

낙동강 하구의 세균분포와 활성에 미치는 환경요인

안태영 · 조기성¹ · 하영철²

단국대학교 미생물학과

¹한국의외국어대학교 미생물학과

²서울대학교 미생물학과

The Environmental Factors Affecting the Distribution and Activity of Bacteria in the Estuary of Nakdong River

Ahn, Tae young, Ki-Seong Joh¹ and Yung-Chil Hah²

Department of Microbiology, Dan Kuk University

¹*Department of Microbiology, Han Kook University of Foreign Studies*

²*Department of Microbiology, Seoul National University*

ABSTRACT: From July 1985 to December 1986, 28 variables of physical-chemical factors, bacteria and heterotrophic activity were investigated 17 times at 3 stations in the estuary of Nakdong River and the influences of environmental factors to bacterial population and heterotrophic activity were analyzed through multiple regression. The results of multiple regression were as follows. At station 1, total bacteria and heterotrophic bacteria(Z-25) could explain 57% of the variation of maximum uptake velocity for glucose and 54% of turnover time for glucose was explained by total coliform bacteria and MBOD, Sixty four percent of the variation of Kt+Sn was accounted for salinity, MBOD-N and inorganic phosphate. Turnover rate for acetate was also accounted for the change of MBOD-P by 56%. At station 2 maximum uptake velocity for glucose depends on MBOD-N by 81%; turnover time on bacteria by 50%; Kt+Sn on available nutrient by 61%. More than 50% of maximum uptake velocity and turnover time for glucose were influenced by bacteria and that of Kt+Sn by the change of nutrient in the surface water of station 3. In the bottom water of station 3, the change of maximum uptake velocity, turnover time and Kt+Sn for glucose was controlled by total bacteria and available nutrient, bacteria, the change of nutrient salts respectively. On the whole, more than 50% of maximum uptake velocity and turnover time for glucose could be due to the change in the number of bacteria and the value of Kt+Sn was affected by the change of nutrient salts. Turnover rate for acetate was controlled by available phosphate at station 1 and by bacteria at station 2 and 3, which showed a distinct difference between the environmental factors which govern the rate of glucose and acetate uptake in the Nakdong estuarine ecosystem. And bacterial communities were controlled by available nutrients at station 1, by nutrient salts and salinity at station 2 and in the surface water of station 3 and by salinity in the bottom water of station 3.

KEY WORDS □ Multiple regression, V_{max} , Kt+Sn, environmental factors, estuary of Nakdong river

자연계에서 세균은 유기물의 분해와 무기물의 재 합성에 관여 하여 물질 순환에 기여 할 뿐만 아니라 용존된 영양 물질을 생체내의 macromolecules로 전환 시켜 먹이 사슬의 영양 단계가 더 높은 생물에

energy를 공급하는 역할도 한다(Wright and Hobbie, 1966; Azam and Hodson, 1977; Fuhrman and Alzam, 1980).

하구는 강상류로부터 영양 물질, 생활 하수 및 공장

폐수의 유입으로 인해 다른 수계 환경보다 부영양화 되어 있으며, 세균의 활성도도 높다. 그러나 하구 수계는 담수의 유입, 조석 (tide) 변화 및 계절적 요인에 의해 영양 물질의 양과 종류, 염분, 수온, pH, 부유 물질 등의 물리 화학적 환경 요인들이 변화함으로써 세균의 활성도가 하루 동안에도 크게 변화하고 있으며, 세균활성의 변화는 하구 환경 조건에도 영향을 미친다. (Zobell, 1973; Morita *et al.*, 1973). 이러한 점에서 Hanson과 Wiebe(1977)는 하구 생태계의 세균 군집의 활성을 측정하기 위해서 시료를 채수 할 때 해수의 간만을 고려 해야 한다고 강조 하였다. 특히 물리 화학적 환경 요인 중 염분은 규칙적인 조석(tide)으로 인하여 계속 변화 하고 있으며 이로 인해 세균의 활성이 영향을 받는 것으로 알려져 있다. Hunter등(1986)은 실험실 내에서 염분의 변화를 준 하구의 microcosm을 이용하여 염분이 증가함에 따라 nitritotriacetic acid의 세균에 의한 분해가 감소 된다는 것을 보고 하였으며, Compeau와 Bartha(1987)는 하구 토양에서 염분 증가로 인한 sulfur-reducing bacteria의 mercury-methylating activity가 감소 하는 것을 관찰 하였다.

하구 감소수역은 해양이나 내수면의 수계보다 단위 부피당 미생물수가 훨씬 많이 존재하고, 미생물의 활성도 역시 훨씬 높은 것으로 알려져 있다 (Stevenson and Erkenbrecher, 1976). 그러므로 하구에서 세균의 동태와 활성에 대한 연구는 비교적 활발한 편이다. 독일의 Baltic Sea의 Kiel Fjord에서 세균수와 생체량(Zimmermann, 1977) 및 heterotrophic activity(Gocke, 1977)의 변화, 캐나다의 Dunbar강과 Meduxnekeag강(Bell *et al.*, 1981) 및 영국의 Welsh River Dee(Nuttall, 1982)에서 세균군집과 활성의 변화를 검토한 것 이외에, 미국의 Essex 하구와 Merrimack 강(Wright, 1978), York 강의 Virginia 하구 (Ducklow, 1982), Rhode 강 하구 (Ruble *et al.*, 1984)등에서 염분에 의한 세균 군집의 기질 흡수능과 생산성의 변화가 관찰되었다. 캐나다의 5개강(Albright and Wentworth, 1973)과 미국의 Rhode 강 (Carney and Cowell, 1976)에서는 heterotrophic activity와 부영양화의 관계가 조사되었고, 영국의 Humber강에서는 부유물질의 영향(Bent and Goulder, 1981)과 세균에 대한 오염 stress (Goulder *et al.*, 1979)가 연구된 바 있다. 또한 미국의 Palmico강에서 아미노산의 이용(Crawford *et al.*, 1974)에 대한 연구가 수행되었으나, 공통적인 변화양상은 도출하지 못하였다(Bent and Goulder, 1981).

본 연구의 조사대상인 낙동강은 남한의 1/4에 해당하는 넓은 유역면적을 갖는 남한 제 2의 강으로 많은 연구가 수행되었으나, 주로 물리·화학적 환경 요인과 미생물의 분포와 변화에 대한 단편적인 연구로 생태계의 구조와 기능을 파악하기에는 미흡하다. 일반적으로 농경지의 배수와 도시화는 하천의 수질에 막대한 영향을 미치는데(Stewart, 1980), 낙동강은 주위에 많은 농경지, 공단과 도시가 산재하고 하천의

구배가 대단히 낮아 염분의 침투가 깊게 나타나고 있으므로, 영양염류와 염분의 영향으로 세균의 분포와 활성의 큰 변화가 예상된다.

수계생태계에서 미생물의 종류와 군집의 크기는 물리·화학적 환경에 의해서 지배되므로 (Wimpenny *et al.*, 1980), 미생물의 동태를 파악하기 위해서는 이러한 변화에 영향을 미치는 환경요인을 우선적으로 검토하여야 한다(Novitsky, 1983). 그러므로 본 연구에서는 1985년 7월부터 1986년 12월까지 3개 정점에서 물리·화학적 환경, 영양염류, BOD, 세균 및 heterotrophic activity의 28개 변수의 변화를 살펴 보았다. 이렇게 측정된 결과를 중회귀 분석으로 생태계에서 세균의 분포와 활성에 미치는 영향 요인들을 분석하고자 하였다.

재료 및 방법

채수일정 및 채수정점

1985년 7월부터 1986년 12월까지 17회에 걸쳐 조사하였으며 그 일정은 다음과 같다. 채수일정 : 1985년 7/26, 8/15, 9/27, 10/27, 12/1, 12/27, 1986년 1/23, 2/24, 3/27, 4/21, 5/25, 6/27, 8/5, 9/25, 10/31, 11/29, 12/19.

채수정점은 낙동강하구에 위치한 3개의 정점(Fig. 1)에서 수행되었으며 각 정점의 특성은 다음과 같다. 정점 1 : 구포고 아래로 해수의 영향이 적게 미치며, 생활하수의 유입이 많아 부영양화되어 있다. 정점 2 : 을숙도와 명지사이로 감소수역이며, 생활하수 및 공장폐수의 영향이 미치고 있다. 정점 3 : 낙동강 하

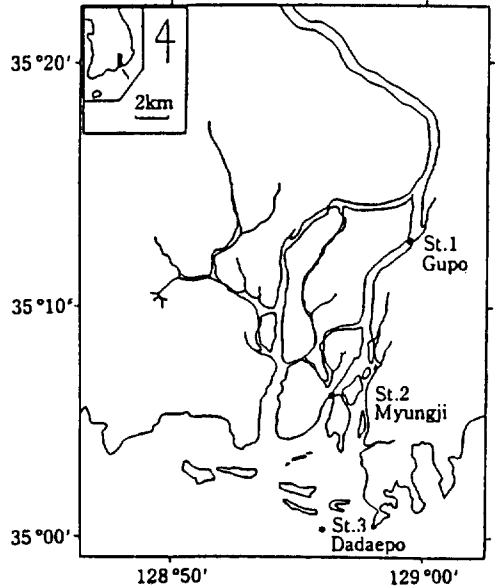


Fig. 1. Sampling stations in the estuary of Nakdong River

구의 대마등, 갈매기등 등의 삼각주를 지나서 위치하며, 주로 해양성의 특성을 나타내고, 수심이 깊어 상·하층으로 구분하였다.

시료채취 및 운반

시료는 Van Dorn 채수기로 채취하였으며, 정점 1과 2는 수면하 1 m, 정점 3은 수면하 1 m와 10 m에서 채수하였다. 미생물분석용 시료는 멸균된 유리용기에, 수질분석용 시료는 polyethylene통에 넣어 냉장상태로 실험실로 운반하여 분석하였다.

물리·화학적 환경요인의 분석

수온은 봉상 온도계와 염분계(YSI model 33)의 온도계로 병행하여 시료 채취시 측정하였다. 수온과 염분은 TCS meter(Temperature-conductivity salinity meter, YSI model 33)으로 측정하였고, pH는 pH meter(DMS, model DP-135)로 측정하였다. 용존산소는 standard method(APHA, 1985)중 Winkler-Azide변법으로 시료 채취시 용존산소를 고정된 후 실험실에서 측정하였고 생물학적 산소 요구량은 standard method(APHA, 1985)으로 MBOD(Modified BOD)는 Nakamodo(1982)의 방법으로 측정하였다. 채수한 시료를 membrane filter(0.45 μ m)로 여과하여 여과액은 standard method(APHA, 1985)에 따라 암모니아염 질소($\text{NH}_4^+ - \text{N}$), 아질산염 질소($\text{NO}_2^- - \text{N}$), 질산염 질소($\text{NO}_3^- - \text{N}$), 인산염 인($\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$)의 양을 발색반응을 통해서 측정하였다. 엽록소 a는 시료 일정량을 membrane filter(0.45 μ m pore size, 45 mm diamter)로 여과하여 90% acetone 용액에 넣어, 4°C의 어두운 곳에서 24시간 방치하여 추출하고, 500×g에서 20분간 원심분리 후 상등액을 664, 647, 630 nm에서 흡광도를 측정하여 엽록소 a의 양을 정량하였다(APHA, 1985).

세균학적 요인 분석

중속영양세균은 peptone수의 희석용액으로 1/10씩 희석하여(Gerhardt et al, 1981) nutrient 배지(N-O, N-10)와 Zobell 2216e 배지(Z-25)에 0.1 ml/씩 접종한 후 25°C에서 5일간 배양하여 나타난 집락(colony)을 계수하였다. 조사대상지역의 3정점은 담수역, 감조수역, 해수역으로 0, 10%, 및 25% 정도의 염분을 나타내므로 다음과 같은 3가지의 배지를 사용하므로써 각 정점에서의 염분 농도에 따른 집락수의 변화를 파악하고자 하였다.

N-O 배지: beef extract 3g, peptone 5g, agar 15g, 정점 1의 aged water (염분 % 0 o/oo) 1 liter

N-10 배지: N-O 배지에 정점 2의 aged water (염분=10%) 1 liter

Z-25 배지: yeast extract 3g, peptone 5g, ferric phosphate 0.1g, agar 15g, 정점 3의 aged water(염분=25%) 1 liter

대장균은 lactose broth(Difco)에 3가지 희석 배수에 대하여 3개씩의 tube를 사용하는 MPN법(APHA, 1970)으로 측정하였다. 총대장균은 37°C, 분변성 대장균은 44°C에서 24시간 배양하여 gas생성여부를 판

단하여 MPN표에 대해서 대장균수를 결정하였다. 단백질 분해 세균의 배지는 peptone agar와 10% skim milk를 분리하여 멸균한 후 멸균조각 하에서 섞어 만들었다. 25°C에서 3일간 배양한 후 집락주위에 clear zone을 형성하는 집락(Cowan, 1974)을 계수하였다. Peptone agar의 조성은 beef extract 3g, peptone 5g, agar 15g, 증류수 500 ml에 skim milk 50g을 가하여 만들었다. 지방 분해 세균은 peptone agar에 tween 80을 가하여 만든 배지에 접종하여 25°C에서 3일간 배양한 후 집락주위에 불투명한 결정체(halo)가 형성되는 집락(Cowan, 1974)를 계수하였다. 배지조성은 다음과 같다. peptone 10g, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.1g, Agar 20g, tween 80 10 ml, 증류수 990 ml. 포자형성 세균의 측정에는 생장력이 있는 세포를 제거하기 위하여 시료를 80°C에서 20분간 처리하여 배지에 일정량을 접종하였다. 45°C 정도로 식힌 배지를 부어 잘 흔들어 준 후 25°C에서 5일간 배양한 후 집락을 계수하였다. 배지의 조성은 중속 영양 세균의 배지조성과 같다. 총 세균을 위한 시료는 100 ml/ 암병에 채취하였다. 채취한 시료는 0.2 μ m pore size의 membrane filter(Gelman)로 여과한 formalin으로 고정하였다. 고정된 시료는 Sudan Black B(Merck)로 염색한 polycarbonate filter(0.2 μ m pore size; Gelman)로 여과한 후, 1% acridine orange(Sigma) 용액 1 ml로 3분간 염색했다. 염색된 polycarbonate filter를 형광현미경(Epifluorescence Microscope, Nikon Labphot)을 이용하여 20 field를 검정하였다(Parsons, 1984).

Heterotrophic activity

포도당과 초산의 heterotrophic activity의 측정은 kinetic방법(포도당)과 tracer방법(초산)으로 시행하였다. 두 방법은 모두 membrane filter(0.2 μ m pore size, 25mm diameter)로 여과하여 배양을 끝냈다. 포도당의 흡수는 Gocke(1977)의 방법에 의하여 수행하였다. 실험에 사용된 기질은 [^{14}C] glucosc(271 mCi/mmol, INC. Biomedical, INC., USA)를 사용하였으며 가해준 동위원소의 양은 각각 0.5, 1.0, 1.5, 2.5, 5.0, 10.0 $\mu\text{g-C/L}$ 이었다. 방사능양의 측정은 Liquid Scintillation System (Beckman LS 9800, Beckman Instrument Inc., USA)로 측정하여 dpm 값으로 환산하였다. 사용된 cocktail의 조성은 다음과 같다: PPO 5g, POPOP 0.1g, Toluene 1L. 자료의 계산은 microcomputer를 이용한 heterotrophic activity file에 의하여 처리되었다. 초산의 흡수는 Parsons (1984)의 방법으로 [^{14}C] acetate (56 mCi/mmol, ICN-Biomedicals, INC., USA)로 수행되었으며, 가해준 동위원소의 양은 1 $\mu\text{g-C/L}$ 이었다(Wright, 1978).

포도당과 초산의 호흡율의 측정은 Gocke(1977)의 방법에 기초하였다. 가해준 방사능의 양은 흡수의 측정시와 같다. 멸균된 125 ml Erlenmeyer flask에 시료 50 ml/을 넣고 [^{14}C] glucose를 주입 한후 고무마개로 뚜껑을 덮고 밀폐 시킨 후 진탕 배양기에 넣고

암실에서 120 rpm으로 회전 시키며 30분 혹은 1시간 배양 하였다. 배양의 중지와 용존된 CO_2 를 추출하기 위하여 1N-HCl 1ml/을 고무 마개를 통하여 주입 하였다. HCl을 넣은 후 CO_2 의 포집을 위해 1시간 동안 계속 진탕 하였다. CO_2 포집은 ethanalamine을 이용하였으며 포집된 CO_2 를 liquid scintillation에 의해서 방사능을 측정하였다. 결과는 % R (% Respiration)으로 나타 내었다.

통계분석

모든 자료의 평균, 표준 편차등의 기본 통계치와 상관 관계, 중회귀분석(multiple regression)을 SPSS-X와 SAS package를 사용하여 분석 하였다. 사용된 computer는 VAX 11 이었다.

결 과

측정된 변수의 변화는 Table 1과 같다. 회귀곡선에서 나타난 변수들은 그 변화의 범위와 단위가 다르므로 회귀곡선에 영향을 미치는 정도를 파악하기 위해서 각 변수들을 표준화하여야 한다. 그러므로 그 변수들의 분포를 파악한 후 정규분포를 따르도록 표준화 시켰다.

정점 1에서 중회귀 분석(multiple regression)한 결과는 Table 2와 같다. Väättänen(1980)은 중회귀분석을 하여 종속변수가 독립변수를 90%설명할 수 있을 때 독립변수의 변화를 매우 실질적으로 설명했고, 61-68%일때 만족할만한 설명을 했다고 하였다. 이러한 기준에 의하면 정점 1의 heterotrophic activity에 관련된 변수에서는 포도당의 Kt+Sn(97%)과 초산의 호흡률(100%) 이 실질적인 설명에 해당하고, 포도당의 최대흡수속도, 전환시간, 호흡률 및 초산의 전환율은 64-81%로 만족할만한 설명에 해당된다.

포도당의 최대흡수속도는 총세균, 질산염 질소, 종속영양세균(Z-25)의 변화에 의하여 각각 45%, 12%, 12% 씩 설명되고, 전환시간은 총대장균과 MBOD의 변화에 의하여 각각 43% 와 21%가 설명되며, Kt+Sn은 염분, MBOD-N, 인산, 총세균의 변화에 의하여 각각 25%, 18%, 21%, 10% 씩 설명된다. 또한 포도당의 호흡률은 아질산염 질소, MBOD-N, 단백질 분해세균, 인산염 인산에 의하여 25%, 22%, 13%, 21%씩 설명된다. 그러므로 포도당의 최대 흡수속도와 전환시간은 세균과 연관을 가지며, Kt+Sn과 호흡률은 염분과 영양염류와 연관을 나타낸다. 또한 초산의 전환률은 pH, N:P비, 질산염 질소의 변화에 의해서 27%, 37%, 19%가 설명된다. 그러므로 초산의 흡수와 호흡은 영양염류의 영향을 받는 것으로 판단된다.

한편 세균의 경우에는 단백질분해세균, 종속영양세균(N-10), 대장균의 변화가 60-84%로 많은 부분이 설명되었고, 지방분해세균과 종속영양세균(N-0)은 적은 부분이 설명되었다. 총세균은 MBOD-P와 N:P비 종속영양세균(N-0)은 MBOD-N, 종속영양세균(N-10, Z-25)은 MBOD-P, N:P 비 및 아질산염질소, 지방분해세균은 질산염질소, 단백질분해세균은 MBOD-P,

염록소 a 및 용존산소의 변화에 의해서 설명되므로 세균은 이용가능한 영양염류의 존재와 밀접한 관련을 맺는다. 분변생대장균은 MBOD-P, 수온, 염분 및 아질산염질소의 변화에 의해서 설명되고, 총대장균은 수온 MBOD-N, 암모니아염질소의 변화에 의해서 설명되므로 대장균은 영양염류뿐만아니라 수온과 염분에 의해서도 영향을 받는다. 포자형성세균은 유일하게 수온의 변화에 의해서 21%가 설명된다. 정점 2의 세균 중에는 단백질분해세균 (72%) 을 제외하고는 매우 낮은 부분이 설명된다 (Table 3). 포도당의 최대흡수속도와 Kt+Sn은 MBOD-N과 MBOD-P의 변화에 의해서 지배된다. 그러나 포도당의 전환시간, 초산의 전환율및 포도당의 호흡률은 세균의 변화에 의해서 주로 설명되고, 초산의 호흡률은 염분과 영양염류의 변화에 의해서 91%가 설명된다. 정점 2는 정점 1과는 달리 인산염인산의 변화에 의해서 많은 세균의 분포가 영향을 받으며, 정점 1보다는 염분의 변화가 크게 나타나므로 염분의 영향이 나타나고 있다.

정점 3의 상층에서는 heterotrophic activity의 변화 (76-92%) 는 고르게 많은 부분이 설명되며, 세균의 변화 (30-98%) 는 세균에 따라 설명되는 정도에 차이가 크다 (Table 4). 정점 3의 상층에서는 heterotrophic activity의 변화에 포자형성세균과 총대장균의 영향이 크게 나타나며, 세균의 변화에는 염분의 영향이 크게 나타나고 있다.

정점 3의 하층에서는 포도당의 최대흡수속도, 전환시간, Kt+Sn 및 호흡률이 81-99% 로 많은 부분이 설명되나, 초산의 전환율과 호흡률은 70% 와 50% 로 상대적으로 낮다. 한편 세균의 변화는 48% 이하의 매우 적은 부분만이 설명된다 (Table 5). 포도당의 최대흡수속도, 전환시간과 호흡률은 총세균의 변화에 의하여 주로 설명되며, Kt+Sn 은 MBOD-N 을 비롯한 영양염류의 변화에 의하여 72%가 설명된다. 초산의 전환율은 세균의 변화에 의하여 70%가 설명되고 호흡률은 BOD 변화에 의해서 50% 설명할 수 있다. 이와같이 정점 3의 하층에서는 조사대상정점 중에서 환경요인의 변동이 가장 적으므로 세균의 변화에 관여하는 환경요인의 수도 적고, 적은 부분을 설명하게 된다.

담수역인 정점 1에서 해수역인 정점 3 으로 내려 오면서 포도당의 최대흡수속도는 정점 1에서 세균이 우세하게 작용하고 정점 2에서 이용가능한 질소의 양이 음의 방향으로 작용하며 정점 3의 상층에서 다시 세균이 우세하게 영향을 미치다가 하층에서 영양염류가 비슷한 정도로 동시에 영향을 미친다. 전 정점에서 전환시간은 세균에 의해서 Kt+Sn 은 영양염류의 변화에 의해서 설명되고 있다. 초산의 전환율은 정점 1에서는 MBOD-P의 변화에 의해서 설명되고 정점 2부터는 세균의 변화에 의하여 좌우된다. 한편 세균의 변화는 정점 1에서는 MBOD-P 를 비롯한 이용가능한 영양염류의 변화에 의해서 지배를 받고, 정점 2에서는 인산염인산의 변화에 의해서 좌우되며, 정점 3의 상층에서는 염분과 영양염류의 변화에 의

Table 1. Range and mean of the parameters examined at the estuary of Naktong River from July 1985 to December 1986.

Parameter	Range	Mean				Standard Deviation			
		Station				Station			
		1	2	3S ^a	3B ^b	1	2	3S ^a	3B ^b
Environmental									
Temperature (°C)	1.6-30.0	16.1	16.5	17.2	16.7	8.8	7.6	6.0	5.6
Salinity (‰)	ND-32.2	1.7	9.3	22.1	27.4	2.5	7.4	5.9	2.7
pH	6.2-8.2	6.9	7.2	7.9	7.9	0.5	0.3	0.2	0.2
DO (mg/L)	3.4-10.3	6.5	6.5	7.1	7.1	1.7	1.6	1.7	1.9
BOD (mg/L)	0.8-9.9	4.5	4.5	4.0	3.6	2.4	2.3	2.6	2.4
Modified BOD									
MBOD (mg/L)	4.0-200	68.6	67.7	57.9	45.3	53.5	59.6	42.9	31.9
MBDO-N(mg/L)	36.0-1,540	584.6	551.5	491.5	495.1	345.5	288.5	283.2	265.7
MBOD-P(mg/L)	8.0-235	80.5	69.8	66.5	54.6	67.6	48.3	45.3	44.4
Inorganic									
NH ₄ -N(μg/L)	ND-1,082	197	188	73	84	256	118	87	145
NO ₂ -N(μg/L)	ND-86	41	41	15	14	23	19	15	18
NO ₃ -N(μg/L)	13-2,600	853	596	164	138	538	593	209	144
PO ₄ -P(μg/L)	ND-157	28	34	36	31	18	16	18	14
Chlorophyll a(μg/L)	0.4-35.2	12.9	10.8	5.2	4.7	10.2	6.5	3.5	3.3
Microbiological									
Total bacteria (cells/ml)	2.3 × 10 ⁶ - 9.0 × 10 ⁶	3.8 × 10 ⁶	4.2 × 10 ⁶	8.4 × 10 ⁵	5.8 × 10 ⁵	1.7 × 10 ⁶	1.9 × 10 ⁶	4.8 × 10 ⁵	3.7 × 10 ⁵
Heterotrophic									
Bacteria (CFU/ml)									
N-O	3.3 × 10 ² - 3.9 × 10 ⁶	1.3 × 10 ⁵	3.6 × 10 ⁵	1.3 × 10 ⁴	4.5 × 10 ³	1.2 × 10 ⁵	9.2 × 10 ⁵	1.0 × 10 ⁴	4.5 × 10 ³
N-10	8.0 × 10 ² - 5.1 × 10 ⁶	9.4 × 10 ⁴	4.2 × 10 ⁵	1.5 × 10 ⁴	4.7 × 10 ³	9.7 × 10 ⁴	1.2 × 10 ⁶	2.2 × 10 ⁴	4.5 × 10 ³
Z-25	6.3 × 10 ² - 2.6 × 10 ⁵	2.3 × 10 ⁴	6.2 × 10 ⁴	2.1 × 10 ⁴	1.1 × 10 ⁴	2.2 × 10 ⁴	8.0 × 10 ⁴	2.9 × 10 ⁴	1.0 × 10 ⁴
Enterobacteria									
Total Coliform bacteria (MPN/100 ml)	3 - 1.1 × 10 ⁵	1.3 × 10 ⁴	3.1 × 10 ⁴	1.8 × 10 ⁴	2.7 × 10 ²	1.7 × 10 ⁴	3.6 × 10 ⁴	2.9 × 10 ³	3.9 × 10 ²
Fecal Coliform bacteria (MPN/100 ml)	ND-4.7 × 10 ⁴	2.6 × 10 ³	5.0 × 10 ³	4.4 × 10 ²	8.1 × 10 ¹	5.3 × 10 ³	1.1 × 10 ⁴	7.3 × 10 ²	1.2 × 10 ²
Proteolytic bacteria (CFU/ml)	ND-8.7 × 10 ⁴	6.7 × 10 ³	1.3 × 10 ⁴	2.6 × 10 ³	1.4 × 10 ³	9.8 × 10 ³	2.2 × 10 ³	5.9 × 10 ³	3.5 × 10 ³
Lipolytic bacteria (CFU/ml)	1.7 × 10 ² - 1.2 × 10 ⁵	2.1 × 10 ⁴	4.1 × 10 ⁴	1.6 × 10 ⁴	3.8 × 10 ³	2.0 × 10 ⁴	3.6 × 10 ⁴	2.5 × 10 ⁴	4.1 × 10 ³
Spore forming bacteria (CFU/ml)	1 - 1.0 × 10 ³	2.0 × 10 ²	2.0 × 10 ²	1.0 × 10 ²	8.0 × 10 ⁰	3.7 × 10 ²	3.7 × 10 ²	2.6 × 10 ²	1.8 × 10 ¹
Heterotrophic activity									
Glucose									
V _{max} (μg-C/L/hr)	0.003-12.36	1.47	3.36	0.3	0.2	1.94	3.61	0.44	0.24
Turnover time (hr)	1.7-710	34.3	5.4	175.0	237.0	57.0	4.9	194.0	213.0
Kt + Sn (μg-C/L)	0.74-73.92	18.21	15.9 ^a	9.13	9.54	21.01	14.9	8.23	9.66
Respiration rate (%)	7-33	20	17	20	19	7	9	5	6
Acetate									
Turnover rate (%/hr)	0.04-35.70	8.40	16.00	17.00	1.50	9.90	10.80	3.30	3.40
Respiration rate (%)	17-62	41	40	43	39	11	11	12	13

^a Surface layer (1 m) of station 3.^b Bottom layer (10 m) of station 3.

Table 2. Significant independent variables in the regression models for the parameters of heterotrophic activity and bacterial community based on data from station 1 in the estuary of Nakdong River

Dependent variable	R ² (%)	Independent variables
Heterotrophic activity		
V _{max} (glucose)	69	TB(45);NO ₃ (12);Z-25(12)
Turnover rate (glucose)	64	-TC(43);-MBOD(21.3)
Kt+Sn(glucose)	97	-MBOD(18);SAL(25);PO ₄ (21);TB(10);-TC(12);SPO(6);-CAS(3);-NH ₄ (2)
Respiration(glucose)	81	NO ₃ (25);-MBOD-N(22);-CAS(13);PO ₄ (21)
Turnover rate(acetate)	72	MBOD-P(56);TC(16)
Respiration(acetate)	100	pH(27);-N/P(37);NO ₃ (19);BOD(7);-SPO(6);PO ₄ (4)
Bacterial Community		
Total bacteria	43	MBOD-P(25);N/P(18)
Heterotrophs		
N-O	29	MBOD-N(29)
N-10	60	MBOD-P(40);N/P(10);NO ₃ (10)
Z-25	52	MBOD-P(52)
Fecal coliform	68	MBOD-P(19);TEM(22);SAL(16);NO ₃ (11)
Total coliform	69	TEM(22);MBOD-N(22);NH ₄ (15);-NO ₃ (10)
Lipolytic	21	-NO ₃ (21)
Proteolytic	84	MBOD-P(40);Chl-a(17);-DO(13);BOD(10)-NH ₄ (4)
Spore former	21	TEM(21)

Table 3. Significant independent variables in the regression models for the parameters of heterotrophic activity and bacterial community based on data from station 2 in the estuary of Nakdong River

Dependent variable	R ² (%)	Independent variables
Heterotrophic activity		
V _{max} (glucose)	96	-MBOD-N(81);BOD(50);SPO(6);FC(2);-N-10(2)
Turnover rate(glucose)	71	SPO(32);TW80(18);-pH(21)
Kt-Sn(glucose)	95	-MBOD-N(52);-TC(22);-MBOD-P(9);-FC(4);-PO ₄ (7)
Respiration(glucose)	99	N-O(58);-N-10(19);NO ₃ (10);-CAS(9);MBOD(2);-Z-25(1)
Turnover rate(acetate)	73	SPO(22);pH(16);PO ₄ (20);TW80(15)
Respiration(acetate)	99	-SAL(56);-PO ₄ (20);-FC(80);-MBOD-N(8)-NO ₃ (4);N/P(3)
Bacterial Community		
Total bacteria	54	PO ₄ (22);N/P(15);-BOD(17)
Heterotrophs		
N-O	42	PO ₄ (26);SAL(16)
N-10	30	PO ₄ (30)
Z-25	27	MBOD-N(27)
Fecal coliform	47	-PO ₄ (29);-N/P(16);SAL(11)
Total coliform	34	-MBOD(34)
Lipolytic	21	-SAL(21)
Proteolytic	72	-NH ₄ (38);-SAL(16);Chl-a(18)
Spore former	43	-Chl-a(31);NO ₃ (12)

해서 변화하고, 하층에서는 염분의 변화가 우세하게 작용한다.

고 찰

Väätänen(1980) 은 Finland연안에서 중회귀분석을 시도하여 총세균과 종속영양세균의 분포가 수온, 유기물, 염류소 a의 변화에 의하여 약 60% 와 50%가 설명되며, H₂S 생성균은 유일하게 염분의 변화에

의해서 33%가 설명된다고 하였다. 그러므로 세균의 분포에 영향을 크게 미치는 환경요인이 유기물, 수온, 염류소 a, 염분이라고 하였다. 또 진해만에서 안(1985)은 세균의 변화가 수온의 변화에 의해서 58.3%가 변화한다고 하였다.

중회귀분석 결과에 의하면 포도당의 최대흡수속도는 정점 1과 정점 3의 상층에서 세균 수, 정점 2에서는 이용가능한 무기염류,정점 3의 하층에서는 총 세균수와 이용가능한 영양염류의 변화에 의해서 57%-81%

Table 4. Significant independent variables in the regression models for the parameters of heterotrophic activity and bacterial community based on data from surface of station 3 in the estuary of Naktong River

Dependent variable	R ² (%)	Independent variables
Heterotrophic activity		
V _{max} (glucose)	77	SPO(58);TB(11);DO(8)
Turnover rate (glucose)	92	-SPO(54);-TEM(8);-MBOD(9);-N/P(6);-DO(6);-PO ₄ (10)
Kt + Sn(glucose)	91	NH ₄ (32);-NO ₂ (22);-DO(16);TB(6);-TEM(9);-N-10(6)
Respiration(glucose)		
Turnover rate(acetate)	76	TC(47);N-O(20);CAS(9)
Respiration(acetate)	87	-DO(53);NO ₂ (23);-MBOD-P(11)
Bacterial Community		
Total bacteria	36	TEM(36)
Heterotrophs		
N-O	50	NH ₄ (20);BOD(15);TEM(15)
N-10	30	-SAL(30)
Z-25	80	-SAL(36);-Chl-a(16);MBOD-P(15);-MBOD-N(13)
Fecal coliform	57	-SAL(40);-MBOD-P(9);Chl-a(8)
Total coliform	33	TEM(21);BOD(12)
Lipolytic	98	NH ₄ (40);-SAL(25);MBOD-P(13);-Chl-a(7);pH(4);-PO ₄ (3);-NP(4);-NO ₂ (2)
Proteolytic	60	MBOD-P(22);-SAL(24);pH(14)
Spore former	80	-SAL(47);-Chl-a(14);-MBOD-N(12);-pH(7)

Table 5. Significant independent variables in the regression models for the parameters of heterotrophic activity and bacterial community based on data from bottom of station 3 in the estuary of Naktong River

Dependent variable	R ² (%)	Independent variables
Heterotrophic activity		
V _{max} (glucose)	95	TB(40);-MBOD-N(24);NO ₃ (12);MBOD-P(9);TEM(3);CAS(3);-N-O(4)
Turnover rate(glucose)	81	-TB(45);-SPO(16);Z-25(8);-CAS(12)
Kt + Sn(glucose)	98	-MBOD-N(49);NO(21);TB(10);N-10(9);SAL(5);-NH ₄ (2);-TEM(2)
Respiration(glucose)	99	-TB(50);Z-25(28);-TEM(5);-N-10(9);BOD(9);-MBOD(3)
Turnover rate(acetate)	70	SPO(31);TB(12);-Z-25(10);CAS(17)
Respiration (acetate)	50	BOD(50)
Bacterial Community		
Total bacteria	16	-pH(16)
Heterotrophs		
N-O	15	-SAL(15)
N-10	17	MBOD(17)
Z-25	-	
Fecal coliform	25	-SAL(25)
Total coliform	41	-SAL(41)
Lipolytic	-	
Proteolytic	48	-NH ₄ (33);Chl-a(15)
Spore former	-	

까지 설명이 가능하다. 전환시간은 전 정점에서 세균의 변화에 의해서 지배되고 있다. 수온이 중요한 인자로 작용하는 생태계를 비롯하여 pH(Choquet *et al.*, 1986)와 부유물질 (Bent and Goulder, 1981)의 영향을 받는 생태계 등 대부분의 생태계에서는 계절적인 변화양상을 나타내나, 낙동강 하구는 세균의 분포와 마찬가지로 수온의 영향은 발현되지 않고 염분, 영양염류 등 다른 환경요인의 영향으로 정점 간의

변화가 뚜렷이 나타나고 있다. 자연 수계생태계에서 저농도로 존재하는 유기물의 제거는 다른 어느 미생물보다 세균에 의한 것이 대부분이고(Bott *et al.*, 1984), heterotrophic activity가 세균수와 관련을 맺으므로(Albright and Wentworth, 1973; Carney and Colwell, 1976; Hanson and Synder, 1979), 세균의 분포에 영향을 미치는 요인이 heterotrophic activity의 분포에 영향을 미치고 있는 것으로 판단

Table 6. Significant significance(F value) of the seasonal and stational variations of heterotrophic activity and bacterial community by one-way analysis of variance test(ANOVA)

Parameter	Station		Month	
	F value	P>F	F value	P>F
Heterotrophic activity				
V _{max} (glucose)	17.12	0.0001	1.69	0.1007
Turnover rate(glucose)	22.01	0.0001	1.04	0.4275
Kt+Sn(glucose)	0.45	0.720	3.67	0.0006
Respiration(glucose)	0.43	0.7315	4.47	0.0003
Turnover rate(acetate)	13.30	0.0001	0.94	0.5132
Respiration(acetate)	0.26	0.8559	2.30	0.0338
Bacterial Community				
Total bacteria	69.23	0.0001	0.63	0.7792
Heterotrophs				
N-0	42.49	0.0001	0.38	0.9984
N-10	32.89	0.0001	0.71	0.7257
Z-25	5.64	0.0017	2.02	0.0432
Fecal coliform	25.36	0.0001	1.04	0.4261
Total coliform	31.82	0.0001	0.55	0.8591
Lipolytic	10.67	0.0001	1.37	0.2155
Proteolytic	10.73	0.001	2.55	0.0117
Spore former	8.29	0.001	4.52	0.0001

된다. Kt+Sn은 전 정점에서 주로 영양염류와 염분에 의해서 많은 부분이 설명되고, 세균 수가 차지하는 부분은 상대적으로 낮아서 정점 간의 변화보다는 계절적인 차이가 나타나고 있다(Table 6).

포도당의 호흡률은 정점 1에서 아질산염 질소, 인산염 인과 MBOD-N의 변화에 의해서 68%가 설명이 되며, 정점 2에서는 종속영양세균 N-O의 변화에 의해서 58%가 설명된다. 정점 2의 평균 염분이 9.3‰ 이고 정점 1의 시료에 염(salt)을 가했을 때 호흡률이 급격하게 증가하는 사실(unpublished data)로서 정점 2에서 종속영양세균 N-O가 포도당의 호흡률의 변화에 미치는 영향을 설명할 수 있다.

초산의 경우에는 전환율은 정점 1에서 MBOD-P, 정점 2에서 세균 수와 인산염 인, 정점 3에서 세균 수의 변화에 의해서 영향을 받으므로 포도당의 최대 흡수속도와는 차이를 나타내고 있다. Bell과 Albright(1982)는 포도당의 흡수가 부유세균에 의해서 일어나고, Wright와 Hobbie(1965)는 초산을 이용하는 세균은 큰 부유물질과 결합되어 있지만, 포도당을 이용하는 세균과는 관련이 없다고 하였다. 그러나 초산의 호흡률에서도 마찬가지로 영향을 미치는 환경요인에는 차이가 있으나, 세균의 분포와는 관련이 없고 포도당의 호흡률과 같이 계절적인 차이가 크게 나타나고 있다.

낙동강 하구의 정점 1에서 대부분의 세균의 분포는 이용가능한 인산의 양에 의해서 제한된다. 정점 2의 세균 역시 인산염인의 양에 의해서 제한되나, 정점 1과는 달리 염분의 영향이 미치는 수계이므로 염분의 영향이 더 크게 나타나는 세균이 나타나고 있다(Table 3).

Valdés 와 Albright(1981)는 캐나다의 Fraser 강과 Georgia 해협에서 membrane diffusion 장치에 담수시료 (0‰)를 넣어 염분이 24‰ 인 해협에 옮겨 세균수의 변화를 관찰하였다. 담수의 세균은 48 시간동안 약 98%가 감소하였다. 역으로 해협의 시료를 담수로 옮겼을 때는 세균수의 변화를 관찰할 수 없었다. 이와같이 낙동강 하구의 정점 1에서는 세균의 분포에 염분의 영향이 거의 나타나지 않고, 정점 2에서는 종속영양세균 N-0, 분변성대장균, 지방분해세균과 단백질분해세균의 분포에 영향을 미친다. 정점 3의 상층에서는 종속영양세균 N-0는 Fraser 강에서와 같이 염분에 의해서 사멸되므로 염분의 영향이 관찰되지 않고, N:P 비가 정점 1,2 보다 훨씬 낮은 것도 있지만, 염분의 영향이 영양염류의 영향을 압도하고 있다 (Table 4). 담수의 영향력이 가장 적게 미치는 정점 3의 하층은 변화가 적어 세균의 분포를 설명할 수 있는 변수도 적고, 설명하는 %도 낮다. 단지 염분에 의해서 생존이 짧아지는 대장균(Chamberin, 1978; Dawe and Penrose, 1978)만이 염분증가에 의해서 감소하는 경향을 나타낸다(Table 5).

한편 Nuttall(1982)은 영국의 Welsh Dee에서 종속영양세균과 분변성오염원으로 분석한 대장균이 동시에 급격하게 증가하는 시기가 여러번 관찰되고 두 변수의 상관관계도 높게 나타난다. 그러나 종속영양세균의 분포가 계절적인 변화인지 혹은 정점간의 변화인지를 ANOVA(analysis of variance)분석을 하여 보았을 때 정점간의 변화(F값;185.7, P<0.001)에서 큰 차이를 나타내므로, 종속영양세균의 계절적 변화는 분변성 오염의 주기적인 변동에 의하여 감춰지는 것으로 추정하였다. Rhode 강 하구에서 Rublee 등

(1984)은 세균의 분포가 정점 간의 변화(F값:1.11, P=0.37)보다는 계절적인 변화에서 차이가 크게 나타난다고 하였고, Williams 등 (1982)은 Chesapeake만의 Patuxent강하구에서 *Bdellovibrio*의 분포가 정점간의 변화보다 계절적인 변화에서 큰 차이가 난다고 하였다. 낙동강 하구에서 heterotrophic activity와 세균의 변화를 ANOVA 분석한 결과(Table 6)에의하면, Welsh River Dee와 같이 모든 세균이 계절적인 변화보다는 정점간의 변화가 더 유의하다. 그러나 종속영양세균 Z-25, 단백질분해세균, 포자형성세균은 정점간의 변화보다는 떨어지지만 계절적인 변화 또한 유의하게 나타난다. 이것은 이러한 세균이 나머지 다른 세균보다 염분의 영향에 덜 민감하여 나타난 것으로, 다른 세균의 계절적 변화도 Welsh River Dee에서 종속영양세균의 계절적인 변화가 분변성 오염원에 의해서 가려지듯이 염분의 영향력에 감춰진 것으로 추정된다.

미국의 York강의 Virginia 하구(Ducklow, 1982)와 Rhode강 하구 (Ruble et al., 1984)에서는 염분의 변화에 의해서 세균의 수와 생산성이 변화하고 있고, Valdes와 Albright(1981)는 캐나다의 Fraser강과 Georgia 해협에서 염분이 3-18%일때 heterotrophic activity의 축진이 있음을 보고하였다. 낙동강 하구에서도 염분이 세균의 활성과 수의 변화에 크게 영향을 미치고 있고, Fraser강과 같이 염분의 변화가 평균 9.3‰를 나타내는 정점 2에서 가장 높은 heterotrophic activity를 관찰하였다.

낙동강하구에서 specific activity(단위: 10^{-10} $\mu\text{g-C/h/cell}$)는 정점 1에서 3.2, 정점 2에서 10.6, 정점 3에서 2.9로 Essex나 Fraser하구보다 높은 specific activity를 나타내며, 감소수역인 정점 2(염분: 9.3‰)에서 높은 값을 나타내고 있어 Fraser강과 비슷한 양상을 보이지만, 낙동강 하구는 Essex ($8-262 \times 10^{-12}$ $\mu\text{g/h/cell}$)나 Fraser강보다 정점간의 차이가 매우 적다. 생태계는 생물체와 기능적으로 서로 관련이 있는 물리·화학적 환경의 여러 성분으로 구성되므로 생태계를 구성하는 성분의 조합에 따라 복잡정도(degree of complexity)가 다양하게 나타난다. 낙동강하구의 미생물 군집은 낙동강이 구배가 적어 해수의 침투가 깊게 일어나고 있어 정점 간에 서로 영향을 미치므로, Essex나 Fraser 강 의 미생물 군집보다 환경의 변화에 대한 적응력과 복잡정도가 훨씬 크므로 상대적으로 정점간의 차이가 적게 나타난 것으로 추정된다.

참고문헌

1. 안태석, 1985. 진해만 생태계에 있어서 미생물 분포에 미치는 환경요인의 분석. 서울대학교 대학원 박사학위논문. pp. 1-167.
2. Albright, L.J. and J.W. Wentworth, 1973. Use of the heterotrophic activity technique as a measure of eutrophication. *Environ. Pollut.*, **5**, 59-72.
3. AHPA, 1970. Recommended procedures for the examination of sea water and shellfish. 4th ed. N.Y.
4. AHPA, 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th ed. AHPA. N.Y.
5. Azams, F. and R.E. Hodson, 1977. Size distribution and activity of marine microheterotrophs. *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 492-501.
6. Bell, C.R. and L.J. Albright, 1982. Attached and free-floating bacteria in diverse selection of waterbodies. *Appl. Environ. Microbiol.*, **43**, 1227-1237.
7. Bell, C.R., M.A. Holder Frankin and M. Frankin, 1980. Heterotrophic bacteria in two Canadian rivers I. Seasonal variation in the predominant bacterial population. *Wat. Res.*, **14**, 449-460.
8. Bent, E.J. and R. Goulder, 1981. Planktonic bacteria in the Humber estuary: seasonal variation in population density and heterotrophic activity. *Mar. Biol.*, **62**, 35-45.
9. Bott, L.T. et al., 1984. Benthic bacterial biomass supported by stream-water dissolved organic matter. *Micro. Ecol.*, **10**, 344-355.
10. Carney, J.F. and R.R. Colwell, 1976. Heterotrophic utilization of glucose and glutamate in an estuary: Effect of season and nutrient load. *Appl. Environ. Microbiol.*, **31**, 227-233.
11. Chamberlin, C.E. and R. Mitchell, 1978. A decay model for enteric bacteria in nature water. In *Water Population Microbiology* vol.2. Michell ed. New York. John Wiley & Sons.
12. Choquet, C.G., L.G. Ledue and G.D. Ferronil, 1986. Bacterial glucose mineralization in acid stressed lake sediment. *Wat. Res.*, **14**, 1583-1587.
13. Compeau, G.C. and R. Bartha, 1987. Effect of salinity on mercury-methylating activity of sulfate-reducing bacteria in estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, **53**, 261-265.
14. Cowan, S.T., 1974. Manual for the identification of medical bacteria. Cambridge university Press.
15. Crawford, C.C., J. E. Hobbie and K. L. Webb, 1974. The utilization of dissolved free amino acids by estuarine microorganisms. *Ecology* **55**, 551-563.
16. Dawe, L.L. and W.R. Penrose, 1978. "Bactericidal" property of seawater: Death or Debilitation? *Appl. Environ. Microbiol.*, **35**, 829-833.
17. Ducklow, H.W. 1982. Chesapeake bay nutrient and plankton dynamics. I. Bacterial biomass and production during spring tidal destratification in the York River. Virginia. estuary. *Limnol. Oceanogr.*, **27**, 651-659.
18. Fuhrman, J.A. and F. Azam, 1980. Bacterioplankton secondary production estimates for coastal waters of British Columbia, Antarctica and California. *Appl. Environ. Microbiol.*, **39**, 1085-1095.
19. Gerhardt, P.R., G.E. Murray, R.N. Costilow, E.W. Nester, W.A. Wood, N.R. Krieg and G.B. Phillips, 1981. Manual of methods for general bacteriology. AMS. Washington D.C.
20. Gocke, K. 1977. Heterotrophic activity. In Mi-

- icrobial ecology of a brackish water environment. G. Rheinheimer ed. pp. 198-222. Springer-Verlag, New York.
21. **Goulder, R., A.S. Blanchard, P.L. Sanderson and B. Wrigth**, 1979. A note on the recognition of pollution stress in population of estuarine bacteria. *J. Appl. Bact.*, **46**, 285-289.
 22. **Hanson, R.B. and W.J. Wiebe**, 1977. Heterotrophic activity associated with particulated with particle size fractions in a *Spartina alterniflora* salt-marsh estuary. Sapelo island, Georgia, USA and the continental shelf waters. *Mar. Biol.*, **42**, 321-330.
 23. **Hanson, R. B. and J. Snyder**, 1979. Micro-heterotrophic activity in a saltmarsh estuary, Sapelo island, Georgia. *Ecology*, **60**, 99-107.
 24. **Hunter, M., T. Stephenson, P.W.W. Kirk, R. Perry and J.N. Lester**, 1986. Effect of salinity gradients and heterotrophic microbial activity on biodegradation of nitrilotriacetate in laboratory simulations of the estuarine environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, **51**, 919-925.
 25. **Morita, R.Y., L.P. Jones, R.P. Griffiths and T.S. Staley**, 1973. Salinity and temperature interactions and their relationship to the microbiology of the estuarine environment. In *Estuarine microbial Ecology*. L. H. Stevenson and R.R. Colwell ed. pp. 221-232. Univ. South Carol. Press.
 26. **Nakamodo, N.**, 1982. Evaluation of available nutrients in Eutrophic Lake. Japan-Brazil Symposium Sci. Tech. pp. 275-280.
 27. **Novitsky, J.A.**, 1983. Microbial activity at the sediment water interface in Halifax harbor, Canada. *Appl. Environ. Microbiol.*, **45**, 1761-1766.
 28. **Nuttall, D.**, 1982. The populations, characterization and activity of suspended bacteria in the Welsh River Dee. *J. Appl. Bacteriol.*, **53**, 49-59.
 29. **Parsons, T.R.**, 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press.
 30. **Rublee, P.A., S.M. Merkel, M.A. Faust and J. Miklas**, 1984. Distribution and activity of bacteria in the head waters of the Rhode River, Maryland, USA. *Microb. Ecol.*, **10**, 243-255.
 31. **Stevenson, L.H. and C.W. Erkenbrecher**, 1976. Activity of bacteria in the estuarine environment. In *Estuarine processes*. vol. 1. M. Wiley ed. pp. 381-394. Academic Press.
 32. **Stewart, W.D.**, 1980. Natural environment-Challenges to microbial success and survival. In *Microbes in their natural Environment*. J.H. Slater *et al.* ed. pp. 1-35. Cambridge University Press.
 33. **Väättänen P.**, 1980. Effects of environmental factors on microbial populations in Brackish Waters off the Southern coast of Finland. *Appl. Environ. Microbiol.*, **40**, 48-54.
 34. **Valdes, M. and L.J. Albright**, 1981. Survival and heterotrophic activities of Fraser river and strait of Georgia Bacterioplankton within the Fraser river. *Plume. Mar. Biol.*, **64**, 231-241.
 35. **Williams, J.W.T. et al.**, 1982. Seasonal distribution of *Bdellovibrio* at the mouth of the Patuxent river in the Chesapeake Bay. *Can. J. Microbiol.*, **28**, 111-116.
 36. **Wimpenny, J.R.T., R.W. Lovitt and J.P. Coombs**, 1980. Laboratory model systems for the investigation of spatially and temporally organised microbial ecosystems. In *Microbes in their natural environments*. J.H. Slater, R. Whittenbury and J.W.T. Wimpenny. ed. pp. 67-117. Cambridge Univ. Press.
 37. **Wright, R.T.** 1978. Measurement and significance of specific activity in the heterotrophic bacteria of natural water. *Appl. Environ. Microbiol.*, **36**, 297-305.
 38. **Wright, R.T. and J.E. Hobbie**. 1965. The uptake of organic solutes in lake water. *Limnol. Oceanogr.*, **10**, 22-28.
 39. **Wright, R.T. and J.E. Hobbie.**, 1966. Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ecology* **47**, 447-464.
 40. **Zimmermann, R.**, 1977. Estimation of bacterial number and biomass by epifluorescence microscopy and scanning electron microscopy. In *Microbial ecology of a brackish water environment*. G. Rheinheimer ed. pp. 103-120. Springer-Verlag, Berlin.
 41. **Zobell, C.E.**, 1973. Microbial and environmental transitions in estuaries. In *Estuarine microbial ecology*. L.H. Stevenson and R.R. Cowell ed. pp. 9-34. Univ. South Carol. Press.

(Received October 15, 1991)

(Accepted November 3, 1991)