

흐름 주입 분석법에 의한 총 잔류염소의 정량

崔 鎔 旭

전주대학교 화학·신소재학과
(1999. 6. 7 접수)

Determination of Total Chlorine Residuals by Flow Injection Analysis

Yong-Wook Choi

Department of Chemistry and Advanced Materials, Jeonju University, Jeonju 560-759, Korea

(Received June 7, 1999)

요 약. 흐름주입 분석법(FIA)에 의한 간접 요오드화 UV 검출법으로 총 잔류염소를 신속하게 정량하는 방법을 연구하였다. FIA장치를 최적화하기 위해 용리액의 pH, 요오드화 이온의 농도, 혼합 및 반응코일의 길이, 시료주입량 및 유속, 온도 및 검출과정에 대한 변화를 관찰하였다. pH 8.3에서 하이포아염소산 이온은 요오드화 이온을 선택적으로 산화시키고 자신은 염화이온으로 환원되었다. 방해이온을 제거하기 위한 가리움제로서 에틸렌다이아민이 가장 좋은 효율을 나타내었다. 하이포아염소산 이온의 검정곡선은 0.03-0.3 mg/L의 농도 범위에서 0.999이상의 직선성을 나타내었고, 검출한계는 0.007 mg/L이었다. 이러한 분석조건하에서 몇몇 전주근교 상수 중 총 잔류염소의 농도를 정량하였다.

ABSTRACT. The determination of total chlorine residuals in drinking water by flow injection analysis (FIA) with iodometric UV detection was investigated. The pH of the acid stream, the concentration of the iodide ion, the length of the mixing and reaction coils, the injection sample size, and flowrate were optimized as parameters for determining total chlorine residuals by FIA method. Iodide was selectively oxidized to iodine by hypochlorite at pH 8.3. Ethylenediamine as masking agent for masking interference ions from the sample was given the best efficiency. Calibration curve presented linear range of 0.03-3 mg/L for hypochlorite ion with a correlation coefficient of 0.999 or better. The detection limit was found to be 0.007 mg/L for hypochlorite ion. Under these analytical conditions, total chlorine residuals in several tap water sampled in the city of Jeonju were analyzed.

서 론

상수나 하수에 오염되어 있는 병원성 미생물을 살균 소독하기 위해 일반적으로 많이 쓰이는 방법으로는 염소, 이산화 염소 및 오존처리가 있다. 원수 자체가 페놀이나 휴민산으로 오염되어 있을 경우 염소 처리 과정에서 클로로페놀이나 THM이 생성하는 것으로 알려져 있다.¹⁻⁶ 그러나 이것들 뿐만 아니라 할로이세트산(HAAs), 할로이세토나이트릴(HANs), 할로케톤 및 할로피크린과 같은 염소 소독부산물(disinfection by-products, DBPs)등도 발견되고 있다.⁷⁻⁹ 이산화 염소나 오존으로 처리하면 염소 치환된 부산물이 생성되지 않기 때문에 비용이 들더라도 유럽 선진국에서는 이산

화 염소나 오존으로 상수를 처리하고 있다.¹⁰⁻¹⁵ 그러나 이들도 염소와 마찬가지로 아염소산 이온, 염소산 이온, 브롬산 이온 및 알데하이드류와 같은 소독부산물 생성되는 것으로 알려져 있다. 따라서 소독제의 종류가 중요한 인자이기도 하지만 기존의 소독제를 얼마나 효율적으로 사용하고 있는지가 더욱 중요하다. Symons 등¹⁶은 브롬화 이온이 포함된 원수에 잔류 염소 투여량을 증가시킴에 따라 THMs의 생성량이 증가하는 경향을 보여 주었고, Bolyard와 Fair¹⁷는 하이포염소산 이온이 시간이 경과함에 따라 염소산 이온으로 생성됨을 보고하였고, Gordon¹⁸ 등은 액상 하이포염소산 이온을 소독제로 사용할 경우 정수에서 염소산 이온이 발견된

다고 밝혔다. 과량의 소독제 사용은 소독부산물의 생성량을 증가시킬 뿐만 아니라 수도관의 부식에도 영향을 미치게 되므로 소독제 투입량은 상당히 주의를 기울여야 한다. 따라서 미국 환경청(USEPA)에서는 D/DBPs(disinfection/disinfection by-productions) 규칙을 제안하였고, 소독후 잔류 소독물에 대한 최대 잔류 소독 수준(maximum residual disinfection levels, MRDLs)을 총 잔류염소(유리 및 결합 잔류염소) 4.0 ppm 및 이산화 염소 0.8 ppm 으로 제정하였다.¹⁹

우리나라 정수장에서의 염소투입량은 현재 원수의 염소요구량, 정수 및 배수 시설에서 염소소비량과 수도전에서 법정 잔류 염소량(유리 잔류염소 0.2 mg/L 이상, 수인성 전염병 유행시 0.4 mg/L 이상)을 합한 양으로 투입한다. 염소는 수중에서 가수분해되어 유리 잔류염소(Cl_2 , HOCl , OCl^-)와 결합 잔류염소인 클로라민(Chloramine)으로 된다. 이 물질들 중 HOCl 이 OCl^- 보다 80배이상 살균력이 강하며 살균강도는 $\text{HOCl} > \text{Cl}_2 > \text{OCl}^- > \text{클로라민}$ 순이다. 낮은 pH에서는 유리 잔류 염소가 소독에 더 효과적이며, 특정시간이 경과하여 소독을 이루기 위해서는 유리 잔류 염소보다 고농도의 결합 잔류 염소가 효과적이다. 이런 이유 때문에 살균 작용을 나타내는 잔류 염소의 농도와 종류를 아는 것이 중요하다.

염소 처리 후 잔류 염소를 분석하는 방법으로는 간접요오드화 적정법(iodometric titration method), DPD 법(N,N-diethyl-P-phenylenediaminemethod), 오쏘 툴리딘법과 안정한 오쏘 툴리딘법(stabilized neutral orthotolidine method, SNORT), Leuco crystal violet (LCV)법, FACTS(free available chlorine test, syringaldazine)법 및 전류적정법(amperometric titration method)이 있다.²⁰ 간접 요오드화법은 총 잔류염소를 측정하는데 용이하지만 각각의 화학종의 농도를 구별할 수는 없으며, 클로라민이 존재할 경우 유리 잔류염소를 측정하는데 방해로 일으킨다. 그 이외의 방법들은 pH나 반응시간을 조절하여 유리 잔류염소와 결합 잔류염소를 구분할 수 있으나 이들은 대부분 적정법이기 때문에 적정 도중 하이포아염소산 이온의 소실 또는 공기 접촉에 의한 산화등 오차가 발생할 수 있다. 또한 측정하는데 다소 복잡하고 시간이 걸리며 시료를 채수하여 실험실까지 이동할 때 잔류염소의 소실로 인한 오차를 유발할 수 있다. 그러나 흐름주입 분석법(Flow Injection Analysis, FIA)인 경우에는 신

속하면서도 닫힌계(closed system)에서 측정이 완료되기 때문에 소실 및 산화에 의한 오차를 줄일 수 있다. 또한 이 방법은 간접 요오드화법의 일종으로 생성된 삼요오드화 이온이 노란색으로 발색하는 현상을 이용하여 370 nm에서 흡광도를 측정함으로써 검출하는 방법이다. 따라서 전분 지시약도 필요 없고 표준화된 싸이오 황산나트륨으로 요오드를 역적정해야 하는 불필요한 점도 감소시킬 수 있다. 하이포아염소산 이온의 농도를 신속하고 정확하게 측정할 수 있다는 것은 정수장에서 염소 투여시 적절한 염소 투여량 결정과 잔류염소량을 조절하는데 중요한 인자가 될 것이다. 현재 우리나라 대부분의 정수장에서는 파과점 염소소독(break-point chlorination)을 실시하므로 유리 잔류염소가 대부분이고 결합 잔류 염소는 유리 잔류염소 농도에 비해 거의 무시할 수 있는 수준이라고 사료된다.

본 연구에서는 정수장 자동화에 초점을 맞추어 총 잔류염소를 신속하게 측정하기 위해 가리움제를 사용하여 방해이온을 억제하면서 흐름주입분석법의 최적조건을 연구하였으며 이러한 조건하에서 전주 시내 수도수 중에서 총 잔류염소의 농도를 분석하였다.

실 험

측정기기. 본 연구에서 사용한 연동펌프는 Gilson 사 제품의 Minipuls 3로서 8-roller/4-channel로 구성된 것이며, UV-VIS검출기는 Shimadzu사 제품의(SP-10AV)모델을 사용하였다. pH미터는 Corning사 제품의 모델 Ion Analyzer 255, 시약의 평량은 Shimadzu사 제품의 모델 Libror AEG-200을 사용하였다.

시약 및 시료의 제조. 본 실험에서 표준시료로 사용한 하이포아염소산 나트륨은 Hayashi Pure Chemical사 제품으로, 시판되는 유효염소 함량이 5%인 것을 간접요오드화 적정법으로 유효염소 함량을 구한 후 표준용액으로 제조하여 사용하였다.²⁰ Potassium iodide는 BDH사 제품이며, pH를 조절하기 위해 사용한 염산은 Matsunoeu사의 GR급이었다. 방해이온 제거에 사용한 EDTA(Junsei Chemical Co.), 에틸렌다이아민(Haya-shi), 인산 및 인산염(Shinyo pure Chemicals Co.)은 특급을 구입하여 정제없이 사용하였다. 또한 실험에 사용한 물은 1차 증류한 물을 이온교환 수지를 통과시켜, 이온을 제거한 탈염수(Deionized water, DI)를 초순수 제조장치(Milli-Q,

Millipore)에 다시 한번 통과시킨(비저항 18.3 MΩ) 물을, 질소 기체로 퍼지시키고 약 10분간 초음파로 진동시킨 뒤에 사용하였다.

실험방법. 요오드화 칼륨, 붕산 완충용액, 증류수는 연동펌프를 통해 펄스없는 균일한 흐름을 유지한다. 표준용액 및 시료용액 일정량을 시료주입구(Rheodyne, 7725i)를 통해 주입하여, 붕산 완충용액과 T-union에서 혼합시켜, 테프론(PTFE관, 0.5 mm I.D.×1/16 inch O.D.) 재질로된 혼합코일(R₁)에서 pH를 조절한다. 이어서 요오드화 칼륨과 T-union에서 혼합되어 반응코일(R₂)를 이동하면서 요오드화이온을 요오드로 산화시킨다. 발색된 요오드는 370 nm 파장에서 UV-VIS 검출기로 검출한 것을 적분계(영인 D520B)에서 봉우리 높이와 봉우리 면적을 계산하였다. 본 실험에서 사용한 FIA장치를 Fig. 1에 도식적으로 나타내었다. 또한 Fig. 2에서는 하이포아염소산 이온의 농도 변화에 따른 FIA시스템의 반복성(repeatability)을 나타내었다.

결과 및 고찰

혼합코일 길이(R₁). 하이포아염소산 이온은 pH 8.3 붕산염 완충용액에서 요오드화 이온을 요오드로 산화시켜 생성된 삼요오드화 이온이 노란색으로 발색되는 현상을 이용하여 유동계에서 UV 검출기로 검출한다. 시료밸브를 통하여 주입된 시료와 완충용액이 반응하는 최적반응시간을 결정하기 위해 Fig. 3에서의 같이 혼합코일(R₁)의 길이를 5 cm에서 5 m까지 변화시켜 가며 측정하였다. 그 결과 혼합코일의 길이가 10 cm 일 때 하이포아염소산 이온의 봉우리가 최대를 나타내었고 길이가 길어질수록 급격하게 감소하였다. 따라서 완충용액이 혼합되는 혼합코일의 길이를 10 cm

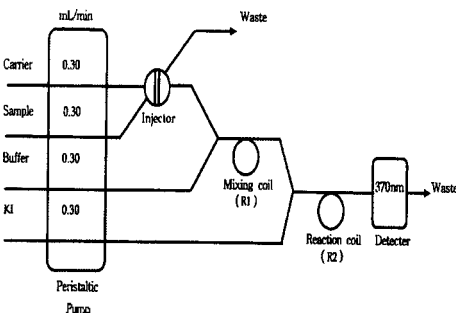


Fig. 1. Flow injection manifold for determining total chlorine residuals.

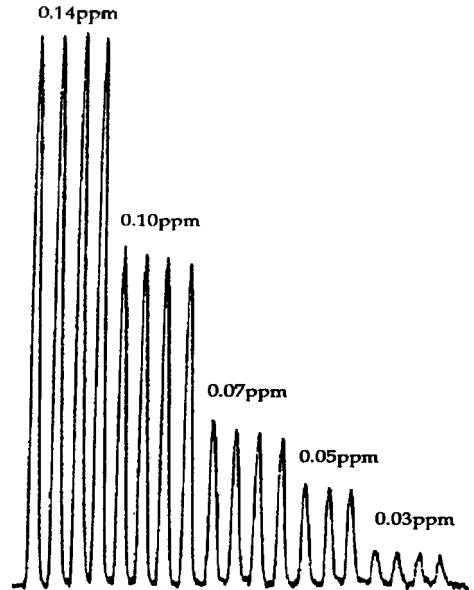


Fig. 2. Repeatability of total chlorine residuals by FIA system.

로 고정하여 실험하였다. 이것은 하이포아염소산 이온이 반응성이 대단히 커서 혼합코일의 길이가 길어질수록 분해가 더 많이 되기 때문인 것으로 판단된다.

반응코일 길이(R₂). 반응코일 R₂에서는 혼합코일 R₁에서 붕산 완충용액에 의해 염기성 분위기로 조절된 용액 중에서 요오드화 이온을 요오드로 산화시키는 과정이 발생한다. 이러한 반응시간을 극대화하기 위해 반응코일 R₂의 길이를 1 m에서 5 m까지 변화시켰다. Fig. 4에서 볼 수 있는 바와 같이 하이포아염소산 이온 봉우리는 3 m에서 최대 감도를 나타내었으며, 5

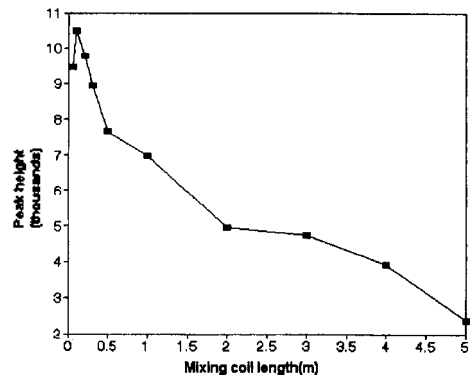


Fig. 3. Dependence of the hypochlorite ion sensitivity on the mixing coil(R₁) length.

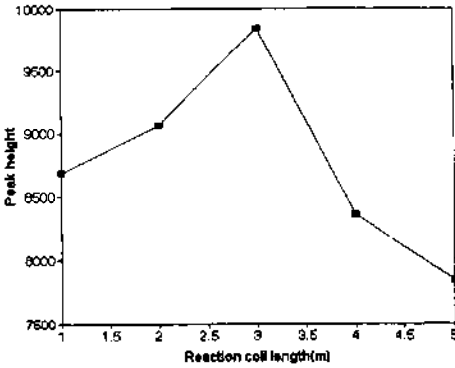


Fig. 4. Dependence of the hypochlorite ion sensitivity on the reaction coil (R_2) length.

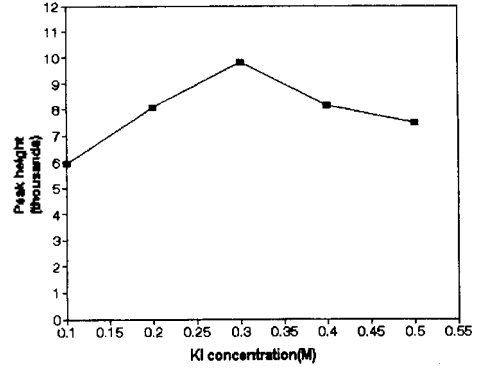


Fig. 6. Dependence of the hypochlorite ion sensitivity on the potassium iodide concentration.

m까지 급격히 감도가 감소하였다. 이후 하이포아염소산 이온을 측정하기 위한 모든 실험은 반응코일의 길이를 3 m로 고정하여 실험하였다.

완충용액 pH. 혼합코일과 반응코일의 길이를 각각 10 cm와 3 m로 고정시킨 상태에서 하이포아염소산 이온의 최적 pH 조건을 알아보기 위하여 Fig. 5에서와 같이 pH를 7.5에서 9.0까지 변화시켜가며 측정하였다. pH 8.3에서 최대값을 나타내었고, 더 높은 pH에서는 급격하게 감도가 감소하였다. 따라서 최적 pH를 8.3으로 고정하여 사용하였다.

요오드화 이온의 농도. 요오드화 이온의 농도를 0.1 M에서 0.5 M까지 변화시키면서 하이포아염소산 이온의 감도 변화를 관찰하였다. Fig. 6에서 보는 바와 같이 KI 0.3 M농도에서 최대 감도를 나타내었고, 0.3 M이상에서는 오히려 감도가 다소 감소하는 경향을 나타내었다. 따라서 본 연구에서는 KI의 농도를

0.3 M로 고정하여 사용하였다. 0.3 M KI용액은 공기중의 산소와 반응하여 요오드를 생성하여 용액의 색깔을 노란색으로 변하게 하여 바탕선의 잡음을 유발시킬 수 있기 때문에 공기와의 접촉을 피하기 위해 KI용액 보관 용기의 기체상 부분을 질소로 채운 후 밀전하여 갈색 유리 용기에 담아 사용하였다.

반응온도. 온도에 따른 하이포아염소산 이온의 감도 변화를 알아보기 위해 항온수조의 온도를 10°C에서 63°C까지 변화시켰다. Fig. 7에서 볼 수 있는 것과 같이 반응코일의 온도를 증가시키에 따라 약 26°C까지는 거의 일정한 감도를 나타내었으나 약 30°C 부근이후에서 급격하게 감소하는 경향을 나타내었다. 봉우리 면적과 봉우리 높이도 같은 경향을 나타내었다. 이에 대한 것을 Fig. 7에 도식적으로 나타내었으며, 실은 부근인 20°C~25°C사이에서 온도를 고정시켜 모든 실험을 수행하였다.

유 속. 하이포아염소산 이온은 상당히 빠른 시간

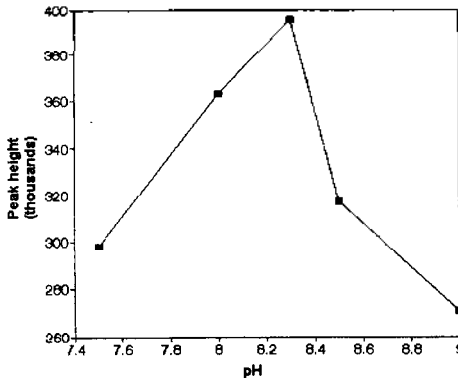


Fig. 5. Dependence of the hypochlorite ion sensitivity on the pH of acid stream.

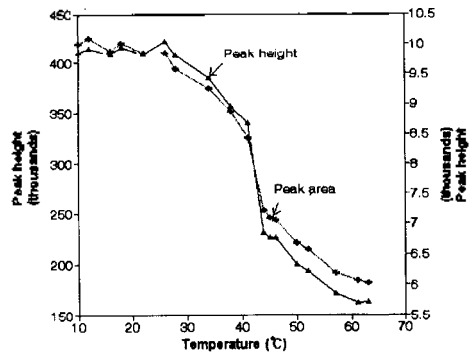


Fig. 7. Dependence of the temperature on the hypochlorite ion sensitivity.

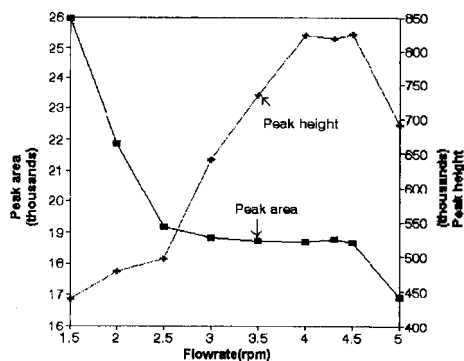


Fig. 8. Dependence of the hypochlorite ion sensitivity on the flowrate.

안에 요오드화 이온과 반응을 한다. 연동펌프로 균일한 용액의 흐름을 유지시키는데, 유속이 증가할수록 봉우리 감도는 증가하고 봉우리도 예민해지는 반면 바탕선 잡음이 유속에 따라 증가하고 재현성이 좋지 못하였다. 연동펌프의 유속을 1.5 rpm에서 5.0 rpm까지 변화시키면서 측정된 결과 유속이 증가할수록 봉우리 면적은 감소하는 경향을 나타내었으나 봉우리 높이는 증가하는 경향을 나타내었다. Fig. 8에서 볼 수 있는 바와 같이 낮은 유속에서는 시료의 머무름과 분산이 극대화되어 봉우리가 넓어지게 되지만 검출기에서의 감응시간이 길어지게 되어 봉우리 면적은 증가한다. 유속이 빠를 경우에는 봉우리가 예민해지며 봉우리 높이가 증가하는 경향을 나타내었다. 그러나 유속이 빠를수록 재현성이 떨어지고 역류가 발생되었기 때문에 측정 속도를 고려하여 유속을 1.8 rpm으로 조절하여 측정하였다. 이때 1.8 rpm은 유속으로 약 0.3 mL/min이었다.

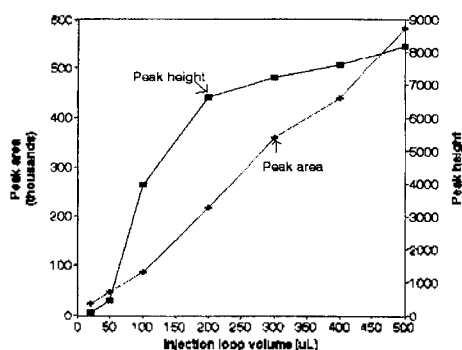


Fig. 9. Dependence of the injection loop volume on the hypochlorite ion sensitivity.

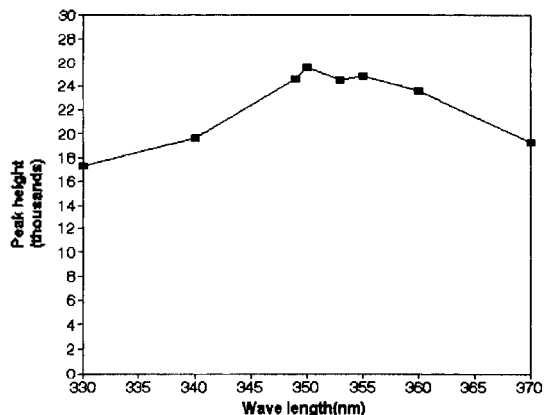


Fig. 10. Dependence of the wavelength on hypochlorite ion sensitivity.

시료주입량. 시료고리 주입부피를 20 μL 에서 500 μL 까지 증가시키면서 봉우리 감도를 조사하였다. Fig. 9에서 볼 수 있는 것과 같이 시료주입부피가 증가함에 따라 봉우리 높이는 200 μL 이상에서 증가율이 감소되었으나 봉우리 면적은 계속하여 증가하는 경향을 보여주었다. 300 μL 이상의 주입부피에서는 떠날힘 현상이 증가되어 한 시료마다 분석시간이 길어지게 되므로 주입부피는 최대 300 μL 로 고정하여 사용하였다.

검출파장. 하이포아염소산 이온의 최대 흡수파장을 결정하기 위하여 검출파장을 330 nm에서 370 nm까지 변화시켜가며 측정하였다. Fig. 10에서 보는 바와 같이 하이포아염소산 이온의 최대 흡수 파장은 350 nm이지만 370 nm로 고정시킨 후에 실험하였다. 그 이유는 370 nm는 350 nm에 비하여 감도는 떨어지지만 방해이온의 감도도 감소하기 때문이다. 또한 이 파

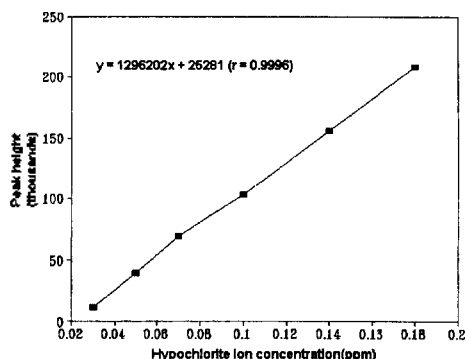


Fig. 11. Calibration curve of hypochlorite ion by FIA system.

장은 I₂와 I₃의 등흡광점(isobestic point)인 것으로 알려져 있으며, Wood²¹도 아염소산 이온 및 염소산 이온을 흐름주입분석법으로 측정할 때에 삼요오드화 이온을 370 nm에서 측정할 바 있다.

검정곡선. 본 연구에서 측정하여 얻은 흐름 주입 분석법의 최적조건으로 고정시켜 놓은 후 하이포아염소산 이온의 농도를 0.03 mg/L부터 0.18 mg/L 까지 변화시켜 가면서 UV검출기 370 nm에서 측정된 결과 Fig. 11에서와 같이 상관계수 r=0.9996의 우수한 상관 관계를 갖는 회귀직선을 나타내었다. 본 시스템의 검출한계는 Peak-to-peak noise level의 3배로 구하였을 때 7 µg/L 이었다.

방해이온. 하이포아염소산 이온을 측정하는 조건에서 방해물 일으키는 화학종을 Table 1에 나타내었다. 하이포아염소산 이온을 100으로 보았을 경우 Fe(III)가 16.23%로 가장 큰 방해물 나타내었고 Fe(II)는 3.82%의 방해물 나타내었다. 그 밖에 NO₃⁻, NO₂⁻, 등은 1% 이하의 수준으로 하이포아염소산 이온의 붕우리에 비하여 상대적 감도가 매우 낮았다.

방해이온 제거. 하이포아염소산 이온류의 정량시에 주된 방해물 일으키는 물질들은 NO₂⁻, NO₃⁻, Fe(II), Fe(III)등 인데, 이러한 물질들이 혼합되어 있을 경우 방해 효과에 의하여 원하는 시료의 양을 정확히

구하지 못할 수도 있다. Table 1에서 볼 수 있는 것과 같이 Fe(II)와 Fe(III)가 하이포아염소산 이온의 측정시에 가장 큰 방해효과를 일으켰으며 이들을 제거하기 위하여 여러 종류의 가리움제(masking agents)를 첨가하여 측정된 결과를 Table 2에 나타내었다. EDTA, 에틸렌다이아민(ED)등은 킬레이트제로서 Fe등과 킬레이트를 이룸으로써 요오드의 산화에 관여하지 않도록 하고, 인산염등도 철이온과 착염을 이룰 것으로 생각되어 가리움제로 선택하였다. Table 2에서의 부호는 가리움제 첨가 후에 붕우리 면적의 상대적인 증감을 나타낸 것으로 양의 부호는 붕우리 면적이 감소하여 제거 효율이 증가된 것을 의미하고, 음의 부호는 오히려 제거되지 않고 붕우리가 증가된 것을 의미한다. 하이포아염소산 이온은 EDTA를 첨가하면 첨가 전에 비해 68%정도 감도가 감소하는 반면, ED, 인산염 및 옥살산 이온을 첨가하면 첨가 전에 비해 약 40~60% 정도 붕우리 면적이 증가되었다. Fe(II)는 ED를 첨가하였을 때 약 70%로 감도가 감소되었고 기타 다른 가리움제를 첨가하였을 때 10%에서 115%까지 감도가 증가하였다. 한편 Fe(III)는 선택된 가리움제에서 모두 제거효율을 나타내었으나, 특히 ED와 인산이수소 이온을 첨가하였을 때 약 92%이상의 제거효율을 나타내었다. 따라서 본 실험을 통하여 Fe(II) 및 Fe(III)에 모두 양호한 제거효율을 나타낸 ED를 가리움제로 선택하였고 하이포아염소산 이온과 시료용액에 동일한 양의 ED를 첨가하여 측정하였다.

에틸렌다이아민(ED)의 농도에 따른 OCl⁻의 변화. Table 3은 ED의 적당한 첨가량을 결정하기 위해 하이포아염소산 이온의 농도를 1, 5 및 10 mg/L로 제조할 때 ED의 농도를 0.1에서 100 mg/L까지 증가시켜 첨가한 다음 하이포아염소산 이온의 감도 변화를

Table 1. Relative intensity of interference ions under optimum analytical conditions of hypochlorite ion

Interference ions	Relative intensity*	Interference ions	Relative Intensity
OCl ⁻	100	Fe(II)	3.82
Cl ⁻	ND	Fe(III)	16.33
NH ₄ ⁺	ND	NO ₂ ⁻	0.17
Br ⁻	ND	NO ₃ ⁻	0.02
IO ₃ ⁻	ND	F ⁻	ND

*Relative intensity: Peak area of interference/peak area of hypochlorite±100

Table 2. Removal efficiency* of interference ions by various masking agents

Masking agents	Fe (II)	Fe (III)	OCl ⁻
Without masking agent	100	100	100
EDTA	-115	25.5	67.9
Ethylene diamine	+70.3	+92.2	-65.0
Phosphate (monobasic)	+9.6	+93.7	-47.8
Phosphate (dibasic)	-45.4	+72.3	-46.2
Oxalate	-9.6	+19.4	-47.1

*±Symbol mean the positive or negative effect of removal efficiency.

Table 3. Effect of ethylenediamine (ED) concentration on hypochlorite

Concentration ED (mg/L)	OCl ⁻ (1 ppm)		OCl ⁻ (5 ppm)		OCl ⁻ (10 ppm)	
	PA*	RSD	PA	RSD	PA	RSD
0.1	100	0.85	100	0.05	100	1.10
0.5	120	0.08	104	0.22	97	1.52
1	120	0.84	117	0.15	95	0.46
10	118	2.55	200	0.38	132	0.55
50	119	0.71	200	0.33	130	0.49
100	122	0.83	201	0.05	132	0.38

*PA: relative peak area to peak area for 0.1 mg/L of ED concentration.

Table 4. Concentration distribution of total chlorine residuals in tap water of Jeonju area

Sampling sites	Total chlorine residuals (mg/L)	
	Without ED	Add ED
Daeseong-dong	0.69	0.57
Dongseohak-dong	2.91	1.65
Wansan-dong	2.80	1.49
Junghwasan-dong	2.92	1.72
Keumam-dong	0.28	0.22
Inhu-dong	0.61	0.50
Wooa-dong	0.96	0.84
Hoseong-dong	0.80	0.67
Seosin-dong	1.56	0.59

알아보았다. 하이포아염소산 이온의 농도가 1 mg/L에서는 ED농도가 0.5 mg/L 이상에서도 일정한 감도를 나타내었고, 하이포아염소산 이온 농도가 5 mg/L 및 10 mg/L에서는 ED의 농도가 10 mg/L일 때에 감도 변화가 없이 거의 일정한 봉우리 면적을 나타내었다. 이와 같은 결과는 상수 중 하이포아염소산 이온 농도 뿐 아니라 Fe(II) 및 Fe(III)로 오염된 상수나 오수 중 하이포아염소산 이온을 거의 오차 없이 측정할 수 있다는 것을 의미한다. 따라서 하천수나 오수 중 하이포아염소산 이온 측정시에는 ED를 10 mg/L이상 시료 및 표준용액에 첨가하여 측정하였다.

환경시료에의 적용. 전주시 여러 지역의 상수를 채수하여 본 실험에서 확립된 조건하에서 시료를 분석하였다. 하이포아염소산 이온류는 상온과 빛에 의해 분해되므로 BOD병으로 기포 없이 채수하여 에틸렌다이아민을 첨가하고 알루미늄박으로 감싸고 4°C이하에서 냉장 보관하였다가 24시간 이내에 측정하였다. 하이포아염소산 이온의 측정 조건에서 방해물 일으키는 Fe(II), Fe(III)는 ED가 제거효율이 높았으므로 방해이온을 제거할 때 ED를 첨가하여 측정하였는데 하이포아염소산 이온의 경우에 Table 4에서 보는 바와 같이 동서화동, 완산동, 중화산동 및 서신동의 경우 ED를 첨가하여 주기 전보다 첨가 후에 50%정도 농도가 감소된 것으로 나타났다. 이는 하이포아염소산 이온의 측정조건에서 Fe(II)와 Fe(III)의 방해효과가 크게 나타났던 것으로 생각된다. 전반적으로 전주시 지역의 상수 중 총 잔류 염소량은 0.22~1.72 mg/L의 범위를 나타내었으며, 대부분 법정 잔류염소량인 0.2 mg/L을 초과한 값을 나타내고 있었다. 이것은 정수장에서 상수를 송수할 때 배수관망 안에서 잔류염소의 소실을

우려하여 과량의 염소치리를 실시하기 때문인 것으로 사료된다.

결 론

본 실험은 흐름주입 분석법(FIA)에 의한 하이포아염소산 이온의 정량에 미치는 여러 가지 실험인자의 최적 조건을 결정하고, 방해이온의 방해없이 선택적으로 정량하는 흐름주입 시스템을 구축하였고 이를 환경시료에 적용하였다. 하이포아염소산 이온을 측정하기 위한 FIA시스템의 최적 분석조건으로서 혼합 및 반응코일 길이는 각각 10cm와 3m이었고, 붕산염 완충용액의 pH는 8.3, KI의 농도는 0.3M, 반응 온도는 20~30°C, 반응 용액의 유속은 0.3 mL/min, 시료 주입량은 300 μ l이었다. 이러한 조건으로 장치를 고정시킨 후 하이포아염소산 이온의 방해이온을 측정하였을 때 Fe(II), Fe(III), NO₂⁻, NO₃⁻, ClO₂⁻ 등의 이온이 방해물 일으키는데, 주된 방해이온은 Fe(II), Fe(III)이었다. Fe(II), Fe(III)의 방해는 ED를 첨가하여 제거하였고, 시료를 정량할 때에 표준용액에도 동일한 양의 ED를 첨가하여 보정하였다. 하이포아염소산 이온의 검출한계는 신호대 잡음비가 3배가 되었을 때로 하여 0.007 mg/L로 측정되었으며, 검정곡선은 상관계수 r=0.9996으로 매우 좋은 회귀직선 관계를 얻었다.

이러한 조건하에서 전주시 몇몇 지역의 상수 중 하이포아염소산 이온의 농도를 측정된 결과 ED에 의한 방해이온 제거 후 하이포아염소산 이온 농도 즉, 총 잔류염소범위는 0.22 mg/L에서 1.72 mg/L까지 나타내었다.

본 연구는 1997년도 G7 환경기술 연구개발사업비와 1996년도 전주대학교 학술 연구비의 지원을 받아 수행되었으며 이에 감사드립니다.

인 용 문 헌

1. McCreary, J. J.; Snoeyink, V. L. *Environ. Sci. Technol.* **1981**, *15*(2), 193.
2. Rook, J. J. *Environ. Sci. Technol.* **1977**, *11*(5), 478.
3. Miller, J. W.; Uden, P. C. *Environ. Sci. Technol.*, **1983**, *17*(3), 150.
4. Stevens, A. A. *Environ. Sci. Technol.* **1983**, *17*(10), 625.
5. Adin, A.; Katzhendler, J.; Alkassaby, D.; Rav-Acha, C.

- Wat. Res.* **1991**, 25(7), 797.
6. Bull, R. J. *Environ. Sci. Technol.* **1982**, 16(10), 554A.
 7. Barth, R. C.; Fair, P. S. *J. Am. Water Works Assoc.* **1992**, 84(11), 94.
 8. Richardson, S. D.; Thruston, JR., A. D.; Collette, T. W. *et al. Environ. Sci. Technol.* **1996**, 30, 3327.
 9. Blau, T. J.; Taylor, J. S.; Morris, K. E.; Mulford, L. A. *J. Am. Water Works Assoc.* **1992**, 84(12), 104.
 10. Aieta, E. M.; Berg, J. D. *J. Am. Water Works Assoc.* **1986**, 78, 62.
 11. Rav-Acha, C.; Choshe, E. *Environ. Sci. Technol.* **1987**, 21, 1069.
 12. Lykins, B. W.; Goodrich, J. A.; Hoff, J. C. *J. Water SRT-Aqua*, **1990**, 39(6), 376.
 13. Glaze, W. H. *Environ. Sci. Technol.* **1987**, 21(3), 224.
 14. Singer, P. C. *J. Am. Water Works Assoc.* **1990**, 82, 78.
 15. Wilczak, A.; Knocke, W. R.; Hubel, R. E.; Aieta, E. M. *J. Am. Water Works Assoc.* **1993**, 85, 98.
 16. Symons, J. M.; Krasner, S. W.; Simms, L. A.; Selimenti, M. *J. Am. Water Works Assoc.* **1993**, 85(1), 51.
 17. Bolyard, M.; Fair, P. S. *Environ. Sci. Technol.* **1992**, 26, 1663.
 18. Gordon, G.; Adam, L. C.; Bubnis, B. P.; Hoyt, B.; Gillette, S. J.; Wilczak, A. *J. Am. Water Works Assoc.* **1993**, 85(9), 89.
 19. Pontius, F. W. *J. Am. Water Works Assoc.* **1995**, 87(2), 48.
 20. *Standard Method for the Examination of Water & Wastewater*; Franson, M. A. H. Ed.; APHA: Washington, DC, 1985; p 294.
-