

溶存酸素 모델을 이용한 濁水期하천 水源地的 수질과 수질관리 방안

玉致相 / 강원 원주시 단구동 개운 2 아파트 202 동 303 호

I. 序 論

수원지의 수질 관리는 수요자에게 안전한 음료수를 공급하므로써 인체에 직접 또는 간접으로 미치는 보건영향을 예방하는데 아주 중요하다.

이러한 수원지의 수질은 상류지역의 자연환경, 기상, 토지이용, 경제, 사회 등이 변화함에 따라 때때로 음료수 공급에 알맞지 않을 정도까지 악화되는 경향이다.

따라서, 수원지의 수질관리에 대한 효과적인 방안이 요구된다.

수원지의 수질관리는 상류지역의 汚染 排出源에 대한 통제나 제한이 아주 효과적이지만 어떠한 조치가 얼마나 효과적인지는 알지 못한다.

그러므로, 수질관리는 과거와 현재의 汚染 排出源과 環境質 사이의 물리적·화학적·생물학적 수질변화를 파악·평가하고 여러 상황변화에 따른 수질변화의 추세를 推計하여 바람직한 수질관리 체계를 수립하므로써 이루어진다.(Dejninger, 1974; Cleary, 1978; Lee 등, 1982)

여러 상황변화에 따른 수질변화의 推計는 일반적으로 수질관리 모델 (water quality model) 을 이용한다.(Pavoni, 1977)

수질관리 모델은 質量平衡모델 (mass balance model) 과 통계모델 (statistical model) 로 구분된다.(Rich, 1973; Warn, Page, 1984)

질량평형 모델은 수계를 각 구획으로 구분하여 선정된 변수들의 산술평균치를 이용, 수계의 혼합을 수학적으로 기술하여 얻는 모델이며 통계모델은 수계의 한 위치에서 선정된 변수들의 많은 측정자료를 이용, 변수들의 관계를 통계학적으로 분석하여 얻는 모델이다.

일반적으로 수질관리 모델은 다음과 같은 단계를 거쳐 개발된다.(Shelton, 1978) ① 자연현상의 체계를 설명하는 변수의 선정과 변수들의 상호관계를 개념화 (conceptualization) 하여 ② 각 변수들의 상호관계를 함수로 표현 (functional representation) 한다. ③ 수학적으로 표현된 함수를 계산하여 방정식으로 나타내고 (computational representation) ④ 이 방정식의 계수를 실제 조사자료를 이용하여 검량 (calibration) 한후 ⑤ 推計値와 실측치를 상호 비교·검토하여 그 妥當度를 확인 (verification) 한다.

개발된 수질관리 모델은 주변의 여러 상황변화에 따라 예측할 수 없는 수질변화를 推計하므로써 오염방지를 위한 수질관리 체계를 수립하는데 참고가 될 수 있다.

따라서, 본 연구목적은 용존산소 (dissolved oxygen : DO) 모델을 이용하여 濁水期의 한하천 수원지에 대한 수질관리 방안을 체계적으로 분석하고자 한다.

구체적인 목적은 다음과 같다.

첫째, 渇水期의 하천 수원지 및 수원지 상류의 하천수질을 파악한다.

둘째, 조사한 수질자료를 이용하여 용존산소 모델의 계수를 각각 계산·검량하고 그 妥當度를 확인한다.

셋째, 妥當度가 확인된 모델을 이용하여 수원지 상류의 汚染排出源에 대한 BOD와 NH₃-N의 최대허용배출농도 및 하천수의 DO 변화를 하천유속과 수온변화에 따라 推計하여 하천 수원지의 수질관리 방안을 모색한다.

II. 연구방법

1. 연구모델 및 변수

본 연구에서는 용존산소에 대한 다음과 같은 질량평형 모델을 기본 연구모델로 설정하였다. (Nemerow, 1974; Pavoni, 1977; Hammer, Mackichan, 1981; Deb, Bowers, 1983)

$$D = \frac{K_d \cdot L_0}{K_a - K_d} \{ \exp(-K_a \cdot t) - \exp(-K_d \cdot t) \} + \frac{K_n \cdot N_0}{K_a - K_n} \{ \exp(-K_n \cdot t) - \exp(-K_a \cdot t) \}$$

$$+ D_0 \exp(-K_a \cdot t)$$

$$L_t = L_0 \exp(-K_d \cdot t)$$

$$N_t = N_0 \exp(-K_n \cdot t)$$

$$D = \text{용존산소 부족량 (mg/l)}$$

$$K_d = \text{CBOD 탈산소계수 (d}^{-1}\text{)}$$

$$K_a = \text{대기재폭기계수 (d}^{-1}\text{)}$$

$$K_n = \text{NOD탈산소계수 (d}^{-1}\text{)}$$

$$L_0 = \text{최초 최종CBOD (mg/l)}$$

$$N_0 = \text{최초 최종NOD (mg/l)}$$

$$[4.5 \times \text{NH}_3\text{-N농도}]$$

$$D_0 = \text{최초 용존산소 부족량 (mg/l)}$$

$$t = \text{시간 (d)}$$

$$L_t = t \text{ 시간후 BOD농도 (mg/l)}$$

$$N_t = t \text{ 시간후 NOD농도 (mg/l)}$$

이 모델을 하천 수원지의 수질관리에 응용하기 위하여 이 연구에서 사용된 변수는 표 1과 같다.

Table 1. Variables used in this study

Independent variables.	Intermediate variables.	Dependent variables.
<ul style="list-style-type: none"> WATER QUALITY DO BOD_t NOD(4.5×NH₃-N) LOW FLOW RIVER water rate & depth cross-sectional area WATER TEMPERATURE. TIME(DISTANCE) OF TRAVEL. APPLICABLE WATER QUALITY STANDARDS. 	<ul style="list-style-type: none"> RATE COEFFICIENTS K_d K_a K_n 	<ul style="list-style-type: none"> WATER QUALITY CONCENTRATIONS. DO, BOD, AND PROFILES. PERMISSIBLE QUALITY OF POINT SOURCE DISCHARGES. CBOD NH₃-N ASSIMILATION CAPACITIES OF RIVER SEGMENTS. (X)

2. 대상

한 도시의 일부 시민 (약 8만명) 에게 음료를 공급하는 한 하천 수원지와 수원지 상류의 하천 (길이, 1.4 km : 집수면적, 14.5 km² : 평균 하천폭, 125 m) 및 渇水期 (10년 7일 낮은 유량) 의 하천유량이라 생각되는 시기를 대상으로 하였다. (그림 1)

이 대상지역은 주변에 주거지와 농경지가 띄엄띄엄 있으나 대부분 해발 약 100~200 m의 산으로 둘러 싸여 있다.

그러나, 수원지의 상류 12 km지역에 위치한 소읍 (읍민 약 19,000 명) 이 수원지의 주 汚染排出源으로 수원지의 水質汚染 가능성이 항상 존재한다.

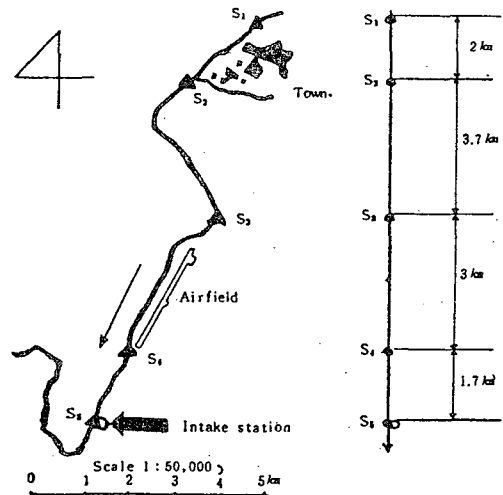


Figure 1. Location of study area.

3. 水質資料의 收集方法

수질자료는 하천의 수질이 비교적 안정되고 배

점원 (nonpoint source) 의 영향이 가장 작은 渇水期 (1984.10.9-11 ; 1985.6.26-28 ; 1985.8.19-21) 에 하천의 주변상황과 거리별에 따라 5개지점 (그림 1 : S1~S5) 을 선정 수원지 (S5) 의 最大汚染이 가능한 시간 즉, 10:00-11:00, 14:00-15:00, 19:00-20:00 에 걸쳐 다음과 같이 측정하여 자료를 수집하였다.

流量, 水溫, pH, DO는 微速用廣井電氣式 流速計 (삼영측량기제품) 와 수질측정기 (water checker : Horiba Co. U-7) 를 사용하여 현장에서 직접 측정하였다.

기타 理化學的 분석은 종합採水방법에 의거 시료를 채수하여 NH₃-N은 Nesslerization법, NO₂-N은 Diazo 화법, NO₃-N은 Na-Salicylate 법, Cl⁻은 Argentomeric 법, BOD₅는 Winkler 방법중 Azide 변법, O-Phosphate는 Molybden-blue 법으로 측정하였고, 대장균군 (Fecal coliforms)은 100ml용량의 멸균된 채수병을 사용하여 채수하고 A-1 培地를 이용하여 측정하였다. (일본약학회, 1980 ; 환경청 1981 ; Standard Methods, 1981)

4. 水質資料의 處理方法

각 지점에서 측정된 수질자료는 각각 산술평균치를 구하여 수질상태를 파악하고 각 모델계수를 다음과 같이 산정하였다.

각 모델계수는 渇水期에 하천 수원지의 수질을 가장 대표한다고 생각되는 1985.6.26-28의 수질자료를 이용하여 산정하였고, 모델계수의 妥當度는 1984.10.9-11, 1985.8.19-21의 수질자료를 이용하여 확인하였다.

CBOD 탈산소계수 Kd는 半對數方眼紙 (semi-log-paper) 에 BOD와 시간의 관계를 그려 산정하는 Thomas slope 방법 (Nemerow, 1974 ; Deb, Bowers, 1983) 을 이용하였고, 대기재 폭기계수 Ka는 다음과 같은 Covar (1976) 식에 의거하여 구하였다.

$$Kd = 2.2 \frac{V}{H^{1.33}}$$

V = 평균유속 (m/sec)

H = 평균수심 (m)

NOD 탈산소계수 Kn은 Kd 산정방법과 마찬가지로 반대수방안지에 NOD [4.5 × NH₃-N] 와 시간의 관계를 그려 산정하였다. (Hammer Mackichan, 1981)

또한 Kd, Ka, Kn은 다음식을 이용하여 溫度補正하였다. (Pavroni, 1977)

$$Kd, \tau = Kd, 20^{\circ}C \cdot 1.04^{(T-20)}$$

$$Ka, \tau = Ka, 20^{\circ}C \cdot 1.022^{(T-20)}$$

$$Kn, \tau = Kn, 20^{\circ}C \cdot 1.08^{(T-20)}$$

T = 溫度 (°C)

III. 연구결과

1. 수원지 및 上流河川의 水質

渇水期에 조사한 수질자료를 보면 (표 2) DO, BOD, NH₃-N, 대장균군이 각각 7.3 ~ 9.0 mg/l, 1.0 ~ 4.6 mg/l, 0.02 ~ 0.25 mg/l, 170 ~ 3600 MPN/1000ml이었다.

수원지 상류 汚染排出源 (S2) 의 하천 BOD₅ 오염부하량을 계산해 본 결과 786.2 ~ 2386.6 kg/d 이었고, 653.2 ~ 2115 kg/d 의 BOD₅ 오염부하량이 수원지 (S5) 에 영향을 미치고 있었다.

대장균군의 경우도 상류의 汚染排出源에서 발견된 대장균군이 하천의 흐름을 따라 사라지지 않고 수원지까지 이동됨을 알 수 있었다.

S1은 하천 오염배출원의 상류지역이므로 이 지점의 모든 오염농도는 자연에 의한 오염이라 생각된다.

2. 모델係數의 算定 및 檢量

모델계수 Kd, Ka, Kn을 20°C에서 산정한 결과 각각 3.82d⁻¹, 4.00d⁻¹, 4.83d⁻¹ 이었다. (표 3 ; 그림 2, 3)

이때의 自淨係數 (f = Ka/Kd) 는 1.05 이었다.

산정된 모델의 계수를 이용하여 推計한 하천 수질 (DO, CBOD & NOD) 의 추계치와 실측치를 상호 비교해본 결과 (그림 4) DO의 경우 추계치가 S3, S4, S5에서 각각 7.6%, 4.7%, 8.4% 정도 실측치보다 공히 낮게 추계되었다. CBOD와 NOD경우는 추계치와 실측치가 S3에서 공히 동일하였고, S4에서는 추계치가 각

Table 2. Water quality data of a intake station and the upper river.

Survey dates	Sampling stations	Discharge (m ³ /sec)	Water temp (°C)	pH (pH)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	O-Phosphate (mg/l)	Fecal coliforms (MPN/100ml)
9 ~ 11 October 1984	S1	2.9 ± 0.04	18.5 ± 1.4	7.9 ± 1.3	8.5 ± 0.8	1.3 ± 0.1	0.18 ± 0.00	0.003 ± 0.000	0.37 ± 0.08	1.0 ± 0.2	0.006 ± 0.001	-
	S2	5.1 ± 0.07	19.4 ± 1.7	8.0 ± 0.5	8.1 ± 0.5	4.6 ± 0.2	0.25 ± 0.01	0.015 ± 0.001	0.77 ± 0.02	7.8 ± 0.1	0.044 ± 0.002	2,100 ± 400
	S3	5.8 ± 0.20	19.4 ± 0.9	8.2 ± 0.9	7.9 ± 0.6	4.1 ± 0.2	0.20 ± 0.02	0.014 ± 0.002	0.72 ± 0.03	8.0 ± 0.1	0.025 ± 0.003	1,400 ± 300
	S4	6.3 ± 0.04	19.5 ± 1.3	8.8 ± 1.2	7.8 ± 0.3	3.8 ± 0.4	0.18 ± 0.02	0.013 ± 0.001	0.68 ± 0.05	8.2 ± 0.3	0.017 ± 0.003	770 ± 80
	S5	7.1 ± 0.06	19.6 ± 2.3	7.8 ± 0.6	7.8 ± 0.2	3.0 ± 0.3	0.15 ± 0.03	0.013 ± 0.003	0.59 ± 0.05	7.7 ± 0.2	0.018 ± 0.009	580 ± 60
26 ~ 28 June 1985	S1	1.5 ± 0.02	21.8 ± 1.2	7.8 ± 0.7	9.0 ± 0.6	1.0 ± 0.5	0.02 ± 0.01	0.003 ± 0.000	0.48 ± 0.01	0.9 ± 0.1	0.004 ± 0.001	170 ± 20
	S2	2.6 ± 0.05	22.5 ± 1.5	8.0 ± 0.7	8.1 ± 0.1	3.5 ± 0.6	0.13 ± 0.01	0.014 ± 0.001	0.33 ± 0.07	11.0 ± 1.2	0.013 ± 0.008	3,800 ± 800
	S3	3.0 ± 0.08	22.5 ± 1.5	8.3 ± 0.8	7.9 ± 0.7	2.7 ± 0.7	0.09 ± 0.05	0.013 ± 0.017	0.75 ± 0.15	12.5 ± 0.9	0.011 ± 0.004	2,500 ± 500
	S4	3.3 ± 0.13	23.2 ± 1.7	7.9 ± 0.4	7.6 ± 0.4	2.3 ± 0.4	0.07 ± 0.03	0.013 ± 0.006	0.62 ± 0.03	12.6 ± 0.9	0.010 ± 0.002	1,100 ± 200
	S5	3.6 ± 0.04	24.3 ± 1.4	8.5 ± 0.4	7.5 ± 0.3	2.1 ± 0.2	0.06 ± 0.01	0.012 ± 0.000	0.92 ± 0.02	12.5 ± 1.3	0.013 ± 0.001	770 ± 70
19 ~ 21 August 1985	S1	3.9 ± 0.03	25.0 ± 1.4	7.9 ± 0.2	8.2 ± 0.5	1.5 ± 0.4	0.03 ± 0.02	-	0.26 ± 0.01	0.8 ± 0.2	0.007 ± 0.003	-
	S2	6.0 ± 0.08	25.5 ± 1.8	7.9 ± 0.4	7.7 ± 0.2	4.0 ± 0.6	0.20 ± 0.04	0.005 ± 0.005	0.54 ± 0.01	1.4 ± 0.8	0.050 ± 0.002	1,750 ± 200
	S3	7.2 ± 0.09	25.9 ± 1.6	8.3 ± 0.7	7.8 ± 0.2	4.0 ± 0.3	0.19 ± 0.03	0.005 ± 0.000	0.52 ± 0.02	1.5 ± 0.4	0.030 ± 0.002	1,100 ± 200
	S4	7.6 ± 0.04	29.0 ± 1.8	7.5 ± 0.8	7.5 ± 0.8	3.6 ± 0.3	0.13 ± 0.03	0.004 ± 0.001	0.47 ± 0.01	1.5 ± 0.9	0.027 ± 0.002	630 ± 70
	S5	7.9 ± 0.06	29.7 ± 0.9	7.8 ± 0.5	7.3 ± 0.3	3.1 ± 0.3	0.11 ± 0.05	0.003 ± 0.001	0.31 ± 0.04	1.4 ± 1.2	0.011 ± 0.005	400 ± 40

각 5.2%, 10%, S5에서도 각각 9.0%, 15% 실측치보다 역시 낮게 추계되었다.

이상의 결과에서 하천수질의 추계치와 실측치의 오차범위는 0~15%이었다.

Table 3. Calculated reaeration coefficients (K_a)

Station	Velocity (m/sec)	Depth (m)	K _a (day ⁻¹)
S1	0.35	0.30	3.82
S2	0.54	0.85	1.47
S3	0.90	0.40	6.70
S4	0.45	0.38	3.59
S5	0.50	0.35	4.44
Mean ± S.E.	0.55 ± 0.21	0.46 ± 0.22	4.00 ± 1.

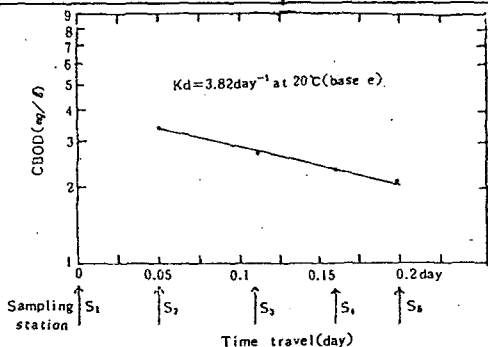


Figure 2. Semi-log graph of CBOD VS time of travel. (26-28 June 1985)

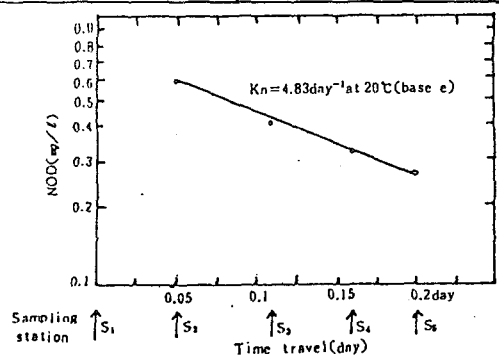


Figure 3. Semi-log graph of NOD VS time of travel. (26-28 June 1985)

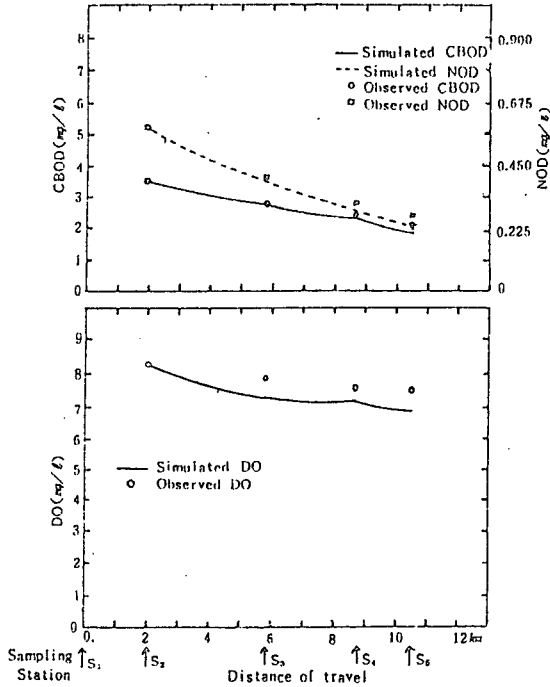


Figure 4. Model calibration results (26-28 June 1985).

3. 모델의 妥當度

다른 측정자료 (표 2 : 1984.10.9-11, 1985.8.19-21) 를 이용하여 검량된 모델의 타당도를 확인한 결과를 보면 (그림 5, 6) 1984년의 경우, 각 지점별 DO는 S5에서 추계치가 실측치보다 3.8% 높게 추계되었고 다른 지점에서는 실측치와 거의 비슷하였다. CBOD와 NOD는 각각 4.0~14.8%, 5.3~13.0% 범위로 추계치가 실측치보다 높게 추계되었다.

1985년의 경우, DO는 2.7~4.0 범위로 추계치가 실측치보다 낮게 추계되었으며, CBOD는 S3에서 추계치가 실측치보다 5% 낮게 추계되었고 S4, S5에서는 각각 7.0%, 4.0% 높게 추계되었다. NOD도 추계치가 실측치보다 S3에서 5.3% 낮게 추계되었고 S4, S5에서는 각각 27.8%, 8.3% 높게 추계되었다.

이상의 결과에서 보면, 이 모델의 오차범위는 2.7~14.8%이었다.

4. 모델의 應用

하천 수원지의 수질이 BOD₅는 3mg/l (상수원수 2급) 및 6mg/l (상수원수 3급),

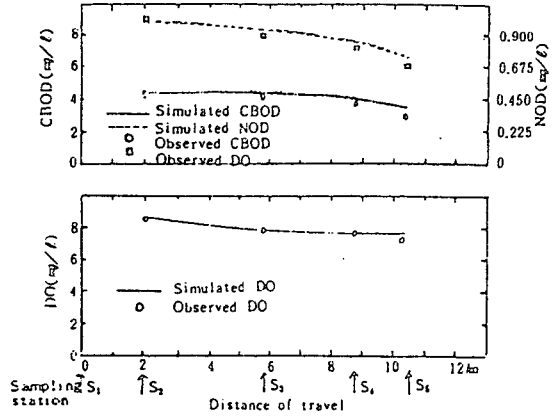


Figure 5. Model verification results (9-11 October 1984).

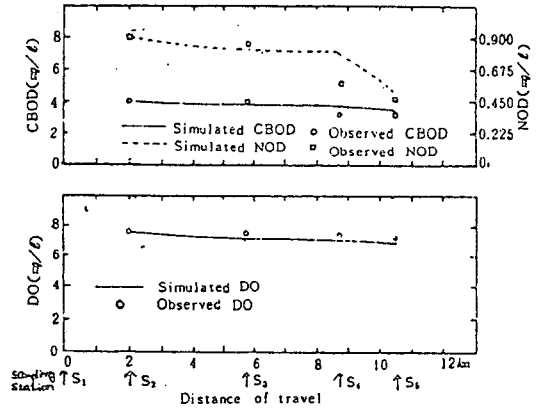


Figure 6. Model verification results (19-21 August 1985).

NH₃-N은 5mg/l 가 유지되도록 기준을 설정하고 (환경보전법시행령, 1983; 음료수수질기준, 1984) 妥當度가 확인된 모델을 이용하여 수원지 상류의 汚染排出源에 대한 최대허용 C-BOD와 NH₃-N을 수온과 유속 변화에 따라 추계하였다.

또한 오염배출원의 최대허용 CBOD와 NH₃-N을 이용, 하천에서의 DO변화를 추계하여 濁水期 하천 수원지의 수질변화를 파악하였다. 이때 최초지점의 DO부족량은 0이라고 가정하였다.

유속과 수온변화에 따라 추계한 오염배출원의 최대허용 CBOD는 1.0~2.83mg/l (상수원수 2급) 및 2.0~5.65mg/l (상수원수 3급)이었고, 최대허용 NH₃-N은 0.12~1.17mg/l 이

Table 4. Simulated permissible discharge concentrations of a point source in the upper river.

Flow rate: V m/sec)	CBOD* (mg/l)				NH ₃ -N** (mg/l)			
	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
0.5	1.6(3.3)	1.4(2.9)	1.2(2.4)	1.0(2.0)	0.23	0.33	0.55	1.17
1.5	2.5(4.9)	2.3(4.7)	2.2(4.4)	2.1(4.2)	0.14	0.16	0.19	0.24
3.0	2.7(5.4)	2.6(5.3)	2.6(5.2)	2.5(5.0)	0.12	0.13	0.14	0.16
5.0	2.8(5.7)	2.8(5.6)	2.8(5.6)	2.7(5.4)	0.12	0.12	0.13	0.14

1. Simulated values by the 2rd (3 mg BOD₅/l) & 3rd (6 mg BOD/l) grade intake quality standards for water supply.

2. (): Simulated values by 3rd grade intake quality standard.

* Simulated values by drinking water quality standard (5 mg NH₃-N/l).

었다. (표 4)

이때 추계한 하천의 DO변화를 보면 (그림 7) 수원지의 수질은 유량이 많고 수온이 낮을수록 기준 (상수원수 2급, 7.5 mg/l ; 상수원수 3급, 5 mg/l) 에 적합하였으나 유량이 적고 수온이 높을수록 기준치 이하가 됨을 알 수 있다. 즉, 유속이 1.5 m/sec 이하이며 수온이 25 °C 이상 일 경우에는 수원지의 수질이 매우 악화된다.

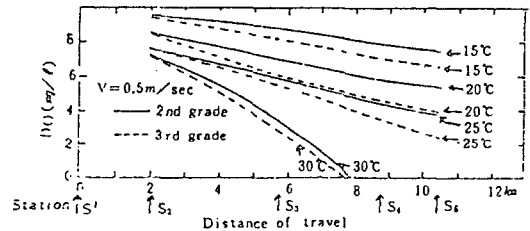
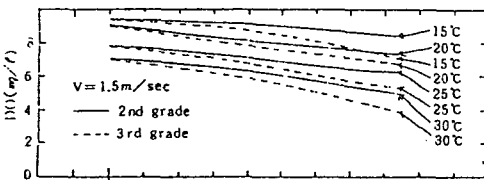
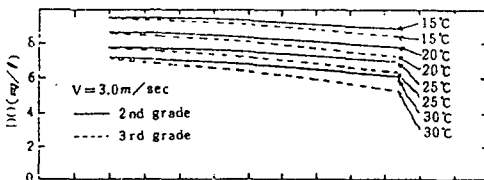
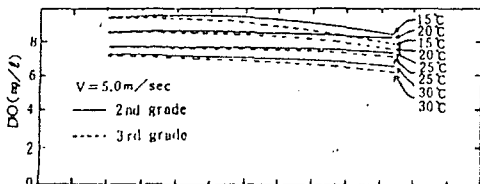


Figure 7. Simulated DO distributions in the upper river



IV. 고찰

물은 인간의 생존을 위하여 없어서는 안될 중요한 요소이다.

그러나, 水質汚染 및 수질관리 소홀은 수인성 전염병, 피부병, 기타 질병등 국민보건 위생상 많은 문제점을 야기시키고 있다.

특히 수원지의 오염 예방대책은 이러한 관점에서 아주 중요하며 본 연구에서 다루어진 연구결과들을 고찰하면 다음과 같다.

우선 최대의 汚染이 가능한 시간에 조사한 수원지의 수질은 상수원수 2급이었다. (환경보건 법시행령, 1983) 그러나, 하루의 모든 시간을 고려할때 상수원수 1~2급이 되리라고 생각 된다.

하천수의 DO는 CBOD, NOD, 대기재폭기에 의해서만 변화하는 것이 아니라 유량증대 및 식물의 광합성작용과 호흡등에 의해서도 변화한다. (Pavoni, 1977 ; 그림 8) 특히 식물의 광합성작용은 하천수의 晝間DO를 증가시키므로 시간과 계절에 따라 수원지의 DO가 크게 달라지리라 생각된다.

수원지 상류하천의 自淨係數 f 는 1.05로 유속이 완만한 하천의 자정계수 1.0~1.5 (Fair 등, 1971)와 거의 비슷하였다.

수원지 상류하천의 오염배출원의 최대허용농도를 이용, 하천의 DO를 추계할때 수온은 최악의 상태를 파악하기 위하여 30℃까지 가정되었다. 이 수온은 하천유량이 적은 여름상태와 거의 비슷하다.

그러므로, 하천유량이 적고 수온이 높은 여름

철 湯水期에는 수원지의 수질을 보전하기 위해서는 상류지역의 오염배출원에 대한 관리대책이 더욱 요망된다.

본 연구결과와 제약 및 제언은 다음과 같다.

첫째, 본 연구모델은 湯水期의 晝間에 국한된 것이므로 雨期나 야간에는 적용될 수 없다.

둘째, 모델의 신뢰도를 높이기 위해서는 여러 상황변화에 따른 실측치를 이용하여 모델계수의 수정·검량 및 타당도의 확인이 계속해서 반복되어야 한다.

셋째, 안전한 음료수를 공급하기 위해서는 점배출원뿐만이 아니라 비점배출원, 토지이용, 인간활동에 의한 오염 및 無期·有機化合物의 오염을 통제하기 위한 조사는 물론 정수처리에 의한 제거연구가 요망된다.

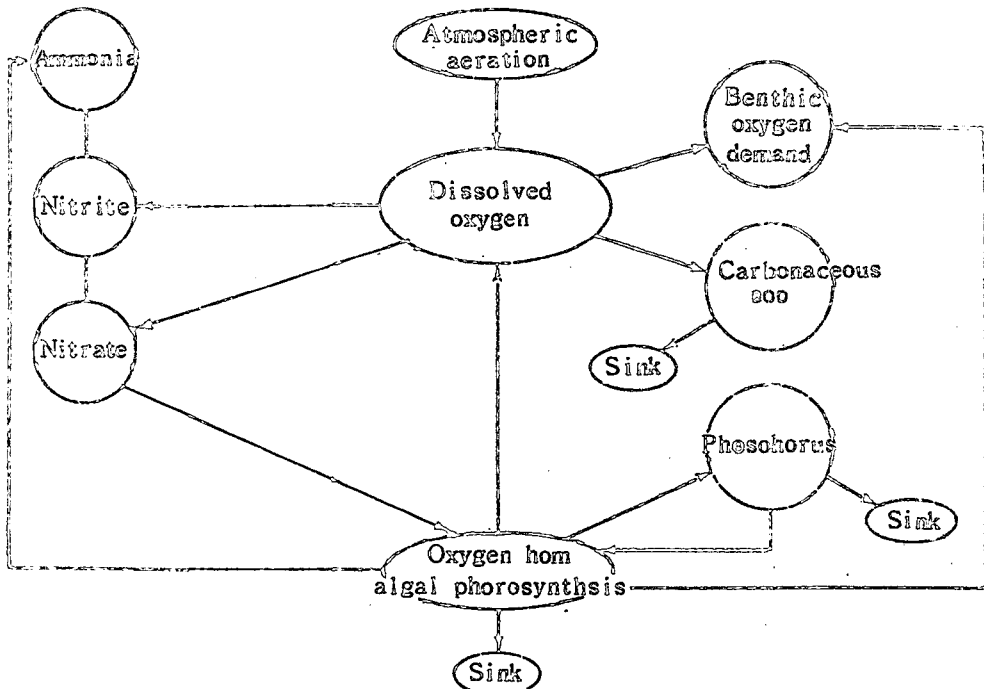


Figure 8. The general variables about DO variation

V. 結 論

한 하천 수원지를 대상으로 湯水期의 수질관

리 방안을 모색하고자 수원지 및 수원지 상류의 하천수질을 조사하여 용존산소 (DO) 모델계수를 각각 계산, 검량하고 그 타당도를 확인한 후

수원지 상류의 오염배출원에 대한 CBOD와 $\text{NH}_3\text{-N}$ 의 최대허용농도 및 하천수의 DO 변화를 하천유속과 수온변화에 따라 추계하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 현재 하천 수원지의 수질은 상수원수 1~2 급이었다.
2. 수원지 상류의 하천은 K_d , K_a , K_n 이 20°C 에서 각각 산술평균 3.82day^{-1} , 4.00day^{-1} , 4.83day^{-1} 이었고 자정계수 f 는 1.05 이었다.
3. 수원지의 수질을 상수원수 2 급 및 3 급으로 유지하기 위하여 추계한 오염배출원의 최대허용 CBOD는 수온과 유속에 따라 $1.0 \sim 2.8\text{mg}/\ell$ (2 급), $2.0 \sim 5.7\text{mg}/\ell$ (3 급) 이었고 최대허용 $\text{NH}_3\text{-N}$ 은 $0.12 \sim 1.17\text{mg}/\ell$ 이었다.
4. 수원지의 수질은 하천유속이 $1.5\text{m}/\text{sec}$ 이하이고 수온이 25°C 이상일 경우 수원지의 수질관리 대책이 필요하였다.
5. 수원지의 수질관리는 유기물질뿐만이 아니라 無機·有機化合物에 대한 조사 및 대책도 강구되어야 한다.

참 고 문 헌

- 권숙표, 정용 : 환경과학. 형설출판사. 1982.
 음료수수질기준 : 보사부령 제 744 호 1984.
 일본약학회 : 위생시험법주석. 1980.
 환경청 : 환경오염공정시험법. 1983.
 환경보전법시행령 : 대통령령 제 11101 호 1983.
 Cleary EJ : Perspective on river-quality diagnosis. Journal WPCF 1978 ; 50 : 825-832.
 Covar AP : Selecting the proper reaeration coefficient for use in water quality models. Environmental modeling and simulation 1976.
 Deb AK, Bowers D : Diurnal water quality modeling-a case study. Journal WPCF 1983 ; 55 : 1476-1488.
 Deininger RA : Design of environmental information system. Ann Arbor Science publishers 1974.
 EPA(U.S.) : Computer program documentation for the stream quality model Qual-II. 1973.
 Fair GM, Geyer JC, Okun DA : Element of water supply and wastewater disposal. 2nd Ed, John Wiley & Sons, Inc, New York 1971.
 Lee GF, Jones RA, Newbry BW : Water quality standards and water quality. Journal WPCF 1982 ; 54 : 1131-1138.
 Nemerow NL : Scientific stream pollution analysis. McGraw-Hill book Co. 1974.
 Pavoni JL : Handbook of water quality management planning. Litton Educational Publishing, Inc 1977.
 Rich LG : Environmental systems engineering. McGraw-Hill, Inc 1973.
 Shelton SP, Burdick JC III, Drewry WA : water quality modeling in a low flow stream. Journal WPCF 1978 ; 50 : 2289-2305.
 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater : 15th Ed An Public Health Assoc, Washington DC 1981.
 Thomann RV : Some comments on a water quality model for deep reservoirs. Journal WPCF 1977 ; 49 : 507-510.
 Warn AE, Page C : Estimating the effect of water quality on surface water supplies. Water Res 1984 ; 18 : 167-176.
 Wolman MG : The nation's rivers. Journal WPCF 1972 ; 44 : 715-737.

환경의식 드높일때 나라힘도 강해진다