

T0009572

GOVP1200628250

최 중  
연구보고서

샛강 생태기능 복원을 위한  
수변관리시스템 모델 개발

Development of Riparian Management System  
for Restoring Ecological Function of a Small Stream

연구기관

대구대학교  
(영남대학교, 경북대학교)

농 립 부

# 제 출 문

농림부 장관 귀하

본 보고서를 “셋강 생태기능 복원을 위한 수변관리시스템 모델 개발” 과제의 최종 보고서로 제출합니다.

2006 년 7 월 14 일

주관연구기관명 :	대 구 대 학 교
총괄연구책임자 :	권 태 호
연 구 원 :	장 정 원
연 구 원 :	김 동 욱
연 구 원 :	김 정 식
연 구 원 :	노 대 호
협동연구기관명 :	영 남 대 학 교
협동연구책임자 :	이 현 호
연 구 원 :	이 도 형
연 구 원 :	석 수 일
연 구 원 :	김 현 철
연 구 원 :	박 상 현
연 구 원 :	이 기 환
협동연구기관명 :	경 북 대 학 교
협동연구책임자 :	주 성 현
연 구 원 :	박 상 준
연 구 원 :	허 태 철
연 구 원 :	김 경 순
연 구 원 :	서 홍 덕

# 요 약 문

## I. 제 목

셋강 생태기능 복원을 위한 수변관리시스템 모델 개발

## II. 연구개발의 목적 및 필요성

근래 우리나라의 셋강이나 소하천은 생활하수, 산업폐수, 농축산폐수, 유독물질, 폐기물 등에 의해 크게 훼손되거나 오염되고 있다. 이러한 수질오염에 따른 물고기 등 수생동식물의 서식환경 악화뿐만 아니라 집중호우에 의한 토양침식과 침식토사의 유입이 반복되면서 하상이 상승하여 홍수 범람의 위험도 항시 내포하고 있어 하천생태계가 전반적으로 크게 위협받고 있는 실정이다.

1990년대 이후 연례적인 상수원수 오염사고를 겪게 되면서 국민들의 하천과 상수원 수질에 관한 관심이 높아지고 상수원 수질 개선을 위한 많은 정책이 강구되어 왔다. 그러나 최근 급증하는 산지유역에 대한 인위적인 개발은 자연생태계의 일부, 혹은 전체를 교란, 파괴함으로써 산림 등 자연에 의한 수질정화기능을 크게 약화시키고 있으며, 감소된 환경용량에 비해 증가된 유역내의 각종 오염원에서 발생하는 과도한 오염부하량이 주요 상수원의 근원지인 산지유역의 수질 상황을 크게 악화시키고 있다. 이러한 계기로 1990년대 이후 주변 하천을 되살려 하천이 가지고 있는 원래의 기능을 회복하려는 사회적 요구가 증대하고 있다. 이에 따라 하천의 치수기능을 확보하면서 셋강의 생태적, 환경적 기능의 복원을 위한 구체적인 방법과 기술 개발, 즉 셋강으로 유입되는 오염수를 셋강의 수변에서 미리 정화하고 제거하는 기술의 개발이 필요하다. 이러한 기술은 셋강 생태기능의 복원을 꾀하면서 다양한 오염원에 적극적으로 대처할 수 있는 생태공학적인 수변관리시스템이 검토되어야 할 것이다.

따라서, 본 연구는 셋강의 침식 및 토사 유입의 방지와 셋강의 수질 개선을 위해 셋강

수변 식생 완충존 시공, 수변의 기슭 안정화를 위한 생태공학적 안정공법의 시공, 오염 부하량이 많은 유입수의 수질 정화를 위한 친환경적 인공 습지의 시설 등을 종합하여 시대가 요구하는 친환경적인 샛강 수변관리시스템 모델을 개발하는데 그 목적이 있다.

### Ⅲ. 연구개발 내용 및 범위

#### 1. 샛강 기슭의 생태공학적 안정화공법 모델 개발

- 가. 샛강 기슭의 훼손실태 조사 및 안정화공법 구상
- 나. 샛강 기슭의 생태공학적 안정화공법 설계
- 다. 샛강 기슭의 생태공학적 안정화공법 시공
- 라. 샛강 기슭의 안정화공법에 의한 생태기능 복원 효과 분석

#### 2. 생태기능 복원을 위한 수변 식생완충존 시공 모델 개발

- 가. 샛강 수변의 실태 및 생태기능 조사
- 나. 샛강 수변의 식생완충존 기본 설계
- 다. 샛강 수변의 식생완충존 시공
- 라. 식생완충존 생태기능 복원 효과 조사 분석

#### 3. 샛강의 수질 향상을 위한 수변 인공습지 시공 모델 개발

- 가. 샛강의 수질 향상을 위한 수변 인공습지 설계
- 나. 샛강의 수질 향상을 위한 수변 인공습지 시공
- 다. 샛강 수변 인공 습지의 수질개선 효과 분석

## IV. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

### 1. 셋강 기슭의 생태공학적 안정화공법 모델 개발

셋강의 생태기능 복원을 위한 수변관리시스템 모델의 한 구성요소로서, 셋강 기슭의 생태공학적 안정화공법 모델을 개발하고자 연구가 수행되었다. 이를 위해 실험 셋강을 선정하고 셋강 기슭의 훼손 실태조사를 통해 두가지 유형의 기슭에 대해 생태공학적 안정화 대책을 구상하였다. 이 두가지 유형의 안정화 구상을 적용가능한 공법으로 구현한 돌망태 틀놓기공법과 버드나무울짚엮기공법을 모델로 하여 설계하고 현장에 배치 시공하였다.

현장에 시공된 기슭 안정화공법에 의한 셋강의 생태기능 복원효과를 하도 및 기슭 안정 특성과 같은 물리적 특성과 생물 서식기반 환경과 관련한 셋강의 생태학적 건강도를 생태적 특성의 관점에서 분석하였다.

셋강의 기슭 훼손은 하도의 곡선부에 수류의 직접적이고 반복적인 충돌에 의한 측방 또는 하방침식에 의한 경우와 직선부라 하더라도 사면 표토의 불안정이나 식생 피복의 어려움 때문에 붕락이 발생하는 경우가 확인되었다.

돌망태틀놓기공법과 버드나무울짚엮기공법의 시공 공정을 체계적으로 정리하였으며, 돌망태틀놓기공법 시공 구간에서는 사행형 하도의 특징이 뚜렷하였으며, 버드나무울짚엮기공법 구간에서는 공작물 직하류부의 유사퇴적 축진을 통해 기슭 안정을 회복하고 있었다.

기슭 안정화공법 시공 후 유심선은 첫해에 중앙부로 급속히 이동하여 안정된 후에는 서서히 조금씩 조정되고 있었으며, 이들 기슭 안정화공법들은 하도 및 기슭 안정에 대단한 효과가 있음을 확인할 수 있었다.

셋강의 생물 서식기반 환경으로서의 효과와 관련하여 수질 분석과 함께 부착 규조류를 활용한 Bio-assessment를 활용한 생태적 건강도는 기슭 안정화공법 시공 후 평균 33.9%의 개선효과가 확인되었으며, *Achnanthes minutissima*의 구성비와 오염 민감종의 구성비 등에서 특히 개선효과가 높았는데, 본 연구를 통해 개발된 기슭 안정화기술이 셋강의 생태학적 건강도를 보존하는데 효과적인 것으로 평가되었다.

본 연구의 결과가 단기간에 관측된 효과라는 제한성을 인정하더라도 향후 셋강의 생태기능 복원과 함께 셋강 기능 복원 평가의 지침으로도 활용할 수 있을 것이다.

## 2. 생태기능 복원을 위한 수변 식생완충존 시공 모델 개발

수변 식생완충존의 모델을 제시하기 위해 본 연구는 진행되었다. 식생변화상은 광의 요구도가 높은 초본성의 식물과 인접한 지역으로부터 다른 종들이 낮은 우점도로 이입하였기 때문으로 수년 후에는 기존에 높은 상재도를 가진 환삼덩굴, 돌콩, 소리쟁이 메꽃, 개망초, 강아지풀 등이 우점 할 것으로 판단되었다. 셋강지역에 식재된 목본성 수종은 그 영향이 아직 미비하므로 초본층의 분포율 및 다양성에 큰 영향을 주지 않고 있었다. 식생완충존의 설치는 인접한 셋강과 강에 직접적으로 설치할 수 있으며 점진적으로 그 효과를 추정할 수 있다. 하지만 토양환경 변화는 단기간에 그 효과를 추정하기란 그리 쉽지 않다.

셋강의 식생완충존을 설치한 후의 토양 환경의 변화를 관찰한 결과는 다음과 같다.

식생완충존 설치 이전의 PH는 평균 6.13이었으며 식생완충존 설치 후 첫해에는 조금 증가하다가 2005년부터 다소 감소하였다가 추세를 보였다. 탄소와 질소의 함량은 식생완충존 설치공사로 인한 답압과 기존 식생층의 파괴 등 토양교란으로 인해 다소 증가하였다가 다시 감소하는 추세를 보였다.

유효인산의 함량은 식생완충존 설치 후 감소하는 추세를 나타냈다. 초기의 인산비료의 영향으로 많은 인산함량을 나타내었지만 식생완충존의 설치와 더불어 경작하지 않음으로 인하여 인산의 함량이 줄어든 것으로 추론되나 식생완충존의 설치가 직접적인 원인인지에 대해서는 좀 더 연구해봐야 될 것이다. 나트륨과 마그네슘의 함량은 2006년에 증가하였으며 칼륨의 함량은 완충존의 설치 후 감소하는 경향을 나타내었다. 양이온치환용량과 칼슘의 함량은 변동이 없었다.

식생완충존의 교목의 경우 속성수인 포플러, 백합나무, 현사시나무와 버드나무 등과 함께 낙우송, 메타세쿼이아 등이 수변에 잘 적응하는 침엽수를 혼효하는 방법이 경관 및 식생완충존이 셋강 주변의 휴식공간을 제공한다는 측면에서도 식생대를 형성하는 좋은 방법이라 판단된다. 기존 알려진 버드나무의 경우, 농산촌의 주민들이 봄철 꽃씨가 많이 날려 나무에 대한 인식이 나쁘며 식재되어 있는 나무도 제거하는 등 피해가 컸다.

본 연구에서 식재된 이팝나무와 벚나무는 현재 가로수뿐 아니라 풍치목적으로 많이 식재되며 셋강을 비롯한 수변에서도 좋은 생장을 보이고 있으므로 식생완충존의 좋은 소재가 되리라 판단되며 기존에 알려진 버드나무와 낙우송을 대처할 수종으로서도 추천할 수 있다고 판단된다.

### 3. 셋강의 수질 향상을 위한 수변 인공습지 시공 모델 개발

최근 우리나라의 경우, 하천의 수질오염이 심각한 사회문제로 대두되고 있다. 이와 같은 하천수질오염을 최소화시키기 위해서는 우선적으로 하천의 상류부분과 농경지에 위치하는 작은 셋강의 수질을 개선하는 것이 아주 중요하다.

이를 위하여 본 연구에서는 농산촌지역의 다양한 오염원이 셋강으로 유입하기 전에 자연정화시설의 기능을 할 수 있는 환경친화적 인공습지의 조성모델을 개발하고자 수행하였으며, 현장 사이트는 주변에서 생활하수나 축산폐수와 같은 집중적인 오염수가 유입될 우려가 있는 지역에 위치한 셋강 주변에 적지를 선정하였다.

인공습지의 설계와 조성에 앞서서 국내외에서 기존에 다양한 목적으로 시공한 인공습지를 사전에 충분히 검토하여, 우리나라의 자연환경에 적합한 것으로 판단한 개방형 인공습지와 폐쇄형 인공습지를 조성하였다. 폐쇄형 인공습지는 원형으로 조성하고 바닥과 사면을 점토층으로 다졌으며, 원래의 바닥 위에는 모래와 자갈을 깔아서 수질정화의 개선과 오염수의 누수방지를 꾀하였다. 조성한 습지사면에는 기존에 수질정화능력과 사면안정화에 우수한 것으로 알려져 있는 포플러를 중심으로 이팝나무, 메타세쿼이아, 개나리 등을 식재하였다. 습지내 바닥에는 갈대를 식재하고 수면에는 부레옥잠 등을 띄워서 수생식물의 수질정화능력을 평가하고자 하였다. 개방형 인공습지는 오염수가 습지 내에 저류하였다가 유출하도록 육각형의 수로형태로 조성하였으며, 바닥에는 자갈과 모래를 깔고 그 위에 갈대를 식재하였고, 사면에는 포플러와 느티나무, 이팝나무, 개나리, 메타세쿼이아 등을 식재하였다.

조성한 인공습지에 축산폐수를 유입하여 유입전후의 1년간의 토양 화학성의 변화와 주요 식생의 수질오염물질 흡수효과를 분석하였다. 그 결과, 오염수 유입 후 1년이 경과한 토양의 pH, CEC, Ca, Mg, Na, K, P, TN의 수치가 모두 높게 나타났으며, 특히 P와 TN의 수치가 크게 높았다. 축산폐수의 주성분이 N, P이어서 이들 성분이 토양 내 많이 흡착된 것으로 판단되며, 또한 이들 두 성분은 수질 부영양화의 주범이므로 이들 성분을 인공습지내 토양에서 상당량을 저류하는 것은 셋강의 수질개선에 크게 기여하는 것으로 볼 수 있다. 식생의 수질오염물질 흡착효과의 분석은 사면에서 1년간 비교적 왕성하게 성장한 포플러와 메타세쿼이아를 대상으로 하여 각각의 잎과 뿌리를 채취하여 TN, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>C, CaO, MgO 성분의 변화량을 측정하였다. TN과 MgO는 메타세쿼이아 잎에서 농도가 크게 높게 나타났으나 나머지 대부분의 성분은 수종별, 잎과 뿌리별로 증감의 일정한 변화의 경향이

보이지 않았다.

조성한 인공습지에 인공오염수를 유입시키고 토양화학성과 식생의 수질오염물질의 흡착량을 분석한 결과 그 효과가 입증되어서 본 연구에서 개발한 인공습지모델을 현장에 적용할 수 있을 것으로 평가된다. 따라서 개발한 본 인공습지의 구조와 설계, 시공방법, 식생재료 등을 기본으로 하여 수질오염이 심각한 타 지역 샨강의 수질개선을 위하여 확대 적용 및 활용할 수 있을 것으로 판단하였다.

본 연구수행에 있어서 문제점으로 부각된 것은, 인공습지 조성 시에 누수를 확실히 방지할 수 있는 공법의 적용이 요구되었으며 또 인공습지의 수질개선효과를 분석하기에는 1년이란 관측기간이 너무 짧아서 정확한 데이터를 얻는데 한계가 있었다. 최소한 3년 이상 장기 모니터링을 해야만 인공습지내외에 식재한 수종별 수질오염물질의 흡착효과를 구명할 수 있으며, 토양의 이화학성 변화에 대하여도 장기적으로 모니터링할 필요가 있을 것으로 판단하였다.



# SUMMARY

## I . Title

Development of Riparian Management System for Restoring Ecological Function of a Small Stream

## II . Purpose and Necessity of Project

Small streams in Korea recently are greatly impaired and polluted by the wastewater from domestics, factory, farming and livestock, the poisonous substance and the wastes. In fact, stream ecosystem is often being threatened by degradation of aquatic organism habitat by water pollution and flood hazard by soil erosion.

Since 1990's, incessant contamination accidents of water supply source have forced people to be concerned about water quality of streams and water sources, and to make policies for improvement of water quality. Latest rapid increase of immoderate exploitation is bringing about dropping down the purification capacity by nature for water quality. And excess and various loads of pollution in watershed is also degrading the water quality of mountain watershed as a important water source.

. With this as a momentum, social demands have been increased to revive the original functions of stream by restoring perimeter streams since 1990s. Thus it is necessary to develop the technology to restore ecological and environmental function of small streams with securing flood control function of stream. For such technologies, ecotechnological riparian management system have to be considered to design restoration of ecological function and to deal actively with diverse pollutants of stream.

Accordingly, the purpose of the study is aimed to develop the environmental-friendly

riparian management system with the needs of the times. Such system synthesizes the vegetation buffer zone for soil erosion control and water quality improvement, the ecotechnological structures for stabilizing the streambank of small stream, and constructed wetland to purify water quality of inflow to stream.

### **III. Contents and Scope of Project**

#### **1. Development of ecotechnological structures for stabilizing the streambank of small stream**

- 1) Surveying the damage and planning the stabilization method for streambank of small stream
- 2) Designing ecotechnological structures for stabilizing the streambank of small stream
- 3) Constructing ecotechnological structures for stabilizing the streambank of small stream
- 4) Analysing ecological function restoration effects by stabilization method for streambank of small stream

#### **2. Development of vegetation buffer zone model for ecological function restoration along water bodies**

- 1) Surveying waterside condition and ecological function of small stream
- 2) Designing vegetation buffer zone of small stream
- 3) Constructing vegetation buffer zone of small stream
- 4) Analysing ecological function restoration effects of vegetation buffer zone of small stream

#### **3. Development of constructed wetland model to improve water quality of small stream**

- 1) Designing constructed wetland model to improve water quality of small stream

- 2) Constructing constructed wetland model to improve water quality of small stream
- 3) Analysing water quality improvement effects of constructed wetland near small stream

## **IV. Results of Project and Suggestion for Application**

### **1. Development of ecotechnological structures for stabilizing the streambank of small stream**

For developing the ecotechnological structures for stabilizing the streambank of small stream, as a component parts of riparian management system for restoring ecological function of small stream, the project was carried out on the farm of Kyongpook national university for three years. Experimental small stream was selected and conception of ecotechnological stabilization methods for two types of streambank was deducted through the condition surveying. Those methods, gabion mattress arrangement and soil-arresting wicker fence work were designed and constructed on the stream.

Restoration effects of ecological function by the streambank stabilizing structures for small stream were analyzed with a physical point of view including channel characteristics and streambank stabilization characteristics, and with a ecological point of view including ecological healthiness of small stream as a biological habitats.

Causes of streambank deteriorations were confirmed to be two types. one is the lateral or vertical erosion by repetitive collision of stream flow on curve section, the other is unstabilizing surface of streambank difficult to be covered by vegetation and easily happened caving.

Construction process of gabion mattress arrangement and soil-arresting wicker fence work were systematically organized. Two structures for stabilizing the streambank were confirmed to be effective not only to stream channel stabilization but to streambank stabilization. The section constructed by gabion mattress arrangement has a special feature of serpentine channel, on the other hand, streambank stabilization of just downstream section constructed by soil-arresting wicker fence work seems to be

recovered slowly. And thalweg of stream was rapidly moved to center after construction of streambank stabilization structures.

As an indicator of biological habitats, ecological healthiness using bio-assessment by diatoms of stream were improved 33.9% more owing to the streambank stabilization structures. So these structures are very effective to preserve the ecological healthiness of stream.

## **2. Development of vegetation buffer zone model for ecological function restoration along water bodies**

Riparian buffer zones can improve water quality and enhance habitat in the aquatic and riparian environment. The aim of this research is to present a vegetation buffer zone model at riparian area.

It was concluded that *Humulus japonicus*, *Hlycine soja*, *Rumex crispus*, *Calystegia japonica*, *Erigeron annuus*, *Setaria viridis* and *etc.* already dominated the study area after a few years even though other species from adjacent areas were present at a low domination rate. This condition contributed to reduced light penetration which was needed for development. Species of woody plants planted near the stream had little effect on distribution rate and diversity of classes of herbaceous plants.

Vegetation buffer zone can be directly installed adjacent to the river and stream to gradually influence the estimated effects of the buffer zone (Ducros & Joyce, 2003). But, it is difficult to estimate the effect during a short period of change in soil environment.

The change in soil environment was observed after installing the vegetation buffer zone along the stream. The soil pH averaged 6.13 before installing the buffer zone in 2003. A slight increase was observed in the first year of installing the vegetation buffer zone. However, decreasing tendencies in the initial pH value were recorded in 2005.

Also, the pH of soil had a great effect on soil fauna and the growth of flora and vice versa. In addition to this, the pH of soil will be greatly affected by the kinds of leaves, humus content and environmental conditions. The contents of carbon and

nitrogen had increased at first by soil compaction and pressure from the installed vegetation buffer zone, destruction of preexisting vegetation and soil disturbance, but it has decreased again. Even though installing the vegetation buffer zone contributed to increasing the carbon and nitrogen as earlier stated, it also resulted in decrease in available phosphoric acid contents.

Phosphatic fertilizer usage in the soil subsequently increased phosphoric acid contents, but it is presumed that phosphoric acid contents will be decreased as a result of installing vegetation buffer zone and leaving the soil uncultivated. The cause of this decrease as influenced by installing the vegetation buffer zone had to be studied.

In 2006, it was showed that the contents of sodium and magnesium increased, but the contents of potassium decreased. There was no fluctuation in cation exchange capacity and contents of calcium.

It was concluded that mixed planting of a combination of tall, broad and narrow leaved trees with rapid growth rate such as poplar, tulip tree, *Populus alba*×*Populus glandulosa* and *Salix koreensis* would be a good way of establishing a vegetation buffer. This is because they can make a good vegetation zone, create space near the stream for rest and give a good landscape. In case of *Salix koreensis*, it was infamous for flower seed production because their seeds were blown off during spring. Because of this problem with *S. koreensis*, farmers in villages removed already planted trees. Farmers also disliked having tall trees along rivers on their farmlands since they can shade adjacent crops. This is only an instance out of many. The reason for damaging avenue trees near farmlands by farmers remain the same. It is concluded in this study that *Chionanthus retusa* and *Salix koreensis* which have good growth when planted along water bodies are good alternatives to willow and *Taxodium distichum* since they are planted currently not only as avenue trees but also elegance or aesthetic value.

### **3. Development of constructed wetland model to improve water quality of small stream**

Lately in our country, the water quality pollution of streams has surfaced as a serious

social issue. To minimize such a stream water quality pollution, it is a most important to better the water quality of small streams located at the upper stream and farming land.

For this, this study conducted the development of a constructed wetland model friendly to environment to function as a natural purification facility before diverse pollutants of agricultural and mountainous regions influx to the small stream, and for a field site, picked out a proper site around the small stream located at the spot vulnerable to intensive pollutant water like life sewage and livestock waster water.

Ahead of designing and formulating the wetland, the study fully looked over existing constructed wetlands for diverse purposes, and created the open type wetland and the closed type wetland considered to be fit for our nation's natural environment. the latter of which was formed as an original model, and hardened with clay in the floor and four sides, and on whose original floor sand and pebble was laid to improve water quality purification and prevent the leakage of pollutant water. The formed wetland slope was planted with *Populus euramericana*, *Chionanthus retusa*, *Metasequoia glyptostroboides*, *Forsythia koreana* known as excellent to purify water quality purification and stabilize the slope at the formed wetland slope. At the wetland floor, reeds were planted, and at the water level, Water hyacinth was floated to assess the water quality purification ability of water plants. The open type wetland was created in a hexagon waterway type to store polluted water and flux, and the floor was laid with pebble and sand, and planted with reeds on it, and *Populus euramericana*, *Zelkova serrata*, *Chionanthus retusa*, and *Metasequoia glyptostroboides* at the four sides.

At the constructed wetland, after influx of livestock waste the change of soil chemical characteristics and water pollution material absorption effect of major plant groups was analyzed for one year. As a result, the values of pH, CEC, Ca, Mg, Na, K, P, TN for the soil elapsed for one year after the influx of polluted water were indicated high, especially P and TN values were high leveled. The main components of livestock waste are N, P whose elements are considered to be much absorbed in the soil, two of which are the main factors of water quality eutrophication, so storing a substantial amount of those components at the soil of the wetland is considered to

improve the water quality of the small stream. The water quality pollutants' absorption effect of plant groups was analyzed by sampling each leaf and root of *Populus euramericana* and *Metasequoia glyptostroboides* relatively growing for one year at the four sides, and measuring the variant amount of TN, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>C, CaO, MgO components. TN and MgO were highly concentrated at the leaf of *Metasequoia glyptostroboides*, but most components of the rest were not shown in change of increase and decrease by plants, leaves and roots.

As a result of polluted water influx to the constructed wetland, and analyzing its soil chemical characteristics, and absorption amount of water quality pollutants in plant groups, the effect was established, so it is assessed to apply the developed wetland model to a field. Thus, building on the structure, design, construction method, plant group materials of the wetland developed in this study, it was found to be extensively applied and used to improve the water quality of other local small streams seriously polluted in water quality.

What came to the front as a problem in conducting this research was the demand of engineering method to definitely prevent leakage in forming the wetland, and the limitation of getting correct data during the short term of one year for analyzing the water quality betterment effect of the wetland. A long-term monitoring at least for three years can explore the absorption effect of water quality pollutants by plants, and a long-term monitoring can explore scientific and chemical characteristics as well.

# CONTENTS

Chapter 1. Outline of this project .....	17
Chapter 2. Status of technology developed at home and abroad .....	21
Chapter 3. Contents and results .....	24
Section 1. Selection of experimental small stream for developing the model of riparian management system .....	24
Section 2. Development of ecotechnological structures for stabilizing the streambank of small stream .....	28
Section 3. Development of vegetation buffer zone model for ecological function restoration along water bodies .....	68
Section 4. Development of constructed wetland model to improve water quality of small stream .....	107
Chapter 4. Contribution to related fields .....	147
Chapter 5. Application plan of research results .....	150
Chapter 6. Technical information collected from abroad during the research .....	152
Chapter 7. References .....	156



# 목 차

제 1 장	연구개발과제의 개요 .....	17
제 2 장	국내외 기술개발 현황 .....	21
제 3 장	연구개발수행 내용 및 결과 .....	24
제 1 절	수변관리시스템 모델 개발을 실험 샛강의 선정 .....	24
제 2 절	샛강 기슭의 생태공학적 안정화공법 모델 개발 .....	28
제 3 절	생태기능 복원을 위한 수변 식생완충존 시공 모델 개발 .....	68
제 4 절	샛강의 수질 향상을 위한 수변 인공습지 시공 모델 개발 .....	107
제 4 장	목표달성도 및 관련분야에의 기여도 .....	147
제 5 장	연구개발결과의 활용계획 .....	150
제 6 장	연구개발과정에서 수집한 해외과학기술 정보 .....	152
제 7 장	참고문헌 .....	156

# 제 1 장 연구개발과제의 개요

## 제 1 절 연구개발의 목적

우리나라의 샛강이나 소하천은 생활하수, 산업폐수, 농축산폐수, 유독물질, 폐기물 등에 의해 크게 훼손되거나 오염되고 있는 실정이다. 1990년대 이후 주변 하천을 되살려 하천이 가지고 있는 원래의 기능을 회복하려는 사회적 요구가 증대하고 있는데, 특히 산지 및 하천 그리고 샛강의 자연생태계 및 자연경관 보전의 중요성이 부각되면서 생태공학적 하천공법의 적용에 대한 관심이 높아지게 되었다. 국민의 생명과 재산을 지키는 과정인 이수 및 치수를 위한 방재사업에 있어서도 자연환경의 보전과 조화된 사업으로의 전환은 시대적 요청이 되고 있다.

자연생태계와 자연경관 보전에 대한 국민적 관심의 증대는 대다수의 사람들이 살고 있는 평지에서 숲이나 수변, 샛강 등 자연이 급속하게 사라지고 있는데서 비롯되며(박창재, 2000), 자연이 원형대로 남아 있다고 생각되는 산지와 산림도 최근 현저하게 변화하고 있기 때문이다. 이러한 시점에서 산지와 샛강에서의 생태계보전과 환경복원을 위한 치산·사방사업과의 관계에 대해서도 보다 근본적으로 검토해 볼 필요가 있다(森本, 1998; 박재현 등, 2000).

더욱이 국내 대부분의 중소규모 이상의 하천은 1960년대 이후 급속한 산업화, 도시화와 함께 치수기능 하나만을 위해 콘크리트 등으로 획일적, 인공적으로 개수되었으며, 이에 따라 하천의 환경적 기능은 점차 소멸되고, 특히 도시하천은 단지 배수로 역할만 하고 있다. 한국건설기술연구원에서 1995년부터 수행하고 있는 국내 여건에 맞는 자연형 하천공법의 개발(우효섭과 이삼희, 1997)을 비롯하여 도시 하천에 대한 하천환경개선사업과 정비를 추진해 오고 있는데, 이러한 자연하천 복원에 대한 연구(한국건설기술연구원, 2002)도 아직 구체적인 기술 개발이 미흡하여 주민들에게 친숙한 하천 만들기 수준에 머물고 있으며, 치수 기능을 확보하면서 하천의 생태 기능의 복원 수준에는 도달하지 못하고 있다.

이에 따라 하천의 치수기능을 확보하면서 샛강의 생태적, 환경적 기능의 복원을 위한 구체적인 방법과 기술 개발 즉, 샛강으로 유입되는 오염수를 샛강의 주변에서 미리 정화하고 제거하는 기술, 즉 생태공학적인 수변관리시스템의 개발을 검토할 필요가 있다. 이러한

생태공학적인 수변관리시스템이 정립되어 샛강이 생태적으로 복원되면 하류지역의 수질 개선, 야생동물 및 물고기의 서식환경 개선, 그리고 주민들에게 쾌적한 여가 공간의 제공이 가능하게 되며, 이는 우리 삶의 질에 직접적이면서도 긍정적인 변화를 초래하는 등 크게 기여하게 될 것이다(안상진, 2002; 안홍규, 2003).

따라서, 본 연구는 샛강의 침식 및 토사 유입의 방지와 샛강의 수질 개선을 위해 샛강 수변 식생 완충존 시공, 수변의 기슭 안정화를 위한 생태공학적인 안정공법의 시공, 오염 부하량이 많은 유입수의 수질 정화를 위한 친환경적 인공 습지의 시설 등을 종합하여 시대가 요구하는 친환경적인 샛강 수변관리시스템 모델을 개발하는데 그 목적이 있다.

## 제 2 절 연구개발의 필요성

### 1. 기술적 측면

근래 우리나라의 샛강이나 소하천은 생활하수, 산업폐수, 농축산폐수, 유독물질, 폐기물 등에 의해 크게 훼손되거나 오염되고 있다. 한사람이 하루에 사용하는 물의 약 90%가 생활하수로 발생하고 있으며, 산업폐수는 공장의 종류에 따라 인체에 치명적인 물질을 포함하기도 한다. 또한 사람의 분뇨 등이 정화되지 않고 유입되거나 농촌지역 하천이나 샛강의 경우, 소, 돼지 등의 사육에 따른 가축 분뇨 및 사료 등이 유입되면서 수질이 오염되는데, 농촌지역 하천의 경우 대체로 축산 폐수에 의한 수질의 악화가 심각한 실정이다. 특히 산업 기술의 발달로 각종 비료와 농약의 종류가 다양해지고 있으며, 납, 카드뮴, 수은 등 중금속의 사용과 화공약품의 이용이 증가됨에 따른 하천 수질의 악화 또한 간과하기 어려운 상황에 있다. 이러한 수질오염에 따른 물고기 등 수생동식물의 서식환경 악화뿐만 아니라 집중호우에 의한 토양침식과 침식토사의 유입이 반복되면서 하상이 상승하여 홍수 범람의 위험도 항상 내포하고 있어 하천생태계가 전반적으로 크게 위협받고 있는 실정이다.

1990년대 이후 주변 하천을 되살려 하천이 가지고 있는 원래의 기능을 회복하려는 사회적 요구가 증대하고 있다. 이에 따라 하천의 치수기능을 확보하면서 샛강의 생태적, 환경적 기능의 복원을 위한 구체적인 방법과 기술 개발, 즉 샛강으로 유입되는 오염수를 샛강의 수변에서 미리 정화하고 제거하는 기술의 개발이 필요하다. 이러한 기술은 샛강 생태기능의 복원을 꾀하면서 다양한 오염원에 적극적으로 대처할 수 있는 생태공학적인 수변관

리시스템이 검토되어야 할 것이다.

샛강의 침식 및 토사 유입의 방지와 샛강의 수질 개선을 위해서는 샛강 수변 식생 완충 존 시공, 수변의 기슭 안정화를 위한 생태공학적인 안정공법의 시공, 오염부하량이 많은 유입수의 수질 정화를 위한 친환경적 인공 습지의 시설 등을 종합하여 시대가 요구하는 친환경적인 샛강 수변관리시스템 모델을 개발할 필요가 있다.

## 2. 경제·산업적 측면

1990년대 이후 연례적인 상수원수 오염사고를 겪게 되면서 국민들의 하천과 상수원 수질에 관한 관심이 높아지고 상수원 수질 개선을 위한 많은 정책이 강구되어 왔다. 1989년 전국 주요 정수장의 중금속 오염사고를 계기로 정부는 1990년부터 1996년까지 총 3조 5천억 원을 투자하여 원수 수질의 1급 수준화, 급배수관 및 정수장 시설 근대화, 수질 검사 감독의 체계화 등의 노력이 그것이다. 그러나 최근 급증하는 산지유역에 대한 인위적인 개발은 자연생태계의 일부, 혹은 전체를 교란, 파괴함으로써 산림 등 자연에 의한 수질정화능을 크게 약화시키고 있으며, 감소된 환경 용량에 비해 증가된 유역내의 각종 오염원에서 발생하는 과도한 오염부하량이 주요 상수원의 근원지인 산지유역의 수질 상황을 크게 악화시키고 있다.

이러한 심각한 샛강의 생태적 훼손과 수질 오염을 줄이기 위하여, 지금까지는 소하천이나 샛강에 토목공학적인 시설물을 설치하여 원래의 하천이 가지고 있는 자정기능이나 물고기 등 수생생물의 서식처 제공, 하천 제방의 수질정화능이 발휘되지 못하는 사례가 많았다. 그리고 오염된 하천의 수질개선을 위하여 고비용의 오염물 정화시설을 다수 설치하거나 하천 제방의 안정을 위해 막대한 석재, 콘크리트가 투입되는 것은 경제적으로 비효율적이며 재정적 부담이 매우 크다. 따라서 상류지역과 하천 주변지역에서 하천으로 유입하는 오염수에 대하여 다양한 식생을 주재료로 이용하여 샛강의 수질개선은 물론 샛강 고유의 생태적 기능을 복원하는 것은 국토 관리 및 보전 측면에서 중요한 사업으로 자리매김할 것이다.

향후 해마다 늘어갈 샛강에 인접한 휴경지를 대상으로 수변 식생 완충존의 설치를 고려할 수가 있어 국가의 정책적인 휴경지의 효과적인 활용 방안이 될 수도 있을 것이다. 수변 관리에 의해 황폐한 샛강이 서서히 생태적 기능을 회복하게 되면 샛강 수변에 경작을 하더라도 정착된 수변관리시스템이 경작에 의해 발생하는 토양침식과 수질오염을 충분히 막

아줄 것이므로 향후 경작의 필요성이 제기되면 휴경지를 다시 경작지로 환원시키는데 아무런 문제가 없다. 이는 국토의 효율적인 관리측면에서도 경제적으로 아주 중요한 대안이 될 것이며, 샛강의 자연친화적인 보전, 생태 기능의 회복, 저비용에 의한 수질 개선 등 많은 이득을 동시에 얻을 수 있을 것이다.

### 3. 사회·문화적 측면

샛강은 국민 누구에게나 접근성이 용이하여 친근감이 있는 우리 생활의 일부였다. 불과 수년전만 하여도 우리의 어머니들이 맑은 물이 흐르는 샛강에서 빨래를 하고 아이들이 떡을 감고 또 물고기를 잡으면서 자연과 함께 지내던 삶의 터전이었다. 그러나 급속한 산업화와 현대화의 결과로 우리는 더 이상 맑은 물이 흐르는 샛강을 볼 수가 없게 되었으며, 대신 도시나 농촌을 가리지 않고 많은 황폐한 샛강에서 악취를 맡아야 하고 물고기들의 폐죽음을 보아야만 하는 현실로 탈바꿈해 버렸다. 이와 같이 상수원 지역의 인구 유입, 산업활동, 위락시설의 증가로 산지와 농경지가 줄어들고 생활하수와 산업폐수가 늘어나고 있으나, 이를 정화시킬 하수 시설은 부족하여 생활하수는 60%가, 축산 폐수는 98%가 하천에 그대로 유입되어 하천 수질의 악화현상이 심화되고 있다.

현대를 살아가는 인간의 삶의 질은 단순히 양적인 확보뿐만 아니라 주변 환경의 개선과 나아가 복원을 통해 그 가치가 평가되는 추세에 있다. 최근 우리나라의 일반 국민들도 자연이나 환경 등 생태적인 이슈에 아주 민감하며, 여러 NGO에서도 자연환경의 훼손에 큰 관심을 가지고 활동하고 있다. 전국적으로 방치되고 훼손되어 있는 대부분의 샛강이 생태적으로 복원되어 하류지역의 수질 개선, 야생동물 및 물고기의 서식 환경 개선, 그리고 주민들에게 쾌적한 여가 공간을 제공한다면 이는 우리사회에 직접적인 삶의 질에 긍정적인 변화를 초래하는 등 큰 기여를 하게 될 것이다. 오염된 자연과 샛강은 더 이상의 효용을 가지지 못할 뿐만 아니라 오히려 인간에게 해를 끼칠 수 있는 위험성을 가지고 있다. 때로는 인간생활에 심각한 부작용까지 주게 되므로 이를 예방하고 저감하기 위한 대책이 요구되는 것이다. 많은 사람들이 가까운 샛강의 수변에서 돈으로 환산할 수 없는 막대한 자연의 효용을 경험할 수 있도록 하기 위해서도 새로운 수변관리시스템의 모델 개발과 현장 적용에 대한 실용성이 절실히 요구된다. 이러한 대책은 샛강의 생태적 기능의 복원이 가능하여야 하며, 물고기나 야생동물의 서식 환경의 개선이 가능하여야 하며 수질오염의 위험성을 최소화하여 쾌적한 샛강의 생태적 환경이 유지, 보전할 수 있어야 할 것이다.

## 제 2 장 국내외 기술개발 현황

공장 폐수, 생활 폐수, 축산 폐수 등으로 강, 하천, 샛강의 수질이 지역에 따라서는 심각한 오염을 일으키고 있다. 한편 댐의 건설로 인하여 하천 유지수가 부족하여 우리의 강과 하천은 더욱 더 오염되고 있다. 이러한 실정인데도 수자원보전정책을 보면 공장폐수, 생활오수를 정화하는데 치중하고 있는 안타까운 실정에 있다. 수질 오염으로 죽어가던 독일 라인강이 소생된 것은 공장 폐수, 생활오수의 정화뿐만 아니라 라인강 집수 지역의 산림을 지속 가능한 임업으로 조성하는데 집중 투자하는 등 식생과 자연 재료를 활용하였기 때문이다.

국내의 대부분의 중소 규모 이상의 하천은 1960년대 이후 급속한 산업화, 도시화로 치수 기능 하나만을 위해 콘크리트 등으로 획일적, 인공적으로 개수되었으며. 이에 따라 하천의 환경적 기능은 점차 소멸되고 특히 도시하천은 단지 배수로 역할만 하고 있다. 한국기술연구원에서 1995년부터 수행하고 있는 ‘국내 여건에 맞는 자연형 하천공법의 개발’(환경부 G-7 과제, 우효섭, 1995)을 비롯하여 도시 하천에 대한 하천 환경 개선 사업과 정비를 추진해 오고 있다. 그러나 이러한 자연하천복원에 대한 연구도 아직 구체적인 기술개발이 아직 미흡하여 주민들에게 친숙한 하천 만들기 수준에 머물고 있으며, 치수 기능을 확보하면서 하천의 생태 기능의 복원 수준에는 아직 도달하지 못하고 있다.

현재 국내에서 자연형 저수로 호안공법으로 사용되는 방법은 돌망태 호안, 사석 돌망태 호안, 윗가지덮기 호안, 녹색마대 호안, 돌심기 호안, 사석버드나무섞단호안 등이 있으며, 사석, 돌망태, 갯벼들, 녹색마대, 나무말뚝 등이 시공재료로 이용되고 있다. 미국 아이오와 주의 샛강에 시공한 수변 안정공법(Agroecology Issue Team, 2001)도 버드나무류의 삼목, 말뚝, 짚 거적 등을 이용하여 수변의 침식과 물고기의 서식 환경을 개선하기 위한 목적으로 시공하였다. 따라서 생태 기능의 복원을 위한 수변 안정화에는 주로 식생을 이용한 생태공학적인 접근 방법이 바람직하며, 동시에 수변의 식생 완충존의 설치와 병행해서 기슭의 안정화를 꾀하는 기술이나 공법이 조속히 개발될 필요가 있다.

산지 하류지역의 황폐한 야계를 대상으로 실시하고 있는 계안공사, 바닥막이, 유로공, 사방댐의 시공법은 대부분이 인공 콘크리트 공작물로서 원래의 자연 하천이 지닌 다양한 생태적 기능을 발휘 시키는 데는 부적절하다. 그리고 대도시나 중소도시를 통과하는 소하천의 경우에는 현재는 생태적인 고려를 하여 샛강을 복원하려고 시도하고 있으나 기술 개발

에는 아직 확립된 시공법이 없는 실정이다.

예를 들면, 1997년 서울한강관리사업소에서 시행한 여의도샛강 생태공원이나 서울 양재천의 자연하천복원 공사, 남해의 하천 일부 하천 정비공사(남해군청, Webmaster, 1999)는 콘크리트 구조물과 직강 공사로 상징되는 하천정비공사 개념을 사행하천과 자연재료를 이용한 생태계 복원 개념으로 바꾸는 사업이었다. 하천이 가지고 있는 고유한 기능, 즉 자연 정화, 친수공간, 생태계 보전기능을 되살려 물고기가 돌아오는 하천, 자연과 가까운 하천으로 만들기 위해 추진하고 있다. 이와 같은 시공 예에도 불구하고, 우리나라에서 시도하고 있는 대부분의 하천 복원 기술이나 공법은 하천 고유의 생태 기능을 충분히 고려하지 않고 주로 토목공학적인 접근에 치중하고 있는 실정이다.

또한 농업용수를 확보하기 위한 시설로 농촌의 중소 하천을 가로 질러 시공한 기존의 많은 보(crest)시설은 상류와 하류 간에 교류를 단절하여 생태계의 교란이 오는 문제점을 안고 있다. 이를 보완하기 위해 시설의 일부분에 어도를 만들어 놓기도 하지만 근본적인 해결책이 되지 못하고 있다. 이러한 물고기를 포함한 어류 생태계와 하천에서 원래 자연스럽게 일어나던 침식과 퇴적 작용의 균형이 파괴되어 과도한 하상 및 하안 침식이 일어나 궁극적으로는 자연 하천의 안정구배를 파괴시킨다.

본 과제에의 경우는 샛강이나 규모가 작은 황폐한 소하천에서 생태기능의 복원을 위한 수변관리시스템의 모델 개발을 목적으로 하고 있기 때문에 기존의 연구와는 기술적인 접근 방법에서 큰 차이가 있어 소기의 목적을 달성하는데 기존의 기술로는 한계가 있다. 또한 유사한 제외국의 수변관리시스템을 어떻게 우리나라 환경에 맞도록 수정 또는 개선하는데에 더 많은 연구와 투자가 요구된다.

미국의 경우, 실제로 이러한 친환경적인 수변관리시스템(Agroecology Issue Team, 2001)을 현장에 적용하여 그 효과를 통해 많은 농민들에게 직접적으로 혜택을 주고 정부 기관에서 이러한 관리시스템의 전국적인 확대를 장려하고 있는 실정이다. 이러한 수변관리시스템을 현장에 시공한 이후에 그 효과로서 물고기 및 야생조류 서식 환경의 개선(Agroecology Issue Team Report, 2000), 수변 식생 완충존 설치로 의해 샛강으로의 70% 정도 질소 유입량 감소로 인한 수질개선(Lee *et al.*, 2000), 수변 지역의 토양침투능 향상과 뿌리의 확장 범위의 확대(Tufekcioglu *et al.*, 1999) 등 토양이화학성의 개선을 보고하고 있다.

또한 일본의 경우에도 건설성, 임야청 및 지방자치단체 등의 하천사업에서 환경복원을 위한 치산·사방사업과 같이 생태공학적 하천공법에 대한 인식 및 복원기법이 변화하고

있음을 확인할 수 있다. 일본에서의 생태공학적 하천공법의 특징은 첫째, 계류 및 하천에 서식하는 생물자원 및 수질보전 우선, 둘째, 기존의 하천 형태를 고려한 생태공학적 하천공법 적용, 셋째, 하천의 미지형을 회복하는 방향으로 생태공학적 하천공법 설계, 넷째, 생태공학적 하천공법의 주요 기능을 효과적으로 활용, 다섯째, 수변 식물군락과 서식환경의 보호 및 복원에 최선, 여섯째, 효율적인 유역관리를 지향하는 하천생태계 복원 등으로 요약할 수 있다. 일본에서 하천생태계 복원에 성공한 주요 사례를 몇 가지 소개하면 다음과 같다.

가. 타마 하천 : 타마(多摩) 하천의 복원사업이 시작되어 나카타 지역의 생물상과 서식공간을 30년 전 수준으로 회복시키는데 주력하여 성공단계에 있다.

나. 기타 하천 : 기타 하천(北川)은 가타무키에서 발원하여 기타가와 지역을 통과하여 하구에서 고카세 강과 합류되며, 자연에 가까운 하천환경을 조성해 줌으로써 야계 및 하천에서의 생물 서식지와 산란장소 그리고 각 생물종에 대한 보전이 실시되었고, 물의 흐름영역에 대해서는 불가결한 부분을 제외하고는 어떠한 인공적인 작업도 수행하지 않았다. 이에 따라 생물종이 증가하고 야계 및 하천의 환경은 자연스런 모습으로 전환되었다.

다. 무이 하천 : 북해도 무이 하천은 자연적인 야계 및 하천의 모습으로 변화하기 전에는 하천변에 인공적인 콘크리트 축대 또는 옹벽이 설치되었고, 그 위로 철난간이 설치되어 사람들의 하천 유입을 막고 있었다. 그러나 자연적인 모습으로 전환하고부터는 수질이 보존되고 하천변에 수변림 또는 수림대를 조성하면서 어류 생태계가 크게 향상되는 곳으로 변화되었다.

라. 츠와노 하천 : 시마네현 츠와노(津和野) 하천은 하천변이 콘크리트 옹벽으로 구성되어 있었으나, 산지 야계에서 쉽게 구할 수 있는 돌을 이용하여 경관적으로 자연친화적 구조물로 변경하여 성공하였다.

마. 니카료 하천 : 니카료(二ヶ領) 하천은 계곡 내에 인공구조물이 많았으나 인공구조물을 자연친화적인 구조물로 바꾸어줌으로써 계곡의 생태계는 물론 경관이 아름다운 곳으로 변화되었다.

바. 이즈미 하천 : 카나가와현 이즈미(和泉) 하천은 육역과 연결되는 하천변에 수제를 사용하고 식생을 도입함으로써 자연스러운 하천을 형성하였고, 돌과 목책을 이용하여 하안의 유속을 경감시키는 작용을 하였다.



## 제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

### 제 1 절 수변관리시스템 모델 개발을 위한 실험 샛강의 선정

#### 1. 실험 샛강의 선정 기준

샛강의 생태기능 복원을 위한 수변관리시스템의 모델을 개발하고자 하는 이 연구를 위해서는 우선 모델을 구성하고 있는 각 조성물 또는 공작물의 투입이 필요한 곳이면서도 공간적 배치가 가능할 정도의 규모를 갖는 대상지역을 선정하는 일이 무엇보다 중요하다. 동시에 조성과정은 물론 시공 후의 유지와 모니터링 등을 위해 적절히 관리될 수 있는 곳이어야 한다.

샛강 실험 대상지 탐색에 나서기 전에 이러한 포괄적인 지침을 바탕으로 실험 샛강을 선정하기 위한 구체적인 기준을 미리 마련해둘 필요가 있다. 이 연구에서 실험 샛강 선정을 위해 적용한 기준을 요약하여 정리해 보면 다음과 같다.

생태적으로 훼손이 심하고 각종 시설의 시공이 용이한 장소가 좋다. 특히 현장 시공과 유지 관리를 감안하면 접근성이 좋은 장소를 우선적으로 대상 시험지로 선정한다. 바람직한 시험 샛강의 조건으로는, 무엇보다도 샛강과 접하는 지역에 휴경지가 있거나 오염 발생원이 존재하여 샛강으로 유입하는 곳이 많은 경우가 바람직하다. 샛강의 폭은 약 10m 정도를 초과하지 않는 소규모의 야계나 샛강이 좋으나 반드시 연중 유출수가 존재하는 곳이 좋다. 동시에 샛강 하안에 안정 녹화공을 시공할 수 있을 정도의 여유 공간이 존재하는 곳, 그리고 샛강의 종단 경사가 비교적 완만하여 유출수의 유속이 빠르지 않는 지역이 바람직하다.

이 연구에서는 실험 샛강의 선정을 위해 표 1과 같은 야장을 사용하여 현장답사를 실시하였다. 1차 정보로 얻어진 약 30여개소의 후보지에 대해 현장답사를 통해 작성된 야장 자료를 놓고, 연구자 회의를 거치면서 대상지를 2개소로 압축한 후, 현장 비교 및 확인을 통해 최종 실험 대상지를 선정하였다.

표 1. 샛강 실험지 선정을 위한 환경조사 야장

번호	위치		유역크기 (ha)	조사일자	조사자		
				200 . . .			
샛강 폭/길이/ 깊이/바닥상태	폭(m)		길이(m)	깊이(cm)	바닥상태		
샛강 형태	직선형	S자형	U자형	Y자형	기타		
주변 오염 종류	축산폐수	공장폐수	생활하수	경작 오염 (농약, 비료)	기타		
샛강 기슭 상태	자갈	흙	콘크리트	초지	이끼		
샛강 기슭 경사도							
주변 환경	주거지 (도시형)	주거지 (농촌형)	하천	습지	경작지	축산	기타
주변식생상태	좌(거리/식생)			우(거리/식생)			
	.....	.....	.....	.....	.....	.....	
특기사항							
<p>■ 조사지 전경 ( 사진 / 스케치 )</p>							

## 2. 실험 샷강의 선정 및 현황

생태기능 복원을 위한 수변관리시스템 모델의 배치를 위한 실험지를 선정하기 위해 대구광역시 및 경상북도 경산시, 경주시, 영천시, 청도군, 군위군 지역을 답사하였다. 약 30개소의 후보지를 대상으로 표 1의 야장을 활용하여 샷강의 구조와 실태 및 주변 환경요인을 개략적으로 조사 평가한 결과, 수변관리시스템 모델의 종합적 배치가 가능한 경북 군위군 효령면 화계리 소재 경북대학교 군위농장을 통과하여 남천으로 유입되는 샷강을 최종 대상지로 선정하였다.

대상지 샷강의 남동쪽은 논이고, 북서쪽 인접지역에 휴경지가 있으며, 상류 및 주변지역에 농약과 비료, 축산 폐수와 같은 오염원이 있어 이들이 샷강으로 유입하는 것으로 조사되었다. 샷강은 생태적으로 황폐화되어 있고, 대상지가 경북대학교 농장 내에 있어 일정한 관리 협조가 가능할 뿐만 아니라 휴경지를 활용하여 각 과제의 다양한 모델 배치 시공이 용이하고 접근성도 뛰어나 본 연구 목적을 달성할 수 있는 최적의 현장 대상지로 평가되었다.

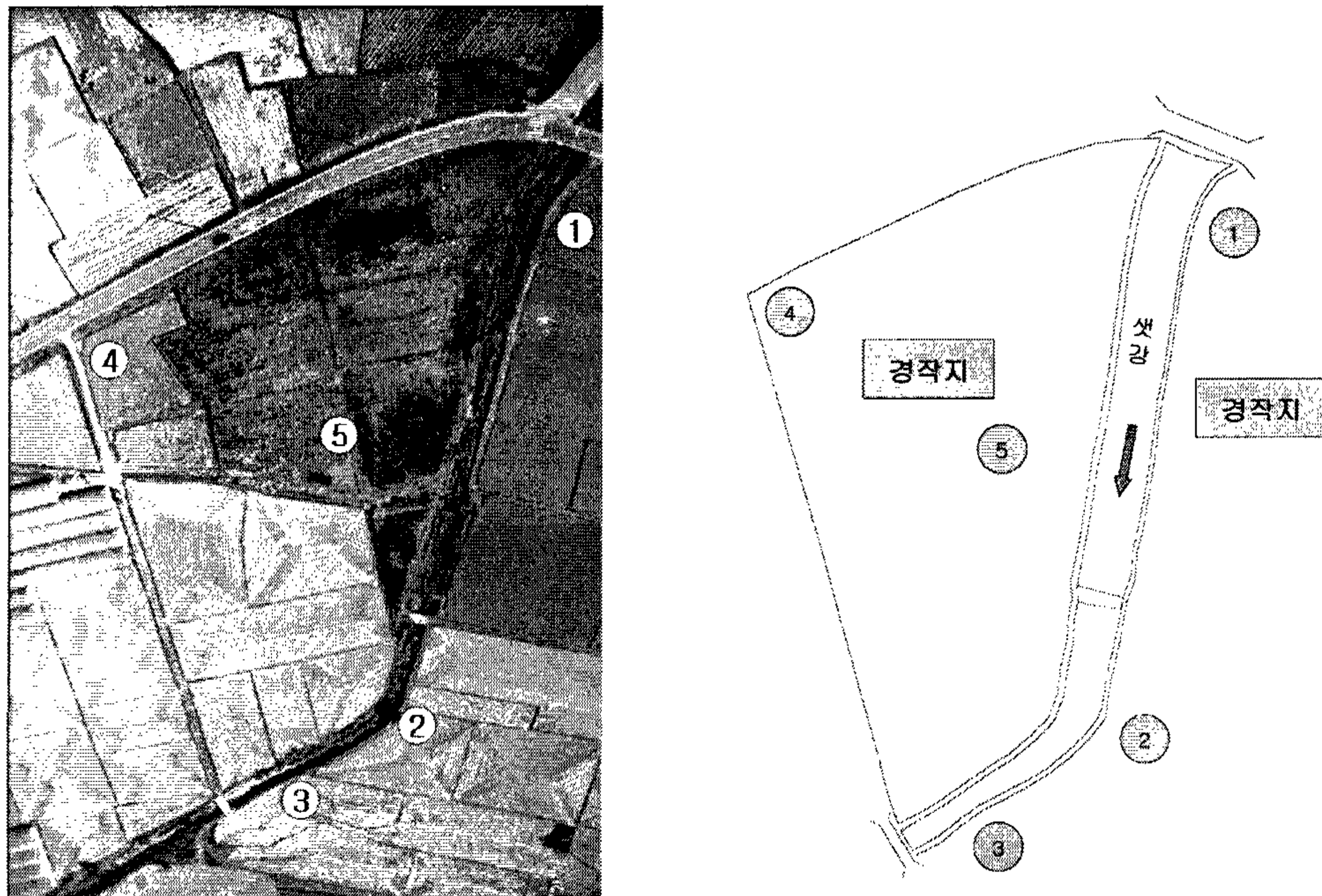


그림 1. 수변관리시스템 실험시공 대상지

표 2. 실험 샛강 개황

소재지	관리 후원	샛강 구간(m)		실험지 규모(m <sup>2</sup> )	주변 상황
		길이	평균폭		
경북 군위군 효령면 화계리	경북대학교	290	8.4	20,845	경작지 (논/밭)

선정된 실험 샛강의 현황을 나타내기 위해 소형 헬리콥터를 이용하여 대상지 현장을 촬영한 항공사진과 위치도를 그림 1에 표시하였으며, 실험 샛강의 일반 개황을 표 2에 나타내었다. 연구대상인 샛강 구간은 985번 지방도가 통과하는 내통교(①지점)로부터 하류방향으로 2번째 간이교량(③지점)까지로 길이는 약 290m, 평균 폭은 강턱(bankfull)을 기준으로 약 8.4m이었으며, 샛강과 식생완충존, 인공습지 등의 조성을 계획한 주변 휴경지를 포함한 연구대상지 현장(①-②-③-④)의 면적은 20,845m<sup>2</sup>인 것으로 관측되었다.

유역 상류부의 임상은 비교적 양호하였으나 샛강 상류부에 규모가 작은 2개의 농업용 저수지가 있어 샛강에 연중 유출수는 극히 적은 것으로 평가되었다. 또한 약 30여 호 정도가 민가와 약간의 축산 농가가 상류지역에 생활하고 있어서 생활폐수, 축산폐수와 같은 오염원이 있었다.



그림 2. 실험 샛강 현장에 설치된 연구수행 안내판

## 제 2 절 셋강 기슭의 생태공학적 안정화공법 모델 개발

### 1. 셋강 기슭의 생태공학적 안정화공법 설계

#### 가. 셋강 훼손 실태 및 안정화공법 적용 구간의 선정

수변관리시스템의 종합적 배치가 가능한 지역으로 경북 군위군 효령면 화계리 소재 경북대학교 군위농장을 통과하여 남천으로 유입되는 셋강을 대상지(그림 1)로 선정하고 주변 환경조사 및 셋강의 하도특성을 중심으로 한 훼손 정도를 조사하였다.

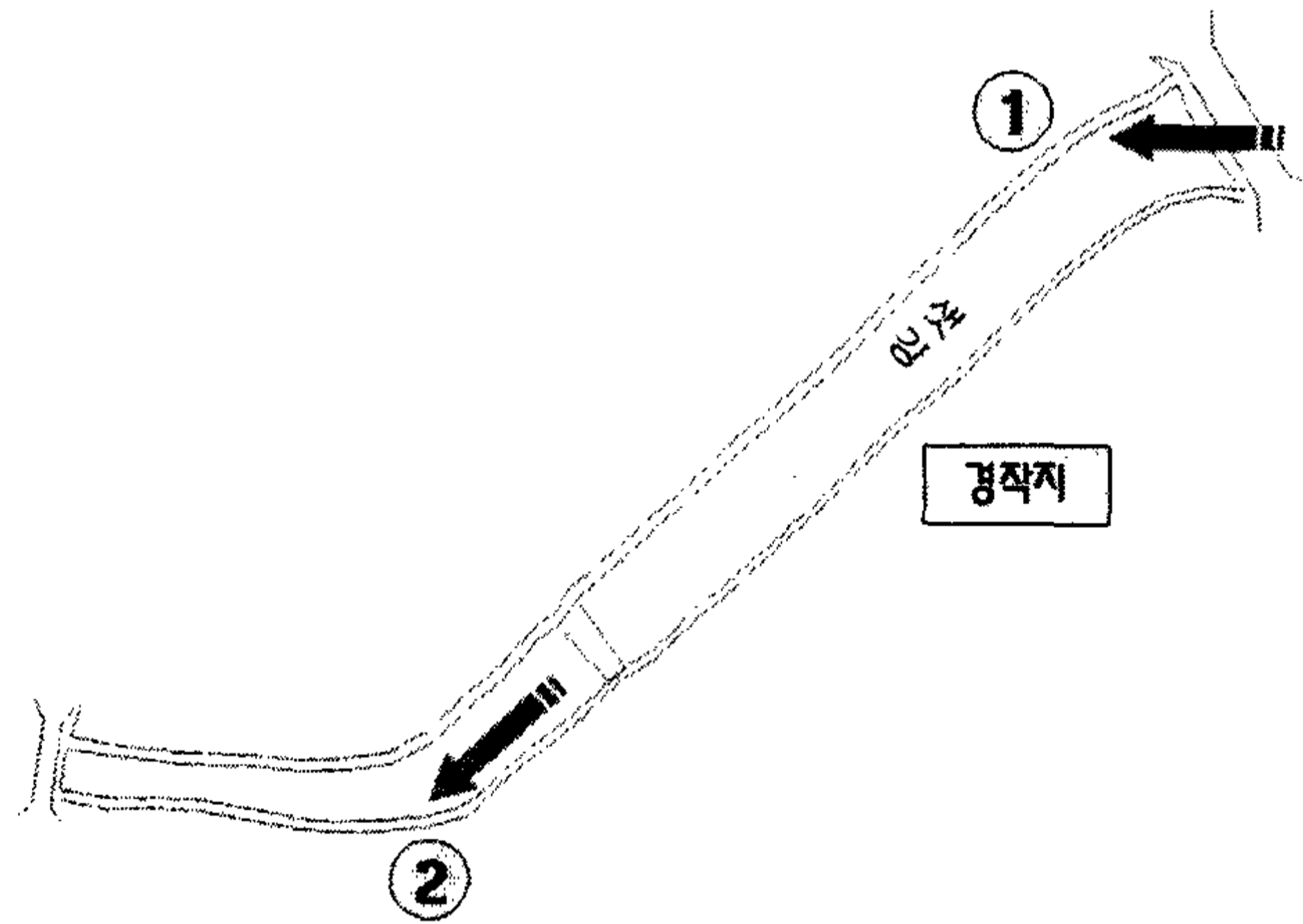
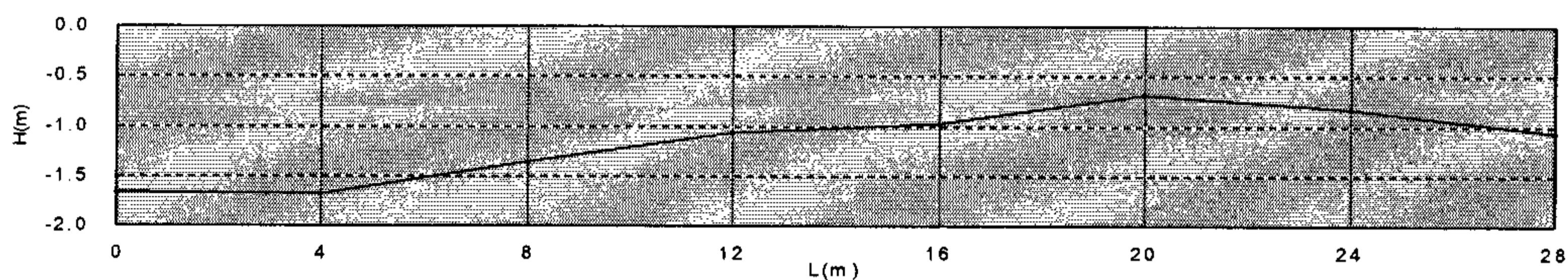


그림 3. 실험 셋강 구간에서의 수류 충돌 지점

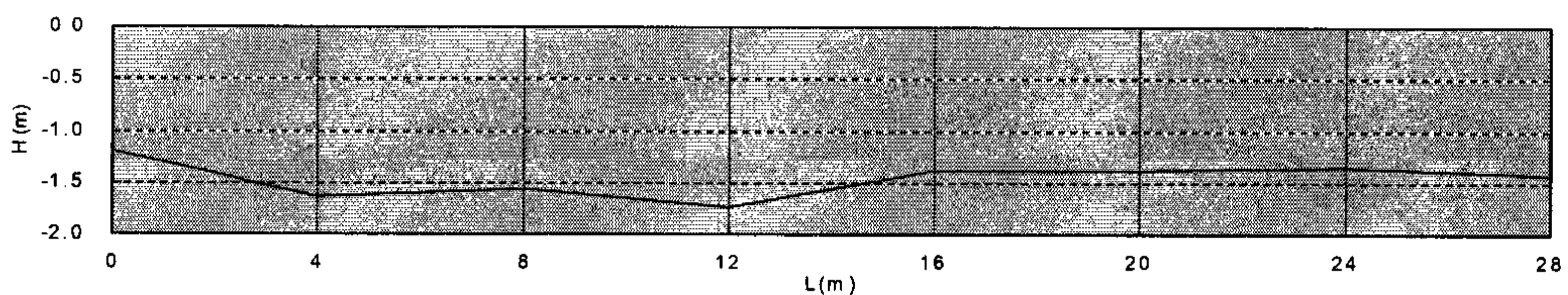
하상 지형을 관찰해 볼 때, 원심력에 의한 유수의 편류작용에 의해 상부에서는 북서(상류를 향해 볼 때 좌측) 기슭 쪽으로, 첫번째 간이교량을 지난 하부에서는 우측 기슭 쪽으로 수류가 집중되는 특징이 나타나고 있었다. 이러한 편류작용은 그림 3에서와 같이 하도의 곡선부에서 수류가 기슭에 충돌하면서 발생하여 하부로 어느 정도 진행되다가 소멸되는 것으로 파악되었다. 이러한 수류의 충돌 지점은 수류의 반복적인 충격으로 인한 측방침식은 물론 하천 종단방향으로의 하방침식을 일으킴으로써 기슭 자체의 붕괴나 포락이 발생할 수 있다.

따라서 이들 지점은 기슭 안정화가 우선적으로 필요한 지점으로 판단되었으며, 이들 지점을 포함하여 하부로 일정한 구간에 대해 종단 및 횡단측량을 실시하였다. 종단 및 횡단

측량은 향후 기슭 안정화를 위한 공작물 배치를 고려하여 4m를 기준으로 측선을 설정하여 실시하였다. 즉 내통교 직하류부의 곡선부를 시점으로 하는 8개 측선 28m를 제1구간으로, 첫번째 간이교량을 지난 곡선부를 시점으로 하는 8개 측선 28m를 제2구간으로 하였다. 제1구간 및 제2구간의 종단측량 결과를 그림 4에 나타내었다.



<제1구간>



<제2구간>

그림 4. 기슭 안정화 검토 구간의 종단면도

제1구간의 시점 부근은 내통교 직하류부로서, 상류로부터의 수류가 우측 기슭과 충돌하면서 하방세굴이 반복되어 하상의 높이가 상대적으로 낮고, 평소 웅덩이 형태로 물이 정체된 상태를 보인다. 그러나 4m 지점부터 서서히 하상이 상승하여 20m 지점에서 최고조에 이르는데 이는 하류로의 퇴적이 이루어진 것으로 추정되며, 하상의 고저차는 약 1m 가까이 달하는 것으로 나타났다.

제2구간에서도 시점에서 약 4m 지점까지의 구간에서 하상이 급격히 낮아져 12m 지점까지 유지되다가 이후 유사 퇴적과 함께 16m지점부터 단면의 기복이 별로 없는 것으로 나타났다.

이상을 종합해 볼 때, 하도의 곡선부에서 수류와 충돌이 이루어지는 지점을 기점으로 약 12~16m 정도의 구간에서 하방침식에 의한 세굴이 확인되었으며, 인접한 셋강 기슭의 안정에도 일정한 영향을 미칠 것으로 추정된다. 따라서 횡단면 자료에 대한 추가적인 검토가 필요하겠지만 이 구간에서는 기슭 안정화 대책을 강구할 필요가 있는 것으로 판단된다.

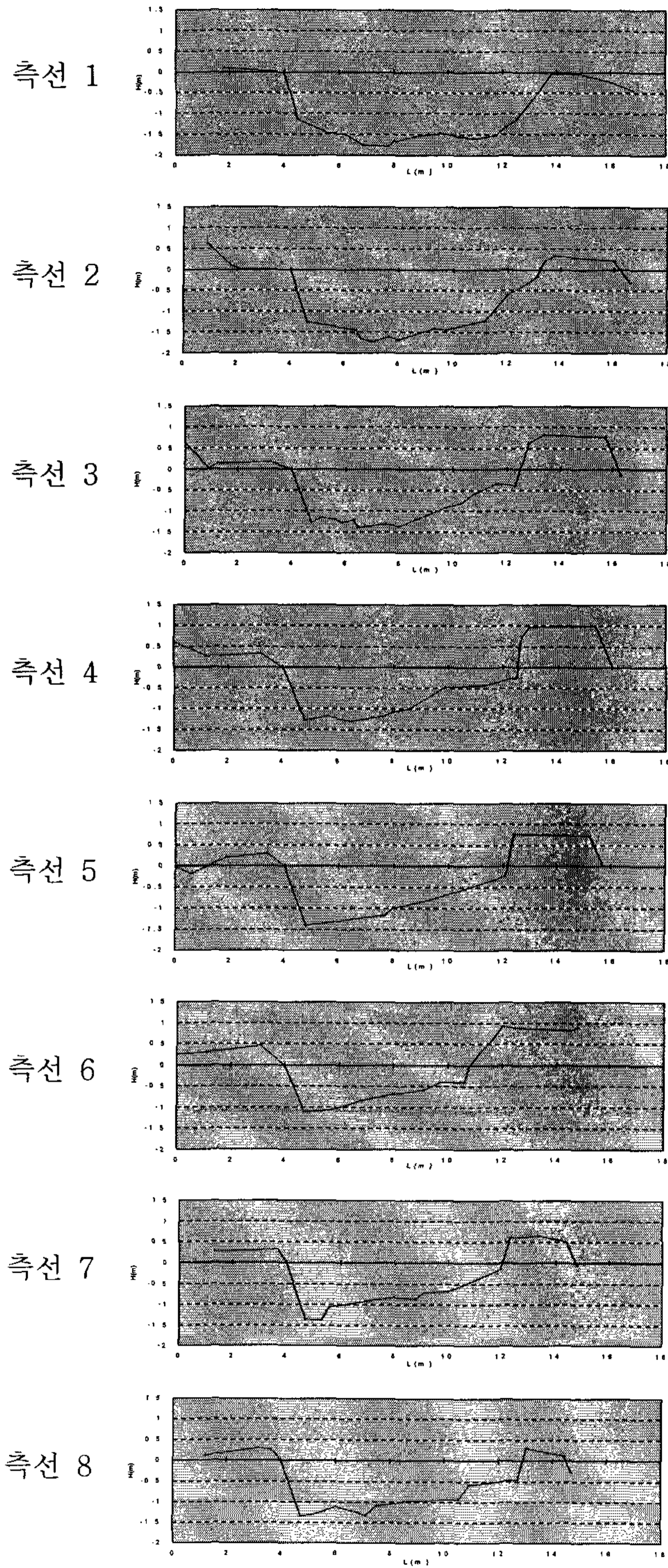


그림 5. 기슭 안정화 검토 구간(제1구간)의 횡단면도

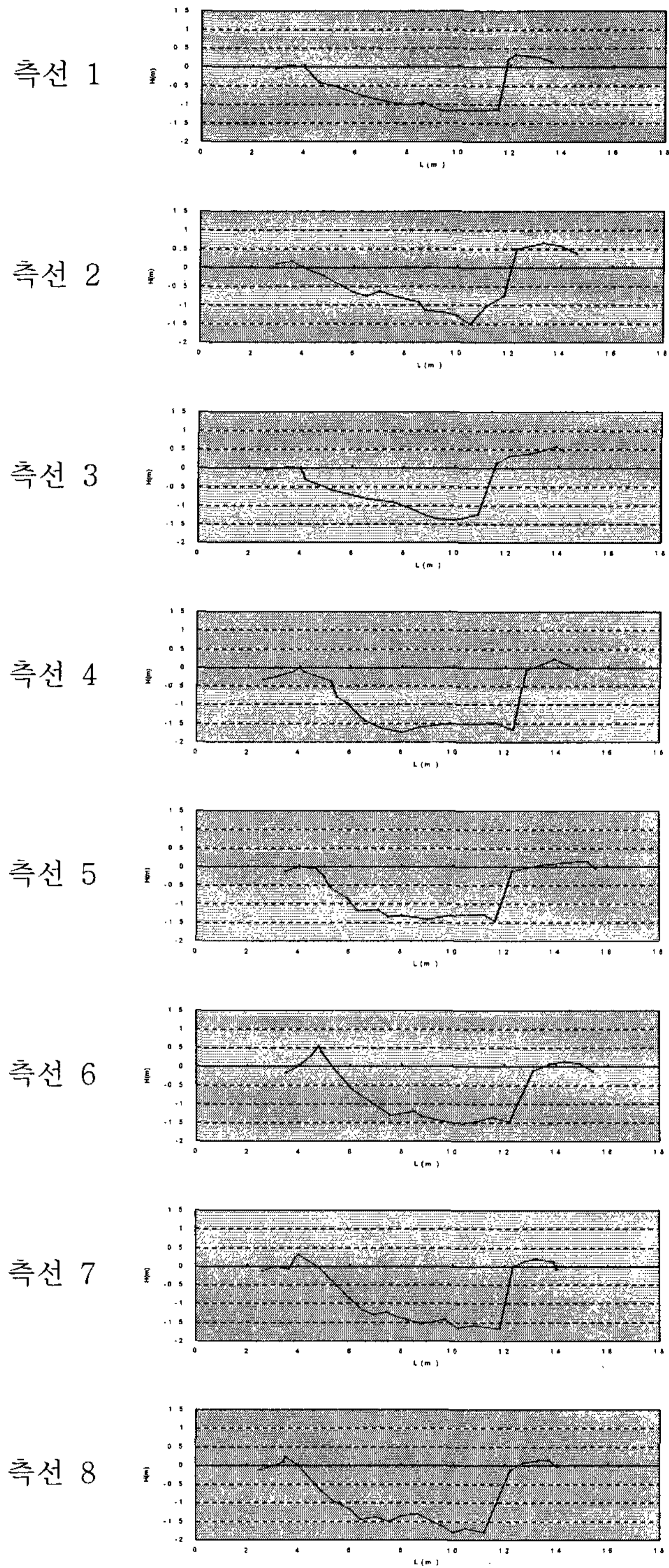


그림 6. 기슭 안정화 검토 구간(제2구간)의 횡단면도



제1구간 및 제2구간에 대하여 4m 간격으로 횡단측량을 실시한 결과가 그림 5와 6에 각각 나타내었다. 제1구간의 경우를 보면, 측선 2(하방 4m 지점)까지는 비교적 하도의 중앙부에 위치하던 유심선이 측선 3부터 점차 좌측 기슭 쪽으로 치우치는 경향이 있으며, 중앙부의 하상은 점차 높아지고 있음을 확인할 수 있다. 이러한 현상은 그동안 곡선부에서 수류의 충돌이 반복되면서 충돌지점 부근에 웅덩이를 형성함과 동시에 좌측 기슭의 하부를 따라 저수로가 형성되어 왔다는 셈이 된다. 제2구간의 경우도 유심선이 점차 우측 기슭으로 치우치는 경향을 보이면서 측선 4(하방 12m 지점)에서 하상이 점차 넓어지고 있다.

하도의 종단 및 횡단 특성을 종합해 볼 때, 이 구간에서의 기슭 보호 및 안정화 대책의 기본 방향은 양쪽 기슭에 근접하여 형성되어진 저수로 또는 유심선을 가급적 중앙으로 유도함으로써 유사의 퇴적을 도모하고, 하방 및 측방침식에 의한 기슭 하부의 세굴을 방지하는 조치가 필요하다고 본다.

기슭 안정화는 지금까지 검토한 기슭 하부의 세굴 방지대책 외에도 기슭 사면 표토의 불안정에서 비롯된 붕락이나 식생 활착 또는 피복의 어려움을 해결하는 측면까지 검토될 수 있다. 실험 셋강에서도 기슭이 불안정한 상태에 있어 표층물질이 하방으로 이동하여 하상에 쌓이면서 기슭 표면에는 식생이 자라지 않는 유형들을 발견할 수 있었다(그림 7 및 그림 8).

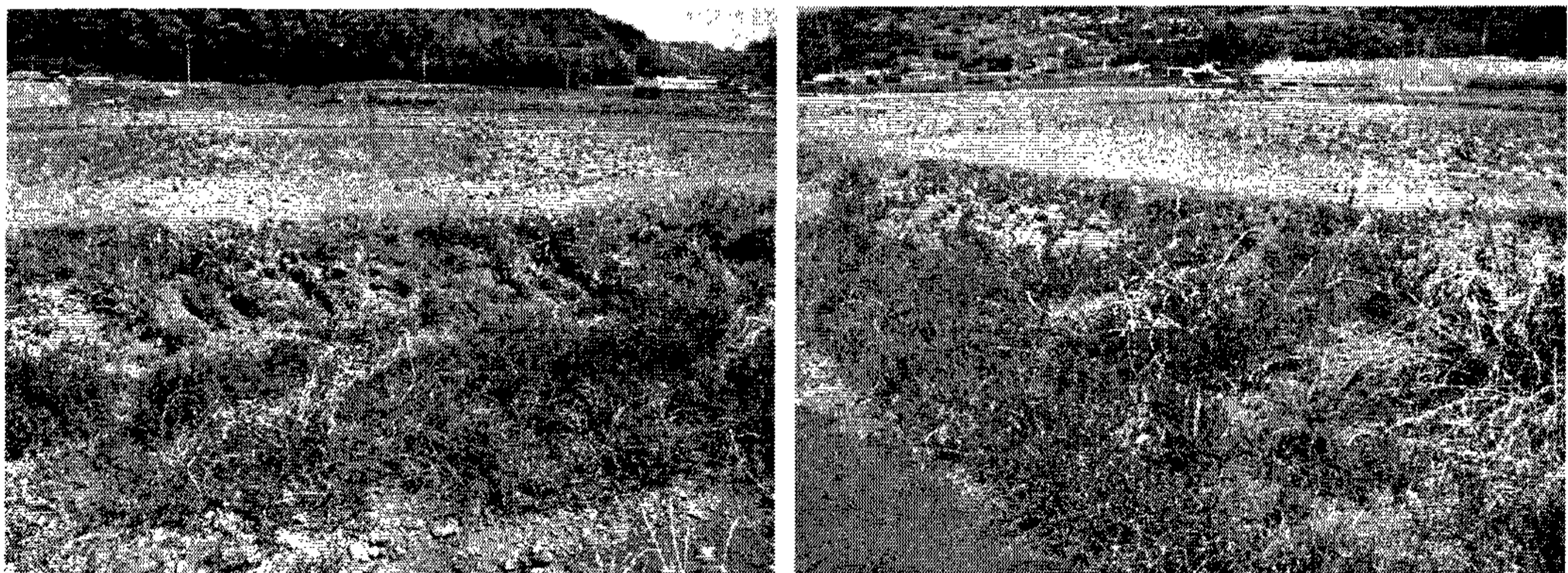


그림 7. 불안정한 셋강 기슭 : 환경사구역

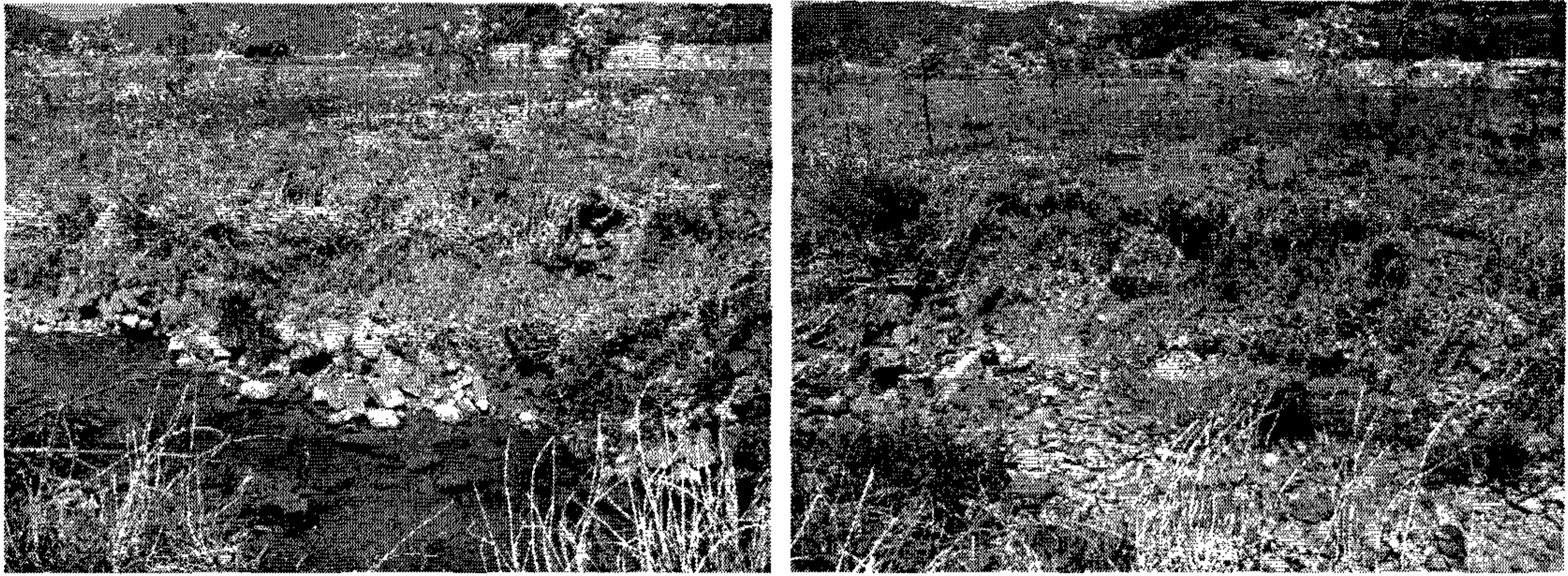


그림 8. 불안정한 셋강 기슭 : 급경사구역

완경사구역의 불안정 기슭(그림 7)은 제2구간 끝부분에 이어진 좌측 기슭에서 나타나고 있는데, 이 기슭의 경사는 약 20% 정도로 일부 표층토양의 하방 이동이 확인되며, 흘러내린 토층은 하상의 퇴적토사와 연결된 상태로 홍수터(flood plain)와 같은 형상을 띠고 있다.

급경사구역의 불안정 기슭(그림 8)은 제1구간의 말단과 하류부의 첫번째 간이교량과의 사이의 좌측 기슭에서 나타나고 있다. 이 기슭은 경사 약 50~60% 정도이며, 일부 구간에서 과거 밀막이 성격의 돌쌓기로 기슭을 처리한 흔적이 보이나 사진에서 보는 바와 같이 기슭 어깨로부터 상부의 붕락이 심하게 발생하고 있다.

이들 불안정 기슭의 경우, 우선 표층토층을 고정하고, 하천 기슭에서 생육이 양호한 수종의 도입이나 자연식생의 활착을 유도하여 피복함으로써 기슭 안정을 도모하도록 처리할 수 있을 것이다.

#### 나. 셋강 기슭 안정화에 있어서 하천생태계 복원을 위한 고려사항

셋강 기슭의 안정화공법 모델을 설계할 때는 기존의 방재중심적 개념에서 벗어나 하천 생태계를 고려한 생태공학적 하천공법의 일반적인 지향점들을 충분히 고려할 필요가 있다(권태호 등, 2004). 설계에서 고려해야 할 일반적인 고려사항들을 간략히 정리하면 다음과 같다.

#### 1) 수변식물과 서식환경보전의 고려

치산·사방사업시 하천생태계에 미치는 영향을 최소화하고 경관과 조화되는 생태공학적 하천공법의 계획, 설계, 시공에 대해서도 하천생태계와의 조화를 충분히 고려해야 한다.

#### 2) 생태공학적 하천공법의 기술적 개량

현재 하천에 실시되고 있는 하천공사는 방재기능을 발휘하기 위한 하천시설의 구조에 관한 검토와 더불어 생태환경과의 조화에 관해서도 상세한 검토를 거치지 않고 대부분의 공사가 진행되고 있는 실상임. 따라서 자연 그대로 방치해야 할 영역, 생태계와 조화되는 공사를 행해야 할 영역, 방재기능을 우선해야 할 영역을 설정해야 한다.

#### 3) 하천생태계 복원을 위한 효율적인 유역관리

하천생태계 복원을 위해서는 계안역, 하류역, 하구역, 해안역, 연해역 및 인접한 유역과의 관계를 검토하고, 토사공급량 및 이동량을 적절한 수준으로 유지하는 것이 필요하며, 각 유출과정에 따른 야생 동·식물 서식지보전에 대해서도 전체 계획 아래에서 고려해야 한다.

#### 4) 생태공학적 하천공법의 새로운 전략

생태공학적 하천공법계획시 평상시에는 토사석력을 통과시켜 상·하류의 연속성을 유지하면서 홍수시에는 토사의 유출을 조절하는 기능을 발휘해야 한다. 따라서 하천에 설치되는 각종 시설물들은 하천생태계의 보전에 최선의 목적을 둘 필요가 있다.

### 다. 기슭 안정화공법 모델의 설계

셋강의 실태조사를 통해 크게 두가지 유형의 기슭 안정화대책을 구상할 수 있었으며, 그 실행은 생태공학적으로 접근하도록 한다는 기본 설계 방향을 설정하고 적용가능한 기슭 안정화공법을 구상하였다.

그 결과, 실험 셋강의 두가지 유형에 따른 적용가능한 셋강 기슭 안정화공법으로 돌망태 틀놓기공법과 버드나무울짙기공법의 2종의 공법을 선정하고, 그림 9와 같이 배치하도록 설계하였다. 돌망태틀놓기공법은 수류의 충돌을 회피하거나 저감시키면서 기슭 하부의 토사퇴적을 유도함으로써 기슭 하부의 세굴이나 포락 등을 방지하고 불안정한 기슭을 보호하는 간접적 공법이며, 버드나무울짙기공법은 하천변에서 양호한 생장을 보이는 버드나무류 등을 활용하여 식생의 조기 활착과 피복을 유도하면서 수류에 의한 횡침식 또는 포

락으로부터 기슭 안정을 도모하는 직접적 공법이다.

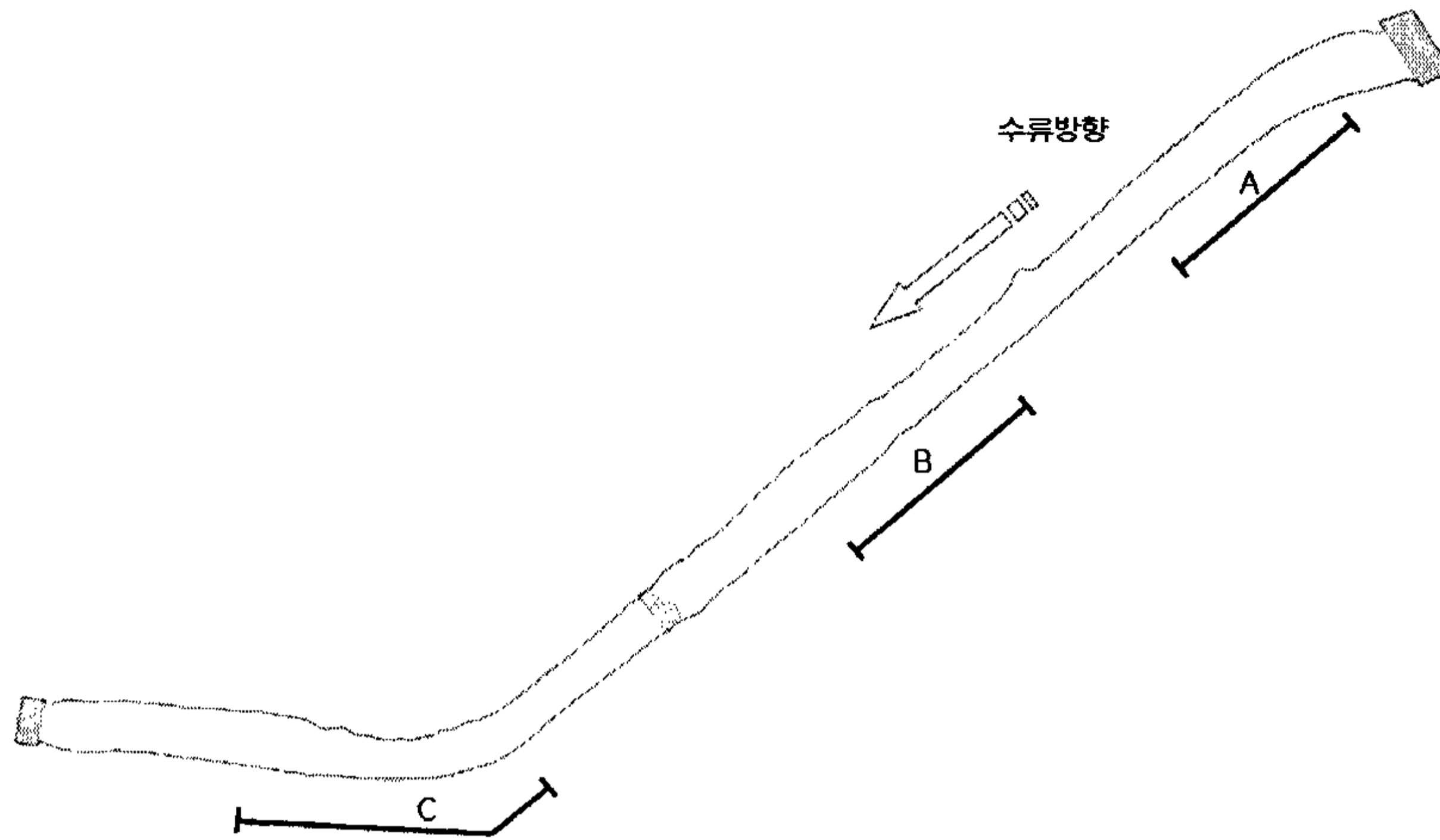


그림 9. 셋강 기슭 안정화공법 적용 구간 평면도

셋강 기슭 안정화공법을 적용할 현장은 크게 3개 구간으로 나누어진다. 그림 9의 상류로부터 구분할 때, 구간 A는 내통교 아래를 통과한 수류가 기슭에 충돌하는 곡선부로서, 돌망태틀놓기공법을 4개소 배치한 지역이다. 구간 B는 직선구간으로서, 중간지점에 약 15m 정도의 구간이 기슭 하부에 작용하는 횡침식으로 인해 무너져 내려 버드나무울짱엮기공법(급경사형)을 적용한 지역이다. 구간 C는 수류의 충돌이 확인되는 곡선부와 함께 약 8m에 걸쳐 기슭침식이 나타난 구간으로, 돌망태틀놓기 공법 4개소와 버드나무울짱엮기공법(완경사형)을 적용한 지역이다.

1) 돌망태틀놓기공법(gabion mattress arrangement)

가) 시공효과 : 유속 감소, 하도 조절, 기슭침식 방지, 수질 정화, 어류생태계 보호

나) 설치장소 : 구간 A 및 구간 C 일부 (총길이 약 60m)

다) 제원

- 돌망태 1개 규격 : 가로 2m × 세로 1m × 높이 0.3m
- 돌망태틀 1개 규격 : 돌망태틀 1개소 당 3개의 돌망태를 연결 조립하여 사용
- 1개 구간당 돌망태틀 개소 수 : 4개소

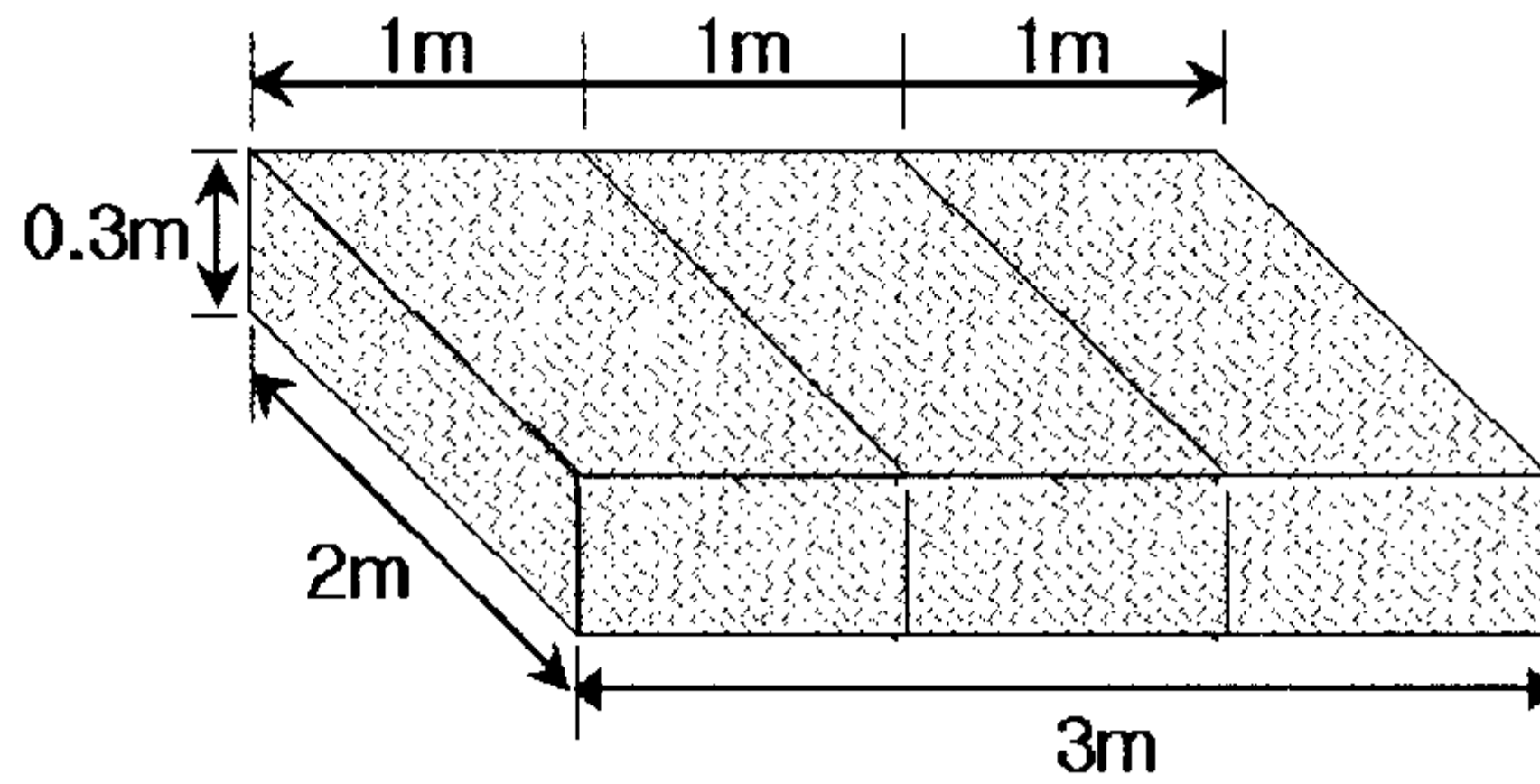


그림 10. 돌망태틀 1개소의 조립형태

라) 구간 A : 설치길이 26m (길이 2m × 4개소 + 간격 6m × 3개소)

마) 구간 C : 설치길이 30m (길이 3m × 4개소 + 간격 6m × 3개소)

바) 시공 요령

- ① 구간 A 및 구간 C 모두 좌측 계안에 설치하되 상류에서부터 시공하며, 돌망태틀을 설치하기 전에 하상을 일부 정리하고 계안과 연접하도록 설치한다.
- ② 돌망태 3개씩으로 조립된 돌망태틀 1개의 규격이 길이 2m × 폭 3m × 높이 0.3m이므로 시점의 좌측 계안(습지조성 쪽)부터 돌망태틀놓기를 실시한 후, 6m 내려와서 반대쪽 계안에 다시 같은 방법으로 돌망태틀을 설치하고, 다시 6m 내려와 반대쪽 계안에 같은 방법을 반복하면서 4개소를 시공한다.
- ③ 다만 구간 C의 경우는 구간 A와 마찬가지로 방법으로 시공하되, 하폭이 상대적으로 좁은 현장조건을 감안하여 3m 폭 부분을 길이로 활용(길이 3m × 폭 2m × 높이 0.3m)하여 배치한다.
- ④ 각 개소별로 3개의 돌망태를 결합한 돌망태틀의 4개 모서리부에 각각 1m 길이의 말뚝을 박고 일체화되도록 단단히 고정시킨다.
- ⑤ 또한 돌망태틀에는 가로 50cm × 세로 50cm 간격으로 하상 또는 계안에서 채취한 달뿌리풀이나 억새를 심을 수 있도록 돌망태에 들어가는 호박돌 사이에 가로 5cm × 세로 5cm 정도의 식재공간을 고려할 수 있으며, 이 경우 호박돌 채움과 동시에 수생식물을 식재한다. 식재 시에는 하상 바닥을 굴취(구덩이)하여 식재하되 식물이 정착할 수 있도록 하고, 돌망태틀을 놓기 전에 수생식물을 식재한 후 돌망태틀을 놓고 식물의 생장에 영향이 없도록 호박돌을 채운다.

2) 버드나무울짙기공법(soil-arresting wicker fence work)

가) 시공효과 : 기슭안정, 식생피복 유도, 유속감소, 수질정화

나) 설치장소 : 구간 B 및 구간 C 일부 (총길이 약 30m)

다) 제원

- 규격 : 길이 10m × 폭 2.0~2.5m × 높이 2.0~2.5m
- 규모 : 1구간 설치 단위길이 10m (양안 20m)

라) 구간 B : 급경사구역, 설치길이 20m

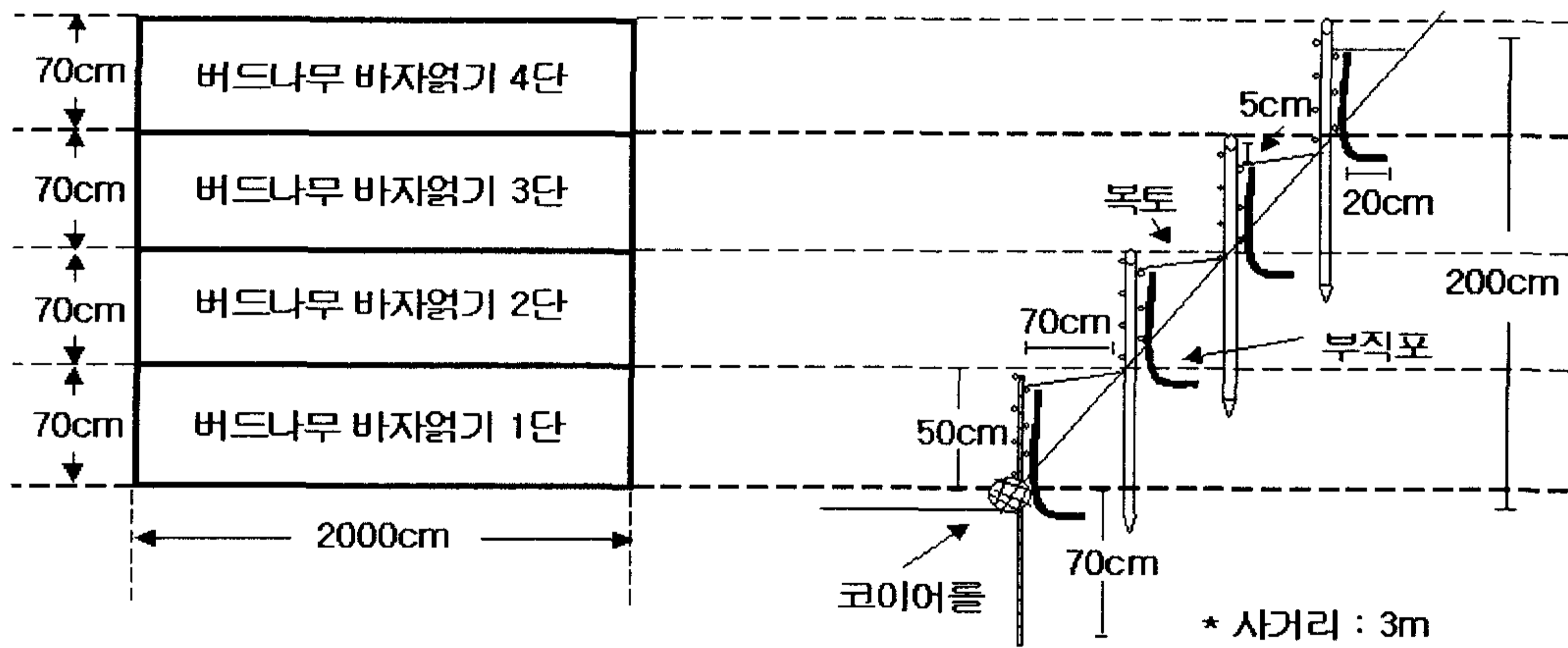


그림 11. 버드나무울짙기공법의 평면도(좌) 및 단면도(우): 급경사형

마) 구간 C : 완경사구역, 설치길이 10m

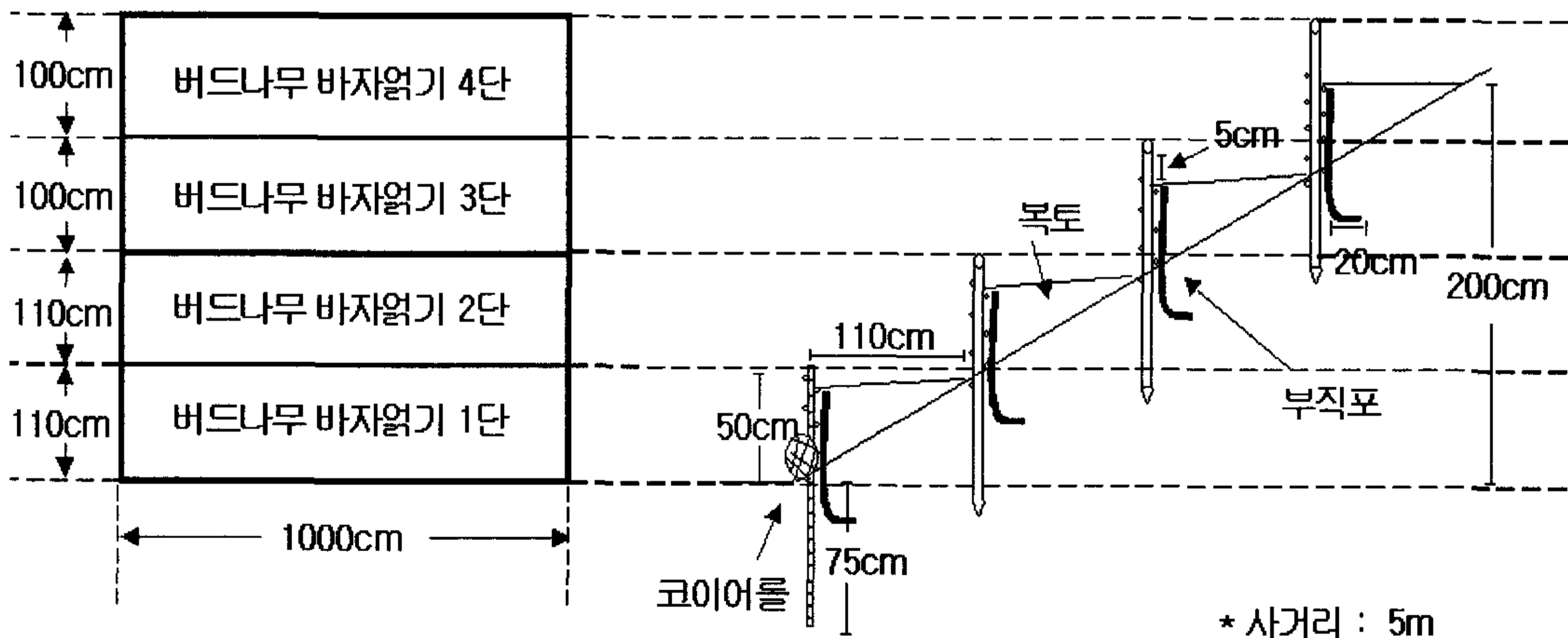


그림 12. 버드나무울짙기공법의 평면도(좌) 및 단면도(우): 완경사형

## 바) 시공 요령

- ① 버드나무울짙기공법은 길이 10m × 폭 2.0~2.5m × 높이 2.0~2.5m로 시공하되, 자연 계안상태에서 계상이 계안과 맞닿는 부분에 나무말뚝을 50cm 간격으로 고정하고 말뚝에 버드나무를 편책과 같이 엮어 만든다.
- ② 버드나무 울짙은 엮을 때 나무말뚝에서 풀리지 않도록 시공하되, 가능하면 가지가 굵은 부분을 사용하도록 한다. 또한 나무말뚝은 지름 8cm 이상의 견고한 말뚝을 사용하도록 한다.
- ③ 버드나무 울짙을 엮고 난 후의 뒷채움은 기존 정리한 석축 및 호박돌을 채워 넣되, 버드나무 울짙이 무너지지 않도록 견고하게 시공한다.

## 2. 셋강 기슭의 생태공학적인 안정화공법 시공

실험 셋강의 실태조사를 통해 설계된 2종의 기슭 안정화공법을 시공요령을 바탕으로 현장에 시공하였다. 먼저 셋강 기슭의 안정화공법을 적용할 유효지점을 확인, 선정하였으며, 현장 시공 작업과 향후 모니터링을 고려하여 불안정한 하상 등 대상지를 일차 정비하였다. 기슭 안정화공법 2종 가운데 돌망태틀놓기는 2004년 여름철에 시공을 완료하였으나, 버드나무울짙기공법은 봄철 생육기를 기다려 2005년 4월에 시공을 완료하였다.

### 가. 돌망태틀놓기공법의 시공

돌망태틀놓기공법은 그림 9의 구간 A 및 C의 2개 구간에 적용되었으며, 각 구간에 4개 소씩 돌망태틀을 설치하되 하도의 미지형을 회복하면서 곡선화를 유도하기 위해 6m 간격으로 좌우 기슭을 번갈아가며 배치하였다. 돌망태틀놓기공법에 사용된 돌망태틀은 1개의 규격이 가로 2m × 세로 1m × 높이 0.3m인 돌망태틀 개소 당 3개씩 연결하여 1개의 돌망태틀을 구성하며, 철선망을 이용하여 현장에서 조립하여 설치하였다. 구간 A의 설치길이는 26m(폭 2m×4개소 + 간격 6m×3개소), 구간 C는 30m(폭 3m×4개소 + 간격 6m×3개소)로 총 약 60m의 구간에 시공하였다. 돌망태틀놓기공법을 설치함으로써 유속 감소, 기슭침식 방지, 수질 정화, 어류생태계 보호 등의 시공효과를 기대할 수 있다.

구간 A의 경우 내통교로부터 약 10m 하류의 좌측 계안(습지조성 쪽)부터 설치하였으며,

돌망태틀 설치에 앞서 하상을 일부 정리하되 계안과 연접하도록 하였다. 구간 C에서는 하폭이 상대적으로 좁은 현장조건을 감안하여 3m 폭 부분을 길이로 활용하여 배치하였다. 돌망태틀놓기공법의 세부 공정과 내용은 표 3과 같으며, 현장 시공과정은 그림 13에 사진으로 나타나 있다.

표 3. 돌망태틀놓기공법의 세부공정 흐름

공정	내용	비고
바닥고르기	·불안정한 하상을 정리 ·설치면 고르기	·작업 및 틀 설치가 용이하도록 하상면을 고름
돌망태틀 설치 위치 선정	·수류의 충돌로 인한 기슭침식이 예상되는 지점 ·6m 간격으로 좌우 교대하면서 반복 배치되도록 함(4개소)	·수류의 격퇴 및 유도에 따른 침식과 퇴적 예상
돌망태틀 짜기	·설치현장 부근에서 작업 ·규격: L 2m × W 1m × H 0.3m	
돌망태 놓기	·개소 당 돌망태 3개를 연결하여 1조가 되도록 설치지점에 배치 ·기슭에 연접하도록 설치 ·설치규모: 2m × 3m × 0.3m	·하폭의 현장조건을 감안하여 가로와 세로를 바꾸어 설치 가능
돌망태틀 고정말뚝 박기	·3개의 돌망태를 결합한 돌망태틀의 4개 모서리부에 1m 길이의 말뚝을 박아 일체화되도록 고정	·바닥이 단단할 경우 철근 사용
돌채우기	·각 개소별로 고정시킨 돌망태에 돌을 채우면서 단단히 결합되도록 다짐	·윗면을 평탄하게 다짐
덧개 씌우기	·철망덧개를 씌워 철선으로 엮음	·덧개 열린 틈이 없도록 유의
마무리 및 정리	·설치상의 결합여부 확인, 마무리 ·주변 정리	





시공 전 모습



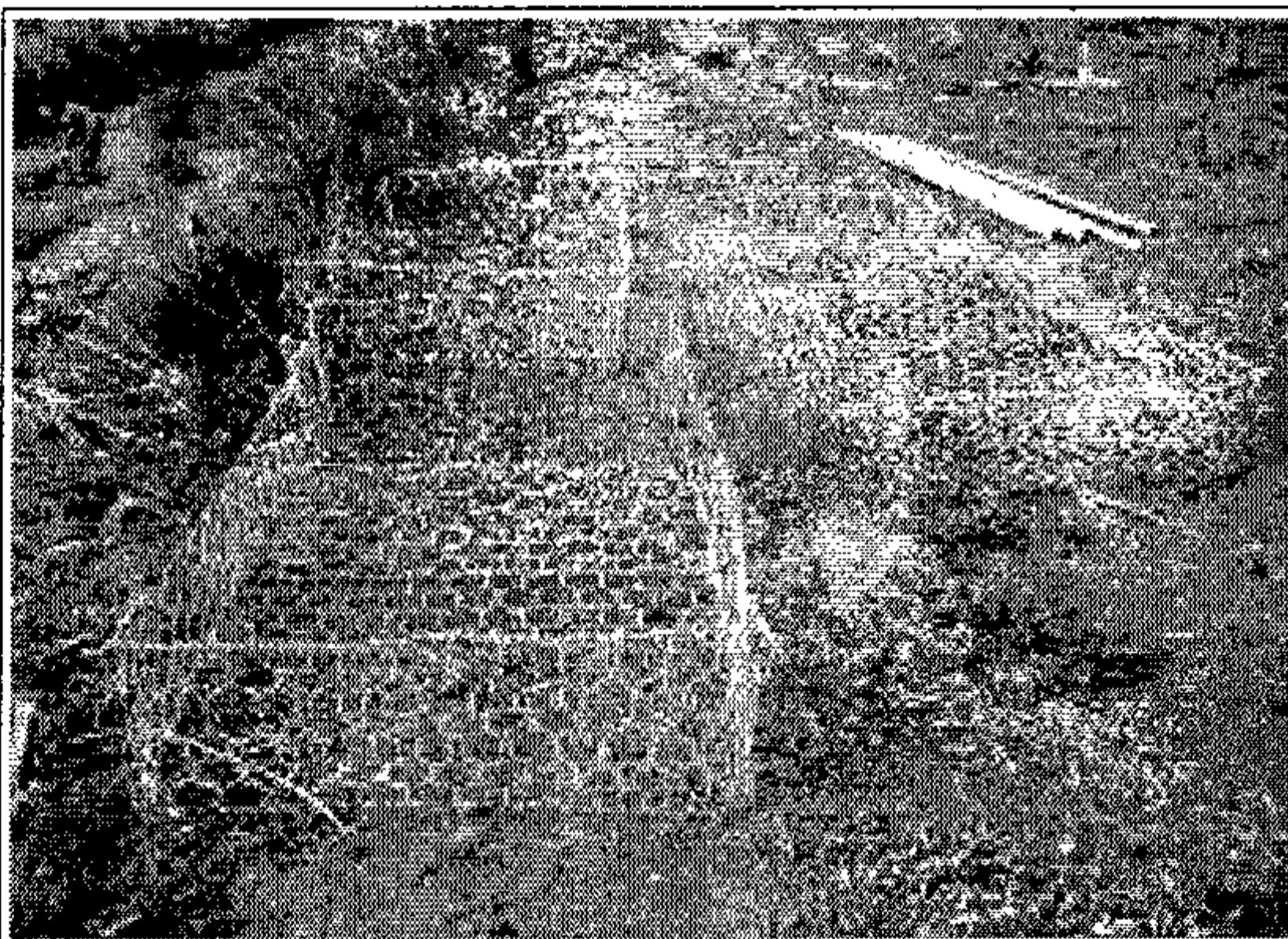
시공 전 모습



설치 전 하상정비



돌망태틀 설치위치 선정

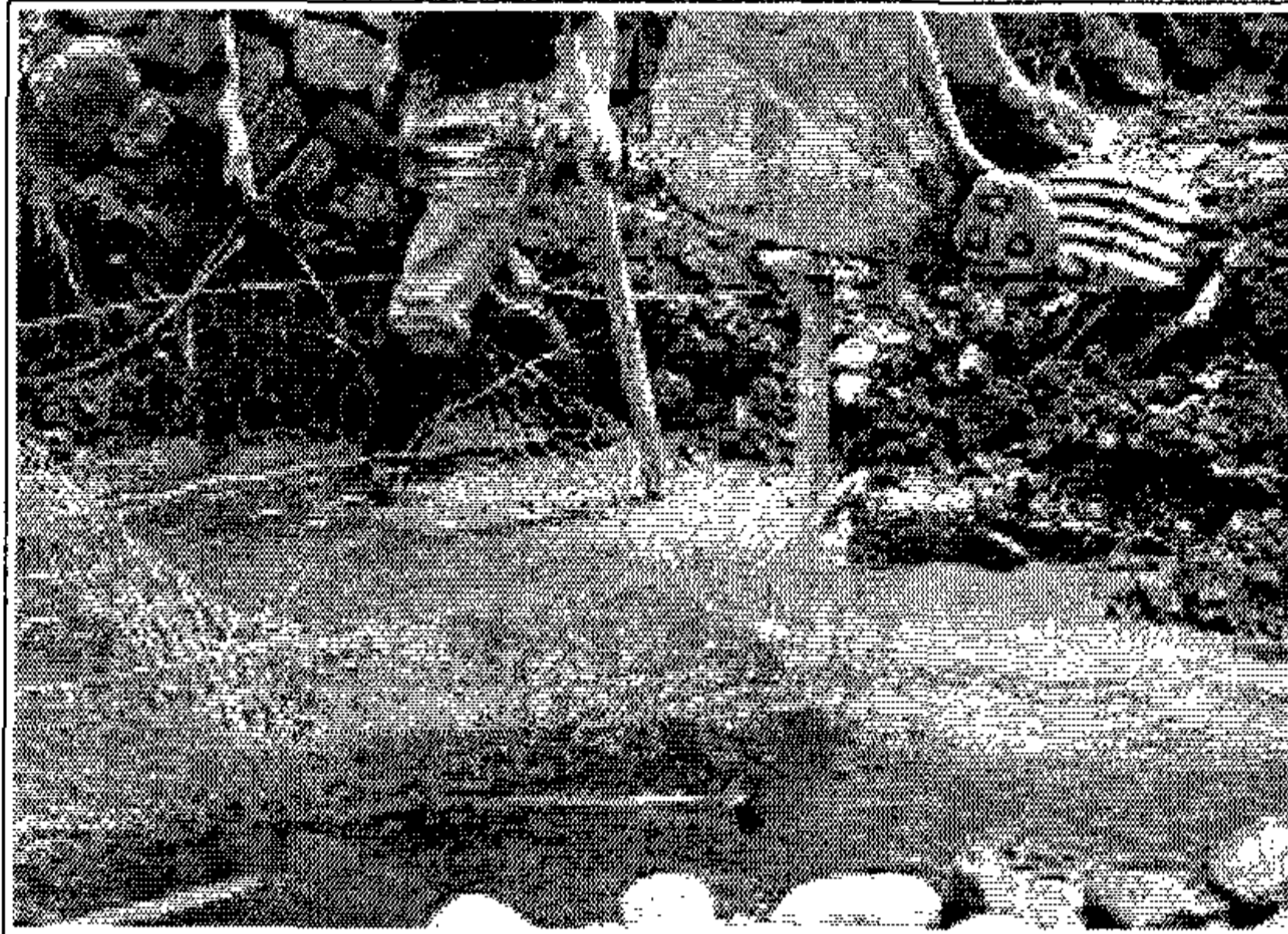


돌망태틀 짜기



돌망태틀 놓기

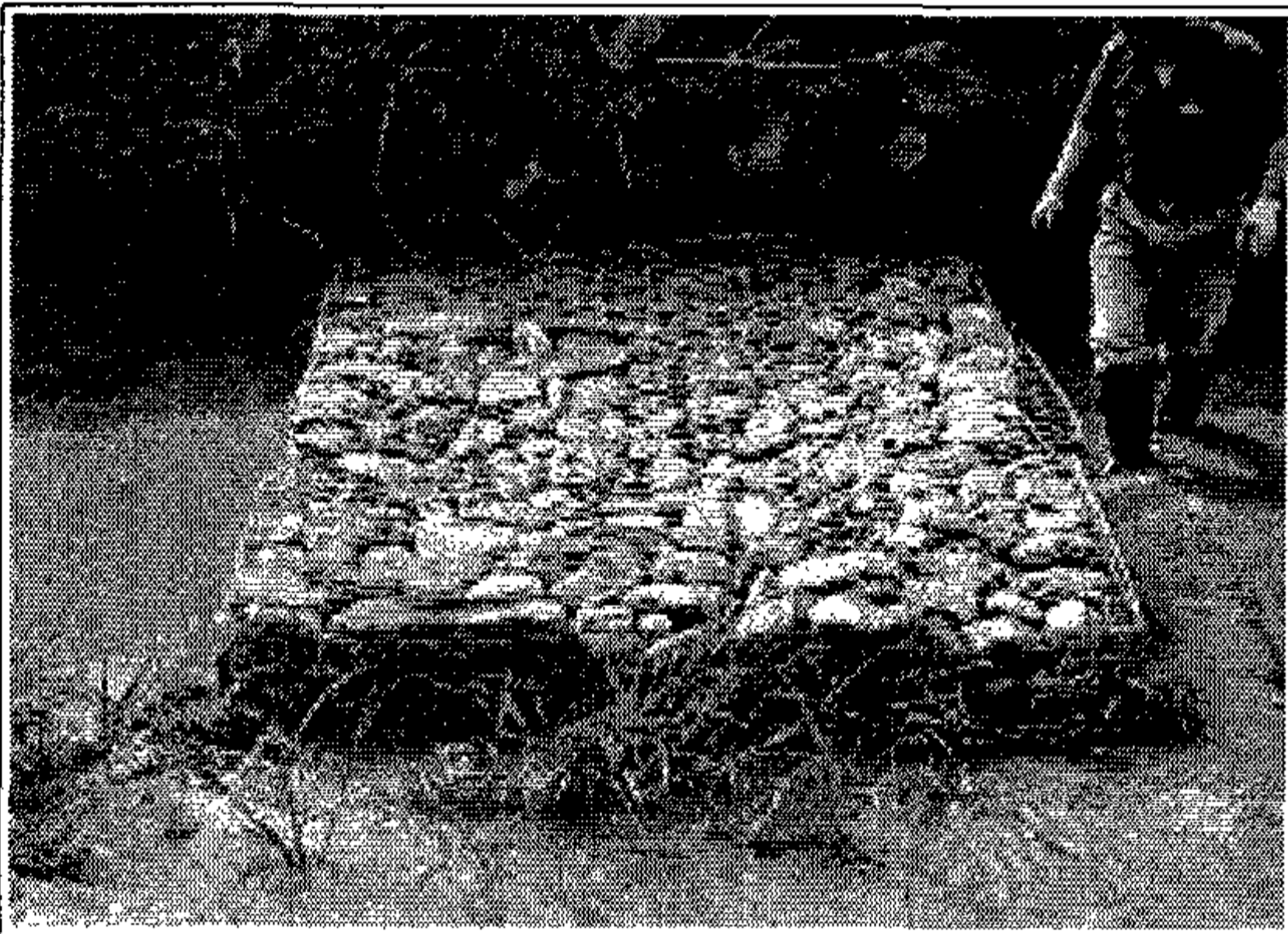
그림 13. 돌망태틀놓기공법의 현장 시공과정 (계속)



돌망태 고정말뚝 박기



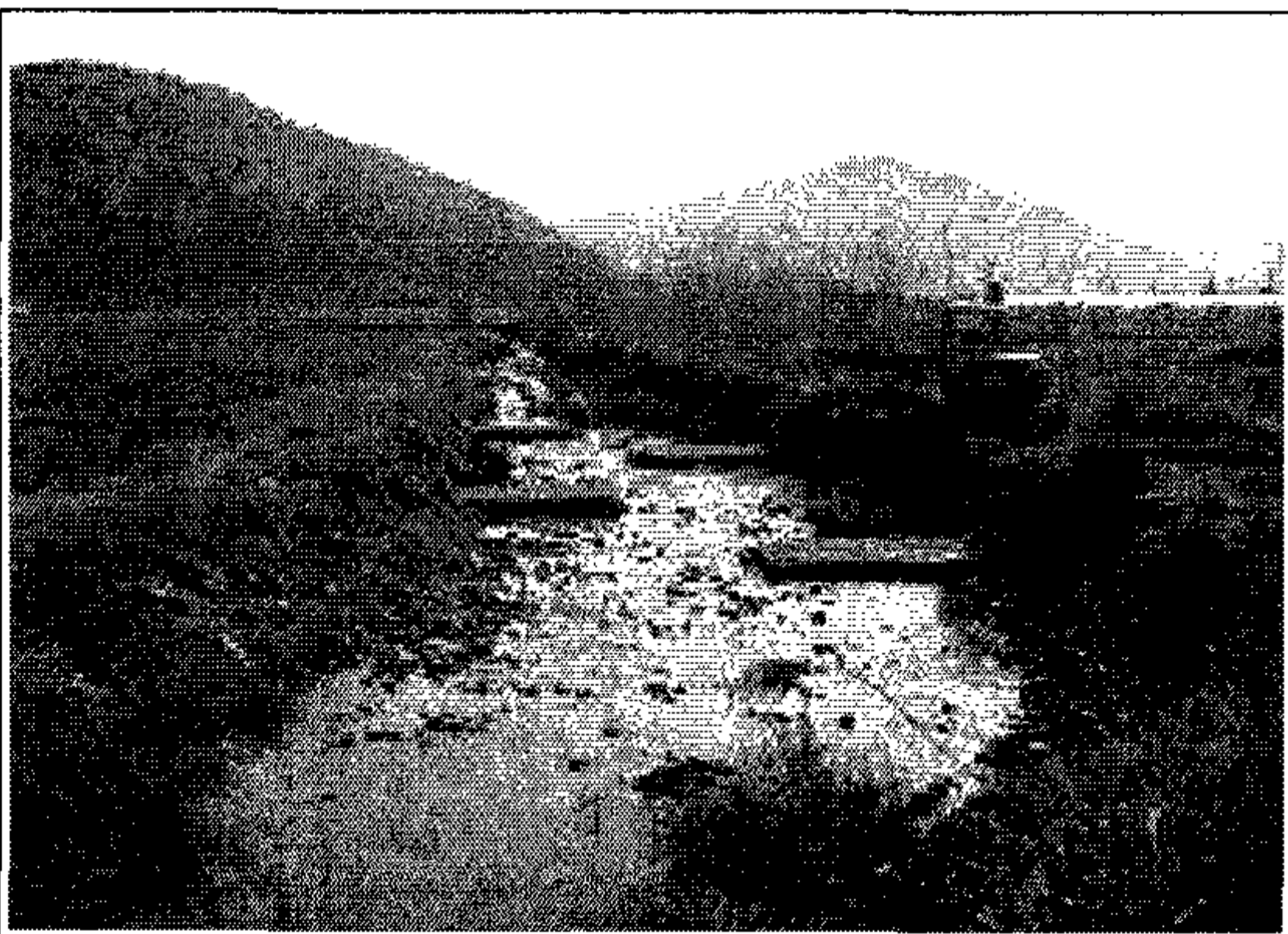
돌채우기



덮개 씌우기



마무리 작업



시공완료 후 모습



시공완료 후 모습

그림 13. 돌망태틀놓기공법의 현장 시공과정

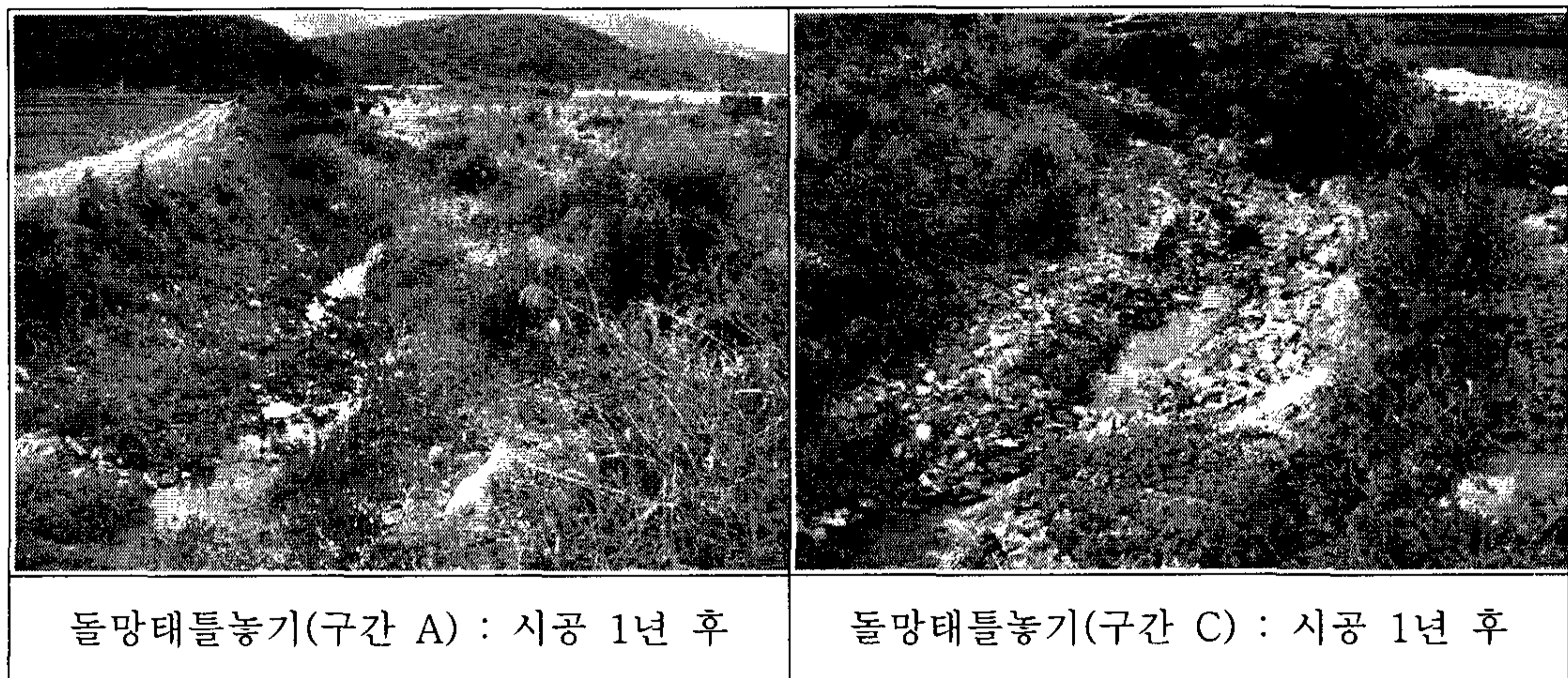
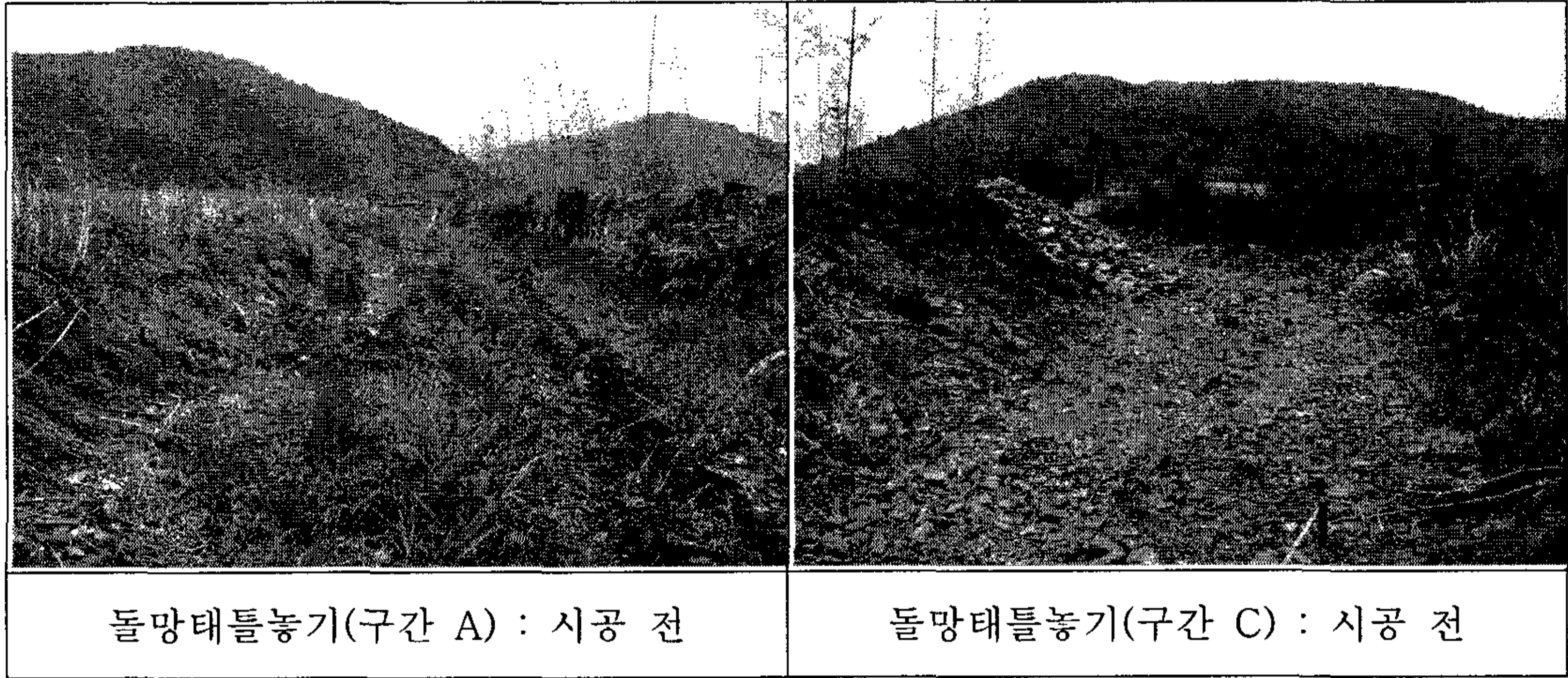


그림 14. 돌망태틀농기공법 시공 전과 1년 후의 비교

## 나. 버드나무울짙기공법의 시공

버드나무울짙기공법(버드나무바자엮기공법)은 구간 B(급경사형) 및 구간 C(완경사형)의 포락 등 기슭침식이 발생하여 보호가 필요한 지점을 대상으로 적용하였다. 대상 구간의 우측은 농경지 보호를 위한 석축부로 인해 설치가 곤란하여 좌측 계안만 설치하였다. 설치 길이는 당초 각각 15m 씩 계획하였으나, 현지 정밀조사를 거쳐 완경사면(구간 C)에 10m, 급경사면(구간 B)에 20m로 총 30m의 구간에 시공하였으며, 각각 4단씩 올라가도록 설치하였다. 따라서 버드나무울짙기의 시공규모는 급경사의 구간 B에서 20m×3m×2m, 완경사의 구간 C에서는 10m×5m×2m가 된다.

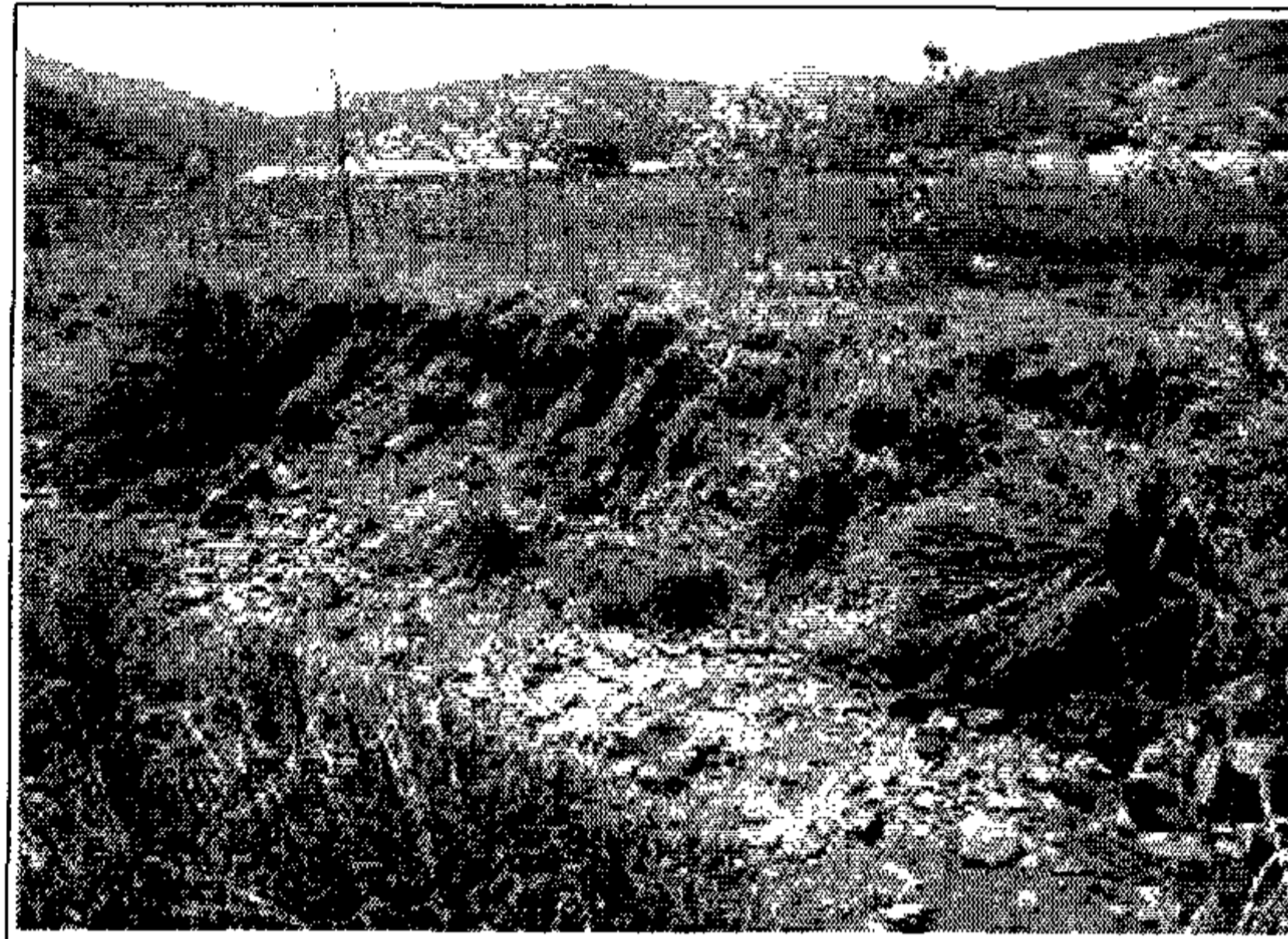
하천 기슭에 버드나무울짙기공법을 도입함으로써 식생 피복에 의한 기슭 보호와 함께, 수류와 인접한 경우 유속을 감속시켜 세굴을 방지하고 수질정화, 어류생태계 보호 등의 시공효과를 기대할 수 있을 것으로 판단된다.

버드나무울짙기공법 시공의 세부 공정과 내용은 표 4와 같으며, 현장 시공과정은 그림 15(구간 B, 급경사면)와 그림 16(구간 C, 완경사면)에 사진으로 나타나 있다.

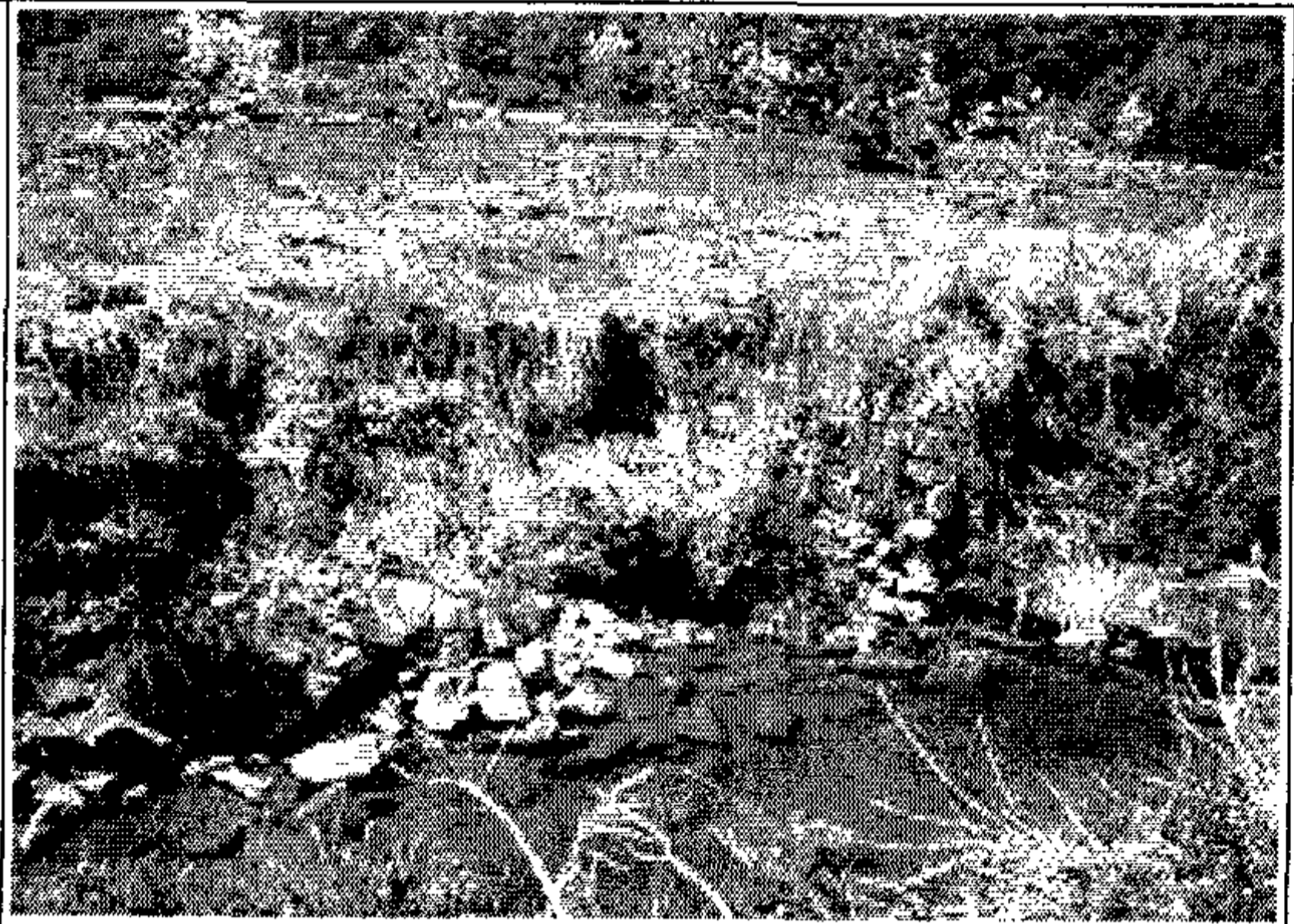
시공과정에서 특기할 사항으로, 버드나무 울짙은 엮을 때 나무말뚝에서 풀리지 않도록 시공하되, 가능하면 가지가 굵은 부분을 사용하도록 하며, 또한 나무말뚝은 지름 8cm 이상의 견고한 말뚝을 사용하도록 한다. 또 버드나무 울짙을 엮고 난 후의 뒷채움은 기존 정리한 석축 및 호박돌을 채워 넣되, 버드나무 울짙이 무너지지 않도록 견고하게 시공하도록 한다.

표 4. 버드나무울짙기공법의 세부공정 흐름

공정	내용	비고
비탈고르기	·불안정한 지반을 정리 ·면고르기	·작업하기 용이한 지반으로 만들
하단부 1단 코이어롤 설치	·유속에 의한 하단부의 침식을 방 지하기 위하여 설치 ·철근으로 고정	·유로형성에도 도움을 줌
철근말뚝 박기	·암석이 많은 하단부에 철근 말뚝 으로 설치(30cm간격으로) · $\varnothing$ 160mm, 길이 120cm	·코이어롤 고정 기능
버드나무 엮기	·길이 120~130cm, $\varnothing$ 10mm의 갯 버들 사용 ·갯버들 - 하천변에서 생장 양호	·버드나무류의 특성상 가지 가 유연성이 있음 ·토양보정능력의 기대 큼
부직포 설치	·근계가 뺏어나갈 수 있도록 부직 포에 구멍을 낸 ·버드나무 엮기 후 뒷면에 부직포 설치	·과다한 토사유출을 방지
2단 나무말뚝 박기	· $\varnothing$ 100mm, 길이 120cm의 나무 말뚝 박기 ·50cm 간격으로 말뚝 설치	·생목으로 사용
버드나무 엮기	·2단 버드나무 엮기	
부직포 설치	·2단 부직포 설치	
3, 4단	·2단 공정의 반복 (나무 말뚝 박기→버드나무 엮기 →부직포 설치)	
복토	·흙퇴메우기 후 지반정리 및 전압 ·마무리 및 주변정리	·복토작업 후 버드나무 가 지 삽목



급경사 지역



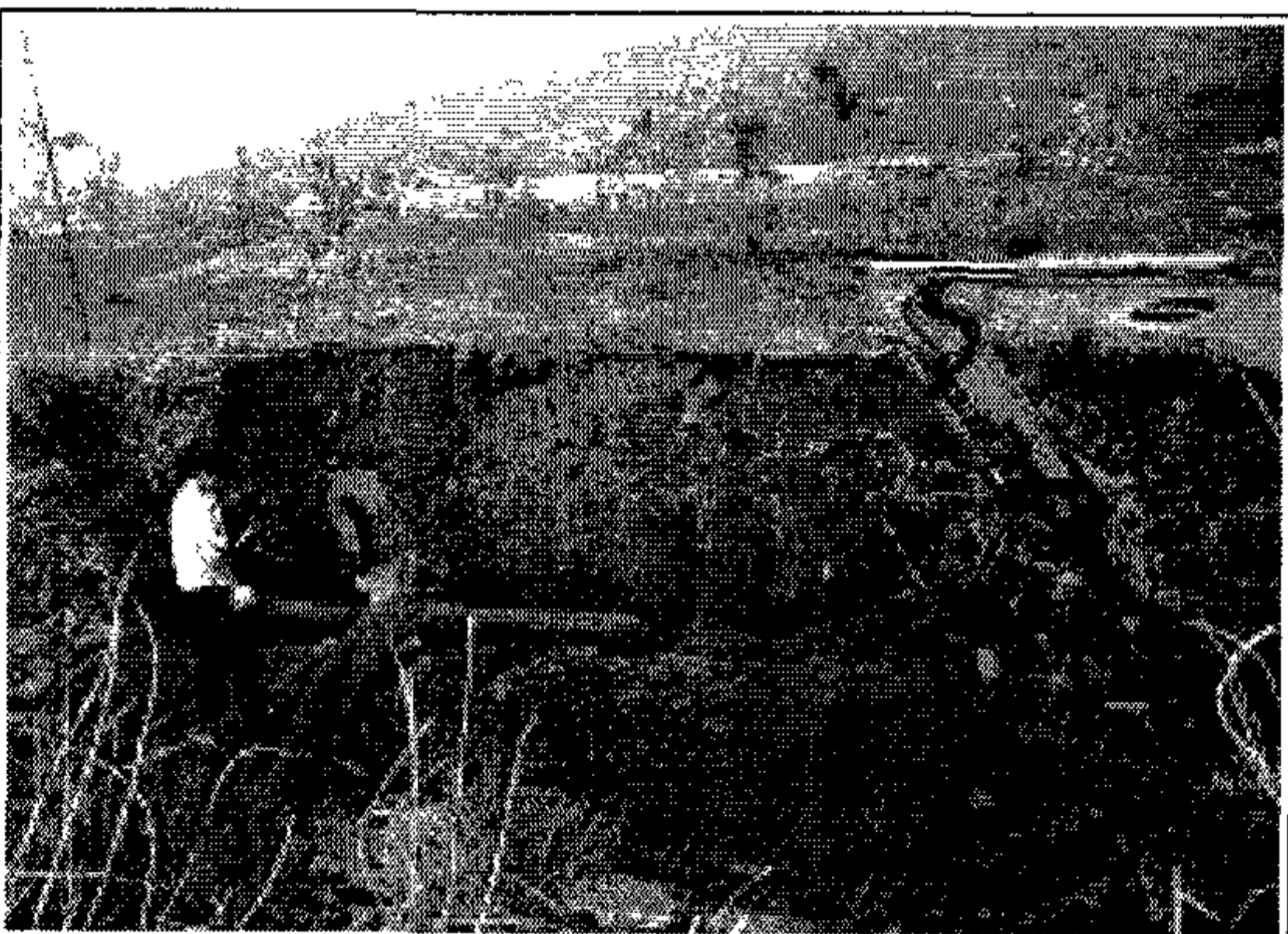
급경사 지역



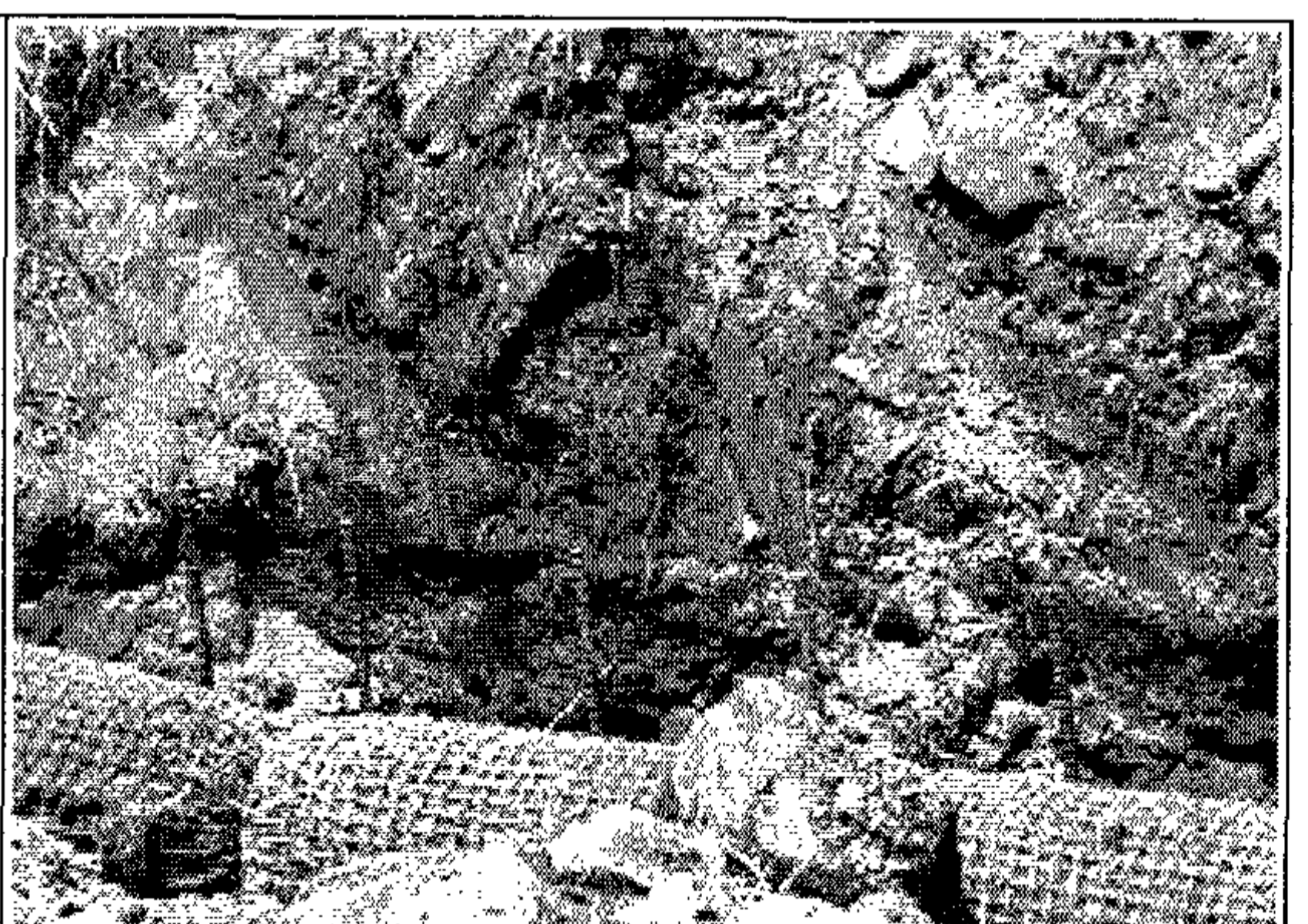
장섬유 부직포 조제



장섬유 부직포

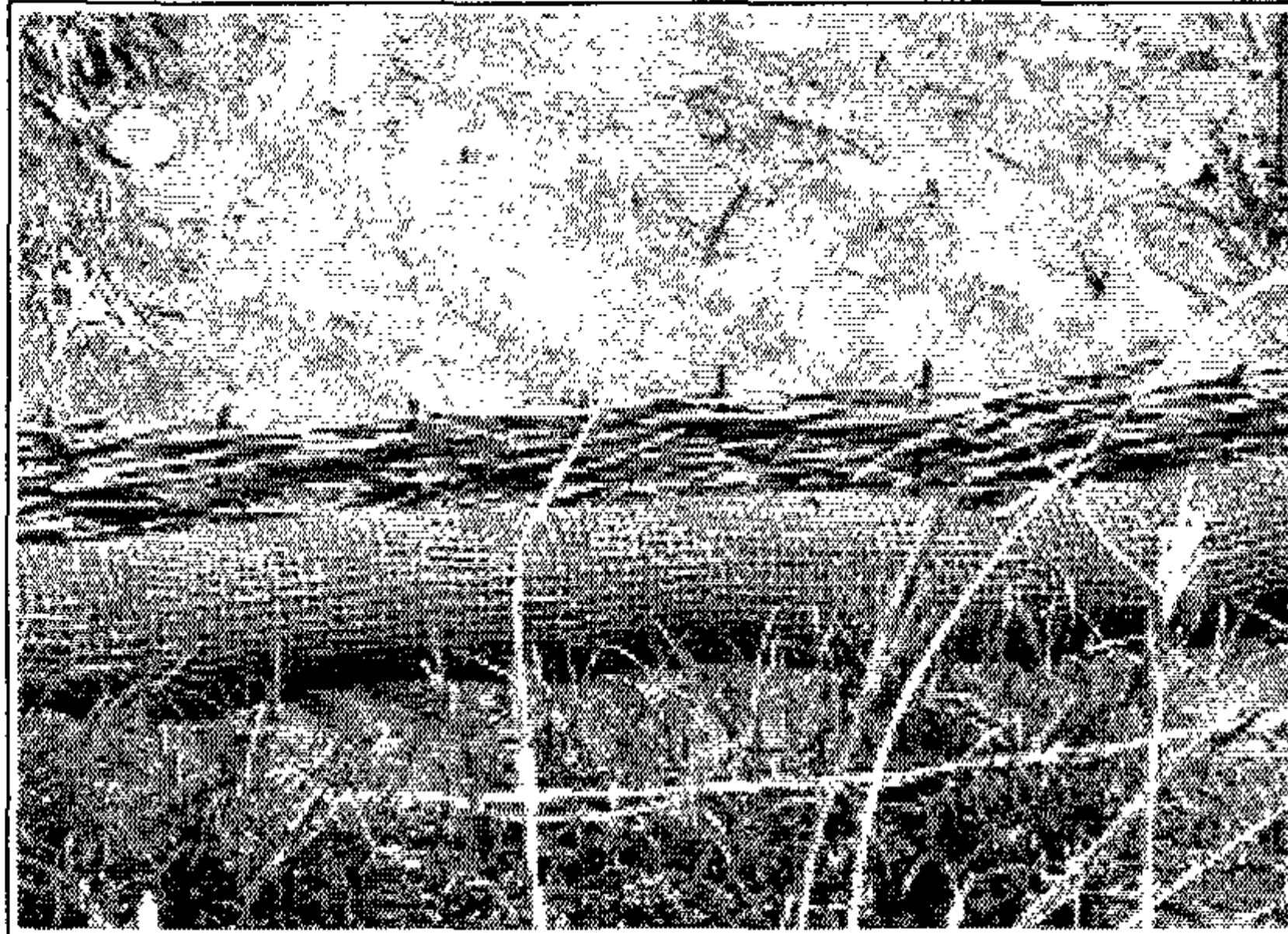


지반정리 및 코이어를 설치



코이어를 + 철근 설치(1단)

그림 15. 버드나무울짙얹기공법의 현장 시공과정 : 급경사지역 (계속)



버드나무 얽기



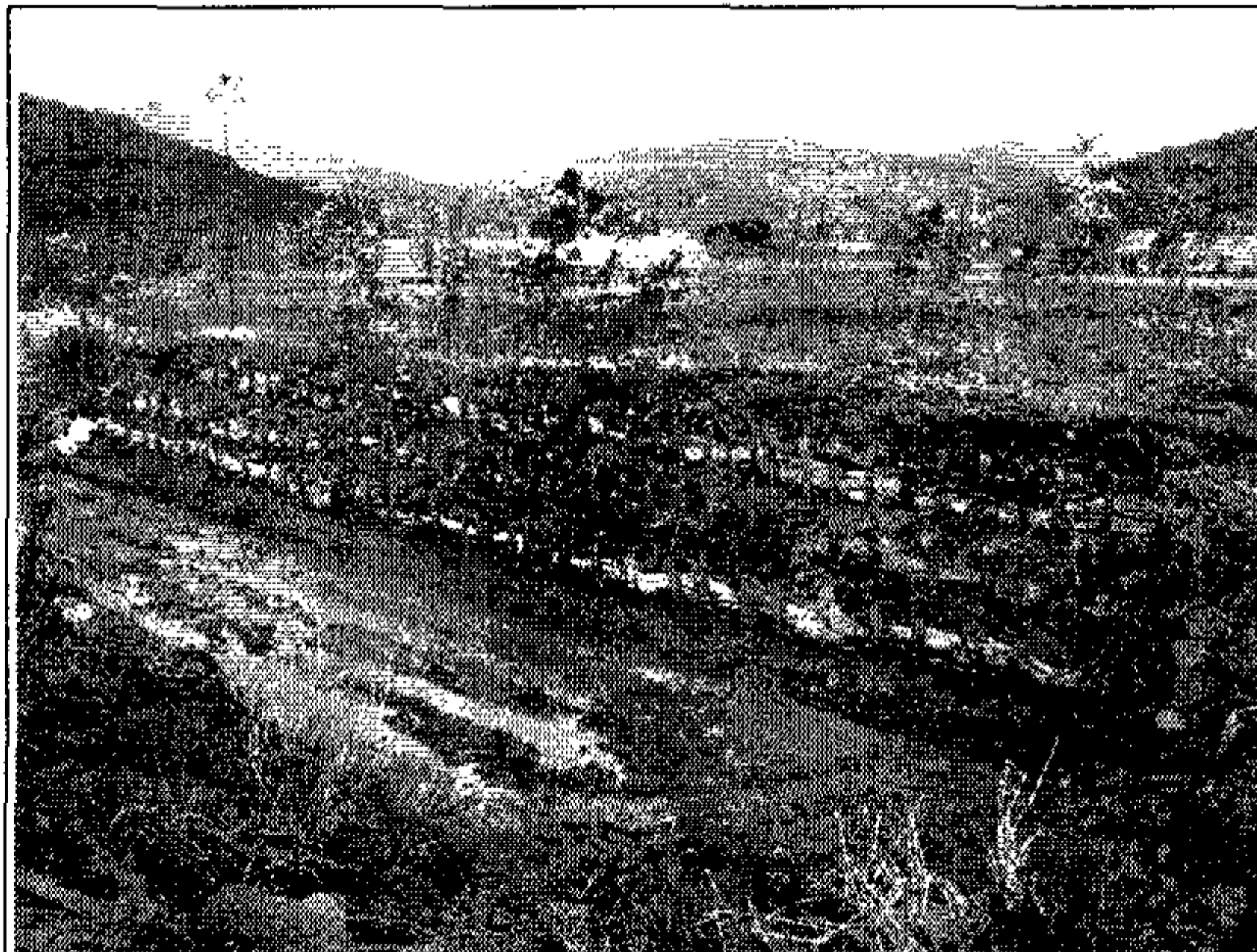
부직포 설치



2, 3단 말뚝박기



버드나무 얽기, 삼목



급경사지역 시공 후 모습(전경)



급경사지역 시공 후 모습(근경)

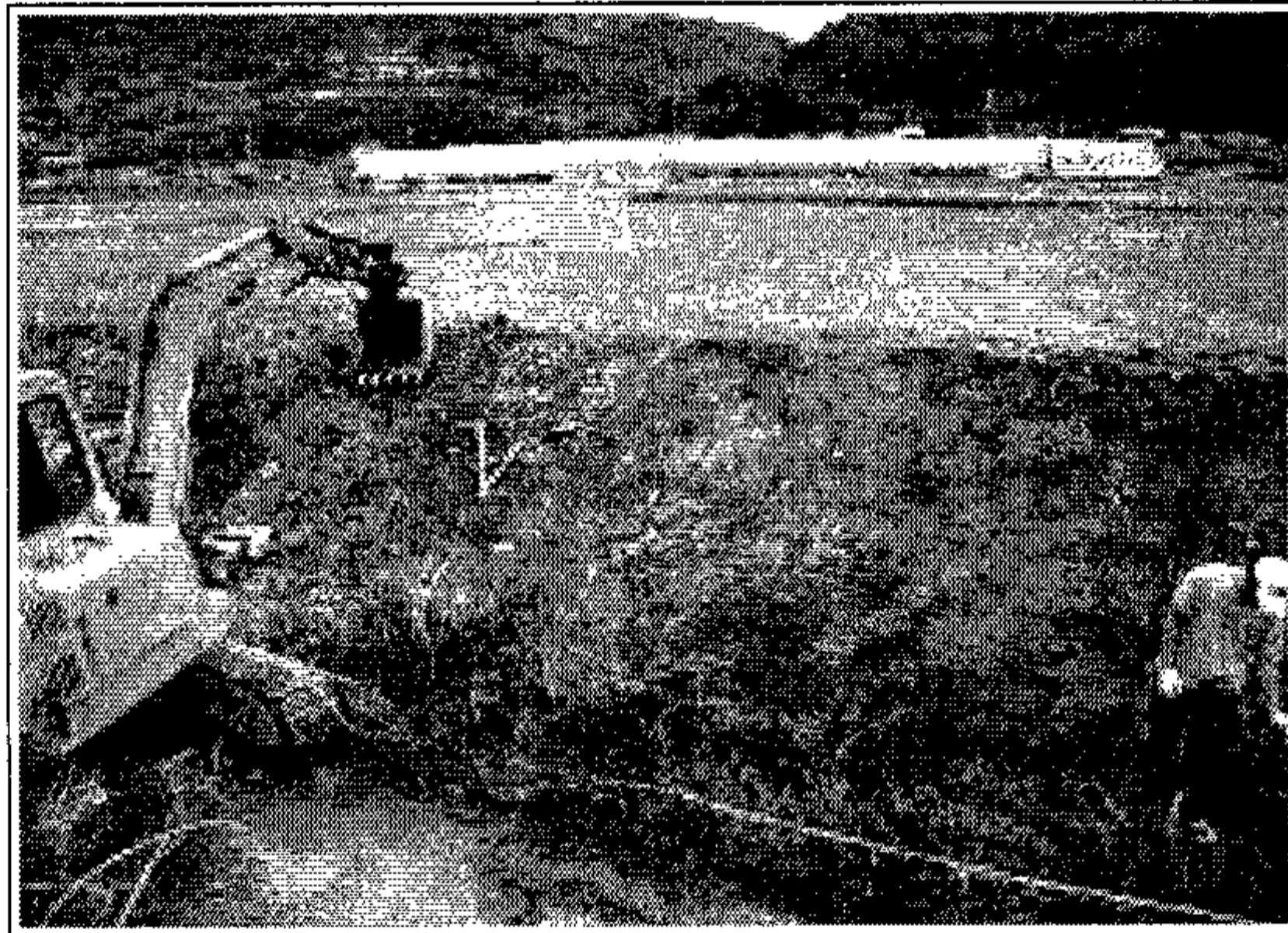
그림 15. 버드나무울짙얽기공법의 현장 시공과정 : 급경사지역



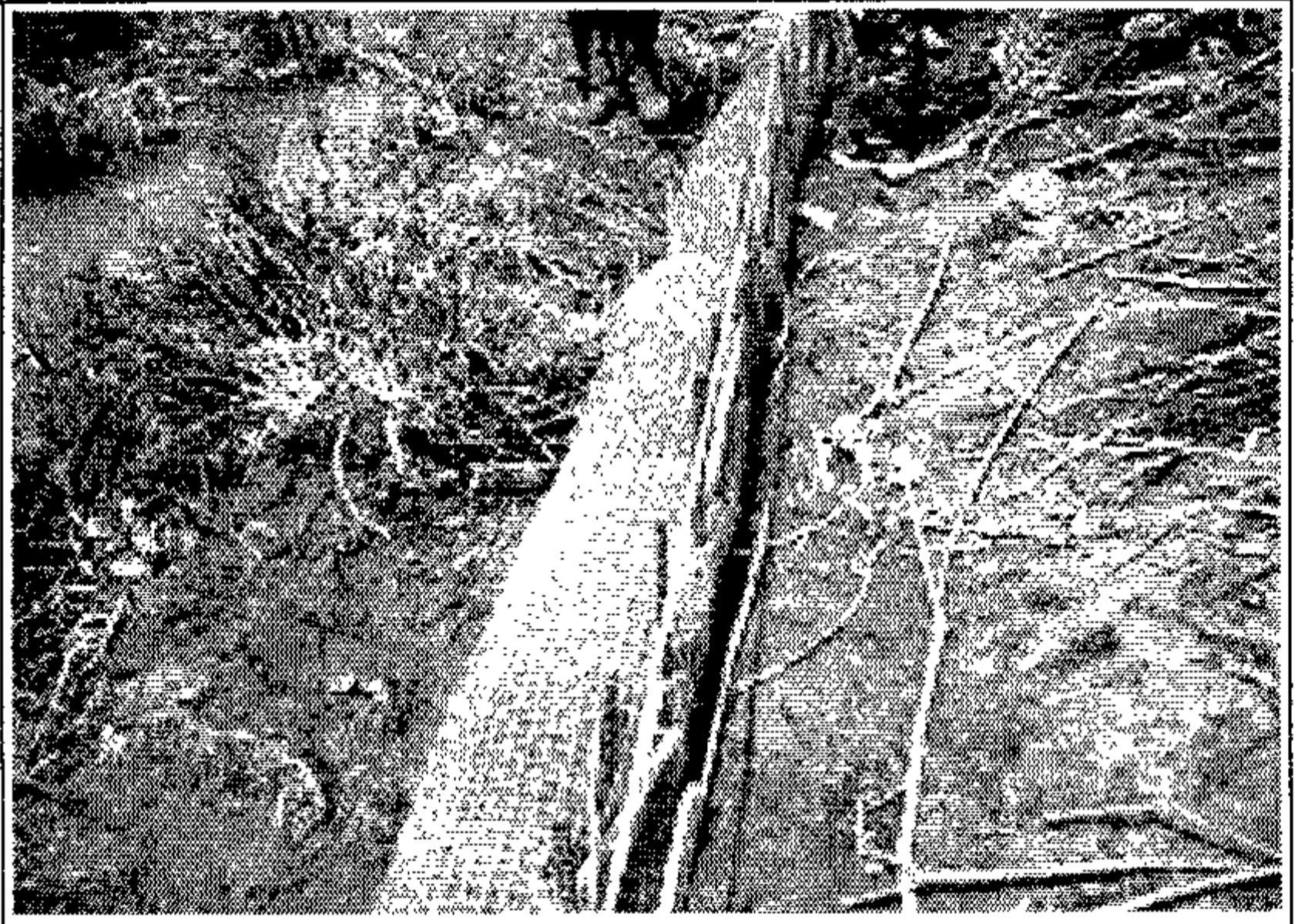
완경사 지역



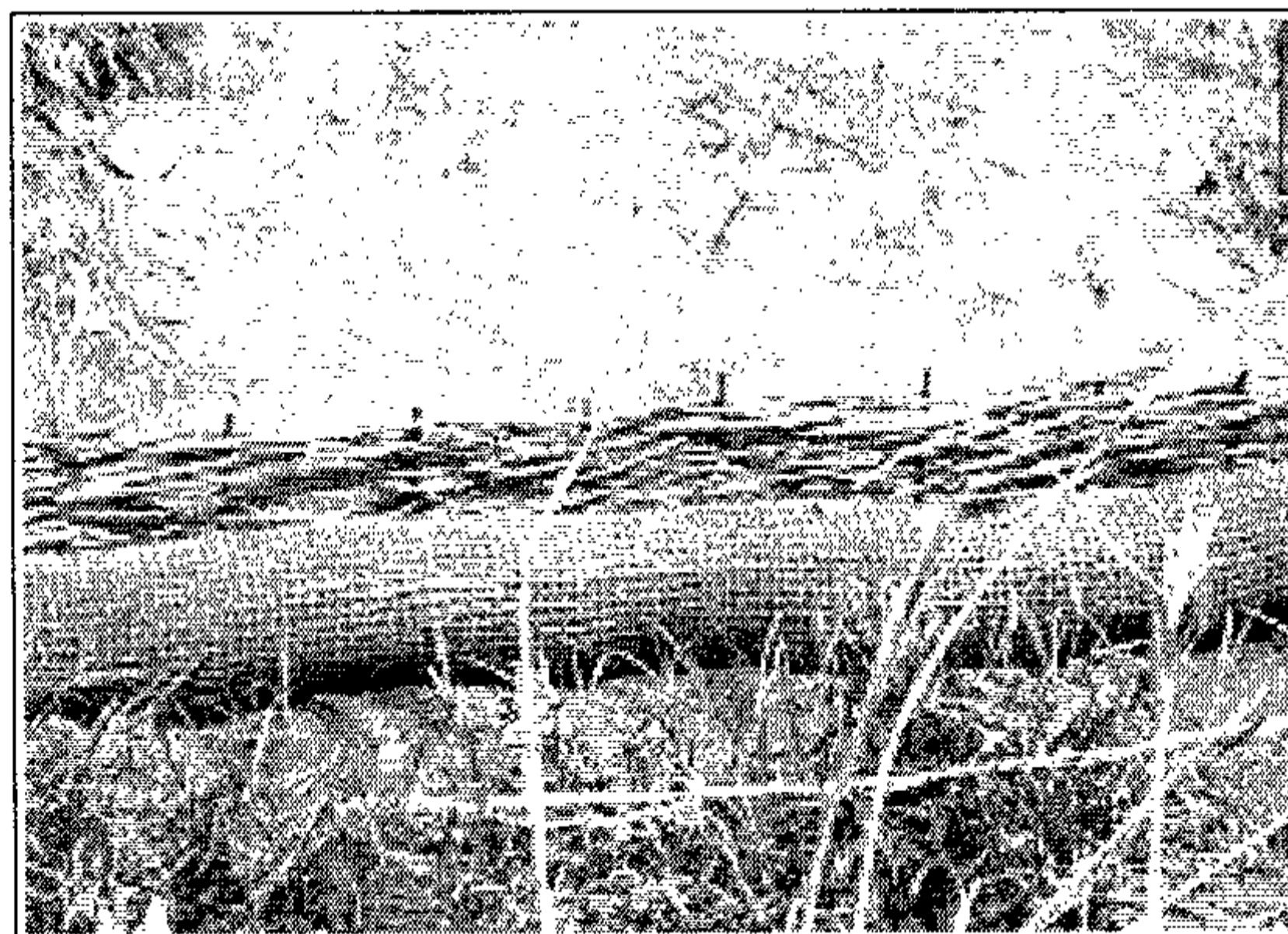
완경사 지역 구획



지반 정리



코이어롤 + 철근 설치(1단)



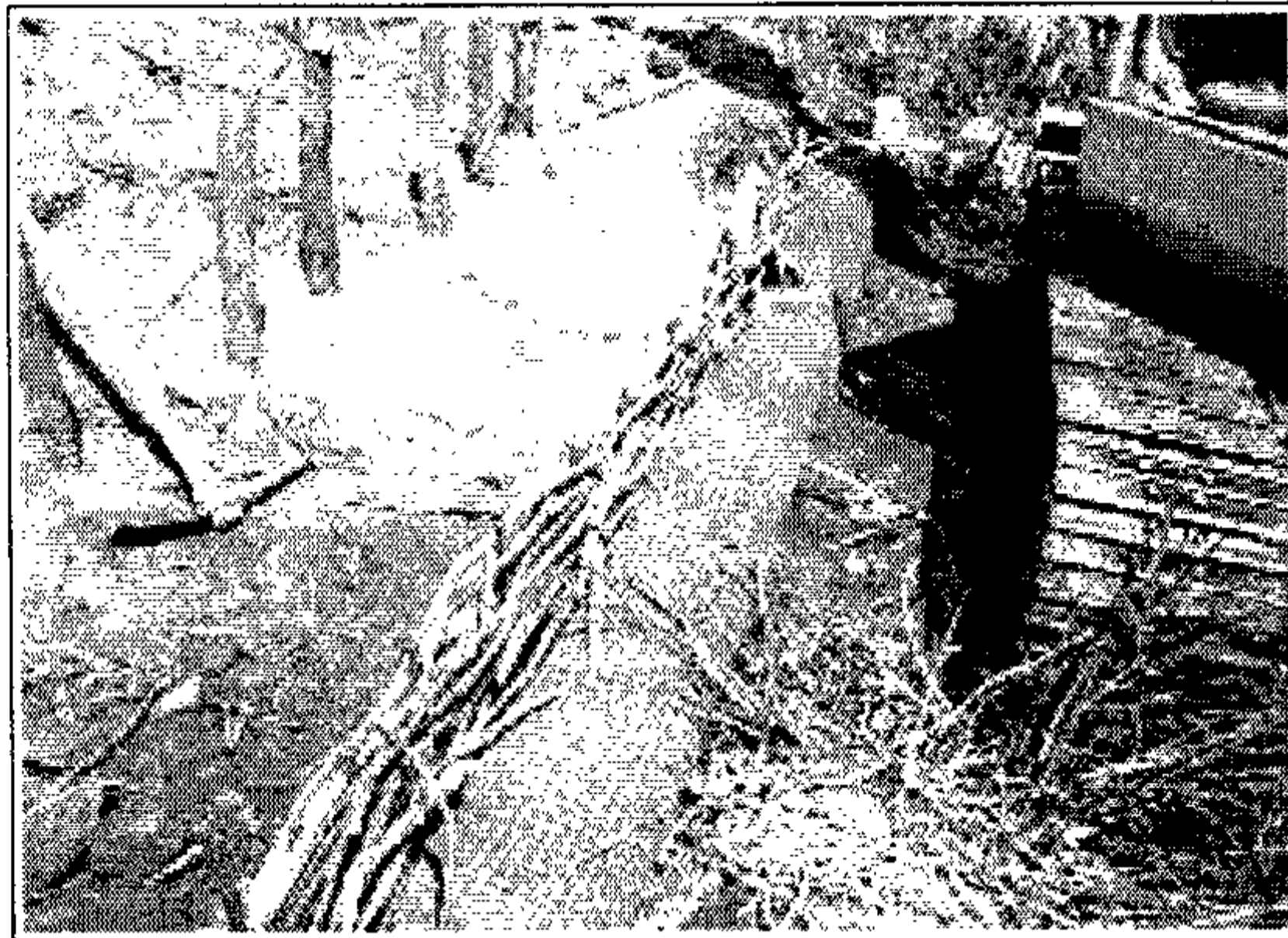
버드나무 얹기



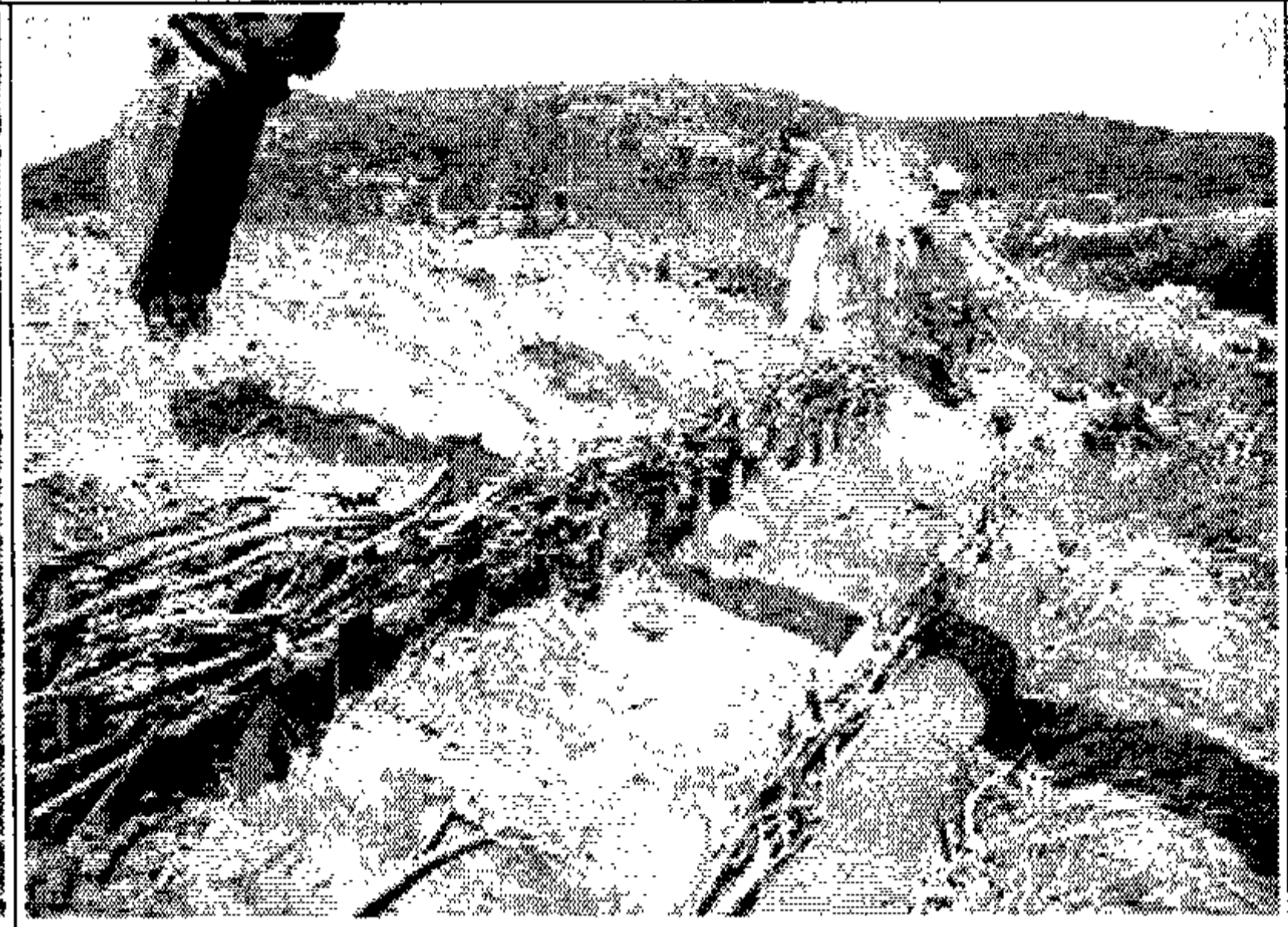
부직포 설치

그림 16. 버드나무울짱얹기공법의 현장 시공과정 : 완경사지역 (계속)





2단 말뚝 설치



2단 버드나무 엮기



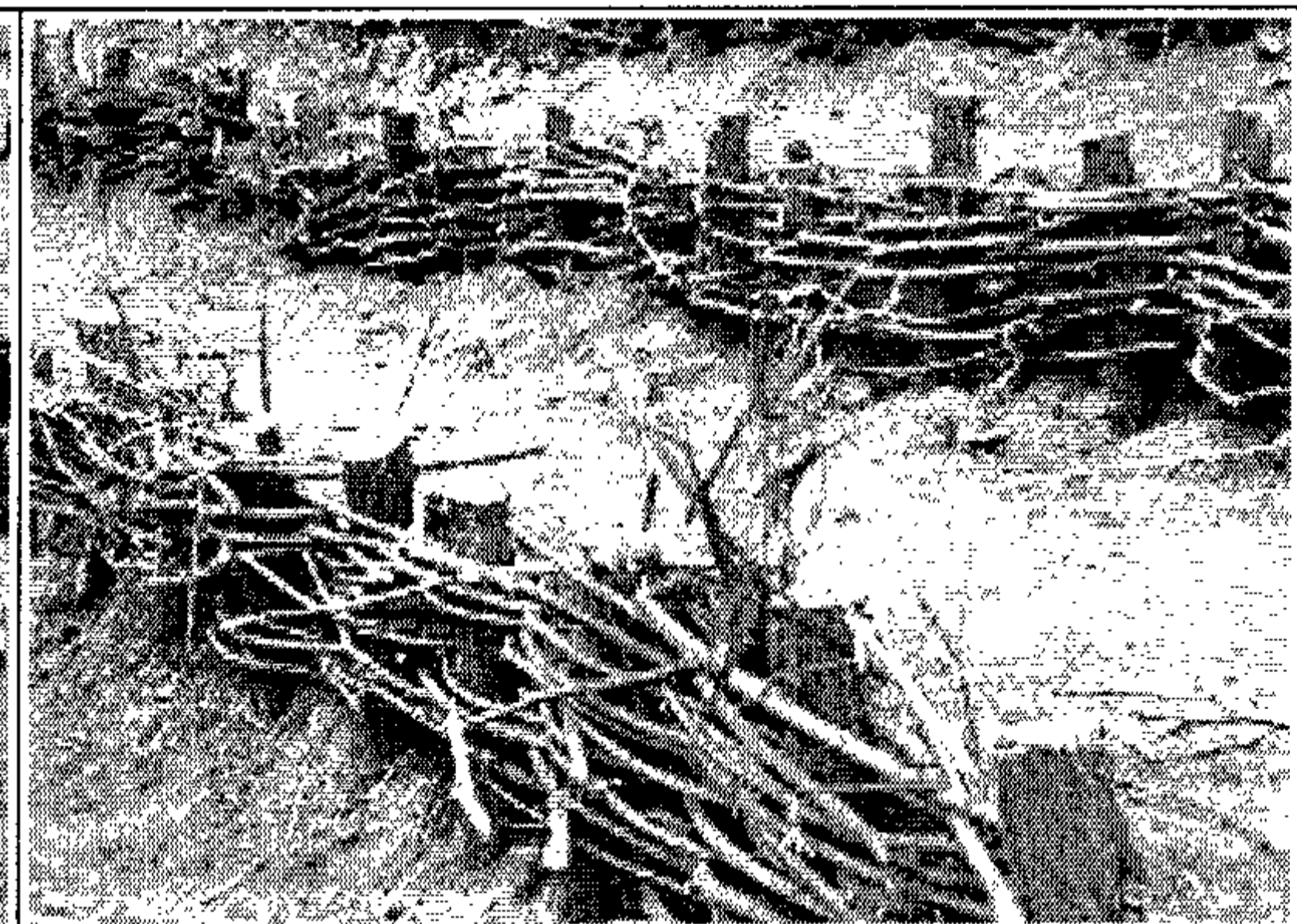
버드나무울짙기



3단 말뚝 설치



완경사지역 시공 후 모습(전경)



완경사지역 시공 후 모습(근경)

그림 16. 버드나무울짙기공법의 현장 시공과정 : 완경사지역



그림 17. 버드나무울짱엮기공법 시공 전과 1년 후의 비교

### 3. 셋강 기슭의 안정화공법에 의한 생태기능 복원효과

기슭 안정화공법 도입에 따른 셋강의 생태기능 복원효과를 물리적 특성과 생태적 특성의 두가지 관점에서 살펴보고자 한다. 물리적 특성이란 유로의 변동과 그에 따른 토사의 퇴적과 이동 등으로 말미암은 하도 또는 하상의 변화를 말하며, 생태적 특성이란 하천의 종적, 횡적 구조 상에서 나타난 생물 요소에 의해 표현되는 특징을 의미한다고 할 수 있다. 하천은 항상 변화하는 속성을 지니고 있으므로 하천복원계획에 있어 시간적인 척도는 매우 중요하나(환경부, 2002), 이 연구에서는 기슭 안정화공법 시공 후 약 1년 정도의 기간에 나타난 변화를 통해 제한적인 복원효과를 정리하였다.

#### 가. 하도 특성 및 기슭 안정 특성의 변화

하도는 물과 물이 운송하는 유사에 의해 형성되고, 유지되고, 변화된다(환경부, 2002). 셋강의 물리적 특성으로서 하도의 변화과정을 파악하기 위해서 하도의 평면형과 종단 및 횡단형을 비교할 필요가 있다. 기슭 안정화공법 모델 설계를 위해 2004년 실태조사차 셋강의 하도 특성을 파악하기 위해 현황측량 및 종·횡단측량을 실시(그림 4, 5, 6)한 바 있으나, 기슭 안정화공법의 시공과 시공 이후의 하상 미지형 변화를 추적하기 위해 곧바로 불규칙적인 하상을 정비하였다. 따라서 이때의 하상면의 높이는 시공된 돌망태틀의 하단면과 거의 같은 수준으로 볼 수 있다.

돌망태틀놓기공법을 배치한 후 하도의 변화가 계속되는 바, 하도의 종적, 횡적 변화를 조사하기 위해 2005년 3월 및 2006년 3월에 전체 구간에 대한 현황측량 및 종·횡단측량을 실시하였다. 그림 18 및 그림 19에 2005년 및 2006년의 셋강 평면형을 나타내었다.

2004년 기슭 안정화공법을 시공하기 위해 하상 정비가 이루어졌던 것을 감안하면서 2005년 및 2006년의 하도 평면형의 변화를 살펴보면 다음과 같은 특징을 발견할 수 있었다. 전체적으로 볼 때 첫째, 하상 정비와 안정화공법 도입으로 유사의 침식과 퇴적이 새롭게 이루어지면서 과거와 다른 형상의 새로운 하도가 빠르게 형성(그림 18)되어 점차 변화(그림 19)하고 있다. 둘째, 하도 내의 퇴적공간을 바탕으로 식생의 점유면적이 점차 증가하고 있다. 좀 더 구체적인 측면으로서 셋째, 돌망태틀놓기 시공 구간에서 사행형의 특징이 뚜렷하게 나타나고 있다. 넷째, 버드나무울짱엮기를 시공한 구간에서는 직하류부에 유사의 퇴적이 촉진되면서 기슭 안정을 얻어가고 있다.(그림 18 및 19).

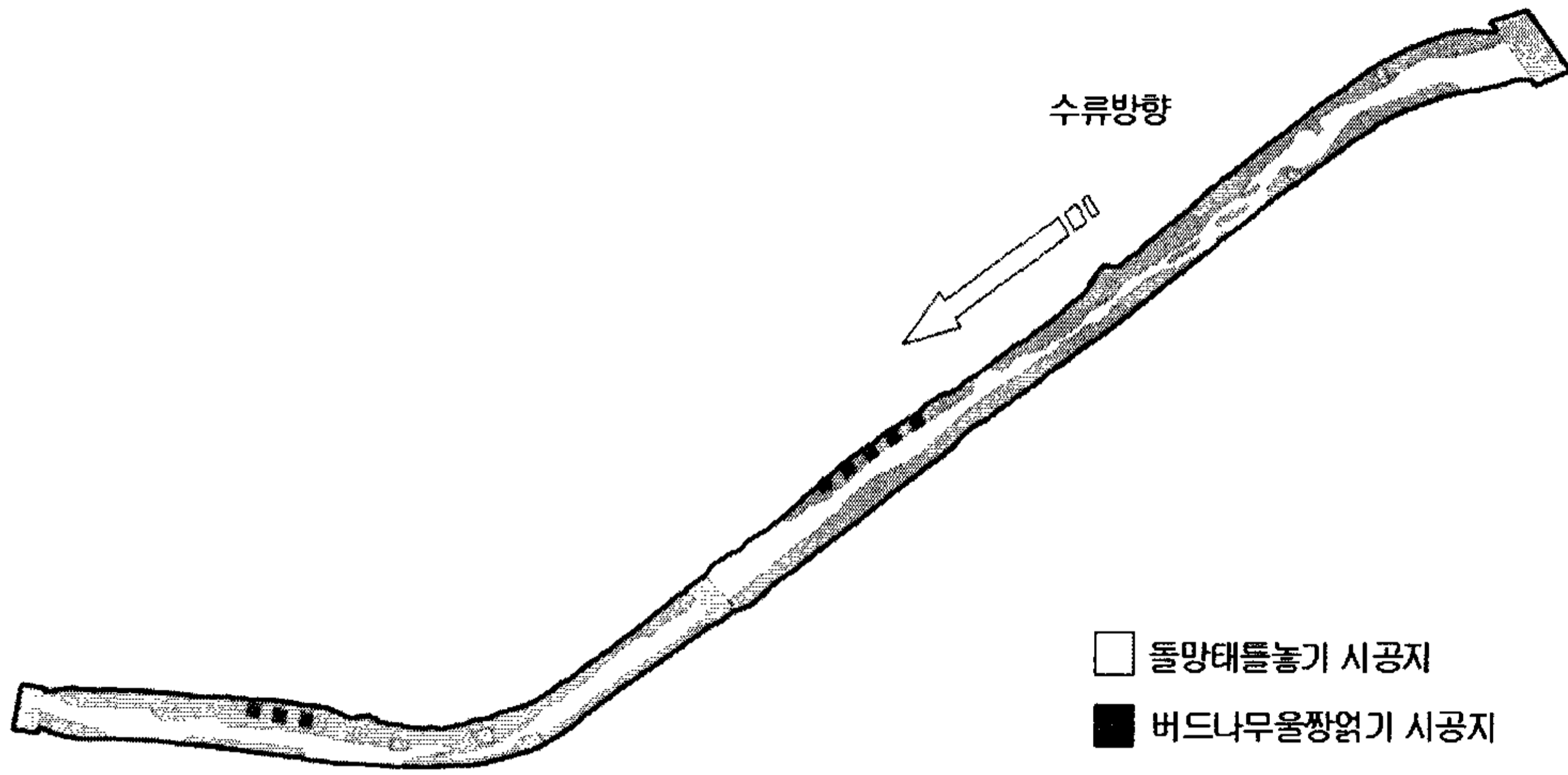


그림 18. 기슭 안정화공법 시공 후 셋강 평면도(2005)

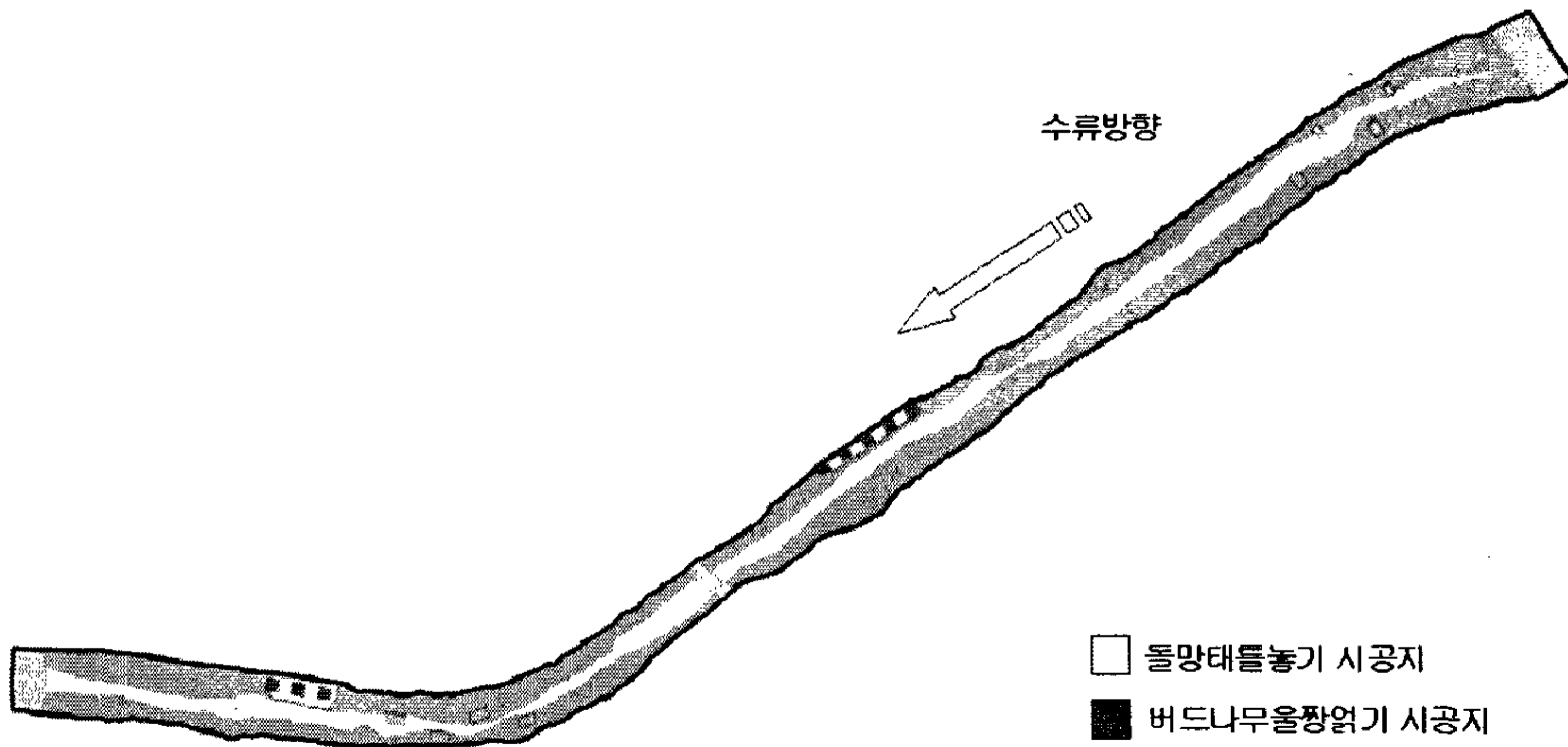


그림 19. 기슭 안정화공법 시공 후 셋강 평면도(2006)

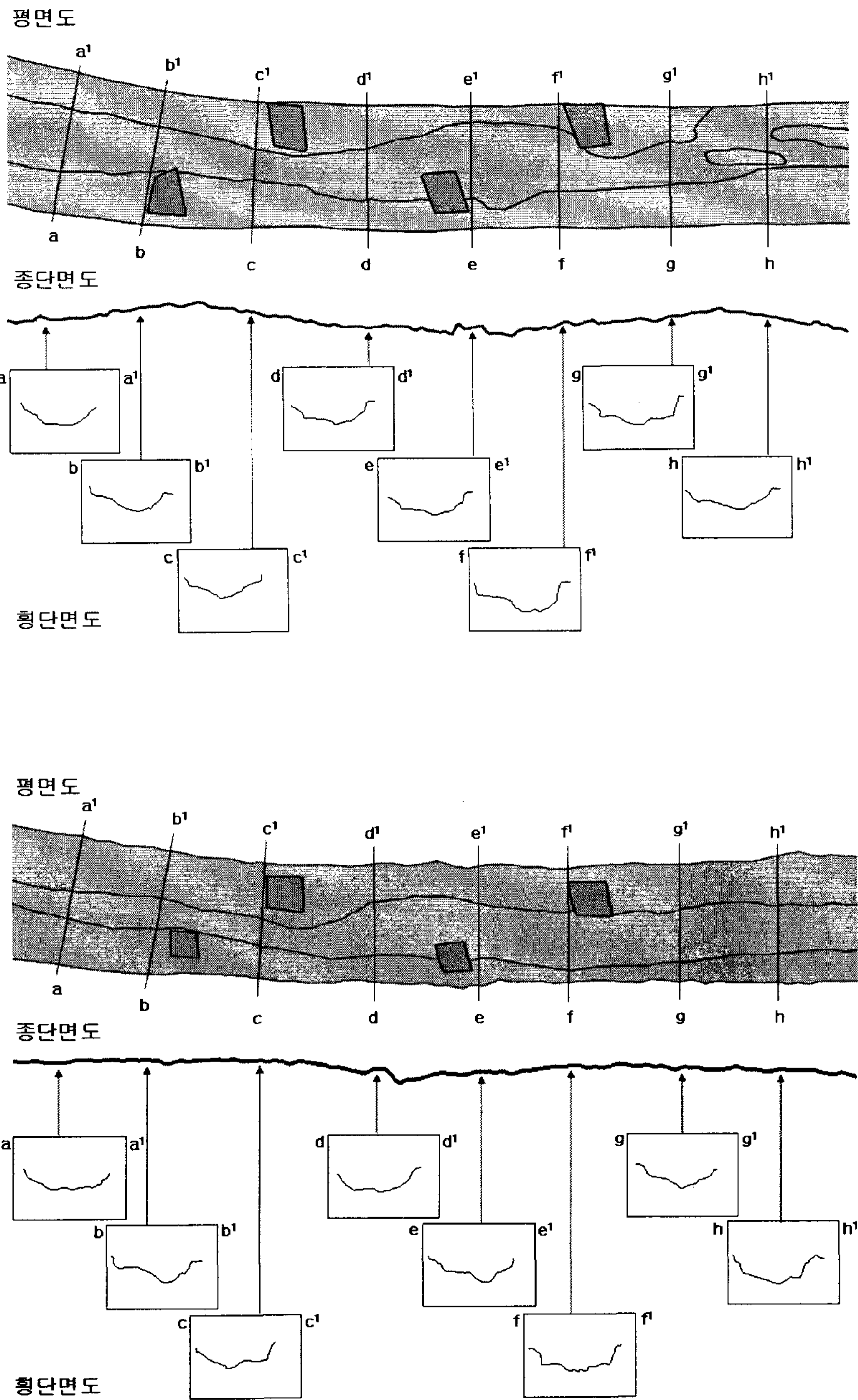


그림 20. 구간 A의 평면도와 단면도(위: 2005년, 아래: 2006년)

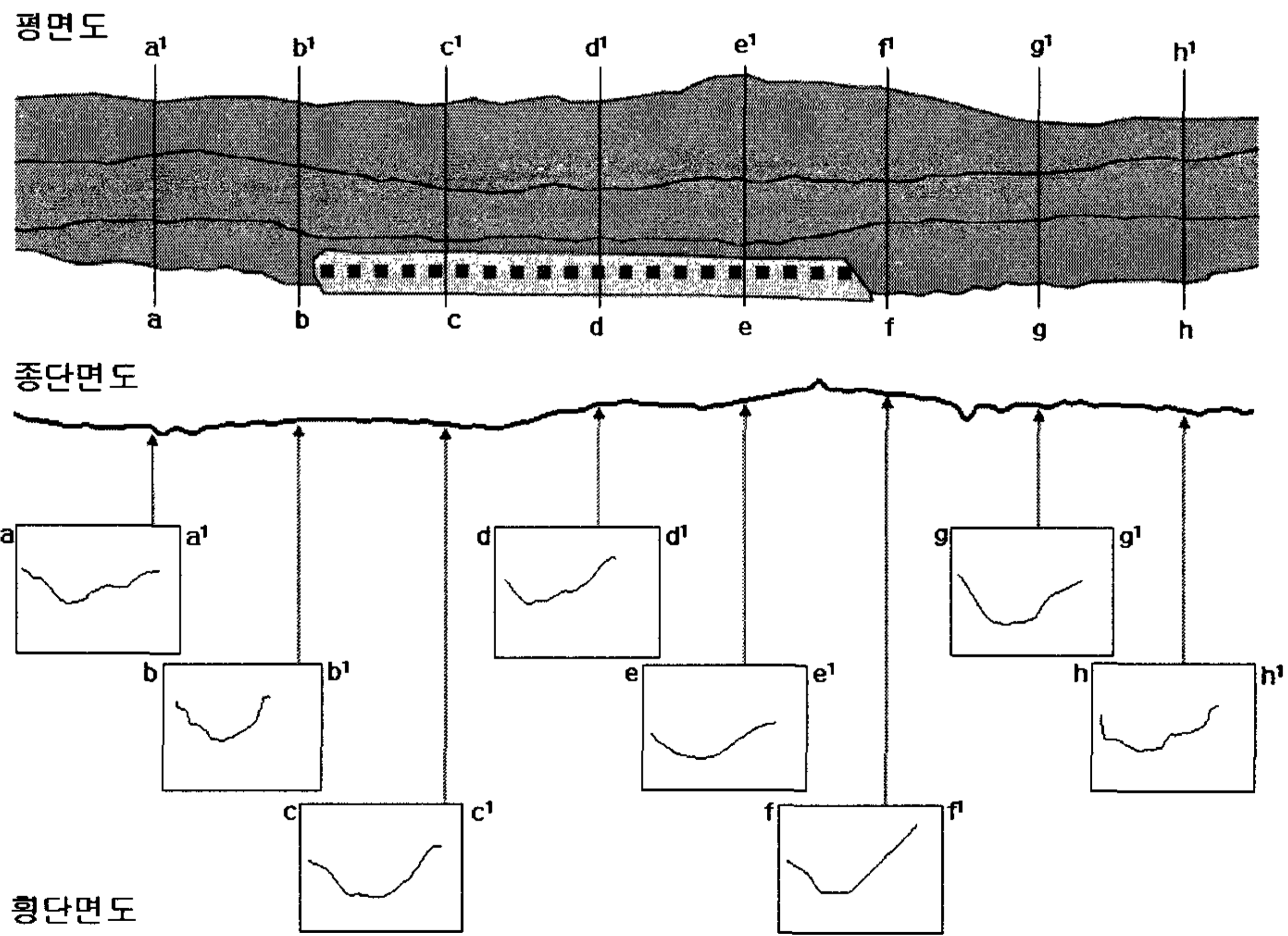
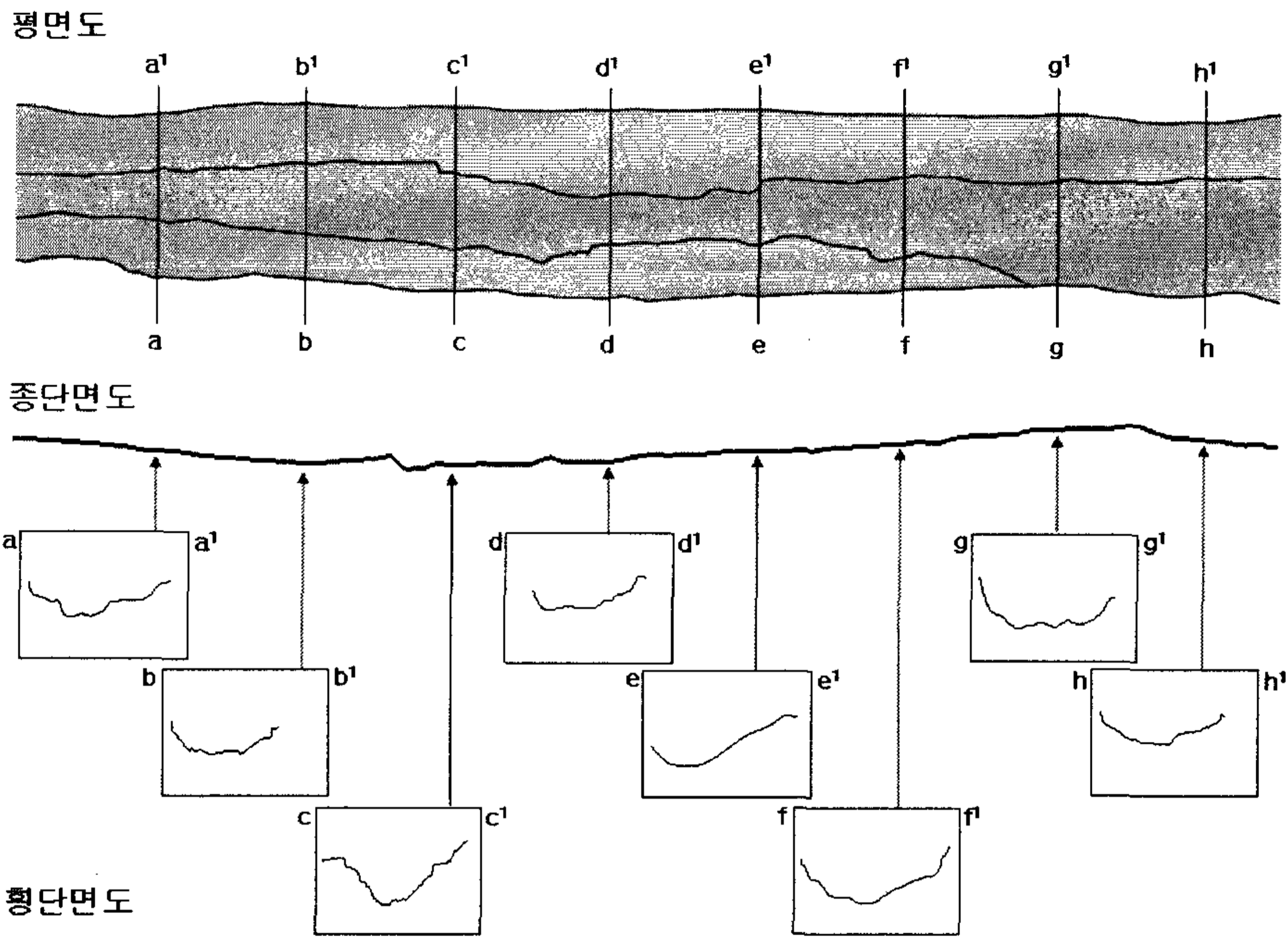


그림 21. 구간 B의 평면도와 단면도(위: 2005년, 아래: 2006년)

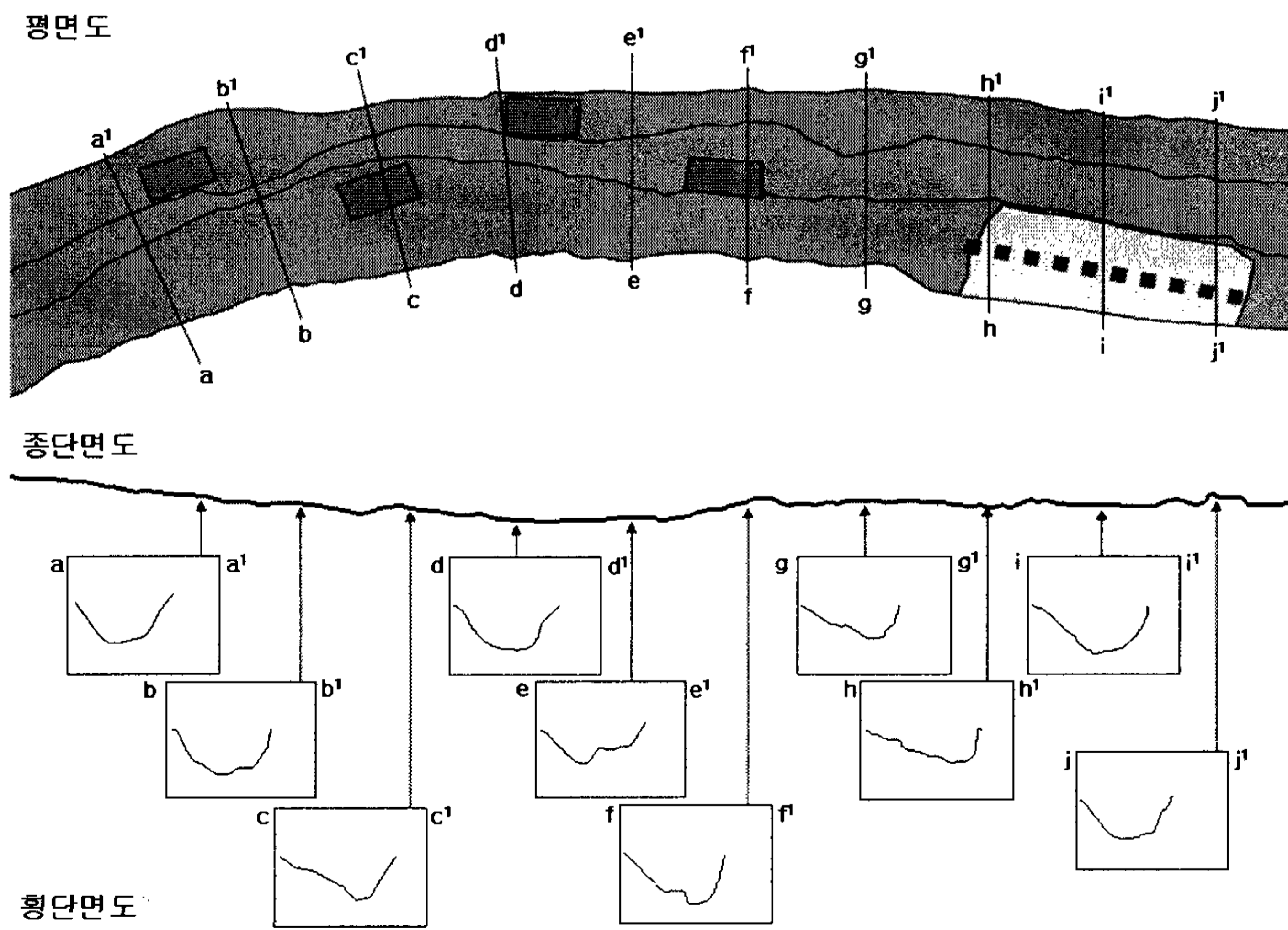
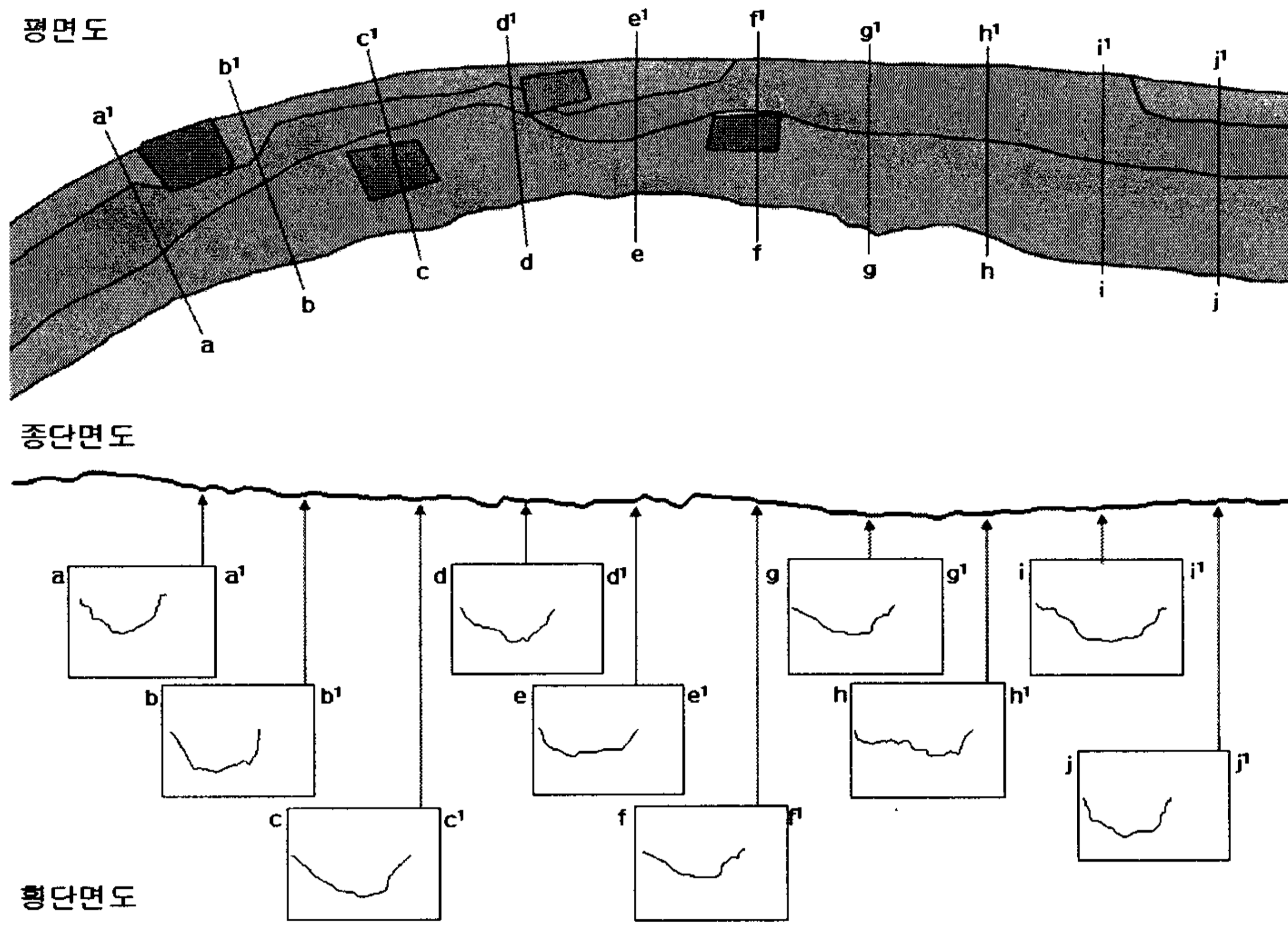


그림 22. 구간 C의 평면도와 단면도(위: 2005년, 아래: 2006년)

이상과 같은 하도상의 변화 특징은 안정화공법 시공 구간별로 보면 더욱 뚜렷이 확인되는데, 그림 20~그림 22는 실험 셋강을 각 구간별로 구분한 것으로 평면형과 종단 및 횡단형을 연도별로 비교할 수 있도록 나타낸 것이다.

하도 특성의 변화를 종합하면, 기슭 안정화 공법의 시공 후 하도상의 지형(평면 및 단면) 변화는 반복된 강우와 유수에 의해 초기에는 빠르게 이루어진 후 시간이 경과하면서 서서히 그러나 꾸준히 변화가 진행됨을 확인할 수 있으며, 특히 돌망태틀놓기공법을 시공하지 않은 구간의 유로가 거의 직선화되어 있음에 비해, 돌망태틀놓기공법을 시공한 구간 A 및 구간 C의 경우 하상 미지형의 변화와 함께 유로의 곡선화가 뚜렷하게 나타나고 있다. 또한 돌망태틀놓기공법 시공지점을 전후하여 사행으로 인한 토사의 퇴적이 대부분의 개소에서 활발하게 진행되고 있고, 버드나무울짙기공법의 시공 지점 하부에서는 기슭방향으로의 토사 퇴적이 일정하게 유도됨을 확인할 수 있어 시공한 2종의 공법이 궁극적으로 기슭 안정에 기여하는 것으로 판단된다.

기슭 안정 특성의 변화를 판단할 수 있는 또 다른 지표로 유심선의 변화를 주목할 필요가 있다. 유심선은 하도의 각 횡단면 상에서 최심부를 연결한 선을 말하며, 건천이 아니면 유량이 다소에 관계없이 항상 수류가 존재하는 지점이 된다. 표 5에 각 구간별로 좌측 기슭으로부터 유심선까지의 평균 거리를 나타내었다. 이들 값은 그림 23, 24, 25의 횡단면도로부터 얻어진 값을 평균한 것이다.

표 5. 각 구간별 유심선 위치의 변화

구간	측선수 <sup>2</sup>	유심선까지의 평균 거리 <sup>1</sup> (m)		
		2004년	2005년	2006년
구간 A	8	1.94	5.29	5.13
구간 B	8	-	2.91	3.00
구간 C	10	6.23	4.76	5.06

1. 각 횡단면에서 얻어진 좌측 기슭으로부터 유심선까지의 거리를 평균한 값
2. 구간 C의 측선수는 2004년에 8개였으나 2005년부터 10개임



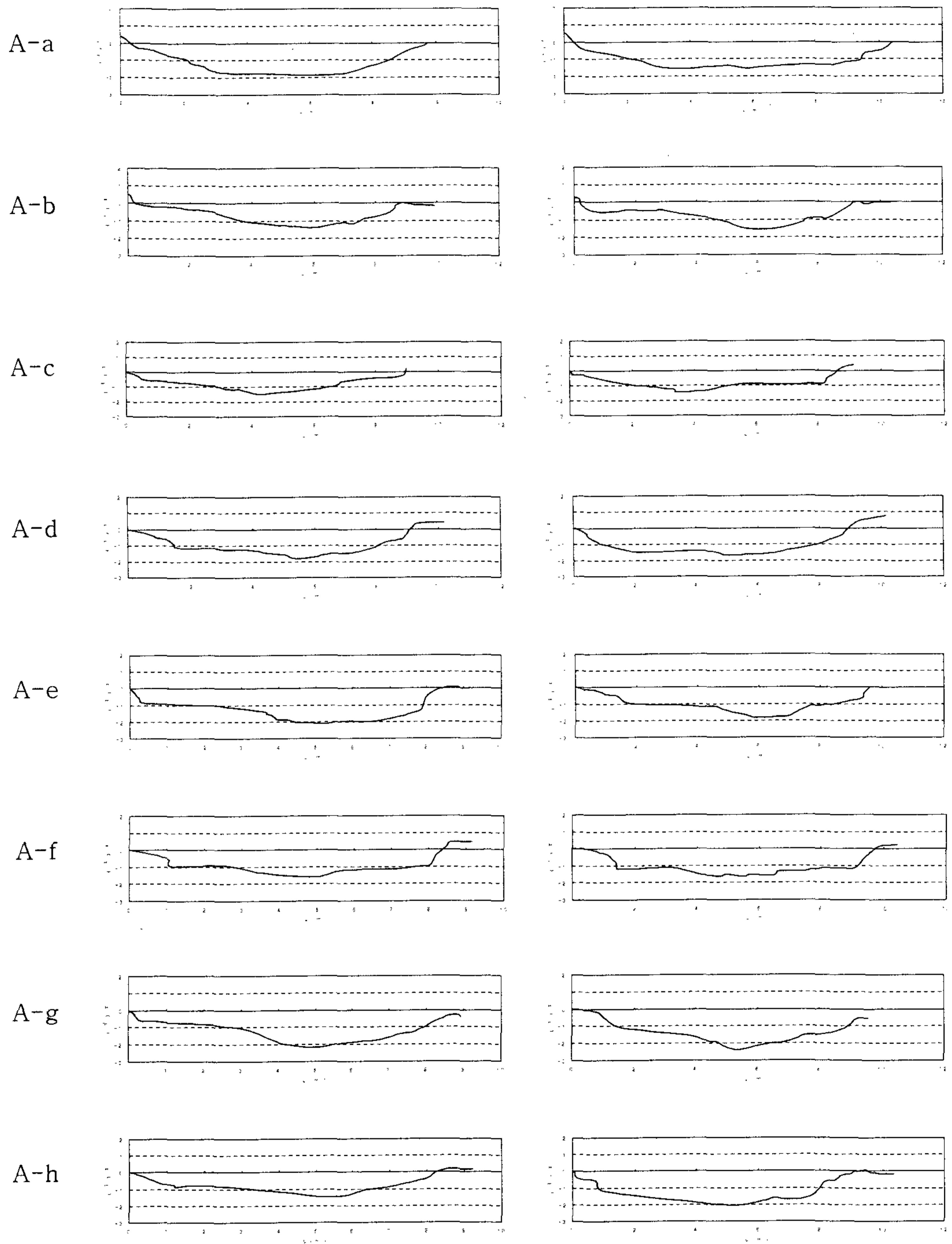


그림 23. 구간 A의 횡단면형 분포 (좌: 2005년, 우: 2006년)

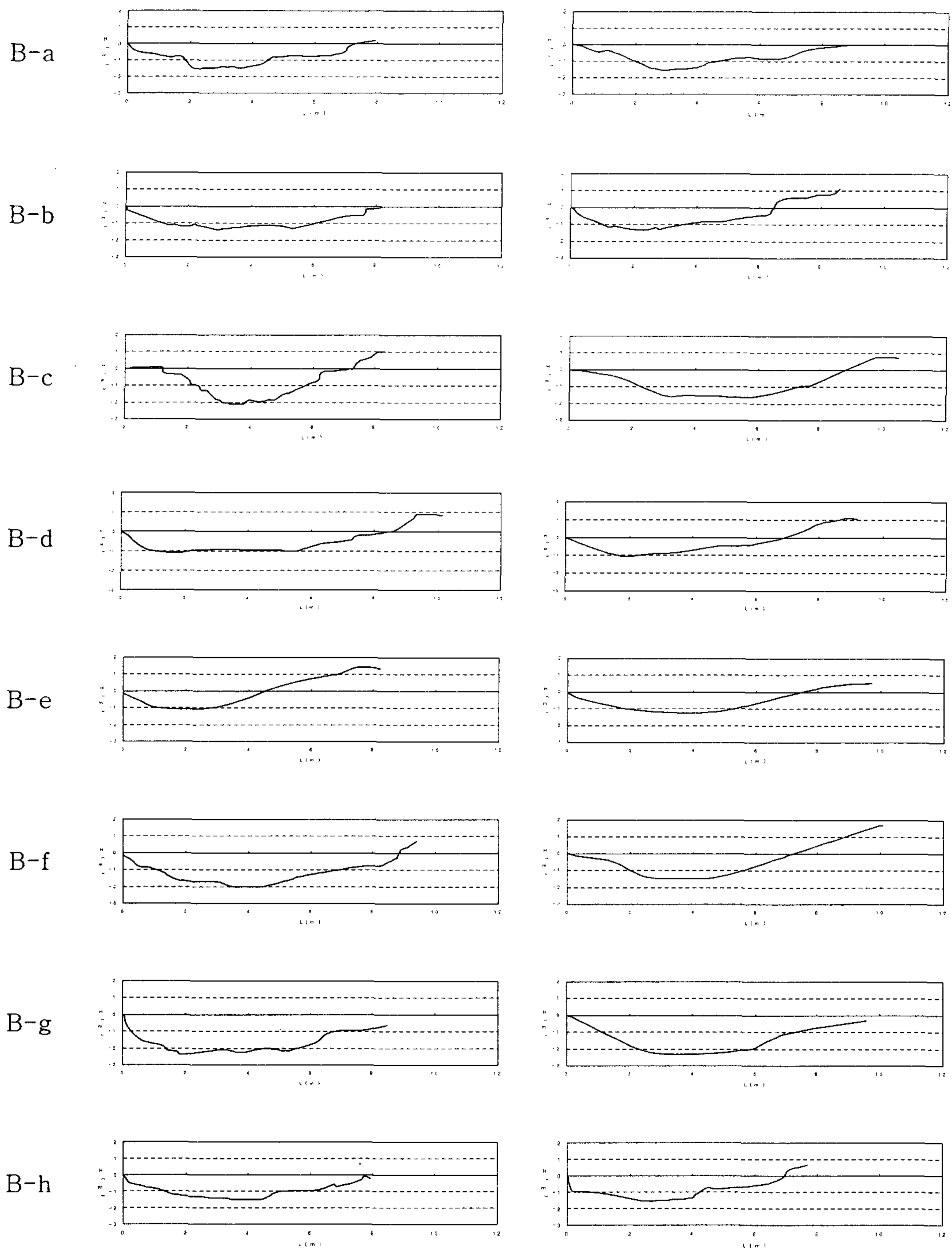


그림 24. 구간 B의 횡단면형 분포 (좌: 2005년, 우: 2006년)

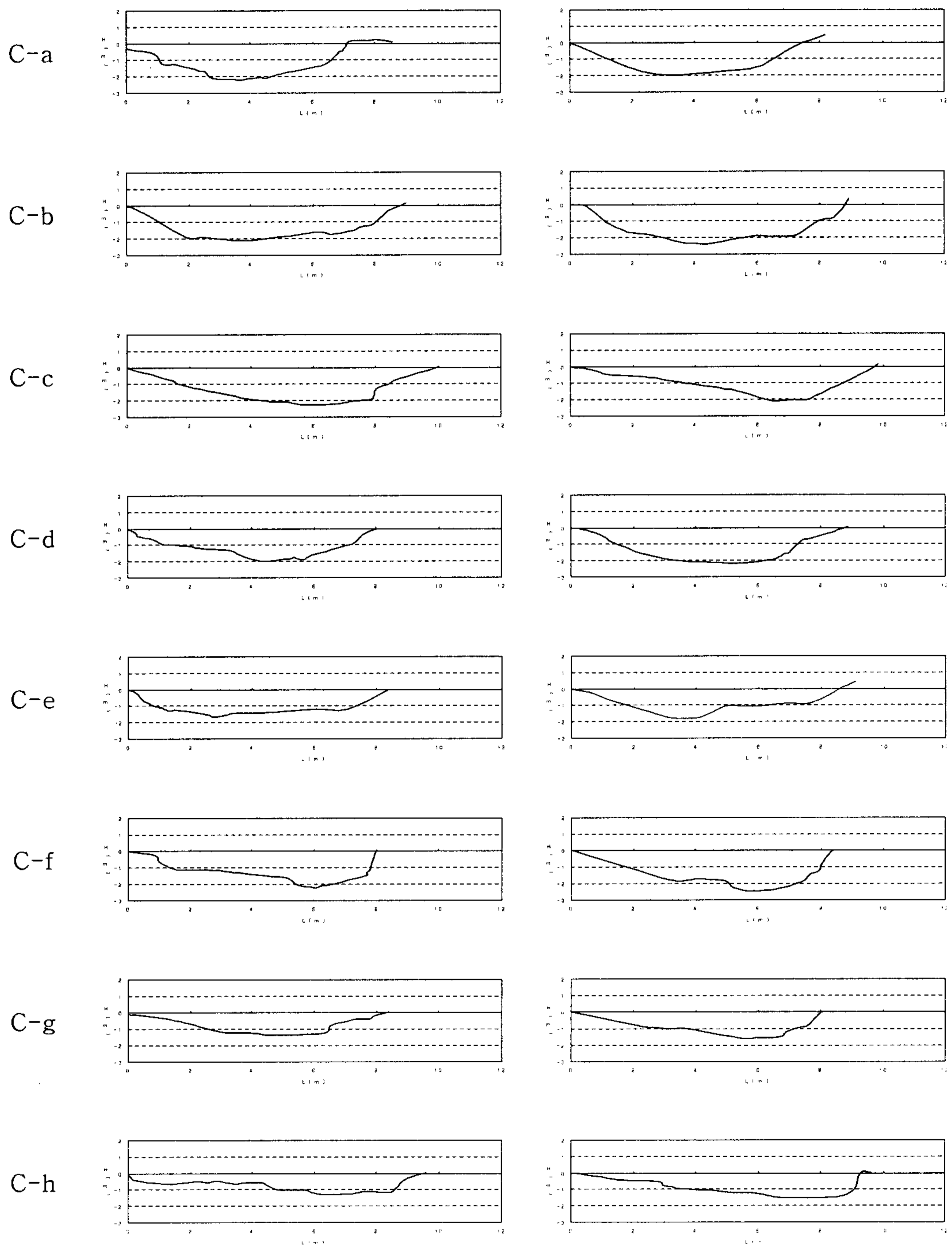


그림 25. 구간 C의 횡단면형 분포 (좌: 2005년, 우: 2006년) : 계속

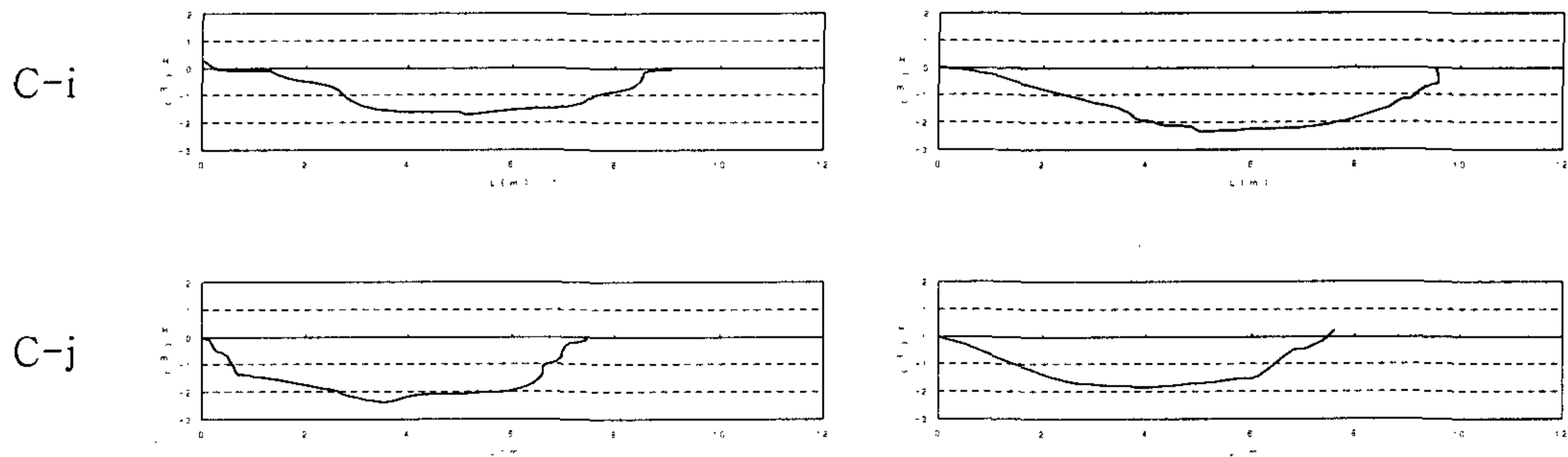


그림 25. 구간 C의 횡단면형 분포 (좌: 2005년, 우: 2006년)

표 5에서 기슭 안정화공법을 시공하기 전인 2004년의 경우, 구간 A에서는 좌측으로 구간 C에서는 우측으로 유심선의 위치가 기슭을 향해 극단적으로 쏠려있음을 확인할 수 있다. 그러나 돌망태틀놓기공법을 시공하고 약 6개월 정도 경과한 2005년의 수치를 보면 구간 A에서는 5.29m, 구간 C에서는 4.76m로 각각 하도의 중앙으로 유심선이 이동했다가 2006년에는 미세하게 조정되고 있음을 보여주고 있다. 한편 버드나무울짱얼기공법이 시공된 구간 B에서는 유심선이 기슭으로부터 어느 정도 이격되어 유지되고 있으며, 그림 21에서와 같이 시공지점의 하부 기슭 쪽으로 퇴적구간이 연장되는 현상을 종합할 때 기슭 안정화의 효과를 인정할 수 있었다.

하도 특성과 함께 이러한 하상 미지형의 경년 변화 자료의 축적은 지속적으로 이루어질 필요가 있으며, 정성적 및 정량적 분석이 가능한 인자들의 발굴도 의미가 있다고 생각한다. ‘하도는 끊임없이 변화하는 공간’임을 감안할 때 1~2년 정도의 관찰과 분석으로 하도 특성이나 시공효과를 결론짓기는 다소 무리한 부분이 있다고 보며, 특히 작은 교란이라도 그 영향이 두드러질 수도 있을 것이다. 여기서도 2005년 4월 버드나무울짱얼기공법을 시공하면서 부분적으로 하상 교란이 이루어진 바 있으나 시간이 경과하면서 안정된 것으로 판단된다. 다만 2006년 초봄 실험 셋장 구간의 가운데 위치한 제2 간이교량의 개수작업과 셋장 우측의 농로 확장 과정에서의 기인한 하도 교란은 어느 정도 영향을 미쳤을 것으로 추측되며, 일단 교란된 현상이 다시 안정된 후 추가적인 후속 조사를 통해 결론의 신뢰성을 거듭 확인하고자 기대한다.

## 나. 생물 서식기반 환경의 개선 평가

하천의 수중 생태계의 건전성은 수질오염과 함께 수자원 및 생물서식 환경의 개선 필요성으로 인해 중요한 문제로 등장하고 있으며, 이를 위한 정확한 상황 진단 또는 평가가 시급한 과제가 되고 있는 실정이다. 본 연구에서도 당초 물고기를 생물지표(bio-indicator)로 한 생물서식환경의 개선 분석을 계획하였으나, 실험지 선정 상의 제약에서 기인한 유수의 상시성이나 규모 등을 감안할 때, 어류는 이 지역 생물서식환경 평가의 지표생물로 적절하지 않음을 확인하고, 새강의 생태학적 건강성 평가로 연구방향을 수정 실행하였다.

하천 수질환경을 조사하는 방법으로는 BOD나 COD 등의 화학적 분석법이 대표적으로 널리 사용되어 왔으나, 근래에는 생물을 지표로서 사용하여 그 수역의 고유의 수질환경을 분석함과 아울러 생태학적 건강도까지 평가할 수 있는 생물평가법, 즉 bio-assessment가 매우 중요하게 활용되고 있다(Oberdoff & Hughes, 1992; Hocutte et al., 1994; Harris, 1995; Huguency et al., 1996; Ganasan & Hughes, 1998). 이러한 bio-assessment는 각 하천의 독자적 환경 특성에 적응하는 특정 생물군이 우점적으로 형성하는 군집의 구조를 유추하여 수질환경 및 생태학적 건강도를 평가하는 것이다.

Bio-assessment에는 지표성을 나타낼 수 있는 다양한 생물들이 이용되고 있으나 최근에는 주로 규조류(diatom)가 가장 활발히 활용되고 있다. 규조류는 하천생태계의 1차 생산자이자 어패류의 먹이로 이용되므로 하천생태계에서 중요한 역할을 갖는다. 하천에서는 돌에 부착하는 규조류가 가장 많이 서식하며, 이들 부착규조류의 생체량, 군집구조, 천이 등은 하천의 물리·화학적, 생물학적 요인들의 복합적인 영향을 받고 시공간적으로 다양하게 변화한다(한국건설기술연구원, 2002). 이러한 규조류가 Bio-assessment에 널리 활용되는 이유는 첫째, 대단히 빠른 생식율과 짧은 생활환을 가지기 때문에 환경 변화 monitoring에 적합한 1차 생산자이며, 둘째, 이화학적 요인에 직접적으로 영향을 받기 때문에 지표성이 뛰어나고, 셋째, 분류 및 생태 등 다양한 분야의 조사 방법들이 이미 정립되어 있으며, 넷째, 다른 생물군에 영향이 적거나 미치지 않는 농약 등의 오염원들에 대단히 민감하게 반응하기 때문이다(U.S. EPA, 1999).

특히 본 조사에서는 새강의 생태환경 개선 효과를 검증하기 위하여 미국의 U.S. EPA의 하천 건강도 평가를 위한 Rapid Bio-assessment Protocol (RBP ; U.S. EPA, 1999)에서 제시하는 metrics들을 활용하여 결과의 신뢰도를 높이고자 하였다.

## 1) 조사 지점 및 개요

돌망태틀농기공법(2004년 9월 시공) 및 버드나무울짙기공법(2005년 4월 시공)을 적용한 샛강의 생태환경 개선 효과를 평가하기 위하여 그림 26과 같이 처리구간 전후의 유입, 유출 구간을 포함하여 3개의 관측점을 선정하고, 2006년 4월 25일에 현장조사 및 시료 채취를 하였다.

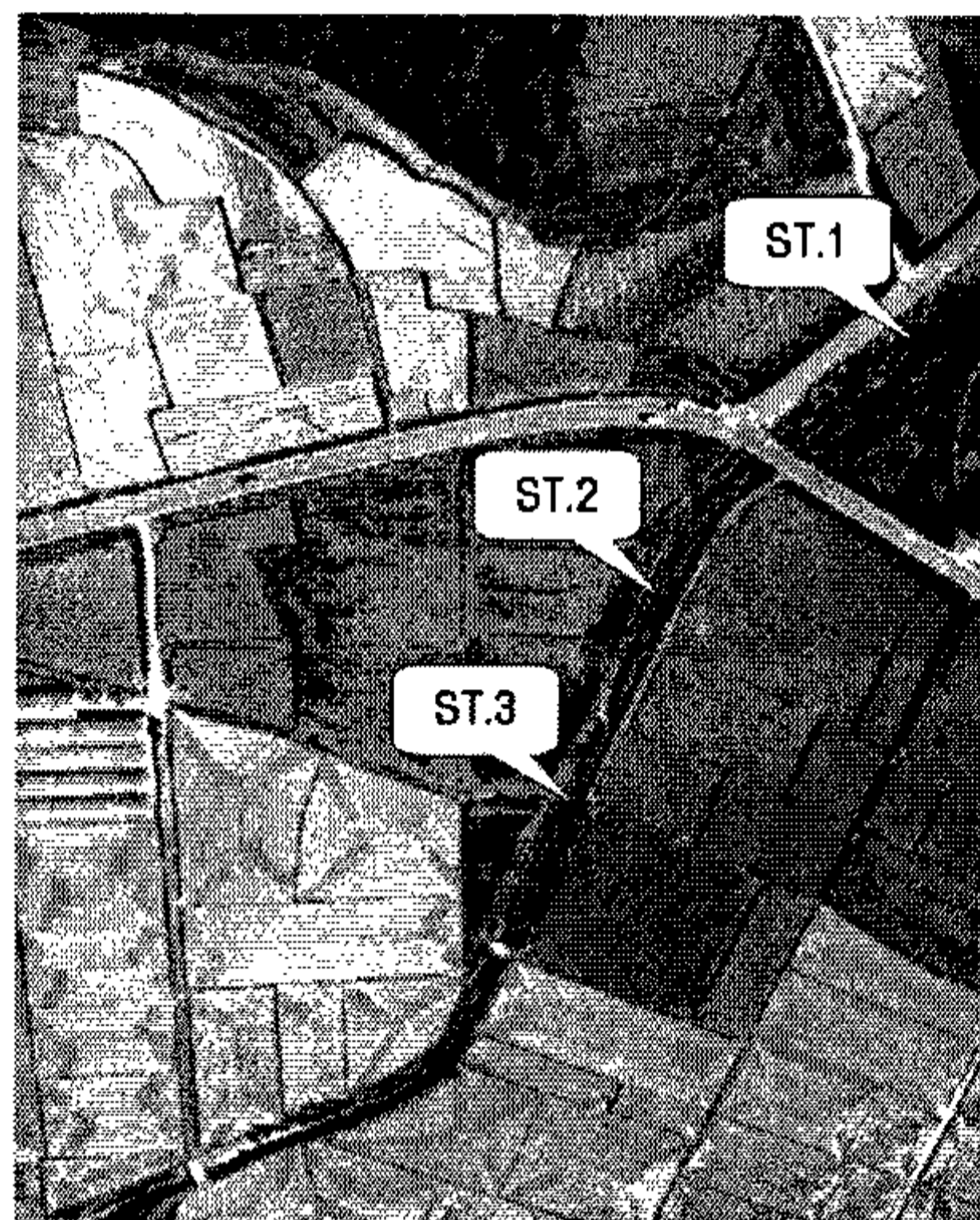


그림 26. 시료 채취 지점

- ST. 1 : 처리 구간 상류 유입부(내통교 상류 20m 지점)
- ST. 2 : 처리 구역 중앙부
- ST. 3 : 처리 구간을 통과한 하류부

## 2) 환경요인 측정 및 규모 시료 처리

샛강의 수환경요인으로 수온과 pH, 전기전도도는 현장 수질측정기인 D-24(HORIBA)로 측정하였으며, BOD와 NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>는 수질오염 공정시험방법(환경부, 1996)에 준하여 측정하였으며, 그 결과는 표 6과 같다.

표 6. 샛강의 수환경요인

Environmental factors	ST. 1 (유입부 상류)	ST. 2 (처리 구간 내)	ST. 3 (유출부 하류)
Temp. (°C)	12.3	14.1	16.6
DO (mg/L)	9.43	10.00	9.90
pH	7.80	8.04	8.20
EC ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	246	257	253
BOD (mg/L)	1.19	1.95	1.50
NO <sub>3</sub> (mg/L)	1.90	2.33	2.43
NH <sub>3</sub> (mg/L)	N.D.	0.033	0.023
PO <sub>4</sub> (mg/L)	0.147	0.117	0.117

한편, 규조 시료는 하천 내 수면과 평행한 돌의 상면부를 솔로서 긁어 채집하였다. 종의 동정과 계수를 위하여 영구표본을 작성하였는데, 이를 위한 시료의 세정은 KMnO<sub>4</sub>법 (Hendey, 1974)을 사용하였으며, pleurax로 봉입하여 제작하였다. 제작된 슬라이드는 Zeiss Apophot 광학현미경으로 1,000배로 관찰하였다. 규조 군집의 상대빈도를 위한 계수는 임의로 선정된 현미경 하의 시야에서 피각의 수가 500개 이상이 되도록 하였다.

### 3) 평가 매트릭스

평가의 신뢰도와 객관도를 높이고자 미국의 U.S. EPA(1999)와 OCC(1993)에서 제시한 매트릭스 중 본 조사의 목적과 부합하는 다음의 6개 항목을 선정하여 평가에 사용하였다.

#### 가) Species richness (종풍부도)

종풍부도는 규조의 500개 피각수를 계수한 후, 2분 내 새로운 종이 관찰되지 않을 때까지 동정된 종 수로 구하였다.

나) Shannon Diversity (종다양도지수)

$$H' = \sum_{i=1}^s [P_i (\ln P_i)]$$

$P_i$  :  $i$ 번째 종의 상대빈도

$s$  : 출현종의 총수

다) Saprobic Index by DAIPo (수질오염도 지수 ; Asai & Watanabe, 1995)

$$DAIPo = 50 + \frac{1}{2} \left( \sum_{i=1}^p X_i - \sum_{j=1}^q S_j \right)$$

$\sum_{i=1}^p X_i$  : 그 조사지점에 출현한 1부터  $p$ 까지의 호청수성종의 상대빈도(%)의 총합

$\sum_{j=1}^q S_j$  : 그 조사지점에 출현한 1부터  $q$ 까지의 호오염성종의 상대빈도(%)의 총합

라) Percent Sensitive Diatoms (오염 민감 규조류 구성비)

각 조사지점의 규조 군집 중 Asai & Watanabe(1990)가 제시한 3가지 생태군 중 호청수성종(saproxenous taxa)의 상대빈도의 합

마) Percent *Achnanthes minutissima* (*Achnanthes minutissima*의 구성비)

각 조사지점의 규조 군집 중 *Achnanthes minutissima*의 구성비

바) Dominant Index (우점도지수)

$$H' = \sum_{i=1}^s (P_i)^2$$

$P_i$  :  $i$ 번째 종의 상대빈도



표 7. 규조 출현종의 상대빈도(%)

T a x a	ST. 1	ST. 2	ST. 3
<i>Achnanthes bioretii</i>		0.2	
<i>Achnanthes convergens</i>	6.6	1.7	25.9
<i>Achnanthes lanceolata</i>	2.0	0.7	
<i>Achnanthes minutissima</i>	38.2	20.9	16.4
<i>Amphora ovalis</i>			0.3
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0.3		
<i>Cocconeis pediculus</i>	0.7		0.3
<i>Cocconeis placentula</i>	1.0	1.7	
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>		2.1	0.7
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>		0.2	0.3
<i>Cyclotella menghiniana</i>			0.7
<i>Cymbella affinis</i>			1.7
<i>Cymbella minuta</i>	8.6	2.4	2.4
<i>Cymbella silesiaca</i>		0.2	0.7
<i>Cymbella leptoceros</i>	0.7		
<i>Diatoma vulgare</i>	1.0		
<i>Diploneis oblongella</i>	0.3		
<i>Fragilaria capucina</i>	1.3	0.2	0.3
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i>	0.7		0.3
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>			1.4
<i>Gomphonema acuminatum</i>		0.5	
<i>Gomphonema angustum</i>		0.5	3.1
<i>Gomphonema clevei</i>			3.1
<i>Hantzschia amphioxys</i>		0.2	0.3
<i>Melosira varians</i>			3.8
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i>	4.0	1.4	0.3
<i>Navicula cryptocephala</i>	1.7	5.0	3.4
<i>Navicula cryptotenella</i>	5.6	2.8	1.7
<i>Navicula goeppertiana</i>		0.2	
<i>Navicula mutica</i>		0.2	
<i>Navicula pelliculosa</i>	14.6	1.4	4.8
<i>Navicula perminuta</i>		0.2	
<i>Navicula rhynchocephala</i>	0.3		
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>			0.3
<i>Nitzschia amphibia</i>	0.7		0.7
<i>Nitzschia dissipata</i>	4.0	47.2	6.8
<i>Nitzschia fonticola</i>	3.0	0.5	6.1
<i>Nitzschia frustulum</i>	2.3	0.5	3.4
<i>Nitzschia gracile</i>	2.0	4.5	3.1
<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i>			2.0
<i>Surirella angusta</i>		1.7	1.4
<i>Surirella minuta</i>		1.7	1.0
<i>Surirella ovalis</i>		0.2	
<i>Synedra acus</i>	0.3	0.7	1.4
<i>Synedra ulna</i>		0.2	1.7

#### 4) 분석 결과 및 평가

##### 가) 종풍부도(species richness)

종풍부도는 시료 내 규모 종수를 나타낸 값으로서, 높은 종풍부도는 그 하천의 높은 생태적 보존도를 반영하는 것으로 이해할 수 있는데, 만일 수질 오염이 심화되면 그 지역의 생물종들의 스트레스 증가에 따라 종풍부도가 감소하는 경향을 나타낸다(U.S. EPA, 1999). 본 조사에서 처리 구간 상류의 ST. 1에서는 24에 불과하였으나, 처리 구간의 말단인 ST. 3에서는 32로 증가하여 25%의 개선 효과를 나타냈다(표 7 및 표 8).

표 8. 생태학적 건강도 평가를 위한 metric 항목 및 개선율

Metrics	ST. 1	ST. 2	ST. 3	Reforming effect(%)**
1. Species richness	24	29	32	+ 25.0
2. Diversity index	0.970	0.842	1.175	+ 17.4
3. Saprobic index by DAipo*	59.6	74.7	69.1	+ 13.7
4. Percent sensitive taxa	21.2	54.3	41.3	+ 48.7
5. Percent of <i>Achananthes minutissima</i>	38.2	20.9	16.4	- 57.1
6. Dominance index	0.181	0.268	0.106	- 41.4

주) Metric 중 1~4번은 증가할수록 생태학적 건강도가 높으며, 5와 6은 반대임

\* DAipo (Diatom Assemblage Index of water organic pollution)

\*\* 처리 구간 유입 상류지점(ST. 1)과 유출 하류지점(ST. 3) 간의 metric 값의 변화율

##### 나) 종다양도지수(Shannon diversity)

종다양도는 시료 내 종의 수와 이들 종들 사이의 개체들의 분포도를 평가하는 항목으로, 수질환경에 따라 민감하게 반응하는 것으로 보고되고 있다(U.S. EPA, 1999).

본 조사에서는 처리 구간 상류인 ST. 1에서 0.970이었으나 처리 구간 통과 후에는 1.175로 크게 증가하여 17.4%의 처리 효과가 확인되었다(표 8). 이와 같은 결과는 종풍부도와 함께 본 셋강에서의 생태공학적 처리가 다양한 생물종들의 생육을 지원할 수 있도록

다양한 생육 공간을 원활히 확보해 주는 매우 긍정적 결과로 사료된다.

#### 다) 규조 군집 수질 오염도지수(saprobic index by DAIp0)

DAIp0 (Diatom Assemblage Index of organic water pollution)는 생태학적인 기준으로 유기오염도에 대한 내성 그룹을 나눈다는 점에서 특이하다. 먼저 규조류의 생태적 특성에 따라 수질이 청정한 수역에서 주로 출현하는 호청수성종(好清水性種, saproxenous taxa)과 유기오염도가 높은 수역에서 흔히 출현하는 호오염성종(好汚染性種, saprophilous taxa), 양쪽 모두에서 비슷하게 출현하는 광적응성종(廣適應性種, indifferent taxa) 등 3가지 생태군으로 분류한다. 이 결과를 근간으로 조사대상지에서 채집된 규조 군집 내 각 생태군의 구성비를 기준으로 DAIp0 값을 계산한다. DAIp0는 0에서 100까지의 범위로 나타내며, 값이 클수록 수계가 청정함을 나타낸다. 100은 오염이 전혀 진행되지 않은 가장 청정한 수역을, 0은 오염이 가장 심한 수역을 의미한다.

세 관측점 모두 비교적 양호한 수질 오염도를 보이는 값으로 조사되었으나, 처리 구간 전후를 비교할 때 약 14%의 변화가 있었다(표 8). 본 조사에서는 하천의 오염도가 비교적 낮아 처리 효과가 뚜렷하지 않고 미세하게 발현된 것으로 추측된다.

#### 라) 오염 민감종의 구성비(percent sensitive diatoms)

이는 어떤 조사지점의 규조 군집에서 오염도에 민감하게 반응하는 종들의 구성비를 나타내는 것으로서, 특히 하천 차수가 높은 작은 하천의 오염도 평가에 매우 중요하게 활용된다(U.S. EPA, 1999). 본 조사에서는 처리 전 구간인 ST. 1이 21.2%에 불과하였으나, 처리 후인 ST. 3에서는 41.3%에 달하여 무려 48.7%의 개선 효과가 확인되었다(표 8).

#### 마) *Achnanthes minutissima* 의 구성비

이 메트릭은 하천의 물리적 교란 정도를 반영하는 매우 특징적인 항목이다. 예를 들어 심한 강우에 의한 유속 증가는 하천의 부착 기질을 교란시키게 되며, 그 결과 하천의 부착조류의 생육은 크게 방해받게 된다. 이와 같은 하천의 1차 생산자인 부착생물의 생육 불량은 전체 수중생태계의 교란을 야기하게 되어 결국 하천의 생태학적 건강도를 저하시키게 된다. *Achnanthes minutissima*는 부착조류 중 교란된 부착 기질에 가장 조기에 부착 생육하는 생태학적 개척종의 역할을 한다. 즉 *Achnanthes minutissima*의 출현도가 높으면 높을수록 최근 하천의 물리학적 훼손도가 높았다는 것을 반영하는 것으로 유추할 수 있는

것이다 (U.S. EPA, 1999). 본 조사에서는 처리 구간 상류의 ST. 1에서 매우 높은 38.2%의 구성비를 보였으나, 처리 구간 내에서는 평균 18.7%에 불과하게 나타났다(표 8). 이는 처리 구간이 강우 등의 물리적 교란 요인에 대해 잘 보호되고 있음을 반영하는 것으로써, 샛강의 생태학적 건강도를 유지시키는 데 있어 생태공학적 안정화 기술이 매우 효과적임을 시사해 주는 결과로 사료된다.

#### 바) 우점도지수(dominant index)

하천 훼손도를 평가함에 있어 우점도지수는 매우 중요한 항목이다. 즉 어떤 수역이 특정한 훼손 요인에 크게 영향을 받고 있다면, 그 요인에 잘 적응하는 소수의 종만이 잘 생육할 수 있게 되어 군집의 다양도를 크게 저하하는 효과를 나타내기 때문이다. 우점도지수는 낮을수록 생태학적으로 긍정적으로 이해되는데, 본 조사에서는 41.4%의 개선 효과가 있었다(표 8).

### 5) 생물서식환경 개선 평가의 종합

처리 구간의 유입 상류부(ST. 1)와 처리 구간 내 지점(ST. 2) 및 유출 하류부(ST. 3)를 대상으로 6개 메트릭의 변화값을 종합하면 평균 33.9%의 높은 개선 효과를 확인할 수 있었다. 이와 같은 결과는 본 조사에서 적용된 샛강의 생태공학적 안정화기술이 하천의 생태학적 건강도를 보존하는 데 있어 효과적임을 시사해주는 것으로 평가할 수 있었다.

다만 이번 평가가 실험지 중간에 위치한 간이교량의 개수 및 남동쪽 통로의 확장공사의 영향이 가라앉는 시간이 필요했던 까닭에 1회 조사에 국한될 수밖에 없었다. 공사 후 시간이 경과함에 따라 더 많은 변화가 있을 것으로 예상되는 바, 보다 더 구체적이고 객관적인 결과의 도출을 위해서는 향후 다양한 환경 요인의 변화에 대한 장기적인 모니터링이 필요할 것으로 판단된다.

## 제 3 절 생태기능 복원을 위한 수변 식생완충존 시공 모델 개발

### 1. 서론

최근 급증하는 산지유역에 대한 인위적인 개발은 자연생태계의 일부, 혹은 전체를 교란, 파괴함으로써 산림 등 자연에 의한 수질정화능을 크게 약화시키고 있으며, 감소된 환경 용량에 비해 증가된 유역내의 각종 오염원에서 발생하는 과도한 오염부하량이 주요 상수원의 근원지인 산지유역의 수질 상황을 크게 악화시키고 있다.

그러나 이러한 심각한 샛강의 생태적 훼손과 수질 오염을 줄이기 위하여, 지금까지는 소하천이나 샛강에 토목공학적인 시설물을 설치하여 원래의 하천이 가지고 있는 자정기능이나 물고기 등 수생생물의 서식처 제공, 하천 제방의 수질정화능이 발휘되지 못하는 사례가 많았다.

상류지역과 하천 주변지역에서 하천으로 유입하는 오염수에 대하여 다양한 식생을 주재료로 이용하여 샛강의 수질개선은 물론 샛강 고유의 생태적 기능을 복원하는 것은 국토관리 및 보전 측면에서 아주 중요한 과제이다.

향후 해마다 늘어갈 샛강에 인접한 휴경지를 대상으로 수변 식생 완충존의 설치를 고려할 수가 있어 국가의 정책적인 휴경지의 효과적인 활용 방안이 될 수도 있을 것이다. 수변 관리에 의해 황폐한 샛강이 서서히 생태적 기능을 회복하게 되면 샛강 수변에 경작을 하더라도 정착된 수변관리시스템이 경작에 의해 발생하는 토양침식과 수질오염을 충분히 막아줄 것이므로 향후 경작의 필요성이 제기되면 휴경지를 다시 경작지로 환원시키는데 아무런 문제가 없다. 이는 국토의 효율적인 관리측면에서도 경제적으로 아주 중요한 대안이 될 것이며, 샛강의 자연친화적인 보전, 생태 기능의 회복, 저비용에 의한 수질 개선 등 많은 이득을 동시에 얻을 수 있을 것이다.

수변 식생 완충존 설치로 의해 샛강으로의 70% 정도 질소 유입량 감소로 인한 수질개선 (Lee *et al.*, 2000), 수변 지역의 토양침투능 향상과 뿌리의 확장 범위의 확대(Tufekcioglu *et al.*, 1999) 등 토양이화학성의 개선을 보고하고 있다.

따라서 본 연구는 식생완충존의 설치로 인한 식생 및 토양 환경의 변화상을 파악하고 식생완충존 모델을 개발하는데 목적이 있다.

## 2. 시험재료 및 방법

### 가. 식생조사

식생은 본 조사지의 군락단위를 분류하고 식생천이를 밝히기 위해 Braun-Blanquet의 ZM 식물사회학적 분석방법으로 조사하였다.

각 표준지소의 설정은 입지조건이나 상관(Physiognomy)이 균질하고, 임분(Stand)이 인접군락의 영향을 받지 않는 가장 전형적인 장소에 총 7개의 지소를 설정하였고, 조사구의 크기는 이질적인 군락의 요소가 섞이지 않도록 하기 위해 면적이 증가해도 종수는 증가하지 않게 되는 종수와 면적곡선을 고려한 최소면적(3m × 3m)으로 하였다.

식생조사표의 작성은 각 방형구내 출현하는 식재된 조림 수목을 제외한 모든 식물을 관목층, 초본층의 계층별로 구분하여 각 계층에 출현하는 식물종을 조사, 기록하고 각 종의 우점도와 군도를 측정하였으며, 우점도는 수관이 지표면을 덮는 면적비율과 개체수를 고려하여 표 9, 10과 같이 7계급으로 구분하였고 군도는 5계급으로 구분하였다. 기타 지형, 군계, 토양, 해발, 방위, 경사, 노암, 바람, 일광 등 입지환경조건을 조사하였다.

식생조사에서 얻어진 식생조사야장의 자료를 실험실로 가져와서 Microsoft Excel Program을 이용해 다음과 같이 Braun-Blanquet의 비교법(Tabulation method)의 절차에 따라 각 식생단위를 결정하기 위한(鈴木兵二 등, 1987) 첫단계로서 식생자료를 입력하여 소표를 작성하여 식별표를 나타내었다.

- 식생조사표의 자료를 소표(Row table)로 배열한다.
- 소표상에서 동일 식별종 그룹을 배열한 식별표(Constancy table)를 작성한다.

표 9. 우점도의 계급판정 기준

우점도계급	판정 기준
5	표본구 면적의 3/4 이상을 덮고, 개체수는 임의
4	표본구 면적의 1/2~3/4을 덮고, 개체수는 임의
3	표본구 면적의 1/4~1/2을 덮고, 개체수는 임의
2	표본구 면적의 1/10~1/4을 덮든가, 혹은 개체수 많다.
1	개체수가 많지만 피도가 10%이하, 혹은 산재하나 피도가 10%이상
+	산재하고 피도도 극히 낮다.
r	고립하여 출현하고 피도는 극히 낮다.

표 10. 군도의 계급판정 기준

군도계급	판정 기준
5	동종개체의 지엽이 상호 접촉하여 전면을 덮고 있는 상태(단순군락)
4	군도5의 상태에 구멍이 뚫려 있거나 그 구멍부분에 다른 종이 생육
3	군도4의 식물피복부분과 구멍의 부분이 역관계로 구성
2	군도3이 소규모
1	단독으로 생육

#### 나. 토양조사

산림청(1995)의 산림입지조사 요령에 의거하여 토양단면조사 및 입지환경조사를 실시하여 토양단면도를 완성하였다. 입지환경조사는 모암, 표고, 경사, 지형, 기후대, 방위, 경사형태, 풍화정도, 퇴적양식, 토양배수, 풍노출도, 침식상태와 암석노출도를 조사하였다. 토양단면조사는 토양층계, 토심, 유기물, 토성, 구조, 토색, 석력함량, 건습도, 균사 및 균근과 식물근 형태를 조사하였다.

입지조사시 채취한 토양(1kg)을 풍건하여 2mm 체로 친 부분을 토양시료로 하여 토양 이화학적 성질을 분석하였다. 토양 물리적 특성 중, 토양삼상 및 가비중은 100cc 용적의 토양채취용 원통(core)을 사용하여 측정하였으며, 토성은 비중계법으로 측정하였다. 함수를 및 수분함량은 일정량의 채취시료를 105℃에서 24시간 건조 후 함수율을 측정하였다.

토양 화학적 특성 중, 토양 pH는 풍건토양 10g과 증류수 50ml로 혼탁액(1:5 soil/water)을 만들어 1시간 진탕후 pH-meter로 측정하였으며, 전질소 및 탄소 함량은 CN 원소분석기(NCS 2500, Fisons Instruments S.P.A, Italy)를 사용하여 정량 분석하였다. 치환성 양이온( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$ )은 1N  $CH_3COONH_4$ (pH 7.0)로 전 처리하여 EDTA 적정법과 Flame photometer법으로, 양이온치환용량(CEC)은 Brown 간이법으로 유효인산( $P_2O_5$ )은 Lancaster법으로 분석하였다 (Page등 1982; Armson, 1977; 산림청. 1995).

#### 다. 식생 완충존 모델개발

##### 1) 식생완충존의 설계

식생완충존의 형태는 교목만의 완충존, 교목, 관목과 초본의 혼합완충존으로 나누어서

설치하였다. 식생완충존은 교목, 관목과 초본의 순으로 식재하였으며, 식생존의 효과를 조사하기 위하여 식생은 수질 정화능력이 뛰어나고 수질오염을 방지하며 하천변에서 잘 자라는 수종으로 선택하였다.

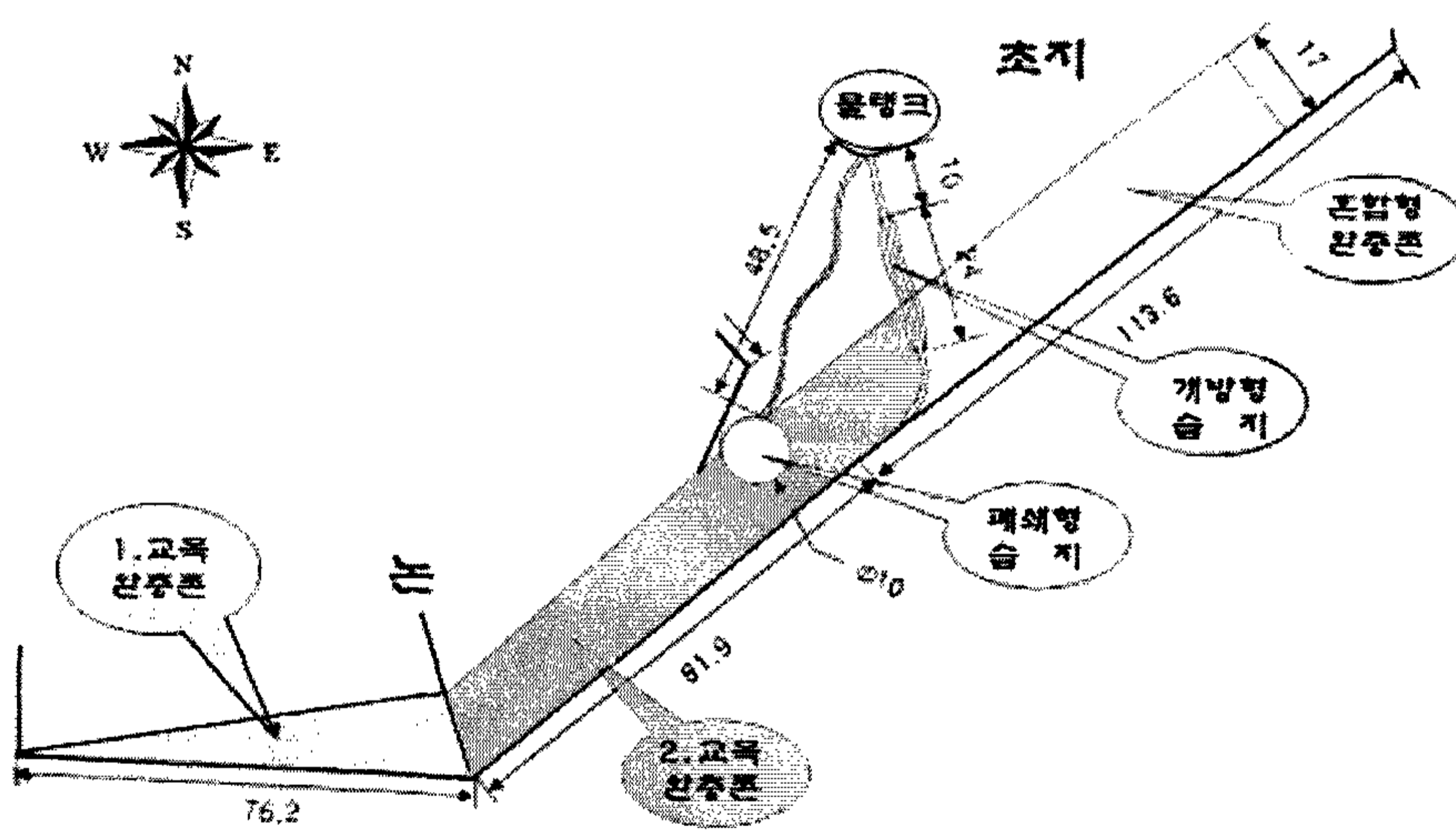
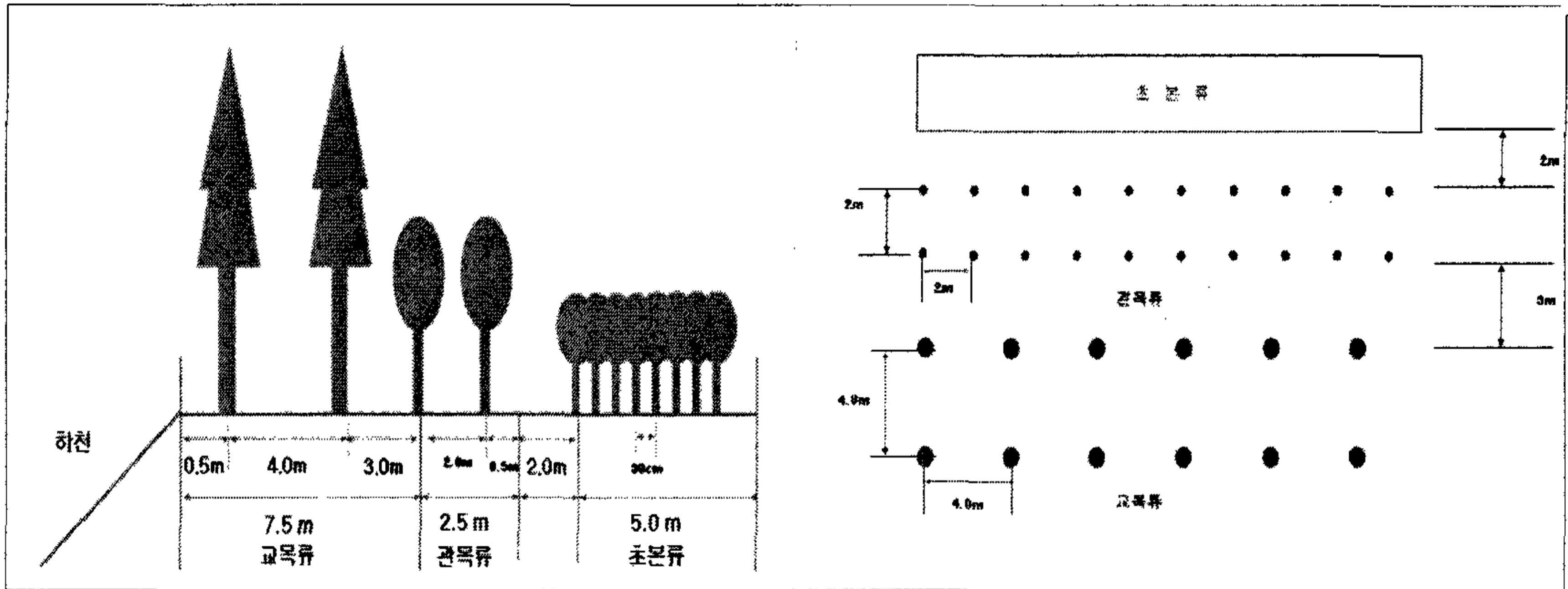


그림 27. 식생 완충존 설계도



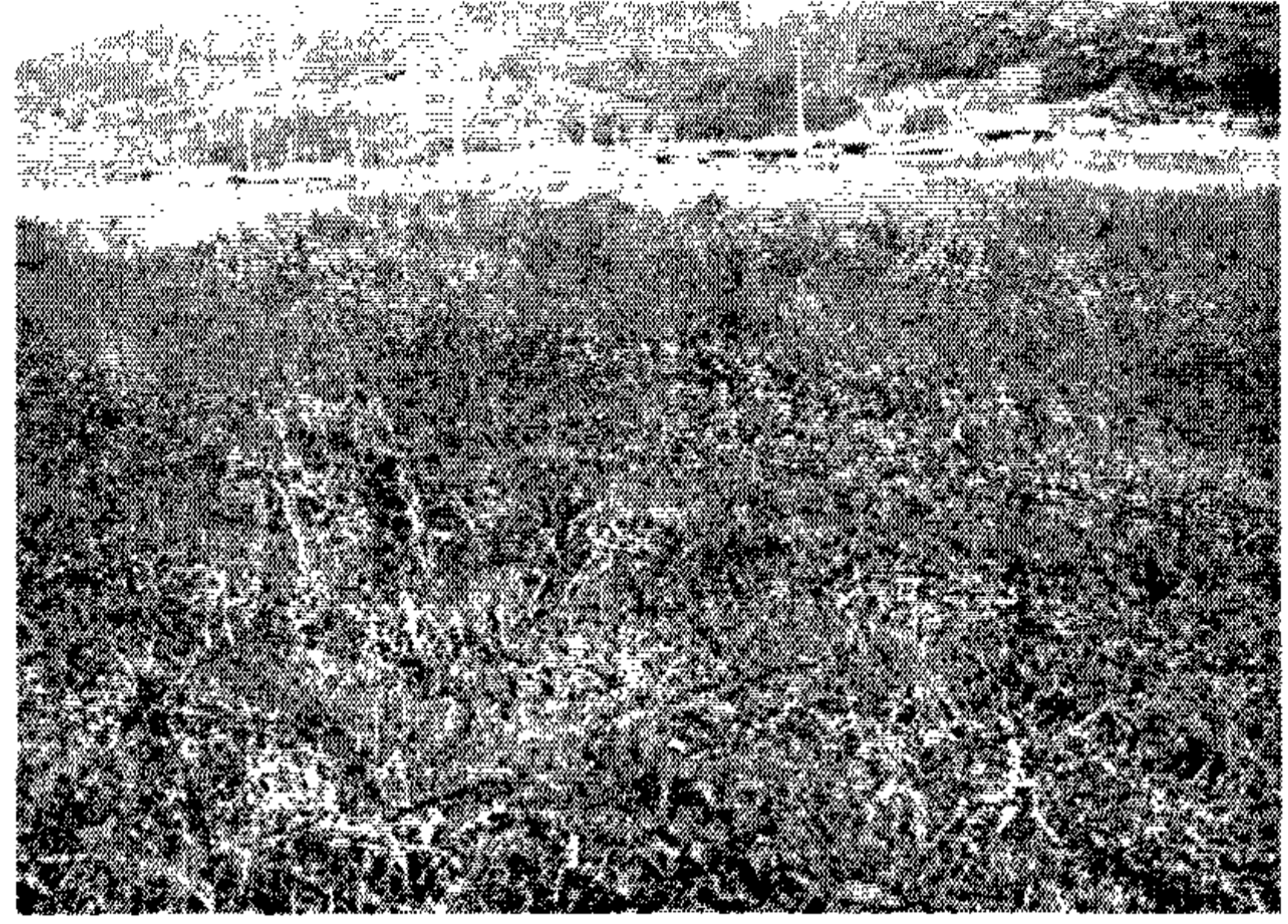
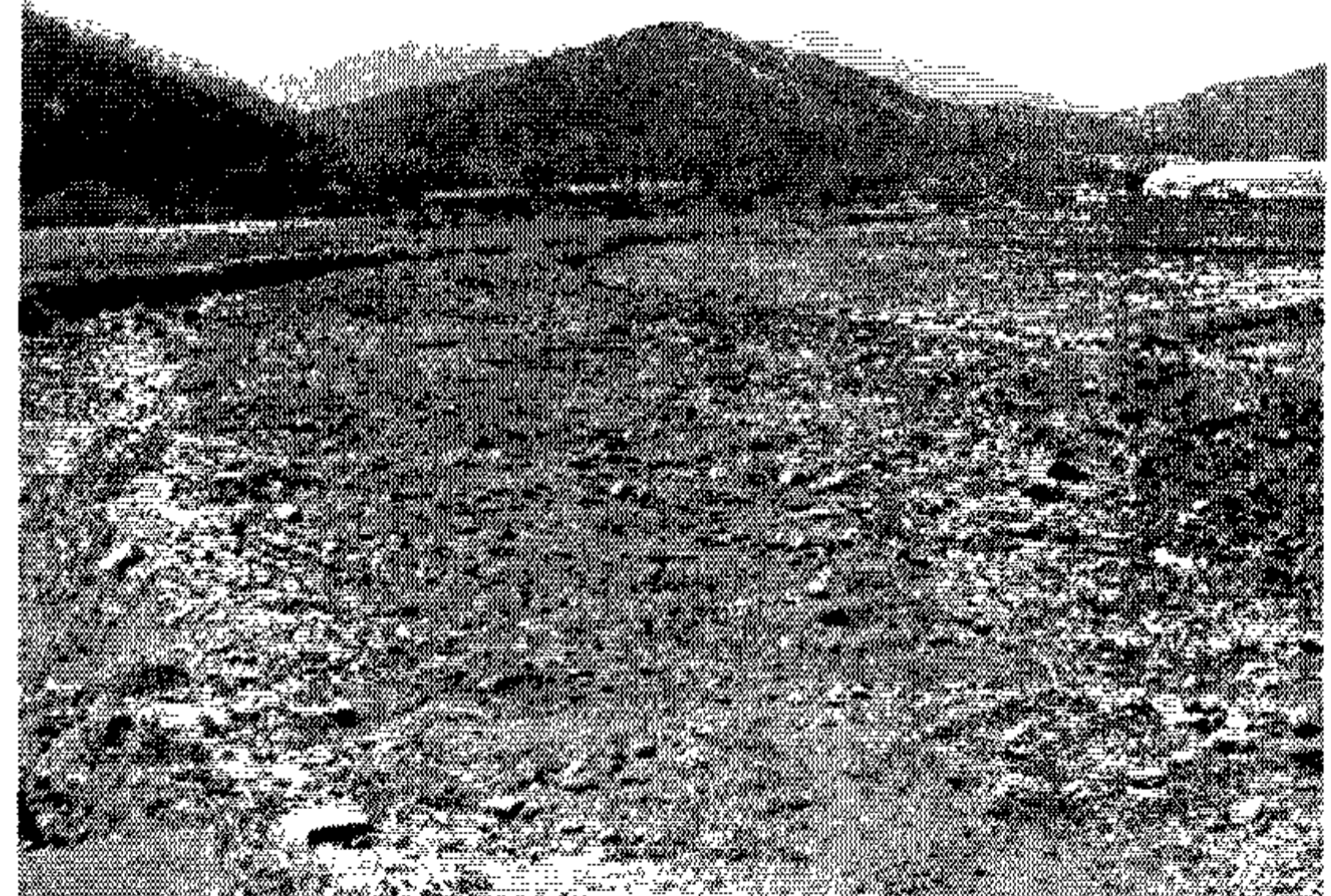


그림 28. 식생 완충존 기초공사전의 조사지 식생 및 전경

## 2) 식생 완충존 기초공사

기존의 식생을 제거하고 평탄화 작업을 실시하였으며 각 식생완충존의 구획을 정리하였다.



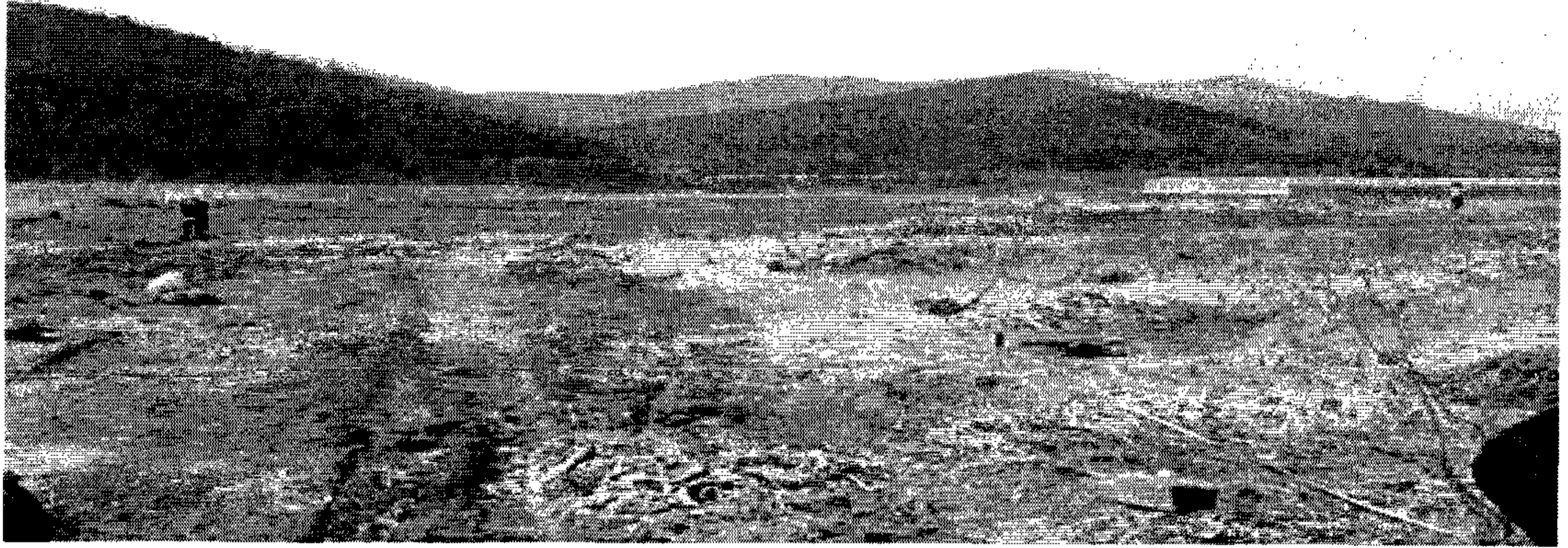
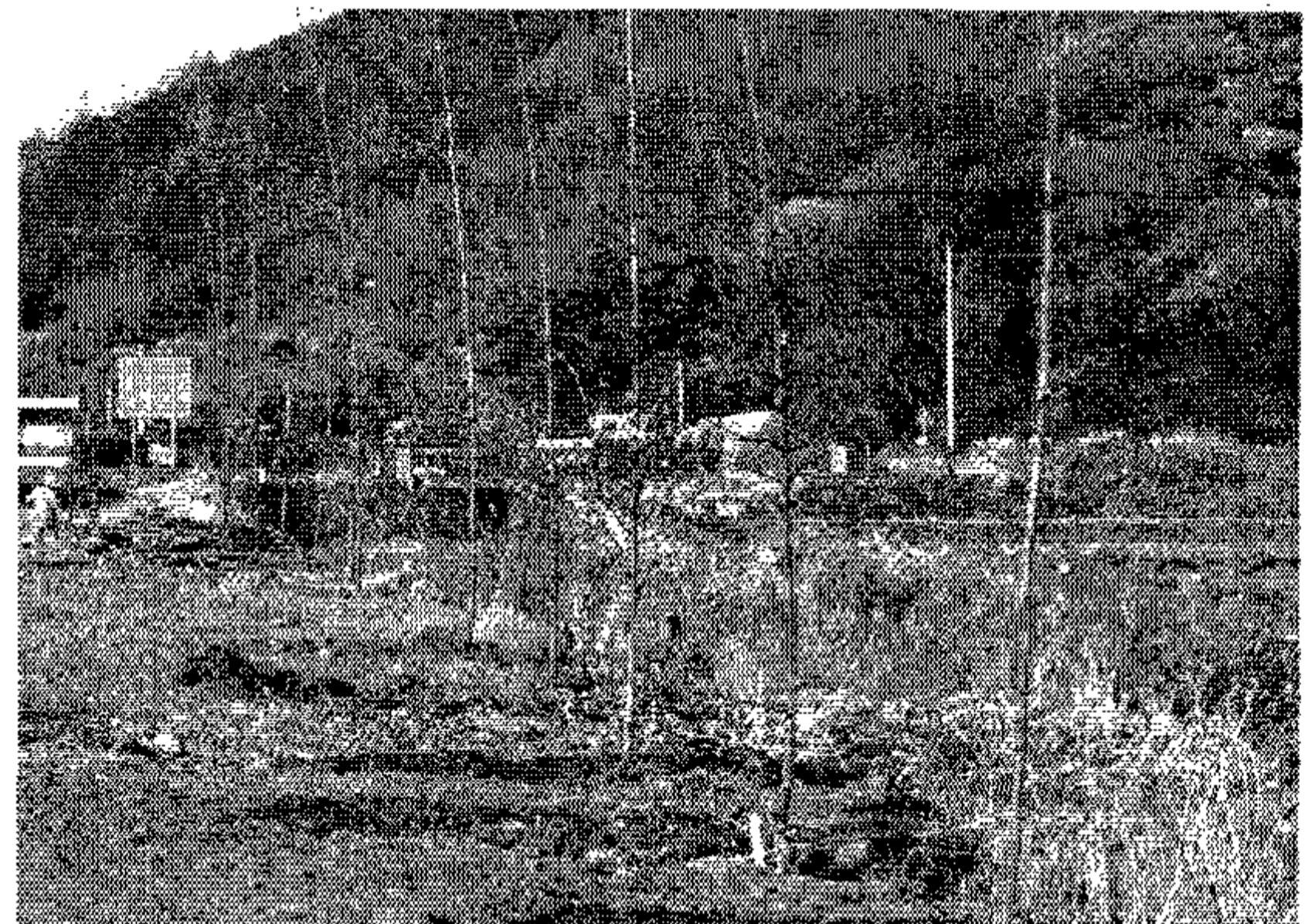


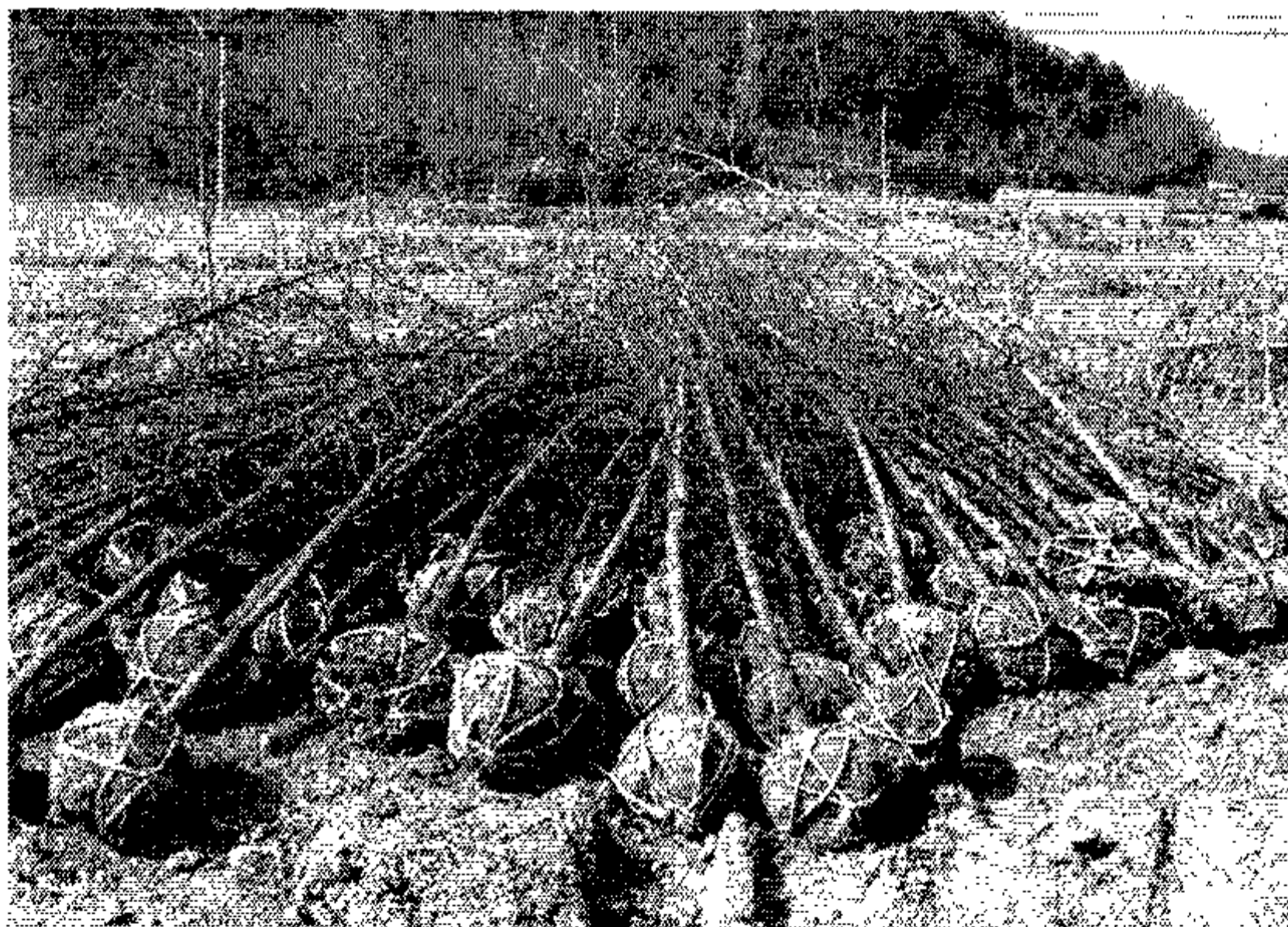
그림 29. 식생완충존 기초공사후의 전경



전경



메타세콰이어 8년생

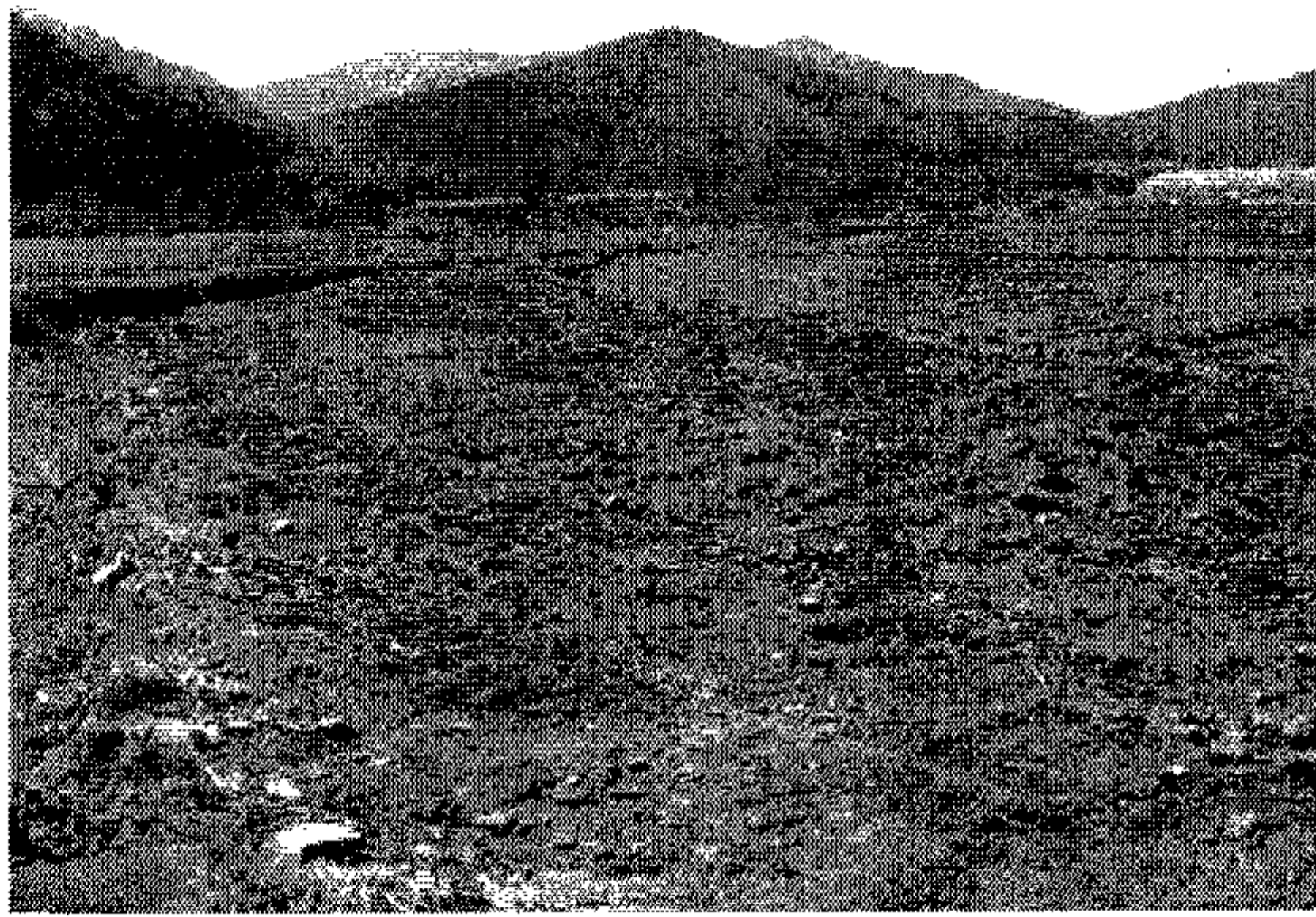


묘 목

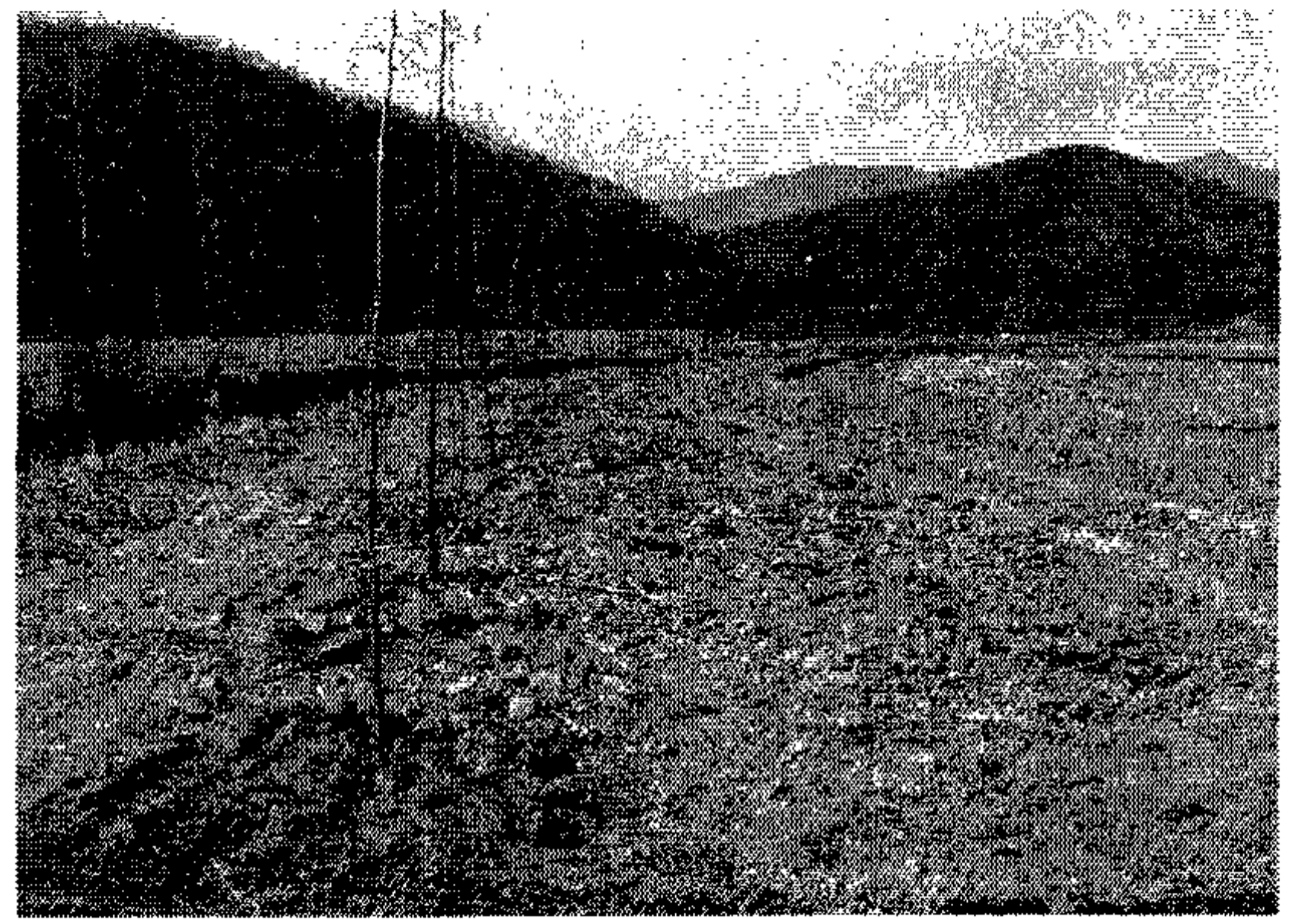


묘 목

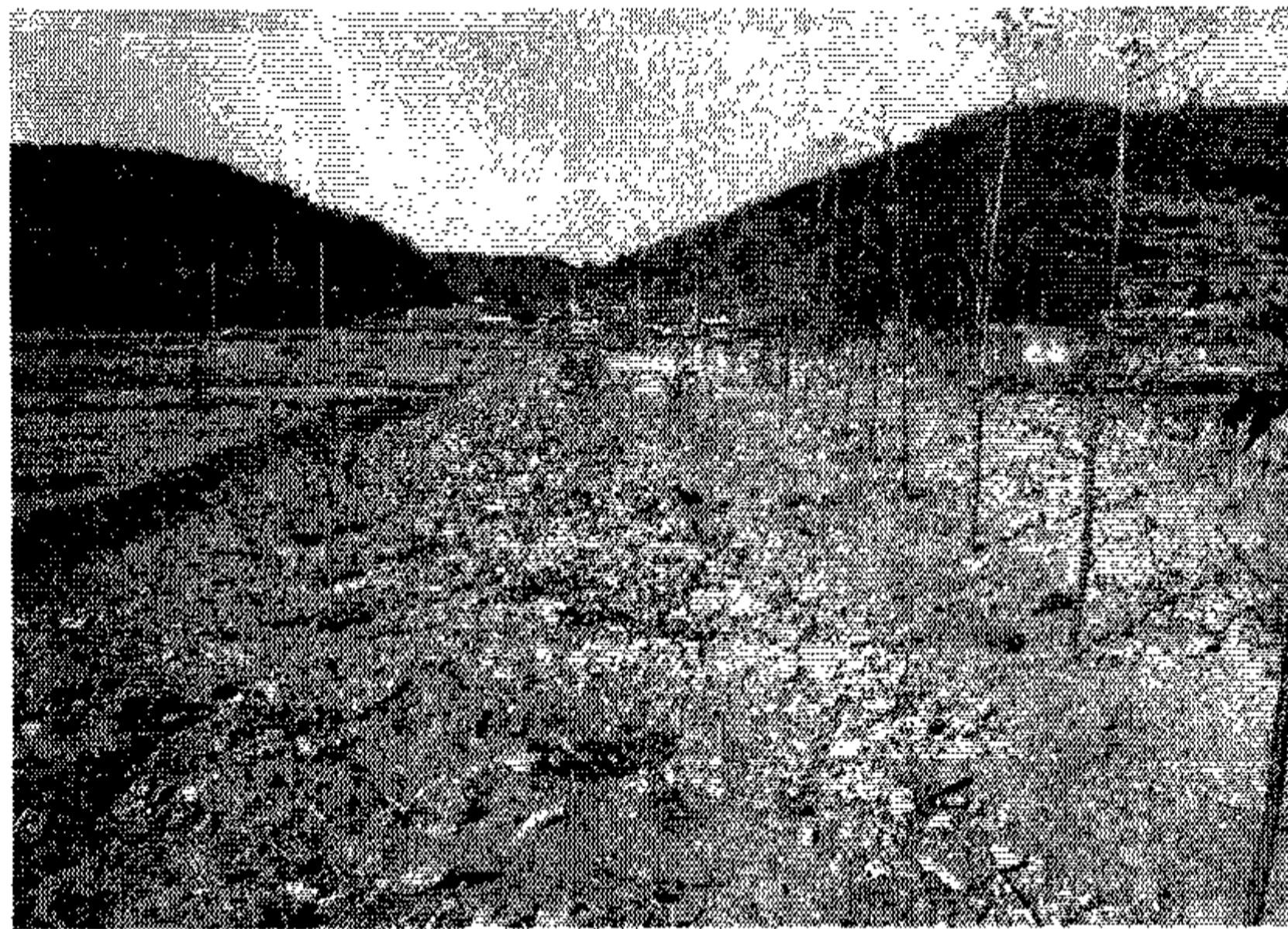
그림 30. 식생완충존 시공후의 전경 (계속)



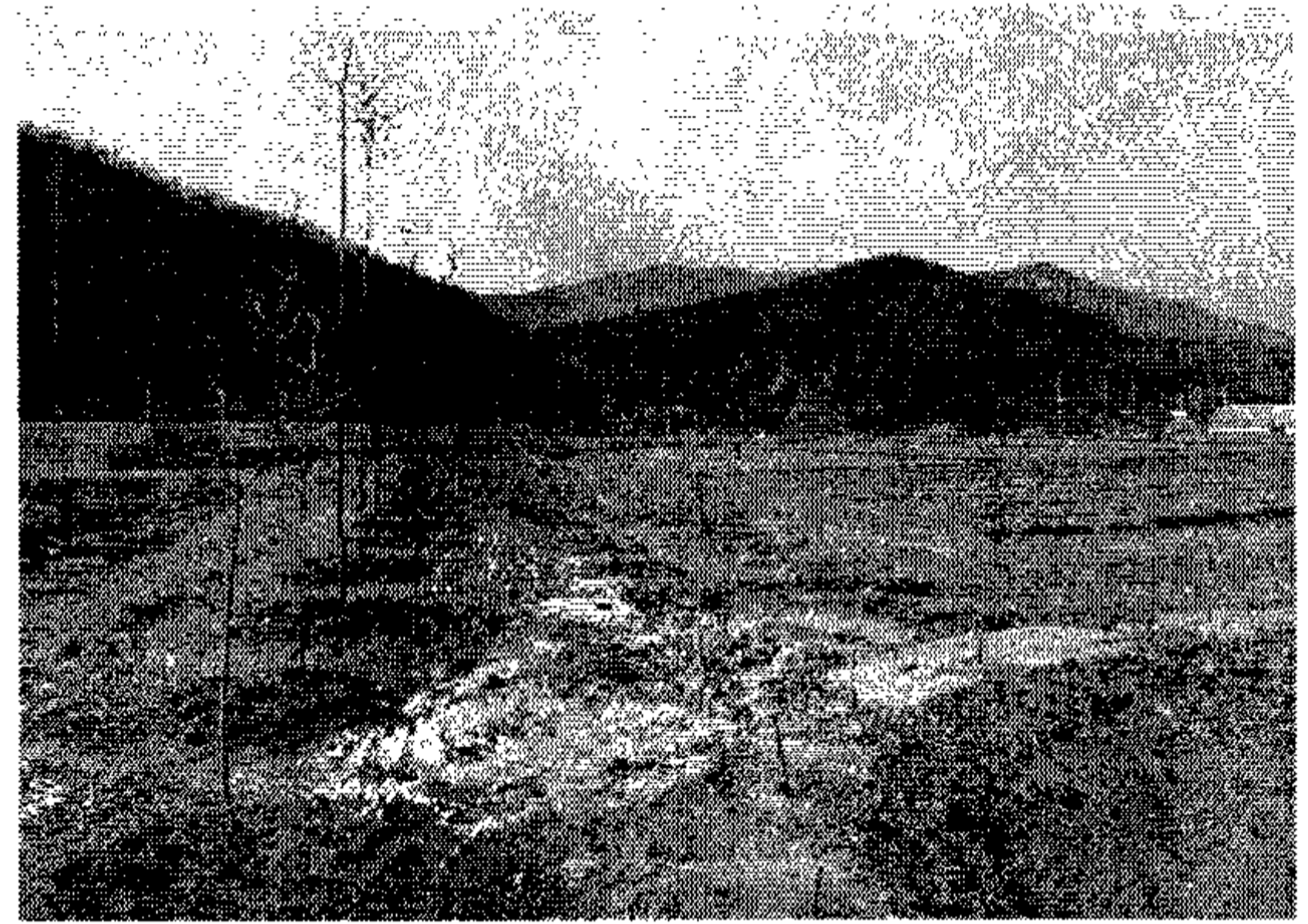
교목형 식생완충존 1 (식재전)



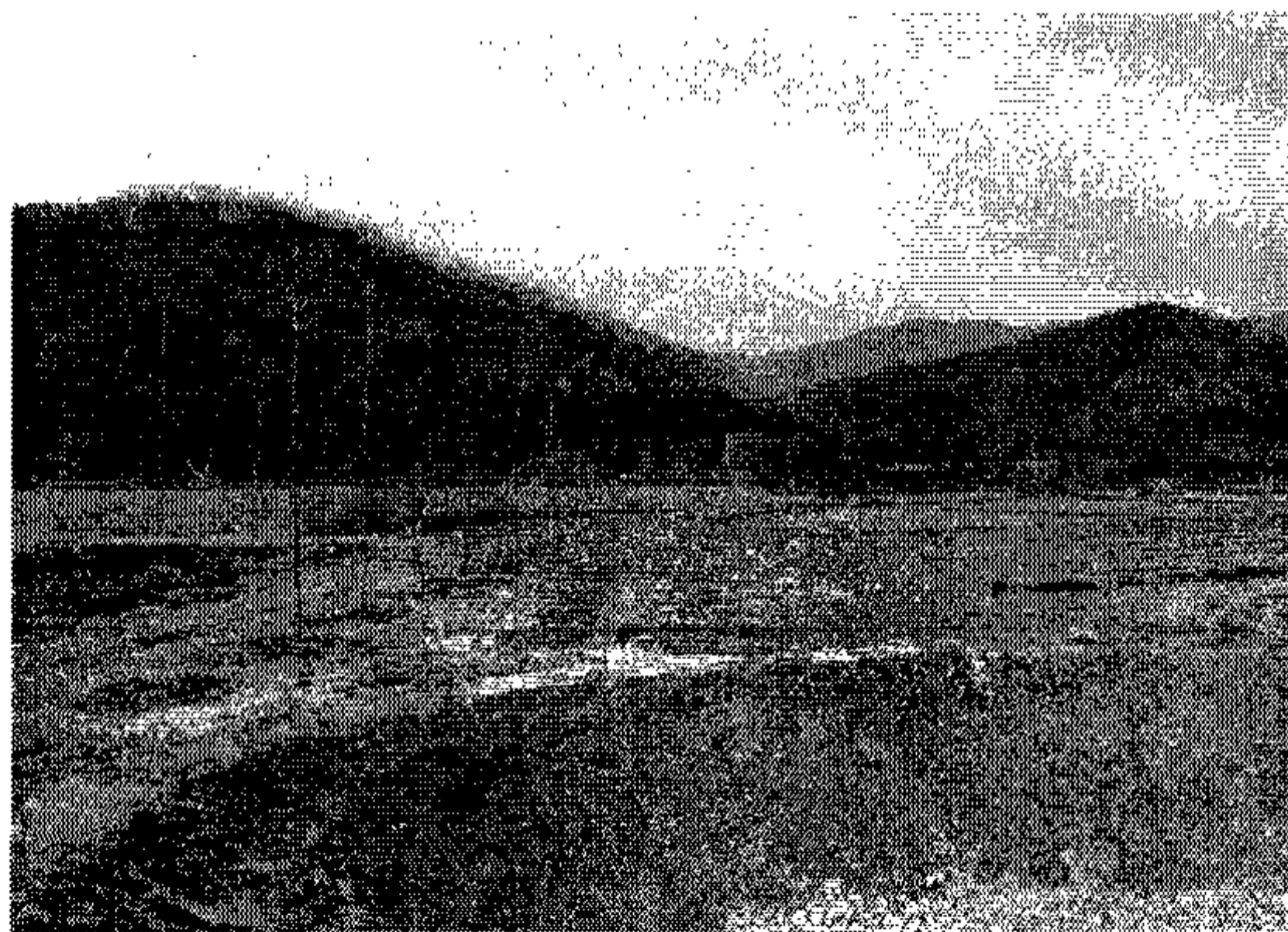
교목형 식생완충존 1 (식재후)



교목완충존 1의 벚나무



교목형 식생완충존 2 이팝나무

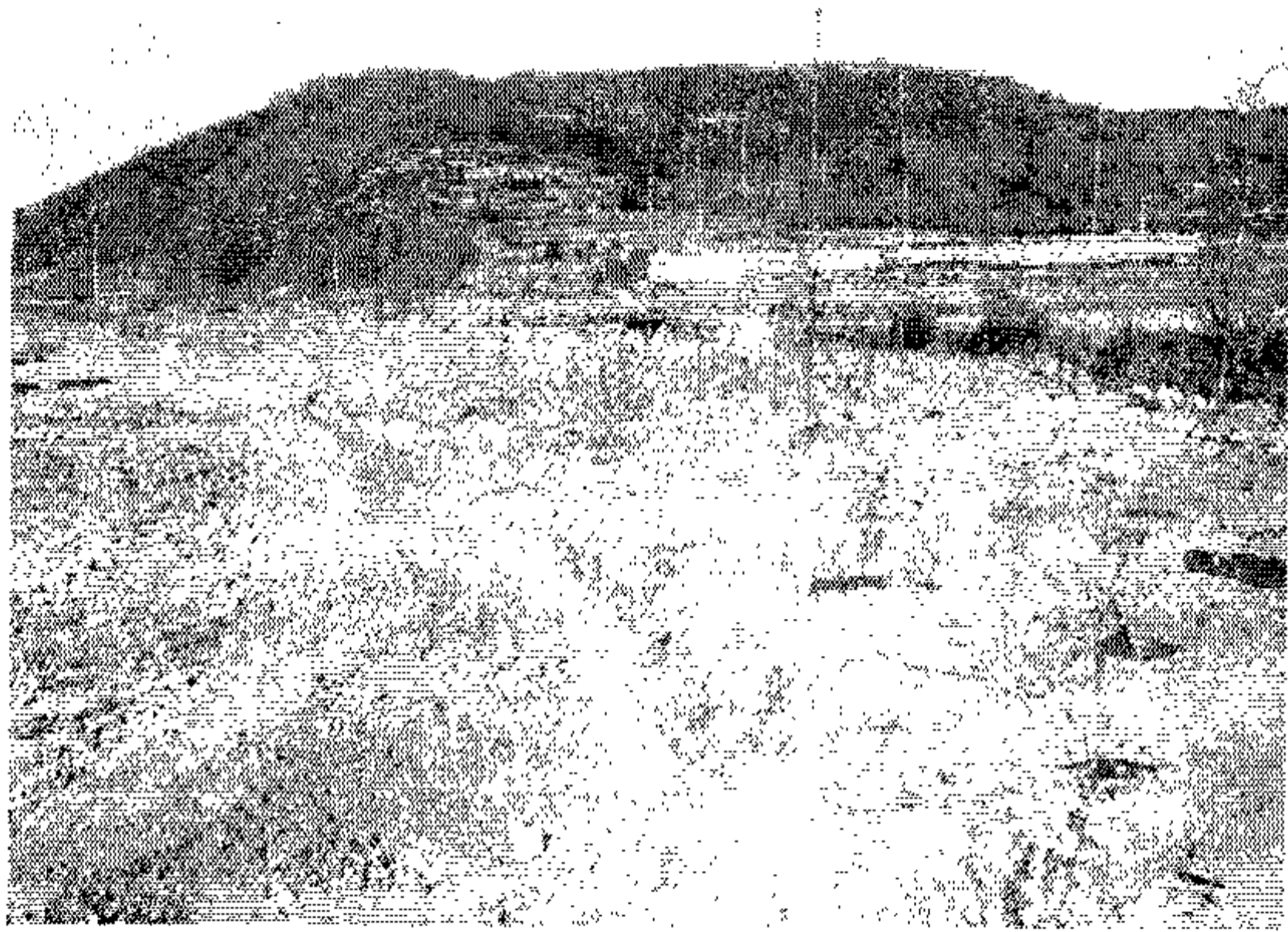


교목형 식생완충존 2

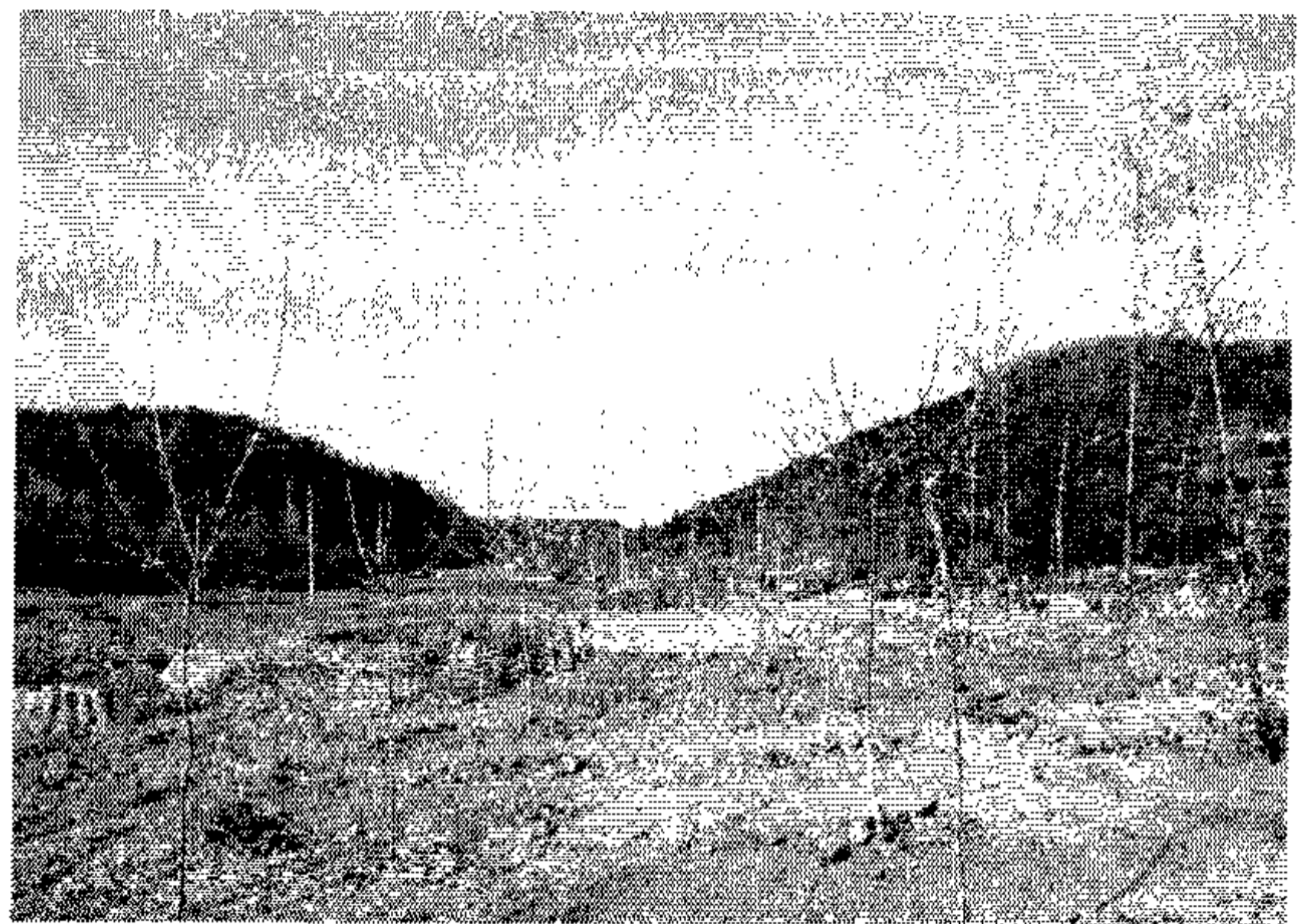


교목형 식생완충존3

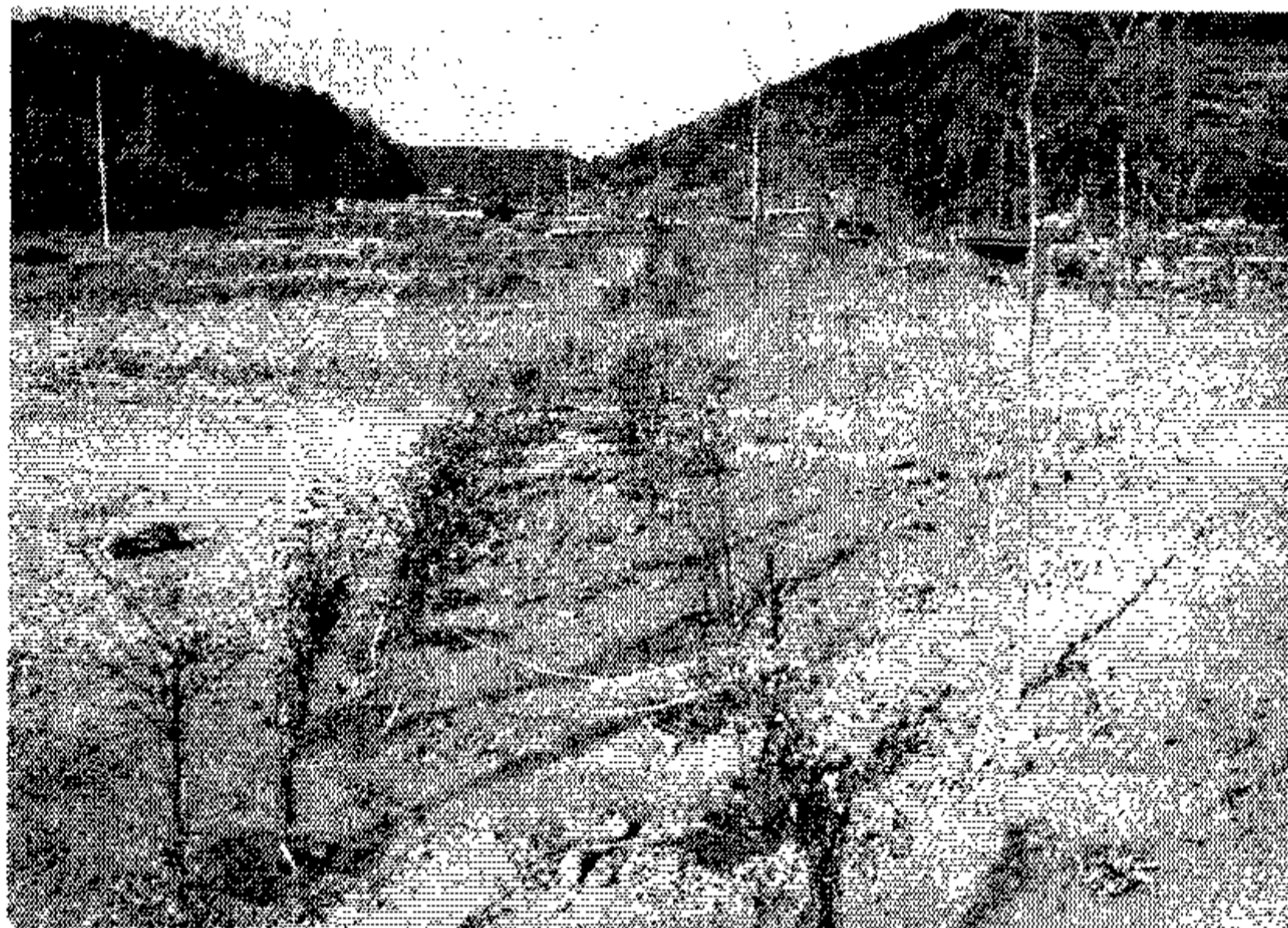
그림 30. 식생완충존 시공후의 전경 (계속)



교목형 식생완충존3



메타세콰이어와 이팝나무



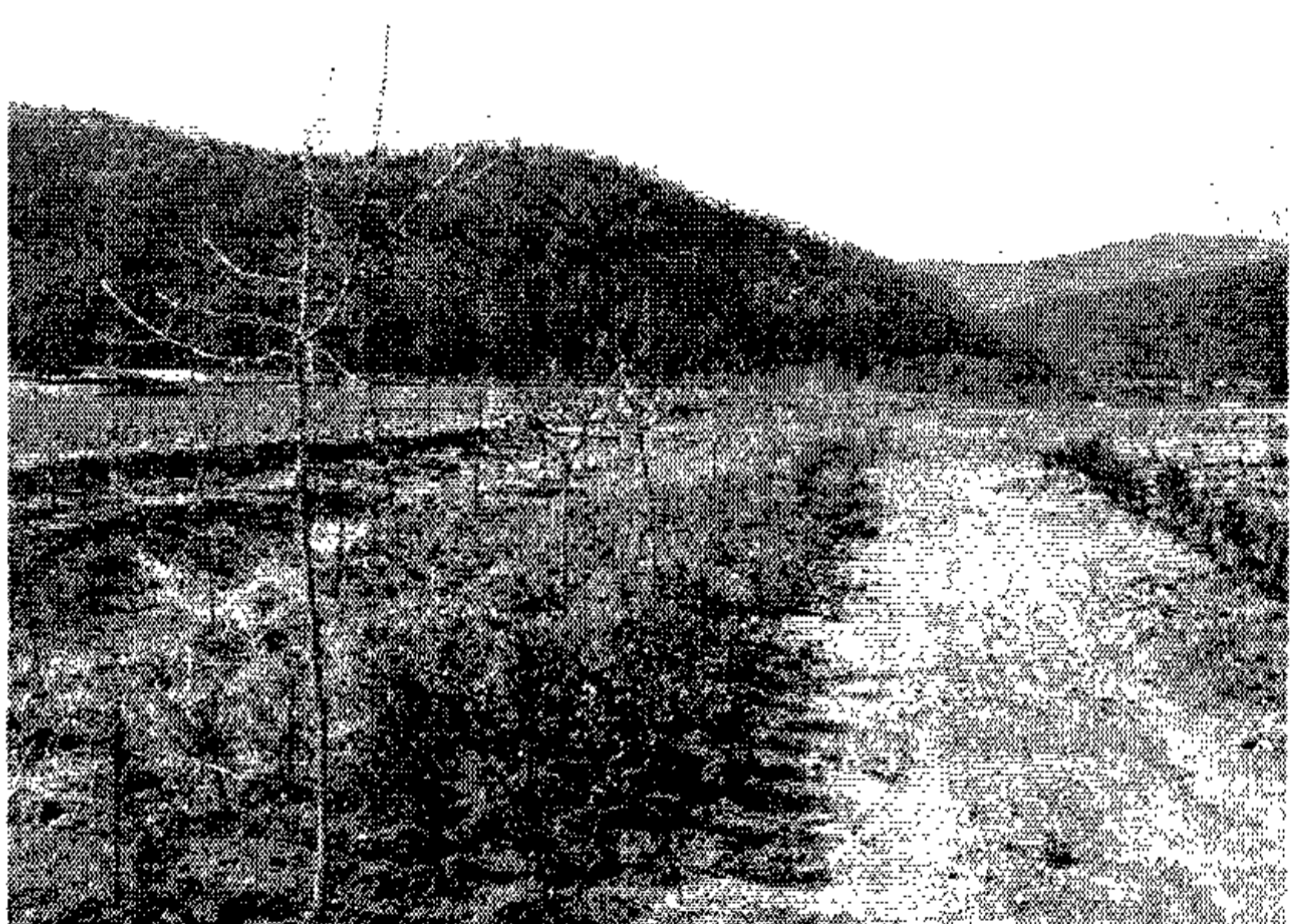
혼합식생완충존의 남천



혼합식생완충존내 자연 습지의 모습



혼합형 식생완충존



혼합형 식생완충존

그림 30. 식생완충존 시공후의 전경

### 3) 식생 완충존 시공

식생설계도(그림 27)에 의해 식생완충존의 형태는 교목만의 완충존인 교목형 식생완충존과 교목, 관목과 초본의 혼합형 식생완충존으로 나누어서 설치하였으며 혼합형 식생완충존에는 자연 습지가 위치하고 있다. 기초공사를 실시한 후 식생완충존에 식재한 수종은 다음과 같다.

- 가) 혼합형 식생완충존 : 메타스퀘이어 40본, 이팝나무 30본, 벗나무 30본, 남천 100본, 꽃창포 100본
- 나) 교목형 식생완충존 1 : 메타스퀘이어 20본, 벗나무 70본
- 다) 교목형 식생완충존 2 : 메타스퀘이어 20본, 포플러 30본, 이팝나무 30본
- 라) 교목형 식생완충존 3 : 이팝나무 30본, 포플러 30본, 남천 100본
- 마) 인공습지 수로주변에 포플러 80본

### 4) 식생완충존의 관리

기초공사후 파괴되었던 주변 식생들이 식생완충존의 완성 후, 자연 발생으로 인한 침입이 많았으며 특히 환삼덩쿨의 침입으로 인하여 교목과 관목의 피해가 많이 발생하여 주기적으로 풀베기 작업의 필요하였다. 일 년에 두 차례(봄과 가을)에 걸쳐 풀베기와 교목의 관리를 하였으며 피해를 받은 교목을 제거하였다.

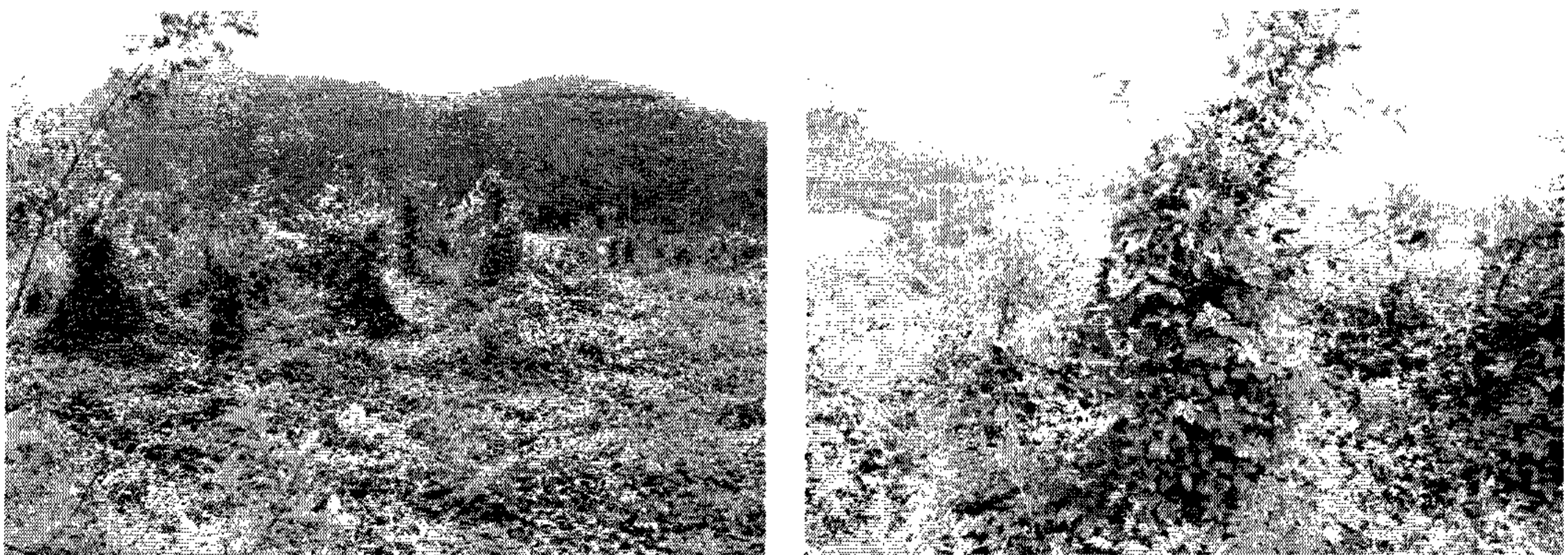


그림 31. 식생완충존의 자연식생의 침입과 환삼덩쿨 피해 (풀베기 작업전)



그림 32. 식생완충존의 풀베기 작업

### 3. 결과

#### 가. 식 생

식생완충존을 설치하기 위하여 군위군 효령면의 셋강을 선정하여 식생조사를 하였다. 조사지는 양쪽에 전답이 위치하고 있는 셋강으로 31과 53속 7변종으로 총 59종의 식물이 출현하고 있었다.

본 조사지 주변으로 수고 약 5~6m정도의 아까시나무와 뽕나무가 수 그루가 위치하고 있었으며, 수고 1.5m정도의 족제비싸리, 쥐똥나무, 산딸기나무, 질레꽃 등이 생육하고 있었다. 물이 흐르는 셋강 중심부에는 갈대의 우점도가 상당히 높게 나타났으며, 주변부에는 참억새의 우점도가 비교적 높게 나타났다. 셋강 주변의 휴경지에는 미국가막사리와 바랭이의 우점도가 높게 나타났으며, 덩굴식물로 환삼덩굴 등의 우점도가 높게 나타났다.

표 11. 군위조사지 하천주변의 식생현황

군위 조사지역 셋강주변식생				
종 명	학 명	과 명	성상	출몰지역 <우점도> 하천주변
가는쑥부쟁이	<i>Aster pekinensis</i> (Hance) Chen.	국화과	초본	1.1
가죽나무	<i>Ailanthus altissima</i> Swingle	소태나무과	목본	r
갈대	<i>Phragmites communis</i> Trin.	화분과	초본	4.4
강아지풀	<i>Setaria viridis</i> (L.) Beauv.	화분과	초본	2.2
강피	<i>Echinochloa hispidula</i>	벼과	초본	r
개망초	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	국화과	초본	+
고마리	<i>Persicaria thunbergii</i> H. Gross	마디풀과	초본	2.2
까마중	<i>Solanum nigrum</i> L.	가지과	초본	1.1
계묵	<i>Hololeion maximowiczii</i> KITAMURA	국화과	초본	+
파리	<i>Physalis alkekengi</i> Linne var. <i>franchetii</i> (master) Hort.	가지과	초본	+
달맞이꽃	<i>Oenothera odorata</i> Jacquin	바늘꽃과	초본	+
돌콩	<i>Glycine soja</i> S. et Z.	콩과	초본	+
망초	<i>Erigeron canadensis</i> L.	국화과	초본	2.2
메꽃	<i>Calystegia japonica</i> (Thunb.) Chois.	메꽃과	초본	1.1
물봉선	<i>Impatiens textori</i> Miquel	봉선화과	초본	+
바랭이	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	벼과	초본	1.1
박주가리	<i>Metaplexis japonica</i> (Thunb.) Makino	박주가리과	초본	+
버드나무	<i>Salix koreensis</i> Andersson	버드나무과	목본	r
비수리	<i>Lespedeza cuneata</i> G. Don	콩과	초본	1.1

산국	<i>Chrysanthemum boreale</i> MAKINO	국화과	초본	1.1
새콩	<i>Amphicarpaea edgeworthii</i> var. <i>trisperma</i> OHWI	콩과	초본	1.1
새팥	<i>Phaseolus nipponensis</i> OHWI	콩과	초본	+
소리쟁이	<i>Rumex crispus</i> L.	마디풀과	초본	2.2
수크령	<i>Pennisetum alopecuroides</i> (L.) Spreng.	벼과	초본	2.2
쑥	<i>Artemisia princeps</i> var. <i>orientalis</i> (Pampan.) Hara	국화과	초본	2.2
아까시나무	<i>Robinia pseudo-acacia</i> .	콩과	목본	r
애기똥풀	<i>Chelidonium majus</i> var. <i>asiaticum</i> (Hara) Ohwi	양귀비과	초본	+
여뀌	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Spach	마디풀과	초본	1.1
여우콩	<i>Rhynchosia volubilis</i> Lour.	콩과	초본	1.1
왕고들빼기	<i>Lactuca indica</i> var. <i>laciniata</i> (O. Kuntze) Hara	국화과	초본	1.1
이질풀	<i>Geranium nepalense</i> subsp. <i>thunbergii</i> (S. et Z.) Hara	쥐손이풀과	초본	+
익모초	<i>Leonurus sibiricus</i> L.	꿀풀과	초본	+
좁명아주	<i>Chenopodium ficifolium</i> Smith	명아주과	초본	1.1
털비름	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	비름과	초본	+
털진득찰	<i>Siegesbeckia pubescens</i> MAKINO	국화과	초본	1.1
토끼풀	<i>Trifolium repens</i> L.	콩과	초본	2.2
피	<i>Echinochloa crus-galli</i> var. <i>frumentata</i>	벼과	초본	r
환삼덩굴	<i>Humulus japonicus</i> S. et Z.	뽕나무과	초본	2.2
흰여뀌	<i>Persicaria lapathifolia</i> S,F. Gray	마디풀과	초본	2.2

표 12. 군위조사지 식생완충존 설치예정지의 식생현황

군위 조사지역 하천식생				
종 명	학 명	과 명	성상	출몰지역 <우점도> 휴경지 주변
갈대	<i>Phragmites communis</i> Trin.	화본과	초본	4.4
강아지풀	<i>Setaria viridis</i> (L.) Beauv.	화본과	초본	2.2
개망초	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	국화과	초본	1.1
고마리	<i>Persicaria thunbergii</i> H. Gross	마디풀과	초본	1.1
까마중	<i>Solanum nigrum</i> L.	가지과	초본	+
노박덩굴	<i>Celastrus orbiculatus</i> Thunberg	노박덩굴과	목본	2.2
달맞이꽃	<i>Oenothera odorata</i> Jacquin	바늘꽃과	초본	1.1
돌콩	<i>Glycine soja</i> S. et Z.	콩과	초본	+
띠	<i>Imperata cylindrica</i> var. <i>koenigii</i> (Retz.) Durand et Schinz	화본과	초본	1.1
망초	<i>Erigeron canadensis</i> L.	국화과	초본	3.3
물억새	<i>Miscanthus sacchariflorus</i> Benth.	화본과	초본	1.1
미국가막사리	<i>Bidens frondosa</i>	국화과	초본	3.3
바랭이	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	벼과	초본	+
버드나무	<i>Salix koreensis</i> Andersson	버드나무과	목본	1.1



붉나무	<i>Rhus chinensis</i> Mill.	욱나무과	목본	1.1
뽕쑥	<i>Artemisia feddei</i>	국화과	초본	2.2
산국	<i>Chrysanthemum boreale</i> MAKINO	국화과	초본	2.2
석잠풀	<i>Stachys riederi</i> var. <i>japonica</i> Miquel	꿀풀과	초본	r
세잎양지꽃	<i>Potentilla freyniana</i> Bornm	장미과	초본	1.1
소리쟁이	<i>Rumex crispus</i> L.	마디풀과	초본	1.1
쇠비름	<i>Portulaca oleracea</i> L.	비름과	초본	+
수영	<i>Rumex cetosa</i> L.	마디풀과	초본	+
수크령	<i>Pennisetum alopecuroides</i> (L.) Spreng.	벼과	초본	+
억새	<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	화본과	초본	+
여뀌	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Spach	마디풀과	초본	1.1
왕고들빼기	<i>Lactuca indica</i> var. <i>laciniata</i> (O. Kuntze) Hara	국화과	초본	1.1
이질풀	<i>Geranium nepalense</i> subsp. <i>thunbergii</i> (S. et Z.) Hara	쥐손이풀과	초본	1.1
익모초	<i>Leonurus sibiricus</i> L.	꿀풀과	초본	r
족제비싸리	<i>Amorpha fruticosa</i> L.	콩과	목본	2.2
좁명아주	<i>Chenopodium ficifolium</i> Smith	명아주과	초본	1.1
쥐방울덩굴	<i>Aristolochia contorta</i> Bunge	쥐방울덩굴과	초본	+
털비름	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	비름과	초본	1.1
털진득찰	<i>Siegesbeckia pubescens</i> MAKINO	국화과	초본	1.1
토끼풀	<i>Trifolium repens</i> L.	콩과	초본	2.2
환삼덩굴	<i>Humulus japonicus</i> S. et Z.	뽕나무과	초본	3.3
흰여뀌	<i>Persicaria lapathifolia</i> S.F. Gray	마디풀과	초본	+

표 13은 군위에 위치한 셋강에 대하여 2004년 7월에 식생완충존(2개 조사구-S1, S2), 農路(2개 조사구-S3, S4), 셋강 둑(2개 조사구-S5, S6), 수량(水量)이 적은 하천 내(1개 조사구-S7)를 비롯하여 총 7구역으로 구분하여 야외조사를 실시한 결과이다. 야외조사는 Braun-Blanquet의 우점도 계급과 군도계급에 따라 조사하였으며, 조립되어진 개체목은 본 조사에서 제외시켰다.

본 조사 결과 조사지에 출현하는 총 종수는 37과 60종 10변종으로 총 70여종이 생육하고 있었으며, 국화과 11종, 벼과와 콩과가 각각 8종, 마디풀과 6종 순으로 나타났다.

환삼덩굴, 여뀌, 돌콩 등은 상재도 V로 전 조사지에 걸쳐 분포하고 있었으며, 개망초, 소리쟁이, 메꽃, 강아지풀 등도 상재도 IV를 나타내었다. 묵밭(S1)은 쑥의 우점도와 군도가 4.4로 높게 나타났으며, 강아지풀, 개망초, 소리쟁이, 미국가막사리 등이 비교적 높은 값을 나타내었다. 셋강과 인접하여 있는 묵밭(S2)은 갈대가 4.4로 우점도와 군도가 높은 값을 나타내었으며 환삼덩굴, 강아지풀, 여뀌, 참억새 등이 대체로 넓게 분포하고 있는 것으로 나타났다. 농로(S3,

S4)는 강아지풀의 우점도와 군도가 각각 4.4로 높게 나타났으며, 길은 양측으로 개망초, 달맞이꽃 등이 넓게 분포하고 있었으며, 미국가막사리와 명아주는 군상으로 밀집하여 생육하고 있는 것으로 나타났다. 강독(S5)은 환삼덩굴의 우점도와 군도가 4.4로 높은 값을 나타내었으며, 소리쟁이 등이 강독을 따라 분포하고 있었다. 강독(S6)은 쇠뜨기의 우점도와 군도가 4.4로 높은 값을 나타내었으며 환삼덩굴, 돌피 등의 종들의 우점비율이 높게 나타났다. 수량이 거의 없는 하천 내에서는 갈대가 5.5로 우점도와 군도 상당히 높은 값을 나타내었으며 환삼덩굴, 쇠뜨기, 여뀌 등의 종들이 산생하고 있었다.

본 조사지역에서 묵밭에서 출현 종수가 가장 많이 나타났으며 식피율 또한 높게 나타났다. 묵밭과 접해 있는 농로(農路)와 셋강 둑에서도 비교적 높은 종의 출현과 식피율을 나타내었다. 하지만 하천 내에서는 갈대가 군상으로 높은 밀도를 나타내고 있는 것 외에는 종의 출현과 우점도가 상대적으로 낮은 것으로 나타났다.

표 13. 실험지의 출현종의 우점도(dominance)와 군도(sociability)(2004년 7월 조사)

조사구역	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7		
조사면적(m <sup>2</sup> )	100	100	50	25	20	20	30		
출현종수	24	19	19	14	19	17	10		
	출현빈도								
쭉	4	4.4	+		3.3		+	<i>Artemisia princeps</i> var. <i>orientalis</i>	
갈대	3		4.4				+	5.5 <i>Phragmites communis</i>	
강아지풀	5	2.2	1.1	4.4	4.4	1.1		<i>Setaria viridis</i>	
환삼덩굴	7	+	2.3	+	+	4.4	1.1	+	<i>Humulus japonicus</i>
쇠뜨기	3		+				4.4	+	<i>Equisetum arvense</i>
여뀌	6	+	1.1	+	+	+		+	<i>Persicaria hydropiper</i>
돌콩	6	+	+	+	+	+	+	+	<i>Glycine soja</i>
개망초	5	2.3	r	1.1		+	+		<i>Erigeron annuus</i>
소리쟁이	5	1.1	+	+	+	2.2			<i>Rumex crispus</i>
메꽃	5	+1	+		+		+	+	<i>Calystegia japonica</i>
미국가막사리	4	2.2	+	1.2	+				<i>Bidens frondosa</i>
닭의장풀	4	+				+	+	+	<i>Commelina communis</i>
명아주	4	+1	+	1.2	+				<i>Chenopodium album</i> var. <i>centrorubrum</i>
돼지풀	3	+		+		+			<i>Ambrosia artemisiifolia</i> var. <i>elatior</i>
익모초	3	+	+	+					<i>Leonurus sibiricus</i>
괭이밥	2	+		+					<i>Oxalis corniculata</i>
도깨비바늘	2				+		+		<i>Bidens bipinnata</i>
서양민들레	2		+		+				<i>Taraxacum officinale</i>
왕고들빼기	2	+					+		<i>Lactuca indica</i> var. <i>laciniata</i>
뽕리뱅이	2	+		+					<i>Youngia japonica</i>
망초	2	+		+					<i>Erigeron canadensis</i>
갈퀴꼭두서니	2		+		+				<i>Rubia cordifolia</i> var. <i>pratensis</i>
사위질빵	2					+	+		<i>Clematis apiifolia</i>
돌피	2				+		2.2		<i>Echinochloa crus-galli</i>

다닥냉이	2		+	+			<i>Lepidium apetalum</i>
절레꽃	2				+	+	<i>Rosa multiflora</i>
제비꽃	2	+					<i>Viola mandshurica</i>
까마중	1				+		<i>Solanum nigrum</i>
사철쑥	1		+				<i>Artemisia capillaris</i>
영경귀	1		+				<i>Cirsium japonicum</i> var. <i>ussuriense</i>
애기썩사리	1	2.3					<i>Lycopus maackianus</i>
등대풀	1					+	<i>Euphorbia helioscopia</i>
돌나물	1					+	<i>Sedum sarmentosum</i>
고마리	1					+	<i>Persicaria thunbergii</i>
며느리밑씻개	1				+		<i>Persicaria senticosa</i>
미꾸리낚시	1					+	<i>Persicaria sieboldii</i>
개여뀌	1		+				<i>Persicaria blumei</i>
쥐똥나무	1					+	<i>Ligustrum obtusifolium</i>
달맞이꽃	1		2.2				<i>Oenothera odorata</i>
박주가리	1				+		<i>Metaplexis japonica</i>
참나리	1					+	<i>Lilium lancifolium</i>
나도바랭이새	1			+			<i>Microstegium vimineum</i>
바랭이	1	+					<i>Digitaria sanguinalis</i>
수크령	1			r			<i>Pennisetum alopecuroides</i>
참억새	1		1.1				<i>Miscanthus sinensis</i>
큰기름새	1		+				<i>Spodiopogon sibiricus</i>
쇠무릎	1					+	<i>Achyranthes japonica</i>
뽕나무	1				+		<i>Morus alba</i>
방동사니	1	+					<i>Cyperus amuricus</i>
사상자	1					r	<i>Torilis japonica</i>
별꽃	1				+		<i>Stellaria media</i>
쇠비름	1				+		<i>Portulaca oleracea</i>
꽃다지	1			+			<i>Draba nemorosa</i> var. <i>hebecarpa</i>
좁개잎나무	1					+	<i>Boehmeria spicata</i>
애기똥풀	1				+		<i>Chelidonium majus</i> var. <i>asiaticum</i>
붉나무	1				+		<i>Rhus chinensis</i>
조팝나무	1				+		<i>Spiraea prunifolia</i> var. <i>simpliciflora</i>
산딸기나무	1				+		<i>Rubus crataegifolius</i>
쥐손이풀	1				+		<i>Geranium sibiricum</i>
질경이	1	+					<i>Plantago asiatica</i>
고삼	1		+				<i>Sophora flavescens</i>
토끼풀	1		+				<i>Trifolium repens</i>
자귀나무	1				+		<i>Albizia julibrissin</i>
비수리	1			+			<i>Lespedeza cuneata</i>
아까시나무	1	+					<i>Robinia pseudo-accacia</i>
족제비싸리	1	+					<i>Amorpha fruticosa</i>
전동싸리	1	+					<i>Melilotus suaveolens</i>
개머루	1				+		<i>Ampelopsis brevipedunculata</i> var. <i>heterophylla</i>
주름잎	1		1.1				<i>Mazus pumilus</i>
눈괴불주머니	1	+					<i>Corydalis ochotensis</i>

표 14. 실험지의 출현종의 우점도(dominance)와 군도(sociability) (2005년 10월 조사).

조사구역		1	2	3	4	5	
조사면적(m <sup>2</sup> )		100	100	100	100	100	
출현종수		19	17	22	21	21	
돌콩	5	2.2	3.3	4.4	4.4	4.4	<i>Glycine soja</i>
환삼덩굴	5	1.1	3.3	3.3	2.2	2.2	<i>Humulus japonicus</i>
쑥	5	1.1	+	1.1	1.1	+	<i>Artemisia princeps</i> var. <i>orientalis</i>
강아지풀	4		+	+	1.1	+	<i>Setaria viridis</i>
여뀌	4	+		+	+	+	<i>Persicaria hydropiper</i>
갈대	4	2.2	3.3		1.1	2.2	<i>Phragmites communis</i>
개망초	3	+		+	r		<i>Erigeron annuus</i>
뽕리뱅이	3	+	+	r			<i>Youngia japonica</i>
익모초	3		+		1.1	+	<i>Leonurus sibiricus</i>
미국가막사리	3			+	r	r	<i>Bidens frondosa</i>
뚝새풀	3	+	+	1.1.			<i>Alopecurus aequalis</i> var. <i>amurensis</i>
애기췌사리	3	+	+			1.1	<i>Lycopus maackianus</i>
털진득찰	2			+	1.1		<i>Siegesbeckia pubescens</i> MAKINO
소리쟁이	2			+	r		<i>Rumex crispus</i>
토끼풀	2			+	+		<i>Trifolium repens</i>
달맞이꽃	2	+		+			<i>Oenothera odorata</i>
고마리	2	2.2				+	<i>Persicaria thunbergii</i>
수크령	2			+	r		<i>Pennisetum alopecuroides</i>
망초	2			+		+	<i>Erigeron canadensis</i>
쇠별꽃	2	+	+				<i>Stellaria aquatica</i>
억새	2	1.1				+	<i>Miscanthus sinensis</i> var. <i>purpurascens</i>
명아주	2		+	+			<i>Chenopodium album</i> var. <i>centrorubrum</i>
황새냉이	2		+	1.1			<i>Cardamine flexuosa</i>
방동사니	1	+					<i>Cyperus amuricus</i>
자귀나무	1				r		<i>Albizia julibrissin</i>
버드나무	1				+		<i>Salix koreensis</i>
영경귀	1					+	<i>Cirsium japonicum</i> var. <i>ussuriense</i>
돌피	1				+		<i>Echinochloa crus-galli</i>
붉나무	1				+		<i>Rhus chinensis</i>
며느리밑씻개	1	+					<i>Persicaria senticosa</i>
아까시나무	1	+					<i>Robinia pseudo-acacia</i>
서양민들레	1		+				<i>Taraxacum officinale</i>
쇠뜨기	1					+	<i>Equisetum arvense</i>
쥐손이풀	1				r		<i>Geranium sibiricum</i>
찔레꽃	1					+	<i>Rosa multiflora</i>
애기똥풀	1			+			<i>Chelidonium majus</i> var. <i>asiaticum</i>
도깨비바늘	1				+		<i>Bidens bipinnata</i>
메꽃	1		+				<i>Calystegia japonica</i>
참억새	1					+	<i>Miscanthus sinensis</i>
사철쑥	1			r			<i>Artemisia capillaris</i>
씀바귀	1	+					<i>Ixeris dentata</i>
비수리	1			+			<i>Lespedeza cuneata</i>
쇠무릎	1		+				<i>Achyranthes japonica</i>
바랭이	1				+		<i>Digitaria sanguinalis</i>
물봉선	1					r	<i>Impatiens textori</i> Miquel
질경이	1	+					<i>Plantago asiatica</i>
쇠비름	1					r	<i>Portulaca oleracea</i>
제비꽃	1	+					<i>Viola mandshurica</i>

취	1			1.1	<i>Pueraria thunbergiana</i>
조팝나무	1	+			<i>Spiraea prunifolia</i> var. <i>simpliciflora</i>
뽕나무	1			1.1	<i>Morus alba</i>
사위질빵	1		+		<i>Clematis apiifolia</i>
족제비싸리	1		1.1		<i>Amorpha fruticosa</i>
닭의장풀	1		+		<i>Commelina communis</i>
주름잎	1			+	<i>Mazus pumilus</i>
나도바랭이새	1	+			<i>Microstegium vimineum</i>

표 14는 2005년 10월에 5구역으로 구분하여 야외조사를 실시한 결과이다. 야외조사는 Braun-Blanquet의 우점도 계급과 군도계급에 따라 조사하였으며, 조립되어진 개체목은 본 조사에서 제외시켰다(표 1-1, 1-2).

본 조사 결과 조사지에 출현하는 총 종수는 27과 48속 48종 8변종으로 총 56여종이 생육하고 있었다. 이 중에서 국화과가 11종, 벼과 9종, 콩과 7종, 마디풀과 4종 순으로 나타났으며, 각조사지의 출현종수로는 조사지 1이 19종, 조사지 2는 17종, 조사지 3은 22, 조사지 4와 5는 각각 21종을 나타내었다.

조사지 1은 돌콩, 갈대, 고마리의 우점도와 군도가 각각 2와 2로 상대적으로 높은 값을 나타내었으며, 환삼덩굴, 쑥, 억새 등의 수종들의 우점도와 군도도 높게 나타났다. 조사지 2는 돌콩, 환삼덩굴, 갈대 등의 종들이 높은 값을 나타내었으며, 조사지 3은 돌콩의 우점도와 군도가 각각 4로 가장 높은 분포율을 나타내었고 환삼덩굴, 쑥 등도 높은 값을 나타내었다. 조사지 4와 5도 돌콩의 우점도와 군도가 높은 값을 나타내었으며 기타 환삼덩굴, 갈대 등의 분포율 또한 높게 나타났다.

표 15. 실험지의 출현종의 우점도(dominance)와 군도(sociability)(2006년 5월 조사)

조사구역		1	2	3	4	5	
조사면적(m <sup>2</sup> )		100	100	100	100	100	
출현종수		40	43	42	36	46	
	출현빈도						
쑥	5	2.2	2.3	2.2	3.3	3.2	<i>Artemisia princeps</i> var. <i>orientalis</i>
개망초	5	2.3	2.2	2.2	2.2	2.2	<i>Erigeron annuus</i>
메꽃	5	r	1.1	1.1	1.1	1.1	<i>Calystegia japonica</i>
명아주	5	0.1	+	r	r	1.1	<i>Chenopodium album</i> var. <i>centrorubrum</i>
환삼덩굴	5	1.1	2.3	1.1	1.1	1.1	<i>Humulus japonicus</i>
익모초	5	+	+	+	1.1	1.1	<i>Leonurus sibiricus</i>
여뀌	5	+	1.1	1.1	+	+	<i>Persicaria hydropiper</i>
소리쟁이	5	1.1	+	+	1.1	1.1	<i>Rumex crispus</i>
참소리쟁이	5	1.1	1.1	2.2	1.1	1.1	<i>Rumex japonica</i>
강아지풀	5	2.2	1.1	+	4.4	1.1	<i>Setaria viridis</i>

쇠별꽃	5	1.1	1.1	1.1	+	1.1	<i>Stellaria aquatica</i>
뽕리뱅이	5	1.1	+	+	+	+	<i>Youngia japonica</i>
뚝새풀	4	1.1	1.1	1.1	1.1		<i>Alopecurus aequalis</i> var. <i>amurensis</i>
미국가막사리	4	2.2	+	1.2	+		<i>Bidens frondosa</i>
냉이	4		3.3	3.3	1.1	1.1	<i>Capsella bursa-pastoris</i>
황새냉이	4		1.1	2.2	2.2	1.1	<i>Cardamine flexuosa</i>
애기똥풀	4		2.2	1.1	1.1	2.2	<i>Chelidonium majus</i> var. <i>asiaticum</i>
쇠뜨기	4	2.2	1.1	1.1	3.3		<i>Equisetum arvense</i>
망초	4	+		+	1.1	1.1	<i>Erigeron canadensis</i>
돌콩	4	r	r	+		r	<i>Glycine soja</i>
왕고들빼기	4	2.2	1.1	1.1		1.1	<i>Lactuca indica</i> var. <i>laciniata</i>
다닥냉이	4	3.3		+	2.2	2.2	<i>Lepidium apetalum</i>
달맞이꽃	4	1.1	1.1	2.2		1.1	<i>Oenothera odorata</i>
갈대	4	1.1	2.2		1.1	1.1	<i>Phragmites communis</i>
서양민들레	4	1.1	1.1	1.1	2.2		<i>Taraxacum officinale</i>
토끼풀	4	2.2	+	2.2	1.1		<i>Trifolium repens</i>
꽃마리	4	1.1	1.1	1.1	1.1		<i>Trigonotis peduncularis</i>
돼지풀	3	r		+		+	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> var. <i>elatior</i>
갈퀴덩굴	3	1.1	2.2	1.1			<i>Galium spurium</i>
지칭개	3		1.1		1.1	2.2	<i>Hemistepta lyrata</i>
억새	3	2.2	r			1.1	<i>Miscanthus sinensis</i> var. <i>purpurascens</i>
남천	3	1.1	1.1	1.1			<i>Nandina domestica</i>
질경이	3	+	r	1.1			<i>Plantago asiatica</i>
쇠무릎	2		r			+	<i>Achyranthes japonica</i>
죽제비싸리	2	r		1.1			<i>Amorpha fruticosa</i>
취명아주	2	r		r			<i>Chenopodium glaucum</i>
사위질빵	2			r		+	<i>Clematis apiifolia</i>
닭의장풀	2	r				1.1	<i>Commelina communis</i>
방동사니	2	+			+		<i>Cyperus amuricus</i>
바랭이	2	+				1.1	<i>Digitaria sanguinalis</i>
참빗살나무	2			1.1	1.1		<i>Euonymus sieboldiana</i>
이질풀	2		1.1			r	<i>Geranium nepalense</i> subsp. <i>Thunbergii</i>
씀바귀	2	1.1				1.1	<i>Ixeris dentata</i>
광대나물	2		1.1	2.2			<i>Lamium amplexicaule</i>
애기썩사리	2	2.3			1.1		<i>Lycopus maackianus</i>
팽이밥	2	r		r			<i>Oxalis corniculata</i>
절레꽃	2		r			+	<i>Rosa multiflora</i>
버드나무	2		1.1			1.1	<i>Salix koreensis</i>
조팝나무	2		1.1			+	<i>Spiraea prunifolia</i> var. <i>simpliciflora</i>
제비꽃	2	r				r	<i>Viola mandshurica</i>
자귀나무	1					+	<i>Albizia julibrissin</i>
개머루	1				+		<i>Ampelopsis brevipedunculata</i> var. <i>heterophylla</i>
봄맞이	1		1.1				<i>Androsace umbellata</i>
벼룩이자리	1					1.1	<i>Arenaria serphyllifolia</i>
사철쭉	1		r				<i>Artemisia capillaris</i>
도깨비바늘	1				+		<i>Bidens bipinnata</i>
좀깨잎나무	1				r		<i>Boehmeria spicata</i>
영경취	1		+				<i>Cirsium japonicum</i> var. <i>ussuriense</i>
꽃다지	1			+			<i>Draba nemorosa</i> var. <i>hebecarpa</i>
돌피	1				+		<i>Echinochloa crus-galli</i>
개나리	1				1.1		<i>Forsythia koreana</i>
비수리	1			+			<i>Lespedeza cuneata</i>
참나리	1				r		<i>Lilium lancifolium</i>
주름잎	1			1.1			<i>Mazus pumilus</i>

전동싸리	1	r		<i>Melilotus suaveolens</i>
박주가리	1		+	<i>Metaplexis japonica</i>
나도바랭이새	1		r	<i>Microstegium vimineum</i>
뽕나무	1		r	<i>Morus alba</i>
미나리	1		+	<i>Oenanthe javanica</i>
수크령	1		r	<i>Pennisetum alopecuroides</i>
개여뀌	1	+		<i>Persicaria blumei</i>
며느리밑씻개	1		r	<i>Persicaria senticosa</i>
미꾸리뉘시	1		r	<i>Persicaria sieboldii</i>
고마리	1		1.1	<i>Persicaria thunbergii</i>
쇠비름	1		+	<i>Portulaca oleracea</i>
붉나무	1		+	<i>Rhus chinensis</i>
아까시나무	1	+		<i>Robinia pseudo-accacia</i>
꼭두서니	1		r	<i>Rubia akane</i>
산딸기나무	1		+	<i>Rubus crataegifolius</i>
돌나물	1		r	<i>Sedum sarmentosum</i>
까마중	1		+	<i>Solanum nigrum</i>
고삼	1	+		<i>Sophora flavescens</i>
큰기름새	1	+		<i>Spodiopogon sibiricus</i>
별꽃	1		+	<i>Stellaria media</i>
사상자	1		1.1	<i>Torilis japonica</i>

표 15는 2006년 5월에 5구역으로 구분하여 야외조사를 실시한 결과이다.

본 조사 결과 조사지에 출현하는 총 종수는 47과 73속 73종 11변종 1아종으로 총 85여종이 생육하고 있었다. 이 중에서 국화과가 13종, 벼과 9종, 콩과 8종, 마디풀과 7종 순으로 나타났으며, 각조사지의 출현종수로는 조사지 1이 40종, 조사지 2는 43종, 조사지 3은 42종, 조사지 4는 36종, 5는 각각 46종을 나타내었다.

조사지 1은 쑥, 개망초, 다닥냉이, 강아지풀 등의 우점도와 군도가 상대적으로 높은 값을 나타내었으며, 조사지 2와 3은 냉이, 쑥, 개망초, 환삼덩굴 등의 종들이 높은 값을 나타내었고, 조사지 4는 강아지풀의 우점도와 군도가 각각 4로 가장 높은 분포율을 나타내었고, 쑥, 개망초, 황새냉이, 쇠뜨기 등도 높은 값을 나타내었다. 조사지 5는 쑥, 개망초, 다닥냉이, 애기똥풀, 지칭개 등의 우점도와 군도가 높은 값을 나타내었다.

2004년에서 2006년도까지 3년에 걸친 조사 결과, 다음과 같이 종의 출현에 많은 차이를 보이고 있었다.

2004년도에 총 종수는 37과 60종 10변종으로 총 70여종이 생육하고 있었으며, 이중 출현 종수가 높은 과(科)로는 국화과 11종, 벼과와 콩과가 각각 8종, 마디풀과 6종이었다.

2005년도에 총 종수는 27과 48속 48종 8변종으로 총 56여종이 생육하고 있었다. 이중 출현 종수가 높은 과(科)로는 국화과 11종, 벼과 9종, 콩과 7종, 마디풀과 4종이었다.

2006년도에 총 종수는 47과 73속 73종 11변종 1아종으로 총 85여종이 생육하고 있었다. 이 중 출현 종수가 높은 과(科)로는 국화과가 13종, 벼과 9종, 콩과 8종, 마디풀과 7종이었다. 이러한 3년간의 출현 종수의 변화는 다음과 같은 이유 때문인 것으로 판단되었다.

2005년 10월에 조사된 것은 나머지 2004년 7월과 2006년 5월 조사에 비하여 낮은 출현종수를 나타내었는데, 이는 조사시점(7월, 10월, 5월)의 차이로 계절에 따라 생육에 영향을 많이 받는 초본이 본 조사구역에서 대부분을 차지하고 있기 때문이다. 2004년도 7월에 70종이었던 것이 2005년 10월 현장 조사 후 조림목을 제외하고 하층의 풀베기작업을 실시한 후 2006년도 5월에 85종으로 증가하였다. 이는 광의 요구도가 높은 초본성의 식물과 인접한 지역으로부터 다른 종들이 낮은 우점도로 이입하였기 때문으로 수년 후에는 기존에 고상재도를 가진 환삼덩굴, 돌콩, 소리쟁이 메꽃, 개망초, 강아지풀 등이 우점 할 것으로 판단되었다. 셋강지역에 식재된 목본성 수종은 그 영향이 아직 미비하므로 초본층의 분포율 및 다양성에 큰 영향을 주지 않고 있었다.

나. 토양환경 변화

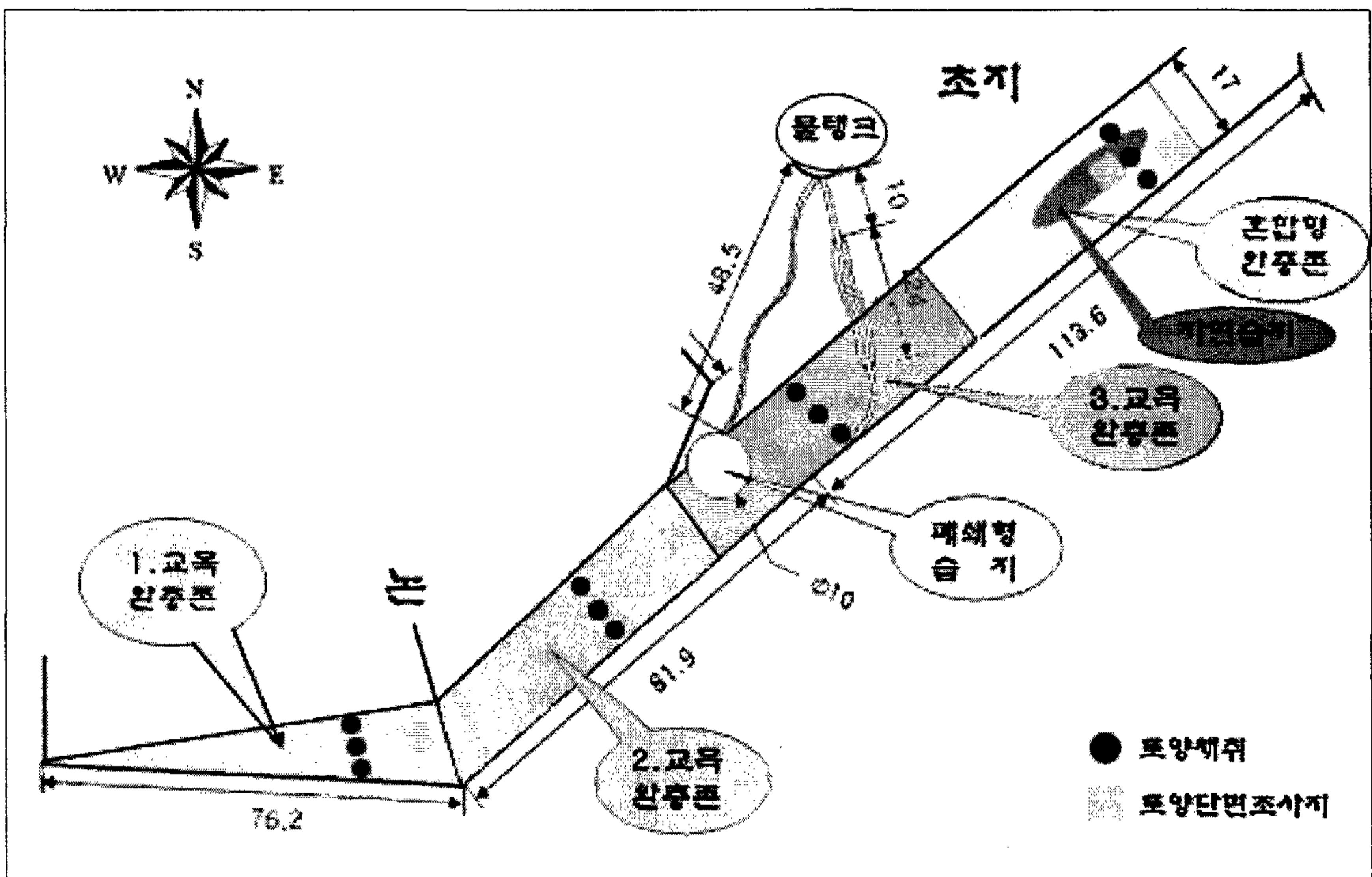


그림 33. 식생완충존의 위치 및 토양채취장소 와 토양단면 조사지의 위치



1) 거리별 토양환경변화

2003년 10월 식생완충존의 설치지역을 선정하고 토양환경을 조사하였다. 조사지의 토양 pH는 6.13으로 약산성을 나타내었으며 양이온 치환용량은 9.77로 나타났다. 탄소(0.65%) 및 질소(0.09%)의 함량은 모두 아주 적은 함량을 나타나 용탈이 심한 것으로 생각된다(표 15). 특히 유효인산의 함량이 매우 높게 나타났으며, 이는 인근 논외 인산질 비료의 영향을 많이 받은 것으로 사료된다. 이러한 인산 성분이 셋강으로 흘러들어갈 경우, 부영양화현상이 초래될 것이다. 따라서 식생존을 설치하기 위해서는 인산성분에 대한 대책이 마련되어야 할 것이다. 토양의 물리적 특성 중, 가비중은 평균 1.22이었으며 토성은 대부분 미사질 양토(SiL), 식양토(CL)이었으며 미사의 함량이 많은 논토양의 형태를 띠고 있었다.

표 15. 식생완충존 설치 전 조사지의 토양 화학적 특성(2003년 10월 조사)

Site	pH	N(%)	C(%)	C/N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (ppm)	CEC (cmol/kg)	Exchangeable cation(cmol/kg)				
							Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	
교목 완충존1	셋강 1m	6.65	0.07	0.65	9.81	73.54	9.02	7.70	2.30	0.30	0.20
	셋강 5m	5.88	0.11	0.86	7.80	102.18	9.68	7.20	1.90	1.50	0.22
	셋강 10m	6.65	0.08	0.63	7.49	98.27	9.90	5.90	2.30	0.80	0.22
교목 완충존 2	셋강 1m	6.63	0.09	0.72	7.77	97.85	9.90	6.60	2.50	1.20	0.24
	셋강 5m	6.08	0.04	0.61	14.81	20.38	8.58	7.00	1.80	0.60	0.24
	셋강 10m	6.11	0.18	0.60	3.33	35.42	10.72	5.50	1.70	0.86	0.21
혼합 식생 완충존	셋강 1m	5.35	0.15	0.85	5.78	90.02	10.34	4.90	1.30	0.85	0.18
	셋강 5m	6.68	0.05	0.11	2.04	31.09	8.80	7.50	1.10	0.50	0.19
	셋강 10m	5.16	0.08	0.84	10.64	90.02	11.00	5.10	0.80	1.10	0.20
평 균	6.25	0.10	0.63	7.35	68.59	9.62	5.81	1.66	0.73	0.19	

토양조사는 식생 완충존을 설치한 후 조립 수종의 종류와 완충존의 특성에 따라 3반복으로 조사하였다(표 16). 셋강에서 떨어진 거리 1m, 5m, 10m로 토양의 표토를 조사를 하였다. 또한 식생 완충존 설치 후 토양깊이별 토양양분을 조사하였다.

거리별 토양의 이화학적 특성을 조사한 결과, 토양 pH는 6.24로 약산성을 나타내었으며

양이온 치환용량은 10.08cmol<sub>c</sub>/kg 으로 나타났다. 탄소(4.19%) 및 질소(0.40%)의 함량을 나타내었다. 이는 식생완충존 기초공사를 위해 중장비의 투입으로 인한 답압과 토양의 교란이 일어났으며 산림과 달리 낙엽층이 없어 유기물의 유입은 비료나 초본류의 뿌리의 turnover에 의해서 이루어지므로 아주 적은 함량을 나타내고 있었다. 또한 강우시는 용탈이 심한 것으로 생각된다. 그러나 C/N률은 평균 10.52로 표토층은 상당히 안정된 상태를 나타냈다.

특히 유효인산의 함량이 평균 54.14%로 매우 높게 나타났으며, 이는 인근 논외 인산질 비료의 영향을 많이 받은 것으로 사료된다. 이러한 인산 성분이 셋강으로 흘러들어갈 경우, 부영양화현상이 초래될 것으로 판단된다. 식생완충존 시공후가 시공 전보다는 20ppm 정도 떨어진 것으로 보아 식재 초기에도 인산의 함량의 감소효과를 볼 수 있었다.

치환성 양이온의 함량은 칼슘이 평균 5.83, 마그네슘이 3.25, 칼륨이 0.53, 나트륨이 0.23 cmol<sub>c</sub>/kg 로 나타나 산림토양보다는 양이온의 함량은 많은 것으로 나타났다.

토성은 대부분 미사질 양토(SiL), 식양토(CL)이었으며 미사의 함량이 많은 밭토양의 형태를 띠고 있었다.

표 16. 식생완충존 설치 후 셋강에서의 거리별 토양 이화학적 특성(2004년 3월 조사)

Site	pH	N(%)	C(%)	C/N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (ppm)	CEC (cmol <sub>c</sub> /kg)	Exchangeable cation(cmol <sub>c</sub> /kg)				Sand	Silt	Clay	
							Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>				
교목 완충존 1	셋강 1m	6.55	0.44	4.91	11.12	180.31	10.34	5.50	4.40	0.87	0.28	39.0	46.0	15.0
	셋강 5m	6.46	0.37	3.99	10.90	96.45	9.24	6.00	2.60	0.49	0.17	42.0	44.0	14.0
	셋강 10m	6.60	0.48	5.33	11.04	10.61	9.68	5.30	2.30	0.38	0.29	30.0	57.0	13.0
교목 완충존2	셋강 1m	6.02	0.39	4.39	11.17	69.63	10.34	7.10	1.30	0.77	0.19	63.0	17.0	20.0
	셋강 5m	6.60	0.38	4.15	11.04	49.66	9.90	5.70	3.10	0.40	0.17	48.0	36.0	16.0
	셋강 10m	6.29	0.35	3.91	11.14	10.25	7.92	5.40	2.10	0.43	0.34	33.0	53.0	14.0
교목 완충존 3	셋강 1m	5.70	0.37	3.85	10.46	13.40	11.22	6.10	1.70	0.60	0.19	33.0	57.0	10.0
	셋강 5m	6.16	0.35	3.65	10.43	51.91	10.34	5.00	7.70	0.48	0.28	51.0	33.0	16.0
	셋강 10m	6.62	0.36	4.06	11.14	32.65	9.68	5.40	5.60	0.56	0.24	60.0	20.0	20.0
혼합 식생 완충존	셋강 1m	5.26	0.33	2.01	6.10	99.24	12.98	4.50	2.10	0.42	0.13	55.5	25.5	19.0
	셋강 5m	6.78	0.44	4.75	10.69	13.31	8.36	7.30	4.70	0.39	0.31	24.0	68.0	8.0
	셋강 10m	5.88	0.48	5.31	11.02	22.22	11.00	6.70	1.40	0.55	0.21	34.5	55.5	10.0
평 균	6.24	0.40	4.19	10.52	54.14	10.08	5.83	3.25	0.53	0.23	42.75	42.67	14.58	

식생 완충존을 설치한 후, 이 년이 경과된 시점인 2006년 4월의 토양환경의 변화를 조사하기 위해 셋강에서 떨어진 거리 1m, 5m, 10m로 조립 수종의 종류와 완충존의 특성에 따라 3반복으로 토양의 표토를 조사하였다(표 17).

거리별 토양의 이화학적 특성을 조사한 결과, 토양 pH는 평균 6.25로 약산성을 나타내었으며 2004년 조사시와 비슷한 수치를 나타내었다. 탄소(5.97%) 및 질소(0.56%)의 함량을 나타내었으며 교목층에 의한 낙엽층의 생성이 아직까지 이루어지지 않고 있었다. 그러나 C/N률은 평균 10.36으로 표토층은 상당히 안정된 상태를 나타냈다. 특히 유효인산의 함량은 평균 21.16으로 2004년의 결과보다 인산의 함량의 많이 감소하는 것을 볼 수 있었다. 양이온 치환용량은 14.07cmol<sub>c</sub>/kg 으로 나타났으며, 치환성 양이온의 함량은 칼슘이 평균 6.65, 마그네슘이 1.83, 칼륨이 0.33, 나트륨이 0.43 cmol<sub>c</sub>/kg 으로 나타나 양이온치환용량, 칼슘과 나트륨의 함량은 이 년전보다 증가하였으나 칼륨의 함량은 감소한 것으로 나타났다. 치환성 양이온의 함량은 Ca<sup>++</sup> > Mg<sup>++</sup> > Na<sup>+</sup> > K<sup>+</sup>의 순으로 나타났다. 토성은 대부분 사질 양토(SL), 사질양토(LS)이었으나, 미사의 함량이 많은 밭토양의 형태를 띠고 있었다. 그러나 여전히 식생완충존에 따른 영향은 나타나지 않았다.

표 17. 식생완충존 설치 후 셋강에서의 거리별 토양 이화학적 특성(2006년 4월 조사)

Site	pH	N (%)	C (%)	C/N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (ppm)	CEC (cmol/kg)	Exchangeable cation (cmol/kg)				Sand	Silt	Clay	
							Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>				
교목 완충존 1	셋강 1m	6.49	0.57	6.01	10.56	22.83	9.72	6.50	2.80	0.25	0.38	73.00	18.00	9.00
	셋강 5m	6.78	0.81	9.66	11.99	18.57	12.10	6.90	1.90	0.24	0.40	68.40	18.40	13.20
	셋강 10m	6.16	0.74	14.55	19.64	18.37	17.38	5.20	2.40	0.21	0.28	67.60	17.50	14.90
교목 완충존 2	셋강 1m	6.08	0.23	3.20	13.91	3.88	11.76	5.70	1.80	0.22	0.56	84.00	11.00	5.00
	셋강 5m	6.15	0.57	7.11	12.39	7.03	17.16	8.70	2.60	0.35	0.42	58.40	25.30	16.30
	셋강 10m	6.12	0.53	4.03	7.66	33.57	14.62	6.90	1.80	0.39	0.57	60.40	24.70	14.90
교목 완충존 3	셋강 1m	6.12	0.53	4.94	9.40	1.13	13.96	7.00	1.30	0.37	0.34	75.20	6.90	17.90
	셋강 5m	6.60	0.52	2.81	5.45	24.61	12.98	7.60	2.00	0.34	0.43	59.60	29.40	11.00
	셋강 10m	6.67	0.49	1.42	2.91	30.80	11.98	7.70	1.90	0.33	0.49	54.70	31.00	14.30
혼합 식생 완충존	셋강 1m	5.79	0.64	7.88	12.42	27.43	19.36	4.40	1.60	0.57	0.43	63.10	28.00	8.90
	셋강 5m	5.79	0.53	4.04	7.63	44.52	13.74	6.50	0.00	0.34	0.44	61.00	24.20	14.80
	셋강 10m	5.87	0.48	1.32	2.74	5.74	13.64	5.50	1.55	0.37	0.37	58.40	35.70	5.90
평균		6.25	0.56	5.97	10.36	21.16	14.07	6.09	1.68	0.30	0.40	65.95	21.31	12.75

## 2) 깊이별 토양환경 변화

혼합형 식생완충존의 토양단면 특성은 적절한 수분상태로 층계가 불명이고 유효토심은 85cm이었다. 단립(團粒)구조로 각괴형태를 지니며, 석력함량은 5%이하로 수분상태는 전반적으로 적윤하며 견밀도는 1.0~1.5로 균사 및 균근은 없었다. 식물근은 초본은 적었으며 목본의 대근은 없었다. 토색은 5YR 3/2 이었다(그림 34).

혼합형 식생완충존내의 자연 습지의 토양단면 특성은 약건한 수분상태로 유효토심은 60cm이었다. 토색은 7.5YR 4/4 이었고 입상(粒狀)구조로 단립(單粒)형태를 지니며, 석력함량은 15~30%로 많았다. 15~20cm 사이에 황토층이 자리 잡고 있었으며 비닐봉지 등 쓰레기가 나왔다. 또한 예전의 하상으로 퇴적이 되었다가 다시 침전이 일어나는 등 토양의 교란이 있었던 것으로 보인다. 초본의 뿌리는 많지만 견밀도는 1.0~1.5로 균사 및 균근은 없었다. 식물근은 초본은 적었으며 목본의 대근은 없었다(그림 35).

교목형 식생완충존 1의 토양단면 특성은 석력함량이 40%정도로 매우 많으며 약건한 수분상태로 유효토심은 26cm이었다. A층의 토색은 7.5YR 4/3, B층의 토색은 7.5YR 4/6 이었고 층계의 변화는 점변하였다. A층은 단립(團粒)으로 원주형태를 보이며 B층은 입상(粒狀)구조였으며 C층은 세립으로 무구조를 띠었다(그림 36).

교목형 식생완충존 2의 토양단면 특성은 약건한 수분상태로 유효토심은 96cm이었다. 토색은 7.5YR 3/3 이었고 석력함량은 15~30%로 많았다. A층은 약습하고 B층은 적절한 수분상태였다. 토양의 교란의 흔적이 있으며 견밀도는 1.0~1.5로 균사 및 균근은 없고 초본의 뿌리는 많고 목본은 있었다(그림 37).

교목형 식생완충존 3의 토양단면 특성은 층계가 불명하고 A층은 적윤하지만 B층은 약습한 토양으로 나타났다. 유효토심은 20cm로 40cm 부근에 토양교란이 나타났으나 대체로 견밀도는 연하였다. 토색은 5YR 3/2 이었고 석력함량은 5~15%, 균사 및 균근은 없고 초본의 뿌리는 적었다(그림 38).

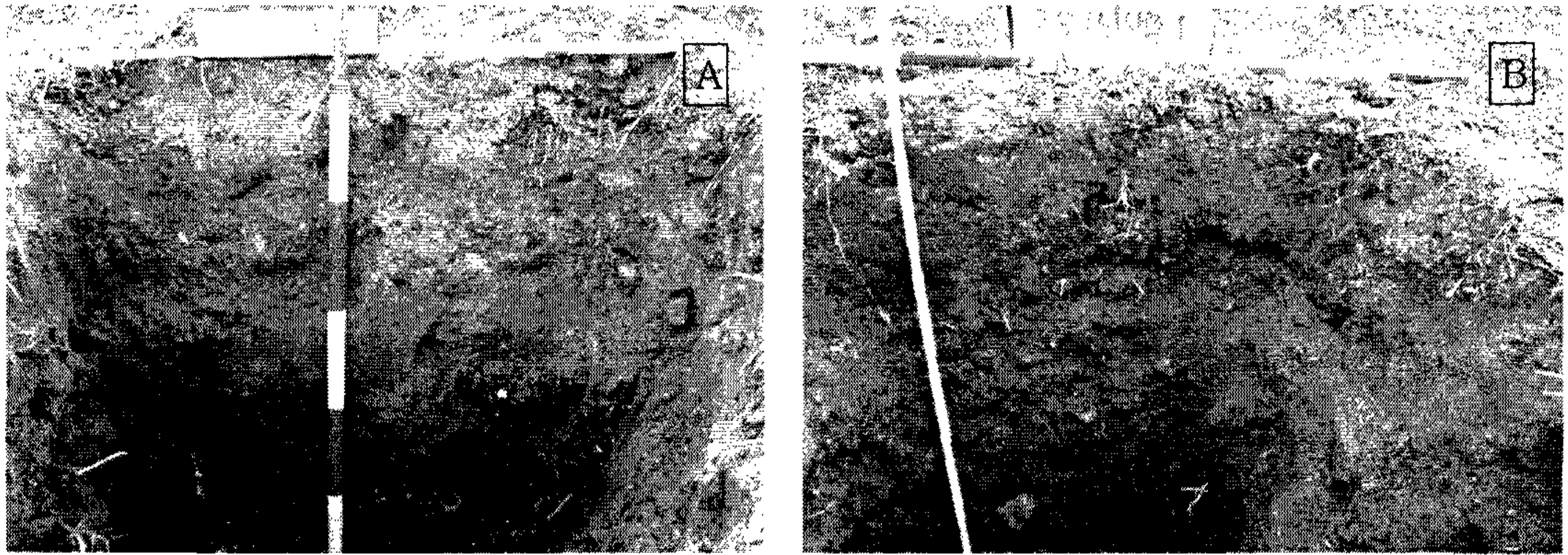


그림 34. 혼합형 식생완충존의 토양단면(2004년 조사(A) 및 2005년 조사(B))

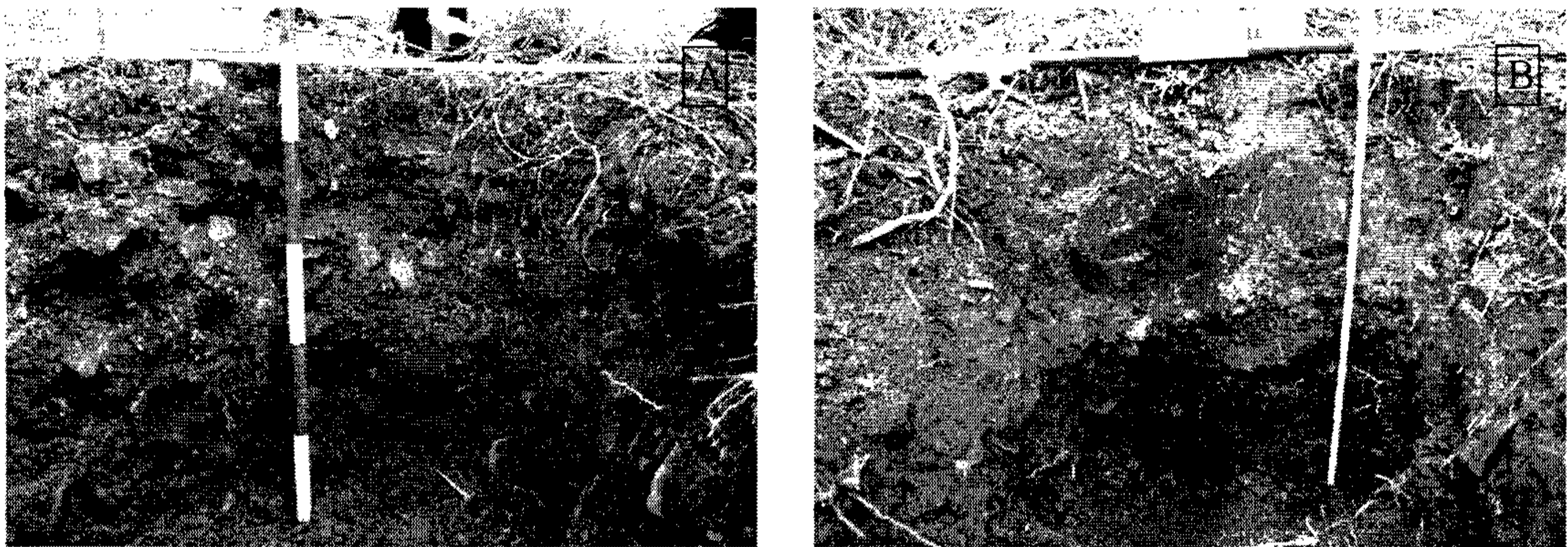


그림 35. 혼합형 식생완충존내 자연습지의 토양단면(2004년 조사(A) 및 2005년 조사(B))

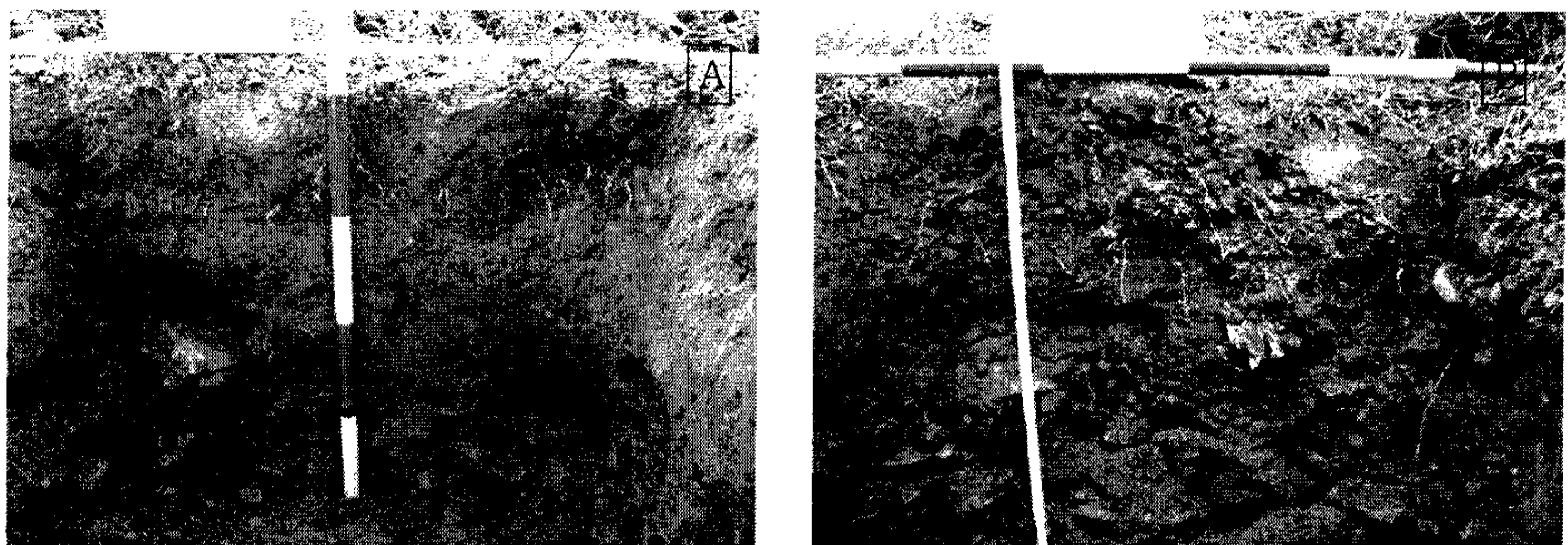


그림 36. 교목형 식생완충존 1의 벗나무 토양단면(2004년 조사(A) 및 2005년 조사(B))

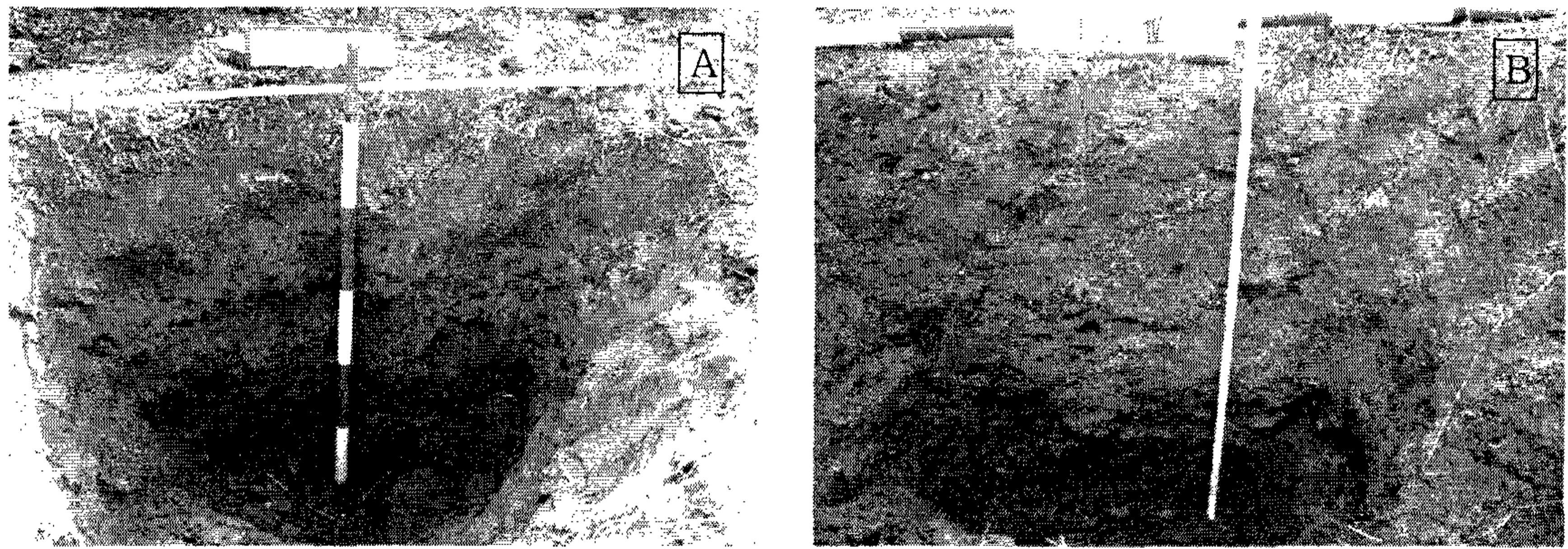


그림 37. 교목형 식생완충존2의 메타세퀘이어 토양단면(2004년조사(A) 및 2005년조사(B))

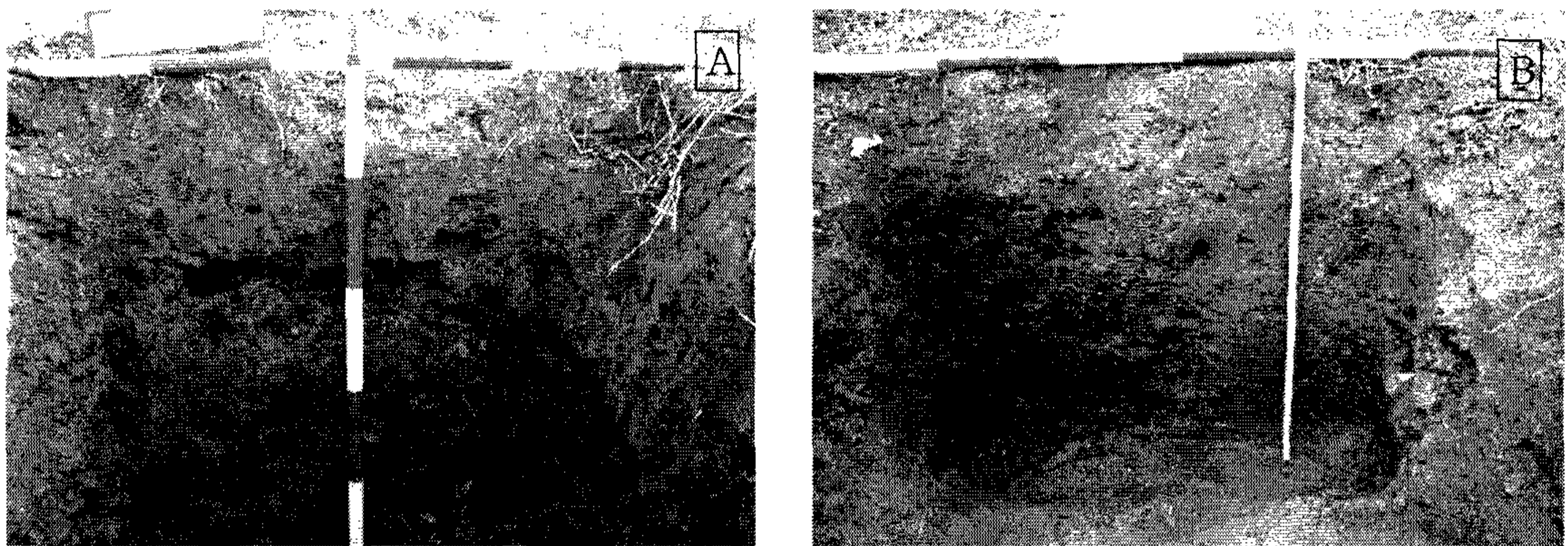


그림 38. 교목형 식생완충존 3의 이팝나무의 토양단면(2004년 조사(A) 및 2005년 조사(B)).

각 식생완충존의 깊이별 토양이화학적 특성은 표 18, 19와 같다. 토성은 대부분 미사질 양토(SiL), 식양토(CL)이었다. 토양산도는 6.34~6.98이었고 깊어질수록 토양pH가 높았다. 탄소의 함량은 표토층 일수록 높은 경향을 보였으나 질소함량에서는 차이점을 발견할 수 없었다. 자연습지대가 가장 높은 탄소와 질소의 함량을 보였지만 전반적으로 탄소와 질소의 함량은 적은 것으로 나타났다. 이러한 경향은 2004년과 2005년 조사시 비슷하게 나타났다.

인산의 함량은 40cm 까지는 높았으나, 그 이하는 상당히 인산함량이 적었다. 용탈된 인산이 아직 심토까지 영향을 못 미친 것으로 판단된다. 양이온 치환용량(CEC)은 8.18~16.54 cmol/kg 를 나타냈으며 치환성양이온의 함량은  $Ca^{++} > Mg^{++} > K^{+} > Na^{+}$ 의 순으로 나타났다.

표 18. 각 식생완충존의 깊이별 토양 이화학적 특성(2004년 10월 조사)

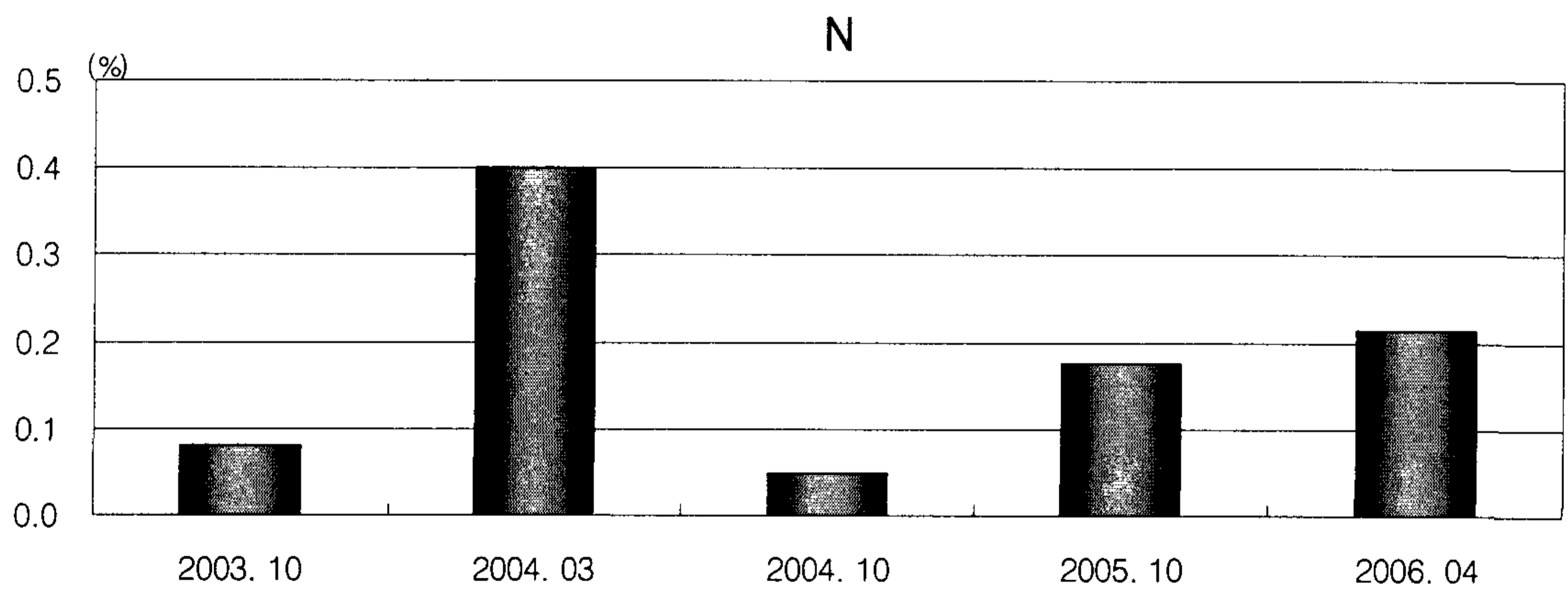
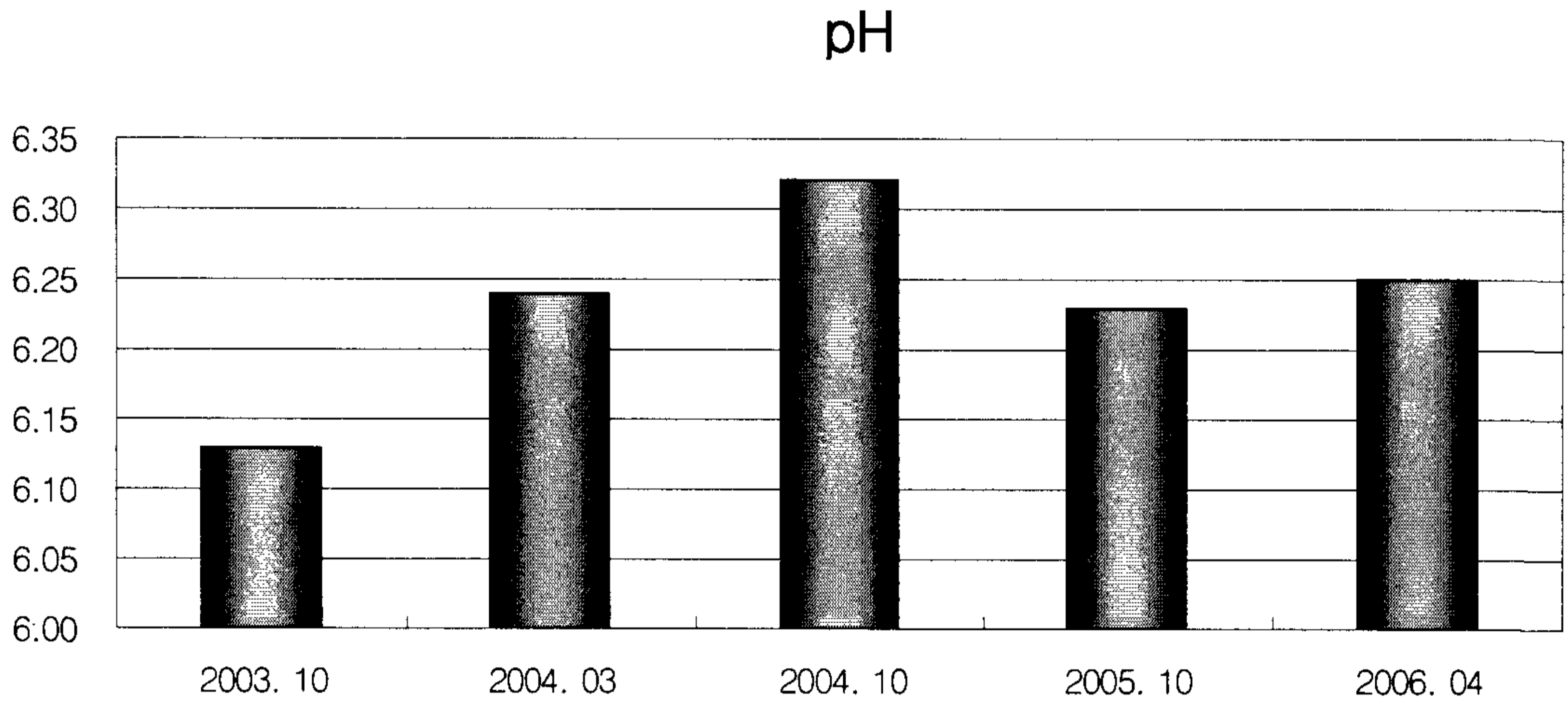
Site	Depth (cm)	pH	N(%)	C(%)	C/N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (ppm)	CEC (cmol/kg)	Exchangeable cation (cmol/kg)				Sand	Silt	Clay
								Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>			
교목형 식생완충존1 (벗나무)	0-20	6.41	0.01	0.35	25.05	6.59	9.83	4.22	2.43	0.28	0.15	52.80	21.60	25.60
	20-40	6.86	0.07	0.56	7.74	2.24	11.37	6.53	2.44	0.30	0.22	38.00	41.80	20.20
	40-60	6.60	0.07	0.61	8.99	1.83	11.15	6.25	2.33	0.33	0.22	36.60	43.20	20.20
	80-100	6.52	0.07	0.46	7.05	2.05	11.81	5.85	2.00	0.29	0.17	37.00	42.00	21.00
	Average	6.62	0.05	0.51	13.93	3.55	10.78	4.25	1.80	0.23	0.15	42.47	35.53	22.00
교목형 식생완충존2 (이팝나무)	0-20	6.24	0.04	0.44	11.74	45.46	14.34	6.36	3.31	0.50	0.18	48.40	26.80	24.80
	20-40	6.35	0.12	1.07	8.90	41.31	13.79	4.99	3.26	0.42	0.14	41.60	35.80	22.60
	40-60	6.39	0.06	0.39	6.00	12.01	8.18	5.50	3.03	0.47	0.14	34.20	44.80	21.00
	60-80	6.53	0.07	0.45	6.88	6.14	12.91	4.93	3.09	0.46	0.17	34.00	46.40	19.60
	80-100	6.76	0.06	0.42	6.49	1.99	12.91	5.12	2.58	0.46	0.20	34.20	45.40	20.40
Average	6.43	0.07	0.57	9.49	21.69	12.00	5.21	2.90	0.42	0.16	40.13	37.87	22.00	
교목형 식생완충존3 (메타세콰이어)	0-20	6.63	0.08	0.63	7.83	2.96	12.47	5.95	3.05	0.36	0.14	41.00	37.80	21.20
	20-40	6.77	0.07	0.54	7.48	7.25	13.13	5.40	2.80	0.33	0.16	38.20	41.20	20.60
	40-60	6.94	0.06	0.42	6.97	3.38	12.69	5.90	2.45	0.26	0.18	35.60	48.80	15.60
	60-80	6.88	0.06	0.44	7.15	4.46	11.15	6.95	3.02	0.28	0.27	36.40	41.40	22.20
	80-100	6.88	0.07	0.54	7.67	6.95	14.89	6.93	2.35	0.26	0.15	47.60	29.20	23.20
Average	6.73	0.07	0.52	7.78	7.95	12.29	5.88	2.84	0.33	0.18	38.27	41.41	20.32	
혼합형 식생완충존	0-20	5.92	0.05	0.30	6.54	31.62	14.12	5.40	2.20	0.61	0.20	51.20	22.20	26.60
	20-40	6.38	0.07	0.60	8.78	6.89	10.27	5.84	2.08	0.40	0.13	35.20	46.80	18.00
	40-60	5.83	0.02	0.32	19.92	34.39	10.60	4.14	2.24	0.64	0.15	44.60	34.80	20.60
	60-80	6.44	0.11	1.14	10.30	7.31	12.25	4.62	1.88	0.56	0.13	36.00	44.40	19.60
	80-100	7.14	0.04	0.47	13.31	12.48	14.89	8.30	2.45	0.50	0.14	32.00	52.40	15.60
Average	6.26	0.06	0.58	10.66	17.63	11.91	5.18	2.25	0.51	0.16	41.05	37.92	21.02	
혼합형 식생완충존내 자연 습지	0-20	6.40	0.07	0.96	14.44	6.45	16.54	8.05	2.10	0.53	0.18	36.40	43.40	20.20
	20-40	6.55	0.16	1.46	9.31	1.83	13.57	7.87	2.13	0.36	0.16	34.00	47.20	18.80
	40-60	7.55	0.11	0.89	8.02	1.69	12.47	6.45	2.10	0.37	0.24	29.00	52.80	18.20
	60-80	7.30	0.07	0.52	7.47	2.35	12.91	6.75	2.75	0.35	0.29	26.80	55.60	17.60
	80-100	7.10	0.09	0.75	8.24	1.69	11.81	6.97	2.33	0.38	0.18	31.20	50.00	18.80
Average	6.81	0.09	0.88	9.98	5.99	13.48	6.86	2.27	0.42	0.21	33.45	47.38	19.16	

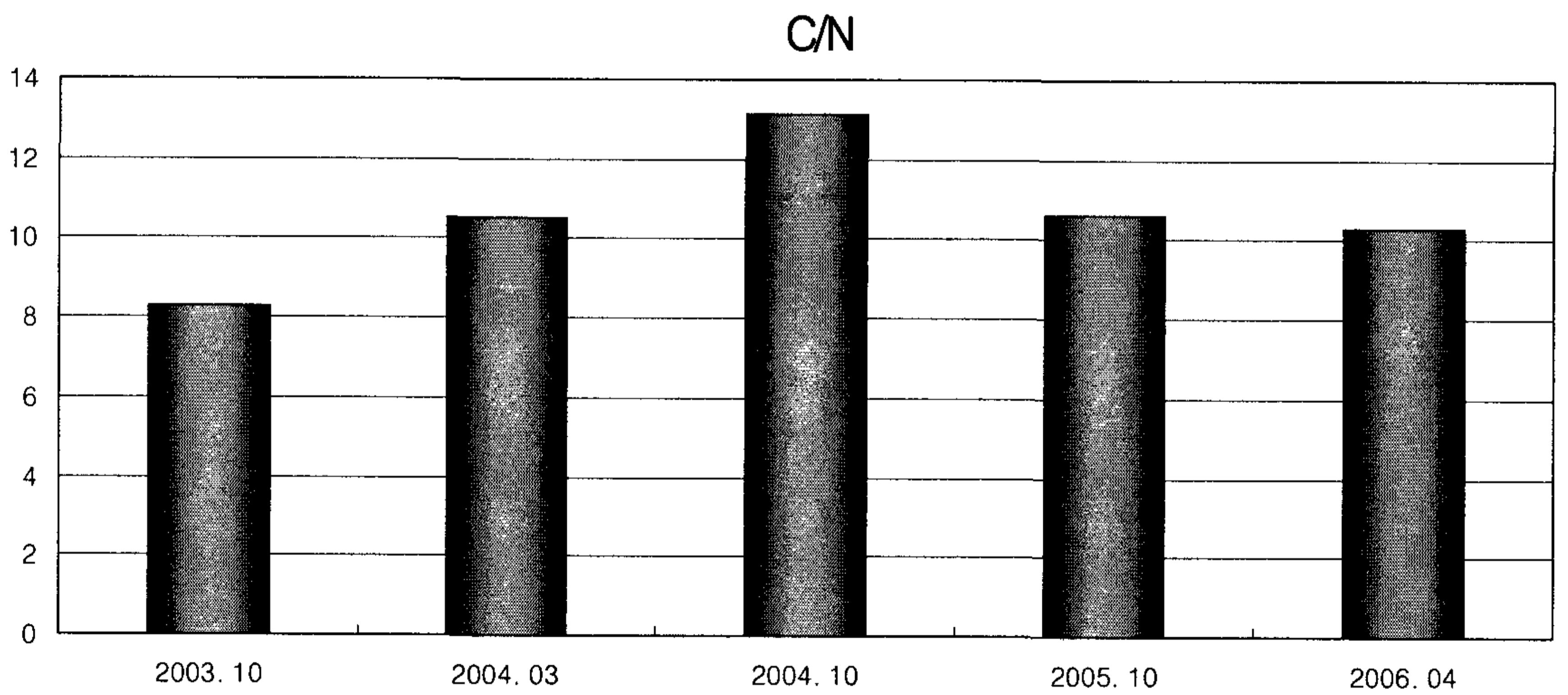
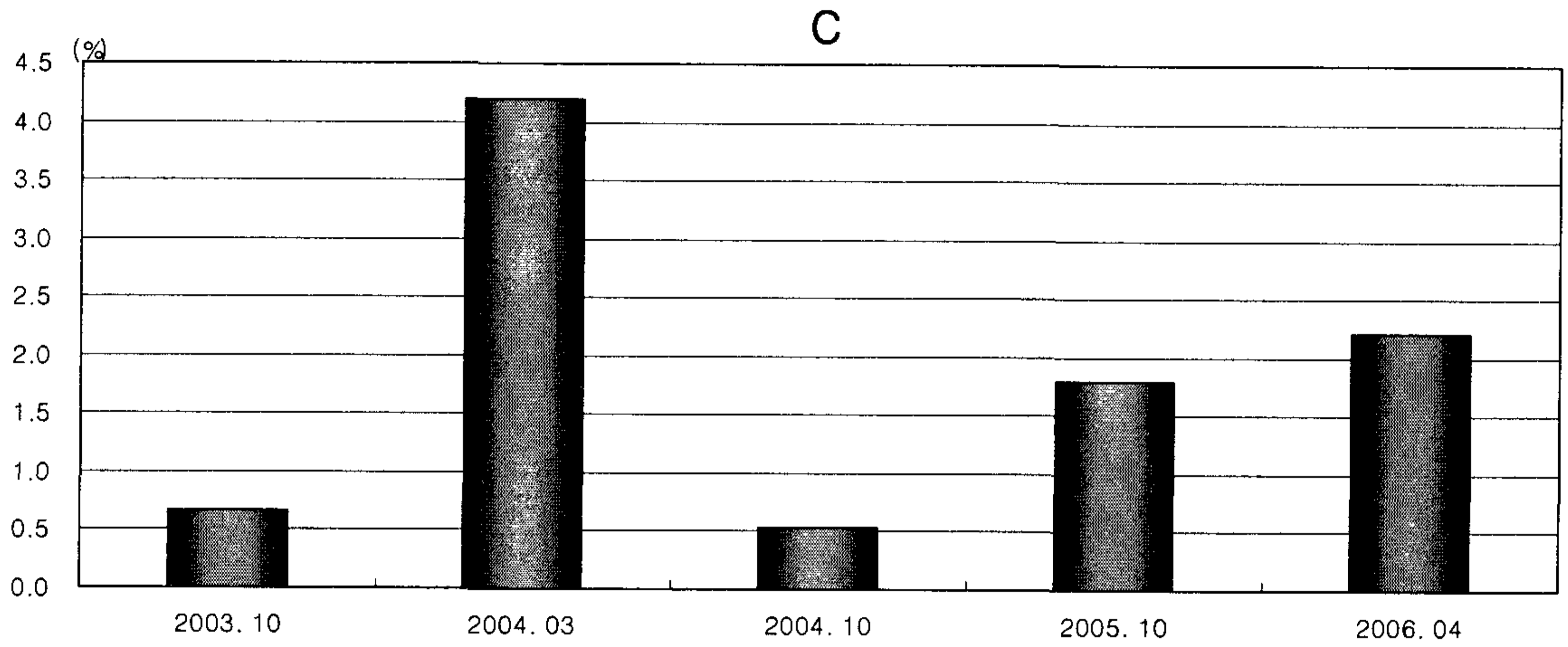
표 19. 각 식생완충존의 깊이별 토양 이화학적 특성(2005년 10월 조사)

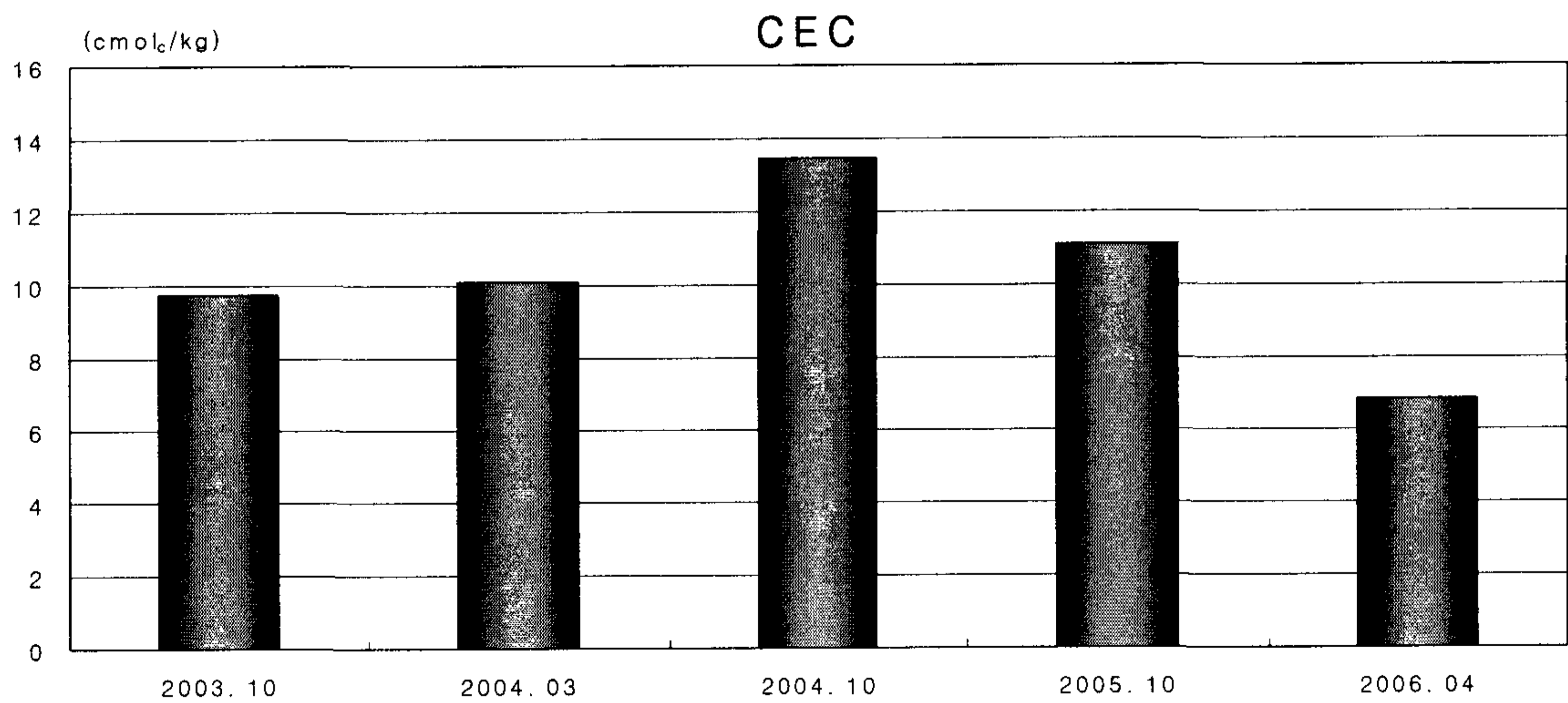
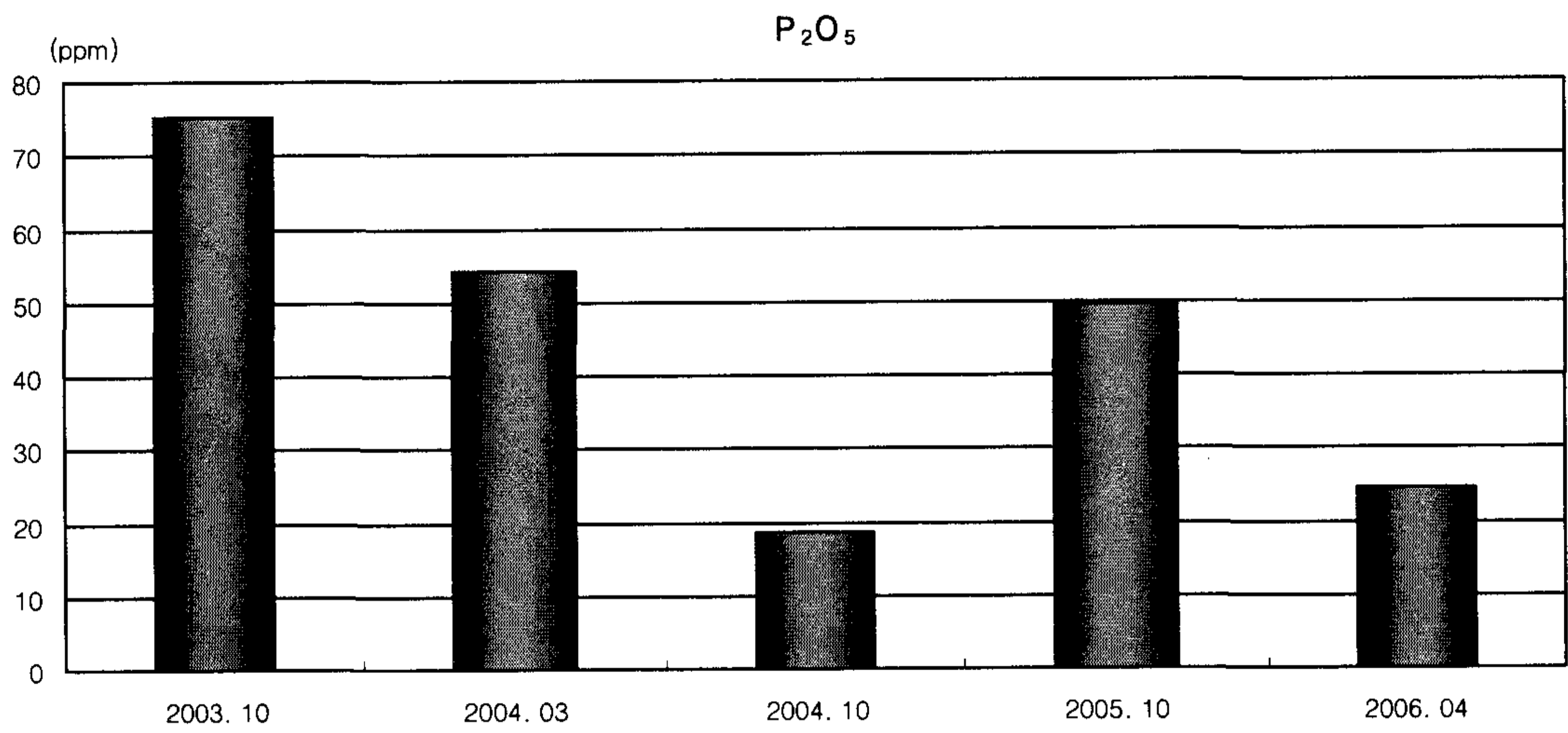
Site	Depth (cm)	pH	N (%)	C (%)	C/N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (ppm)	CEC (cmol <sub>c</sub> /kg)	Exchangeable cation (cmol/kg)				Sand	Silt	Clay
								Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>			
교목형 식생완충존1 (벗나무)	0-20	6.09	0.22	1.94	8.70	8.91	7.04	6.01	1.85	0.33	0.20	69.1	20.4	10.5
	20-40	5.68	0.23	2.12	9.32	5.70	7.92	5.42	1.33	0.23	0.26	66.0	22.1	11.9
	40-60	5.82	0.22	1.67	7.68	5.00	7.70	5.35	1.69	0.20	0.22	62.9	24.3	12.8
	80-100	6.49	0.25	0.95	3.80	3.93	6.16	5.75	1.54	0.19	0.23	69.5	19.4	11.1
	Average	6.02	0.23	1.67	7.28	5.89	7.21	5.63	1.60	0.24	0.23	66.9	21.6	11.6
교목형 식생완충존2 (이팝나무)	0-20	6.35	0.12	1.24	10.33	20.79	2.64	7.20	0.76	0.26	0.15	66.7	18.4	14.9
	20-40	6.29	0.11	1.03	9.36	48.53	3.3	6.40	1.10	0.30	0.24	56.9	23.2	19.9
	40-60	6.57	0.12	0.97	8.08	17.06	3.08	4.60	2.30	0.21	0.16	85.4	11.4	3.2
	60-80	6.30	0.11	1.01	9.18	2.87	2.86	5.10	1.60	0.28	0.14	76.5	11.7	11.8
	80-100	6.58	0.10	0.94	9.40	30.13	3.96	5.20	2.10	0.25	0.15	80.9	12.0	7.1
Average	6.42	0.11	1.04	9.27	23.88	3.17	5.70	1.47	0.26	0.17	73.3	15.3	11.4	
교목형 식생완충존3 (메타세콰이어)	0-20	4.94	0.21	2.50	11.90	41.96	8.8	0.67	0.44	0.30	0.27	53.0	32.0	15.0
	20-40	5.58	0.18	1.30	7.22	11.50	7.7	1.14	0.57	0.30	0.20	60.0	22.0	18.0
	40-60	5.85	0.18	1.20	6.67	2.61	6.6	1.71	0.78	0.40	0.24	59.0	23.0	18.0
	60-80	5.27	0.18	1.40	7.78	1.14	7.48	2.35	0.96	0.23	0.16	59.0	23.0	18.0
	80-100	5.88	0.19	1.80	9.47	1.40	7.04	3.04	1.15	0.22	0.14	61.0	22.0	17.0
Average	5.50	0.19	1.64	8.72	11.72	7.52	1.78	0.84	0.29	0.20	58.4	24.4	17.2	
혼합형 식생완충존	0-20	5.49	0.15	2.91	19.40	42.10	8.36	4.50	1.50	0.98	0.73	58.2	23.1	18.7
	20-40	5.69	0.13	1.45	11.15	13.46	7.48	4.85	1.65	0.78	0.58	61.8	20.0	18.2
	40-60	6.47	0.11	1.94	17.64	0.30	6.82	5.55	1.35	0.82	0.26	68.8	17.2	14.0
	60-80	6.26	0.12	1.34	11.17	1.79	6.38	5.80	2.40	1.18	0.25	68.8	16.1	15.1
	80-100	6.75	0.13	1.35	10.38	1.33	5.72	5.60	1.70	0.84	0.23	76.6	10.9	12.5
Average	6.13	0.13	1.80	13.95	11.80	6.95	5.26	1.72	0.92	0.41	66.8	17.5	15.7	
혼합형 식생완충존내 자연 습지	0-20	5.86	0.15	2.52	16.80	9.83	7.26	6.80	1.80	0.92	0.85	68.4	17.4	14.2
	20-40	6.49	0.13	2.24	17.23	6.43	8.14	8.20	2.50	0.76	1.14	57.1	23.3	19.6
	40-60	6.45	0.13	2.07	15.92	1.59	7.48	6.90	2.40	0.98	0.96	50.2	27.9	21.9
	60-80	7.01	0.14	2.32	16.57	2.02	6.38	5.85	2.30	0.84	0.33	79.7	9.5	10.8
	80-100	6.93	0.14	2.14	15.29	1.90	6.16	6.85	1.01	0.77	0.39	80.2	8.0	11.8
Average	6.55	0.14	2.26	16.36	4.35	7.08	6.92	2.14	0.85	0.73	67.1	17.2	15.7	

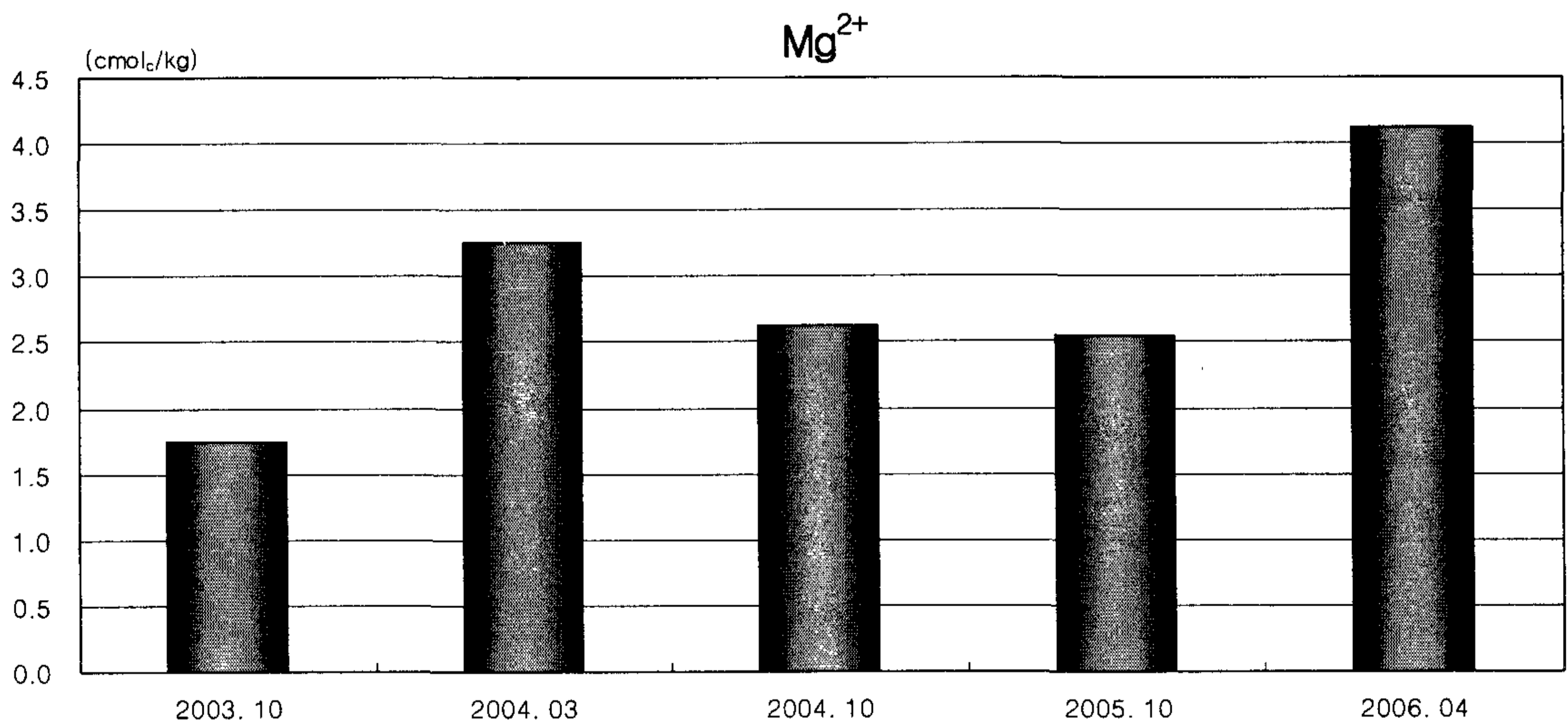
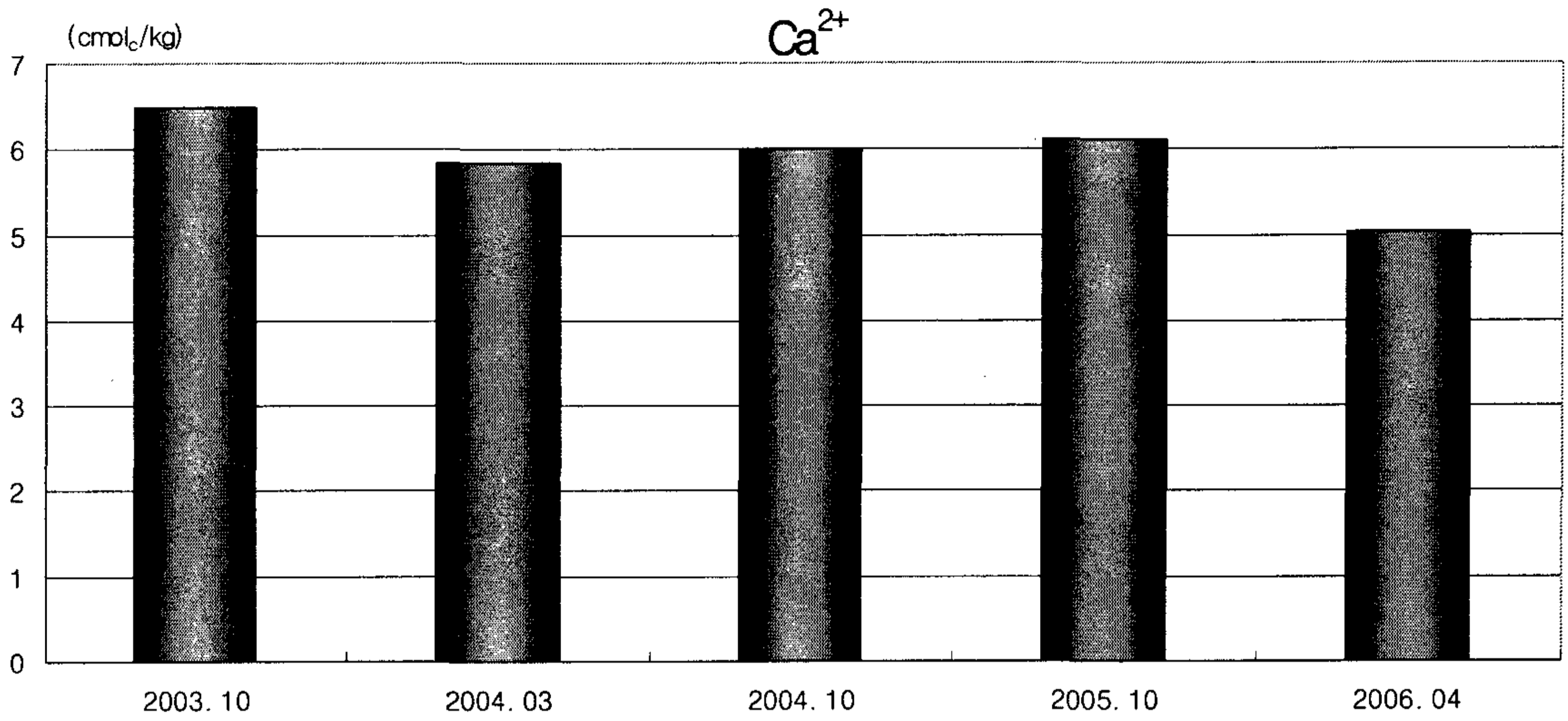


3) 년차별 토양환경 변화









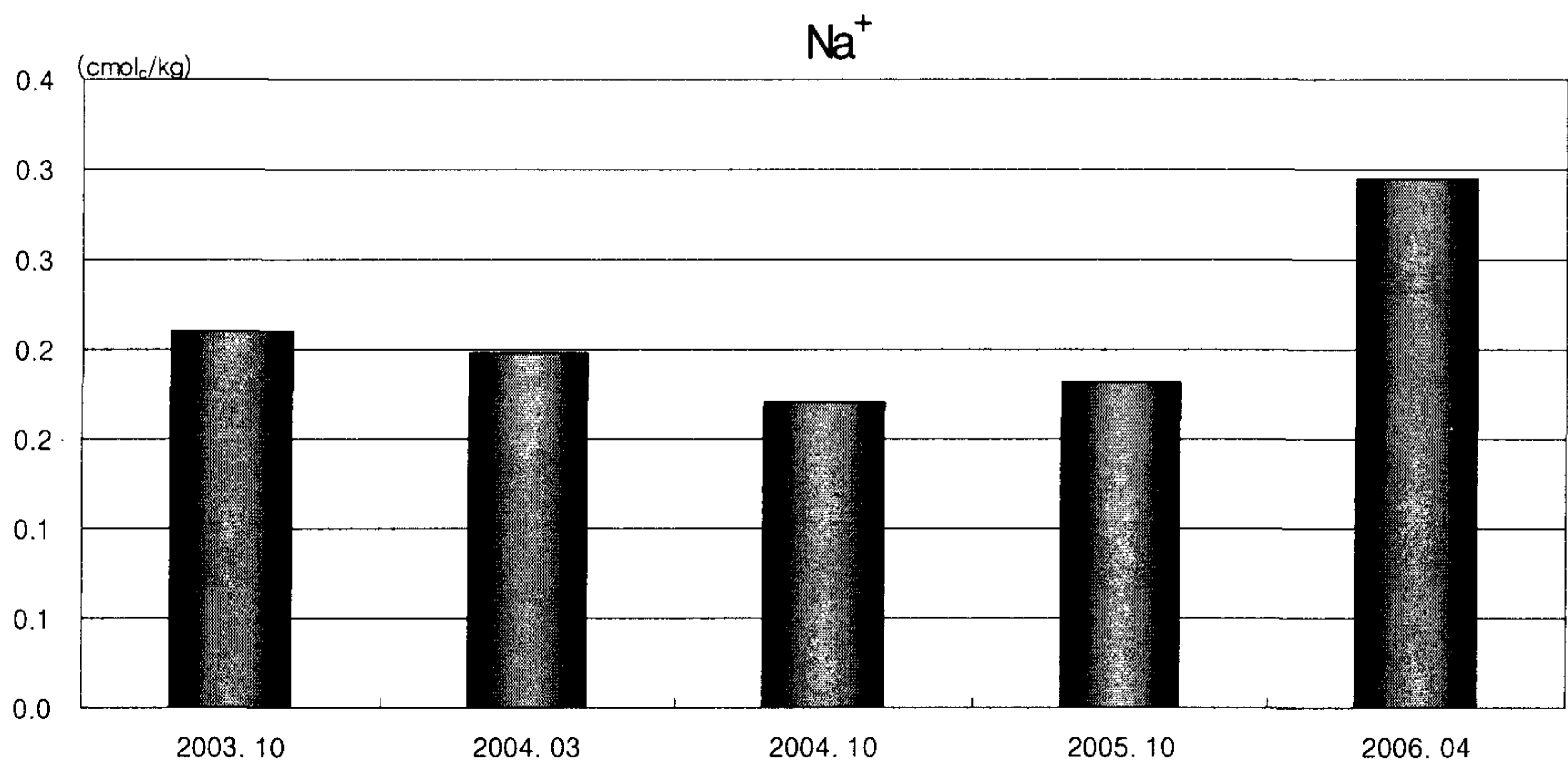
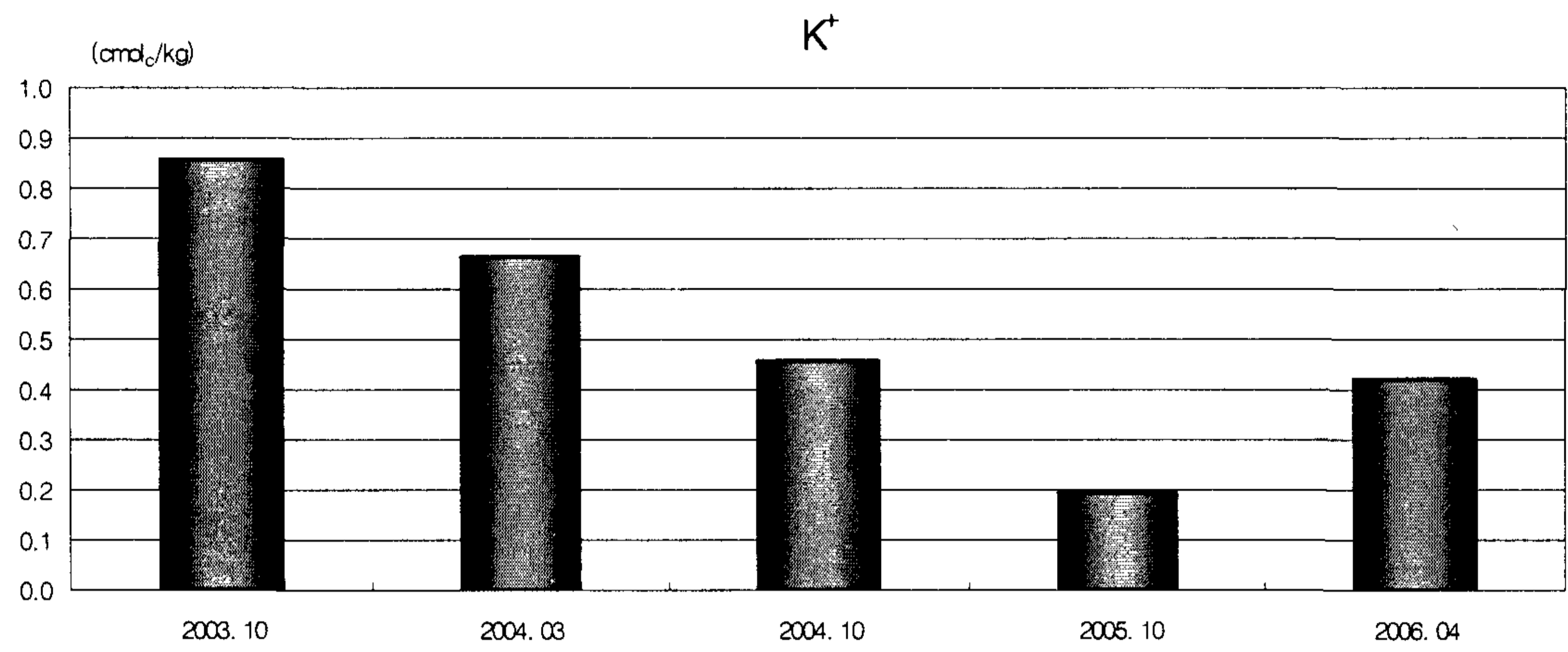


그림 39. 식생완충존 토양 화학적 특성의 경년변화

식생완충존의 설치는 인접한 샛강과 강에 직접적으로 설치할 수 있으며 점진적으로 그 효과를 추정할 수 있다(Ducros & Joyce, 2003). 하지만 토양환경 변화는 단기간에 그 효과를 추정하기란 그리 쉽지 않다. 샛강의 식생완충존을 설치한 후의 토양 환경의 변화를 관찰하였다.

식생완충존 설치 이전의 pH는 평균 6.13이었으며 식생완충존 설치 후 첫해에는 조금 증가하다가 2005년부터 다소 감소하였다가 추세를 보였다. William(1987)은 산림토양의 pH는 주로 모재와 산림식생으로부터 공급되는 유기물에 의해 지배된다고 하였다. 또한 토양 pH는 토양생물과 식물생육에 큰 영향을 미치는 것으로 알려져 있으며, 역으로 식물의 낙엽종류와 분해될 때의 환경조건에 따라 매우 심한 변화를 나타낸다. 탄소와 질소의 함량은 식생완충존 설치공사로 인한 답압과 기존 식생층의 파괴 등 토양교란으로 인해 다소 증가하였다가 다시 감소하는 추세를 보였다. 토양, 식물체, 유기질 비료 등의 탄소와 질소의 함유비로 나타내는데 이 값은 유기물이 미생물에 의하여 분해되는 난이도나 분해의 진행정도를 나타내므로 본 조사지의 C/N비는 10정도로 양호한 편이었다.

유효인산의 함량은 식생완충존 설치 후 감소하는 추세를 나타냈다. 초기의 인산비료의 영향으로 많은 인산함량을 나타내었지만 식생완충존의 설치와 더불어 경작하지 않음으로 인하여 인산의 함량이 줄어든 것으로 추론되나 식생완충존의 설치가 직접적인 원인인지에 대해서는 좀 더 연구해 봐야 할 것이다.

나트륨과 마그네슘의 함량은 2006년에 증가하였으며 칼륨의 함량은 완충존의 설치 후 감소하는 경향을 나타내었다. 양이온치환용량과 칼슘의 함량은 변동이 없었다.

#### 다. 식생완충존 모델 제시

식생완충존의 모델로 제시한 혼합 식생완충존과 교목완충존의 상호 차이는 시공 후 조사기간이 짧아 특이한 차이점은 발견할 수 없었다. 장기간에 걸쳐 식생완충존의 영향에 대하여 조사할 필요가 있다.

샛강을 기준으로 샛강주변에는 교목을 식재하고 농경지 주변에는 키가 낮은 관목을 식재하는 것이 좋은 식생완충존이 될 것이다. 관목의 경우, 본 연구에서는 경관을 고려하여 남천을 식재하였다. 식생완충존 시공 후, 수변환경에 잘 적응하여 좋은 생장을 보였지만 침입한 환삼덩굴에 의해 많은 피해를 받았다. 관목과 아울러 교목들도 완전히 성장하기 전까지는 관리가 이루어져야 하며 그렇지 않다면 덩굴류의 피해를 많이 받을 것으로 판단된다.

식생완충존의 교목의 경우 속성수 포플러, 백합나무, 현사시나무와 버드나무 등과 함께 낙우송, 메타세쿼이아 등의 수변에 잘 적응하는 침엽수를 혼효하는 방법이 경관 및 식생완충존이 샛강 주변의 휴식공간을 제공한다는 측면에서도 식생대를 형성하는 좋은 방법이라 판단된다.

기존 알려진 버드나무의 경우, 농산촌의 주민들이 봄철 꽃씨가 많이 날려 나무에 대한 인식이 나쁘며 식재되어 있는 나무도 제거하는 등 피해가 컸다. 또한 너무 키가 많이 자라는 교목은 샛강의 위치가 농지와 인접하여 있으므로 그늘을 만든다는 이유로 기피하는 현상이 많다. 일례로 농지 주변에 식재된 가로수를 훼손하는 사례가 많이 발생하는 것도 이러한 이유이다.

본 연구에서 식재된 이팝나무와 벚나무는 현재 가로수뿐 만 아니라 풍치목적으로 많이 식재되며 샛강을 비롯한 수변에서도 좋은 생장을 보이고 있으므로 식생완충존의 좋은 소재가 되리라 판단되며 기존에 알려진 버드나무와 낙우송을 대처할 수종으로서도 추천할 수 있다고 판단된다.



그림 40. 교목완충존 1의 벚나무 생육모습



그림 41. 교목완충존 2의 이팝나무 생육모습



그림 42. 교목완충존 3의 포플러의 생육모습





그림 43. 혼합 식생완충존 내의 습지

또한 침엽수와 활엽수의 혼효림으로 식생완충존을 조성하는 것이 가장 바람직한 모델이 될 것이다. 메타스퀘이어와 낙우송 같은 침엽수종은 심근성으로 식생완충존에 정착을 한다면 최근에 발생하는 집중호우시 샛강을 보호하고 침식을 방지하는 역할을 할 것이다. 식생완충존에 침엽수류와 함께 식재되는 활엽수류는 대부분이 속성수이며 천근성이다. 하지만 이들 수종이 빠르게 식생완충존에 정착하여 토양환경 변화와 각종 오염원의 정화능력이 뛰어나므로 생태적 복원기능을 증대시킬 뿐만 아니라 경관적인 측면에서도 많은 효과를 증대시킬 것이다(표 20, 그림 44). 식생완충존의 크기는 샛강의 크기와 위치등을 종합적으로 고려하여야 되며 최소한 20m 이상이 되어야 할 것이다.

표 20. 식생완충존 모델 제시를 위한 식생목록

구 분	식 물 명
수생식물역	침수식물    붕어마름, 검정말, 말즘, 벼들말즘, 실말
	부유식물    좀개구리밥, 개구리밥
	부엽식물    마름
정수식물역	젓가락나물, 개구리자리, 미나리, 도루박이, 세모고랭이, 띠, 물억새, 수크령, 갈풀, 갈대, 달뿌리풀, 물봉선
초본식물역	털부처꽃, 익모초, 석잠풀, 띠, 수크령
식생완충존의 관목류	갯버들, 키버들, 조팝나무, 남천, 화살나무, 싸리나무, 족제비싸리, 개나리
식생완충존의 교목류	메타스퀘이어, 낙우송, 소나무
	이팝나무, 뽕나무, 백합나무, 이태리포플러, 왕버들, 갯버들, 버드나무, 능수버들, 신나무

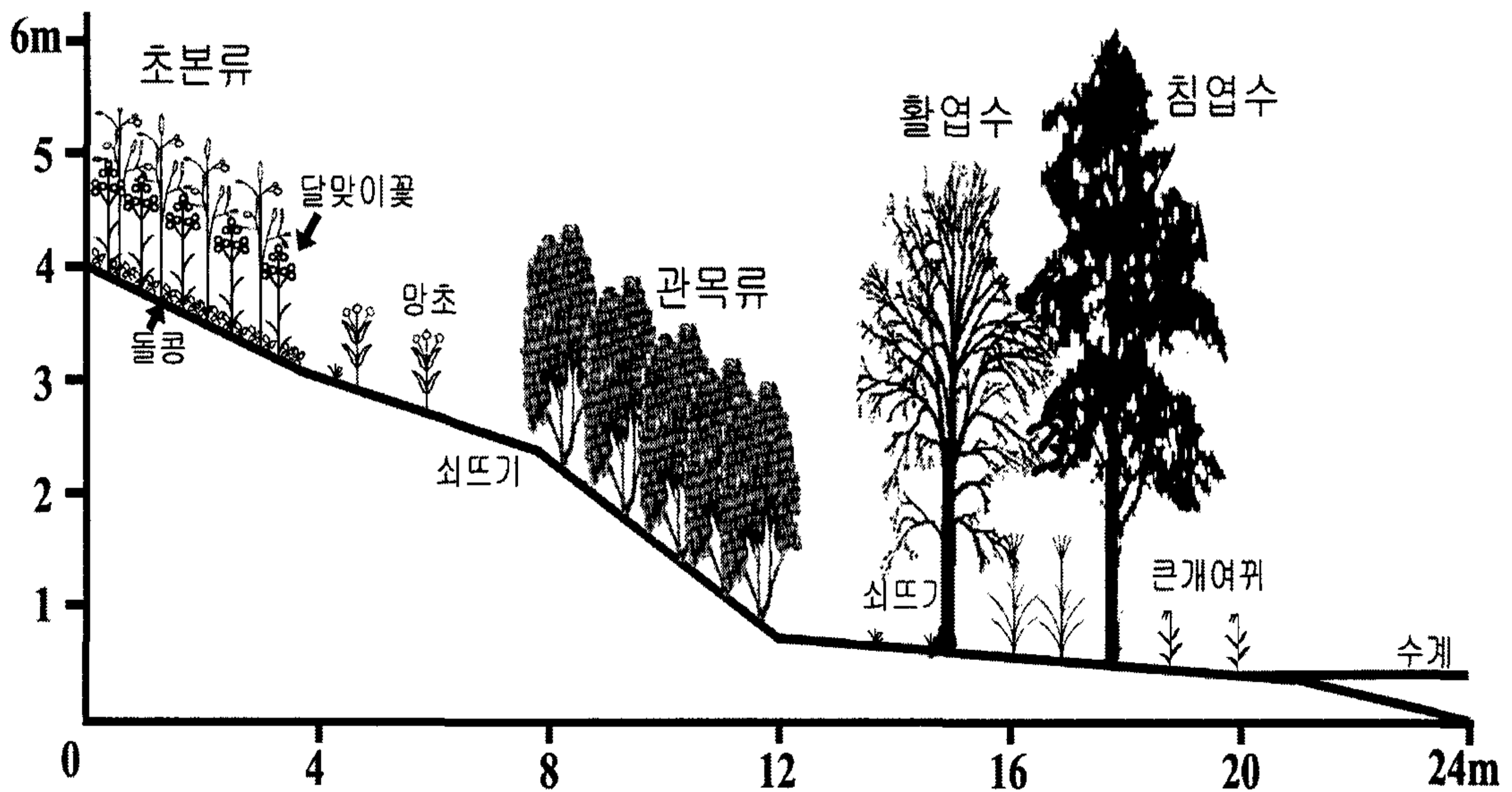


그림 44. 식생완충존 모델 단면도

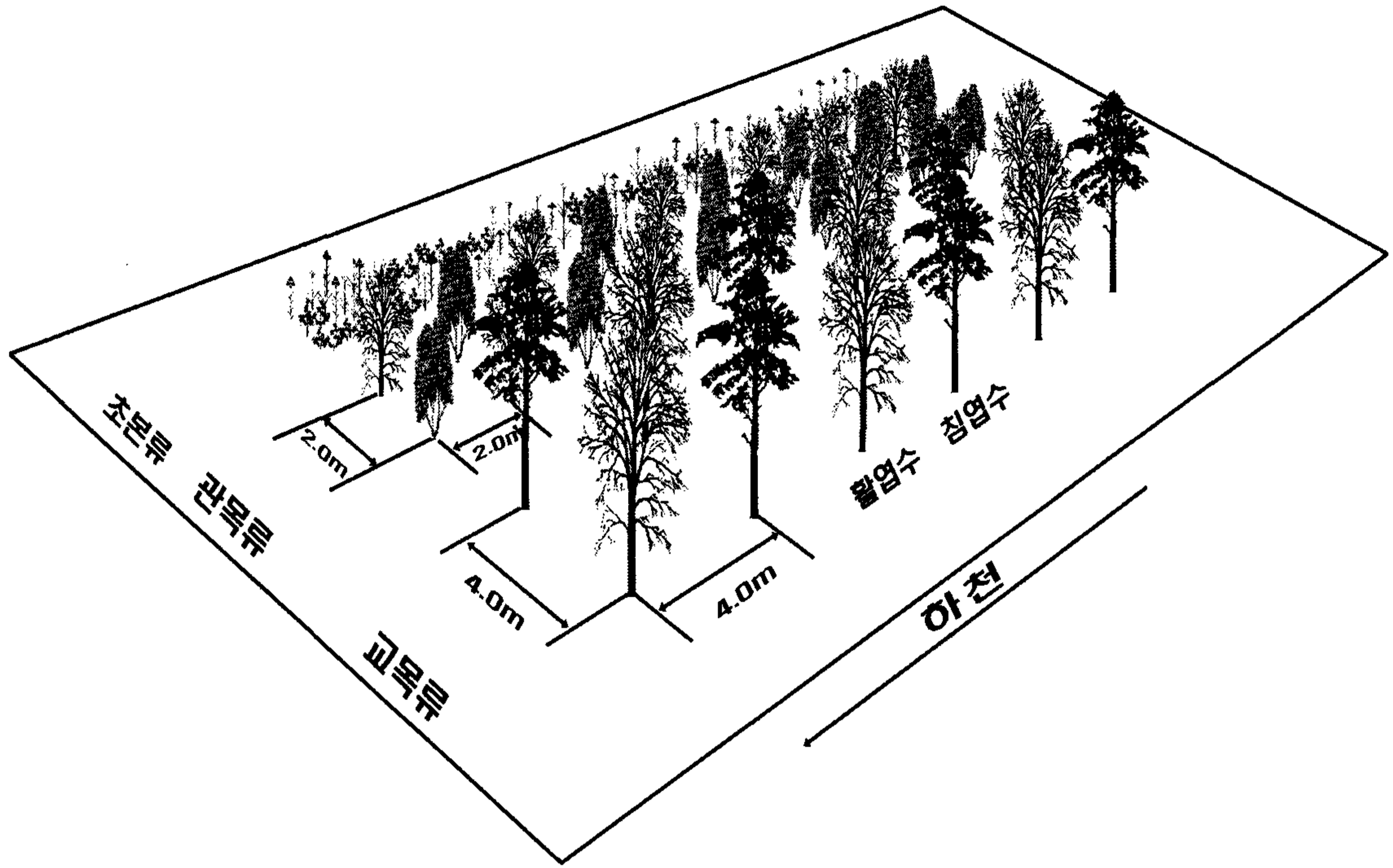


그림 45. 식생완충존 모델 평면도

## 제 4 절 샛강의 수질향상을 위한 수변 인공습지 시공모델 개발

### 1. 수변 인공습지 설계

#### 가. 인공습지조성사이트의 선정

본 연구수행을 위한 인공습지조성사이트의 선정에 앞서서 기존 인공습지에 대하여 국내외 다수의 문헌조사와, 한국 및 일본에서 시공된 인공습지의 구조와 조성재료, 조성목적, 기능 등을 충분히 검토하였다. 특히 미국 아이오와주 에임즈시 주변 경작지를 관통하는 샛강 주변에 수질정화를 목적으로 다수 설치되어 있는 인공습지를 현장방문하여 설계자로부터 직접 습지조성에 대한 구체적인 자문을 받았다.

우리나라의 경우, 대부분 샛강에 인공 둑(제방)이 설치되어 있어서 경작지로부터 강우와 함께 지표로 유출하는 농약 및 질소성분 등은 샛강으로 직접 유입하지 않는다. 따라서 실험사이트의 적지선정에 있어서 갖추어야 할 조건으로서는 가장 중요한 것은 샛강과 접하는 지역에 휴경지나 경작지가 있어야 하며, 농약이나 비료성분, 생활폐수 및 축산폐수와 같은 점원오염원이 있어서 이들이 직접 샛강으로 유입시 샛강의 수질오염을 악화시킬 염려가 있는 지역이 바람직하다. 또한 인공습지의 조성을 위해서는 대규모의 토목공사가 요구되므로 주변 경작지를 소유한 농민 등의 토지소유권 문제나 공사시 관할구역 지자체의 공사허가 및 하천법상의 제약, 토목공사를 용이하게 수행하기 위한 도로 등의 기반시설의 정비, 조사 및 시공을 위한 연구자들의 실험사이트의 접근성 등과 같은 여러 가지 고려할 사항을 다양한 각도에서 검토하여 문제점을 최소화할 수 있는 곳을 선정하여야 한다.

본 연구에서는 위와 같은 다양한 조건을 비교적 충족시킬 수 있는 샛강 또는 인공습지 조성 사이트를 선정하기 위하여 인근지역의 수많은 지형도의 사전 검토와 약 30여개소의 샛강 후보지에 대하여 작성한 후보지 조사 야장(표 1)을 가지고 직접 현장답사하면서 후보지들의 인문 및 자연환경과 위의 조건들에 대한 자료를 수집하고 분석한 후에, 최종적으로 경북대학교 군위농장을 통과하여 남천으로 유입하는 샛강을 연구대상지로 선정하고 샛강 주변 휴경지에 인공습지조성 사이트를 함께 선정하였다.

선정한 샛강은 경북 군위군 화계리에 소재하고 있고, 샛강의 남동쪽에는 논이 위치하고 있으며, 북서쪽 샛강 인접지역에는 상당한 면적의 휴경지가 있으며, 샛강의 상류 및 주변

지역에 생활폐수 및 축산폐수와 같은 수질오염원이 있어서 이들 오염수가 샛강으로 유입되는 것으로 조사되었다. 선정된 샛강은 생태적으로 황폐화되어 있고 대상지가 경북대학교 농장내에 위치하고 있어서 시설의 설치나 토목공사, 시공후의 관리 등이 가능하여 본 연구 목적을 달성할 수 있는 최적의 현장사이트로 평가하였다.

선정된 샛강 및 인공습지조성 사이트의 현장을 소형 헬리콥터로 촬영하여 그림 46에 나타내었다.

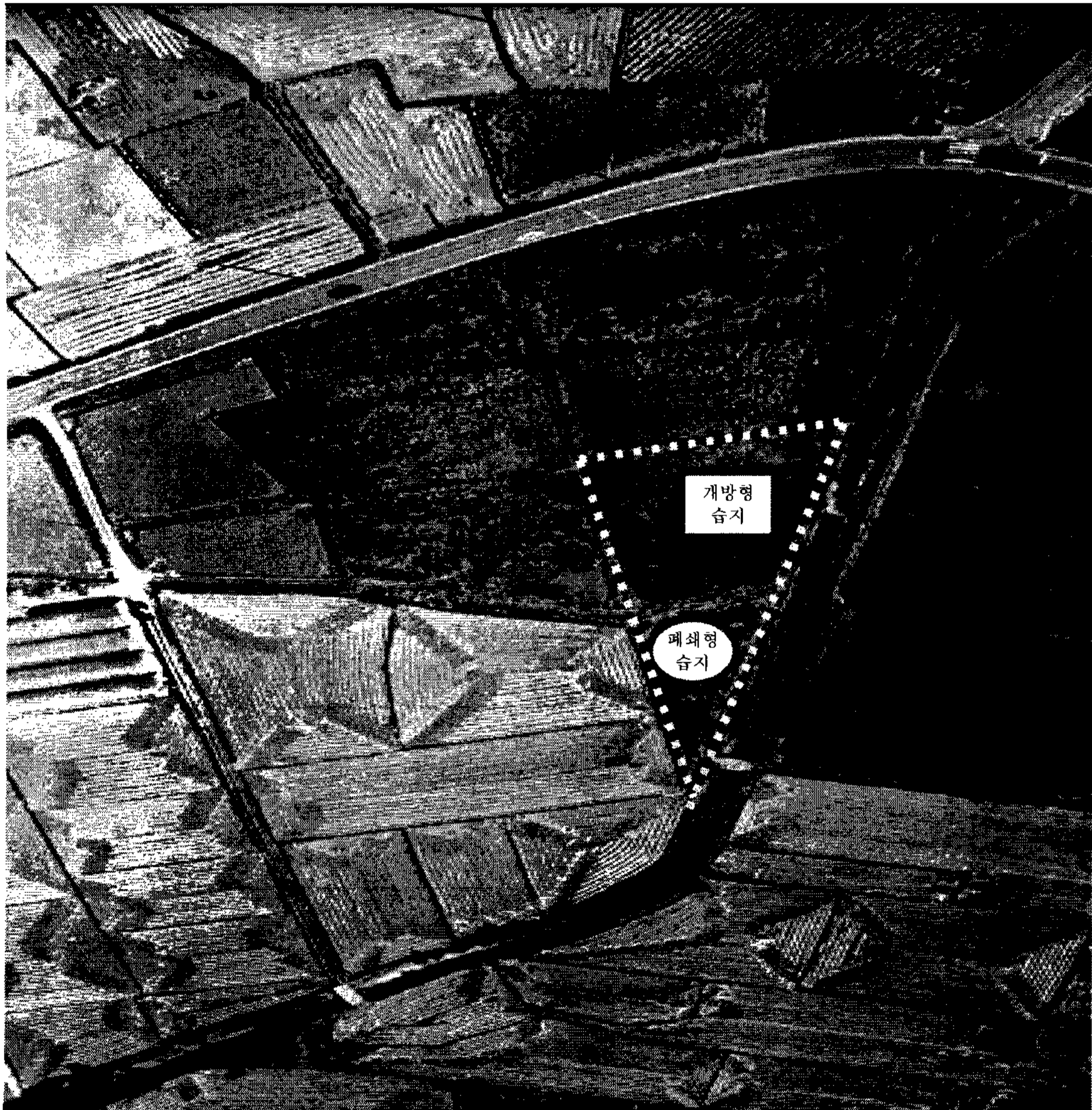


그림 46. 현장 사이트 위치도

## 나. 인공습지의 설계

### 1) 수변 인공습지 시공을 위한 기본 설계

본 연구에서는 인공습지를 개방형 및 폐쇄형의 2가지 형태로 설계하였다. 개방형 습지는 오염수가 습지를 통과하여 흐르는 시스템으로 바닥의 토양층 위에 약 0.4m의 깊이로 자갈을 깔도록 설계하였으며, 폐쇄형 습지는 오염수를 습지내에 저류시켜 토양과 식생을 이용하여 수질을 정화하는 시스템으로, 점토성분이 많은 바닥의 토양층 위에 약 0.4m의 깊이로 모래를 깔고, 그 위에 다시 약 0.4m의 깊이로 자갈을 깔도록 설계하였다.

샛강 주변으로부터 생활 폐수가 심한 오염수가 유입될 우려가 있는 지역을 대상으로 인공습지를 조성하여야 하나, 토지소유 및 시설 허가 문제 등으로 인해 본 연구에서는 축산폐수를 공급해 와서 현장에 설치한 물탱크에 저장시킨 후에 실험시에 인위적으로 축산폐수를 공급하는 시스템으로 설계하였다. 축산폐수 공급용 물탱크로부터 축산폐수가 직접 샛강으로 유입되기 전에 개방형 습지와 폐쇄형 습지를 거치도록 하여 습지내의 토양과 수생식물이 일차적으로 수질을 정화시킨 후에 샛강으로 유입되도록 설계하였다.

축산폐수공급용 물탱크는 두 형태의 인공습지조성 예정지에서 약간 떨어져 있는 다소 지대가 높은 곳에 2개를 설치하도록 하였으며, 이 물탱크의 1개 용량은 축산폐수를 약 10톤 정도 저장할 수 있는 크기로 제작하고, 야외 실험시에 언제든지 축산폐수를 인공습지에 지속적으로 공급할 수 있도록 고려하였다. 축산폐수가 아닌 인공급수가 필요할 때를 상정하여 물탱크로부터 약 300m 떨어진 곳에 위치하고 있는 온실내 지하수 양수펌프로부터 대형고무호스를 사용하여 필요한 지하수량을 충분히 공급할 수 있도록 시설을 계획하였다.

축산폐수 공급용 물탱크로부터 폐쇄형 인공습지조성예정지 입구까지는 완만한 곡선형태로 폭 1m 정도의 인공수로를 약 50m 설치하도록 하였으며, 개방형 인공습지조성 예정지까지는 거의 일직선 형태로 폭 1m의 인공수로를 약 10m를 시공하도록 설계하였다.

경북 군위군 부계면에 위치한 야외실험사이트를 대상으로 하여 경계측량과 평면측량을 실시하여 평면도를 작성하였으며, 이를 그림 47에 나타내었다. 이 도면에서 인공습지조성 예정지의 위치와 크기 등을 자세히 볼 수 있다.

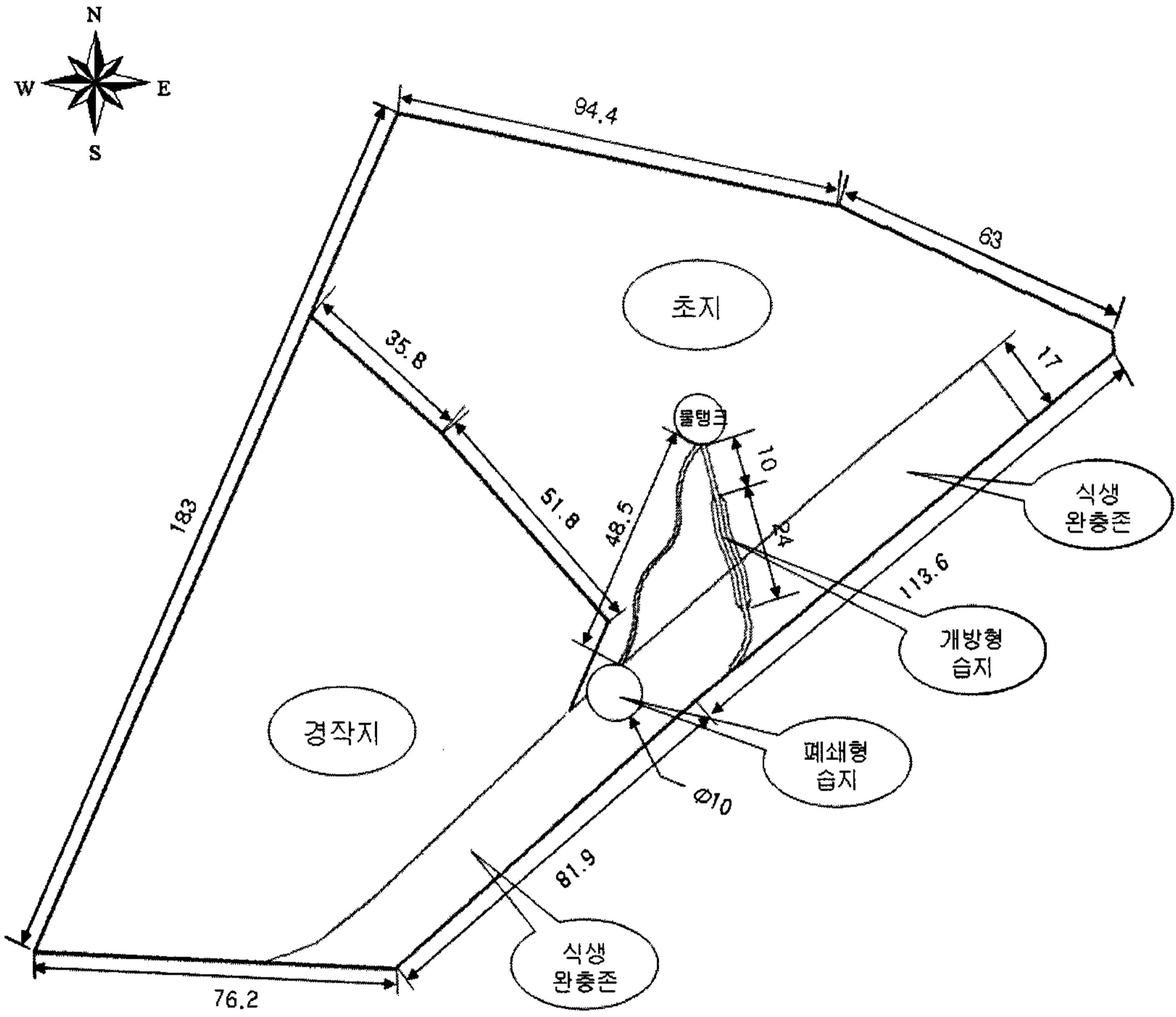


그림 47. 인공습지조성 예정지 평면도

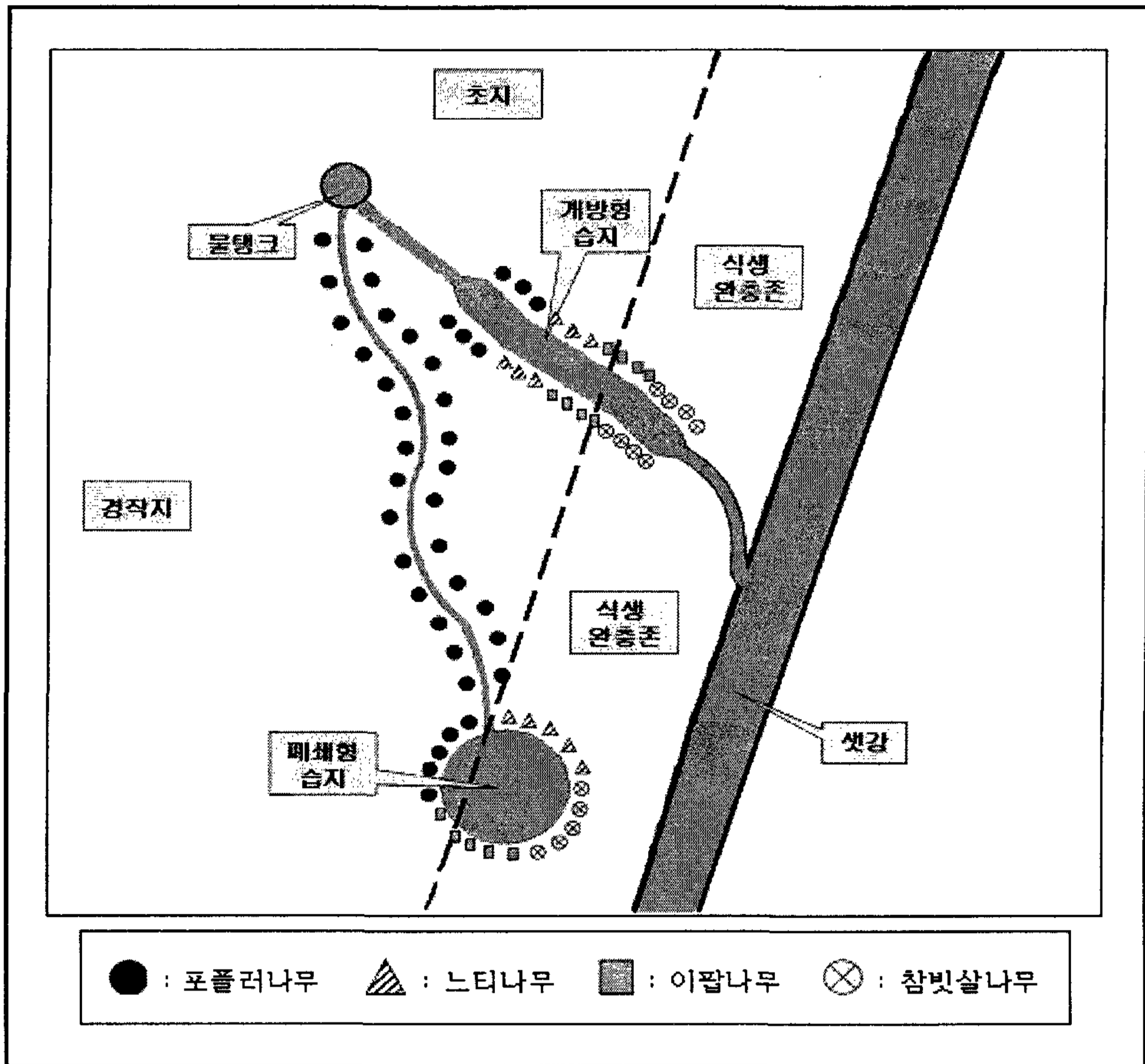


그림 48. 인공습지 조성 예정지의 위치 및 수종 식재 배치 계획도

인공습지의 크기와 구조, 그리고 습지에 식재할 수종의 셋강의 주변의 오염 환경의 크기에 근거하여 결정하였으며, 특히 수종 및 수생식물의 선정은 오염물 흡착 및 정화 능력이 강한 수종을 선정하여 식재 계획을 수립하였다. 식생의 배치 계획시에는 습지 내 미생물의 증식과 생활환경의 개선도 고려하였다. 그림 48에 개방형 및 폐쇄형 인공습지 내외에 식재할 수목의 종류와 식재배치 계획을 나타내었다.

## 2) 개방형 인공습지의 구조와 형태

개방형 습지는 육각형 형태로 조성하였으며 오염수가 개방형습지 내에서 잠시 머물렀다가 셋강으로 흘러가도록 설계하였다. 습지 시공 후에는 수목과 수생식물을 식재하여 경관



조성 뿐만 아니라 오염물 흡착 및 정화능력에 대한 효과분석이 가능하도록 수종 선정 및 배치에 유의하였다. 개방형 습지의 구조와 조성 재료, 도입 식생은 다음과 같이 설계하였다.

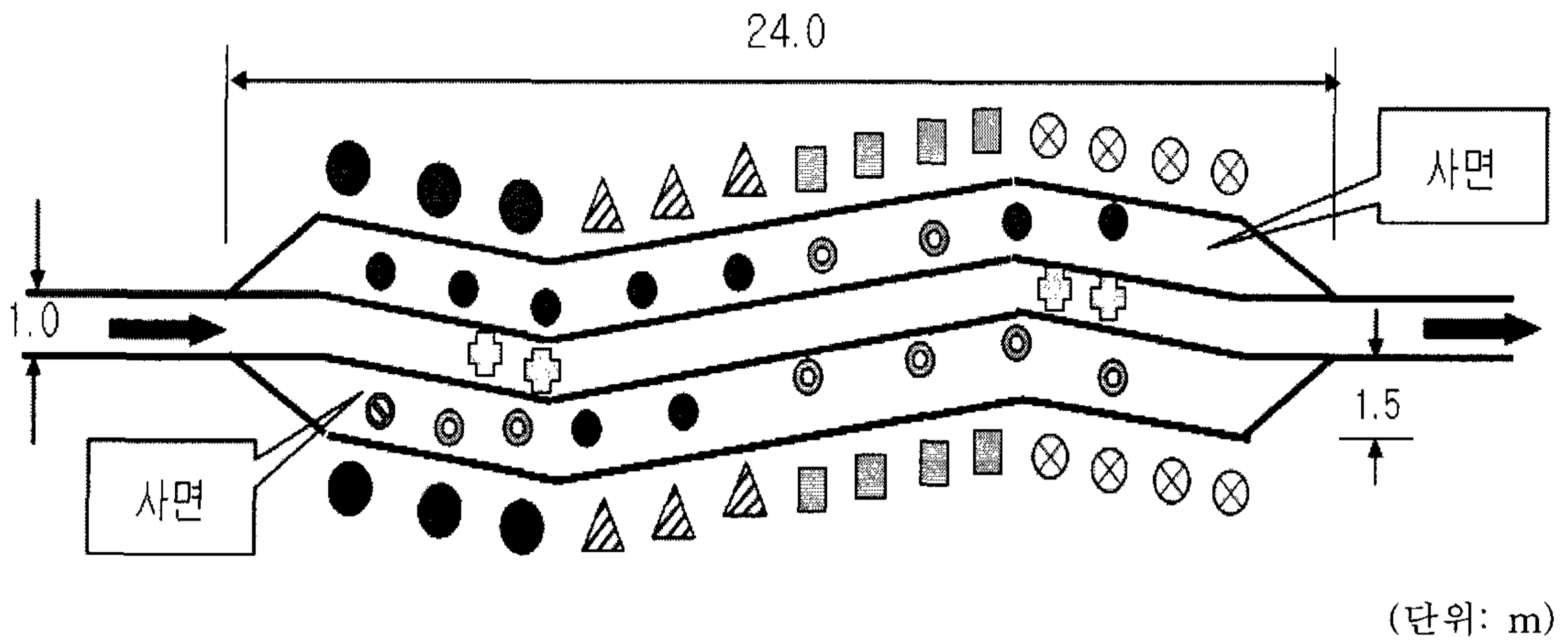
가) 습지 구조 : 독의 폭 4.0m, 바닥의 폭 1.0m, 사면길이 1.m, 길이 24m, 깊이 1.0m

나) 바닥의 조성 재료 : 진흙, 자갈

다) 도입 식생 : 포플러, 느티나무, 이팝나무, 참빗살나무, 갈대, 개나리, 메타세쿼이아

그림 49는 개방형 인공습지조성을 위한 시공 평면도를 나타내었는데, 그림에서와 같이 습지바닥에는 갈대를 식재하고, 습지 내 위쪽 사면에는 포플러, 개나리, 포플러의 순서로, 아래쪽 사면에는 메타세쿼이아, 개나리, 포플러, 개나리의 순서로 각각 식재 배치계획을 수립하였다. 습지의 가장자리인 양 독에는 포플러, 느티나무, 이팝나무, 참빗살나무의 순서로 식재배치계획을 수립하였다.

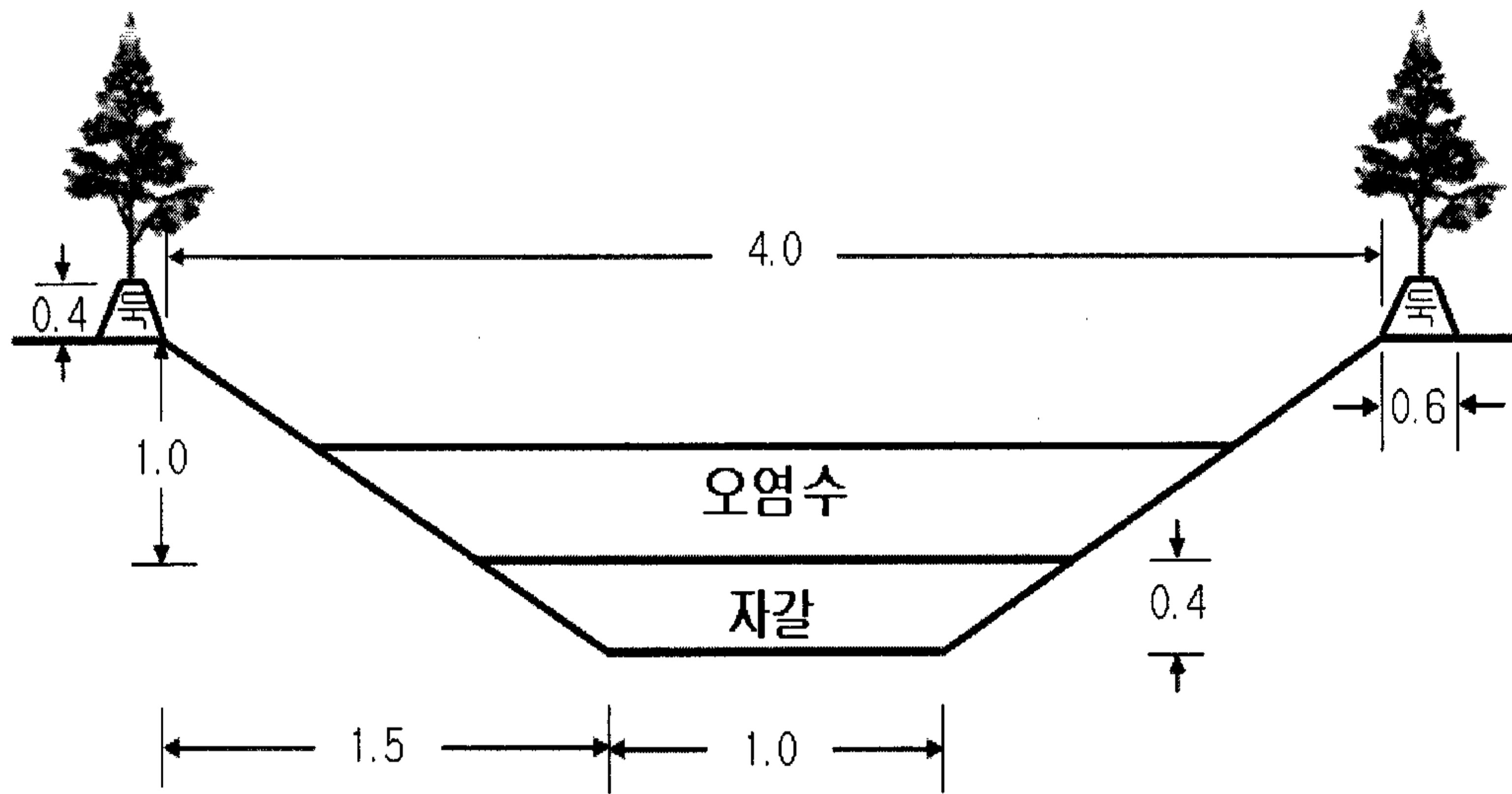
그림 49에서, 왼쪽의 화살표는 축산폐수 공급용 물탱크로부터 축산폐수가 습지안으로 유입하는 방향을 표시하고 있고, 오른쪽의 화살표는 축산폐수가 습지를 통과하여 인근의 샛강으로 유출되는 출구를 표시하고 있다. 이때 개방형 습지 내에 유입한 축산폐수가 일정한 수위를 유지하면서 또 시간적으로 일시 머물면서 샛강으로 유출할 수 있도록 하기 위하여, 습지바닥의 오른쪽 끝부분에 세로방향으로 일정한 높이를 가진 둔덕(소위, 수중 위어시설)을 설치하도록 계획하였다.



- : 포플러
- ▲ : 느티나무
- : 이팝나무
- ⊗ : 참빗살나무
- ⊕ : 갈대
- : 개나리
- ⊖ : 메타세쿼이아

그림 49. 개방형 인공습지의 시공 평면도

그림 50에 개방형 인공습지조성을 위한 시공 정면도를 표시하였다. 습지 바닥의 폭은 1.0m, 독의 폭은 4.0m로 각각 시공하도록 설계하였으며, 독의 높이와 폭은 각각 0.4m, 0.6로 계획하였다. 개방형 습지의 깊이별 구성은 깊이 약 1.4m의 인공수로를 설치한 다음에 그 위의 바닥에 굵은 자갈을 깔고 점토로 다진 후 그 위에 다시 잔자갈을 약 0.4m 두께로 덮도록 하였으며, 그 위를 축산폐수가 깊이 약 0.4m 정도의 수위를 유지하면서 흘러가도록 설계하였다.



(단위: m)

그림 50. 개방형 인공습지의 시공 정면도

### 3) 폐쇄형 인공습지의 구조와 형태

폐쇄형 인공습지는 둥근 원의 형태로 설계하였으며, 바닥과 사면을 점토층으로 다져 오염수가 새는 것을 막고 그 위에 모래와 자갈을 깔고 오염수를 가둔 뒤 갈대, 부레옥잠, 애기부들, 검정말 등과 같은 수생식물을 식재하여 경관조성 및 오염물 흡착 및 정화능력을 극대화할 수 있도록 설계하였다. 폐쇄형 인공습지의 구조와 조성 재료, 도입 식생은 다음과 같다.

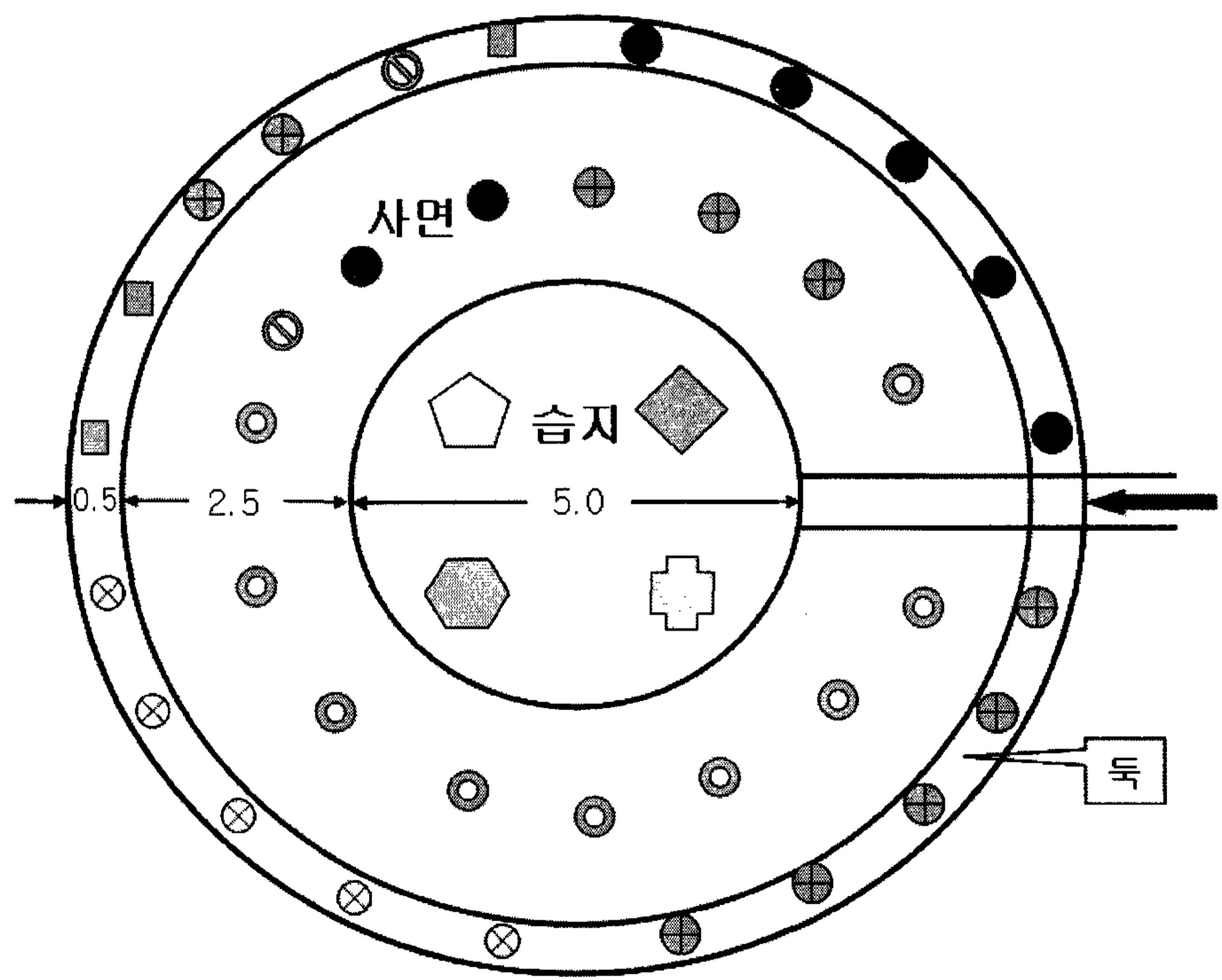
가) 습지 구조 : 둙의 지름 10m, 바닥의 지름 5.0m, 사면길이 2.5m, 깊이 1.5m

나) 바닥의 조성 재료 : 진흙, 모래, 자갈

다) 도입 식생 : 갈대, 미나리, 애기부들, 검정말, 포플러, 현사시, 이팝나무, 참빗살나무, 개나리, 메타세쿼이아

그림 51에 폐쇄형 인공습지조성을 위한 시공 평면도를 표시하였다. 인공습지의 크기는

규모가 클수록 그 효과를 검증하기에는 유리할 것이지만, 과도한 시공비와 토지사용 허가 등의 문제로 습지의 수질개선효과를 분석할 수 있는 최소한의 크기로 습지시공계획을 수립하였다. 습지의 사면 길이는 2.5m, 바닥의 지름은 5.0m로 시공하도록 설계하였다. 습지 내 바닥에는 갈대를 식재하고, 습지사면에는 12시 방향에서 시계바늘 방향으로 현사시, 개나리, 메타세쿼이아, 포플러를 식재하도록 하였고, 인공습지의 가장자리인 둑에는 시계바늘 방향으로 포플러, 현사시, 참빗살나무, 이팝나무, 현사시, 메타세쿼이아, 이팝나무를 식재하도록 배치하였다. 그림에서 습지 오른쪽의 화살표는 축산폐수 공급용 물탱크로부터 축산폐수가 유입되는 입구를 표시하고 있다.



(단위: m)

- |       |        |        |         |          |
|-------|--------|--------|---------|----------|
| : 갈대  | : 부레옥잠 | : 애기부들 | : 검정말   | : 개나리    |
| : 포플러 | : 현사시  | : 이팝나무 | : 참빗살나무 | : 메타세쿼이아 |

그림 51. 폐쇄형 인공습지의 시공 평면도

그림 52에는 폐쇄형 인공습지조성을 위한 시공 평면도를 나타내었다. 개방형 습지의 경우와 마찬가지로 습지의 규모는 클수록 습지의 수질개선효과를 검증하는데 유리할 것이지만, 시공경비와 전체 실험사이트의 규모 등을 고려하여 습지의 수질개선효과를 분석할 수 있는 최소한의 크기로 습지 시공계획을 수립하였다. 습지 바닥의 직경은 5.0m, 습지 가장자리 독의 지름은 10m로 설계하였으며, 독의 높이와 폭은 개방형 인공습지와 동일하게 각각 0.4m, 0.6m로 시공하도록 계획하였다. 폐쇄형 인공습지의 깊이별 구성은 바닥에서 약 0.4m 두께로 모래를 깔고, 그 위에 다시 0.4m 두께로 잔자갈을 덮도록 하였다. 공급된 축산폐수는 자갈층 위에 약 0.8m 깊이로 유지되도록 시공계획을 수립하였다.

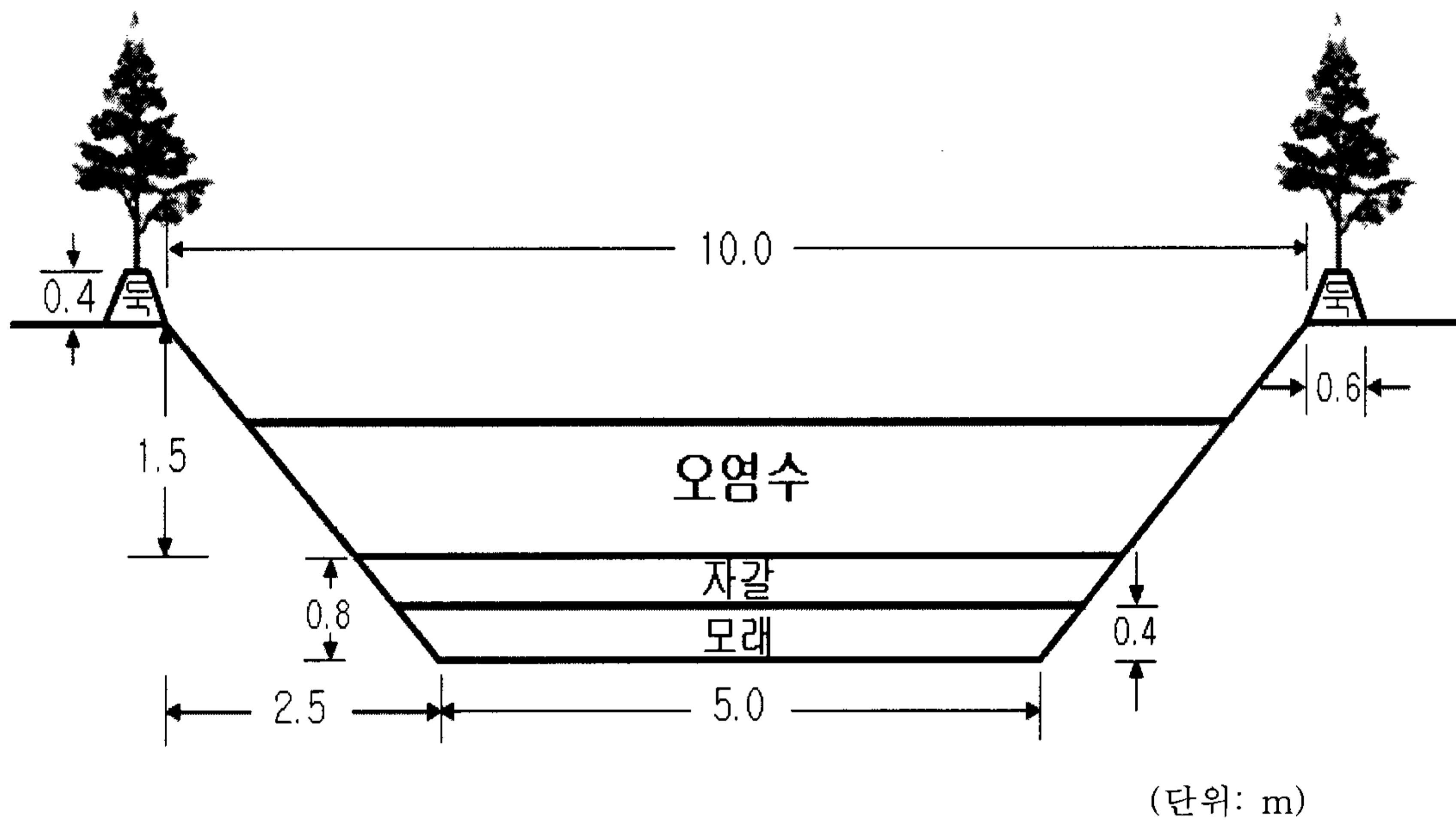


그림 52. 폐쇄형 인공습지의 시공 정면도

## 2. 인공습지 시공

### 가. 인공습지 주변 정지작업

연구대상지는 샛강이 경작지와 초지를 관통하고 있으며, 상류쪽에서 보아 샛강의 왼쪽 지역은 경작지이며 오른쪽 지역은 대부분이 휴경지와 초지이고 일부가 경작지로 구성되어 있다. 특히 인공습지조성 사이트로 선정된 휴경지는 전체적으로 거의 경사가 없는 평탄지형과 수변 주변의 일부 기복이 심한 지형이 혼재되어 있다.

상류쪽에서 보아 샛강 오른쪽 수변지역에 위치한 기존 휴경지에 개방형 및 폐쇄형의 인공습지를 시공하기 위해서 먼저 인공습지 조성예정지 전 지역에 대하여 정지작업을 실시하였다. 특히 기복이 심한 수변지역은 포크레인을 이용하여 땅고르기작업을 하였으며, 기존의 초지 및 휴경지에 생육하고 있는 잡목과 덩굴, 초류 등을 제거하고 일부지역에서는 경운작업을 실시하였다. 그림 53과 그림 54에 습지조성 예정지역인 샛강 수변지역에서 정지작업을 시행한 전후의 모습을 각각 나타내었다.

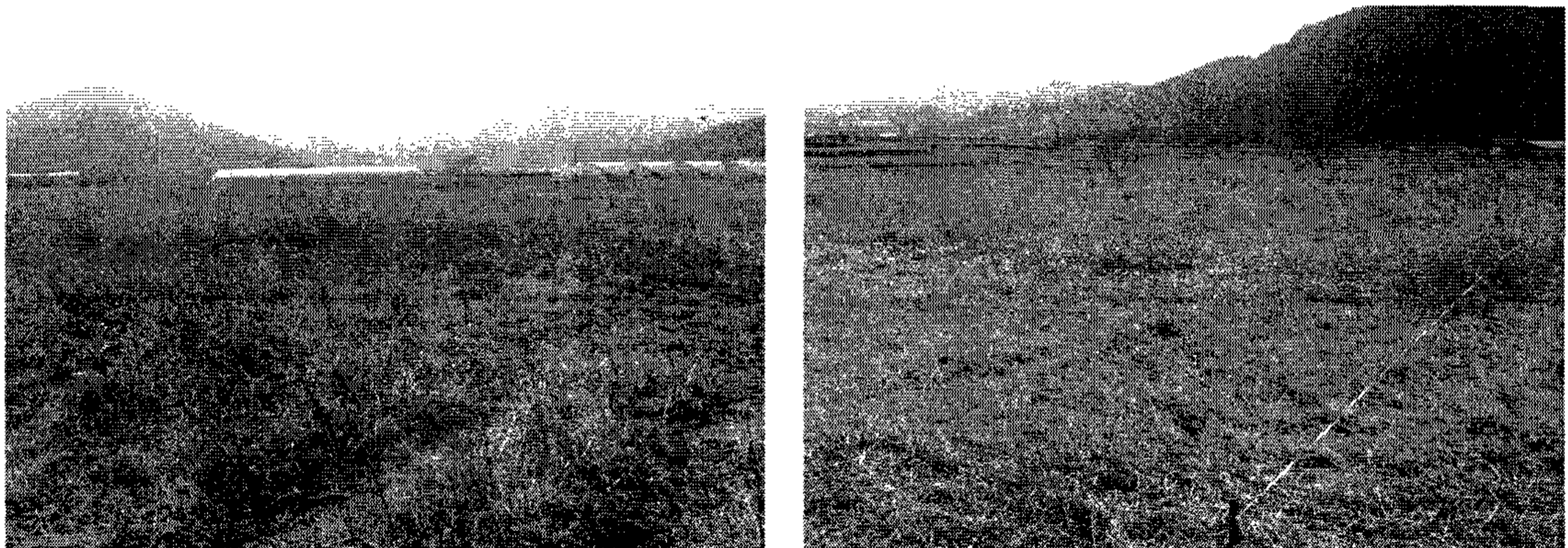


그림 53. 인공습지 조성 예정지역의 정지작업 전의 모습

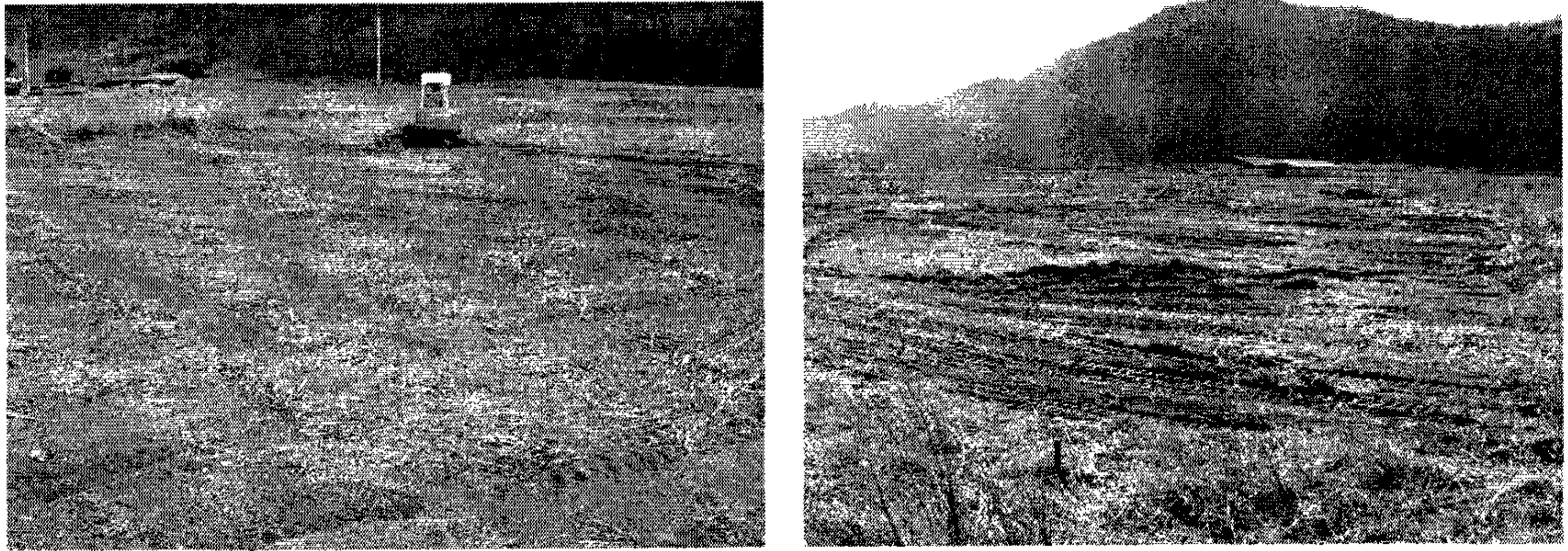


그림 54. 인공습지 조성 예정지역의 정지작업 후의 모습

#### 나. 개방형 인공습지 시공

개방형 인공습지는 축산폐수를 조성한 개방형 습지 안으로 유입시켜서 습지 내 수로상에서 잠시 머문 후에 샐강으로 유출시키는 구조로 시공하여야 한다. 앞에서 언급한 개방형 습지의 설계도(그림 49와 그림 50)에 의거하여 폭 1.0m, 길이 약 25m의 곡선형 수로를 포크레인과 인력작업으로 시공하였다. 이 인공습지 수로의 출구 부근의 습지바닥에는 약 0.3m 높이의 둔덕(수중 웨어)을 설치하여 개방형 습지 내를 통과하는 축산폐수 등의 오염수가 일시 저류할 수 있도록 시공하였으며, 또한 이 둔덕의 설치로 인해 습지 내로 유입한 축산폐수의 유속이 크게 감소되어 유출 시간이 지연될 수 있도록 하였다.

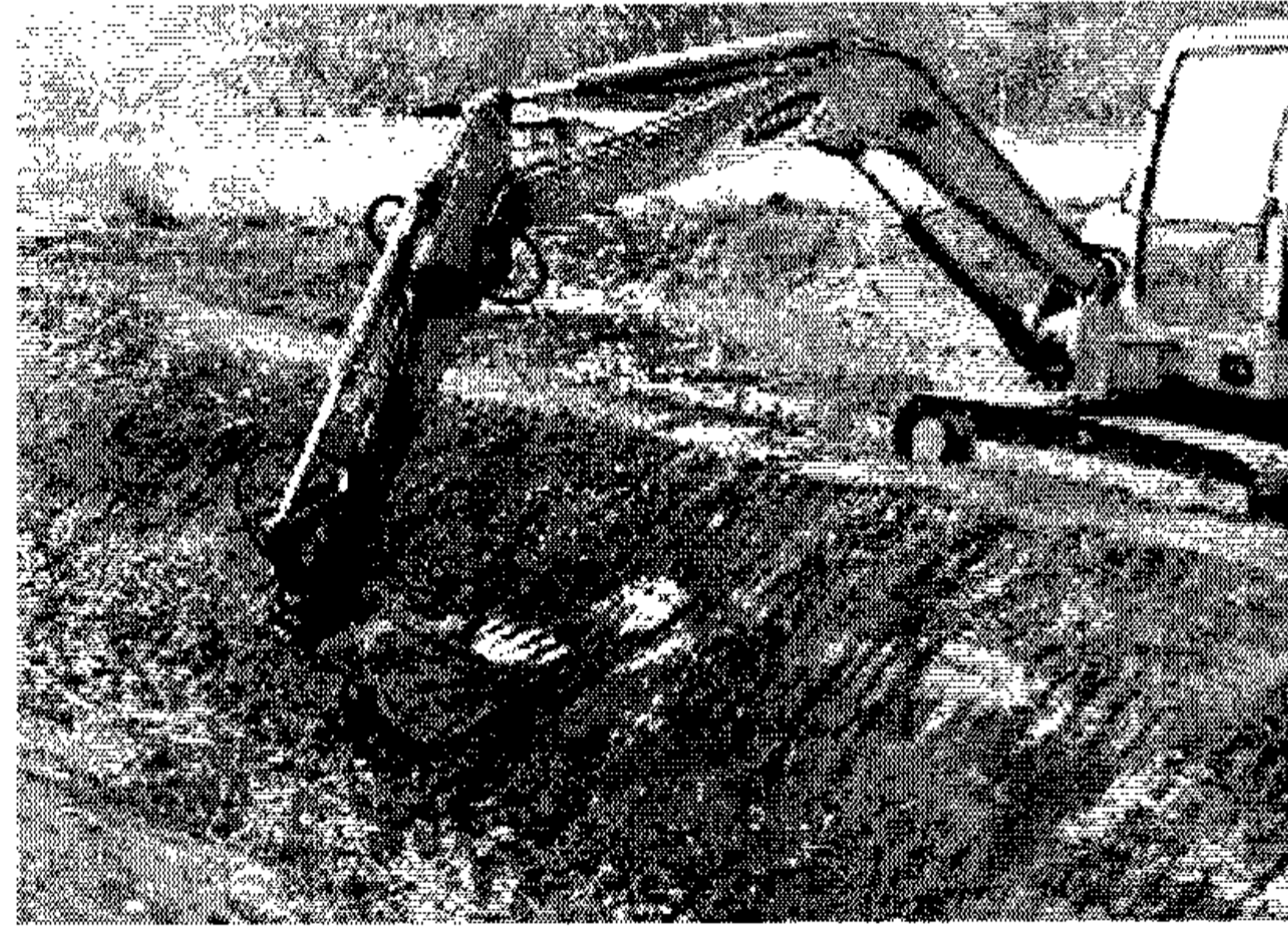
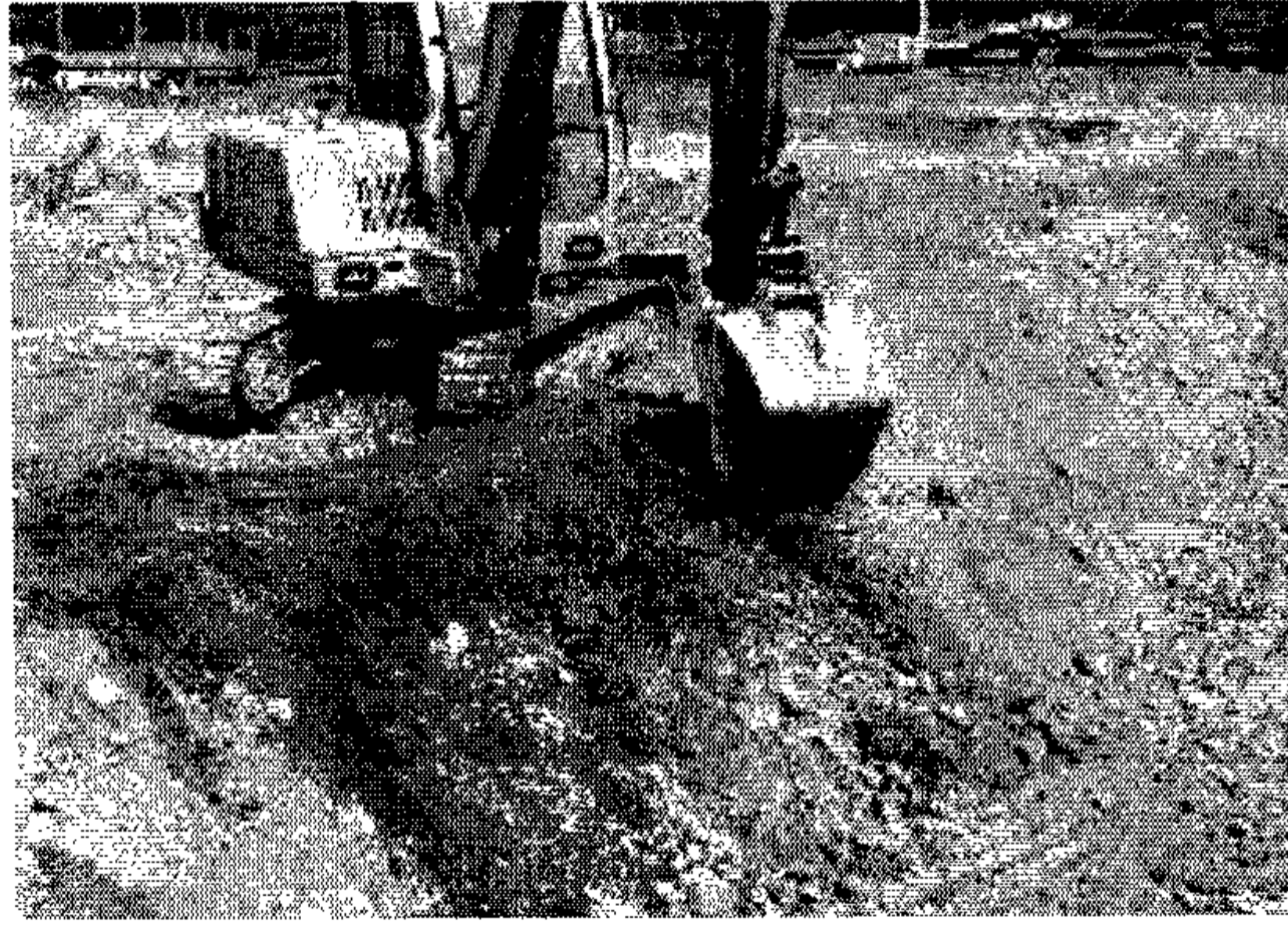
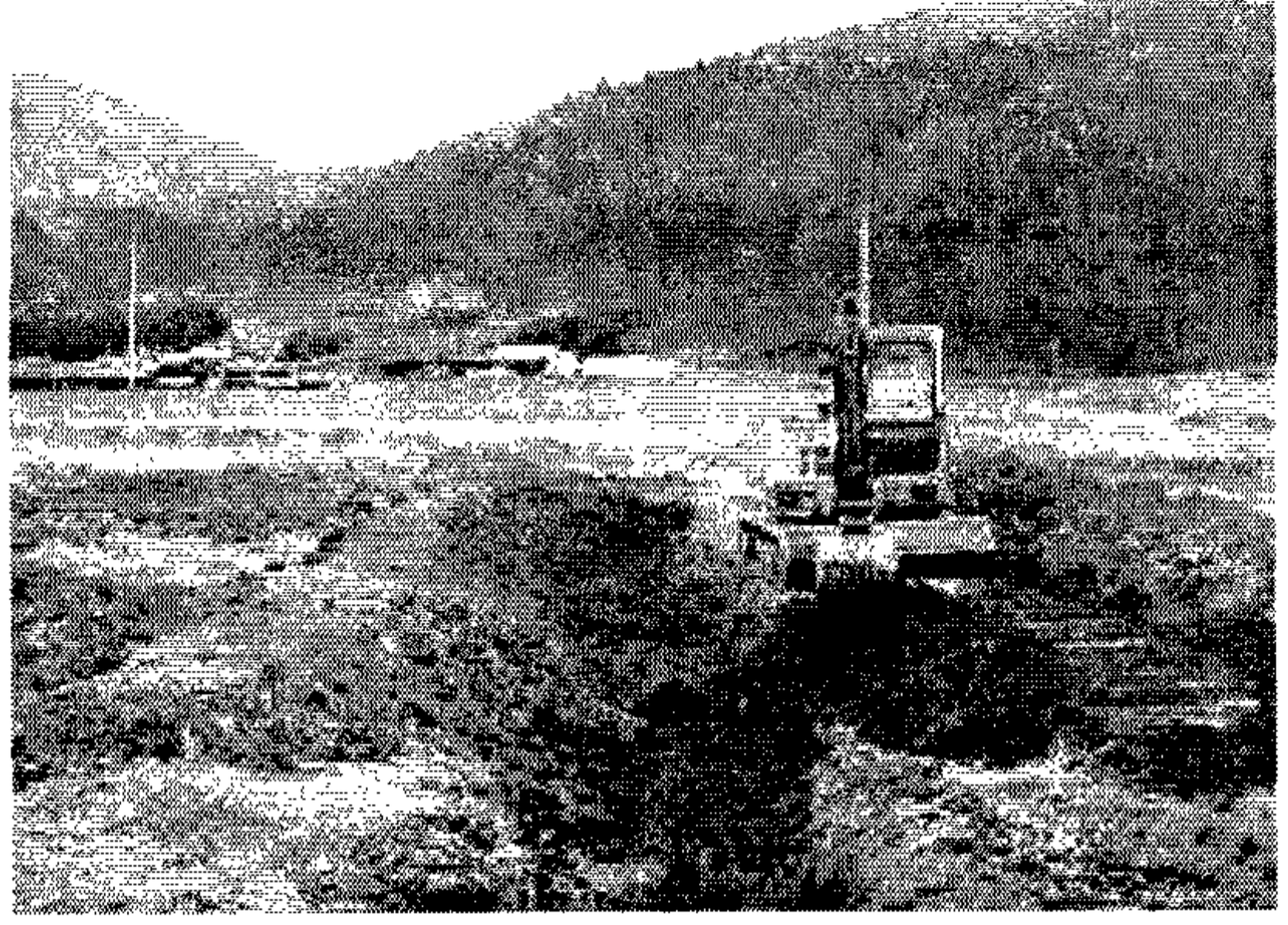
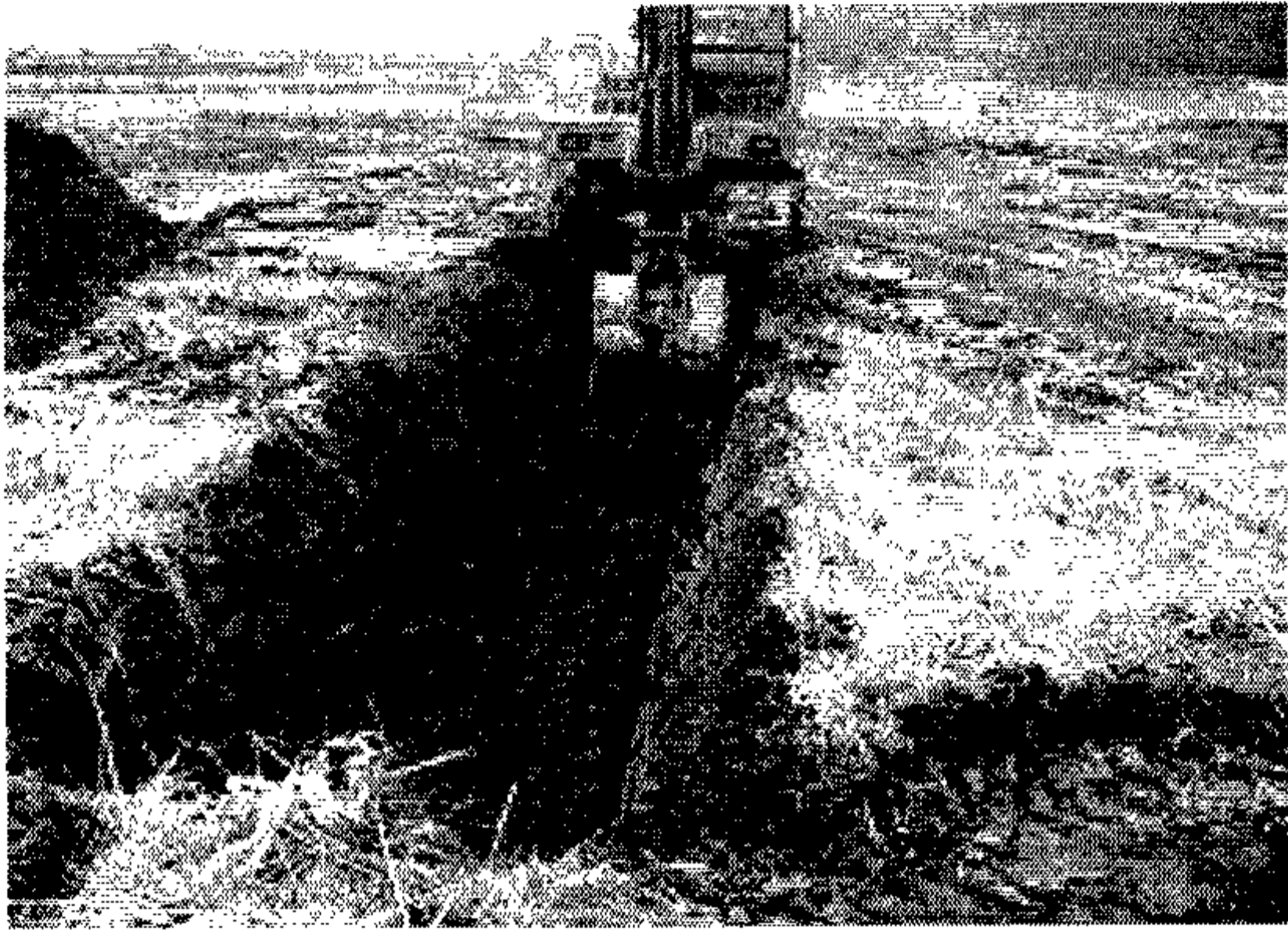
현실적으로 농산촌지역으로부터 샐강으로 유입하는 축산폐수나 생활오수를 정화시키기 위하여 휴경지나 경작지에 폐쇄형 인공습지를 조성하기에는 농지의 소유권, 적지 적소의 선정 등에 많은 문제점이 발생하여 새롭게 습지를 시공하기가 대단히 어려운 실정이다. 그러나 개방형 인공습지의 경우는 전국 도처에 거미줄처럼 산재해 있는 기존의 다양한 규모의 샐강이나 작은 수로의 일부 구간에 유속을 줄일 수 있는 약간의 시설의 시공과 최소한의 식생 재료를 도입하여 수로형태의 습지를 조성해 주면 샐강의 수질정화 및 수질개선이라는 소기의 목적을 달성할 수가 있다. 따라서 우리나라에서는 개방형 인공습지가 폐쇄형 인공습지에 비하여 아주 실용적인 인공습지조성모델이 될 수 있으며, 또한 쉽게 보급 및 확대할 수 있을 것으로 평가된다. 일례를 들면, 현재 경북 경주시 배반동에 위치한 경북산림환경연구소에서는 연구소 묘포장 내를 통과하고 있는 샐강의 하류 지점에 이와 비슷한

개념의 개방형 인공습지를 설치하고 이 습지의 기능을 수년간 모니터링한 결과 샨강의 수질개선효과는 물론이고 생태적으로 건강한 샨강을 복원하는데 탁월한 기능을 발휘하는 아주 중요한 시설로 평가하고 있다. 또한 이 습지를 일반 주민에게 개방하여 샨강의 생태기능 복원에 대한 성공사례로서 홍보를 하여 주민들에게 좋은 반응을 얻고 있다.

개방형 인공습지의 시공과정은 다음과 같다. 먼저 설계도면에 명시한 소정의 형태로 조성예정지에서 터파기를 하여 습지 수로와 습지 둑, 습지 사면을 조성하였으며, 축산폐수의 습지 내 유출입 통로인 습지의 입구와 출구수로를 폭 약 1.0m의 크기로 설치하였다. 다음은 시공한 습지 사면이 강우나 습지를 관통하여 흐르는 축산폐수에 의하여 발생할 수 있는 침식과 붕괴를 방지하기 위하여 충분히 다지기 작업을 하였다. 또한 축산폐수가 개방형 습지 내에서 잠시 머물렀다가 샨강으로 유출시키기 위하여 습지의 출구 부분은 습지 바닥보다 다소 높은 둔덕을 설치하였다. 다음에는 습지 바닥에 굵은 자갈을 많이 깔아서 정리하였는데, 이것은 축산폐수가 습지안으로 유입하여 출구를 통해서 샨강으로 유출할 동안에 용존산소량을 높이기 위한 것이다. 다음 시공 단계는 이 굵은 자갈을 깬 습지 바닥 위에 축산폐수의 누수방지를 위한 방수 목적으로 점토 성분의 진흙을 깔고 충분히 다져주었으며, 그 위에 다시 약 0.4m 두께의 잔자갈을 덮어서 부유물의 흡착 및 수생식물의 지지역할을 할 수 있게 하였다. 이후 토목공사를 완료하고 일정한 시간이 경과하여 조성한 개방형 인공습지가 전체적으로 안정된 것으로 판단한 후에 식생의 식재 및 축산폐수를 유입시켰다. 식생의 식재 시공에 대해서는 별도의 장에서 기술하였다.

그림 55에 개방형 인공습지의 시공과정과 토목공사를 완료한 후의 모습을 나타내었다.





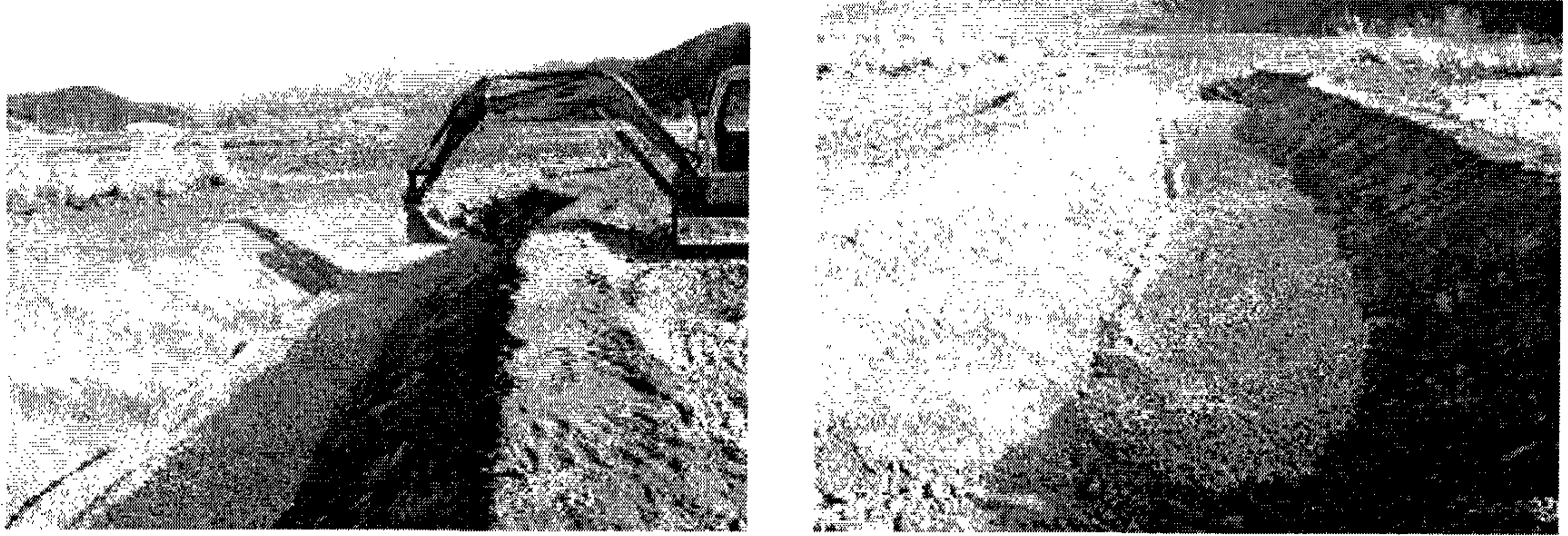


그림 55. 개방형 인공습지 시공과정과 토목공사후의 모습

#### 다. 폐쇄형 인공습지 시공

축산폐수 및 생활오수와 같은 집중적인 오염수가 농산촌지역의 샛강으로 유입하면 샛강의 수질은 심각하게 오염되어 샛강의 자연생태계를 파괴시킨다. 이와 같은 심각한 오염수가 샛강으로 유입하기 전에 일차적으로 오염수의 수질을 정화시키고 또한 직접 샛강으로 오염수를 유출시키지 않을 목적으로 샛강과 인접하는 수변지역에 작은 연못 형태의 폐쇄형 인공습지를 시공하였다. 연구대상지에서 샛강으로 직접 유입되는 축산폐수나 생활오수를 대상으로 하여 인공습지를 조성하는 데는 여러 가지 문제점이 있어서, 본 연구에서는 인근 목장에서 축산폐수를 공급받아 실험에 사용하였다. 실제 상류지역에 일부 축산농가가 있었으나 축산폐수가 실험사이트로 선정된 샛강으로 직접 유입하지 않고 있었고, 기존의 타소유의 경작지에 대규모의 인공습지를 만드는 것이 사실상 불가능하였기 때문이다.

폐쇄형 습지의 시공 과정은 다음과 같다. 먼저 축산폐수 공급용 물탱크로부터 축산폐수를 유출시켜 폐쇄형 인공습지로 보내기 위하여 필요한 폭 1m, 깊이 0.6m, 길이 약 50m 정도의 곡선형 작은 수로를 설치하였다. 이때 시공한 수로 바닥은 충분히 다지기작업을 하여 축산폐수가 수로를 통하여 습지로 유입할 동안에 수로의 바닥이나 옆사면으로의 누수를 최소화할 수 있도록 마무리작업을 하였다. 다음은 야외 측량작업의 결과로 작성한 폐쇄형 습지조성의 평면도와 정면도의 설계도면에 의거하여, 습지 폭의 지름 10m, 깊이 1.5m의 둥근 원의 형태로 폐쇄형 습지를 조성하였다. 굴착한 습지 내 바닥은 충분한 정지 및 고르

기 작업을 하였으며, 습지의 바닥과 사면을 조속히 안정시키기 위하여 점토층을 만들어 가면서 다지기작업을 수회 실시하였다. 이때 습지 바닥의 다지기작업이 부실하거나 점토와 같은 토양으로 처리를 확실하게 하지 않으면, 시공 후에 습지안으로 축산폐수를 유입시켰을 때 폐수가 습지의 바닥과 옆으로 침투하여 유실되는 심각한 누수문제를 야기시킬 수 있기 때문에 특별한 주의가 요구된다. 이와 같이 습지 바닥에 대한 정지 및 다지기작업을 충실히 실시한 다음에는 이어서 습지 내 점토층 바닥의 윗부분에 다시 약 0.4m의 두께로 모래를 고루 깔고, 그 위에 다시 약 40cm의 두께로 자갈을 덮어서 소정의 높이를 유지하도록 습지 지표면에 대한 정지작업을 충분하게 실시하였다.

습지를 시공할 때 습지 내 점성토 바닥 위에 모래와 자갈을 까는 이유는 이들이 부유물의 흡착을 용이하게 하고 미생물의 활동을 활성화시켜서 수질개선효과를 증대시키는데 기여하기 때문이며, 또한 습지의 시공 후에 수생식물을 식재하였을 때 이들 식생들이 활착하여 성장하는데 도움을 줄 것으로 기대하기 때문이다.

그림 56에 폐쇄형 인공습지의 시공과정과 토목공사를 완료한 후의 모습을 표시하였다. 나타내었다.



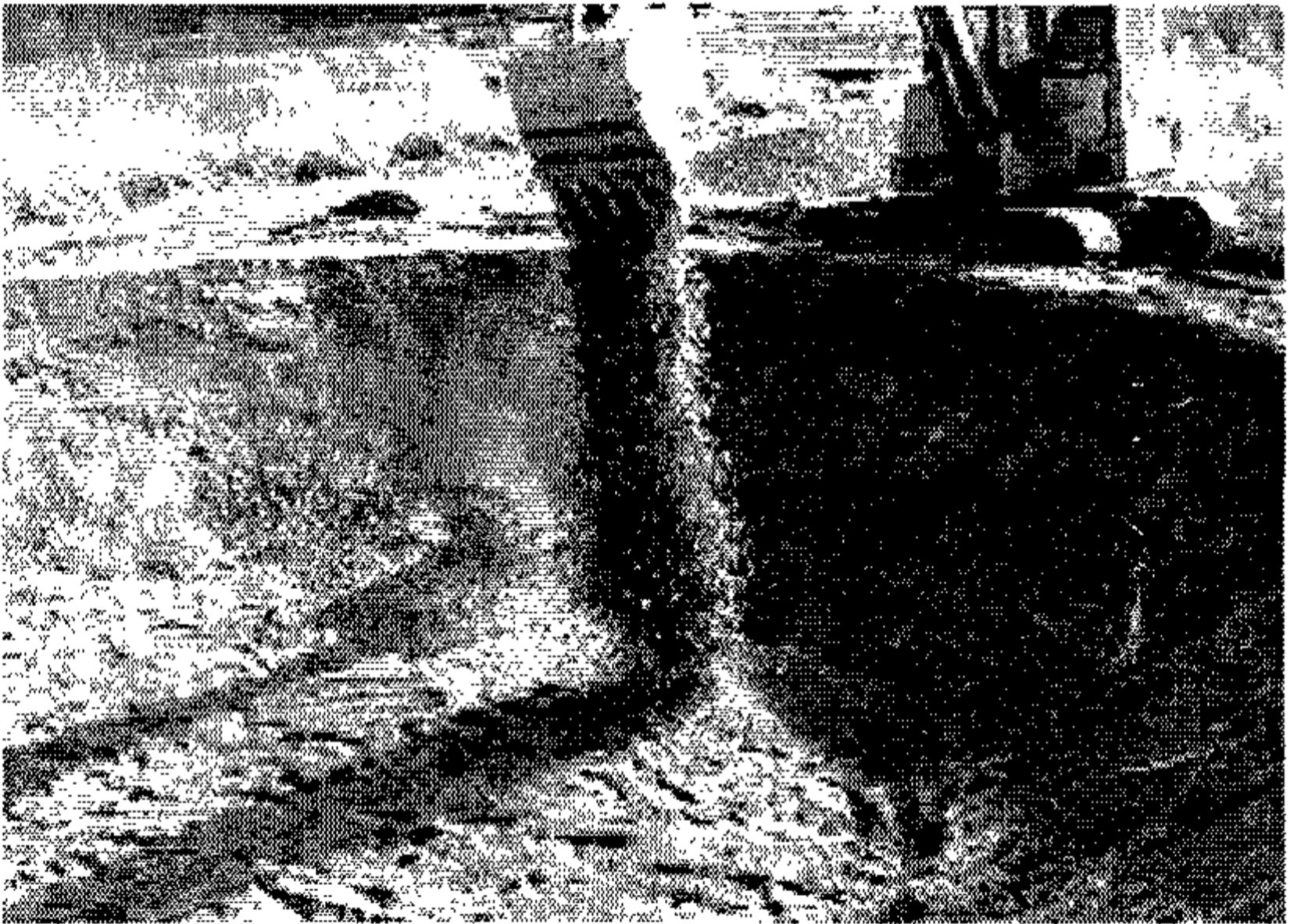
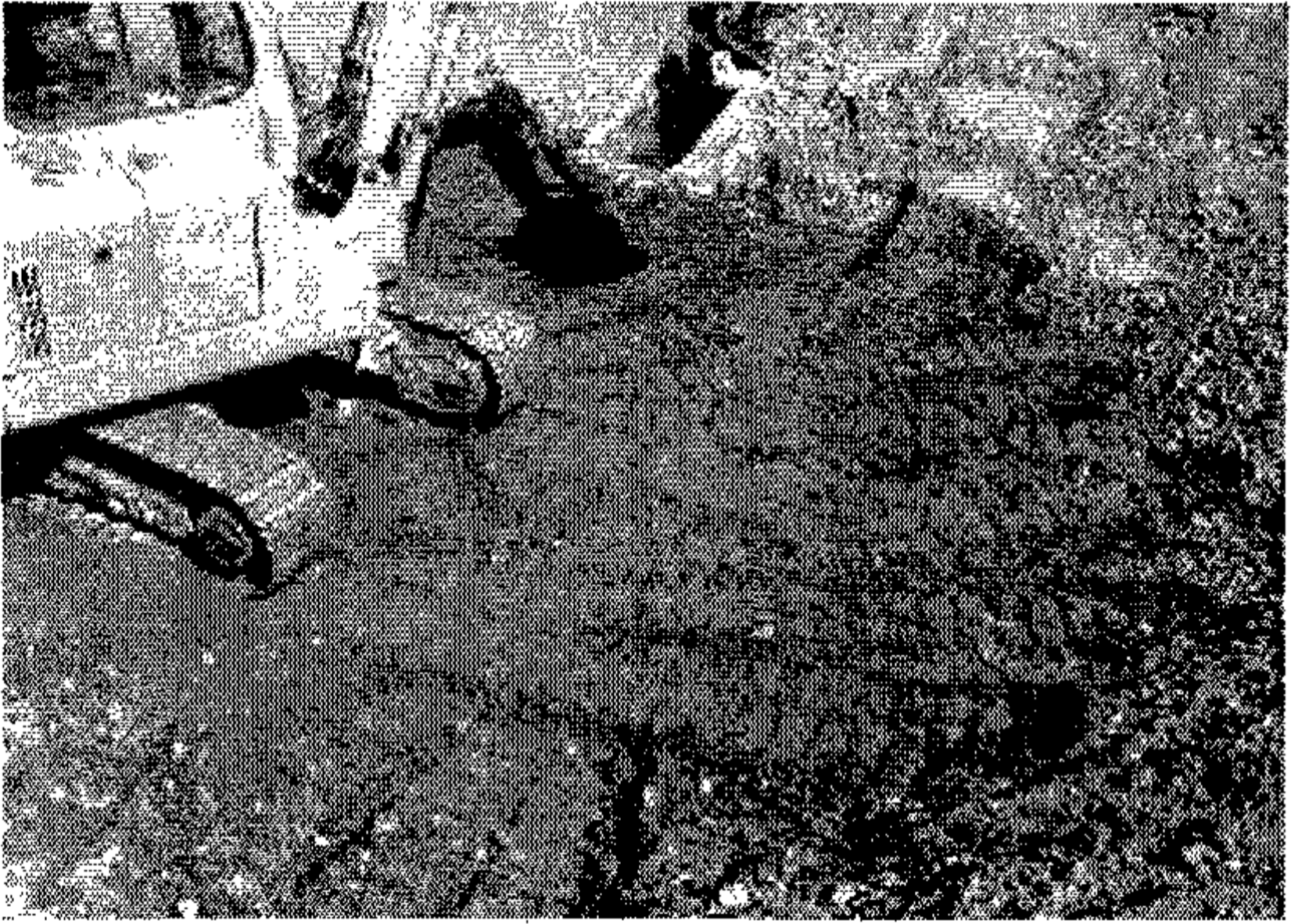


그림 56. 폐쇄형 인공 습지의 시공 과정과 토목공사 후의 모습

## 라. 습지 내 및 주변의 식재 시공

대부분의 수종은 토양으로부터 수분과 물질을 흡수할 때 토양속에 용존되어 있는 물질을 함께 흡수하여 수체내에 축적시키는 것으로 알려져 있으며, 이때 주로 질소와 인과 같은 주요 수질오염물질도 함께 흡수하여 수목의 잎이나 줄기, 뿌리 등에 축적된다. 따라서 본 연구에서 조성한 개방 및 폐쇄형 인공습지의 수질정화능력을 높이기 위해서는 반드시 수목을 식재하여야 한다. 토목공사로 인공습지를 조성하고 6개월 이상이 경과한 후에, 습지의 바닥과 사면, 수로 등이 충분히 안정화되었다고 판단하고, 앞에서 작성한 폐쇄형 및 개방형 인공습지의 설계도와 각 습지의 식재배치계획도에 의거하여 폐쇄형 습지 안쪽 사면 가운데 지역과 사면 상방의 독 부분, 그리고 개방형 인공습지의 수로 안쪽 사면 가운데 부분, 독 부분에 다수의 수종을 식재하였다. 식재는 연구 2년차 봄에 대부분 실시하였으며, 그 해 가을에 고사한 수목이나 생장이 아주 불량한 수목을 제거하고 그 자리에 새로운 수종으로 다시 보식을 실시하였다.

습지 안쪽 사면과 독에 식재할 식생은 수질개선에 탁월한 능력이 있는 것으로 판단한 수종으로서, 구입 및 식재후의 유지관리가 용이하고 환경조건에 잘 적응하여 생장이 왕성한 수종을 선정하였다. 폐쇄형 인공습지 조성에는 습지 바닥에 갈대를 식재하고, 습지의 안쪽 사면에 현사시, 개나리, 메타세쿼이아, 포플러의 순서로 설계도면에 명시된 수종배치계획에 따라 식재하였다. 습지의 가장자리 독에도 마찬가지로 설계도면과 수종배치도에 의거하여 포플러, 현사시, 참빗살나무, 이팝나무, 메타세쿼이아 등의 순서로 식재하였다. 습지 독에 식재한 수종은 후에 습지 사면에 식재한 수종과의 수질정화효과를 분석 비교할 시에 유용하게 활용할 수 있다. 또한 습지 안쪽 사면에 개나리를 식재한 것은 이 수종의 수질개선효과의 분석하는 목적이외에도 사면의 침식과 붕괴를 방지하는데 크게 도움이 되는 수종으로 판단하였기 때문이다. 폐쇄형 인공습지가 안정된 후에 습지의 저수지안에 도입할 수생식물로서는 갈대, 부레옥잠, 애기부들, 창포류, 검정말, 미나리 등을 선정하였으나, 후에 실제로 1년간 성장한 것은 갈대와 부레옥잠뿐이었다. 이와 같이 습지 내와 주변지역에 식재한 모습을 그림 57에 나타내었다.

개방형 습지조성에 있어서도 토목공사를 완료한 후에 앞에서 작성한 설계도면과 수종배치도에 의거하여 습지수로바닥에는 갈대를 심고, 습지수로 사면에 포플러, 개나리, 메타세쿼이아 등의 순서로 식재하였다. 그리고 습지수로의 양 독에는 포플러, 느티나무, 이팝나무, 참빗살나무 등의 순서로 식재하였다. 개방형 습지조성에 있어서도 폐쇄형 습지에 식재하였

던 수종과 거의 동일한 수목을 식재하였다. 설계도면상에는 개방형 습지 바닥에 갈대만을 식재하는 것으로 하였으나, 습지 시공 후 오염수를 유입한 다음 폐쇄형 습지에서와 마찬가지로 수생식물을 수표면에 띄워서 자라도록 하였다. 개방형 습지 내외에 수종을 식재한 모습을 그림 58에 나타내었다.

폐쇄형 인공습지로 축산폐수를 유입시키기 위하여 시공한 작은 수로의 둑에도 열상으로 현사시와 포플러를 다수 식재하였으며, 이들 수종은 습지의 수질변화 장기모니터링시에 습지 내에 식재한 수종과의 비교 수종으로 활용할 수 있다.

또한 시공한 두 형태의 인공습지의 사면은 집중호우때 붕괴 또는 침식의 우려가 있어서 사면이 안정화할 때 까지 일시적으로 그림 59에 나타낸 것과 같이 사면에 검은 비닐로 제작한 차광막을 피복하여 보호하였다.





그림 57. 폐쇄형 인공습지 내 사면과 독에 수목을 식재한 모습





그림 58. 개방형 인공습지 내 사면과 독에 수목을 식재한 모습

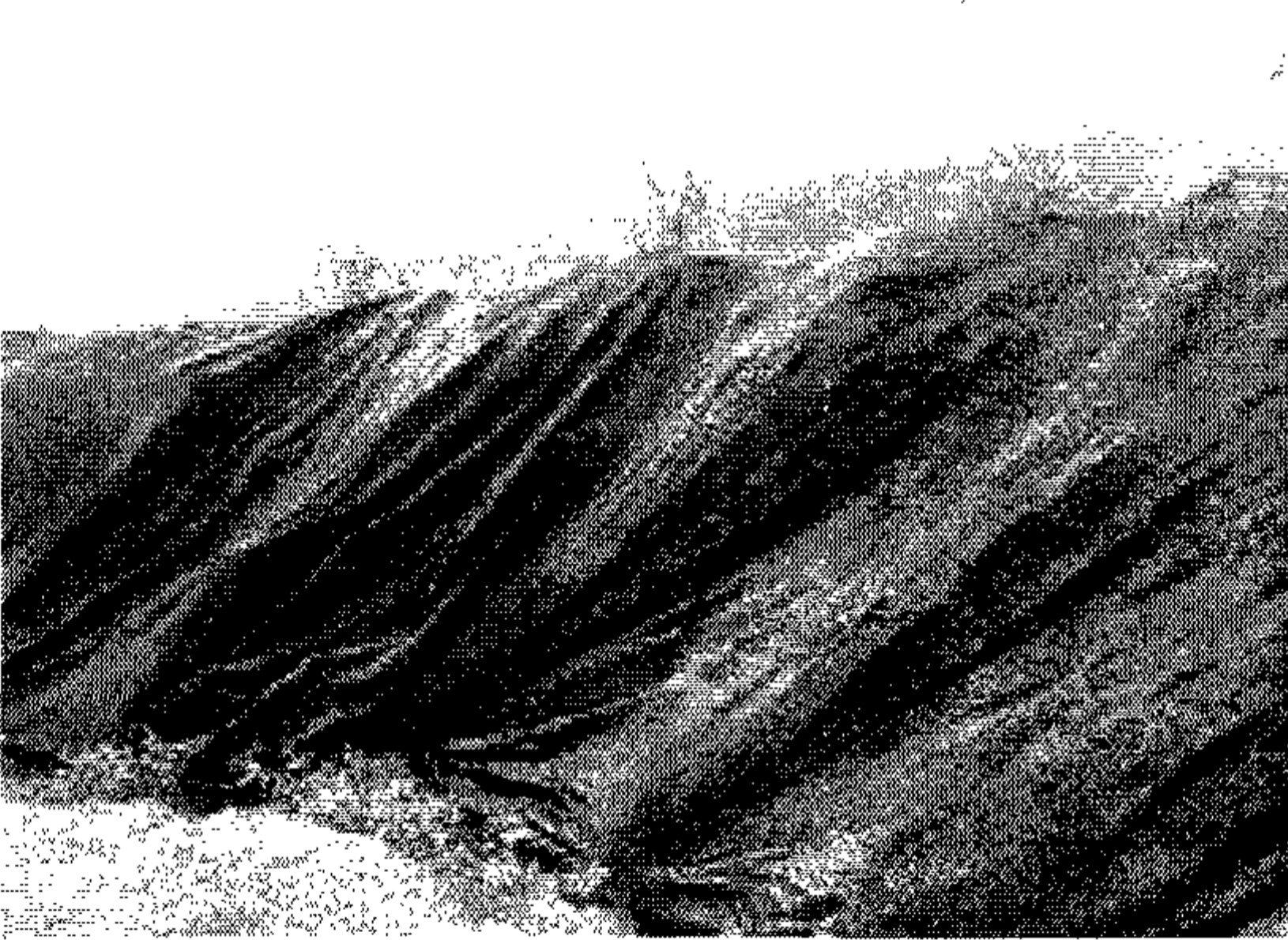


그림 59. 사면의 침식 및 붕괴 방지를 위한 비닐 차광막의 설치 모습

#### 마. 축산폐수 공급용 물탱크 시설 시공

본 연구에 사용할 축산폐수는 인근 목장에서 공급을 받아서 이용하기로 하였다. 정기적으로 대형의 축산폐수 수송트럭을 이용하여 목장에서 실험지로 직접 운송해 와서 축산폐수공급용 물탱크에 일시적으로 저장해 두었다가 야외 실험기간 동안에 지속적으로 개방형 및 폐쇄형 인공습지로 공급해 준다.



이와 같은 축산폐수의 지속적인 공급을 위하여 개방형 및 폐쇄형 습지조성지 인근의 약간 높은 지점에 대형의 물탱크를 2개 설치하였다. 축산폐수 공급용 물탱크를 설치할 장소는 사전에 충분히 땅고르기와 다지기 작업을 실시하여 물탱크의 도복이나 기울어짐이 발생하지 하지 않도록 하였다. 본 연구에서 사용할 축산폐수 공급용 물탱크는 1개의 용량이 10톤이기 때문에 특수 주문제작하여 현장에 설치하였다. 축산폐수 공급용 물탱크를 2개 설치한 이유는 축산폐수의 안정적, 지속적인 공급을 위해서 필요하고 또 폐쇄형과 개방형의 2가지 형태의 인공습지로 축산폐수를 공급하기 위해서는 가급적 대용량의 물탱크가 요구된다.

또한 축산폐수의 농도조절을 위하여 인공습수가 필요할 경우에 대비하여 축산폐수 공급용 물탱크로부터 약 300m 떨어진 주변의 온실에서 관정된 지하수를 대형의 고무호수로 이용할 수 있도록 기초시설과 장비를 설치하였다.

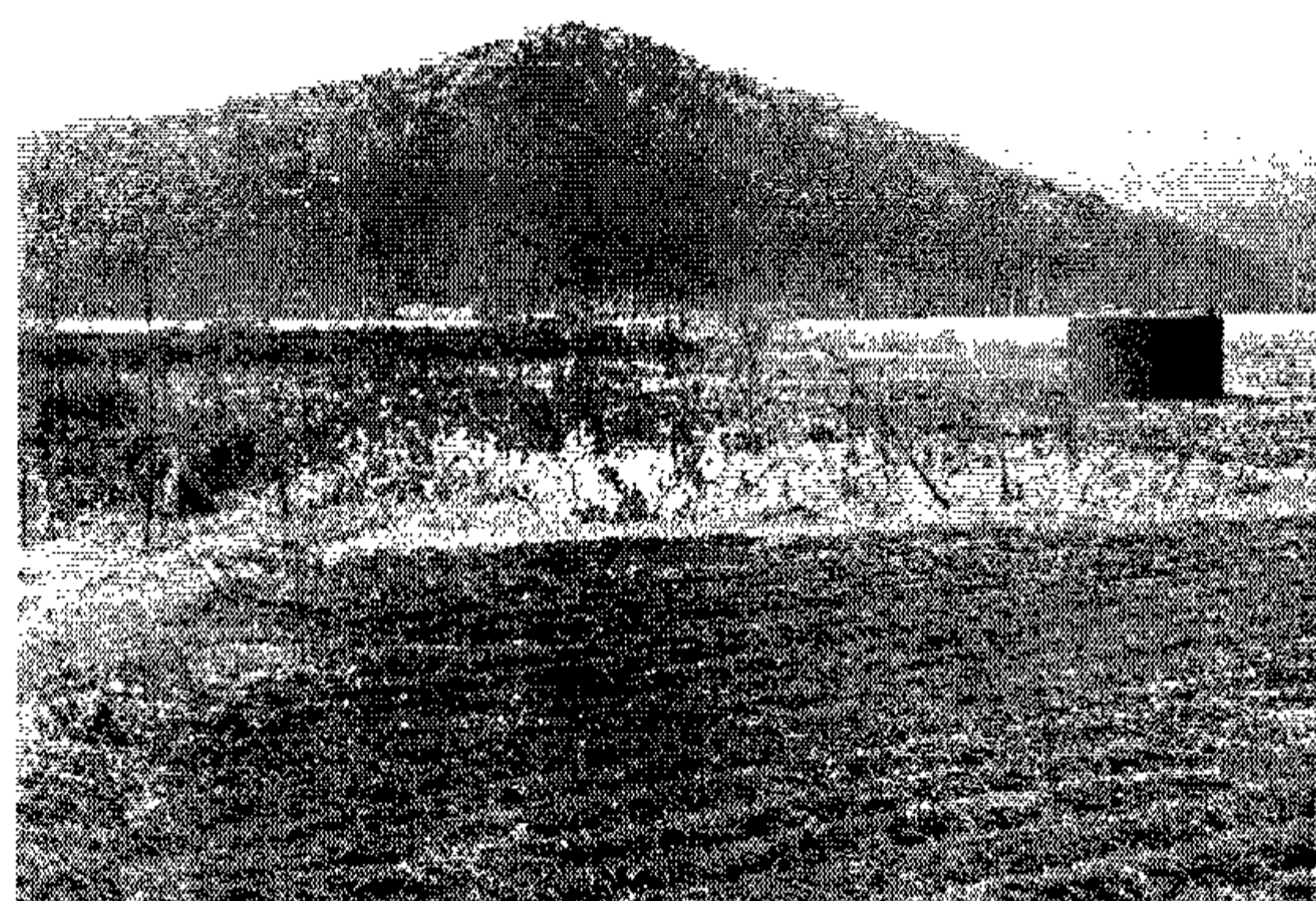




그림 60. 시공한 인공 습지 주변에 설치한 축산폐수 공급용 물탱크 시설 모습

### 3. 인공습지의 수질개선 효과 분석

#### 가. 인공습지내 토양과 식생의 수질정화효과

##### 1) 수질 및 토양측정인자 선정

본 연구에서 인공습지의 수질개선 효과는 실제 인근 목장으로부터 공수한 축산폐수를 장기간 두 형태의 습지를 통과 또는 저류시킨 다음에 습지 내외에 식재한 다양한 수종이 흡수한 오염물질의 변화와 토양의 이화학성의 변화를 추적하면 분석할 수 있다. 일반적으로 축산폐수는 N, P 성분을 다량 함유하고 있어서 이들 성분이 인근 냇강으로 유입되면 유출수의 부영양화를 초래할 가능성이 아주 높다. 따라서 이들 축산폐수를 직접 냇강으로 유출시키지 않고 인공적으로 조성한 습지 내에서 식생과 토양에 의하여 일차적으로 수질을 정화시킨 후에 냇강으로 유출시키기 위하여 개방형 및 폐쇄형 습지모델을 조성하였으며, 그 효과를 습지 안쪽과 주변지역에 식재한 식생과 토양을 중심으로 분석하였다.

습지의 수질정화효과분석을 위한 수질측정인자는 축산폐수를 분석대상으로 할 때 TN(전질소), P(인)을 주 대상으로 하고, 그 외  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ , CaO, MgO 등을 선정하였다. 다양한 수종을 습지 내외지역에 식재하고 1년이 경과한 후에 이들 중 일부 수종을 선정하여 수체 내에 축적된 수질인자의 농도를 측정하고 장소별, 수종별 및 개체별로 각각 수질개선효과

를 분석하였다.

습지의 수질정화효과분석을 위한 토양측정인자로서는 pH, CEC, Ca, Mg, Na, K, P, N, 토성 등을 선정하였다. 인공습지 조성 전후의 습지내 토양을 채취하여 이들 각 토양의 이화학성의 변화를 측정하여 수질개선효과를 분석하였다.

본 연구에서는 상술한 것과 같이 인공습지 주변에 식재한 수목이 수질오염인자를 흡수하는 능력과, 인공습지 내의 토양의 이화학성 및 오염물질의 축적량을 인공습지조성 전후에 있어서 그 변화를 분석하여 인공습지의 수질개선효과를 분석하였다. 아래에 인공습지에 축산폐수를 공급하는 과정과 축산폐수의 공급원에 대하여 구체적으로 기술하고, 습지 내외에 식재한 각 수목의 수질오염물질의 흡수농도와 토양의 이화학성의 변화에 대한 분석결과를 설명하였다.

## 2) 인공습지 내 축산폐수의 공급

토목시공으로 두 형태의 인공습지 조성을 완료하고 약 6개월이 경과한 후에 습지 내외 지역에 다양한 수종을 식재하였으며, 다시 6개월 이상이 지난 후에 개방형 및 폐쇄형 인공습지와, 인공습지 사면 및 주변에 식재한 수목들이 활착하여 정상적인 생육을 하면서 주위 환경에 비교적 안정화된 것으로 판단한 후에 개방형 및 폐쇄형 인공습지 안에 축산폐수를 유입시켰다.

야외 실험에 사용된 축산폐수는 경상북도 군위군 군위읍 서부리에 소재한 (주)우성축산에서 발생한 폐수를 대형 축산폐수 수송용 트럭으로 실험지에 운송해 온 것으로, 연구 2년 차 가을에 집중적으로 인공습지 내에 공급하였다. 이 기간 동안 총 4회에 걸쳐 매회 20톤씩 총 80톤의 축산폐수를 운송해 와서 실험지에 설치되어 있는 축산폐수공급용 물탱크에 일시 저장해 두고 2개월간에 걸쳐서 지속적으로 개방형 및 폐쇄형 인공습지로 공급하였다. 단, 인공습지 내외에 식재된 수목들의 생장이 멈추는 겨울철에는 수목들의 흡수력이 거의 없는 것으로 판단하고 축산폐수를 유입시키지 않았다.

2개월간 개방형 및 폐쇄형 인공습지에 공급한 축산폐수의 총량은 각각 35톤과 45톤이었다. 축산폐수를 각 인공습지에 공급시킬 때 폐수의 수위는 설계시 계획한 대로 각각 0.4m, 0.8m를 유지하도록 하여 가급적 개방형과 폐쇄형 습지사면에 식재된 수목의 근주부를 넘지 않도록 공급하였다.

표 21에 야외 실험에 사용된 축산폐수의 성분을 나타내었다.

표 21. 실험에 사용한 축산폐수의 성분 분석

	pH	T-P (mg/l)	TN (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	NH <sub>3</sub> -N (mg/l)
성분함량	8.3±0.42	12.06±0.2	892.6±20	6.50±1.5	235.7±30

표 21에 나타낸 것과 같이 실험에 사용한 축산폐수는 일반적인 축산폐수의 성분과 비슷하였으나, 이 가운데 질소의 함량이 인의 함양보다 크게 높았다. 그 이유는 실험에 사용한 축산폐수의 경우, 인이 많이 함유된 분(糞)을 거의 제거하고, 대부분이 질소로 구성된 뇨(尿)성분으로 이루어져 있기 때문이다.

그림 61과 그림 62는 개방형과 폐쇄형 인공습지 내에 축산폐수를 공급하기 전후의 모습을 표시하였다.





그림 61. 개방형 및 폐쇄형 인공습지 내 축산폐수 공급 전의 모습



그림 62. 개방형 및 폐쇄형 인공습지 내 축산폐수 공급후의 모습

### 3) 습지 사면에 식재한 수목의 축산폐수 흡수능력 분석

일반적으로 축산폐수의 발생 총량은 인간의 분뇨나 생활오폐수보다 훨씬 적지만 오염성분을 다량 함유하고 있고 또한 수거와 처리체계 등이 미비하여 수질오염을 발생시킬 위험성이 아주 높아서 최근에는 가장 대표적인 수질오염의 관리 대상으로 부각되고 있다.

인간 분뇨의 BOD 농도가 약 12,500ppm인데 비하여, 젓소 및 육우의 경우 28,500ppm, 돼지 68,000ppm, 닭 65,000ppm에 이를 정도로 축산폐수의 BOD 농도는 아주 높다. 이와 같이 축산폐수는 오염부하량이 폐수발생량에 비하여 아주 높기 때문에 적정하게 처리하지 않고 공공수역으로 방류하게 되면 하천의 수질악화 및 호수의 부영양화를 초래할 뿐만 아니라 악취 및 해충의 피해 등의 요인이 되어 심각한 환경오염을 일으키는 원인이 된다.

기존에 수질정화를 목적으로 한 축산폐수처리에 관한 많은 연구 및 보고서들이 있었지만, 대부분 실내에서 이루어지는 화학적 및 공학적인 연구가 많았으며, 현장에서 식생과 토양 등과 같은 친자연적인 재료를 이용하여 실시한 야외 실험은 크게 부족하였다. 또한 실내의 실험 및 연구결과를 현장에 적용할 때는 보다 신중한 접근이 필요한데, 그 이유는 실내실험의 결과를 바로 현장에 적용하였을 때 상이한 결과가 나타나기도 하고, 복잡한 외부 환경의 영향을 받는 현장의 조건을 실내에서 조성하는 것이 거의 불가능하기 때문이다.

본 연구에서는 인근 목장에서 약 2개월 동안 총 4회에 걸쳐 매회 20톤씩 총 80톤의 축산폐수를 운송해 와서 실험지에 설치되어 있는 축산폐수공급용 물탱크에 일시 저장해 두고 이를 일정한 시간간격을 두고 개방형 및 폐쇄형 인공습지로 공급하였다. 이후 개방형 및 폐쇄형 인공습지 사면에 식재된 여러 가지 수목들이 이들 축산폐수에 포함된 여러 가지 오염성분을 어느 정도 흡수하는지를 측정하였다. 수목의 오염성분 흡수농도를 측정하기 위해서 식물체분석을 사용하였으며, 국립산림과학원 산림토양 및 식물분석실에 의뢰하여 실시하였다.

이와 같은 수목의 식물체분석을 위해서는 선행조건으로 식재한 수목들의 성장량이 많아서 각 수목별로 잎, 줄기, 뿌리 등의 분석시료가 적어도 3반복하여 분석할 정도의 양이 되어야 한다. 그러나, 본 연구기간 중 수종의 수질개선효과를 분석할 수 있는 기간이 불과 1년밖에 되지 않아서, 즉 습지 주변에 수목을 식재한 후 기껏 1년 동안 성장한 수목을 대상으로 분석할 수밖에 없어서, 수종별로 충분한 분석시료를 확보하는데 어려움이 있었다. 습지 사면과 습지 주변에 식재한 대부분의 수종은 수령 5년 미만의 묘목이었으며, 이들 묘목

이 1년 동안에 흡수량의 측정 분석에 사용할 만큼의 부피생장을 보이지 않았다. 수종에 따라서는 1년간 잎이나 줄기의 생장이 비교적 양호하였으나 상대적으로 뿌리의 생장이 미약하였기 때문에, 마찬가지로 그 수종을 잎, 뿌리, 줄기를 대상으로 한 종합적인 수체분석을 하여 오염성분 흡수농도를 측정할 수가 없었다.

따라서, 본 연구에서는 불과 몇 수종만이 대상으로 되었지만, 식재한 수종 가운데 비교적 1년간 뿌리, 잎, 줄기의 생장이 왕성하여 수체분석을 할 수 있는 수종을 선정한 다음에, 그 수목의 잎과 뿌리를 대상으로 하여 축산폐수에 함유된 오염물질의 흡수량을 측정하였다. 또한 대조 무처리구로서 축산폐수의 영향을 거의 받지 않는 습지 주변에 식재한 수목들을 같은 방법으로 채취하여 분석하고 이를 습지 사면에 식재한 수목에서 측정한 오염성분의 흡수농도와 비교 분석하였다. 수종별 축산폐수 오염성분 흡수농도를 정확하게 측정하기 위해서는 현재 식재한 수목들이 적어도 3년 이상 생장을 정상적으로 하여야만 각 수종의 수체분석을 위한 분석시료를 충분히 제공할 수 있을 것으로 생각된다. 이와 같은 수종별 정확한 비교실험을 완료한 이후에 인공습지에 식재할 현장 적응성이 높은 수종을 찾을 수가 있으며, 그 결과를 바탕으로 하여 습지의 수질개선효과를 다양하게 활용 또는 확대할 수 있는 방안을 수립할 수 있을 것이다.

본 연구에서는 인공습지 사면 과 주변에 포플러, 메타세쿼이아, 개나리, 참빗살나무, 이팝나무, 현사시, 갈대, 애기부들, 부레옥잠, 검정말을 식재하였다. 식재된 수종 가운데, 포플러는 환경에 쉽게 적응하고 높은 증산량을 가지면서 생장이 매우 빠른 수종이며, 넓게 퍼지는 근계는 토양침식을 방지함은 물론 오염물질을 흡수하여 오염농도를 낮추고 흡수된 오염물질을 분해하는 기능을 가지고 있다(Dix 등, 1997). 선행연구(구영본 등, 1998)에서, 난지도 쓰레기 매립지에 포플러를 식재하고 생장을 보고하여 쓰레기 매립이 끝난 이후에 조립복구 수종으로서 바람직하다고 하였으며, 중금속을 얼마나 흡수, 제거 하는지를 조사 보고하여 이 수종이 상당히 많은 유해성분을 흡수, 제거할 수 있다고 하였다. 또한 포플러가 쓰레기매립지 침출수 등 각종 오염물질에 대한 내성이 강하고 흡수 능력도 탁월하여 축산폐수 흡수·제거용 정화림으로 활용할 경우 유지 관리비용이 저렴하고 환경친화적이며, 목재생산을 증대시킬 수 있어 좋은 결과를 얻을 수 있을 것이라고 보고하여 인공습지의 축산폐수 유입에 따른 수질정화의 가능성을 제시하였다.(여진기 등, 2003).

갈대는 우리나라에서 흔히 볼 수 있는 습지나 개울가, 호수 주변의 모래땅에 군락을 이루고 자란다. 특히 각종 수질오염물질에 강한 내성을 나타내며, 뿌리줄기의 발달로 근권에 산소를 원활히 공급함으로써 호기성 미생물의 활성을 높일 수 있다(Copper and Boon,

1987). 또한 오염원에 대한 내성과 높은 생산력, 다년생이며 생장이 빠르고 번식이 쉽고 경관과 야생동물의 서식처로서의 기능도 좋아 인공습지에 적합한 식물로 알려져 있다. 특히, 시화지구 인공습지에서 자라는 갈대는 상당한 양의 질소 및 인을 인공습지에서 제거 할 수 있다고 보고하여 축산폐수의 질소 및 인의 제거에 가능성을 제시하였다(노희명 등, 2002).

애기부들은 부들과에 속하는 다년생 초본으로 전 세계적으로 분포를 한다. 우리나라의 경우 5대강 유역에 넓게 관찰되며, 각지의 연못, 하천근처의 물속에서도 군락을 이루어 생활한다. 특히 생산력이 크고(조강현, 1992), 경관도 아름다워 경관조성용 또는 수질정화용의 잠재종으로서 물질생산이나 영양염류 흡수능에 대한 많은 연구가 되어 왔으며(농어촌진흥공사, 1997), 인공습지의 주요 조성종으로서 식재되어 왔다.

부레옥잠은 열대 및 아열대 지역에서 번성하는 뿌리부분이 발달된 다년생 식물로서 우리나라의 연못 및 호수 등에 분포하며, 관상용 및 어린 물고기의 서식처를 제공하기도 한다. 특히 뿌리에 부착된 호기성 및 혐기성 미생물에 의하여 폐수 중 유기물과 질소, 인 등의 영양소가 제거되며, 다 자란 부레옥잠을 퇴비로 만들면 흡수한 질소와 인에 의하여 좋은 천연비료로도 사용된다. 부레옥잠을 이용하여 축산폐수 처리를 한 결과 축산폐수의 질소와 인을 흡수한다는 연구보고도 있다(이병헌 등, 1994).

따라서 이와 같은 장점을 가진 수목 및 수생식물을 인공습지내외에 식재 또는 도입하여 인공오염수로서 축산폐수를 공급하면 인공습지에서 각 수종들의 수질개선효과를 측정할 수 있을 것이다. 그러나 전술한 것과 같이 수목의 생장기간과 축산폐수 유입 기간이 매우 짧았기 때문에 식재한 모든 수목과 수생식물에 대한 수질개선효과를 측정할 수가 없었으며, 본 연구에서는 실제로 인공습지에 식재된 수목 및 수생식물 중 지난 1년간 가장 왕성하게 성장한 포플러와 메타세쿼이아를 대상으로 하여 각각의 잎과 뿌리를 분석시료로 사용할 수 있을 정도의 적당량 채취하여 식물체분석을 실시하였다. 식물체 분석을 위한 공시 수종의 선정은 먼저 축산폐수의 영향을 크게 받을 것으로 추정되는 인공습지 사면에 식재된 수목을 처리구로 하여 수종별로 잎, 줄기, 뿌리의 분석시료를 각각 채취하고, 다음은 축산폐수의 영향을 거의 받지 않을 것으로 판단되는 인공습지 주변에 식재된 수목을 무처리구로 하여 처리구와 같은 방법으로 분석시료를 채취하였다. 채취한 분석시료는 곧 바로 국립산림과학원으로 우송하여 그곳에서 정해진 실험절차에 따라 식물체분석을 실시하여 각 수종별 오염성분의 흡수농도를 측정하였다.

전질소(TN)는 만들어진 각 시료의 분해액을 Kjeldahl flask에 넣고 45% NaOH 용액



50ml를 가하여 액성을 Alkali화시킨 후 증류하였다. 이때 Kjeldahl 증류장치에 있는 냉각관에 냉각수를 틀어 흐르게 하고, 냉각관에 연결된 유도관의 끝에 있는  $\text{NH}_4^+$ 를 받을 수기에 2%의 붕산용액 50ml를 준비해 둔다. 그리고 증류액이 약 70ml정도 되면 수기를 떼며, 이때 수기의 증류액온은  $50^\circ\text{C}$ 를 초과해서는 안된다. 이렇게 구한 수기의 내용물을  $\text{H}_2\text{SO}_4$ 의 표준용액으로 적정하며 청색에서 분홍색이 나타나는 점을 종말점으로 하여 값을 계산하였다. 계산식은 다음과 같다.

$$(T-B) \times f \times \text{규정농도} \times 14 \times 100/w = N (\%)$$

T : 시료적정에 소요된 황산표준용액의 ml수

B : 공시료(Blank)의 적정에 소요된 황산표준용액의 ml수

f : 황산표준용액의 보정치(factor)

규정농도 : 황산표준용액의 규정농도

w : 시료의 무게

인(P)은 분해액 10ml을 50ml mess flask에 취하고 10ml의 Ammonium meta vanadate 용액을 가하여 잘 혼합한 후 15분이 경과하면 파장 470nm에서 흡광도를 측정하여 값을 구하였다. 이때 발색시 용액의 온도는 약  $30^\circ\text{C}$  이상인 것이 안전하다. 계산식은 다음과 같다.

$$\text{P}_2\text{O}_5(\text{ppm}) = \text{표준곡선에서 얻은 ppm수} \times \text{식물체분해시 희석배수} \times 2.29$$

※ 식물체  $\text{P}_2\text{O}_5$ 은 보통 %로 표시하는데 ppm단위의 숫자를 10,000으로 나누면 %농도가 된다.

$\text{K}_2\text{O}$ 는 분해액을 적당히 희석하여 원자흡광분석법으로 측정하여 그 값을 구하였다. 원자흡광분석법은 불꽃 등에 의해 시료를 원자증기화하여 그 원자증기층에 적당한 파장의 빛을 조사시켜, 그 때 원자에 의해 흡수된 빛의 강도를 광전측광 등으로 측정하여 거기에서 시료중의 원소 농도를 정량하는 방법이다.

$\text{CaO}$ 는 EDTA분석법을 사용하여 분석하였으며, 분해액 5ml을 100ml 삼각플라스크에 취하고 증류수 약 20ml를 가하였다. 그리고 8N-NaOH를 5ml 정도 가한 후 10% KCN을 1ml 정도 넣고 잘 혼든 다음 약 0.1g정도의 N지시약을 넣고 0.005N EDTA로 푸른색이 될 때까지 적정하여 그 값을 구하였다. 계산식은 다음과 같다.

$$\text{CaO}(\%) = \text{EDTAml수} \times \text{Normality}(0.005) \times 20.04 \times 100/5 \times 1/1,000 \times 0.5/100 \times 1.4$$

20.04 : Ca의 1당량에 해당되는 무게

100 : 눈금채운 분해액 전량

5 : 적정시 취한 ml수

1/1,000 : mg을 g으로 환산하기 위한 값

0.5 : 분석용 식물체 무게

100 : %로 환산하는 값

1.4 : CO/Ca = 56/40

MgO는 CaO와 마찬가지로 EDTA분석법을 사용하여 분석하였으며, 분해액 5ml를 100ml 삼각플라스크에 취하고 물 20ml를 가한 다음 NH<sub>4</sub>CL NH<sub>4</sub>OH 완충용액을 5ml 정도 가한 후, 10% NH<sub>2</sub>OH HCL 또는 10% KCN을 1ml 정도 가하여 잘 흔든 다음 EBT지시약을 0.1g 정도 넣고 0.005N EDTA로 푸른색이 될 때까지 적정하여 그 값을 구하였다. 계산방법은 CaO와 동일하나 여기에서 적정치는 Ca+Mg 이므로 Ca의 적정치를 빼 수치로서 계산하였다. 계산식은 다음과 같다.

$$\text{MgO}(\%) = \text{EDTAml수} \times \text{Normality}(0.005) \times 12.15 \times 100/5 \times 1/1,000 \times 0.5/100 \times 1.66$$

위와 같은 식물체 분석방법에 의하여 공시수종의 축산폐수 흡수량을 측정 분석한 결과를 그림 63에 표시하였다.

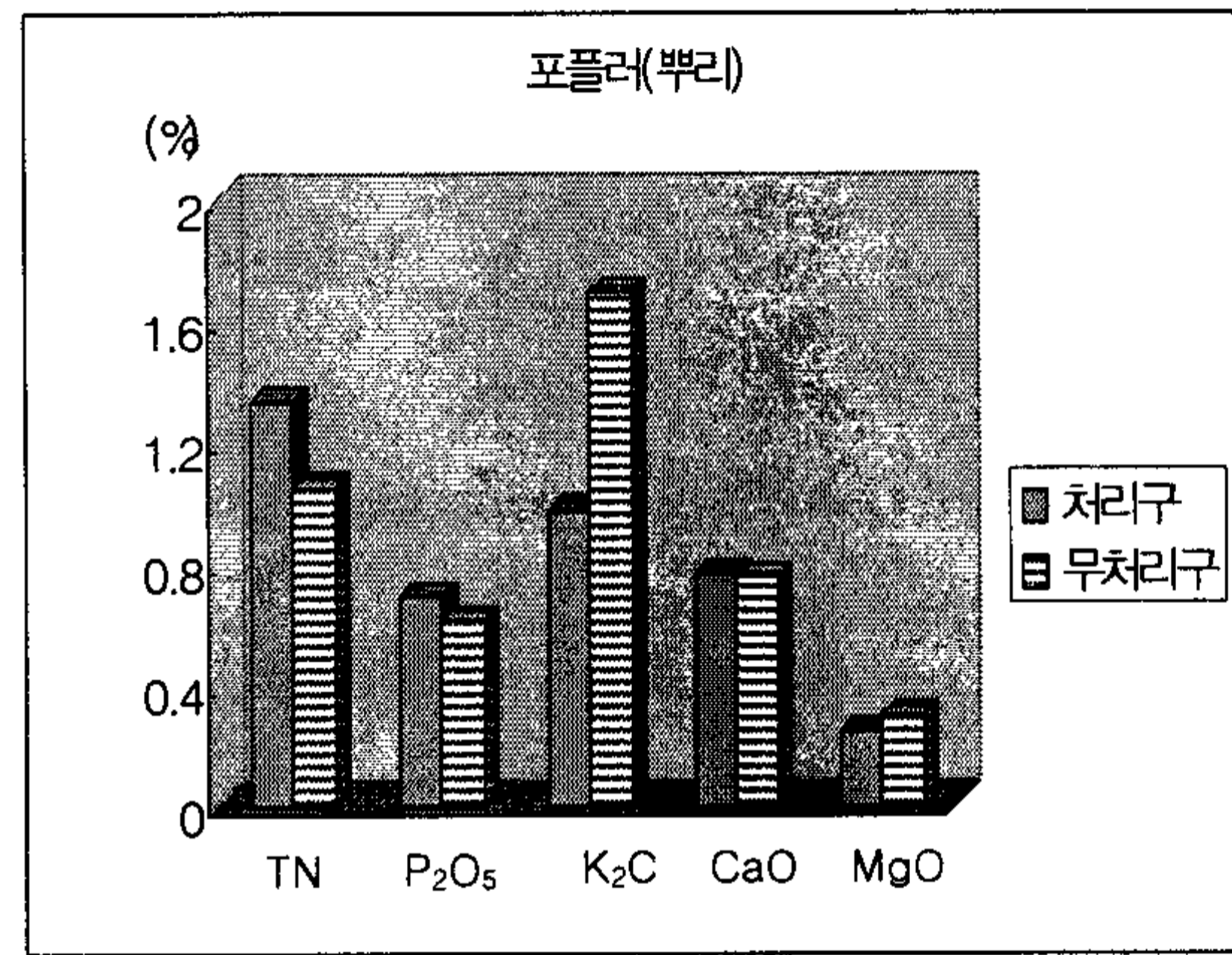
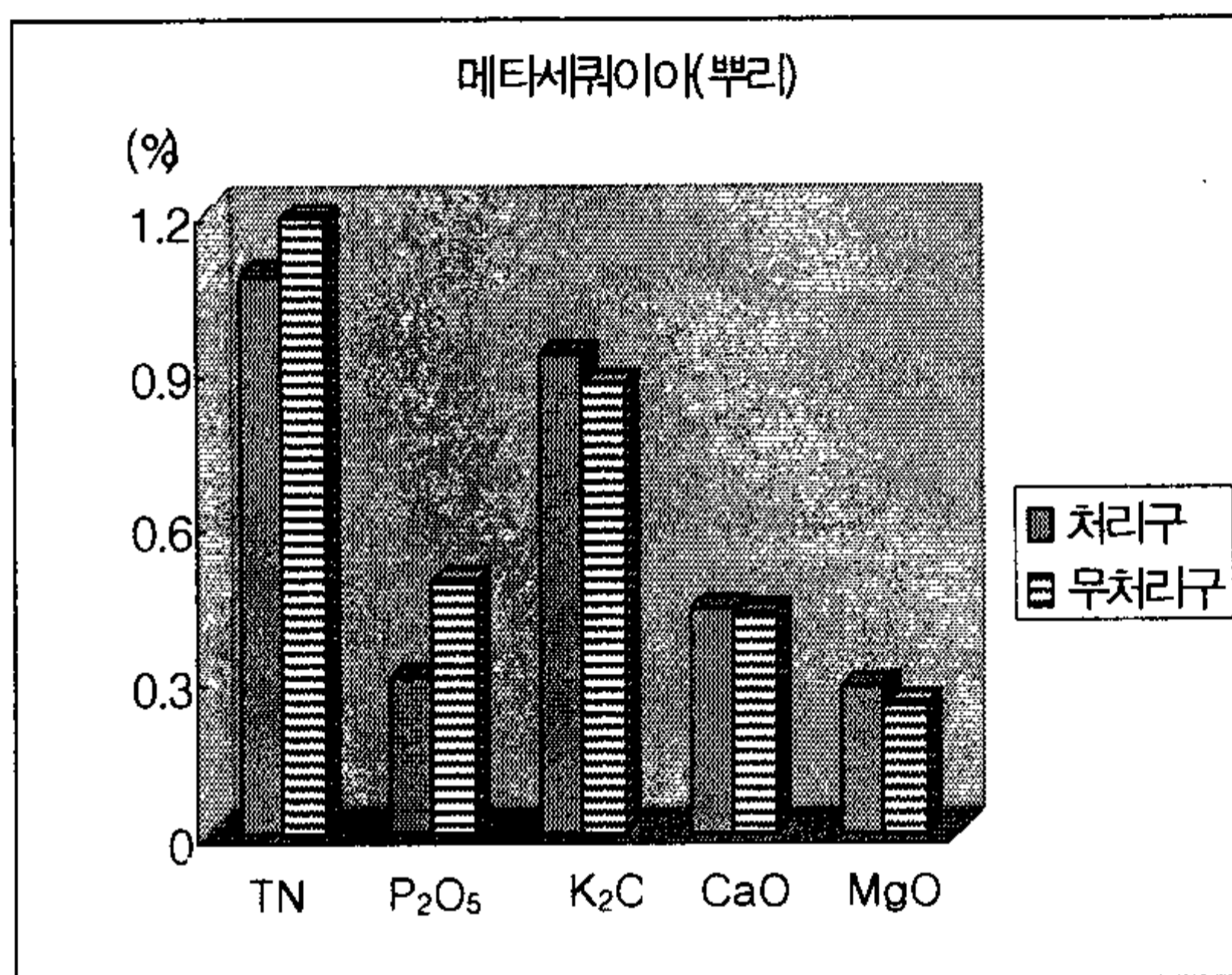
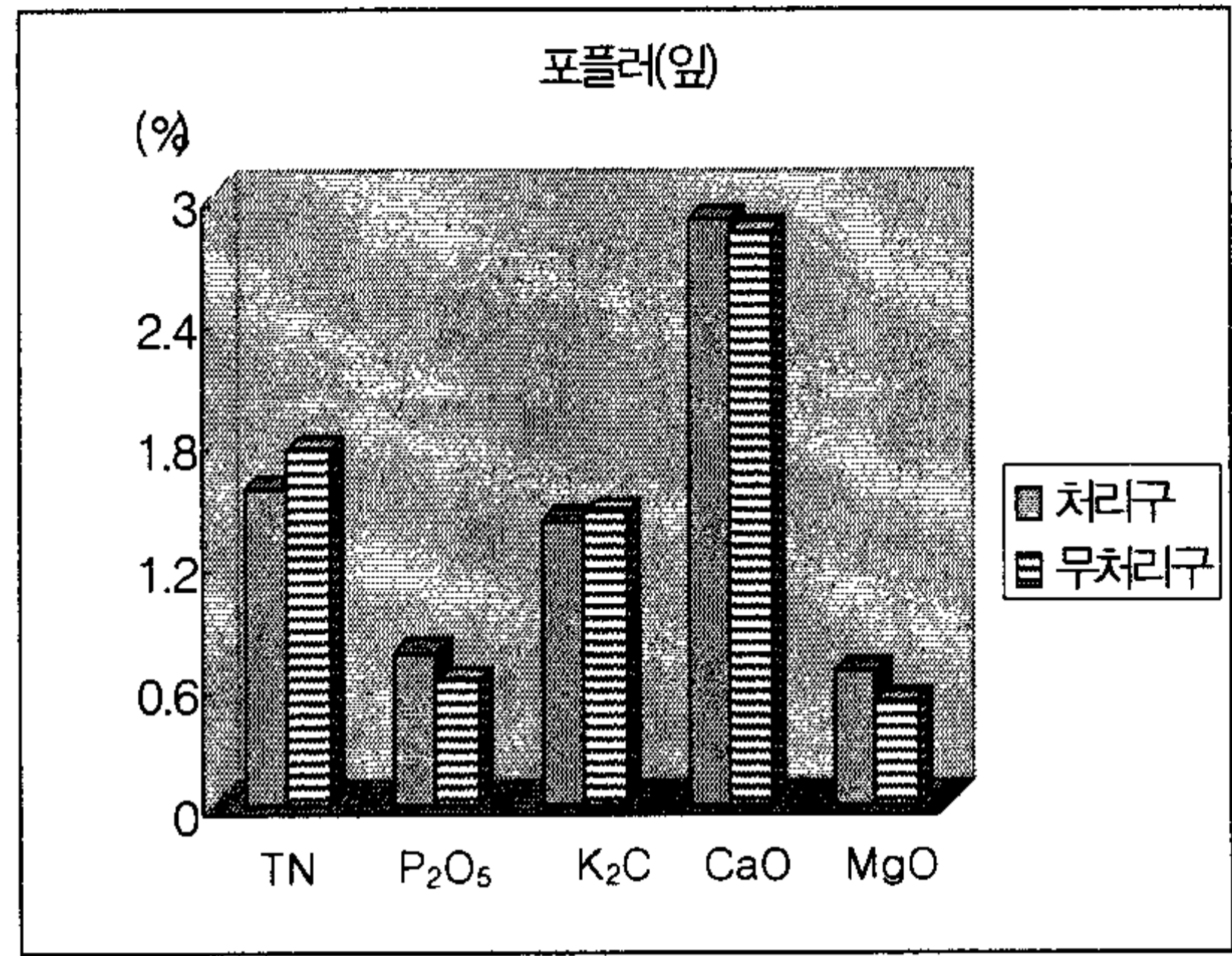
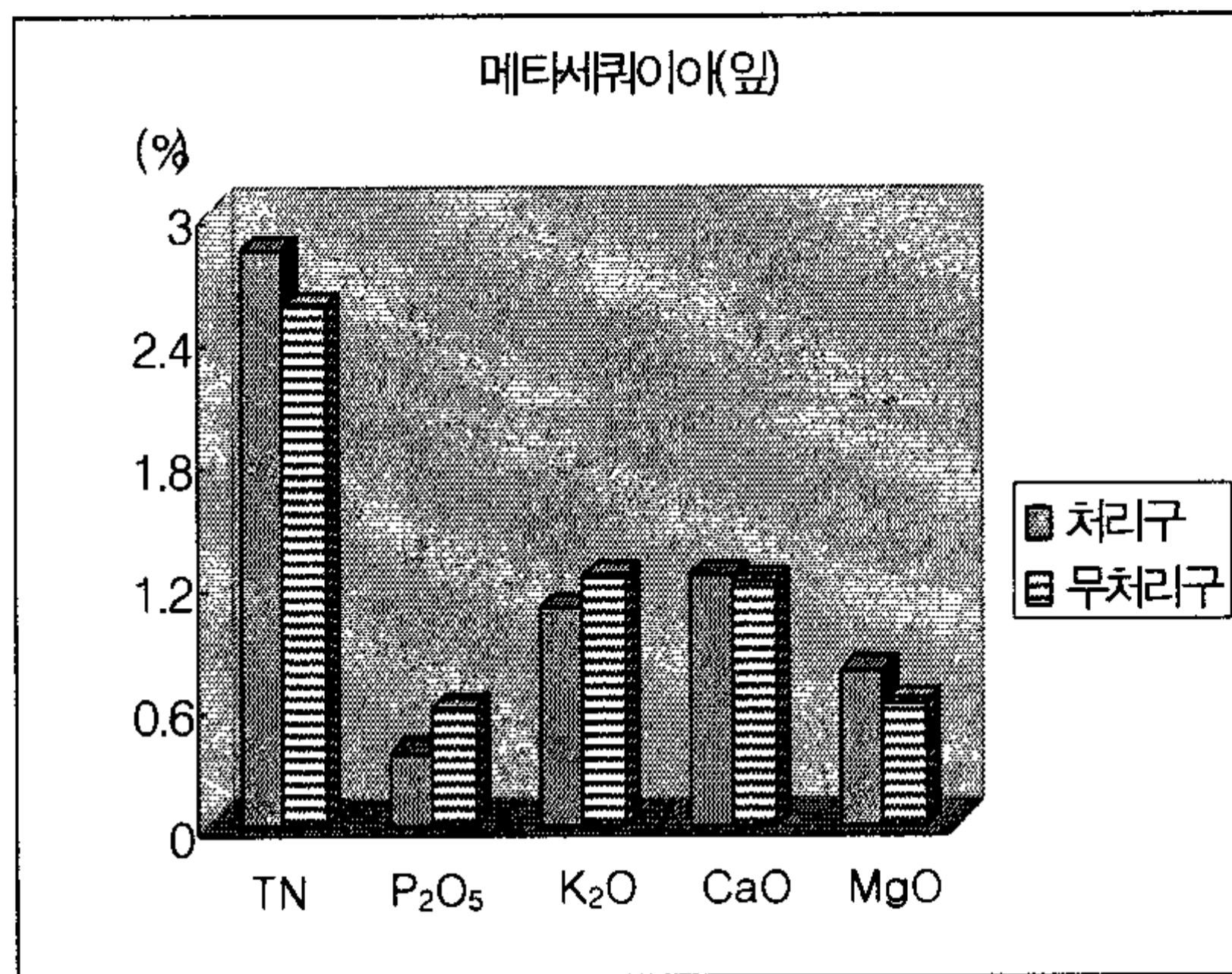


그림 63. 포플러와 메타세쿼이아의 축산폐수 오염성분 흡수농도 비교

두 수종에 대한 축산폐수 오염성분 흡수농도의 분석 결과, 처리구에서의 전질소(TN)는 메타세쿼이아의 잎에서 가장 흡수농도가 높았으며, 다음은 포플러 잎, 포플러 뿌리의 순서로 흡수농도가 높게 나타났다. 무처리구에서의 TN의 흡수농도는 메타세쿼이아 잎, 포플러 잎, 메타세쿼이아 뿌리, 포플러 뿌리의 순서로 높게 나타났다.

메타세쿼이아 잎의 경우, 처리구에서 2.812%로 무처리구 2.536%보다 높았으며, 뿌리는 무처리구가 1.185%로 처리구 1.073%보다 다소 높게 나타났으나, 포플러의 경우는 무처리구의 잎이 1.747%로 1.553%인 처리구의 잎보다 높게 나타났고, 뿌리는 처리구가 1.382%로 무처리구 1.048%보다 높게 나타났다. TN에 대한 이 두 결과를 종합하면, 메타세쿼이아의 잎과 포플러의 뿌리에서만 처리구에서 흡수농도가 높게 나타났으며, 포플러의 잎과 메타세

퀘이아의 뿌리에서는 오히려 처리구에서 흡수농도가 높게 나타나서, 이들 결과만으로는 습지사면에 식재한 두 수종의 축산폐수 흡수능력을 무처리구와 비교하는 것, 그리고 두 수종을 단순하게 비교하는 것 등을 정확하게 구명할 수가 없었다.

두 수종에 있어서  $P_2O_5$ 의 흡수농도는 처리구에서 포플러 뿌리, 포플러 잎, 메타세퀘이아 잎, 메타세퀘이아 뿌리의 순으로 높게 나타났으며, 무처리구에서의 흡수농도는 처리구에서와 동일하였으나, 흡수농도의 값이 포플러 뿌리, 포플러 잎, 메타세퀘이아 잎, 메타세퀘이아 뿌리에 있어서 거의 동일한 값을 보여주는 것이 특징이었다. 메타세퀘이아 잎의  $P_2O_5$ 는 무처리구에서 0.581%로 처리구의 0.361%보다 높았으며, 뿌리도 무처리구가 0.484%로 처리구의 0.299%보다 높게 나타났다. 포플러 잎의  $P_2O_5$ 는 처리구가 0.749%로 무처리구의 0.616%보다 높았으며, 뿌리도 처리구가 0.686%로 무처리구의 0.612%보다 높게 나타났다. 이  $P_2O_5$ 의 수종별 흡수농도에 대한 결과를 종합하면, 포플러의 잎과 뿌리에서는 모두 처리구에서 농도가 높게 나타났으나, 메타세퀘이아의 잎과 뿌리에서는 반대로 무처리구에서 흡수농도가 높게 나타났다. 따라서 P성분의 흡수를 목적으로 하기 위해서는 습지사면에 포플러를 식재하는 것이 유리한 것으로 판단할 수 있다. 메타세퀘이아와 포플러간의 두 수종간의 비교나 처리구와 무처리구의 비교 등에서 상호 상반되는 결과가 나타난 이유에 대해서는 정확히 구명할 수가 없었다. 향후 이들 수종의 흡수농도에 대한 반복 실험과 앞으로 장기간 모니터링을 한다면 밝힐 수가 있을 것이다.

두 수종에 있어서  $K_2O$ 의 흡수농도는 처리구에서 포플러 잎(1.397%), 메타세퀘이아 잎(1.068%), 포플러 뿌리(0.972%), 메타세퀘이아 뿌리(0.919%)의 순으로 높았으며, 무처리구에서는 포플러 뿌리(1.687%), 포플러 잎(1.437%), 메타세퀘이아 잎(1.218%), 메타세퀘이아 뿌리(0.863%)의 순서로 흡수농도가 높았으나 각각의 흡수농도가 큰 차이를 나타내지는 않았다. 두 수종의 흡수 농도를 비교해 보면, 메타세퀘이아 뿌리의 경우에만 처리구에서 농도가 높게 나타났으며, 나머지 메타세퀘이아 잎, 포플러 잎과 포플러 뿌리에서는 무처리구에서 농도가 높게 나타났다. 따라서 인공습지 사면에 포플러와 메타세퀘이아를 식재하더라도 두 수종이 모두 축산폐수의  $K_2O$  성분을 흡수하지 않는 것으로 판단된다.

두 수종에 있어서  $CaO$ 의 흡수농도를 분석한 결과, 처리구에서 포플러 잎(2.874%), 메타세퀘이아 잎(1.225%), 포플러 뿌리(0.763%), 메타세퀘이아 뿌리(0.432%)의 순으로 농도가 높았으며, 무처리구에서도 처리구에서와 동일한 순으로 흡수농도가 높게 나타났으나, 두 수종의 잎과 뿌리에 있어서 모두 무처리구에서 농도가 높았다. 이 결과로 볼 때, 인공습지 사면에 포플러와 메타세퀘이아와 같은 두 수종을 식재하더라도 인공습지로 유입하는 축산

폐수의 CaO 농도가 감소되지는 않을 것으로 판단된다.

한편, 두 수종에 있어서 MgO의 처리구에서 흡수농도를 분석한 결과, 메타세쿼이아 잎(0.764%), 포플러 잎(0.657%), 메타세쿼이아 뿌리(0.289%), 포플러 뿌리(0.246%)의 순으로 높게 나타났으며, 무처리구에서는 메타세쿼이아 잎(0.602%), 포플러 잎(0.518%), 포플러 뿌리(0.302%), 메타세쿼이아 뿌리(0.246%)의 순으로 높게 나타났다. 두 수종의 처리 및 무처리에 의한 흡수농도를 비교한 결과, 포플러 뿌리에서만 무처리구에서 흡수농도가 높았으며, 포플러의 잎, 메타세쿼이아의 잎과 뿌리에서는 처리구에서 그 농도가 높게 나타났다. 이 결과로 볼 때, 인공습지 사면에 포플러와 메타세쿼이아와 같은 두 수종을 식재하면 인공습지로 유입하는 축산폐수의 MgO 농도를 감소시킬 수 있을 것으로 판단된다.

이와 같은 본 연구의 결과는 여진기 등(2003)이 포플러시험림에서 축산폐수를 처리한 처리구와 축산폐수를 처리하지 않은 무처리구에서 전질소와 인의 함량을 측정하였더니 무처리구에서보다 처리구에서 농도가 높았다고 발표한 대부분의 선행 연구의 결과와 일치하였다. 이것은 당연한 결과로 생각할 수도 있지만 축산폐수 처리를 한 수체의 전질소와 인의 함량이 축산폐수 처리를 하지 않은 수체에서보다 높은 것으로 나타났다.

본 연구에서는 포플러의 잎과 뿌리의 전질소와 인의 함량이 잎의 전질소를 제외하고는 처리구가 무처리구 보다 전질소와 인의 함량이 높은 것으로 나타나서 포플러의 축산폐수 수질정화능력이 인공습지에 있어서도 비교적 양호한 것으로 판단된다. 그러나, 메타세쿼이아의 잎과 뿌리의 전질소와 인의 함량은 잎의 전질소를 제외하고는 축산폐수를 주입한 처리구가 무처리구 보다 더 낮게 나타나 축산폐수 흡수에 있어서 크게 영향을 미치지 않는 것으로 나타나서, 향후 최소 3년 이상 수목이 정상적으로 성장한 후에 다시 식물체 분석의 반복실험과 장기모니터링 작업을 수행하여 이 수종의 축산폐수 흡수능력에 대한 정확한 측정값을 구할 필요가 있을 것으로 판단되었다.

이와 같은 야외 실험을 통하여 메타세쿼이아와 포플러의 두 수종을 대상으로 하여 축산폐수에 함유된 오염성분의 흡수 능력을 분석하였지만, 앞에서 기술한 것과 같이 1년 동안에 공시수종의 생장이 아주 미비한 탓으로 실내실험에 요구되는 분석시료를 충분히 얻지 못하였으며, 이로 인해 각 수종에 대한 많은 실험데이터를 얻지 못하여 본 연구에서의 축산폐수 흡수농도의 분석 결과에 다소 부족한 점이 있었다. 또한 인공습지의 바닥과 사면의 토양의 투수성이 높아서 인위적으로 공급된 축산폐수를 인공습지내에 장시간 체류시킬 수가 없었으며, 즉 인공습지에 축산폐수를 공급한 후 비교적 단시간에 축산폐수가 거의 침투

하여 사라지는 경향을 보였기 때문에, 다양한 수종들을 식재 후 불과 1년만에 이들 공시 수종에 대한 오염성분 흡수량을 측정하여 수종별로 정확한 수질정화능력을 파악하기에는 많은 문제점이 있었다. 본 연구기간이 종료한 후에도 인공습지 내외에서 자라고 있는 부레옥잠, 갈대, 다수의 공시수종에 대하여 축산폐수 오염성분의 흡수량을 장기모니터링하여, 인공습지의 종합적 수질개선효과에 대한 연구성과를 최종적으로 학회 등에 보고할 예정이다.

결론적으로, 습지에 식재된 여러 가지 공시수종의 경우, 최소한 3~4년 정도 정상적으로 생장을 한 다음에 이들로부터 식물체 분석을 위해 필요한 충분한 분석시료를 채취할 수가 있을 것으로 생각된다. 이렇게 하여 채취한 충분한 분석시료로 식물체분석 실험을 실시하여 이들 수종에 대한 인공습지에 공급된 축산 폐수의 오염성분 흡수력을 측정하여야만 수종별, 그리고 잎, 줄기 및 뿌리별로 그 흡수 특성을 파악할 수가 있을 것으로 판단된다. 그리고 향후 장기적으로는 습지내 토양이화학성의 변화 및 오염성분 흡착량을 포함하여 이들 공시수종에 대한 축산폐수 오염성분의 흡수량에 대한 장기모니터링작업이 반드시 필요할 것이다.

#### 4) 인공습지 내 토양 화학성의 변화

일반적으로 축산폐수가 과다하게 토양 속으로 침투하면 그 토양은 오염된다. 즉, 토양 중에 질소와 인산의 농도가 증가하여 지하심부로의 용탈 및 유출에 의해서 지하수가 오염되거나 호수 등의 부영양화를 일으킨다. 특히 토양오염은 수질오염이나 대기오염과는 달리 축적성이 있어 정화비용과 시간이 많이 소요된다.

인공습지 조성시 바닥에 모래 및 자갈을 까는 이유는 이들 물질에 수질오염성분이 많이 흡착되어 수질오염물질의 농도를 줄이는데 있으며, 또한 이들 물질에 흡착되어 있는 다양한 미생물의 활동에 의하여 수질이 정화되도록 기대하는 것이다. 이는 생물학적 작용에 하상부착미생물군집(attached microbial community)이 중요한 역할을 담당하고 있기 때문이며, 이 하상부착미생물군집은 주로 살아 있는 것을 포함하고, 노화된 그리고 죽어 있는 독립영양생물과 종속영양미생물, 미세입자물질, 생물학적 기원의 다당류 물질이 합쳐진 복잡한 미소생물계(microcosm)로 정의하고 있다(Neckles, 1994). 이러한 하상부착미생물군집은 생산자인 부착조류, 분해자인 세균류, 소비자인 원생동물류와 수서곤충 등 다양한 생물군집이 농축된 생태계로서 군집간 상호관계를 통해 높은 자연정화능력과 유기물 대사에서

큰 비중을 차지한다. 이들은 하천유속에 따른 자갈의 부착미생물군집의 생물량 변화는 유속이 빠를수록 생물량이 증가하며, 이때 유속이 거의 없는 인공습지에 시공한 모래 및 자갈층에 부착미생물군집이 생성될 가능성도 있다(박재영 등, 2003). 따라서 축산폐수를 인공습지에 유입시키면 전술한 것과 마찬가지로 습지내의 토양은 오염이 발생하지만, 셋강의 수질정화의 측면에서는 축산폐수의 오염성분이 토양속에 축적된 만큼의 오염물질이 셋강으로 유출하지 않아서 수질정화가 일어나는 것으로 볼 수 있다.

이와 같이 후자의 관점에서 습지 내 토양의 수질정화 효과를 목적으로 습지조성을 한다면 기존의 재래식 축산폐수 처리방법 보다 에너지소비를 크게 낮출 수 있고, 비용이 적게 소요될 뿐만 아니라 친환경적인 축산폐수 처리방법으로 이용될 수 있다.

인공습지 내의 토양의 이화학적 특성 변화를 분석하기 위하여 2차년도(2004)에 인공습지를 시공하고 나서 습지의 사면과 바닥이 안정화된 후, 인위적으로 인공습지안으로 축산폐수를 공급하기 전인 2004년 10월에 인공습지 사면의 토양 1kg을 분석시료로 채토하였다. 다음은 인위적으로 축산폐수를 유입시킨 후인 2006년 4월에 인공습지 사면의 토양 1kg을 채토하여서 인공습지내에 있어서 축산폐수의 유입전후의 토양 화학성의 변화를 분석하였다. 채토한 토양은 표토에서 깊이 약 10cm에 위치하고 있었으며, 이를 경북대학교 공동기 기실에 의뢰하여 토양의 이화학적 특성을 분석하였다.

축산폐수 유입전과 후에 채취한 토양시료를 휘발성 화학물질과 이물질이 혼입되지 않도록 그늘에서 깨끗한 종이 위에 얇게 펴서 서서히 건조 시킨 후, 굵은 덩어리와 자갈 등을 체를 이용하여 제거한 다음 토양 분석법에 의거하여 측정인자들의 값을 구하였다.

pH는 용액중에 유리상태로 있는 수소이온 활동도의 역수의 대수치이다. 먼저 pH meter를 표준용액으로 잘 맞춘 후, 시료 5g을 50ml 비이커에 취하고 증류수 25ml를 가한 뒤 가끔 유리봉으로 저어 주면서 1시간 방치후 60초 이내에 측정을 하여 값을 구하였다. 이 때 증류수는 공기중의 CO<sub>2</sub>를 흡수하여 pH가 내려감으로 질소가스를 통과하여 쓰는 것이 이상적이며 약 10분간 끓여 식힌 것을 곧 사용하여도 된다.

전질소(TN)은 시료 5g을 켈달플라스크에 넣고 황산염혼합분말과 5g과 Conc. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 25ml를 넣고 잘 혼합한 다음, 켈달플라스크를 분해용 전기로에서 낮은 온도로 가열하고 산화가 완료된 후 고열로 가열하여 시료가 무색이 되면 1시간 가까이 분해를 계속하였다. 수기의 내용물을 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 표준용액으로 적정하여 청색으로부터 분홍색이 나타나는 점을 종말점으로 하여 값을 구하였다. 계산방법은 다음과 같다.

$$T-N(\%) = (T-B) \times N \times f \times 14 \times 1/1000(\text{ml}) \times 1/W \times 100$$

T : 황산표준용액의 ml수

B : Blank의 황산표준액의 ml수

f : 황산표준액의 보정치(factor)

N : 황산표준액의 Normality

W : 토양시료의 무게(g)

유효인산(P)은 Av. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> Lancaster 법을 사용하여 값을 구하였다. 이 방법은 인산과 결합하고 있는 금속을 산 또는 NH<sub>4</sub>F로 용해하여 착화합물을 형성시킴에 따라서 인산을 분리시키는 방법이다. 시료 5g에 침출액 20ml를 넣고 10분간 진탕한 후 No.2여지로 여과한 다음, 표준용액과 시료액 3ml를 시험관에 넣고 조작액을 넣어 잘 혼합하여 30°C에서 30분간 항온 후 720nm에서 비색측정하여 그 값을 구하였다. 계산식은 다음과 같다.

$$P_2O_5(\text{ppm}) = \text{표준곡선에서 구한 ppm} \times 20(\text{침출액})/5(\text{토양무게}) \times 2.29$$

Ca는 EDTA적정법을 사용하여 그 값을 구하였다. EDTA는 높은 pH에서 공존하는 Mg 이온의 방해받지 않으면서 Ca와 정량적으로 착염을 형성한다. 이 때 NN 금속지시약을 써서 Ca를 정량할 수 있다. 먼저 시료 5g을 100ml 삼각플라스크에 넣고 침출액을 가하여 30분간 진탕한 다음 No.2 여지로 여과하고 삼각플라스크에 시료액 5ml 넣고 증류수 약 20ml를 가한다. 그 후 8N NaOH 5ml를 가하고 10% NH<sub>2</sub>OH·HCl을 1ml 정도 넣고 잘 흔든다. 마지막으로 약 0.1g의 NN지시약을 넣고 0.005N EDTA로 푸른색이 될 때까지 적정하여 그 값을 구하였다. 계산식은 다음과 같다.

$$Ca(\text{cmol}^+/\text{kg}) = \text{소요된 EDTAml} \times N \times 100/5 \times 50/5$$

5 : 토양무게

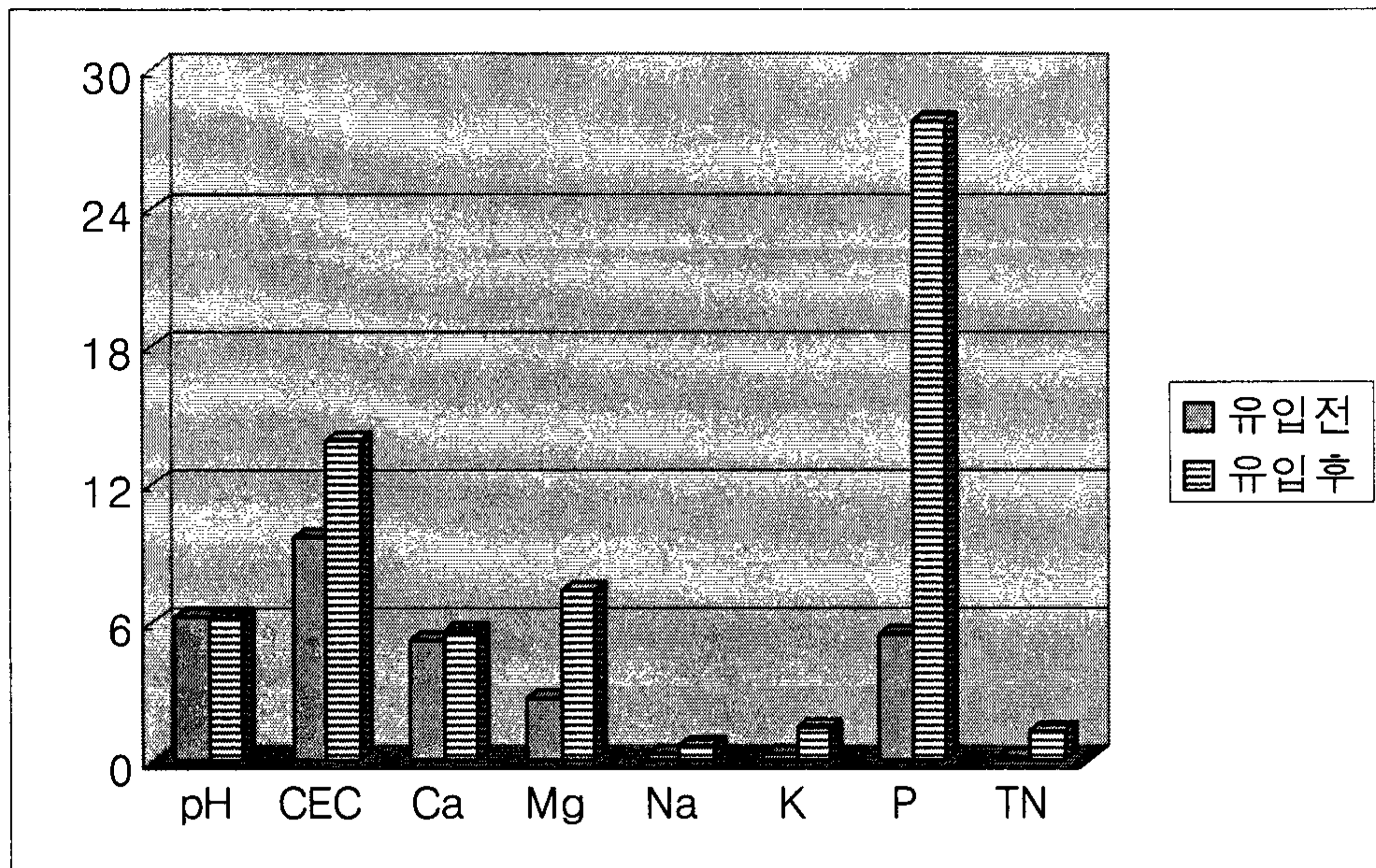
100 : cmol<sup>+</sup>/kg으로 환산치

5 : 취한 시료액 ml

50 : 가한 침출액 ml

앞에서 설명한 토양 분석법에 의해 인공습지 내 축산폐수의 유입전후의 토양 화학성의 변화를 그림 64에 나타내었다.





CEC : (cmol<sup>-</sup>/kg)      Ca, Mg, Na, K : (mg/kg)      p : (ppm)      TN : (%)

그림 64. 인공습지내의 토양 화학성의 변화

그림 64에서 나타난 바와 같이 인공습지에 축산폐수가 유입되기 전보다 유입 후에 토양 화학성분 대부분의 수치가 높았다. 인공습지 내의 토성은 CL(clay loam)로 식질양토이며, 이것은 점토분이 많은 식토와 점토분이 비교적 적은 양토의 중간 성질을 가지는데 점착력과 보수력이 큰 것이 특징이다.

식물체가 양분을 흡수하는데 중요한 인자인 토양 pH는 축산폐수가 유입되기 전보다 유입후에 약간 높았으나, 그 변화량의 차이는 아주 미미하였으며 축산폐수의 유입전후에 모두 산성을 나타내었다. 이와 같이 산성을 나타내는 이유는 토양pH에 영향을 줄 수 있는 축산폐수에 포함된 질산태질소나 다른 무기염류들이 축산폐수의 유입후 많은 시간이 경과하지 않아서 토양하부에만 축적되어 있기 때문인 것으로 판단된다. 양이온인 Ca, Mg, Na, K의 경우는 축산폐수의 유입에 따라 비례하여 토양속의 흡착량도 증가하였으며, CEC도 증가하였다.

축산폐수가 토양속으로 장기간 유입되면 토양에 인산과 칼리 함량이 높아져 토양의 염류집적 문제를 초래하는 문제가 발생하지만, 본 연구에서는 인공습지가 축산폐수에 포함된

오염물질 등을 축적시키고, 특히 TN과 P 등 식물의 성장에 필수적인 영양소 성분들을 축적하는 것으로 나타났다. 토양의 전질소(TN)와 유효인산(P)의 경우, 축산폐수의 유입전보다 유입후의 수치가 크게 높았는데, 이것은 축산폐수가 유입됨에 따라 폐수에 함유되어 있는 질소와 인산이 토양 속에 상당량이 축적되기 때문이다. 따라서 인공습지의 조성으로 인해 습지 내 토양의 부영양화물질의 흡수량은 매우 큰 것을 알 수 있으며, 달리 표현하면 습지 내 토양은 수질의 정화능력을 크게 발휘하는 것으로 볼 수 있다.

이러한 오염물질 및 TN과 P 등은 인공습지에 식물군집을 형성시키거나 정화식물의 이식을 통해 습지토양으로부터의 제거를 유도할 수 있을 것으로 판단된다. 향후에는 식물체 분석의 경우와 마찬가지로 습지 내 토양의 분석도 야외 실험을 통한 장기간의 모니터링작업이 필요하며, 이렇게 하여 얻을 수 있는 습지내외에서의 토양이화학성의 장기적 변화 결과와 앞에서 기술한 식물체 분석의 장기적 모니터링 작업으로 얻을 수 있는 수종별 흡수능의 결과 등을 종합하면, 인공습지 내에서 토양 및 다양한 식생의 수질개선효과를 보다 명확하게 구명할 수 있을 것으로 기대된다.

#### 나. 인공습지 조성 모델의 현장 적용성 검토

1) 인공습지조성의 목적은 생활오폐수 및 축산폐수와 같은 점원오염물질이 직접 샨강으로 유입되기 전에 식생과 토양, 미생물을 이용한 자연친화적인 방법으로 그 수질을 정화시키는데 있다.

본 연구에서는 개방형 인공습지와 폐쇄형 인공습지를 개발하여 3차년도 1년간 조성습지의 수질정화효과를 분석하고, 이들 습지의 현장 적용성과 타 지역의 확대 보급을 검토한 결과는 다음과 같다.

가) 습지 조성 후 1년밖에 되지 않아서 습지내외에 식재한 수목과 부레옥잠, 갈대류 등의 초류에 대하여 종합적인 수질정화효과를 분석할 수가 없었으나, 포플러와 메타세쿼이어의 식물체 분석과 습지 내외의 토양이화학성 및 오염물질 흡착량의 변화 등을 측정한 결과 개발한 인공습지의 현장 적용이 가능한 것으로 판단하였다.

나) 또한 개발한 인공습지의 조성 모델은 수질오염이 심각하게 우려되는 타 지역의 샨강 수변에도 확대할 수가 있을 것으로 판단된다.

다) 개발한 인공습지 조성 모델의 활용은 수질오염의 저감을 위한 인공습지 시설기준 및 시공기술을 제시할 수가 있으며, 샐강으로 유입하는 생활폐수나 축산폐수의 친환경적인 정화로 인해 오염물정화시설비 절감의 경제적 효과를 얻을 수 있으며, 또한 수변 소축산 농가의 하류지역에 다양한 형태의 인공습지를 자연수질정화시설로 활용할 수가 있을 것으로 판단된다.

2) 본 인공습지조성모델의 현장 적용성을 검토한 결과 문제점 또는 향후 개선할 점은 다음과 같다.

가) 개방형 습지와 폐쇄형 습지의 수질정화효과의 차이를 밝히기 위해서는 인위적 축산폐수 또는 생활오폐수의 침투가 잘 일어나지 않는 인공습지조성 사이트의 선정에 주의하여야 한다.

나) 폐쇄형 인공습지 조성 시에 습지의 깊이가 너무 깊지 않도록 하고, 습지 사면의 경사를 아주 완만하게 조성하여야 한다.

다) 농산촌지역에서 자연 상태의 도랑을 통하여 인공습지로 축산폐수 및 생활오폐수가 직접 유입할 수 있도록 인공습지조성 사이트의 선정에 유의하여야 한다.

라) 앞으로 이와 유사한 연구를 수행할 시는 연구기간을 충분히 잡아서 수목이나 식생, 미생물, 토양의 수질개선효과에 대한 모니터링작업을 장기간 실시해야 한다.

## 제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

### 1. 셋강 기슭의 생태공학적 안정화공법 모델 개발

셋강 기슭의 생태공학적 안정화공법 모델의 개발은 셋강의 생태기능 복원을 위한 수변 관리시스템 모델의 중요한 부분을 차지한다. 이 연구를 위해서는 우선 셋강의 생태기능 복원을 위한 수변관리시스템 모델을 구성하는 여러 분야의 공간적 연관과 배치가 가능한 실험 셋강의 선정이 대단히 중요하다.

선정된 실험 셋강을 대상으로 한 기슭 훼손 실태조사를 통해 생태공학적 기슭 안정화 대책이 필요한 구간을 찾아낼 수 있었으며, 훼손 원인의 추정을 통해 기슭 안정화를 위한 두가지 유형의 공법을 구상하였다. 많은 사례를 통해 동일한 현상과 대응효과를 갖는 공법들을 다양하게 고려할 수 있었으나 여러 여건을 감안하여 돌망태틀놓기공법과 버드나무울짚얹기공법을 모델 공법으로 하여 설계하였다. 돌망태틀놓기공법은 주로 하도의 곡선부에서 수류와의 충돌로 인한 침식과 포락이 발생하는 구간에 대해 유심선을 가급적 하도 중앙부로 유도하고 인위적으로 사행시킴으로써 퇴적을 유도하여 기슭 안정의 목적을 달성하고자 한 것이며, 버드나무울짚얹기공법은 기슭의 불안정에서 비롯된 붕락이나 식생 유입이나 피복의 어려움 탓에 표층물질이 이탈하는 곳에 직접적인 기슭 안정을 도모하고자 한 공법이다.

안정화공법의 현장 시공에 앞서 하상의 일부 구간을 정비하고, 현장 측량과 현지에서의 조립, 조성작업을 통해 현장에 배치 시공하였다.

현장에 시공된 기슭 안정화공법에 의한 셋강의 생태기능 복원효과를 하도 및 기슭 안정 특성과 같은 물리적 특성과 생물 서식기반 환경과 관련한 셋강의 생태학적 건강도를 생태적 특성의 관점에서 분석하였다. 물리적 평가를 위해 셋강에 대한 현황 및 종횡단측량을 실시하였고, 생태적 평가를 위해 수질 분석과 함께 부착 규조류를 활용한 Bio-assessment를 활용하였다. 1~2년의 단기간 효과라는 제한성이 있으나 그 결과는 여러 측면에서 뚜렷한 복원효과를 확인할 수 있었으므로 향후 셋강 기능 복원 평가의 지침으로 활용할 수도 있을 것이다.

뿐만 아니라 기존 직선형 하천의 자연형 하천으로의 전환 추세 속에서 유로의 곡선화를 도모하는 경제적인 대안일 수 있으며, 셋강의 생태기능 복원에 기여할 것으로 기대된다.

## 2. 생태기능 복원을 위한 수변 식생완충존 시공 모델 개발

생태 기능의 복원을 위한 수변 안정화에는 주로 식생을 이용한 생태공학적인 접근 방법이 바람직하며, 동시에 기슭의 안정화를 꾀하는 기술이나 공법과 병행해서 수변의 식생 완충존의 설치 및 모델개발이 중요하다. 특히, 인공식생존을 설치하면서 변화하는 주변 환경에 대한 변화, 즉 기존 식생과의 경쟁과 토양환경의 변화가 무엇보다 중요하다. 이를 위해 본 연구에서는 4가지 모형의 식생완충존을 설치하여 생태기능 복원효과를 연구하였다.

식생완충존을 설치하기 전과 설치 후, 시간의 경과에 따른 생태기능 복원의 효과를 파악하기 위해 식생환경과 토양환경의 변화를 년차별, 깊이별로 비교하였으며 완충존의 종류에 따른 환경변화상을 분석하였다. 모든 식생완충존에서 식생 및 토양환경 변화가 일어나고 있음을 알 수 있었지만, 식생의 특성상 장기간의 관찰이 필요하며, 지속적인 관리가 필요하였다. 교목 수종의 선택에 있어서는 기존 알려진 포플러와 버드나무를 비롯하여 현재 조사지 인근과 샛강주변에 많이 식재되어 있는 수종과 샛강이나 휴경지에 식재 가능한 수종 낙우송, 메타 스퀘이어, 이팝나무와 벚나무를 식재하였다. 앞으로의 샛강의 생태적 기능이 증대되면 주변의 휴식 공간 제공 등 경관 및 휴양의 가능성을 증대시키리라 판단된다. 연구결과, 이팝나무의 경우, 환경저항성과 내습성이 강하여 샛강의 식생완충존에서 생육이 양호한 것으로 나타나 앞으로 많은 지역에서 식재 가능한 수종으로 판단된다. 토양환경변화 측면에서 보면, 짧은 기간동안 토양의 물리적 특성은 크게 영향을 받지 않았으나, 토양 화학적 특성 중, 인산함량에서 많은 변화를 나타내었으며 식생완충존 설치로 인하여 토양 내에 인산이 집적되는 것을 방지할 수 있다고 생각된다. 향후 해마다 늘어갈 샛강에 인접한 휴경지를 대상으로 수변 식생 완충존의 설치를 고려할 수가 있어 국가의 정책적인 휴경지의 효과적인 활용 방안이 될 수도 있을 것이다. 수변 관리에 의해 황폐한 샛강이 서서히 생태적 기능을 회복하게 되면 샛강 수변에 경작을 하더라도 정착된 수변관리시스템이 경작에 의해 발생하는 토양침식과 수질오염을 충분히 막아줄 것이므로 향후 경작의 필요성이 제기되면 휴경지를 다시 경작지로 환원시키는데 아무런 문제가 없다. 이는 국토의 효율적인 관리측면에서도 경제적으로 아주 중요한 대안이 될 것이며, 샛강의 자연친화적인 보전, 생태 기능의 회복, 저비용에 의한 수질 개선 등 많은 이득을 동시에 얻을 수 있을 것이라 판단된다.

### 3. 셋강의 수질 향상을 위한 수변 인공습지 시공 모델 개발

본 연구의 전체적인 목표는 100% 이상 초과 달성한 것으로 평가할 수 있다. 본 연구는 셋강의 생태복원과 수질개선을 위한 친환경적인 방법의 하나로서 우리나라의 셋강이나 농산촌 지역에 적합한 그리고 쉽게 현장에 적용할 수 있는 인공습지의 조성모델을 개발하는데 그 목적을 두고 있다. 현장에 인공습지를 시공하기에 앞서서, 습지조성모델의 설계를 위하여 국내외 인공습지시공과 관련된 문헌자료의 수집과 분석, 현지 방문조사 등을 수회 실시하여 습지가 완벽하게 시공될 수 있도록 하였다.

인공습지 시공 모델 대상지는 수변을 거쳐서 셋강으로 축산폐수나 생활오폐수와 같은 오염수가 유입해 가는 작은 도랑 또는 수로의 마지막 구간이 적지로 판단되며, 우리나라의 전국에 산재해 있는 농산촌지역의 셋강이나 작은 하천에 본 연구에서 개발한 인공습지 조성모델을 적용하고자 할 때에도 시공 대상지의 선정은 위와 동일한 조건을 구비한 장소에 선정할 수가 있다.

수변 인공습지모델의 현장 시공은 먼저 습지 시공 예정지의 주변 정지 및 땅고르기작업을 실시한 후에, 개방형 및 폐쇄형 인공습지를 각각의 설계도면에 의거하여 기초토목공사를 실시하였고, 이어서 약 3개월이 경과하여 습지사면과 주변 환경이 안정화되었다고 판단되었을 때 조성한 습지 내외에 여러 가지 수종을 식재하는 작업을 끝으로 인공습지시공을 완료하였다. 본 연구에서는 습지 시공 시 습지바닥과 사면의 기초공사에 들어가는 재료와 깊이 등의 결정, 그리고 습지 내외에 식재할 수종과 수종별 식재 배치계획, 수생식물의 선정시에 최우선적으로 고려한 점은 본 인공습지가 조성되었을 때 가급적 수질개선효과를 크게 발휘시킬 수 있도록 하는데 있었다.

셋강 수변에 시공한 인공습지조성모델을 현장에서 실제로 적용하기 위해서는 시공한 인공습지의 수질개선효과에 대한 검증실험이 필요하기 때문에, 시공 후 불과 1년간의 짧은 기간이나마 조성한 습지내외의 토양의 이화학성 분석과 몇 가지 수종의 식물체분석을 실시한 결과, 본 인공습지조성모델은 현장에서 충분히 활용될 수 있으며, 경제성과 효율성이 뛰어나 타 지역으로의 확대할 가치가 충분한 것으로 평가되었다.

또한, 본 연구에서 개발한 인공습지조성모델의 현장 적용성은 우리나라의 농산촌 지역에서 셋강이나 작은 수로가 존재한다면 전국 어느 곳에도 개방형 및 폐쇄형 인공습지를 시공할 수 있으며, 특히 도시 주변의 작은 실개천에 있어서는 개발한 개방형 인공습지조성모델을 시공하면 수질개선효과와 실개천의 생태복원에 크게 기여할 것으로 평가하였다.

## 제 5 장 연구개발결과의 활용계획

본 연구에서 개발된 돌망태틀농기공법 및 버드나무울짱엮기공법은 셋강 기슭의 안정에 효과적으로 기여함을 확인한 바, 향후 불규칙적인 하도가 형성되었거나 그로 인해 하안의 안정에 영향을 받는 경우의 하도 안정 및 기슭 안정에 활용할 수 있다.

특히 그동안 직강화로 개발된 기존 하천을 자연형 하천으로 개선하고자 할 경우, 적은 노력과 적은 비용으로 목적을 달성할 수 있는 모델이 될 수도 있다고 본다. 다만, 시공 후 효과에 대한 검증기간이 다소 짧다는 점과 시공구간을 다소 늘릴 경우의 효과 변화 등에 대한 추가적인 검토가 필요하다고 판단되므로 향후의 모니터링을 좀 더 지속할 수 있는 방안을 다각적으로 검토할 것이다.

또한 셋강 기슭의 안정화공법 적용에 따른 생태학적 건강도의 평가방법도 대단히 유용한 수단이므로 이와 관련해서도 좀 더 실용성있는 보완 및 활용성을 검토하고자 한다.

군위에 조성된 '생태기능 복원을 위한 수변관리시스템 개발' 지역은 각 시설물들과 더불어 관련 과목의 실습교육장으로 활용할 수 있으며, 지속적인 모니터링을 계속해 나갈 좋은 공간으로 정비해가고자 한다.

생활오폐수 및 축산폐수와 같은 점원오염물질이 직접 셋강으로 유입되기 전에 식생과 토양, 미생물을 이용한 자연친화적인 방법인 개방형 및 폐쇄형 인공습지조성 모델을 개발하고 조성한 습지의 수질개선효과를 분석한 결과, 두 형태의 습지조성모델은 모두 현장 적용이 가능한 것으로 판단되며, 우리나라 농산촌지역의 어느 곳이라도 셋강이나 작은 실개천이 존재한다면 본 모델을 확대 보급할 수 있을 것이다.

습지 내외의 토양이화학성 및 오염물질 흡착량의 변화, 몇 가지 수종의 축산폐수 오염물질의 흡수량을 측정한 결과 본 연구에서 개발한 인공습지조성모델의 현장 적용성이 우수함은 물론, 습지시공의 경제성과 수질개선에 대한 효율성이 아주 높은 것으로 평가하였다.

개발한 인공습지조성 모델의 활용은 수질오염의 저감 또는 수질개선을 위한 인공습지 시설기준과 시공기술을 제시할 수가 있으며, 셋강으로 유입하는 생활오폐수나 축산폐수를 친환경적인 소재로 조성한 인공습지로 수질을 개선할 수 있기 때문에, 토목공학적인 오염물정화시설비 절감의 경제적 효과를 얻을 수 있으며, 또한 수변 소축산 농가의 하류지역이나 도시 주변의 실개천 지역 등 우리나라의 전국 어느 곳이라도 개발한 개방형 또는 폐쇄형 인공습지조성 모델을 자연수질정화시설로 활용할 수가 있을 것으로 판단된다.

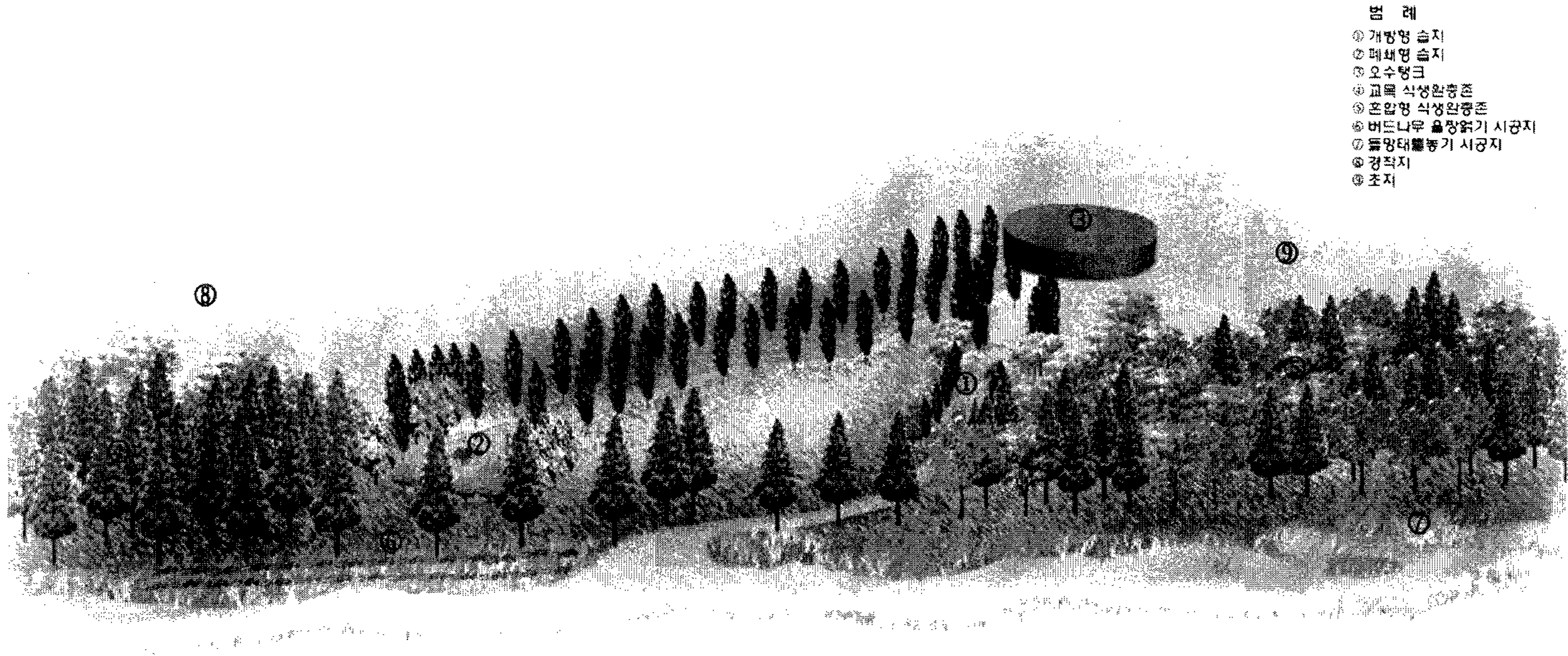


그림 65. 셋강의 수변관리시스템 모델의 복원예측도



## 제 6 장 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보

국외에서는 생활하수 및 축산폐수와 같은 오염수의 처리를 위해 조성된 인공습지와 도시내 생물다양성 증진 및 도시생태환경의 개선을 위하여 조성된 인공습지가 우리나라보다 대략 20~30년 앞서 조성되었으며, 주로 생물서식공간을 위해 조성한 인공습지가 많은 부분을 차지하고 있다. 국내에서는 이러한 인공습지의 조성이 최근에 들어 활발히 진행되고 있어 조성된 인공습지 사례가 많이 부족한 상황이다. 따라서 인공습지의 연구개발과정에 있어서 국외의 인공습지 조성사례를 참고하여 인공습지 모델 개발을 하였다.

1950년대 독일에서 습지를 폐수처리에 이용하는 연구가 시작되었으며, 1970년대 이후 미국을 중심으로 서구 선진국에서 인공습지를 이용하여 수질을 정화하는 기술을 개발해오고 있으며 이들 선진국에서는 인공습지를 점원 오염물 처리뿐 아니라 비점원 오염물을 처리하는데 이용하고 있다. 북미(미국, 캐나다)에서는 하폐수를 연못시스템이나 전통적 2차 처리장에서 처리한 후 고도처리수준으로 처리하기 위해 자유수면 인공습지를 주로 사용하며, 유럽은 하폐수를 2차 처리 수준으로 처리하기 위해 토양여과 인공습지를 일반적으로 사용한다.

또한, 1985년부터 약 20년간 운영되어 온 식물정화조가 유럽의 경우 100개소에 달하며, 현재 가동 중인 식물정화조는 약 500개소 이상이다. 미국에서도 많은 식생정화시설이 설치되어 가동되고 있는 것으로 알려져 있으며 특히, 미국 환경보호청(EPA, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development)에서는 '도시하수 처리를 위한 인공습지와 수생처리 시스템의 설계(Design manual, Construction Wetlands and Aquatic Plant System for municipal Wastewater Treatment)'라는 식생정화시설 설계 지침서를 1988년에 발간하기도 하였다.

### ○ 미국 Des Plaines River 인공습지

인공습지의 활용을 통해서 하천정비를 위한 기준을 얻고, 지속적인 운영으로 유지관리 지침서를 작성하는 것을 목적으로 하고 있는 미국 Illinois주 Des Plaines강의 인공습지는 대규모 실험시설 설치, 유량과 수위의 조절, 토양조건의 시험, 다양한 자연식생의 도입을 통해서 습지의 기능을 평가하고 있으며, Illinois주 Wadsworth 주변에 4개의 습지를 조성하였다. 습지의 규모는 1.9~3.4 ha이고 유역은 농업(80%) 및 도시지역(20%)으로 구성되어

있으며, 하천은 토지이용활동에 따른 비점오염물질과 소규모 가정하수처리장으로부터 점오염물질로 인해 오염이 되어 있다. 습지의 경우는 대부분 자연유하식으로 물을 유입하는 것이 더 좋은 방법이지만 본 인공습지는 부지의 제약과 다양한 수리학적 조건에 대한 실험을 위해서 양수를 통해서 강에서 습지로 물이 유입되도록 하였다. 유입수의 체류시간은 평균 6.5일이다. 하천에서 중요한 수질문제는 탁도와 관련되어 있는데, 하천의 SS는 59mg/L 정도이고 SS의 처리효율은 86~90%수준이다. 인의 처리효율은 평균 65%인데, 겨울철에는 낮고, 여름철에는 높다. 겨울철에 인의 제거효율이 낮은 것은 하천의 인의 농도가 낮고, 저온으로 습지의 생물학적 처리과정이 낮기 때문이다. 유역내에서 겨울철에는 얼어붙은 토양이나, 얼음위로 물이 흐르기 때문에 인의 농도가 낮다. 대부분의 인은 광물질의 SS에 붙어 유입되며, 이들 입자들은 빨리 침강된다. 또한 습지내에서 성장, 사멸, 분해 등의 대규모 생물학적 순환으로 유기성 퇴적물질의 잔재물을 남기게 된다. 이런 순환으로 인한 퇴적이 하천에서 들어오는 입자의 퇴적을 크게 증가한다. 이러한 침강과 생물학적 순환과정으로 인해 본 습지 내에서 인이 불활성 되고, 또한 계속 발달되는 생태계의 생물체에 고정되어 인이 제거되어 처리수가 방류되는 것으로 보고되었다.

질소의 경우 유입수의 유기성 질소는 약 0.6 mg/L이며, 암모니아성 질소는 약 0.05 mg/L로 매우 낮다. 한편, 질산성 질소는 1.22~2.46 mg/L의 분포를 보이며, 처리효율은 61~92%로 나타났다. 질산성 질소의 제거는 탈질작용으로 추정되며, 온도가 높은 계절에 처리효율이 높게 나타났다. 미생물과 관련된 이러한 처리과정은 수리학적 부하량이 낮아 체류시간이 길어지는 조건에서 훨씬 효과적인 것으로 나타나 습지의 전반적인 효과는 충분한 접촉시간이 가능할 때 질산성 질소가 제거되는 것으로 보고하였다.

식생조사결과 14종의 식물이 1989년에는 조사되지 않았으나, 1990년에는 조사되었으며, 홍수 후에는 고지대에 자라는 식물은 고사하였다. 식물성장량은 1989년 200~400 gDM/m<sup>2</sup>에서 600~800 gDM/m<sup>2</sup>으로 증가하였다. 습지로 조성되기 전에 비해 새들의 개체수는 크게 증가하였다. 물새의 경우는 종류가 500%증가하였고, 종류별로 개체수는 4,500%가 늘어났다.



그림 66. Illinois주 Des Plaines강의 인공습지 전경

○ 일본 쓰찌우라(土浦, Tsuchiura) Bio-Park

쓰찌우라(土浦) Bio-Park는 가스미가우라 쓰찌우라항에 위치하고 있으며, 당초 자갈채 취용 콘크리트 시설을 개조하여 1995년에 만들어진 인공습지로 콘크리트면 위에 수경재배 형태로 식물을 재배하고 여기에 호소의 물을 직접 취수하여 처리한 후 다시 호소로 순환시키는 시스템이다. 처리용량은 하루 약 10,000m<sup>3</sup>의 호소수를 처리하고 있다. 본 인공습지는 시민이 자유롭게 드나들며 채소와 꽃을 가꾸고 이를 식용으로 이용하거나, 퇴비로 활용하며, 시민의 휴식공간으로 이용되고 있다. 시설운영은 이바라키현(茨城縣), 쓰찌우라시(土浦市), 바이오파크동호회(ビホパーク友の會), 가스미가우라연구회가 공동으로 운영하고 있으며, 수로등의 청소를 1년에 1번 정도 실시하고 있다.

Bio-Park내의 수생식물의 뿌리는 여러 가지 미생물이 서식할 수 있는 미디어의 역할을 하며, 질소·인 및 부유물질을 함유한 호소수가 수생식물의 뿌리에서 식물의 영양분으로 흡수되며, 나머지는 식물성플랑크톤이 섭취하게 되고 이 식물성플랑크톤을 미생물이 섭취하여 성장한다. 질소와 인을 영양소로 섭취한 수생식물을 수확하므로 영양물질을 수계로부터 제거한다. 유입수의 평균수질은 BOD 6.9 mg/L, SS 20.9 mg/L, T-N 3.7 mg/L, T-P 0.12 mg/L이며, 평균 처리효율은 BOD 28%, SS 42%, T-N 15%, T-P 21%이다. 이 시설의 처리효율이 낮은 것은 평균 체류시간이 0.5 시간으로 습지의 용량에 비해 유입량이 많

기 때문이며, 수질개선은 대부분 식물의 뿌리에 의한 여과효과로 보여진다. 특히, 질소의 경우는 체류시간이 짧아 탈질반응에 의한 질소제거기능이 거의 없기 때문에 효율이 다른 항목에 비해 크게 낮은 것으로 보여진다.

○ 산노가와(山王川) 인공습지

가스미가우라(霞ヶ浦) 유입되는 오염물질 저감을 위하여 생활하수의 유입이 많은 세네가와(山王川) 하구에 식생정화시설을 설치하였다. 본 인공습지는 1988년 국토교통성관동지방정비국 가스미가우라(霞ヶ浦)공사사무소에서 설치하고, 운영은 주민자치단체인 산노가와 식생정화시설 유지관리회에서 하고 있으며 지역주민의 환경학습장으로 이용하고 있다. 습지의 면적은 5,600m<sup>2</sup>이며, 수심은 0.1m이다. 유입수의 평균 체류시간은 평균 5~10 시간이며, 유입수의 평균수질은 T-N 3.4 mg/L, T-P 0.23 mg/L이며, 평균 처리효율은 T-N 32%, T-P 39%로 보고되었다.

## 제 7 장 참고문헌

- 건설교통부. 1998. 하천구역내 나무심기 및 관리에 관한 기준. 건설교통부. 58pp.
- 건설교통부. 1999. 하천법 법률 제5893호 전문개정.
- 건설부. 1982. 하천건설기준. 건설부. 504쪽.
- 건설부. 1994. 자연형 하천계획기법 및 하천유량과 수질의 상관성 조사·연구. 1994년도 하천환경관리기법개발연구·조사 보고서. 489쪽.
- 구영분, 이성규, 김판기, 변광옥, 우수영, 1997:난지도 폐기물 매립지의 포플러 생장 및 오염물질 흡수 가능성. 포플러, 14, 23-32.
- 국립공원관리공단. 2002. 국립공원 계곡내 인공구조물이 생태계에 미치는 영향 - 인공구조물의 현황 조사를 중심으로. 국립공원관리공단. 179쪽.
- 권태호, 박재현, 김동욱. 2004. 셋강 생태복원을 위한 해외 사례 연구의 고찰. 환경복원녹화 7(5):26-37.
- 김기흥, 신영철, 이형래. 2002. 산지 소하천 유역의 지형특성에 관한 조사 연구. 산업과학기술연구소보 제9호:53-58.
- 김복영, 이종식, 김지호 1998, 서호수에서 부레옥잠 생육상태와 영양염류 제거량 조사, 한국환경농학회지 17(2):145-149.
- 김성일. 2001. 생태계 관리기법. 아름다운 국립공원 28:12-14.
- 노희명, 최우정, 이은주, 윤석인, 최영대. 2002. 시화지구 인공습지에서 갈대에 의한 질소 및 인 흡수. 한국생태학회지 25(5):359-364.
- 농어촌진흥공사. 1997. 수생식물에 의한 수질개선기법 연구(I). 농어촌진흥공사. 126p.
- 농촌진흥청. 1988. 토양화학분석법.
- 대구광역시. 2001. 대구 자연생태공원 조성 기본계획 및 기본설계.
- 박병훈. 2003. 자연형 하천정화를 위한 인공습지 조성방안.
- 박재영, 최이송, 오종민. 2003. 자갈하상에서 부착미생물군집의 거동. 대한상하수도학회·한국물환경학회 2003공동 추계학술발표회 논문집. 31-34
- 박재홍, 최의소, 조일형. 2004. 인공습지를 이용한 축산폐수의 처리. 한국물환경학회 20(2):157-162.
- 산림청. 1995. 산림입지조사요령. p86.

- 서규우. 2002. 국내 도시하천의 생태환경 조성을 위한 모형의 개발 및 적용 - 부산 온천천 유역의 적용사례를 중심으로. 2001년도 한국수자원학회 기초과제 연구보고서. 157-204. 서울대학교. 1997a. 도시지역에서의 효율적인 생물서식공간 조성기술의 개발. 환경부.
- 신재순, 이혁호, 류종원, 최기준, 임용우, 김원호, 김기용, 이기종. 1999. 돈분뇨 고액분리액 시용에 따른 혼파초지의 생산성과 토양화학적 특성의 변화. 한국축산학회지 41(4):479-486.
- 안상진. 2002. 바람직한 하천살리기 방향. 한국수자원학회지 35(4):7-8.
- 여진기, 김인식, 구영본, 김영중, 주성현. 2003. 시험림에서 축산폐수 처리에 따른 포플러의 생장과 축산폐수의 흡수. 한국폐기물학회 20(8):741-749.
- 여진기, 김인식, 구영본, 김태수, 손두식. 2002. 축산폐수 처리에 따른 포플러 수종 및 클론별 오염물질 흡수능력 및 내성. 한국폐기물학회 19(8):912-920.
- 우효섭, 김성태. 2000. 수변복원의 이해와 외국의 관련 가이드라인의 검토. 한국환경복원기술학회지 3:126-144.
- 우효섭, 이삼희. 1997. 특집: 지속가능한 환경과 건설 - 환경친화적 하천계획. 토목 45(2):48-56.
- 우효섭. 2001. 수변복원의 이해(I) - 미국의 수변복원 가이드라인을 중심으로. 하천복원에 관한 국제심포지엄:275-284.
- 우효섭. 2001. 수변복원의 이해(II) - 미국의 수변복원 가이드라인을 중심으로. 하천복원에 관한 국제심포지엄:285-298.
- 이병현, 이남희. 1994. 부레옥잠을 이용한 돈사폐수의 처리. 한국수처리기술연구회. 2(2):29-38.
- 장순옥, 이영기, 이서진. 2003. 식생완충대로서 포플러에 의한 비점오염원제거 특성: 현장실험, 대한환경공학회 춘계학술연구발표회 논문집 pp.1457-1463
- 전근우. 2002. 향후 10년간 산림토목사업의 방향설정 - 사방사업을 중심으로. 한국산림토목 환경연구회보 43:2-19.
- 정상만. 1995. 소하천의 정의와 계획하폭결정에 관하여. 한국수자원학회지 28(6):102-103.
- 정홍수. 1996. 소하천정비의 필요성과 추진방향. 한국사방·산림토목연구회보 23:12-21.
- 조강현. 1992. 인공호에서 대형수생식물에 의한 물질생산과 질소와 인의 순환. 서울대학교 대학원 박사학위 논문. 233p.
- 조동길. 1999. 인공습지 조성후 생물다양성 증진 효과에 관한 연구. 서울대학교 석사학위

## 논문

- 주기재, 김현우, 하경. 1997. 하천 생태학의 발전과 우리나라 하천 연구의 현황. 한국생태학회지 20(1):69-78.
- 한국건설기술연구원. 2002. 국내 여건에 맞는 자연형 하천 공법의 개발(최종보고서). 환경부. 628쪽.
- 한국건설기술연구원. 2002. 하천복원 가이드라인(시안). 255쪽.
- 한국사방·산림토목연구회. 1994. 치산사방 환경녹화 공종·공법 기본개념 해설. 한국사방·산림토목연구회보 제16호.
- 한국수자원공사. 1997. 시화지구개발, 반월천 동화천 습지조성공사 기본 및 실시설계보고.
- 한국환경학술단체연합회. 2002. 국내축산폐수의 효율적 관리를 위한 연구.
- 한상훈. 1995. 습지생태계와 그 중요성. 자연보존 91 : 42-50.
- 환경관리공단. 2003. 동북호 길성천 수생식물지를 이용한 하천정화시설 설치사업 기본설계 보고서.
- 환경부. 1996. 수질오염, 폐기물, 토양오염 공정시험방법. 환경부고시 제96-32호. 동화기술.
- 환경부. 2002. 하천복원 가이드라인. 환경부. G-7 국내여건에 맞는 자연형 하천공법 개발 연구팀.
- 岡村俊邦. 1996. 生態學的播種法による自然林の再生法. 水環境林造成に關する研究會.
- 杉原知加子, 水谷正一, 中村智幸, 後藤章. 2001. 河川と水田水域に連結する人工池が魚類の生息に果たす役割. 農業農村整備とビオトープ-3 69(9):937-940.
- Agroecology Issue Team of the Leopold Center for Sustainable Agriculture. 2001. Agroecology Issue Team Report 2001. 93pp.
- Agroecology Issue Team Report of the Leopold Center Advisory Board. 2000. Agroecology Issue Team Report 2000. 124pp.
- Armson, K. A., 1977. Forest soils; Properties and processes. Univ. of Toronto press. pp.1~163.
- Asai, K. and T. Watanabe. 1995. Statistic classification of epilithic diatom species into three ecological groups relating to organic water pollution (2) Saprophilous and saproxenous taxa. Diatom 10: 35-47.
- Copper, P. F. and A. G. Boon. 1987. The use of phragmites for wastewater treatment by root zone method: The UK approach. In K. R. Reddy and W. H.

- Smith(eds), Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery. Magnolia Pub. Inc., Orlando, florida. pp. 153-174.
- Dietrich, W.E. and T. Dunne. 1978. Sediment budget for a small catchment in mountainous terrain. *Zeit. Geomorph. Suppl.* 29:191-206.
- Dix, M.E., N.B. Klopfenstein, J.-W.Zhang, S.W. Workman and M.S.Kim. 1997. Potential Use of Populus for Phytoremediation of Environmental Pollution in Riparian Zones. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMGTR-297
- Ducros, C. M. J., and Joyce, C. B., 2003 Field-based evaluation tool for riparian buffer zones in agricultural catchments. *Environmental management* 32(2)pp 252-267.
- Forman, R.T. and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley and Sons. 100-150pp.
- Ganasan, V. and R.M. Hughes. 1998. Application of index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra(Madhya Pradesh). *Freshwater Biology* 40(2), India.
- Harris, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessments, *Australian Journal of Ecology*, 20: 65-80.
- Hendey N.I. 1974. The permanganate method for cleaning using diatoms. *Nova Hedwigia Bein* 64:305-323.
- Hocutt, C.H., P.N. Johnson, C. Hay and B.J. VanZyl. 1994. Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia. *Reviews Hydrobiologie Tropical* 27: 361-384.
- Hugueny, B., S. Camara, B. Samoura and M. Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia* 331: 71-78.
- Iowa State University. 1998. *Stewards of our Streams*. University Extension. 11pp.
- Jack E. Williams, Christopher A. Wood, and Michael P. Dombeck. 1997. *Watershed Restoration: Principles and Practices*. Bethesda, Maryland. p318-334.
- Kenneth N. Brooks, Peter F. Ffolliott, Hans M. Gregersen, and Leonard F. DeBano. *Hydrology and The Management of Watershed*. Iowa State University Press. 502pp.
- Lee, K., T.M. Isenhardt, R.C. Schultz, and S.K. Mickelson. 1999. Sediment and nutrient trapping abilities of switchgrass and brome grass buffer strip. *Agroforestry Systems*



44: 121-132.

- Lee, K., T.M. Isenhardt, R.C. Schultz, and S.K. Mickelson. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *J. Environ. Qual.* 29: 1200-1205.
- Lee, Kye-Han, Thomas M. Isenhardt, and Richard C. Schultz. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. Submitted to *Agroforestry Systems*.
- Minshall, G. W., 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *J. N. Benthol. Soc.* 7(4) : 263 - 288.
- National Water and Climate Center Technical Note 99-1. 1998. Stream Visual Assessment Protocol. 36pp.
- Neckles H. A., Koepfler E. T., Haas L. W., Wetzel R. L. and Orth R. J. 1994. Dynamics of epiphytic photoautotrophs and heterotrophs in *Zostera marina* (Eelgrass) microcosms: responses to nutrient enrichment and grazing. *Estuaries* 17(3):597-605
- New York State DEC. 1985. Stream Corridor Management: A Basic Reference Manual. DEC Publication, Albany, NY. 112pp.
- Oberdorff, T. and R.M. Hughes. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France, *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- Oklahoma Conservation Commission(OCC). 1993. Development of rapid bioassessment protocols for Oklahoma utilizing characteristics of the diatom community. Oklahoma Conservation Commission, Oklahoma City, Oklahoma.
- Page, A. L. & D. E. Baker & Roscoe Ellis, Jr., 1982, *Methods of soil analysis; Chemical and Microbiological properties*, Madison, Wisconsin, U.S.A. pp.539~693.
- Pickle, Joyce E. 1999. Microbial biomass and nitrate immobilization in a multi-species riparian buffer. M.S. Thesis. Department of Forestry. Iowa State University.
- Raich, J.W. and A.Tufekcioglu. 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry* 48: 71-90.
- Robert H. Kadlec and Robert L. Knight. 1995. *Treatment Wetland*. Lewis Publishers.

893pp.

- Robert W. Newbury and Marc N. Gaboury. 1993. Stream Analysis and Fish Habitat Design (A Field Manual). Newbury Hydraulics Ltd. 256pp.
- Rutherford, I.D, K. Jerie and N. Marsh. 2000. A Rehabilitation Manual for Australian Streams. (Volume 1 / Volume 2). Land and Water Resources Research and Development Corporation(LWRRDC) and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology(CRCCH).
- Susan M. Galatowitsch and Arnold G. van der Valk. 1998. Restoring Prairie Wetland. Iowa State University Press. 246pp.
- The Federal Interagency Stream Corridor Restoration Working Group. 1998. Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group. GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN 3/PT.653. ISBN-0-934213-59-3.
- Tufekcioglu, A., J.W. Raich, T.M. Isenhardt, and R.C. Schultz. 1999. Root biomass, soil respiration, and root distribution in crop field and riparian buffer zones. *Agroforestry Systems* 44: 163-174.
- Tufekcioglu, A., J.W. Raich, T.M. Isenhardt, and R.C. Schultz. 2001. Soil respiration within riparian buffers and adjacent crop fields. *Plant and Soil* 229: 117-124.
- Tufekcioglu, Aydin. 2000. Biomass, carbon, nitrogen and soil respiration dynamics within riparian buffers and adjacent crop fields. Ph. D. Dissertation. Iowa State University. 104pp.
- Tyndall, J. and J.P. Colletti. 1999. Air quality and Shelterbelts: Odor Mitigation and Livestock Production-A Literature Review. Completion Report to the USDA National Agroforestry Center.
- U.S. Environmental Protection Agency(U.S. EPA). 1999. Rapid bio-assessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, (2nd). EPA 842-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C.
- Webber, David. 2000. Comparing estimated surface flowpaths and sub-basins derived from digital elevation models of Bear Creek watershed in central Iowa. M.S.

Thesis. Iowa State University.

William L. Pritchett & Richard F. Fisher, 1987, Properties and Management of Forest soils, 2nd ed., JOHN WILEY & SONS. N.Y. pp.1~160.

<http://www.buffer.forestry.iastate.edu>

<http://www.epa.gov/owow/showcase/bearcreek/summary.html>

<http://www.hort.iastate.edu/sustain/lessons.html>

<http://www.hort.iastate.edu/sustain/lessons.html>