

휴폐광산 지역에서 유출되는 하천수의 오염도 평가

김휘중^{1*} · 양재의² · 옥용식² · 이재영³ · 박병길⁴ · 공성호⁴ · 전상호¹

¹강원대학교 환경과학과, ²강원대학교 생물환경학부, ³서울시립대학교 환경공학부, ⁴한양대학교 화학공학과

Assessment of Water Pollution by Discharge of Abandoned Mines

Hee Joung Kim^{1*} · Jay E. Yang² · Yong-Sik Ok² · Jai-Young Lee³ · Byung Kil Park
Sung Ho Kong⁴ · Sang Ho Jun¹

¹Department of Environmental Science, Kangwon National University, Chunchon, Korea

²Division of Biological Environment, Kangwon National University, Chunchon, Korea

³Department of Environmental Eng., University of Seoul

⁴Department of Chemical Engineering, Hanyang University

ABSTRACT

Several metalliferous and coal mines, including Myungjin, Seojin and Okdong located at the upper watershed of Okdong stream, were abandoned or closed since 1988 due to the mining industry promotion policy. Thus these disposed an enormous amount of mining wastes without a proper treatment facilities, resulting in water pollution in the downstream areas. Acid mine drainage (AMD) and waste water effluents from the closed coal mines were very strongly acidic showing pH ranges of 2.7 to 4.5 and had a high level of Total Dissolved Solids (TDS) showing the ranges of 1,030 to 1,947 mg/L. Also heavy metal concentrations in these samples such as Fe, Cu, Cd and anion such as sulfate were very high. Concentrations of water soluble heavy metals in the Okdong streams were in the orders of Fe > Al > Mn > Zn > Cu > Pb > Cd, indicating Fe from the AMD and waste water effluents contributed greatly to the quality of water and soil in the lower watershed of Okdong stream. Copper concentrations in the effluents from the tile drainage of mine tailings dams were highest during the raining season. Water Pollution Index (WPI) of the surface water at the upper stream of Okdong river where AMD of the abandoned coal mines was flowed into main stream were in the ranges of 16.3 to 47.1. On the other hand, those at the mid stream where effluents from tailings dams and coal mines flowed into main stream were in the WPI ranges of 10.6 to 19.5. However, those at the lower stream were ranged from 10.6 to 14.9. These results indicated that mining wastes such as AMD and effluents from the closed mines were the major source to water pollution at the Okdong stream areas.

Key words : Water pollution, Acid Mine Drainage, Heavy metals, Water Pollution Index,

요 약 문

옥동천 유역의 상류에 위치한 명진탄광, 서진탄광, 옥동탄광 등이 1988년 이후 석탄합리화 사업으로 인하여 휴폐광 되었다. 따라서 많은 양의 광산 폐재가 적당한 처리시설이 없이 그대로 유입되어 하류지역의 수질오염을 야기 시킨다. 폐탄광으로부터 유출되는 침출수와 산성광산배수는 pH 2.7~4.5의 강한 산성을 나타내며, 총용존물질은 1,030~1,947 mg/L로 높은 범위를 나타낸다. 또한 Fe, Cu, Cd같은 중금속의 농도와 음이온인 황산이온 등도 매우 높은 농도를 보인다. 옥동천내에 포함된 중금속의 농도는 Fe > Al > Mn > Zn > Cu > Pb > Cd 순으로 나타났으며, 철의 경우 산성광산배수와 침출수로 부터 옥동천 하류의 수질과 토양의 질을 나타내는 지표가 된다. 구리농도는 풍수기에 공제댐 배출수에서 높은 농도를 나타냈다. 표층수의 수질오염지표는 폐탄광의 산성광산배수가 유입되는 옥동천 본류

*Corresponding author : hjkim60@kangwon.ac.kr

원고접수일 : 2004. 6. 25 게재승인일 : 2005. 5. 25

질의 및 토의 : 2005. 12. 31 까지

상류에서 16.3~47.1을 나타냈다. 반면에 구광재댐과 신광재댐 및 폐탄광의 배출수가 유입되는 중류에서 10.6~19.5를, 하류에서는 평균값인 10.6~14.9를 보여, 상류지역의 폐탄광의 산성광산배수가 옥동천의 주 오염원인 것으로 나타났다.

주제어 : 수질오염, 산성광산배수, 중금속들, 하천수오염평가지수

1. 서 론

우리나라의 석탄 산업이 대부분 이루어지고 있는 강원도 동남부지역은 1989년부터 1995년까지 석탄산업 합리화사업의 시행으로 경제성이 극히 미흡한 탄광 335개가 폐광되어 현재는 석탄 산업이 가장 활발하였던 1988년보다 약 93%가 감소하여 대부분 지역이 폐광 및 휴광 상태로 방치되어 있다(통산산업부, 1997). 이러한 휴·폐광으로 인하여 주변지역의 환경이 오염되는 것은 물론, 광해의 원인이 되기 시작하였다. 광해 요소로는 폐갱구 및 광산폐기물 주변에서 유출되는 산성광산폐수와 폐갱도 및 폐채갱구의 붕괴로 인해 발생하는 지반 침하, 광산폐기물(폐석, 광미사 등)의 유실, 침출수 유출, 광미사의 비산 등이 있다. 특히 폐갱도와 광산폐기물(광재댐)에서 배출되는 광산폐수는 중금속을 다량 함유한 폐수이지만 아무런 정화과정 없이 그대로 주변 수계와 토양으로 유출되어 지표수를 비롯하여 지하수 및 주변토양환경을 오염시키고 있으며, 중금속을 다량 함유하고 있는 광미의 비산 역시 주변 수계와 토양 환경을 오염시키고 있다. 이러한 환경문제를 일으키는 산성광산폐수의 생성 원인은 황화광물과 황철석에 있는 황이 산화되면서 생성되는 수소이온(H^+)에 의한 것으로 설명될 수 있다. 황화물 중 광산폐수의 산성화에 가장 크게 기여하는 것은 황철석으로, 황철석은 대부분의 금속 광상에 흔히 관찰될 뿐만 아니라, 탄층 내에도 상당량 포함되어 있는 광물이다. 이러한 황철석의 산화는 무기적으로도 진행되지만, 미생물에 의해서도 진행된다(Stumm, W., and J.J. Morgan, 1981, Murr, L.E. and Mehta, A.P., 1982, Bigham, J. M., U. Schwertmann., L. Carlson and E. Murad, 1990). 이 중 미생물에 의한 황철석의 산화 반응이 무기적인 것보다 훨씬 빠르기 때문에(Sengupta, M. 1993) 광산배수의 산성화는 미생물에 의한 황철석의 산화 반응에 의해 결정되는 것으로 알려져 있다(Zaihua, L., 1991). 황철석의 산화에는 황을 산화시키는 것과 철을 산화시키는 미생물들이 모두 기여할 수 있는데, 이러한 미생물들로는 *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus novellus*, *Thiobacillus acidophilus*, *Sulfurilobus acidocaldarius*, *Leptospirillum ferrooxidans* 등이 있으며,

*Thiobacillus ferrooxidans*는 황과 철을 모두 산화시킬 수 있을 뿐만 아니라 비교적 다른 미생물들에 비해 번식력이 강해 광산폐수의 산성화에 가장 크게 기여하는 것으로 잘 알려져 있다(Hector, M.L., and Isamu S., 1989).

이러한 광산폐수는 하천 및 지하수에 유입됨으로써 철수산화물의 침전에 따른 하상 및 그 주변 경관의 훼손, 수질의 악화와 그에 따른 하천수 및 지하수 이용의 제약, 그리고 수서 생태계 파괴 등과 같은 환경 문제를 야기한다(한완수, 최재규, 이재영, 최상일, 2004). 또한 광산폐수의 유입으로 인한 용존 물질의 증가는 물의 경도와 황산기의 농도 및 중금속의 함량 등을 높이는 문제를 야기시킨다. 따라서 광산폐수에 대한 오염도 평가와 정화처리가 요구되고 있다. 그러나 광산폐수에 함유된 오염물질의 물리적 화학적 특성이 매우 복잡하기 때문에 산성폐수에 의해 오염된 지표수나 지하수의 오염정도를 지역적, 시간적 변화에 따라 비교하는 일은 쉽지가 않다.

수질오염에 대한 정량적 평가는 1965년 Horton에 의해 하천에서 8가지 항목을 선정, 선정된 수질측정지표항목의 측정치를 적절히 통합하여 점수로 표현하는 방법을 이용해 수질오염정도를 수치로 간단히 표현할 수 있게 하였다.

국내의 경우도 1975년부터 5년간 한강의 중하류를 대상으로 수질을 평가 하였다. 그러나 광산지역을 대상으로 한 수질오염 평가는 이루어지지 않았다. 광산지역의 수질은 일반 하천과는 달리 유기물에 의한 오염보다는 지역 특성상 중금속에 의한 오염이 발생할 수 있다.

따라서 이 논문에서는 광산지역의 수질의 절대적인 량을 나타내는 대표적 중금속 항목을 선정하여 정량적 지표를 도입, 중금속에 의한 수질오염을 평가하였으며, 특히 우리나라에서 석탄광산과 금속광산이 한 수계에 위치한 대표적인 지역인 옥동천 등을 대상으로 광산활동에 의해 발생된 침출수 및 산성광산배수에 의해 수질의 오염정도를 규정할 수 있는 pH, 황산염(Sulfate), 철, 알루미늄, 망간, 구리, 아연 함량 등의 함량을 조사하여, 하천의 지표수의 오염지표(WPI, Water Pollution Index)를 도출하고, 최종적으로 옥동천에 유입되는 각 지류의 오염도를 산정평가하고자 한다.

Table 1. Descriptions of water samples

| Sample | Water & sediment sampling locations | Site characteristics |
|--------|--|---|
| M-1 | Myungjin abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water |
| M-2 | Myungjin abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water(Yellow boy) |
| M-3 | Myungjin abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water(White boy) |
| M-4 | Myungjin abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water(Yellow boy) |
| S-1 | Sejin abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water(Yellow boy) |
| S-2 | Sejin abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water(Yellow boy) |
| S-3 | Sejin abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water(Yellow boy) |
| S-4 | Sejin abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water(Yellow boy) |
| SD-1 | Sangdong mine | Discharge water |
| SD-2 | Sangdong mine | Sangdong mine outlet water |
| SD-3 | Sangdong mine | Sangdong mine outlet water |
| SD-4 | Sangdong mine | Confluence water of abandoned coal mine waste Water and mine outlet water |
| KD | Kedo mine | Kedo mine outlet water |
| SD-5 | Upperstream | Confluence water of abandoned coal mine waste Water and mine outlet water |
| NT-1 | New Tailing Dam | Discharge water |
| NT-2 | New Tailing Dam | Tailing Dam waste water |
| NT-3 | New Tailing Dam | Tailing Dam waste water |
| NT-4 | New Tailing Dam | Tailing Dam waste water |
| OT-1 | Old Tailing Dam | Tailing Dam waste water |
| OT-R | Old Tailing Dam | Tailing Dam waste water |
| OT-2 | Old Tailing Dam | Tailing Dam waste water |
| OT-3 | Old Tailing Dam | Tailing Dam waste water |
| OT-3-1 | Coal mine(No named) | Abandoned coal mine waste water |
| OT-4 | Mid stream | Surface water |
| OT-5 | Mid stream | Surface water |
| OT-6 | Mid stream | Surface water |
| L-1 | Midstream | Surface water |
| L-2 | Lime stone mine | Lime stone mine waste water |
| L-3 | Down stream | Surface water |
| CM-1 | Okdong abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water |
| CM-2 | Okdong abandoned coal mine | Abandoned coal mine waste water |
| CM-3 | Down stream (Okdong abandoned coal mine area) | Surface water |
| CM-4 | Down stream | Surface water |

2. 재료 및 방법

2.1. 조사지점

강원도 동남부에 위치한 옥동천 유역은 영월군 상동읍을 중심으로 중동과 하동을 거쳐 남한강 상류에 이른다. 시료의 채취는 광산 폐기물의 이동 경로에 따른 수질오염 연구를 위하여 1997년부터 2002년 까지 수질시료를 갈수기와 풍수기로 나누어 총 10회에 걸쳐 채취하였으며, 채취지역 설정방법은 옥동천 상류의 폐탄광지역과 휴광상태

인 금속광산을 상류지역으로 설정하고, 중류지역은 신 광재댐, 구 광재댐 하류지역을, 하류지역은 옥동천이 남한강 상류와 합류되는 지역을 선정하여 옥동천 수계를 따라 상류에서 하류까지 29개 지점으로부터 광산 및 수계의 분포를 바탕으로 본류와 지류에서 각각 선택하여 등간격으로 시료를 채취하였으며 휴폐광 유출수나 오염이 안된 지류가 유입되는 지점에서 상하류 모두를 채취 하였다. 시료의 특성(Table 1)과 시료채취지점은 Fig. 1에 나타났다.

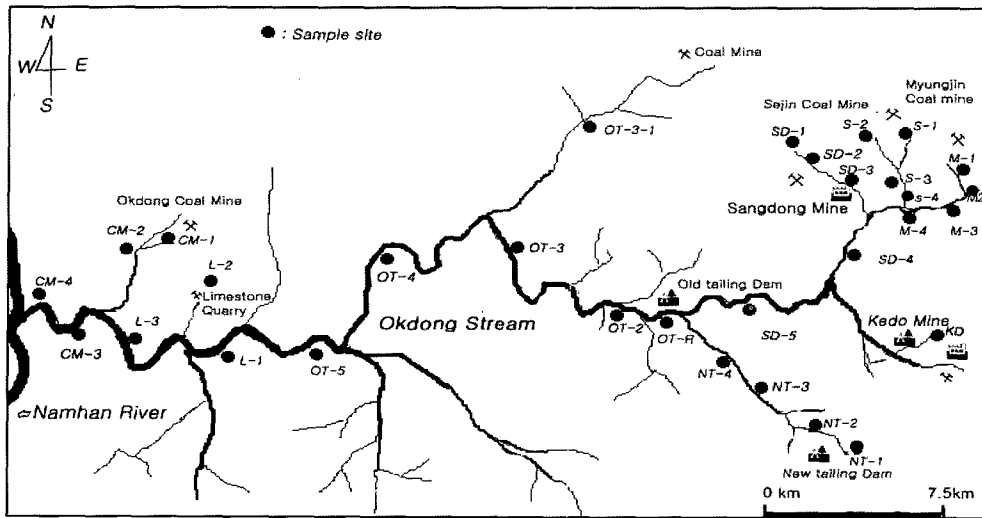


Fig. 1. Location map of water samples in the study area.

2.2. 화학분석

온도, (DO, Dissolved Oxygen), pH, 전기전도도(EC, Electric conductivity), 총용존물질(TDS, total dissolve solid)는 시료채취 현장에서 Environmental Monitoring System (YSI 600DM)을 이용하여 측정하였으며, Fe, Al, Mn, Cu, Zn 등의 중금속과 SO₄²⁻는 각각 유도플라즈마 분광분석기(ICP-AES; Australia Latam 8440)와 이온크로마토그래피(IC; Dionex DX-120)를 이용하여 측정하였다.

2.3. 하천수의 오염도평가지수

하천수의 오염도 평가지수는 Scottish Development Department에서 1976년에 제시한 Water-Quality Index (WQI)를 기초로 하여 국내 폐탄광 산성폐수의 특성을 가장 잘 나타낼 수 있는 7개의 변수 즉, pH, 황산염 (Sulfate), 철, 알루미늄, 망간, 구리 및 아연 함량을 식(1)에 대입하여 이용하였으며, 허용치(tolerable level(mg/l)) 값은 U.S. EPA,(Environmental Protection Agency)와 EEC(European Economic Community)기준치 및 음용수 수질기준에서 제시한 값을 이용하였다.

$$WPI = \frac{\sum \frac{\text{Heavy metal concentration in water}}{\text{Tolerable level}}}{\text{Number of heavy metal}} \quad (1)$$

식 1에 의해 계산된 오염지수(WPI, water pollution index)는 각 중금속의 허용 한계치에 대한 비를 평균한 것이므로 조사지역의 오염지수가 1보다 크면 하천의 지표수가 산성 광산배수(AMD, Acid mine drainage)나 광재댐의 침출수 및 배출수에 의해 오염이 된 것으로 평가할 수 있다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 이화학적 특징

옥동천 지역의 수소이온농도(pH)는 본류와 지류에서 2.7에서 8.9 다양한 변화를 나타냈다(Fig. 2). 특히 석탄합리 회사업 이후 폐광된 서진탄광과 명진탄광의 폐갱구에서 배출되어 지류로 유입되는 지역의 정점 S-2에서 가장 낮은 pH 2.7을 나타내어, 폐탄광에서 발생된 배출수에 의한 영향으로 판단된다. 폐탄광의 배출수가 유입되는 지점에서 pH가 낮은 것은 석탄광에서 맥석광물로 존재하는 황철석이 산화되면서 다량의 수소이온(H⁺)을 수계로 방출하기 때문이다(최우진, 1997, 정명채, 1999), 그 외의 정점에서는 하류로 이동함에 따라 pH가 증가하는 것으로 조사되었는데, 이는 산성인 광산폐수가 본류와 합쳐지면서 그 산도가 점차 희석되었기 때문이며, 또한 본 하천 유역의 지질이 석회암지대이기 때문으로 판단된다. 하류로 이동함에 따라 하천수 중의 수소이온(H⁺)과 옥동천 수계의 기반암인 석회암의 상호작용으로 인해 발생된 칼슘이온(Ca²⁺)과 중탄산이온(HCO₃⁻)은 하천수의 알칼리니티(Alkalinity)와 칼슘이온(Ca²⁺)의 농도를 증가시키는데(Zaihua, L., 1991), 실제로 본류지역의 정점 MS-2, MS-3, MS-4에서는 pH 7.4~7.8으로 중성 내지 약알칼리성을 나타내었다. 그러나 구광재댐과 신광재댐에서 나오는 유출수의 경우는 광미 내 중금속의 불용화를 위해 처리된 석회석 때문에 높은 pH를 나타낸 것으로 판단된다(Fig. 2).

옥동천 본류와 지류의 갈수기 및 풍수기의 TDS의 변화를 보면 갈수기에는 1차년도 갈수기와 풍수기와 비슷한 경향인 서진폐탄광의 침출수가 유입되는 정점 S-2에서

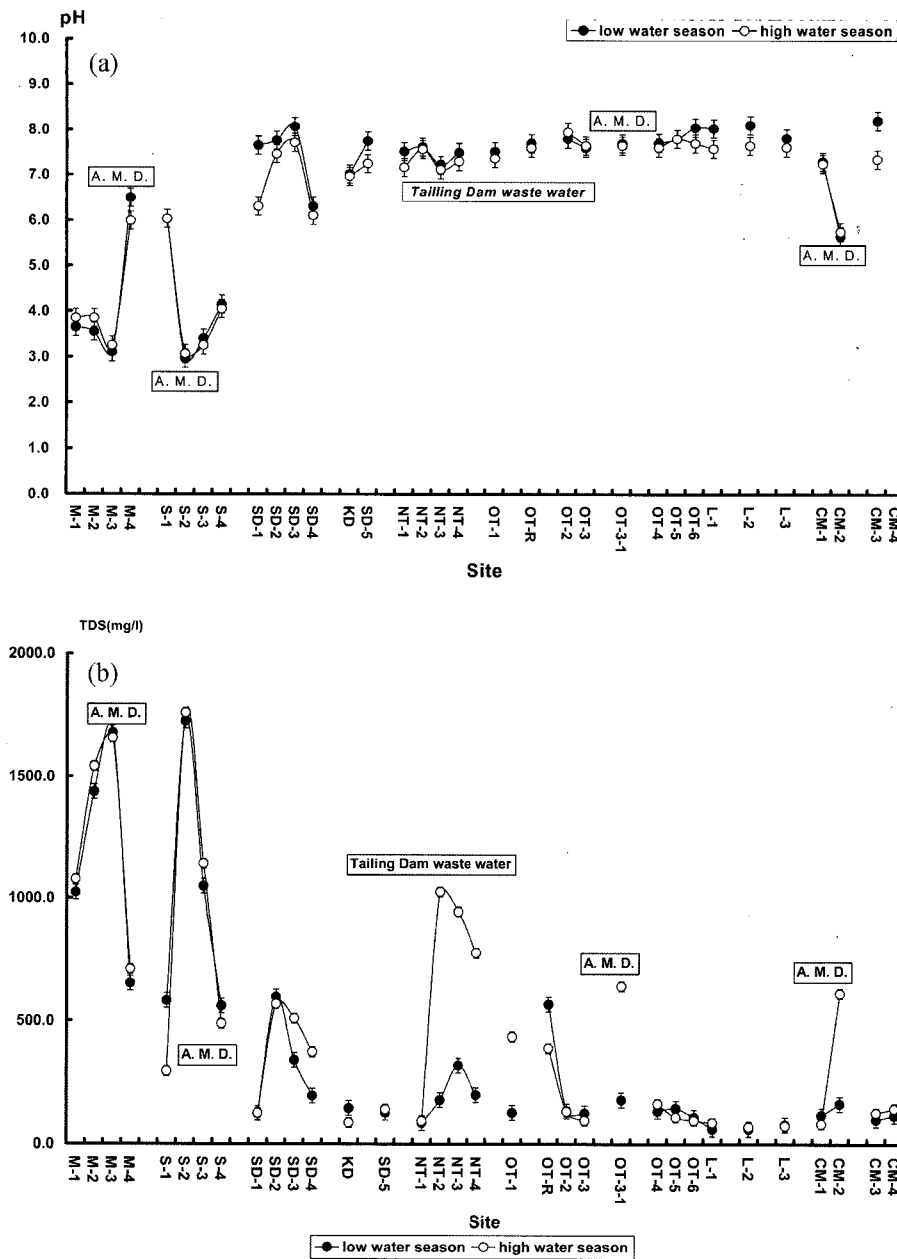


Fig. 2. pH(a) and total dissolved solid(b) of surface waters in the study area.

1895.0 mg/L로 최고 높은 값을 나타냈고, 거도광업소의 침출수가 유입되는 정점 KD에서 가장 낮은 41.0 mg/L로 나타났다(Fig. 2).

Fig. 3은 옥동천 본류와 지류의 용존산소(DO) 값을 나타낸 것이다. 옥동천 본류와 지류 지표수의 DO는 2.4~10.8 mg/L 범위였다. 신평재댐의 침출수가 배수되어 유입되는 정점 NT-2에서 가장 높게 나타났으며, 명진 폐광산의 갱구내의 침출수가 정체되어 있는 정점 M-1이 가장 낮았으며, 대체로 7.0~9.0 mg/L의 정상적인 값을 나타내었다.

이는 폐광산 주변지역의 주된 오염물질이 유기성 물질보다는 중금속으로 분해나 자정작용에 소요되는 산소가 소량이기 때문으로 판단된다. 신평재댐 지역의 침출수의 경우 대체로 다른 지역보다 용존산소 값이 높은 편인데, 이는 침출수의 배수도가 산 중턱에 위치하여 하천으로 유입될 때 낙차에 의하여 용존산소가 증가하였기 때문으로 판단된다. 폐광의 유출수의 경우 다른 지역보다 용존산소가 대체로 낮은 편인데 이는 황화철과 같은 황화물이 산화될 때 산소를 소비하기 때문으로 판단된다.

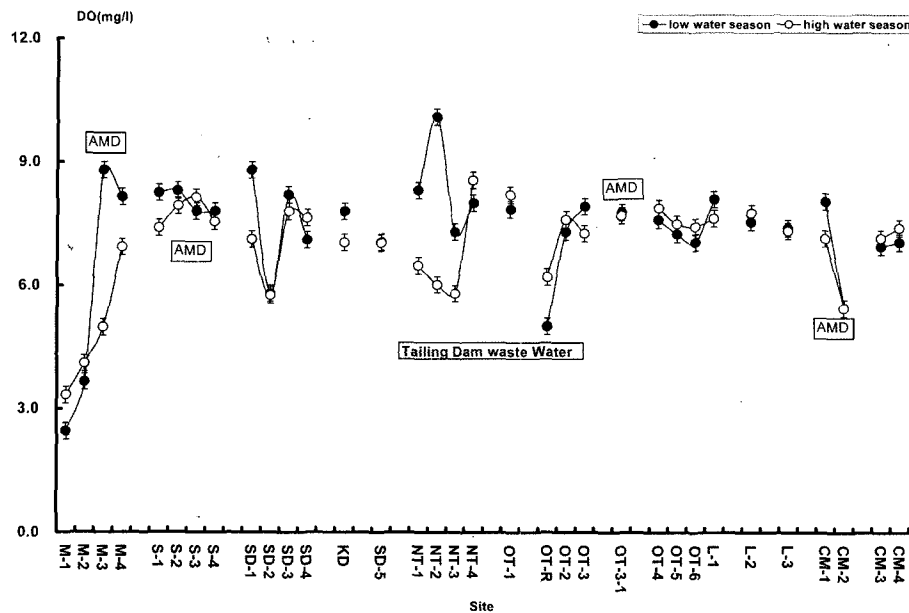


Fig. 3. Dissolved oxygen of surface waters in the study area.

3.2. 옥동천 음이온의 농도 분포

연구대상지역에서 분석된 음이온의 함량은 황산이온의 경우 pH가 낮은 폐탄광의 산성광산배수지역이 매우 높게 측정되었으며 중 탄산이온은 석회광산지역의 배출수에서 가장 높은 농도를 나타냈다. 옥동천 상류지역부터 하류까지 음이온의 함량 변화를 통하여 원소별 오염정도를 알아 보았다. 갈수기와 풍수기에 채취한 갯내수 및 침출수, 배출수, 하천수에 대한 음이온 농도분포는 Fig. 4에 나타났다.

3.2.1. 황산이온 SO₄²⁻

옥동천 본류와 지류 표층수에 함유된 황산이온의 총 농도는 9.0~2,747.0 mg/L로 나타났다(Fig. 4). 이들 자료를 토대로 갈수기 황산이온의 농도 변화를 보면 옥동천 상류에 위치한 서진 탄광의 폐갱구에서 침출수가 배출되는 정점 S-2에서 가장 높은 값인 2,747.0 mg/L로 나타났으며, 상동광업소에서 발생된 광미의 투기 장소인 신평재댐 상류의 계곡수로 비교적 오염이 되지 않은 곳으로 사료되는 정점 NT-1에서 가장 낮은 값을 나타냈다.

산성광산배수발생기작의 대표적인 과정은 Pyrite의 공기와 물의 직접적으로 반응에 의해 산화되거나(direct oxidation; $2FeS_2 + 7O_2 + 2H_2O \leftrightarrow 2Fe^{2+} + 4SO_4^{2-} + 4H^+$, $4Fe^{2+} + O_2 + 10H_2O \leftrightarrow 4Fe(OH)_3 + 8H^+$, $2Fe^{2+} + O_2 + 2H^+ \leftrightarrow 2Fe^{3+} + H_2O$) 또는 ferric Fe과의 반응으로 인해 산화된다(indirect oxidation; $FeS_2 + 14Fe^{3+} + 8H_2O \leftrightarrow 15Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 16H^+$). (Bigham, j. M., U. Schwertmann., L.

Carlson and E. Murad, 1990 Sullivan, P.J., 1998). 일반적으로 폐석탄광 지역에서는 직접 산화 반응과 이에 관련된 생화학적 반응이 주된 AMD의 생성 원인으로 간주되고 있다. 이러한 경우 반응기작에 참여하는 대표적인 반응물은 산소인데 갯안의 경우 대부분이 대기와는 단절된 경우를 볼 수 있는데, 이때 발생기작에 주로 작용하는 것은 지하수에 포함된 용존산소의 량이다. 풍수기의 경우 강우에 유입으로 인하여 Pyrite와의 접촉 반응시간의 증가로 풍수기가 갈수기 보다 높게 나타난 것으로 판단된다.

3.2.2. 중 탄산 이온 HCO₃⁻

옥동천 본류와 지류 표층수에 함유된 중 탄산이온의 총 농도는 14.0~351.4 mg/L로 나타났다(Fig. 4). 이들 자료를 토대로 갈수기 중 탄산 이온의 농도 변화를 보면 석회 광산의 배출수가 유입되는 정점 L-2에서 가장 높은 값인 351.4 mg/L로 나타났으며, 옥동 폐탄광의 침출수가 유입되는 CM-2에서 가장 낮은 값인 21.5 mg/L로 나타났다.

풍수기 경우 석회광산의 하류 지역인 정점 L-3에서 248.2 mg/L로 가장 높은 값을 나타냈고 옥동천 상류의 서진 탄광 지역의 정점 S-1에서 가장 낮은 8.2 mg/L로 나타났다.

폐탄광의 침출수가 배출되는 지역의 수소이온 농도의 차이는 산성광산배수의 발생기작과도 비교할 수 있는데 산성광산배수의 경우 주로 석탄광에서 형성되며 수질은

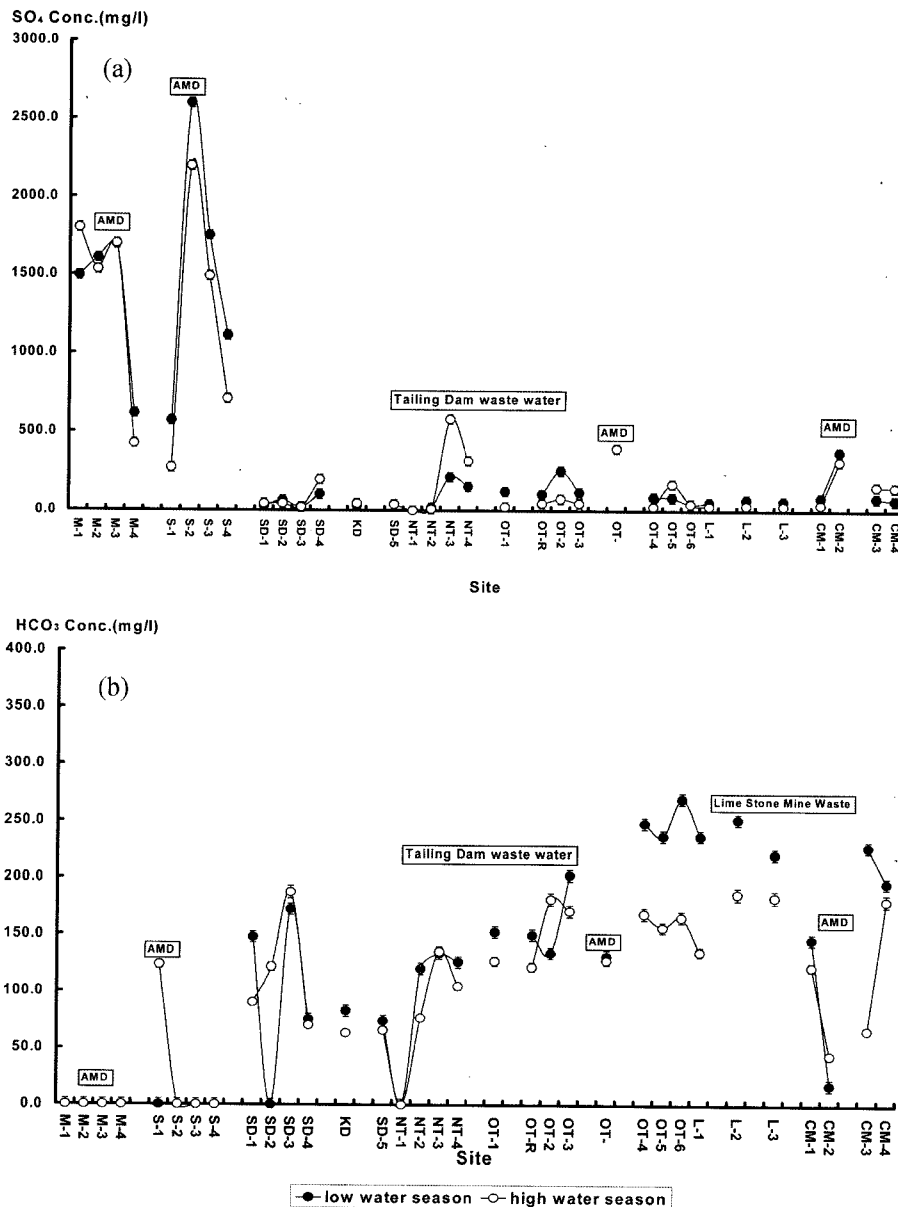


Fig. 4. Concentration of SO_4^{2-} (a) and HCO_3^- (b) of surface waters in study area.

모암에 함유된 산성과 알칼리성 무기물질에 의해 좌우된다(Murr,L.E. and Mehta, A.P., 1982, Zaihua, L., 1991, 김진범, 전상호, 김휘중, 1996). Sulfide와 같은 산 유발물질은 다량 함유되어 있으나 탄산기와 같은 알칼리 유발물질이 소량인 경우에는 산성배수(acidic drainage)가 배출되고, 반대로 sulfide가 존재하더라도 알칼리성 물질이 풍부할 경우에는 알칼리성배수(alkaline drainage)가 생성된다고 하면 서진탄광의 수소이온의 농도가 옥동탄광 보다 높게 나타난 이유도 지표수에 포함된 중 탄산이온에 의한 영향으로 판단된다.

3.2.3 중금속(Fe, Al, Mn, Zn, Cu)

Fig. 5와 6, 7, 8은 옥동천 본류와 지류 표층수에 함유된 Fe, Al, Mn, Cu, Zn의 총 중금속 농도와 용존 중금속 농도를 나타낸 것이다. 일반적으로 광산지역의 하천에는 중금속의 천연부존량이 높은 편이며, 광산 활동에 의해 발생하는 중금속도 많은 것으로 알려져 있다(Murr,L.E. and Mehta, A.P., 1982, Sengupta, M., 1993, Chakrabarti, C.L., Y. Lu., D. C. Gregoire., M. H., Back and W. H. Schroeder, 1994). 옥동천 본류와 지류 표층수에 함유된 철의 총 농도는 16.0~5757.0 mg/L로 나타났다. 철의 총

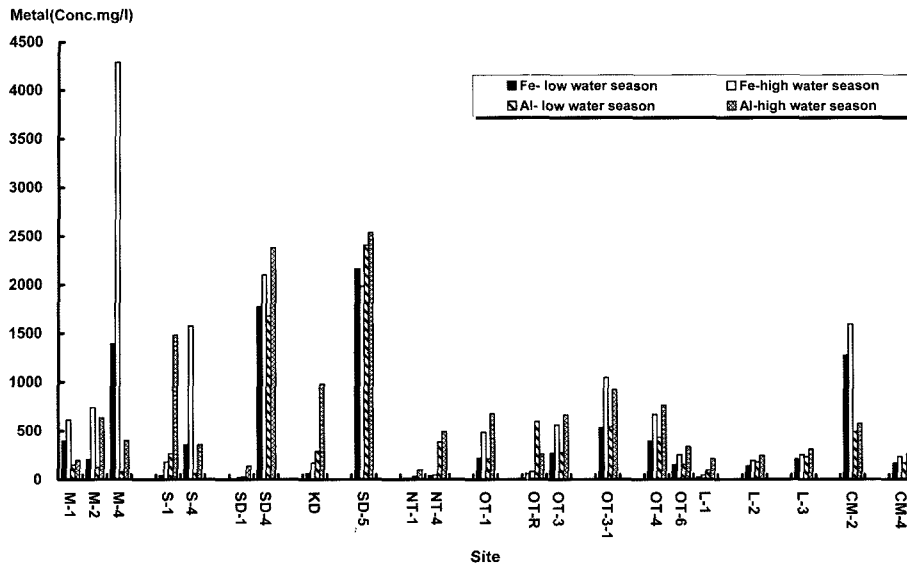


Fig. 5. Iron and Aluminum of surface waters in study area.

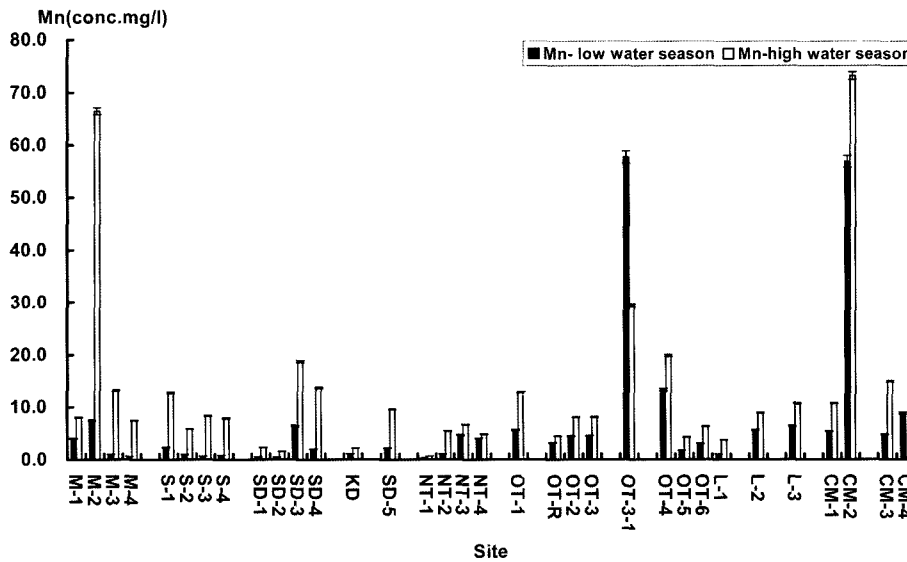


Fig. 6. manganese of surface waters in study area.

농도는 명진탄광의 폐갱구에서 배출되는 침출수가 유입되는 정점 M-3이 가장 높았으며, 신광재댐 상류 계곡의 지하수에서 배출되는 유입수인 정점 NT-1이 가장 낮았다. 명진탄광 폐갱구의 갱내수와 폐탄광의 광산폐수의 합류지역인 정점 M-3, 폐광된 서진탄광에서 배출되는 광산폐수가 유입되는 정점 S-2, 그리고 탄광폐수와 광산 폐수가 합류되는 정점 SD-3에서 각각 5757.0 mg/L, 2348.0 mg/L, 2484.0 mg/L로 높게 나타난 반면에 하류로 이동함에 따라 희석이나 pH 증가에 의한 침전 등에 의해 표층수 내 철의 총 농도가 감소하는 경향을 보였다.

신광재댐과 구광재댐 지역의 침출수의 경우 광미에서 발생하는 침출수임에도 철의 농도가 낮은 것으로 조사되었는데, 이는 침출수의 pH가 7이상이기 때문에 대부분의 철이 침전되어 수중의 철 농도가 낮은 것으로 판단된다. 옥동천 본류와 지류 표층수에 함유된 알루미늄의 총농도는 3.0~3061.0 mg/L로 나타났다. 알루미늄의 총농도는 탄광폐수와 금속광산폐수가 유입되어 합류되는 지역의 정점 SD-3에서 3061.0 mg/L로 가장 높았으며, 구광재댐 침출수가 배출되는 정점 OT-R에서 3.0 mg/L로 가장 낮았다. 알루미늄의 총농도는 비교적 pH가 낮은 강산성 환

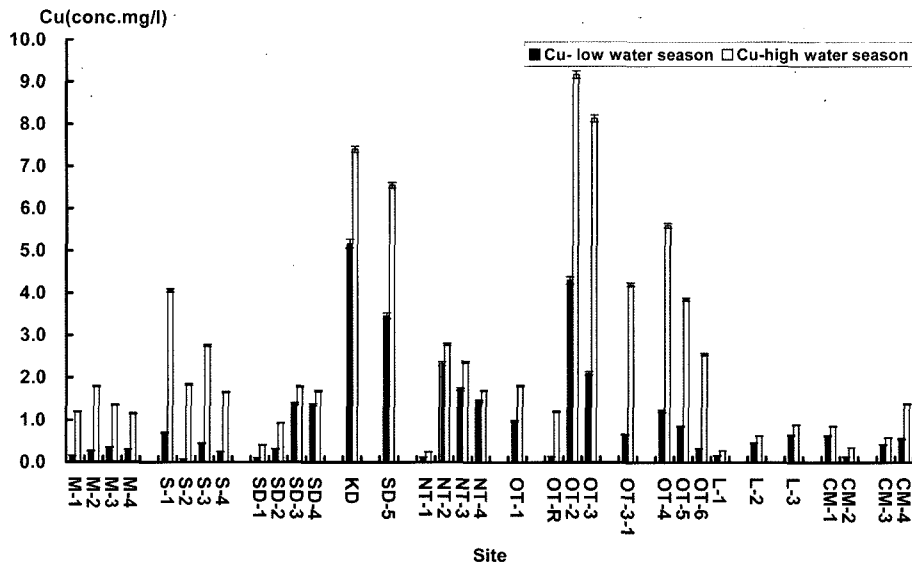


Fig. 7. Copper of surface waters in study area.

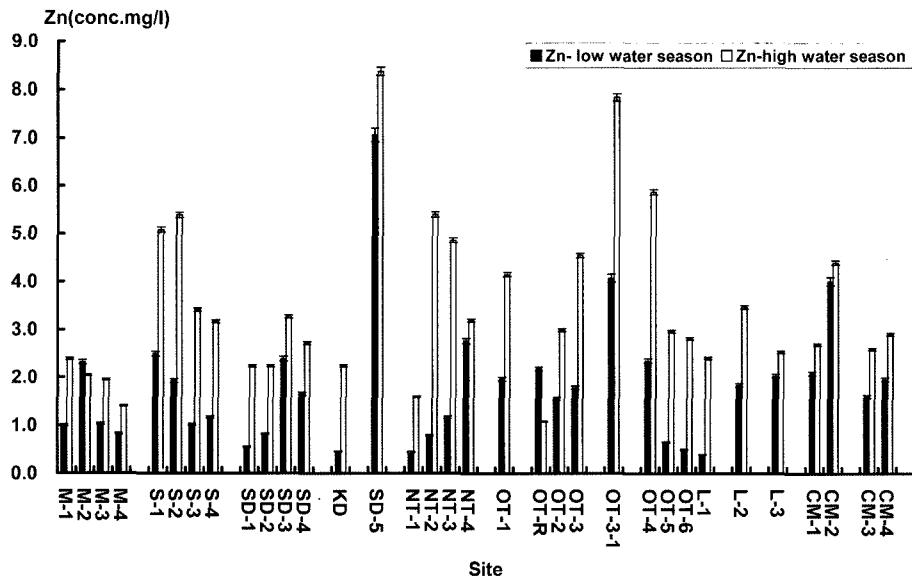


Fig. 8. Zinc of surface waters in study area.

경에서 높은 함량을 나타내었는데, 이는 강산성 환경에서 물과 알루미늄을 함유하고 있는 광물(K-feldspar, Biotite, Muscovite, Buergerite)과의 상호작용(Florence, T. M. and G. E. Batley, 1988, Zaihua, L., 1991, Sengupta, M., 1993)에 의해 다량의 알루미늄 이온이 하천으로 유입된 것으로 사료된다. 이러한 작용이 점차적으로 하류로 내려올수록 pH의 증가로 Al(OH)₃(amorphous) 입자태를 형성하게 되어 수층에 존재하면서 이온형태의 농도는 감소하는 반면 입자태의 농도는 증가되어 총 농도는 높은 경향을 보이다 하류에 이르러 퇴적으로 인하여 농도가 낮아

지는 것으로 사료된다.

옥동천 본류와 지류 표층수에 함유된 망간의 총 농도는 1.0~81.0 mg/L로 나타났다. 망간의 총 농도는 폐광된 옥동탄광의 갱내수가 배출되어 유입되는 지역 정점 OK와 명진탄광의 산성탄광폐수가 배출되는 정점 M-2에서 각각 81.0 mg/L, 69.0 mg/L로 높은 함량을 나타내었고, 신광채담 상류 계곡의 지하수에서 배출되는 유입수인 정점 NT-1과 신광채담의 침출수가 배출되는 정점 N-2, 침출수의 pH가 중성에 가까운 구광채담의 침출수가 배출되는 정점 OT-R에서 각각 1.0 mg/L로 낮은 함량을 나타내었

다. 옥동천 표층수에 함유된 용존 망간은 철 유화광물인 황철광이 분해되어 산성 환경이 된 지류에서 비교적 높은 함량분포를 나타낸 반면에 pH가 증가함에 따라 MnO , $MnCO_3$ 등의 형태로 침전되어 수계에서 망간 이온의 농도가 감소하는 경향을 보이는 것으로 사료된다.

옥동천 본류와 지류 표층수에 함유된 아연의 총 농도는 0.6~8.1 mg/L로 나타났다. 특히 탄광배수지역의 정점 OT3-1에서 가장 높은 8.1 mg/L를 나타낸 것은 폐탄광지역에 분포하는 Sphalerite(ZnS)가 용존산소나 *Thiobacillus thiooxidans*와 같은 황 산성균에 의해 금속 이온이 산화되면서 발생될 것으로 판단된다. 또한 금속 이온의 산화수에 의해 하나 또는 두 개의 수소 이온을 내며 물을 산성화하는 과정에서 -1가를 갖는 황의 산화가 상당히 진행되어 pH가 2이하로 낮아지는 경우에 아연이온의 침전이 진행되지 못하고 그대로 하천으로 유입된 것으로 판단된다.

옥동천 본류와 지류 표층수에 함유된 구리의 총 농도는 0.1~8.6 mg/L로 나타났다. 구리의 총 농도는 구광재댐 침출수가 배출되는 광산폐수가 유입되는 정점 OT-2에서 8.6 mg/L로 가장 높은 함량을 나타내었다. 정점 OT에서 배출되는 유입수의 농도가 높은 것은 선광시 사용된 시약의 영향으로 예측된다.

3.2.4. 옥동천 지류와 본류의 하천수오염도평가지수(WPI, Water Pollution Index)

지류와 본류에서 발생된 산성광산배수 및 광재댐의 침출수에 대한 비교한 결과에 대하여 오염물질 배출허용기준("가1 지역")과 기준치 중목에 포함되지 않은 황산이온 및 알루미늄의 기준치는 석탄합리화사업단의 소택지 폐수정화목표수질과 비교 하여 옥동천 상류부터 하류까지 본류로 유입되는 폐탄광의 침출수 및 갭내수와 휴지 상태의 금속광산의 배출수와 광미댐의 침출수가 유입되는 지류를 대상으로 하여 봄과 겨울 중 월간 강수량이 20 mm 이하 일 경우를 갈수기로 여름과 가을 중 월간 강수량이 200 mm 이상을 풍수기로 나누어 각각의 지류와 본류를 대상으로 하천수오염도평가를 실시하였다(Fig. 9).

연구대상지가 갈수기의 경우 WPI 값은 광산활동에 의해 인위적 영향을 받지 않은 곳으로 비교적 오염이 되지 않은 지역으로 사료되는 상동광업소 상류 500 m 지역인 정점 SD-1에서 하천수오염도지수는 1.0으로 오염물질 배출허용기준("가1 지역")과 기 석탄합리화사업단의 소택지 폐수정화목표수질에 가장 근접한 값을 나타냈다.

이 지역에서 나타낸 지수는 옥동천 상류 지역의 경우

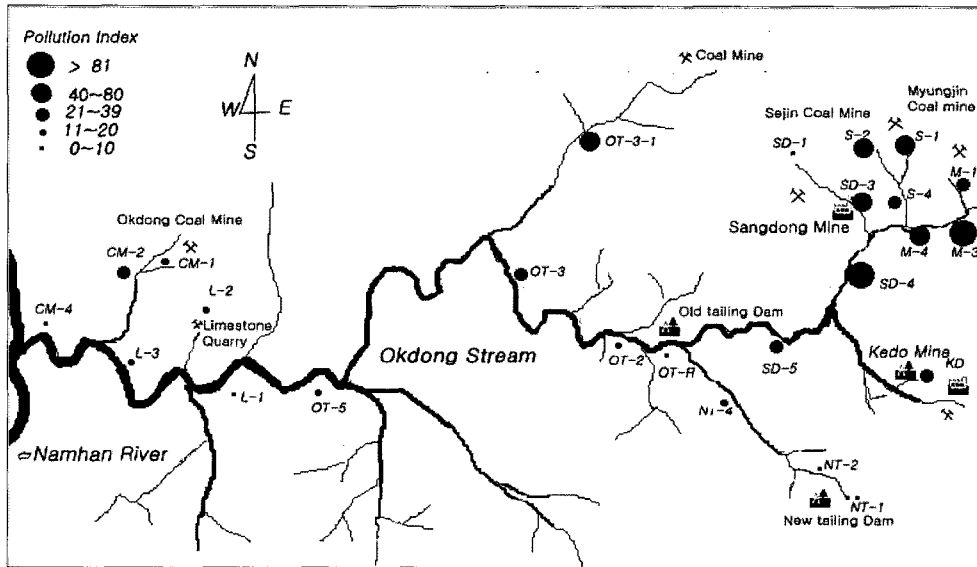
본류수질에 의한 오염부하보다는 하천수량에 의해 상동광업소에서 발생된 오염 배출수를 희석효과에 의해 수질 향상에 영향을 줄 것으로 판단된다.

하천수오염도평가지수 중 가장 높은 수치인 71.2를 나타낸 정점 SD-4는 명진 및 서진 폐탄광 갭구에서 배출되는 산성광산배수와 상동광업소의 배출수 및 침출수가 합류되는 지역으로 옥동천 본류에 석탄광산 및 금속광산배수에 의한 오염원 대부분이 이 지역에서 기인되는 것으로 판단되며, 이러한 결과는 옥동천 본류의 수질의 오염도 증가에 커다란 영향을 줄 것으로 예상된다.

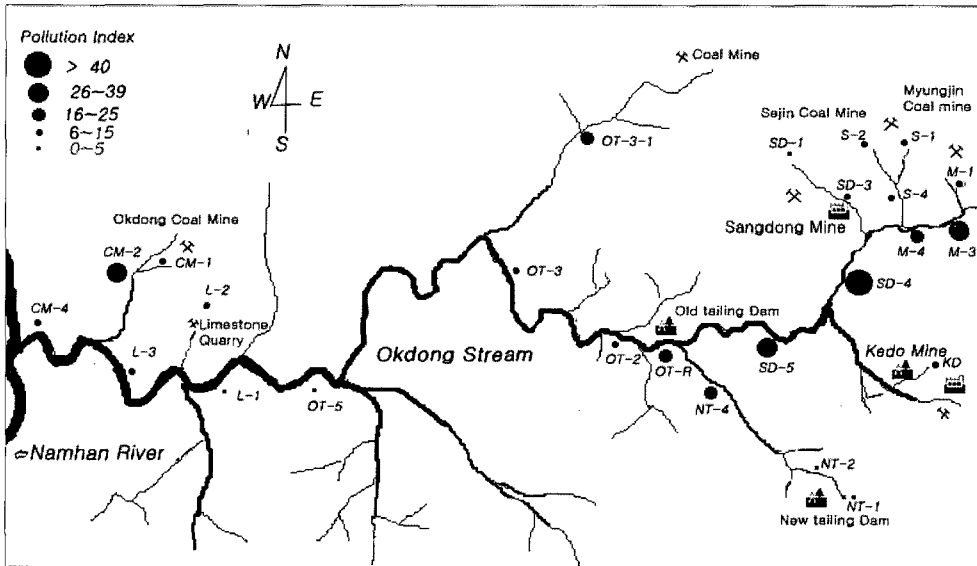
본류를 상, 중, 하류로 나누어 평균치 하천수오염도평가지수는 상류의 경우 16.3 중류 10.6 하류 11.1과 비교하여 볼 때 오염원으로 예상되는 폐탄광에서 발생되는 배출수가 유입되는 지류가 밀집되어 있는 상류가 가장 높은 수치를 나타내고 있어 기존의 옥동천의 오염원으로 예상되었던 광재댐의 침출수보다 높은 값을 나타내어 연구지역의 주요오염원은 폐탄광의 갭내수 및 침출수로 예상된다.

풍수기는 갈수기와는 다르게 대부분의 지류에서 하천수오염도평가지수의 상승을 나타냈으며 특히 폐탄광이 갭내수 및 배출수가 산재해 있는 상류지역에서 적게는 1.5배에서 많게는 약 5배정도 상승하는 값으로 나타났다. 이러한 결과는 옥동천 상류의 경우 대부분이 폐광된 서진 및 명진 광산이 전 지역에 위치해 있어 많은 수의 폐갱구가 산재해 있다. 이러한 지류 상류의 경우 폐갱구는 폐석더미나 갭목 등으로 막아져 있어, 건기의 경우 폐쇄된 갭내에 일정한 갭내수가 배출되지 않고 그대로 방치되어 있다가 풍수기에 수량의 증가로 인하여 배출되어 지류 상류 계곡으로 배수되어 진다 이 경우 건기에는 말라 있던 계곡의 하천이 산성광산배수에 의해 유량이 형성되며, 형성된 지류수는 상류 본류로 유입된다. 이러한 현상은 상류지역의 오염물질의 증가를 가져오게 되며, 따라서 건기보다는 풍수기의 하천수오염지수가 증가하게 되는 요인으로 판단된다.

건기 및 풍수기 전 기간 동안 명진 및 서진 폐탄광의 산성광산배수가 유입되는 지류가 유입되는 상류의 하천수오염도평가지수는 16.3~47.1을 나타내고 있는 반면에 구광재댐과 신광재댐 및 폐탄광의 배출수가 유입되는 중류에서 10.6~19.5를, 옥동 폐탄광의 침출수와 현재 가행되고 있는 석회광산의 배수가 합류되는 하류의 평균값인 10.6~14.9를 보여 옥동천의 오염부하량을 증가시키는 지역은 신광재댐과 구광재댐의 침출수에 의한 영향보다는 폐탄광의 산성광산배수에 함유되어 있는 중금속 성분이 옥동천의 주 오염원인 것으로 판단된다.



(a)



(b)

Fig. 9. Water pollution index map of surface water in study area in (a) high water seasons , (b) low water seasons.

4. 결 론

옥동천 유역에 분포하는 명진, 서진, 옥동탄광 등의 폐 탄광과 상동광업소, 거도광산 등의 금속광산, 광미폐재를 적치해 놓은 광재댐의 주변지역을 대상으로 갭내수, 하천수에 의한 오염현황을 파악하고 결과를 요약하면 다음과 같다.

1) 옥동천의 중금속의 농도는 강산성환경에서 불과 중

금속을 함유하고 있는 광물과의 상호 작용에 의해 다량의 중금속 이온이 하천으로 유입된 것으로 판단되며 이러한 작용이 점 차적으로 하류로 내려오수록 pH의 증가로 M(metal)(OH)₃(amorphous) 입자태를 형성하게 되어 수층에 존재하면서 총 농도는 높은 경향을 보이다 하류에 이르러 퇴적으로 인하여 농도가 낮아지는 것으로 나타났다.

2) 전기와 풍수기를 대상으로 WPI를 산정한 결과 풍수

기의 하천수오염지수가 증가되는 결과를 나타냈다.

3) 전기 및 풍수기 전 기간 동안 옥동천의 오염부하량을 증가시키는 지역은 신광재댐과 구 광재댐의 침출수에 의한 영향보다는 폐탄광의 산성광산배수에 함유되어 있는 중금속 성분이 옥동천의 주 오염원인 것으로 나타났다.

사 사

이 논문은 강원대학교 환경연구소 지원에 의해 연구되었습니다.

참 고 문 헌

- 김진범, 전상호, 김휘중, 1996, 광산배수 수용 하천의 중금속이온 평형에 관한 연구, 자원환경지질학회, **29**(6), 733-738.
- 유재영, 1995, 광산배수의 산성화 및 그에 따른 환경문제, 대한지질학회 및 대한자원환경지질학회 제11회 공동학술경연회발표논문집, p. 32-55
- 정명채, 1999, 휴폐광 금은 광산 주변의 토양오염조사와 복구시스템 연구, 자원환경지질학회, **32**(1), p. 78-79.
- 최우진, 1997, 산성폐수에 의해 오염된 지표수의 오염도 평가에 관한 연구, 한국토양환경학회 춘계학술발표회 논문집, 고려대학교 통산산업부, 1997, 광산물 수급 현황
- 한완수, 최재규, 이재영, 최상일, 2004, 산성 광산폐수 처리를 위한 반응벽체의 반응물 질로서 사업부산물 적용에 관한 연구, 2004년 한국지하수토양환경학회 춘계학술발표회, 한국지하수토양학회, 국립환경연구원, p. 260.
- Bigham, j. M., Schwertmann, U., Carlson, L., and Murad, E., 1990, Apoor crystallized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe in acid mine waters, *Geochim. Cosmochim. Acta* **54**, 2743-2758.
- Chakrabarti, C.L., Lu., Y, Gregoire., D.C. Back, M.H., and Schroeder, W.H., 1994, Kinetic studies of metal speciation using Chelexcation exchange resin: Application to cadmium, copper and lead speciation in river water and snow, *Environ. Sci. Technol.*, **28**, 1957-1967.
- Figura and McDuffie, 1980, Determination of labilities of soluble trace metal fraction in aqueous ligand media and composition of the methods with anodic stripping voltmmetry. *Analytical chemistry*, **51**, 120-125.
- Florence, T.M. and Batley, G.E., 1988, Chemical speciation and trace element toxicity, *Chemistry in Australia*, p. 363-366.
- Hector, M.L. and Isamu S., 1989, Bacterial Leaching of a Sulfide Ore by *Thiobacillus ferrooxidans* and *Thiobacillus thiooxidans* Part II: Column Leaching Studies, *Hydrometallurgy*, **22**, 301-310.
- Murr, L.E. and Mehta, A.P., 1982, Coal desulfurization by leaching involving acidophyllic and thermophyllic microorganism. *Biotech. Bioeng.*, **24**, 743-748.
- Sengupta, M., 1993, Environmental impacts of mine drainage on streams of United States. *Env. Geol. Water Sci.*, **11**, 141-152.
- Stumm, W. and J.J. Morgan, 1981, *Aquatic chemistry*: New York, Wiley-Interscience, p. 780.
- Sullivan, P.J., 1988, Iron sulfide oxidation and the chemistry of acid generation, *Geol. Water Sci.*, **11**, p. 289-295.
- Zaihua, L., 1991, Effect of coal mine waters of variable pH on spring water quality: A case study. *Env. Geol. Water Sci.*, **17**, 219-225.