

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-26-'98

環境負荷の構造変化から見た都市の大気と水質問題の把握と  
その対応策に関する研究

Studies on Understanding and Countermeasures of Air and Water Pollution in the Urban Area  
by the Structural Changes of Environmental Load

平成5～8年度

FY 1993～1996



NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

SR-26-'98

環境負荷の構造変化から見た都市の大気と水質問題の把握と  
その対応策に関する研究

Studies on Understanding and Countermeasures of Air and Water Pollution in the Urban Area  
by the Structural Changes of Environmental Load

平成5～8年度  
FY 1993～1996

特別研究「環境負荷の構造変化から見た都市の大気と水質問題の把握とその対応策に関する研究」

(期間 平成5～8年度)

特別研究責任者：内藤正明（平成5～6年度）

森田昌敏（平成7～8年度）

特別研究幹事：若松伸司

報告書編集担当：若松伸司・上原 清・森口祐一・稲森悠平・西村 修

## 序

本報告書は平成5年度から8年度の4年間にわたって実施した特別研究「環境負荷の構造変化から見た都市の大気と水質問題の把握とその対応策に関する研究」の成果を取りまとめたものである。この研究においては関東や関西を中心とした我が国の大都市地域の環境問題の中でも特に大きな問題となっている大気汚染と水汚染を環境負荷の構造変化との関連で捉え、その実態把握と改善対策に関する検討を行った。

大気に関しては沿道大気汚染から広域大気汚染を相互に関連する現象として統一的に把握・評価する手法を検討した。研究手段としてモニタリングデータ解析、風洞実験、フィールド観測、数値計算モデル解析を用いた。研究の結果、大都市域においては都市域の拡大と自動車の増加による発生源の拡大により大気汚染が広域化していること、これに伴って光化学大気汚染などの二次生成大気汚染の高濃度発生地帯が、都心から郊外に移動してきていることが明らかとなった。

水質に関しては、生活様式の変化や多様化による排水や廃棄物の質や量の変化の水圏生態系の水質汚濁、富栄養化に及ぼす影響評価と効果的対策手法を検討した。研究手段として水質問題の実態解明、水質問題の将来予測、水環境負荷削減技術、水環境改善対策導入の効果の評価解析を用いた。研究の結果、環境負荷の構造変化等により水域の窒素、リンの濃度およびその比率の増加により有毒アオコが増大する傾向にあること、このため生活排水対策として小規模をはじめ高度処理施設の導入が必要であること、また、その場合省エネ、省コスト、水環境再利用を旨とした更なる研究が重要なことが明らかとなった。

このように、我が国の大都市域における大気と水質問題は今、新しい課題に直面しており今後、さらに研究と監視を継続的に行って行かなければならないことが示された。本研究の成果が、今後の都市環境研究の発展に役立てば幸いである。

本研究を進める上で、研究所外の多くの方々からご助言とご支援を戴いた。ここに深く御礼申し上げます。

平成10年3月

国立環境研究所

所長 石井吉徳

# 目 次

大気編 .....	1
1 研究の目的と経緯 .....	3
1.1 研究の背景と目的 .....	3
1.2 研究の構成 .....	3
1.3 本研究で得られた成果の概要 .....	3
2 研究の成果 .....	5
2.1 沿道大気汚染と地域大気汚染 .....	5
2.1.1 風洞実験によるストリートキャニオン内部流れに及ぼす安定度の影響の解析 .....	6
2.1.2 ストリートキャニオン内部の汚染物質拡散に及ぼす大気安定度の影響 .....	11
2.1.3 関西地域における春季大気汚染 .....	14
2.2 広域大気汚染 .....	22
2.2.1 トレンド解析 .....	22
2.2.2 関東地域における夏季大気汚染 .....	23
2.3 モデルによる解析 .....	24
2.3.1 モデルの概要 .....	24
2.3.2 モデルを用いた環境負荷の変化と環境濃度の解析 .....	25
2.4 総括及び研究展望 .....	26
2.4.1 本特別研究の研究成果のまとめ .....	26
2.4.2 今後の展望と研究課題 .....	28
[資料]	
I 研究の組織と研究課題の構成 .....	31
1 研究の組織 .....	31
2 研究課題と担当者 .....	31
II 研究成果発表一覧 .....	33
1 誌上発表 .....	33
2 口頭発表 .....	38

水質編 .....	45
1 研究の目的と経緯 .....	47
1.1 研究の目的 .....	47
1.2 研究の構成 .....	47
1.3 本研究で得られた成果の概要 .....	48
2 研究の成果 .....	49
2.1 水質問題の実態解明 .....	50
2.1.1 湖沼における藍藻類の優占化の解析 .....	50
2.1.2 富栄養化湖沼における有毒物質 Microcystin の挙動の解明 .....	56
2.1.3 富栄養化がトリハロメタン生成能に及ぼす影響の解明 .....	57
2.2 水質問題の将来予測 .....	60
2.2.1 生活排水における発生および排出負荷の将来予測 .....	60
2.2.2 藍藻類の増殖特性からみた優占種の予測に関する実験的検討 .....	66
2.3 水環境負荷削減技術開発および水環境改善対策の効果の評価 .....	69
2.3.1 生活排水の循環式変則合併処理浄化槽による高度処理 .....	69
2.3.2 生活排水の嫌気好気生物膜法による高度処理 .....	76
2.3.3 リン負荷削減技術の対費用効果および環境改善効果の試算 .....	80
2.4 総括および研究展望 .....	84
[資料]	
I 研究の組織と研究課題の構成 .....	87
1 研究の組織 .....	87
2 研究課題と担当者 .....	88
II 研究成果発表一覧 .....	89
1 誌上発表 .....	89
2 口頭発表 .....	90

# 大 氣 編

# 1 研究の目的と経緯

## 1.1 研究の背景と目的

都市機能の一極集中や地価の高騰などによる都市の社会、経済的变化や物理的变化は、産業構造や都市構造の変化に大きな影響を及ぼしている。たとえば、都心におけるサービス産業を中心とした第3次産業の増加や都市への過度の人口集中による高人口密度地域の都市周辺部へのスプロール化、交通、物流の都市域内密度の増大等が顕在化している。一方、都市住民のライフスタイルや生活の質及び生活パターンは快適性の指向により増々エネルギー多消費型になりつつある。

このような都市構造変化、生活様式の変化は環境負荷の構造を大きく変えている。たとえば都市域のスプロール化は通勤距離を増大させ、このことにより自動車交通量の増加や交通渋滞が発生している。また都市に向けての物流の増加は自動車の車種変化をもたらし、大型ディーゼル貨物車の混入率の増加とこれによる窒素酸化物汚染、粒子状物質汚染が大きな社会問題となっている。このように大気汚染、騒音の問題はさらに深刻になっている。都市域の拡大やエネルギー消費の増大は都市気候にも影響を及ぼし、ヒートアイランド等の問題が生じている。

環境負荷の構造変化に伴う地域の環境要因の悪化を早急に食い止め、改善に向かわせることが急務である。原因等が複雑化している都市環境問題を解決して行くためには、発生源の個別的な対策のみならず地域問題として総合的な対策を講じる必要がある。そのためには都市環境問題の現状を様々な面から定量的に正確に把握し、現状の改善方策等を見いだしていくための科学的知見の蓄積が必要である。本研究においては、このような観点から環境負荷の構造変化が都市環境に及ぼす影響の把握とその対応策に関する研究を行った。具体的には大都市圏を中心とした地域における環境負荷の構造変化の実態解明並びに環境要因の中でも特に緊急の対策を必要とする大気問題の改善に関する研究を行い、交通問題、都市大気環境問題に対する新たな対応策とその評価を明らかにすることを目的とした。

## 1.2 研究の構成

都市の大気汚染は沿道大気汚染から広域大気汚染まで

広い範囲に及んでおり、それぞれのスケールの現象が相互に関連しているため、統一的な把握が必要である。このため、沿道大気汚染に関する風洞実験並びに広域交通環境シミュレーションシステムの構築並びに広域大気汚染と局地大気汚染の関連性解析に関する体系的な研究を行った。具体的なフィールドとして関西地域における春季広域大気汚染のモデル評価、関東地域における夏季の広域光化学大気汚染の解析に関する総合的な研究を実施した。

## 1.3 本研究で得られた成果の概要

### (1) 沿道大気汚染と関西地域における春季高濃度大気汚染に関する研究

都市内において二酸化窒素の濃度が最も高くなるのは沿道周辺地域である。市街地の道路は建物に取り囲まれていることが多いため、複雑な気流が形成される。このストリートキャニオン内での大気環境の評価にあたっては、沿道をとるより広い地域の大気環境の状況を知る必要がある。フィールド観測により安定度によって濃度のレベルが大きく異なっていることがわかったが、様々な大気安定度によるストリートキャニオン内での濃度分布をフィールド観測により調査することは、極めて困難であるため風洞実験を行った。風洞による実験においても安定度を变化させた時の流れと濃度の観測は、実験技術上の困難さから、これまでほとんど成功していなかったが、レーザー流速計を用いた実験技術を確立したことにより最新の実験結果を得ることができた。安定度が変化することによりストリートキャニオン内での流れ場が大きく変化し、これに伴ってよどみ域内での濃度分布や上層からの空気を取り込みの様子が著しく異なること、また、このときの沿道上層でのオゾンの濃度によりストリートキャニオン内でのNO<sub>2</sub>の濃度は大きく変化することがわかった。関西地域においては、4月にNO<sub>2</sub>の濃度が高くなる傾向がある。このことを解明するために航空機を用いたフィールド観測とモデルによる評価を行った。観測時には地上でNO<sub>2</sub>の濃度が上昇したが、このとき上空で80 ppb以上のO<sub>3</sub>が出現していた。一方、3000 m以上の上空においても60 ppb程度のO<sub>3</sub>が認められており、成層圏から対流圏へのO<sub>3</sub>の沈降が観

測された。また観測期間中の気象条件は、移動性高気圧の影響による沈降性の逆転が認められ、晴天で最高気温が25°C以上となり光化学反応が起こりやすい条件となっていた。このようなバックグラウンドオゾンと光化学オゾンの寄与を知るためにモデルを用いた解析を行った。その結果、関西地域での春季のNO<sub>2</sub>高濃度には光化学オゾンと成層圏オゾンがほぼ同等に寄与していることが明らかとなった。またNO<sub>2</sub>の生成要因別寄与に関しては、大阪地域内において発生したNOがNO<sub>2</sub>に酸化されることによる寄与が最も大きいことがわかった。

### (2) 関東地域における夏季大気汚染に関する研究

関東地域における夏季大気汚染の動態解明はこれまでも多数行われており、局地風循環と光化学オゾンやエアロゾルの分布の間には密接な関係があることが知られている。しかし山岳地域や海上での挙動に関しては十分な知見が得られていなかった。特に山梨県や、静岡県などの西部山岳地域、並びに太平洋上での動態解明が大きな課題となっていた。そこで東京都大島空港を基地として航空機観測を実施した。観測の結果、これまでに知られていなかった広域大気汚染機構を見いだした。洋上の極めて広い範囲にわたり100~280 ppbの高濃度のO<sub>3</sub>が観測されたが、大島の气象台における観測では前日から南風が継続していた。メソ気象モデルを用いて解析した結果によれば、南系の風は海上の200~300 m程度の層に限定されており、これより上層では北~西系の風が吹いている。このことから日中に南からの海風により内陸に輸送された汚染空気が内陸の山岳付近で上層に取り込まれ、北系の上層風で太平洋上まで輸送されたものであることがわかった。このような広域な汚染空気の循環現象は、今回初めて明らかにされたものである。

### (3) 光化学大気汚染のトレンドと大気環境負荷に関する研究

光化学大気汚染経年変化を明らかにするために、その原因物質であるNO<sub>x</sub>とNMHC(非メタン炭化水素)濃

度の経年変化を解析した。大気汚染測定局のデータによれば1978年から1994年にかけてNMHCは減少、NO<sub>x</sub>は1985年頃から増加となっていた。環境大気中におけるNO<sub>x</sub>とNMHC濃度の経年変化に関しては、関西地域においても同様な傾向が認められた。環境での測定値の変化が発生源の変化を反映していると考え、モデルによりO<sub>3</sub>の出現動態の解析を行った。解析の結果では、NMHCの発生源が減少しNO<sub>x</sub>が増加すると、O<sub>3</sub>の最高値は少し増大する。また、その増加量にはそれ程大きな変化はないが、最高O<sub>3</sub>濃度が出現する時刻は大きくずれて、遅い時刻にシフトすることがわかった。夏季においては海風が侵入するため、都心地域で発生した大気汚染物質は時刻とともに内陸地域へと運ばれる。このため最高O<sub>3</sub>濃度の出現時刻が遅くなることは、最高O<sub>3</sub>濃度の出現地域が内陸部に移ることに対応する。データ解析の結果によれば日々のオキシダント最高値の出現率が、北関東地域、及び京都・奈良地域で増加していることがわかった。この傾向は前述のモデルシミュレーションの結果と整合していた。

今回の研究においては、沿道大気汚染から広域大気汚染にわたる様々なスケールの都市大気汚染現象を総合的・体系的に評価するための各種の手法を検討した。また日本の大都市地域における大気環境問題の現状をフィールド観測やモデルシミュレーションにより解析、評価した。研究の結果、東京や大阪などの大都市地域における大気汚染は依然として深刻であることがわかった。都市大気汚染の主要な発生源は自動車であるが、自動車単体の対策効果が、発生総量の増大により打ち消されており、このためNO<sub>2</sub>や光化学オキシダントの高濃度の出現地域は広域化の傾向にある。今回の観測では、春季、夏季ともに広域にわたる汚染物質の移流や循環が確認されており、都市スケールの大気環境を扱うにあたって、より広いスケールの中での理解が必要であることが示された。

## 2 研究の成果

### 2.1 沿道大気汚染と地域大気汚染

都市内において二酸化窒素の濃度が最も高くなるのは、沿道周辺地域である。自動車からの窒素酸化物のうち約9割は一酸化窒素(NO)であるが、環境大気中においてオゾン(O<sub>3</sub>)などにより酸化され、より有害な二酸化窒素(NO<sub>2</sub>)ができる。市街地の道路は建物に取り囲まれていることが多いため、複雑な気流が形成される。このストリートキャニオン内での大気汚染物質の挙動を解明するためにフィールド観測と風洞実験を行った。図1と図2にフィールド観測結果の一例を示す。沿道大気環境の評価にあたっては、沿道をとりにくくより広い地域の大気環境の状況を知る必要がある。1993年4月に行った観測では、海岸から内陸に向けて風の流れに沿った2つの環境大気測定局と2つの沿道測定局の測定データを用いて、一酸化窒素、二酸化窒素、オゾンの濃度変化を解析した。図2の海岸地点(H局)の濃度はこの地域への外部からの流入量を示しており、内陸の地点におけるNO<sub>2</sub>の増加分は陸域における生成量に相当する。また沿道測定局(T局、R局)と環境測定局(H局、N局)の間の各種の汚染物質濃度の差はストリートキャニオン

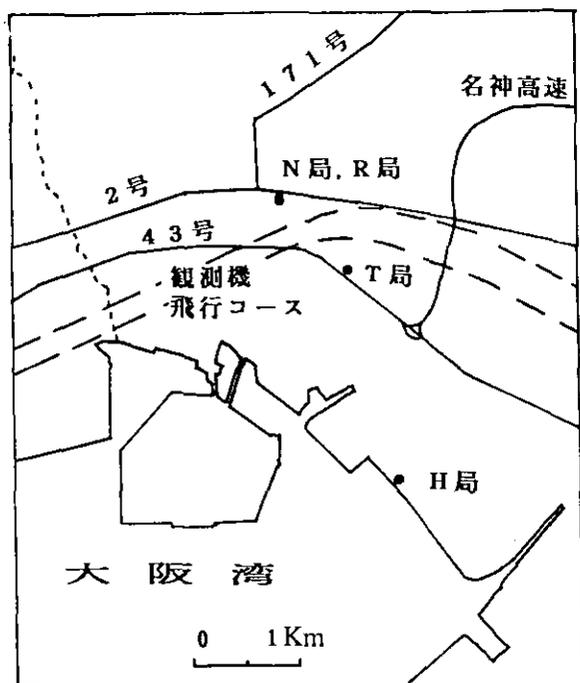


図1 大気汚染測定地点  
N局：H局は環境大気測定地点。T局：R局は沿道測定地点。

内に上方のO<sub>3</sub>が侵入し、NOからNO<sub>2</sub>への酸化がなされた情況を示している。このように沿道の大気汚染濃度の評価にあたっては、地域大気の動態把握が重要である。さて、この沿道測定局でのNO<sub>x</sub>(NOとNO<sub>2</sub>の合計)の分布を調べるために風洞実験を行った。実験では対象とした市街地の縮尺模型を製作し、幹線道路からの自動車排ガスを再現するための線源よりトレーサーガスを放出し、沿道周辺の濃度分布を測定した。この実験では特に、対象とした区域の500m風上にある高速道と国道からの汚染寄与を調べるために、それらに相当する線源も加えて設置している。実験の結果を図3に示す。図より濃度が高いのは風上側建物や、大きな樹木の風背側のよどみ域に当たる場所であることがわかった。また、500m風

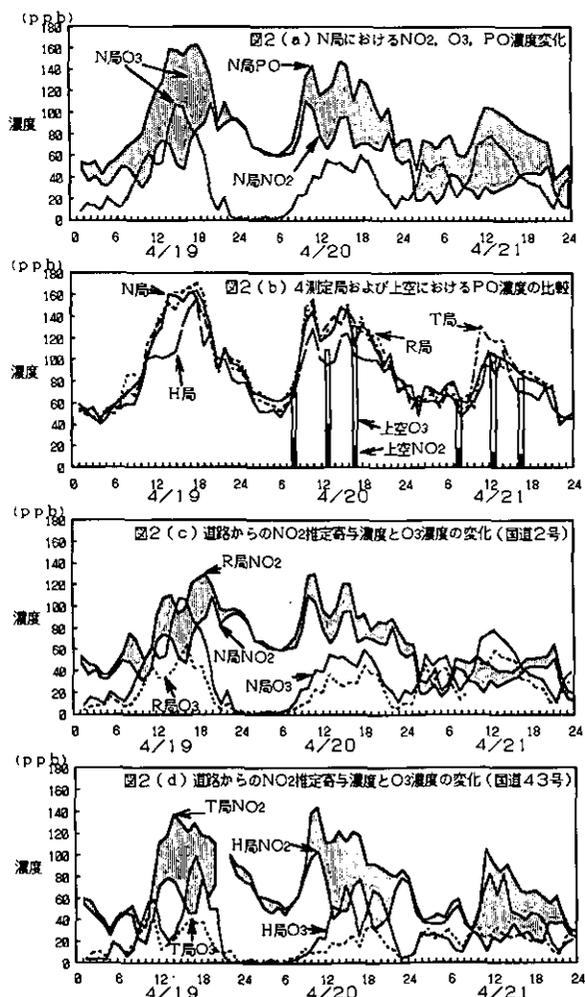


図2 各測定局における1993年4月19日から21日にかけての濃度変化

上側にある交通量の多い道路からの汚染寄与は、通常、低濃度が予想される後背地に対しても大きいことがわかった。図4に自排局におけるNO<sub>x</sub>の観測値と風洞実験の自排局に対応する位置の無次元濃度を比較した結果を示す。図の観測値は平成5年4月19~20日の間の風向SSWのときの自排局のNO<sub>x</sub>(NOとNO<sub>2</sub>の合計)1時間値から同時刻のN一般局のNO<sub>x</sub>1時間値をバックグラウンド濃度として差し引き、さらに同時刻の風速と交通量調査によるNO<sub>x</sub>排出強度を用いて無次元化した。風洞実験は中立で行っているので、この図ではDに対応するが、安定度による観測値の変化を考慮すれば風洞実験値と観測値は良くあっているといえる。この結果より大気安定度による沿道汚染濃度の変化が大きいことがわかった。

沿道周辺の汚染物の拡散は、都市を形成する大小の建物や道路からなる粗度内外の流れと深く関係しており、特に自動車排ガスはストリートキャニオンの最下層から排出されるので、その汚染の拡散を理解するためにはキャニオン内部の流れを明らかにすることが必須の条件である。本研究では建物に囲まれた道路周辺における汚染物の拡散機構を明らかにするために、2つの実験を行っ

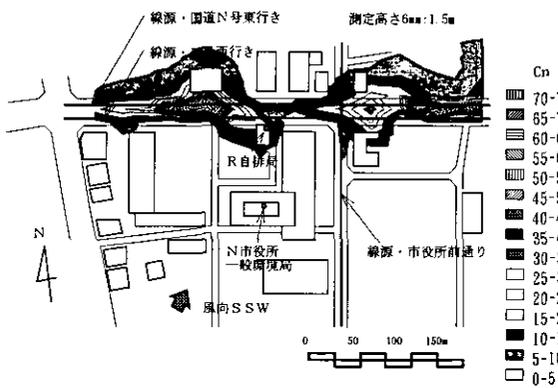


図3 地上1.5mにおける無次元濃度分布 風向SSW

た。第1に温度成層条件下のストリートキャニオン内部の流れ場、温度場をレーザー流速計と冷線温度計によって調べた。第2にストリートキャニオン内の濃度場をトレーサガスをを用いた拡散実験によって詳しく測定し、流れ場および大気安定度との関連を調べ、ストリートキャニオン内部の平均濃度や分布を簡便に推定するための方法を検討した。

### 2.1.1 風洞実験によるストリートキャニオン内部流れに及ぼす安定度の影響の解析

#### (1) 粗度、街区模型および測定点

粗度および街区模型の設置状況を図5に示す。測定部入り口から2mの位置に高さ100mmのトリッピングフェンス、2mから12mまでは粗度として縦横100×100mm、高さ50mmのスタイロフォーム製のブロックを前後左右とも100mmの間隔で並べ、12m以降は縦横

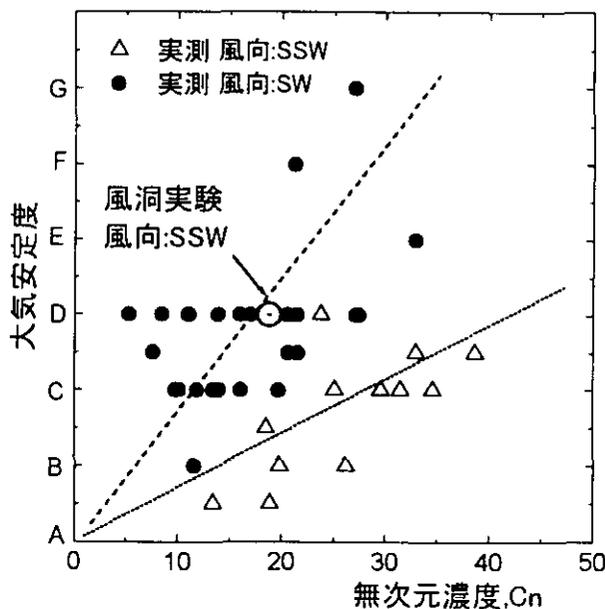


図4 大気安定度と沿道大気汚染濃度の関係

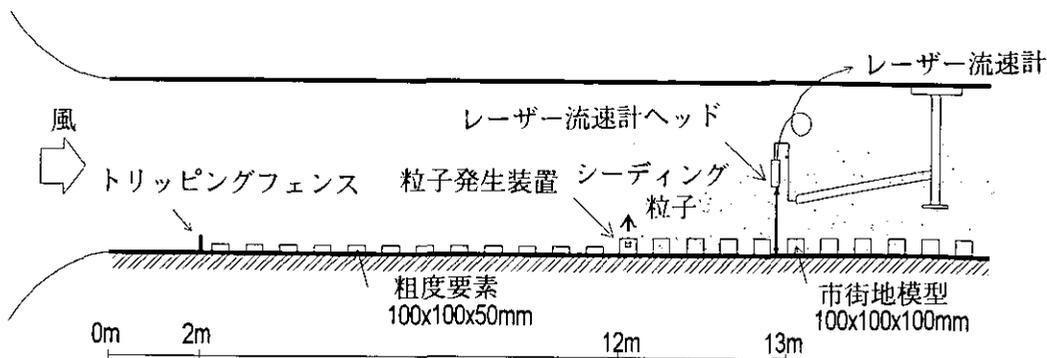


図5 粗度および街区模型の設置状況

高さとも 100 mm の立方体のブロックを街区模型として配置した。模型間隔は横方向には 50 mm, 前後方向には 100 mm とした。模型材質の熱伝導性の違いによる差を調べるために, 街区模型としてアルミニウムのブロックを使用した実験も行った。

(2) 気流と床パネル温度の設定

風洞の気流温度  $T_a$  と床パネル温度  $T_f$  を表 1 に示すように設定した。代表長さを模型高さ  $H$  にとったバルクリチャードソン数  $R_b$  と, 模型表面温度  $T_m$  も併せて示した。

実験は境界層全域にわたって一様な安定・不安定成層のほかに海風の進入時や, 日中混合層の発達時にみられるような下層不安定, 上層安定の成層 (Convective

表 1 実験条件, 気流・床パネル温度の設定値

大気安定度	$T_a$ °C	$T_f$ °C	$R_b$	模型材質	$T_m$ °C
安定	77.6	20.5	0.785	スタイロフォーム	48.4
安定	57.9	20.8	0.426	スタイロフォーム	38.6
安定	38.4	20.6	0.106	スタイロフォーム	30.0
中立	20.0	20.0	0	スタイロフォーム	20.4
不安定	19.0	39.7	-0.118	スタイロフォーム	26.8
不安定	19.1	59.4	-0.193	スタイロフォーム	33.2
不安定	19.8	78.9	-0.208	スタイロフォーム	39.3
安定	77.7	20.7	0.673	アルミニウム	26.8
不安定	9.3	78.6	-0.190	アルミニウム	66.2
CBL	77.7	$r: 20.4$	-0.284	スタイロフォーム	77.7

$u: 98.9$

$T_a$ : 気流温度 °C,  $T_f$ : 床パネル温度 °C,  
 $R_b$ : バルクリチャードソン数 (大気安定度指標)  
 $T_m$ : 模型表面温度 °C, CBL: ヒートアイランド

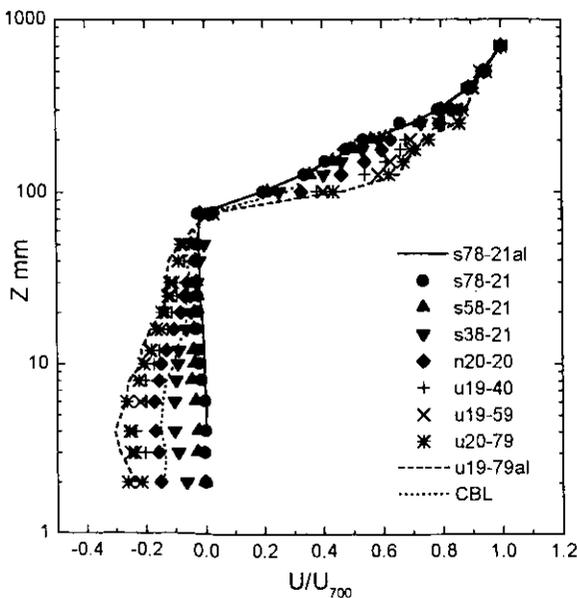


図 6 ストリートキャニオン中央における風速分布

boundary layer: CBL) を再現するために, 風上と風下の床面温度を変化させた実験も行っている。表 1 の最下段の  $T_f$  で  $r$ : は郊外, または海上に相当する風上側 ( $X = 0 \sim 12$  m) の床パネルの温度を表し,  $u$ : は都心地域, または陸地に相当する風下側 ( $X = 12 \sim 24$  m) 床パネルの温度を示している。

(3) 風速と温度の乱流統計量の鉛直分布

ストリートキャニオン中央で測定した風速及び温度の平均値のプロファイル, 局所リチャードソン数  $R_i$  の分布を図 6 ~ 8 に示す。各風速成分の乱れ強度の分布を

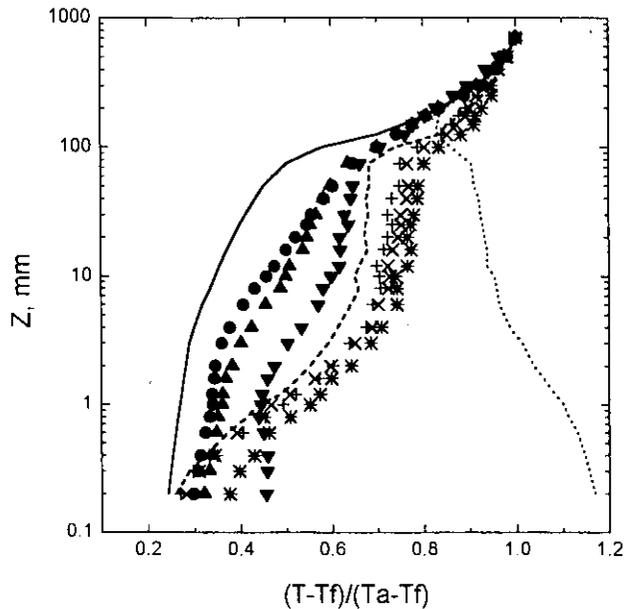


図 7 ストリートキャニオン中央における温度分布

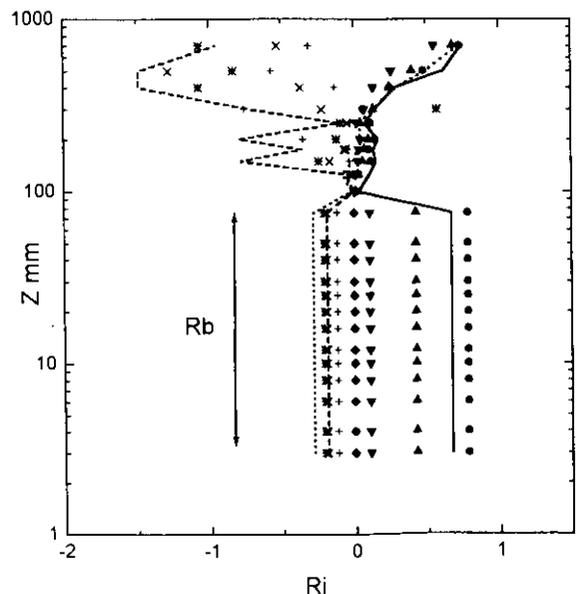


図 8 ストリートキャニオン中央における  $R_i$  の分布

図9, 10に示す。図6の凡例でs, n, uはそれぞれ安定・中立・不安定を, 続く数字は気流と床パネルの温度 ( $T_a, T_f$ ) を表している。最後のalは街区模型の材質をアルミニウムとしたときの結果であること, 記載なしはスタイロフォームであることを示す。他の成層条件と区別するためにalの場合とCBL (Convective boundary layer) は記号なしの (実線: アルミ・安定), (破線: アルミ・不安定), (点線: CBL) で表示している。

図6よりストリートキャニオン内外の風速比  $U/U_{700}$  は成層安定ほど低く, 成層不安定ほど高くなる (キャニオン内では不安定で逆流が強くなる)。特に安定が強い場合にキャニオン低層部の風速は非常に低く, 風洞基準風速の1~2%以下になる。これはキャニオン上層における乱れ強度や剪断応力等が成層安定のときに低く抑えられ, 不安定の際に高くなることに対応しており, 鉛直方向のエネルギー輸送が大気安定度によって大きく変化することを明瞭に示している。

(4) ストリートキャニオン内部流れの大気安定度による変化

写真1(a)~(c)に安定, 中立, 不安定時のキャニオン内の流れの可視化写真を示す。写真より, 安定時にはキャニオン内の風速がきわめて低いために, 煙はほとんど拡散せずに, それ自体の持つ浮力によって外に流れ出る。キャニオンの上部でも風速が低く拡散しにくいいため, 風下街区上部での煙が濃い。不安定ではキャニオン内部の回転流の勢いが強く, スモークワイヤから発生した煙はキャニオン内に直ちに拡散し, キャニオン上部にあふれ出すことはない。このため, キャニオンの風下側でも煙は薄く拡散の早いことを示している。中立ではそれらの中間の様子が観察される。

図11(a)~(c)に安定, 中立, 不安定時の主流方向の風速成分  $U/U_{700}$  のキャニオン内の分布を, 図12(a)~(c)に鉛直成分  $W/U_{700}$  を, 図13(a)~(c)にUとWの合成速度  $(U^2+W^2)^{1/2}$  を速度ベクトルと重ね合わせて, 図14(a),

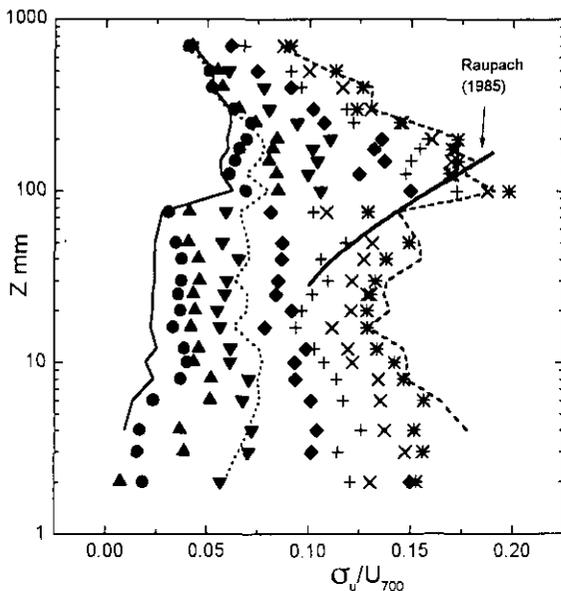


図9 ストリートキャニオン中央における主流方向成分の乱れ強さ  $\sigma_v$  の分布

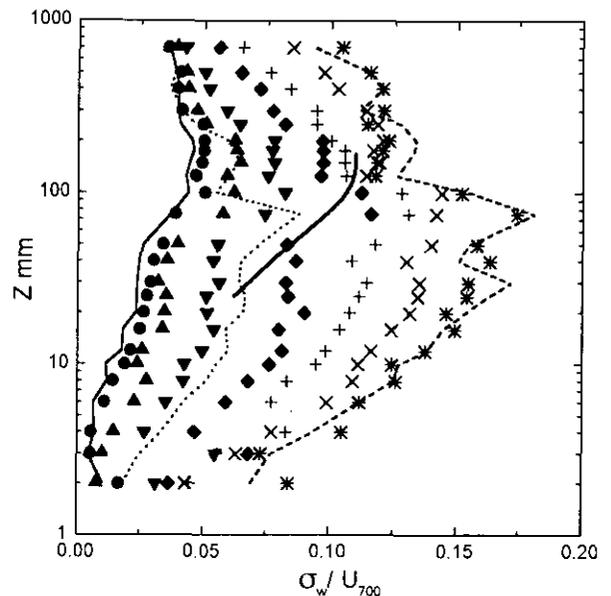
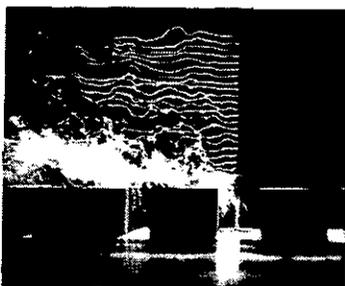
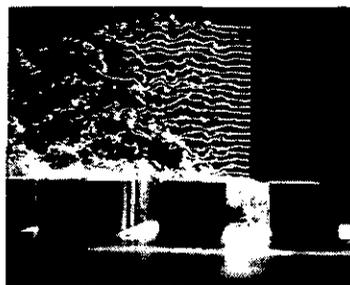


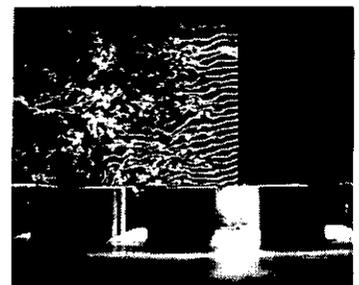
図10 ストリートキャニオン中央における鉛直方向成分の乱れ強さ  $\sigma_w$  の分布



(a) 安定,  $Rb=0.785$ の場合



(b) 中立,  $Rb=0$ の場合



(c) 不安定,  $Rb=-0.208$ の場合

写真1 ストリートキャニオン内外の流れに及ぼす大気安定度の影響

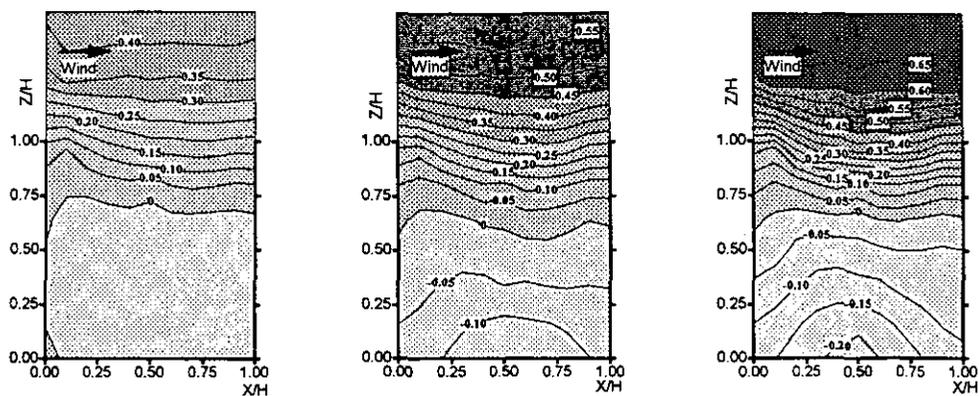


図11 主流方向の風速成分  $U/U_{700}$  分布に及ぼす大気安定度の影響

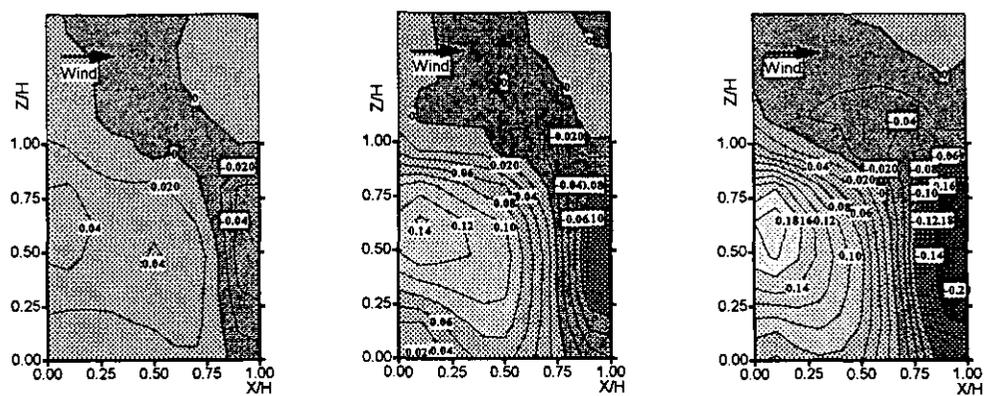


図12 鉛直方向の風速成分  $W/U_{700}$  分布に及ぼす大気安定度の影響

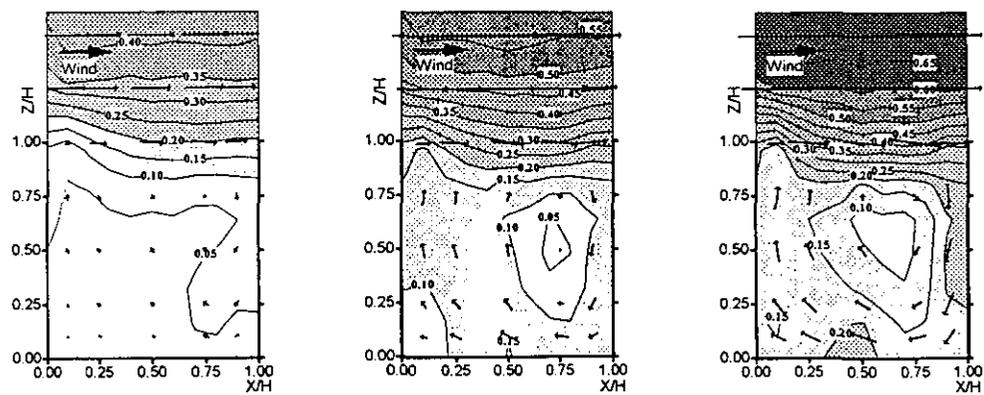


図13 合成速度  $(U^2 + W^2)^{1/2}$  分布に及ぼす大気安定度の影響

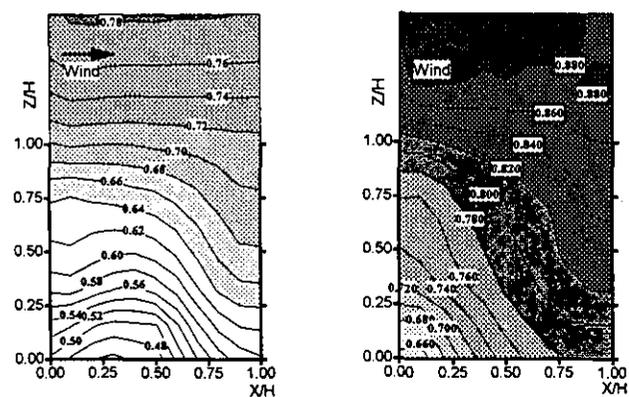


図14 無次元温度  $(T-T_f)/(T_a-T_f)$  分布に及ぼす大気安定度の影響

(b)に無次元温度  $(T-T_f)/(T_a-T_f)$  の分布を示す。図13からわかるようにキャニオン内部には大きな回転流 (cavity eddy) が生じており、安定成層が強いほど弱く、不安定なほど強くなる。これは従来からのフィールド観測において、ストリートキャニオン内の汚染が風上側に吹き寄せられ、沿道大気汚染濃度が大気安定度によって大きく変化することを裏付けるものである。図12からわかるようにキャニオン内部に向かう下降流は風下側街区の直前のごく狭い部分で強く、回転流を形成するきっかけとなる下降流が風下側街区前面の非常に狭い範囲に生じていることがわかる。

図15はキャニオン上端の風速とキャニオン内の逆流の最大値の比  $(U_{\text{rmax}}/U_H)$  の大気安定度 (Rb) による変化を示したものである。中立時にこの比は  $-0.51$  であるのに対し不安定時には  $-0.59$  に増加し、安定時には逆に  $0$  近くまで減少しており、回転流の速度が大気安定度によって大きく変化することを示している。これは、先に述べたように回転流を駆動する下降流がキャニオン内の温度成層による浮力の影響を強く受けて加減速されるためと考えられる。すなわちキャニオン内では風速が弱いわりに温度差が大きく Ri 数が大きくなる (図8)。このため安定の場合もともと  $U_H$  が小さいうえに下降する流れが浮力に阻まれるため、キャニオン内の風速はさらに減じる。その結果として、温度の影響がさらに強まるといった正のフィードバックによって安定成層の影響がより強くなり、極端な風速低下の原因になると考える。不

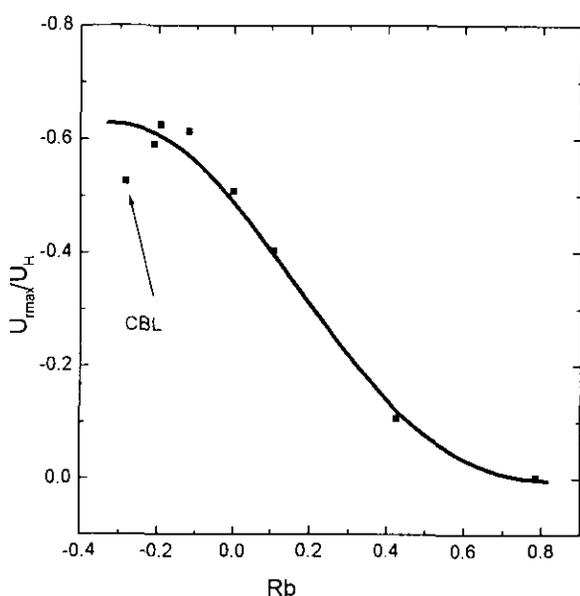


図15 キャニオン上端の風速とキャニオン内の逆流の最大値の比  $(U_{\text{rmax}}/U_H)$  の Rb による変化

安定の場合にはキャニオン内の不安定な温度勾配のため、下降流が進入しやすく回転流の勢いは中立のときより増す。その結果として、鉛直方向の攪拌が進み上下の温度差が小さくなり (図7), Ri 数も負側にそれほど大きくなる。以上の理由から、不安定の強弱による差は安定のときのそれに比べると小さくなる。

#### (5) まとめ

3次元レーザー流速計と冷線温度計を用いて、ストリートキャニオン内の流れ場と温度場の同時測定を行った結果、以下のことが明らかになった。

1) ストリートキャニオン内外の風速は成層が安定なほど低く、不安定が強いほど高い。またキャニオン内の逆流風速は不安定で強い。以上のことからキャニオン模型高さにおける鉛直方向のエネルギー輸送が、大気安定度によって大きく変化することがわかった。

2) キャニオン内外の流れは、I) キャニオン内部 (各統計量の高さによる変化よりも成層による差の方が大きい)、II) キャニオン上端から対数分布に変わるまでの遷移域 (各統計量の安定度による差は大きい)、III) 対数分布に従う部分 (成層による差が徐々に小さくなり、各統計量は高さが増すにつれて減少する) の3つに分けられ、Okeの都市境界層の分類と対応する。

3) キャニオン内部では、風下側の街区直前の中央より少し高い位置に回転流が生じている。回転流は安定成層が強いほど弱く、不安定ほど強くなり、その位置は成層状態によって大きく変化しない。

4) キャニオン上端の風速とキャニオン内の逆流の最大値の比  $(U_{\text{rmax}}/U_H)$  は中立時で  $-0.51$  であるのに対し、不安定時には  $-0.59$ 、安定時には  $0$  近くまで変化し、キャニオン内の流れが温度成層状態によって大きく変化することがわかった。

5) キャニオン内の風速と乱れ強さのばらつきは安定で小さく、不安定で大きい。強安定と強不安定では乱流エネルギーで約30倍、速度ベクトルでは約3倍の違いがある。

6) 街区模型としてアルミブロックを使用した場合、床面からの熱伝導によって模型表面の温度が安定時には低く、不安定時には高く、スタイロフォームのときより床面温度に近くなる。このため、キャニオン内の温度分布はより強く床面の温度を反映し、安定・不安定が強調

された結果となる。

## 2.1.2 ストリートキャニオン内部の汚染物質拡散に及ぼす大気安定度の影響

### (1) 街区模型

粗度および街区模型の設置状況は、前節、流れの測定とほぼ同じである。測定部入り口から2 mの位置に高さ100 mmのトリッピングフェンス、2 mから12 mまでは粗度として縦横100×100 mm、高さ50 mmのスタイロフォーム製のブロックを前後左右とも100 mmの間隔で並べ、12 m以降は縦横高さとも100 mmの立方体のブロックを街区模型として配置した。模型間隔は横方向には50 mm、前後方向には100 mmとした。

### (2) 測定点および実験条件

測定位置および線源の設置位置を図16に示す。高さ方向には3~125 mmの範囲に7点、水平方向には25 mm間隔に流れ方向に5点、横方向に9点、1ケースの実験で合計315点の測定を行った。ただし道路中央では線源をよけるために、測定高さをほかより15 mm高くして

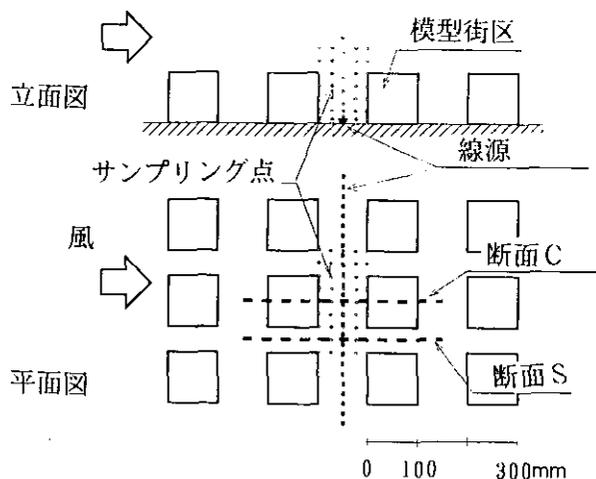


図16 濃度の測定位置

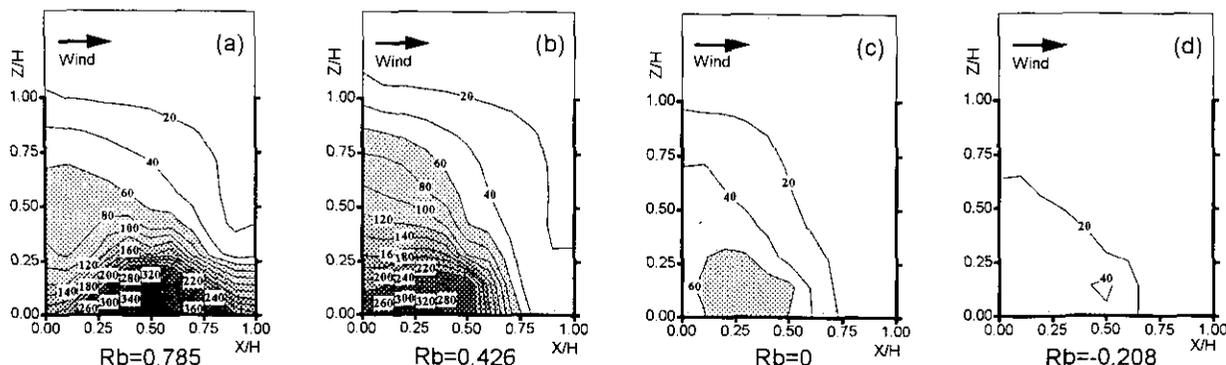


図17 ストリートキャニオン中央断面 (Position C) における濃度分布の大気安定度による変化

いる。気流と床パネル温度の設定も、前節、流れの測定とほぼ同じである。

### (3) トレーサーガスの排出と濃度の測定

トレーサーガス排出用のパイプ(以下線源)を街区模型先端の風下1 m(先端から5列目)の道路中央床面に設置し、濃度20%のエタン(N<sub>2</sub>希釈)を1 m当たり400 cc/(min・m)の割合で排出した。線源としては長さ1 m、直径8 mmの2重管の線源を用いた。濃度の測定には8チャンネル炭化水素分析計を用い8点の同時測定を行った。風洞が回流式であるため1チャンネルは時間とともに増加するバックグラウンド濃度の測定にあてている。

### (4) 大気安定度によるストリートキャニオン内濃度分布の差

図17(a)~(d)にストリートキャニオン中央の鉛直断面(図16の断面C)での無次元濃度Cnの分布を示す。図よりキャニオン内の濃度は、全般に安定ほど高く、不安定ほど低い傾向を示すことがわかる。また濃度分布より、風下街区壁面に沿った下降流がキャニオン内部に進入し、キャニオン低層の逆流によって道路中央から排出されたトレーサーガスが風上側に運ばれる様子がわかる。強安定(Rb=0.785)、図17(a)の濃度分布は他と様子が異なり、キャニオン1/4の高さ以下の地表面付近の高濃度が風下側にも広がり上下に圧縮されている。これは2.1.1の流れの測定で明らかになったように、強い安定の場合ストリートキャニオン低層部の風速がほとんどゼロ近くまで低下するため、ほかの条件のように逆流によってトレーサーガスが風上に運ばれることなく地表付近に滞留するためと考えられる。

ストリートキャニオンの中央断面における濃度測定値の4分位数(25, 50, 75%値)の大気安定度による変化

を図18に示す。この図からも安定が強いほど濃度が高く、不安定ほど低い様子がわかるが、その差は安定側で大きく、不安定側で小さい。これは安定側での風速の低下が大きく、不安定側での増加が小さいことと対応しており、大気安定度によるキャニオン内の風速の変化が濃度の差となって現れたものと考えられる。また、もっとも強い安定の時に50%値は若干低下しており、ほかの成層条件の時の結果と異なる傾向を示している。

(5) キャニオン内外の流れと濃度の関係

キャニオン内の濃度平均値  $C_{ave}$  は図19に示すように、キャニオン上層の風速  $U_H$  に反比例して減少する。キャニオン内でのトレーサーガスの流れは模式的に図20のようになると考えられる。図において道路中央から排出されたトレーサーガスは、キャニオン内の回転流に運ばれながら希釈される。この流量すなわちキャニオン内の空気の循環量  $Q$  は、ストリートキャニオン中央部における風速分布の測定結果より推定できる。トレーサーガスの排出量を  $q$  とすれば、 $Q$  によって瞬時一様に希釈されたときの濃度は  $C_0 (=q/Q)$  であるが、現実のキャニオン内の濃度はこれよりも高い値  $C_1$  になる。キャニオン上層の自由境界面の乱れによって希釈されたトレーサーガスが、再度キャニオン内に戻ってくる再循環の分だけ高くなるからである。キャニオン内の平均濃度  $C_1$  をトレーサーガスの流量バランスから考えると、キャニオン

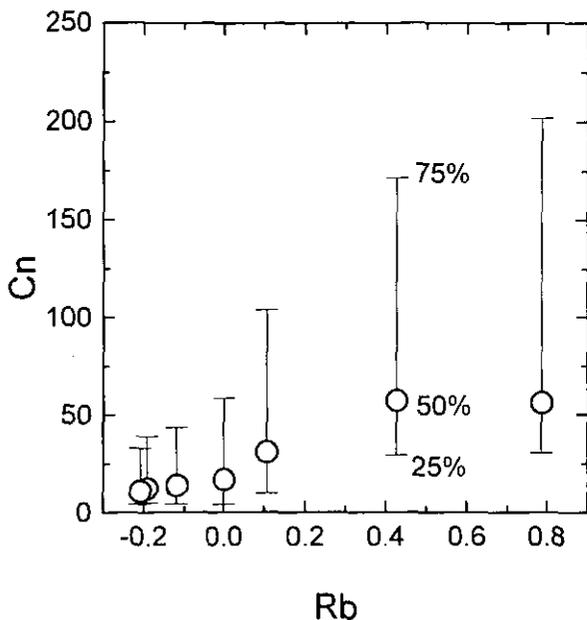


図18 ストリートキャニオンの中央断面における濃度測定値の4分位数(25, 50, 75%値)の大気安定度による変化

外に排出されたトレーサーガスがキャニオン内へ再び戻ってくる割合を再循環率  $R$  として、定常状態のトレーサーガスの流入・流出は図20に示したとおり

$$\langle \text{流入分} \rangle \quad Q \times C_1 \times R + q \quad (2.1)$$

$$\langle \text{流出分} \rangle \quad Q \times C_1 \quad (2.2)$$

であり、流入・流出量が等しいことから

$\langle \text{キャニオン内平均濃度} \rangle$

$$C_1 = q/Q(1-R) = C_0/(1-R) \quad (2.3)$$

となり、キャニオン内の平均濃度  $C_1$  は  $C_0$  より再循環した汚染物の分だけ高くなる。表2に各安定度におけるキャニオン内の平均濃度  $C_{ave}$ 、風速分布から求めた循環流量  $Q$  および再循環率  $R$  を示す。表より強安定 ( $R_b = 0.785$ ) の場合を除けば  $R$  は安定成層ほど高く、たとえば  $R_b = 0.426$  ではキャニオン内の流れの4割以上が再循環していることになる。

キャニオン内部の循環の平均流速  $U_r$  と上層の風速  $U_H$  の関係を図21に示す。本実験では  $U_r = 0.8 \times U_H - 0.1$  で表される関係が得られた。  $U_r$  と  $U_H$  の関係や再循環率  $R$  は、キャニオンの寸法や周囲の条件によって変化すると考えられるが、その両方がわかればトレーサーガ

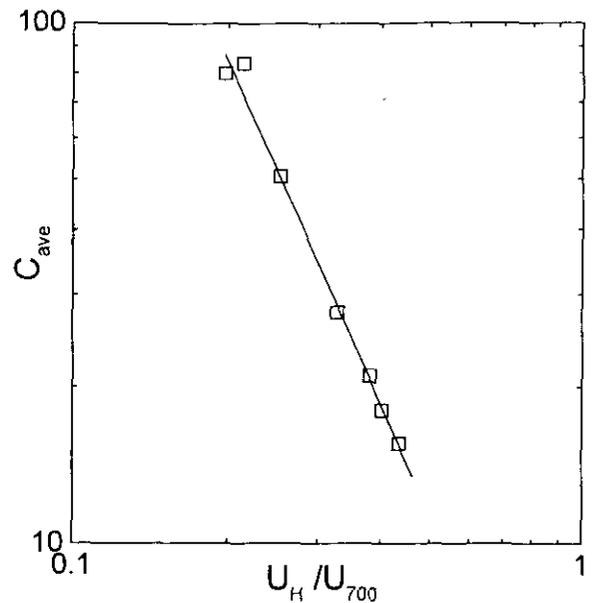


図19 キャニオン内の平均濃度と上部風速  $U_H$  の関係

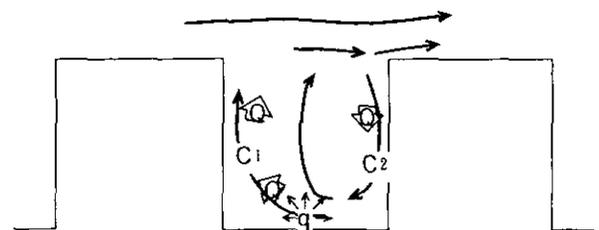


図20 キャニオン内部における汚染物の流れ

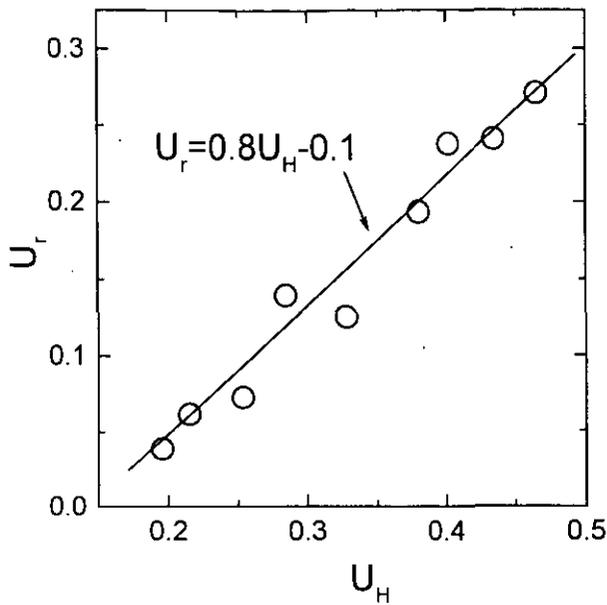


図21 キャニオン上部風速  $U_H$  と循環流の平均風速  $U_r$  の関係

ス排出量  $q$  からキャニオン内の平均濃度を推定することができる。本実験の  $U_H$  と  $q$  より推定したキャニオン内の平均濃度  $C_{est}$  を表2の最終列に示した。風洞実験より得られた濃度  $C_{ave}$  と推定濃度を比較して図22に示す。図より、流れのパターンがほかに大きく異なる強安定 ( $Rb=0.785$ ) の条件を除いて、濃度推定値は実験値に近い。 $U_r$  と  $U_H$  の関係や再循環率  $R$  に関する適切な情報が得られる場合には、キャニオン内の平均濃度の良好な予測ができるものと考えられる。また、従来から非常に困難であった実市街地幹線道路からの汚染物質排出総量を平均濃度の実測値から逆に推定することも可能になる。

#### (6) ストリートキャニオンモデルによる濃度分布予測の検討

Johnsonらは交通量の多い市街地中心部における大規模な気象観測とCO濃度分布測定を行い、その結果から以下に示す自動車排ガスによる汚染ガス濃度の予測式を提案した。

$$\Delta C_L = q / \{k_2(U+0.5)k_1((x^2+z^2)^{1/2}+2)\} \quad (2.4)$$

$$\Delta C_w = q / \{k_2(U+0.5)k_1 L\} \quad (2.5)$$

$$\Delta C_i = (\Delta C_L + \Delta C_w) / 2 \quad (2.6)$$

ここに、 $\Delta C_L$ 、 $\Delta C_w$ 、 $\Delta C_i$  はそれぞれキャニオン風下、風上側、並行風時における濃度増加、 $q$  は汚染ガス排出量、 $k_2$  はキャニオン上端の風速と地上風速の比、 $k_1$  は原典には明確な定義はないが、乱れによる拡散幅の移流距

表2 各安定度における  $C_{ave}$ 、 $Q$ 、 $R$ 、 $C_{est}$

Rb	$C_{ave}$	Q	R	$C_{est}$
0.785	79.7	22	0.145	60.5
0.426	83.4	31	0.420	72.0
0.106	50.5	46	0.354	45.2
0	27.7	77	0.297	26.3
-0.118	21.0	99	0.278	20.4
-0.193	18.0	109	0.235	17.7
-0.208	15.5	121	0.200	15.1

Rb: 大気安定度,  $C_{ave}$ : 平均濃度  
Q: 循環流量, R: 再循環率  
 $C_{est}$ : 推定濃度

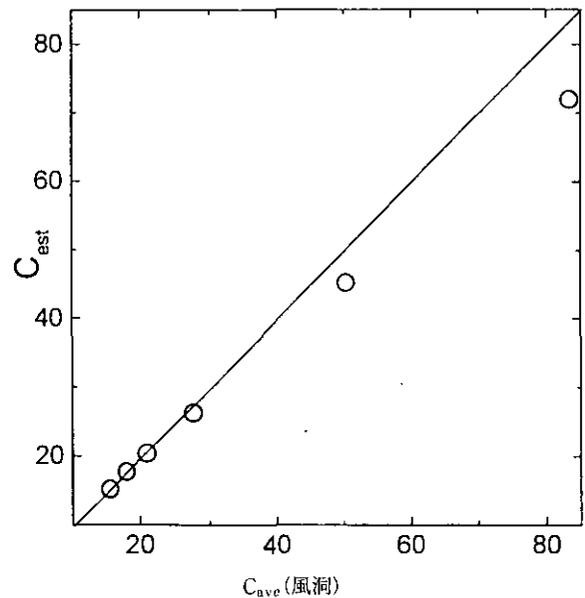


図22 キャニオン内部の平均濃度の実験値と予測値の比較

離に対する比と考えられる。また、式(2.4)、(2.5)の定数0.5は自動車による機械的攪拌による風速、式(2.4)の2は自動車の大きさに相当する初期拡散幅である。

この予測式は濃度が移流距離と拡散幅、および移流速度に反比例して減少することを数式化したもので、単純で拡散の本質をとらえた予測式としてその有効性がいくつかの実測によって検証されている。(2.4)式中の係数を、たとえば中立の時の流れの測定結果から考えると

$$k_2 = U_{10}/U_H = 1/2.22 \quad (2.7)$$

$k_1$  は移動距離  $(x^2+z^2)^{1/2}$  に対する乱れによる鉛直方向への広がり幅の比なので、

$$k_1 = \sigma_w/U_{10} = 1/1.94 \quad (2.8)$$

さらに、再循環による割り増し  $\{1/(1-R)=1.42\}$  を考慮すると

$$k_1 \times k_2 \times \{1/(1-R)\} = 1/6.11 \quad (2.9)$$

となり、Johnsonらが実測値と合うように定めた値  $K=$

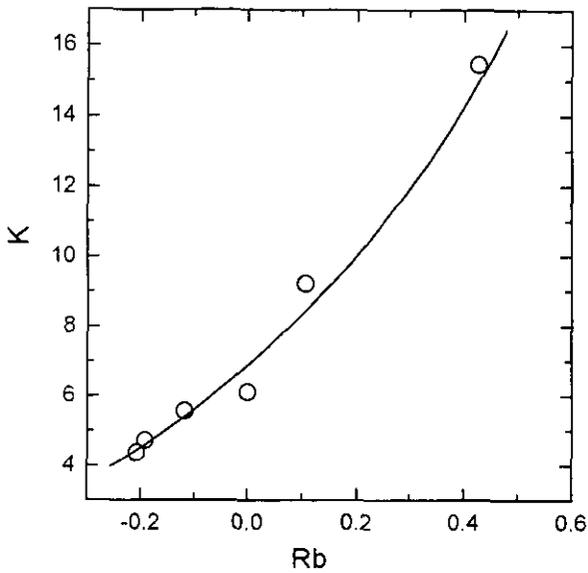
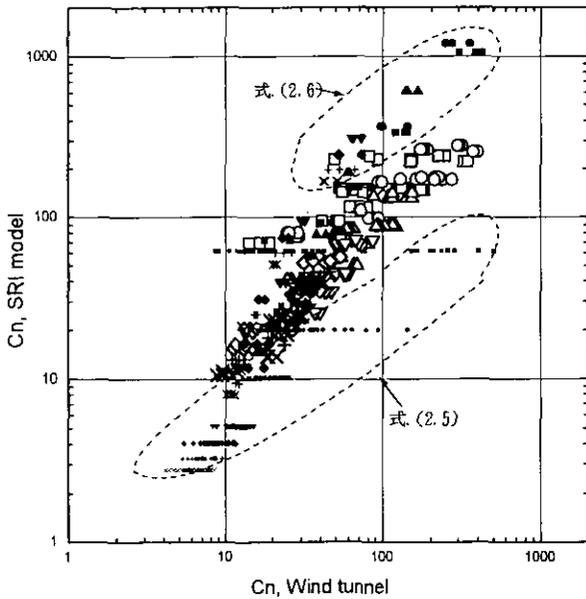


図23 SRIモデルにおける係数・kの大気安定度による変化



Rb	式(2.4)	(2.5)	(2.6)
0.79	□	•	■
0.42	○	•	●
0.11	△	•	▲
0	▽	•	▼
-0.12	◇	•	◆
-0.19	+	•	•
-0.21	x	x	•

図24 SRIモデルによる濃度推定値と風洞実験値の比較

1/7にほぼ近い値となる。各安定度におけるRbと $K [= k_1 \times k_2 \times \{1/(1-R)\}]$ の関係を図示すると図23のようになる。このKを用いてトレーサーガス排出量 $q$ から式(2.4)～(2.6)によって各測定点の $C_n$ を予測し、実験を行ったすべての大気安定度における風洞実験値と比較

すると図24のようになる。図中大きな□印はそれぞれ(2.4)より求めたキャニオン風上側、小さな■印は(2.5)より求めたキャニオン中央、中くらいの■印は(2.6)より求めたキャニオン風下側での濃度値である。図において安定が強いときのキャニオン風下側の予測値が実験値と大きく異なること、キャニオン中央での予測値が風洞実験値の2～3倍高いことなど、場所によっては誤差の大きな場合があるが、通常問題となるキャニオン風上側に限っていえば2倍程度のばらつきで比較的良好な濃度分布を表現しているといえる。

(7) まとめ

- 1) ストリートキャニオン内の濃度は大気が不安定なときに低く、安定のときに高くなる。
- 2) 安定が非常に強いときには大気汚染物質の拡散構造が変わるため、キャニオン内外の濃度分布は他の条件のときと全く異なり、鉛直方向への濃度勾配が大きく、上下に圧縮された分布を示す。
- 3) 本実験のような街区配置の場合、風が通り抜ける街区間の隙間の道路にも、キャニオン内と同じような逆流が生じることがあり、そのために道路中央から排出されたトレーサーガスは風上側にも運ばれ、キャニオン内の鉛直断面と類似の濃度分布を示す。この傾向は中立から不安定の条件で強く強安定では弱くなる。
- 4) 道路の逆流は強安定の成層条件のときにはなくなり、キャニオン低層部に滞留した高濃度が鉛直方向には拡散せず、道路から風下に運び出される。このためにキャニオン全体としての濃度が低下する。
- 5) ストリートキャニオン内の平均濃度は、キャニオン内の空気の循環流量 $Q$ とトレーサーガス排出量 $q$ から求められる濃度 $(q/Q)$ より、キャニオン上端から内部に再び戻ってくる汚染の再循環分だけ高くなる。この再循環率は不安定で低く、安定で高くなる。
- 6) キャニオン上端の風速 $U_H$ とキャニオン内の逆流風速の関係、トレーサーガス排出量 $q$ および再循環率 $R$ からキャニオン内の平均濃度を予測することができる。
- 7) Johnsonらのストリートキャニオンモデルによる濃度予測値は強安定( $Rb=0.785$ )のときを除いて、キャニオン風下側では2倍程度のばらつきはあるものの、風洞実験値と比較的に近い値を示している。また、予測式中の係数 $K$ は風洞実験から求められるキャニオン上端の風速と逆流の風速の比 $U_{10}/U_H$ 、逆流する流れの鉛直方

向の乱れ強さ  $\sigma_w$ , および再循環率  $R$  などから求めることができ、大気安定度によって大きく変化する。

### 2.1.3 関西地域における春季大気汚染

我が国の大都市地域における  $\text{NO}_2$  による大気汚染は依然として深刻な状況にある。一般に  $\text{NO}_2$  が高くなるのは大気の安定度が強い冬季であるが、関西地域においては冬季とともに春季にも濃度が高くなる傾向がある。しかし、その理由は良くわかっていなかった。発生源からの  $\text{NO}_x$  の約9割は  $\text{NO}$  であり、環境大気中においてオゾンや  $\text{RO}_2$  ラジカルにより酸化されて  $\text{NO}_2$  になるため、 $\text{NO}_2$  の挙動を明らかにするためには気象・拡散と化学反応の影響を同時に解析する必要がある。このような背景の下に春季の関西地域における大気汚染機構を解明することを目的として航空機等を用いたフィールド観測とモデルによる評価を行った。

#### (1) 関西地域における $\text{NO}_2$ の季節変化の特徴

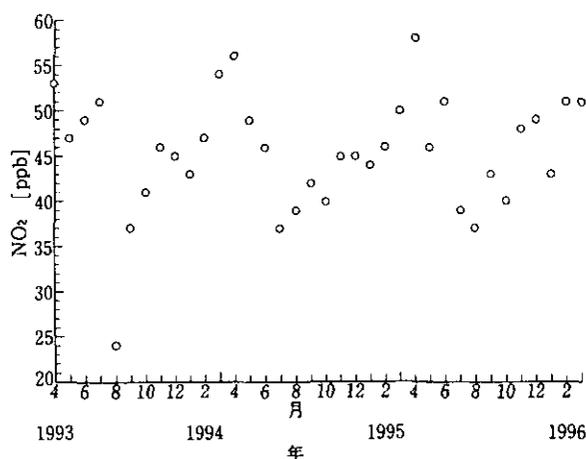


図25 大阪市梅田における1993年4月から1996年3月の間の二酸化窒素の月平均濃度変化

関西地域における  $\text{NO}_2$  の季節変化の一例として、大阪市梅田測定局での1993年4月から1996年3月の期間の月平均値を図25に示す。どの年度においても4月に  $\text{NO}_2$  の濃度が最高値を示している。この図には示していないが  $\text{NO}_x$  の最高値は11月および12月に出現していた。春季における  $\text{NO}_2$  の高濃度出現の理由としては成層圏オゾンの影響や光化学反応の影響が考えられる。

#### (2) 関西地域におけるフィールド観測の概要

1993年4月に兵庫県、大阪府、奈良県を含む地域において気象と大気汚染の総合観測を行った。観測の要約を表3に示す。上層風の観測は守口、大阪・此花、西宮の3カ所で、低層ゾンデ観測は守口において実施した。観測期間は1993年4月20~21日である。また4月18~23日

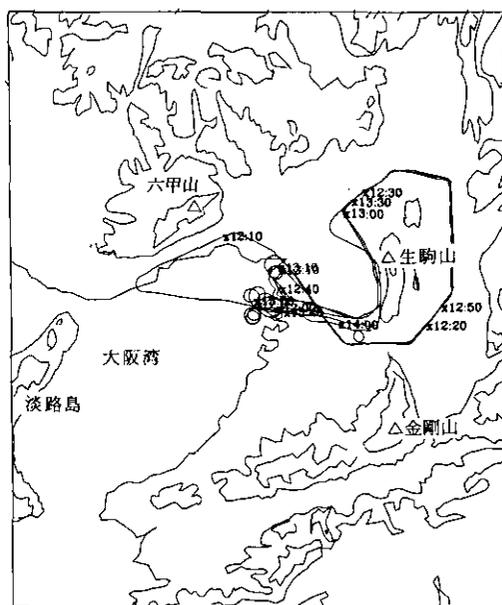


図26 観測地域と航空機観測コース

表3 1993年4月の関西地域における観測の概要

地点	項目
守口 P <sub>1</sub> , 此花 P <sub>2</sub> , 西宮 P <sub>3</sub>	上層風 (パイロットバルーン) 4月20日, 21日の7時から21時 (地上から高度3000mまで100m毎に測定)
守口 P <sub>1</sub>	低層ゾンデ 4月20日, 21日の7時から21時 (地上から高度3000mまで測定)
大阪府公害監視センター (森の宮)	ミー散乱レーザーレーダー (混合層高度, エアロゾル濃度) 4月18日~23日まで (地上から高度7000mまで測定)
航空機 (八尾飛行場から) 4月20日, 21日 各3フライト	汚染物質 (NO, NO <sub>x</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> , CO, HC, エアロゾル) 気象要素 (気温, 湿度, 気圧, 風向, 風速) 地表面温度
生駒山山頂 扇町中学校	気温, O <sub>3</sub> , NO, NO <sub>x</sub> HCの自動測定

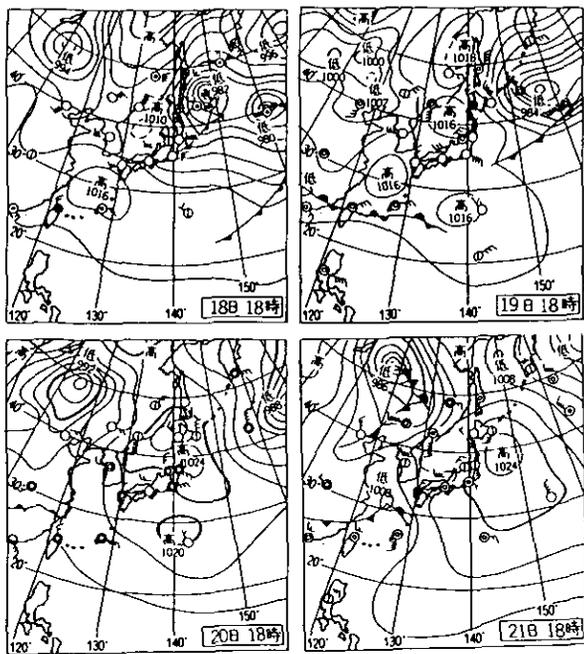


図27 1993年4月観測期間中の地上天気図

の期間に大阪・森ノ宮においてレーザーレーダーによる混合層高度の連続観測を行った。航空機による観測は4月19日に一回、4月20日と21日に一日3回ずつ行った。航空機観測地域および観測コースの概要を図26に示す。

(3) 観測期間中の気象の解析

観測期間中の天気図と大阪管区気象台における観測結果を図27と表4に示す。観測期間の18~20日にかけて中西日本は移動性高気圧に覆われ大阪ではほぼ晴天であった。一方、21日には移動性高気圧の後面に位置し、薄曇りとなり、22日の早朝には26.5mmの降水が観測された。気温は4月20日が最高で25°C以上となった。ちなみに東京と大阪の最高気温は10°Cの差があった。地上の日平均風速は19日から21日にかけて2~3m/sと弱い。

(4) 地上および山頂における大気汚染濃度の解析

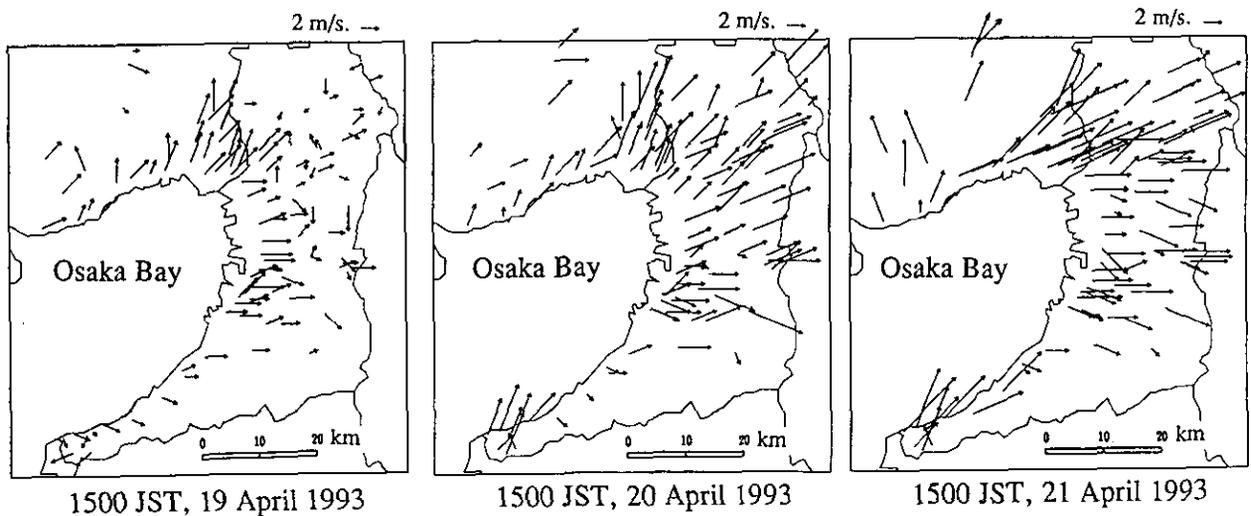


図28 地上風の分布

表4 大阪管区気象台における観測結果

年月日	日平均現地気圧 (hPa)	日平均気温 (°C)	日最高気温 (°C)	日平均風速 (m/s)	積算全天日射量 (MJ/m <sup>2</sup> )	積算降水量 (mm)
1993.4.16	1002.6	15.6	20.8	3.26	13.99	0
1993.4.17	997.3	16.6	19.8	3.23	17.84	0
1993.4.18	994.3	17.9	22.4	5.61	21.65	0
1993.4.19	1003.0	18.9	24.6	2.40	19.50	0
1993.4.20	1006.0	20.0	25.2	2.75	19.80	0
1993.4.21	1008.4	19.6	24.4	3.35	18.44	0
1993.4.22	1001.0	16.2	17.7	4.10	3.82	26.5
1993.4.23	997.4	19.2	23.8	3.74	19.64	0
1993.4.24	992.6	19.9	22.6	2.35	8.50	1.0
1993.4.25	998.3	15.3	18.8	7.58	22.40	0
1993.4.26	1005.3	14.8	18.6	5.01	24.36	0

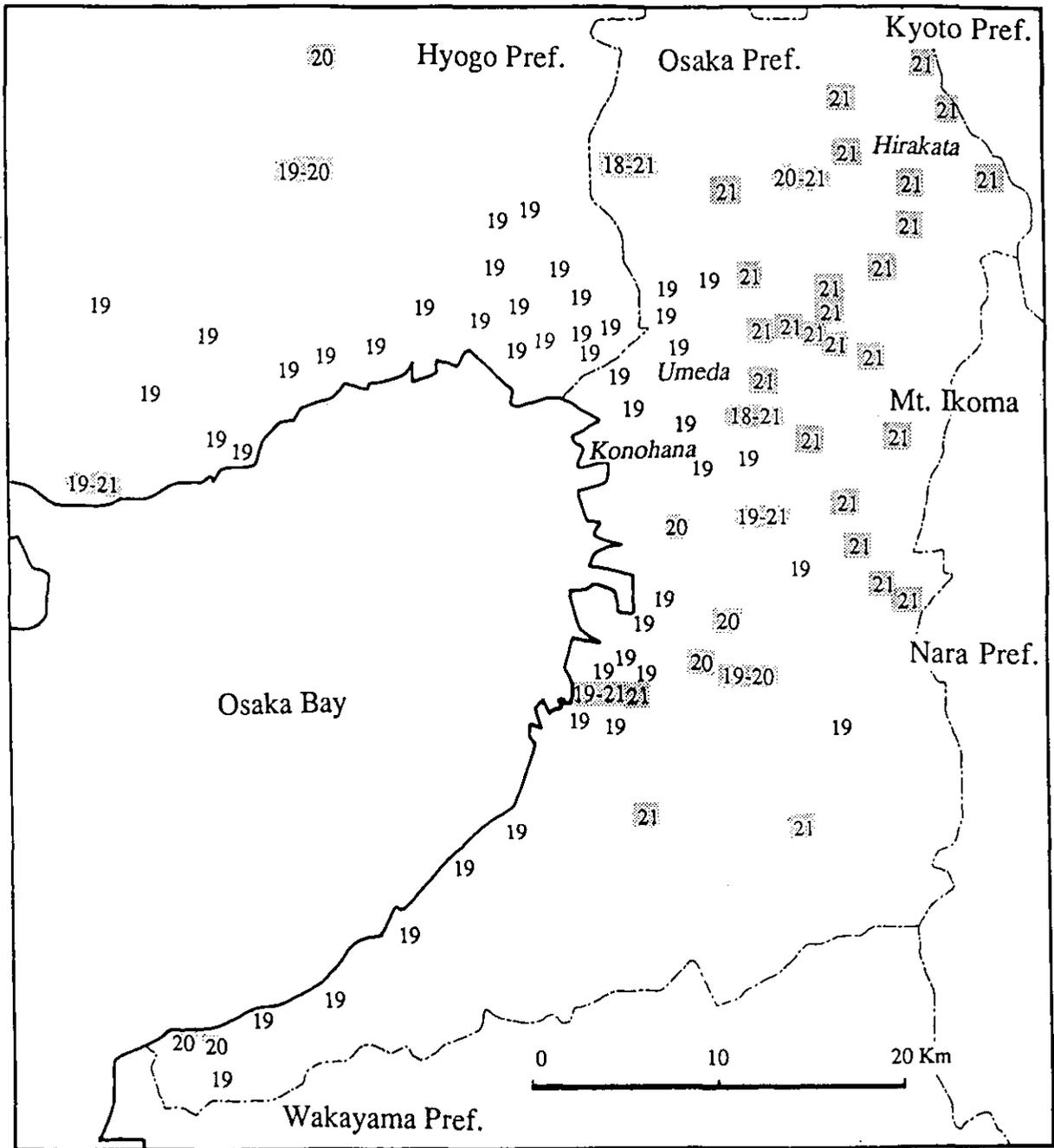


図29 1993年4月19日から21日の間にそれぞれの測定局においてオキシダントの最高値が出現した日

晴天で弱風であったため、4月19日から21日にかけて大阪平野においては海陸風循環が卓越した。図28に三日間の午後3時における地上風の分布を示す。海風の内陸への侵入は日を追うごとに強くなっていた。図29には兵庫県と大阪府の大気汚染常時測定局において、オキシダントの最高値が4月19日から21日の間のどの日に出現したかを示した。大阪湾沿岸地域では19日に最高値が出現していたのに対し、内陸地域では21日に最高値が出現していた。これは、海風の強さの日変化に対応して高

濃度のオキシダントが出現する地域が内陸に移動したことによるものと考えられる。大阪市・此花測定局と枚方測定局における観測期間中のNO、NO<sub>2</sub>、SO<sub>2</sub>とオキシダントの変動を図30に示す。此花測定局においては19日から21日にかけてオキシダント濃度が下がっていたのに対し、枚方測定局では逆のパターンが見られており地域差が認められる。

大阪湾から約20km東部に位置する生駒山の高度約600mの地点において、NO、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>の測定を行った。

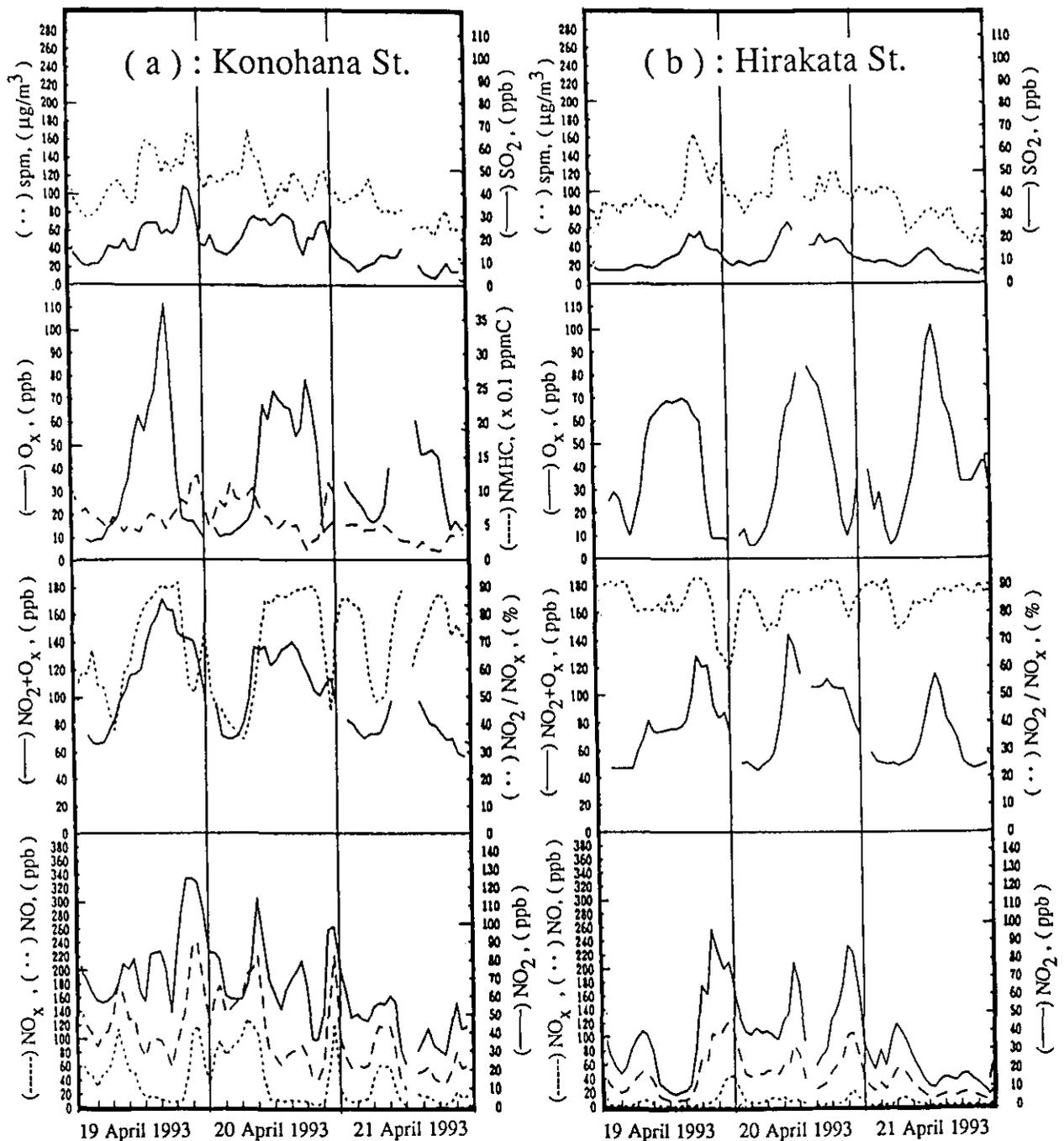


図30 大阪市・此花測定局と枚方測定局における大気汚染濃度変化

測定結果を図31に示す。O<sub>3</sub>の濃度変化パターンは地上での結果とかなり異なっており、夜間においても濃度の低下が見られず、80~100 ppbの高濃度が観測されている。ただし、NO<sub>2</sub>のピークが出現しているときには、O<sub>3</sub>の濃度の低下が見られた。

(5) 飛行機観測結果

4月20日の航空機観測結果を図32に示した。図中の横線は300 m, 600 m, 2000 mの高度で水平飛行観測結

果であり、垂直分布の観測は大阪湾上で行ったものである。早朝7時から9時の観測時には、オゾン濃度は100 ppb以下であったが、低層に比べて上空で濃度が高く60~90 ppb程度の値を記録した。日中12時から14時の観測時にはオゾン濃度は上昇し、特に600 mの高度で90~120 ppbであった。オゾンの垂直分布は2400 m以下ではほぼ一定の分布を示しており、午後には120 ppb程度になっていた。3000 m以上の高度のオゾンの値はバックグラウンド濃度と考えられるが、その値は60 ppb程度で

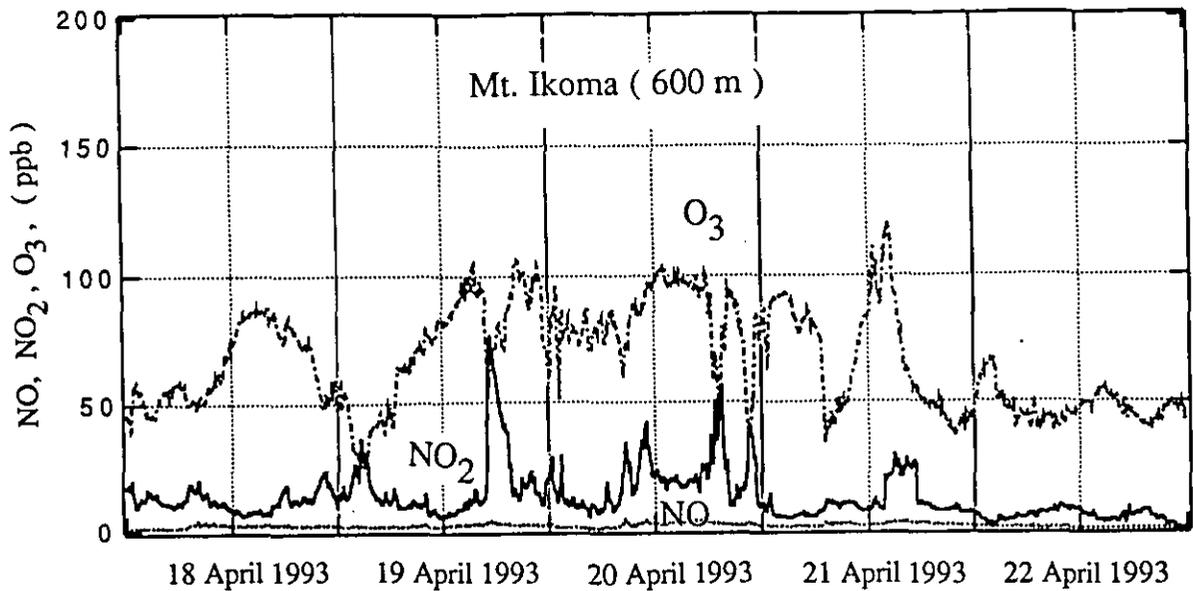


図31 生駒山での測定結果

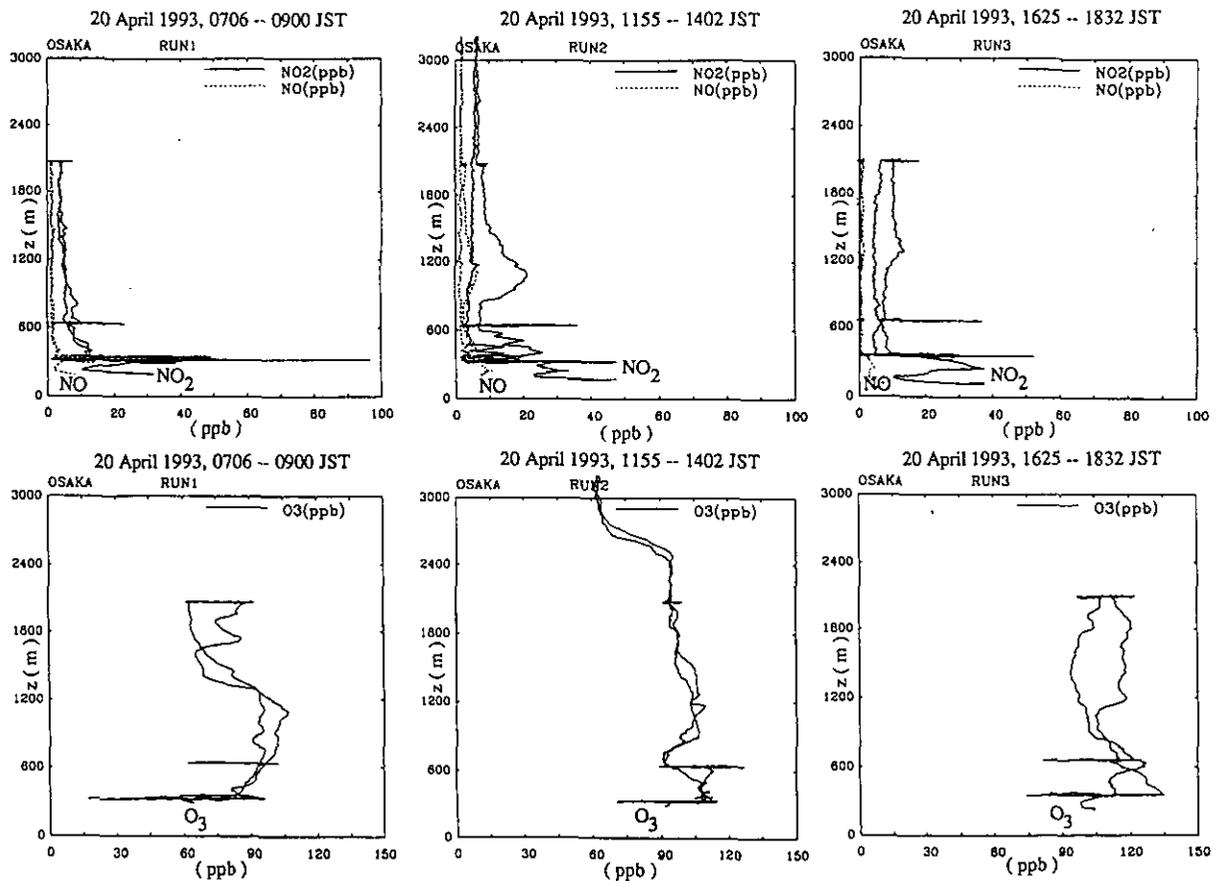


図32 1993年4月20日の航空機による観測結果

あった。一方、NOとNO<sub>2</sub>の濃度は300 mで高く日中にNO<sub>2</sub>の濃度が上昇していた。

#### (6) 気象モデルの改善と評価

関西地域における春季大気汚染機構を明らかにするた

めに、モデルによる評価を行った。気象モデルとしては局地気象数値モデルを用いた。大気汚染の立体的挙動を評価するにあたり、気象パラメーターの予測が最も重要である。このため4次元データ同化手法 (Four-Dimensional Data Assimilation ; FDDA) を用いた局地循環

モデルを検討した。さらにこの手法を関東・中部地域に適用し、シミュレーション結果の定量的な評価を行った。シノプティックスケールの地衝風のみを与えたモデルでは、特別観測時の関東地域の風系を再現することができなかったが、エアロロジカルデータをFDDAで取り込むことにより、モデルの日中の精度は大幅に改善され、モデルの平均風速・風向の時間変化と観測結果も良く一致した。一方、夜間はエアロロジカルとアメダスデータのみによるFDDAでは、海風から陸風への急激な変化を正確に再現することができなかった。モデルの標準偏差は観測値よりも小さく、モデルで用いた地表面性状の空間分布が実際と異なるためと考えられた。さらに、FDDAのデータの密度と時間間隔についての検討を行い、FDDAに用いる観測データ点が増加するにつれて、モデルと観測の一致性は上昇し、その傾向は夜間に特に顕著であることが示された。

(7) 関西地域における春季大気汚染のモデルによる評価

関西地域における大気汚染機構の解明、並びに長期的な変化の傾向を明らかにするための基礎資料の作成を行った。具体的には、大阪、兵庫を中心とした関西地域における発生源データ、大気環境関連データを収集整備した。さらに、これらのデータを大気汚染モデルに入力す

るためのモデルフレームの検討と平成5年度に関西地域において実施したフィールド観測への適用を行った。発生源データの推定は、フィールド観測を実施した平成5年4月18～21日の期間を対象として、NO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub>、NMHC、COに関して行った。この中でNMHCに関しては生物起源についても考慮した。気象モデル領域は反応拡散モデル領域よりも広領域であり、関西地域の東西230 km、南北390 kmの範囲である。反応拡散モデル領域は、この中の大阪平野を中心とした東西115 km、南北111 kmの範囲である。水平メッシュサイズは4.6 km、垂直グリッドサイズ3 kmまでの高度を10層に分割した。最下層は地上25 mである。この基本ケース計算においては、発生源条件、初期条件、境界条件は実データを基にした。

図33に大阪の中心地域での最下層の計算結果と地上観測結果の比較の一例を示す。風向、風速や拡散係数の立体分布等は局地気象モデルの結果を基に設定した。計算は4日間について行っているが、最初の日に関しては初期条件の影響が認められる。計算の4日目に関しては、前線の通過が見られたことなどから気象状況に関しての十分な再現性が得られず、濃度に関しても計算値と実測値との間に差が見られるが、全体としてはどの汚染物質に関してもモデル計算の再現性は良好である。

そこで、この地域における二酸化窒素生成寄与の評価

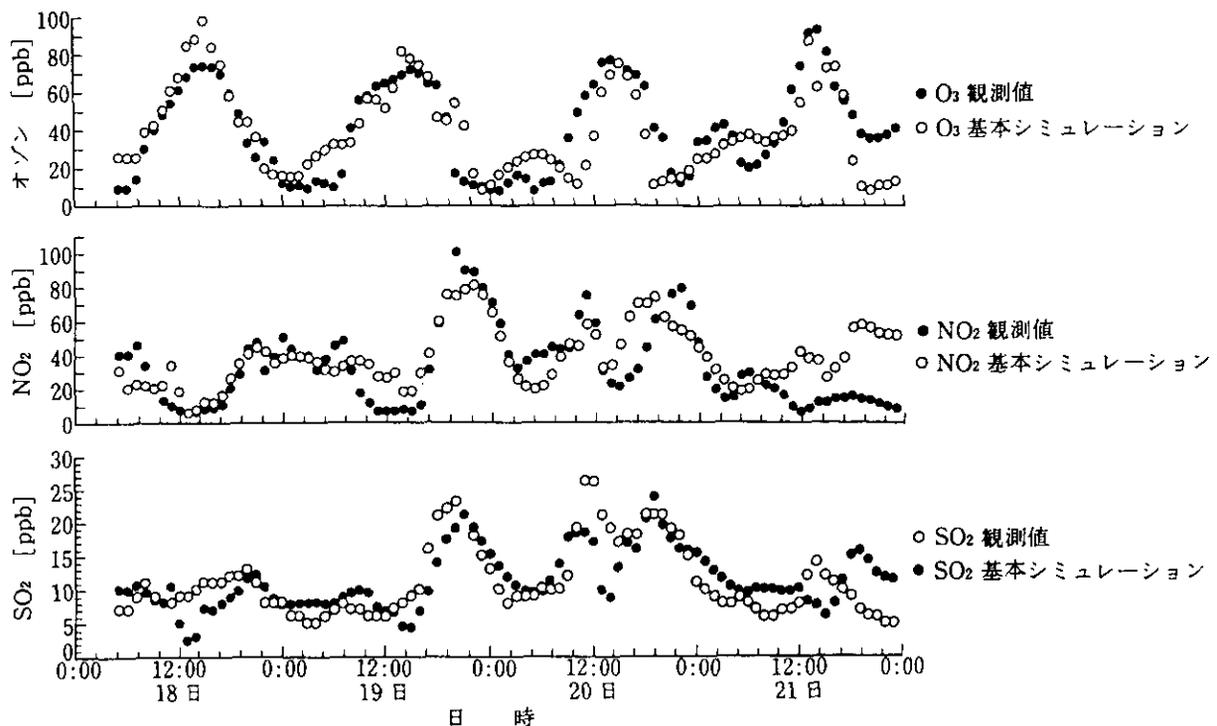


図33 基本シミュレーション計算結果と実測結果との比較例 (大阪1993年4月18～21日)

を行うために基本ケースの計算を含め、境界条件や反応条件の異なる5種類のシミュレーションを行い、その結果を比較した。5種類のシミュレーションの設定条件は以下のとおりである。

【基本シミュレーション】

境界条件：観測値  
 反応条件：化学反応計算あり

【シミュレーションケース1】

境界条件：観測値  
 反応条件：化学反応計算なし

【シミュレーションケース2】

境界条件：NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>はゼロ, オゾンは観測値

反応条件：化学反応計算なし

【シミュレーションケース3】

境界条件：NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>は観測値, オゾンはゼロ  
 反応条件：化学反応計算あり

【シミュレーションケース4】

境界条件：観測値  
 反応条件：化学反応計算は暗反応のみ

まず、オゾン濃度の寄与を調べるために基本ケースとケース(3)、ケース(4)を比較した結果を図34に示す。観測期間中には成層圏からのオゾンの流入があり、上空3000mで60ppb以上のバックグラウンド濃度が航空機観測で認められている。ケース(3)の計算は境界条件をゼロとす

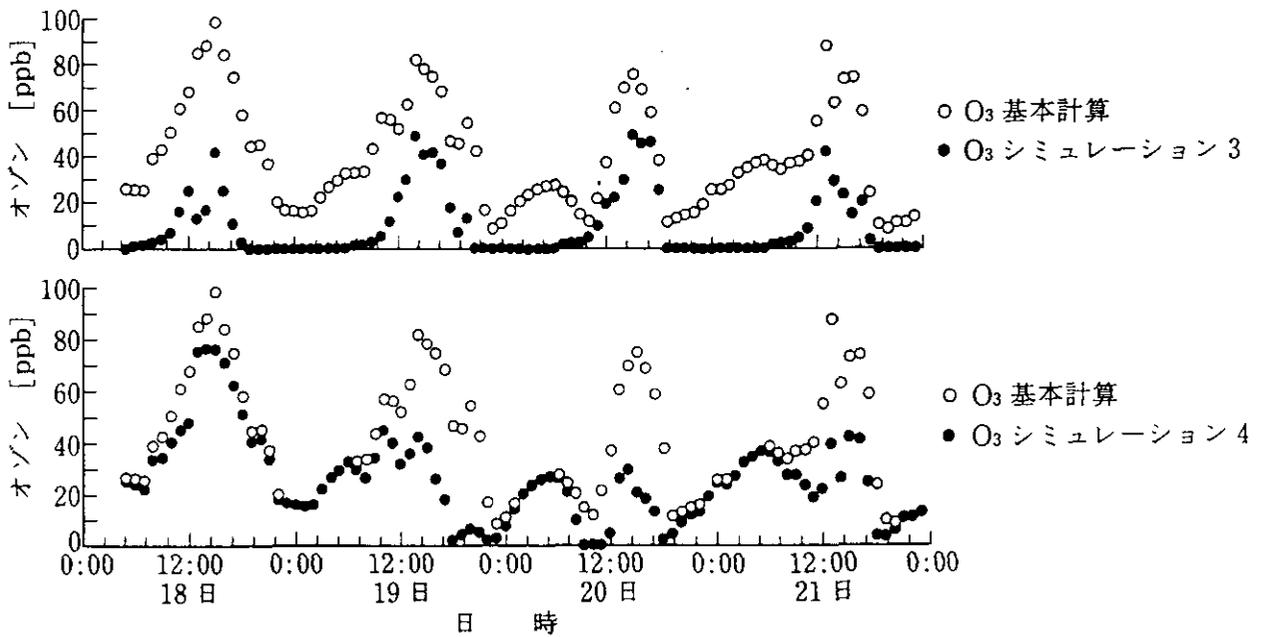


図34 基本シミュレーションケース3 (境界条件：NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>は観測値, オゾンはゼロ, 反応条件：化学反応計算あり)とシミュレーションケース4 (境界条件：観測値, 反応条件：化学反応計算は暗反応のみ)の比較 (大阪, 1993年4月18~21日)

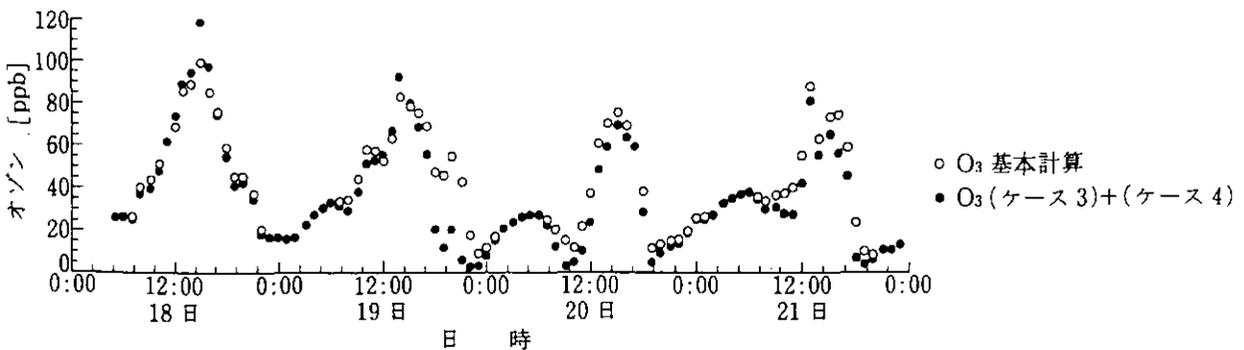


図35 シミュレーションケース3とシミュレーションケース4で計算されたオゾン濃度の和と基本シミュレーションによるオゾン濃度の比較 (大阪, 1993年4月18~21日)

ることにより、このバックグラウンドオゾンの影響を除外することに相当している。一方、ケース(4)の計算は光化学反応によるオゾンの生成を除外することに相当している。二つのプロセスは相互に関連しているため、両者の計算で得られたオゾン濃度の和は理論的には必ずしも基本ケースのオゾンとは一致しないと考えられるが、その一致度は高い。両者の関係を図35に示す。近似的には線型加算が仮定できる。この解析結果から日中においては、モデル領域内における光化学反応によるオゾン生成の寄与が成層圏からのバックグラウンドオゾンの影響よりも大きいことがわかった。

次いで二酸化窒素の生成プロセスを調べるために基本ケースとケース(1)、ケース(2)を比較した結果を図36に示す。ケース(2)の計算においては、窒素酸化物の境界濃度をゼロとしており化学反応もないため、モデル領域内部から二酸化窒素として直接排出された分の寄与を示している。一方、ケース(2)の計算においては境界濃度は実測値を与え、化学反応計算は行っていないため、ケース(1)とケース(2)の二酸化窒素計算結果の差がモデル境界からモデル領域内に輸送された分であると評価できる。さらに基本ケースとケース(1)の二酸化窒素計算結果の差がモデル領域内において一酸化窒素から二酸化窒素へと変換された分であると考えられる。

#### (8) 差分型の沿道大気拡散モデルの実用化のための検討

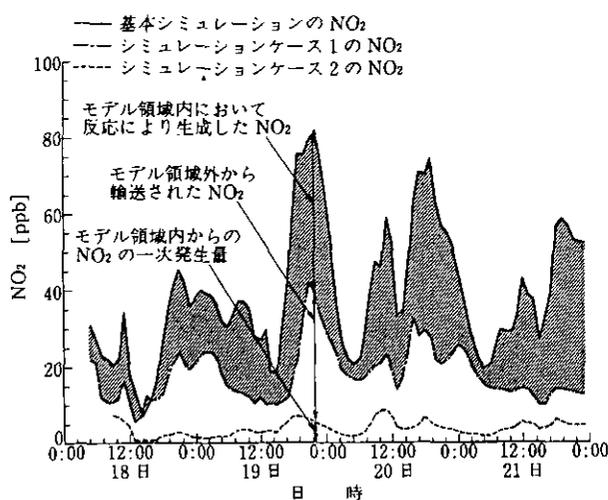


図36 シミュレーションケース1(境界条件:観測値,反応条件:化学反応計算なし),シミュレーションケース2(境界条件: $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$ はゼロ,オゾンは観測値,反応条件:化学反応計算なし)と,基本シミュレーションによるオゾン濃度の比較(大阪,1993年4月18~21日)

#### 討

都市内における自動車排出ガスの拡散は、道路沿道の建物や道路自身の構造の影響を強く受ける。このため、こうした構造物の影響を明示的に扱える予測手法として、風速場と濃度場を差分法によって解く沿道大気拡散モデルの開発を進めてきた。本特別研究においては、風速場を解くアルゴリズムの改良を行うことにより、様々な境界条件についての計算を従来より高速かつ安定に行うことが可能となった。また、これまでスーパーミニコンピュータで実行していたモデルをワークステーションに移植して、十分な性能をもつことを確認するとともに、パーソナルコンピュータ上でのモデルの実行可能性についても検討を行い、今後の計算機性能のさらなる向上を見込めば、小型・安価な計算機上でも実用に供し得るとの見通しを得た。

#### (9) 関西地域における交通環境シミュレーションシステムの構築

交通量配分シミュレーションモデルと大気汚染予測モデルを結合することにより、道路網の整備やモーダルシフト等の都市圏レベルの交通公害対策の効果の予測を行うシステムとして、広域交通環境シミュレーションシステム(RTPSS)を整備してきた。大阪府および兵庫県南部を対象地域としたシステムを構築するため、交通量配分計算に用いる幹線道路ネットワークデータの整備および発生集中交通量を与える地域ゾーン分割を行った。また、交通量や汚染物質排出量の構造変化を分析するため、上記地域を含む広域都市圏における過去3時点における道路交通センサ断面交通量データをシステムに入力し、これをRTPSSで、すでに整備済みの地図表示やメッシュ集計の機能と組み合わせることにより、環境負荷の推移を都市圏レベルで面的に把握することが可能となった。解析の結果、関西地域においては郊外の地域において自動車交通量が都心地域に比べて相対的に増加の傾向があることがわかった。図37に解析結果の一例を示す。

なお、平成7年1月の阪神・淡路大震災により、上記対象地域が道路網を含め大きな被害を受けたため、今後の復興策による交通需要や道路網の変化が大気環境に与える影響についても検討を行った

## 2.2 広域大気汚染

### 2.2.1 トレンド解析

#### (1) オキシダントのトレンド

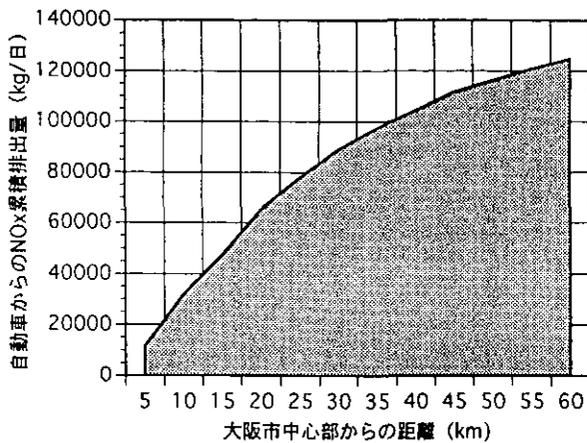
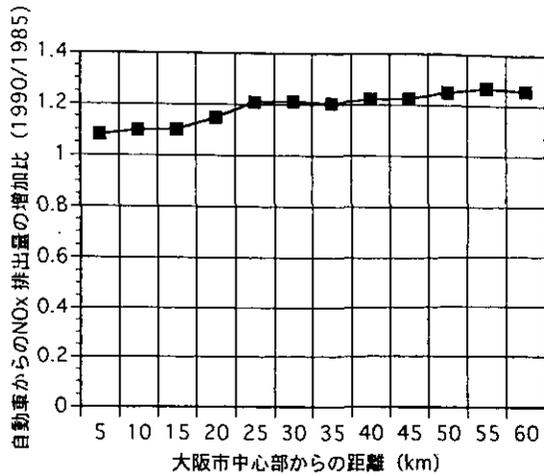


図37 自動車におけるオゾン最高濃度出現時刻と距離との関係 (大阪, 1993年4月18~21日)

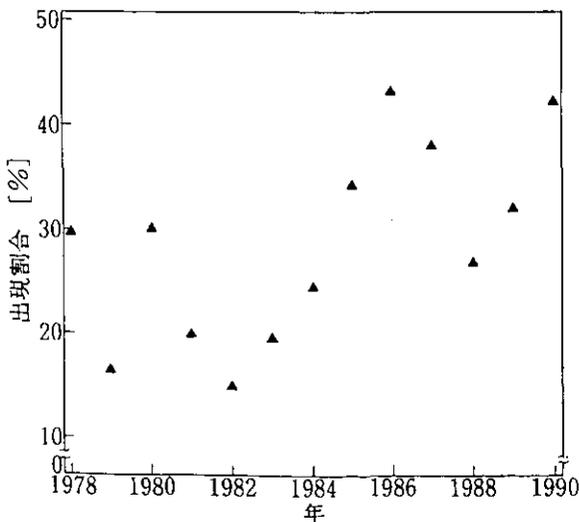


図38 関東地域において夏季(4月~9月)に北関東地域で光化学大気汚染濃度の日最高値が出現した割合の経年変化

大都市を中心とした地域では光化学大気汚染が依然として大きな問題となっている。光化学大気汚染は、自動車や工場から排出された窒素酸化物や炭化水素成分が紫外線の影響を受けて反応し、オキシダントが生成することにより生じる。光化学大気汚染には気象状態が大きく関与している。特に気温との強い相関が認められる。そこで気象の影響を除外するために、関東地域において日々の最高オキシダント濃度が出現した場所を解析した。地域区分として関東地域にある測定地点を東京湾沿岸地域と北関東地域、その中間地域の3地域に分けて、関東地域において日々の最高オキシダント濃度が出現した割合が、それぞれの地域に該当していた割合を調べ、その経年変化を図38に示した。解析の期間はそれぞれの年の4月から9月の6か月間である。図38から北関東地域における出現率が増加していることがわかる。このような傾向は関西地域においても見られ同様な解析の結果、光化学オキシダントの高濃度の出現地域は京都府や奈良県において相対的に増加の傾向があることがわかった。

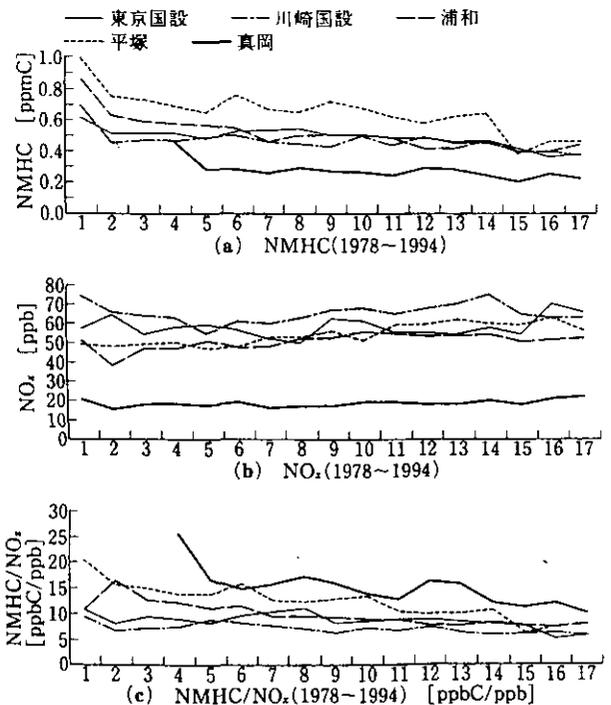


図39 関東地域での5測定地点(東京国設, 川崎国設, 浦和, 平塚, 真岡)における非メタン炭化水素濃度(NMHC) [ppbC], 窒素酸化物濃度( $\text{NO}_x$ ) [ppb], 非メタン炭化水素濃度と窒素酸化物濃度の比 [ppbC/ppb] の年平均値の経年変化

## (2) 窒素酸化物と非メタン炭化水素のトレンド

光化学大気汚染の主要な原因物質は窒素酸化物と非メタン炭化水素であるが、図39には関東地域の5測定地点（東京国設、川崎国設、浦和、平塚、真岡）における年平均値のトレンドを示した。濃度変化は非メタン炭化水素濃度に関しては減、窒素酸化物濃度に関しては増加の傾向が認められる。これに伴って非メタン炭化水素濃度と窒素酸化物濃度の比 (ppbC/ppb) は小さくなりつつある。このような濃度変化が関東地域における光化学大気汚染の生成機構に及ぼす影響をフィールド観測とモデル研究の両面から解析評価した。

## 2.2.2 関東地域における夏季大気汚染

関東地域における夏季大気汚染の動態解明は、これまでも多数行われており、海陸風や台地平地風などの局地風循環と光化学オゾンやエアロゾルの分布の間には密接な関係があることが知られている。しかし、山岳地域や海上での挙動に関しては十分な知見が得られていなかった。特に山梨県や、静岡県などの西部山岳地域、並びに太平洋上で動態解明が大きな課題となっていた。そこで、東京都大島空港を基地として航空機観測を実施した。観測の結果、これまでに知られていなかった広域大気汚染機構を見いだした。

### (1) 光化学大気汚染の平面分布

観測結果の一例を図40、41に示す。この観測は高度300mの平面分布であるが、極めて広い範囲にわたり100~280 ppbの高濃度のO<sub>3</sub>が認められる。大島の气象台では前日から南風が継続していたが、メソ気象モデルを用いて解析した結果によれば、南系の風は海上の200~300m程度の層に限定されており、これより上層では北~西系の風が吹いていた。このことから日中に南風の海風により内陸に輸送された汚染空気が内陸の山岳付近で上層に取り込まれ、北系の上層風で太平洋上まで輸送されたものであろうと考えられる。

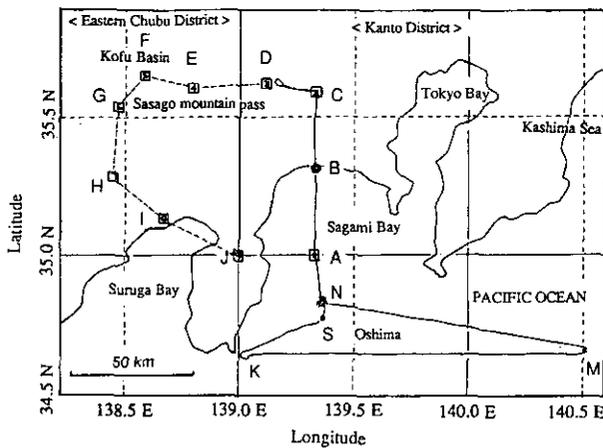


図40 航空機観測フライトコース

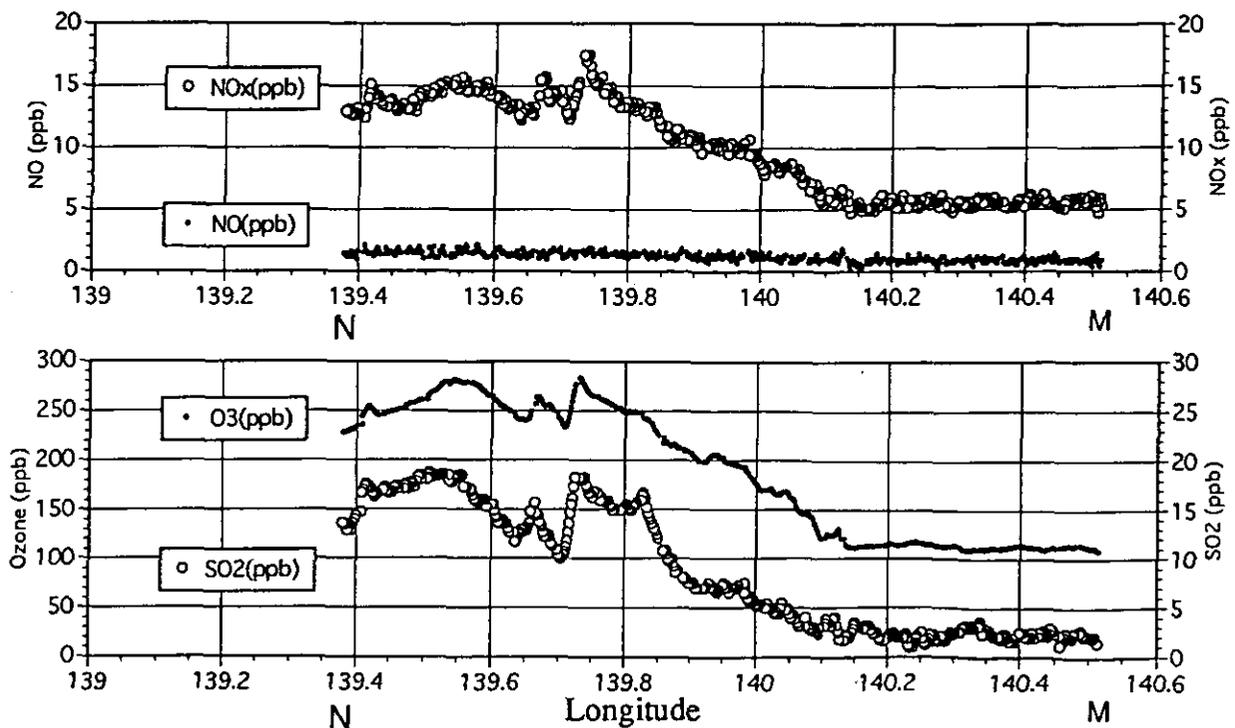


図41 1995年8月2日のM地点（14時2分）とN地点（14時27分）の間的高度300mにおけるNO<sub>x</sub>、NO、O<sub>3</sub>、SO<sub>2</sub>平面分布

(2) 光化学大気汚染の垂直分布

図42には、このときに海岸部の平塚上空で観測したO<sub>3</sub>とNO<sub>x</sub>の垂直分布を示す。高度700m程度の所から上空にO<sub>3</sub>のピークが認められ、O<sub>3</sub>とNO<sub>x</sub>の比率が異なっている。これは700mより下層の汚染空気は、これより上層の汚染空気よりも時間の経ったものであることが推察される。すなわち、上空を輸送されて太平洋上に出た空気が海上で冷却されて高度を下げ、その後、下層の南風の層に取り込まれて再び陸上に輸送されたものである。このような広域な汚染空気の循環現象は今回初めて明らかにされたものである。

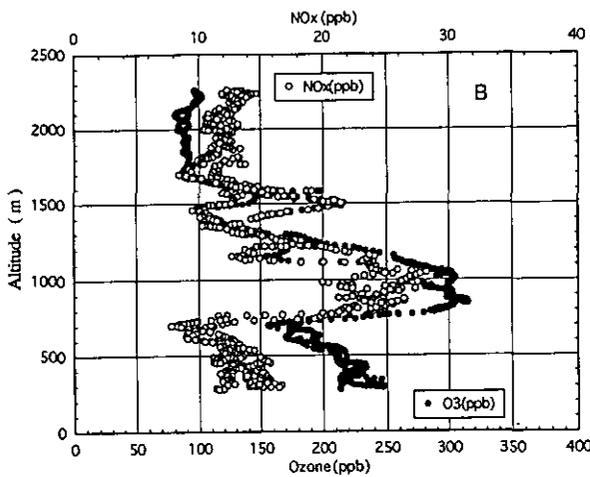


図42 平塚上空(B地点)におけるO<sub>3</sub>、NO<sub>x</sub>の垂直分布(1995年8月2日15時14分と15時44分間の観測結果)

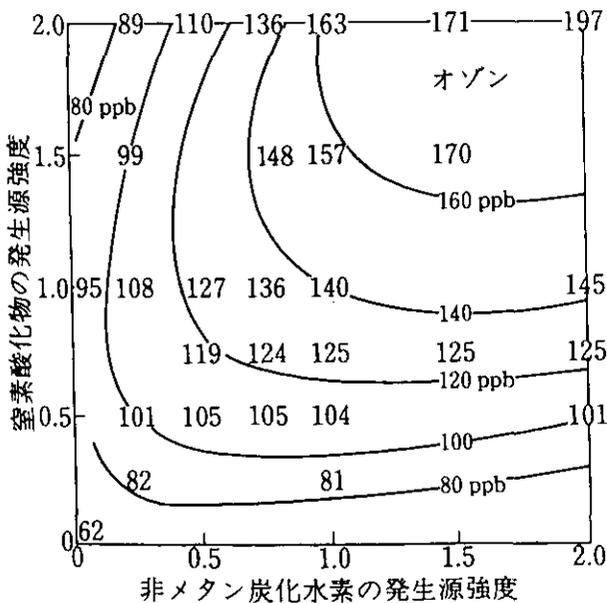


図43 関東地域における窒素酸化物と非メタン炭化水素の発生源強度の変化と関東地域におけるオゾン最高濃度との関係

2.3 モデルによる解析

2.3.1 モデルの概要

光化学大気汚染の原因物質の環境濃度の変化が発生源の変化に対応していると考え、モデルにおける発生源条件を変化させてオキシダント濃度の出現状況について検討した。この計算においてはUAMモデルが用いられた。気象に関しては23地点で観測されたパイロットバルーンデータと3地点で観測された低層ゾンデデータを客観解析した結果を用いた。メソスケール数値気象モデルは使用していない。モデル領域は、関東平野を中心とした東西183km、南北172kmの範囲である。水平メッシュサイズは東西6.8km、南北5.5km、垂直グリッドサイズ2kmまでの高度を20層に分割した。最下層は地上100mである。計算に当たっての境界条件は、1981年7月に行ったフィールド観測データを用いた。

2.3.2 モデルを用いた環境負荷の変化と環境濃度の解析

図43と図44に計算結果をまとめて示した。図43には、関東地域における窒素酸化物と非メタン炭化水素の発生源強度の変化と関東地域におけるオゾン最高濃度との関係が示されている。図中の窒素酸化物と非メタン炭化水素それぞれの発生源強度1は、大規模フィールド観測とそのデータを用いてモデルの検証が行われた1981

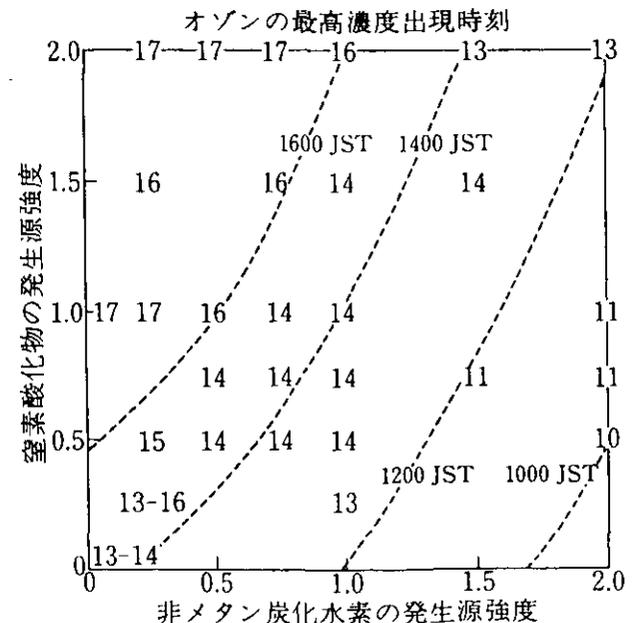


図44 関東地域における窒素酸化物と非メタン炭化水素の発生源強度の変化と関東地域におけるオゾン最高濃度出現時刻との関係

年の発生量に対応する。一方、図 44 には関東地域における窒素酸化物と非メタン炭化水素の発生源強度の変化と関東地域におけるオゾン最高濃度出現時刻との関係が示されている。図 39 に示した関東地域の 5 測定地点(東京国設、川崎国設、浦和、平塚、真岡)の濃度変化は、非メタン炭化水素濃度に関しては減、窒素酸化物濃度に関しては増加の傾向が認められる。これに伴って、非メタン炭化水素濃度と窒素酸化物濃度の比 (ppbC/ppb) は小さくなりつつある。基本シミュレーションの場合(発生源データとして 1981 年の値を用いたケース)には、計算された最高オゾン濃度は午後 2 時 (1400 JST) に出現し、その値は 140 ppb であった。図 5 の環境濃度のトレンドに従って非メタン炭化水素の発生量を一律 25 % 減少させ、窒素酸化物発生量を一律 50 % 増加させたときの計算結果を見ると、オゾンの最高濃度は 8 ppb 増加し 148 ppb となり、その増加率は 5.7 % と比較的小さい。これに対して最高オゾン濃度が出現する時刻は、午後 2 時 (1400 JST) から午後 4 時 (1600 JST) へと大きく変化していることがわかる。

非メタン炭化水素と窒素酸化物の排出強度と非メタン炭化水素と窒素酸化物の比率は、環境大気中での光化学オゾン評価に当たっては、極めて重要なパラメータである。窒素酸化物の排出量の増加はオゾン生成ポテンシャルを増加させ、非メタン炭化水素排出量の減少は環境大気中でのオゾン生成速度を減少させる。このため、最高オゾン濃度が出現する時刻が遅くなる。関東地域におけるこれまでのフィールド観測結果によれば、一般的には午前中に沿岸地域でオゾンの高濃度が観測され、海風が侵入するに伴って高濃度出現地域が内陸部に移動することがわかっている。このような気象状態のときには、最高オゾン濃度が出現する時刻が遅くなることは、内陸にオゾンの高濃度域が移動することを意味しており、モデルによる解析結果と観測結果とは良く対応している。

## 2.4 総括及び研究展望

### 2.4.1 本特別研究の研究成果のまとめ

#### (1) 大気安定度を考慮した沿道大気汚染の風洞実験とフィールド観測との比較研究

大気安定度を考慮した風洞実験を行い、温度成層条件下のストリートキャニオン内部の流れ場、温度場の特徴を調べた。これとともに、ストリートキャニオン内の濃度場をトレーサーガスをを用いた拡散実験によって詳しく

測定し、その基本的な挙動を明らかにした。この結果をもとに具体的な課題として沿道及びその周辺地域において、NO が NO<sub>2</sub> に変化していく様子をフィールド観測と風洞実験によって調べた。すなわち 1) フィールド観測した現地の 250 分の 1 縮尺模型を用いた事例研究、2) 市街地を単純な形状のブロックで置き換え、大気安定度が沿道濃度分布に与える影響を調べる模型実験、3) 汚染物質の拡散に直接の影響を及ぼす風速及び温度の乱れをはかる乱流測定の研究を行った。事例研究では対象とした市街地の縮尺模型を製作し、幹線道路からの自動車排ガスを再現するための線源よりトレーサーガスを放出し、沿道周辺の濃度分布を測定した。この実験では特に、対象とした区域の 500 m 風上にある高速道と国道からの汚染寄与を調べるために、それらに相当する線源も加えて設置している。実験の結果、濃度が高いのは風上側建物や大きな樹木の風背側のよどみ域に当たる場所であることがわかった。また風上側 500 m と比較的離れた場所にある交通量の多い道路からの汚染寄与は、通常では低濃度が予想される後背地に対しても大きいことがわかった。自排局における NO<sub>x</sub> の観測値と風洞実験の自排局に対応する位置の無次元濃度を比較したところ、自排局における NO<sub>x</sub> 濃度は大気安定度によって大きく変化することがわかった。

このことを検証するために、市街地を単純な形状のブロック模型に置き換えて拡散実験を行い、大気安定度によって沿道大気汚染濃度がどのように変化するかを調べた。前後を街区に挟まれたストリートキャニオン内の濃度分布測定実験では、ストリートキャニオン内に発生する大きな回転流によって高濃度は全般的にキャニオン風上側の街区に偏って生じること、また大気安定の場合の濃度は中立の 2 ~ 3 倍、逆に不安定の場合には中立の 3 分の 1 ほどに低下することがわかった。この理由は鉛直方向の汚染物の拡散にもっとも強い影響を及ぼす風速の乱れが、大気の成層状態によって変化するためである。そこで、レーザードップラー流速計を用いて、種々の温度成層状態における風速と温度の乱れを精密に計測した。その結果、成層状態によって風速及び温度の乱れの分布が大きく変化することがわかった。すなわち安定が強い場合には、鉛直方向の乱れ強さが非常に小さくなること、これにより鉛直方向の運動量の輸送が安定度により大きく変化することを風洞実験により初めて明らかにした。

ストリートキャニオン内部には上空の風に誘引された回転流が生じ、これが沿道大気汚染特有の濃度分布を形成する主たる原因となっている。また、この回転流の速度は大気安定度によって大きく変化し、沿道大気汚染濃度に直接の影響を与えることがわかった。回転流の速度が変わる理由としては、1) 上層風からストリートキャニオン内部への運動量の伝達の大きさを示す剪断応力が大気安定度によって大きく変化すること、2) ストリートキャニオン内部に形成される安置成層が上層からの流れの侵入を阻むために、キャニオン内部の風速が低下し、それがより強い安定性層の形成を助長するといった正の帰還効果が生じ、その結果としてキャニオン内部に対する安定成層の影響がより強まり風速がさらに弱まること等が原因であることがわかった。

### (2) 交通環境の予測と評価に関する研究

交通公害特研以来、開発・機能改良を進めてきた「広域交通環境シミュレーションシステム (RTPSS)」を阪神地域に適用し、政策代替案ごとの大気汚染改善効果を予測するためのデータ整備を引き続き行った。これとともに開発着手後、約10年を経た RTPSS を今後も継続して利用可能なものとするため、計算機の動作環境の見直しを行い、有害大気汚染物質等を含めたより広い対象についての広域環境シミュレーションに応用できるようにするためのシステム設計を行った。また、事例研究の対象としてきた阪神地域が震災に見舞われたことから、災害からの復興を都市の環境負荷発生構造の長期的視点からの改善の機会ととらえ、防災目的と両立する交通公害改善のための対策について検討した。このため、都市内2階建て構造道路の問題点や阪神地域の地理的制約による交通集中の要因を明らかにするとともに、都市内を貫通する幹線道路を代替する外縁部の路線整備、交通誘導のための経済的手段、港湾関連物流のモーダルシフト等の対策案を提案した。

### (3) 関西地域における春季の広域大気汚染の研究

二酸化窒素による大気汚染は大都市地域においては増加の傾向にある。一般に二酸化窒素の濃度は、大気拡散能力の小さな11月から1月の冬季に上昇する。しかし大阪地域においては、春季の4月、5月にも高濃度が出現する傾向にある。この春季の高濃度二酸化窒素がどのようなメカニズムで出現するのかを明らかにするために、

1993年4月に航空機を用いた立体分布観測を実施し、得られたデータを用いてモデル解析を行った。観測期間中には移動性高気圧が関西地方を通過し、弱風で高温の気象条件となり、オゾン濃度と二酸化窒素濃度がともに上昇した。レーザーレーダーによる混合層高度の観測結果、パイロットバルーン、低層ゾンデによる観測結果を基にした気象解析により、観測期間中には移動性高気圧の影響による空気の沈降現象が認められた。観測時に地上でNO<sub>2</sub>の濃度が上昇していた期間には、上空で80 ppb以上のO<sub>3</sub>が出現していた。一方、3000 m以上の上空においても60 ppb程度のO<sub>3</sub>が認められており、成層圏からの沈降が観測された。また、観測期間中の気象条件は、移動性高気圧の影響による沈降性の逆転が認められた。晴天で最高気温が25°C以上となり光化学反応が起こりやすい条件となっていた。

バックグラウンドオゾンと光化学オゾンの寄与を知るために光化学三次元モデルを用いた解析を行ったところ関西地域での春季のNO<sub>2</sub>高濃度には光化学オゾンと成層圏オゾンがほぼ同等に寄与していることが明らかとなった。NO<sub>2</sub>の生成要因別寄与に関しては、大阪地域内において発生したNOがNO<sub>2</sub>に酸化されることによる寄与が最も大きいことがわかった。

### (4) 光化学オキシダントの地域分布に関するトレンド解析

光化学オキシダントの地域分布に関するトレンド解析の結果、高濃度の出現地域が北関東地域や京都府、奈良県等において相対的に増加の傾向にあることがわかった。また窒素酸化物、非メタン炭化水素濃度のトレンド解析の結果では、非メタン炭化水素濃度に関しては減少、窒素酸化物濃度に関しては増加の傾向が認められた。これに伴って非メタン炭化水素濃度と窒素酸化物濃度の比は小さくなりつつある。このような濃度変化が関東地域や関西地域における光化学大気汚染の発現機構の変化に影響を及ぼしていると考えられる。

### (5) 関東地域における広域大気汚染の研究

最近の広域大気汚染の動態解明を目的とし、山岳地域や海上を含む関東地域での航空機観測を実施した。観測の結果、太平洋上の極めて広い範囲にわたり100~280 ppbの高濃度のO<sub>3</sub>が認められた。メソ気象モデルを用いて解析した結果によれば、海風により内陸に輸送され

た汚染空気が内陸の山岳付近で上層に取り込まれ、上空の北系の風で太平洋上まで輸送されて、海上で冷却されて高度を下げ、その後、下層の南風の層に取り込まれて再び陸上に輸送されたものであろうと考えられる。このような広域な汚染空気の循環現象は、今回初めて明らかにされたものである。

#### (6) 広域光化学オキシダントのモデル評価

光化学大気汚染の原因物質の環境濃度の変化が発生源の変化に対応していると考え、モデルにおける発生源条件を変化させて、オキシダント濃度の出現状況について検討した。基本シミュレーションの場合（発生源データとして1981年の値を用いたケース）には、計算された最高オゾン濃度は午後2時（1400 JST）に出現し、その値は、140 ppbであった。環境濃度のトレンドを参考にして非メタン炭化水素の発生量を一律25%減少させ、窒素酸化物発生量を一律50%増加させたときの計算結果を見ると、オゾンの最高濃度は8 ppb増加し148 ppbとなり、その増加率は5.7%と比較的小さい。これに対して最高オゾン濃度が出現する時刻は、午後2時（1400 JST）から午後4時（1600 JST）へと大きく変化していることがわかった。非メタン炭化水素と窒素酸化物の排出強度と非メタン炭化水素と窒素酸化物の比率は、環境大気中の光化学オゾンの評価するに当たっては極めて重要なパラメータである。窒素酸化物の排出量の増加は、オゾン生成ポテンシャルを増加させ、非メタン炭化水素排出量の減少は環境大気中でのオゾン生成速度を減少させる。このため、最高オゾン濃度が出現する時刻が遅くなる。関東地域におけるこれまでのフィールド観測結果によれば、一般的には午前中は沿岸地域でオゾンの高濃度が観測され、海風が侵入するに伴って高濃度出現地域が内陸部に移動することがわかっている。このような気象状態の時には、最高オゾン濃度が出現する時刻が遅くなることは、内陸にオゾンの高濃度域が移動することを意味しており、モデルによる解析結果と実測結果とは良く対応している。

#### 2.4.2 今後の展望と研究課題

今回の研究においては、沿道大気汚染から広域大気汚

染にわたる様々なスケールの都市大気汚染現象を総合的・体系的に評価するための各種の手法を検討した。また、日本の大都市地域における大気環境問題の現状をフィールド観測や室内実験、モデルシミュレーション等により解析、評価した。研究の結果、東京や大阪などの大都市地域における大気汚染は依然として深刻であることがわかった。都市大気汚染の主要な発生源は自動車であるが、自動車単体の対策効果が、発生総量の増大により打ち消されており、このため、NO<sub>2</sub>や光化学オキシダントの高濃度の出現地域は広域化の傾向にある。NO<sub>2</sub>、NMHC、O<sub>3</sub>などは相互に関連しているため、都市大気環境改善のためには総合的な対策が必要である。今回の観測では、春季、夏季ともに広域にわたる汚染物質の移流や循環が確認されており、都市スケールの大気環境を扱うにあたって、より広いスケールの中での理解が必要であることが示された。

都市大気環境の把握と改善・創造のための計画立案に当たっては環境要因と環境質の関連性を定量的に評価できるモデルが必要となる。本研究においては、温度成層風洞を用いた室内実験モデルや計算機による都市大気汚染モデルを中心に、特にその現象解析への利用について検討した。今後の課題としては、市街地内部地域、複雑地形地域、山岳地域、並びに海上における大気汚染の挙動を正しく予測・評価できるモデルの検討がフィールド観測とともに必要である。また長距離輸送や雲物理過程を取り扱えるモデルの確立が望まれる。大陸スケールの長距離輸送現象が都市の大気環境に及ぼす影響を明らかにするために、エアロゾルの生成プロセスの検討や大規模気象と濃度分布との関連性に関する研究が必要である。現状では、大気汚染の動態把握に関しては発生源サイドの研究が大きく立ち後れている。特にVOCs(揮発性有機化合物)やエアロゾルの発生源の把握並びに大気環境への影響評価の研究が緊急の研究課題である。これに関しては平成10年度から3年間にわたり特別研究「都市域におけるVOCsの動態解明と大気環境質に及ぼす影響評価に関する研究」の実施を予定している。本研究の成果と課題は、この特別研究に引き継がれ継続的に研究が進められる予定である。

## [資料]

## I 研究の組織と研究課題の構成（大気関係）

### 1 研究の組織（当時）

#### [A 研究担当者]

##### 地域環境研究グループ

統括研究官 内藤正明（平成5～6年度）  
森田昌敏（平成7～8年度）

都市大気保全研究チーム 若松伸司・上原清

交通公害防止研究チーム 清水 浩・森口祐一

主任研究官 松本幸雄

##### 大気圏環境部

大気物理研究室 鷗野伊津志

高層大気研究室 杉本伸夫・松井一郎

#### [B 客員研究員]

秋山 雅行	（北海道環境科学研究センター）	（平成5～8年度）
阿相 敏明	（神奈川県環境科学センター）	（平成6～8年度）
池沢 正	（兵庫県立公害研究所）	（平成5年度）
一ノ瀬俊明	（東京大学先端科学技術センター）	（平成5年度）
宇都宮 彬	（福岡県衛生公害センター）	（平成6～8年度）
太田 幸雄	（北海道大学）	（平成6年度）
大原 利眞	（計量計画研究所）	（平成7，8年度）
岡本 眞一	（東京情報大学）	（平成5～8年度）
笠原三紀夫	（京都大学原子エネルギー研究所）	（平成5年度）
神田 学	（東京工業大学）	（平成7，8年度）
清水 源治	（山梨県衛生公害研究所）	（平成6～8年度）
須山 芳明	（神奈川県環境科学センター）	（平成6～8年度）
高橋 照美	（山梨県衛生公害研究所）	（平成6～8年度）
田中 正宣	（大阪市立環境科学研究所）	（平成6～8年度）
中村 晃	（北海道大学）	（平成6年度）
平岡 久司	（京都大学）	（平成5，6年度）
森 淳子	（長崎県衛生公害研究所）	（平成6年度）
森川多津子	（北海道大学）	（平成6～8年度）

### 2 研究課題と担当者（\*客員研究員，\*\*共同研究員）

#### （1）都市の大気問題の動態把握に関する研究

若松伸司・上原 清・鷗野伊津志・池沢 正\*・笠原三紀夫\*・清水 浩・森口祐一・松本幸雄・杉本伸夫・  
松井一郎・阿相敏明\*・宇都宮彬\*・森 淳子\*・大原利眞\*・岡本眞一\*

(2) 大気汚染と大気環境負荷の変化に関する研究

鶴野伊津志・若松伸司・森口祐一・太田幸雄\*・中村 晃\*・平岡久司\*・森川多津子\*・秋山雅行\*・清水源治\*・高橋照美\*・一ノ瀬俊明\*

(3) 発生源対策手法の確立に関する研究

若松伸司・鶴野伊津志・上原 清・池沢 正\*・笠原三紀夫\*・森口祐一・内藤正明・森田昌敏・神田 学\*・須山芳明\*・田中正宣\*

## II 研究成果発表一覧

### 1 誌上発表

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
内藤正明, 若松伸司	地域環境から地球環境へ, 地球環境から地域環境へ, 地球大気環境問題とその対策 —アジアからの視点—	大気汚染研究協会・編(分担執筆), オーム社		16-24	1993
上原 清, 若松伸司, 森口祐一	市街地における排ガス拡散に関する風洞実験	国立環境研究所資料 F-47 -'93/NIES		1-222	1993
上原 清, 若松伸司	エコハウス設計のための住宅の通風換気に関する風洞実験	国立環境研究所資料 F-52 -'93/NIES		1-43	1993
若松伸司	エコロジカルな都市づくり「エコハウス」 —環境調和型住宅の試み—	環境科学会誌	6(1)	67-74	1993
若松伸司	都市域における二次生成大気汚染	グローバルネット		30-31	1993
M. Tanaka, T. Miyazaki, M. Kamiura, I. Uno, S. Wakamatsu	Atmospheric Hydrocarbons(4), Sources of Atmospheric Hydrocarbons in Osaka of Japan: A Quantitative Determination Using A Source Reconciliation Technique	Environ. Sci.	6(3)	229-238	1993
池沢 正, 森口祐一	阪神間の幹線道路沿道における春季の NO <sub>2</sub> の高濃度出現について	大気汚染学会誌	28(4)	244-252	1993
Y. Moriguchi, K. Uehara	Numerical and experimental simulation of vehicle exhaust gas dispersion for complex urban roadways and their surroundings	J. Wind Eng. & Ind. Aerodyn	46&47	689-695	1993
森口祐一, 西岡秀三, 清水 浩	広域的な道路交通公害対策による環境改善効果の予測システムの開発	土木計画学研究・論文集	(11)	279-286	1993
若松伸司	都市環境の諸問題	BIO City		100-103	1994

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
M. Tanaka, T. Kamiura, M. Warashina, T. Miyazaki, I. Uno, S. Wakamatsu	Comparison of 16 Hydrocarbon Concentrations Calculated by Receptor Model and Measured Values in Osaka City	Environ. Sci.	7(1)	21-34	1994
M. Tanaka, T. Kamiura, M. Warashina, Y. Maeda, I. Uno, S. Wakamatsu	Atmospheric Concentration of Five Chlorocarbons and Their Emission Source in Osaka City	Environ. Sci	7(4)	303-311	1994
若松伸司, 宇都宮彬 (訳編)	漢江流域の環境汚染管理に関する研究 - 大気汚染物質の移流と降下に関する研究 -	国立環境研究所資料 F-67 -'94/NIES		1-81	1994
森口祐一, 松岡 譲, 原沢英夫	風速場・濃度場の差分法による市街地沿道大気拡散モデル(I) - 数値解法と2次元道路直交風モデル	大気汚染学会誌	30(1)	1-19	1995
森口祐一, 上原 清	風速場・濃度場の差分法による市街地沿道大気拡散モデル(II) - 3次元問題への適用および風洞模型実験結果との比較によるモデルの検証	大気汚染学会誌	30(1)	20-37	1995
大原利真, 若松伸司, 鶴野伊津志, 安藤 保, 泉川碩雄	関東・関西地域における光化学オキシダントの経年動向に関する解析	大気汚染学会誌	30(2)	137-148	1995
森口祐一	沿道における大気汚染の精密予測手法とその応用に関する研究	環境衛生工学研究	9(2)	20-28	1995
森口祐一	風速場・濃度場の差分法による市街地沿道大気拡散モデル(III) - 解析解型モデルとの比較	大気環境学会誌	30(4)	256-267	1995
森口祐一, 上原 清	道路・沿道構造が自動車排ガス拡散に与える影響の評価 - 数値計算および風洞実験による道路直交風時の検討 -	大気環境学会誌	30(4)	284-267	1995

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
森川多津子, 若松伸司, 前田恒昭	大気中 C <sub>2</sub> ~C <sub>9</sub> 炭化水素類の全自動モニタリングシステムの試作	大気環境学会誌	30(5)	344-350	1995
上原 清, 老川 進	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験(その3)温度成層の拡散に及ぼす影響	日本建築学会関東支部研究選集 4		107-110	1995
若松伸司	家庭における二酸化炭素排出抑制	資源環境対策	31(3)	230-235	1995
若松伸司	大気汚染と気象の立体分布観測例, 観測測定用レーザーレーダの研究開発 II	光産業技術振興協会		17-56	1995
若松伸司	数値モデルによる都市大気汚染の構造解析	汚染物質の環境挙動予測に関する局地規模詳細モデルならびにその移行パラメーター		33-44	1995
阿相敏明, 三村春雄, 須山芳明, 相原敬次, 高橋照美, 清水源治, 若松伸司	神奈川県西部地域における大気汚染発生機構解明(2) —丹沢背後への光化学オキシダントの流入過程—	神奈川県環境科学センター報告	18	7-16	1995
M. Tanaka, T. Kamiura, M. Warashina, Y. Maeda, I. Uno, S. Wakamatsu	Vertical Distribution of Ambient Hydrocarbon and Carbon Monoxide Concentrations Measured Aloft over Kansai Area	Environ. Sci.	8(4)	387-396	1995
I. Uno, T. Ohara, S. Wakamatsu	Analysis of wintertime NO <sub>2</sub> pollution in the Tokyo metropolitan area	Atmospheric Environment	30(5)	703-713	1996
S. Wakamatsu, T. Ohara, I. Uno	Recent trends in precursor concentrations and oxidant distributions in the Tokyo and Osaka areas	Atmospheric Environment	30(5)	715-721	1996
S. Wakamatsu, A. Utsunomiya, J. S. Han, A. Mori, I. Uno, K. Uehara	Seasonal variation in atmospheric aerosols concentration covering northern Kyushu, Japan and Seoul, Korea	Atmospheric Environment	30(13)	2343-2354	1996
A. Utsunomiya, S. Wakamatsu	Temperature and humidity dependence on aerosol composition in the northern Kyushu, Japan	Atmospheric Environment	30(13)	2379-2386	1996

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
若松伸司	大気汚染のシミュレーション	空気調和・衛生工学	70(11)	879-887	1996
鶴野伊津志, 大原利眞, 若松伸司, 松井一郎	近畿地域の局地循環シミュレーションと評価	天気	43(5)	21-35 303-317	1996
K. Fukui, H. Ueda, W. Sha, K. Uehara	Transient turbulence structure in the unstable boundary layer under concition of step cooling from below	Atmospheric Environment	30(16)	2811-2819	1996
上原 清, 村上周三	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験(その5) LDV による温度成層流中の2次元フェンス周辺の流れの測定	日本建築学会関東支部研究選集 5		71-74	1996
上原 清	交差点周辺の大気汚染濃度分布に関する風洞実験 —市街地における汚染物の拡散に関する実験的研究—その1	日本建築学会論文報告集	485	25-34	1996
鶴野伊津志, 若松伸司	桜島からの火山ガスプルームの輸送・拡散過程の解析	土木学会論文集	552	53-63	1996
森口祐一	持続可能な交通システム —阪神地域の自動車交通問題を中心に	地域開発	381	29-41	1996
大原利眞, 若松伸司, 鶴野伊津志, 安藤 保 泉川碩雄	光化学オキシダントシミュレーションモデルの構築と検証	大気環境学会誌	32(1)	6-28	1997
森 淳子, 宇都宮彬, 鶴野伊津志, 若松伸司 大原利眞	九州北部地域におけるエアロゾル濃度変動と高濃度エピソードの解析	大気環境学会誌	32(2)	73-89	1997
森川多津子, 若松伸司, 田中正宣, 鶴野伊津志 前田恒昭	大阪市におけるC <sub>2</sub> ~C <sub>5</sub> 炭化水素成分の長期観測	大気環境学会誌	32(3)	187-203	1997
S. Wakamatsu	High concentration of photochemical ozone observed aloft over sea and mountainous region of Kanto and eastern Chubu districts	Journal of Japan Society for Atmospheric Environment	32(4)	309-314	1997
鶴野伊津志, 大原利眞, 森 淳子, 宇都宮彬, 若松伸司, 村野健太郎	東アジアスケールの長距離物質輸送・変質過程の数値解析	大気環境学会誌	32(4)	267-285	1997

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
上原 清, 若松伸司, 村上周三	温度成層化した乱流境界層内の流れ場に関する LDV を用いた風洞実験	国立環境研究所資料 F-100 -'97/NIES		1-147	1997
上原 清, 村上周三, 老川 進, 若松伸司	温度成層中のストリートキャニオン内の流れに関する LDV を用いた風洞実験 -市街地における汚染物の拡散に関する実験的研究-その2	日本建築学会計画系論文報告集	492	39-46	1997
上原 清, 村上周三, 老川 進, 若松伸司	温度成層中のストリートキャニオン内の濃度分布に関する風洞実験 -市街地における汚染物の拡散に関する実験的研究-その3	日本建築学会計画系論文報告集	499	9-16	1997
鶴野伊津志, 若松伸司 植田洋匡, 村野健太郎 酒巻史郎, 栗田秀實 薩摩林光, 寶来俊一	春季の移動性高気圧通過時の九州地域での二次汚染物質と火山性 SO <sub>2</sub> の挙動	大気環境学会誌	32(6)	404-424	1997

2 口頭発表

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年 月
S. Wakamatsu	Air quality in Japan-Recent trends and present problems	Workshop on the Regional Air Quality	Seoul	1993. 8
若松伸司	関西地域における大気汚染の最近の特徴	大気汚染学会第20回近畿支部総会	大 阪	1993. 8
猛 岩, 老川 進, 若松伸司	都市キャノピーにおける組織的乱流構造	第25回乱流シンポジウム	仙 台	1993. 8
I. Uno, S. Wakamatsu	Winter time photochemical air pollution: Application of prognostic meteorological and photochemical models to a coastal urban area	International Conference on Regional photochemical measurement and modeling studies	San Diego	1993.11
鶴野伊津志, 若松伸司	数値シミュレーションによる局地循環と高濃度大気汚染の解析	北海道大学衛生工学シンポジウム	札 幌	1993.11
鶴野伊津志, 若松伸司	数値シミュレーションによる冬季 NO <sub>2</sub> 汚染と発生源強度の解析	第30回土木学会	宇 部	1993.12
鶴野伊津志, 若松伸司	グリットモデルによる冬期の NO <sub>2</sub> 高濃度汚染の解析	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
若松伸司, 鶴野伊津志, 松井一郎, 森口祐一	関西地域における春季高濃度大気汚染の立体分布調査(1)	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
田中正宣, 神浦俊一, 藁科宗博, 紀本岳志, 酒井 隆, 若松伸司, 鶴野伊津志	関西地域における春季高濃度大気汚染の立体分布調査(2) 一酸化炭素, 炭化水素の立体分布	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
神浦俊一, 田中正宣, 藁科宗博, 紀本岳志, 酒井 隆, 若松伸司, 鶴野伊津志	関西地域における春季高濃度大気汚染の立体分布調査(3) 炭化水素各成分の立体分布	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
藁科宗博, 神浦俊一, 田中正宣, 紀本岳志, 酒井 隆, 若松伸司, 鶴野伊津志	関西地域における春季高濃度大気汚染の立体分布調査(4) 浮遊粒子状物質中の無機化学成分の立体分布	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
阿相敏明, 三村春雄, 相原敬次, 須山芳明, 牧野 宏, 金子幹宏, 若松伸司, 鶴野伊津志	都市域における高濃度 NO <sub>2</sub> 汚染メカニズムの解明に関する研究(4)	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年 月
大原利眞, 若松伸司, 鶴野伊津志, 安藤 保 泉川碩雄	光化学大気汚染の最近の動向について	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
紀本岳志, 中山英一郎, 小畑 元, 岡村 慶, 藁科宗博, 神浦俊一, 田中正宣, 若松伸司, 鶴野伊津志	4次元データ同化手法による局地循環シ ミュレーション	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
田中正宣, 神浦俊一, 宮崎竹二, 藁科宗博, 中土井隆, 鶴野伊津志 若松伸司	都市大気非メタン炭化水素へのレセプタ モデルの適用(1)	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
田中正宣, 神浦俊一, 宮崎竹二, 藁科宗博, 中土井隆, 鶴野伊津志 若松伸司	都市大気非メタン炭化水素へのレセプタ モデルの適用(2)	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
森川多津子, 若松伸司, 田中正宣, 神浦俊一, 前田恒昭	大阪市における $C_2 \sim C_5$ 炭化水素成分の 季節変化について	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
老川 進, 孟 岩, 若松伸司	都市キャノピーにおける組織渦と拡散 (その1) 垂直乱流構造	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
老川 進, 孟 岩, 上原 清, 大原利眞	都市キャノピーにおける組織渦と拡散 (その3) 拡散場への影響	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
上原 清, 若松伸司	市街地の汚染物拡散に関する研究その 6 - 周辺市街地の容積率と建蔽率による 濃度の差 -	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
笠原三紀夫, 五嶋規夫, 高橋幹二, 森口祐一	大気エアロゾル粒子の元素濃度変動とそ の特性	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
森口祐一, 若松伸司, 上原 清, 松本幸雄, 鶴野伊津志, 池沢 正	阪神地域の幹線道路沿道における春季の $NO_2$ 汚染の調査	第34回大気汚染学会	千 葉	1993.12
S. Wakamatsu, A. Utsunomiya, A. Mori, I. Uno	Seasonal variations of the aerosols in the northern Kyushu area, Japan	4th Int. Conf. ASAAQ	Korea	1994. 6

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
A. Mori, A. Utsunomiya, S. Wakamatsu, K. Uehara, I. Uno	Episode analysis of the aerosol concentrations in the northern Kyushu area, Japan	4th Int. Conf. ASAAQ	Korea	1994. 6
S. Wakamatsu, A. Utsunomiya, T. Yamashita, A. Mori, J. S. Han, S.K. Shin, S.K. Kim, D.I. Choi	The distributions of aerosol ion components in Korea and Japan	4th Int. Conf. ASAAQ	Korea	1994. 6
A. Utsunomiya, A. Mori, S. Wakamatsu, I. Uno	Temperature and humidity dependence of the aerosol composition in the northern Kyushu area, Japan	4th Int. Conf. ASAAQ	Korea	1994. 6
S. Wakamatsu, I. Uno, I. Matsui	Kansai region spring-time atmospheric transport and reaction study '93: Vertical profiles of gas phase pollutants	4th Int. Conf. ASAAQ	Korea	1994. 6
J.S. Han, E.J. Han, D.I. Choi, S.K. Kim, S. Wakamatsu, I. Uno, A. Utsunomiya	The estimates of various aerosol produced and transformed in atmosphere	4th Int. Conf. ASAAQ	Korea	1994. 6
T. Morikawa, S. Wakamatsu, I. Uno, M. Tanaka, T. Kamiura, T. Maeda	Seasonal variations of Atmospheric C <sub>2</sub> ~C <sub>5</sub> Hydrocarbons in Osaka City	4th Int. Conf. ASAAQ	Korea	1994. 6
若松伸司	広域大気汚染モデルとその対策への活用	大気汚染研究協会第13回 関東支部総会・講演会	東京	1994. 9
上原 清, 森口祐一, 若松伸司, 小林信行	沿道大気汚染濃度分布に関する風洞実験 -事例研究N市役所周辺の場合-	日本建築学会1994年度大会	名古屋	1994. 9
老川 進, 孟 岩, 上原 清, 大原利真	都市郊外における建物近傍の野外拡散実験	第35回大気汚染学会	盛岡	1994.11

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年 月
上原 清, 若松伸司, 老川 進, 山尾幸夫, 大川裕也	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験その7 —安定・不安定成層の生成—	第35回大気汚染学会	盛 岡	1994.11
上原 清, 若松伸司, 老川 進, 山尾幸夫, 大川裕也	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験その8 —安定・不安定成層時の濃度分布について—	第35回大気汚染学会	盛 岡	1994.11
上原 清, 若松伸司, 老川 進, 山尾幸夫, 大川裕也	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験その9 —上層安定・下層不安定成層時の濃度分布について—	第35回大気汚染学会	盛 岡	1994.11
森川多津子, 若松伸司, 鵜野伊津志, 田中正宣, 神浦俊一, 前田恒昭	大阪市における C <sub>2</sub> ~C <sub>5</sub> 炭化水素成分の季節変化について(2)	第35回大気汚染学会	盛 岡	1994.11
田中正宣, 神浦俊一, 藁科宗博, 宮崎竹二, 瓦家敏男, 黒田孝一, 鵜野伊津志, 若松伸司	平均濃度分布からみた都市大気中炭化水素の光化学反応(1)	第35回大気汚染学会	盛 岡	1994.11
大原利真, 神成陽容, 外岡 豊, 鵜野伊津志, 安藤 保, 泉川碩雄	光化学大気汚染予測モデルの改良	第35回大気汚染学会	盛 岡	1994.11
阿相敏明, 三村春雄, 牧野 宏, 若松伸司	神奈川県大山におけるエアロゾル調査(1) —成分濃度の季節変化	第35回大気汚染学会	盛 岡	1994.11
阿相敏明, 三村春雄, 牧野 宏, 若松伸司	神奈川県大山におけるエアロゾル調査(2) —夏季における SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> の動態について	第35回大気汚染学会	盛 岡	1994.11
S. Wakamatsu, I. Uno, I. Matsui, Y. Moriguchi, M. Tanaka, T. Kamiura, M. Warashina, T. Kimoto	Spring Time Photochemical Air Pollution Study Aloft Over Osaka, Japan	Regional Photochemical Measurement & Modeling Studies	San Diego, California	1994.11
上原 清, 老川 進	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験(その3) 温度成層の拡散に及ぼす影響	日本建築学会第65回関東支部研究発表会	東 京	1995. 3

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
上原 清, 若松伸司, 村上周三	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験(その4) LDVによる安定・不安定境界層流中の乱れの計測	日本建築学会大会	札幌	1995. 8
上原 清, 若松伸司, 山尾幸夫, 大川裕也	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験その10 -LDVによる安定・不安定CL境界層流中の乱れの計測	第36回大気環境学会	東京	1995.11
上原 清, 若松伸司, 山尾幸夫, 河田 忠	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験その11 -LDVによる2次元フェンス周辺の流れの計測	第36回大気環境学会	東京	1995.11
森口祐一, 上原 清, 若松伸司, 池沢 正	阪神地域の幹線道路沿道における春季のNO <sub>2</sub> 汚染の調査(II) -実測結果と拡散シミュレーションの比較-	第36回大気環境学会年会	東京	1995.11
森川多津子, 若松伸司, 田中正宣, 鶴野伊津志, 神浦俊一, 前田恒昭	大阪市におけるC <sub>2</sub> ~C <sub>5</sub> 炭化水素成分の季節変化について(3)	第36回大気環境学会年会	東京	1995.11
鶴野伊津志, 大原利眞, 若松伸司, 宇都宮彬, 森 淳子	冬季の北部九州地域に高濃度サルフェート汚染をもたらす気象条件とその輸送過程のシュミレーション	第36回大気環境学会年会	東京	1995.11
若松伸司	家庭における二酸化炭素排出抑制	第36回大気環境学会年会	東京	1995.11
須山芳明, 阿相敏明, 三村春雄, 相原敬次, 牧野 宏, 矢島 巖, 鶴野伊津志, 若松伸司	神奈川県上空における炭化水素成分組成について	第36回大気環境学会年会	東京	1995.11
大原利眞, 鶴野伊津志, 若松伸司	房総前線出現時の局地気流とNO <sub>2</sub> 高濃度汚染の数値シミュレーション	第36回大気環境学会年会	東京	1995.11
鶴野伊津志, 大原利眞, 若松伸司	近畿地域の局地循環シミュレーション	第36回大気環境学会年会	東京	1995.11
上原 清, 村上周三	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験(その5) LDVによる温度成層流中の2次元フェンス周辺の流れの測定	日本建築学会第66回研究発表会	東京	1996. 3
T. Morikawa, S. Wakamatsu, M. Tanaka, I. Uno, T. Kamiura, T. Maeda	Behavior of C <sub>2</sub> ~C <sub>5</sub> hydrocarbons in the cenntal Osaka metropolitan area	5th. Int. Atmos. Sci. & Appl. Air Qual. Conf.	Seattle	1996. 6

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
S. Wakamatsu, I. Uno, T. Ohara	Spring time photochemical air pollution in Osaka	5th. Int. Atmos. Sci. & Appl. Air Qual. Conf.	Seattle	1996. 6
上原 清, 若松伸司, 老川 進, 山尾幸夫, 河田 忠	LDV による温度成層流中のストリート キャニオン内外の流れの測定その1 乱れとフラックスの鉛直分布	第37回大気環境学会年会	堺	1996. 9
上原 清, 若松伸司, 老川 進, 山尾幸夫, 河田 忠	LDV による温度成層流中のストリート キャニオン内外の流れの測定その2 キャニオン内の流れ場について	第37回大気環境学会年会	堺	1996. 9
清水源治, 高橋照美, 阿相敏明, 若松伸司	山梨県における光化学大気汚染の特徴	第37回大気環境学会年会	堺	1996. 9
若松伸司	関東地域の山岳および海上における光化学大気汚染	第37回大気環境学会年会	堺	1996. 9
森川多津子, 若松伸司, 秋山雅行, 前田恒昭	札幌市における C <sub>2</sub> ~C <sub>8</sub> 炭化水素成分連続測定結果	第37回大気環境学会年会	堺	1996. 9
須山芳明, 若松伸司	相模湾, 神奈川県及びその近傍上空における低沸点炭化水素成分組成について	第37回大気環境学会年会	堺	1996. 9
清水源治, 高橋照美, 阿相敏明, 若松伸司	音波レーダーによる山梨県東部の上空風連続観測	第37回大気環境学会年会	堺	1996. 9
上原 清, 村上周三	市街地における汚染物の拡散に関する風洞実験(その6) LDV によるストリート キャニオン内外の流れの測定	日本建築学会大会	彦根	1996. 9
若松伸司	関東地方の地域気象と大気汚染	第38回大気環境学会年会	つくば	1997. 9
若松伸司, 上原 清, 森川多津子, 大原利眞, J.R. Varela, 山本充弘 F.J. Tejeda	関東地域とメキシコシティにおける光化学大気汚染の比較	第38回大気環境学会年会	つくば	1997. 9
上原 清, 若松伸司, 老川 進, 山尾幸夫, 河田 忠	LDV による温度成層流中のストリート キャニオン内外の流れの測定その3 道路幅による流れの変化	第38回大気環境学会年会	つくば	1997. 9
上原 清, 若松伸司, 老川 進, 山尾幸夫, 河田 忠	LDV による温度成層流中のストリート キャニオン内外の流れの測定その4 流れパターンの分類・温度成層の影響	第38回大気環境学会年会	つくば	1997. 9
若松伸司	エコハウスの普及による住宅からの CO <sub>2</sub> 排出量の将来推計	第5回衛生工学シンポジウム	札幌	1997.11

# 水 質 編

# 1 研究の目的と経緯

## 1.1 研究の目的

都市機能の一極集中や地価の高騰などによる都市の社会、経済的变化や物理的变化は、産業構造や都市構造の変化に大きな影響を及ぼしている。一方、都市住民のライフスタイルや生活の質および生活パターンは快適性の志向により益々エネルギー多消費型になりつつある。このような都市構造変化、生活様式の変化は環境負荷の構造を大きく変えている。生活様式の変化や多様化は排水や廃棄物の質や量を大きく変化させており、特に都市周辺地域における小規模未規制排水による表流水系の汚染が大きな問題となりつつある。環境負荷の構造変化に伴う地域の環境要因の悪化を早急に食い止め、改善に向かわせることが急務である。

本研究においては、このような観点から環境負荷の構造変化が都市環境に及ぼす影響の把握とその対応策に関する研究を行った。具体的には首都圏を中心とする都市域における環境負荷の構造変化の実態解明並びに環境要因の中でも特に緊急の対策を必要とする水質問題の改善に関する研究を行い、都市域の未規制排水問題に対する新たな対応策とその評価を明らかにすることにより、都市の水質問題に対する行政施策に有用な知見を提供することを目的とした。

## 1.2 研究の構成

本特別研究は、都市および都市化の進む地域を対象として以下に示す3つの研究課題を実施した。

### (1) 水質問題の実態解明

#### 1) 湖沼における藍藻類の優占化の解析

都市周辺域における湖沼の富栄養化が藍藻類の異常増殖を引き起こし、水利用上様々な障害をもたらしている現状に鑑み、全国の湖沼データの解析から藍藻類の優占化に係わる環境要因の解明を行った。

#### 2) 富栄養化湖沼における有毒物質 Microcystin の挙動の解明

富栄養化湖沼で異常増殖する藍藻類によって産生される有毒物質が問題視されていることから、霞ヶ浦において *Microcystis* 属によるアオコの形成、消滅過程での Microcystin の挙動に関して調査解析を行った。

#### 3) 富栄養化がトリハロメタン生成能に及ぼす影響の

### 解明

富栄養化湖沼を水源としているところでは、藻類や微生物による代謝産物である溶存性有機物や難分解性有機物の増大を招いている状況に鑑み、藻類由来の有機物がトリハロメタン生成能に及ぼす影響について検討を行った。

### (2) 水質問題の将来予測

1) 生活排水における発生および排出負荷の将来予測  
水環境改善をはかる上で極めて重要な位置づけにある生活排水対策としての下水道、合併処理浄化槽の普及に関する将来(2005年)予測、ならびに生活排水処理施設から排出される負荷の予測を行った。

#### 2) 藍藻類の増殖特性からみた優占種の予測に関する実験的検討

富栄養化湖沼における藻類の異常増殖が利水に多大な影響を及ぼすのみならず、有毒藻類、カビ臭産生藻類等の優占化を引き起こし、障害を発生させることに鑑み、優占種の予測に関する基礎的知見の集積のために藍藻類の優占化に影響を及ぼす因子の実験的解明を試みた。

### (3) 水環境負荷削減技術開発および水環境改善対策の効果の評価

#### 1) 生活排水の循環式変則合併処理浄化槽による高度処理

単独処理浄化槽の使用により、未処理雑排水の垂れ流しが大きな負荷となることから、改善のための技術開発として単独処理浄化槽放流水と生活雑排水を合わせて処理する変則合併処理浄化槽に循環を組み込んだ処理プロセスを実験的に検討した。

#### 2) 生活排水の嫌気好気生物膜法による高度処理

生活排水としての病院、学校、集会場、競技場、公衆便所、レストラン等からの排水の性状が BOD/T-N 比が低い傾向にあることに鑑み、BOD/T-N 比の低い場合にも高度に安定した窒素除去を可能とする嫌気好気生物膜法の開発を行った。

#### 3) リン負荷削減技術の対費用効果および環境改善効果の試算

富栄養化の原因となる生活排水中のリン負荷削減技術としてアルミ電解法に着目し、その効果を実験的に検討するとともに、得られたデータをベースに手賀沼流域へ

対策技術を普及させた場合の環境改善効果の試算を行った。

### 1.3 本研究で得られた成果の概要

- (1) 湖沼における藍藻類の優占化に及ぼす環境因子を解析し、富栄養化した湖沼において N/P 比の増加に伴い藍藻類の優占率が高まる傾向が明らかとなった。
- (2) *Microcystis* 属の産生する有毒物質 Microcystin の湖沼における消長を調査し、藻体内の Microcystin 濃度は増殖期に高い値を示し、消滅する過程で藻体外に排出され湖水中の濃度が高まることが明らかになった。
- (3) 藻類の種類の違いにより代謝、溶出される有機物量およびその構成成分が異なり、藍藻類より緑藻類の方がトリハロメタン生成能に強く影響を与える可能性が明らかになった。
- (4) 水環境改善をはかる上で極めて重要な生活排水対策としての下水道、合併処理浄化槽の普及に関して将来予測を行い、富栄養化を改善する上では未処理雑排水の規制とともに高度処理化が必須であることが示さ

れた。

- (5) 藍藻類の優占種の交代を支配する因子について実験的に検討し、*Microcystis aeruginosa* は N/P 比が小さく水温が高い条件で、*Phormidium tenue* は逆の条件で優占化することが明らかとなった。
- (6) 変則合併処理浄化槽に嫌気好気循環を組み込むプロセスを開発し、有機物除去および窒素除去が高度に達成されることが明らかになった。
- (7) 嫌気好気生物膜法に循環を組み込み適正な運転を行うことで、本来窒素除去の困難な BOD/T-N 比 1 程度でも循環しない場合の約 2 倍の除去率が得られること、また負荷変動に対しても安定化がはかられることが明らかになった。
- (8) アルミ電解法を浄化槽に適用して環境改善をはかることの効果について、手賀沼流域を対象としてケーススタディーを行い、生活雑排水未処理人口の全てを合併処理浄化槽処理人口にするための費用にわずかに上乗せすることで、大きなリン負荷削減効果の得られる可能性が明らかになった。

## 2 研究の成果

我が国の閉鎖性水域において、汚濁の著しい東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の3海域では、昭和53年に水質総量規制の制度が設けられ、CODを指定項目にして汚濁負荷量の削減が行われてきた。この総量規制の結果、赤潮の発生件数は一時期に比べると発生件数は減っているものの、近年は横ばいである。また、流入汚濁負荷量の削減を図るため、排水処理施設の導入が進んでいないが、この3海域のCODに関する環境基準の達成率もここ10年来おおむね横ばいとほとんど改善が進んでいない状況にある。

これは、都市化の進行に伴い個別家庭からの生活雑排水が未処理で放流されることによる窒素、リンの垂れ流し、また窒素、リン除去機能を有さない処理施設の普及、またその改善が遅々として進まないことなどに起因するところが大きいことが明らかになっている。

すなわち、発生源対策等でCOD源が削減されたとしても、窒素、リンの流入により、閉鎖性水域において藻類が増殖するため、藻類の内部生産によるCOD(内部生産COD)が水界中で高まるためである。例えば、BOD  $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の処理性能を有する生活排水処理施設から放流される処理水(T-N  $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-P  $3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )では、藻類増殖の潜在能力(AGP, Algal Growth Potential)は1 lの処理水当たり500 mgあり(CODMnに換算すると約250 mg、藍藻類重量1 mgは0.48 mgCODに相当)、窒素、リンの削減を行わない限り生活排水中のCOD  $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  が  $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  にまで除去されたとしても、閉鎖性水域において1 l当たりCODを250 mg上昇させる能力を有したまま放流されていることになる。

このような内部生産は現場においては、藻類が太陽エネルギーを利用し、大気中の二酸化炭素の固定により有機物を産生するためであるが、その内部生産CODの水界中の全CODに占める程度は、 $\Delta\text{COD}$ 法に基づく算定率で東京湾で37~53%、広島湾で57%、またクロロフィル法に基づく算定率で、東京湾、伊勢湾、大阪湾等の海域で年間を通じて40~60%程度と、おおむね内部生産の割合が半分程度を占めることが明らかとされている。

また、大阪湾において $^{13}\text{C}$ 法により実測された光合成生産量は、 $970 \text{ g} \cdot \text{C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ と極めて高く、湾奥では年間数  $\text{kg} \cdot \text{C} \cdot \text{m}^{-2}$  に達する可能性がある。また、この巨大な

基礎生産は10%程度のみが動物による摂食により消費されているだけであり、植物の生産は動物の生産に反映されていない。

実際に、三海域における窒素濃度を年平均値でみると、東京湾湾奥が最も高く  $1 \sim 4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、大阪湾湾奥で  $0.3 \sim 1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、伊勢湾湾奥で  $0.4 \sim 0.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  程度である。これらの値は外洋に面した沿岸域で  $0.1 \sim 0.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  程度、外洋で  $0.05 \sim 0.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  程度という値に比較して著しく高い。また、リンについて年平均値でみると、東京湾湾奥が最も高く  $0.1 \sim 2.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、大阪湾湾奥で  $0.3 \sim 0.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、伊勢湾湾奥で  $0.2 \sim 0.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  程度である。外洋に面した沿岸域で  $0.01 \sim 0.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  程度、外洋では  $0.007 \sim 0.017 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  程度と、リンも同様に内湾で著しく高い値を示している。これらの非常に高濃度の窒素、リンの存在が、藻類の異常増殖を誘発し、内湾のCOD値を高めている大きな要因である。

また、東京湾の湾奥部の運河ではリン濃度はやや減少しているのに対し、窒素濃度は10年間で約2倍に増加している。また、N/P比でみると1977年の7.2から1987年の17と10年間で2倍以上に増えており、今もなお上昇する傾向にある。

近年では、さらに一般水界中のN/P比の高まりを受け、東京湾等では異常な生態系が観察されている。すなわち、珪藻類、渦ベン毛藻類などの大型植物プランクトンが繁殖し赤潮を形成するなど一次生産速度が非常に高く、また、それらを捕食する小型カイアシ類 *Oithona davisae* やオキアミ類などの動物プランクトンが出現し、さらにそれらを捕食するミズクラゲが東京湾では大量に認められるようになった。1960年代より、ミズクラゲは東京湾沿岸の発電所の取水口を閉塞させるなどの問題も生じている。動物プランクトンが上位の栄養段階である魚類に捕食され得るような生態系が、富栄養化湾では形成されづらく、海洋生物資源の生産に直結する効率的な生態系の保全が重要となっている。また、瀬戸内海の播磨灘において行われた、窒素、リンを添加したメソコズム実験においても、水界中のN/P比を高めた場合、海水の色が灰色化しクラゲ類の大発生が認められることが確認されている。

また、湖沼、ダム湖等では、内湾と同様、閉鎖性が強

いために汚濁物質が蓄積されやすく、窒素・リン等の栄養塩類の増大による藍藻類、赤潮藻類、ピコプランクトン等の一次生産者の異常増殖により、CODの内部生産が促進されている。そのため、窒素・リンの削減を考慮しなければ、環境基準を達成することが困難となっている。水道用取水水量は年間160億 $m^3$ にも達するが、従来の河川水および地下水の水源だけでなく、最近では湖沼やダムからの割合が増加しており、河川水と合わせると80%にも達する。湖沼やダム湖では水質が悪化しており、異臭味障害(カビ臭など)による被害推定人口は2,000万人に達するとされる。また、発がん性物質とされるトリハロメタン生成を浄水処理過程で削減するため、トリハロメタン前駆物質を産生する藍藻類等の増殖を抑制する必要があり、増殖促進因子である窒素・リンの排出抑制は必須である。

また、霞ヶ浦においては、1980年に12だったN/P比が1988年には21.4と上昇する傾向にある。このN/P比の高まりを受けて大きさ数 $\mu m$ のピコプランクトンが発生するなど異常な生態系が形成されることが報告されている。汚濁の進んだタホ湖においても、徹底的にリンを除去した下水処理水を流入させた実験では、水界中のN/P比が高まったため、微小水草が水面を覆うなど異常な生態系が形成された。すなわち、従来までの有機汚濁負荷を低減させる施策はもちろんのこと、窒素・リン削減対策を強化することが十分な水質改善効果を得る上で必須であるし、また早急にリンの除去がなし得ないような生活系小規模排水においては、窒素の除去は最低限行うべき施策を考えなければならない。

このような背景を踏まえ、窒素およびリンの環境基準が昭和57年に湖沼に、また平成5年に海域に制定された。海域の窒素・リンに関する環境基準は、平成7年12月までに東京湾、大阪湾、伊勢湾が類型指定され、88の海域のすべてが平成11年までに指定されることとなっている。

環境基準の類型あてはめがなされれば、その基準を達成するために、一律の排水基準(T-N最高 $120\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 平均 $60\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-P最高 $16\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 平均 $8\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )よりも厳しい上乘せ基準が、地方自治体によりかけられることとなる。また、窒素・リンに対する排出規制が全国的に拡充されてきている。

本特別研究においては、都市化に伴う環境負荷の構造変化に関して文献調査、地方自治体等の収集した水質デ

ータの解析を事前に行い、富栄養化が現状においても問題となっているのみならず、今後ますます深刻化する可能性があること、ならびに富栄養化が新たな水質問題として有毒藻類の増殖、トリハロメタン前駆物質の増加を引き起こすことが予想されることから、この点に着目した水質問題の実態解明、将来予測、水環境負荷削減技術開発、水環境改善対策の効果の評価に関する検討を行った。

## 2.1 水質問題の実態解明

### 2.1.1 湖沼における藍藻類の優占化の解析

我が国における湖沼での水質回復は進んでおらず、生活環境項目に関わる環境基準の達成率からみても平成7年度で39.5%と河川、海域に比べ著しく低く、ここ10年間達成率が横ばいで推移している。これは、湖沼は閉鎖性が強く窒素、リンといった栄養塩類の濃度が高まりやすく、それに伴い藍藻類が異常に増殖するためである。藍藻類の異常増殖は、水利用上様々な障害をもたらすため、現在、藍藻類の異常増殖防止の必要性が叫ばれている。その手法の一つとしては藍藻類をとりまく環境条件を制御して、藍藻類が優占化しない水環境を創造する手法が挙げられている。そのためには、まず藍藻類の優占化と各種環境因子との関係を明確にする必要がある。藍藻類の優占化に関わる重要な環境因子としては窒素、リン、N/P比、水温、深度、混合度が挙げられる。窒素、リンは藍藻類にとって必須な栄養塩であり、藍藻類の増殖にとっても最も重要な環境因子である。N/P比は種によって最適N/P比が異なることが知られており、また藍藻類の種の変遷の要因と考えられる。また、近年湖沼、海域ではN/P比が上昇する傾向がみられるが、N/P比が高い状況は水域がかつて経験したことがなく、正常な水界生態系の機能を失う恐れがあることから重要である。水温は種によって適温が異なり、藻類の季節的変遷を引き起こす環境因子の中でも最も重要な項目になっている。藻類には強光に適応した種、弱光に適応した種があり、水中の光量は垂直方向で異なるため、藻類の出現にとって重要である。混合度は湖沼が夏季において成層していることから、混合されているかどうかを判断する重要な環境因子である。そこでここでは全国湖沼データに基づいて藍藻類の優占化に関わる重要な環境因子として窒素、リン濃度、N/P比、水温、深度、混合度に着目し、上記の問題について検討を加えた。なお、全国湖沼

データとしては、1991年度の夏に環境庁が行った全国37都道府県の0.01 km<sup>2</sup>以上の天然湖沼480湖沼の調査結果から形状(面積、深度)、水質データ(T-N, T-P等)、藻類相に関するデータを用いた。

## (1) 方法

### 1) 対象湖沼と環境因子の概要

全国湖沼のうち、調和型湖沼211を選んで解析の対象とした。水温は表層水の水温とした。また、窒素、リン濃度は深さ方向数点について測定が行われている場合は各測定値の平均値を採用した。N/P比はすべて重量比で表した。混合度は次式のように湖沼面積から求めた温度躍層の深さを平均深度で割って求めた。

$$D=6.22(S)^{0.15} \quad (1)$$

$$M=D/H \quad (2)$$

ここでDは温度躍層の深さ(m)、Sは面積(km<sup>2</sup>)であり、(1)式は湖沼の温度躍層の深さが湖沼面積の平方根に依存することに基いている。この式は日本の湖沼の形態上の特色を考慮して定義したものである。(2)式ではMは混合度、Hは平均深度(m)であり、この式では水面上の吹送流によって混合が行われる深さと相関関係がある温度躍層の深さを平均深度で割ったものを混合度と定義している。この式はEPAが湖沼の成層の有無を判断するために定義したものである。すなわち、混合度が1よりも小さければ、平均深度が温度躍層の深さを上回り、夏季において成層することを示す。一方、混合度が1を超える場合は、温度躍層の深さが平均深度を上回り、風による鉛直混合が行われ夏季において成層しないことを示す。藻類の優占種は出現していたとして記載されている藻類のうち上位2種とした。解析の対象とした湖沼の環境因子の概要は表1に示すとおりである。

### 2) 解析方法

各環境因子を数段階に区分し、それぞれの範囲において藍藻類および藍藻類の中でも代表的な *Microcystis*

属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属が優占した湖沼の割合を求め、その割合を優占率として評価、解析を行った。また、藍藻類との比較のため緑藻類、珪藻類の優占率を求めた。なお、リン濃度に関してはOECDが定めた境界値に従って5段階に範囲設定した。海産性植物プランクトンについて求めたRedfield比7.2やアオコについて求めた13.5が植物プランクトンの細胞内のN/P比として報告されており、これらの値を境に水域が窒素制限か、リン制限か評価されている。ここではN/P比11を境に窒素制限からリン制限になるものとし、窒素濃度の範囲設定はリン濃度の範囲設定に11を乗じたものとした。貧栄養湖ではリン濃度が低くN/P比が高まる傾向にあり、藻類の優占化とN/P比の関係を調べる際、N/P比が高い条件における優占率がリン濃度の影響を受けるため、OECDが富栄養化した湖沼として定めているT-P $\geq$ 0.035 mg $\cdot$ l<sup>-1</sup>の湖沼に限定した解析も行った。また、深度、水温等と藍藻類の優占化の関係を調べる際、優占率が栄養塩類の濃度の影響を受ける傾向がみられるため、T-P $\geq$ 0.035 mg $\cdot$ l<sup>-1</sup>の富栄養化した湖沼に限定した解析も行った。環境因子の分割によって優占率に違いはあるかどうかを統計的検定(カイ二乗検定)を行い、有意水準( $\alpha$ )を求め、各環境因子と各藻類の優占化の間に関係があるのかを調べた。また、求めた $\alpha$ からどの因子の影響が最も大きいのか検討を行った。この解析法では環境因子の分割によって藻類の優占率に違いがない場合の優占率と湖沼のデータから得られた優占率との差に基づいて有意水準を求めた。つまり、ある環境因子のi条件、j条件に対応する湖沼数をそれぞれXi、Xj、i条件、j条件において藍藻類が優占する湖沼数をそれぞれxi、xjとすると、藍藻類の優占率がi条件、j条件の間で違いがない場合、期待される優占率はそれぞれ、Xi(xi+xj)/(Xi+Xj)、Xj(xi+xj)/(Xi+Xj)となり、この優占率と実際の優占率xi/Xi、xj/Xjとの比較から有意水準を求めることができる。

## (2) 結果および考察

### 1) 藍藻類の優占化と窒素、リン濃度との関係

湖沼の窒素濃度、リン濃度を各々縦軸、横軸に5段階に分割し、各栄養段階に対応する湖沼数、各栄養段階における藍藻類、緑藻類、珪藻類の優占率を求めた結果を図1に示す。これから以降、T-Pがx段階、T-Nがy段階の湖沼の栄養レベルを(T-P, T-N)=(x, y)と表す。

表1 解析の対象とした湖沼の特性

Area (km <sup>2</sup> )	0.01-669.2
Mean Depth (m)	0.3-265.4
Mixing level	0.05-17.4
Wat. Temp. (°C)	2.5-32
T-N (mg $\cdot$ l <sup>-1</sup> )	0.05-5.1
T-P (mg $\cdot$ l <sup>-1</sup> )	0.002-0.43
N/P ratio	1.1-129

藍藻類は (T-P, T-N) = ( $\geq 4, \geq 4$ ) で優占率が高まり、それに対し緑藻類、珪藻類は T-P, T-N によらず貧栄養湖、中栄養湖、富栄養湖において優占している。(T-P, T-N) = (2, 3) のリン濃度が低い条件において藍藻類の優占率が 21% であり、10 湖沼において藍藻類が優占しているが、これに対応する湖沼は青森県十和田湖 (*Oscillatoria* 属), 山形県畑谷大池 (*Microcystis* 属), 羽竜沼 (*Microcystis* 属), 山梨県四尾連湖 (*Dactylococcopsis* 属), 西湖 (*Microcystis* 属), 精進湖 (*Microcystis* 属), 河口湖 (*Chroococcus* 属), 新潟県大池 (*Microcystis* 属), 兵庫県奥池 (*Microcystis* 属), 鹿児島県鰻池 (*Microcystis* 属) である。*Microcystis* 属, *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属の優占率について同様に検討したところ、図には示していないが *Microcystis* 属は藍藻類の優占率と同様の傾向を示していることがわかった。それ以外の藍藻類は (T-P, T-N) = ( $\leq 3, \leq 3$ ) では優占していないことがわかった。このようにこれらの藍藻類が栄養塩濃度が高い条件で優占することが明らかである。これは、藍藻類のバイオマスと T-P の相関が高いという

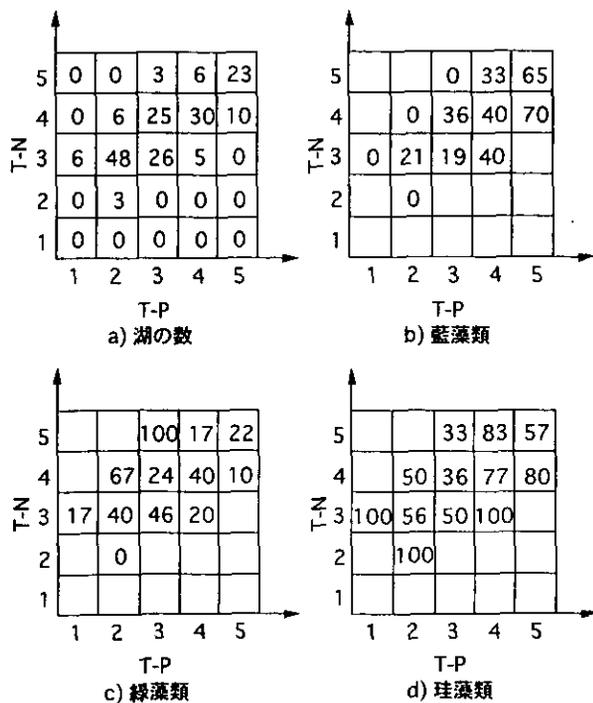


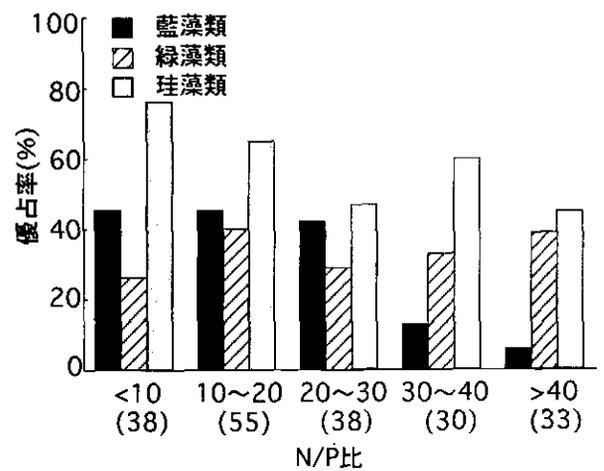
図1 藍藻類、緑藻類、珪藻類の優占率と窒素濃度、リン濃度との関係  
 図 a) は各濃度に対応する湖沼数を示す。  
 縦軸、横軸の数字はそれぞれ窒素濃度、リン濃度のレベルを示す。  
 1: < 0.044, 2: 0.044-0.11, 3: 0.11-0.39, 4: 0.39-1.1, 5: > 1.1 (mg·l<sup>-1</sup>) for T-N  
 1: < 0.004, 2: 0.004-0.01, 3: 0.01-0.035, 4: 0.035-0.1, 5: > 0.1 (mg·l<sup>-1</sup>) for T-P

Ejmont - Karabin ら A.M. Trimbee らの報告や *Microcystis* 属は T-N, T-P が高い湖沼で発生するという高村の報告と一致する。

2) 藍藻類の優占化と N/P 比との関係

すべての湖沼を対象とした場合、藍藻類は N/P 比 30 未満において優占率が 40% と高く、30 以上では著しく低下し 10% 以下となることがわかった (図 2)。N/P 比が 30 未満と 30 以上との間に有意な差が見られた ( $\alpha < 0.005$ )。この低下は、N/P 比 30 以上の湖沼はほとんどがリン濃度が低いためであると考えられた。緑藻類の優占率は N/P 比が高くなるにつれて減少する傾向であった。*Microcystis* 属は N/P 比 30 未満において N/P 比の増加とともに優占率が増加したが 30 以上において著しく低下した。それ以外の藍藻類は優占頻度が低いものの N/P 比 30 以上ではほとんど優占していないことがわか

a) 藍藻類、緑藻類、珪藻類



b) *Microcystis* 属, *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属

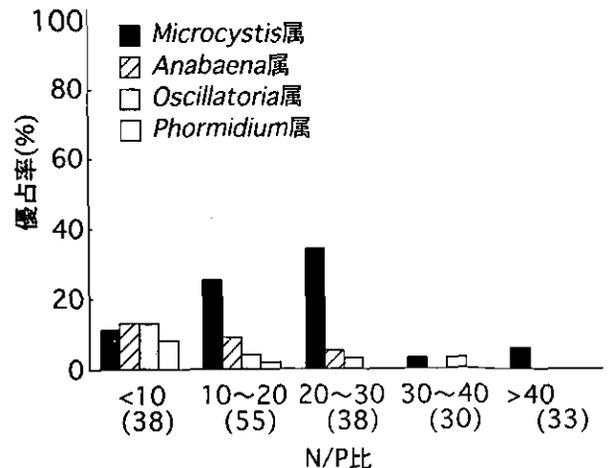


図2 N/P 比と各藻類の優占率との関係  
 (括弧内の数字はその条件に対応する湖沼数を示す。)

った。これらの結果は Smith の解析と、Tilman らの実験結果とおおむね一致していた。N/P 比が高い条件ではリンの濃度が影響し、藍藻類の増殖を制限するため、次に  $T-P \geq 0.035 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の富栄養化した湖沼について解析を行ったところ、藍藻類は N/P 比の増加とともに優占率が高まり、N/P 比 15 以上で約 60% となった (図 3)。緑藻類は N/P 比 5 未満で最大となった。珪藻類の優占率は N/P 比によらず 60% 以上であった。カナダの湖沼において人為的な窒素の添加 (N/P 比約 30) により藍藻類にかわって緑藻類が優占するという報告があるが、本解析結果では富栄養化した条件において藍藻類の優占率が N/P 比の増加とともに増加したこと、緑藻類の優占率に対する N/P 比の影響が小さいことから一致は見られなかった。*Microcystis* 属の優占率は藍藻類のものとは

ほぼ同様で N/P 比の増加とともに増加した。N/P 比 5 未満では *Anabaena* 属のみが優占し、窒素固定能を持つため N/P 比の低い条件下でも優占できるものと考えられた。なお、全国湖沼データは藻類の季節的変遷過程のなかの一時期のものであり、環境因子と優占化の関係を評価する場合は PEG-model に示されているように藻類は一年間を通じて変遷し、ある時期の種構成はその前の時期の影響を多大に受けているということを考慮に入れる必要がある。

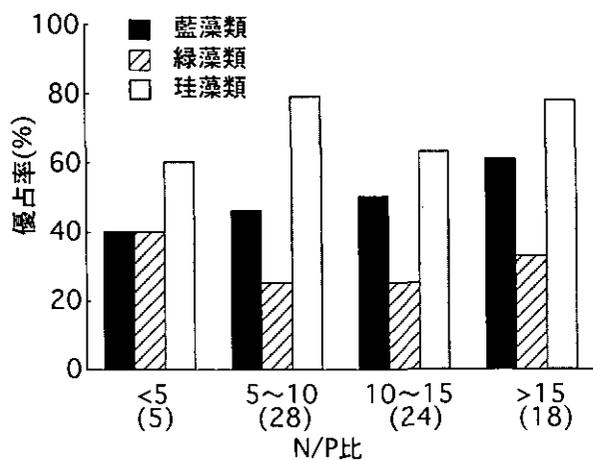
### 3) 藍藻類の優占化と水温との関係

全湖沼を対象とした場合、藍藻類は水温の増加とともに優占率が大きくなり、30°C 以上で急激に高まり 80% 以上となった (図 4)。そして、25°C 未満と 25°C 以上の間には有意な差があった ( $\alpha < 0.005$ )。緑藻類の優占率は水温による違いはみられず、25~50% の間を推移した。珪藻類は 30°C 未満において 50~70% の間を推移したが、30°C 以上で著しく減少し 20% 以下となり、高温に適応しないことが明らかとなった。*Microcystis* 属、*Anabaena* 属の優占率は水温の増加とともに高まり、30°C 以上で *Microcystis* 属の優占率は 80% 以上となった。*Microcystis* 属の 30°C 未満と 30°C 以上の優占率の間に有意な差が認められた ( $\alpha < 0.005$ )。  $T-P \geq 0.035 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の富栄養化した湖沼に限定した解析では (図 5)、藍藻類はすべての湖沼を対象とした場合と比べて、低水温側での優占率が増加した。それに対し緑藻類の優占化は、30°C 以上で 50% となったが 30°C 未満では 20~35% であり、高温でも優占することがわかった。珪藻類は全湖沼を対象とした場合と同様の傾向を示し、高温に適応しないことが明らかとなった。*Microcystis* 属、*Anabaena* 属は全湖沼を対象とした場合と同様の傾向を示した。このように *Microcystis* 属の優占率が 30°C 以上で急激に高まるのは、*Microcystis* 属の比増殖速度が 35°C まで増加するという報告や 25°C 以上で急激に比増殖速度が高まるという報告があることから、他の藍藻類に比べて、より高温に適応した種であるためと考えられる。

### 4) 藍藻類の優占化と深度の関係

すべての湖沼を対象とした場合、藍藻類は 20 m 以上でやや優占率が高まっているものの深度が大きくなるにつれて優占率が減少する傾向がみられる (図 6)。これは、一般に深度が大きい湖沼は富栄養化が進みにくく、栄養塩類濃度が低く、藍藻類が増殖できないためと考えられる。20 m 以上で藍藻類の優占化が報告されている湖沼

a) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



b) *Microcystis* 属, *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属

### *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属

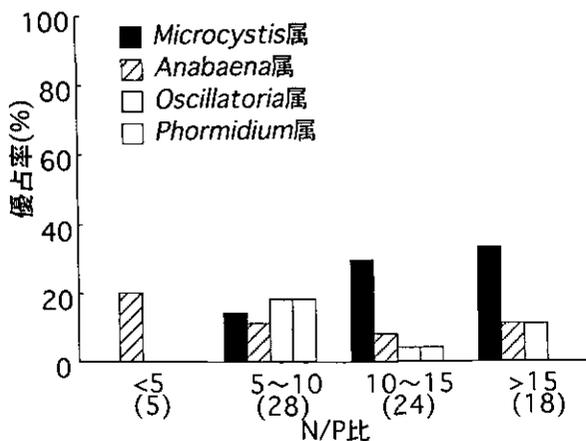
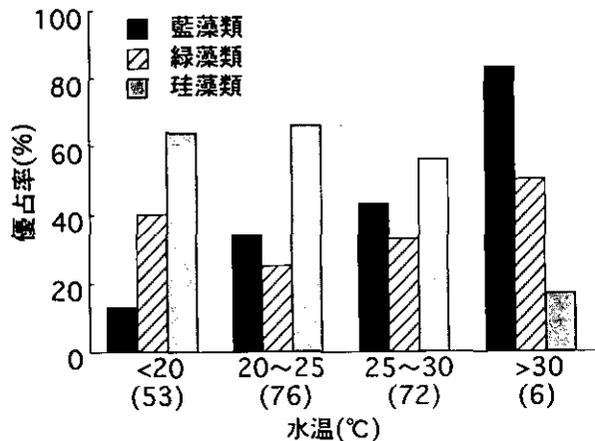


図 3 N/P 比と各藻類の優占率との関係 (富栄養化した湖沼対象、括弧内の数字はその条件に対応する湖沼数を示す。)

a) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



b) *Microcystis* 属, *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属

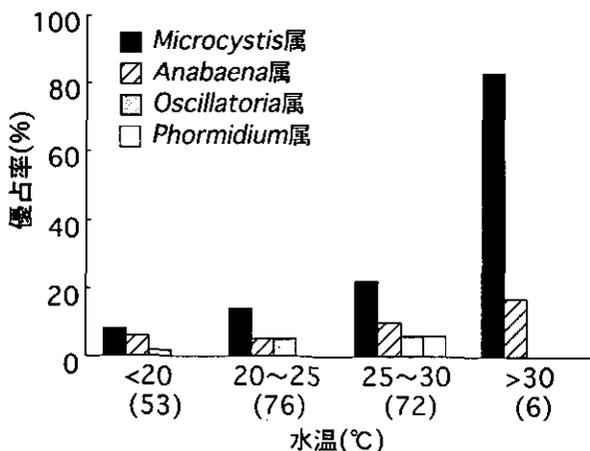
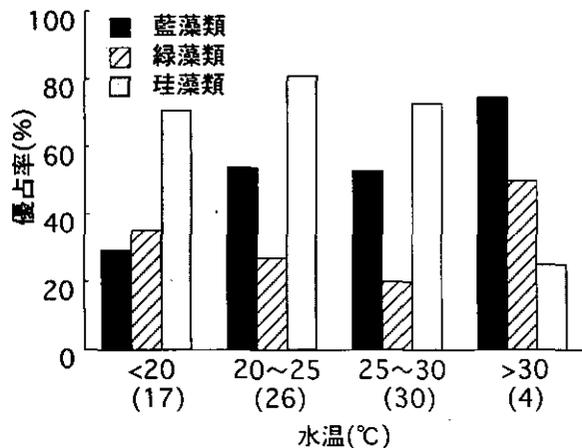


図4 水温と各藻類の優占率との関係 (括弧内の数字はその条件に対応する湖沼数を示す。)

は、青森県十和田湖 (*Oscillatoria* 属), 山梨県西湖 (*Microcystis* 属), 鹿児島県住吉池 (*Microcystis* 属, *Anabaena* 属), 鰻池 (*Microcystis* 属) である。緑藻類の優占率は、深度が増加するにつれて減少していったが 20 m 以上で高まり、50%以上となった。珪藻類の優占率は深度の影響を受けず、50~60%の間を推移した。藍藻類 4 種の優占率は 10~20 m で 0% となっているものの深度による違いはみられなかった。深度が小さい湖沼はリン濃度が高くなりやすいため、リン濃度の影響を防ぐため、 $T-P \geq 0.035 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の湖沼に限定して解析を行った。藍藻類は深度 5 m 未満で優占率が高く、5 m 以上では低下することがわかった。しかし、5 m 未満と 5 m 以上の優占率の間に有意な差はみられなかった。緑藻類、珪藻類の優占率は深度によらず、ほぼ一定であった。

a) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



b) *Microcystis* 属, *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属

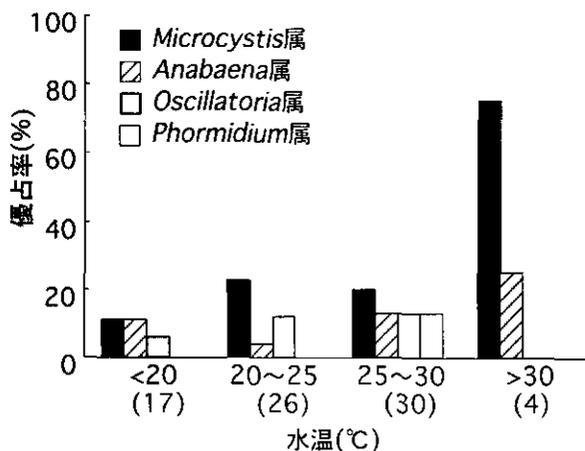


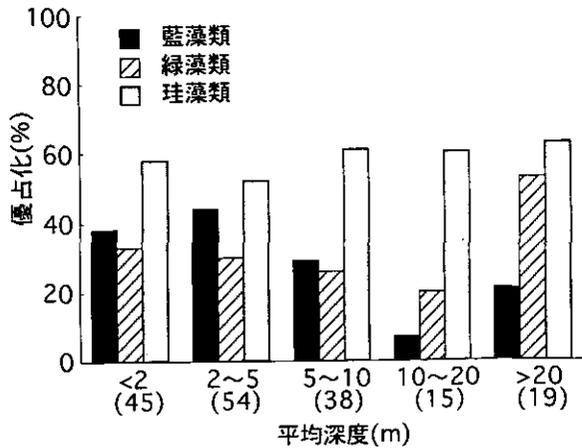
図5 水温と各藻類の優占率との関係 (富栄養化した湖沼対象, 括弧内の数字はその条件に対応する湖沼数を示す。)

*Microcystis* 属, *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属の 4 種の藍藻類の優占率も深度の影響をほとんど受けていないものと考えられた。

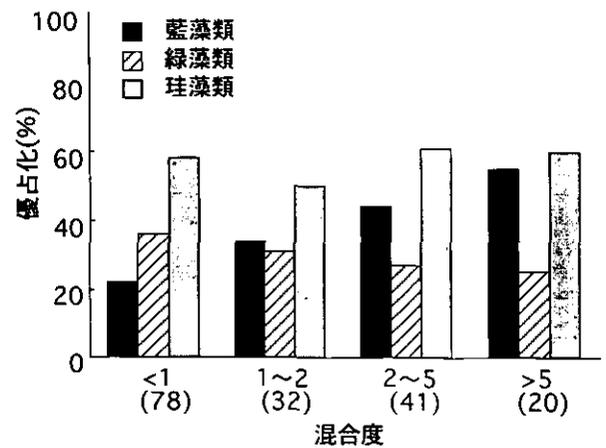
#### 5) 藍藻類の優占化と混合度との関係

藍藻類は混合度が大きくなるにつれて優占率が増加する傾向がみられた(図7)。緑藻類、珪藻類の優占率はほぼ一定であり、混合度の影響を受けないものと考えられた。藍藻類の優占率について検定を行ったところ、混合度 1 未満と 1 以上とでは有意差がみられた ( $\alpha < 0.01$ )。 *Microcystis* 属は、混合度の増加とともに優占率が増加する傾向にあった。また、*Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属は、混合度 2 以上で優占する傾向がみられた。  $T-P \geq 0.035 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の富栄養化した湖沼を対象とした場合、藍藻類は混合度 1 未満で優占率が約 20% と低く、1 以上で

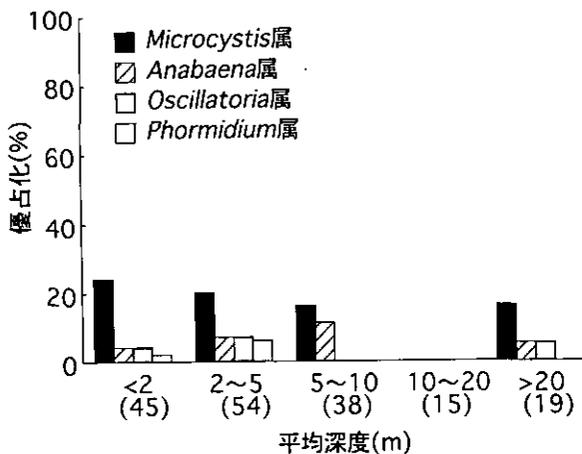
a) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



a) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



b) *Microcystis* 属, *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属



b) *Microcystis* 属, *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属

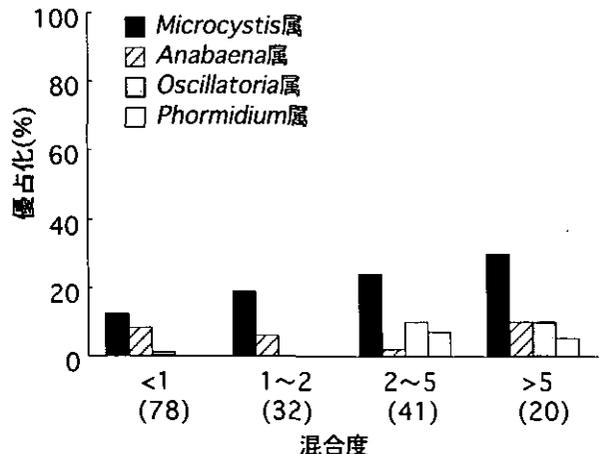


図6 平均深度と各藻類の優占率との関係 (括弧内の数字はその条件に対応する湖沼数を示す。)

図7 混合度と各藻類の優占率との関係 (括弧内の数字はその条件に対応する湖沼数を示す。)

急激に高まり約60%となった。全湖沼を対象とした場合と同様に混合度1未満と1以上では有意差がみられた ( $\alpha < 0.05$ )。 *Microcystis* 属は、全湖沼を対象とした場合と同様に混合度1以上で優占率が増加した。 *Anabaena* 属は2未満で優占率が高い傾向を示した。また、 *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属は全湖沼を対象とした場合と同様に、混合度2以上で優占する傾向がみられた。混合度が低いところで *Microcystis* 属が、混合度が高いところで *Oscillatoria* 属が優占するというEPAの報告があるが、混合度が高い条件下で *Oscillatoria* 属が優占する点で本解析結果と一致する。このように混合度の増加により、藍藻類の優占率が高まり、成層しない湖沼のほうが藍藻類の優占化に適しているものと推察された。

のかどうか、つまり各藍藻類の優占化と関係があるのかどうかを検定を行い調べた(表2, 表3)。数値は有意水準であり、数値が小さいほど環境因子と藍藻類の優占化との関係が強いことを示す。すべての湖沼を対象とした場合、リン濃度が高い湖沼を対象とした場合、ともに藍藻類の各環境因子の有意水準は、緑藻類や珪藻類に比べて非常に小さく、藍藻類の優占化に対して各環境因子の影響が大きかったことがわかった。特にすべての湖沼を対象とした場合、T-P, T-N, N/P比, 水温に関する有意水準が低く影響が大きかったことを示している(表2)。緑藻類は各環境因子において有意水準の値が高く、緑藻類の優占化にとって、これらの環境因子は重要でないことがわかった。珪藻類は、T-P, N/P比に関する有意水準の値が小さいが、図1と図2の結果をみる限りでは相関はみられない。 *Microcystis* 属について検定を行った結果、す

6) 環境因子の分割による優占率の違いの有意性評価  
各藍藻類の優占率が各環境因子の分割によって異なる

すべての湖沼を対象とした場合、N/P比、水温の有意水準が小さく、N/P比、水温は *Microcystis* 属の優占化にとって重要であることがわかった(表3)。 *Anabaena* 属の場合、N/P比に関する有意水準が低く、N/P比が最も重要であることがわかった。 *Oscillatoria* 属の場合、T-N、T-P、N/P比、混合度の有意水準が *Phormidium* 属の場合、T-P、N/P比、水温、混合度の有意水準が低く、これらの環境因子が優占化にとって重要な環境因子であることがわかった。また、藍藻類および4種の藍藻類の有意水準の値が深度より混合度の方が小さく、湖沼の形状的環境因子として深度よりも混合度の方が藍藻類の優占化と密接な関係にあることが推察された。

(3) まとめ

- 1) 藍藻類が優占化する上で窒素、リン濃度、N/P比、水温、深度、混合度といった環境因子が極めて重要であることがわかった。
- 2) 富栄養化した湖沼においてN/P比の増加に伴い藍藻類の優占率が高まる傾向にあることがわかった。
- 3) 水温の増加とともに藍藻類の優占率が高まる。特に *Microcystis* 属の優占率が30°C以上で急激に高まることがわかった。
- 4) 藍藻類の優占率は深度が深くなるにつれて低下する傾向にあることがわかった。
- 5) 混合度の増加とともに藍藻類の優占率が高まる傾向

表2 各環境因子の分割による藍藻類、緑藻類、珪藻類の優占率の相違に関する有意水準

環境因子	分割数	藍藻類	緑藻類	珪藻類
T-N	4	<0.005	<0.5	<0.75
T-P	5	<0.005	<0.25	<0.005
N/P ratio	5	<0.005	<0.75	<0.05
Wat. temp.	4	<0.005	<0.5	<0.25
Mean depth	5	<0.05	<0.25	<0.9
Mixing level	4	<0.025	<0.75	<0.9

表3 各環境因子の分割による藍藻類における優占率の相違に関する有意水準

環境因子	分割数	<i>Microcystis</i> 属	<i>Anabaena</i> 属	<i>Oscillatoria</i> 属	<i>Phormidium</i> 属
T-N	4	<0.25	<0.5	<0.025	<0.25
T-P	5	<0.5	<0.25	<0.005	<0.005
N/P ratio	5	<0.005	<0.1	<0.1	<0.1
Wat. temp.	4	<0.005	<0.75	<0.75	<0.1
Mean depth	5	<0.5	<0.75	<0.5	<0.5
Mixing level	4	<0.25	<0.75	<0.05	<0.1

向にある。特に、 *Oscillatoria* 属、 *Phormidium* 属は混合度が高い湖沼で優占化する傾向にあることがわかった。

本解析は1991年の夏季に行われた湖沼調査のデータに基づき解析・評価したものである。したがって、調査が藍藻類の中でも低温に適応した *Oscillatoria* 属や *Phormidium* 属よりも、高温に適応した *Microcystis* 属に有利な水温条件下で行われたと考えられる。しかし、アオコが一般的に夏季に発生することを考えると本解析でかなりの現象は解明できたものと考えられる。今後はさらに、水温が大きく影響する藻類についてN、P濃度、N/P比等とその優占化との関係について調べる場合、年間の季節変動のデータに基づく評価、解析する必要がある、かつそのようなデータベース化を行うことが必要と考えられる。また、本解析では藍藻類が優占化したかどうかについて評価してきたが、湖沼の一次生産による汚濁と環境因子の関係について考えた場合、各種環境因子とバイオマス量との関係を評価する必要があり、バイオマス量の指標となるクロロフィル *a* 等を含めたデータベースの作成が必要である。

2.1.2 富栄養化湖沼における有毒物質 Microcystin の挙動の解明

富栄養化湖沼で異常増殖する藍藻類によって生産される有毒物質は、人や動物に対し肝機能障害や神経障害などを引き起こすことから世界各地で問題となっている。我が国においても湖沼水を水道水源としている地域では水利用上の安全性が懸念され問題視されている。このシアンより強い毒性を有する Microcystin の現存量については藍藻類 *Microcystis aeruginosa* の発生量と密接に関与しているとの報告がある。そこで、都市に近接し、水道水源でもある霞ヶ浦を対象とし、夏季に藍藻類 *Microcystis aeruginosa* がアオコを形成する土浦港において Microcystin の挙動についての調査、解析を行った。

(1) 方法

1) 採取場所

アオコの採取場所は霞ヶ浦土浦港とし、アオコの集積の著しい表層水(0~10 cm)を平成8年7月から9月にかけて採取し、分析に供した。

2) 分析方法

採取した Microcystin が細胞内含有性の物質であることから藻体内および藻体外の Microcystin を測定した。測定は藻体外に溶出している Microcystin を評価するために試料をガラスフィルター(Whatman GF/C)でろ過し、Sep-Pak ODS (C18) で濃縮し、HPLC で Microcystin-RR, -YR, および-LR の分析を行った。さらに藍藻類藻体内に含有される Microcystin を評価するために試料中の藻体を超音波で破碎し Microcystin を溶出させ、破碎液を GF/C でろ過し同様に分析を行った。ここで得られた値と藻体外に溶出している Microcystin の値の差から藻体外の Microcystin を算出した。

アオコの発生量(集積量)についてはクロロフィル a を指標として評価した。

(2) 結果および考察

1) 霞ヶ浦集積アオコの特徴

試料採取期間中、霞ヶ浦土浦港においてアオコの発生が観察された。また、アオコを形成する藍藻類の優占種は *M. aeruginosa* であった。

2) Microcystin の藻体内含有特性

藻体内の Microcystin 濃度の総量(Microcystin-RR, -YR, -LR)は、アオコの発生が著しい7月28日に最も高い値を示し、なかでもマウスの LD<sub>50</sub> で 50~100 μg・Kg<sup>-1</sup> と極めて高い毒性を持つ Microcystin-LR の含有量が 16,000 μg・l<sup>-1</sup> を超えた(表4)。

3) *Microcystis* 属の増殖、消滅期の Microcystin 量の変化

藻体外の Microcystin 濃度はアオコの集積量が多い7月28日に高い値を示しているが、Microcystin をアオコの集積量当たりで比較すると(Microcystin/クロロフィル a 比(μg・l<sup>-1</sup>))7月28日における Microcystin 量は低く、アオコの消滅期に当たる9月3日に最も高い値を示した(図8)。

このようにアオコの集積部では Microcystin が高濃度に蓄積することがあり、アオコ発生の最盛期にはアオ

コの Microcystin 含有量が極めて高い値を示すこと、また、Microcystin/クロロフィル a 比の高いアオコの消滅過程においては湖沼水中への Microcystin の溶出が進行するため、この時期にアオコの集積する水域では湖沼中の Microcystin 濃度の上昇が懸念されることがわかった。

(3) まとめ

1) 霞ヶ浦土浦港においては湖心部から吹き寄せられて集積したアオコのほとんどが *M. aeruginosa* であることがわかった。

2) 藻体内の Microcystin 濃度はアオコの増殖最盛期において最も高い値を示すことがわかった。

3) 藻体内外の Microcystin 濃度はアオコの増殖・消滅期において変化することがわかった。

2.1.3 富栄養化がトリハロメタン生成能に及ぼす影響の解明

我が国の水道水の普及率は年々上昇し、現在では国民

表4 霞ヶ浦(土浦港)におけるクロロフィルaとMicrocystinの経日変化

採水日	クロロフィル a (μg・l <sup>-1</sup> )	Microcystin (μg・l <sup>-1</sup> )			
		RR	YR	LR	
96. 7. 28	51000	含有	5,026	894	16,300
		溶出	97	63	245
96. 8. 20	853	含有	9.2	5.8	12.8
		溶出	0.8	0	0.1
96. 8. 30	25200	含有	176.2	50.7	11.5
		溶出	15.2	30.2	2.7
96. 9. 3	150	含有	3.8	0.9	3.3
		溶出	1.9	2.5	0.7

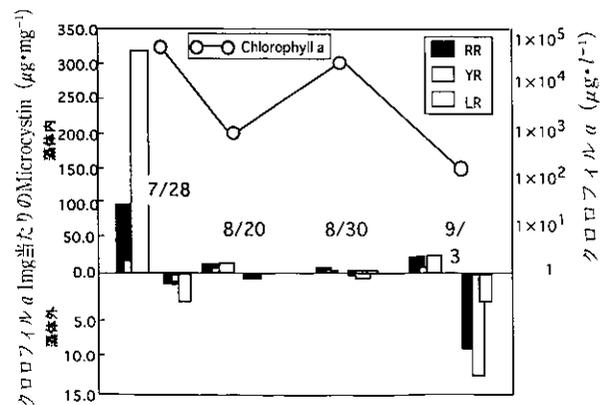


図8 霞ヶ浦(土浦港)におけるクロロフィル a 1 mg 当たりの Microcystin の変遷

のほとんどが利用できるようになった。しかしながら、湖沼等閉鎖性水域における富栄養化は、各水域で進行しており、そのような水域を上水の水源として利用しているところでは一次生産者等に関連した障害が水処理上大きな問題となっており、その対策に緊急を要している。上水源の約70%は河川および湖沼であり、特に都市部における水道水源の汚濁が進んでいる。その原因は、生活雑排水、工場排水からの有毒な化学物質や農薬等の顕在化、カビ臭物質産生藻類の異常増殖等によるものである。しかも、年々水道水の使用量は増加する一方である。その反面、水道水の原水として長期的、しかも安定的に安全な水質を確保することが重要な課題となっている。したがって、原水水質の抜本的改善が急務である。

現在、このような汚濁した水域を水道水源として利用しているところでは、藻類や微生物による代謝産物等の溶解性有機物や難分解性有機物の増大が問題となっている。すなわち、浄水処理の過程で塩素処理が行われる際、発がん性が指摘されているクロロホルムをはじめとするトリハロメタン (THM) 等の有機塩素化合物の増加が促進される。

そこで本研究では、藻類に起因する有機物の変化の著しい霞ヶ浦を対象とし、主に出現する藻類である、*Phormidium* 属、*Microcystis* 属、*Oscillatoria* 属等に注目し、これらの藻類由来の有機物が THM 生成能に及ぼす影響を明らかにすることを目的として検討を行った。

### (1) 実験方法

#### 1) 供試藻類

霞ヶ浦において時期に応じて主に優占して出現している藍藻類の *Phormidium tenue*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria mougeotii*, 緑藻類の *Scenedesmus acuminatus* を分離培養したものを用いた。

#### 2) 培養条件

各種藻類の培養は、あらかじめ 300 ml 三角フラスコで前培養を行った後、その全量を 10 l 培養槽に添加して培養を行った。各藻類の培養は、*Microcystis aeruginosa* は 30°C、他の藻類は 20°C の恒温室内で、照度 2,000 ルクス、12 時間ごとの明暗サイクル、通気量 100 ml・min<sup>-1</sup> でばっ気し静置条件で行った。なお、供試培地は、無機栄養塩を含む M11 培地をオートクレーブ滅菌後使用した。なお、本培地は供試藻類のすべてに適していたため

用いた。M11 培地の組成を表 5 に示した。

### 3) 測定項目

測定項目は、各種藻類の培養過程におけるクロロフィル *a*, E<sub>260</sub>, DOC, THM 生成能とした。DOC は Whatman GF/C でろ過したものを検水とした。試料は、あらかじめ培養ビンにサンプリング用のチューブを組み込み、攪拌した後採水した。なお、クロロフィル *a*, THM 生成能は上水試験法に準じて測定した。THM 生成能は検水に次亜塩素酸ナトリウム溶液を段階的に注入し、pH 6.8~7.2 に調整した。その後、20°C で 24 時間静置し、遊離残留塩素が 1~2 mg・l<sup>-1</sup> となった試料について生成した THM をヘッドスペース法により GC-ECD を用いて測定した。GC-ECD の設定条件を表 6 に示した。

### (2) 結果および考察

#### 1) 藻類培養過程における有機物濃度変化

藻類培養過程におけるクロロフィル *a* 濃度の変化を図 9 に示した。種の違いによりクロロフィル *a* 濃度の増加に著しい差がみられ、特に糸状性藍藻類の *Phormidium tenue* の増殖能が極めて高く、約 1,900 μg・l<sup>-1</sup> にも達した。一方、同様の糸状性藻類である *Oscillatoria mougeotii* は本条件では増殖のピークが 42 日目となり、*Phormidium tenue* と比べ定常期に達するのが遅く、また、その濃度は約 900 μg・l<sup>-1</sup> でありほぼ半分程度であった。これに対し緑藻類の *Scenedesmus acuminatus* は、増殖ピークは 21 日と最も早かったが、クロロフィル *a* 濃度は最も低いことがわかった。

藻類培養過程における有機物濃度の経日変化を図 10 に示した。有機物量は THM 生成と関連する DOC, E<sub>260</sub> で評価した。いずれの藻類も培養初期の濃度は低かったが、クロロフィル *a* 濃度が減少し始めるほぼ 30 日目以降、*Microcystis aeruginosa*, *Phormidium tenue* では DOC, E<sub>260</sub> ともに著しく高まる傾向が見られた。これは、

表 5 M11 培地の組成

Index	Dosage
NaNO <sub>3</sub>	0.10g
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0.01g
MgSO <sub>4</sub> ・7H <sub>2</sub> O	0.075g
CaCl <sub>2</sub> ・2H <sub>2</sub> O	0.040g
Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	0.020g
Fe・citrate	0.006g
Fe・EDTA・2H <sub>2</sub> O	0.001g
Distilled Water	1l

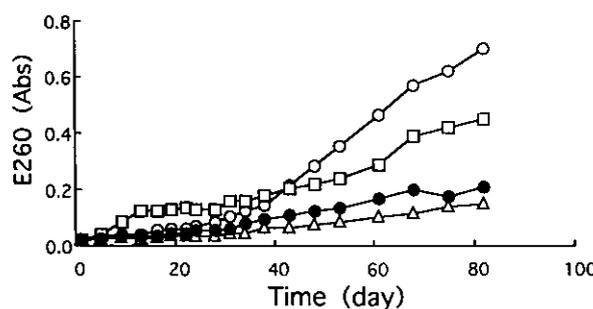
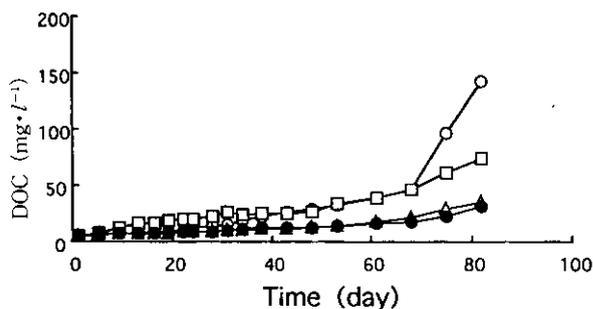
代謝産物はもとより、藻類が死滅した後の細胞からの溶出物質が溶存性、難分解性の有機物濃度の増加に及ぼす影響が大きいものと考えられた。また、緑藻類の *Scenedesmus acuminatus* においてクロロフィル *a* 濃度が低いにもかかわらず、DOC 濃度が *Oscillatoria mougeotii* とそれほど差が見られなかったのは、藻体の有する有機物量が多いこと、あるいは代謝産物としての有機物量が多いのではないかと考えられる。

## 2) 藻類培養過程における THM 生成能の変化

藻類培養過程における THM 生成能の変化を図 11 に示した。各藻類とも培養初期における THM 濃度は低かったが、20 日目以降から著しい増加がみられたことが注目される。特に *Scenedesmus acuminatus* は図 10 に示したように DOC,  $E_{260}$  の値が低いにもかかわらず、THM 生成能が約  $5,700 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  となり最も高いことが明らかとなった。なお、ここで生成した THM の大部分は  $\text{CHCl}_3$  であり、 $\text{CHBrCl}_2$  をわずかに含むが、他の  $\text{CHBr}_2\text{Cl}$ ,  $\text{CHBr}_3$  は検出されなかった。

藻類ごとにクロロフィル *a* と THM 生成能との関係を調べたところ、藻類増殖期では関連がみられたものの、分解期（死滅期）ではいずれも関連性が認められなかつ

た。一方、DOC と THM 生成能との関係を調べたところ関連性が認められ、各藻類とも、DOC の増加に伴って THM 生成能が高まることが明らかとなった。そこで、THM 生成能の最も高い 74 日目における  $\text{DOC}1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  当たりの THM 生成能に着目した(図 12)。本実験条件下では 3 種の藍藻類に比べ緑藻類の *Scenedesmus acuminatus* は、THM/DOC が極めて高いことが明らかとなり、*Scenedesmus acuminatus* からの細胞溶出物質に THM 生成能の高い物質が含まれているものと推定された。また、これに対し、*Microcystis aeruginosa*,

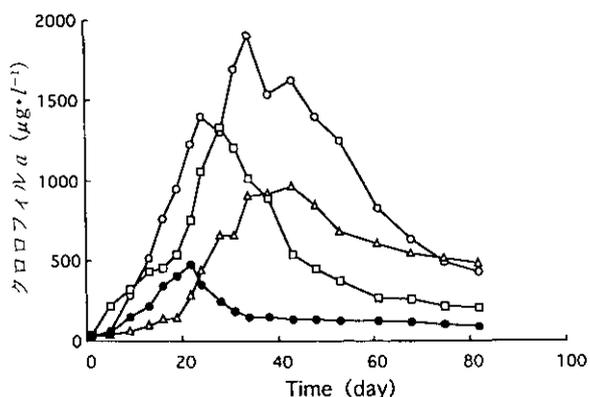


○—○ *Phormidium tenue* □—□ *Microcystis aeruginosa*  
△—△ *Oscillatoria mougeotii* ●—● *Scenedesms acuminatus*

図10 藻類培養過程における DOC と  $E_{260}$  の変化

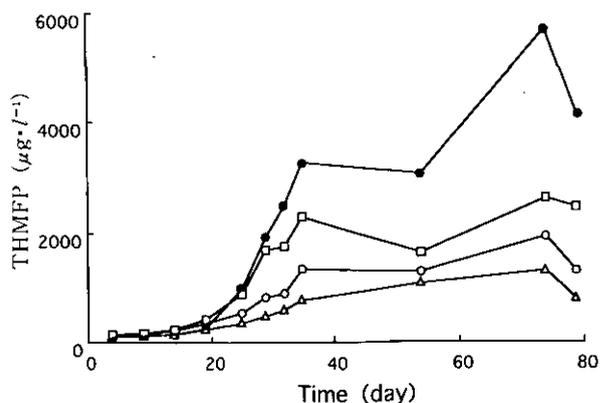
表 6 ECD-GC 分析条件

column	Silicom DC-550 (3 m)
oven	90°C
injection	120°C
detector	150°C
carrier gas	$\text{N}_2$
carrier gas rate	$40\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$



○—○ *Phormidium tenue* □—□ *Microcystis aeruginosa*  
△—△ *Oscillatoria mougeotii* ●—● *Scenedesms acuminatus*

図 9 藻類培養過程におけるクロロフィル *a* 濃度変化



○—○ *Phormidium tenue* □—□ *Microcystis aeruginosa*  
△—△ *Oscillatoria mougeotii* ●—● *Scenedesms acuminatus*

図11 藻類培養過程における THM 生成能の変化

*Phormidium tenue* は、DOC、 $E_{260}$  が高いにもかかわらず、THM/DOC が低かったのは、DOC  $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  当たりの THM 生成能を増大させる成分が緑藻類の *Scenedesmus acuminatus* に比べ少ないものと考えられる。藻類と THM 生成能の関係について、Oliver らは、クロロホルムの生成量は藻類の種類に依存しないことを示し、一方福島らは、藻類の種類の違いはもとより、藻類の増殖、消滅過程での溶出有機成分との関係を指摘している。本実験からは藍藻類と緑藻類間で極めて THM 生成能が異なることが明らかとなった。

これら各種藻類培養過程において生成した THM 濃度は、我が国の水道水中の THM 制御目標値である  $100 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  を大幅に超える値であった。自然界ではここまでの藻類の異常増殖はほとんど起こらないものと思われるが、このことから、藻類の異常増殖が水道水へもたらず障害の大きな要因となっていることがわかる。したがって、藻類の極めて増殖している水域では、THM 生成能は藻類由来の有機物量を把握することはもとより、その除去対策が重要となる。

### (3) まとめ

1) 藻類の種類の違いにより代謝、溶出される有機物量およびその構成成分が異なり THM 生成能に影響を与えることが明らかとなった。

2) 藻類に起因する溶溶性、 $E_{260}$  で評価した難分解性の有機物濃度の増加には、代謝産物はもとより、藻類が死滅した後の細胞からの溶出物質の及ぼす影響が大きいものと考えられた。

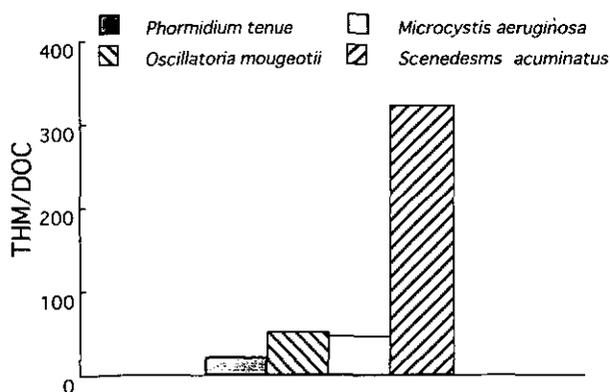


図12 藻類による THM 生成能の比較

## 2.2 水質問題の将来予測

### 2.2.1 生活排水における発生および排出負荷の将来予測

水環境保全のための基本的な対策としては下水道整備が挙げられるが、平成8年度3月末55%の処理人口普及率を今後早急に伸ばすことは財政的視点からみても、傾斜地の多い我が国の国土条件から見ても極めて困難であるのが現状である。平成6年度末に東京都区部の普及率が100%に達し、また横浜市、名古屋市、京都市、北九州市など大都市圏の普及率も軒並み95%を超えている。これはもっぱら投資効率の高い大都市部での下水道の整備が進められてきたことを意味し、中・大規模生活排水処理施設は、我が国のインフラストラクチャーの整備として重視されてきた。

しかし、下水道整備に未着手の市町村が1,200以上もあり、未処理で垂れ流されている生活雑排水の水環境に与える影響は極めて大きいものとなっている。実際、中小都市河川ではこうした未処理放流される生活系小規模排水が原因となって、BODが  $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  を超える河川、また CODが  $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  を超える湖沼が我が国には多く存在する。

生活系小規模排水とは、家庭から排出される生活排水、501人槽未満の浄化槽および水質汚濁防止法により規制を受けない  $50 \text{ m}^3$  未満の有害物質を含まない小規模事業場排水を意味するが、こうした生活系小規模排水対策を必要とする中小の都市においては、従来の大規模集中型の画一的な下水道を普及する施策は必ずしも適切とはいえず、排水特性、地域特性に合致した小規模分散処理施設の普及が図られてきた。

合併処理浄化槽は、小規模分散型処理施設として下水道の普及を早急に見込めない地域において生活排水対策の要であると同時に、単独処理浄化槽が平成7年の生活環境審議会の答申において、3年後を目途に全廃が打ち出されており、今後益々合併処理浄化槽の設置促進が各地方自治体で急速に進むことが予想される。さらに、水環境保全上、700万基以上も普及している単独処理浄化槽の合併処理浄化槽への置換えに対する要望も益々強くなるものと考えられる。また、安全で衛生的な身近な水辺の保全、水道水源の保全等から厳しい上乘せ基準を課す地方自治体が増えており、滋賀県のように平成8年度より県内全域で下水道未整備地域での新築住宅について高度な合併処理浄化槽の設置を条例で義務づけるといっ

た施策を打ち出し、生活雑排水により汚濁の進む琵琶湖の保全を図っていく例も見られる。

このような、生活排水対策における行政的取り組みの変化を考慮し、生活排水対策としての下水道、合併処理浄化槽、単独処理浄化槽の普及の将来予測とそれらの処理施設から公共用水域へ放流される処理水の汚濁負荷量についてシミュレーションを行い、将来の水質問題および公共用水域の水質保全を図る上での現状の対策の問題点を検討した。

(1) 生活排水処理施設の現況

1) 汚水衛生処理率

生活排水処理施設の普及状況を示す資料としては、自治省調べによる汚水衛生処理率がある。各省でまとめている各生活排水処理施設の普及状況と必ずしも一致していないが、各生活排水処理施設の普及状況を総合的にまとめた公的資料としては唯一のものである。平成3年度から平成5年度の3年間の汚水衛生処理率を示すと表7のとおりである。

2) 水洗化人口

下水道と浄化槽の普及状況を示す統計として、厚生省編「日本の廃棄物処理」のし尿処理の状況に示される水洗化人口の統計がある。水洗化人口は下水道水洗化人口と浄化槽水洗化人口に分けられるが、法的には農業集落排水施設やコミュニティ・プラントも浄化槽に含まれるので、下水道水洗化人口以外の水洗化人口は浄化槽水洗化人口になる。平成元年度からは合併処理浄化槽の水洗化人口も収録されている。元年度以降の水洗化人口の推移をみると表8のようになる。

3) 住宅の水洗化率

厚生省の水洗化人口の統計とは別に、総務庁が5年ごとに調査している住宅統計調査で、住宅の水洗化率も調査されている(表9)。この調査では無届けで設置されている浄化槽も含まれるので、厚生省の人口の水洗化率より高い水洗化率になっている。

4) 下水道普及率

建設省および下水道協会調べによる下水道の普及状況を、都市の人口規模別にみると人口100万人以上では95%を超えているが、5万人以下では13%にすぎず、実施都市数も1,662カ所で総都市数3,236カ所の51%にすぎない(図13)。

5) 浄化槽の設置数等

平成元年度から平成5年度までの浄化槽の設置基数、新設基数、出荷数の推移を見ると、表10のとおりである。

(2) 生活排水処理施設の普及状況の将来予測

前節においてまとめた生活排水処理施設の現況に関するデータを基に、各生活排水処理施設が2005年までにどの程度普及しているかを予測した。

1) 下水道の見通し

欧米先進諸国の下水道普及率が80~90%の高い率であるといっても、その内容は農林下水道、浄化槽等も含んでいるためであって、日本の公共下水道に該当する下水道の普及率は60%前後であると言われている。

ここ数年の下水道普及率の伸びは、年間1.7ポイント程度であるので、このまま普及が伸びると、10年後の2005年度頃には70%の普及率に達するとみられるので、21世紀初頭で70%の目標は達成すると考えられる。

表7 汚水衛生処理率の推移

年 度		平成4年3月末		平成5年3月末		平成6年3月末	
		人 口 (千人)	処理率 (%)	人 口 (千人)	処理率 (%)	人 口 (千人)	処理率 (%)
行政区域内人口		124,889	100.0	125,314	100.0	125,688	100.0
処 理 人 口	公共下水道	49,702	39.8	52,018	41.5	54,787	43.6
	農業集落排水施設	239	0.19	311	0.25	407	0.3
	漁業集落排水施設	18	0.01	21	0.02	22	0
	コミュニティ・プラント	498	0.40	488	0.39	482	0.4
	合併処理浄化槽	5,250	4.20	5,944	4.74	6,258	5.0
衛生処理人口合計		55,707	44.6	58,782	46.9	61,957	49.3

しかし、市街地の人口が増えても70%程度であることを考えると、公共下水道をそれ以上普及させるのは困難であり、農業集落排水等の分野へも範囲を拡大することで普及率の向上を図らざるを得ないようになるとみられる。

### 2) 農業集落排水施設の見通し

農林水産省の10カ年計画では平成14年度までに、約3万5千集落を整備することを目標にしている。農業集落のうち人口が集中し、都市化の進んでいる規模の大きなものは、かなりの部分が下水道で行われることになることも予想される。

### 3) 下水道と農業集落排水施設の見通し

すでに、全県域汚水処理適正化構想がまとめられている県の構想の内容をみると、下水道が80~90%(富山、三重、静岡、兵庫県)、農業集落排水施設も25~29%(秋田、島根県)と過大とみられるものが多い。

富山県の砺波平野は散居型の農村として知られてい

(平成5年度末)

【主な都市】	人口規模						計
	100万人以上	50~100万人	30~50万人	10~30万人	5~10万人	5万人以下	
東京都区部 横浜府 京都市 名古屋市 大阪市 神戸府等	95	63	57	53	39	13	
仙台府 新潟府 富山府 長野府 岐阜府 静岡県等							
旭川市 平塚市 富山市 長野市 静岡市 姫路市等							
土浦市 小松市 宇都宮市 宇津市 今治市等							
宇都宮市 松江市 伊予市 新居市 高松市等							
原市 高松市 大井町 新居町 和賀町 平井町 長野町等							
処理人口普及率	95	63	57	53	39	13	(全国平均 49%)
人口規模	100万人以上	50~100万人	30~50万人	10~30万人	5~10万人	5万人以下	計
総人口(万人)	2,478	596	1,742	2,501	1,564	3,551	12,432
処理人口(万人)	2,350	377	996	1,322	607	455	6,107
総都市数	11	9	45	15	227	2,791	3,236
実施都市数	11	9	45	153	220	1,224	1,662
供用都市数	11	9	45	150	199	670	1,084

図13 都市規模別下水道実施状況

- 注) 1) 総都市数3,236の内訳は、市664、町1,993、村579(東京区部は市に含む)。  
2) 実施都市数は、公共下水道または特定環境保全公共下水道実施市町村数。  
\*平成7年度末:54%

表8 水洗化人口の推移

年度		平成元年	平成2年	平成3年	平成4年	5年間の増加数	年平均増加数
総人口(千人)		123,137	123,529	124,150	124,591	2,404	481
水洗化人口千人	公共下水道	44,851	47,802	50,017	52,315	12,514	2,503
	浄化槽内合併処理	33,765 ( 8,675)	33,594 ( 7,983)	34,331 ( 7,215)	34,824 ( 7,767)	1,288	258
	合計	76,616	81,396	84,349	87,139	13,802	2,760
水洗化率%	公共下水道	36.4	38.7	40.3	42.0	9.4	1.88
	浄化槽内合併処理	27.4 ( 7.0)	27.2 ( 6.5)	27.7 ( 5.8)	28.0 ( 6.2)	0.6	0.12
	合計	63.8	65.9	67.9	70.0	9.9	1.98

表9 住宅の水洗化率の推移

(単位:%)

年次	昭和53年	昭和58年	昭和63年	平成5年	昭和58~平成5年の年平均増加数
住宅の水洗化率	45.9	58.2	66.4	75.6	1.74

表10 浄化槽の設置基数の推移

年度	平成元年度	平成2年度	平成3年度	平成4年度	平成5年度	
浄化槽設置基数	6,603,209	6,844,904	6,998,337	7,261,752	7,513,061	
内訳	単独処理	6,449,080	6,637,654	6,723,666	6,899,391	7,042,581
	合併処理	154,129	207,250	274,671	362,361	470,480
	50人槽以下	41,124	83,189	139,786	214,851	312,317
	51人槽以上	113,005	124,061	134,885	147,510	158,163
合併処理割合	2.3%	3.0%	3.9%	5.0%	6.3%	

て、本来なら典型的な合併処理浄化槽対象地域であるが、農家の面積が大きいこと、処理対象人員が実人員を大幅に上回り、実人員一人当たりの合併処理浄化槽設置費が下水道の一人当たり建設費より多くなってしまったため、合併処理浄化槽の対象でなく下水道の対象にされている。この場合、住宅の延べ面積による現行の浄化槽処理対象人員算定基準を実使用人員に合わせたものによれば、下水道対象地域から合併処理浄化槽対象地域に変更される可能性が高い。

また、大阪府では、これまで下水道の100%普及を目標にしていたが、人家の密集している下水道に適した地域に下水道が普及し、残された下水道未普及地域に下水道普及するには、管渠の延長が長くなり、経済的にも高価で非効率的なものになってきたことから、計画を変更して下水道普及率を90%に変更し、合併処理浄化槽や農業集落排水施設等の普及に力を入れることになっている。

#### 4) 浄化槽の見通し

現況においては、合併処理浄化槽、単独処理浄化槽ともに設置数が伸びているが、これは下水道未整備地域における水洗化率の上昇が著しいためである。ここで問題となるのは単独処理浄化槽の取り扱いである。

単独処理浄化槽は、生活排水処理対策上では役に立たないどころか、水質汚濁の原因となるものであるため、早急にその対策を講ずることが必要とされている。そうしたことから厚生省でも「単独処理浄化槽に関する検討会」の報告に基づいて、単独処理浄化槽の新設の抑制、既設単独処理浄化槽の合併処理浄化槽への切り替えの促進等に関する具体的方策を検討した。このようなことから予測においては次の2ケースを想定した。

ケースⅠ：次に示すように単独処理浄化槽の規制が進められる。

##### (a) 単独処理浄化槽の新設抑制

- ① 合併処理浄化槽設置整備事業を実施している地域から単独処理浄化槽の新設を抑制し、抑制地域が拡大されていく。
- ② 1999年度からは全面的に廃止される。

##### (b) 既設単独処理浄化槽

- ① 下水道計画区域内に設置しているものは廃止される。既設槽の約7割は下水道計画区域内に設置されていると推定した。
- ② 下水道計画区域外や合併処理浄化槽整備地域に設

置されている単独処理浄化槽（既設槽の約3割と推定）は、合併処理浄化槽などへの転換・改善を推進し、2010年にはなくなるようにする。

ケースⅡ：現況の傾向から将来予測を行う。この場合、単独処理浄化槽の新設抑制、既設単独処理浄化槽の合併処理化は行われぬこととする。

#### (3) 生活排水処理施設の普及状況の予測結果

トイレの水洗化率はここ数年、年2~3%の上昇をみせており、2005年には約96%（ケースⅠ）、約98%（ケースⅡ）の水洗化率に達することが予測された。この水洗化率は下水道と浄化槽の普及によるものであるが、下水道の普及率については、ケースⅠでは単独浄化槽の規制を考慮した場合の各処理施設の伸びから推定し、ケースⅡでは水洗化率の推移を推定し、そこから浄化槽分を差し引いて計算した値であるため、若干の差が生じた。しかしながら、3ポイントとわずかな差であり現状（1993年度実績）より約1.6倍に増加するものと予測された。

一方、浄化槽の普及に関しては、ケースⅠにおいては処理人口比で現状とほとんど変わらない（2ポイント増）のに対し、ケースⅡにおいては23ポイント増と、浄化槽の役割が大きくなることが予想された（表11）。これは、ケースⅠにおいて単独処理浄化槽の新設禁止および単独の合併化措置がとられることにより、単独処理浄化槽処理人口が60%弱減少するのに対し、ケースⅡでは、単独処理浄化槽処理人口がほぼ横ばい（6ポイント増）で、合併処理浄化槽処理人口が89%増加すると予想されるためである。ケースⅡにおいては、単独処理浄化槽の新設禁止等の規制が行われなくてもほとんど増加しないという予測結果となった。実際、単独処理浄化槽人口の伸びは現状でも頭打ちの傾向をみせており、現在の制度化においても新設される浄化槽の合併処理化が進み、かつ単独処理浄化槽普及地域への下水道の普及が特に都市周辺で進んでいることの現れであろう。

しかしながら、ケースⅡにおいて予測された2005年には水洗化率が98%以上となる状況において、単独処理浄化槽人口23%から生活雑排水の垂れ流しが続くことは、水環境への多大な負荷となると考えられる。

#### (4) 生活排水から排出される負荷の将来予測

前節において検討した生活排水処理施設の普及状況の将来予測結果のケースⅡを基に、生活排水から排出され

る負荷の将来予測を行った。用いた原単位は発生負荷として BOD: 40 mg・人<sup>-1</sup>・日<sup>-1</sup>, TN: 10 mg・人<sup>-1</sup>・日<sup>-1</sup>, TP: 1 mg・人<sup>-1</sup>・日<sup>-1</sup> である。また、各生活排水処理施設の除去率は表 12 のとおりである。

発生負荷の推移について予測した結果を図 14 に示す。全体の発生負荷は人口の伸びが少ないためほとんど増加しないが、生活排水処理施設の普及によってし尿処理場で処理される割合が非常に小さくなり、この分下水道および合併処理浄化槽で処理されることとなる。これに対する排出負荷の推移を図 15 に示した。水洗化に伴って生活雑排水垂れ流しの状況は改善される方向に向かう。このことによって下水道、浄化槽およびし尿処理場から排出される汚濁負荷は BOD について 2,095 t/日 (1993 年) から 1,384 t/日 (2005 年) と 2/3 に削減される。

一方、TN は 776 t/日から 985 t/日、TP は 77 t/日から 88 t/日と増加し、N、P に関しては汚濁負荷の増加が予

想される。この原因は現状の下水道、合併処理浄化槽とも、N、P 除去率が小さく (予測においては TN 27%、TP 37% の除去率を使用した)、し尿処理場での N、P が非常に高度に処理されている (予測においては TN 100%、TP も 100% の除去率を使用、生活雑排水の垂れ流し分を差し引いて考慮しても除去率はそれぞれ 80% と 60%) 状況下で、下水道、合併処理浄化槽の普及はむしろ富栄養を促す方向に働くことが予想された。特に窒素に関しては、現在の下水道処理、合併処理浄化槽は除去率が低く、加えて単独処理浄化槽においても除去率は 10% とほとんど除去されないことから、排出負荷は 27% 増と予測された。またリンに関しては 14% 程度の増加が見込まれ、富栄養化の一層の進行が懸念される結果となった。このことから、生活雑排水を垂れ流す単独処理浄化槽に対しての規制はもちろんのこと、下水道、合併処理浄化槽においても高度処理化を図ることの重要性は明らかで

表11 衛生処理人口の現状と今後の見通し

(人口の単位：千人)

年 度	現状(自治省調べ汚水衛生処理人口)				2005年					
	2年度	3年度	4年度	1993年 5年度	ケース I		ケース II			
					人口	割合	人口	割合		
総 人 口	124,290	124,899	125,314	125,688	129,300	100	129,300	100		
汚水衛生 処理人口	下水道処理人口	47,384	49,702	52,018	54,787	87,900	68.0	84,063	65.0	
	合併処理 浄化槽 処理人口	大・中規模 合併処理浄化槽	795	755	820	911	5,800	4.5	-	-
		小規模 合併処理浄化槽	4,878	5,250	5,944	6,258	18,700	14.5	-	-
		合計	5,673	6,005	6,764	7,169	24,500	18.9	13,524	10.5
単独処理浄化槽処理人口	25,611	27,116	27,650	28,000	11,500	8.9	29,800	23.0		

表12 生活排水処理施設の除去率

	BOD(%)	TN(%)	TP(%)
下 水 道	90	27	37
合併処理浄化槽	90	27	37
単独処理浄化槽	21	10	15
し尿処理浄化槽	32.5	80	60
高度処理*	95	80	90

\* 高度処理は下水道、合併処理浄化槽において高度処理を行った場合

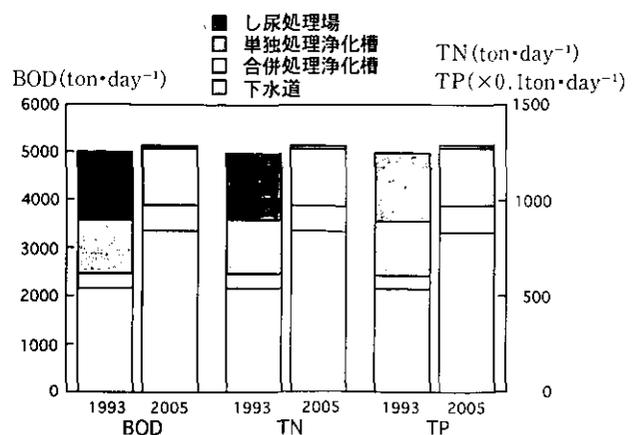


図14 生活排水からの発生負荷の推移

あり、高度処理化に向けての早急な対策が必要である。

次に新たな生活排水対策として単独処理浄化槽の合併処理化に伴う汚濁負荷削減効果(ケース I)、下水道および合併浄化槽の高度処理化に伴う汚濁負荷削減効果(ケース II)について、ケーススタディーを行った。高度処理における除去率は表 12 の値を想定した。結果を図 16 に示す。ケース I では、BOD 削減効果は約 12% とあまり期待されないものの、TN、TP はそれぞれ約 45%、51% と大幅に削減され、下水道の高度処理化によって富栄養化の状況が大きく改善されるであろうことを予想させる結果となる。一方、ケース II では、BOD について 1,384 t/日 が 561 t/日 と約 60% の負荷削減効果が認められ、単独処理浄化槽の合併処理化は有機汚濁負荷対策として非常に有効であることがわかる。しかし TN、TP はそれぞれ約 5%、7.5% の負荷削減効果にとどまることとなる。ここで下水道のみの高度処理化を図り、単独処理浄化槽は合併化するものの合併処理浄化槽は高度処理化しないものとして負荷を試算(ケース III)すると、BOD についてはケース II と、TN、TP についてはケース I とほぼ同様の状況になることがわかる。つまり、有機物負荷対策としては単独処理浄化槽の合併処理化が、N、P 負荷対策としては下水道の高度処理化が非常に重要である。さらにケース IV で合併処理浄化槽の高度処理化を検討したところ、N について 47%、P について 67% の負荷削減効果が認められた。したがって合併処理浄化槽の普及に当たって、高度処理化へどのように導いていくのかは、将来というよりは現状において差しせまった課題として、対応が求められているといえよう。

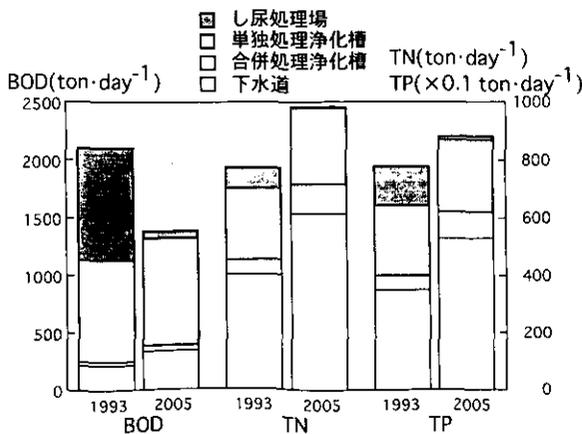


図15 生活排水処理施設からの排出負荷の推移

(5) まとめ

1) 2005 年における生活排水処理施設の普及状況を予測した結果、単独処理浄化槽の新設禁止等の規制がなくても、単独処理浄化槽処理人口の伸びはみられず、し尿

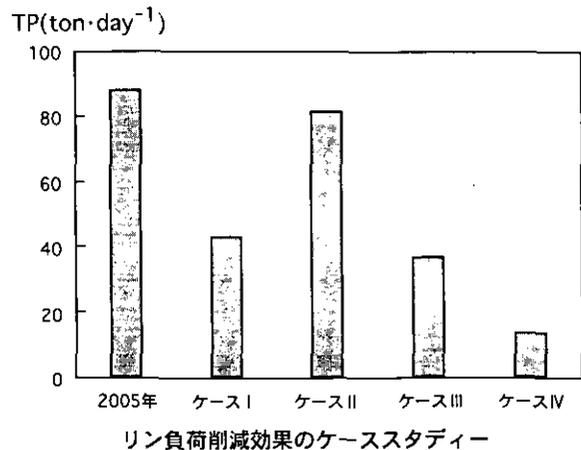
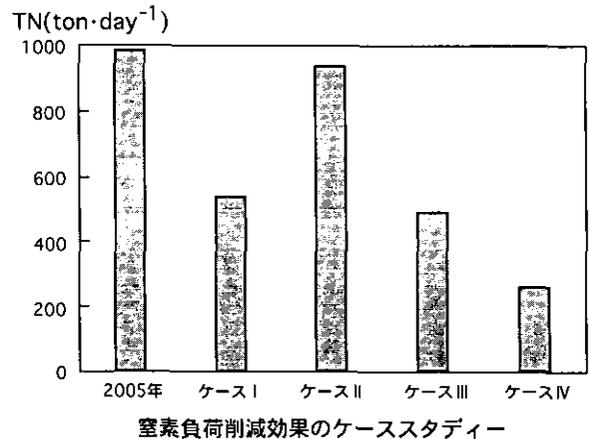
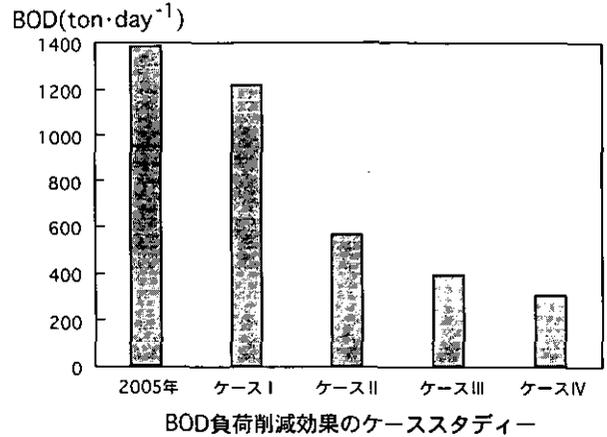


図16 各生活排水対策における負荷削減効果のケーススタディー  
 2005年までの対策として  
 ケース I：下水道の高度処理化  
 ケース II：単独処理浄化槽の合併処理浄化槽化  
 ケース III：ケース I + ケース II  
 ケース IV：ケース III + 合併処理浄化槽の高度処理化

処理人口が減少する分、下水道処理人口および合併処理浄化槽処理人口が増加すること、単独処理浄化槽の規制が行われた場合は、合併処理浄化槽の普及がはかられることが示された。

2) 水洗化率の上昇に伴い、未処理雑排水が処理されることでBOD排出負荷は削減されるものの、N、Pに関しては、現状の下水道および合併処理浄化槽の除去率が低いために、負荷が増加し、富栄養化対策としては高度処理が必須であることが示された。

## 2.2.2 藍藻類の増殖特性からみた優占種の予測に関する実験的検討

富栄養化した湖沼では様々な藍藻類が出現し、共存して出現する現象および藍藻類間での種の変遷が見られ、複数の藍藻類が相互作用を及ぼしあっている。全国湖沼データを解析した結果から、藍藻類の優占化と窒素濃度、リン濃度、水温、N/P比等の間に密接な関係があることが明らかになった。さらに前節では水環境へのN、P等栄養塩負荷が増加する可能性が指摘された。藍藻類の優占化機構の解明を進めていく上では代表的な藍藻類を混合培養し、相互作用が存在する条件下で、優占化の特性と重要な環境因子との関係について検討する必要がある。そこで本節では、代表的な藍藻類として *M. aeruginosa* と *P. tenue* を、ケモスタットを用いて混合培養し、N/P比、水温といった環境因子の違いにより、混合培養系において藍藻類がどのような挙動を示すのか、優占種がどうなるのか、どのような条件下で共存できるのかについて検討を行った。ここでN/P比、水温に注目したのは、N/P比が、霞ヶ浦における *Microcystis* 属から *Phormidium* 属といった糸状性藍藻類への優占種の変遷の原因ではないかと考えられているためである。

### (1) 実験材料と方法

#### 1) 供試藻類

供試藻類として藍藻類 *Microcystis aeruginosa* および *Phormidium tenue* を用いた。ともに霞ヶ浦から分離したものであり、*M. aeruginosa* は国立環境研究所微生物系統保存施設から分譲を受けたものである。

#### 2) 培地

連続混合培養系ではM-11培地の窒素濃度、リン濃度を調整したものをを用いた。培養開始時のケモスタット内の培地は、硝酸性窒素濃度：1 mg・l<sup>-1</sup>、リン酸態リン濃

度：0.1 mg・l<sup>-1</sup>に調整した。また、供給培地はリン酸態リン濃度を0.1 mg・l<sup>-1</sup>に固定し、硝酸性窒素濃度を0.5, 1, 2, 4 mg・l<sup>-1</sup>と変化させ、N/P比を5, 10, 20, 40の4段階に設定したものをを用いた。

#### 3) 培養条件

前培養はM-11培地で行った。接種藻類は前培養を約2週間前に行った対数増殖期のものとした。接種は *M. aeruginosa*, *P. tenue* とともに接種後の乾燥重量が0.1 mg・l<sup>-1</sup>になるように行った。培養は容積1.3 lの連続培養装置を用いて行った。扁平培養びんに所定の濃度に設定した培地を1.3 l分取し、各藻類を接種した後、20, 25, 30°Cの水浴中に設置し、新鮮な培地を希釈率が0.1 d<sup>-1</sup>になるように一定量、一定時間おきに流入させた。照射は白色蛍光灯により行い2000ルクスの連続照射とし、また培養液中を完全に混合するために無菌空気によりエアレーションを行った。

培養開始後、流出液中の制限基質濃度、培養液中の藻類個体数について、1日おきに測定を行った。硝酸性窒素濃度、リン酸態リン濃度はTRAACS 800 (ブランルーベ社製)により測定を行った。藻類個体数は顕微鏡観察により求め、あらかじめ求めておいた個体数と乾燥重量の関係から、乾燥重量に換算した。

### (2) 結果および考察

#### 1) 連続混合培養系における藍藻類の増殖特性

20°Cではすべての供給N/P比において *M. aeruginosa* よりも *P. tenue* が速やかに増殖し、優占した(図17)。*M. aeruginosa* の藻体量は各条件でほぼ1 mg・l<sup>-1</sup>であった。*P. tenue* の藻体量は供給N/P比が高まるにつれて増加し、供給N/P比40では最大で50 mg・l<sup>-1</sup>に達した。

25°Cではこの2種の藻類は6日目までほぼ同じ速度で増殖した(図18)。しかし供給N/P比5, 10, 20では6日以降、*P. tenue* が減少した。*M. aeruginosa* の藻体量は10日以降、各供給N/P比において藻体濃度が安定し、供給N/P比10と20で高く10 mg・l<sup>-1</sup>を超えた。供給N/P比40において10日以降、*P. tenue* の藻体量が *M. aeruginosa* を上回り10 mg・l<sup>-1</sup>を超えた。従って、N/P比20以下では *M. aeruginosa* が、N/P比40では *P. tenue* が優占した。このように25°Cでは供給N/P比の違いにより優占種の交代が起こった。

30°Cでは供給N/P比20以下において *P. tenue* の藻

体量は  $0.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  以下に減少した (図 19)。一方, *M. aeruginosa* の藻体量は 8 日以降安定し, 約  $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  となった。供給 N/P 比 40 ではこの 2 種の藍藻類がほぼ同じ増殖曲線を示した。従って,  $30^\circ\text{C}$  では, 供給 N/P 比 20 以下において *M. aeruginosa* が優占した。

$20^\circ\text{C}$  において制限基質である硝酸性窒素濃度とリン酸態リン濃度は, N/P 比 20 以下の条件下で 10 日後検出限界以下に減少した (図 20)。供給 N/P 比 40 においてリン酸態リン濃度は検出限界近くに減少し, 硝酸性窒素濃度も藻体濃度の増加に伴い減少したが, 硝酸性窒素濃度は 10 日以降徐々に増加し実験終了時には  $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  に達した。従って, 10 日以降この 2 種の藍藻類の増殖にとって, 供給 N/P 比 20 以下の条件では窒素, リン同時制限, 供給 N/P 比 40 ではリン制限であった。 $25^\circ\text{C}$ ,  $30^\circ\text{C}$  においても同様な傾向がみられた。

## 2) 連続混合培養系における優占種と水温, N/P 比との関係

連続混合培養系においてこの 2 種の藍藻類の増殖は, 水温および N/P 比の影響を受けることが明らかとなっ

た。*M. aeruginosa* は供給 N/P 比が小さく, 水温が高い条件下で優占した。*P. tenue* は供給 N/P 比が高く, 水温が低い条件下で優占した。*P. tenue* が N/P 比が高い条件下で優占したのは, *P. tenue* が増殖するために *M. aeruginosa* に比較して, より多くの窒素を必要とするためと考えられた。また, *P. tenue* はリン制限下で優占する傾向がみられたため, リンの摂取能力が *M. aeruginosa* よりも高いものと考えられた。 $25^\circ\text{C}$  以上, N/P 比 20 以下の条件下で *P. tenue* が著しく減少したのは, 硝酸性窒素濃度が同時に検出限界以下になっていたことから, 窒素濃度が低い条件下での窒素の取り込みにおいて *M. aeruginosa* に敗れたためと考えられた。湖沼中の N/P 比 (T-N/T-P 比) が藻類にとって利用可能な栄養塩類 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) の供給 N/P 比とどのような関係にあるのかはあまりよく調査されていないのが現状であるが, 湖沼における N/P 比の増加は藻類にとって利用可能な供給 N/P 比を増加させるものと考えられる。従って本実験における供給 N/P 比の増加に伴う *M. aeruginosa* から *P. tenue* への優占種の変

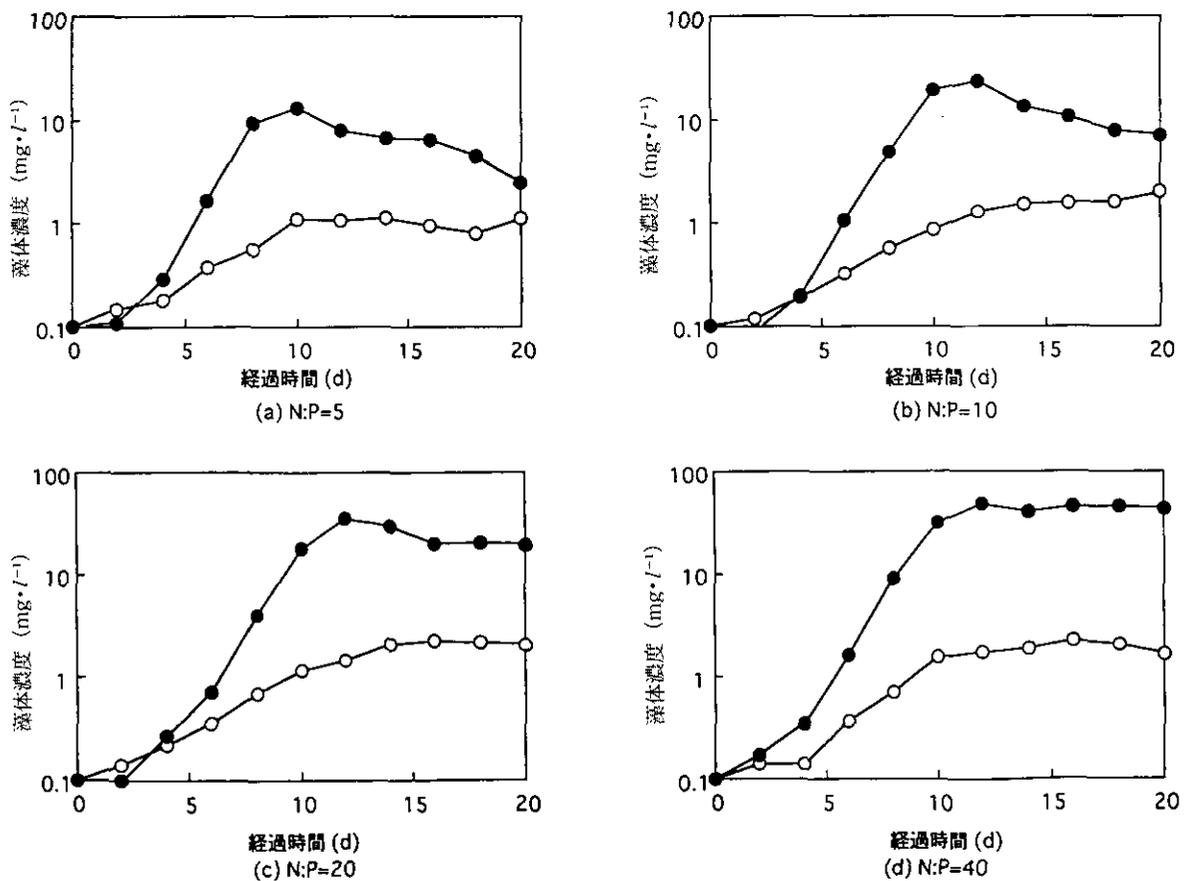


図17 連続混合培養における *M. aeruginosa* (○) および *P. tenue* (●) の増殖曲線 ( $20^\circ\text{C}$ )

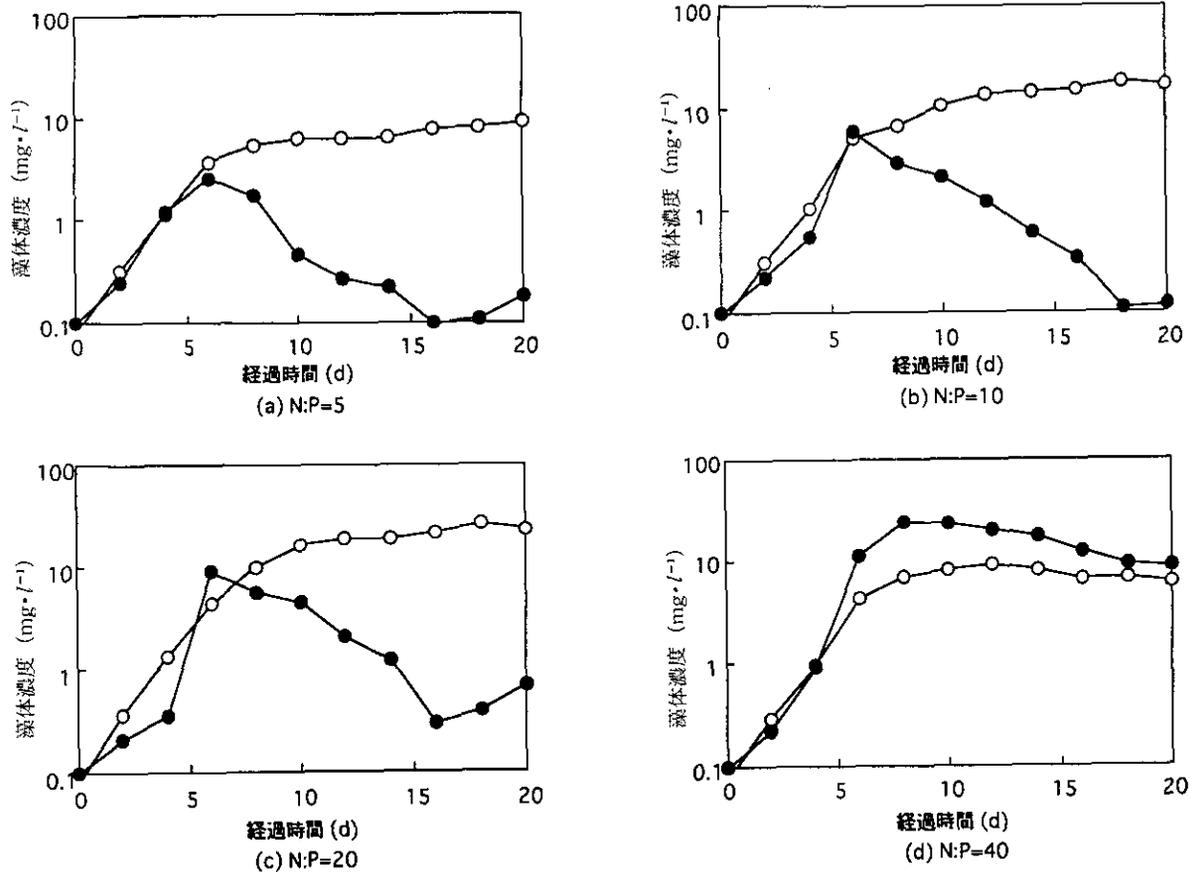


図18 連続混合培養における *M. aeruginosa* (○) および *P. tenue* (●) の増殖曲線 (25°C)

遷は、Takamura らが霞ヶ浦の調査結果に基づいて報告している、霞ヶ浦における N/P 比 (T-N/T-P 比) の増加に伴う *Microcystis* 属から *Phormidium* 属や *Oscillatoria* 属等の糸状性藍藻類への優占種の変遷と一致していると考えられる。Stockner は、N/P 比の増加に伴い窒素を固定する藍藻類 *Anabaena* 属から窒素を固定しない藍藻類 *Synechococcus* 属へ優占種が交代することを報告している。本混合培養実験系では、窒素を固定しない藍藻類間で、N/P 比の増加に伴う優占種との交代が見られた。水温の低い条件下で *P. tenue* が、水温の高い条件下で *M. aeruginosa* が優占したのは、水温と  $\mu'_{max}$  の関係が2種の藍藻類間で異なるためと考えられる。霞ヶ浦では、*Microcystis* 属が夏季だけにおいて優占し、*Phormidium* 属は季節によらず1年中出現し、優占化するため、混合培養実験における水温の違いによる優占種の変化は、霞ヶ浦で見受けられる現象と一致しているものと考えられる。

藻類間の種の変遷は物理、化学、生物学的といった様々な因子によって引き起こされている。連続混合培養実験

により供給 N/P 比、水温が *M. aeruginosa* と *P. tenue* の種間競争に影響を及ぼす重要な因子であることが明らかとなった。

### (3) まとめ

- 1) *M. aeruginosa* は供給 N/P 比が小さく、水温が高い条件下で優占する。一方、*P. tenue* は供給 N/P 比が高く水温が低い条件下で優占することがわかった。
- 2) ケモスタットにおける供給 N/P 比の増加に伴う *M. aeruginosa* から *P. tenue* への優占種の変遷は、霞ヶ浦における N/P 比 (T-N/T-P 比) の増加に伴う *Microcystis* 属から *Phormidium* 属や *Oscillatoria* 属等の糸状性藍藻類への優占種の変遷と一致していることがわかった。
- 3) 供給 N/P 比、水温は *M. aeruginosa* と *P. tenue* 間の優占種の交代を左右する重要な因子であることがわかった。

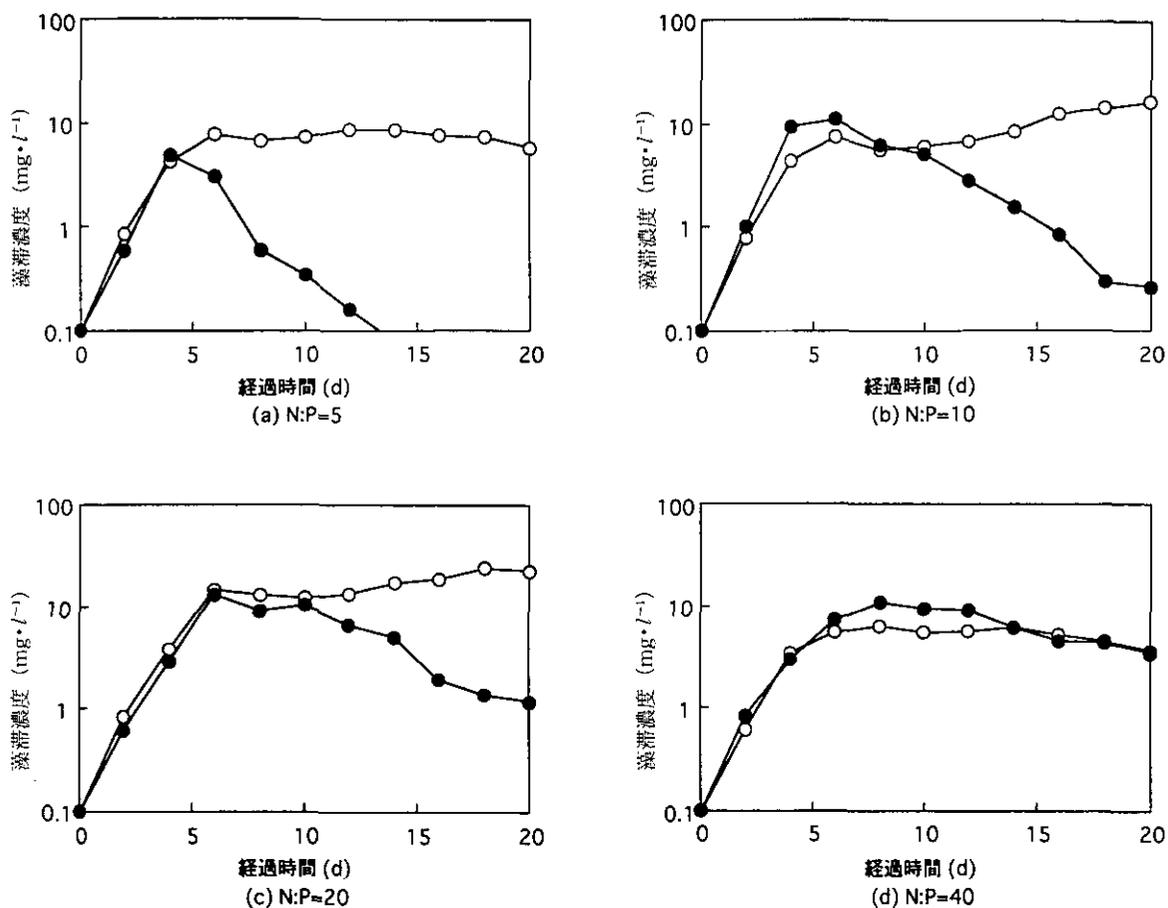


図19 連続混合培養における *M. aeruginosa* (○) および *P. tenue* (●) の増殖曲線 (30°C)

## 2.3 水環境負荷削減技術開発および水環境改善対策の効果の評価

### 2.3.1 生活排水の循環式変則合併処理浄化槽による高度処理

生活排水はし尿と生活雑排水の両者を総称するものであり、人間活動に起因して1人1日当たり200~250 lが排出されている。この中でし尿がくみ取り式のところでは生活雑排水は垂れ流されており、また水洗化されているところではし尿のみを処理する単独処理浄化槽の設置されているところでは、生活雑排水はくみ取り式のところと同様垂れ流されている。生活排水対策の基本は下水道であることはいままでのまではないが、普及の容易でない地域で水洗化を要望する場合は浄化槽が重要な役割を演じることになる。

しかし、平成3年度末現在の浄化槽の設置状況を見ると、全設置基数約700万基の96%がし尿のみを処理する単独処理浄化槽であり、約672万基を占めるに至っている。この約672万基の90%近くは個別家庭規模の単独処

理浄化槽である。また、小規模合併処理浄化槽の放流基準  $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の施設を設置した場合と単独処理浄化槽の放流基準  $90 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の施設を設置した場合の生活系排水中の負荷削減率は、前者で90%後方で13%であり著しく大きな差がある。これらのことから、今後の浄化槽はすべてし尿と生活雑排水を処理する高度合併処理浄化槽で対応するとしても、既存の単独処理浄化槽を設置しているところにおける垂れ流し状態の生活雑排水対策は緊急に解決すべき課題である。

本研究では上記の点に鑑み、生活雑排水と単独処理浄化槽放流水を対象とした循環式嫌気・好気生物膜法による処理方式に着目し、容積比および循環の有無が浄化能に及ぼす影響を及ぼすのかを明らかにし、有機物および窒素の高度な除去を効率的に行うための最適条件を明らかにすることを目的として検討を行った。

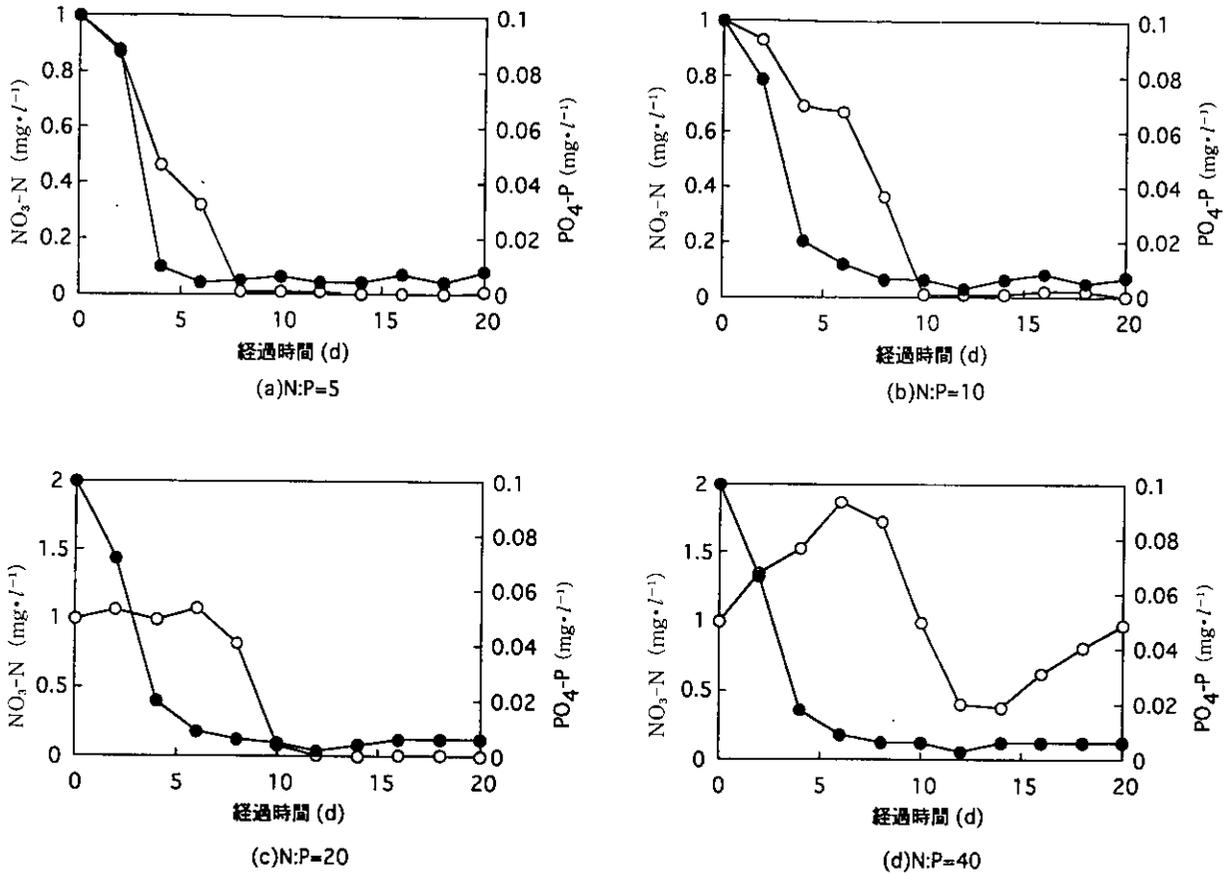


図20 連続混合培養における培養液の硝酸性窒素，リン酸態リン濃度の経時変化 (20°C)  
 (○) NO<sub>3</sub>-N, (●) PO<sub>4</sub>-P

(1) 方法

1) 実験装置

本実験に用いた装置の概念図および処理フローは図21および図22に示すとおりである。処理フローは水道水貯留槽，人工排水貯留槽，流入水供給用定量電磁弁，嫌気性ろ床，接触ばっ気方式の好気性ろ床，エアポンプ，循環水用定量ポンプからなる。嫌気性ろ床は有効容積がそれぞれ1.2 l, 2 l, 3 lになるように側面にオーバーフローパイプが取り付けられている。好気性ろ床は嫌気性ろ床のそれぞれに対し4.8 l, 4 l, 3 lの接触ばっ気槽と沈殿槽とからなり沈殿槽の上澄水が最終放流水として流出するようになっている。嫌気性ろ床は槽内に網上接触材を充填し，好気性ろ床は槽内に細ひも状接触材をステンレス性の枠組みに張って充填した。

2) 流入排水

流入排水は表13に示すデキストリン，ペプトンを主成分とした人工排水を用いた。なお，流入原水濃度は水道水供給用の定量電磁弁と人工排水供給用の定量電磁弁か

ら嫌気性ろ床に導かれた地点で，単独処理浄化槽放流水 BOD 90 mg・l<sup>-1</sup> と生活雑排水 BOD 160 mg・l<sup>-1</sup> を混合させた有機物濃度と同じ程度の BOD 146 mg・l<sup>-1</sup> になるように流量比より調整した。表14は BOD 146 mg・l<sup>-1</sup> に設定した人工排水の水質分析結果を示したものである。なお，人工排水は腐敗を防ぐために121°C，30分間オートクレーブした後使用した。

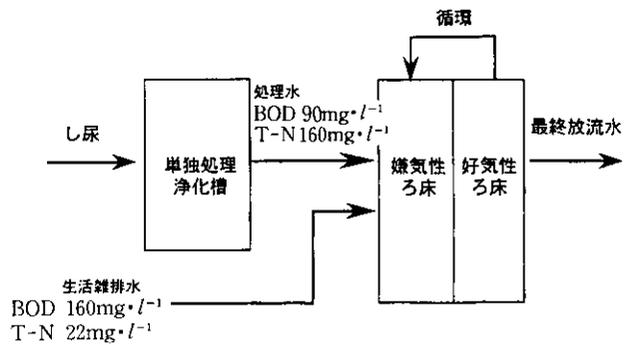


図21 変則合併処理浄化槽の水の流れの模式図

### 3) 実験条件

本実験では、嫌気性ろ床と好気性ろ床を組み合わせた方法における窒素除去能を明らかにすることを目的としているが、窒素除去能と密接に関係する重要な操作因子の一つが好気性ろ床流出水の嫌気性ろ床への循環の有無である。ここでは20°Cの恒温室に実験装置を設置し、一定温度条件下における容積比および循環の有無による窒素除去能に及ぼす影響を、嫌気性ろ床と好気性ろ床の各容積比を変えた条件で検討することにした。循環法としては、好気性ろ床の沈殿槽の上澄水を定量ポンプで嫌気性ろ床底部に循環する方法をとった。運転条件は表15に示すとおりである。循環なしは全く循環を行わない対照系で、循環する系は流入水量に対する循環水量の比率、すなわち循環比を4に設定している。なお、本実験においては汚泥接種直後は嫌気性ろ床と好気性ろ床の循環は行わず、水質が安定したことを確認した後、循環を開始した。

### 4) 測定方法

本実験におけるpH、BOD、化学的酸素要求量（以下COD）、全有機炭素（以下TOC）、浮遊物質（以下SS）、全窒素（以下T-N）、アンモニア性窒素（以下NH<sub>4</sub>-N）、硝酸性窒素（以下NO<sub>2+3</sub>-N）、透視度等の水質、汚泥の性状などについては主として下水道試験法（1984年）に

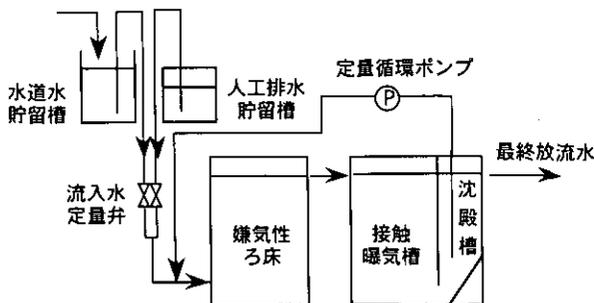


図22 実験装置図

表13 流入排水の水質 (BOD146mg・l<sup>-1</sup>)

組成物質	濃度 (mg・l <sup>-1</sup> )
デキストリン	22.3
バクトペプトン	47.7
酵母エキス	47.7
肉エキス	54.5
塩化ナトリウム	4.9
硫酸マグネシウム	2.9
リン酸一カルcium	13.6
塩化カルcium	9.8
塩化アンモニウム	15.9

準じて測定した。なお、水質分析用の試料は嫌気性ろ床流出水、好気性ろ床流出水を用いた。嫌気性ろ床と好気性ろ床における汚泥転換率については、実験期間中に於いて除去されたTOC量と実験期間中に流出したSS量と実験終了時の槽内のSS蓄積量の合計量との比から求めた。

### (2) 結果および考察

実験結果を評価する上では浄化能が安定していることが重要なことである。そこで実験開始後流出水のT-N、TOCを指標として経日的な変化を追跡し、実験開始後水質が安定した60日目から120日目までの測定値を評価対象とすることにした。

#### 1) 窒素の除去特性

嫌気性ろ床および好気性ろ床におけるT-Nの経日変化は図23に示すとおりである。本図より1:2循環系における処理が高度かつ安定していることがわかる。循環式嫌気・好気生物膜法においては、有機性窒素の脱アミノ反応によるアンモニア化がまず嫌気ろ床において起こり、その後好気性ろ床におけるアンモニアの亜硝酸化、硝酸化が行われ最終的に好気性ろ床流出水が嫌気性ろ床に循環されることによりNO<sub>2+3</sub>-Nの窒素ガスへの脱窒が行われることになる。それゆえ、本法において窒素を

表14 変則合併処理浄化槽の流入水質

項目	生活雑排水	単独し尿処理水	変則流入水
BOD	160	90	146
TOC	84	47	77
COD	53	30	48
T-N	22	160	50
NH <sub>4</sub> -N	0	80	16
NO <sub>2+3</sub> -N	0	0	0

※単位はすべてmg・l<sup>-1</sup>

表15 嫌気性ろ床と好気性ろ床の実験条件

容積比 嫌気：好気	循環の有無	HRT (hr)	
		嫌気	好気
1:4	有	4.8	19.2
	無		
1:2	有	8	16
	無		
1:1	有	12	12
	無		

高度に除去するためには、有機性窒素から、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素、窒素ガスへの反応が遅滞なく進行することが必要とされる。なかでも硝化反応が行われない限り脱窒反応は進行しないことから、好気性ろ床における硝化反応は嫌気性ろ床での窒素除去を行う上での律速反応となる。そこで特に好気性ろ床における硝化反応と嫌気性ろ床における脱窒反応の程度の差の比較を重点的に行った。

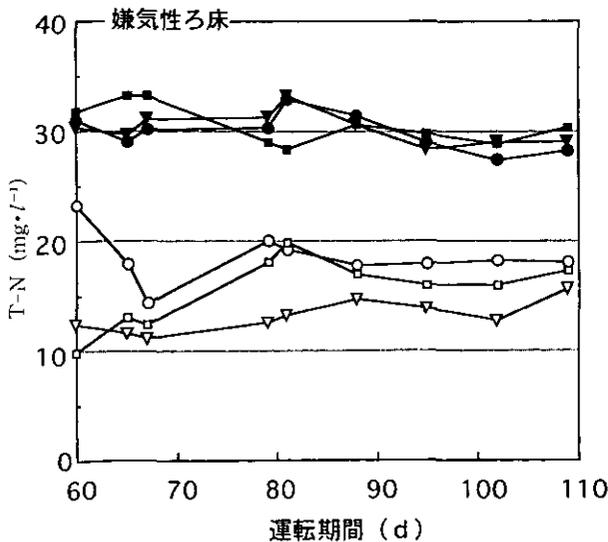
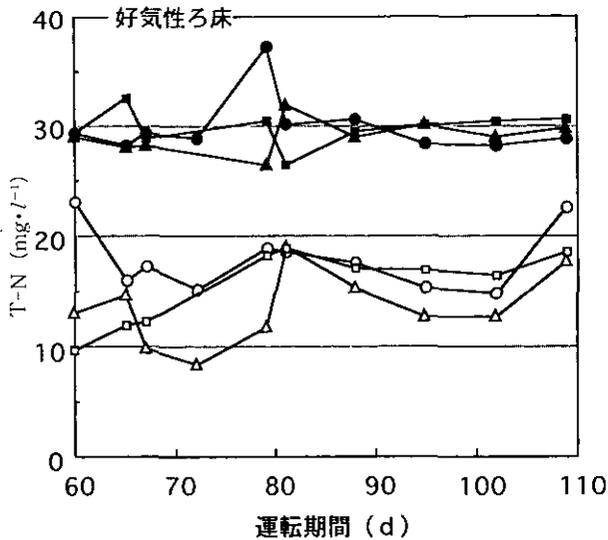
(a) アンモニアの亜硝酸化、硝酸化

容積比を変化させた場合の循環系および非循環系の嫌気性ろ床、および好気性ろ床流出水の形態別窒素濃度は図24に示すとおりである。本図より最終処理水におけるNH<sub>4</sub>-Nは1:2循環系が平均1.6 mg・l<sup>-1</sup>と最も良

好かつ安定していて、ほとんどがNO<sub>2+3</sub>-Nとして存在することがわかる。図25は循環系における循環と硝化率との関係についてまとめたものである。ここで硝化率は好気性ろ床の流入水と流出水のNH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2+3</sub>-Nの収支から求めた。本実験の範囲内では、硝化は滞留時間に関係なく進行することがわかった。なお、硝化に影響を及ぼす因子としては、溶存酸素(以下DO)、温度、pH、アルカリ度、アンモニア性窒素負荷などいくつか挙げられる。本実験ではDO濃度は5 mg・l<sup>-1</sup>以上、温度は20°C一定にして運転し、この二つの因子が反応律速にならないようにした。そこで対象因子としてpH、アルカリ度、およびアンモニア性窒素負荷に着目して検討を加えた。

① pH

好気性ろ床でNH<sub>4</sub>-N 1 molが酸化すると2 molの水素イオンが放出されることによりpHの低下が起こる。また硝化細菌はpH 6以下になると代謝活性の低下することが知られている。このように、pHは生物処理において重要な因子となっている。なお、容積比を変化させた循環系および非循環系のpHの経日変化は図26に示すとおりである。図26より嫌気性ろ床ではpHが6.5~8.0であり、嫌気性ろ床の容積比が小さくなるほど循環系のほうが非循環系よりpHが低下する傾向にあった。特に容積比が1:4の系では循環系のpHが7.3であるのに対し、非循環系が6.7とpHが低下する傾向が強かった。すなわち、循環系においては嫌気性ろ床が小さいほど脱窒は不十分となりアルカリ度の補給が減少したこと、また好気性ろ床では硝化が効率的に安定して進むことでアルカリ度の消費が増加したことにより、循環された後嫌気性ろ床でのpHが低下したものと考えられる。一方、好気性ろ床では循環系でpHが5.0~8.0で、



○—○ 1:4循環, ●—● 1:4非循環, ▼—▼ 1:2循環,  
 ▲—▲ 1:2非循環, □—□ 1:1循環, ■—■ 1:1非循環

図23 T-Nの経日変化

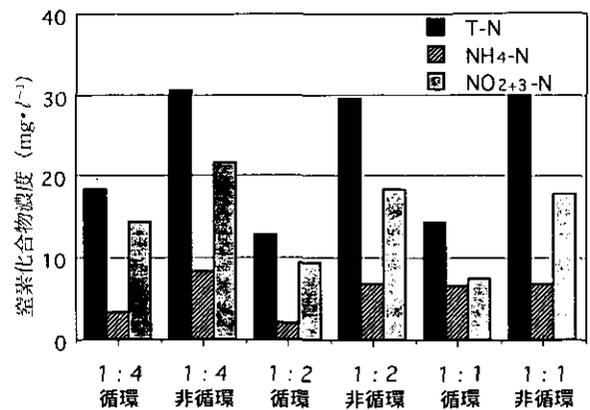


図24 T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2+3</sub>-Nの形態別窒素濃度

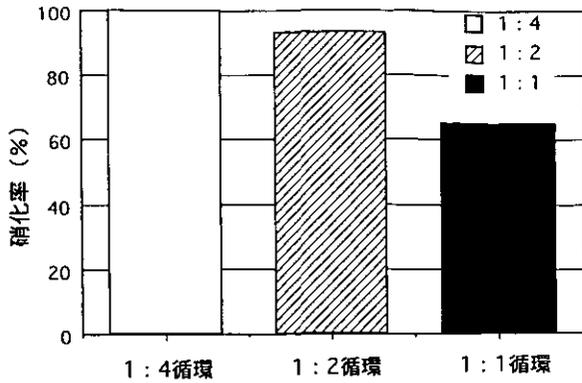


図25 循環系における容積比と硝化率の関係

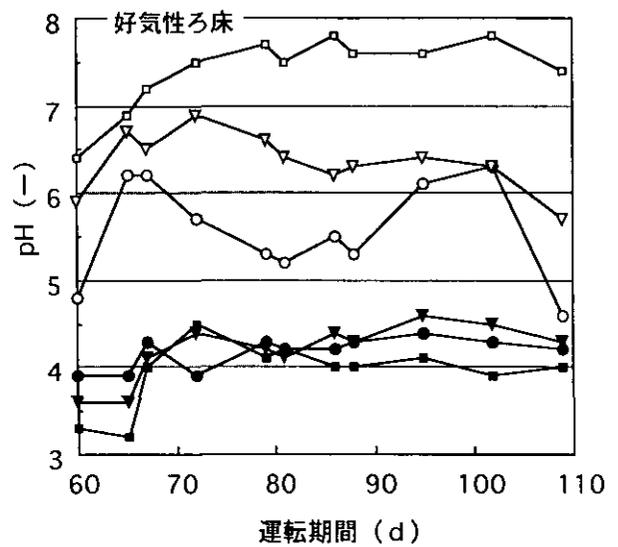
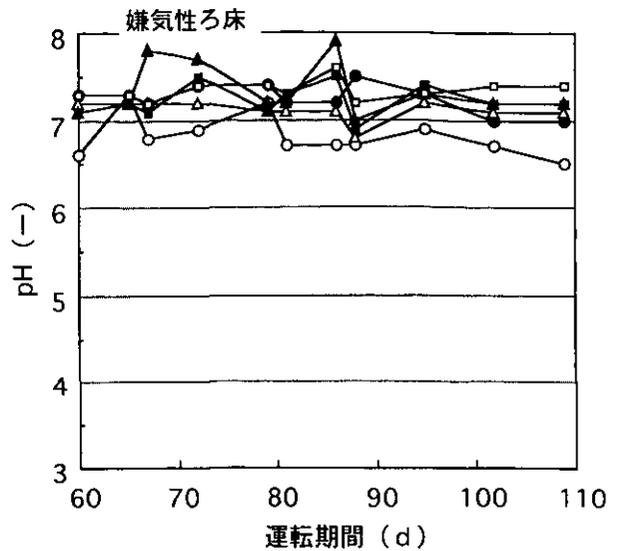
特に1:1循環の系のpHが6.5から8.0付近へと上昇し、また好気性ろ床内の $\text{NH}_4\text{-N}$ が増加する傾向にある。そのため容積比1:1の好気性ろ床が小さい系では、嫌気性ろ床における脱アミノ化が効率的に安定して進んでも好気性ろ床での硝化反応が追いつかず、再び嫌気性ろ床に循環され、そこで脱窒が効率的に進行しても $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の絶対量が少ないため脱窒量も少なくなるものと考えられる。それゆえ、本実験の総容積の下では嫌気性ろ床が大きいと放流水のT-Nは減少しても $\text{NH}_4\text{-N}$ を多く含んだ処理水が得られることになる。また、非循環系においては硝化が極端に進行し、pHが3.3~4.5と非常に低く窒素の除去がほとんど行われないことが確認された。

### ② アルカリ度

容積比を変化させた循環系のアルカリ度の結果は図27に示すとおりで、1:4循環系で $13.8\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、1:2循環系で $15\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、1:1循環系で $56.3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。非循環系では硝化反応でアルカリ度が消費されたため検出されなかった。循環系においてpHが高かったのは嫌気性ろ床で $\text{NO}_3\text{-N}$   $1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ が窒素ガスに還元される際に $3.5\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ のアルカリ度が放出されることによる。この脱窒によるアルカリ度の補給が好気性ろ床における硝化反応で放出される水素イオンを中和する方向に働いたことにより、pH低下が抑制されたと考えられる。

### ③ アンモニア性窒素負荷

硝化細菌は独立栄養細菌に属する好気性細菌であり無機栄養源である $\text{NH}_4\text{-N}$ を選択的に摂取し増殖するが、過剰の $\text{NH}_4\text{-N}$ が存在すると硝化反応は阻害されることが知られている。本実験の好気性ろ床における $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷は足立らの報告による硝化を行うための限



○—○ 1:4循環, ●—● 1:4非循環, ▽—▽ 1:2循環, ▼—▼ 1:2非循環, □—□ 1:1循環, ■—■ 1:1非循環

図26 好気性ろ床におけるpHの経日変化

界窒素負荷である $0.35\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  ( $20^\circ\text{C}$ )と比較して極めて小さく、脱アミノ反応が完全に進行したと仮定しても1:4の系で $0.063\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 、1:2の系で $0.075\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 、1:1の系で $0.100\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。このように好気性ろ床で硝化が効率的に進行したのは $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷が小さかったことと密接に関係があると考えられ、本実験で生活排水程度の窒素濃度の有機性排水を処理する場合、硝化能は影響を受けないことを意味している。

### (b) 亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の脱窒

本実験では循環を組み込み、水素供与体としての有機炭素源を嫌気性ろ床下部に流入する人工排水から供与さ

れるようにした。このような条件下の嫌気性ろ床の脱窒能は、嫌気性ろ床の流入水と流出水の  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  の濃度の差から知ることができる。循環系における容積比と脱窒率との関係は図 28 に示すとおりである。 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  の脱窒率は 1 : 1 循環系において最も高く、嫌気性ろ床の容積の比率が小さいほど低下した。また、脱窒速度と密接に関係する因子である DO, 酸化還元電位(以下 ORP) について着目し、容積比との関係について検討した。DO は嫌気性ろ床内では全く検出されず、好気性ろ床から持ち込まれる DO の影響がないことがわかった。ORP は DO がない条件下においての酸化還元状態の程度を知る重要な指標であるが、容積比の違いにより大きく異なり 1 : 4 循環系, 1 : 2 循環系, 1 : 1 循環系でそれぞれ  $-100\text{ mV}$ ,  $-170\text{ mV}$ ,  $-220\text{ mV}$  であり、嫌気容積が大きくなるにつれて ORP も低下する傾向にあることがわかった(図 29)。この嫌気性ろ床における ORP の差は、好気性ろ床から DO を含んだ循環水が嫌気性ろ床に流入するため生じたものであり、ORP の上昇の影響は嫌気性ろ床の容積の小さい 1 : 4 循環系で顕著であった。嫌気性ろ床における脱窒速度は ORP と密接な関係にあり、脱窒のための至適 ORP が  $-100\text{ mV}$  から  $-200\text{ mV}$  付近であると渡辺らは報告している。本実験では 1 : 2 循環系の  $-170\text{ mV}$  付近を示す系で最も高まるものと考えられる。また、嫌気性ろ床における窒素除去量は図 30 に示すとおりである。この図から窒素除去能は 1 : 2 循環系において最も高くなることがわかる。また、窒素の収支として求めたものを図 31 に示す。

## 2) 有機物除去特性

嫌気性ろ床および好気性ろ床における有機物除去能については、嫌気性ろ床処理水は TOC, 好気性ろ床処理水については TOC, BOD, COD に着目した。図 32 は TOC

濃度と容積比の関係を示したものであるが、処理水の有機物濃度は嫌気性ろ床および好気性ろ床処理水における差がほとんどなく、有機物の大部分が嫌気性ろ床で除去されていることがわかった。このことは図 33 および図 34 に示す BOD, COD についても同様であった。非循環系の嫌気性ろ床の有機物除去は、主としてメタン生成菌等の絶対嫌気性菌による有機物の分解、ガス化により行われ、循環系の嫌気性ろ床の有機物除去は主として  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  の窒素ガス化に伴う脱窒細菌の有機炭素源の取り込みにより行われる。このように循環系と非循環系で有機物除去能が同程度であったのは、循環に伴い活性を示す生物相が変化し、両者とも活性が高く維持され、その除去量に大きな差が生じなかったことによるものと考えられる。循環系において好気性ろ床で完全に硝化が進行し 80% の脱窒が行われたと仮定すると、およそ BOD が  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  の 3 倍量消費されることから、その除去量は  $50 \times 0.8 \times 3 = 120\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  にもなり、これからも除去能が大きいことがわかる。このように、循環の有無および容積比による著しい差は認められなかったが、いずれの容積比においても TOC は 90% 程度除去されて

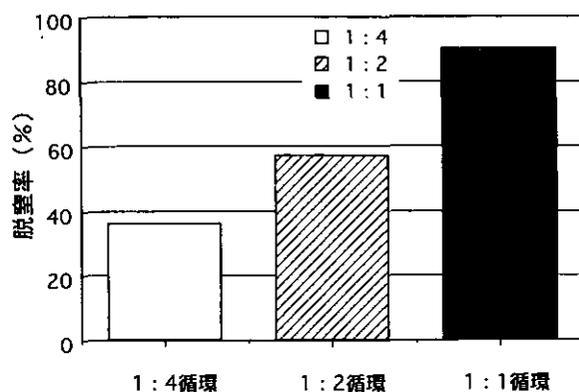


図28 循環系における容積比と脱窒率の関係

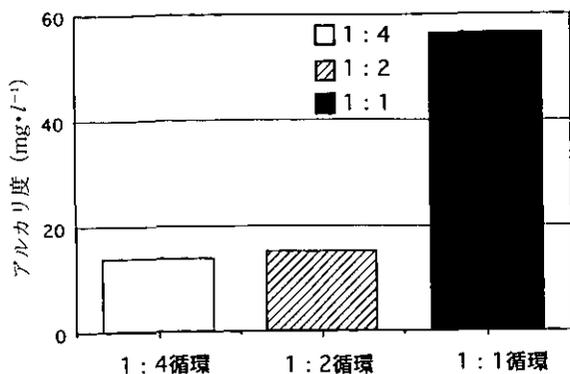


図27 循環系におけるアルカリ度

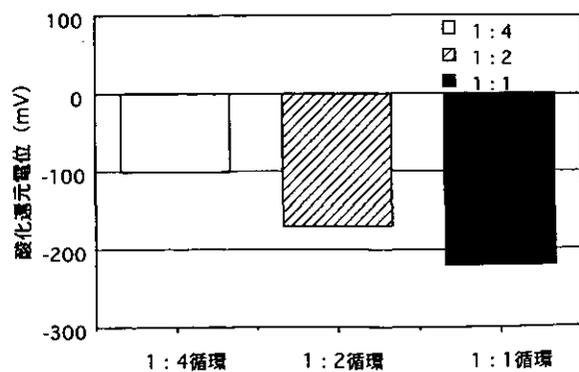


図29 循環系における嫌気性ろ床の ORP と容積比の関係

おり、循環の有無は有機物除去能に大きな影響を及ぼさないことがわかった。すなわち、嫌気性ろ床で有機物除去能を高めるには、BOD 負荷を低くすることが重要ではないかと考えられる。なお、有機物除去能という観点からは循環式嫌気・好気生物膜法において嫌気性ろ床の役割は大きい、好気性ろ床は浮遊物質の除去(図 35)、透視度の向上という点から大きな効果を発揮していることがわかった。

### 3) 汚泥生成量

実験開始時、嫌気性ろ床に 6000 mg, 好気性ろ床に 4300 mg の汚泥を接種した。汚泥転換率については実験終了時と開始時の槽内汚泥量の差と槽外流出量を合計した汚泥発生量と除去 TOC 量から求めた。汚泥転換率は容積比 1 : 4 循環系で 16.7%, 非循環系で 11.7%, 1 : 2 循環系で 12.1%, 非循環系で 9.0%, 1 : 1 循環系で 13.0%, 非循環系で 9.2% と嫌気性ろ床の比が小さくな

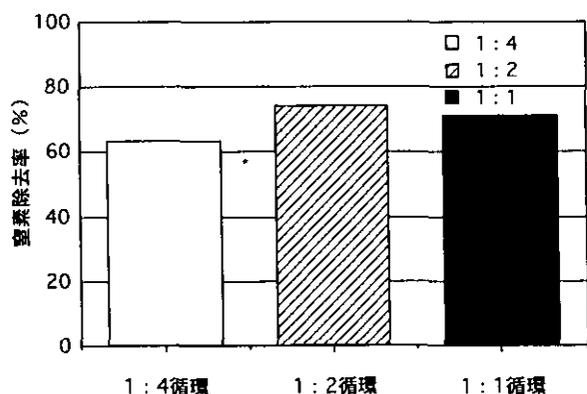


図30 循環系における窒素除去率と容積比の関係

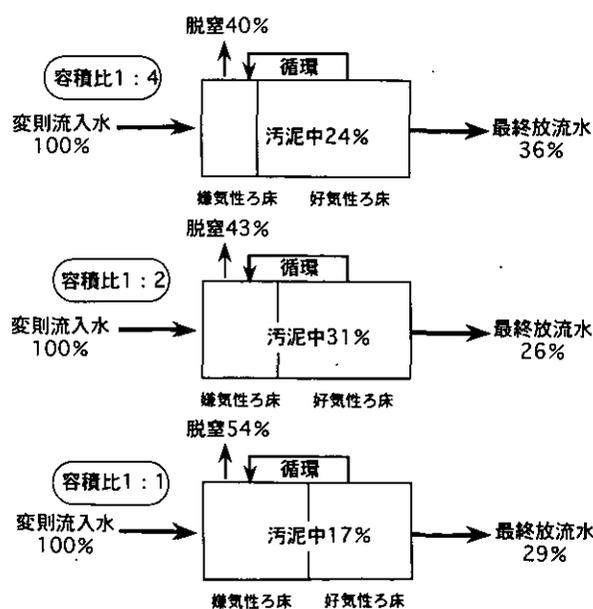


図31 嫌気好気循環系における窒素の收支

るにつれ低下し、また非循環系よりも循環系のほうが大きい値となった。非循環系に比べて循環系において汚泥生成量が大きかったのは、非循環系では嫌気性ろ床が完全嫌気状態となり嫌気代謝、メタン発酵によるガス化が効率良く進行し汚泥転換率が小さかったためであり、循環系では完全嫌気状態が通性嫌気状態になったことにより汚泥転換率が大きくなったものと考えられる。このように、汚泥発生量という観点から見ると循環系は非循環

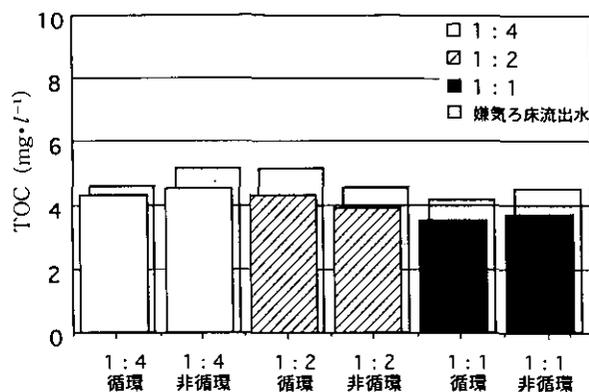


図32 処理水中の TOC 濃度と容積比の関係

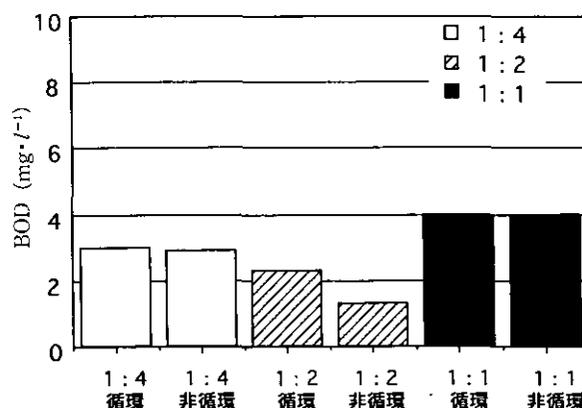


図33 処理水中の BOD 濃度と容積比の関係

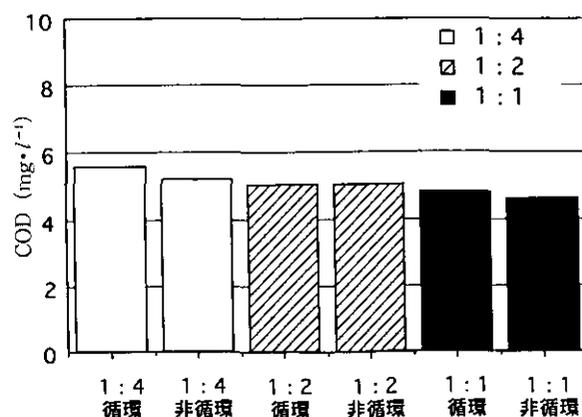


図34 処理水中の COD 濃度と容積比の関係

系より 30 % 程度大きくなる。しかしながら、従来の好気性のみ生物処理法に比べると、最も汚泥転換率の大きかった循環系においてもかなり小さく、嫌気性反応槽を組み込む効果は十分発揮されていることがわかった。なお、汚泥転換率が小さいと発生汚泥の処理処分や処理装置の維持管理という観点からも極めて有効であるが、窒素除去および有機物除去においてまでも考慮すると、循環系は非常に優れたプロセスであると考えられる。

### (3) まとめ

1) 好気性ろ床における硝化反応は、嫌気性ろ床における脱窒に際してのアルカリ度の補給により pH がおおむね中性付近に保たれることと BOD 負荷が低かったことから効率良く進行し、循環系のいずれの容積比においても硝化率 90 % 以上が得られた。

2) 嫌気性ろ床における脱窒反応と密接に関連する ORP は、循環系において容積比による影響を受け、1 : 4 で -100 mV、1 : 2 で -170 mV、1 : 1 で -220 mV 付近であった。なお、脱窒率としては 1 : 2 循環において最も高い値が得られた。また、嫌気性ろ床 1 日当たりの窒素除去量から見ても 1 : 2 が最も高かった。

3) 嫌気性ろ床および好気性ろ床の有機物除去能は、循環の有無、容積比においても大きな差はなく、嫌気性ろ床のみで TOC の 90 % 程度除去されることがわかった。

4) 汚泥転換率は嫌気性ろ床の容積が大きくなるほど低く、循環系においては 1 : 1 が最も低い 13 % であった。

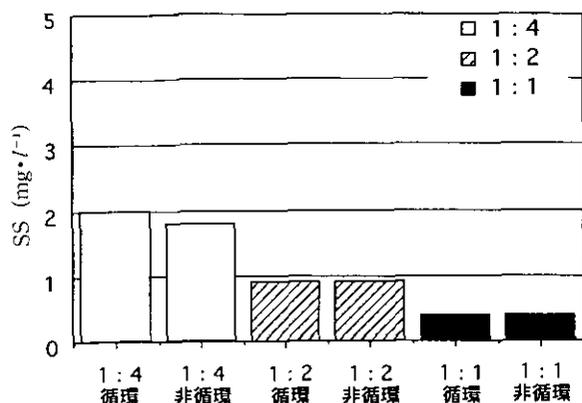


図35 処理水中の SS 濃度と容積比の関係

### 2.3.2 生活排水の嫌気好気生物膜法による高度処理

生活系小規模排水の処理法として、様々な特性を有する排水を対象とするプロセスに対し、それぞれ最適運転条件を見いだす必要がある。すなわち、広い意味で病院、学校、集会場、競技場、公衆便所、レストラン等からの排水は生活系排水であり、規模も 50 m<sup>3</sup>/日を超えない小規模から中規模の排水に含められる。

これらの生活系小規模排水の性状としては、一般に BOD/T-N 比が低下する傾向が強い。文献調査から得た各処理施設における BOD/T-N 比の分布を図 36 に示す。特殊建築物である学校、老人ホーム、工場、事務所、病院等からの水質は BOD/T-N 比に著しいばらつきが観察されると同時に、BOD/T-N 比の低下する機会が多いことがわかる。こうした施設を処理対象とする場合は、流入排水性状の変動により硝化脱窒効率、または硝化菌、脱窒菌の各個体数、活性が大きく影響を受けることが推測される。また、一般家庭からの生活排水においても BOD/T-N 比が、一日の間に大きく変動することがある上、近年の外出産業の発達、ライフスタイルの変化等からも台所からの有機汚濁負荷が減少し、年間を通じて BOD/T-N 比が低くなる場合がある。

本研究では上記の点を鑑み、嫌気好気生物膜法において、生活系小規模排水を処理する上で重要なパラメータである、BOD/T-N 比の窒素除去特性に及ぼす影響を明らかにすることを目的として実験的に検討を行った。また、循環比に着目し、低い BOD/T-N 比のもとでの硝化脱窒に及ぼす影響について、特に嫌気生物膜中の脱窒菌、好気生物膜中の硝化菌の個体数および槽内の生物相に着目して検討を行った。

#### (1) 実験方法

##### 1) 実験装置

実験装置としては、嫌気ろ床槽第一室 2 l、第二室 2 l (嫌気槽)、接触ばつ気槽 3 l (好気槽)、沈殿槽 1 l からなる透明アクリル樹脂性の角型槽を用いた (図 37)。嫌気ろ床には網状接触材、接触ばつ気槽にはステンレス性の枠組みに 2 本の紐状接触材バイオループを充てんした。本装置において、好気槽内の処理水の嫌気槽への循環はエアリフト方式を用い、計量槽、定量電磁弁を介し定量的に行った。供試排水の流入も同様に計量管、定量電磁弁を用いて行った。また、嫌気槽には網状接触材 (浸漬ろ材 E.C., 永清工業)、好気槽には紐状接触材 (リング

レース, 日本産業機械) を充てんしたが, その特性は表 16 に示す。また, 見かけ上の接触材充てん率が嫌気第 1 室で 40%, 嫌気第 2 室で 60%, 好気槽で 55% となるように充てんした。

### 2) 実験条件

各流入排水の BOD/T-N 比をそれぞれ 1, 2, 4 に調整した実験系について, それぞれ循環比 0, 循環比 4 の系を設定して計 6 系の実験系を運転した(表 17)。嫌気槽の水理学的滞留時間を 30 時間, 接触ばつ気槽を 24 時間とした。流入排水は人工排水とし, 肉エキス, ペプトン系の有機排水を使用し, BOD が生活排水の標準濃度の  $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  設定した。BOD/T-N 比を調整するために塩化アンモニウムを用い, それぞれの BOD/T-N 比で窒素濃度は  $200, 100, 50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  になるよう調整した。なお, 実験装置は  $20^\circ\text{C}$  の恒温室に設置した。

### 3) 実験方法

水質分析は嫌気好気各槽内への流入水, 処理水について, また硝化細菌, 脱窒菌の計数は好気槽内の生物膜および浮遊剥離汚泥を対象とした。水質測定は, pH,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_x\text{-N}$ , T-N, BOD, COD, TOC, DOC, SS,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , T-P の 11 項目について行った。好気槽中の硝化細菌, 嫌気ろ床中の脱窒菌の個体数は MPN 法を用い

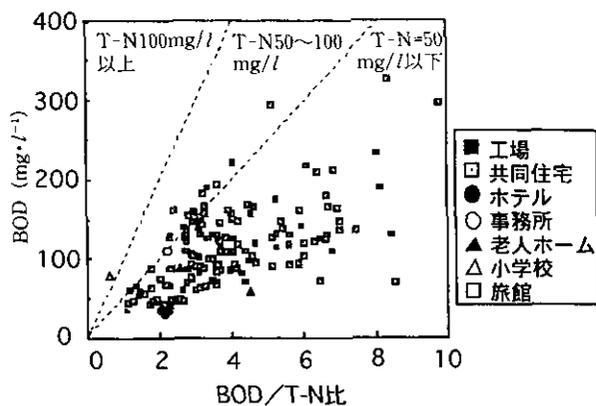


図36 小規模浄化槽における流入生活系小規模排水性状の文献調査および実態調査の結果

て測定した。

### 4) $\text{NH}_4\text{-N}$ の脱窒活性に及ぼす影響

$\text{NH}_4\text{-N}$  はその遊離のアンモニアの存在により, 条件により極めて生物毒性の高いものである。また, BOD/T-N 比が低下する原因として, し尿系の污水の割合が高まることに起因する場合が多いことから,  $\text{NH}_4\text{-N}$  が高濃度になる場合がある。そのため, 脱窒活性に及ぼす  $\text{NH}_4\text{-N}$  の影響について, 嫌気生物膜中の脱窒菌の活性とともに回分実験により検討を行った。

設定条件としては, 培地として BOD を  $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , 脱窒源として  $\text{NO}_3\text{-N}$  を  $30, 60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  に調整したものに,  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度を 0 から  $500 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  に調整した。また, BOD/T-N 比 4 で運転していた循環式嫌気好気生物膜法の嫌気ろ床から引き抜いた脱窒活性の高い汚泥を,  $6,400 \text{ mg-MLSS} \cdot \text{l}^{-1}$  で基本培地中に懸濁させた。

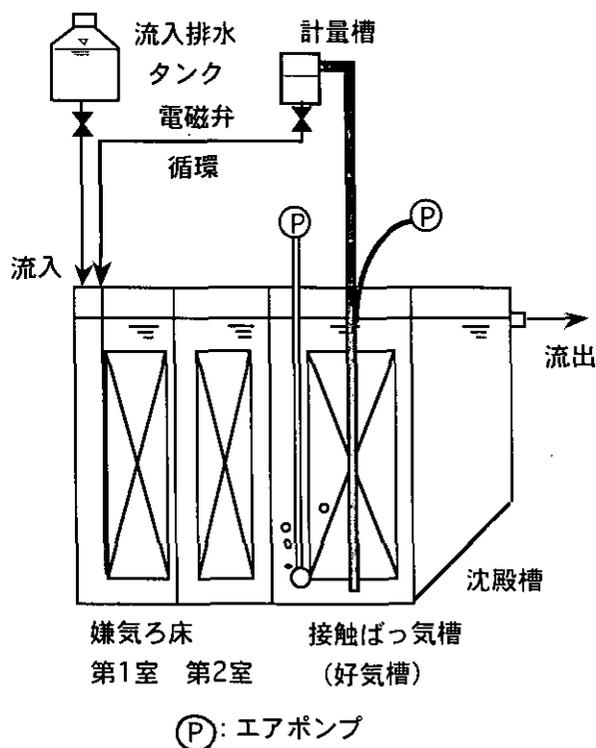


図37 実験装置のフローシート

表16 嫌気槽, 好気槽に充填した接触材の特性

網状接触材(浸漬ろ材 E.C.)		紐状接触材(リングレース)	
材質	塩化ビニリデン	材質	硬質ポリエチレン樹脂
比重	1.7	比重	0.95~0.97
引張強度	10kg	形状	0.3mm 程度の細い素線の編目構造, 50mm 角
単位重量	$10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-1}$		厚み 10~15mm
モール状外形	約25mmφ	単位重量	1.5~2.5g
吸水性	なし	素線の表面積	$350 \sim 600 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$

(2) 結果および考察

1) 硝化脱窒特性

BOD/T-N 比を 1, 2, 4 に調整した系で循環比 4 の実験系では, 図 38 に示すように, それぞれ窒素除去率が, BOD/T-N 比 4 の除去率を 1 とした場合 BOD/T-N 比 2 で 0.75, BOD/T-N 比 1 で 0.32 であった。また, 循環を組み込んでいない系における窒素除去率はいずれの系も 5% 前後であった。

循環を組み込むことで脱窒が進行し, また循環をかけた場合でも流入排水の性状に著しく窒素除去率は左右され, BOD/T-N 比のバランスが悪い場合脱窒は 40% 近くも抑制された。また, 各系とも硝化の進行に伴い pH が酸性側にシフトし, 4~5 まで著しく低下したが, 循環を組み込んだ系で BOD/T-N 比を 4 に設定した系においては pH が中性化し 6~7 前後を示したことにより, NH<sub>4</sub>-N の硝化率が他と比較して高くなった (表 18)。

各系の硝化率を図 39 に示す。BOD/T-N 比が 1 では循環比 4, 循環比 0 で 34.5%, 18.2% であり, BOD/T-N 比 2 では 66.1%, 24.1%, BOD/T-N 比 4 では 72.3%, 54.0% であった。各 BOD/T-N 比とも循環比 4 の実験系のほうが, NH<sub>4</sub>-N の硝化率は高く得られた。これは循環を組み込むことにより脱窒が進行し, アルカリ度の補給による pH の中性化が生じたことで, アンモニア酸化細菌の活性が高まったことによるものと考えられる。

2) 硝化細菌および脱窒菌の嫌気好気生物膜中の個体数と循環比, BOD/T-N 比の関係

硝化細菌の個体数と脱窒菌の個体数を計数した結果を図 40, 図 41 にそれぞれ示す。実験開始後 30 日目の計数であったため, 硝化細菌の個体数が循環系の値と比較して若干低く観察されたが, 循環比 4 で個体数が減少する傾向は同様にどの BOD/T-N 比の系においても観察さ

れた。また, BOD/T-N 比が低くなるにつれ, アンモニア酸化細菌の個体数は減少傾向にあることが観察された。また, これは, 循環による好気槽内の剝離汚泥の返送に起因し, 返送循環流における硝化細菌の個体数は, 各 BOD/T-N 比において 1 ml 当たり 2.0×10<sup>3</sup>, 5.3×10<sup>3</sup>, 4.8×10<sup>4</sup> の個体数が観察された。

循環比 4 における脱窒菌の個体数は, 嫌気槽第 2 室において若干個体数が多く観察されたが, この傾向は BOD/T-N 比には大きく影響を受けなかった。また, NH<sub>4</sub>-N 濃度が高い場合, 嫌気槽第 1 室において脱窒菌は活性が低下し, 脱窒が抑制される傾向が強かったことから, 脱窒菌は BOD/T-N 比の影響はあまり小さくなく, 個体数よりも活性に大きく影響を及ぼすものと考えられた。ただし, 脱窒菌に関する MPN 法は極めて誤差が大きく, 同じサンプルにおいても桁で差が生じる場合が見られた。そのため, 2 桁以上の差が有意差と考えられるため, 傾向でしか評価できなかった。

3) 脱窒活性に及ぼす NH<sub>4</sub>-N 濃度の影響

本連続実験は, 基本的には NH<sub>4</sub>-N の負荷が変動した場合での影響を連続的に解析してきたが, さらに脱窒汚泥を使用し回分実験を行うことで, より NH<sub>4</sub>-N 濃度の脱窒速度に及ぼす影響を明らかにすることが可能であ

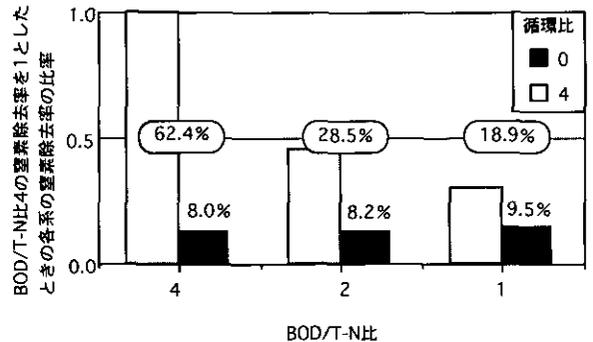


図38 循環比および BOD/T-N 比と窒素除去率の関係

表17 BOD/T-N 比に関する連続実験の実験条件

実験系	BOD/T-N 比 (-)	BOD (mg·l <sup>-1</sup> )	T-N (mg·l <sup>-1</sup> )	循環比 (-)
1	1	200	200	0.0
2	1	200	200	4.0
3	2	200	100	0.0
4	2	200	100	4.0
5	4	200	50	0.0
6	4	200	50	4.0

表18 流入排水中の BOD/T-N 比および循環比と処理水中の pH との関係

BOD/T-N 比	循環比			
	0.0		4.0	
	PH	SD	pH	SD
1	4.1	0.3	5.7	0.8
2	4.3	0.3	5.8	0.3
4	4.2	0.2	6.3	0.3

※90日目までのデータの平均値および標準偏差

る。

そこで、 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度を数段階に変えた系で、 $\text{NO}_x\text{-N}$  の脱窒速度を実験的検討を加えた。嫌気槽内での水理的滞留時間(HRT)が、小規模生活排水では一般に30時間前後であるため、その時間内における脱窒速度を評価・解析した。

その結果、有機性窒素の脱アミノ化はどの  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃

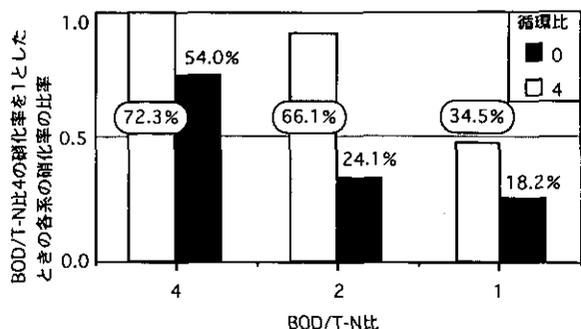


図39 循環比および BOD/T-N 比と硝化率との関係

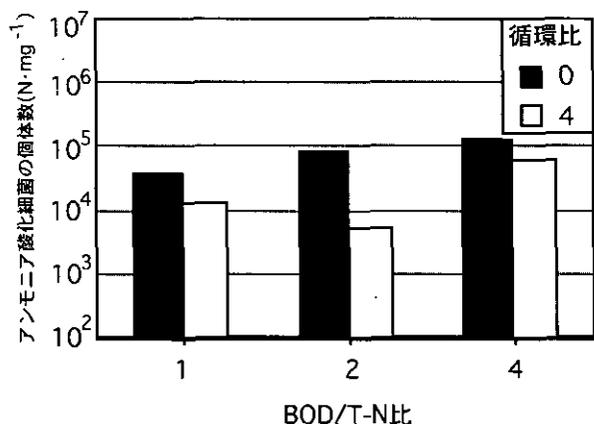


図40 アンモニア酸化細菌の個体数と循環および BOD/T-N 比との関係

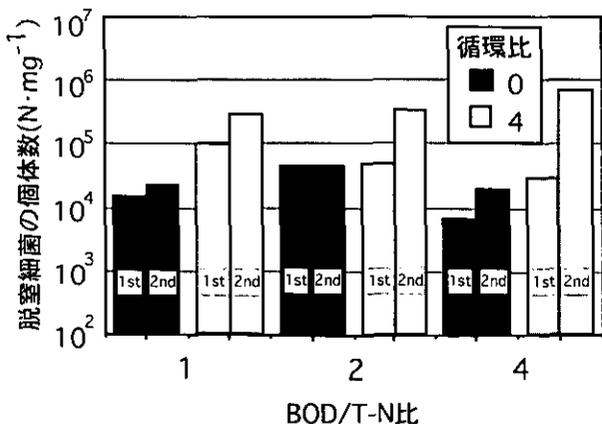


図41 嫌気第1室、第2室の脱窒菌の個体数と循環および BOD/T-N 比との関係

度の系においても約30時間で進行し、 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は脱アミノ反応に大きな影響を及ぼすことはなかった。また、基本培地中の硝酸性窒素は  $32.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  であったが、 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度が 0, 25, 50  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の系においては30時間でほぼ100%脱窒が進行した(図42, 43)。それに対し  $\text{NH}_4\text{-N}$  を 100, 200, 300, 500  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  に設定した系においては30時間で92%, 72%, 50%, 53%と脱窒が抑制され、 $\text{NH}_4\text{-N}$  が 200  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  以上になると脱窒は大きく影響を受けることがわかった。また、実験終了時における三角フラスコ内の pH は、初期の設定した 7.2 から、それぞれ 0 から 500  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の系について 7.9, 7.8, 7.6, 7.5, 7.3, 7.2, 7.0 であった。

また、図44に実験終了時の pH から計算した  $\text{F-NH}_3\text{-N}$  の濃度と脱窒速度との関係を示した。脱窒速度は非常に  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度、および  $\text{F-NH}_3\text{-N}$  の影響を強く受けることが確認され、 $\text{F-NH}_3\text{-N}$  が 1  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  以上であるとき、脱窒速度は  $0.2 \text{ mg} \cdot \text{NO}_3\text{-N} \cdot \text{g} \cdot \text{MLSS}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$  を下回った。

なお、 $\text{NO}_3\text{-N}$  の濃度の差による脱窒速度への影響は観察されなかった。

以上のことから、脱窒を円滑に進行させ効率的な処理を行うには、循環を組み込み硝化脱窒を図りつつ、全体の  $\text{NH}_4\text{-N}$  負荷を低減することが重要であり、また流入水の BOD/T-N 比が小さい場合、嫌気ろ床における HRT を長くするなどの対応が必要と考えられた。

### (3) まとめ

1) 循環を組み込むことで BOD/T-N 比のどの系においても硝化率、窒素除去率が高まったが、その傾向は BOD/T-N 比 4 で顕著であった。また流入排水の BOD/T-N 比の変動があっても循環を組み込むことで硝化脱窒に及ぼす影響を軽減できることがわかった。

2) BOD/T-N 比 4 で循環比 4 の系では好気槽の pH 中性化が他の系と比較して顕著であり、その結果として、アンモニア酸化細菌の活性および個体数が高く維持され、硝化率が高く得られたことから処理の安定、効率化を図る上では循環、およびバランスのとれた排水組成が重要な因子であることが確認された。

3) 連続実験の結果より、 $\text{NH}_4\text{-N}$  は 100  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  程度になると脱窒活性が 30% 以上低下し、また硝化活性も 100  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  以上になると著しく低下したことから、 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度が硝化のみならず脱窒にも重要な抑制因子とし

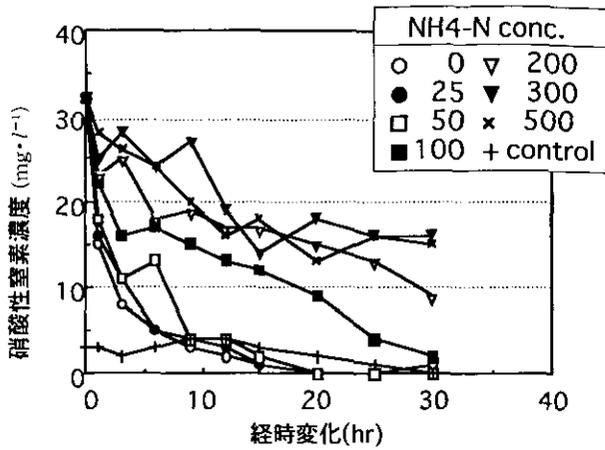


図42 脱窒速度に及ぼすアンモニア性窒素濃度の影響 (初期設定硝酸性窒素濃度 $30\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )

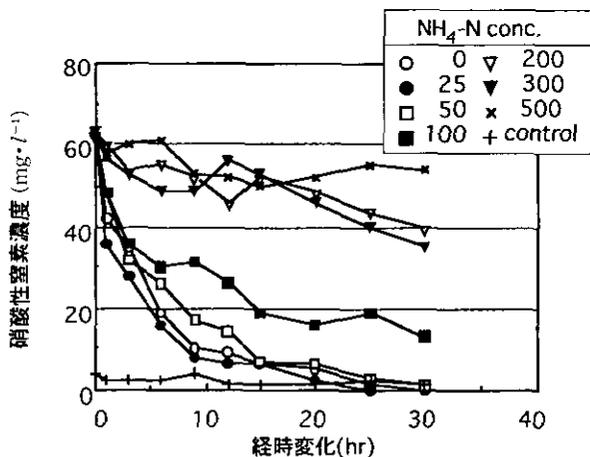


図43 脱窒速度に及ぼすアンモニア性窒素濃度の影響 (初期設定硝酸性窒素濃度 $60\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )

て働くことが示唆された。

4) 脱窒菌は循環比4の実験系でバイオマスは若干大きく観察されたが、循環比0の実験系と比較して、嫌気第2槽においてバイオマスが大きく観察された。また、循環比4の実験系において各BOD/T-N比で脱窒菌のバイオマスに顕著な差は観察されなかったにもかかわらず、脱窒能はBOD/T-N比4が大きく得られた。ゆえに、脱窒菌の活性を高く維持するうえで循環は必須であり、また高度に窒素を除去するうえではBOD/T-N比は重要な因子であることが明らかとなった。

5) 回分実験より、遊離の $\text{NH}_3\text{-N}$ と脱窒速度との間に一定の相関が観察された。すなわち、流入排水中において $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が高すぎ、また脱窒の進行によるアルカリ度の放出によりアルカリ側にpHがシフトしすぎると、脱窒菌の活性が大きく低下することがわかった。

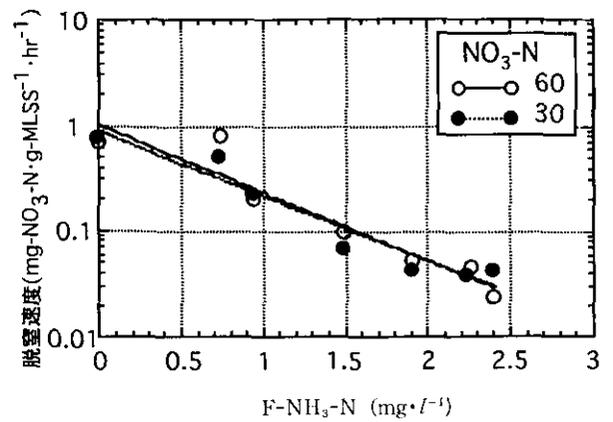


図44 嫌気汚泥の脱窒速度とF-NH<sub>3</sub>-Nの関係

### 2.3.3 リン負荷削減技術の対費用効果および環境改善効果の試算

河川、湖沼などの閉鎖性水域において窒素、リン等の栄養塩類の増加による富栄養化の進行が著しく、現在社会的問題となっている。富栄養化の進行を抑制する上では排水中からの窒素、リン除去は必須である。特に、生活排水による汚濁負荷割合が約70%と高い我が国においては、生活排水対策の重要な位置づけにある小規模合併処理浄化槽においても高度処理の導入が必要である。しかし経費や維持管理の点を考えた場合、特に小規模排水処理施設についてはリンの効果的な対策が確立されるに至っておらず、その手法の開発が強く要求されている。

本研究では上記の点を鑑み、アルミニウム電解法により、小規模排水処理施設に適應した、リンを高度に除去する手法の効果を実験によって検討し、得られた処理性能に基づき生活排水からのリン負荷削減の対費用効果に関する試算、および環境改善に及ぼす効果を手賀沼をモデルとし検討した。

#### (1) リン負荷削減技術の実験的検討および効果の評価

##### 1) 実験装置

電解法の装置としては、4lの角型リアクター内に幅8cm×深さ40cm、厚さ1mmのアルミニウム板2枚を設置したものを3基用いた。各アルミニウム板に定電圧発生装置から電流を流し、電気分解を行った。生活排水を流入原水とし、水理的滞留時間(HRT)は24時間に設定した。また実際に生活排水を流入原水とした6人槽の合併処理浄化槽2基を設置し、そのうちの1基に同様の電解法を導入し比較実験を行った。この場合アルミニウム板10cm×100cm、厚さ2mmのものを1cm間隔

で並列に5枚設置し、交互に陽極、陰極が配置されるように通電した。

## 2) 運転条件

通電条件としては、流入リン濃度の1~3倍(実施設では3倍)のモル量のアルミニウムイオンを溶解させる理論電流量を算出、設定し電極は陽極と陰極を切り替えながら運転を行った。

## 3) 結果および考察

アルミニウム電解法におけるリン除去は主に次に示す反応過程で行われるものと推定される。



式(1)は陽極における反応でアルミニウムが溶解する過程を示している。式(2)ではリンとの結合する過程であり、式(3)は副次反応として過剰のアルミニウムイオンが沈殿する反応である。

室内実験においては流入リン濃度と同じモル量のアルミニウムイオンを溶解させる電流値である2mAで行った系と比較すると、その2倍、3倍である4mA、6mAで行った系が安定して90%程度の高い除去率が得られることがわかった。

また室内実験の結果をもとに実施設において行った結果でも、開始直後には95%以上の高い除去率を示し、長期にわたり70%程度の除去率が得られた。なお、電極板に皮膜が形成されるとリン除去率は若干低下するが、自然はく離により、ある程度安定した除去率の得られることが明らかになった。

## 4) リン負荷削減技術の効果の評価

アルミニウム電解法において電流値を理論値の2倍程度に設定すると安定した、高い除去率を維持できることがわかった。また、電極に付着する皮膜は適度にはく離するために除去能には大きな影響を与えないことがわかった。しかし実用レベルで処理水リン濃度を $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に安定した除去を行う上では電流値、電極板の枚数などを適正化する必要があることがわかった。以上を踏まえて、アルミニウム電解法を浄化槽に導入した場合のコストを試算すると、以下のようになる。

### (a) イニシャルコスト

イニシャルコストとしては、アルミニウム電解装置の価格及び設置のための費用が必要となる。アルミニウム電解装置は試作段階でおよそ25万円であったが、大量に

生産された場合5万円程度になると見込まれる。また設置のための費用は人件費等から、1.5万円程度と見積もられる。

### (b) ランニングコスト

ランニングコストとしては、電気代およびアルミ電極の消耗分を見積もる必要がある。電気代は、電力量が0.5kwh/日程度であることから、1日8円程度と考えられる。またアルミ電極の消耗分は10g/日程度となる。したがって月200円程度と現在の合併処理浄化槽のランニングコスト1,500円に比較して13%増加するものの、大きな負担増にはならないことがわかる。このようなことから、アルミ電解法はさらに技術開発が必要ではあるものの、十分に実用化される可能性を有していると考えられる。

## (2) 手賀沼におけるアルミニウム電解装置の導入による環境改善効果

### 1) モデル地域・手賀沼の概要

手賀沼の周辺は、近年東京通勤圏であるためベッドタウン化が進み人口が急増している。手賀沼の流域面積は150km<sup>2</sup>、流域面積1km<sup>2</sup>当たりの人口は3,000人(平成4年度)と他の湖沼と比較すると最も多い。一方、平均水深は0.9mと極めて浅く、湖沼面積も6.5km<sup>2</sup>と小さいために貯水量100万m<sup>3</sup>当たりの人口も81,000人(平成4年度)と最も多い。このことからわかるように手賀沼は生活排水による汚濁負荷割合が最も高い湖沼となっている。

### 2) 手賀沼の現状

環境庁の湖沼水質保全計画の概要からわかるように、手賀沼における環境基準は全リンにおいては琵琶湖の10倍である $0.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と高く設定されているにもかかわらず、基準値を約5倍も上回っており汚濁が進んでいることがわかる。このような手賀沼の水質は、環境庁が毎年公表している全国湖沼水質測定結果のワーストランキングにおいて、平成5年度水質で昭和49年から連続20年間ワースト1位となった。しかも第2位の春採湖とは平成5年度でCOD年平均値で $7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ という大きな隔りがある。

### 3) 手賀沼流域における生活排水処理の状況

手賀沼流域には、5市3町1村があり流域人口は約49万人(平成9年度)、その内下水道の普及率は59.5%であり、平成4年度における手賀沼流域の公共用水への排

表19 汚濁負荷発生源から排出されるリン負荷量  
(平成2年度の資料)

汚濁負荷発生源	リン負荷量 (kg/日)	リン負荷割合 (%)	利用人口(人)
流域下水道	系外排出	系外排出	145,900
公共下水道	5.2	1.8	18,500
合併処理浄化槽	20.3	6.9	37,000
単独処理浄化槽	141.2	48.2	176,100
し尿処理場	20.1	6.9	39,300

出負荷量は COD : 6,325 kg/日, T-N : 2,168 kg/日, T-P : 276 kg/日である。

発生源別負荷量割合は生活系の比率が70%と非常に高い。また河川別に見ると、松戸市、柏市、流山市などの人口が多い地域を流れる大堀川と大津川で75~81%もの排出負荷割合を占めている。各市町村における汚濁負荷発生原単位は、下水道の設備がなされていない地域においては、ほとんどが浄化槽を利用しているが、合併処理浄化槽約4万5千基に対して単独浄化槽が約17万基と圧倒的に単独処理浄化槽の設置数が多い。全国的に見ると単独処理浄化槽の割合はさらに高く92.3%を占めている。また、新設の浄化槽においてもその割合は年々減少してはきているものの、依然として単独浄化槽が約7割を占めている。これは法的に設置が認められ、水洗化という個人のニーズを充足する上では、コストの低い単独処理浄化槽が選択されているためと思われる。

千葉県においては、昭和62年度から、手賀沼・印旛沼の水質汚濁の主要原因である生活雑排水対策の一環として、両沼流域への家庭用小型合併処理浄化槽の設置促進を図るため、国および流域市町村と協同し、補助事業を実施している。単独処理浄化槽は合併処理浄化槽に比べて約8倍の汚濁負荷を与えるものであり、全戸を合併処理浄化槽に転換することにより、いっそうの水質保全効果が期待できる。

#### 4) アルミニウム電解装置導入による環境改善効果

前述したとおりリン除去に関しては、現在の小規模合併処理浄化槽では、15~35%程度の除去率しか得られていないのが現状であり、特に手賀沼においては、流入全リンの68%が生活系であることから、浄化槽にアルミニウム電解装置を設置しリンを高度に除去することにより手賀沼におけるリン濃度を大幅に減少させることが可能である。そこで実際に算定したアルミニウム電解法装置の価格をもとにして、いくつかのケースを設定しそれ

ぞれの排出リン負荷量の削減量の算定、さらにそれに必要となる費用の算定を行い、リン負荷削減の対費用効果に関する試算を行った。試算に用いたリン負荷削減に関するデータは表19に示した。

ここで試算に当たっては以下の仮定を置いた。

(a) 合併処理浄化槽の価格については、設置されている処理対象人員により建設費は大きく異なる。また、流域に設置されている浄化槽の中には当然、小型浄化槽だけでなく処理対象人員が500人以上の大型のものもあるため、一概には設定価格を決定しにくい。手賀沼流域における単独処理浄化槽の大部分は一般家庭に用いられているものなので、平均して7人槽が用いられているものとし、平均世帯人員を3.5人とし、1人当たりの建設費を38万円と設定した。

(b) 生活排水中の全リンにおけるし尿と生活雑排水の比率は6:4とする。

(c) 単独処理浄化槽によるリン除去率は20%、合併処理浄化槽では30%とした。

またケース設定は、次に示す12ケースとした。

- A: 流域の既存の合併処理浄化槽の1/3に電解装置を設置した場合。
- B: 流域の既存の合併処理浄化槽の1/2に電解装置を設置した場合。
- C: 流域の既存の合併処理浄化槽のすべてに電解装置を設置した場合。
- D: 流域の既存の単独処理浄化槽の1/3に電解装置を

表20 手賀沼を対象としたリン負荷削減効果の試算

ケース	費用 (億円)	リン負荷 削減量 (kg/日)	リン負荷削減 割合 (%)	1億円当たりの リン負荷削減量 (kg/日)
A	1.85	6.09	3.26	3.29
B	2.78	9.14	4.89	3.29
C	5.55	18.27	9.78	3.29
D	8.81	25.42	13.61	2.89
E	13.21	38.12	20.41	2.89
F	26.42	76.25	40.82	2.89
G	272.84	16.13	8.63	0.06
H	10.77	48.39	25.88	4.49
I	409.26	24.20	12.94	0.06
J	16.16	72.59	38.82	4.49
K	818.52	48.39	25.88	0.06
L	32.31	145.17	77.63	4.49

設置した場合。

E：流域の既存の単独処理浄化槽の1/2に電解装置を設置した場合。

F：流域の既存の単独処理浄化槽のすべてに電解装置を設置した場合。

G：流域の雑排水未処理人口の1/3を合併処理浄化槽にした場合。

H：Gの場合に電解装置を取り付けた場合。

I：流域の雑排水未処理人口の1/2を合併処理浄化槽にした場合。

J：Iの場合に電解装置を取り付けた場合。

K：流域の雑排水未処理人口のすべてを合併処理浄化槽にした場合。

L：Kの場合に電極装置を取り付けた場合。

※初期設置時には設定電流値を理論値の3倍(除去率90%)に設定するものとする。

算定結果を表20に示す。手賀沼におけるリン負荷削減の費用算定では、合併処理浄化槽を導入した場合の対費用効果が最も悪いが、これは現在の合併処理浄化槽はリン除去率が低いためである。しかしBOD、窒素除去など

では非常に優れ、生活雑排水を処理しない単独処理浄化槽と比較すると、汚濁負荷が1/10であるといわれている。そうしたことから水質汚濁を考えるならば合併処理浄化槽の導入は必須である。また、合併処理浄化槽にアルミニウム電解装置を設置することによりリンの高度除去も可能となる。現在、各地の閉鎖性水域で富栄養化が問題となっていることや生活排水による汚濁負荷が高い我が国においては浄化槽でのリン除去が重要である。

(3) まとめ

1) リンの負荷削減技術の開発としてアルミ電解法を検討した結果、耐久性についてはさらなる改善が必要であるものの、リン濃度 $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下を達成する可能性が、ベンチスケールならびにフルスケール実験より明らかになった。

2) 手賀沼流域を対象としたアルミ電解法導入による環境改善の対費用効果を試算した結果、流域の雑排水未処理人口を合併処理浄化槽処理人口に転換するのに要する費用に4%上乗せすることにより、リン負荷削減量は3倍となることが示された。

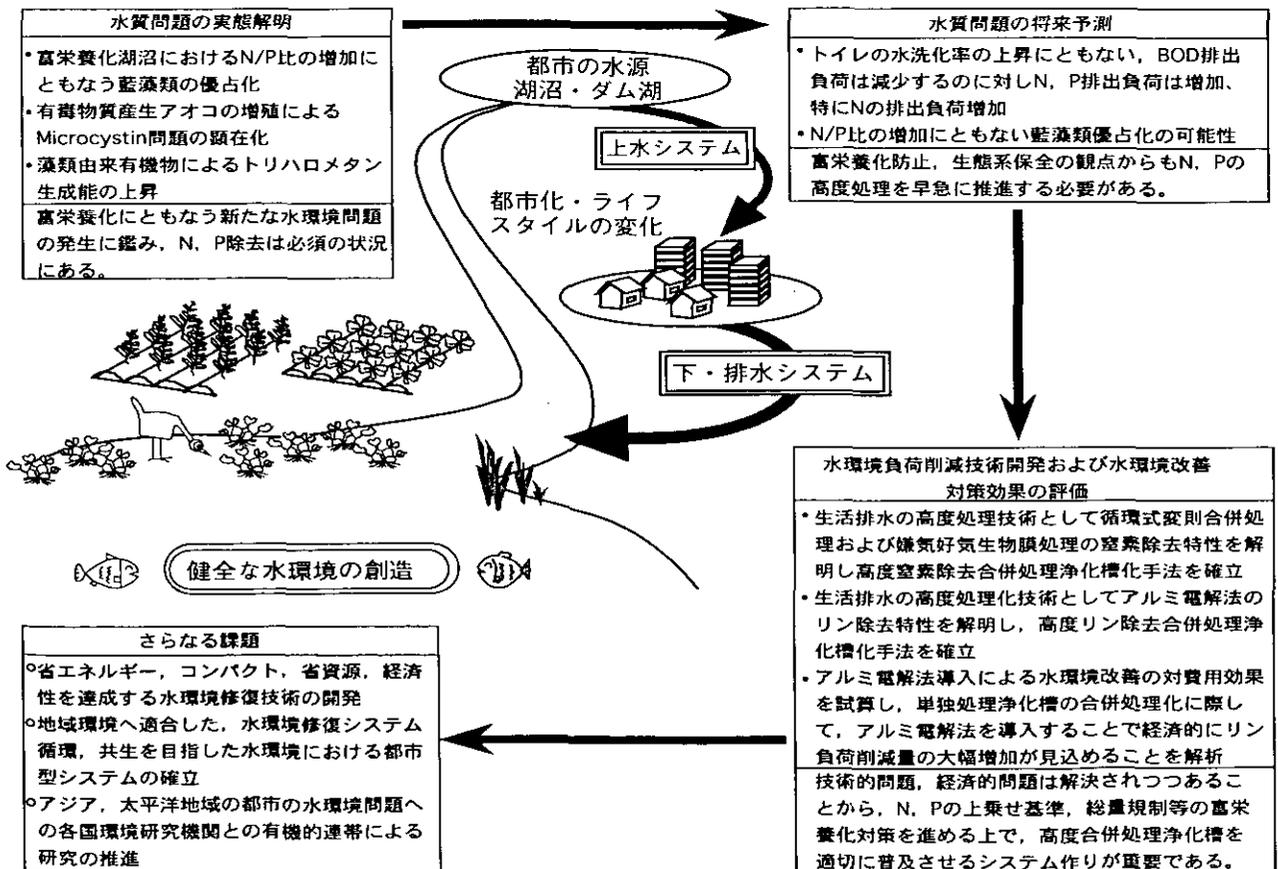


図45 都市の水質問題の把握とその対応策に関する研究成果の概要

## 2.4 総括および研究展望

高度経済成長期に深刻な公害問題を経験し、それを克服してきた我が国においても、富栄養化や水圏生態系の劣化という水環境問題は依然として改善の兆しを見せていないどころか、悪化する傾向にもあることは周知の通りである。これは、特に窒素、リン等の生活系からの環境負荷が都市化・ライフスタイルの変化に伴って増加する方向にあるのに対して、効果的な対策がとられていないためである。本研究ではこのような環境負荷の構造変化が都市域およびその周辺域で発生させている新たな水環境問題の解明、水環境問題の将来予測を行い、対応策としての高度処理技術開発およびその対策効果の評価を行った。得られた成果は図45にまとめた。

今後、都市の水環境の改善を図り、健全な水環境を創造していくためには、省エネルギー、コンパクト、省資源、経済性を達成する水環境修復技術開発がますます重

要になると考えられ、さらに高度な水環境修復技術をベースとした地域環境、地域生態系に適合した水環境修復システムを確立する必要がある。

特に、都市化の進んだ地域においては新たな水資源の確保が困難であることに加えて、水圏生態系の劣化が著しく、水環境が本質的に備えている水質浄化機能や親水機能が多大な損傷を受けているといわれている。今後、このような観点からの研究を進め、循環、共生を基調とした水環境の健全化のための都市システムを確立する必要がある。

また、アジア、太平洋地域における各国の都市の水環境問題は深刻さを増しており、今後本研究成果等を基に各国の環境研究機関と連携し、都市の水環境問題に関する研究開発を推進していくことが重要であると考えられる。

[資 料]

## I 研究の組織と研究課題の構成（水質関係）

### 1 研究の組織（当時）

#### [A 研究担当者]

##### 地域環境研究グループ

統括研究官	内藤正明（平成5～6年度） 森田昌敏（平成7～8年度）
水改善手法研究チーム	稲森悠平・高木博夫・水落元之 西村 修（平成6～8年度）
湖沼保全研究チーム	福島武彦・松重一夫
海域保全研究チーム	竹下俊二
水土壤圏環境部	
上席研究官	相崎守弘（平成5～7年度）
水環境工学研究室	今井章雄

#### [B 客員研究員]

栗原 康	（奥羽大学歯学部）	（平成5年度）
中村 以正	（筑波大学応用生物化学系）	（平成5年度）
中西 弘	（山口大学工学部）	（平成5年度）
中島 淳	（千葉県水質保全研究所）	（平成5年度）
高橋三保子	（筑波大学生物科学系）	（平成5，6年度）
森 忠洋	（島根大学農学部）	（平成5，6年度）
久芳 正義	（日本廃棄物処理技術管理者協議会）	（平成5～7年度）
林 紀男	（千葉県立中央博物館）	（平成5～7年度）
松村 正利	（筑波大学応用生物化学系）	（平成5，8年度）
戎野 棟一	（東邦大学理学部）	（平成5～8年度）
川端善一郎	（愛媛大学農学部）	（平成5～8年度）
須藤 隆一	（東北大学大学院工学研究科）	（平成5～8年度）
長坂 實上	（茨城大学工学部）	（平成6年度）
岡田 光正	（広島大学工学部）	（平成6，7年度）
青山 莞爾	（東邦大学理学部）	（平成6，8年度）
岡田 光正	（東邦大学理学部）	（平成6～8年度）
杉浦 則夫	（茨城県企業局）	（平成6～8年度）
保坂 義男	（茨城県企業局）	（平成6～8年度）
村上 和仁	（岡山県環境保健センター）	（平成6～8年度）
高橋 力也	（東京農業大学農学部）	（平成8年度）
平田 彰	（早稲田大学理工学部）	（平成8年度）
東 照雄	（筑波大学応用生物化学系）	（平成8年度）

## 2 研究課題と担当者（\*客員研究員，\*\*共同研究員）

### （1）環境負荷の構造変化からみた都市の水質問題の実態解明に関する研究

稲森悠平・内藤正明・高木博夫・水落元之・西村 修・福島武彦・栗原 康\*・中村以正\*・  
高橋三保子\*・久芳正義\*・川端善一郎\*・青山莞爾\*・岡田光正\*・杉浦則夫\*・保坂義男\*・東 照雄\*

### （2）環境負荷の構造変化からみた都市の水質問題の将来予測に関する研究

稲森悠平・水落元之・西村 修・竹下俊二・中西 弘\*・中島 淳\*・戎野棟一\*・岡田光正\*・  
村上和仁\*・高橋力也\*

### （3）水環境負荷削減技術開発および水環境改善対策の効果の評価に関する研究

稲森悠平・水落元之・西村 修・松重一夫・今井章雄・森 忠洋\*・林 紀男\*・松村正利\*・  
須藤隆一\*・長坂實上\*・平田 彰\*

## II 研究成果発表一覧

### 1 誌上発表

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
稲森悠平, 藤本尚志, 須藤隆一	水界生態系に及ぼす影響からみた 排水処理における窒素・リン同時 除去の必要性	用水と廃水	35(1)	19-26	1993
稲森悠平, 高井智丈, 須藤隆一	水環境改善のための新たな処理技 術	JETI	41(3)	33-41	1993
T. Takai, Y. Inamori, A. Hirata	Effects of pH and recirculation on the population dynamics of biomass and activity of nitrify- ing bacteria in anaerobic-aero- bic biofilm process	Microorg. act. sludge & biofilm processes, IAWQ			1993
稲森悠平, 西村 浩, 高井智丈, 平田 彰	生活排水の循環式変則合併処理浄 化槽による高度処理	用水と廃水	35(7)	18-26	1993
稲森悠平, 金 周永, 杉浦則夫, 須藤隆一	生物活性炭流動床法における浄化 能と生物相	用水と廃水	35(8)	12-19	1993
稲森悠平, 高井智丈, 須藤隆一	窒素・リン対策の最新動向と除去 技術	資源環境対策	29(8)	12-23	1993
孔 海南, 稲森悠平, 中西 弘, 須藤隆一	循環自己造粒・セラミックス充填 好気ろ床プロセスにおける細菌相 と処理特性	環境工学研究論文集	30	153-163	1993
稲森悠平, 水落元之, 高井智丈	高度処理技術の課題と展望	施行単価資料'93年冬季版		588-592	1993
稲森悠平, 孔 海南	生活排水からの窒素・リン削減と 高度処理技術の動向および展望	Adv. Purif. Waste-water	(28)	5-24	1993
小西秀則, 山上信明, 清水憲次, 稲森悠平	ドラフトチューブ型気液接触装置 を組み込んだ間欠曝気活性汚泥法 における窒素・リンの除去特性	用水と廃水	36(3)	17-21	1994
稲森悠平, 西村 修, 高井智丈, 須藤隆一	水源保全のための高度処理浄化槽 の技術開発・普及のあり方	月刊生活排水	14(155)	1-10	1994
稲森悠平, 林 紀男, 高井智丈, 須藤隆一	食品産業の排水処理技術の現状と 今後の課題	食品と開発	29(4)	34-39	1994
稲森悠平, 水落元之, 西村 修, 藤本尚志	土壌浸透法を用いた排水処理と窒 素負荷量	環境と測定技術	21(12)	8-18	1994

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
稲森悠平, 岩見徳雄, 兪 順珠, 近山憲幸	農山村地域における有機廃棄物の 高温好気発酵法による資源循環高 度処理	用水と廃水	37	50-56	1995
稲森悠平, 西村 浩, 西村 修, 藤本尚志	都市環境水の浄化手法	用水と廃水	37	621-627	1995
須藤隆一, 孔 海南, 小沼和博, 藤本尚志, 稲森悠平	高濃度有機性排水処理の動向	環境管理	31	801-811	1995
稲森悠平, 高井智丈	高度処理技術の導入と水環境の改 善	水道公論	31(6)	24-27	1995
稲森悠平, 孔 海南, 呉 曉磊, 須藤隆一	高濃度有機性排水処理の高度化の 重要性と動向	用水と廃水	37	785-794	1995
稲森悠平, 高井智丈	水質保全における窒素・リン対策 の現況と除去対策	産業と環境	23(9)	105-112	1995
稲森悠平, 藤本尚志	土壌浸透法を用いた排水処理と窒 素負荷	土壌・地下水汚染と対策(平 田健正編著, (社)日本環境 測定分析協会, 304p.)		200-204	1996
H.K. Park, I.N. Jin, H.I. Rhu, J.K. Ryu, Inamori Y.	Microcystin (Hepatotoxin) pro- duction from Korean isolates of the <i>Microcystis</i> spp. (Cyano- bacteria)	J. KSWQ		29-34	1996
Y. Inamori, T. Takai, Y. Yamamoto, N. Katagai, T. Sankai, A. Hirata	Sludge production characteris- tics of small-scale wastewater treatment facilities using anaer- obic/aerobic biofilm reactors	Wat. Sci. Tech	34	379-387	1996
稲森悠平, 染谷敬幸, 杉浦則夫, 松村正利	富栄養化湖沼で発生するアオコ由 来の有毒物質 Microcystin の現 存量実態調査	国立環境研究所資料 F-99 -'97/NIES		22-25	1997
李 保瑛, 稲森悠平, 杉浦則夫, 須藤隆一	微生物担体によるカビ臭物質2- MIB の生分解特性	国立環境研究所資料 F-99 -'97/NIES		26-29	1997
近山憲幸, 稲森悠平, 杉浦則夫, 松村正利	生物膜法による藻類由来トリハロ メタン前駆物質の除去特性	国立環境研究所資料 F-99 -'97/NIES		30-33	1997

2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
小西秀則, 清水憲次, 山上信明, 西川孝蔵, 稲森悠平	ドラフトチューブ付気液接触装置特性と その効率的排水処理に関する研究	日本水環境学会第27回年会	静岡	1993. 3
庄司成敬, 井上 充, 平野浩二, 稲森悠平	限外ろ過膜を組み込んだ回分活性汚泥法 における処理の高度化	日本水環境学会第27回年会	静岡	1993. 3
渡辺 稔, 前嶋孝明, 安富俊雄, 太田絵津奈, 森田美津子, 祐田泰延, 稲森悠平	活性汚泥を用いた製紙排水処理に関する 研究－馴化した活性汚泥による検討－	日本水環境学会第27回年会	静岡	1993. 3
稲森悠平, 水落元之, 照沼 洋, 山本 眞, 幕田俊信, 内田達也, 木持 謙	間欠ばつ気生物学的窒素・リン高度処理 と温暖化ガス抑制における嫌気条件の効 果	第28回日本水環境学会年会	宇都宮	1994. 3
稲森悠平, 小沼和博, 松村正利, 朴 哲熙, 須藤隆一	オゾン酸化分解の埋立地浸出水の高度処 理における効果	第28回日本水環境学会年会	宇都宮	1994. 3
俞 順珠, 徐 胤洙, 稲森悠平, 岩見徳雄, 近山憲幸	養豚排水の高温好気発酵プロセスによる 処理特性	第28回日本水環境学会年会	宇都宮	1994. 3
稲森悠平, 高谷彰之, 高井智丈, 平田 彰	循環式嫌気好気生物膜法における汚泥生 成能と高度処理	第28回日本水環境学会年会	宇都宮	1994. 3
稲森悠平, 西村 修, 山内健太郎, 松村正利, 高井智丈	脱窒ろ床・接触ばつ気循環法の処理特性 に及ぼす水温の影響	日本水処理生物学会第31回 大会	横浜	1994. 10
菊池寿一, 照沼 洋, 幕田俊信, 稲森悠平	DO自動制御間欠ばつ気活性汚泥・膜ろ 過法による生活排水の高度処理	日本水処理生物学会第31回 大会	横浜	1994. 10
孔 海南, 稲森悠平, 近藤雅夫, 岡本正浩, 上原 勝	嫌気好気高濃度活性汚泥・吸引式中空糸 膜分離プロセスにおける高度処理と膜 Flux 性能	日本水処理生物学会第31回 大会	横浜	1994. 10
稲森悠平, 岩見徳雄, 近山憲幸, 須藤隆一	高温・好気生物膜発酵法による高濃度有 機廃棄物の分解と廃食用油添加の効果	第29回日本水環境学会年会	広島	1995. 3
T. Tkai, A. Hirata, K. Yamauchi, Y. Inamori	Effects of temperture and VFA on nitrification-denitrification activity in small-scale anaerobic-aerobic recir- culation biofilm precess	3rd. Int. Spec. Design & Oper. SWTP	Malaysia	1995. 10

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年 月
藤本尚志, 稲森悠平, 杉浦則夫, 須藤隆一	藍藻類 <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Phormidium tenue</i> の混合培養系における種間競争の数値シミュレーションによる解析	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
孔 海南, 呉 暎磊, 稲森悠平, 須藤隆一	高濃度活性汚泥・中空糸膜分離法における膜のクロスフロー式と吸引式の比較	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
稲森悠平, 脇阪 純, 西村 浩, 須藤隆一, 武士俣博	水路直接浄化システムにおける未利用資源接触担体の浄化特性評価	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
西村 浩, 稲森悠平, 須藤隆一, 寺村昌忠, 武士俣博	汚濁河川水域等における未利用資源の活用による自浄作用の強化	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
高井智丈, 朝井欣哉, 田村明威, 平田 彰, 山海敏弘, 稲森悠平	嫌気好気流動床による厨房排気水の高度処理に関する研究	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
稲森悠平, 新岡宏志, 高井智丈, 高 躍華, 青山莞爾, 松村正利	モノクローナル抗体による硝化細菌の定量化に関する研究	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
宮坂 章, 稲森悠平, 水落元之	生物活性炭を利用した流動床式嫌気好気法による生活排水の高度処理	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
藤井邦彦, 稲森悠平, 松村正利, 杉浦則夫	高温好気発酵法に出現する好熱性細菌の特性	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
稲森悠平, 安藤 洋, 東 照雄	高温好気発酵法による有機廃棄物の分解特性	日本水処理生物学会第32回大会	大 阪	1995.11
高井智丈, 朝井欣哉, 田村明威, 平田 彰, 稲森悠平	嫌気好気循環式流動床法による厨房排水の処理特性に及ぼす環境因子の影響	第30回日本水環境学会年会	福 岡	1996. 3
稲森悠平, 岩見徳雄, 安藤 洋, 東 照雄	高温好気発酵法における有機廃棄物の処理特性に及ぼす担体の効果	第30回日本水環境学会年会	福 岡	1996. 3
稲森悠平, 脇阪 純, 西村 浩, 石塚皓造, 小野木三津子	地域未利用資源を活用した生物膜法における水質浄化特性	第30回日本水環境学会年会	福 岡	1996. 3
稲森悠平, 生田 創, 高井智丈, 山本泰弘, 青山莞爾	生物ろ過法の処理特性に及ぼす水温, 流入負荷, 逆洗の影響	日本水処理生物学会第33回大会	つくば	1996.11

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年 月
稲森悠平, 本幡昭治, 高井智丈, 敷島哲也, 古屋 昇	アルミニウム電気分解によるリン除去に 関する基礎的検討	日本水処理生物学会第33回 大会	つくば	1996.11
稲森悠平, 小池晃代, 岩見徳雄, 板山朋聡, 戎野棟一	<i>Microcystis</i> 属の多糖質産生と環境要因	日本水処理生物学会第33回 大会	つくば	1996.11
片岡伸介, 大内山高広, 稲森悠平	機能強化微生物を用いた汚泥減量化処分 システムの実施設での活用	日本水処理生物学会第33回 大会	つくば	1996.11
安藤 洋, 稲森悠平, 水落元之, 池田亮子, 東 照雄	高温好気発酵法によるアオコの分解特性	日本水処理生物学会第33回 大会	つくば	1996.11
宮坂 章, 稲森悠平, 水落元之, 孔 海南	生物活性炭・包括固定化担体・吸着脱リ ンシステムによる窒素およびリンの高度 除去	日本水処理生物学会第33回 大会	つくば	1996.11
稲森悠平, 染谷敬幸, 杉浦則夫, 松村正利	富栄養化湖沼で発生するアオコ由来の有 毒物質 Microcystin の現存量の実態調 査	日本水処理生物学会第33回 大会	つくば	1996.11
稲森悠平, 木持 謙, 水落元之, 岡安智道, 古屋 昇	窒素負荷変動下における鉄塩凝集剤添加 間欠ばっ気活性汚泥法の N <sub>2</sub> O 発生特性	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3
稲森悠平, 水落元之, 生田 創, 青山莞爾, 山本泰弘, 高井智丈, 平田 彰	生物ろ過法の担体付着生物の処理機能に 及ぼす水温, 流入負荷, 逆洗の影響	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3
近山憲幸, 稲森悠平, 西村 修, 杉浦則夫, 松村正利	生活排水処理水の藻類増殖潜在能と THM 生成能との関係	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3
宮坂 章, 稲森悠平, 水落元之, 西村 修	生物活性炭・包括固定化担体・吸着脱リ ンシステムによる生活排水の高度処理	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3
稲森悠平, 西村 修, 高井智丈, 平田 彰, 本幡昭治, 古屋 昇, 敷島哲也	アルミニウム電解法によるリンの高度除 去	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3
稲森悠平, 小池晃代, 板山朋聡, 岩見徳雄, 戎野棟一	<i>Microcystis</i> 属の多糖質特性に及ぼす環 境要因の影響	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年 月
板山朋聡, 岩見徳雄, 稲森悠平, 杉浦則夫	アオコの発生消滅に関する個体群動態と アオコの発生制御	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3
稲森悠平, 染谷敬幸, 杉浦則夫, 西村 修, 松村正利	<i>Microcystis</i> 属の増殖および消滅過程に おける Microcystin の挙動	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3
安藤 洋, 東 照雄, 稲森悠平, 岩見徳雄, 水落元之, 張 盛, 池田亮子	高温好気発酵法における有機廃棄物の処 理と温室効果ガス発生特性	第31回日本水環境学会年会	札 幌	1997. 3

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告  
SR-26-'98

---

平成10年3月30日発行

編集 国立環境研究所 編集委員会

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305-0053 茨城県つくば市小野川16番2

電話 0298-50-2343 (ダイヤルイン)

---

印刷 株式会社 コームラ

〒501-2517 岐阜県岐阜市三輪プリントピア3

Published by the National Institute for Environmental Studies  
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-0053 Japan

本報告書は再生紙を使用しています。