in the region	
	4. per capita income	GRDP per capita(2019)	Income per capita in the region	
	5. farm population	farm population (2020)	Population of farm households in the area	
	6. number of recipients of basic livelihood security	Number of recipients of basic livelihood security(2020)	Number of recipients of basic livelihood security in the region	
	7. vacant house ratio	vacancy rate (2020)	Ratio of vacancies (vacant houses) in the area	

Table 13. Input data of InVEST Model used in this study

Ecosystem services		Model	Input data	References
Regulating	Water Yield	InVEST Water Yield	Landcover map(2014), Precipitation(2003-2014), Average Annual Reference Evapotranspiration, Plant Available Water Content, Root restricting layer depth, Watersheds	Sharp et al.(2020)
	Carbon Storage	InVEST Carbon	Landcover map(2014), Carbon pools	
	Water Quality	InVEST NDR	Landcover map(2014), Digital elevation model (DEM), Nutrient runoff proxy, Watersheds, Threshold flow accumulation, Subsurface Critical Length	
Supporting	Habitat Quality	InVEST Habitat Quality	Landcover map(2014), Threats data, Threat rasters information, Sensitivity of land cover types to each threat, Accessibility to threats	
Cultural	Eco -tourism	InVEST Recreation	Area of Interest, Start year and end year(2009-2014)	

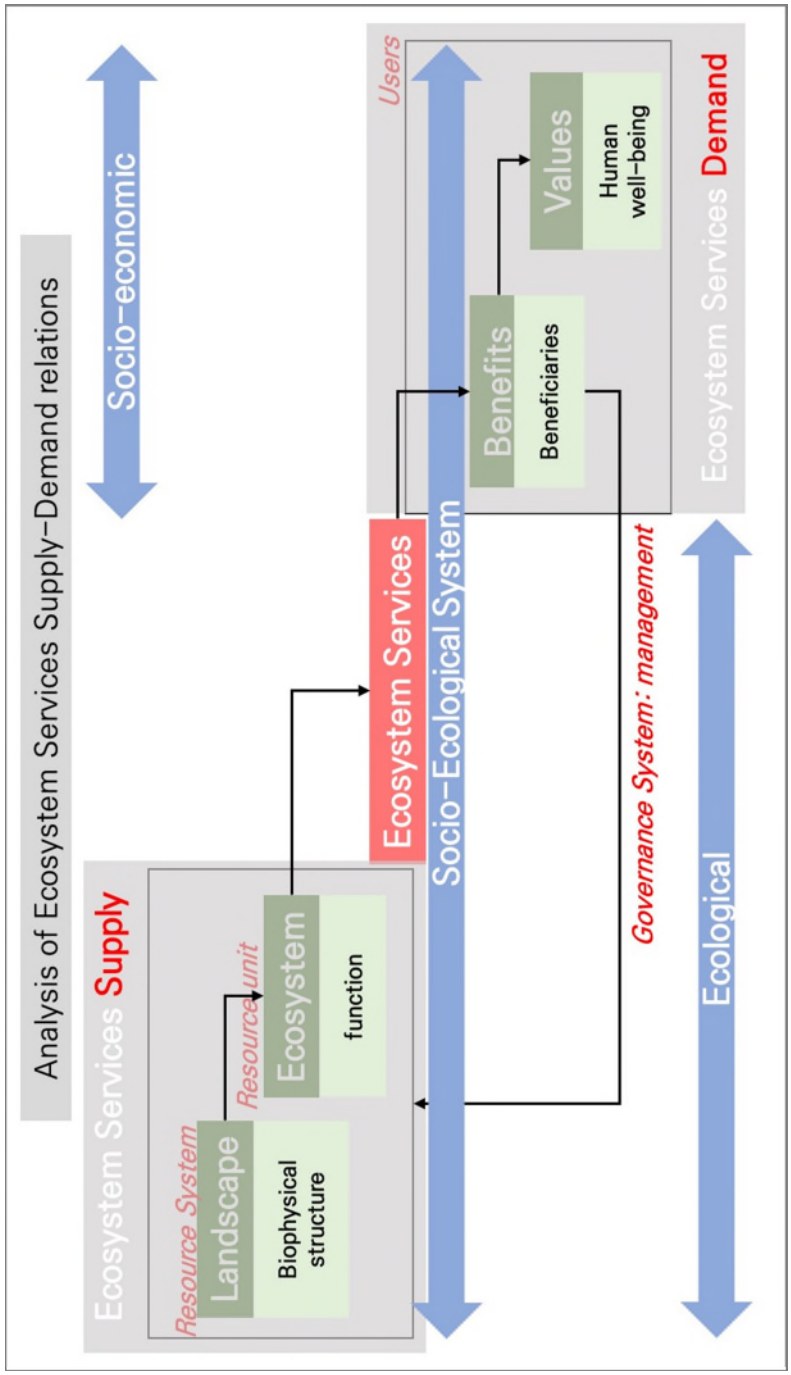


Figure 16. Gyeonggi-do ecosystem service supply-social demand relationship analysis process

5.2.4 사회-생태적 인자와 생태계서비스 항목의 통계적 분석: 요인분석

본 연구에서는 통계자료와 생태계서비스 분석 결과 항목 각 변수들의 상관관계가 높은 변수끼리 성분(요인)으로 집약하는 요인분석을 실시하였다. 선정된 변수들에 대한 확실한 정보가 없어 탐색적 요인분석(EFA, Exploratory Factor Analysis)을 실시하였고 그 중에서도 오차항을 포함하지 않는 주성분 분석을 실시하였다. 요인분석은 잠재 변수의 의미 추출을 위해 요인 회전 과정을 거치는데, 이는 요인 적재 값(요인간의 상관계수)을 통해 변수들이 어느 요인에 상대적으로 높게 적재되는지 명확하게 알 수 있기 때문이다. 본 연구에서는 각 변수들이 서로 독립적(상관관계=0)이라는 가정하에, 베리맥스(Varimax) 회전 방식을 선택하였다. 베리맥스 회전 방식은 요인 행렬의 각 열(요인)을 단순화하는 방법으로 각 요인의 분산이 극대화되기에 요인 구조를 명확하게 보여주는 장점이 있다(Kaiser, 1958). 요인분석 후 회전 과정을 거치지 않은 성분 행렬과 회전을 거친 회전 성분 행렬을 비교하면 후자에서 요인 구조가 더 뚜렷하게 나타나므로 요인분석 시 필수적이라고 할 수 있다.

5.2.5 사회-생태계 접근을 적용한 생태계서비스 공급-수요 기반 관리방안 수립

본 연구에서는 요인분석을 통해 얻은 생태계서비스 공급 군집과 생태계서비스 수요 군집(통계자료)을 토대로 유사 성격을 나타내는 군집의 지역 구성이 일치하는지 비교하였다. 그리고 일치하는 지역에 대해서는 생태계서비스 공급과 수요가 균형을 이루고 있다고 판단하였고, 불일치하는 지역에 대해서는 공급과 수요가 불균형 상태라고 판단하였다. 이에 각 군집의 성격 그리고 수요-공급의 일치, 불일치 여부에 상응하는 관리 방안을 도출하여 제시하였다.

5.3 결과

5.3.1 생태계서비스 수요 인자의 지역별 분포

생태계서비스 수요의 지역별 분포를 확인하기 위해 수집된 6가지 사회-경제적 통계자료 항목에 대한 지역별 요인분석을 실시했다(Table 14). 분석 결과, 고윳값 1 이상의 요인이 3개가 추출되었다. 경기도 지역을 대표하는 생태계서비스 수요 3가지는 '도시쇠퇴', '인구 고밀화', '경제활동 활발'로 구분되며, 이 3가지 요인을 중심으로 지역의 특징을 설명할 수 있다(Table 15). 공간적인 분포로서, 요인 1은 주로 경기도 동부지역을 포함한 전역에 걸쳐 있었고, 요인 2는 서울 인접 지역, 요인 3은 주로 경기도 남부 도시들을 포함하였다(Figure 17).

요인 1은 '고령화지수'와 '공가 밀도', '기초생활수급자 수' 적재량(loading)이 높은 쇠퇴 도시 요소가 발달한 지역들이다. 반면 1인당 GRDP, 평균 교육 연수에 대한 적재량이 음의 값으로 나타남은 현재 도시의 발달이 진행되지 않는다는 점을 보여준다. 쇠퇴 도시 판정받아 19년도 신계도 사업지로 선정된 부천, 고양, 성남 등의 도시들이 여기에 속한다. 이 도시들은 도심 공동화 현상이 발생하고 있는 지역들로 나타났다. 다른 요인에 비해 쇠퇴 도시 비율이 높은 유형에 많은 지역이 포함되는 것으로 볼 때, 도심 공동화가 일어나고 있는 경기도 지역의 특색을 잘 반영하고 있다.

요인 2는 '인구밀도' 및 '1인당 GRDP'가 높은 도시화된 지역들이다. 반면, 농가 인구나, 평균 교육 연수에 대한 적재량이 큰 음의 값을 지녀 농업 위주의 도시가 아닌 것으로 판단된다.

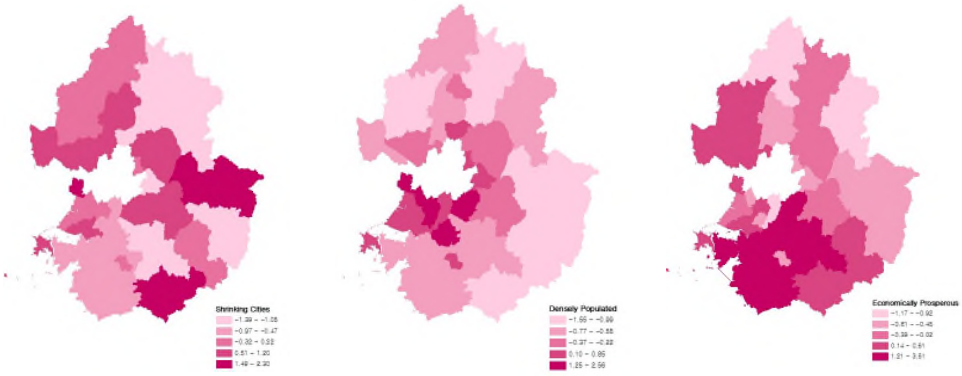
요인 3은 '1인당 GRDP' 적재량이 큰 값을 보이는 경제활동이 크게 발달한 지역들이다. 수원, 화성, 이천 등 경기도의 주요 도시가 여기에 포함되었다.

Table 14. Factor analysis results of ecosystem services demand indicators

Region	1(Shrinking cities)	2(Densely populated)	3(Economically prosperous)
Anseong	2.299		
Bucheon	1.773		
Yangpyeong	1.490		
Yangju	1.200		
Dongducheon	1.113		
Gwangju	1.005		
Ansan	0.919		
Gimpo	0.864		
Namyangju	0.602		
Seongnam	0.584		
Goyang	0.512		
Anyang	0.221		
Icheon	0.141		
Yeoncheon	0.036		
Gwangmyeong		1.300	
Gunpo		1.254	
Guri		0.848	
Uijeongbu		0.602	
Siheung		0.508	
Hanam		0.431	
Osan		0.411	
Gwacheon		0.179	
Uiwang		0.102	
Gapyeong		-0.564	
Hwaseong			3.513
Suwon			1.488
Yongin			1.240
Pyeongtaek			1.221
Paju			0.337
Pocheon			-0.393
Yeoju			-0.497

Table 15. Variables and loads representing each factor

Factor	Variables	Load
factor1 (Shrinking cities)	aging index(2020)	.913
	vacancy rate(2020)	.870
	Number of recipients of basic livelihood security(2020)	.672
	GRDP per capita(2019)	-.101
	education level(2020)	-.950
factor2 (Densely populated)	population density(2019.12)	.933
	GRDP per capita(2019)	.086
	farm population(2021)	-.706
	education level(2020)	-.103
factor3 (Economically prosperous)	GRDP per capita(2019)	.961
	farm population(2021)	.635
	Number of recipients of basic livelihood security(2020)	-.103
	aging index(2020)	-.165



Factor1: Shrinking cities

Factor 2: Densely populated

Factor 3: Economically prosperous

Figure 17. Spatial Mapping of Factor analysis results: ecosystem services demand

5.3.2 생태계서비스 공급 인자의 지역별 분포

본 연구는 6개의 생태계서비스 공급 항목에 대한 요인분석을 수행하고 지역적 분포 특성을 살펴보았다(Table 16). 분석 결과, 고윳값 1 이상의 요인이 4개(혼합 서비스 제공, 식량 공급, 인 저류 활발, 물 부족)가 추출되었다. 이 중에서도 경기도 지역을 대표하는 생태계서비스 공급 관련 상위 3가지 요인은 '혼합된 서비스 제공 기능', '식량 공급 기능', '인 저류 기능'으로 구분될 수 있다(Table 17). 인 저류 기능이 높은 요인 3에는 서울에 인접한 위성도시 일부를 포함하고 있어 도시화와 밀접한 관련성을 알 수 있다. 요인 1과 요인 3은 주로 경기도 북부 지역에, 요인 2는 경기도 남부 지역에 위치한 도시들을 포함하였다(Figure 18).

요인 1은 '탄소 저장'과 '수량 공급' 서비스와 같이 산림에서 제공하는 다양한 서비스가 발달한 지역들이다. 대형 수목원이 위치하는 포천, 산림 지역이 많아 수려한 경관을 보이는 양평군과 같은 지역을 비롯하여 대부분의 산림 우세형 도시들이 여기에 포함된다. 반면 생태관광이나 식량 공급 서비스의 적재량이 음의 방향으로 나타나 저조함을 보였다.

요인 2는 식량 공급 서비스가 발달한 지역들이다. '식량 공급' 서비스의 적재량이 크게 나타난 지자체는 농업도시 김포, 화성, 평택, 이천이었다. 요인 2의 생태계서비스 적재량은 요인 1과는 다르게 '식량 공급' 서비스와 '생태관광' 서비스 간에 상쇄 관계가 형성되어 있음을 알 수 있다.

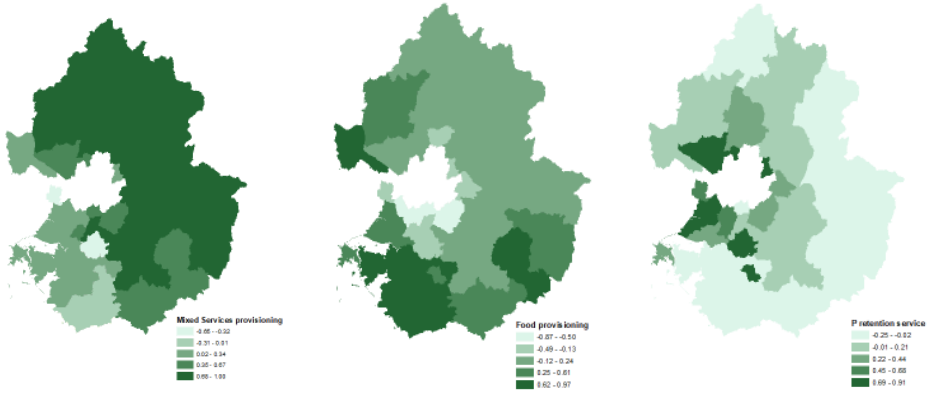
요인 3은 인 저류 기능이 특히 발달한 지역이다. 인 저류 기능은 도시에서 인간 활동의 부산물로 생기는 비점 오염원을 구성하는 인산염의 부하량이 많아 그 저류 능력이 크게 나타나는 것으로, 요인 3에 속하는 도시들은 도시화가 많이 진행된 구리, 고양, 오산, 수원 등 서울 인접 위성도시들이다.

Table 16. Factor analysis results of ecosystem services

Region	1(Mixed services Provisioning)	2(Food provisioning)	3(P retention service provisioning)
Pocheon	0.998		
Yangpyeong	0.990		
Gwangju	0.987		
Dongducheon	0.987		
Yeoncheon	0.987		
Gapyeong	0.986		
Namyangju	0.973		
Yangju	0.951		
Yongin	0.936		
Uiwang	0.899		
Hanam	0.890		
Uijeongbu	0.888		
Paju	0.886		
Yeoju	0.777		
Anseong	0.604		
Gimpo		0.974	
Hwaseong		0.969	
Pyeongtaek		0.966	
Icheon		0.890	
Anyang		-0.868	
Seongnam		-0.822	
Gwacheon		-0.750	
Guri			0.908
Goyang			0.886
Osan			0.884
Gwangmyeong			0.810
Siheung			0.728
Suwon			0.682
Gunpo			0.672
Bucheon			0.662

Table 17. Variables and loads representing each factor

Factor	Variables	Load
factor1 (Mixed services Provisioning)	carbon storage	0.987
	water yield	0.884
	habitat quality	0.743
	nitrogen retention	0.550
	phosphorous retention	-0.942
	crop provisioning	-0.981
	ecotourism	-1.241
factor2 (Food provisioning)	crop provisioning	1.615
	water yield	0.497
	carbon storage	0.283
	phosphorous retention	0.182
	habitat quality	-0.147
	nitrogen retention	-1.043
	ecotourism	-1.386
factor3 (Pretention service provisioning)	phosphorous retention	1.838
	water yield	0.813
	nitrogen retention	-0.164
	carbon storage	-0.199
	ecotourism	-0.574
	habitat quality	-0.634
	crop provisioning	-1.079



Factor1: Mixed (services) provisioning

Factor2: Food provisioning

Factor3: P retention service provisioning

Figure 18. Spatial Mapping of Factor analysis results: Ecosystem services

5.3.3 생태계서비스 공급과 수요를 고려한 지역별 관리방안 도출

생태계서비스 공급을 대표하는 생·물리적 모델링 결과와 수요를 대표하는 사회-경제적 통계자료를 바탕으로 한 요인분석 결과에서 동일한 요인으로 묶인 결과들을 토대로 경기도 지자체를 분류하였다(Table 18).

생태계서비스 공급과 사회적 수요가 일치하는 도시는 고양, 오산, 파주, 평택, 포천, 여주, 시흥, 구리 등이었다. 고양, 오산, 파주, 평택, 포천, 여주의 경우 생태계서비스 공급 측면에서 산림에서 얻을 수 있는 혜택이 많은 것으로 예상되는데, 생태계서비스 수요 측면에서는 경제적 활동이 활발하다는 정보를 얻을 수 있다. 이처럼 경기도 지역 남측에 위치하는 지역들은 산림이 제공하는 다양한 서비스가 발달했을 뿐 아니라 경제적인 이득을 창출하는 지역으로 나타났다.

생태관광이 발달한 파주, 포천 등의 도시는 생태계서비스의 공급과 사람들의 수요가 적절한 균형을 유지하는 한편, 자연의 혜택을 이용하기 위해 개발이 활발하게 이루어지는 곳이라고 판단되었다. 이러한 지역들은 자연환경의 훼손을 방지하기 위해서는 생태계서비스 지도를 기반으로 '생태계서비스 특별 보호구역'을 지정하고, 산림이 제공하는 다양한 서비스를 지속가능하게 유지시키는 것이 중요하다. 그리고 이러한 지역들은 개발 수요가 많아 향후 개발 시 생태계서비스 공급량을 일정하게 유지하는 정책이 중요하다. 가령, 개발사업 시 훼손된 지역의 생태계서비스 감소량 만큼 생태 복원 대체지를 조성하여 생태계서비스 제공 총량을 유지할 수 있다(Kim et al., 2020).

이와 유사하게 산림이 제공하는 다양한 서비스가 발달하였으며 동시에 인구밀도가 높은 지역으로 시흥, 구리, 광명, 과천, 군포, 가평, 하남이 포함되었다. 이 지역들은 생태계서비스의 혜택을 충분히 누리면서 생활하는 사람들이 많아 생태계서비스의 공급과 수요가 적절한 균형을 이루었다고 판단되었다. 한편, 이천의 경우 생태계서비스 식량 공급 측면에서 작물의

공급이 원활하고 경제 활동이 활발하다는 점에서 생태계서비스의 공급과 사회적인 수요가 균형을 이룬다고 판단되었다.

생태계서비스 공급과 사회적 수요가 일치하지 않는 도시는 수원, 화성, 용인, 광주, 연천, 양평, 남양주 등이었다. 인 저류 기능이 활발하여 도시화된 지역으로 식별되는 도시로는 수원, 화성, 용인이 있는데 생태계서비스 측면에서 공익적인 가치는 떨어지나, 경제활동이 활발하다는 점에서 생태계서비스 공급이 요구되는 지역으로 판단되었다. 또한, 광주나 연천의 경우, 인 저류 기능이 활발한 것으로 볼 때 높은 도시화 정도를 알 수 있으나, 인구 감소 및 도시쇠퇴 현상이 발생하는 지역들이었다. 산림이 제공하는 다양한 서비스가 발달한 양평이나 남양주 지역은 산림우세 지역이나 인구 감소가 일어나고 공가가 밀집된 지역으로 관광산업을 육성하여 생태계 자원을 충분히 활용할 수 있을 것이라 판단되었다.

작물의 공급 기능이 활발하나 인구가 소멸하고 쇠퇴해 가는 지역 중 안성, 양주, 동두천, 안산, 김포의 경우 농가 경제의 활성화 및 기능 유지를 위해서는 도심 공동화 현상을 방지할 대책이 필요하다고 판단되었다. 이를 위하여 농가에 대한 재정적 지원 및 인프라 확충 등 다양한 방법을 동원해야 할 것이다. 이와 더불어, 근교 도시에서 접근이 용이하도록 교통망을 확충하여 농업 도시에서 충족하기 힘든 다양한 수요들을 만족시키는 것이 중요하다.

생태계서비스 공급 및 수요 분석 결과에서 경제 활동이 활발하거나 인구가 집중되어 높은 도시화율을 보이는 지역은 고양, 수원, 광명, 오산 등이었다. 특히, 수원은 광교 2기 신도시를 포함하고 고양의 경우 창릉 3기 신도시로 지정되어 개발 수요가 증가했다. 이러한 지역들은 도시공원의 확충, 그린 인프라 요소의 보강 등을 통해 효율적으로 생태계서비스 공급을 도모하는 것이 필요하다. 도시공원의 확충은 도시 미세먼지 저감, 열섬 효과 완화 등 조절 서비스 및 문화서비스 측면에서도 도움이 된다

(Kim et al., 2020). 이처럼 지역 내 자족성을 확보하여 사회 생태적인 균형을 이루는 것도 중요하지만 경우에 따라서는 이러한 노력에 한계가 있을 수 있다. 이때 주변 지역과의 교류를 통해 사회 생태적 균형을 맞추어 나가는 것이 좋다. 가령 부족한 수자원 수요 충족을 위해 주변 지역에서 수자원 공급을 받을 수 있다. 더 나아가 수도권은 신도시 소규모 택지 개발이 지속적으로 이루어진 바 있어 파편화된 양상을 나타내므로 수도권의 지속 가능성 유지를 위해서는 지역 간 연계 개발을 통한 생활권을 형성하는 전략이 적합할 것이다(김성수 외, 2020).

Table 18. Management plan of major local governments in Gyeong-gi by group

socio-economic	ecosystem services	cities	details
economically prosperous	Food provisioning	Icheon	An area that actively supplies crops, creating economic benefits. In terms of food supply, economic activities are in balance with the supply of ecosystem services and social demand.
economically prosperous	Pretention service provisioning	Suwon, Hwaseong, Yongin	An urbanized area with active phosphorus flow. While the public value of ecosystem services is low, their provision is required, considering the area's active economic activities.
economically prosperous	Mixed services Provisioning	Goyang, Osan, Paju, Pyeongtaek, Pocheon, Yeoju	An area where forests provide various services and generate economic benefits. Cities like Paju and Pocheon have developed ecotourism, making it a balance area between the supply and demand of ecosystem services.

Shrinking cities	Food provisioning	Anseong, Yangju, Dongducheon, Ansan, Gimpo	An area where crops are actively supplied, but the population is decreasing. Measures are necessary to prevent urban hollowing out and revive the farm economy.
Shrinking cities	Pretention service provisioning	Gwangju, Yeoncheon	Despite the active phosphorus flow that characterizes the area, its population and urbanization are declining
Shrinking cities	Mixed services Provisioning	Yangpyeong, Namyangju	Areas where various services provided by forests are developed and could take advantage of the ecosystem benefits by fostering the tourism industry in forested areas. In more densely populated areas with population declines and vacant houses, these services could be further developed.
Densely populated	Food provisioning	Seongnam, Anyang, Uijeongbu	An area with high population density and developed food supply function. The supply and demand of ecosystem services are balanced.
Densely populated	Pretention service provisioning	Bucheon, Uiwang	A typical urbanized area characterized by a high population density, active urbanization function, and socio-economic status.
Densely populated	Mixed services Provisioning	Siheung, Guri, Gwangmyeong, Gwacheon, Gunpo, Gapyeong, Hanam	An area with developed forest services and high population density. Supply and demand for ecosystem services are properly balanced, and people are living while fully benefiting from them.

5.4. 고찰

Kim et al.(2019)은 생태계서비스 주성분 분석을 통해 경기도 지자체를 4개 군집으로 분류하여 이를 바탕으로 지역 관리 방안을 제시하였다. 본 연구에서도 경기도 지역의 생태계서비스에 대한 생·물리적 분석을 통해 생태계서비스 공급을 도출하고 지역을 분류하였으나 차원 축소 기법으로 요인분석을 활용하였고, 더 나아가 사회-경제적인 요인을 고려한 생태계서비스 수요 분석을 추가하여 이를 바탕으로 지역적 관리 방안을 제시한 차이점이 있다.

미국 Roanoke 지역의 유휴지 생태계서비스 경제적 가치에 대해 분석한 Kim et al.,(2016)의 연구에 의하면, 도시쇠퇴 정도가 심하고 생태계서비스 공급이 낮은 지역의 경우 유휴지가 잠재적인 생태계서비스 공급처가 될 수 있다. 이 연구자들은 유휴지 가치를 높이고 생태계서비스 공급을 늘리기 위해 생태적인 활용을 도모할 수 있다고 언급하고 있다. 또한 도시쇠퇴 정도가 심하고 생태계서비스 공급이 높은 지역의 경우 주거지에 많은 수의 수목(1,683,000개)을 보유하고 있다는 점에 착안하여 주거지 개발을 유도할 수 있다고 언급하고 있으며, 도시쇠퇴 정도는 적으나 생태계서비스 공급이 낮은 지역의 경우 주거지의 빈공간이나 상업 부지의 적절한 관리를 통해 생태계서비스 공급을 증가할 수 있다는 제언을 하고 있다. 이처럼 본 연구에서도 도시쇠퇴 정도와 사회 경제적인 발달 정도 그리고 생태계서비스 공급 정도를 비교하여 생태계서비스가 저조한 지역의 발전 대안을 제시하고 있다.

Meacham et al.(2016)은 스톡홀롬을 대상으로 생태계서비스 항목과 사회-생태적인 변수 간의 상관관계를 분석하였다. 이 연구에서는 사회-생태적 인자를 달리 한 다양한 모델을 설정하여 생태계서비스 분석 결과를 비교했는데, 각 경우마다 변수 간 상관성이 크게 차이가 있었다. 이것은 변수 선정이 연구 결과를 좌우할 수 있다는 것을 보여준다. 본 연구에서는

제한된 생태계서비스 항목과 사회적 인자를 기반으로 한 한정된 변수의 조합을 바탕으로 제한된 범위의 연구 결과를 도출하는 한계가 있었다. 예를 들어, 본 연구 결과에서 생태계서비스 수요 군집 중 쇠퇴 도시 그룹에 속한 성남시의 경우 2019년 1인당 GRDP가 4,408만 원으로 화성시에 이어 두 번째로 높음에도 불구하고 다른 변수의 기여가 높아 쇠퇴 도시 군집에 속한 것으로 판단된다. 후속 연구에서 변수 조합의 변경, 변수의 추가 및 차원 축소 기법의 변형 등을 통해 연구 결과를 향상시킬 수 있을 것이라고 판단된다. 그럼에도 불구하고 본 연구가 단계별로 활용한 모델링, 통계자료, 차원 축소 기법을 이용하여 우리나라 실정에 맞는 정책 목표를 반영하는 적합한 생태계서비스 항목 및 사회-경제적 변수를 선정하고 분석하는 것이 중요하다. 이에 대한 후속 연구가 진행된다면 교차 검증(cross-checking)을 통해 연구의 신뢰성을 높일 수 있을 것이다.

우리나라의 경관계획은 경관법 시행령에 따라 광역지자체 혹은 기초지자체 수준에서 수립된다. 이를 감안하여 본 연구는 지역의 군집화 단위를 유역이 아닌 행정구역 단위로 설정하였다. 일부 선행연구들도 비슷한 이유에서 행정 경계를 분석 단위로 활용하였다(Raudsepp-Hearne et al., 2010). 하지만 수량 공급 서비스 혹은 수질 조절 서비스의 경우 유역 단위로 분석하는 것이 적절하며, 서식처 질의 경우 행정 경계 기반보다 녹지나 산림축 혹은 도로망을 고려한 경계 설정이 필요하다. 후속 연구에서 이러한 점을 고려하여 공간적 단위를 재편성한 후 분석을 진행한다면 현실적 정책 대안 마련에 도움이 될 것이다.

Chapter 6. 고찰

Chapter 2에서는 최근 30년 간의 토지 피복 경향을 파악하고, 이에 따른 생태계서비스 변화 추이를 분석하였으며 최종적으로 토지 피복 변화에 따른 생태계서비스 상쇄 효과를 밝혔다. 연구 결과, 우리나라에서 지난 30여 년간 시가화 지역이 증가하고, 농경지가 감소하며, 산림이 증가하는 동안 인 저류 기능과 서식처 질 사이에 상쇄 효과를 발생하였다.

본 연구의 결과를 바탕으로 도시화가 급격하게 진행된 지역을 대상으로 서식처 질을 향상시키는 공간계획을 이행하며, 감소한 생태계서비스 항목들을 대상으로 지역별로 상이한 생태계서비스 보강정책을 수립하는 것이 요구된다는 판단을 내릴 수 있다. 또한 향후 연구에서는 미래에 예상되는 토지 피복에 생태계서비스의 시계열적 분석을 적용하는 방법론을 통해 미래 생태계서비스 변화에 대비하는 방안을 시도할 수 있다. 본 연구는 토지 관리 정책이 토지 피복 변화를 유발하여 결국 생태계서비스 변화를 일으켰다는 것을 발견하였다. 이것은 현세대 및 미래세대를 위한 지속 가능한 생태계서비스 공급을 위해서는 하나의 기능을 확대시키는 정책을 추진하기 보다 다양한 기능을 통합적으로 관리할 수 있도록 생태계서비스 간 상쇄 관계를 고려한 공간 계획 및 정책을 수립하는 것이 중요하다는 것을 시사한다. 과거 국내에서 진행된 생태계서비스 변화를 분석한 본 연구의 결과는 향후 국민의 삶의 질에 기여하는 균형 있는 공간계획 수립을 위한 근거로 활동될 수 있다.

Chapter 3에서는 전략환경영향평가를 수행함에 있어 산업단지 조성사업 시행에 따른 생태계서비스 변화 예측 및 최적 입지 선정에 대한 기준을 제시하고, 다양한 토지 피복 구성 시나리오 분석을 통해 생태계서비스 변화 측면에서 바람직한 대안을 도출하였다.

시나리오 기반 전략환경영향평가에 있어 생태계서비스 적용 가능성을

탐색한 본 연구를 기반으로 전략환경영향평가 관련 법안과 매뉴얼을 개선할 수 있을 것이다. 지속 가능한 개발을 위해서는 개발 후 상황을 예측하는 것이 중요한데 이를 위해 생태계서비스 시나리오 분석을 유용하게 사용할 수 있다. 향후 전략환경영향평가 절차에 생태계서비스 개념을 도입한다면 과학적인 의사결정에 도움을 줄 수 있을 것이라 판단된다. 특히 본 연구의 결과물을 활용하여, 「전략환경영향평가 업무 매뉴얼」(환경부, 2017. 12)에 제시된 산업입지·산업단지 조성 관련 주요 검토 및 고려사항에 있어 '계획의 적정성'과 '입지의 타당성' 측면에서 생태계서비스 평가 항목을 포함시켜 평가의 면밀성을 높일 수 있다. 예를 들어, 기존에는 '계획의 적정성' 중 '산업 공해의 완화 및 주변 지역의 환경오염 최소화를 위한 완충 녹지대가 적정하게 설정되었는지를 검토'하는 부분에 있어 객관적 평가가 제한되었다. 생태계서비스 평가를 통해 완충 녹지대의 규모를 조정함으로써 적정성을 예측·평가하고 그 결과를 정책 판단의 기준값으로 활용할 수 있을 것이라고 판단된다.

생태계서비스 평가 지도는 평가 결과의 공간 및 시계열 변동 정보를 제공할 수 있어 개발사업에 대한 환경영향평가와 도시 관리계획의 환경성 검토 등과 같은 다양한 환경성 평가 제도에 기초자료로 활용 가능하다. 또한, 생태계서비스 평가 지도는 대화형 자료로 항목 간 상쇄 효과 분석, 시나리오를 통한 미래 환경 영향 변화 예측이 가능하다. 따라서 생태계서비스 평가 지도는 기존의 국토환경성평가지도와 함께 환경영향평가 기초자료로 활용 가능하다. 현재 국토환경성평가지도는 사업 계획의 적정성과 입지적 타당성 검토 및 사업으로 인한 환경 영향 제거·감소 방안 마련을 위한 의사결정 시 활용되고 있다. 생태계서비스 평가 지도는 보다 큰 틀인 전략환경영향평가에서 개발 계획 및 정책 계획의 적정성 및 입지 타당성을 결정하는 데 있어 보다 정량적인 평가 기준을 제시함으로써 대규모 전략·사업의 의사결정 시 활용 가능할 것으로 판단된다. 이를 위해

서는 관련 법률의 입법 및 개정 등 다양한 지원이 필요하다.

Chapter 4에서는 생태계서비스 공급을 대표하는 생·물리적 분석 결과와 수요를 대표하는 사회-경제적 국가 통계자료 간 관계를 파악하고 지역적 군집을 도출하여 상호 비교하였다. 이를 통해 생태계서비스 수요 및 공급 사이에 불일치가 일어나는 지역이 존재함을 발견하였다. 불일치의 유형으로 자연환경이 잘 보전되어 있고 잠재적인 개발 수요가 있는 지역 혹은 생태계서비스가 풍부하게 제공되고 있는 반면 사회적인 인프라 조성이 미흡한 곳 등을 발견하였다. 이는 현세대 및 미래 세대를 위한 지속 가능한 자연환경 관리를 위해서는 생태계서비스 공급과 수요가 통합적으로 다루어져야 함을 시사한다.

본 연구의 결과는 생태계서비스의 사회적 수요와 서비스 공급간 관계를 확인함으로서 지자체 도시 계획이나 조례를 구성하는 데 일조할 수 있다. 예를 들어, 사회경제적으로 높은 발전 속도를 보이는 지역은 생태계서비스 공급의 부족 여부를 확인하여 공급을 보강할 수 있는 정책을 추진할 수 있다. 반면, 생태계서비스의 훼손이 우려되는 지역에 대해서는 생태계서비스 특별보호구역 등을 지정하는 대안을 제공함으로서 생태계서비스 평가가 사회 경제적인 인자와 함께 공간 계획에 일조할 수 있는 가능성을 보여주었다. 생태계서비스 공급과 수요가 불일치하는 지역을 확인함으로써 생태계서비스 기반 지역 관리계획 수립 시 두 요소가 상호보완적인 관계에서 동시에 고려되어야 한다는 점을 제시하였다. 이러한 결과는 비단 경기도 지역 뿐만 아니라 분석 대상지를 확장함으로서 국토의 지속가능하고 균형 있는 발전을 위한 근거로서 작용할 수 있다.

본 연구는 한정된 분석도구를 활용하였다는 점과 모델의 검보정 과정에서 관측치와 모델결과치의 절대값에서 차이를 보인다는 점에서 한계점을 지닌다. 그러나 본 연구에서 활용한 InVEST Model을 통해 다양한 생태계서비스 항목에 대한 통합분석을 보다 쉽게 접근하였다는 점은 의미가 있다.

이는 단순한 모델평가를 넘어 통계분석을 통해 생태계서비스를 지역계획에 적용하는 등 범위를 확장시켰다는 점에서 단일 모델 활용의 장점을 적극적으로 활용하였다고 볼 수 있다. 또한, 모델결과의 절대값과 관측치에 차이는 있지만 검증과정을 통해 경향의 유사성을 입증하여 신뢰성을 확보하였고, 모델결과를 표준화함으로서 한계점을 보완했다는 점에서 기존에 수행되고 있는 생태계서비스 통합분석 연구들이 지니는 미흡한 점들을 보완했다는 차별성을 지닌다. 결과적으로 본 연구에서 제시한 생태계서비스 통합분석 및 상호관계를 확인한 분석 절차들이 지역계획에 적용될 경우 합리적이고 과학적인 의사결정을 가능하게 하고 사회, 경제, 생태적으로 다양한 기능과 이해관계가 상충하는 상황에서 해결의 실마리를 제공할 수 있을 것이라고 판단된다.

Chapter 7. 결론

본 연구에서는 토지 피복 변화 기반 생태계서비스의 상쇄 관계를 파악하였고, 전략환경영향평가에 시나리오 기반 생태계서비스 분석 내용을 적용하는 방안을 모색하였다. 또한 생태계서비스가 사회-생태적 요소에 좌우된다는 점에 입각하여 서비스 공급과 수요 체계를 규명하였다.

종합적으로, 본 연구는 다양한 스케일 및 시기의 토지 피복도를 생태계서비스 평가에 적용하였고, 개발 절차에 생태계서비스의 평가 결과를 적용하는 가능성을 확인하였다. 또한 본 연구는 생태계서비스 항목 간의 상쇄 효과를 확인하였고, 생태계서비스와 사회 경제적 인자와의 관계를 확인함으로서 생태계서비스의 통합 평가가 계획 및 의사결정에 효율적으로 활용될 수 있다는 것을 보여주었다.

생태계서비스가 경관이라는 작은 단위에서부터 시작하여 생태계를 이루고 생태계서비스 공급이 이루어지기까지의 일련의 과정은 사회·경제적인 요소에 의해 주도되는 토지 피복 변화에 중대한 영향을 받는다. 동시에 사회·경제적인 요소는 인간의 수요와 직결되기에 생태계서비스 수요와 공급은 불가분의 관계에 놓여있다. 이에, 본 연구에서는 전략환경영향평가라는 인간의 수요를 대변하는 특정 사업이 환경에 미치는 영향성을 파악함으로서 생태계서비스의 적용 가능성을 확인하고, 사회적 수요에 의한 장기간의 토지 피복 변화를 통해 유발된 생태계서비스 공급 변화 양상을 파악하고 상쇄 효과를 확인하였다. 마지막으로 경기도 지역을 대상으로 생태계서비스 공급과 사회적 수요를 직접적으로 확인함으로서 생태계서비스 공급과 수요 체계를 다루었다.

본 연구의 결과는 향후 공간계획 시 특정 사회적 수요에 의한 개발 압력이 있는 지역에 토지 피복 변화를 예측하여 생태계서비스 공급 양상에 미칠 변화를 미리 파악함으로써 균형 있는 국토 및 공간 계획을 수립

하는데 기여할 수 있다. 기후 위기가 심화하고, 인간이 사용할 수 있는 자연 자원의 총량이 감소하고 있는 시점에서 자연 자원의 총량을 파악하고 이를 자원 감소를 상쇄할 수 있는 방안을 모색하여 법에 담은 '자연자원총량제도'에 본 연구에서 확인한 토지 피복 변화 기반의 예측 분석이나 사회-경제적인 수요와 생태계서비스 공급 간의 관계 분석 기법을 활용한다면 실효성이 높은 도출이 가능할 것으로 판단된다. 생태계서비스 평가 기법은 결과의 추가적인 가공을 통해 통계 분석이나 딥러닝 기법과 결합되어 과학적인 의사결정을 하는데 유용하며, 이를 생태계서비스 상쇄효과 및 공급-수요 이론에 입각하여 추진함으로써 정책 집행 효과를 높일 수 있을 것이다. 본 연구는 생태계가 제공하는 다양한 혜택과 사회·경제적 수요를 연관지어 분석함으로써 향후 생태계서비스 평가 기반 의사결정체계에 기초를 제공할 수 있을 것으로 사료된다.

부록

1. 생태계서비스 평가모델(InVEST Model) 개요

1.1 InVEST Water Yield Model

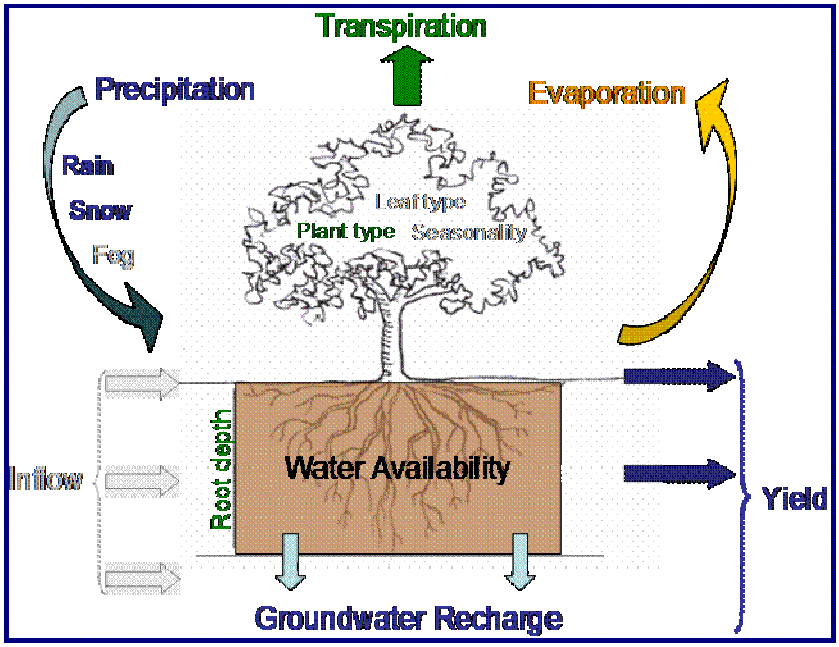


Figure 19. WaterYield Model 개념도
(출처: https://naturalcapitalproject.stanford.edu)

- InVEST Water Yield 모델은 각 픽셀(x)별로 연강수량(Annual Rainfall, P(x))에서 연간 실제 증발산량(AET(x): Actual Evapotranspiration)을 제하여 연간 수량 공급량(Y(x))을 산출함

$$Y(x) = (1 - \frac{AET(x)}{P(x)}) \cdot P(x)$$

- InVEST Water Yield 모델은 연평균 강수량(P, mm)과 연평균 잠재 증발산량(PET, mm), 토지피복도(2018년 촬영되어 2019년 제작된 10m 세분류 지도), 토양함수율, 강수 형태의 계절적 인자(Z), 토지피복 유형에 따른 생 물리적 표, 유역도 등을 필요로 함

1.2 InVEST NDR(Nutrient Delivery ratio) Model

- InVEST NDR(Nutrient Delivery Ratio) 모델은 아래와 같은 구동 절차를 따름

<InVEST NDR 모델의 구동 기작>

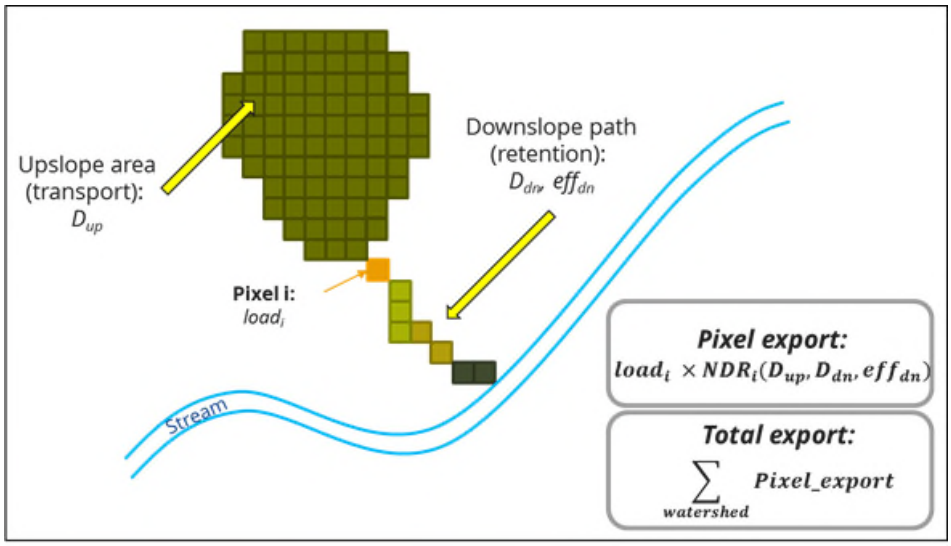


Figure 20. NDR model 개념도
(출처: https://naturalcapitalproject.stanford.edu)

Pixel export = $load_i \times NDR(D_{up,}D_{dn,}eff_{dn})$

Total export = $\sum_{watershed} \Pi xel_{\text{export}}$

$load_i$: 픽셀 I에서의 영양물질 부하

NDR : 영양물질 전달 효율 함수

D_{up} : 상부사면 기여면적의 평균 경사도

D_{dn}: 아래사면 흐름경로

eff_{dn}: 아래사면 흐름경로에서 토지피복 유형에 따른 영양물질 보유 효율

Πxle_{export}: 영양물질 부하량 및 전달 효율 함수에 의해 결정되는 픽셀당 영양물질 배출량

- InVEST NDR 모델은 DEM, 토지피복도, 영양물질 부하량과 보유 효율에 관련된 상수, 유역도, 한계 흐름 누적값(Threshold flow accumulation) 등의 입력이 요구됨
- 영양물질 부하량을 비롯한 각종 상수는 현실을 반영하는데 가장 적합한 자료를 활용하되, 모델링 후 검·보정 과정을 통해 실측치에 근접한 결과를 나타낼 수 있도록 조정함
- 저류 효율은 0.00~1.00로 표현되며, 초기 부하량을 곱하면 생태계의 질소 및 인 정화량이 도출됨. 저류 효율의 최소치인 0.00은 모든 오염물질이 자연에 고정되지 않고 유출됨을 의미이며, 최대치인 1.00은 오염물질이 생태계에 의해 모두 정화되는 최적의 상태로 해석 가능함(김충기 외, 2018)

1.3 Carbon Model

- 지상부 탄소 저장량, 지하부 탄소 저장량, 유기탄소 저장량, 고사목 탄소 저장량을 고려한(IPCC, 2006) 생장 기반 모델인 InVEST Carbon Storage 모델을 활용하여 탄소 저장량을 평가하였음
- InVEST Carbon Storage 모델은 현재 및 과거 자료 입력을 통해 현재는 물론 시계열 변화 모의가 가능함
- 기후 조절 서비스는 단위면적당 입목축적 및 토지피복 면적에 따른 탄소 흡수 및 저장 능력에 의존함. 이에, 토지이용 유형 기반 탄소 고정 능력 자료(carbon pools)를 구축하여 탄소 저장 서비스를 평가하였음
- 산림의 경우 탄소 저장고의 탄소 저장량은 산림기본통계(2015년) 상의 임상별 임목축적량에 전환계수(목재기본밀도, 바이오매스확장계수, 뿌리 함량비, 이하 산림청 제공) 및 탄소전환계수(IPCC, 2006)를 적용하여 구축하였음(김충기 외, 2018).

1.4 Habitat Quality Model

- InVEST Habitat Quality 모델은 토지피복과 생물다양성 위협 정보를 결합하고 서식처 범위와 서식처 쇠퇴 상태를 평가하여 서식처질을 공간화함
- InVEST Habitat Quality 모델에 서식처 유형, 서식처 적합성, 서식처 위협요소(상대적 강도, 최대영향 거리, 영향 쇠퇴 형태), 위협요소에 대한 서식처 유형별 민감성, 서식처 접근성 자료와 반포화 상수를 입력하여 서식처질을 평가
- 서식처질 평가결과는 0.00(인간활동 영역으로 서식처로서 부적합한 지역)~1.00(이상적인 서식처)로 표현

2. 생태계서비스 평가 결과 검증

2.1 수량 공급 서비스

본 연구는 국가수자원관리종합시스템(WAMIS)에서 제공하는 4대 대권역 내 하천수량 정보인 CMS 단위(m^3/s) 자료로 InVEST Water Yield 모델을 검증하였다. 국가수자원관리종합시스템의 수문 관측망도-수위 지형 공간 자료로부터 수량을 측정하고 있는 관측 지점 점 자료를 추출하고, Arc Hydro Tools를 이용하여 관측 지점별 유역, 즉 집수 구역을 추출(watershed delineation)하고, 유역이 겹치지 않는 관측 지점 중 국가수자원관리종합시스템 상의 집수 구역 면적과 큰 차이가 없는 지점을 선정하여 월별 일 수량 자료로부터 연간 총 수량을 계산하였다. 2010년부터 2019년까지의 자료를 이용하여, 각 관측지점의 집수 구역이 겹치지 않는 지점을 최종 선정하였다. 전국 4대강 대권역 내 27개 수량 측정지점의 권역을 대상으로 2010년부터 2019년 사이의 InVEST 모델의 연평균 수량 공급과 연평균 현장 수량 측정값을 단순선형회귀모형으로 선형적합

(fitting)하여 결정계수(R^2)를 산출하여 모형을 검증하였다(Figure 21, Table 19). InVEST로부터 산정된 수량 공급으로 현장 측정 수량을 추정한 선형 모형의 R2는 0.761로 설명력이 높게 나타났다(Figure 22).

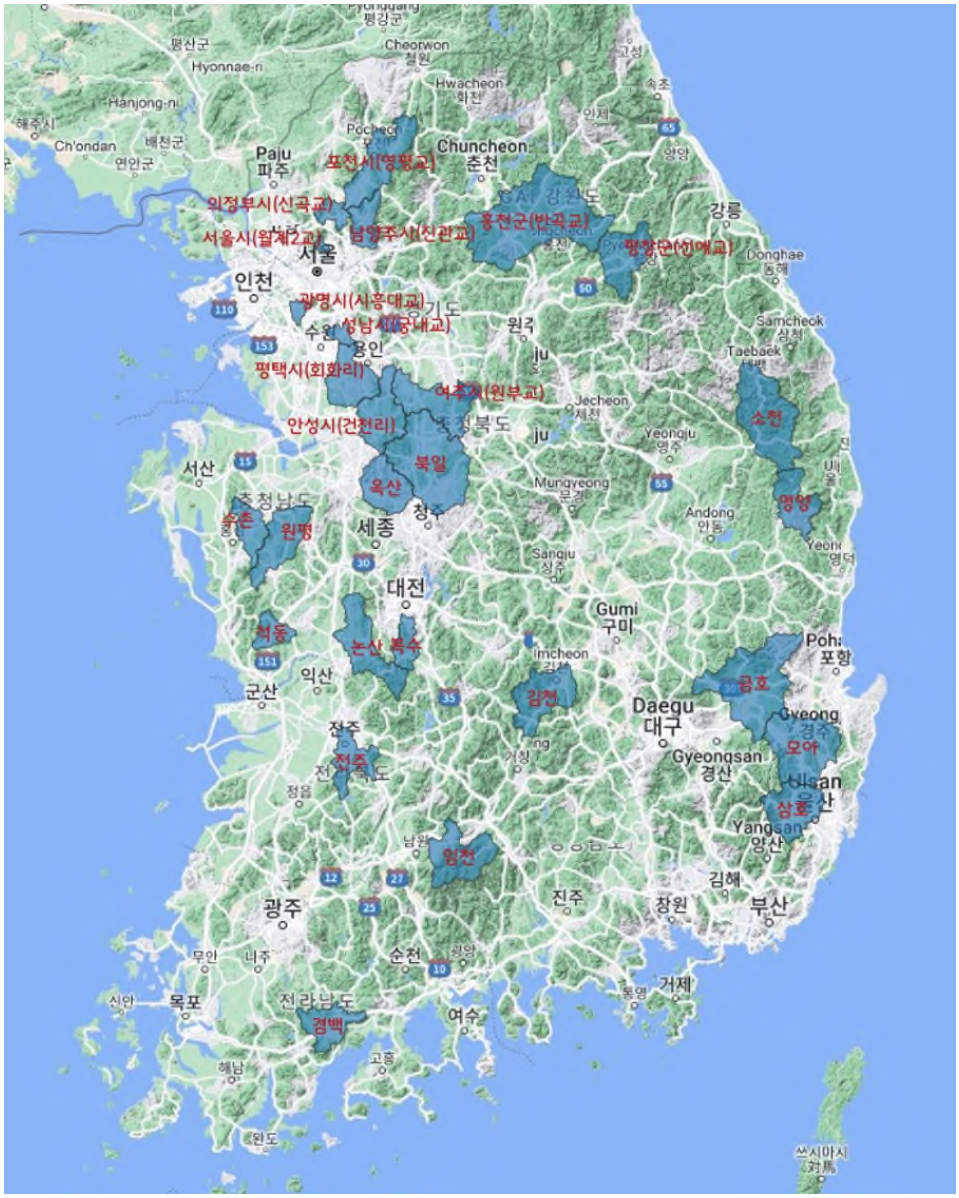


Figure 21 검증의 공간적 범위(27개 유역 추출)

Table 19. 수량 공급 서비스 검증 자료

권역	Name	2010-2019관측치	InVESTWY(㎥)
금강	복수	102,365,856	110,849,276
금강	북일	535,828,176	501,975,960
금강	옥산	308,612,419	185,021,220
금강	석동	140,839,776	107,095,424
금강	논산	450,050,256	308,149,766
금강	수촌	176,002,416	151,620,904
금강	전주	115,800,192	180,789,865
금강	원평	188,301,456	260,186,020
낙동강	소천	889,220,592	459,955,106
낙동강	영양	61,589,808	157,206,663
낙동강	김천	266,857,632	177,595,982
낙동강	임천	368,372,016	463,455,185
낙동강	모아	459,353,376	268,926,398
낙동강	금호	1,194,622,474	451,438,249
낙동강	삼호	362,190,960	288,780,823
영산섬진강	겸백	214,570,944	247,012,562
한강	평창군(선애교)	649,578,528	267,120,579
한강	여주시(원부교)	313,467,840	263,722,957
한강	홍천군(반곡교)	2,196,230,112	823,520,446
한강	남양주시(진관교)	229,329,792	165,381,344
한강	성남시(궁내교)	98,613,072	38,756,989
한강	의정부시(신곡교)	67,833,936	101,495,969
한강	서울시(월계2교)	87,228,576	21,412,868
한강	광명시(시흥대교)	209,493,648	32,181,843
한강	포천시(영평교)	558,678,038	276,120,586
한강	안성시(건천리)	257,491,440	253,717,131
한강	평택시(회화리)	352,036,368	226,545,305

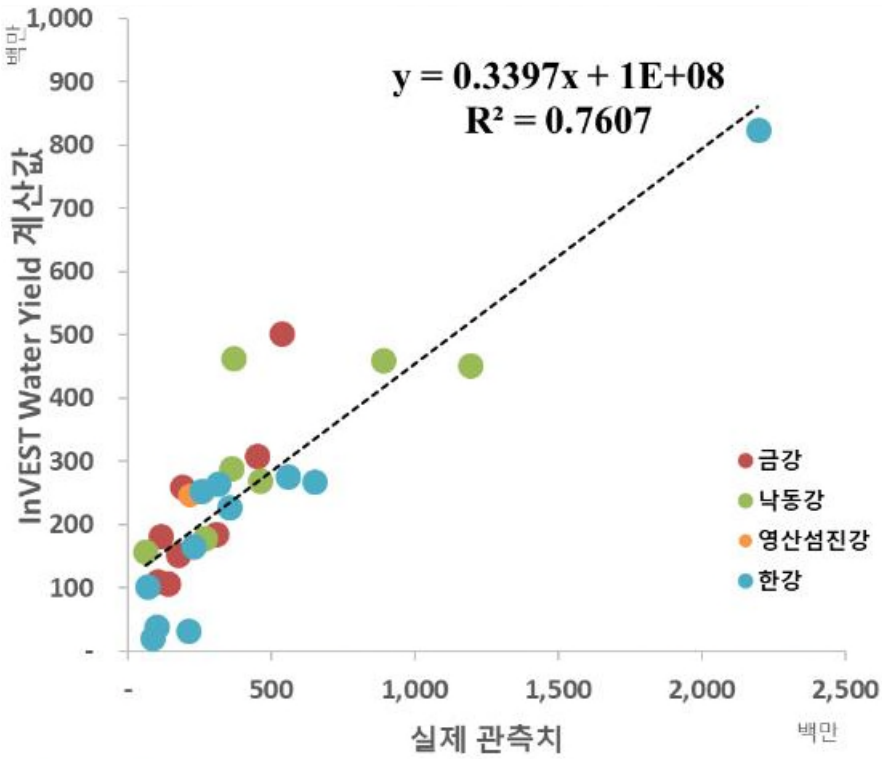


Figure 22. 검증 결과

2.2 수질 조절 서비스

InVEST NDR 모델을 통해 도출한 질소 및 인의 배출량과 국가수자원관리 종합시스템에서 제공하는 2013년 토지에 의한 총 질소 및 인 배출량 간의 단순선형회귀모형을 도출하여 모델 결과를 검증하였다(Figure 23, Table 20).

회귀모형 적합 결과 결정계수 0.719(질소), 0.745(인)로 도출되어 설명력이 높게 나타났다(Figure 24, 25).

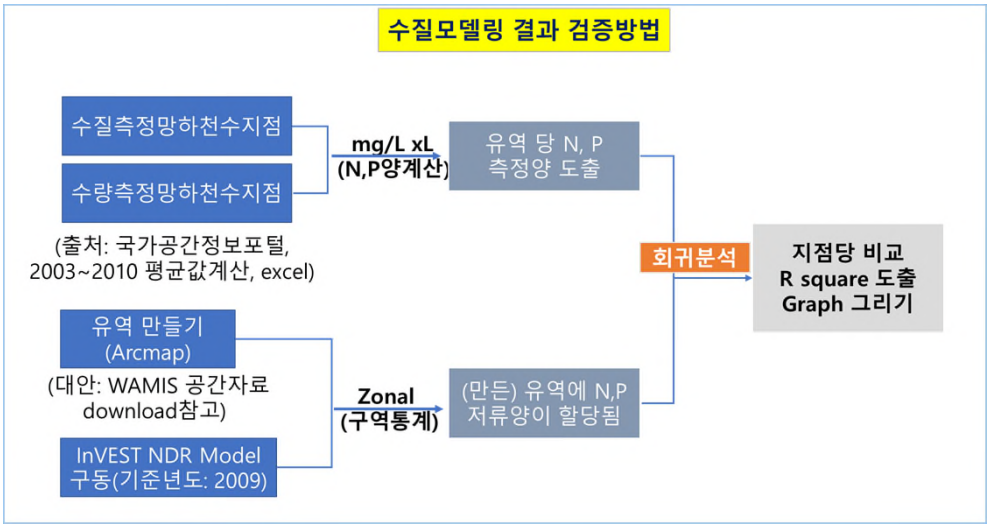


Figure 23. 검증방법

Table 20. 수질 조절 서비스 검증 자료

권역	중권역	토지N (ton/yr)	토지P (ton/yr)	InVEST N (ton/yr)	InVEST P (ton/yr)
한강	남한강상류	1,905	148	278	22
한강	평창강	1,446	113	226	17
한강	충주댐	2,200	178	275	22
한강	달천	1,721	135	185	17
한강	충주댐하류	565	47	63	6
한강	섬강	1,449	116	213	20

한강	남한강하류	2,714	221	502	47
한강	평화의댐	253	18	26	2
한강	춘천댐	1,025	76	175	17
한강	인북천	548	39	106	9
한강	소양강	1,388	103	217	16
한강	의암댐	598	47	88	8
한강	홍천강	1,253	92	192	15
한강	청평댐	695	56	104	10
한강	경안천	709	69	106	15
한강	팔당댐	50	5	5	0
한강	한강서울	2,654	331	283	64
한강	한강고양	1,488	153	181	30
한강	임진강상류	348	25	61	6
한강	한탄강	2,187	168	400	46
한강	임진강하류	899	72	123	15
한강	한강하류	68	6	9	1
한강	안성천	2,769	248	393	47
한강	한강서해	1,786	176	236	33
한강	시화호	1,442	137	198	22
한강	양양남대천	1,201	90	224	21
한강	강릉남대천	964	80	146	13
한강	삼척오십천	748	58	120	10
한강	안동댐	1,378	104	141	12
낙동강	임하댐	1,624	119	134	11
낙동강	안동댐하류	948	68	68	6
낙동강	내성천	1,933	142	208	19
낙동강	영강	907	65	122	10
낙동강	병성천	473	32	66	6
낙동강	낙동상주	249	17	29	3
낙동강	위천	1,358	94	103	8
낙동강	구미보	214	17	15	1
낙동강	감천	1,089	80	118	11
낙동강	강정고령보	1,283	100	127	14
낙동강	금호강	2,517	219	243	28
낙동강	회천	809	56	106	9
낙동강	창녕합천보	696	65	68	9
낙동강	합천댐	903	63	178	14
낙동강	황강	386	26	64	5
낙동강	낙동창녕	539	39	67	6

낙동강	남강댐	2,280	163	492	39
낙동강	남강	1,420	110	248	23
낙동강	낙동밀양	1,304	107	173	18
낙동강	밀양강	1,491	109	188	16
낙동강	낙동강하구언	1,219	117	170	24
낙동강	형산강	1,261	99	140	15
낙동강	태화강	818	77	111	14
낙동강	회야강	395	37	63	10
낙동강	수영강	879	98	124	26
낙동강	왕피천	1,129	81	142	11
낙동강	영덕오십천	861	66	103	10
낙동강	대종천	732	60	110	12
낙동강	가화천	957	74	212	19
낙동강	남해도	407	30	131	11
낙동강	거제도	625	54	138	14
낙동강	낙동강남해	1,039	96	179	25
낙동강	용담댐	829	60	186	16
금강	용담댐하류	110	8	18	1
금강	무주남대천	403	30	56	4
금강	영동천	687	52	83	8
금강	초강	646	46	68	6
금강	대청댐상류	122	10	13	1
금강	보청천	574	43	72	6
금강	대청댐	762	65	60	6
금강	갑천	892	91	90	15
금강	대청댐하류	170	15	18	2
금강	미호천	2,554	220	345	38
금강	금강공주	2,146	150	381	35
금강	논산천	956	68	136	13
금강	금강하구언	875	61	169	15
금강	삽교천	2,437	183	432	41
금강	대호방조제	1,071	73	166	16
금강	부남방조제	1,862	127	382	34
금강	금강서해	1,330	96	247	26
금강	만경강	2,047	160	324	34
금강	동진강	1,757	115	350	34
금강	새만금	807	56	166	15
금강	섬진강댐	770	55	115	10
섬진강	섬진강댐하류	250	18	38	3

섬진강	오수천	394	28	71	6
섬진강	순창	465	32	85	7
섬진강	요천	543	38	83	7
섬진강	섬진곡성	191	13	32	3
섬진강	주암댐	1,140	82	190	15
섬진강	보성강	295	21	56	4
섬진강	섬진강하류	1,167	85	305	23
섬진강	섬진강서남해	1,332	89	348	30
섬진강	완도	444	36	95	9
섬진강	금산면	164	11	34	3
섬진강	이사천	1,270	94	318	27
섬진강	수어천	809	74	193	20
섬진강	여수시	197	19	36	3
섬진강	영산강상류	1,034	89	169	22
영산강	황룡강	734	59	123	11
영산강	지석천	762	57	124	11
영산강	죽산보	625	47	134	12
영산강	고막원천	312	23	73	6
영산강	영산강하류	716	52	153	13
영산강	영암천	419	30	83	7
영산강	영산강하구언	233	18	27	3
영산강	탐진강	620	41	108	9
영산강	진도	540	38	117	10
영산강	영암방조제	1,331	89	244	22
영산강	주진천	760	53	151	14
영산강	와탄천	1,625	124	363	34
영산강	신안군	675	46	159	14
제주도	제주서해	467	49	184	20
제주도	제주북해	430	45	152	20
제주도	제주남해	445	45	185	22
제주도	제주동해	930	96	424	54

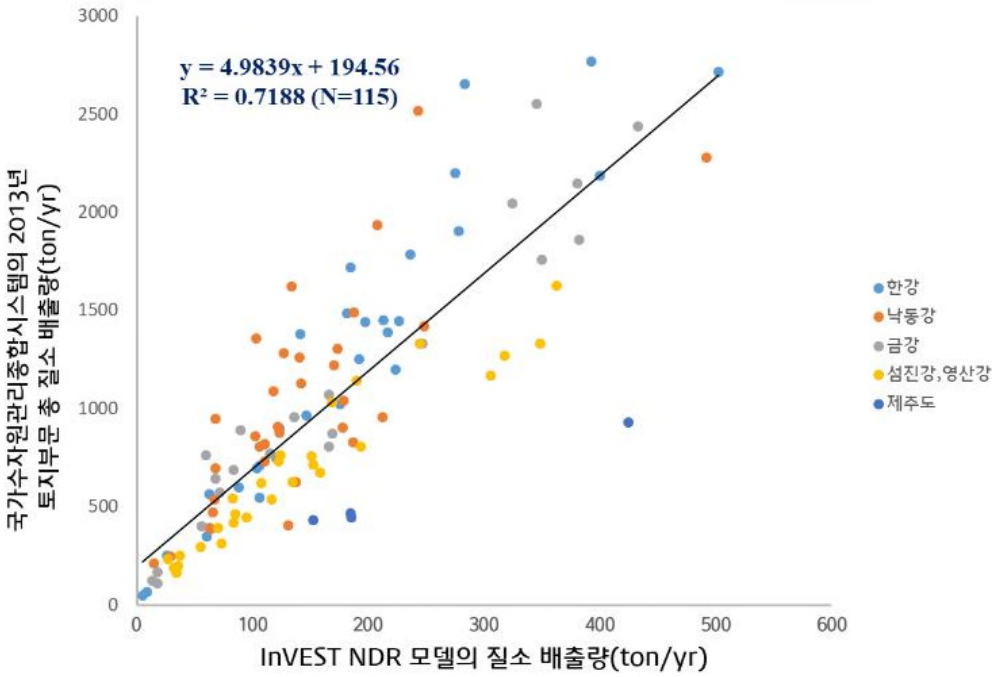


Figure 24. 검증 결과(질소)

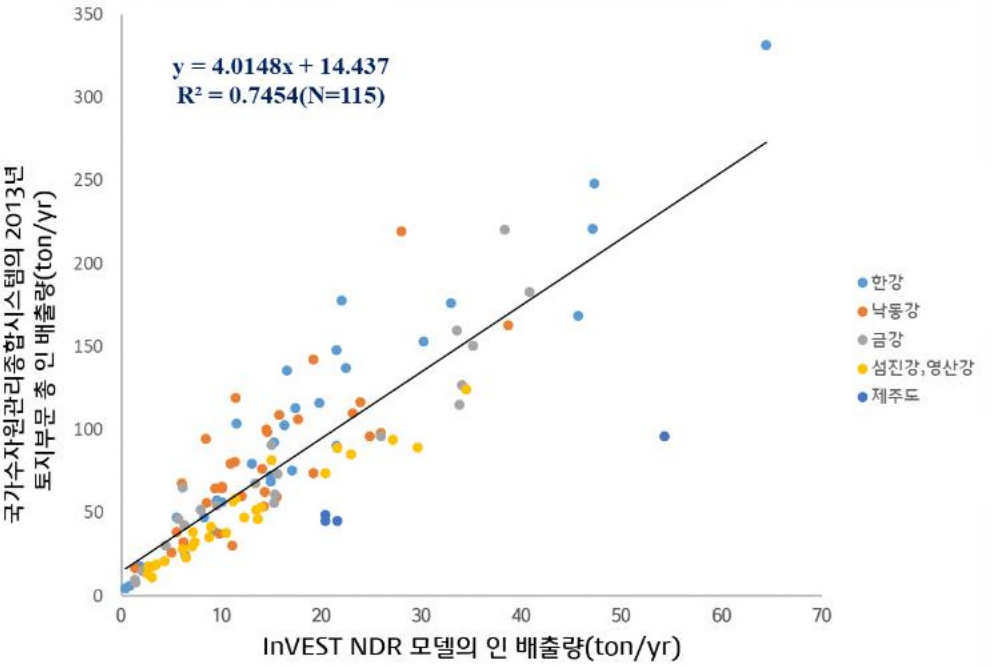


Figure 25. 검증 결과(인)

2.3 탄소 저장 서비스

InVEST Carbon 모델을 통해 모의한 탄소 저장량인 산림의 임목 바이오매스값을 임업통계에서 제공하는 2019년 17개 시도의 임목축적 통계량 자료를 활용하여 검증하였다(Table 21).

단순회귀선형모형에 적합한 결과 결정계수 0.984로 유의한 결과를 나타냈다(Figure 26).

Table 21. 탄소 저장 서비스 검증 자료

지역	통계기반(입목대상&대분류체계)		모델기반
	2019년 임목축적 (임업통계연보)(㎥)	2019년 탄소저장량	2019년 탄소저장량
서울특별시	2,235,194	1,231,411	1,264,924
부산광역시	5,989,942	3,299,974	3,078,613
대구광역시	8,414,995	4,635,983	4,624,923
인천광역시	5,524,580	3,043,597	3,137,132
광주광역시	2,728,030	1,502,924	1,747,627
대전광역시	4,838,567	2,665,660	2,750,733
울산광역시	11,049,544	6,087,406	6,105,919
세종특별자치시	3,705,543	2,041,455	2,292,450
경기도	79,750,459	43,936,063	45,730,823
강원도	244,331,393	134,606,868	123,949,010
충청북도	76,244,257	42,004,429	47,317,750
충청남도	58,904,227	32,451,473	35,509,201
전라북도	72,330,793	39,848,426	40,300,902
전라남도	85,715,993	47,222,591	64,186,374
경상북도	221,235,556	121,882,927	129,339,579
경상남도	120,816,816	66,560,310	67,048,460
제주특별자치도	13,180,578	7,261,434	6,049,799

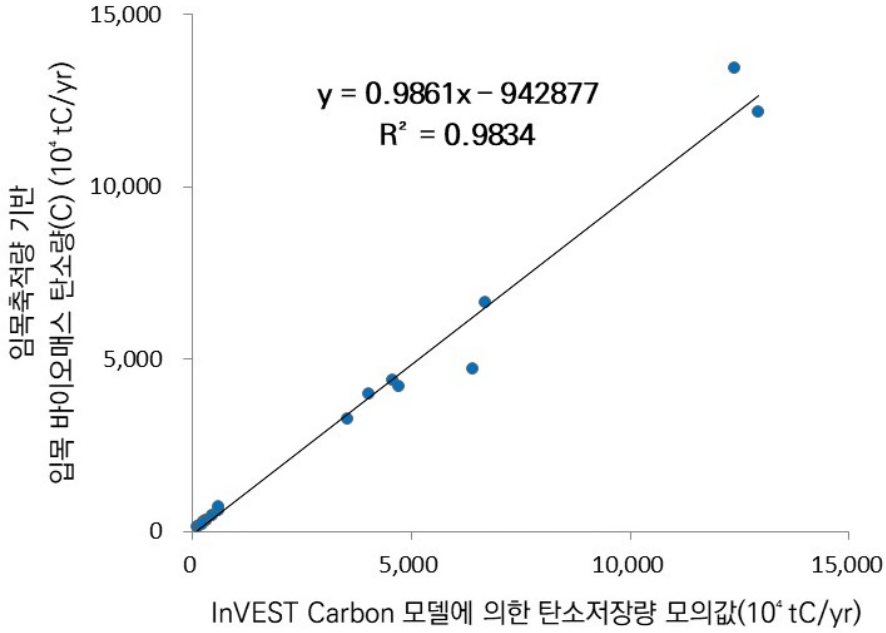


Figure 26. 검증 결과

3. 생태계서비스 평가 결과

3.1 생태계서비스 제공 총량

Table 22. 생태계서비스 제공 총량(1989년)

1989년						
총량	WY(Mm^3)	N(ton)	P(ton)	C(10^3ton)	AQ(10^3ton)	HQ
서울	338.45	427.34	85.40	2753.17	3.45	0.34
부산	555.42	662.22	70.70	6604.37	7.42	0.60
대구	402.71	652.75	63.94	8170.29	9.20	0.64
인천	580.62	681.30	65.77	7807.66	7.10	0.55
광주	458.15	669.69	57.62	4070.31	3.37	0.51
대전	436.16	494.23	47.18	5026.41	5.90	0.67
울산	671.13	921.42	79.74	11285.82	12.85	0.73
세종	400.94	511.22	47.46	4733.39	5.20	0.69
경기	9337.03	11614.63	1022.42	100143.67	104.98	0.66
강원	16800.48	15272.49	1114.09	201181.57	246.57	0.85
충북	5772.39	7018.31	557.47	81673.89	93.98	0.77
충남	6331.96	8919.50	785.86	77830.02	75.60	0.63
전북	6738.33	8311.49	695.17	80615.93	83.81	0.67
전남	10702.42	13003.76	1042.66	119262.95	121.61	0.66
경북	11906.23	16117.11	1276.21	215233.30	249.82	0.78
경남	9392.67	10459.63	830.00	114782.17	132.07	0.76
제주	2540.41	2050.69	300.28	18517.69	23.40	0.71

Table 23. 생태계서비스 제공 총량(2009년)

2009년						
총량	WY(Mm^3)	N(ton)	P(ton)	C(10^3ton)	AQ(10^3ton)	HQ
서울	296.59	366.85	78.91	2308.55	2.95	0.31
부산	487.79	594.85	65.09	5683.12	6.23	0.51
대구	382.35	597.62	59.24	7472.47	8.26	0.59
인천	516.71	563.48	63.82	7058.02	6.99	0.47
광주	383.30	540.05	56.60	3608.10	3.36	0.48
대전	379.37	444.18	50.23	4398.23	5.18	0.60
울산	619.86	856.85	77.84	10172.71	11.46	0.66
세종	373.20	511.34	44.94	4195.80	4.15	0.61
경기	8418.48	10158.09	968.26	88705.08	93.64	0.59
강원	16534.06	14855.29	1120.12	194413.33	236.77	0.82
충북	5605.39	7064.20	570.42	76124.18	83.79	0.71
충남	5970.73	8655.14	741.76	72305.70	66.24	0.58
전북	6451.31	8390.02	700.90	74456.73	72.29	0.62
전남	10323.77	12602.78	1053.90	112862.93	113.81	0.63
경북	11640.62	16161.45	1251.47	203977.74	227.53	0.74
경남	9033.81	10328.62	849.35	107029.07	119.36	0.71
제주	2513.74	2642.89	318.94	15957.51	16.20	0.57

Table 24. 생태계서비스 제공 총량(2019년)

2019년						
총량	WY(Mm^3)	N(ton)	P(ton)	C(10^3ton)	AQ(10^3ton)	HQ
서울	226.93	301.58	79.82	2377.27	3.23	0.32
부산	515.94	575.10	86.59	5621.31	6.59	0.52
대구	367.49	573.12	68.66	7817.40	9.28	0.64
인천	538.08	587.31	105.72	7514.43	7.79	0.48
광주	291.30	435.63	54.58	3635.68	3.64	0.49
대전	297.24	367.97	46.51	4646.71	5.73	0.64
울산	716.37	819.32	89.44	10333.50	12.44	0.69
세종	308.74	426.65	42.66	4496.63	5.01	0.67
경기	6755.43	9902.50	1051.10	93173.22	101.54	0.62
강원	12263.72	11403.95	1018.37	200132.05	248.75	0.85
충북	4480.95	6112.09	538.89	81443.43	96.78	0.78
충남	5467.71	8556.77	809.39	76876.24	74.63	0.62
전북	6017.55	8586.65	782.66	79479.14	82.50	0.66
전남	10726.57	12810.28	1201.19	123875.74	129.39	0.68
경북	9759.05	13754.64	1193.10	217224.69	260.98	0.80
경남	9576.21	9572.13	876.83	115289.16	135.06	0.77
제주	3428.48	2734.66	308.25	16195.38	17.47	0.58

3.2 생태계서비스 제공량 표준화

Table 25. 생태계서비스 제공량 표준화(특·광역시)

특·광역시						
표준화	WY	N	P	C	AQ	HQ
서울89	0.228	0.203	0.678	0.05	0.05	0.08
부산89	0.671	0.582	0.445	0.479	0.452	0.693
대구89	0.359	0.567	0.337	0.653	0.631	0.794
인천89	0.723	0.613	0.366	0.613	0.419	0.58
광주89	0.472	0.594	0.237	0.196	0.043	0.489
대전89	0.427	0.311	0.072	0.303	0.297	0.86
울산89	0.908	1	0.588	1	1	1
세종89	0.356	0.338	0.076	0.27	0.227	0.912
서울09	0.142	0.105	0.575	0	0	0
부산09	0.533	0.473	0.356	0.376	0.331	0.485
대구09	0.318	0.478	0.263	0.575	0.537	0.681
인천09	0.592	0.423	0.335	0.529	0.407	0.38
광주09	0.319	0.385	0.221	0.145	0.041	0.412
대전09	0.311	0.23	0.12	0.233	0.225	0.688
울산09	0.803	0.896	0.558	0.876	0.859	0.834
세종09	0.299	0.338	0.036	0.21	0.121	0.713
서울19	0	0	0.589	0.008	0.028	0.023
부산19	0.59	0.441	0.697	0.369	0.368	0.512
대구19	0.287	0.438	0.412	0.614	0.639	0.787
인천19	0.636	0.461	1	0.58	0.489	0.406
광주19	0.132	0.216	0.189	0.148	0.069	0.443
대전19	0.144	0.107	0.061	0.26	0.281	0.794
울산19	1	0.835	0.742	0.894	0.958	0.901
세종19	0.167	0.202	0	0.244	0.207	0.87

Table 26. 생태계서비스 제공량 표준화(도)

도						
표준화	**WY**	**N**	**P**	**C**	**AQ**	**HQ**
경기89	0.478	0.678	0.74	0.418	0.363	0.316
강원89	1	0.937	0.834	0.92	0.941	0.994
충북89	0.228	0.352	0.264	0.327	0.318	0.723
충남89	0.267	0.487	0.498	0.307	0.243	0.225
전북89	0.296	0.444	0.405	0.321	0.276	0.362
전남89	0.573	0.776	0.761	0.513	0.431	0.345
경북89	0.657	0.997	1	0.99	0.954	0.767
경남89	0.481	0.596	0.543	0.491	0.473	0.687
제주89	0.002	0	0	0.013	0.029	0.499
경기09	0.413	0.575	0.684	0.361	0.316	0.086
강원09	0.981	0.907	0.84	0.887	0.901	0.906
충북09	0.216	0.355	0.277	0.299	0.276	0.52
충남09	0.242	0.468	0.452	0.28	0.204	0.05
전북09	0.276	0.449	0.411	0.291	0.229	0.176
전남09	0.547	0.748	0.772	0.481	0.399	0.232
경북09	0.639	1	0.975	0.934	0.863	0.611
경남09	0.456	0.587	0.563	0.452	0.421	0.503
제주09	0	0.042	0.019	0	0	0
경기19	0.297	0.556	0.769	0.384	0.349	0.199
강원19	0.682	0.663	0.736	0.915	0.95	1
충북19	0.138	0.288	0.244	0.325	0.329	0.764
충남19	0.207	0.461	0.522	0.303	0.239	0.201
전북19	0.245	0.463	0.494	0.316	0.271	0.345
전남19	0.575	0.763	0.923	0.536	0.462	0.419
경북19	0.507	0.829	0.915	1	1	0.848
경남19	0.494	0.533	0.591	0.494	0.486	0.72
제주19	0.064	0.048	0.008	0.001	0.005	0.05

3.3 생태계서비스 제공 변화(%)

Table 27. 생태계서비스 제공 변화(1989-2009년)

1989-2009년						
비율	WY	N	P	C	AQ	HQ
서울	-12.37	-14.16	-7.60	-16.15	-14.37	-9.91
부산	-12.18	-10.17	-7.93	-13.95	-16.08	-14.62
대구	-5.06	-8.45	-7.35	-8.54	-10.17	-7.44
인천	-11.01	-17.29	-2.97	-9.60	-1.56	-15.34
광주	-16.34	-19.36	-1.78	-11.36	-0.48	-6.33
대전	-13.02	-10.13	6.46	-12.50	-12.24	-10.83
울산	-7.64	-7.01	-2.39	-9.86	-10.84	-9.63
세종	-6.92	0.02	-5.31	-11.36	-20.23	-12.16
경기	-9.84	-12.54	-5.30	-11.42	-10.80	-9.80
강원	-1.59	-2.73	0.54	-3.36	-3.97	-2.90
충북	-2.89	0.65	2.32	-6.79	-10.84	-7.33
충남	-5.70	-2.96	-5.61	-7.10	-12.38	-7.77
전북	-4.26	0.94	0.83	-7.64	-13.74	-7.75
전남	-3.54	-3.08	1.08	-5.37	-6.42	-4.76
경북	-2.23	0.28	-1.94	-5.23	-8.92	-5.56
경남	-3.82	-1.25	2.33	-6.75	-9.62	-6.75
제주	-1.05	28.88	6.21	-13.83	-30.79	-19.68

Table 28. 생태계서비스 제공 변화(2009-2019년)

2009년-2019년						
비율	WY	N	P	C	AQ	HQ
서울	-23.49	-17.79	1.15	2.98	9.27	3.13
부산	5.77	-3.32	33.03	-1.09	5.85	2.23
대구	-3.89	-4.10	15.91	4.62	12.29	7.58
인천	4.14	4.23	65.67	6.47	11.56	2.34
광주	-24.00	-19.34	-3.57	0.76	8.37	2.70
대전	-21.65	-17.16	-7.39	5.65	10.70	7.48
울산	15.57	-4.38	14.91	1.58	8.52	4.30
세종	-17.27	-16.56	-5.08	7.17	20.64	10.96
경기	-19.75	-2.52	8.56	5.04	8.44	5.36
강원	-25.83	-23.23	-9.08	2.94	5.06	3.19
충북	-20.06	-13.48	-5.53	6.99	15.51	9.53
충남	-8.42	-1.14	9.12	6.32	12.67	7.26
전북	-6.72	2.34	11.67	6.75	14.12	7.67
전남	3.90	1.65	13.98	9.76	13.70	8.23
경북	-16.16	-14.89	-4.66	6.49	14.70	8.96
경남	6.00	-7.32	3.24	7.72	13.15	8.56
제주	36.39	3.47	-3.35	1.49	7.84	2.47

4. InVEST Model 입력자료

4.1 InVEST WaterYield 입력자료

4.1.1 Biophysical table

Table 29. Water Yield Model BP Table

LUCODE	LULC_NAME	root_depth	Kc	LULC_veg
0	unknown	1000	0.5	1
1	Developed	533.3	0.317	0
2	Agricultural	1700	0.71	1
3	Forest	7000	1	1
4	Grass	800	0.8	1
5	Wetland	2850	0.7	0
6	Barren	255	0.2	0
7	Water	1000	1.05	0

4.2 InVEST NDR 입력자료

4.2.1 Biophysical table

Table 30. NDR Model BP Table

lucode	LULC_NAME	root_depth	Kc	LULC_veg	load_n	eff_n	load_p	eff_p	crit_len_n	crit_len_p	proportion_subsurface_n
1	urban	533.3	0.3	0	5.84	0.05	2	0.05	30	30	0
2	farmland	1700	0.7	1	27.6	0.34	2.23	0.34	30	30	0
3	forest	7000	1	1	8.03	0.8	0.51	0.8	30	30	0
4	grassland	800	0.8	1	6.7	0.35	3.41	0.35	30	30	0
5	wetland	2850	0.6	0	5	0.43	0.07	0.43	30	30	0
6	barren	255	0.2	0	4	0.05	0	0.05	30	30	0
7	water	1000	0.7	0	0	0.03	0	0.03	30	30	0
0	none	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

4.3 InVEST Carbon Storage 입력자료

4.3.1 Carbon Pool

Table 31. Carbon Pool

LUCODE	LULC_NAME	C_ABOVE	C_BELOW	C_SOIL	C_DEAD
0	unknown	0	0	0	0
1	Developed	0	0	0	0
2	Agricultural	0	0	105.68	0
3	Forest	85.744	27.776	75.552	18.864
4	Grass	0.528	1.424	141.12	0.32
5	Wetland	0	0	140.8	17.6
6	Barren	0	0.528	0.528	0
7	Water	0	0	0	0

4.4 InVEST Habitat Quality 입력자료: Sensitivity 계수

Table 32. HQ Model input data

lulc	NAME	habitat	l_urb	l_crp	l_rr	l_rd
1	urban	0	0	0	0	0
2	agriculture	0.3	0.69	0.03	0.59	0.6
3	forest	0.93	0.85	0.7	0.75	0.78
4	grassland	0.72	0.7	0.6	0.6	0.6
5	wetland	0.7	0.7	0.6	0.6	0.6
6	barren	0	0	0	0	0
7	water	0.7	1	0.84	1	0.78
0	none	0	0	0	0	0

참 고 문 헌

<국문 참고문헌>

경기도 통계(2020). Retrieved from https://stat.gg.go.kr. (2020. 12. 1.)

국립산림과학원(2017). The Lungs of the City, Urban Forest. 서울: 국립산림과학원.

국토교통부(2019). The landscape policy plan(2020-2024).

국토교통부(2020). 국가지도집 2권, 2020.

김인(1991). 도시지리학원론. 서울: 법문사.

김일권, 김성훈, 이주은, 권혁수(2019). 생태계서비스 번들을 이용한 경기도 도시의 유형화. 환경영향평가, 28(3), 201-214.

김종성, 김충기, 유근제, 황상일(2017). 개발사업 환경영향평가 시 토양중점관리지역 선정을 위한 예비연구. 환경영향평가, 26(6), 457-469.

김충기 외(2018). 생태계서비스 평가 및 지도구축 시범사업 Ⅰ. 환경부.

김충기 외(2020). 생태계서비스 평가 및 지도구축 시범사업 Ⅲ. 환경부.

김태연, 송철호, 이우균, 김문일, 임철희, 전성우, 김준순(2015). InVEST 모델을 이용한 서식처 가치 평가. 한국환경복원기술학회지, 18(5), 1-11.

김현노 외(2018). 환경· 경제 통합분석을 위한 환경가치 종합연구 부문별 영향평가 및 가치추정. 사업보고서, 2018.

안소은 외(2017). 환경· 경제 통합분석을 위한 환경가치 종합연구 부문별 영향평가 및 가치추정. 사업보고서, 2017.

이상범 외 (2015). 환경평가시 대안 설정 및 평가에 관한 연구, 사업보고서, 2015

이우균(2023). [이우균의 토지기반 탄소중립]⑨자연기반해법(Nature

based Solution)에 기반한 우리나라 산림관리 방향.
데일리원헬스, 2023. 4. 24.
http://www.dailyonehealth.com/news/articleView.html?idxno=2758

이창훈 외(2016). 환경· 경제 통합분석을 위한 환경가치 종합연구 부문별 영향평가 및 가치추정. 사업보고서, 2016.

이훈종(2021). 우리나라 생태계서비스 가치의 시공간 변화 및 특성-1980년대 말부터 2000 년대 말 사이의 토지변화를 중심으로. 대한지리학회지, 56(6), 675-704.

환경부(2017). 전략환경영향평가매뉴얼, 2017.12.31.

EIASS 홈페이지. https://www.eiass.go.kr/

KFS(2014). 제3단계 숲 가꾸기 5개년 추진계획.

KFS(2019). 제4단계 숲 가꾸기 5개년 추진계획.

<영문 참고문헌>

Abdi, H., & Williams, L. J. (2010). Principal component analysis. *Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics, 2*(4), 433-459.

Anton, C., Young, J., Harrison, P. A., Musche, M., Bela, G., Feld, C. K.& Settele, J. (2010). Research needs for incorporating the ecosystem service approach into EU biodiversity conservation policy. *Biodiversity and Conservation, 19*, 2979-2994.

Baró, F., Palomo, I., Zulian, G., Vizcaino, P., Haase, D. & Gómez-Baggethun, E. (2016). Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. *Land use*

policy, 57, 405-417.

Bennett, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N. & Lebel, L. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current opinion in environmental sustainability, 14*, 76-85.

Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. E*cology letters, 12*(12), 1394-1404.

Berkes, F., Folke, C. & Colding, J. (1998). *Linking Social and Ecological Systems, Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience.* Cambridge: Cambridge University Press.

Bi, J., Hao, R., Li, J., & Qiao, J. (2021). Identifying ecosystem states with patterns of ecosystem service bundles. *Ecological Indicators, 131*, 108195.

Briner, S., Huber, R., Bebi, P., Elkin, C., Schmatz, D. R., & Grêt-Regamey, A. (2013). Trade-offs between ecosystem services in a mountain region. *Ecology and Society, 18*(3).

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological indicators 21*, 17-29.

Carpenter, S. R., Bennett, E. M., & Peterson, G. D. (2006). Scenarios for ecosystem services: an overview. *Ecology and Society, 11*(1).

Castro, A. J., Vaughn, C. C., Julian, J. P., & García Llorente, M. 2016. Social demand for ecosystem services and implications

for watershed management. *Journal of the American Water Resources Association, 52*(1), 209-221.

Colding, J., Lundberg, J. & Folke, C. (2006). Incorporating green area user groups in urban ecosystem management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment, 35*(5): 237-244.

Coggan, A., Whitten, S. M., & Bennett, J. (2010). Influences of transaction costs in environmental policy. *Ecological economics, 69*(9), 1777-1784.

De Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity, 7*(3), 260-272.

De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., & Van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem services, 1*(1), 50-61.

Desmond, M. (2007). Decision criteria for the identification of alternatives in strategic environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal, 25*(4), 259-269.

Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology, 4*(8), e277.

Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G. S., Keymer, J., McGlade, J., & Xenopoulos, M. A. (2006). Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology, 87*(8), 1915-1924.

Duinker, PN & Greig, LA. (2007). Scenario analysis in environmental

impact assessment: improving explorations of the future. *Environ Impact Assess Rev., 27*(3): 206 - 219.

Egarter Vigl, L., Schirpke, U., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2016). Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. *Landscape Ecology, 31*, 1903-1918.

Ellis, E. C., & Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment 6*(8): 439-447.

Esmail, B. A., & Geneletti, D. (2017). Design and impact assessment of watershed investments: An approach based on ecosystem services and boundary work. *Environmental Impact Assessment Review, 62*, 1-13.

García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Willaarts, B. A., Harrison, P. A., Berry, P., del Mar Bayo, M. & Martín-López, B. (2015). Biophysical and sociocultural factors underlying spatial trade-offs of ecosystem services in semiarid watersheds. *Ecology and Society, 20*(3).

Geneletti, D (2016). Ecosystem services for Strategic Environmental Assessment: concepts and examples. In Geneletti, D (Ed). *Handbook on biodiversity and ecosystem services in impact assessment.* Edward Elgar Publishing, 41-61.

Geneletti, D. (2011). Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 7*(3), 143-149.

Geneletti, D. (2013). Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review, 40*, 25-35.

Geneletti, D., Zardo, L., & Cortonovis, C. (2016). Nature-based solutions for climate adaptation: Case studies in impact assessment for urban planning. In Davide Geneletti (ed.) *Handbook on Biodiversity and Ecosystem Services in Impact Assessment,* 428-452.

Grêt-Regamey, A., Brunner, S. H., & Kienast, F. (2012). Mountain ecosystem services: who cares? *Mountain Research and Development 32*(S1), S23-S34.

Guerry, A. D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Griffin, R., & Vira, B. (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National academy of Sciences, 112*(24), 7348-7355.

Haaren, C. von. & Albert, C. (2011). Integrating ecosystem services and environmental planning: limitations and synergies. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag, 7,* 150-167.

Hamann, M., Biggs, R., & Reyers, B. (2015). Mapping social-ecological systems: Identifying 'green-loop'and 'red-loop'dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Global Environmental Change,* 34, 218-226.

Hamann, M., Biggs, R., & Reyers, B. (2016). An exploration of human well-being bundles as identifiers of ecosystem service use

patterns. *PLoS One, 11*(10), e0163476.

IAIA. (2014). Alternatives in Strategic Environmental Assessment of Plans and Programs. FasTips No.7.

IPCC (2014), Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland.

Kaiser, H. F. (1958). The Varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika, 23,* 187-200.

Kim, G. (2016). The public value of urban vacant land: Social responses and ecological value. *Sustainability, 8*(5), 486-505.

Kumar, P., Esen, S. E., & Yashiro, M. (2013). Linking ecosystem services to strategic environmental assessment in development policies. *Environmental Impact Assessment Review, 40*, 75-81.

Lähtinen, K., Guan, Y., Li, N., & Toppinen, A. (2016). Biodiversity and ecosystem services in supply chain management in the global forest industry. *Ecosystem Services, 21*, 130-140.

Lawler, J. J., Lewis, D. J., Nelson, E., Plantinga, A. J., Polasky, S., Withey, J. C.,& Radeloff, V. C. (2014). Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 111*(20), 7492-7497.

Mach, M. E., Martone, R. G., & Chan, K. M. (2015). Human impacts and ecosystem services: Insufficient research for trade-off evaluation. *Ecosystem services, 16*, 112-120.

Maddison, A. (2007). *Contours of the world economy 1-2030 AD:*

Essays in macro-economic history. OUP Oxford.

Mastrangelo, M. E., Weyland, F., Villarino, S. H., Barral, M. P., Nahuelhual, L., & Laterra, P. (2014). Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landscape Ecology, 29*, 345-358.

Meacham, M., Queiroz, C., Norström, A. V., & Peterson, G. D. (2016). Social-ecological drivers of multiple ecosystem services: what variables explain patterns of ecosystem services across the Norrström drainage basin? *Ecology and Society, 21*(1), 14-39.

Millenium Ecosystem Assessment (2005). *Millenium ecosystem assessment synthesis report*. Washington DC: Island press.

Mo, W., Zhao, Y., Yang, N., & Xu, Z. (2023). Ecological function zoning based on ecosystem service bundles and trade-offs: a study of Dongjiang Lake Basin, China. *Environmental Science and Pollution Research, 14,* 40388-40404.

National Law Information Center. 「ACT ON SPECIAL CASES CONCERNING THE SIMPLIFICATION OF AUTHORIZATION AND PERMISSION PROCEDURES FOR INDUSTRIAL COMPLEXES」 Article 23.

Natural Capital Project (2023). InVEST 3.13.0. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences. https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest

Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., & Shaw, M. (2009). Modeling multiple

ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment, 7*(1), 4-11.

Nicholson, E., Mace, G. M., Armsworth, P. R., Atkinson, G., Buckle, S., Clements, T., & Milner Gulland, E. J. (2009). Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology, 46*(6), 1139-1144.

Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science, 325*(5939), 419-22.

Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Norström, A., Meacham, M., Peterson, G., & Castro, A. J. (2019). Integrating supply and demand in ecosystem service bundles characterization across Mediterranean transformed landscapes. *Landscape Ecology, 34*(7), 1619-1633.

R Development Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computin. Retrieved from https://www.R-project.org/

Raudsepp-Hearne, C., & Peterson, G. D. (2016). Scale and ecosystem services: how do observation, management, and analysis shift with scale—lessons from Québec. *Ecology and Society, 21*(3), 16-52.

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., & Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 107*(11), 5242-5247.

Reyers, B., O'Farrell, P. J., Cowling, R. M., Egoh, B. N., Le Maitre, D. C., & Vlok, J. H. (2009). Ecosystem services, land-cover

change, and stakeholders: finding a sustainable foothold for a semiarid biodiversity hotspot. *Ecology and Society, 14*(1), 38-61.

Rodríguez, J. P., Beard Jr, T. D., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S. J., Agard, J., & Peterson, G. D. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and society, 11*(1), 28-42.

Rozas-Vásquez, D., Fuerst, C., Geneletti, D., & Almendra, O. (2018). Integration of ecosystem services in strategic environmental assessment across spatial planning scales. *Land use policy, 71*, 303-310.

Scholes, R. J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M. J., & Duriappah, A. (2013). Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability 5*(1), 16-25.

Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of applied Ecology, 48*(3), 630-636.

Sharp, R. et al. (2020). *InVEST User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

Spake, R., Lasseur, R., Crouzat, E., Bullock, J. M., Lavorel, S., Parks, K. E. & Mouchet, M. (2017). Unpacking ecosystem service bundles: Towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services. *Global Environmental Change,* 47, 37-50.

Turkelboom, F., Thoonen, M., Jacobs, S., & Berry, P.(2015). Ecosystem service trade-offs and synergies. *Ecology and Society, 21*(1), 43.

Turner, K. G., Odgaard, M. V., Bøcher, P. K., Dalgaard, T., & Svenning, J. C. (2014). Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *Landscape and Urban Planning, 125*, 89-104.

Wei, H., Fan, W., Wang, X., Lu, N., Dong, X., Zhao, Y. & Zhao, Y. (2017). Integrating supply and social demand in ecosystem services assessment: A review. *Ecosystem Services, 25*, 15-27.

Wickham, H. (2020). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. New York: Springer-Verlag. ISBN 978-3-319-24277-4, Retrieved from https://ggplots2.tidyverse.org

Wolff, S., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators, 55*, 159-171.

Xia, H., Yuan, S., & Prishchepov, A. V. (2023). Spatial-temporal heterogeneity of ecosystem service interactions and their social-ecological drivers: Implications for spatial planning and management. Resources, *Conservation and Recycling, 189*, 106767.

Xue, D., Wang, Z., Li, Y., Liu, M., & Wei, H. (2022). Assessment of Ecosystem Services Supply and Demand (Mis) matches for Urban Ecological Management: A Case Study in the Zhengzhou - Kaifeng - Luoyang Cities. *Remote Sensing, 14*(7), 1703.

Yang, G., Ge, Y., Xue, H., Yang, W., Shi, Y., Peng, C., & Chang, J. (2015). Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban‐rural complexes. *Landscape and Urban Planning, 136*, 110-121.

Yang, S., Zhao, W., Liu, Y., Wang, S., Wang, J., & Zhai, R. (2018). Influence of land use change on the ecosystem service trade-offs in the ecological restoration area: Dynamics and scenarios in the Yanhe watershed, China. *Science of the total environment, 644*, 556-566.

Yang, Y., Zheng, H., Kong, L., Huang, B., Xu, W., & Ouyang, Z. (2019). Mapping ecosystem services bundles to detect high-and low-value ecosystem services areas for land use management. *Journal of Cleaner Production, 225*, 11-17.

Zhao, Y., Wang, M., Lan, T., Xu, Z., Wu, J., Liu, Q., & Peng, J. (2023). Distinguishing the effects of land use policies on ecosystem services and their trade-offs based on multi-scenario simulations. *Applied Geography, 151*, 102864.

Abstract

Integrated Assessment of Ecosystem Services and its Application to Regional Planning in Korea

Yoonsun Park

Interdisciplinary Doctoral Program in Landscape Architecture,

The Graduate School, Seoul National University

Supervised by Professor Youngkeun-Song

This study was conducted based on the understanding that the process of providing ecosystem services, which are the benefits that nature provides to humans, is significantly influenced by land cover changes affected by socio-economic factors. In particular, the study explored the feasibility of applying scenario-based strategic environmental impact assessment for ecosystem services, identified the trade-off relationships of ecosystem services based on land cover changes, and clarified the supply and demand system of services, considering that ecosystem services are primarily determined by socio-ecological factors. This study carried out empirical research through Chapters 3 to 5.

Chapter3: Understanding the trade-off effect in ecosystem services and measuring the interrelationships between services are crucial for

managing limited environmental resources. In this study, we investigated the dominant trends and changes in ecosystem services derived from land cover changes for about 30 years and tracked the changes in relationships between ecosystem services over time. Through this, we determined the relationship between land cover changes and ecosystem service changes, as well as the distinct characteristics of service changes in different areas. The research primarily utilized the InVEST Model, an ecosystem service assessment model. After standardizing the evaluation results between 0 and 1, it went through principal component analysis, a dimensionality reduction technique, to observe the time-series changes and understand the relationships between the services.

According to the research results, the area of urbanized regions dramatically increased between 1989 and 2019, while forests showed a significant increase between 2009 and 2019. Between 1989 and 2019, the national ecosystem service supply witnessed a 13.9% decrease in water supply, a 10.5% decrease in nitrogen retention, a 2.6% increase in phosphorus retention, a 0.9% decrease in carbon storage, a 1.2% increase in air purification, and a 3.4% decrease in habitat quality. Over the past 30 years, South Korea experienced an increase in urbanized areas, a decrease in agricultural land, and an increase in forests, resulting in a trade-off effect between phosphorus retention and habitat quality.

This study concluded that South Korea's nature-based forestry policies contribute to improving ecosystem quality, which has declined due to urbanization, and maximize ecosystem services. These research

findings can help policymakers establish and implement forestry policies that focus on sustainable environmental conservation and ecosystem service provision.

Chapter4: Strategic Environmental Impact Assessment (SEA) is a decision-making process taking into account the environmental impact, economic and social impact of policies, plans, and programs at the higher stage prior to the project plan for promoting sustainable development. In this study, we analyzed the process and criteria for selecting appropriate alternatives when establishing development plan in SEA. First, the criteria for estimating changes in ecosystem services following the implementation of development project of industrial complex were presented. Second, alternative evaluations were conducted through an analysis of ecosystem service scenarios to explore suitable alternatives in Anseong. The research mainly utilized the InVEST Model, an ecosystem service assessment model, and standardized the evaluation results, performed principal component analysis to track the expected changes in ecosystem services before and after the project implementation. As a result, the environmental quality of selected area as the existing project site deteriorated according to the implementation of the project, and the dimensional reduction technique confirmed that the change in ecosystem service factors in project area was the optimal location. In addition, the results of the scenario assessment to explore suitable alternatives in Anseong City showed that the existing site had large capacity in terms of water quality control services (scenario 1), scenario 2 in terms of preconditioning services, and scenario 3 in terms of water

supply services. The guidance of Ecosystem service assessment is expected to be available in decision-making of large-scale strategies (e.g., SEA) and projects by presenting more quantitative criteria for determining the adequacy and location feasibility of development plans and policy plans. This is expected to require various support, including legislation and revision of related laws, believed to be supported by advanced research.

Chapter5: Ecosystem services play a crucial role in promoting sustainable development by contributing to human well-being. Achieving sustainable development necessitates a balance between the supply and demand for ecosystem services. The research was comprised of three stages: ecosystem service assessment using the InVEST Model, factor analysis, and GIS spatial analysis. We performed a factor analysis using ecosystem service measurement results to assess ecosystem service supply and national statistical data representing socioeconomic factors for ecosystem service demand. The analysis results for Gyeonggi-do are as follows: ecosystem service supply was categorized into mixed service provision (factor 1), food supply (factor 2), and phosphorus retention service (factor 3). Ecosystem service demand, based on socioeconomic factors, was divided into shrinking cities (factor 1), densely populated areas (factor 2), and economically active areas (factor 3). Balanced local governments were identified in Goyang, Osan, Paju, Pyeongtaek, Pocheon, Yeoju, Siheung, and Guri, while unbalanced local governments were found in Suwon, Hwaseong, Yongin, Gwangju, Yeoncheon, Yangpyeong, and Namyangju. In the case of local

governments where the supply of ecosystem services and social demand maintain a balance, they are characterized by an abundance of public value provided by forests or developed ecotourism, advanced cultural services, high population density, and active economic activities. On the other hand, local governments with an imbalance between the supply of ecosystem services and social demand show the characteristic of insufficient benefits provided by the ecosystem, despite overcrowded populations due to high urbanization rates. Or, in declining areas, the benefits provided by the ecosystem are abundant. Based on the research results, management strategies were proposed to maintain the balance between the supply and demand of ecosystem services, such as increasing the self-sufficiency of the region or enhancing exchanges between regions. Furthermore, we propose a management plan to maintain balance between the demand and supply of ecosystem services. Our analysis method and results are applicable to various local governments, providing an invaluable resource for maintaining the balance between ecosystem service supply and demand.

keywords : ***Ecosystem services, Time series analysis, Trade-off analysis, Strategic Environmental Assessment(SEA), Shrinking cities, InVEST Model***

Student Number : *2019-37345*