

路面排水中の有機物質および栄養塩類の
流出挙動とその削減手法に関する研究

2007 年

和田 桂子

博士学位論文題目：

「路面排水中の有機物質および栄養塩類の流出挙動とその削減手法に関する研究」

目 次

第 1 章 序 論	1
1.1 概説	1
1.2 琵琶湖流域のノンポイント汚染の状況	2
1.2.1 水質保全対策の現状	2
1.2.2 土地利用形態の変化	2
1.2.3 道路環境の推移	3
1.2.4 農地ノンポイント対策の現状	3
1.2.5 都市ノンポイント対策の現状	4
1.3 琵琶湖流域の都市ノンポイント対策の課題	4
1.4 本研究の目標設定	5
1.5 本論文の構成	5
参考文献	
第 2 章 都市ノンポイント汚染に関する基礎的情報	11
2.1 概説	11
2.2 都市域のノンポイント汚染源	11
2.2.1 汚染物質の種類	11
2.2.2 汚染物質の流出挙動	13
2.3 土地利用形態による汚濁負荷量	14
2.3.1 都市域	14
2.3.2 市街地・道路	18
2.3.3 大気降下物	19
2.4 汚濁負荷量の変動要因	22
2.5 汚濁負荷量の算定方法	24
2.6 汚濁負荷量の流出解析	25
2.7 汚濁負荷量の削減手法	26
2.7.1 国内事例	26
2.7.2 海外事例	28
2.8 結語	31
参考文献	

第 3 章	本研究における調査および実験方法	37
3.1	概説	37
3.2	雨天時路面排水調査および土壌浸透処理実験の目的と方法	37
3.3	実験施設の概要	41
3.3.1	初期フラッシュ排水の土壌浸透処理装置	41
3.3.2	透水性舗装の浸透処理施設	43
3.4	試料採取地点の概要	44
	参考文献	
第 4 章	雨天時路面排水の調査結果および負荷流出機構の解析	51
4.1	概説	51
4.2	雨天時路面排水調査結果の解析	51
4.2.1	雨天時路面排水の流出特性	51
4.2.2	浮遊成分の水質特性および流出挙動	54
4.2.3	粒子態と溶存態成分の水質特性および流出挙動	56
4.3	雨天時路面排水における初期フラッシュ排水量の推定	59
4.3.1	初期フラッシュ排水量の定義	59
4.3.2	初期フラッシュ排水量の定義に基づく検証	60
4.4	初期フラッシュ排水汚濁負荷量に係る影響因子の考察	62
4.4.1	先行晴天日数	62
4.4.2	交通量	64
4.5	路面上の堆積汚濁負荷量の推定	66
4.6	結語	72
	参考文献	
第 5 章	土壌浸透処理を用いた路面排水負荷削減技術の開発と評価	77
5.1	概説	77
5.2	初期フラッシュ排水負荷削減のための土壌浸透処理実験	77
5.2.1	処理装置を用いた土壌浸透処理実験の水質測定結果	77
5.2.2	除去特性の把握	80
5.2.3	初期フラッシュ排水負荷削減効果の評価	82
5.2.4	路面排水全負荷量からみた削減特性の評価	84
5.2.5	土壌浸透処理装置の実用性に向けた検討	86
(1)	土壌層の閉塞状況	86
(2)	処理流量の経日変化	87
(3)	運用後の充填土壌分析結果	88
(4)	土壌浸透処理装置の改善策	89

5.3	路面排水浄化効果把握のための土壌浸透処理実験	90
5.3.1	透水性舗装での土壌浸透処理実験の水質測定結果	90
5.3.2	土壌浸透による水質浄化特性	93
5.4	道路堆積物汚濁負荷量把握のための道路塵埃調査	95
5.4.1	道路塵埃含有水の水質測定結果	95
5.4.2	路面清掃による負荷削減効果の評価	97
5.5	結語	98
	参考文献	
第 6 章	路面負荷流出予測のためのモデルの構築と路面負荷の評価	103
6.1	概説	103
6.2	予測解析方法	104
6.3	負荷堆積・流出モデルの導出	105
6.3.1	先行晴天期間の負荷堆積モデル	105
6.3.2	雨天時における負荷流出モデル	106
	(1) 雨水流出モデル（タンクモデル）	106
	(2) 雨天時負荷流出モデル	109
6.4	負荷堆積・流出モデルの検証と考察	110
6.4.1	雨水流出モデルの検証と考察	110
6.4.2	雨天時負荷流出モデルの検証と考察	112
6.4.3	雨天時負荷流出量の評価	115
6.5	琵琶湖流域の市街地道路におけるモデルの適用	117
6.5.1	共通パラメータの検討	117
6.5.2	雨天時路面排水の汚濁負荷量の推定	120
6.5.3	初期フラッシュ排水の土壌浸透処理による負荷削減量の評価	122
6.6	結語	123
	参考文献	
第 7 章	結 論	127
7.1	概説	127
7.2	今後の展望	130

謝辞

図 目 次

Fig. 1-1	滋賀県における車種別自動車保有車両数(軽自動車を含む)の推移	3
Fig. 1-2	本論文全体の研究フロー	7
Fig. 2-1	都市化の進展による水質汚濁負荷量の増加要因	22
Fig. 2-2	雨水浸透施設のイメージ図	26
Fig. 2-3	実道路における排水路構造パターン	27
Fig. 2-4	初期排水を分水する構造案	27
Fig. 2-5	雨天時流出水負荷削減対策の施設構造例	29
Fig. 3-1	Run 1 の流量測定方法	39
Fig. 3-2	Run 2 のパーシャルフリューム流量計	39
Fig. 3-3	Run 3 における路面排水処理装置の概略図および流量測定地点	42
Fig. 3-4	Run 4 における路面排水処理装置の概略図および設置状況	43
Fig. 3-5	Run 5 における実験施設の採水箇所断面図	44
Fig. 3-6	調査および実験の実施地点	45
Fig. 3-7	調査および実験の地点状況等	47
Fig. 4-1	調査におけるハイドログラフおよびハイトグラフ(Run1-1~Run2-4)	52
Fig. 4-2	調査におけるハイドログラフおよびハイトグラフ(Run2-5~Run3-4)	53
Fig. 4-3	降水量と路面流出量の関係	54
Fig. 4-4	路面排水の濁度、SS 濃度の経時変化	55
Fig. 4-5	路面排水中の各水質項目における全濃度と粒子態濃度の関係	57
Fig. 4-6	路面排水の水質濃度と累加流出高の推移	59
Fig. 4-7	初期フラッシュ排水量推定の考え方	60
Fig. 4-8	初期フラッシュ排水とフラッシュ後の排水の濃度比較	61
Fig. 4-9	初期フラッシュ排水汚濁負荷量と先行晴天日数の関係	63
Fig. 4-10	初期フラッシュ排水汚濁負荷量と交通量の関係(粒子態成分)	64
Fig. 4-11	初期フラッシュ排水汚濁負荷量と交通量の関係(溶存態成分)	65
Fig. 4-12	汚濁負荷量と累加流出高の関係	66
Fig. 4-13	総流出高および累加流出高 2.5 mm における Lu 値と先行晴天日数の関係	70
Fig. 4-14	累加流出高 2.5 mm における k 値と降雨強度の関係	71
Fig. 5-1	初期フラッシュ排水と土壌浸透処理水の水質濃度の比較(1)	78
Fig. 5-2	初期フラッシュ排水と土壌浸透処理水の水質濃度の比較(2)	79
Fig. 5-3	初期フラッシュ排水と土壌浸透処理水の窒素形態別濃度変化	81
Fig. 5-4	土壌浸透処理における初期フラッシュ排水の流入負荷量および流出負荷量の関係	82
Fig. 5-5	土壌浸透処理における形態別初期フラッシュ排水の流入負荷量および流出負荷量の関係	83

Fig. 5-6	総降水量と初期フラッシュ排水土壌削減率の関係	85
Fig. 5-7	閉塞時の土壌処理槽	86
Fig. 5-8	回復作業後の土壌処理槽	86
Fig. 5-9	バルブ全開時の処理水流量と経過日数の関係	87
Fig. 5-10	土壌浸透前と土壌浸透後の水質濃度の比較（１）	91
Fig. 5-11	土壌浸透前と土壌浸透後の水質濃度の比較（２）	92
Fig. 5-12	土壌浸透前と土壌浸透後の水質濃度の関係	94
Fig. 6-1	解析フロー	104
Fig. 6-2	タンクモデルの概略図	106
Fig. 6-3	$h(0) > h_1$ のイメージ図	108
Fig. 6-4	$h(0) < h_1$ のイメージ図	109
Fig. 6-5	雨水流出モデルの検証結果	111
Fig. 6-6	路面排水流出負荷量の実測値と計算値の比較（１）	116
Fig. 6-7	路面排水流出負荷量の実測値と計算値の比較（２）	117
Fig. 6-8	共通パラメータ代入時の路面排水流出量の観測値および計算値	118
Fig. 6-9	共通パラメータ代入時の路面排水汚濁負荷量の実測値および計算値	120
Fig. 6-10	湖沼水質保全計画原単位との比較	121
Fig. 6-11	滋賀県内道路種別による平日自動車類 12 時間交通量	121
Fig. 6-12	路面排水負荷削減対策の実施有無による流出負荷量の比較	122

表 目 次

Table 2-1	ノンポイント汚染の汚濁物質および発生原因	12
Table 2-2	土地利用形態別の路面堆積負荷量	15
Table 2-3	PLUARG の流域調査による土地利用形態別汚濁負荷量	15
Table 2-4	同一都市流域での土地利用形態別汚濁負荷量	16
Table 2-5	SS 汚濁負荷量の土地利用形態別比較	17
Table 2-6	主要幹線道路からの距離に対する積雪中の汚濁負荷量	18
Table 2-7	市街地および道路から発生する汚濁負荷量	19
Table 2-8	降水中の含有汚濁負荷量	21
Table 2-9	路面排水の汚濁負荷量変動要因	23
Table 2-10	琵琶湖に係る湖沼水質保全計画に基づく土地利用形態別原単位	24
Table 2-11	TSS 基準達成のための地区、州プログラム	28
Table 2-12	流出水制御のための管理手法の評価	30
Table 3-1	調査および実験における目的と方法	38
Table 3-2	水質の分析方法	40
Table 3-3	土壌の分析方法	41
Table 3-4	調査および実験時の諸条件	46
Table 3-5	道路塵埃調査時の諸条件	46
Table 4-1	初期フラッシュ排水濃度結果と他の道路調査結果との比較	62
Table 4-2	路面堆積物の堆積負荷量および負荷流出係数の推定結果	67
Table 4-3	累加流出高 2.5 mm における堆積負荷量および負荷流出係数の 推定結果	68
Table 4-4	Lu 値と先行晴天日数の決定係数	69
Table 4-5	k 値と降雨強度の決定係数	69
Table 4-6	Lu 値と降水量および先行晴天日数の重回帰分析結果	72
Table 5-1	初期フラッシュ排水および土壌浸透処理水の平均水質濃度	80
Table 5-2	初期フラッシュ排水の土壌浸透処理削減率	84
Table 5-3	土壌浸透処理装置の初期充填土壌および表面堆積物の 土壌分析結果	88
Table 5-4	土壌浸透前後の平均水質濃度	90
Table 5-5	道路塵埃含有水の水質濃度測定結果	96
Table 5-6	路面清掃による年間塵埃除去量	97
Table 6-1	雨水流出に関するモデルのパラメータ	110
Table 6-2	モデル初期設定値	113
Table 6-3	雨天時流出負荷量に関するモデルのパラメータ	114
Table 6-4	雨天時流出量の観測値および計算値の比較	116
Table 6-5	雨水流出に関するモデルの共通パラメータ	118

Table 6-6	負荷流出に関するモデルの共通パラメータ	119
Table 6-7	滋賀県内の道路面積	121

第1章 序 論

1.1 概説

日本の閉鎖性淡水域の代表である琵琶湖は、多様な生物を育む古代湖であるとともに近畿圏 1,600 万人の貴重な水資源として重要な役割を果たしている。そのため、当流域では、生活系や産業系等のポイント汚染源から排出される汚濁負荷に対して、下水道や処理施設の整備、各種排水規制など様々な水質保全対策が実施されてきた¹⁾。当流域に相当する滋賀県の下水道普及率は、全国平均を上回る 80%(2005 年度末)に達し²⁾、汚濁負荷量は全体として減少傾向にある。しかしながら、COD、T-N が増加傾向にあり、北湖、南湖での COD、T-N、南湖での T-P は未だ環境基準を達成していない状況である^{2~4)}。

琵琶湖流域での汚濁負荷量を発生源種でみると、ノンポイント汚染(自然系+市街地系+農地系)に係る汚濁負荷量の割合が増加傾向にある。1990 年から 2000 年の 10 年間にノンポイント負荷量は 5~14%増加し、2000 年には全体の 4~6 割を占めるに至っている^{5~8)}。特に市街地系の都市ノンポイント負荷量は、琵琶湖周辺の宅地開発による都市化の進展に伴い増加している。これは、農地等の浸透域の減少と宅地、道路等の不浸透域の拡大の両事象が汚染物質や降雨流出の増加を招き、土壌浸透等による浄化作用の機能が減少しているためと考えられる^{9~17)}。

市街地系の都市ノンポイントによる汚染は、発生源が特定しにくく、広範囲にその事象が発生し、かつ、対象となる物質が多種多様である。そのため、その発生・流出現象の解明等、実態把握が困難なものとなっている。特に COD や窒素、リンについて、都市ノンポイント対策の観点から実態が十分に解明されているとは言い難く、なかでも路面系についての研究事例は少ないのが現状である。湖沼等の閉鎖性淡水域の水質保全のためには、都市ノンポイント負荷の削減が必要である。その過程において、路面から発生するノンポイント対策手法の開発、すなわち、有機物(COD, TOC)や栄養塩類(窒素, リン)の発生・流出メカニズムの究明と検証、負荷削減手法の開発に係る研究が不可欠である。

本研究では、雨天時に路面から発生するノンポイント汚染について琵琶湖周辺を対象に、路面排出の実態、その負荷削減手法の開発およびその効果を評価することを目的とした。

以下、第 2 節、第 3 節で、琵琶湖のノンポイント汚染の現状、琵琶湖の都市ノンポイント対策の課題を述べ、第 4 節で本研究の具体的目標を論述する。そして、第 5 節で本研究の構成および本研究全体のフローを示すこととする。

1.2 琵琶湖流域のノンポイント汚染の状況

1.2.1 水質保全対策の現状

琵琶湖では、早くから水質汚濁防止法に基づき県内全域を生活排水対策重点地域に指定するなど総合的な対策が実施されてきた¹⁸⁾。その結果、滋賀県の下水道処理人口普及率は、2000年頃を境に全国平均を上回り、2005年度末には80.3%となった。浄化槽等を含めると汚水処理人口普及率は94.9%に達している。特に、高度処理人口普及率は80%と他の道府県に対して、非常に高い値となっている^{2,19)}。また、下水道の水環境保全率*は79.5%と全国1位で、合流改善や高度処理の推進が行われている。

しかしながら、琵琶湖のCOD、T-N、T-Pの水質濃度の推移(年平均値)は、琵琶湖北湖・南湖では、T-Pは横ばいであり、COD、T-Nはむしろ増加傾向にある。2007年時点においても琵琶湖の水質は、北湖T-Pのみが環境基準を達成し、南湖T-PおよびCOD、T-Nでは未だ環境基準を達成していない状況にある。

一方、湖沼水質に影響を与える汚濁負荷は、流入河川から湖沼等に流入する外部負荷、堆積底泥からの溶出や植物プランクトン等による生物生産等の内部負荷、および湖面への降水や湖沼等に直接湧出する地下水由来の直接負荷に分類される²⁰⁾。外部負荷は、生活排水、工場・事業所排水、畜産排水等に由来するポイント負荷と市街地、農地、森林等に起因するノンポイント負荷に分けられる。

琵琶湖では、産業系・生活系を中心とするポイント負荷対策が進められてきた結果、流入負荷量は減少し、対策の効果は現れている⁸⁾。しかし、ノンポイント負荷は、1990年から2000年の10年間で5~14%増加している。ノンポイント負荷には、山林等に由来するバックグラウンド的な負荷もあるが、削減対策は人為的に増加した負荷の削減が基本となる¹⁵⁾。水田・畑などの農地や道路・宅地などの市街地では、人為的活動に伴い発生、流出するノンポイント負荷も多いと考えられる。

琵琶湖の水質保全のためには、継続的なポイント汚染負荷対策に加えて、汚濁負荷の4~6割を占めるノンポイント汚染源に対する効果的な負荷削減手法の適用が不可欠である。

(※水環境保全率：総人口に対し、高度処理と合流改善が必要な区域で実施された人口の割合)

1.2.2 土地利用形態の変化

琵琶湖の集水域は滋賀県面積の93%であり、滋賀県の土地利用形態が琵琶湖の水質に密接に関与している。県土のうち森林が51%を占め、残りの3分の1ずつが農地、河川(琵琶湖含む)、道路・宅地の割合となっている。都市化の進展に伴い、1970年以降の30年間で農用地は22%減少し、道路は49%増加、宅地は88%増加している。滋賀県の土地利用は、森林や農用地などの浸透域が減少し、道路・宅地などの不浸透域が増加する傾向にある^{21~23)}。

2000年の国勢調査によると、滋賀県の人口増加率は過去5年間で4.3%増と日本の中で最も高い県である²⁴⁾。日本の総人口が2006年にピークを迎え、その後減少過程に入っていく中で、滋賀県の人口は2030年まで増加し続ける4県(他東京、神奈川、

沖縄)のうちの1県であると推計されている²⁵⁾。人口の増加と幹線交通網の整備などが相俟って、集水域ではさらに都市化が進展するものと考えられる^{26,27)}。

1.2.3 道路環境の推移

滋賀県は、大都市圏のように鉄道網が発達していないため、輸送や生活に自動車が多用されている。滋賀県の自動車の利用率を京阪神都市圏と比較すると、1.7倍である²⁸⁾。車種別自動車保有車両数(軽自動車を含む)では、Fig. 1-1に示すように1990年頃から乗用車の増加が著しい²⁹⁾。乗用車保有車両数は、1990年から2005年までの15年間は全国平均を上回る増加傾向にある。また、道路実延長は11,590.5km(2003年4月1日現在)で、1km²あたりは全国平均より低いものの、1999年から2003年の4年間の伸び率は全国平均を上回っている。主要道路実延長および市町村道実延長の道路舗装率は98.1%、88.8%と全国平均より高く³⁰⁾、道路の大部分が不浸透域となっている。

(※道路実延長とは高速自動車国道を除く道路の総延長から重用延長、未供用延長及び渡船延長を差し引いた延長をいう(道路実延長/総面積)。主要道路とは一般国道、主要地方道(主要市道を含む)及び一般都道府県道である(道路舗装率=舗装道路実延長/道路実延長)。)

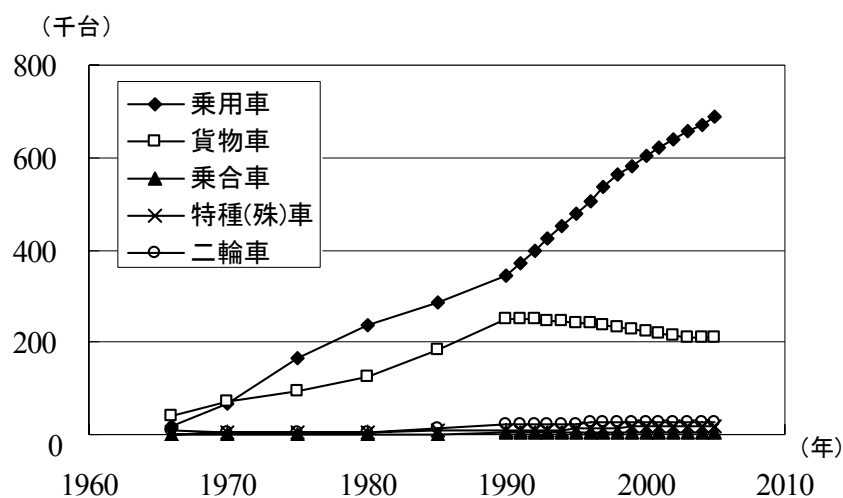


Fig. 1-1 滋賀県における車種別自動車保有車両数（軽自動車を含む）の推移

1.2.4 農地ノンポイント対策の現状³¹⁾

滋賀県は、ノンポイント対策として、市街地排水浄化対策事業、流入河川浄化事業、湖内の底泥の浚渫などを行っている。そのなかで、農業系は、いち早く環境への取り組みを実施してきた。1996年度には、農業の生産性を維持しながら、環境にこだわった農業の推進と琵琶湖環境保全に寄与する「みずすまし構想」を策定、その後、1999年度に「食料・農業・農村基本法」制定や2002年4月「改正土地改良法」施行にとも

ない、環境との調和に配慮した農業農村整備事業の実施に向けて、実効性ある仕組みづくりを進めている。

2005年度に全国で初めて創設した「環境農業直接支払制度」は、環境こだわり農業推進の先進的な取り組みである。特に、農地排水対策として、流域田園水循環マスタープランをもとに既存の循環かんがい施設を高度に利用する支援や浄化排水路等の整備、農業濁水ゼロチャレンジ事業といった農地からの濁水問題に対して積極的な防止に取り組んでいる。滋賀県の農地ノンポイント対策は、農家の経済的な問題とも深く関連することから、国や自治体レベルでの連携した政策として進められている。

1.2.5 都市ノンポイント対策の現状

市街地系の都市ノンポイント対策として、初期雨水掃流負荷の貯留・処理などの市街地排水浄化対策や透水性舗装の施工が行われているが、地域が限定され全県的な取り組みには至っていない。

滋賀県は、窒素酸化物や光化学オキシダント等による大気汚染状況を把握するため、県内14ヶ所の都市域に大気自動測定局を設置し、自動観測を行っている。2004度の調査結果では二酸化硫黄、二酸化窒素、浮遊粒子状物質は環境基準に達しているが、光化学オキシダントは、全測定地点で環境基準を超えている状況である³²⁾。光化学オキシダントの発生は、大気汚染物質の移流や自動車排ガス等が原因であり、これらの物質が大気降下物として地上に堆積し、ノンポイント負荷として流出することが懸念される。

1.3 琵琶湖流域の都市ノンポイント対策の課題

琵琶湖流域において、排水規制は人の健康に係る有害物質を対象に、また負荷削減対策はポイント汚染物質に起因するSSや有機物を中心に施策が講じられてきた。しかし、ポイント対策の限界から湖沼の水質改善に限界が生じている。その一方で、ノンポイント汚染による汚濁負荷の占める割合は増加傾向にあり、水質への影響が顕在化している。ノンポイント対策の遅れは全国の湖沼でも指摘されているが、特に琵琶湖流域では、都市化の進展が著しく、農地から宅地への変換に伴う道路網の拡大と路面整備で不浸透域が拡大し、都市ノンポイント汚染の進行が懸念される。

都市ノンポイント汚染物質による汚濁負荷は、その流出の大部分が降雨に伴う不確定事象であり、調査の困難性から地域特性を反映した現地でのモニタリング調査が的確になされているとはいえない。調査データの不足は、発生負荷量の推定において重要な問題である。このため、汚濁負荷の発生過程、堆積過程、流出過程での挙動が定量的に明らかになっていないことが多く、また、負荷削減手法の効果も定量的に実証されていない。また、評価可能なモデルの構築が求められているが、琵琶湖流域といった広域的な流域に適用するには従来の研究では流域情報の整備やパラメータの検証に課題を残している。

このように、路面負荷の流出解析、負荷削減対策の定量的評価に至るまでを体系的に研究した事例は極めて少ない。したがって、湖沼水質保全の観点から、汚濁負荷の影響を定量的に評価し、ノンポイント負荷の削減手法を検討する必要がある。さらに、汚濁負荷削減方法や推進方策の意志決定、情報提供を促すための定量的な知見や活用可能なデータを提示するための、地域特性を反映したパラメータを含めた汚濁負荷堆積・流出モデルの構築が求められている。

1.4 本研究の目標設定

以上、現状・背景をもとに、琵琶湖流域における有機物質および栄養塩類を対象とした都市ノンポイント負荷の把握とその対策の評価を行うため、本研究では以下の3点を具体的検討課題として設定した。

- ① 琵琶湖流域の都市ノンポイント汚染として雨天時に道路から発生する路面排水に焦点を当て、その水質特性や流出機構を解明すること。
- ② 路面排水の汚濁負荷削減手法を開発し、その効果を定量的に評価すること。
- ③ 路面流出負荷予測モデルを構築するとともに汚濁負荷量を推定し、汚濁負荷削減手法による削減対策を評価すること。

なお、本研究の対象とする水質項目は、湖沼水質保全の観点から、環境基準である有機物、窒素、リン（いずれも形態別）とした。

1.5 本論文の構成

本論文全体の研究フローは Fig. 1-2 に示すとおりである。以下に、その要点を述べる。

第2章では、都市ノンポイント汚染の基礎情報として、汚濁物質、流出形態、土地利用別負荷量、影響要因に関する既往知見を整理し、現在の路面排水に関する知見と実態把握の限界についても論述する。また、削減効果の評価方法と現在実用化されている負荷削減技術の事例を整理する。

第3章では、1999年～2005年に実施した調査・実験について概説する。まず、雨天時路面排水の水質特性や流出挙動の解明を目的に実施した道路での路面排水実測調査、次に、汚濁負荷削減手法の開発とその削減効果を評価することを目的に実施した路面排水の土壌浸透処理実験等について、それらの概要（目的、方法、実施場所等）を述べる。また、本研究で考案した初期フラッシュ排水の土壌浸透処理装置について詳述する。

第4章では、雨天時に道路から発生する路面排水の実測調査データに基づき、水質項目毎の路面排水の水質特性と汚濁負荷の流出機構を解明する。測定対象は、湖沼環

境基準である有機物、窒素およびリンを基本とし、各項目を粒子態成分と溶存態成分に分けて流出挙動を解析した。一部の試料はSS、濁度および形態別無機態窒素についても測定・調査し、降雨強度や自動車等の影響を検討した。また、路面排水の効率的・効果的な負荷削減のために初期フラッシュ排水量を推定した。さらに、路面排水汚濁負荷流出パターンを堆積汚濁負荷量 Lu と流出係数 k を用いてモデル化し、その影響因子について議論した。

第5章では、路面排水の汚濁負荷削減手法として、各種実験を実施し、その効果を評価する。まず、第4章で推定した初期フラッシュ排水量を処理する装置を用いて土壌浸透処理実験を行い、初期フラッシュ排水の負荷削減効果を定量的に評価した。また、透水性舗装による土壌浸透処理実験を行い、土壌浸透の視点から水質浄化効果について分析した。さらに、道路塵埃の含有水水質調査を実施し、路面清掃による負荷削減効果の考察を加えた。

第6章では、第4章で得た実測調査データをもとに、路面排水の流出負荷予測モデルを構築し、雨天時路面排水の汚濁負荷量を定量的に予測した。また、各調査地点での実測値とモデルの計算値を比較し、各パラメータの変動要因について議論した。さらに、本章の解析結果を基に構築したモデルを琵琶湖流域の都市域に適用し、道路からの汚濁負荷量を推定した。そして、第5章の成果を適用することによって、初期フラッシュ排水の土壌浸透処理対策を実施した場合の負荷削減効果を評価した。

第7章では、湖沼等の閉鎖性淡水域の都市ノンポイント汚濁負荷削減として、雨天時に道路から流出する路面排水を対象に本研究全体の成果を総括し、今後の研究の展望をまとめた。

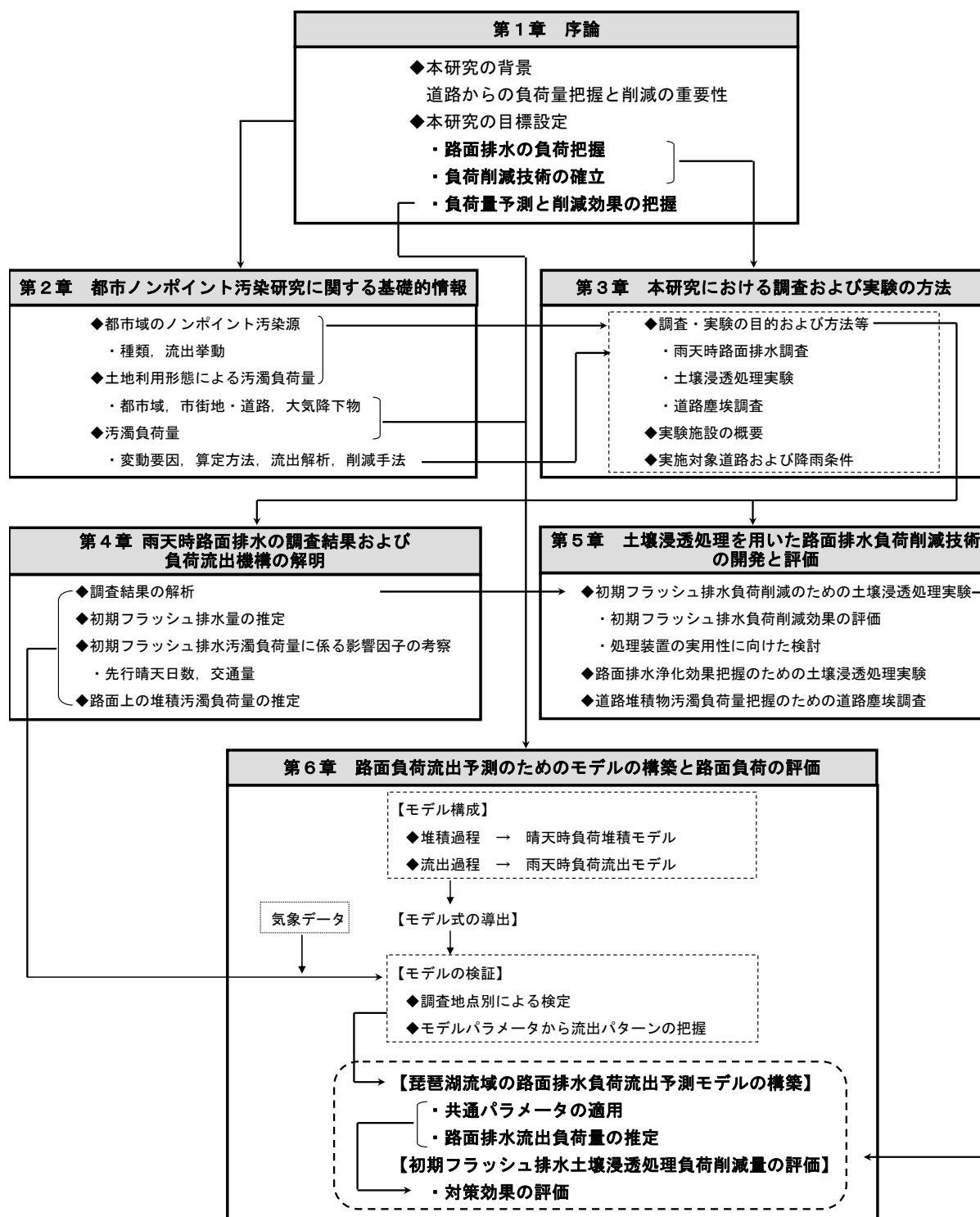


Fig. 1-2 本論文全体の研究フロー

第1章 参考文献

- 1) 宗宮功編著（2000）琵琶湖－その環境と水質形成，第1章 琵琶湖の概況（琵琶湖の基本諸元と歴史的変遷社会動向と政策），技報堂出版，東京．
- 2) 滋賀県琵琶湖環境部下水道課（2006）平成18年度版滋賀県の下水道事業，平成18年11月．
- 3) 国土庁，環境庁，厚生省，農林水産省，林野庁，建設省（1999）琵琶湖の総合的な保全のための計画調査報告書．348p．
- 4) 榊井正将（2005）汚濁負荷の削減に向けて－下水道の役割，資源環境対策，**41**(2)，42-48．
- 5) 國松孝男（1988）河川からの汚濁負荷流出機構と琵琶湖への汚濁負荷量の推定，滋賀県琵琶湖研究所5周年記念誌，49-63．
- 6) 和田安彦，三浦浩之（1999）市街地のノンポイント汚染源負荷対策－表面流出過程と流下過程における汚濁制御方策－，月刊下水道，**22**(8)，22-26．
- 7) 山田淳（2002）Wet weather control の必要性，水環境学会誌，**25**(9)，514-517．
- 8) 総務省（2004）湖沼の水環境の保全に関する政策評価書，139．
- 9) U.S. Environmental Protection Agency（1983）Results of the Nationwide Urban Runoff Program, Vol.1, Final Report, Water Planning Division, U.S. EPA, Washington, DC.
- 10) Barrett M. E., Irish Jr. L., Malina Jr. J. F. and Charbeneau R. J. (1998). Characterization of highway runoff in Austin, Texas, Area. *Journal of Environmental Engineering*, February, 131-137
- 11) Great Lakes Science Advisory Board (2000). Nonpoint Sources of Pollution to the Great Lakes Basin; *Report to the International Joint Commission*.
- 12) 永淵修（2004）都市域からの汚染物質の流出－化学物質による閉鎖性水域の汚染－，環境技術，**33**(5)，371-376．
- 13) 市木敦之（2004）道路・大気降下物の影響，環境技術，**33**(5)，377-380．
- 14) 環境庁水質保全局（1990）非特定汚染源負荷調査マニュアル，平成2年3月．
- 15) 環境省（2000）湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策（ガイドライン編）．
- 16) （財）琵琶湖・淀川水質保全機構（2000）琵琶湖・淀川水環境改善対策総合調査－面源負荷削減対策調査－，304p．
- 17) 井手慎司，小林文彦（2004）琵琶湖北湖集水域の貯水能力と湖水中難分解性有機物濃度との関係について－水と土壌の接触時間の推移に着目して－，第16回環境システム計測制御学会(EICA)研究発表会，277-280．
- 18) （財）琵琶湖・淀川水質保全機構（2003）20世紀における琵琶湖・淀川水系が歩んできた道のり．
- 19) 国土交通省都市・地域整備局，農林水産省，環境省，平成16年度末の汚水処理人口普及状況について，http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha05/04/040822_3_.html

- 20) 国土交通省，農林水産省，環境省（2006）湖沼水質のための流域対策の基本的考え方 ～非特定汚染源からの負荷対策～，平成 18 年 3 月．
- 21) 滋賀県県民生活課土地対策室 HP
http://www.pref.shiga.jp/c/tochitai/riyou_gaiyo/01.pdf
- 22) 滋賀県林務緑政課「滋賀県林業統計要覧」
- 23) 昭和元年－昭和 52 年までは農林水産省経済局統計情報部編集「農林水産累年統計」，昭和 53 年以降は滋賀県企画部土地対策課発行「滋賀県における土地利用の現状と対策」
- 24) 滋賀県「中期計画」本編（平成 15 年）．
- 25) 滋賀県政策調整部統計課
<http://www.pref.shiga.jp/data/population/renew/index.html>
- 26) 総務省統計局統計研究所統計データ HP
<http://www.stat.go.jp/data/nihon/02.htm>
- 27) 国立社会保障・人口問題研究所（2002）
- 28) 国土交通省「平成 12 年パーソントリップ調査」
- 29) （財）自動車検査登録協会HP <http://www.aira.or.jp/number/index.html>
- 30) 国土交通省「道路統計年報」
- 31) 滋賀県耕地課農村整備課（2004）「滋賀の農業農村整備事業」，平成 16 年 3 月．
- 32) 滋賀県琵琶湖環境部水政課琵琶湖環境政策室（2007）平成 18 年(2006 年)版 環境白書，p.58-61，平成 19 年 3 月．

第2章 都市ノンポイント汚染に関する基礎的情報

2.1 概説

本章では，路面排水の汚濁負荷実態把握およびその削減技術を検討するにあたり有用な基礎知見を得ることを目的に，都市ノンポイント汚染に関する情報を整理した。

ノンポイント汚染とは，非特定汚染源（ノンポイントソース）による汚染である。これは流域から流出する汚濁源のうち，生活・営業污水および工場・事業場排水等のポイントソース以外の汚濁源であり，多くの場合，雨天時において山地，農地および市街地等から流出するものである。発生源には，降雨や降下塵（降雨に溶解した大気中の微粒子等），山地，水田や畑地（肥料，農薬等），宅地・商工業地（屋根や路面に堆積した塵，ほこり等，排ガス，ごみ，ばい煙，粉じん等）がある¹⁾。ここでは，都市ノンポイント汚染の地域として宅地・商工業地等の市街地を対象とする。また，対象項目は路面排水の汚濁源として自動車交通に起因する重金属類や微量有害化学物質なども含めて幅広い観点から捉え，さらに湖沼環境基準項目との関係に注目した。

以下，第2節では，都市域のノンポイント汚染源を整理し，第3節では，ノンポイント汚染による汚濁負荷の実態把握として土地利用形態別による汚濁負荷量の比較を行った。また，第4節では負荷に影響する変動要因について整理し，第5節ではノンポイント負荷量算出のために用いられている琵琶湖の原単位の設定根拠を示す。第6節は流出負荷量モデルの動向を概観し，第7節にて都市ノンポイント汚濁負荷削減のための対策や手法を説明する。

2.2 都市域のノンポイント汚染源

2.2.1 汚染物質の種類

我が国のノンポイント汚染源は，主に山地，農地，市街地等からの流出による汚染であるため，むしろ土地利用形態で分類される方が多い。一方，米国ではノンポイント汚染源をポイント汚染源以外のすべてと定義し，以下のような汚濁物質がある²⁾。

- ・ 農地や居住区からの過剰肥料，除草剤や殺虫剤
- ・ 都市流出水からの油，潤滑油，毒性化学物質や化石燃料生成物
- ・ 不適切な管理による建設現場，農作物や森林，堰堤の浸食からの土砂
- ・ 灌漑排水からの塩類や廃鉱からの酸性排水
- ・ 家畜，ペットの排泄，不適切な污水处理によるバクテリアや栄養塩類
- ・ 大気降下物や湿性降下物に起因する汚染物質

これらは多くの広汎性の供給源から発生し，降雨や融雪水によって引き起こされる。U.S.EPA の報告では，水質調査結果から水質を悪化する発生源として，河川では1位農業，2位地域のポイント汚染源，3位は流況や生息域の変化であり，湖沼は，1，2位は同様であるが，3位は都市からの流出水と結論づけた³⁾。

Table 2-1 ノンポイント汚染の汚濁物質および発生原因³⁾

汚 濁 物 質	原 因 例	環 境 問 題
油分や他の炭化水素	<u>自動車整備</u> 、油処理、貯蔵や出荷からのまき散らし、 <u>自動車排出や道路流出</u> 、工業排出	毒性、都市河川底質の汚染、地下水汚染、有害物（表流水）、味(飲料水供給)
溶媒	工業地の浄化、工場排水の表流水への不法接続	毒性、飲料水汚染（河川や地下水）
農薬	<u>沿道雑草制御のための公共散布</u> 、農業、個人芝生管理	毒性、飲料水汚染
浮遊物質(SS)	耕作地からの流出、台地浸食、 <u>不浸透域の都市表面上堆積物</u> 、建設工事	砂礫溝の破壊、自然池の堆積作用、栄養塩や毒性化合物の輸送
生分解性有機廃棄物	農業廃棄物、下水汚泥、液肥の土壌施用	酸素要求、栄養の過多
病原性微生物	浄化槽施設漏れ、 <u>街や都市での動物排泄物</u> 、分離下水網の不法な接続、有機廃棄物の地上散布	健康リスク、レクリエーション基準の不従順
窒素	農業化学肥料、 <u>交通放出物</u> 、 <u>大気堆積物</u>	富栄養化（特に沿岸水）、飲料水供給の汚染、酸性化
リン	土壌浸食、農業化学肥料、都市流出水の汚染（界面活性剤、有機金属）	淡水の富栄養化、生態系の劣化、飲料水浄化コストの増加、有毒藻類の生長
毒性金属	都市流出水、工業や下水汚泥の土壌施用	毒性
大気中の酸性降下物	<u>自動車排出物</u> 、電力施設排出物	毒性、美観妨害
ナトリウムやシアン化物	<u>冬季路面凍結防止剤</u>	毒性

また、Table 2-1 に示すように、D'Arcy らは重金属、有害化学物質、病原性微生物、栄養塩類などのノンポイント汚染源の流出が人の安全を脅し、河川水質の悪化、富栄養化などの環境悪化の問題を引き起こす原因になると指摘した⁴⁾。なかでも産業、農業以外の都市に係るノンポイント汚染の多くが、実に道路や路面上の堆積物、自動車から発生する原因に関係することは注目に値する。

2.2.2 汚染物質の流出挙動

都市ノンポイント汚染は、都市域の道路、高速道路からの流出水や融雪水が水環境へ流出することによる汚濁負荷であり、水質汚濁特性については Sartor ら⁵⁾の調査を筆頭として研究が行われてきた。主に自動車交通が起源であり、①アスファルト、セメント、塗料などの道路面、②排ガス、タイヤ、ブレーキランニング、車体などの自動車本体、③工場煤塵などを含む大気からのフォールアウト、④植物体、⑤沿道の土壌流出、⑥くずやゴミ、⑦漏出、⑧滑り止め剤、に分類される。これらは重金属類や微量有害化学物質を含み、多くの研究者による報告がある。

重金属類は、新矢ら⁶⁾が、高速道路の橋脚排水管口の路面排水の流出特性を解析し、Al, Cd, Cr, Fe, Pb は負荷量 90%以上が懸濁態、Zn, Mn, Cu は溶存態として流出すると報告し、自動車に由来する TOC 負荷や自動車タイヤに添加剤として含まれる Zn が高いことを指摘した。村上ら⁷⁾は、粒径画分ごとの道路塵埃中の重金属類の溶出濃度調査から、Al, Cr, Cu, As, Cd の溶出は微粒子が高く、Mn, Zn, Pb の溶出は粗粒子で高くなるなど、粒径画分ごとに異なる傾向を明らかにした。小野ら⁸⁾は、道路堆積塵埃を調査し環境因子との関係から、交通量と相関がある重金属は Fe, Zn, Cd であり、Fe は車体由来と推察した。

また、微量有害化学物質は、自動車排ガス由来である多環芳香族炭化水素類(PAHs)に関する研究が精力的に進められている。山田ら⁹⁾は、路面排水中の Nitro-PAHs は PAHs と同様に粒子に強く吸着していることを明らかにし、市木ら¹⁰⁾、三浦ら¹¹⁾、尾崎ら¹²⁾は、特に、ベンゾ a ピレン(B(a)P)と浮遊物質(SS)の高い相関性から、細かい粒子状物質に吸着した B(a)P が路面排水中の SS と流出していることを明らかにした。青木¹³⁾らは、下水道の越流水中に含まれる NP (ノニルフェノール)、E2 (エストラジオール) と COD, BOD, SS, T-P 濃度の相関が高いことを指摘している。徳永ら¹⁴⁾は、道路排水水質と道路構造物の付着汚染物質の組成調査を行い、大気中の塵埃が自動車の排気ガスに起因するパラフィン等をバインダとして付着していることから、BOD, COD の負荷量として換算すると、都市内道路の路面 1 m² 当たり BOD15.3 g・year⁻¹, COD 32.1g・year⁻¹ になると推定した。

一方、有害物質以外の知見は、降雨時における合流式下水道越流 (CSO; Combined Sewer Overflow) 対策として下水道分野では非常に多くの水質挙動、負荷量把握の研究 (例えば、酒井¹⁵⁾) がなされているものの、都市ノンポイント、特に道路排水での研究事例は少ない。酒井ら¹⁶⁾の行った都市化の進んだ市街地における降雨、屋根排水、道路排水に伴う雨天時流出負荷量の実測調査では、降雨及び屋根排水の COD 濃度は

降雨強度に関わらずほぼ一定であるが、道路排水は降雨初期に高濃度の排水が流出することを明らかにした。また、T-N、T-P 濃度は、降雨、屋根排水、道路排水とも全般的に低濃度であり、道路排水中の有機物、T-P のほとんどは非溶解性であると報告している。新矢ら⁶⁾も、TOC、T-N は大半が溶存態、T-P は約半分が溶存態として流出すること、また、SS、TOC、T-N、Fe は、T-N を除いて粗粒子および細粒子の負荷量の大半が降雨初期に流出し、溶存態は降雨終了時までほぼ一定の割合で流出すると推論した。

以上の知見をまとめると、路面排水中の既往知見は、重金属類や微量有害化学物質は、人の健康の保護の観点から多くの研究データが充実し報告がされている。しかし、湖沼環境基準に係る水質一般項目に関しては、測定対象の主項目でなくそのデータ数が限られている。そのためデータの精度に課題を残している。さらに、一般項目の既往知見の大部分は、各項目の総濃度で測定されている場合が多い。微量有害化学物質は粒子状物質に吸着し降雨時に路面排水とともに流出し、重金属類は溶存態で存在しやすいなど、形態別の測定が流出機構を解析する上で極めて重要であると考ええる。すなわち、これまでに多く報告されている総負荷量の把握では、その動態を捉えることが十分ではなく、水質項目は粒子態成分と溶存態成分に分類した測定結果による評価の必要性を示唆している。

2.3 土地利用形態による汚濁負荷量

2.3.1 都市域

和田¹⁷⁾は、都市におけるノンポイント負荷が、土地利用形態の違いにより堆積する量や質が異なることを指摘し、工業地域は住居地域と比較して、BOD で 5 倍、SS で約 10 倍、NH₄-N で 15 倍高い負荷量を示すと報告した (Table 2-2)。Marsalek¹⁸⁾は早くから土地利用によって汚濁濃度が異なることを明らかにしている。Beaulac と Reckhow¹⁹⁾ の調査では、都市地域のリン負荷量を 0.5~6.25 kg・ha⁻¹・year⁻¹ (平均 1 kg・ha⁻¹・year⁻¹)、窒素負荷量を 1~38.5 kg・ha⁻¹・year⁻¹ (平均 5 kg・ha⁻¹・year⁻¹) と見積もっている。

Table 2-3 に示す PLUARG の流域調査結果²⁰⁾によると、一般市街地、居住地域、商業地域、工業地域、開発都市域の汚濁負荷量は、同地域間および各地域でバラツキがみられる。例えば、T-N は一般市街地で 0.2~18 kg・ha⁻¹・year⁻¹ と 90 倍の差が生じている。T-P は、土地用途別に応じて 100 倍程度の差がある。特に、開発都市域は、SS、T-N、T-P とも他の地域と比較して非常に高汚濁負荷量を示していた。これは土地開発現場からの土砂流出によると推察される。

Table 2-4 は、Bannerman ら²¹⁾がミルウォーキーで実施した冬季(12~3月)を除く土地用途別汚濁負荷量の調査結果である。SS は高速道路と工業地域、および、駐車場と高密度住居地域がそれぞれ同様の値を示した。T-P は高速道路、工業地域、駐車場、中高密度住居地域ともほぼ同様であり、大きな違いはみられなかった。これは低密度住

居地域や公園で T-P 負荷が低い理由として浸透面積が多く、土壌浸透によるリンの吸着で流出が防止されたためと考えられる。

このように、都市域のノンポイント負荷は負荷量の値に幅があり、土地利用形態の影響を大きく受けると考えられる。

Table 2-2 土地利用形態別の路面堆積負荷量

	BOD ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)		SS ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)		NH ₄ -N ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)	
	範囲	平均	範囲	平均	範囲	平均
第1種住居専用地域	0.20 - 0.20	0.20	5.2 - 0.8	5.4	0.004 - 0.007	0.0056
第2種住居専用地域	0.28 - 0.61	0.45	5.6 - 13.2	9.0	0.007 - 0.009	0.0078
住居地域	0.59 - 0.81	0.70	6.9 - 24.8	15.9	0.009 - 0.018	0.0134
近隣商業地域	0.37 - 0.80	0.61	3.9 - 13.9	7.5	0.006 - 0.018	0.0106
商業地域	0.85 - 0.52	0.50	10.2 - 10.7	10.4	0.015 - 0.018	0.0169
準工業地域	0.88 - 2.10	1.49	7.6 - 88.1	47.9	0.022 - 0.099	0.0605
工業地域	1.52 - 5.44	3.48	57.0 - 317.2	187.1	0.066 - 0.342	0.2044
工業専用地域	0.34 - 7.27	2.84	13.0 - 431.7	154.8	0.011 - 0.458	0.1569

注) 堆積期間は先行晴天日数で10～20日である

Table 2-3 PLUARG の流域調査による土地利用形態別汚濁負荷量

汚染物質	(kg・ha ⁻¹ ・year ⁻¹)				
	一般都市区	居住区	商業区	工業区	開発都市区
SS	200-4800	620-2300	50-830	450-1700	27500
T-P	0.3-4.8	0.4-1.3	0.1-0.9	0.9-4.1	23
T-N	0.2-18	5-7.3	1.9-11	1.9-14	63
Pb ^a	0.14-0.5	0.06	0.17-1.1	2.2-7	3
Cu	0.02-0.21	0.03	0.07-0.13	0.29-1.3	—
Zn	0.3-1.0	0.02	0.25-0.43	3.5-12.0	—
塩化物	130-750	1050	10-150	75-160	—

Source: Sonzogni et al. (1980)

^aBefore the ban on the use of leaded gasoline.

Table 2-4 同一都市流域での土地利用形態別汚濁負荷量（冬季 12～3 月を除く）

土地利用	(kg・ha ⁻¹ ・year ⁻¹)		
	SS	T-P	Total Pb ^a
高速道路	979	1.04	4.96
工業地域	957	1.49	2.70
駐車場	453	0.78	0.96
高密度住居地域	487	1.12	0.90
中密度住居地域	216	0.58	0.24
低密度住居地域	11	0.04	0.01
公園	3	0.03	0.006

Source: Bannerman et al. (1983)

^aBefore the ban on the use of leaded gasoline.

Table 2-5 では、土地利用形態別の調査結果からデータが充実している SS 負荷量について整理した。測定時期、国や周辺の状況の違いによる汚濁負荷量の地域間差はあるものの、公園 (3 kg・ha⁻¹・year⁻¹) と一般市街地域 (4,800 kg・ha⁻¹・year⁻¹) では 1000 倍以上の差がみられる。工業地域は住居地域に比べ 10 倍負荷量が大きく、住居地域では人口密集地の方が人口密度の低い地域より汚濁負荷量が大きくなる傾向がある。高密度居住地域は駐車場と同等であり、工業地区や高速道路はおよそ 2 倍の値であることが明らかとなった。

以上の知見をとりまとめると、都市から流出する汚濁負荷量は、人間活動や産業、また、それに伴う自動車交通量と強い正の関係を示すと考えられる。言い換えれば、交通量が多い地域は汚濁負荷量が高値を示す傾向があると結論づけられる。しかしながら、同じ住居地域の分類でも年間の汚濁負荷量に 1,000 倍の差があるなど、ノンポイント負荷の予測評価における値の信頼性に検討の余地があることを意味している。

Table 2-5 SS 汚濁負荷量の土地利用形態別比較

土地利用	出典	SS ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)
第1種住居専用地域	(a)	5
第2種住居専用地域	(a)	9
住居地域	(a)	16
住居地域	(b)	620-2,300
高密度住居地域	(c)	487
中密度住居地域	(c)	216
低密度住居地域	(c)	11
近隣商業地域	(a)	7
商業地域	(a)	10
商業地域	(b)	50-830
準工業地域	(a)	48
工業地域	(a)	187
工業専用地域	(a)	155
工業地域	(b)	450-1,700
工業地域	(c)	957
一般市街地域	(b)	200-4,800
開発都市域	(b)	27,500
高速道路	(c)	979
駐車場	(c)	453
公園	(c)	3

出典：(a) Wada¹⁷⁾ (1990), (b) Sonzogni *et al.*²⁰⁾ (1980), (c) Bennerman *et al.*³⁾ (1983)

2.3.2 市街地・道路

Table 2-6 は、主要幹線道路からの距離に応じた積雪中の汚濁物質の負荷量を測定した結果²¹⁾である。雪は堆積物を捕捉し、風の飛散などの移動を無視することができるため、道路との距離の関係を正確に表している。汚濁負荷量と道路からの距離は反比例することから、道路が多い市街地の排出負荷を考える場合、住宅地と道路は汚濁負荷量に差が生じることを示唆している。

Table 2-6 主要幹線道路からの距離に対する積雪中の汚濁負荷量

主要幹線道路からの距離 (m)	Pb (mg・m ⁻²)	Zn (mg・m ⁻²)	Cu (mg・m ⁻²)	Cd (mg・m ⁻²)	Ni (mg・m ⁻²)	TOC (mg・m ⁻²)
3	66	44	20	350	11	4024
5	63	41	22	450	7.4	5310
10	7.7	10	4.5	116	5.4	1290
19	3.8	4.2	2.0	48	1.7	478
37	2.2	4.4	3.8	84	2.4	421
57	0.93	2.8	3.0	33	0.56	388
104	1.1	4.7	3.7	62	1.4	381

Source: Lygren et al. (1984)

一方、日本の都市ノンポイント汚染源による汚濁負荷量は、市街地を大きく宅地、道路に分類し、宅地は住宅地や屋根、道路は一般道路と高速道路などの報告がある。既往知見では、主に環境庁が実施した全国の分流式整備区域を対象とした調査²²⁾のモデル地域排出負荷原単位および個別負荷源単位を算定した報告が引用されている。

Table 2-7 に市街地や道路から発生する汚濁負荷量の報告値をまとめた。負荷量の範囲は、BOD 24～605 kg・ha⁻¹・year⁻¹、COD 34～378 kg・ha⁻¹・year⁻¹、SS 105～2,390 kg・ha⁻¹・year⁻¹、T-N 4.5～46.6 kg・ha⁻¹・year⁻¹、T-P 0.6～6.5 kg・ha⁻¹・year⁻¹ である。調査場所や地域によって汚濁負荷量は 10 から数 10 倍も異なり、汚濁負荷量が人間活動や産業が活発な大都市で大きいことがわかる。このような地域間の差異は、ノンポイント負荷の実態把握において現地でのモニタリング調査によるデータ解析が必須であることを意味する。さらに、住宅団地と高速道路を比較すると自動車交通量の多い高速道路で大きい値を示すことは明らかであり、ノンポイント汚濁負荷量に対する道路由来の負荷の重要性を示している。

Table 2-7 市街地および道路から発生する汚濁負荷量

調査地域	出典	汚濁負荷原単位 ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
中都市	(a)	191	34	735	4.5	1.6
大都市	(a)	166	102	562	14.1	1.3
北九州市	(b)	605	378	2,390	33.5	6.5
神戸市	(b)	168	208	1,304	34.2	5.8
山形市	(b)	102	90	904	17.6	3.0
千葉市	(b)	59	55	105	19.1	0.9
神戸市	(c)	167	159	1134	23.1	1.9
神戸市	(c)	41	101	755	11.1	0.9
志賀町	(d)	39	53	151	8.5	1.9
大津市	(d)	24	34	210	6.4	0.7
茅野市	(d)	157	222	435	39.6	3.0
岡谷市	(d)	87	126	1,410	11.1	2.7
我孫子市	(d)	36	45	183	11.6	0.9
牛久市	(d)	28	43	314	5.0	0.6
つくば市	(d)	53	71	463	7.8	0.8
東京千代田区屋根	(e)					
東京千代田区道路	(e)		102.6		25.0	0.89
東京千代田区道路	(e)					
大阪市高速道路	(f)		TOC; 321.6	314.2	46.6	1.00
大阪市都市道路	(g)	153	321			

- (a) 斉藤健次郎、岡澤邦明(1974)：降雨に伴う都市域からの汚濁負荷流出、第11回下水道発表会講演集，pp.62-64
 (b) 環境庁(1989.3)：非特定汚染源負荷調査マニュアル
 (c) 建設省土木研究所(1980.1)：分流式下水道からの雨水流出水に関するデータベース（土研資料第1549号）
 (d) (財)下水道新技術推進機構(1995)：広域的な新市街地等汚濁負荷削減手法に関する調査その3
 (e) 酒井彰・田中和博・住山真（1997）ノンポイントソース流出水の水質特性及び汚濁負荷流出モデル解析，
 下水道協会誌論文集，34(413)，12-26
 (f) 新矢将尚・小西孝明・宮西弘樹・石川宗孝（2002）高速道路排水における汚濁負荷の流出特性，用水と廃水，44(3)，207-213
 (g) 徳永法夫・西村昂・日野泰雄，尾松豪紀(1998)道路排水と道路構造物の汚れに関する研究，資源環境対策，34(14)，1263-1268

出典：流域別下水道整備総合計画調査指針と解説²³⁾，平成8年版に筆者が加筆

2.3.3 大気降下物

ノンポイント汚染の負荷量には，大気降下物からの負荷を考慮する必要がある。これは，粒子状物質が沈着した乾性降下物と降雨や降雪の湿性降下物に分類される。乾性降下物として地表に到達した汚濁物質は，降雨時に流出し河川や湖沼の公共用水域へ流入するため，雨天時の排水に加算される²⁴⁾。

降水中の負荷は，1970年代から酸性雨の問題によりモニタリング調査が実施されていることから，湿性降下物中の窒素のデータは多い。環境省の全国46地点で観測を実施した第3次酸性雨対策調査（1993年～1997年）結果では，湿性降下物の $\text{NH}_4\text{-N}$ の平均濃度は $0.25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ， $\text{NO}_3\text{-N}$ の平均濃度は $0.26 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である。また，全降下物では $\text{NH}_4\text{-N}$

の平均濃度は $0.29 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の平均濃度は $0.33 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ を合わせた平均値は $0.60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となり、降水による窒素負荷が大きい²¹⁾。

これらの窒素酸化物は、主に工場等の固定発生源と自動車等の移動発生源から発生している。環境省の大気汚染状況 (2005 年度)²⁵⁾の報告では、環境基準達成率は自動車排出ガス測定局では 91.3% であり、2004 年度よりやや改善傾向 (89.2%) である。2001 年の自動車 NOx ・粒子状物質(PM)法改正などの排ガス規制強化²⁶⁾で改善されたが、大都市圏や渋滞で大気汚染物質が滞留しやすい交差点の周辺などでは依然として環境基準を満たしていない。排出源に近い都市域では、山地や離島等と比較して濃度が高くでる傾向がみられ、降水に含まれる汚濁負荷量が地域の大気汚染の状況に左右されることを示唆している。

田淵²⁷⁾は市街地およびスキー場における雪の窒素濃度の調査から、都市では無機態窒素濃度が $1.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上の高い値を示し、地方の山頂では $0.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 未満の低い値であったことを明らかにしている。また、東京から茨城県までの調査でも無機態窒素濃度は都心 $1.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ に対し、茨城県で $0.4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と濃度の低下がみられた。また、梅本ら²⁸⁾が実施した調査では、兵庫県山中で測定した全大気降下物の T-N 濃度の平均値は $0.49 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で、神戸市では $1.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と約 2 倍高い値を示した。また、湿性降下物の T-N 濃度は神戸市で $0.54 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、山中で $0.28 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。井上²⁹⁾はこれらの観測結果から、乾性降下物中の窒素は $\text{NH}_4\text{-N}$ や $\text{NO}_3\text{-N}$ の無機イオン以外である有機態窒素成分の比率が高いことを指摘している。

一方、大気から負荷される T-P 濃度は、梅本ら²⁷⁾は $0.007 \sim 0.008 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、國松ら³⁰⁾は $0.03 \sim 0.101 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、田淵ら³¹⁾は $0.20 \sim 0.12 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と報告しており、およそ $0.01 \sim 0.10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の範囲にあると考えられる。

酒井ら¹⁶⁾が東京都千代田区の日大構内屋上にて 6 回調査した降雨の平均濃度の結果は、COD $4.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-N $1.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-P $0.03 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。和田らによる分流式下水道排水区での降雨水質調査結果³²⁾では、BOD $1 \sim 12 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、COD $1 \sim 14 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、SS $1 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、T-P $0.01 \sim 0.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の範囲であった。

Table 2-8 には、これら既往知見の調査から求めた降雨 (全大気降下物) による汚濁負荷量結果を整理した。全大気降下物による汚濁負荷量は、T-N (n=29) 平均 $11.4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ($4.5 \sim 31 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)、T-P (n=27) 平均 $0.500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ($0.090 \sim 2.62 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$) となり、COD は測定数が少ないが (n=3)、平均 $51 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ ($33 \sim 86 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$) であった。栄養塩類は地域間に 6~8 倍の差がみられ、大気汚染の実態に影響を受けることが推察される。降雨は大気中の汚染物質等とともに地上へ到達するため、大気汚染が顕著である都市域では、降水中の含有量が汚濁負荷として無視できない重要なソースになると考えられる。

Table 2-8 降水中の含有汚濁負荷量

調査地域	出典	汚濁負荷量原単位 (kg・ha ⁻¹ ・year ⁻¹)		
		COD	T-N	T-P
長野県原村	(a)		13.32	0.511
滋賀県琵琶湖	(b)		12.45	0.391
滋賀県琵琶湖・南湖	(b)		13.65	0.453
滋賀県琵琶湖・北湖	(b)		11.72	0.54
瀬戸内海全域	(b)		10.80-13.69	0.270-0.332
茨城県霞ヶ浦	(b)		5.69	0.475
長崎県諫早湾	(b)		6.31	0.631
山口県西瀬戸	(b)		12.44	0.402
岩手県沼宮	(c)	32.56	8.54	0.185
秋田県大潟村干拓地	(d)		7.649	0.650
石川県金沢市ほ場整備	(e)	86.38	11.67	0.693
埼玉県加須市南大桑土地改良	(f)		19.26	2.618
滋賀県草津市	(g)		13.6	0.45
滋賀県大津市	(g)		6.74	0.548
茨城県阿見町	(g)		10.4	0.17
茨城県筑波	(g)		(10.1)	0.36
神奈川県平塚市	(h)		(30.61)	0.65
山口県徳山市	(h)		(15.14)	0.61
滋賀県大津南	(h)		(8.57)	0.22
滋賀県新旭町	(h)		(5.58)	
愛知県東郷町	(h)		(4.45)	0.47
京都府京都市上賀茂	(i)		6.11	0.73
滋賀県大石川	(i)		6.73	0.44
滋賀県草津市	(i)		15.7	0.52
茨城県阿見町	(i)		12.8	0.09
滋賀県草津市	(j)		18.4	
岩手県北上川	(k)	32.74	7.83	0.132
兵庫県神戸市	(l)		15	0.11
兵庫県生野	(l)		9.2	0.16

()はNH₄+NO₂+NO₃-N

- (a) 環境庁(1985.1): 非特定汚染源による汚染防止対策調査報告書—文献調査—, p.162
 (b) 中西、浮田(1975): N, P降雨時流出量調査, 水質変化予測基本調査報告書, pp.151-179
 (c) 建設省(1986.3): 下水道整備総合計画に関する基本方針策定調査
 (d) 秋田県(1983.3): 昭和57年度環境庁委託業務結果報告書(非特定汚染源による汚染防止対策調査)
 (e) 石川県(1984.3): 昭和58年度環境庁委託業務結果報告書(非特定汚染源による汚染防止対策調査)
 (f) 埼玉県(1984.3): 昭和58年度環境庁委託業務結果報告書(非特定汚染源による汚染防止対策調査)
 (g) 國松(1984): 栄養塩のリサイクルと水田の浄化機能, 滋賀県琵琶湖研究所所報, 2, pp.28-35
 (h) 玉置(1986): 降雨による大気汚染物質の水域への流出, 水処理技術, 27(10), pp.27-36
 (i) 岩井、井上(1985): 閉鎖性水域の非特定汚染源(その1), 環境技術, 14(1), pp.108-113
 (j) 國松、中村、金木(1980): 処理水の水田還元—希釈液肥かんがいにおけるNH₄-NおよびNO₃-N濃度と水田のN収支—, 農業土木学会誌, 48(11), pp.797-804
 (k) 建設省東北地方建設局調査(1984-1987): 面源汚濁負荷量調査
 (l) 梅本、駒井、井上(2005): 都市域、山林域における湿性降水物および全大気降水物による窒素、リンの負荷量, 水環境学会誌, 24(5), 300-307.

出典: 流域別下水道整備総合計画調査指針と解説²³⁾平成8年版に筆者が加筆

2.4 汚濁負荷量の変動要因

都市部の市街地ノンポイント負荷には、降下ばいじん負荷や降雨に含有されている負荷、屋根・道路からの流出負荷、側溝・雨水枡など雨水排除系統からの流出負荷、水路・河床など堆積負荷の流出分などがある。都市化が進展すると、社会・生活域の拡大による発生源の増加と、土地改変や治水等による浄化過程の減少の2つの影響要因によって、公共用水域に流入する汚濁負荷量が増加すると考えられる³³⁾ (Fig. 2-1)。社会・生活域の面的拡大は、産業とそれに伴う人間活動が拡大・増加し、結果として路面堆積物量が増加する。また、土地利用形態の変化は、路面堆積物の流出過程を短縮し、流出過程での滞留や土壌浸透等の流出経路を経ることなく、直接琵琶湖へ流入するためである。和田³⁴⁾は、都市化の進展が水環境に及ぼす影響として、①表土の改廃と転圧、②不浸透域の拡大、③雨水排水系の強化を挙げている。これは、影響要因の土地改変や治水等による浄化過程の減少に相当し、①と②は自然状態では地中に浸透あるいは貯留されていた雨水のうち直接流出（洪水流出）となる割合が大きくなること、③は治水によって降水をできる限り速やかに排出することにより集中時間が短縮されることを意味している。

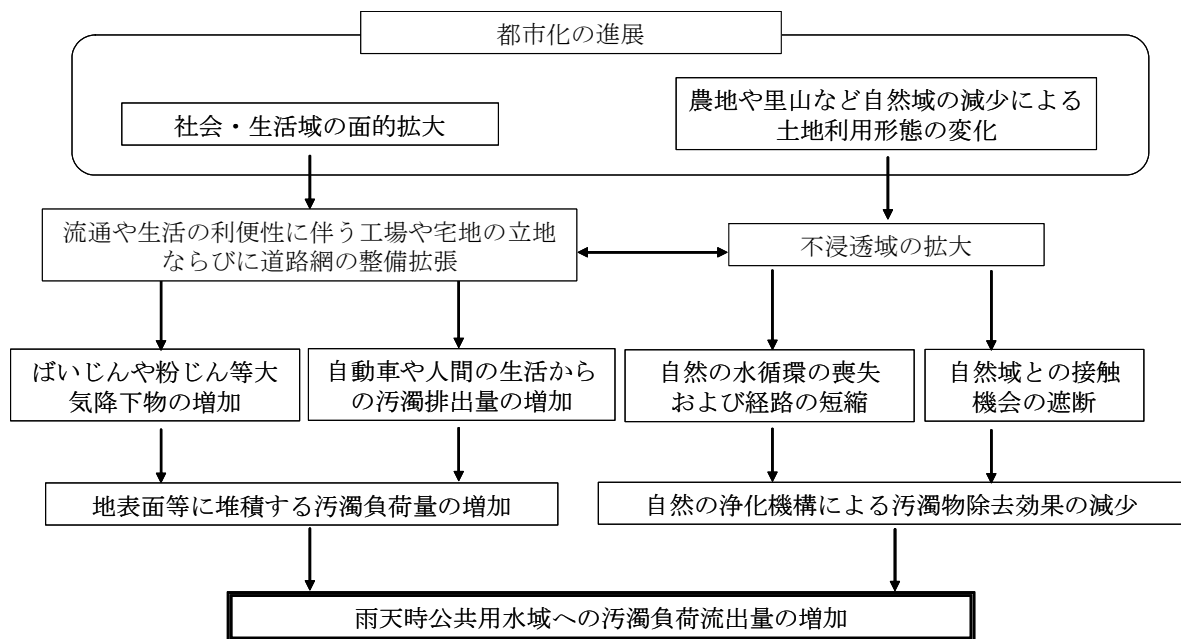


Fig. 2-1 都市化の進展による水質汚濁負荷量の増加要因

Table 2-9 路面排水の汚濁負荷量変動要因

動的変数		パラメーター
一降雨の総負荷量	瞬時の流出負荷量	
1. 先行降雨からの経過日数	1. 雨水流出強度	1. 土地利用
2. 路面清掃	2. 累積雨水流出量	2. 面積
3. 総雨水流出量	3. 降雨開始からの経過時間	3. 不浸透面積率
4. 降雨継続時間	4. 降雨強度	4. 流路長
5. 総降水量	5. 累積降雨量	5. 道路面積率
6. 平均降雨強度		6. 単位当たり道路延長
7. 平均雨水流出強度		7. 人口密度
		8. 降下ばいじん量
		9. 単位面積当たりの雨水枡の数

一方、路面排水の汚濁負荷量に直接影響を及ぼす要因には Table 2-9 に示すような項目がある^{35,36)}。中村³⁵⁾は、路面排水の水質予測方法について、負荷流出係数値が雨水流出強度の関数となるが、従来の手法では負荷流出係数を一定として扱っている問題点を指摘し、路面の粗度、勾配、雨水流出強度および累積雨水流量の関数として表されることを導いた。また、路面表面の工種特性と排出負荷量の関係³⁴⁾では、沈降性物質の流出は、路面の材質がコンクリートとアスファルトの場合を比較するとアスファルトの方が流出負荷量は多くなり、沈降性以外の物質は、降雨強度が等しい場合にはコンクリートと新しいアスファルトからの流出負荷量はほぼ等しくなるという報告がある。永留³⁷⁾は、道路塵埃中の有害物質と環境因子の関係で、75 μm 以下の分画中DOCおよびAs, Zn, Pb, Fe等は交通量との間に正の相関を明らかにした。また、DOCと降水量とは負の相関にあり塵埃中の汚濁物は降雨によって洗浄され流出すると報告している。小野⁸⁾は、TOC、重金属、PAHsの関係から、交通量の多い道路は回収される塵埃量も多く、塵埃中75 μm 以下の微粒子は降雨時よりも晴天時に道路上から消失することを確認し、風の影響を示唆した。また、塵埃中の付着有機物は降水により洗浄されことや、塵埃中の付着PAHsが全交通量や大型車の走行量が各成分の付着量の多さと関連するため排ガス由来を指摘した。松山ら³⁸⁾は路面排水の15分間累積負荷量と外部影響因子との相関関係から、路面排水の総負荷量は、先行晴天日数や通過車台数に影響される路面堆積量とは異なり、初期降雨強度の影響が大きいことを報告している。三浦¹¹⁾は、道路排水として流出したB(a)Pは粒子状物質に吸着しており、道路排水が流入する河川の底泥には、一般河川よりB(a)Pの含有量が多いことを明らかにした。しかし、一方で渡辺ら³⁹⁾の合流式下水道の雨天時越流水の水質調査では、CODやSSと無降雨日数(5mm未満)の関係で際だった差が見られなかったと報告している。このように路面排水の変動要因は、既往研究でも交通量との影響について多く報告されている。滋賀県の道路は大部分がアスファルト舗装などの不浸透域であり、自動車交通により発生する堆積物の流出影響は大きいと推察される。しかし、路面上の堆積物は、晴天時に乾性降下物の堆積および自動車等からの排出による増加と、風等

による飛散等の影響による減少の双方が作用し、その後の降雨によって湿性降下物とともに流出する経路をたどる。したがって、路面排水の汚濁負荷は、先行晴天日数やその間の風速などの先行降雨条件と、一降雨中の降雨量、降雨強度、道路状態や道路条件などの降雨時条件が影響することが考えられる。

2.5 汚濁負荷量の算定方法

琵琶湖は、1985年12月に湖沼法に基づき「指定湖沼」に指定されたことから、1986年度から5年間毎に琵琶湖水質保全計画が策定され水質保全を推進してきた。この湖沼水質保全計画を策定するにあたり、将来フレーム等の推定が行われる。ポイント汚染源は、処理対象人口や産業処理系では実態を、また、畜産等についても頭数を単位として負荷量が算定されている⁴⁰⁾。一方、ノンポイント負荷量は、土地利用形態を基本とし面積に対して一応に原単位法による算出を行う。Table 2-10に琵琶湖の第4次湖沼水質保全計画の自然系（土地利用等）の原単位をとりまとめた。これら湖沼水質保全計画の汚濁負荷量算定に用いる原単位の設定⁴¹⁾は、以下の方法による。

水田はかんがい期（5ヶ月間）、非かんがい期（7ヶ月間）に分けて、それぞれの現地調査結果から削減効果を勘案し、年間平均から求めている。畑地は、T-Nは富栄養化防止条例制定時の発生原単位（流出原単位＋年間施肥量×流出率／年間日数）を使用し、COD、T-Pは実態調査結果により設定した⁴²⁾。ゴルフ場は、肥料の使用実態が概ね類似している畑の原単位と同等とし、山林は、琵琶湖流域の調査結果から、瀬田川の比流量をもとに設定した。また、湖面降水は、県衛生環境センターが3年間調査した平均濃度結果をもとに、琵琶湖に近い6地点の過去11年間の平均的雨量に対する値を乗じて求め、地下水は、琵琶湖集水域の地下水測定結果の文献値濃度を原単位とした⁴³⁾。一方、宅地・道路については、土木研究所が実施した調査結果をもとに、文献値から設定している⁴⁴⁾。

Table 2-10 琵琶湖に係る湖沼水質保全計画に基づく土地利用形態別原単位

		COD	T-N	T-P
水田	(g・ha ⁻¹ ・day ⁻¹)	118.0	39.2	2.68
畑	(g・ha ⁻¹ ・day ⁻¹)	62.0	261.0	0.54
宅地・道路	(g・ha ⁻¹ ・day ⁻¹)	144.0	38.6	2.00
ゴルフ場	(g・ha ⁻¹ ・day ⁻¹)	62.0	261.0	0.54
山林・その他	(g・ha ⁻¹ ・day ⁻¹)	47.0	18.5	0.35
湖面降水	(g・ha ⁻¹ ・day ⁻¹)	80.2	28.5	0.81
地下水	(mg・l ⁻¹)	0.22	1.47	0.11

ここで、農地の原単位は、水田、畑地に分類した実態調査に基づいており、この値

を比較すると 2～6 倍の差がみられる。滋賀県の農地は水田が約 95%以上を占め⁴⁵⁾、面積的には水田が大部分を占めるにも関わらずその値は詳細に区別されている。一方、宅地と道路は一括りで取り扱われた原単位が設定されており、これは他の湖沼も同じである。滋賀県の宅地・道路に占める道路の割合は 35%を占めることから、汚濁負荷量の値による影響は大きいと考えられる。とくに道路交通が多い DID*などの都市部では、汚濁負荷量の過小評価が懸念される。また、路面排水は直接河川や琵琶湖へ排出していることも少なくないため、琵琶湖周辺道路では水域への影響が懸念される。したがって、正確な負荷量算定のためには、実態に即した道路からの汚濁負荷量を把握しなければ、定量的な予測は不可能と考える。

*DID：日本の国勢調査における人口集中地区（Densely Inhabited District）

2.6 汚濁負荷量の流出解析

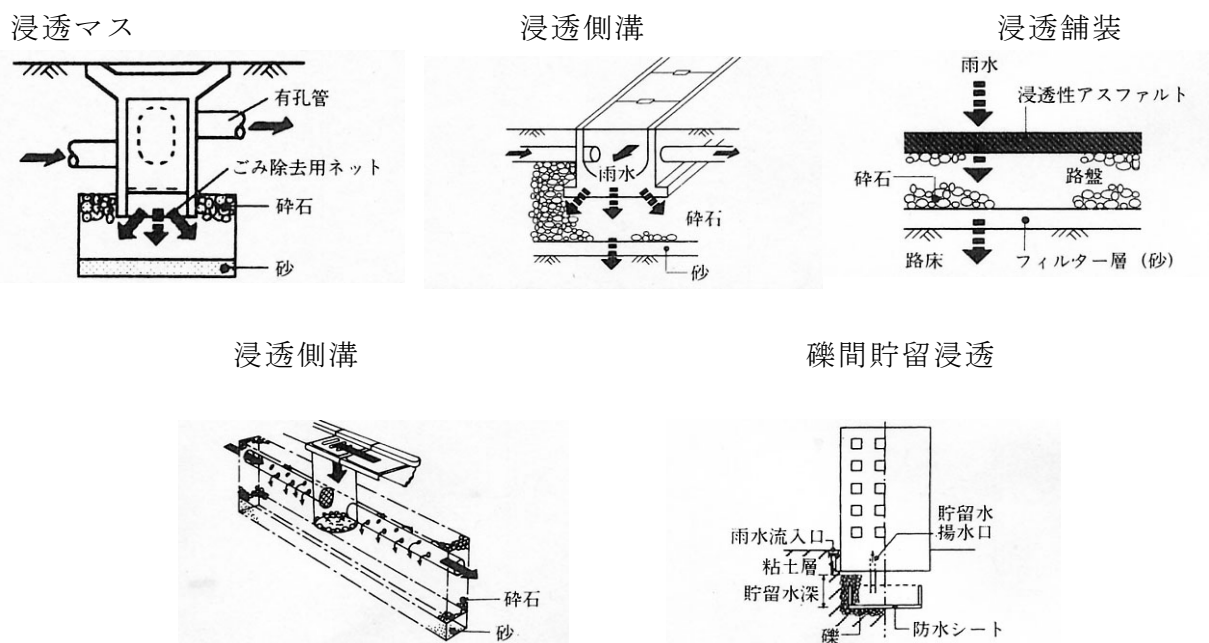
これまで汚濁負荷量把握のための負荷流出モデルは、流出汚濁負荷量を河川の流量関数として表す $L-Q$ 式などの経験式による解析が一般的であった。しかし、近年、都市域からの下水道の雨天時越流（CSO）の水質問題となる合流式下水道の改善のために多くの研究が進められたことから（例えば、前田ら⁴⁶⁾、酒井⁴⁷⁾、渡辺ら³⁹⁾など）、その対策評価手法の確立を目的とした負荷流出モデルの構築は、1つの研究分野として発達してきた。また、河川の流出負荷モデルも、 $L-Q$ 式による定式化をベースに研究が進み、現在は流域全体を対象としたモデルが開発されている。負荷流出モデルには STORM、SWMM 等があり、合流式下水道の改善のために流量を把握するだけでなく、下水管内堆積等の考え方を組み込んだ土研モデルがよく使用されている。最近では、コンピュータの進歩により、GIS を利用した分布型モデルの研究も進んでいる^{17,24,40,48)}。雨水流出モデルは、単位図法、貯留関数法、タンクモデル法、特性曲線法、RRL 法がある。このうち、英国で開発された RRL 法をもとに有効降雨や貯留と流出雨水量との関係を表す $S-Q$ 曲線を日本の実情に合ように改良した修正 RRL 法がよく使用されている¹⁾。

しかしながら、モデルを用いたノンポイント負荷の流出解析の問題点として、モデルを検証するための現地観測データの不足が第一の課題に挙げられる⁴⁹⁾。また、琵琶湖流域では降雨時のノンポイント汚濁負荷の取り扱いの重要性を指摘している研究^{50～52)}は多く、これらの多くは河川毎の単位で流出負荷量を算定している。そのため、道路単独の汚濁負荷量はほとんど把握されていない。中村⁵³⁾は、琵琶湖流域の水質保全対策評価は、雨天時の調査を確実に実施しなければ正確な負荷量の把握はできないが、負荷量原単位の報告値のバラツキが大きいため流出負荷量の推定を困難にし、その結果、負荷削減対策の有効な技術的手段がみつからないことが問題であると指摘している。ノンポイント汚濁負荷の定量化は、その流出過程のどの場所で、いつ、どの程度の規模で対策を講じれば有効であるかを評価するために極めて重要であり、活用できるモデルの構築が急務である。

2.7 汚濁負荷量の削減手法

2.7.1 国内事例

市街地を対象としたノンポイント対策技術は、汚染物質の表面流出過程、雨水管渠内の流下過程および吐き口における手法に分類される¹⁾。表面流出過程は、各戸貯留、雨水浸透マス、透水性舗装や路面清掃などがある。雨水管渠内の流下過程には雨水浸透マス、雨水マス清掃、スワールやオリフィスによる濁水分離などがあり、雨水管渠の吐き口では貯留池、沈澱池、ろ過施設、植生浄化、接触酸化などの手法が挙げられる。東京都では合流式下水理方法の雨天時越流問題（CSO ; Combined Sewer Overflow）の対策として、住宅や路道路集水マスに積極的に浸透施設等の設置を取り入れている⁵⁴⁾。市街地系の都市ノンポイント負荷の増加原因の一つに、密粒舗装のような不浸透域の拡大がある。不浸透性の地表面は雨水の流出に影響を及ぼし、水質汚濁と同時に流域の水循環の変化をもたらす^{55,56)}。古米⁵⁷⁾は、流出後の汚濁物に対処する技術だけでなく、雨水の地下浸透による流出量抑制や路面清掃や管路清掃などの発生場所や蓄積場所での対策技術の重要性を指摘している。近年、総合治水の観点^{58~60)}から、各地で透水性舗装^{61~65)}の試験施工が実施され、雨水流出量の低減、地下水涵養等の効果等が期待されている。この透水性舗装には、路床である土壌へ雨水を浸透させるため、治水のみならず土壌浸透による負荷削減効果が得られると考えられる。都市化の雨水流出機構の変化によって起こる洪水防止の軽減を目的としたこのような雨水浸透施設はノンポイント対策としても有効であるといえる（Fig. 2-2）。しかしながら、浸透施設は地下へ雨水と一緒に汚濁物質を浸透させるため、地中浸透による地下水汚染、土壌の目詰まり、施設の維持管理方法等の課題解決が残されている。

Fig. 2-2 雨水浸透施設のイメージ図⁶⁶⁾

最近の適用事例としては、千葉県の手賀沼や滋賀県の山寺川流域で汚濁度の高い初期排水を一時貯留し後、流域下水道終末処理場への移送や浄化施設へ導入する事業が実施されている。さらに、ノンポイント対策技術の実施主体は地方自治体だけでなく住民・個人も含まれる。住民による道路清掃や、城戸ら⁶⁷⁾が初期排水の汚濁負荷削減効果を評価した住宅地の屋根雨水排水の処理については各戸で実施されはじめている。

本研究では、道路排水の汚濁負荷削減手法として、表面流出過程における道路側溝マスに着目し、琵琶湖周辺の道路排水路を現地踏査した。その結果 Fig. 2-3 に示すような側溝形状の構造パターンに分類した。さらに、構造パターンをもとに路面流出初期排水を分水する構造案 (Fig. 2-4) を検討し、選択的集水およびその浄化法、容易な維持管理、低コスト (イニシャル, ランニング), 装置の耐久性, 道路構造への適応性や周辺環境への配慮などから、既存の道路側溝マスに応用できる二重マスタイプの装置を開発し試験的施工を試みている。

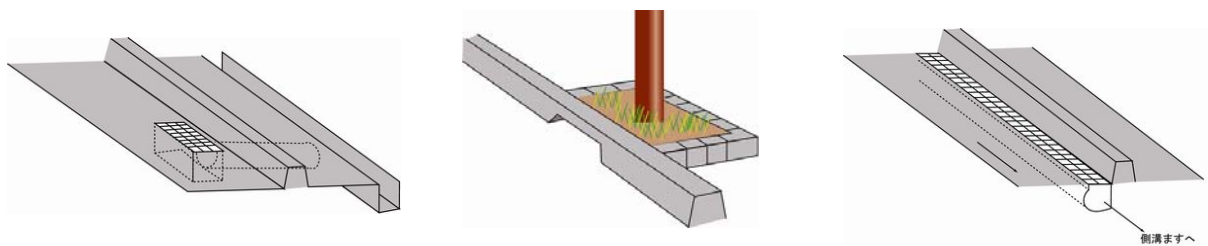
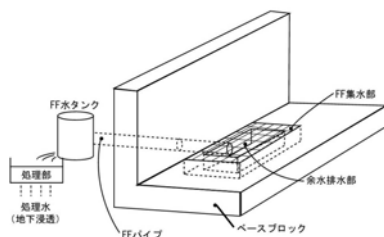


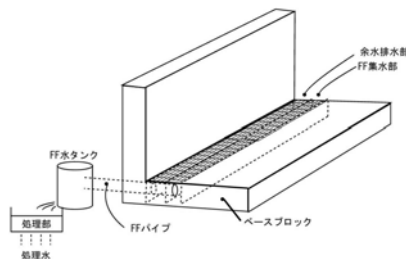
Fig. 2-3 実道路における排水路構造パターン

①二重マスタイプ



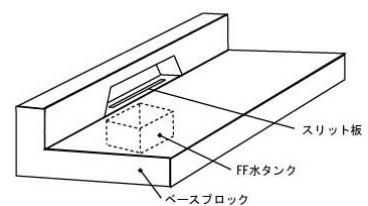
従来の排水枡を2重構造とし、
処理槽に導入

②2重側溝タイプ



縁石沿いに連続する2重の排
水溝を設け、処理槽に導入

③ブロック下スリット



縁石下にスリット板を設け、
処理槽に導入

Fig. 2-4 初期排水を分水する構造案

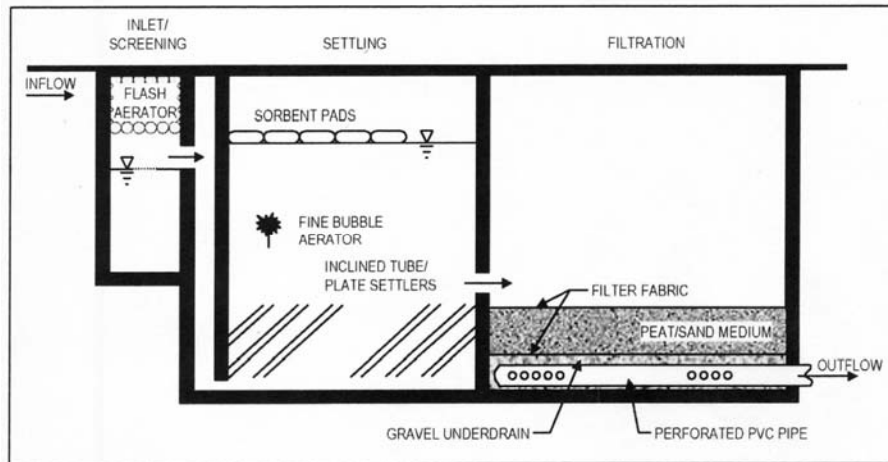
2.7.2 海外事例

都市ノンポイント汚染の対策が進んでいる米国では、水質特性の知見から SS に対する対策が有効と考え、TSS の除去を目標にした計画を策定し実行している (Table 2-11)⁶⁸⁾。これによると、多くの州が少なくとも TSS の 80%削減を目標とし、流出水のうち初期排水の処理を施すことを基準としている。また、実際の流出水の効果的な管理方法は、ろ過、植生、滞留保持、浸透などの手法を活用した遊水池や、ため池、湿地、浸透、開放水路などの施設がある。Fig. 2-5 の Multi-chambered treatment train は Pitt⁶⁹⁾ の報告による砂ろ過施設である。初期フラッシュ排水を取り込み、最初の槽で粗めの濁質を除去し、第 2 槽で吸着剤を用いて微粒子や揮発性化合物等を除去、第 3 槽で残りの汚濁物質を砂ろ過する仕組みである。この施設は、非常に高い除去率を得ることができるが、多くの場所に設置するにはコストがかかることが問題である。また、Maryland Department of the Environment (MDE)⁶⁰⁾の報告では、恒久的な長期貯留と一次貯留を組み合わせた Wet pond などがある。これは窒素やリンのような汚濁物質の生物への供給可能も期待している。この仕組みは琵琶湖では内湖の機能とよく似ていると思われる。

Table 2-11 TSS 基準達成のための地区、州プログラム⁶⁸⁾

Community/State	Standard	Criteria
Olympia, WA	80 percent removal of suspended solid.	Treat runoff volume of six-month, 24 hr storm.
Orlando, FL	Reduce average annual TSS loading by 80 percent.	Treat first half-inch of runoff or the runoff from the first inch of rainfall, whichever is greater.
Winter Park, FL	Reduce average annual TSS loading by 80 percent.	Treat the first inch of runoff by retention.
Baltimore Co., MD	Remove at least 80 percent of the average annual TSS loading.	Treat the first half-inch of runoff from the site's impervious area.
South Florida Water Management District	Remove at least 80 percent of the average annual TSS loading.	Treatment volume varies from 1.0 to 2.5 inches times' percent impervious area.
Delaware	Remove at least 80 percent of the annual TSS loading.	Treat the first inch of runoff by approved management practices.
Florida	Remove at least 80 percent of the average annual TSS loading.	Treatment volume varies from 0.5 to 1.5 inches depending on the practice.
New Jersey	80 percent reduction in TSS.	Treatment runoff volume of a storm of >1.25 inches in two hours or the one-yr, 24-hr storm.
South Carolina	Remove at least 80 percent of the average annual TSS loading.	Treatment volume varies from 0.5 to 1.0 inch depending on the practice.

Multi-chambered treatment train ⁶⁹⁾



Wet pond ⁷⁰⁾

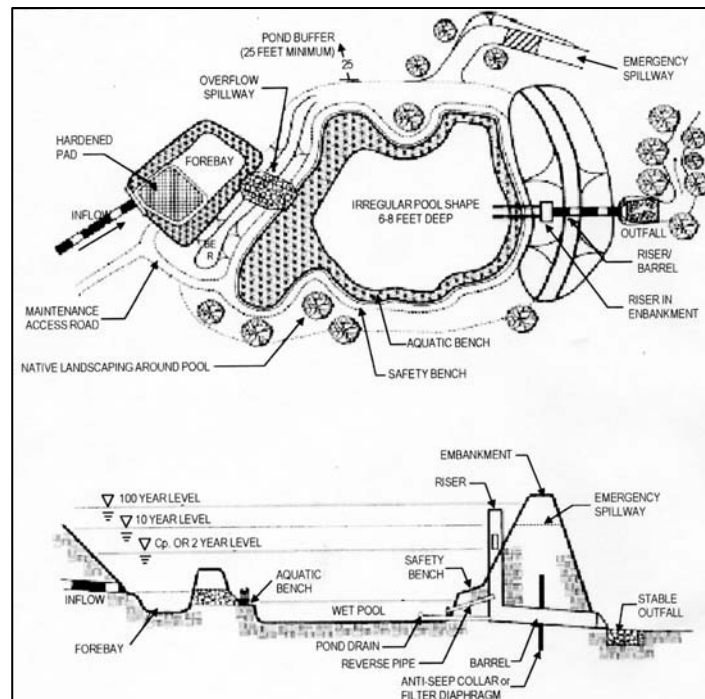


Fig. 2-5 雨天時流出水負荷削減対策の施設構造例

Caraco と Winter は、雨天時流出水の負荷削減のための BMPs (Best Management Practices) データベースから各手法を評価した。データは 1990 年から 2005 年までに実施した排水処理施設のモニタリング調査に、1977 年から 1989 年の 60 調査例を加えたものである。Table 2-12 にその概要を示す。各管理手法による TSS の削減効果は極めて高く、目標基準をほぼ達成できる技術といえる。しかしながら、他の水質項目はタイプによって削減効果が得られないものもある。また、NO_x-N は Wetland を除くほとんどのタイプで低いか全く削減効果が得られないことが明らかである。これは、負荷削減のための管理手法が、どの物質を対象とするかで効果が異なることを意味している。

Table 2-12 流出水制御のための管理手法の評価 ⁷¹⁾

Runoff Treatment or Control Practice Category or Type	No. of studies	平均汚染除去率 (%)						
		TSS	TP	OP	TN	NO _x	Cu	Zn
Dry Ponds	9	47	19	N/A	25	3.5	26	26
Wet Ponds	43	80	51	65	33	43	57	66
Wetlands	36	76	49	48	30	67	40	44
Filtering Practice*	18	86	59	57	38	-14	49	88
Open Channel Practices	9	81	34	<i>1.0</i>	<i>84</i>	31	51	71

Shaded rows show data for groups of practices (i.e., dry pond include quality control ponds and dry extended detention ponds).

Numbers in italics are based on fewer than five data points.

* Excludes vertical sand filters

TSS=total suspended solids, TP=total phosphorus, OP=ortho-phosphorus, TN=total nitrogen, NO_x=nitrate and nitrite nitrogen, Cu=copper, Zn=zinc.

2.8 結語

本章では都市域のノンポイント対策の研究に際して、ノンポイント汚染源、汚濁物質の水質特性やその汚濁負荷量、汚濁負荷の変動要因等について整理し得られた知見を考察した。

第2節では各種ノンポイント汚染源について物質の発生源より整理した。第3節では都市域のノンポイント汚染による汚濁負荷の実態について土地利用形態別な観点から物質の負荷量に着目して特性を、また、第4節では都市ノンポイント汚染源のなかでも重要な路面排水の汚濁負荷量に影響する要因について考察し、以下の成果を得た。

- 1) 都市ノンポイント汚染源は、主として道路や路面上の堆積物、自動車から発生する原因に関係する。
- 2) ノンポイント汚染である路面排水に関する知見は、重金属類や微量有害化学物質など人の健康の保護の観点から多くの研究データが充実に報告がされているが、湖沼環境基準に係る水質一般項目に関しては少ない。
- 3) 路面排水の流出挙動の解析や総負荷量の把握には、他の有害物質の吸着特性等を勘案すると、各種水質の形態別での測定が重要である。
- 4) 都市から雨天時に流出する汚濁負荷量は、土地利用形態別で明らかに異なり、人間活動や産業、また、それに伴う自動車交通量と強い正の関係を示す。しかし、同種の形態であってもその値に差がみられることも事実であり、ノンポイント汚染の実態把握は現地モニタリング調査によるデータ解析が必須である。
- 5) 大気汚染が顕著である都市域では、降水中の含有量が汚濁負荷として無視できない重要なソースになると示唆された。
- 6) 路面排水の汚濁負荷量は、先行晴天日数やその間の風速などの先行降雨条件と、一降雨中の降雨量、降雨強度、道路状態や道路条件などの降雨時条件が影響することが示唆された。

第5節では、4節までの雨天時路面排水の汚濁負荷量の重要性の一方で、琵琶湖の湖沼水質保全計画の原単位について考察し、第6節は汚濁負荷量を把握するためのモデルや流出解析、さらに、第7節では都市ノンポイント汚濁負荷削減のための対策や手法の現状について考察し、以下の成果を得た。

- 7) 琵琶湖湖沼水質保全計画は、道路は宅地と一括りで取り扱われた原単位が設定されており、負荷量算定時等ではその値による影響は大きいと考える。
- 8) モデルを用いたノンポイント負荷の流出解析では、モデルを検証するための現地観測データ不足が第一の課題であり、負荷削減対策の有効な技術的手段を講じるための確実な雨天時調査の実施が重要である。
- 9) 負荷削減手法の対策効果は、各種水質項目によって削減率が異なり効果が得られない物質もあることは明らかである。

これらの解析のうち、3、4節の結果は、路面排水の汚濁負荷量を把握する上で調査方法における必要な基礎情報を与え、負荷に影響する因子について示している。

第2章 参考文献

- 1) 国土交通省都市・地域整備局, (財)下水道新技術推進機構 (2002) 市街地のノンポイント対策に関する手引き (案), 345p, 平成14年3月.
- 2) Novotny, V (2003) *Water Quality-Diffuse Pollution and Watershed Management*. Weley and Sons. Inc.
- 3) U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1977) *Clean Water Act*, National Agriculture Compliance Assistance Center, <http://www.epa.gov/agriculture/lcwa.html>
- 4) D'Arcy, B. J., J. B. Ellis, R. C. Ferrier, A. S. Jenkins, and R. Dilis (2000) *Diffuse Pollution Impacts*, Terence Dalton Publishing, Lancaster, PA.
- 5) Sartor J.D. and Boyd G.B. (1972) *Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants*; EPA/R2/72/081; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Monitoring, Washington, D.C.
- 6) 新矢将尚, 小西孝明, 宮西弘樹, 石川宗孝 (2002) 高速道路排水における汚濁負荷の流出特性, 用水と廃水, **44**(3)11-17.
- 7) 村上道夫, 中島典之, 古米弘明 (2003) 多環芳香族炭化水素類 (PAHs) 含有率とそのプロファイルに基づく粒径画分ごとの道路・屋根堆積塵埃の識別, 水環境学会誌, **26**(12), 837-842.
- 8) 小野芳朗, 永留浩, 河原長美, 谷口守 (2000) 道路堆積塵埃上の物質と環境因子との相関性, 水環境学会誌, **23**(12)778-785.
- 9) 山田淳也, 奥田知明, 高田秀重, 熊田英峰 (1999) 道路路面排水中におけるニトロ多環芳香族炭化水素の分析, 日本水環境学会年会講演集, 33rd, 357.
- 10) 市木敦之, 山田淳, 佐藤昌弘, 大久保卓也 (1999) 高速道路からの降雨時流出水が受水域に及ぼすインパクトに関する基礎的研究, 日本水環境学会年会講演集, 33rd, 517.
- 11) 三浦浩之, 和田安彦, 尾崎平, 中嶋宣信 (2003) 雨天時道路排水の流出先水系での汚濁物質の挙動, 用水と排水, **45**(8)779-785.
- 12) 尾崎平, 三浦浩之, 和田安彦, 中野裕之 (2003) 雨天時道路排水からの微量有害物質の水系流出, 第40回下水道研究発表会講演集, 922-924.
- 13) 青木佳世, 尾崎平, 三浦浩之, 和田安彦 (2003) 越流水中の内分泌攪乱化学物質の流出特性と雨水滞水池による越流抑制効果, 第40回下水道研究発表会講演集, 81-83.
- 14) 徳永法夫, 西村昂, 日野泰雄, 尾松豪紀 (1998) 道路排水と道路構造物の汚れに関する研究, 資源環境対策, **34**(14)1263-1268.
- 15) 酒井彰 (1995) 下水道による雨天時汚濁負荷制御に関する研究, 京都大学工学部博士学位論文, 168p.
- 16) 酒井彰, 田中和博, 住山真 (1995) ノンポイントソース流出水の水質特性及び汚濁負荷流出モデル解析, 下水道協会誌論文集, **34**(413)12-26.

- 17) 和田安彦著 (1990) ノンポイント汚染源のモデル解析, 214p, 技報堂出版.
- 18) Marsalek J (1978) Pollution Due to Urban Runoff: Unit Loads and Abatement Measure, *PLUARG, International Joint Commission*, Windsor, Ontario, Canada.
- 19) Beaulac, M. N., and K. H. Reckhow (1982) An examination of land use-nutrient export relationships, *Water Resour. Bill.* **18**(6), 1013-1024.
- 20) Sonzogni, W. C., *et al.* (1980) Pollution from land runoff, *Environ. Sci. Technol.* **14**(2), 148-153.
- 21) Lygren, E., E. Gjessing, and L. Berglind (1984) Pollution transport from a highway, *Sci. Total Environ.* **33**: 147-159.
- 22) 環境庁水質保全局 (1985) 非特定汚染源による汚染合資対策調査報告書一文献調査一 (昭和 60 年 1 月).
- 23) 建設省都市下水道部監修 (1997) 流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説 平成 8 年版, (社)日本下水道協会.
- 24) 國松孝男, 村岡浩爾 (1989) 河川汚濁のモデル解析, pp.2-34, 技報堂出版, 東京.
- 25) 環境省HP : <http://www.env.go.jp/air/osen/index.html>
- 26) 自動車から排出される窒素酸化物及び粒子状物質の特定地域における総量の削減等に関する特別措置法 (法律第 70 号) (2001) 自動車 NOx・PM 法, 平成 13 年 6 月改正.
- 27) 田淵俊雄著 (2005) 湖の水質保全を考えるー霞ヶ浦からの発信ー, 200p, 技報堂出版.
- 28) 梅本諭, 駒井幸雄, 井上隆信 (2001) 山林域における湿性降下物及び全大気降下物による窒素・リンの負荷量, 水環境学会誌, **24**(5), 300-307.
- 29) 井上隆信 (2005) 山林・農地からの栄養塩流出負荷, 第 13 回ジョイントシンポジウム海域環境から見た陸域流出の問題とその構造, 21-26.
- 30) 國松孝男, 須戸幹 (1994) 大気降下物によるチッソ, リンの供給とその変動, 環境技術, **23**, 710-713.
- 31) 田淵俊雄, 高村義親 (1985) 集水域からの窒素・リンの流出, pp.18-37, 東京大学出版会, 東京.
- 32) 和田安彦 (1988) 都市域における非特定汚染源負荷とその計測方法, 水質汚濁研究, **11**(12), 742-739.
- 33) 「水文・水資源ハンドブック」5.都市水環境, 虫明功臣, 水文・水資源学会編集 朝倉書店.
- 34) 和田安彦著 (1994) ノンポイント負荷の制御ー都市の雨水流出と負荷制御法ー, 150p, 技報堂出版.
- 35) 中村栄一 (1984) 雨水による路面堆積物の除去速度, 土木技術資料, **26-8**, 447-452.
- 36) Jewell, T.K., and Adrian, D.D., (1981) Improved Techniques for Modeling Stormwater Quality, *Proc. 2nd Int'l Conference on Urban Storm Drainage*.
- 37) 永留浩, 小野芳朗, 河原長美, 谷口守 (1999) 道路塵埃中の有害物質と環境因子

- の関連に関する研究，第10回廃棄物学会研究発表会講演論文集，1137-1139.
- 38) 松山敦子，小西孝明，新矢将尚，石川宗孝（2000）高速道路排出水の水質挙動と汚濁負荷に対する影響要因の検討，土木学会第55回年次学術講演会，VII-126.
- 39) 渡辺芳行，添田和敬（2003）合流式下水道の越流水水質について，第40回下水道研究発表会講演集，352-354.
- 40) 「琵琶湖・淀川水環境改善対策総合調査－面源負荷削減対策調査－」報告書（2000）（財）琵琶湖・淀川水質保全機構，304p.
- 41) 国土庁・環境庁・厚生省・農林水産省・林野庁・建設省（1999）「琵琶湖の総合的な保全のための計画調査報告書 資料編」，98-104.
- 42) 長谷川ら（1985）水田における有機物施用が水質に及ぼす影響，滋賀県農業試験場報告第26号，1985年3月.
- 43) 國松孝男（1980）琵琶湖集水域の河川水，地下水，降水および琵琶湖流水の水質，びわ湖とその集水域の環境動態，文部省「環境科学」特別研究（昭和55年度報告）.
- 44) 環境庁水質保全局（1982）非特定汚染源による汚染防止対策調査検討会中間報告書，（昭和57年3月）.
- 45) 滋賀県県民生活課土地対策室 HP
http://www.pref.shiga.jp/c/tochitai/riyou_gaiyo/01.pdf
- 46) 前田正博，伊藤紀夫，本靖夫（1996）ノンポイント汚濁負荷調査と削減対策，下水道協会誌，33(404)，15-20.
- 47) 酒井和博（1999）京都市における合流式下水道改善効果の評価，下水道協会誌，36(440)，42-52.
- 48) 金再奎，佐藤祐一，高田俊秀，内藤正明，永禮英明，小松英司，上原浩（2007）琵琶湖流域水物質循環モデルによる施策評価の試み，第41回日本水環境学会年会講演集，pp.600.
- 49) 井上隆信（2004）ノンポイントからの汚染物質の河川流出・流達機構，環境技術，33(5)，381-385.
- 50) 山田淳（2000）面源負荷－現状と課題，環境技術，29(7)，496-501.
- 51) 大久保卓也，東善広（2005）集水域から琵琶湖に流入する汚濁負荷量とその水質への影響，琵琶湖研究所記念誌（所報22号）55-72.
- 52) 大西剛広，金木亮一（2004）宇曾川、法竜川における代かき田植期と降雨時の水質・比負荷の変動，農業土木学会第61回研究発表会講演要旨集，92-93.
- 53) 中村正久（1996）琵琶湖のノンポイントソース汚染をめぐる研究の動向と課題，琵琶湖琵琶湖研究所所報第13号.
- 54) (社) 雨水貯留浸透技術協会（1991）雨水技術資料.
- 55) (社) 雨水貯留浸透技術会編（1998）都市の水循環再生に向けて，136p.
- 56) 流域における水循環はいかにあるべきか（1998）建設省河川審議会水循環小委員会中間報告，平成10年7月.
- 57) 古米弘明（2007），市街地ノンポイント汚染対策技術と適用事例，30(4)172-175.

- 58)岡太郎，菅原正孝編著（1994）都市の水環境の新展開，246p，技報堂出版，東京．
- 59)総合的な治水対策の推進方策についての中間答申（1977）第33回河川審議会，昭和52年6月10日．
- 60)総合的な治水対策の実施方策についての提言（1988）建河審発 第9号河川審議会，昭和63年3月23日．
- 61)水と舗装を考える会編（1997）よくわかる透水性舗装，山海堂（東京），136p．
- 62)亀井敏晃（2003）総合的な都市環境の改善に向けて－透水性舗装の整備－，大阪府建設技術発表会論文集，30th，17-20．
- 63)永井了（2004）主要地方道京都守口線 透水性舗装事業概要と事業効果について，大阪府建設技術発表会論文集，31st，66-69．
- 64)和田実，曾田知，小林英彦，西山哲（2005）産官学共同プロジェクトによる車道透水性舗装実用化，舗装，40(8)，6-10．
- 65)丹原康滋，大西有三，西山哲，矢野隆夫、曾田知，小林英彦（2005）都市における洪水抑制のための地下水の水文学的研究，日本材料学会第54期学術講演会講演論文集，131-132．
- 66)岡太郎，菅原正孝編著（1994）都市の水環境の新展開，pp.61-114，技報堂出版，東京．
- 67)城戸由能，深尾大介，岡 太郎（2004）住宅地における発生源別懸濁態汚濁物質の流出解析と発生源対策の評価，水工学論文集，48，1453-1458．
- 68) Watershed Management Institute (WMI) (1997a) *Institutional Aspects of Urban Runoff Management: A Guide Manual*. <http://www.wateronline.com/read/nl20010410/416710>.
- 69) Pitt, R. (1997) The control of toxicants at critical source areas. In *Effects of Watershed Development and Management on Aquatic Ecosystems*, ed. L.A. Roesner, 70-92. American Society of Civil Engineers, Reston, VA.
- 70) Maryland Department of the Environment (MDE) (2000) *Maryland Stormwater Design Manual: Volumes 1 and 2*. Maryland Department of the Environment, Baltimore, MD.
- 71) Caraco, D., and R. Winer (2000) *Updated National Pollution Removal Performance Database for Stormwater Treatment Practices*. Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD.

第3章 本研究における調査および実験方法

3.1 概説

本章では、琵琶湖流域における都市ノンポイント負荷の主要因である雨天時路面排水の負荷の把握とその対策を検討するために、本研究にて実施した雨天時路面排水調査と路面排水の土壌浸透処理実験についてその方法および概要を説明する。

雨天時路面排水調査は、路面排水の水質特性を把握し流出挙動を解析するために基礎となる負荷量のデータを取得する調査である。本調査では、従来の調査では不足しているデータとして、とくに各水質項目を粒子態成分と溶存態成分に分けて測定することとする。また、累加流出高に対する水質濃度の変化が追跡可能となるような採水方法によって、初期フラッシュ排水量の推定を試みる。路面排水土壌浸透処理実験は、路面排水の汚濁負荷削減を目的として、土壌浸透処理装置を開発し、実道路に設置してその効果を評価する実験である。本実験では、処理装置を用いた実験および実際の透水性舗装を用いた実験を実施した。路面排水調査の結果をもとに、雨天時に流出する初期フラッシュ排水を選択的に取水処理する装置を用いて、土壌浸透後に得られる処理水から負荷削減効果を把握し、定量的に表現することを試みた。透水性舗装による土壌浸透処理実験は、透水性舗装を施工した駐車場内にて舗装面上に堆積する汚濁負荷の土壌浸透による水質濃度変化を把握しうる形で実験を行った。これとは別に、道路塵埃の路面排水への汚濁負荷の寄与と路面清掃の削減効果を把握するため、路面清掃で採取した道路塵埃の成分調査も併せて行うこととした。

以下、第2節で調査、実験の目的方法等について、第3節で土壌浸透処理装置の概要を、第4節で調査および実験実施対象道路および条件等について述べることとする。

3.2 雨天時路面排水調査および土壌浸透処理実験の目的と方法

本研究は、雨天時路面排水調査、土壌浸透処理実験および道路塵埃調査について実施した。雨天時路面排水調査は、1999年から2005年までの間に琵琶湖流域の国道および県道の4ヶ所（Run 1～Run 4）で負荷量の実測調査を行った。土壌浸透処理実験は、2001年から2005年までの間に県道2ヶ所（Run 3, Run 4）では初期フラッシュ排水を対象にした土壌浸透処理削減効果の把握を、また、駐車場1ヶ所（Run 5）では透水性舗装による路面排水の水質浄化効果把握の実験を行った。道路塵埃調査は、2003年から2006年までの間に国道7ヶ所の道路清掃より収集された9試料を入手し調査に用いた。調査・実験の概要をTable 3-1に示す。

降水量の計測は、Run 1～Run 5で実施した。Run 1は東北東約3.0 km、Run 2は北200 m、Run 3およびRun 5は調査場所の雨量計（10分毎）により測定した。ただし、Run 2-1およびRun 4は大津気象台観測データ（1時間毎）¹⁾を用い、Run 3-2およびRun 3-3は調査時に欠測が生じたため、調査現場より600 m離れた町役場屋上の雨量計データを用いた。流量計測は、Run 1～Run 3で実施した。Run 1は道路集水枡の排水パイプ出

口からポリタンク容器（10～130 l）に路面排水を全量計測取水し(Fig. 3-1)，各ポリタンクに排水が流入し始めから満水に達した時の時刻読みとり値から計算にて求めた。Run 2，Run 3 はパーシャルフリューム流量計にて計測した（Fig. 3-2）。Run 4，Run 5 では流量は測定していない。

Table 3-1 調査および実験における目的と方法

調査 実験	期 間	Run	回数	目 的	方 法			測定項目
					降水量	流 量	試 料 採 取	
雨天時 路面排水 調査	1999 ～2000, 2004, 2005	Run1 Run2	Run1-1, Run1-2: 2降雨 Run2-1～Run2-6: 6降雨	水質濃度変化の 把握	Run1：雨量計 Run2：雨量計 (Run2-1は大津気 象台観測データ)	Run1：ポリタンク 容器による採水， 計量 Run2：パーシャル フリューム流量計	Run1：流量計測にて採 水したうち濃度変化を 代表する試料を抽出。 Run2：路面排水の流出 開始から一定時間毎に 採水。	Run1：COD，TOC， N，P，SS，濁度 Run2-1～Run2-3： COD，TOC，N，P，SS Run2-4～Run2-6： COD，TOC，N，P， NH ₄ -N，NO ₂ -N，NO ₃ -N
	1999 ～2001, 2004, 2005	Run1 ～ Run4	Run1，Run2同上 Run3-1～Run3-4: 4降雨 Run4-1～Run4-9: 9降雨	初期フラッシュ 排水量 推定 (Run1,Run2)， 検証 (Run3,Run4)， 影響因子の把握 (Run1～Run4)	Run1，Run2：同上 Run3：雨量計 Run4：大津気象台 観測データ	Run1，Run2：同上 Run3：パーシャル フリューム流量計 および三角堰， Run4：測定してい ない	Run1，Run2：同上 Run3：累加流出高約 2mmまでの排水とその 後の排水は経時的に採 水し流量比で混合。 Run4：累加流出高2mm を分取可能な装置にて 採取。	Run1，Run2同上 Run3：COD，TOC， N，P，NH ₄ -N，NO ₂ -N， NO ₃ -N Run4-1～Run4-5： COD，TOC，N，P Run4-6～Run4-9： COD，TOC，N，P，SS
	1999 ～2000, 2004, 2005	Run1 Run2	上記Run1，Run2 と同じ	路面堆積汚濁負 荷量の推定	上記Run1，Run2と 同じ	上記Run1，Run2と 同じ	上記Run1，Run2と同じ	上記Run1，Run2と同じ
土壌浸 透処理 実験	2001 ～ 2005	Run3 Run4	上記Run3，Run4 と同じ	初期フラッシュ 排水量の土壌浸 透処理削減効果 の把握	上記Run3，Run4と 同じ	上記Run3，Run4と 同じ	Run3：上記Run3の採水 及び処理槽に流入しな い排水を経時的に採水， 流量比で混合。土壌浸 透処理水は全量処理後 に採水。 Run4：上記Run4の採水 及び処理水は複数回採 取し混合。	上記Run3，Run4と同じ
	2002 ～ 2005	Run4	上記Run4と同じ	土壌浸透処理装 置の実用性検討 (維持管理，土壌 の処理)	—	実験とは別にバルブ 全開時の流量を 供用開始1年後から 測定	初期充填土壌および運 用開始約2年後の充填土 壌表面に堆積した堆積 物を採取，土壌分析 (含有試験，溶出試 験)を実施。	含有試験：Cd，Cr(VI)， CN，Hg，Se，Pb，As，B，F， n-Hex 溶出試験：Cd，Cr(VI)， CN，Hg，Se，Pb，As，B，F， VOC，農薬，PCB，Org-Hg， n-Hex
	2003 ～ 2005	Run5	Run5-1～Run5- 14：14降雨	土壌浸透による 水質浄化効果の 把握	雨量計	測定していない	採水ビット内にポリエ チレン製容器20Lを設置 し，降雨観測後， 容器を回収，分析。	Run5-1～Run5-4： COD，N，P，SS Run5-5～Run5-14： COD，TOC，N，P，SS
道路塵 埃調査	2003 ～ 2006	—	LineA-1，LineA-2， LineB-1，LineB-2， LineC～LineG： 9回	路面堆積物含有 水の水質成分の 把握	—	—	実際の路面清掃実施時 に入手。塵埃が降雨に よって流出し路面排水 となることを想定し試 料を調製。	LineA-1，LineB-1， LineC：COD，N，P，SS LineA-2，LineD，LineE： COD，TOC，N，NO ₂ - N+NO ₃ -N，P，SS，n-Hex， 重金属類，大腸菌群数 LineB-2，LineF，LineG： 同上+単位体積重量，含 水率

備考）各水質項目は粒子態と溶存態成分に分けて把握。ろ過はミリポア社の孔径0.45μmメンブランフィルター(AABG03700)を使用。
ただし，LineA-1，LineB-1，LineCのCOD，N，Pは実施していない。

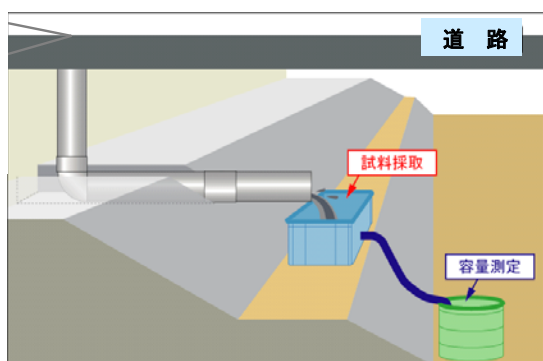


Fig. 3-1 Run 1 の流量測定方法



Fig. 3-2 Run 2 のパージアルリューム流量計

試料採取方法は、Run 1 は流量計測にて採水したポリタンク容器（10～130 l）のうち、前後を目視で観察し濃度変化を代表する試料を抽出し SS 濃度および濁度を測定した。さらに、その中から抽出した試料で他の水質項目も分析した。Run 2 は路面排水を流出開始から一定時間ごと（直後, 15 分後, 30 分後・・・）に採水し、一降雨について 6～9 検体を採取した。Run 3 は、一降雨について累加流出高約 2 mm に相当するまで経時的に複数回採水し流量比で混合した初期フラッシュ排水と、その後の排水を経時的に複数回採水し流量比で混合したフラッシュ後の排水、土壌浸透処理装置に流入しない排水および土壌浸透処理水の 4 検体を採取した。Run 4 は路面排水の累加流出高 2 mm までの初期フラッシュ排水およびその土壌浸透処理水を採取した。Run 5 は、透水性舗装下の路床である土壌層上端とその 50 cm 下の位置で土壌浸透前水と土壌浸透後水を採取した。

水質・土壌の分析方法を Table 3-2, Table 3-3 に示す。路面排水調査および土壌浸透処理実験の水質分析は、湖沼水質保全対策の総量規制項目となっている COD, 窒素, リンを検討対象²⁾とし、有機汚濁物質指標では TOC も検討に加えた。重金属類や微量有害化学物質等は、第 2 章の知見からも多くが道路塵埃などの粒子態成分に吸着して存在すると報告されていることから、各水質項目は粒子態成分と溶存態成分に分けて把握し、それらの挙動解析の基礎資料を提供できるようにした。さらに、一部の試料では SS, 濁度および形態別無機態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ ）について測定・調査した。粒子態成分と溶存態成分とはミリポア社の孔径 $0.45\mu\text{m}$ メンブランフィルター（AABG03700）を使用して区分し、COD, T-N, T-P ではそのろ液と未ろ過液を、TOC ではろ液（DOC）とろ過残留物（POC, CHN コーダー測定）を測定した。したがって、TOC は DOC と POC の和で与えた。さらに、土壌浸透処理実験では充填土壌の運用後の有害性を検討するため土壌分析も実施した。道路塵埃調査では、路面排水実測調査と同様に COD, 窒素, リン, TOC とその溶存態成分とし、一部の試料では道

路起源³⁾とされる重金属類として Cu, Zn, Cr, Pb, As, 溶解鉄, 油分の指標となるノルマルヘキサン抽出物質(n-Hex), および, 米国等でノンポイント汚染として懸念されている大腸菌群数も測定項目に加えた。なお, ここでは実際に塵埃が降雨によって流出し路面排水となることを想定し, 道路塵埃を調製した含有水の水質分析を行うこととした。含有水の調製は, 検液の重量%を降水量 5 mm, 道路幅 7 m, 収集路面清掃量 0.13 m³/km (実績値) と仮定した。路面堆積物 (湿試料) 5 g に対して 1000 ml の水で 0.5 w/v% (堆積物重量: 試料水容積比) となるよう蒸留水を加え, 1 時間振とう後, 分散するように攪拌しながら分取し, 分析に供した。

Table 3-2 水質の分析方法^{4~9)}

項 目	測定方法	項 目	測定方法
COD	JIS K0102-17	P-TP	計算法
D-COD	JIS K0102-17	SS	環境庁告示第 59 号付表 8
P-COD	計算法	濁度	JIS K0101-9.4
TOC	計算法	* n-Hex	環境庁告示第 64 号付表 4
DOC	JIS K0102-22.1	* Cu	JIS K0102-52.4
POC	CHN コーダー法	* Zn	JIS K0102-53.3
T-N	JIS K0102-45.5	* Cr	JIS K0102-65.1.4
D-TN	JIS K0102-45.5	* Pb	JIS K0102-54.3
P-TN	計算法	* As	JIS K0102-61.3
NH ₄ -N	JIS K0102-42.1&2	* 溶解性鉄	JIS K0102-57.4
NO ₂ -N	JIS K0102-43.1.1	* 大腸菌群数	環境庁告示第 59 号別表 2
NO ₃ -N	JIS K0102-43.2.3	* 単位体積重量	JIS A 1225
T-P	JIS K0102-46.3	* 含水率	底質調査方法 II.3
D-TP	JIS K0102-46.3		

* 道路塵埃調査の水質分析項目

Table 3-3 土壌の分析方法^{4,5,9~14)}

項 目		測定方法	項 目		測定方法
含 有 試 験	カドミウム	JIS K0102-55	含	鉛	JIS K0102-54
	六価クロム	JIS K0102-65.2	有	砒素	JIS K0102-61
	シアン	JIS K0102-38	試	ホウ素	JIS K0102-47.1
	水銀	環境庁告示第 59 号付表 1	試	フッ素	JIS K0102-34.1
	セレン	JIS K0102-67.2	験		
溶 出 試 験	カドミウム	JIS K0102-55		1,3-ジクロロプロペン	JIS K0125-5.2
	六価クロム	JIS K0102-65.2		ジクロロメタン	JIS K0125-5.2
	シアン	JIS K0102-38		テトラクロロエチレン	JIS K0125-5.2
	水銀	環境庁告示第 59 号付表 1		1,1,1-トリクロロエタン	JIS K0125-5.2
	セレン	JIS K0102-67.2	溶	1,1,2-トリクロロエタン	JIS K0125-5.2
	鉛	JIS K0102-54	出	トリクロロエチレン	JIS K0125-5.2
	砒素	JIS K0102-61	試	ベンゼン	JIS K0125-5.2
	ホウ素	JIS K0102-47.3	験	シマジン	環境庁告示第 59 号付表 5
	フッ素	JIS K0102-34.1		チオベンカルブ	環境庁告示第 59 号付表 5
	四塩化炭素	JIS K0125-5.2		チウラム	環境庁告示第 59 号付表 4
	1,2-ジクロロエタン	JIS K0125-5.2		PCB	環境庁告示第 59 号付表 3
	1,1-ジクロロエチレン	JIS K0125-5.2		有機リン	環境庁告示第 64 号付表 1
	シス-1,2-ジクロロエチレン	JIS K0125-5.2			

注) 含有試験の検液作成方法、試料重量の測定法は環境省告示第 19 号（平成 15 年 3 月 6 日付）による。
溶出試験の検液作成方法は環境省告示第 18 号（平成 15 年 3 月 6 日付）による。

3.3 実験施設の概要

3.3.1 初期フラッシュ排水の土壌浸透処理装置

土壌は、ろ過や捕捉の物理的作用、イオン交換や吸着・固定の化学的作用、また土壌微生物の働きの生物学的作用によって水を浄化する機能を持つ^{15~19)}。本実験で用いた装置はその機能を利用し初期フラッシュ排水量を土壌浸透処理するものである。

Run 3 では Fig. 3-3 に示すような初期フラッシュ排水分離槽、処理槽からなる土壌浸透処理装置を道路高架橋下に設置し実験を行った。雨天時に発生した路面排水のうち初期フラッシュ排水は分離槽から処理槽へ流入し土壌を浸透後、処理水として流出する。また、フラッシュ後の排水は分離槽のスリット上を通過して、そのまま三角堰を介して側溝へ排出される仕組みとなっている。処理速度は、既往研究²⁰⁾を参考に土壌槽内での滞留時間を 24 時間として処理流量 $0.4 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ に調整した（処理対象流量；集水面積 $285 \text{ m}^2 \times$ 約 2 mm ，約 600 l の初期フラッシュ排水を 24 時間で処理）。処理槽に充填した土壌は、安価で比較的水質浄化性能が良いマサ土²¹⁾（滋賀県信楽産山砂）を使用した。なお、本装置の処理槽に流入した排水量 Q_{in} および処理槽に流入した水質濃度 C_{in} は、式 3.1 および式 3.2 から計算で求めた。

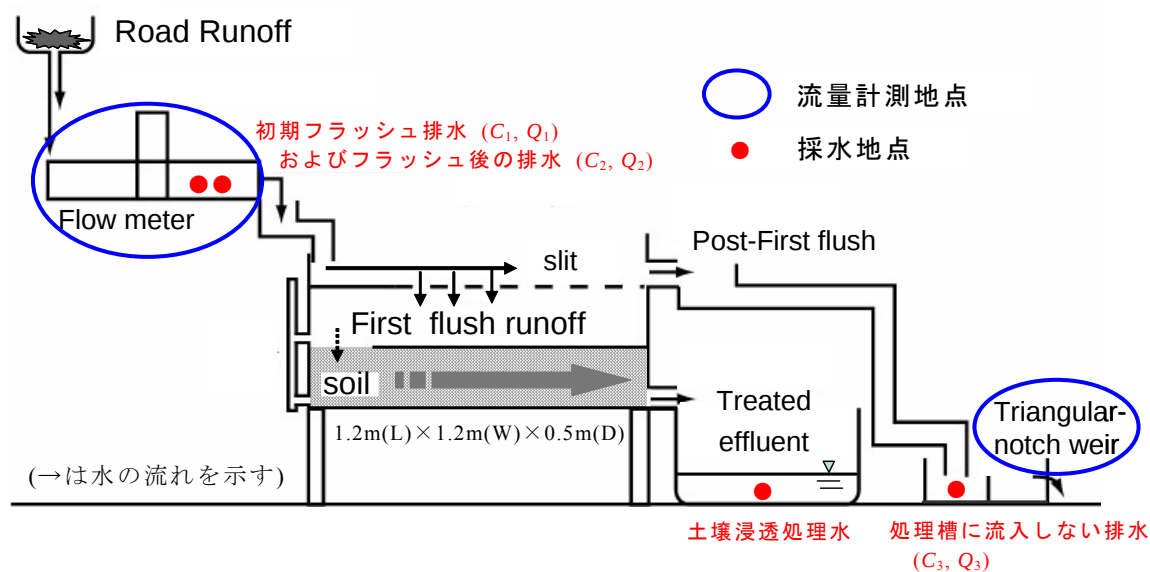


Fig. 3-3 Run 3 における路面排水処理装置の概略図および流量測定地点

$$Q_{in} = Q_1 + Q_2 - Q_3 \quad (3.1)$$

Q_{in} : 流入水量(mm)

Q_1 : 初期フラッシュ排水量(mm)

Q_2 : 初期フラッシュ後の排水量(mm)

Q_3 : 処理槽に流入しない排水量(mm)

$$C_{in} = \frac{(C_1 \times Q_1 + C_2 \times Q_2 - C_3 \times Q_3)}{Q_{in}} \quad (3.2)$$

Q_{in} : 流入水量(mm)

Q_1 : 初期フラッシュ排水量(mm)

Q_2 : 初期フラッシュ後の排水量(mm)

Q_3 : 余剰水量(mm)

C_{in} : 流入水質濃度($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

C_1 : 初期フラッシュ排水水質濃度($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

C_2 : 初期フラッシュ後の排水水質濃度($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

C_3 : 余剰水水質濃度($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

Run 4 は、道路側溝マスを利用した初期フラッシュ排水処理装置である。基本構造は、Fig. 3-4 に示すように、初期フラッシュ排水とその後の排水を分水する部分とその下段に初期フラッシュ排水を処理する雨水貯留部および土壌処理部からなる。道路側溝の排水マスの内側に設けた集水トラフから分水した初期フラッシュ排水を貯留部に導く仕組みである(特許第 3768186 号)²²⁾。浄化部の土壌はマサ土(滋賀県信楽産)を用いた。処理速度は、Run 3 と同様に滞留時間を 24 時間として処理流量を $0.1 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ に調整した(処理対象流量；集水面積 $72 \text{ m}^2 \times$ 約 2 mm ，約 140 l の初期フラッシュ排水を 24 時間で処理)。なお、本装置の分水性能は別途行った実験結果²³⁾から、降雨強度 $20 \text{ mm} \cdot \text{hour}^{-1}$ ，総降雨量約 25 mm の降雨条件下でも初期フラッシュ排水とフラッシュ後の排水の混合率を 4.3 %に抑えることが可能である。

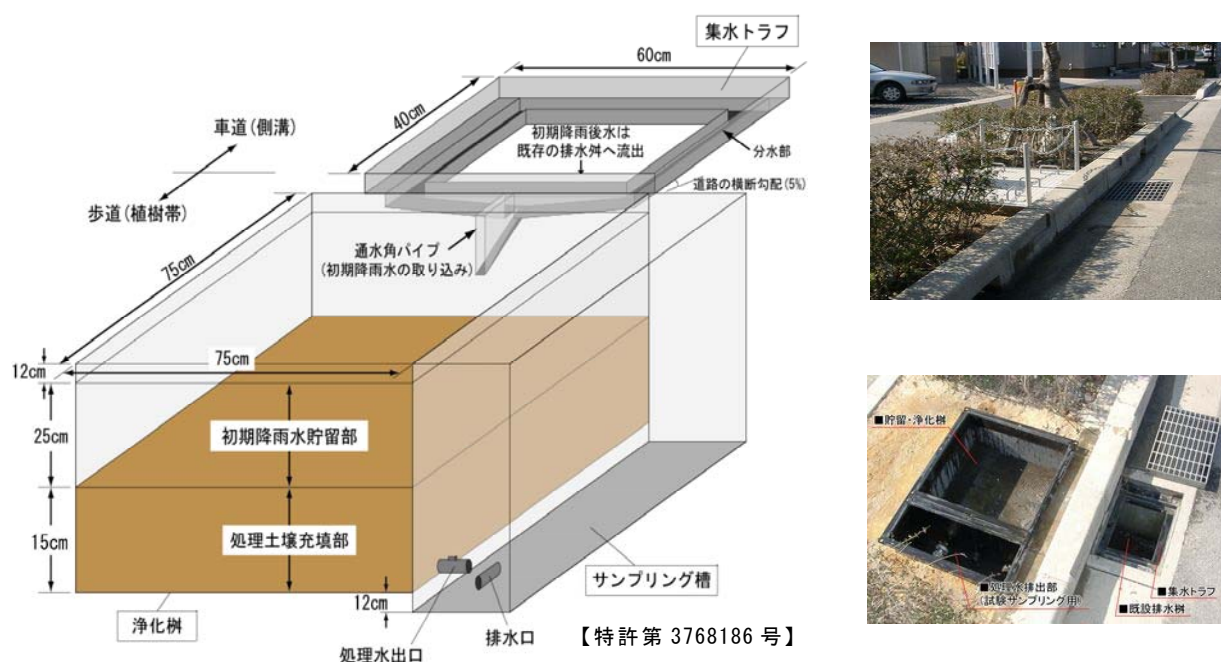


Fig. 3-4 Run 4 における路面排水処理装置の概略図および設置状況

3.3.2 透水性舗装の浸透処理施設

Run 5 は、透水性舗装下に Fig. 3-5 に示すような PC マンホールを埋設し、マンホール周囲の G.L.-0.3 m [路盤下]および G.L.-0.8 m [路盤 0.3 m + 土壌下 0.5 m]の深度に耐食性の SUS 鋼板 (0.5 m $\times$ 0.5 m および 1 m $\times$ 1 m) が垂直方向に重ならないように設置した。雨水排水は SUS 鋼板を通じて PC マンホール内で採取できるようになっている。G.L.-0.3 m [路盤下]の位置から土壌浸透前水を，G.L.-0.8 m [路盤 0.3 m+土壌下 0.5 m]から土壌浸透後水を採取した。

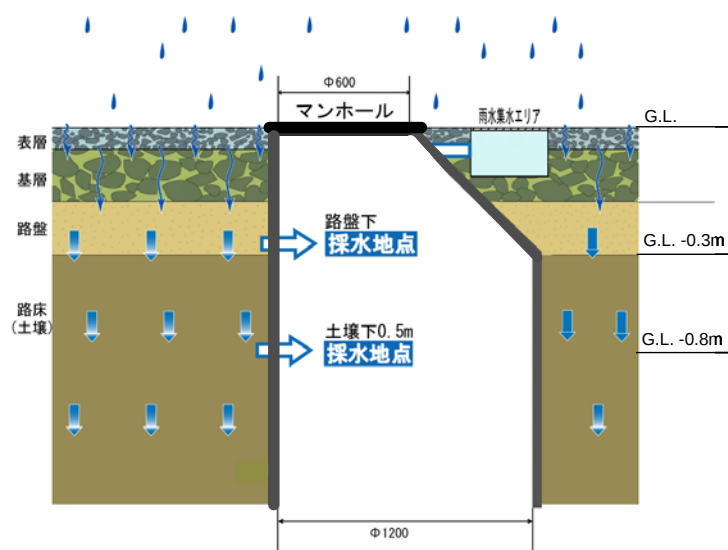


Fig. 3-5 Run 5 における実験施設の採水箇所断面図

3.4 試料採取地点の概要

調査・実験は、Run 1は、2004年～2005年の2降雨、Run 2は1999年～2000年の6降雨、Run 3は2001年の4降雨、Run 4は2002年～2005年の9降雨、Run 5は2003年～2005年の14降雨を対象に実施した。また、道路塵埃調査は2003年～2006年に道路清掃より収集された9試料（Line A～Line G、Line AおよびLine Bは2回実施）の塵埃（路面堆積物）を入手した。実施地点をFig. 3-6に、対象道路のプロフィール²⁴⁾および試料採取時の降雨条件¹⁾をTable 3-4、Table 3-5、写真をFig. 3-7 に示す。

雨天時路面排水調査および土壌浸透処理実験は、滋賀県内の国道（国道8号：St. 1）および県道（県道近江八幡大津線：St. 2、県道大津能登川長浜線：St. 3、主要地方道栗東志那中線：St. 4）および、駐車場（国道8号の道の駅竜王鏡の里：St. 5）で実施した。対象道路は、平日自動車類12時間交通量が10,000台を超える滋賀県内では交通量の多い片側一車線の主要路線²⁴⁾である。とくに滋賀県のなかでも都市化の進展が著しい湖南地域に位置している。St. 2は湖岸堤管理用道路、St. 3はJRを跨ぐ高架橋道路である。St. 4は処理装置を道路側溝マスに設置する場所の制約上から他の地点より交通量は少ない。先行晴天日数は0.5日～23.3日、降水量は2.5～51.5 mmの範囲であった。なお、先行晴天日数は降水量1 mm未満の降雨は無降雨とした。降水量は $0.5 \text{ mm} \cdot 10 \text{ min}^{-1}$ 以上を観測している。道路塵埃調査は、国道での道路清掃を対象とした。滋賀県内の国道は、維持管理上、交通量の多いところで5回/年、一般で1～3回/年程度の道路清掃を実施しており、Line A、Line F、Line Gは4～5回/年、Line B～Line Eは2回/年である（2005年度実績）。1回の清掃距離は、清掃区間によって異なるがおよそ20～30 kmの範囲である。これら国道は都市幹線道路で交通量が多く、朝夕の通勤などのラッシュに加え、昼の時間帯も渋滞が慢性化している²⁵⁾。

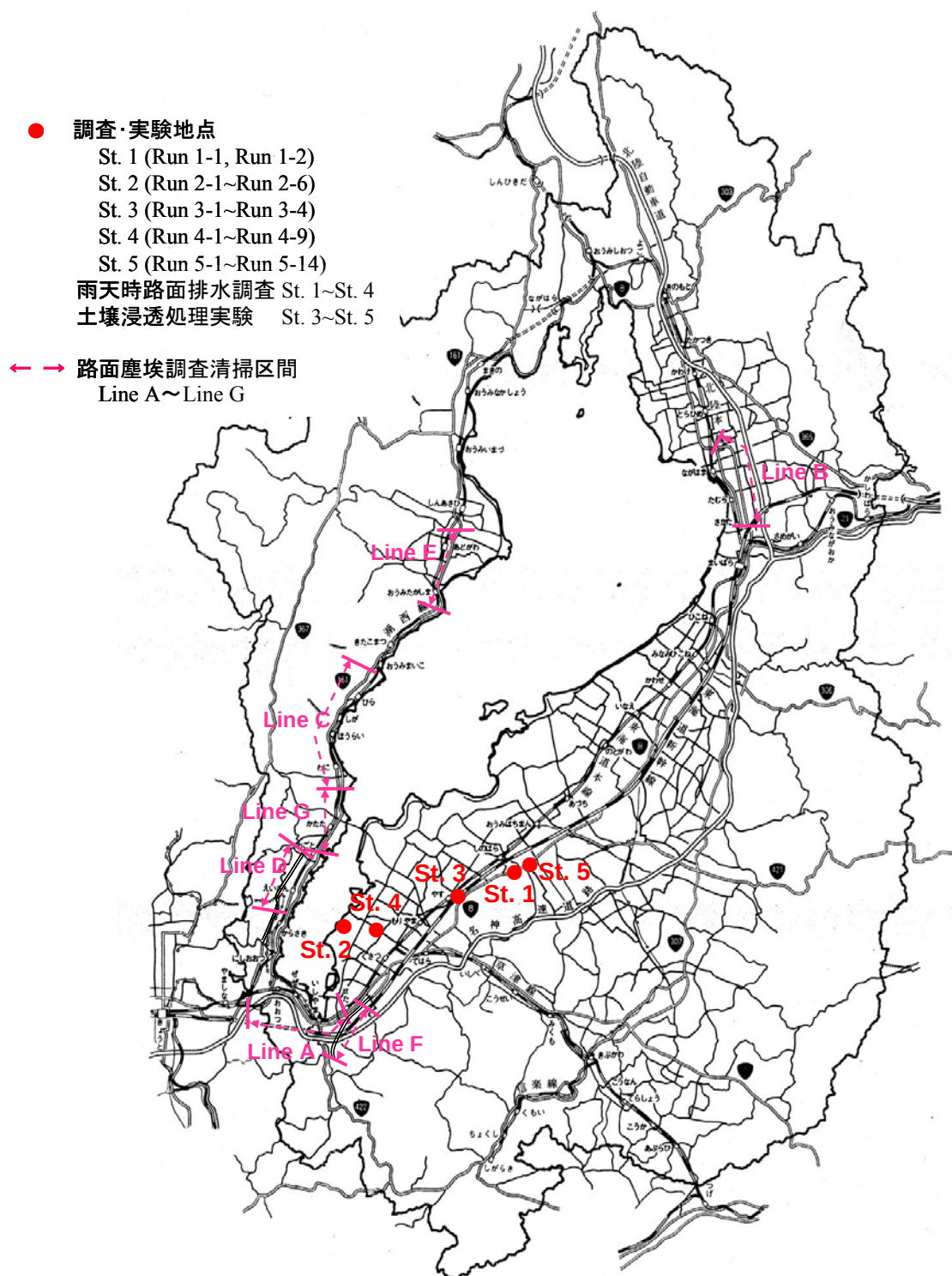


Fig. 3-6 調査および実験の実施地点
 (道路塵埃調査は入手した試料の路面清掃区間を示す)

Table 3-4 調査および実験時の諸条件

Run, ケース		実施日	地点	自動車交通量(台) (大型車混入率%)	集水面積 (m ²)	先行晴天日数 (日)	降水量 (mm)
1	1	2004/10/05	St. 1	15,648 (26.8%)	75 (道路部40, 歩道部35)	1.4	29.0
	2	2005/10/07				1.5	5.5
2	1	1999/01/24	St. 2	12,350 (16.3%)	750 (道路部600, 歩道部150)	4.6	5.0
	2	1999/07/18				14.4	12.0
	3	1999/09/15				4.0	5.0
	4	2000/08/31				23.2	2.5
	5	2000/09/15				2.9	20.5
	6	2000/09/24				6.4	51.5
3	1	2001/09/30	St. 3	13,002 (8.0%)	285 (道路部243, 歩道部42)	2.1	10.5
	2	2001/10/16				3.2	5.0
	3	2001/11/03				5.6	13.0
	4	2001/11/29				17.5	8.5
4	1	2002/12/16	St. 4	7,377 (11.4%)	72	7.8	16.0
	2	2003/08/26				6.1	18.0
	3	2003/10/13				17.4	19.0
	4	2003/11/20				8.0	8.0
	5	2004/02/03				8.9	7.0
	6	2004/08/22				2.7	39.0
	7	2004/10/19				9.6	169.0
	8	2004/12/04				5.3	60.0
	9	2005/01/15				8.8	12.0
5	1	2003/11/20	St. 5	—	—	0.5	11.0
	2	2004/02/03				13.9	9.0
	3	2004/02/22				20.3	26.5
	4	2004/02/29				6.1	17.5
	5	2004/04/14				6.1	9.5
	6	2004/04/19				5.0	36.0
	7	2004/05/04				6.7	40.0
	8	2004/08/30				5.7	32.0
	9	2004/10/05				5.2	29.0
	10	2005/01/15				7.2	10.0
	11	2005/07/14				1.3	36.5
	12	2005/07/26				7.4	8.5
	13	2005/10/07				2.8	20.5
	14	2005/10/15				6.5	32.5

Table 3-5 道路塵埃調査時の諸条件

Line, ケース		実施日	地点	自動車交通量(台) (大型車混入率%)	清掃区間 (km)	先行晴天日数 (日)	収集塵埃量 (m ³)
A	1	2003/02/18	Line A,F; 国道1号	20,531 (17.0%)	22.6	1.4	—
	2	2004/11/16				0.6	4.88
B	1	2003/02/20	Line B; 国道8号	13,715 (11.6%)	29.6	3.4	—
	2	2006/02/21				0.3	11.9
C	1	2003/02/19	Line C,D, E,G; 国道 161号	13,958 (19.6%)	19.6	2.4	—
D	1	2004/12/13				6.0	4.88
E	1	2004/12/20				3.3	4.54
F	1	2005/12/12				5.5	2.92
G	1	2006/02/08				1.0	2.24

注) 先行晴天日数は降水量 1mm 未満を含まない。降水量 0.5mm 未満は測定していない。

自動車交通量および大型車混入率は 1999 年道路交通センサスの平日自動車類 12 時間交通量(a.m.7:00-p.m.7:00)

St. 1 国道8号(野洲市家棟川)



St. 2 県道近江八幡大津線(新葉山川橋)



St. 3 県道大津能登川長浜線(久野辺跨線橋)



St. 4 主要地方道栗東志那中線(霊仙寺付近)



St. 5 国道8号道の駅 (竜王鏡の里駐車場)



路面清掃車により採取した道路塵埃



Fig. 3-7 調査および実験の地点状況等

第3章 参考文献

- 1) 気象庁HP, 大津気象雨量データ <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
- 2) 湖沼水質保全特別措置法施行規則（1985）総理府令第7号，昭和60年3月20日．
- 3) 村上道夫（2005）都市ノンポイント汚染源由来の重金属類の雨水浸透施設における吸脱着，53-63，東京大学大学院博士論文．
- 4) JIS K0102（1998）工場排水試験方法，（財）日本規格協会．
- 5) 水質汚濁に係る環境基準について，昭和46年12月28日環境庁告示第59号．
- 6) JIS K0101（1998）工場用水試験方法，（財）日本規格協会．
- 7) JIS A 1225（2000）土の湿潤密度試験，（財）日本規格協会．
- 8) 底質調査方法（1975）昭和50年10月28日公布，環境庁水質保全局長通知，環水管120号．
- 9) 排水基準を定める省令の規定に基づく環境大臣が定める排水基準に係る検定方法（1974）昭和49年9月30日環境庁告示第64号．
- 10) JIS K0125（1995）用水・排水中の揮発性有機化合物試験方法に関する規格，（財）日本規格協会．
- 11) 土壌の汚染に係る環境基準について（2001）平成3年8月23日環境庁告示第46号．
- 12) 土壌対策汚染法（2002）平成14年5月29日法律第53号．
- 13) 土壌溶出量調査に係る測定方法（2003）平成15年3月6日環境省告示第18号．
- 14) 土壌含有量調査に係る測定方法（2003）平成15年3月6日環境省告示第19号．
- 15) 南條正巳（1989）土壌とリン酸イオンの化学的反応に関する研究，農業環境技術研究所報告第6号，19-73．
- 16) 岡高明（1990）土壌のはなし 21 土壌と水（4），水，32(13)，83-85．
- 17) 稲森悠平，須藤隆一（1998）土壌トレンチ法による生活系及び産業系排水の処理，産業公害，24(8)，597-606．
- 18) 楠本正康，寺西靖治，松本聡（1987）汚水の土壌処理に関する技術指針（3），用水と廃水，29(9)，39-49．
- 19) 國松孝男（1985）土壌による排水処理の実際と展望，公害と対策，12月号臨時増刊，13-33．
- 20) 和田桂子，田井中善雄，春木二三男，中村超（2001）土壌浄化施設における土壌浸透浄化実験，第2回琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター成果発表会講演集，49-54．
- 21) 富岡典子，松重一夫，矢木修身，須藤隆一（1988）土壌による水質浄化（IV）－土壌処理による水質の長期変動－，国立環境研究所，No.118，67-88．
- 22) 東レエンジニアリング(株)，滋賀県，（財）琵琶湖・淀川水質保全機構．路面排水の処理方法および処理設備．特許第3768186号．2006-02-10．
- 23) 滋賀県土木交通部道路課（2002）平成13年度路面排水処理施設調査業務報告書．

24)平成 11 年度道路交通センサス（2001）国土交通省道路局.

25)国土交通省近畿地方整備局滋賀国道事務所HP <http://www.kkr.mlit.go.jp/shiga/>

第4章 雨天時路面排水の調査結果および負荷流出機構の解析

4.1 概説

第2章で述べたように、これまでの路面排水の水質解析において、湖沼環境基準が対象とする水質の形態別濃度変化の研究事例はほとんどない。路面排水中には様々な物質が含まれ、水質毎に存在形態は異なり、濃度も変動する。降雨期間中の水質濃度の変動や流出過程において存在形態まで把握することは負荷の削減手法を開発し、評価するうえでも極めて重要であると考えられる。

本章では、路面排水の負荷削減のために必要となる流出時の水質特性および流出挙動の基礎情報を取得することを目的に、雨天時路面排水の実測調査データに基づく各種水質の形態別濃度変化について解析を行った。

以下、第2節では、雨天時路面排水の調査結果から降水量と流出量の量的関係を示し、浮遊成分の流出挙動や各種水質の形態別流出特性について論じる。第3節では、琵琶湖への負荷影響を低減できる初期フラッシュ排水量について推定し、さらにその妥当性を検証する。第4節は、初期フラッシュ排水汚濁負荷量とその影響因子との関係について考察する。また、第5節は、路面排水汚濁負荷量と累加流出高の関係から、堆積汚濁負荷量 Lu と流出係数 k を用いたモデル化を試み、その値について解析する。次項以降の結果および考察は、第3章の調査の方法に従い取得した水質測定データを用いて行った。

4.2 雨天時路面排水調査結果の解析

4.2.1 雨天時路面排水の流出特性

Run 1, Run 2 および Run 3 の 12 降雨の降水量および路面排水流量データから降水量と路面排水量の関係を検討した。各調査の総降水量は、2.5～51.5 mm の範囲にあり、5 mm 以下は 4 回、5～10 mm 以下は 2 回、10～20 mm は 3 回および 20 mm 以上は 3 回観測された。ノンポイント調査はあらかじめ多様な降雨特性を捉えることは不可能であるが、本調査は偏りなく幅広い範囲の降雨量データが得られたと思われる。Fig. 4-1, Fig. 4-2 は、各 Run におけるハイドログラフおよびハイエトグラフである。12 降雨における最大降雨強度は $1.0\sim6.5\text{ mm}\cdot10\text{min}^{-1}$ で、降水量が多いと降雨強度も大きくなる傾向がみられた。また、一降雨の路面排水量はいずれの調査も降水量より小さく、路面排出は降水が観測後 10～25 分程度遅れて流出し始めることが示された。

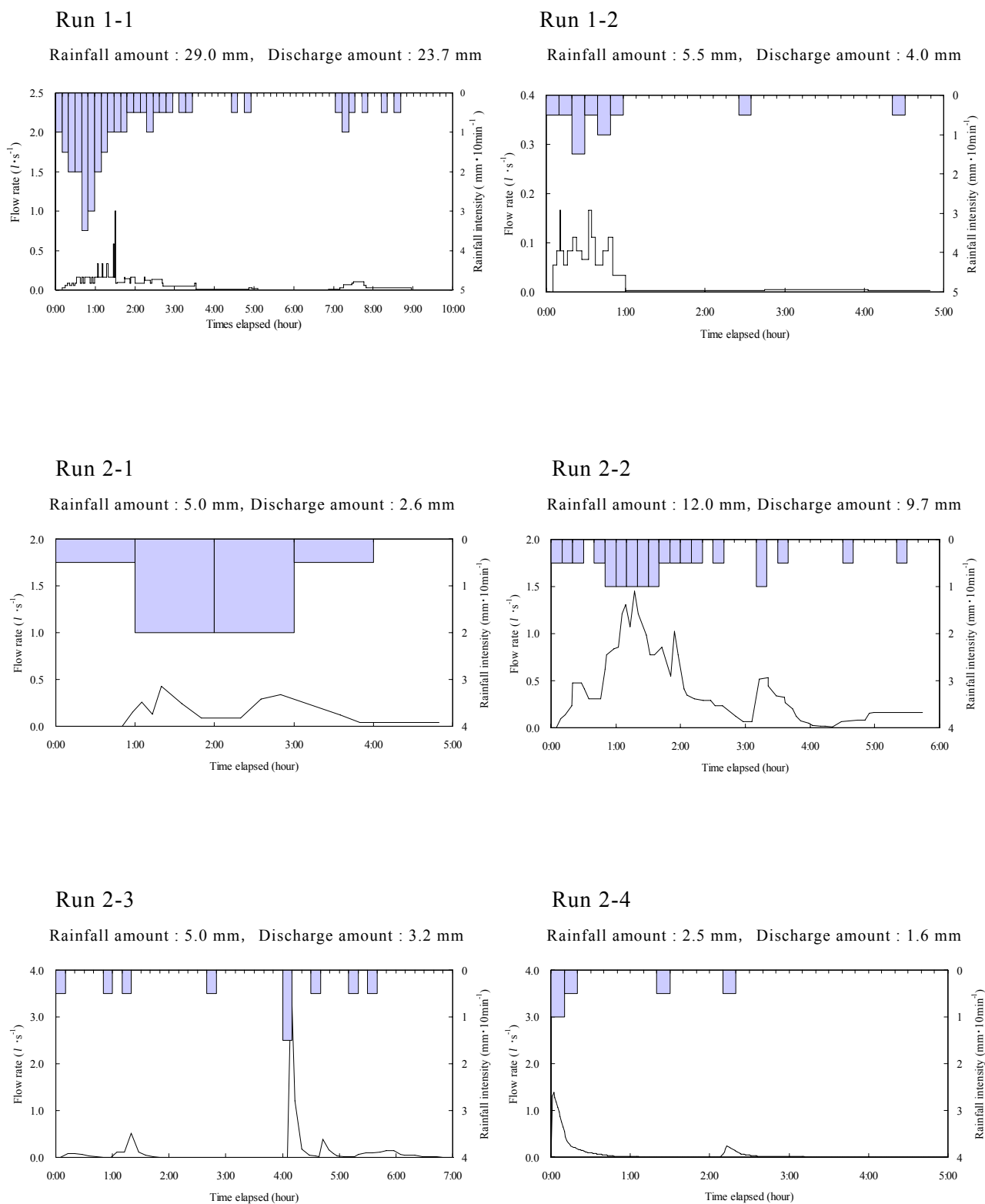
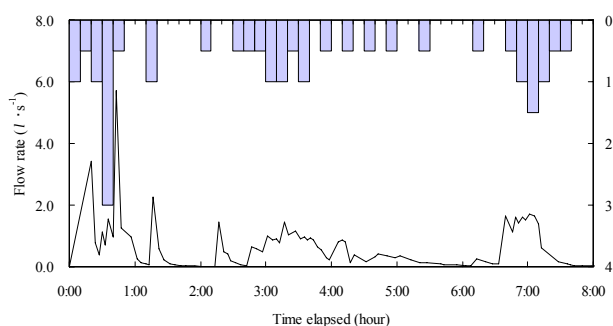


Fig. 4-1 調査におけるハイドログラフおよびハイエトグラフ (Run1-1～Run2-4)

— : Flow rate ■ : Rainfall intensity

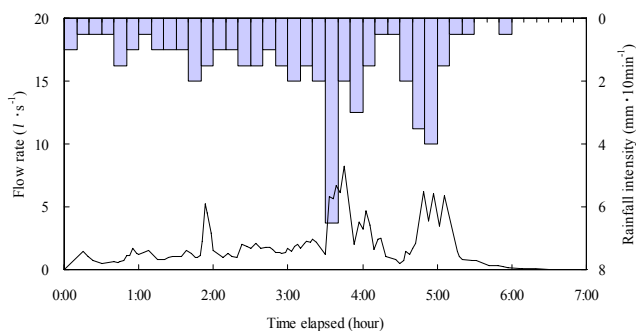
Run 2-5

Rainfall amount : 20.5 mm, Discharge amount : 19.0 mm



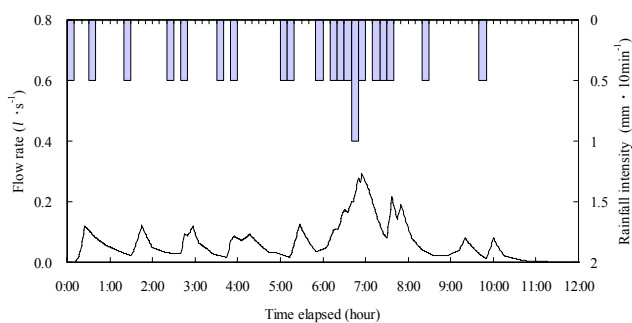
Run 2-6

Rainfall amount : 51.5 mm, Discharge amount : 50.0 mm



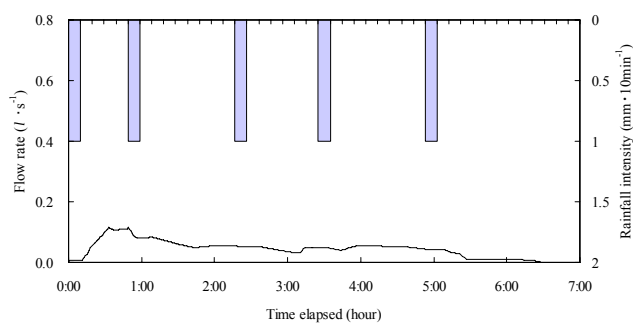
Run 3-1

Rainfall amount : 10.5 mm, Discharge amount : 9.5 mm



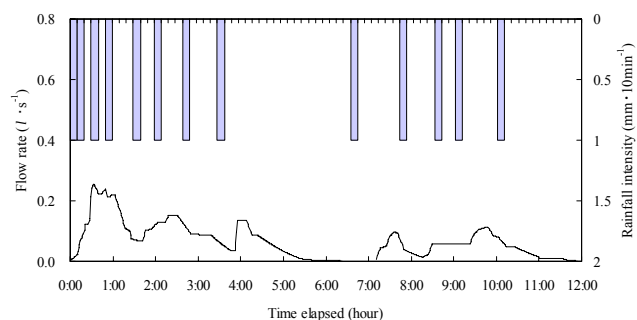
Run 3-2

Rainfall amount : 5.0 mm, Discharge amount : 3.8 mm



Run 3-3

Rainfall amount : 13.0 mm, Discharge amount : 9.8 mm



Run 3-4

Rainfall amount : 8.5 mm, Discharge amount : 5.7 mm

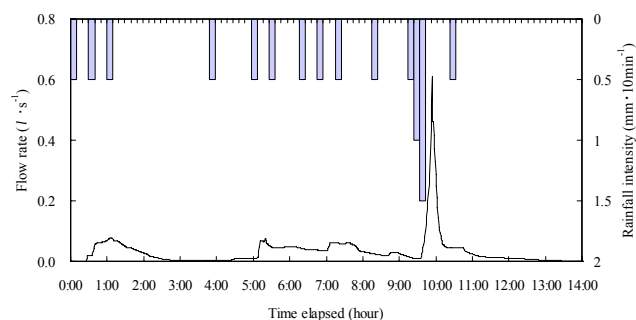


Fig. 4-2 調査におけるハイドログラフおよびハイエトグラフ (Run2-5～Run3-4)

— : Flow rate

■ : Rainfall intensity

路面排水の損失・遅滞は、地表に到達した降水の一部が蒸発散、窪地貯留、植物等による遮断等の損失 (hydrologic abstraction) が原因であり、その量的関係を本調査結果から検討した。Fig. 4-3 に示すように、総流出量 y は総降水量 x と線形関係があり、“ $y = mx - b$ ” 式で回帰できた。流出率にあたる傾き m は、0.832~0.956 (-)，絶対損失量にあたる切片 b は 0.40~1.44 (mm) となった。小流域の流出解析¹⁾における流出係数 K (=累積流量／総降雨量) のアスファルト道路値は 0.70~0.95 であり、本結果は同様な範囲を示した。

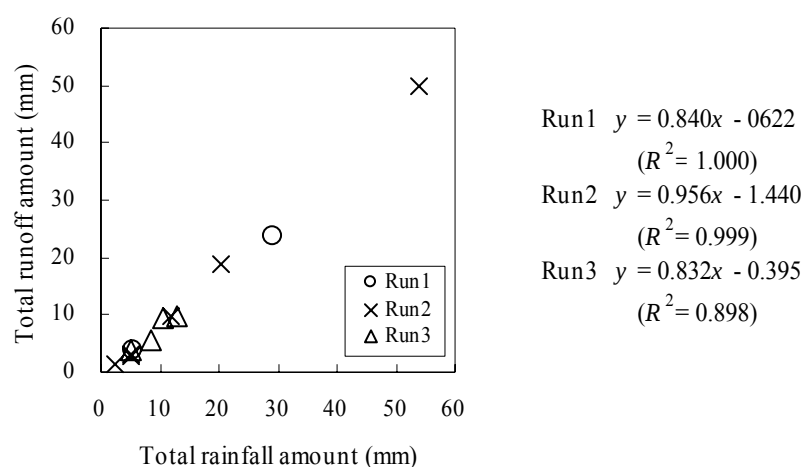


Fig. 4-3 降水量と路面流出量の関係

4.2.2 浮遊成分の水質特性および流出挙動

路面排水の流出機構は、降雨強度、雨水流出強度などの路面上に堆積した汚濁物を掃流しようとする外力と、先行晴天日数、不浸透面積率、降下ばいじん量などの掃流される汚濁物量を増加する因子と関連している。これらは水質に大きな影響を及ぼす^{2~4)}ことから、Run 1 の連続採水調査結果を基に路面排水の流出影響因子について検討した。

Fig. 4-4 に Run 1 の路面排水の濁度、SS の経時変化を示した。濁度は Run 1-1, Run 1-2 とともに流出直後に高い値から、その後速やかに低下するパターンとなった。SS も多くは濁度と類似の傾向を示すが、Run 1-1 で 30 分後に初期濃度を超える急上昇区間があるなどの点でパターンが異なった。濁度における高濃度から単調的な減少パターンは、比重の軽い粒子成分が降雨の継続とともに堆積量が減少し、結果としてその流出濃度が減少することを反映している。一方 SS では、Run 1-1 のように降雨開始後しばらくして強い降雨 ($2 \sim 3.5 \text{ mm} \cdot 10\text{min}^{-1}$) となる場合、初期の弱い降雨では流出せず路面上

に残存する粗粒子や比重の大きな堆積物が、 $2\text{ mm}\cdot 10\text{ min}^{-1}$ の強い降雨強度で掃流され、さらにそれらが流出した後でも、50～70分後に示す $3\sim 3.5\text{ mm}\cdot 10\text{ min}^{-1}$ の降雨強度により堆積物が一掃されることを意味し^{5,6)}、その結果流出過程の間でも高いSS濃度が生じうることを示す。

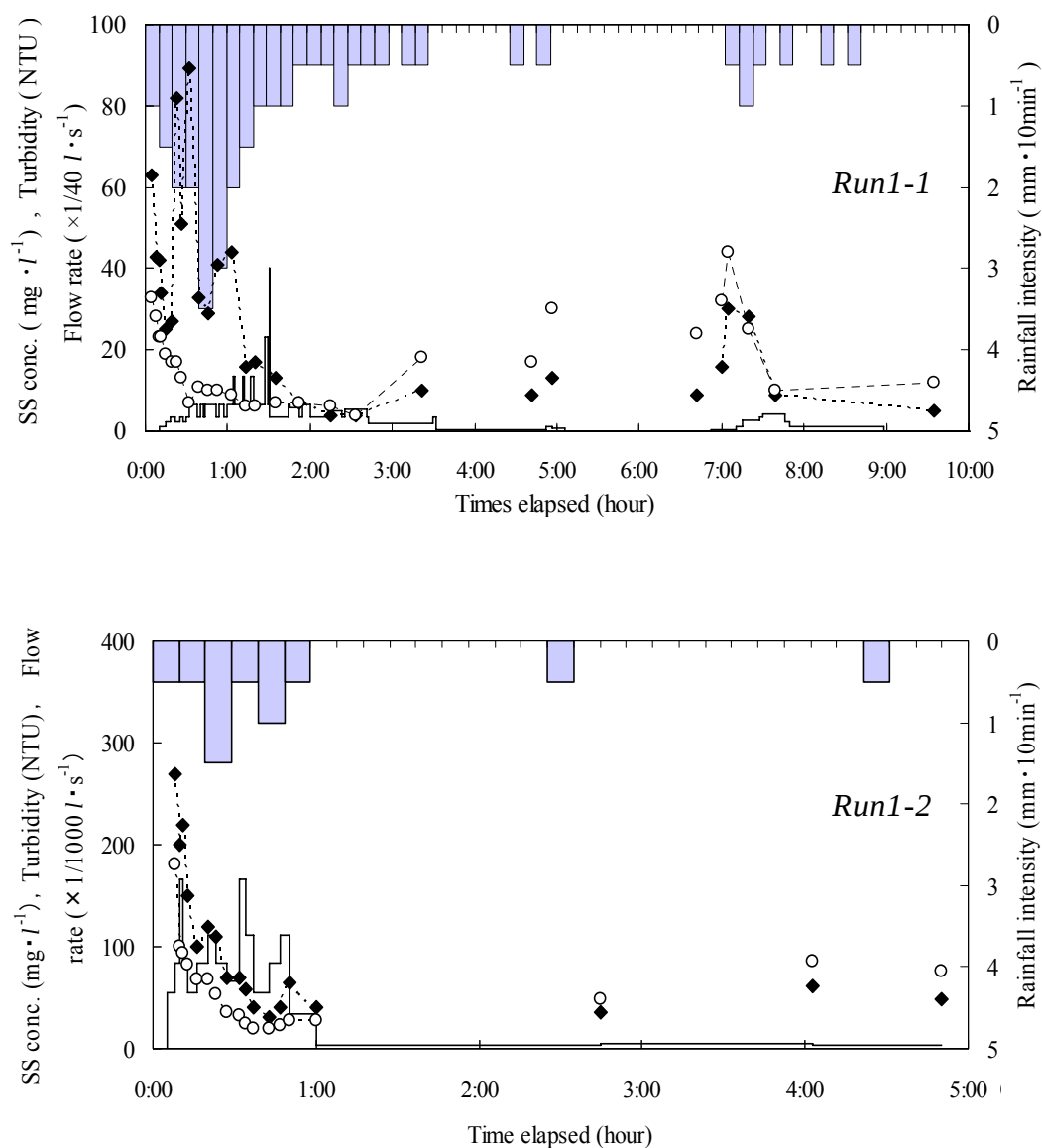


Fig. 4-4 路面排水の濁度，SS濃度の経時変化

— : Flow rate ---◆--- : SS ---○--- : Turbidity ■ : Rainfall intensity

上記とは別に、降雨停止後の再降雨時 7:00～7:30 の観測では濁度、SS とも濃度上昇していた。これは上記の場合とは異なり、再降雨時の強度が大きくないため、初期流出時の残存した堆積物の流出とは考えられず、このピークは無降雨時に新たに供給された負荷によるものと推定される。路面排水は堆積物の他、降雨中に路面に降下するばいじんや路面上を走行する車両等によって持ち込まれる物質も同時に流出する⁷⁾。そこで、同時間の降下ばいじん量を推定し、流出量と比較してみた。同地点付近の降下ばいじん量(平成 16 年度、甲賀市甲賀地域振興局)⁸⁾の月平均 $1.3 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{month}^{-1}$ を用いて、無降雨となった 5:00～7:00 および弱い降雨強度のため路面に保持されると推定される 3:30～5:00 の合計 3 時間 30 分の降下ばいじん量を推定すると、 $6.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ となる。一方、ピーク直前までの 3:30～6:40 の SS 濃度をベースラインと仮定すると、流出量との関係から負荷量は $1.2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ で推移し、これを差し引いたピークに相当する負荷量 (流出量 180l) は、 $23.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ と算出される。したがって、このピークが示す汚濁負荷量は、降下ばいじん量より極めて大きいことから、降雨が小康状態の時に走行していた自動車などにより外部から持ち込まれたその他の汚濁負荷が影響している可能性が示唆された。

4.2.3 粒子態と溶存態成分の水質特性および流出挙動

路面排水中の粒子態成分について、Run 1～Run 3 ($n=11$; 極端に路面排水量が少なかった Run 2-4 を除く) の水質測定値と流量から求めた一降雨あたりの総負荷量ベースを、総流量で割戻し平均流出濃度 (Event mean concentration ; EMC) を算出した (4.1)。

$$EMC = \frac{\sum C(t) \times Q(t)}{\sum Q(t)} \quad (4.1)$$

路面排水の平均濃度は、COD, TOC, T-N, T-P でそれぞれ、18 (7.2～35) $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 17 (4.2～37) $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 2.7 (0.69～7.0) $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 0.112 (0.034～0.220) $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と計算された。Fig. 4-5 に示すように、各々の回帰式の傾きから粒子態成分の存在割合は、COD; 62%, TOC; 70%, T-N; 26%, T-P; 96%であった。リンは排水中のほとんどが粒子態であり、SS と同じ挙動を示すことを示唆している。COD および TOC は路面排水中の 60～70%が、窒素は 26%が粒子態として流出すると推定できた。

また、すべての項目の x 切片は正の値であり、路面排水には常に溶存態成分が存在することが明らかとなった。これは元々雨水中に含まれている溶存成分濃度と考えられる。琵琶湖・淀川流域の原単位における観測データ⁹⁾から求めた湖面降水の濃度は COD 1.78 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, T-N 0.632 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, T-P 0.018 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である。 x 切片の濃度は、COD, T-N, T-P でそれぞれ 2.99, 0.164, 0.010 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、これらの値と比較すると COD, T-P で類似した値となっていた。T-N は湖面降水の方が高く、降水中の負荷が無視できな

いことを示唆している。これは、酸性雨調査において、滋賀県下5地点の14年間の NO_3^- イオン成分加重平均濃度が、1991～1993年度に実施した全国的な調査結果と比較して約2割高い¹⁰⁾ことから明らかである。

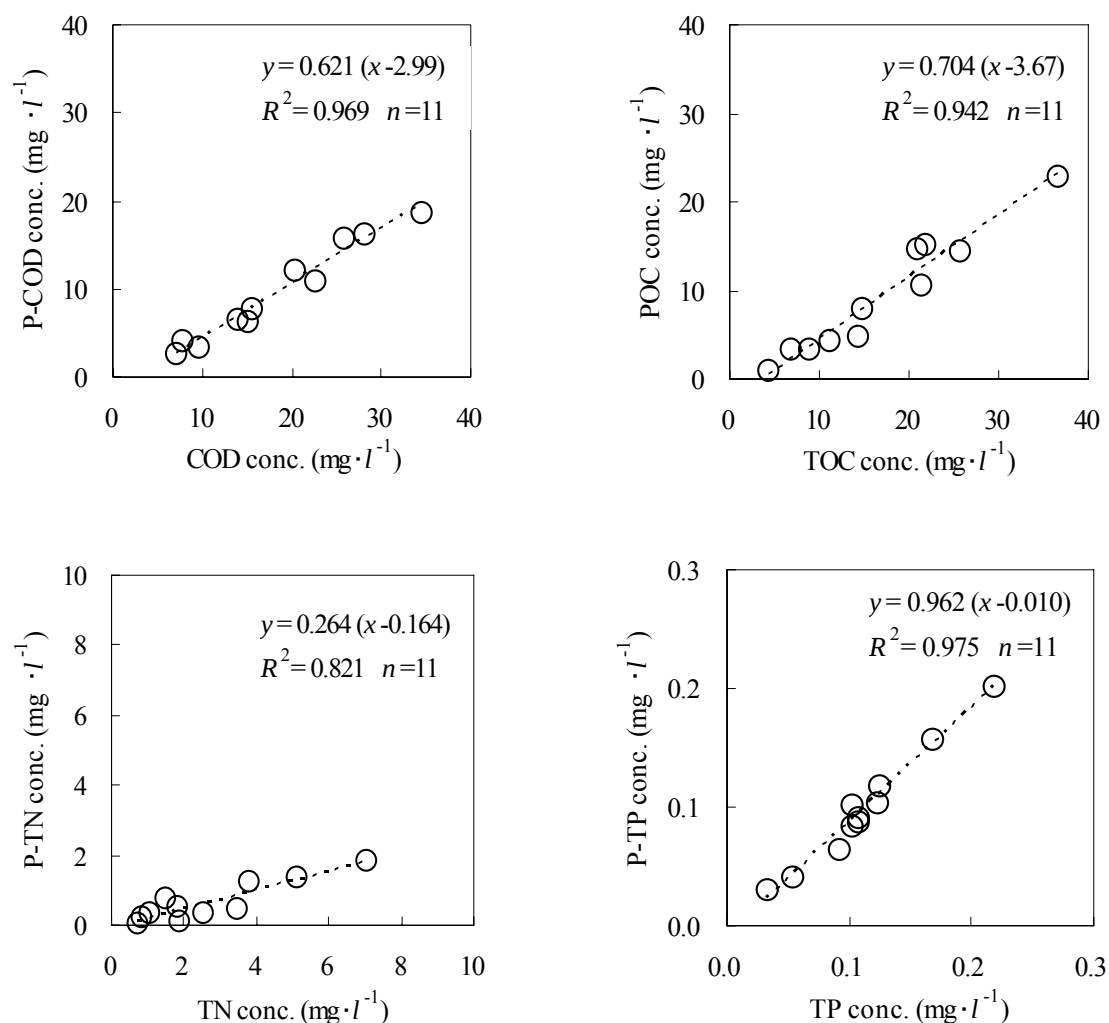


Fig. 4-5 路面排水中の各水質項目における全濃度と粒子態濃度の関係

ここで路面排水中の窒素は粒子態の占める割合が低く、74%が溶存態として存在することから、Run 2 および Run 3 の調査で溶存態窒素 (DIN) を形態別に分析した結果を基に詳細に検討する。Run 2 の流出直後における DIN 濃度は、アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) が 55～98% を占め一番高い値を示していた。D-TN に占める $\text{NH}_4\text{-N}$ の割合は 27～56% であり初期排水中には高濃度の $\text{NH}_4\text{-N}$ が含まれることを示唆している。Run 2 の地点は集水面積が広範囲で採水口までの管路が長く、管路等に残存した汚濁堆積物

中の有機態窒素の分解によって $\text{NH}_4\text{-N}$ が生じた可能性が考えられた。一方、Run 3 における D-TN 中の DIN の比率は 79~93% であり、DIN 中の 60~64% が $\text{NH}_4\text{-N}$ という結果が得られた。Run 3 は、道路からの路面排水を高架橋下にて直ちに直接取水しているため、雨水管の途中に堆積した残差等の有機物分解による窒素形態変化の影響がほとんどないと考えられる。また、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、降水中にも含まれていることから降水由来による影響も考えられた。

このことから路面排水のアンモニア発生要因を考察した。大気降下物による窒素の供給は、場所による違いはあるものの都市部で T-N は $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度である。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、第3次酸性雨対策調査結果 (1993~1997 年) では、全降下物で平均 $0.29 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (最大 $0.45 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 最小 $0.12 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) や、降雨水調査データでは平均 $0.45 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (最大 $2.18 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 最小 $0.10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) の値が報告されている^{11~14)}。これらの値と比較すると Run 3 の路面排水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は平均 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (最大 $3.3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 最小 $1.6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) と大きい。東京都が調査した高速道路からの雨水排水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ は平均値 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり¹⁵⁾、同様の値である。また、高速道路の雨水排水が住宅地や工場屋根に比べ 5 倍から 10 倍高い値であったことから、降水からの供給以外に道路からの影響が路面排水に加算されることを示唆している。最近の研究で排気対策装置である三元触媒を装着した自動車からアンモニアの排出を懸念する報告^{16~18)}がされており、Run 2 および Run 3 での路面排水の窒素成分は自動車からの影響によると推測される。しかし、アンモニアの発生は運転モードで大きく異なる¹⁹⁾ことから発生源については今後も引き続き調査検討する必要があると考える。

4.3 雨天時路面排水における初期フラッシュ排水量の推定

4.3.1 初期フラッシュ排水量の定義

Run 1 および Run 2 の路面排水の水質濃度と累加流出高の推移を Fig. 4-6 に示す。路面排水の水質濃度は累加流出高の増加とともに指数関数的に低下し、堆積物が流出し終わると降水レベルと考えられる一定の値に達する。これは、降雨初期排水（初期フラッシュ排水）を除去すれば、効率的・効果的な負荷削減量が可能であることを示す。そこで、Run 1 および Run 2（降水量が少ない Run 2-4 を除く）の 7 降雨について初期フラッシュ排水量の推定を試みた。

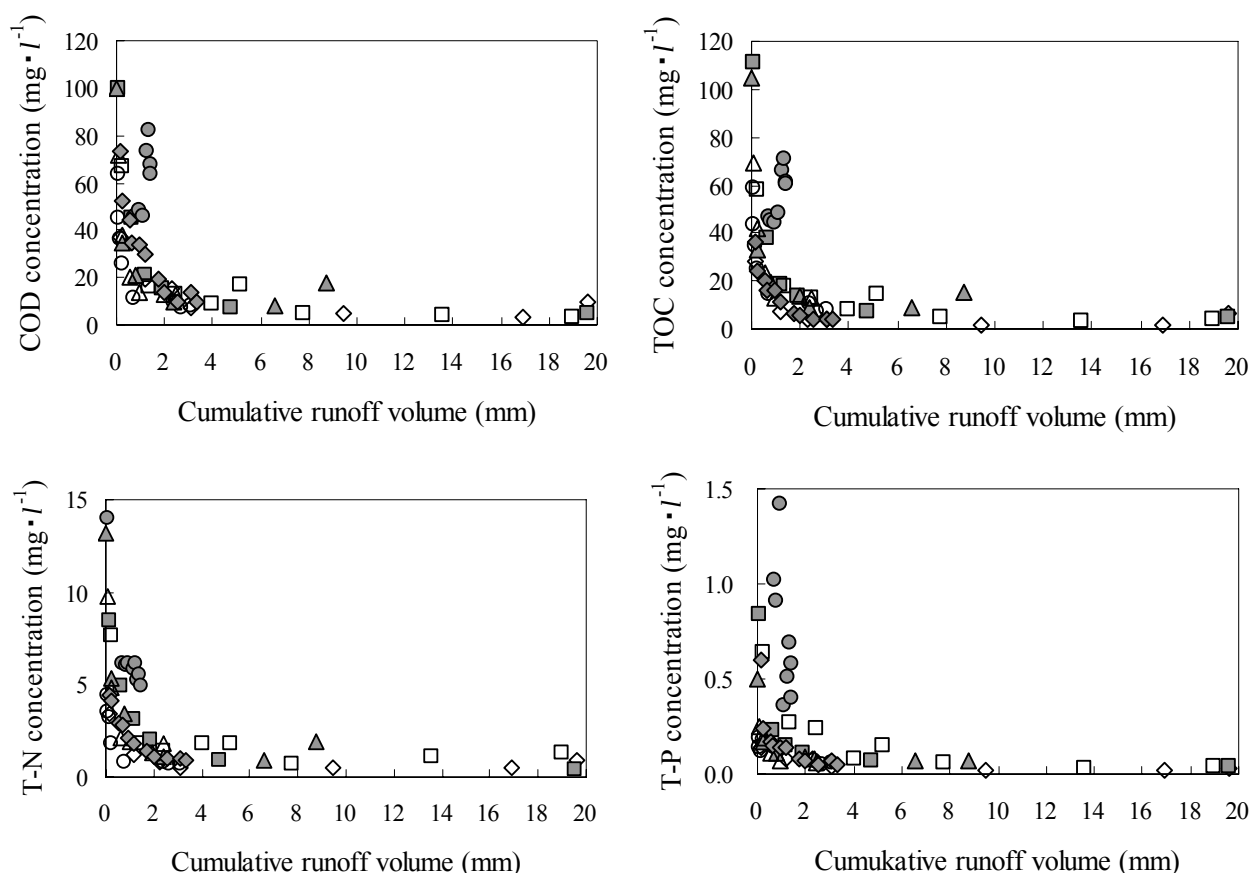


Fig. 4-6 路面排水の水質濃度と累加流出高の推移

◇Run1-1 ◆Run1-2 △Run2-1 ▲Run2-2 ○Run2-3 ●Run2-4 □Run2-5 ■Run2-6

路面排水は雨水管を通じて公共用水域へ流入することから、路面排水濃度がその濃度より高い場合汚濁負荷を与えることとなる。したがって、負荷を与える濃度を初期フラッシュ排水と定義し、水質濃度と累加流出高との関係から公共用水域濃度レベルまで低減する時の累加流出高を近似式にて算出した (Fig. 4-7)。指標とする濃度は珉

琵琶湖南湖・瀬田川流入河川の平均水質濃度(2001)である T-N $1.28 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, T-P $0.090 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ を用いた⁸⁾。ただし, COD は河川水濃度まで低減しないことから公共用水域への負荷を軽減するための実用的かつ有効なレベルとして, 琵琶湖南湖へ放流する下水処理場の排水目標値 $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ を指標と仮定し累加流出高を求めた。その結果 COD 4.8 mm , TOC 3.1 mm , T-N 3.6 mm , T-P 2.3 mm となり, 初期フラッシュ排水部分は $2 \sim 5 \text{ mm}$ までの範囲と推定できた。この結果から, 降雨時の路面排水の概ね累加流出高 3.5 mm までを対象に流入対策を講じれば, 高濃度の汚濁負荷を効果的かつ効率的に削減できると考えられる。

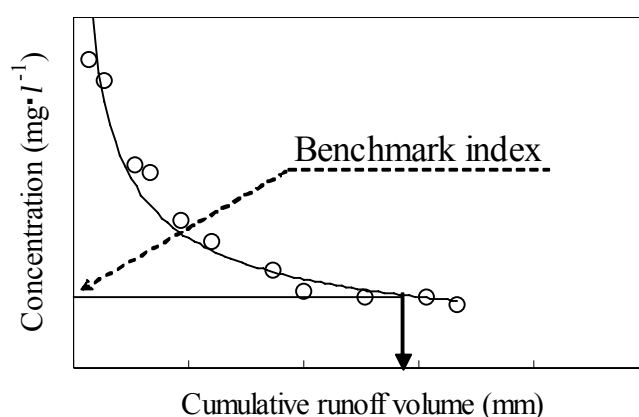


Fig. 4-7 初期フラッシュ排水量推定の考え方

4.3.2 初期フラッシュ排水量の定義に基づく検証

4.3.1 の解析より, 初期フラッシュ排水部分は $2 \sim 5 \text{ mm}$ までの範囲と推定できた。次に, Run 3 および Run 4 の調査で測定した初期フラッシュ排水(累加流出高およそ 2 mm)と初期フラッシュ後の排水の水質濃度の結果から, その排水量の妥当性を評価した。Fig. 4-8 は Run 3 における各水質項目の形態別に比較した図である。Run 3 の初期フラッシュ排水の平均水質濃度は, COD, TOC, T-N, T-P でそれぞれ $42 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $45 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $7.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $0.26 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。また, 初期フラッシュ後の排水は, $16 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $17 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $3.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $0.09 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。全ての調査で, 各項目とも初期フラッシュ排水がフラッシュ後の排水より $2 \sim 4$ 倍高い濃度を示し, 仮定した初期フラッシュ排水累加流出高の妥当性が評価できたといえる。また, 形態別水質濃度は, いずれの調査も初期フラッシュ排水, フラッシュ後の排水は, T-N は溶存態の濃度が高く, T-P は粒子態の濃度が常に高い値を示した。一方, Run 4 の初期フラッシュ排水(累加流出高 2 mm)の平均水質濃度は, COD $33 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, TOC $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, T-N $3.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, T-P $0.20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となり, Run 3 の調査結果と比較してほぼ同様な値を示した。Run 3 および Run 4 の 13 降雨の調査結果をまとめると, 初期フラッシュ排水(累加流出高およそ 2

mm) の平均水質濃度として、COD、TOC、T-N、T-P それぞれ $34 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $28 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $4.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $0.20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ が得られた。

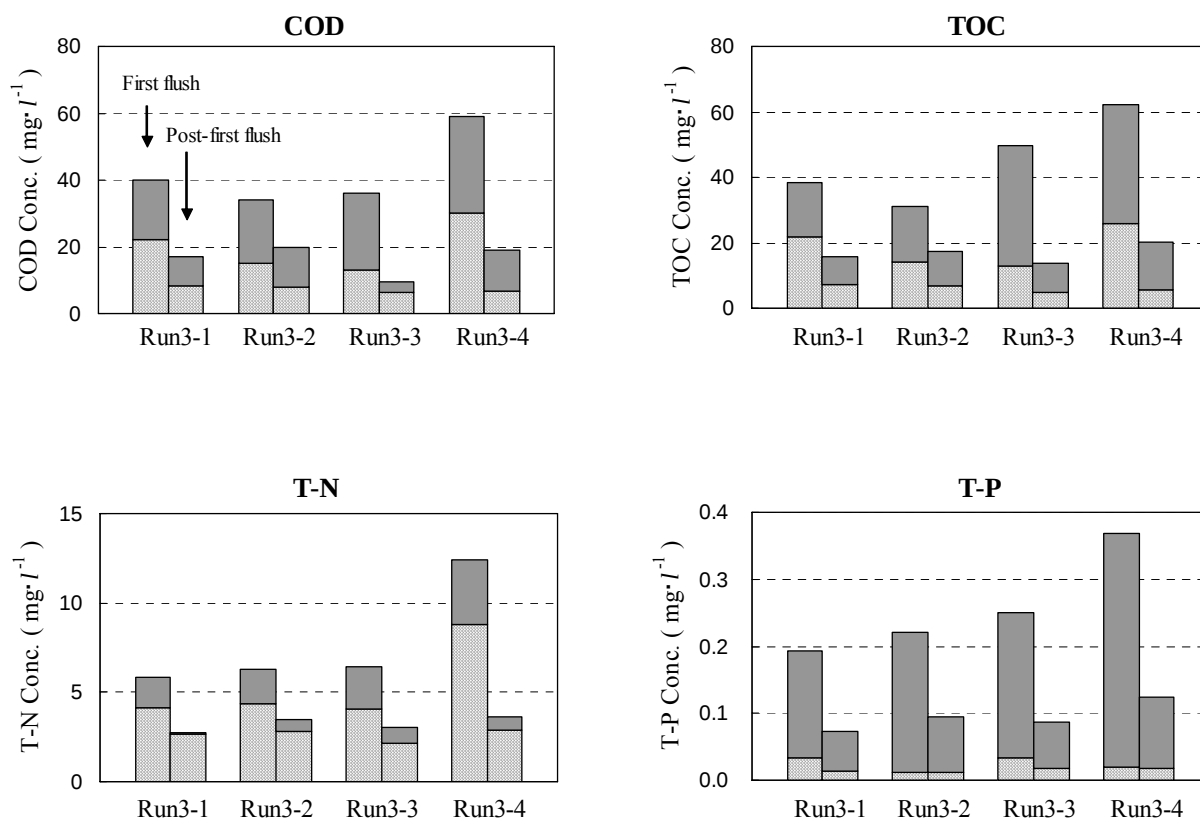


Fig. 4-8 初期フラッシュ排水とフラッシュ後の排水の濃度比較

■ : Particle □ : Dissolved

次に、この結果を他の道路排水調査の平均濃度と比較してみる。酒井ら²⁰⁾は都市化の進んだ市街地の道路排水調査を実施し、降雨開始から2時間までを目安に降雨強度をみながら5~30分の採水間隔で採水した。その時の調査時間内の降水量は2.0~12.5 mmで平均5.4 mmであった。酒井らが調査対象とした排水量は、4.2.1の総降水量と総流出量との関係から初期フラッシュ排水量に相当すると考えられる。Table 4-1に示すように、都市化の進んだ市街地道路排水の水質結果は、本研究で設定した初期フラッシュ排水と同様な水質濃度であった。気象や調査場所の交通量など調査時の諸条件は異なるが、本調査場所の道路は、都市化の進んだ他の地域の市街地道路排水と同レベルであることが明らかとなった。

Table 4-1 初期フラッシュ排水濃度結果と他の道路調査結果との比較

		(mg・l ⁻¹)		
		COD	T-N	T-P
本調査結果 (n=13)		33.8 (7.2～70.0)	4.6 (0.9～9.6)	0.20 (0.06～0.43)
道路 A*	(n=7)	32.2 (10.5～53.8)	5.8 (3.1～8.9)	0.27 (0.05～0.60)
道路 B*	(n=4)	29.4 (13.7～42.5)	5.0 (3.0～7.1)	0.29 (0.12～0.50)

* 出典：酒井ら(1997)ノンポイントソース流出水の水質特性及び汚濁負荷流出モデル解析, 下水道協会誌
論文集, 34(413), 12-26.

4.4 初期フラッシュ排水汚濁負荷量に係る影響因子の考察

4.4.1 先行晴天日数

路面上の堆積物は先行晴天日数が長くなるとその堆積量も増加する。そのため、初期フラッシュ排水の汚濁負荷量は先行晴天日数とともに増加傾向を示すと考えられる。Drapper²¹⁾らは、先行条件である無降雨期間と汚染物質濃度との間に有意な相関があると報告している。一方、その堆積量は無限ではなく最大堆積負荷量に達すると、それ以上堆積負荷量は増加しないことも報告されている²²⁾。そこで、Run 1～Run 4 について、初期フラッシュ排水汚濁負荷量と先行晴天日数との関係を検討した。単位面積あたりの各 Run の負荷量は水質濃度測定結果を基に、Run 1, Run 2 および Run 4 は累加流出高 2.0 mm までを、Run 3 は実測値(2.2～2.3 mm)を用いてそれぞれ算出した。Fig. 4-9 は負荷量と先行晴天日数との関係を図示したものである。これらの決定係数 R^2 は COD, TOC, N, P で、粒子態成分が 0.007, 0.067, 0.060, 0.027, 溶存態成分が 0.079, 0.035, 0.193, 0.007 となり、双方の間には明確な関係がみられなかった。この原因として、大気降下物などの堆積物は先行晴天日数が示すように時間とともに増加する一方で、風の影響などによってその場から消失し減少する要因²³⁾が加わるためと考えられる。本結果はその影響が無視できない因子であることを示唆する。

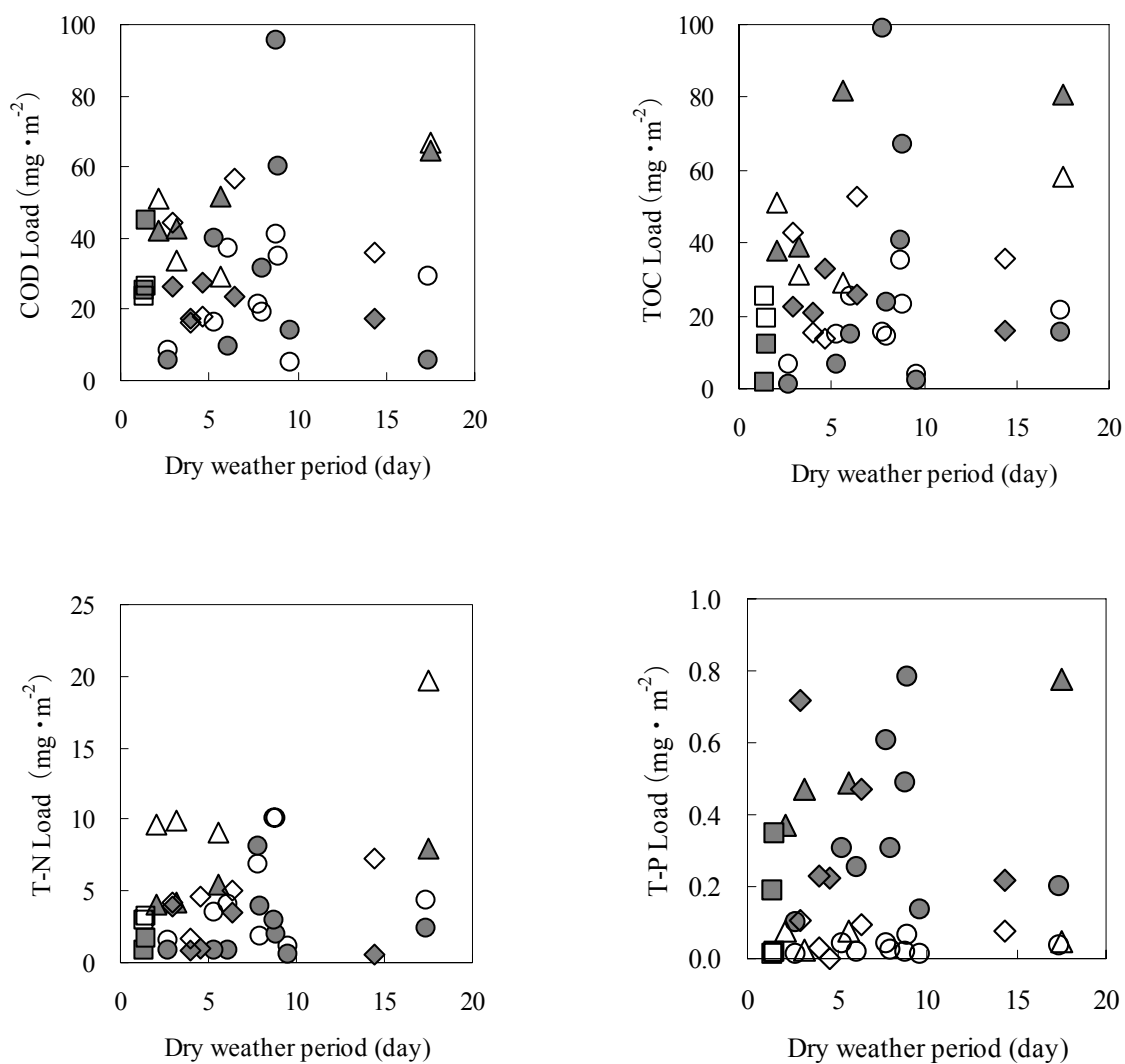


Fig. 4-9 初期フラッシュ排水汚濁負荷量と先行晴天日数の関係

■ : Particle (Run 1) □ : Dissolved (Run 1) ◆ : Particle (Run 2) ◇ : Dissolved (Run 2)
 ▲ : Particle (Run 3) △ : Dissolved (Run 3) ● : Particle (Run 4) ○ : Dissolved (Run 4)

4.4.2 交通量

交通量と汚濁負荷量の関係は多くの研究報告があり、とくに重金属類ではその関係が明確である（例えば Bannerman²⁴⁾）。また、Shinya ら²⁵⁾は、累積負荷量と先行晴天日数および晴天時自動車通過台数との間に T-N で比較的強い相関を認め、T-N の負荷量は主に自動車から排出され流出するためと報告している。このように初期フラッシュ排水の汚濁負荷源には自動車由来があり、交通量が多い道路では汚濁負荷量も多くなると考えられる。Fig. 4-10, Fig. 4-11 に、本調査地点の平日昼間 12 時間自動車走行台数と各種形態別の初期フラッシュ排水汚濁負荷量との関係を示した。

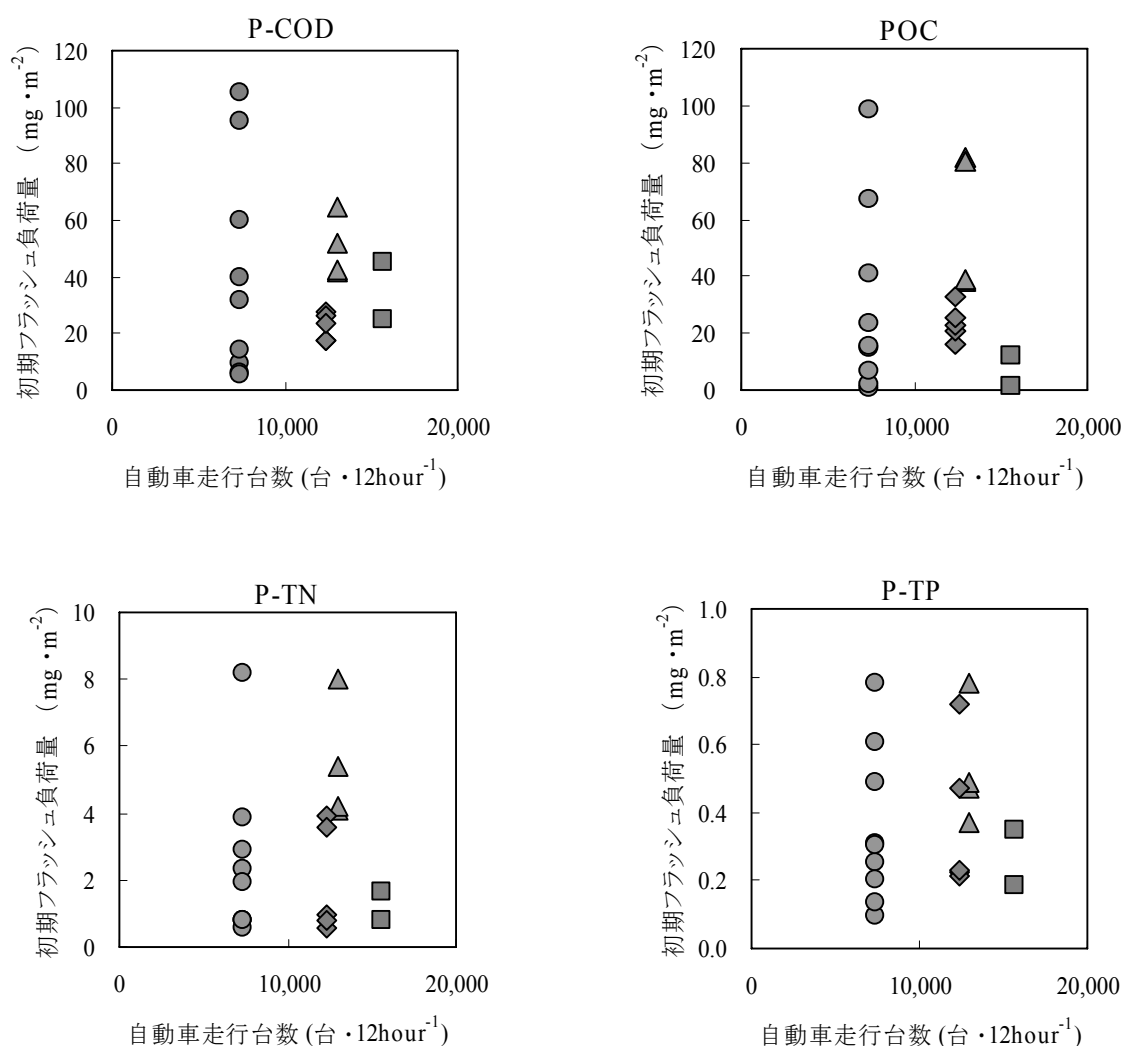


Fig. 4-10 初期フラッシュ排水汚濁負荷量と交通量の関係（粒子態成分）

■ Run 1 ◆ Run 2 ▲ Run 3 ● Run 4

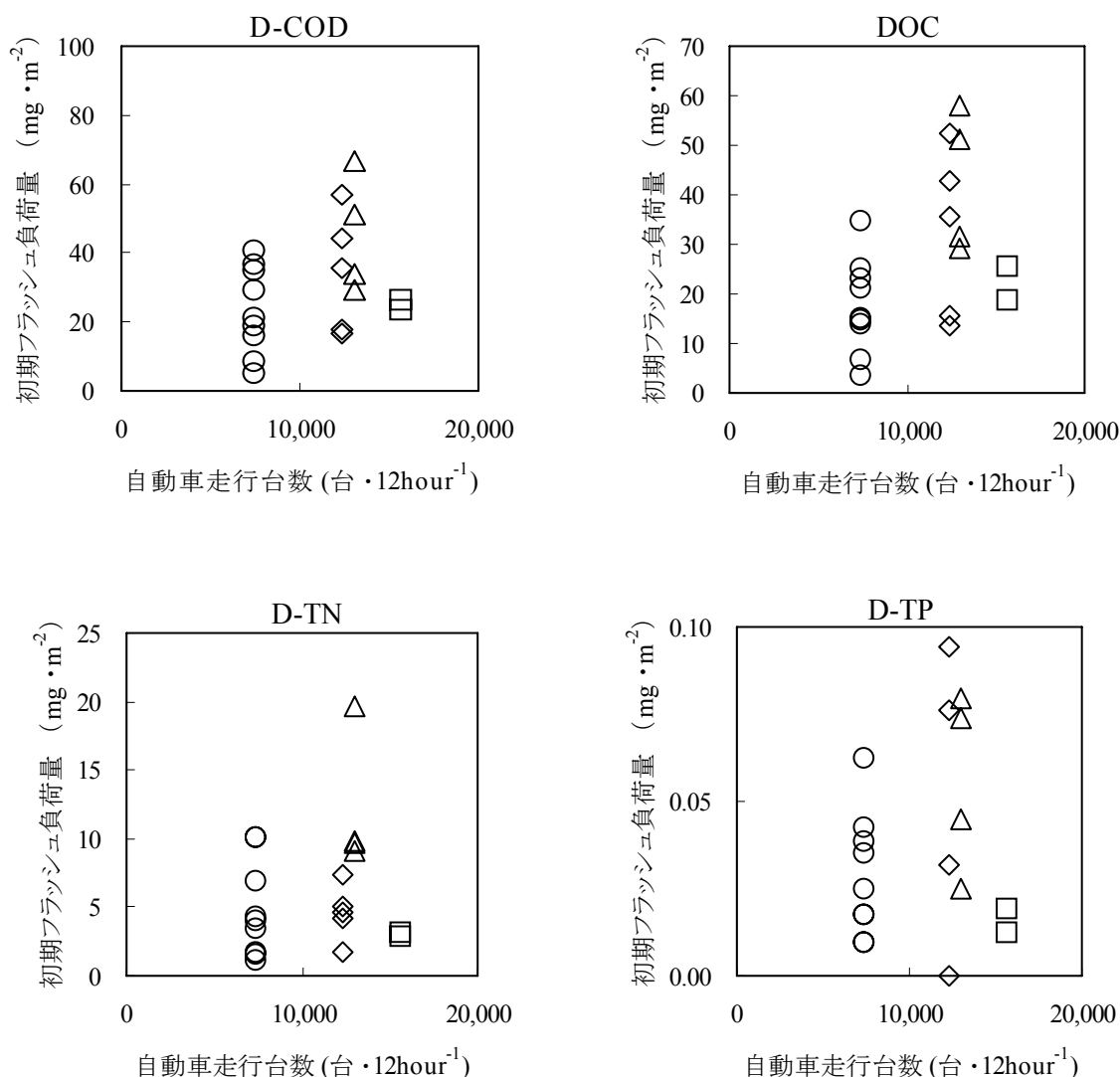


Fig. 4-11 初期フラッシュ排水汚濁負荷量と交通量の関係（溶存態成分）

□ Run 1 ◇ Run 2 △ Run 3 ○ Run 4

初期フラッシュ排水の汚濁負荷量は、調査回数が多いほど測定値にバラツキがみられるが、粒子態成分でその傾向が大きかった。とくに9降雨を調査したRun 4では降雨条件などによってCOD、TOCで100倍、窒素やリンで8倍程度の調査間の差となった。自動車走行台数と負荷量の関係は、粒子態成分では明確な違いはみられない。しかし、溶存態成分は、粒子態成分と比べ、自動車走行台数が多いほど負荷量が高い傾向を示し、有機成分で顕著であった。このことは、路面排水で流出する溶存態成分が交通量の増加に支配されることを意味し、自動車由来の排ガス等に含まれる有機

物質の影響を受けると考えられる。すなわち，自動車交通量は路面排水の溶存態成分に対して重要な負荷影響因子であると考えられる。

4.5 路面上の堆積汚濁負荷量の推定

路面排水は，降下物や路面上の堆積物が降雨によって流出し，路面上から減少する変化である。路面排水の負荷源には，降水成分や降雨時の走行車両等もあるが，ここでは主要な現象として堆積物による流出負荷を解析した。

Fig. 4-12 は，負荷量と累加流出高の関係を示した一例である。このように路面堆積物の流出速度が一次反応， $dL/dq = -kL$ に従うとして，Run 1 および Run 2 の Lu ：推定堆積負荷量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) および k ：負荷流出係数 ($1 \cdot \text{mm}^{-1}$) を推定した。 Lu は $q=0$ の時の L の値である。累加流出高 q mm の時の L 値 $L(q)$ は式(4.2)で表されトーマスの傾斜法²⁶⁾を用いて求めた。算出した Lu および k の値を Table 4-2 に示す。

$$L(q) = Lu \times [1 - \exp(-kq)] \quad (4.2)$$

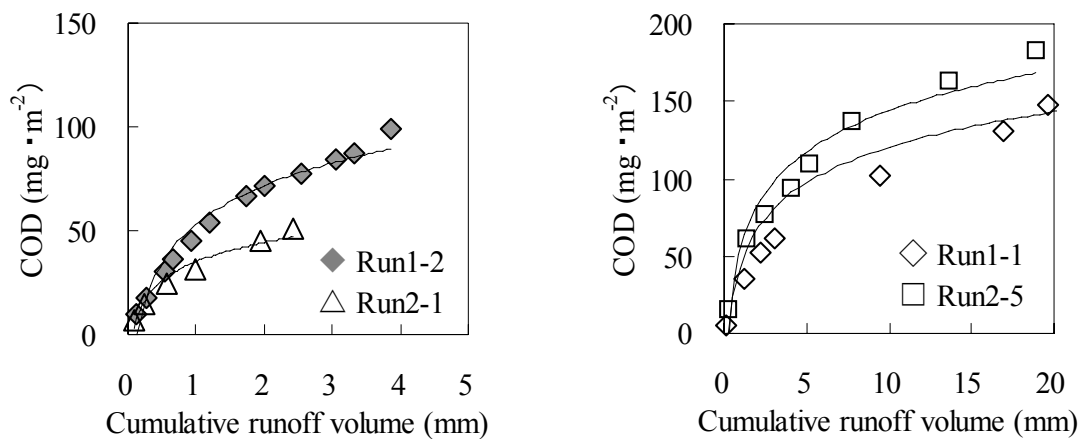


Fig. 4-12 汚濁負荷量と累加流出高の関係

Table 4-2 路面堆積物の堆積負荷量および負荷流出係数の推定結果

	Run	P-COD	D-COD	POC	DOC	P-TN	D-TN	P-TP	D-TP
Lu ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)	1-1	91	79	75	71	1.6	5.9	0.68	0.09
	1-2	63	38	16	26	2.4	4.9	0.46	0.03
	2-1	32	21	40	16	1.2	5.5	0.28	0.00
	2-2	45	79	42	78	1.2	15.2	0.56	0.22
	2-3	33	16	31	22	1.2	2.3	0.49	0.05
	2-4	32	118	32	123	3.2	14.2	2.41	0.25
	2-5	72	118	70	106	13.1	13.8	1.81	0.38
	2-6	137	267	172	224	13.7	31.4	2.38	0.69
k ($1\cdot\text{mm}^{-1}$)	1-1	0.150	0.182	0.011	0.225	0.304	0.309	0.159	0.079
	1-2	0.646	0.732	0.839	0.772	0.631	0.596	0.990	0.515
	2-1	1.155	1.402	1.018	1.595	2.401	1.137	0.882	-
	2-2	0.385	0.580	0.424	0.588	0.877	0.518	0.409	0.390
	2-3	0.731	2.071	0.575	1.539	0.640	1.424	0.303	0.594
	2-4	0.903	1.223	1.597	1.186	1.382	0.707	1.287	0.919
	2-5	0.249	0.226	0.213	0.241	0.185	0.176	0.245	0.167
	2-6	0.096	0.142	0.103	0.155	0.160	0.091	0.137	0.087
R^2	1-1	0.965	0.877	0.106	0.888	0.933	0.896	0.952	0.917
	1-2	0.981	0.958	0.967	0.971	0.985	0.961	0.933	0.952
	2-1	0.967	0.926	0.983	0.928	0.985	0.931	0.962	-
	2-2	0.815	0.885	0.842	0.867	0.891	0.913	0.837	0.785
	2-3	0.893	0.961	0.958	0.948	0.901	0.961	0.920	0.904
	2-4	0.898	0.980	0.979	0.985	0.996	0.970	0.999	0.994
	2-5	0.929	0.890	0.951	0.900	0.768	0.891	0.963	0.900
	2-6	0.843	0.808	0.766	0.834	0.848	0.796	0.816	0.863

推定堆積負荷量(Lu 値)は、降水量と先行晴天日数のほぼ等しい Run 2-1 と Run 2-3 で同様な値を示した。降水量がほぼ同じであるが先行晴天日数が長い Run 2-4 は Run 2-1, Run 2-3 と比較すると COD, TOC の溶存態成分およびリンの粒子態成分で 5 倍以上の高い値を示した。これは先行晴天期間が長ければ長いほど、路面堆積物の堆積量は増加し、また、排ガス等に曝露される機会も多くなることによる。しかし、先行晴天日数が等しい Run 1-1 と Run 1-2 の場合、有機物の Lu 値におよそ 1.5~4.7 倍の差がみられた。この原因の一つには前回の降雨で流出せずに残存した堆積物に、先行晴天期間の路面堆積物の汚濁負荷が加わり、次の降雨時に流出するためと考える。一降雨によって流出しきれなかった残存負荷量は、次の降雨時流出まで堆積し、次の降雨時流出の堆積初期条件となることから^{27, 28)} Lu 値に影響を及ぼしたと推察される。

負荷流出係数(k 値)は、COD、TOC は同程度もしくは溶存態成分が流出しやすい傾向がみられた。リンは粒子態が溶存態より大きく、大部分が粒子態で存在するため降雨とともに流出しやすいと思われる。窒素も粒子態の方が大きく初期路面堆積物からの溶存態の流出が遅いことを示す。窒素は 3/4 が溶存態で流出するため、溶出が緩やかであるか、路面流出時の外部負荷の供給によって見かけ上、流出係数が小さくなっている可能性が示唆された。また、同じ水質項目間では降水量が多いと k 値が小さくなる傾向がみられた。このことは、 k 値には降水量や降雨強度等も影響していると考えられる。

このように路面排水汚濁負荷流出パターンは Fig. 4-12 で示される一次反応として経時的な変化はほぼ再現できるが、その究極排出量である Lu 値には、先行晴天期間他各種の影響がある。また、 k 値は降水量や降雨強度に影響を受けるため流出特性を明確に表すことが難しい。そこで降水量に影響を受けない範囲の Lu 値および k 値の推定を試みた。すなわち、各 Run の初期フラッシュ排水部分 (累加流出高 2.5 mm 以下) の Lu 値および k 値を算出し、影響因子との関係を考察した。なお、降雨強度は 2.5 mm までの時間あたりの平均降雨強度を用いた。Table 4-3 は、累加流出高 2.5 mm における Lu 値および k 値の推定結果である。Table 4-2 と比較すると、降水量が多い Run 2-5、Run 2-6 で、 Lu 値が低値となり、降水負荷の影響の軽減が確認できる。

Table 4-3 累加流出高 2.5 mm における堆積負荷量および負荷流出係数の推定結果

	Run	P-COD	D-COD	POC	DOC	P-TN	D-TN	P-TP	D-TP
Lu ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)	1-1	115	31	3	31	1.4	3.8	0.38	0.02
	1-2	57	30	14	22	2.4	3.9	0.36	0.03
	2-1	32	21	40	16	1.2	5.5	0.28	0.00
	2-2	21	42	19	41	0.7	8.5	0.25	0.09
	2-3	30	14	30	19	1.1	2.0	0.55	0.04
	2-4	32	118	32	123	3.2	14.2	2.41	0.25
	2-5	35	58	34	55	4.8	6.1	1.15	0.15
	2-6	42	62	28	58	4.4	6.2	0.51	0.10
k ($1\cdot\text{mm}^{-1}$)	1-1	0.122	0.798	0.294	0.929	0.442	0.777	0.353	0.378
	1-2	0.740	1.027	1.030	1.015	0.617	0.824	1.501	0.635
	2-1	1.155	1.402	1.018	1.595	2.401	1.137	0.882	-
	2-2	1.091	1.527	1.245	1.594	2.249	1.183	1.184	1.298
	2-3	0.796	2.640	0.590	1.863	0.720	1.702	0.267	0.741
	2-4	0.903	1.223	1.597	1.186	1.382	0.707	1.287	0.919
	2-5	0.856	0.764	0.617	0.761	1.010	0.588	0.506	0.593
	2-6	0.446	1.456	1.453	1.388	0.965	0.744	1.551	0.988

これら結果から総流出高および累加流出高 2.5 mm の Lu 値と先行晴天日数、 k 値と降雨強度の関係について考察する。Table 4-4、Table 4-5 はそれぞれの決定係数 R^2 である。路面上の堆積物量 Lu 値は、主に晴天時の大気降下物由来の乾性降下物（ドライフォールアウト）であり、先行晴天日数と関係があると考えられる。総流出高から算出した Lu 値と先行晴天日数の決定係数は低く、粒子態、溶存態いずれも相関関係はみられなかった。しかし、累加流出高 2.5 mm の Lu 値は、各水質項目の溶存態成分で先行晴天日数と明らかに強い相関関係がみられた（Fig. 4-13）。とくに、D-TN は 0.869 の高い決定係数となり、無降雨期間中に汚濁負荷源があることを示す。例えば、大気汚染物質であるばいじんや粉塵などの降下物や、自動車交通による排ガスの曝露などが溶存態窒素の負荷を増大させる要因になると考えられる。流出係数 k 値と降雨強度との関係は、総流出高ではいずれも決定係数が 0.247～0.486 で相関は低く、また、形態別の差はみられなかった。しかし、Fig. 4-14 に示すように累加流出高 2.5 mm の場合、溶存態成分は粒子態成分と比較していずれの項目においても高い決定係数を示し、溶存態成分は降雨強度と関係があることが明らかとなった。溶存態成分は微細粒子であるため比重が小さく、降雨によって流出しやすいと考えられる。

このように、初期フラッシュ排水部分の解析は、降水量に含まれる成分等によって生じる見かけ上の影響が排除され、総流出高と比べ各影響因子との関係をより明確に示すことができたといえる。とくに溶存態有機物はその関係が顕著となった。

Table 4-4 Lu 値と先行晴天日数の決定係数

Lu	累加流出高	P-COD	D-COD	POC	DOC	P-TN	D-TN	P-TP	D-TP
先行晴天 日数	総流出高	0.127	0.040	0.015	0.094	0.020	0.100	0.226	0.036
	<2.5mm	0.229	0.619	0.056	0.664	0.001	0.869	0.495	0.599

Table 4-5 k 値と降雨強度の決定係数

k	累加流出高	P-COD	D-COD	POC	DOC	P-TN	D-TN	P-TP	D-TP
降雨強度	総流出高	0.486	0.406	0.382	0.455	0.253	0.450	0.325	0.247
	<2.5mm	0.190	0.535	0.207	0.674	0.280	0.457	0.016	0.334

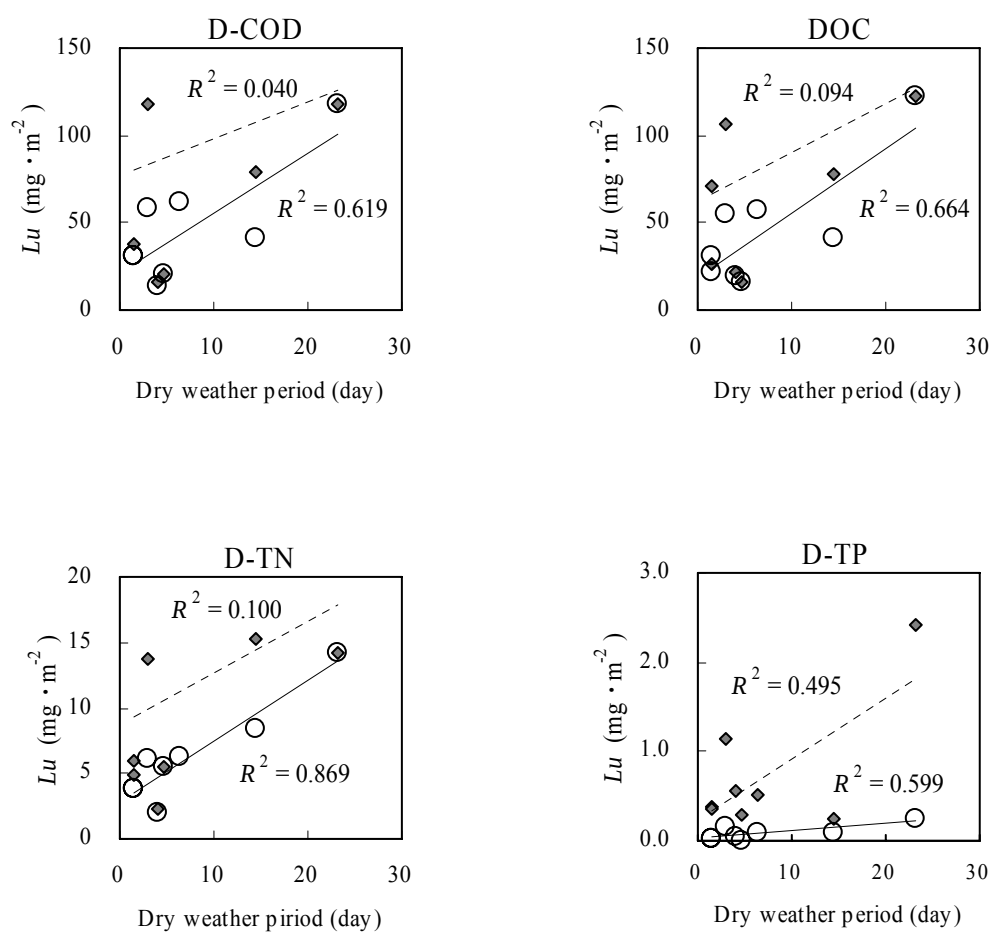


Fig. 4-13 総流出高および累加流出高 2.5 mm における Lu 値と先行晴天日数の関係

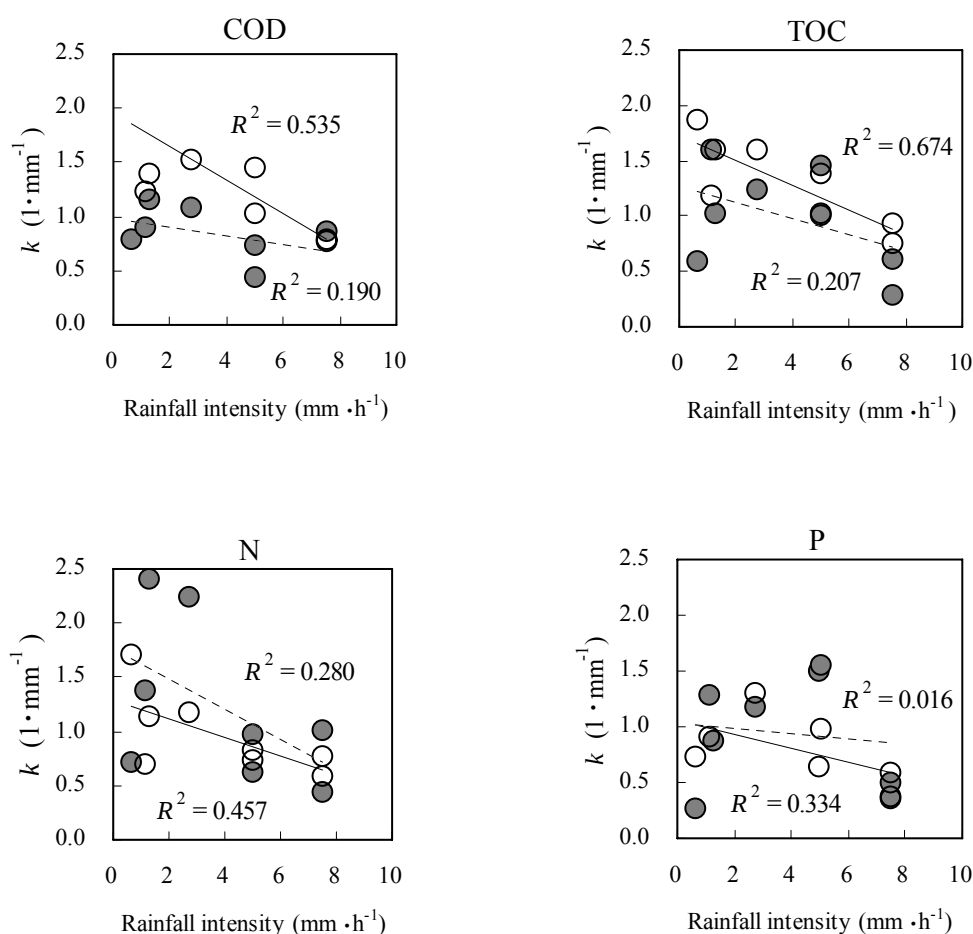


Fig. 4-14 累加流出高 2.5 mm における k 値と降雨強度の関係

○ 溶存態成分 ● 粒子態成分
 — 溶存態成分の回帰直線 - - - 粒子態成分の回帰直線

さらに、 Lu 値に影響すると考えられる降水量、先行晴天日数について Run 2-1～Run 2-6 のデータを基に重回帰分析を行った。その結果を Table 4-6 に示す。決定係数 R^2 は、0.7680～0.9970 の範囲であり、各々の重回帰式から Lu の値を説明することができる。この重回帰式は分散分析の有意 F 値より、P-COD、D-COD、POC、D-TN は有意水準 1%、DOC、D-TP は有意水準 5%で帰無仮説が棄却でき、信頼性があるといえる。また、各説明変数の係数から、P-COD、POC、D-TN は、先行晴天日数より降水量が極めて強く関係しているといえる。特に D-TN は先行晴天期間の曝露と降水中の溶存成分含有量の両者に影響されることの裏付けになると考えられる。DOC、P-TN、P-TP

は、先行晴天日数と降水量の関係にほとんど差はみられなかった。また、これら係数は検定結果 P 値より、 P -TN および P -TP を除く項目で、有意性が確認できた。

以上の解析から、 Lu 値および k 値は、先行降雨条件と降雨時の降雨条件の双方に影響を受けるが、その関係は形態別によって異なることが示された。 Lu 値は、粒子態成分は降水量が多くなるほど掃流力によって流出するため降雨条件に影響され、溶存態成分は降下物量や自動車等の排ガスに曝露される機会の先行降雨条件と、降水中の含有成分の双方に影響されると考えられた。

Table 4-6 Lu 値と降水量および先行晴天日数の重回帰分析結果

	Lu ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)	P-COD	D-COD	POC	DOC	P-TN	D-TN	P-TP	D-TP
Regression statistics	R	0.997	0.980	0.990	0.973	0.834	0.993	0.768	0.964
	R^2	0.994	0.960	0.980	0.946	0.696	0.986	0.590	0.929
	Standard error	4.10	23.7	10.1	23.1	4.35	1.56	0.82	0.086
Dispersion	F -value	251	36.3	72.2	26.3	3.43	103	2.16	19.7
	Significant F	0.000	0.008	0.003	0.013	0.168	0.002	0.263	0.019
	y -Intercept	22.0	-23.0	15.8	-17.3	2.00	-0.888	0.041	-0.044
Coefficient	Rainfall amount	2.23	5.09	2.94	4.15	0.264	0.564	0.038	0.014
	Dry weather period	0.085	4.78	0.145	4.90	-0.071	0.600	0.072	0.010
p -value	Rainfall amount	0.000	0.003	0.001	0.006	0.097	0.001	0.165	0.008
	Dry weather period	0.748	0.042	0.822	0.037	0.801	0.007	0.230	0.150

4.6 結語

本章では、雨天時の路面排水汚濁負荷量の実測調査により、流出時の水質特性および流出挙動について検討し、各種水質の形態別濃度変化の把握や初期フラッシュ排水量を推定した。さらに、路面排水汚濁流出パターンのモデル化を試みた。

第2節では雨量、流量観測および水質濃度の調査結果に基づき、各物質の流出時の形態特性について考察し、以下の成果を得た。

- 1) 路面排水量と総降雨量の関係は、密粒舗装などアスファルト表面で生じる蒸発散等により流出損失が生じ総降水量の83～96%が路面排水として流出する。
- 2) 各水質項目の形態特性の解析より、リンは96%が、COD、TOCは60～70%が粒子態として、また、窒素は74%が溶存態で流出することを明らかにした。
- 3) 路面排水負荷は、降雨前の路面堆積物以外に降雨中の自動車などによって持ち込まれる外部からの汚濁負荷や先行降雨時の残存汚濁負荷も影響する。特に、道路

によって路面排水中の D-TN の大部分が $\text{NH}_4\text{-N}$ という調査結果より、自動車からの排出の影響が示唆された。

第3節では路面排水の累加流出高と水質濃度の測定結果より琵琶湖への負荷影響を低減できる初期フラッシュ排水量を検討、第4節ではその負荷量と影響因子について考察し、以下の成果を示した。

- 4) 路面排水の水質濃度は累加流出高の増加とともに指数関数的に低下するため、公共用水域への負荷を軽減するための実用的かつ有効なレベルを設定し、初期フラッシュ排水量を推定した。その結果、高濃度の汚濁負荷を効果的かつ効率的に削減できる累加流出高は 2~5 mm の範囲と推定できた。
- 5) 路面上の堆積物は晴天時に時間とともに増加するため、先行晴天日数が影響因子と考えられるが、一方で風等による消失の影響も無視できない因子である。
- 6) 交通量は、路面排水の溶存態成分に対して重要な負荷影響因子であると考えられる。

さらに、第5節では本調査にて得られた結果に基づき、路面排水汚濁流出パターンを堆積汚濁負荷量 Lu と流出係数 k を用いたモデルから考察し、以下の成果を得た。

- 7) 窒素の Lu 値は、溶存態成分である D-TN で降水量および先行晴天日数と明らかに強い相関関係がみられた。これは、降水中の溶存成分含有量と先行晴天期間の曝露の両者に影響を受けると考えられ、溶存態窒素の負荷源が降下物等に起因することが示された。
- 8) k 値と平均降雨強度との関係は、溶存態成分の方が粒子態成分より決定係数が高い値を示し、溶存態成分の流出は降雨強度に影響を受けると考えられる。
- 9) Lu 値および k 値は、先行降雨条件とその時の降雨条件の双方に影響を受けるが、その関係は形態別によって異なり、 Lu 値では、粒子態成分は降水量が多くなるほど掃流力によって流出するため降雨条件に影響されると考えられた。

第4章 参考文献

- 1) 水村和正著 (2002) 水圏水文学, 山海堂, 東京.
- 2) Jewell, T. K. and Adrian, D. D., (1981) Improved Techniques for Modeling Stormwater Quality, *Proc. 2nd Int'l Conference on Urban Storm Drainage*.
- 3) 中村栄一 (1984) 雨水による路面堆積物の除去速度, 土木技術資料, **26-8**, 447-452.
- 4) Vladimir Novotny (2002) *Water Quality : Diffuse Pollution and Watershed Management, 2nd Edition*, 896p, pp.129, John Wiley & Sons. Inc., New Jersey, USA.
- 5) 肱岡靖明, 古米弘明 (2001) 都市ノンポイント汚染源負荷流出調査に基づく不透面堆積負荷流出モデルの検討, 土木学会論文集, No.685/VII, 123-134.
- 6) 肱岡靖明, 古米弘明 (2003) 自動採水・測定装置を用いた分流式下水道排水区における長期連続雨天時都市ノンポイント負荷流出調査, 水環境学会誌, **26(4)**, 237-242.
- 7) 和田安彦著 (1994) ノンポイント負荷の制御, 技法堂, 150p, 東京.
- 8) 滋賀県ホームページ <http://www.pref.shiga.jp/biwako/koai/hakusyo/>
- 9) (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 (2000) 琵琶湖・淀川水環境改善対策総合調査一面源負荷削減対策調査一, 304p.
- 10) 佐野政文, 大野達雄, 井上健 (2004) 滋賀県における酸性雨調査結果について (1990～2003年度), 滋賀県衛生環境センター所報, **39**, 94-103.
- 11) 田渕俊雄 (1985) 降水中の窒素とリン, 水質汚濁研究, **8(8)**, 18-22.
- 12) 梅本諭, 駒井幸雄, 井上隆信 (2001) 山林域における湿性降下物及び全大気降下物による窒素・リンの負荷量, 水環境学会誌, **24(5)**, 300-307.
- 13) 國松孝男, 須戸幹 (1994) 大気降下物によるチッソ, リンの供給とその変動, 環境技術, **23(12)**, 710-713.
- 14) (財)河川環境管理財団 (2003) 栄養塩類濃度が河川水質環境に及ぼす影響に関する研究, 195p. 平成15年11月.
- 15) 東京都環境科学研究所ニュース (2001) 雨水の地下浸透と水質問題, No.32, 16-19.
- 16) 成澤和幸 (2003) 自動車からのアンモニア排出と発生係数測定の必要性, 資源環境対策, **39(13)**, 68-72.
- 17) 青井透, 池田正芳 (2003) 群馬県西部の降雨中窒素濃度の年間変動と低公害車が排出するアンモニア態窒素の関与, 水環境学会第37回年会講演集, p.5.
- 18) 松本利恵, 唐牛聖文, 米持真一 (2003) 大気降下物中の窒素化合物濃度の地域特性に関する研究, 埼玉県環境科学国際センター報 第3号(平成14年度).
- 19) 青井透, 森邦広, 池田正芳 (2003) 低公害車からのアンモニアガスの発生と関越自動車トンネル排気中窒素成分が谷川岳山頂近辺の降雨に及ぼす影響, 土木学会第40回環境工学研究論文集, 713-720.
- 20) 酒井彰, 田中和博, 住山真 (1997) ノンポイントソース流出水の水質特性及び汚濁負荷流出モデル解析, 下水道協会誌論文集, **34(413)**, 12-26.
- 21) Drapper, D., Tomlinson, R. and Williams, P. (2000) Pollutant concentrations in road

- runoff: Queensland case study. *J. Environ. Eng.*, **126**, 313-320.
- 22) Vladimir Novotny (2002) *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management*, 2nd Edition, 896p pp.409-411, John Wiley & Sons. Inc., New Jersey, USA.
- 23) 小野芳朗, 永留浩, 河原長美, 谷口守, 並木健二, 貫上佳則 (2000) 道路堆積塵埃上の物質質量と環境因子との相関性, *水環境学会誌*, **23**(12), 778-785.
- 24) Bannerman, R. (1991) *Pollutants in Wisconsin stormwater*, unpublished report by the Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, WI.
- 25) Shinya, M., Tsuruho, K., Konishi, T. and Ishikawa, M. (2003) Evaluation of factors influencing diffusion of pollutant loads in urban highway runoff. *Water Science and Technology*, **47**(7-8), 227-232.
- 26) 萩原耕一著 (1964) *B.O.D.試験法解説*, 續文堂, 東京.
- 27) 和田安彦, 三浦浩之 (1997) 都市域ノンポイント汚染源負荷の堆積・流出挙動モデルと流出制御に関する研究, *土木学会論文集*, No.559/VII-2, 61-71.
- 28) 宗宮功編著 (2000) *琵琶湖 その環境と水質形成*, 第2章琵琶湖のまわり, 技報堂出版, 258p, 東京.

第5章 土壌浸透処理を用いた路面排水負荷削減技術の開発と評価

5.1 概説

路面排水の汚濁負荷削減手法には、主に浸透による表面流出過程での流出量抑制や路面清掃による発生場所や蓄積場所における汚濁源の除去がある。しかし、これら手法は負荷削減効果のモニタリングデータが乏しくその効果が不明瞭なことから、対策実施の評価が求められている。土壌浸透による水質浄化法は、欧米において古くから汚水処理に適用されてきた手法であり、わが国も農村集落排水の高度処理や河川水の直接浄化方法として、いくつかの試みが実施されている^{1~6)}。この方法は、自然の浄化機能を利用した手法の代表的な一つで、汚濁物質、特にリンや有機物、SSに対して優れた除去効果が確認されている^{7~9)}。また、ノンポイント汚染の増加原因には土地利用形態の変化による浸透面積の減少があげられることから、降水や路面排水の土壌浸透は、都市ノンポイント汚染の負荷削減につながると考えられる。

本章は、路面排水の汚濁負荷削減手法の開発を目的に、土壌浸透を利用した汚濁負荷削減効果把握のための各種実験を実施した。まず、第4章の研究成果に基づき推定した初期フラッシュ排水量を処理するパイロット装置を製作した。これらを実際の道路に設置し土壌浸透処理実験を行い、初期フラッシュ排水の削減効果を評価した。次に、考案した土壌浸透処理装置の実用性について維持管理面から検討した。また、土壌浸透処理の視点から、透水性舗装による路面排水の土壌浸透処理実験を実施し、土壌浸透による水質浄化効果について考察した。さらに、路面排水の発生源となる道路塵埃を除去する路面清掃についてその負荷削減効果を検討した。

以下、第2節では、土壌浸透処理実験による初期フラッシュ排水の負荷削減効果の評価、および、装置の維持管理について論じ、第3節では、透水性舗装の土壌浸透による水質浄化性能を考察する。第4節は、道路塵埃調査から路面排水への汚濁寄与および路面清掃による年間負荷削減量を評価する。なお、本章は、第4章の結果をもとに第3章の調査および実験の方法に従って取得した水質データを用いて解析した。

5.2 初期フラッシュ排水負荷削減のための土壌浸透処理実験

5.2.1 処理装置を用いた土壌浸透処理実験の水質測定結果

2ヶ所の現場実験（Run 3, Run 4）から、初期フラッシュ排水の土壌浸透処理による除去特性を検討する。Fig. 5-1, Fig. 2 に Run 3 および Run 4 の初期フラッシュ排水と土壌浸透処理水の水質濃度の結果を示した。処理装置に流入した初期フラッシュ排水の平均水質濃度は、Run 3 では、COD, TOC, T-N, T-P でそれぞれ 35, 36, 6.3, 0.22 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。各形態ごとでは粒子成分が 19, 24, 1.9, 0.19 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、溶存成分が 16, 13, 4.5, 0.02 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。4.2.3 にて求めた路面排水の形態特性と比較すると粒子態成分の占める割合は、COD, TOC, T-P で約 8%低く、T-N で 3%高いが、ほぼ同様な傾向を示した。Run 4 では、COD, TOC, T-N, T-P でそれぞれ 33, 25, 3.6, 0.20 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

l^{-1} で、Run 3と比較すると TOC および T-N で低い水質濃度を示した。各形態ごとは粒子成分が 21, 15, 1.2, $0.18 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ 、溶存成分が 12, 9.1, 2.5, $0.02 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ である。TOC は粒子成分、T-N は溶存成分が Run 3 より低い濃度を示した。SS 濃度 (Run 4-6～Run 4-9) は、平均 $95 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ であるが、 $15 \sim 190 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ と各調査における濃度のバラツキが大きかった。

土壌浸透処理水の平均水質濃度は、Run 3 で COD, TOC, T-N, T-P それぞれ 9.6, 8.7, 3.5, $0.03 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ である。各形態ごとでは粒子成分が 0.5, 1.5, 0.34, $0.02 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ 、溶存成分が 9.1, 7.1, 3.1, $0.01 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ となり、粒子態成分が低い濃度を示した。Run 4 では、COD, TOC, T-N, T-P それぞれ 8.9, 8.7, 1.9, $0.02 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ と Run 3 と同等の濃度である。各形態ごとでは粒子成分が 1.2, 1.3, 0.33, $0.02 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ 、溶存成分が 7.7, 7.4, 1.6, $0.004 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ となり、粒子態成分が低い濃度を示した。土壌浸透処理水の SS 濃度はいずれも低く平均 $3 \text{ mg} \cdot l^{-1}$ であった。

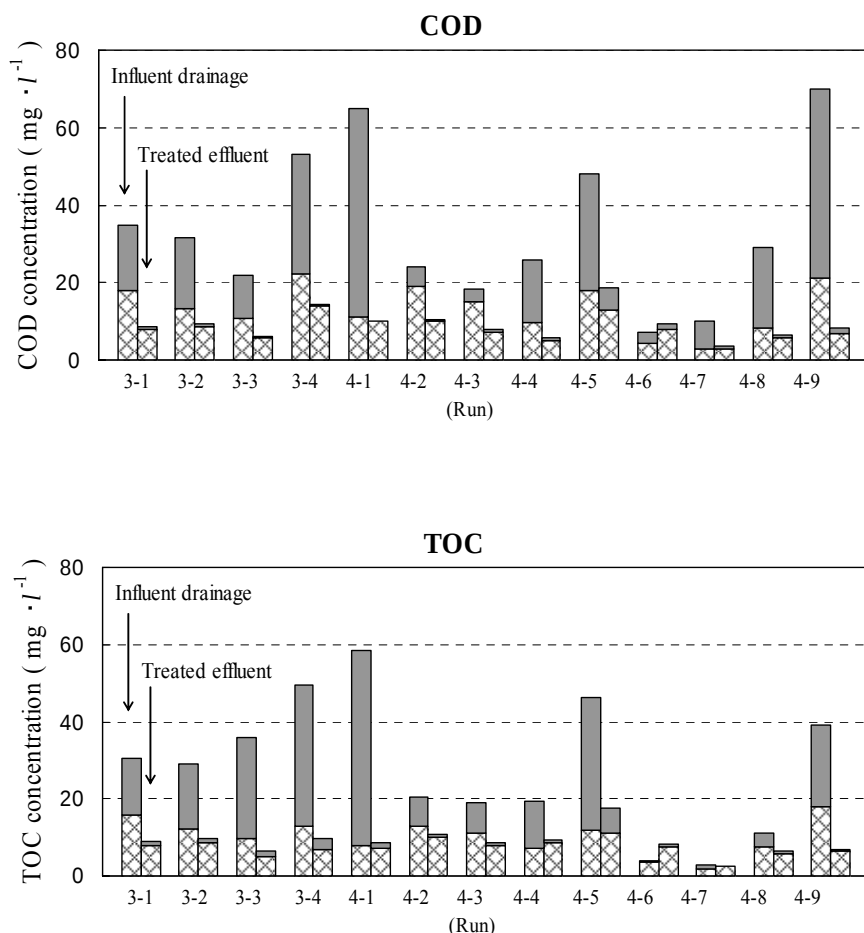


Fig. 5-1 初期フラッシュ排水と土壌浸透処理水の水質濃度の比較 (1)

■ : Particle ▨ : Dissolved

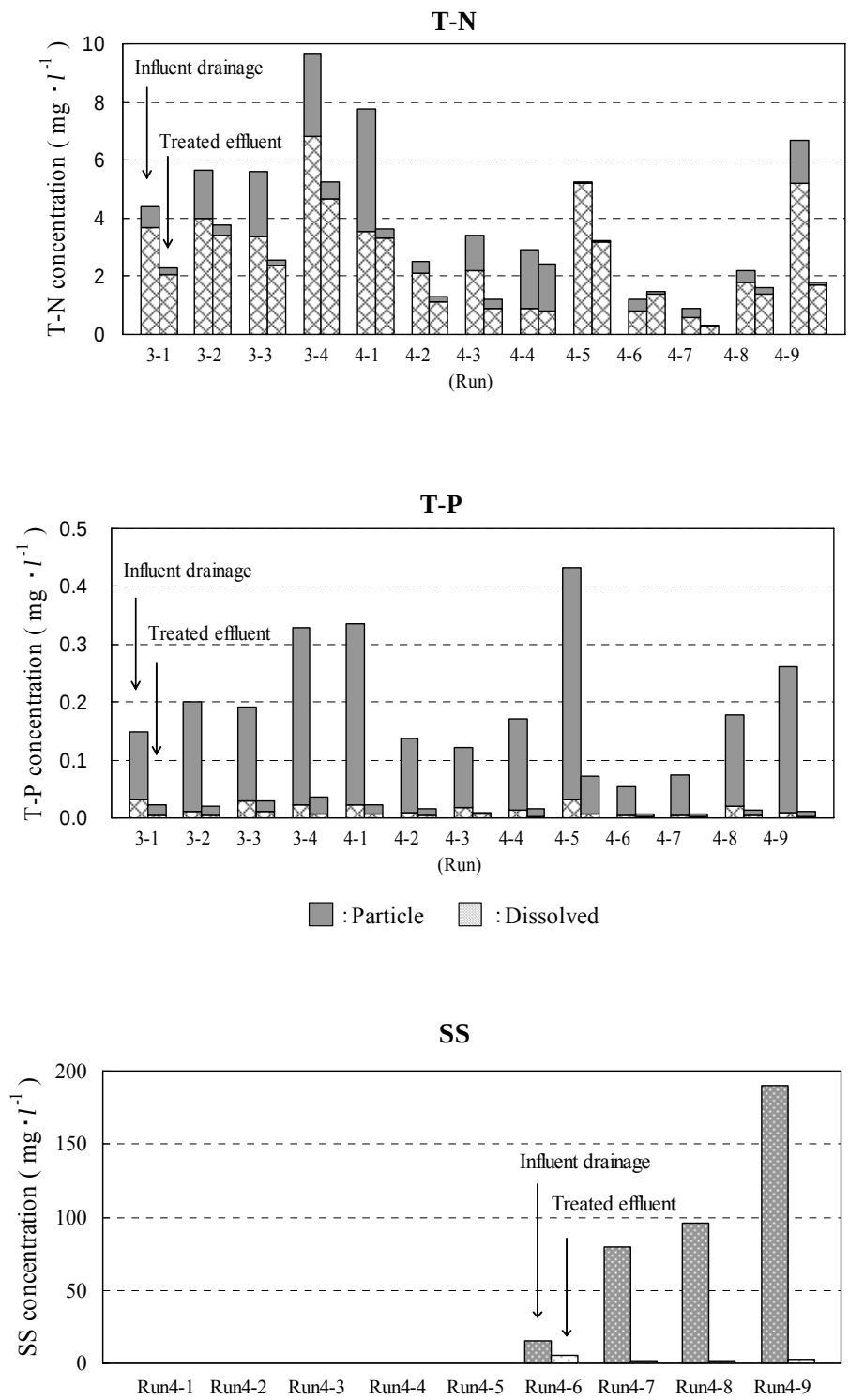


Fig. 5-2 初期フラッシュ排水と土壌浸透処理水の水質濃度の比較（2）

Run 3 および Run 4 の水質測定結果を Table 5-1 に整理した。土壌浸透処理対象の初期フラッシュ排水の平均濃度は、COD, TOC, T-N, T-P でそれぞれ 34, 28, 4.5, 0.20 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となり、粒子態成分は 20, 18, 1.4, 0.19 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、溶存態成分は 13, 10, 3.1, 0.018 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。変動係数の範囲は 44~85%となり、リンを除くと粒子態成分は溶存態成分と比較して変動係数が 30~40%大きい傾向がみられた。また、土壌浸透処理水の平均濃度は、COD, TOC, T-N, T-P でそれぞれ 9.1, 8.7, 2.4, 0.022 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となり、粒子態成分は 1.0, 1.4, 0.33, 0.017 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で、溶存態成分は 8.1, 7.3, 2.0, 0.005 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。全体の変動係数は 29~131%で、粒子態で非常にバラツキが生じた。これは、COD, TOC, リンは Run 4-5 が、窒素は Run 4-4 が他と異なる値を示したことによる。

Table 5-1 初期フラッシュ排水および土壌浸透処理水の平均水質濃度

		(mg·l ⁻¹)				
(n=13)	COD	P-COD		D-COD		
初期フラッシュ排水	34 ± 19 (56)	20 ± 16 (78)		13 ± 5.9 (44)		
土壌浸透処理水	9.1 ± 3.7 (41)	1.0 ± 1.3 (131)		8.1 ± 3.0 (37)		
(n=13)	TOC	POC		DOC		
初期フラッシュ排水	28 ± 17 (59)	18 ± 15 (82)		10 ± 4.4 (43)		
土壌浸透処理水	8.7 ± 3.2 (37)	1.4 ± 1.6 (116)		7.3 ± 2.1 (29)		
(n=13)	T-N	P-TN		D-TN		
初期フラッシュ排水	4.47 ± 2.51 (56)	1.37 ± 1.16 (85)		3.09 ± 1.84 (59)		
土壌浸透処理水	2.37 ± 1.27 (54)	0.33 ± 0.39 (120)		2.04 ± 1.23 (60)		
(n=13)	T-P	P-TP		D-TP		
初期フラッシュ排水	0.203 ± 0.105 (52)	0.185 ± 0.100 (54)		0.018 ± 0.009 (53)		
土壌浸透処理水	0.022 ± 0.017 (78)	0.017 ± 0.016 (94)		0.005 ± 0.003 (54)		
(n=4)	SS					
初期フラッシュ排水	95 ± 63 (66)					
土壌浸透処理水	3 ± 1 (41)					

() 内は変動係数を示す

5.2.2 除去特性の把握

土壌浸透処理による除去性能について水質項目別に考察する。

COD, TOC の除去機構はろ過や吸着作用により、粒子態成分で 90%以上の高い除去率が、溶存態成分で 40%の除去率が得られた。さらに、処理水 COD 濃度は 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下に低減していることから、初期フラッシュ後も高濃度が持続する路面排水中の有

機汚濁物質に対する負荷削減手法として有効な手段と考えられる。

窒素の除去は、大部分が粒子態成分であることから、土壌を構成する土粒子の物理的なろ過作用によると考えられる。土壌にはこの他、化学的なイオン交換や吸着作用および生物化学的な吸収や分解作用がある。土壌はマイナスイオンに帯電して存在しているため $\text{NH}_4\text{-N}$ はイオン交換作用によって除去される。逆に $\text{NO}_3\text{-N}$ はマイナスイオンに帯電しているため土壌での除去率は低いとされる¹⁰⁾。Fig. 5-3 は、Run 3 における窒素溶存態成分の土壌浸透前と浸透後の水質濃度を比較したものであるが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は減少し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が増加している。 $\text{NH}_4\text{-N}$ はイオン交換による除去や硝化により形態変化が起こることから、排水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ が土壌を浸透する過程で $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化したと考えられる。

リンはろ過作用による粒子態成分の捕捉以外に、土壌結晶構造によるリンの特異吸着が起こるため、溶存態成分に対しても極めて高い除去性能を示す^{11,12)}。本実験結果もリンは P-TP 91%、D-TP 72%と粒子態、溶存態ともに高い平均除去率が得られている。さらに、富栄養化現象の原因物質の一つであるリンのうち藻類に直接利用される $\text{PO}_4\text{-P}$ は、土壌浸透処理による水質濃度が $0.001\sim0.002\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と極めて低い値にまで処理可能であることが確認できた。

Run 4-6～Run 4-9 の SS 濃度結果では、土壌粒子のろ過作用や吸着作用により平均 97%の高い除去効果が確認できた。SS の除去効果は SS に吸着する重金属類や微量有害化学物質等の除去も期待できることを示唆する。

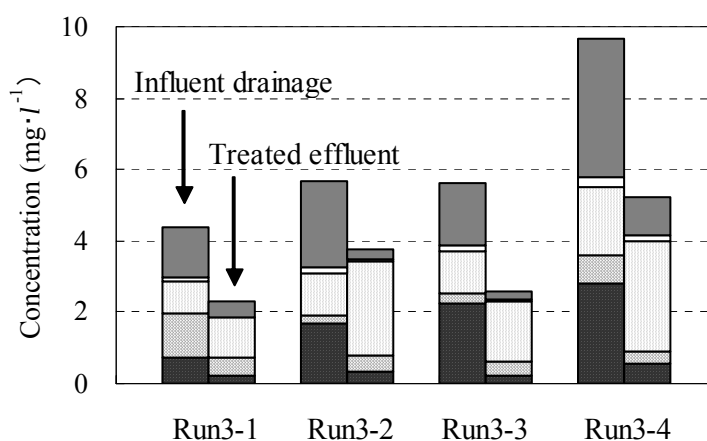


Fig. 5-3 初期フラッシュ排水と土壌浸透処理水の窒素形態別濃度変化

■ $\text{NH}_4\text{-N}$ □ $\text{NO}_2\text{-N}$ □ $\text{NO}_3\text{-N}$ ■ DON ■ P-TN

5.2.3 初期フラッシュ排水負荷削減効果の評価

初期フラッシュ排水の土壌浸透処理実証実験から、有機物や栄養塩類の汚濁負荷削減効果について評価する。まず、各調査の単位面積あたりの流入負荷量に対する土壌浸透後の流出負荷量を求めた。Run 3 は、土壌処理槽へ流入した初期フラッシュ排水の水質濃度と流量から算出した実測値を用いた。Run 4 は、直接流量を計測していないが、流入水量は装置の設計上 140 l (累加流出高約 2 mm)とし、処理水量は Run 3 にて流入水量の 95%が土壌浸透処理水として流出することから、その値を適用した。

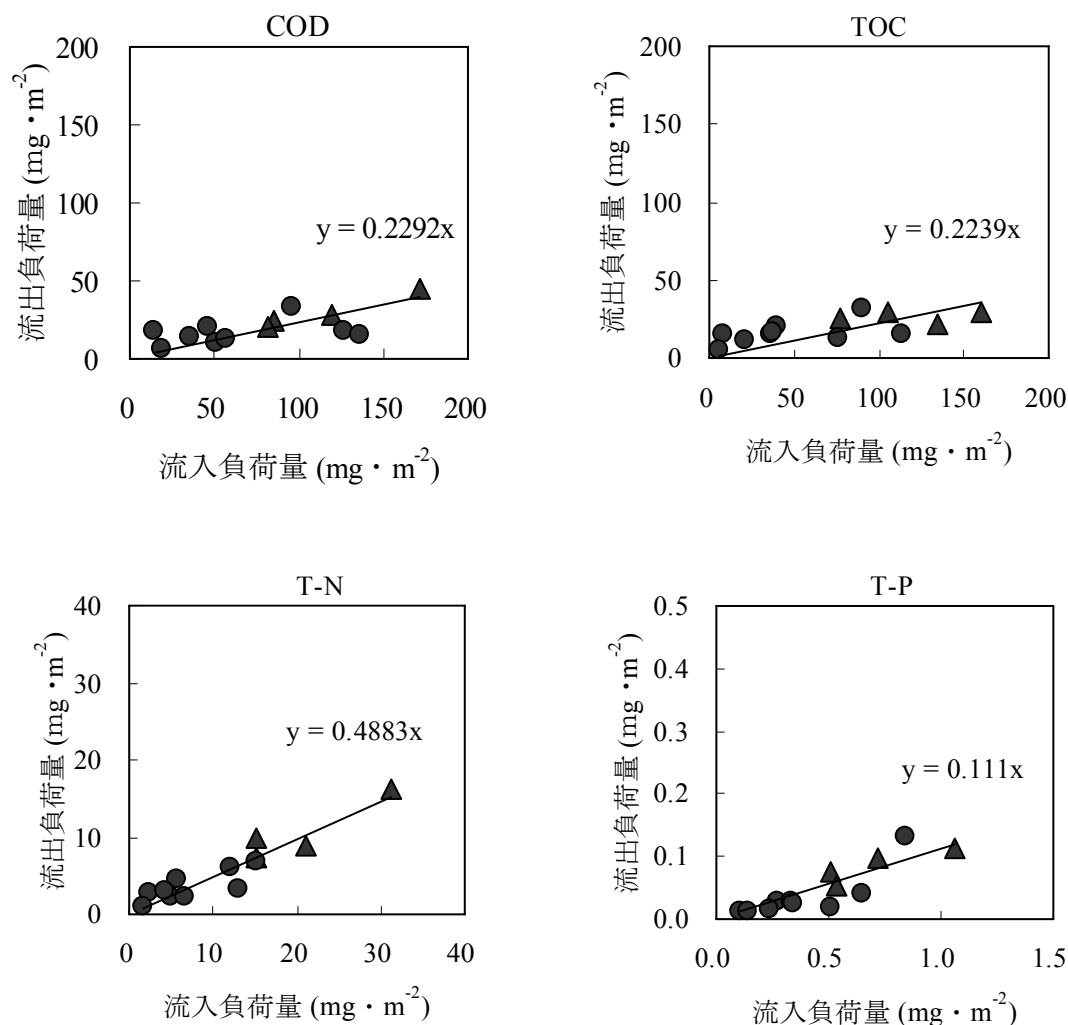


Fig. 5-4 土壌浸透処理における初期フラッシュ排水の流入負荷量および流出負荷量の関係 (n=13)

▲ : Run 3 ● : Run 4

初期フラッシュ排水の土壌浸透処理による流入負荷量と流出負荷量の関係を総量および形態別についてそれぞれ Fig. 5-4, Fig. 5-5 に示す。この図より、土壌浸透処理後の流出負荷量は、流入負荷量に比例していることが明らかとなった。Run 3 および Run 4 は、滞留時間が同じで挙動も類似していることから、両データは同様とみなし、求める式は切片 0 の一次式とした。その削減率は、Table 5-2 のとおり、COD, TOC, T-N, T-P それぞれで 77.1, 77.6, 51.2, 88.9%であった。また、各形態ごとでは溶存成分が 46.9, 43.4, 37.6, 74.3%, 粒子成分が 97.0, 93.7, 83.1, 90.5%であり、粒子態成分で高い削減効果が認められた。

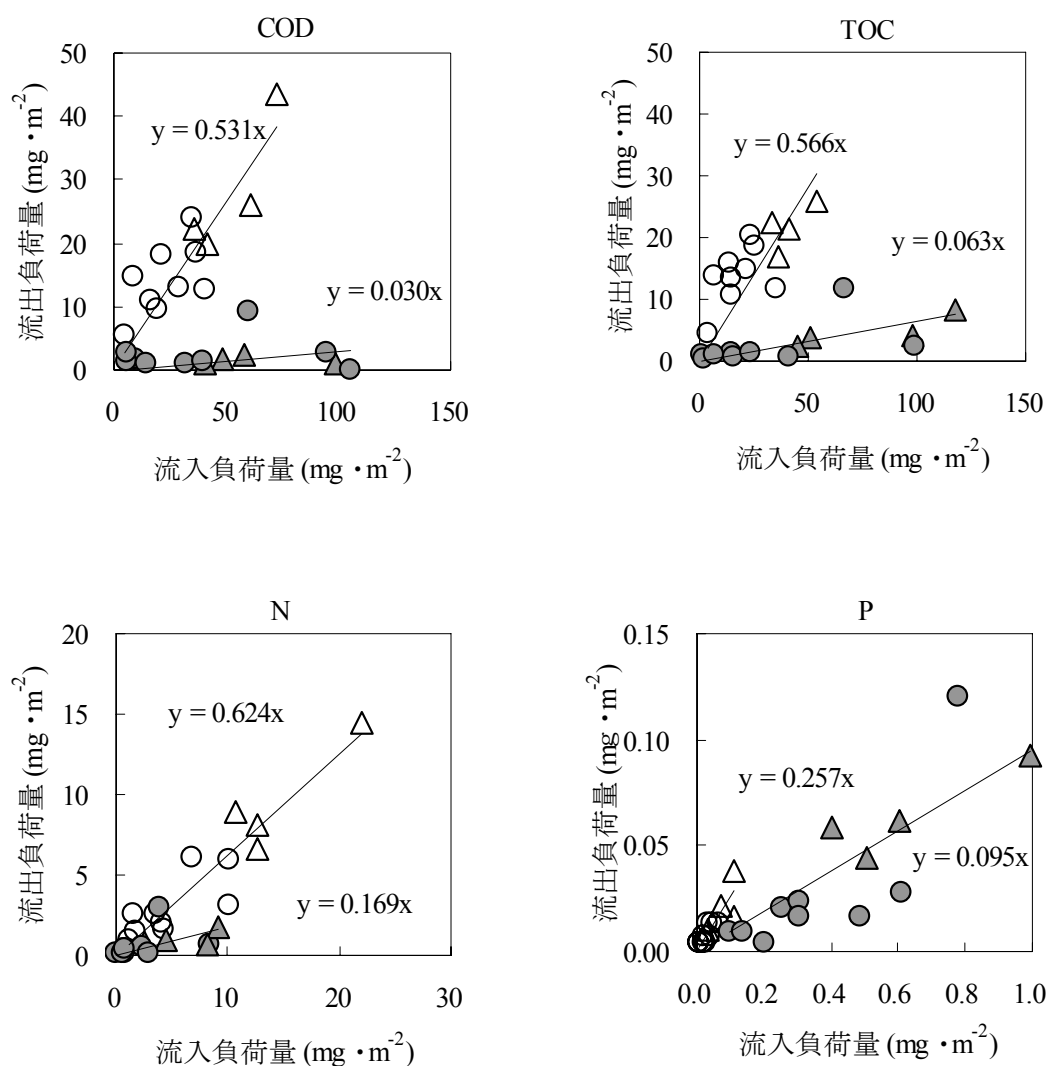


Fig. 5-5 土壌浸透処理における形態別初期フラッシュ排水の流入負荷量および流出負荷量の関係 (n=13)

Run 3 ▲ : Particle substance △ : dissolved substance
Run 4 ● : Particle substance ○ : dissolved substance

Table 5-2 初期フラッシュ排水の土壌浸透処理削減率

水質項目	削減率 (%)
P-COD	97.0
D-COD	46.9
POC	93.7
DOC	43.4
P-TN	83.1
D-TN	37.6
P-TP	90.5
D-TP	74.3

5.2.4 路面排水全負荷量からみた削減特性の評価

路面排水の水質濃度は累加流出高の増加とともに指数関数的に低下するため、初期フラッシュ排水部分の処理は効率的な負荷削減と考える。そこで、Run 1～Run 3 の路面排水の実測調査データ（n=11，Run 2-4 を除く）をもとに、初期フラッシュ排水量を累加流出高 2.0 mm の時の路面排水全量に対する初期フラッシュ排水土壌浸透処理効果を検討した。

Run 1 および Run 2 は累加流出高 2.0 mm までの負荷量を実測データから流量比で算出し、Run 3 は初期フラッシュ排水実測値を用いた。これらの負荷量に、5.2.3 で得た土壌浸透処理削減率を乗じて各々の削減量を算出した。一降雨時における路面排水全負荷量に対する初期フラッシュ排水土壌処理削減量の割合は次式によって求めた。

路面排水全負荷量に対する土壌浸透処理削減率 (%)

$$= \frac{(\text{初期フラッシュ排水負荷量} \times \text{土壌浸透処理削減率})}{\text{全路面排水負荷量}}$$

全負荷量に対する各処理削減率は 6～83%となり、各 Run や水質項目間で大きくバラツキが生じた。汚濁負荷量は降水量に影響を受けるため、降水量の大きい Run 1-1 や Run 2-6 は全路面排水負荷量が大きくなり、処理削減率が低い値を示した。Fig. 5-6 に降水量と全負荷量に対する初期フラッシュ排水の土壌浸透処理削減率の関係を示した。降水量の増加で削減比率は低下し、特に P-COD や POC、P-TP の粒子態成分ではその傾向が強く、降水量や降雨強度による影響が示唆された。路面排水中の粒子態成分は

強い降雨強度時や降水量の増加にともない掃流されるため、降雨開始から時間が経過した後も流出過程で高濃度を示す水質特性を支持する結果といえる。溶存態の COD や TOC は粒子態に比べ削減効果は低いが、降水量に関わらず概ね一定の削減効果を示し、その負荷量は初期に高く、フラッシュ後の影響は小さいものと推定できる。したがって、初期フラッシュ排水の土壌浸透処理法は、粒子態成分は降水量に影響されるものの削減率は非常に高く、また、溶存態成分も粒子態より低い安定した削減効果が得られることが明らかとなった。

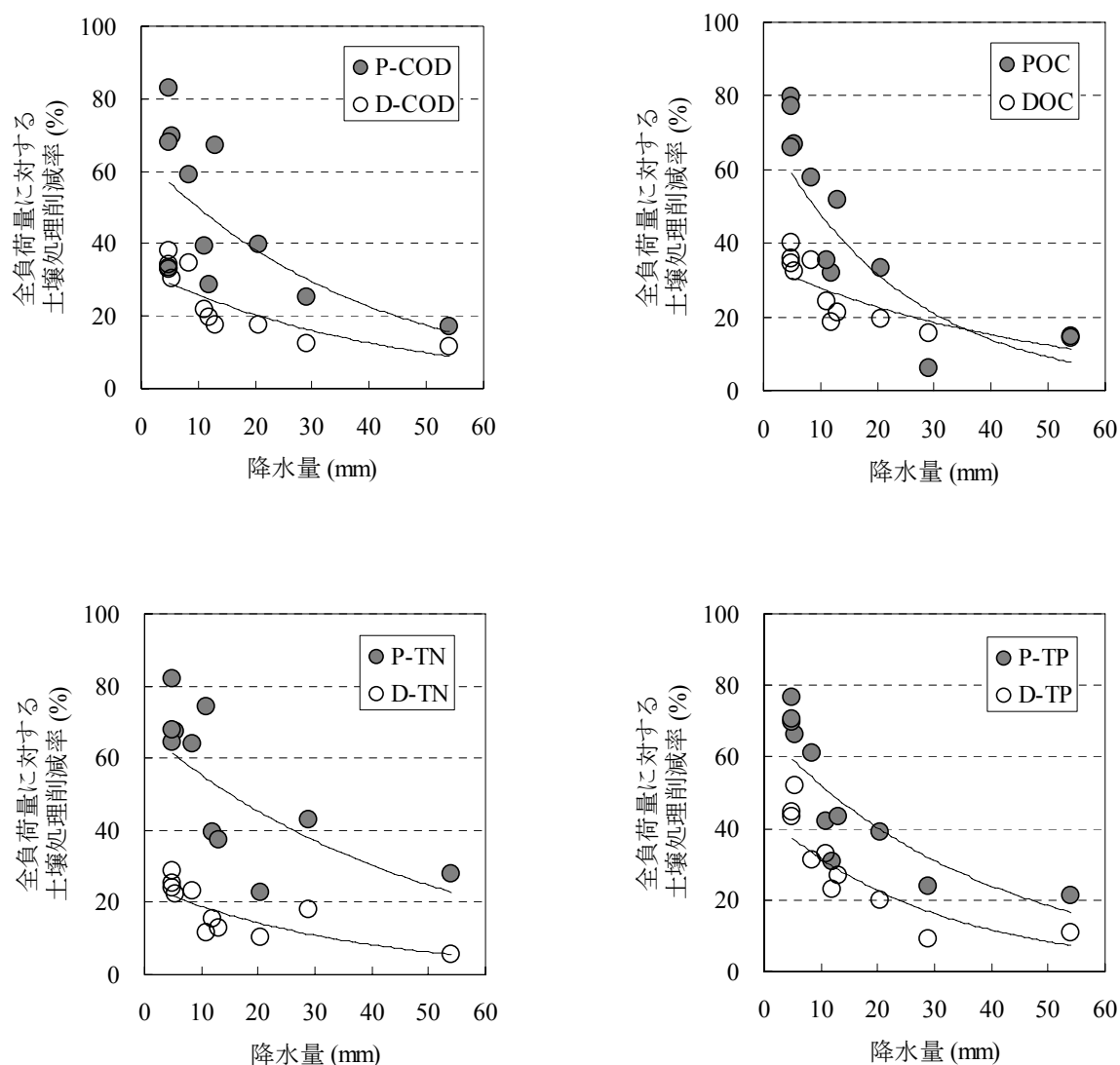


Fig. 5-6 総降水量と初期フラッシュ排水土壌削減率の関係 (n=11)

彦根気象台の気象観測データ(2000年)では1年間のうち40%が0.5 mm以上の降雨日(148日)として観測され、そのうち3.5 mm以下(およそ累加流出高2 mmに相当)の降雨日は45.3%と約5割であり、10 mm以下は7割を占める。したがって、初期フラッシュ排水の土壌浸透削減効果は、大部分の降雨に有効に発揮すると考えられる。しかしながら、粒子態か溶存態か形態により削減効果や流出挙動が異なったため、湖沼水質保全計画などで路面排水対策を講じた場合は、これらのことを考慮した詳細な対策評価が必要であると考えられる。

5.2.5 土壌浸透処理装置の実用性に向けた検討

(1) 土壌層の閉塞状況

Run 4は約3年間の実験により処理装置の運用を行った。運用開始時には装置の処理速度を流速 $0.1 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ に調整していたが、約1年経過後(2003年10月末)から徐々に処理流量が低下し、約1年半後はバルブ全開でも処理流量が得られなくなった。そこで、土壌層の閉塞原因を把握するために、充填土壌表面の堆積物を上から少しずつ掻き取りながら土壌状態の目視観察を行った。土壌層の外観は砂やゴミ、落ち葉が多く積み重なり、その下の土壌表面には粒子の細かなシルト状の黒色物質が堆積していた(Fig. 5-7)。この黒色物質は土壌層表面に1.5~2 cm程度堆積し、多いところでは5 cmである。また、黒色物質の下平均1.4 cm厚は充填土壌(マサ土)と黒色物質が混ざった混合土、それ以下の層は充填土壌のマサ土であった。土壌閉塞は土壌粒子のサイズより小さいサイズの粒子がその空隙に入り込むことによって起こる。マサ土は孔隙が少ない土壌であり、かつ、観察にて土壌層深部まで黒色物質が入り込んでいないことから、今回の閉塞はシルト状黒色物質の微細粒子によって土壌層の表面部分で発生したと考えられる。したがって上層部分のシルト状の表面堆積物と混合土の除去によって(Fig. 5-8)、処理流量を回復させた(運用約2年後の2004年9月30日に実施)。



Fig. 5-7 閉塞時の土壌処理槽



Fig. 5-8 回復作業後の土壌処理槽

(2) 処理流量の経日変化

処理流量は、実験開始から約1年間は測定していなかったが、処理流量が低下し始めた1年経過以降は、貯留部に蒸留水を流しバルブ全開による流量測定を実施した。バルブ全開以降しばらくは処理流量 $0.1 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ を維持したが、その後低下傾向がみられ閉塞に至った。回復作業直後は流量が $0.48 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ となり、マサ土の透水係数 ($1 \times 10^{-3} \sim 1 \times 10^{-4} \text{ cm} \cdot \text{sec}^{-1}$) と近い値を示した。そこで回復後の透水係数を実験開始直後の充填土壌のものと仮定して処理流量の経日変化を考察する。Fig. 5-9 は経過日数に対するバルブ全開時の流量をプロットしたものである。処理流量は設置直後に土壌間隙への水分の保持作用により約2分の1の $0.25 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ となり、その後、徐々に低下しながら約550日でほぼ閉塞すると推定される。このことから浄化性能を維持するためには、年1回程度の頻度の表面堆積物を除去する必要があると考えられた。また、実験開始から閉塞に至るまでの期間において路面排水が発生する降水量 ($1 \text{ mm} <$) は合計154回であった。この時、処理装置へ流入する初期フラッシュ排水の累加流出高は231.4 mm、集水面積全体の流量は 16.66 m^3 と計算される。Run 4の流入水中のSS平均濃度は $95.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、平均除去率は97%であることから、閉塞までの550日間に処理装置で除去されたSS量は1.54 kgとなり、閉塞が充填土壌上層の表面のみで発生していたとすると、土壌単位面積あたりのSS堆積量は $2.7 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ($75 \text{ cm} \times 75 \text{ cm}$) と推算される。

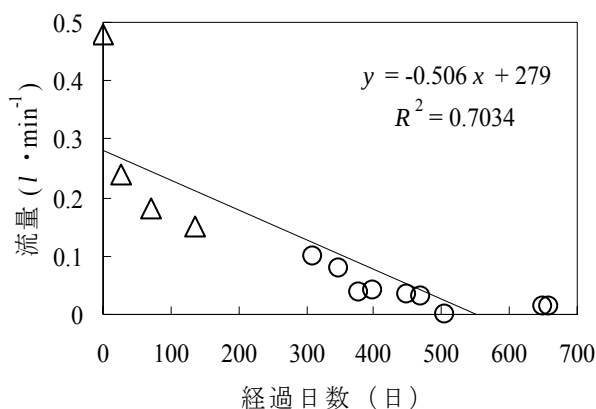


Fig. 5-9 バルブ全開時の処理水流量と経過日数の関係

(Δ : 回復作業後, ○ : 回復作業前)

(3) 運用後の充填土壌分析結果

約2年間運用後の回復作業で除去した土壌の処分方法を検討するために有害性の観点から表面堆積物の土壌分析を行った。対象項目は、土壌汚染対策法による土壌含有量基準（9項目）および土壌環境基準（溶出量基準25項目）とした¹³⁾。また、油分としてn-ヘキサン抽出物質を参考値とした。土壌分析の結果をTable 5-3に示す。分析結果では、除去した表面堆積物は土壌含有量基準および土壌環境基準をすべて満足して

Table 5-3 土壌浸透処理装置の初期充填土壌および表面堆積物の土壌分析結果

分類	物質名	単位	充填土壌	表面堆積物	環境基準等
含有試験	カドミウム	mg・kg ⁻¹	<0.1	0.4	150
	六価クロム	mg・kg ⁻¹	<3	<3	250
	シアン	mg・kg ⁻¹	<1	<1	50
	水銀	mg・kg ⁻¹	<0.02	<0.02	15
	セレン	mg・kg ⁻¹	<0.3	<0.3	150
	鉛	mg・kg ⁻¹	4	39	150
	砒素	mg・kg ⁻¹	<1.5	1.9	150
	ホウ素	mg・kg ⁻¹	<1	<1	4000
	フッ素	mg・kg ⁻¹	250	127	4000
	n-ヘキサン抽出物質	mg・l ⁻¹	9.9	5500	—
溶出試験	カドミウム	mg・l ⁻¹	<0.001	<0.001	0.05
	六価クロム	mg・l ⁻¹	<0.02	<0.02	0.05
	シアン	mg・l ⁻¹	ND	ND	検出されないこと
	水銀	mg・l ⁻¹	<0.0005	<0.0005	0.0005
	セレン	mg・l ⁻¹	<0.001	<0.001	0.01
	鉛	mg・l ⁻¹	<0.005	<0.005	0.01
	砒素	mg・l ⁻¹	<0.005	<0.005	0.01
	ホウ素	mg・l ⁻¹	<0.1	<0.1	1
	フッ素	mg・l ⁻¹	0.28	<0.08	0.8
	四塩化炭素	mg・l ⁻¹	<0.0002	<0.0002	0.002
	1,2-ジクロロエタン	mg・l ⁻¹	<0.0004	<0.0004	0.004
	1,1-ジクロロエチレン	mg・l ⁻¹	<0.002	<0.002	0.02
	シス-1,2-ジクロロエチレン	mg・l ⁻¹	<0.004	<0.004	0.04
	1,3-ジクロロプロペン	mg・l ⁻¹	<0.0002	<0.0002	0.002
	ジクロロメタン	mg・l ⁻¹	<0.002	<0.002	0.02
	テトラクロロエチレン	mg・l ⁻¹	<0.001	<0.001	0.01
	1,1,1-トリクロロエタン	mg・l ⁻¹	<0.002	<0.002	1
	1,1,2-トリクロロエタン	mg・l ⁻¹	<0.0006	<0.0006	0.006
	トリクロロエチレン	mg・l ⁻¹	<0.003	<0.003	0.03
	ベンゼン	mg・l ⁻¹	<0.001	<0.001	0.01
	シマジン	mg・l ⁻¹	<0.0003	<0.0003	0.003
	チオベンカルブ	mg・l ⁻¹	<0.002	<0.002	0.02
	チウラム	mg・l ⁻¹	<0.0006	<0.0006	0.006
	P C B	mg・l ⁻¹	ND	ND	検出されないこと
	有機リン	mg・l ⁻¹	ND	ND	検出されないこと
	n-ヘキサン抽出物質	mg・l ⁻¹	<0.5	<0.5	—

いたが、Cd, Pb, As, n-ヘキサン抽出物質は、初期に充填した土壌より高い値となり、とくに Pb は $39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (初期充填土壌の 10 倍), n-ヘキサン抽出物質は $5500 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (初期充填土壌の 550 倍)と極めて高い値である。本結果は、Pb は自動車走行に伴い自動車の鉛製品が摩耗し道路排水中に流出するという新矢ら^{14,15)}の報告や、粒径区分した幹線道路塵埃の粗粒子に Pb が吸着している村上ら¹⁶⁾の報告を裏付け、処理装置は重金属類を表面堆積物として除去していたことを示す。しかしながら、基準を満足しても村上らが指摘するように有害物質の溶出の可能性が考えられるため、除去した土壌は産業廃棄物として処分することが望ましいと考えられた。

(4) 土壌浸透処理装置の改善策

土壌浸透処理装置は、閉塞回避のために年 1 回の土壌層表面の薄層除去の必要性が明らかとなり、実用化に向けては維持管理方法に課題が残った。今回使用した土壌はコスト面や入手の容易さからマサ土を使用したがる、マサ土は目詰まりしやすい土壌である。そのため、団粒構造を持ち透水係数の高い土壌を選択することも一案である。このような土壌は園芸に多く用いられており、今後は沿道の植栽部を浄化部として利用することも視野に入れた施設の簡略化・改良の検討が有用であるとする。

また、本装置のような土壌表面上の湛水による浸透方式は、他の研究報告¹⁷⁾から閉塞が早く起こることを確認している。閉塞までの期間をできる限り長く保つためには、分水した初期フラッシュ排水の土壌層への流入方法の工夫や、土壌層の前段に泥溜の附設や砕石による捕捉などによって目詰まりの原因となる SS 成分を低減することも必要である。

5.3 路面排水浄化効果把握のための土壌浸透処理実験

5.3.1 透水性舗装での土壌浸透処理実験の水質測定結果

5.2 では初期フラッシュ排水を土壌浸透処理対象とした処理装置の実用性、浄化性能および実用化の観点から検討した。一方、道路事業として展開されている透水性舗装は、浄化手法として路面排水を路床である土壌へ浸透させることから、同じ効果が得られると考えられる。そこで透水性舗装が施工された駐車場内での実験から、路面排水の土壌浸透による水質浄化効果について把握した。Run 5 の 14 降雨における土壌浸透前水（路盤下）と土壌浸透後水（土壌下 0.5 m）の水質測定結果を Table 5-4, Fig. 5-10, Fig. 5-11 に示す。土壌浸透前の平均水質濃度は、COD, TOC, T-N, T-P それぞれ $9.1, 6.6, 1.8, 0.05 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で、各形態ごとでは粒子成分が $1.1, 1.0, 0.2, 0.05 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、溶存成分が $8.0, 5.6, 1.6, 0.004 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で、SS は $17 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。これら水質結果を 5.2 の Run 3 および Run 4 の初期フラッシュ排水濃度と比較すると、SS や各種水質の粒子態成分で低い値を示した。これは本実験場所が、自動車の走行時に発生するタイヤの摩耗、粉じんや付着土砂の落下等の直接的影響が比較的少ない駐車場内で実施したことによるものと考えられる。Table 2-5 の土地利用形態別 SS 汚濁負荷量が駐車場で高密度住居地域と同等、高速道路の 2 分の 1 であったことから、本調査結果はこれを支持している。すなわち、SS や粒子態成分の汚濁負荷が自動車の走行時に発生することを示唆している。

Table 5-4 土壌浸透前後の平均水質濃度

(mg・l ⁻¹)					
(n=14)	COD		P-COD		D-COD
土壌浸透前水	9.1 ± 3.7	(41)	1.1 ± 0.7	(64)	8.0 ± 3.6 (45)
土壌浸透後水	3.3 ± 1.5	(46)	0.5 ± 0.6	(110)	2.8 ± 1.2 (43)
(n=10)	TOC		POC		DOC
土壌浸透前水	6.6 ± 3.2	(48)	1.0 ± 1.2	(116)	5.6 ± 2.3 (41)
土壌浸透後水	3.2 ± 0.7	(23)	0.4 ± 0.2	(44)	2.9 ± 0.8 (27)
(n=14)	T-N		P-TN		D-TN
土壌浸透前水	1.77 ± 2.02	(2)	0.20 ± 0.18	(88)	1.61 ± 1.87 (116)
土壌浸透後水	2.52 ± 1.79	(71)	0.49 ± 0.90	(184)	2.19 ± 1.66 (76)
(n=14)	T-P		P-TP		D-TP
土壌浸透前水	0.054 ± 0.032	(59)	0.050 ± 0.032	(65)	0.004 ± 0.002 (59)
土壌浸透後水	0.018 ± 0.015	(82)	0.014 ± 0.016	(118)	0.004 ± 0.005 (119)
(n=14)	SS				
土壌浸透前水	17 ± 17	(104)			
土壌浸透後水	4 ± 11	(265)			

() 内は変動係数を示す

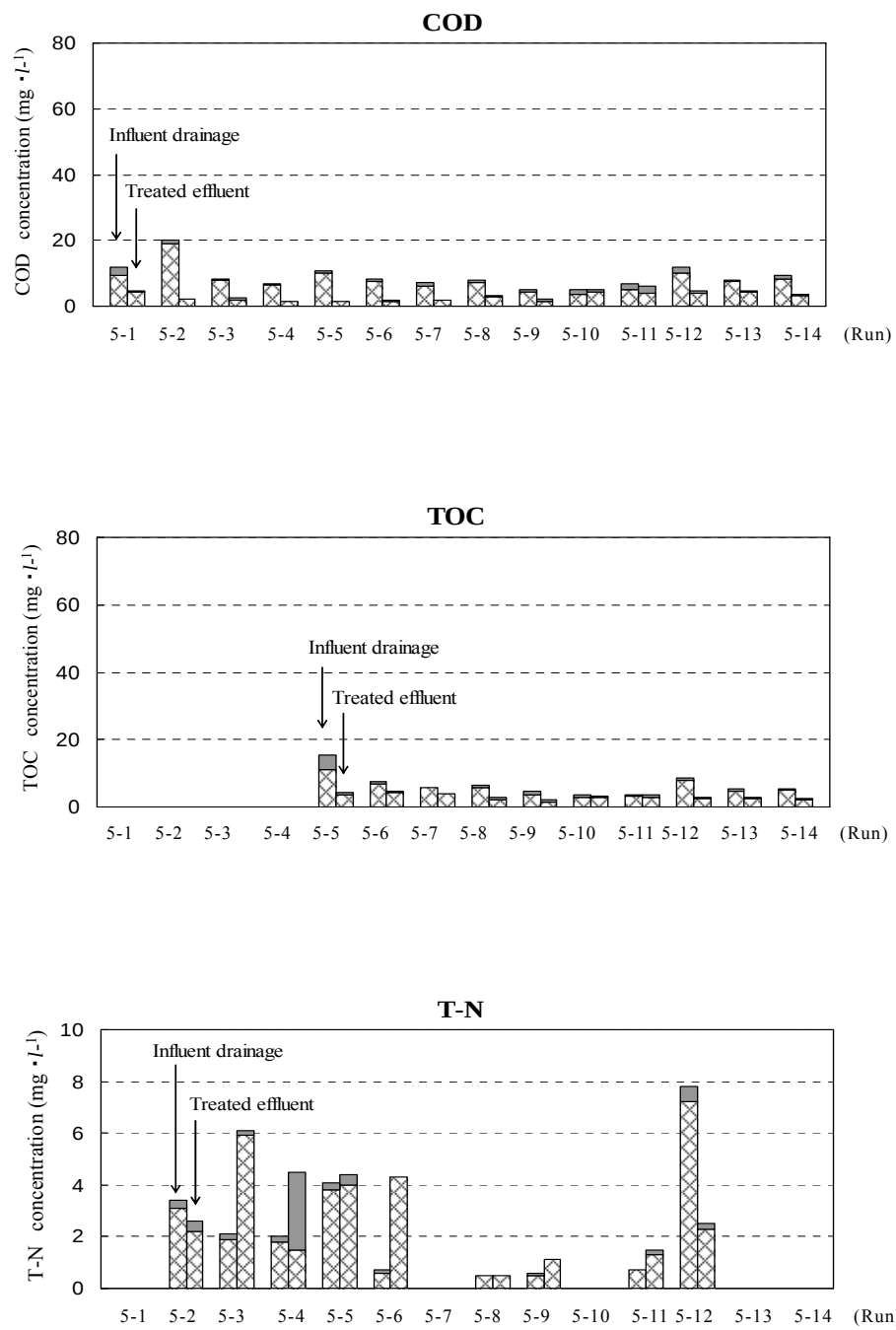


Fig. 5-10 土壌浸透前と土壌浸透後の水質濃度の比較（1）

■ : Particle ▨ : Dissolved

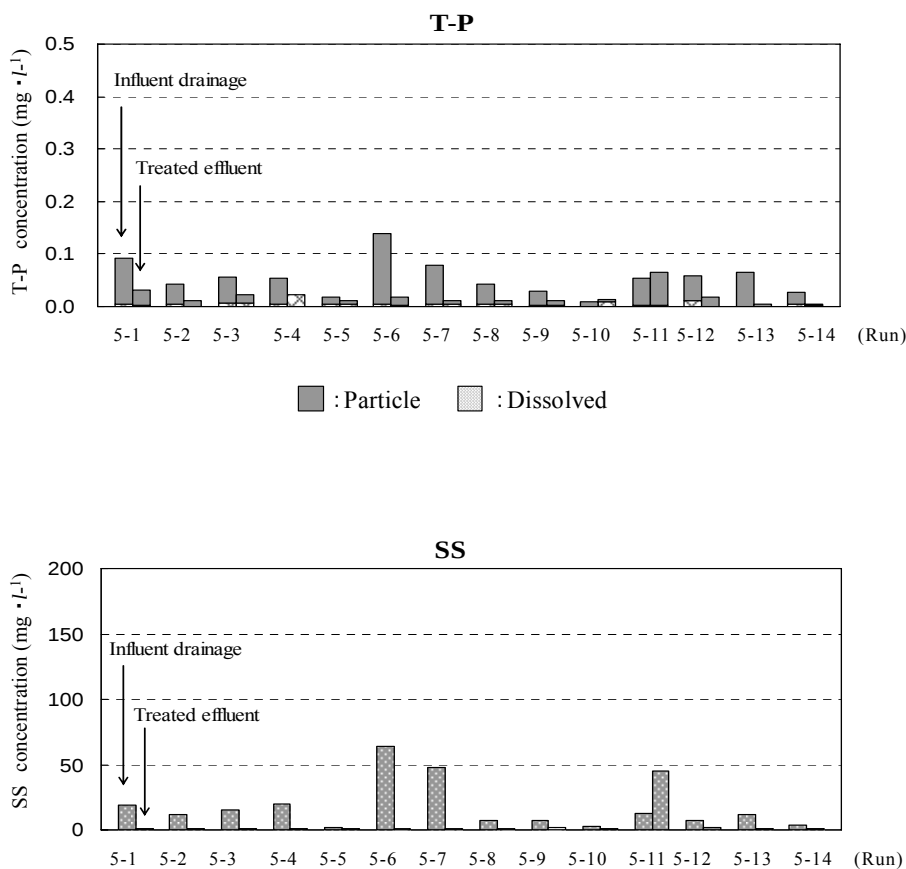


Fig. 5-11 土壌浸透前と土壌浸透後の水質濃度の比較（2）

溶存態成分は土壌浸透処理実験の測定結果と同様な値を示した。本駐車場内を利用する自動車台数は不明であるが、自動販売機の売れ行き実態の聞き取りによると1日1,000人程度が利用し、実験場所が建物の入口にあるため自動車の往来が多いと推察される。また深夜には大型車輦が実験場所周辺でエンジンをかけたまま停泊する状況がよくみられた。このような状況から溶存態成分の寄与に自動車の排ガスが影響していると考えられる。

土壌浸透後の平均水質濃度は、COD, TOC, T-N, T-Pそれぞれ3.3, 3.2, 0.4, 0.01 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。各形態ごとでは粒子成分が0.5, 0.4, 0.5, 0.01 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 溶存成分が2.8, 2.9, 2.2, 0.004 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となった。水質浄化性能は、粒子態成分は路面排水調査結果と同様、SSおよびP-TPで土壌粒子のろ過効果や吸着効果による70%以上の高い除去率が得られた。P-COD, POCは、土壌浸透前の水質濃度が低いことから除去率は50～60%台であったが、土壌浸透後は0.5 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度となり浄化効果は得られていると

考えられる。また、D-COD、DOC の土壌浸透前水の濃度は、路面排水の平均濃度と同様な値にも関わらず、土壌浸透後の水質濃度は 2.8, 2.9 $\text{mg}\cdot\text{l}$ と極めて低い値が得られた。道路全面で排水を土壌に浸透させる透水性舗装の場合、単位面積あたりに流入する路面排水の汚濁負荷量は低い。そのため負荷削減率は低下するが、浸透後の水質結果から低濃度の負荷に対しても削減効果が期待できると考えられる。

5.3.2 土壌浸透による水質浄化特性

Run 3, Run 4 および Run 5 の水質調査結果から、土壌浸透の水質浄化性能について評価する。土壌浸透前と土壌浸透後の水質濃度の関係を Fig. 5-12 に示す。粒子態成分の浸透後の水質は、一定の低濃度となる傾向がみられ、土壌浸透前の濃度の大小に関わらず、安定した処理水が得られることがわかった。溶存態成分は、窒素を除く浸透前の水質濃度と浸透後の水質濃度が比例関係となり、浸透前濃度が高い場合は浸透後も高濃度を示すことが明らかとなった。溶存態窒素は、浸透前と浸透後で変化しないか、むしろ増加する傾向がみられ、低濃度でも浄化効果は得られなかった。土壌浸透による水質浄化効果は、リンでは 90%以上が粒子態成分で存在するため、流入水質に関わらず安定した除去率が得られる。また、COD、TOC は溶存態が 30~40%存在するため、浸透後の水質は流入する溶存態成分の濃度に影響を受けると考えられた。しかしながら、窒素は土壌浸透による浄化手法では除去性能が充分得られず、特に溶存態成分は他の削減手法や対策を検討する必要性が明確となった。

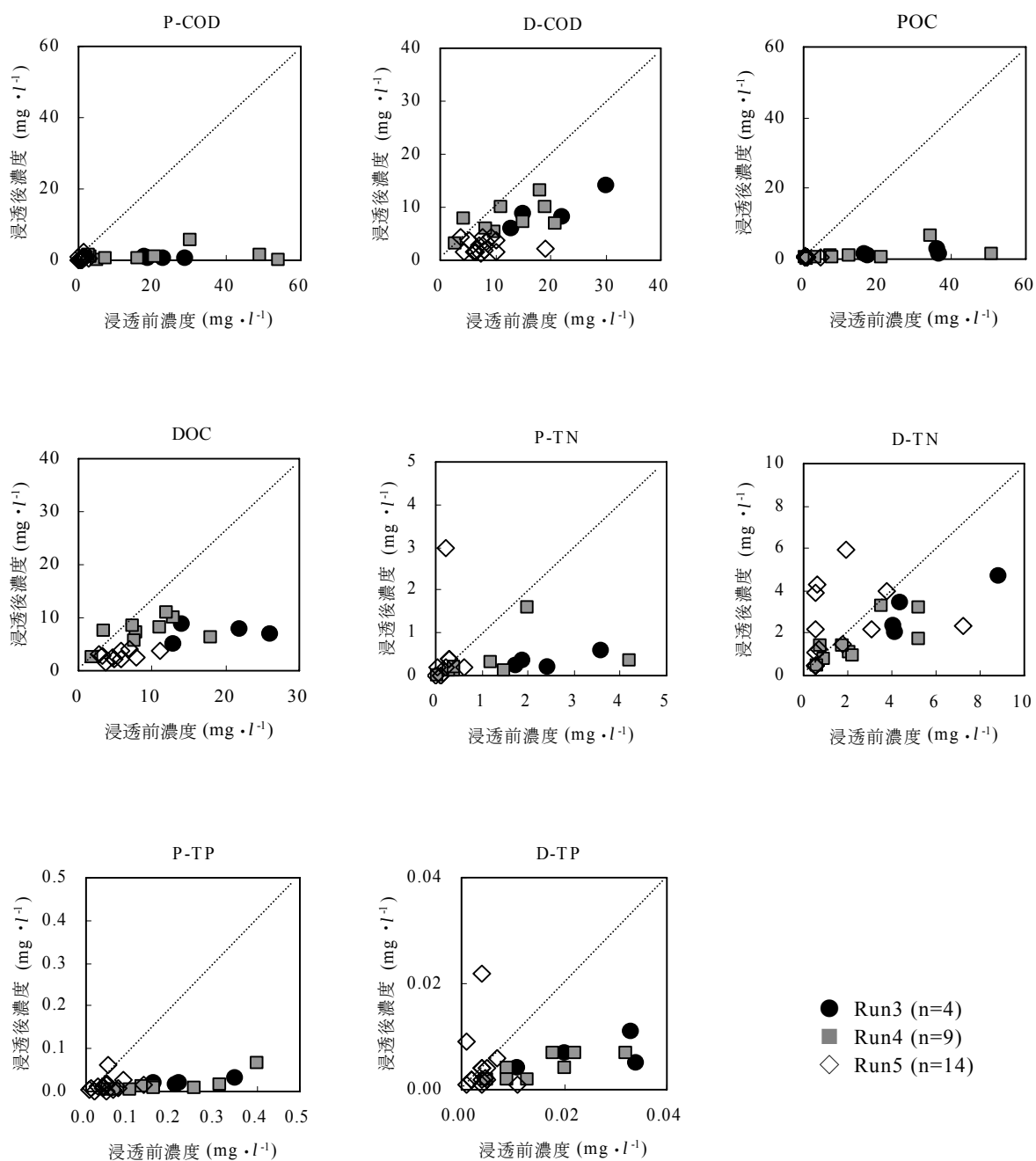


Fig. 5-12 土壌浸透前と土壌浸透後の水質濃度の関係

5.4 道路堆積物汚濁負荷量把握のための道路塵埃調査

5.4.1 道路塵埃含有水の水質測定結果

滋賀県内国道の路面清掃にて収集された道路塵埃の含有水水質測定結果は Table 5-5 に示すとおりである。主な水質項目の平均濃度は、COD $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (D-COD $1.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, P-COD $19\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), TOC $36\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (DOC $0.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, POC $35\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), T-N $0.63\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (D-TN $0.21\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, P-TN $0.42\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), T-P $0.20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (D-TP $0.02\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, P-TP $0.19\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), SS $405\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。各種水質については主に以下のことが示された。

- ① 塵埃含有水中の COD 濃度レベルは高く、路面排水の平均濃度と同様で下水処理場の放流水質目標値($10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$; 湖南中部浄化センター)を超えていた。
- ② 溶存態成分の占める割合が大きい T-N は路面排水より全般的に低濃度であった。
- ③ T-P は路面排水と同様なレベルを示した。
- ④ 重金属の Zn や Pb は水質汚濁に係る環境基準を超える濃度で検出されており、特に Zn では、基準の 10 倍以上の値を示す路線もあった。Zn や Pb は、自動車用メッキ鋼板や自動車部品に使用されており、道路走行中の摩耗や剥がれなどによって落下するため高い濃度を示したと考えられる。
- ⑤ 大腸菌群数は、市街地より山間のバイパスなど小動物が出現する路線で高い値を示す傾向がみられた。

道路塵埃含有水の水質濃度は COD や T-P で高く、路面排水と同様な値となった。SS 濃度は同等もしくはそれより高い値であり、路面清掃が SS 除去に対する効果の有用性を示唆している。さらに、重金属類も除去されていることから、負荷削減効果があると考えられる。また、大腸菌群数は $790\sim 7900\text{MPN}\cdot 100\text{ml}^{-1}$ (Line A-2 を除く) と高い値を示し、小動物等の汚染実態が明らかとなった。小動物の大腸菌汚染は米国でノンポイント汚染源として指摘されており^{18,19)}、日本でも今後問題になると考えられる。

一方、各種水質の溶存態成分の濃度は、大部分の項目で路面排水と比べ極めて低い値であった。和田ら²⁰⁾は、路面清掃は粗大塵収集には優れているが、路面堆積土砂の粒子径が小さいものは収集できないと報告し、付着性汚濁物質の除去効果は少ないと指摘している。しかし、路面排水の水質特性の考察から、路面排水として流出する時の形態特性は、COD, TOC は溶存態が 50%程度、窒素は 75%が溶存態であり、付着性以外の要因も考えられる。一般に路面清掃車による清掃は、路面清掃車の先行に防塵として散水車が走行するため、散水時に溶存態成分が流出し、結果的に収集塵埃中の濃度が低くなったと考えられる。すなわち路面清掃車による清掃は、密粒舗装のような路面が不浸透域の場合、散水によって雨天時と同様な状況となり、付着性の低い溶存態成分は排水路等へ流出することが推察される。このことは、SS を主とする粒子態成分の除去に非常に有用な路面清掃が、間接的な水質汚濁の原因となる可能性を示唆しており、道路維持管理と水環境保全の両面から総合的な事業として展開する必要があると考えられる。

Table 5-5 道路塵埃含有水の水質濃度測定結果 (n=3~9)

	A-1	B-1	C-1	A-2	D-1	E-1	F-1	G-1	B-2
Sampling date	2003/2/18	2003/2/20	2003/2/19	2004/11/16	2004/12/13	2004/12/20	2005/12/12	2006/2/8	2006/2/21
Road cleanup kilometers	22.6km	29.6km	19.6km	22.6km	29.8km	25.2km	24.1km	20.0km	29.6km
Dust level	—	—	—	4.88m ³	4.88m ³	4.54m ³	2.92m ³	2.24m ³	11.9m ³
Sweeping Passes per Year	5	1	2	5	2	2	4	4	2
単位体積重量 g-dry·cm ⁻³	—	—	—	—	—	—	1.492	1.764	1.615
含水率 %	—	—	—	—	—	—	6.3	4.9	14.6
COD mg·l ⁻¹	17	16	35	19	19	28	19	10	19
D-COD mg·l ⁻¹	—	—	—	0.6	1.6	1.1	1.4	0.5	0.8
P-COD mg·l ⁻¹	—	—	—	18	17	27	18	10	18
TOC mg·l ⁻¹	—	—	—	—	—	—	42	18	47
DOC mg·l ⁻¹	—	—	—	0.5	0.7	0.5	1.0	0.9	0.8
POC mg·l ⁻¹	—	—	—	—	—	—	41	17	46
T-N mg·l ⁻¹	0.50	0.54	0.55	0.36	0.47	0.44	1.1	0.63	1.1
D-TN mg·l ⁻¹	—	—	—	0.19	0.27	0.32	0.21	0.13	0.15
NH ₄ -N mg·l ⁻¹	—	—	—	—	—	—	0.02	<0.01	0.01
NO ₂ -N+NO ₃ -N mg·l ⁻¹	—	—	—	<0.01	<0.01	0.01	0.01	<0.01	<0.01
P-TN mg·l ⁻¹	—	—	—	0.17	0.20	0.12	0.89	0.50	0.95
T-P mg·l ⁻¹	0.310	0.150	0.190	0.110	0.140	0.330	0.310	0.100	0.200
D-TP mg·l ⁻¹	—	—	—	0.016	0.005	0.030	0.019	0.014	0.017
P-TP mg·l ⁻¹	—	—	—	0.094	0.135	0.300	0.291	0.086	0.183
SS mg·l ⁻¹	570	510	540	590	300	670	250	99	120
n-Hex mg·l ⁻¹	—	—	—	2.8	3.6	3.9	1.8	1.2	1.4
Cu mg·l ⁻¹	—	—	—	0.04	0.04	0.07	0.04	0.02	0.03
Zn mg·l ⁻¹	—	—	—	0.08	0.07	0.04	0.45	0.16	0.26
Cr mg·l ⁻¹	—	—	—	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Pb mg·l ⁻¹	—	—	—	0.023	0.021	0.035	0.062	0.010	0.023
As mg·l ⁻¹	—	—	—	0.001	<0.001	0.002	0.004	0.001	0.002
溶解性鉄 mg·l ⁻¹	—	—	—	0.07	0.06	0.18	0.26	0.31	0.24
大腸菌群数 MPN·100ml ⁻¹	—	—	—	<2	4900	790	7900	4900	2400

* Average Daily Traffic on Weekdays (a.m.7:00-p.m.7:00), 1999 Road Traffic Census

5.4.2 路面清掃による負荷削減効果の評価

路面清掃による COD, TOC, T-N, T-P および SS の負荷削減効果について試算した。計算にあたっては各調査の濃度に大きな差異はみられないため、平均値を用いた。測定結果平均値より単位体積重量 $1.6 \text{ g-dry} \cdot \text{cm}^{-3}$ 、塵埃の含水率 8.6% の場合、0.5 w/v% の 1 l 中の塵埃量は 2.875 cm^3 となる。また、清掃 1 回あたりの塵埃量は、Line A ～Line G の調査結果では道路や清掃時期によって差が生じ、とくに冬季調査の Line B-2 では、雪の捕捉効果によって塵埃量が多い結果となったため、路面清掃実績値を用いた。

まず、清掃 1 回あたりの収集塵埃量平均 3.36 m^3 (平成 16 年度実績) より除去量を算出し、滋賀県内国道の路面清掃による年間塵埃除去量を求めた。次に、国道の年間清掃塵埃除去量 $245.9 \text{ m}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ 、清掃延長距離 1662.4 km (平成 16 年度実績) から、道路清掃車による清掃幅を 3 m とし清掃面積 4.99 km^2 を求め、単位面積あたりの除去量を試算した。

Table 5-6 路面清掃による年間塵埃除去量

項目	平均濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	清掃 1 回あたりの 塵埃除去量 (kg)	年間清掃 塵埃除去量 ($\text{kg} \cdot \text{year}^{-1}$)	年間単位面積あたりの 清掃塵埃除去量 ($\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$)
COD	20.2	24	1730	347
D-COD	1.0	1.2	86	17.1
P-COD	19.2	22	1,644	330
TOC	35.4	41	3028	607
DOC	0.7	0.9	63	12.6
POC	34.7	40	2,965	595
T-N	0.63	0.74	54	10.8
D-TN	0.21	0.25	18	3.63
P-TN	0.42	0.49	36	7.21
T-P	0.204	0.24	17	3.51
D-TP	0.017	0.02	1.4	0.29
P-TP	0.188	0.22	16	3.22
SS	405	473	34,678	6,953

塵埃除去量の算出結果は Table 5-6 のとおりである。路面清掃 1 回あたりの塵埃除去量は、COD 24 kg, TOC 41 kg, T-N 0.74 kg, T-P 0.24 kg, SS 470 kg となった。ま

た、年間あたりの清掃塵埃除去量は、COD $350 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ 、TOC $610 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ 、T-N $11 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ 、T-P $3.5 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ 、SS $7,000 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ と試算できた。形態別では各項目とも粒子態成分が溶存態成分より 2~40 倍高い。溶存態成分は前述に指摘した原因によると推測されるが、SS や粒子態成分については除去効果が非常に高く、5.2.5 で試算した処理装置の年間 SS 除去量の 2 分の 1 に匹敵する。このことは、土壌浸透の閉塞原因となる SS や粒子成分の除去に対して有効と推察されることから、路面排水処理施設の維持管理にも寄与できると思われる。

また、重金属類は、Zn や Pb が環境基準を超える濃度で検出された。これらは既往報告から高い溶出濃度で検出されることが明らかであり¹⁶⁾、路面清掃が重金属類に対して有効な除去方法と考えられる。さらに、病原性微生物の指標である大腸菌群も除去可能である。したがって、路面清掃は有害物質による水生生物の環境保護や小動物の水質汚染対策の観点からも直接的な削減手法となりうると考えられる。現在、滋賀県内国道の年間清掃頻度は平均 2.4 回である。実施あたっては溶存態に対する除去性能向上など改善点はあるが、本結果は水質保全対策の有用な手段として積極的に事業を推進する必要性を示している。

5.5 結語

本章では、路面排水の汚濁負荷削減を目的として、土壌浸透処理実験を実施し、その結果を通じて、初期フラッシュ排水の負荷削減効果や土壌浸透の水質浄化性能を評価した。さらに汚濁源となる路面清掃についても水質保全の観点から評価を試みた。

第2節では初期フラッシュ排水の土壌浸透処理実験結果などから、負荷削減効果の評価などを行い、以下の成果を得た。

- 1) 土壌浸透処理は粒子態成分で高い除去効果がみられた。
- 2) 排水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は土壌浸透過程で硝化され $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化する。しかし、窒素はその大部分が粒子態成分の除去であり、溶存態成分は他の削減手法や対策を検討する必要がある。
- 3) リンは各形態別でも高い除去率が得られ、極めて低濃度に処理可能である。
- 4) 初期フラッシュ排水の土壌浸透処理削減率は、COD、TOC、T-N、T-P でそれぞれ 77、78、51、89%であり、各形態ごとでは溶存成分が 47、43、38、74%、粒子成分が 97、94、83、91%であり、粒子態成分で高い削減率が認められた。しかしながら、粒子態か溶存態か形態により削減効果や流出挙動が異なることが明らかとなった。
- 5) 土壌浸透処理装置は、目詰まり回避のために年1回の土壌層の表面除去の必要性が明らかとなり、実用化に向けては維持管理方法に課題が残った。閉塞までの期間をできる限り長く保つには、目詰まりの原因となる SS 成分を土壌浸透の前段階で低減することや流入方法の工夫が必要である。

第3節では、2節の結果および透水性舗装による実験結果に基づき、土壌浸透によ

る水質浄化効果の解析を行い、以下の成果を得た。

- 6) 土壌浸透処理によって COD 濃度は $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下となり、高い濃度を示す路面排水の有機物負荷削減に有効な対策手法と考えられる。
- 7) 土壌浸透後の水質濃度は、粒子態成分で一定の低濃度となるが、溶存態成分は浸透前濃度に比例する。

さらに、第4節では道路塵埃調査から路面排水への汚濁寄与および路面清掃による年間負荷削減量の評価を試み、以下の成果を得た。

- 8) 路面清掃による年間あたりの塵埃除去量は、COD, TOC, T-N, T-P, SS でそれぞれ 350, 610, 11, 3.5, $7,000 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ と試算でき、いずれも粒子態成分の除去効果が高かった。また、SS に吸着する有害物質、重金属類や大腸菌群も除去可能であり、維持管理や水質汚染対策の観点からも、路面清掃は直接的な削減手法となりうると考えられる。

第5章 参考文献

- 1) 國松孝男,菅原正孝編 (1998) 都市の水環境の創造,技報堂出版, 東京.
- 2) Wakatsuki T., Esumi H. and Omura S. (1993) High performance and N & P removable on-site domestic waste water treatment system by multi-soil-layering method. *Water Sci. Technol.*, 27(1), 31-40.
- 3) 廣木謙三 (1992) 水質浄化手法の概要について, HEDORO, No.53, 15-21.
- 4) 稲森悠平, 林紀男, 須藤隆一 (1990) 直接浄化法を活用した河川水からの汚濁負荷の削減, 用水と廃水, **32**(11), 22-29.
- 5) 北川明 (1989) 河川環境と水質浄化, HEDORO, No.44, 18-23.
- 6) 島谷幸宏 (1992) 河川浄化対策の新展開, HEDORO, No.56, 10-15.
- 7) 板坂浩和, 和田桂子, 堀野善司 (1999) 土壌浄化実験. 琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター成果発表会講演集, p153-167.
- 8) 堀野善司, 和田桂子, 中山繁, 板坂浩和, 春木二三男 (2000) 土壌浄化実験, 水, **42-12**(602), p26-33.
- 9) 富岡典子, 松重一夫, 矢木修身, 須藤隆一 (1988) 土壌による水質浄化 (IV) - 土壌処理による水質の長期変動 -, 国立環境研究所, No.118, 67-88.
- 10) 南條正巳 (1989) 土壌とリン酸イオンの化学的反応に関する研究, 農業環境技術研究所報告第6号, 19-73.
- 11) Wada K., Horino Y., Tainaka Y., Itasaka H. and Haruki F. (2001). Demonstration Experiment on Water Purification by Utilizing Adsorption Capacity of Soils. *The 9th International Conference on the Conservation and Management of Lakes Conference Proceedings Session 3-2*, 189-192.
- 12) 和田桂子, 田井中善雄, 春木二三男, 中村超 (2001) 土壌浄化施設における土壌浸透浄化実験, 第2回琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター成果発表会講演集, 49-54.
- 13) 環境省HP <http://www.env.go.jp/water/dojo/law/kokuji.html>
- 14) 新矢将尚, 船坂邦弘, 加田平賢史, 松井三郎 (2006) 自動車交通に起因して流出する鉛の発生源の同定, 水環境学会誌, **29**(11), 693-698.
- 15) M. Shinya, K. Tsuruho, T. Konishi and M. Ishikawa (2003) Evaluation of factors influencing diffusion of pollutant loads in urban runoff, *Water and Science and Technology*, **47**(7-8), 227-232.
- 16) 村上道夫, 中島典之, 古米弘明, 加藤勇治 (2006) 東京都内の道路塵埃中重金属類の溶出特性, 水環境学会誌, **29**(11), 731-735.
- 17) 和田桂子, 柳田英俊, 春木二三男, 中村超 (2004) 土壌浸透による水質浄化法 - 施設上部構造と通水方法の検討 -, 第38回日本水環境学会年会講演集, pp.504.
- 18) U.S. Environmental Protection Agency (1986) Quality Criteria for Water, EPA-440/5-86-001; Office of Water, Washington, DC.

- 19) Great Lakes Science Advisory Board (2000). Nonpoint Sources of Pollution to the Great Lakes Basin; *Report to the International Joint Commission*.
- 20) 和田安彦，三浦浩之（1999）市街地のノンポイント汚染源負荷対策－表面流出過程と流下過程における汚濁制御方策－，月刊下水道，**22**(8)，22-26.

第6章 路面負荷流出予測のためのモデルの構築と路面負荷の評価

6.1 概説

琵琶湖流域は、琵琶湖を取り囲むように走る道路網からの路面排水が直接流入するため、水域への影響が懸念されている。しかしながら、道路からの汚濁負荷量の定量的な予測がなされておらず、水質保全のための施策や対策効果を評価することが困難な状況にある。

一方、都市域のノンポイント負荷予測では、下水道計画や治水対策の一環として雨水制御を効果的に行うための流出解析モデルの研究が多く行われている^{1~8)}。そのなかで雨天時に道路から発生する路面負荷の堆積過程・負荷流出モデルの構築には、これまで計算モデルの作成や原単位の設定として、土木研究所が下水管路施設の合理化に関する報告書⁹⁾で実施した調査結果の値が多く研究者に引用されている¹⁰⁾。琵琶湖の湖沼水質保全計画においても同様である¹¹⁾。しかしながら、モデル構築には対象としている湖沼での調査データが望ましく、水域の汚濁機構の解析や対策の評価等の観点から必要な水質項目や形態別の把握が重要となる¹²⁾。さらに、路面排水は初期フラッシュ部分の汚濁負荷が大きいことから、負荷流出量の時間的変化を適切に捉え、量と質の面から路面系のノンポイント汚濁負荷の定量化することが、負荷削減対策の予測・評価において必須であると考ええる。

本章では、第4章、第5章の調査・実験結果および解析結果に基づき、路面排水の汚濁負荷量算出のためのモデルを構築し、雨天時路面排水の汚濁負荷量を定量的に予測し、それを琵琶湖全体に適用することを試みる。以下、第2節は、解析方法をフローで説明し、第3節では、路面排水の汚濁負荷量を予測するため堆積過程・流出過程それぞれについてモデル導出を行う。第4節では、実測値とモデルの計算値の比較から構築したモデルを検証し、各パラメータの変動要因について議論する。さらに、第5節は琵琶湖流域全体の市街地道路に適用可能なパラメータを検討し、路面排水の年間汚濁負荷量の推定を行うとともに、本研究で得られた初期フラッシュ排水の土壌浸透処理による負荷削減効果を評価する。

6.2 予測解析方法

本解析では, 4 章にて 1999 年から 2005 年にわたり実施した路面排水の実測調査(Run 1, Run 2, Run 3) を用いた。これらの気象, 流量および水質測定データから汚濁負荷流出量の予測を行った。予測解析方法のフローを Fig. 6-1 に示す。解析項目は, COD, TOC, 窒素およびリンを対象とし, 粒子態成分と溶存態成分に分けて, それぞれのモデル式を導出した。Run 1, Run 2, Run 3 の実測データとモデル計算値を比較検証し, 各パラメータから, 負荷流出パターンの把握や変動要因について考察した。さらに, 対策場所に応じたモデルの構築が重要であるため, 解析モデルから琵琶湖周辺部の都市域における雨天時路面排水の負荷流出量を予測した。同時にその初期フラッシュ排水の土壌浸透処理効果も把握することとした。

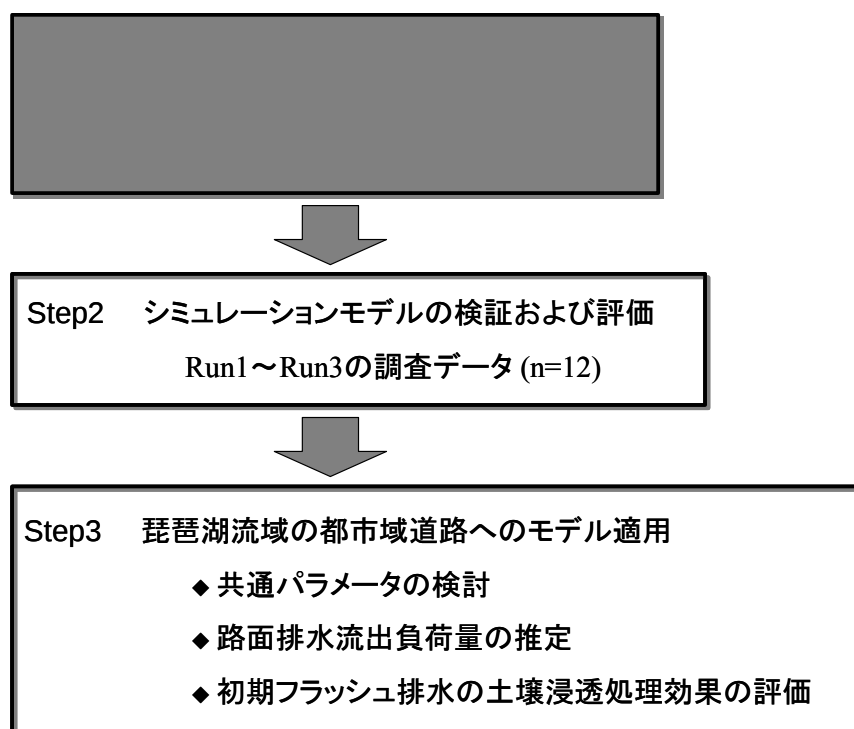


Fig. 6-1 解析フロー

6.3 負荷堆積・流出モデルの導出

これまでの路面上の堆積負荷流出モデルには、和田ら¹³⁾が、野外調査データをもとに路面及び道路側溝に堆積する汚濁物質の堆積・流出機構を解析し、負荷流出のシミュレーションモデルを導出している。そのなかで、総降水量 20 mm 程度より大きな降雨の場合には道路周辺からの汚濁物質の供給のため再現性が低いという問題点を指摘するとともに、負荷の堆積を堆積性と付着性に分けてモデル化することによって従来モデルより高い再現性が得られるよう改良した。また、肱岡ら¹⁴⁾は、分流式下水道排水区の連続降雨測定から、分布型モデルによる SS の地表面堆積負荷流出モデルの検討を行い、Sartor らが提案したモデル¹⁵⁾に限界掃流量の概念を追加することで初期フラッシュを含む流出時間変化が再現可能となることを見出している。

第4章の解析より、雨天時の流出負荷ポテンシャルは、先行晴天日数に依存し、負荷流出特性がその形態によって降水量や降雨強度に影響することが明らかとなった。すなわち、路面排水の累加汚濁負荷量は堆積量の一次反応として経時的な変化はほぼ再現できるが、その初期値である堆積負荷量の値には、先行晴天日数等の降雨直前までに堆積した路面上の堆積物量と風等による減衰因子を考慮し明確にする必要がある。さらに、降雨強度など流出時の降雨条件も勘案しなければならない。

そのため、まず初期値である堆積負荷量の値に先行晴天期間での負荷の堆積モデルを導入した。次に、雨水の流出過程は経時変化を捉えるためにタンクモデルで表現した。そして、構築したモデルから各水質項目の雨天時路面負荷量をシミュレートした。なお、雨水の流出および負荷の堆積・流出シミュレートは、任意の時間単位での積分計算の繰り返しとし、雨水流出の場合、計算単位時間内での降雨強度は一定とみなした。

6.3.1 先行晴天期間の負荷堆積モデル

単位面積当たりの路面堆積負荷量を $S(t)(\text{mg} \cdot \text{m}^{-2})$ 、晴天時の降下物(dry fall out)単位量を $D_0(\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1})$ で一定とし、風などによる路面負荷損失量が $S(t)$ に比例するものとする、晴天期間における $S(t)$ の時間変化は式(6.1)で表される。

$$\frac{dS(t)}{dt} = D_0 - k_f * S(t) \quad (6.1)$$

ここに、 t は先行晴天時間、 k_f は路面堆積負荷の損失係数である。

任意の計算単位時間 ($t=0 \sim \tau$) での路面堆積負荷量 $S(\tau)$ は、 $t=0$ での路面堆積負荷量を $S(0)$ とすると式(6.2)で表される。

$$S(\tau) = S(0) * e^{(-k_f * \tau)} + \left(\frac{D_0}{k_f}\right) * [1 - e^{(-k_f * \tau)}] \quad (6.2)$$

6.3.2 雨天時における負荷流出モデル

(1) 雨水流出モデル (タンクモデル)

路面等の不浸透流域では、遅い中間流出や基底流出は発生せず、流出成分は表面流出と早い中間流出のみとした。これらの流出成分を Fig. 6-2 に示す一段タンクモデルで表現すると、水収支は式(6.3)で表される。

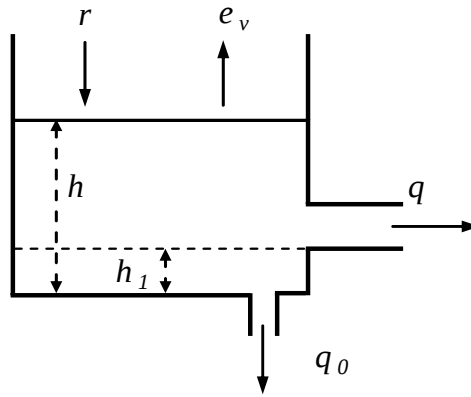


Fig. 6-2 タンクモデルの概略図

$$\frac{dh(t)}{dt} = r - e_v - q - q_0 \quad (6.3)$$

ここで、 h : 貯留高(水位)(mm), r : 降雨強度($\text{mm} \cdot \text{hr}^{-1}$), e_v : 蒸発散量($\text{mm} \cdot \text{hr}^{-1}$), q : 表面流出高($\text{mm} \cdot \text{hr}^{-1}$), q_0 : 浸透流出高($\text{mm} \cdot \text{hr}^{-1}$) である。

$e_v = 0$ とし、 k_1 : 表面流出係数(mm^{-1}), k_0 : 浸透流出係数(mm^{-1}) とすると、任意の計算単位時間 τ でのタンク貯留高 $h(t)$ は、 $h(\tau) > h_1$ の場合には式(6.4)で表される。

$$\begin{aligned} \frac{dh}{dt} &= r - q - q_0 \\ &= r - k_1 * [h(t) - h_1] - k_0 h(t) \end{aligned} \quad (6.4)$$

よって、時間 τ での貯留高 $h(\tau)$ として式(6.5)が導出され、また、累加表面流出高 $Q(\tau)$ として式(6.6)が導出される。

$$h(\tau) = \frac{r + k_1 h_1}{k_1 + k_0} * [1 - e^{-(k_1 + k_0)\tau}] + h(0) * e^{-(k_1 + k_0)\tau} \quad (6.5)$$

$$\begin{aligned} Q(\tau) &= \int_0^\tau q(t)dt = k_1 * \int_0^\tau [h(t) - h_1]dt \\ &= \frac{k_1 * [k_1 h(0) + k_0 h(0) - r - k_1 h_1]}{(k_1 + k_0)^2} * [1 - e^{-(k_1 + k_0)\tau}] + \left[\frac{k_1(r - k_0 h_1)}{k_1 + k_0} \right] * \tau \end{aligned} \quad (6.6)$$

一方、 $h(\tau) < h_1$ の時は式(6.7)で表され、貯留高 $h(\tau)$ 、累加中間流出高 $Q_0(\tau)$ として 式(6.8)、(6.9)が各々導出される。

$$\begin{aligned} \frac{dh}{dt} &= r - q_0 \\ &= r - k_0 h(t) \end{aligned} \quad (6.7)$$

$$h(\tau) = \frac{r}{k_0} * [1 - e^{(-k_0 \cdot \tau)}] + h(0) * e^{(-k_0 \cdot \tau)} \quad (6.8)$$

$$\begin{aligned} Q_0(\tau) &= \int_0^\tau q(t)dt = k_0 * \int_0^\tau h(t)dt \\ &= \left[h(0) - \frac{r}{k_0} \right] * [1 - e^{(-k_0 \cdot \tau)}] + r \cdot \tau \end{aligned} \quad (6.9)$$

なお、計算単位時間 ($t=0 \sim \tau$) 内で $h(t)$ がタンク堰高 h_1 を上下する場合があるので、その際には、 $h(t)$ が h_1 に到達する時間 t_s を導入する。

$h(t) > h_1$ の時は, t_s として式(6.10)が得られる。

$$h(t_s) = \frac{r + k_1 h_1}{k_1 + k_0} * [1 - e^{-(k_1 + k_0)t_s}] + h(0) * e^{-(k_1 + k_0)t_s} = h_1$$

$$t_s = \frac{1}{k_1 + k_0} * \ln \frac{k_1 h(0) + k_0 h(0) - r - k_1 h_1}{k_0 h_1 - r} \quad (6.10)$$

一方, $h(t) < h_1$ の時, t_s として式(6.11)が得られる。

$$h(t_s) = \frac{r}{k_0} * [1 - e^{(-k_0 t_s)}] + h(0) * e^{(-k_0 t_s)} = h_1$$

$$t_s = \frac{1}{k_0} \ln \frac{k_0 h(0) - r}{k_0 h_1 - r} \quad (6.11)$$

したがって, 下記の式にて各々の時間単位の $h(\tau)$ および $Q(\tau)$ を計算する。

※ $h(0) > h_1$ の場合

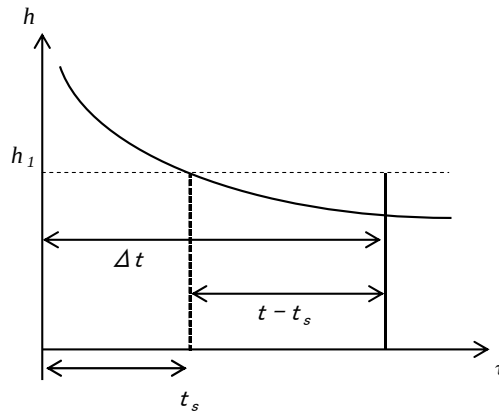


Fig. 6-3 $h(0) > h_1$ のイメージ図

$$t_s < \Delta t \quad t \leftarrow t_s \quad h(\tau) \cdots (6.5), \quad Q(\tau) \cdots (6.6)$$

$$t \leftarrow \Delta t - t_s \quad h(\tau) \cdots (6.8), \quad Q(\tau) \cdots (6.9)$$

$$t_s > \Delta t \quad \Delta t \quad h(\tau) \cdots (6.5), \quad Q(\tau) \cdots (6.6)$$

※ $h(0) < h_1$ の場合

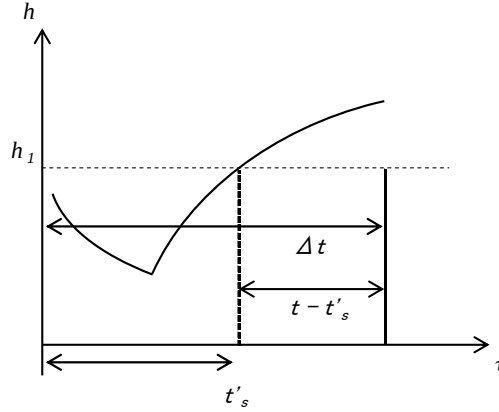


Fig. 6-4 $h(0) < h_1$ のイメージ図

$$t'_s < \Delta t \quad t \leftarrow t'_s \quad h(\tau) \cdots (6.8), \quad Q(\tau) \cdots (6.9)$$

$$t \leftarrow \Delta t - t'_s \quad h(\tau) \cdots (6.5), \quad Q(\tau) \cdots (6.6)$$

$$t'_s > \Delta t \quad \Delta t \quad h(\tau) \cdots (6.8), \quad Q(\tau) \cdots (6.9)$$

(2) 雨天時負荷流出モデル

雨天時における路面堆積負荷量 $S(t)$ が、雨水時間流出高 $dQ(t)/dt$ と $S(t)$ に比例して減少するものとしてその時間変化を式(6.12)で表すと、 $t = \tau$ での路面堆積負荷量 $S(\tau)$ は、 $t = \tau$ での累加流出高が $Q(\tau)$ の時、 $t = 0$ での路面堆積負荷量、累加流出高を各々 $S(0)$ 、 $Q(0)$ 、路面堆積負荷流出係数を k_s として式(6.13)で表される。

$$\frac{dS(t)}{dt} = -k_s * S(t) * \frac{dQ(t)}{dt} \quad (6.12)$$

$$S(\tau) = S(0) * e^{[-k_s * (Q(\tau) - Q(0))]} \quad (6.13)$$

したがって、路面堆積負荷流出量 Ls ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) は式(6.14)で表される。

$$Ls(\tau) = S(0) - S(\tau) = S(0) * \left\{ 1 - e^{[-k_s * (Q(\tau) - Q(0))]} \right\} \quad (6.14)$$

一方，雨天時には降水由来負荷(wet fall out)が路面堆積負荷量に加重されるとし，その負荷量は雨水時間流出高 $dQ(t)/dt$ と降水濃度 C に比例すると仮定すると，降水由来流出負荷量 $Lr(\tau)$ は式(6.15)で表される。

$$Lr(\tau) = [Q(\tau) - Q(0)] * C \quad (6.15)$$

したがって，雨天時の流出負荷量 $L(\tau)$ は，式(6.14)と式(6.15)の和として，式(6.16)で表される。

$$L(\tau) = Ls(\tau) + Lr(\tau) \quad (6.16)$$

6.4 負荷堆積・流出モデルの検証と考察

6.4.1 雨水流出モデルの検証と考察

雨水流出モデルは，各調査地点での各測定時間ごとに得られた路面流出量の観測値と，それに対応する時間に計算される $Q(\text{mm})$ の累加表面流出高の差の二乗和が最小となるようにパラメータを決定した。初期値は，4章の降水量と路面排水流出量の関係より，降水量の約9割が路面排水として流出することから， $h_1=0$ ， $k_0=0.1$ ， $k_1=0.9$ とした。

パラメータの算出結果を Table 6-1 に，計算値と観測値の比較を Fig. 6-5 に示す。

Table 6-1 雨水流出に関するモデルのパラメータ

	h_1 (mm)	k_0 (mm ⁻¹)	k_1 (mm ⁻¹)	r^{2*}
Run 1 (n=109)	0.000	0.525	2.139	0.994
Run 2 (n=488)	1.487	0.013	5.727	0.997
Run 3 (n=280)	0.106	0.502	2.952	0.962

* r^2 は観測値と計算値の回帰直線の決定係数

第6章 路面負荷流出予測のためのモデルの構築と路面負荷の評価

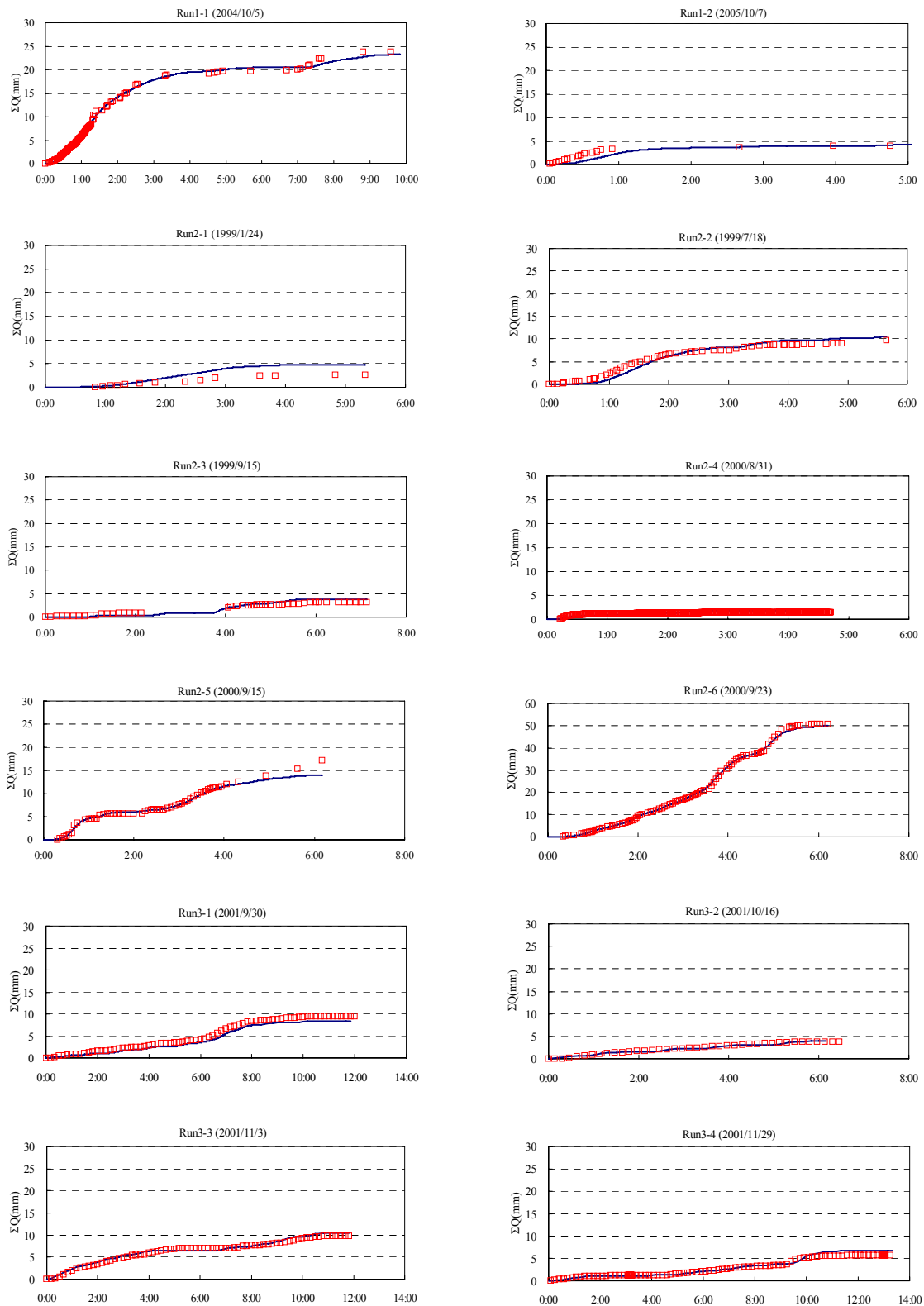


Fig. 6-5 雨水流出モデルの検証結果

□ 観測値 — 計算値 (横軸は流出開始からの経過時間)

パラメータ h_1 は、降雨観測後から路面排水として流出するまでの路面での貯留等による時間遅延を表す。Run 1 の調査を実施した St. 1 は建設されて1年経過(2004年10月時点)の道路でアスファルト舗装面も新しい。一方、St. 2, St. 3 は路面上に轍の目立つアスファルト舗装状態が古い道路であった。このように h_1 は路面の舗装状態等に影響すると示唆された。

流出係数をみると Run 1 および Run 3 では、表面流出係数 k_1 および中間流出係数 k_0 が同様な値が得られた。Run 2 は他の Run と比較した場合、 k_1 が大きく、 k_0 が小さい値となった。Run 2 の場合、降水量に対する路面流出量の観測値は他の Run より明らかに流出量が多い。しかし、 h_1 が大きく路面排水の流出量が抑制されることから、降雨ロスとなる k_0 に対して路面流出量の k_1 が大きい値を示したと考えられる。また、 k_0 および k_1 は降雨が路面に達した後、浸透または路面排水として流出する速さを表し、道路状態や勾配等の雨の捕集率によって決まる。St. 1 および St. 3 はいずれも市街地の幹線道路であるが、St. 2 は琵琶湖湖岸に治水対策として建設された湖岸堤の管理用道路である。その規格について基本的な考え方は、「道路構造令」の中の主要地方道規格第3種第2級¹⁶⁾であるが、St. 2 の集水面積の広さからも一般道路とは異なると推察され、他の調査地点のパラメータとの差異が生じたと考えられる。

今回構築したモデルの計算値は、Fig. 6-5 に示すように各 Run で各々の流出現象とよく一致した再現計算結果が得られた。さらに、Run 1, Run 2, Run 3 での観測値と計算値の決定係数 R^2 はそれぞれ 0.994, 0.997, 0.962 と高く、モデルの妥当性が評価できた。したがって、本モデルは市街地のアスファルト舗装道路に対する雨水流出モデルとして適用可能であるといえる。

6.4.2 雨天時負荷流出モデルの検証と考察

地表面堆積物の負荷流出モデルは、晴天時の堆積量が雨天時に流出する現象を表すものである。各モデルの初期設定値を Table 6-2 に示す。モデルの初期値として晴天時の降下物単位量 $D_0(\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1})$ には、山田^{17,18)}が草津市内にて実施した降下物調査結果(1994年)の COD, T-N, T-P データ($n=18$)をもとにその平均値から求めた。この値に4章の路面排水の水質特性解析から、粒子態および溶存態の比率を乗じて各水質項目の形態別降下物単位量を算出した。ただし、TOC については COD と同値とした。

路面堆積負荷の損失係数 $k_f(\text{hr}^{-1})$ は、Novotny らの研究結果^{19,20)}による舗装道路における路面堆積物の減衰係数の算出式を適用した。琵琶湖流域の代表値として、縁石の高さ 20 cm, 自動車通行速度 $50 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$, 風速 $10 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ ($2.8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$; 彦根気象台過去10年間の平均)を代入して求めた^{21~23)}。

各水質項目の雨天時の負荷流出係数 $k_s(\text{mm}^{-1})$ は、4章にて算出した値の平均を用い、Run 3 は Run 1 と同値とした。また、降雨由来流出負荷量 $Lr(\tau)$ は、Run 2-1~Run 2-3 の調査時の雨水平均値を降水濃度 C として、降水中はこの濃度を一定とみなした。

雨天時負荷流出モデルの検証では、まず、実測値として Run 1~Run 3 の各調査地点の水質濃度測定値から、一定時間毎の水質濃度に累加流出高を乗じた負荷量を計算し

た。また、同時間における累加流出負荷量は、上記の初期設定値を導入して、単位時間当たりの雨天時の流出負荷量をモデルにて算出し、各々の値の差の二乗和が最小となるようなパラメータを求めた。

各調査地点でのパラメータ結果は Table 6-3 に示すとおりである。なお、Run 1-1 の POC は流出初期の負荷量が極めて低く、非常に緩やかな流出傾向となり、初期に負荷の大部分が流出する他の水質の挙動と全く異なる挙動を示した。そのため、Run 1-1 と Run 1-2 を同時に満足するパラメータ値が異常高値を示したことから、Run 1 の POC パラメータは最小二乗和の小さい方の Run 1-2 の値を採用した。

Table 6-2 モデル初期設定値

	D_o ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$)	k_f (hr^{-1})	k_s (mm^{-1})	C ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
P-COD	0.223			0.09
D-COD	0.136			0.92
POC	0.253		Run1 : 0.45	0.21
DOC	0.106	0.0059 ^{*2}	Run2 : 0.71	0.73
P-TN	0.049		Run3 : 0.45	0.024
D-TN	0.135			0.356
P-TP	0.0036			0.004
D-TP	0.0001			0.001

^{*2} Novotny *et al.*による損失係数の算出式

$$\xi = 0.0116e^{-0.08H} (TS + WS)$$

ξ : 損失係数(day^{-1})

H : 縁石高さ(cm)

TS : 自動車走行速度($\text{km} \cdot \text{hr}^{-1}$)

WS : 風速($\text{km} \cdot \text{hr}^{-1}$)

Table 6-3 雨天時流出負荷量に関するモデルのパラメータ

	D_o ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{hr}^{-1}$)	k_f (hr^{-1})	k_s (mm^{-1})	r^2
P-COD				
Run 1	15.696	0.225	0.739	0.757
Run 2	81.139	0.651	0.065	0.893
Run 3	0.934	0.008	0.332	0.961
D-COD				
Run 1	3.346	0.067	0.736	0.859
Run 2	0.771	0.007	14.373	0.629
Run 3	0.698	0.006	0.301	0.925
POC				
Run 1 ^{*3}	18.297	1.360	6.533	0.422
Run 2	4.368	0.027	0.051	0.890
Run 3	76.360	0.741	0.345	0.812
DOC				
Run 1	1.050	0.010	0.805	0.895
Run 2	0.647	0.005	14.372	0.683
Run 3	0.638	0.006	0.335	0.884
P-TN				
Run 1	1.271	0.676	4.426	0.678
Run 2	0.797	0.088	0.101	0.559
Run 3	7.851	1.357	0.866	0.896
D-TN				
Run 1	1.272	0.425	7.293	0.985
Run 2	0.069	0.003	0.801	0.828
Run 3	0.210	0.006	0.248	0.957
P-TP				
Run 1	0.156	0.397	6.063	0.636
Run 2	0.007	0.000	71.432	0.693
Run 3	0.013	0.012	0.336	0.738
D-TP				
Run 1	0.002	0.032	0.450	0.894
Run 2	0.013	0.021	0.069	0.777
Run 3	0.053	0.010	0.004	0.844

*³ Run 1-2 のパラメータを用いた

D_0 は、晴天時の降下物単位量を示す。各調査地点間でバラツキが大きく、特に、粒子態の有機物で顕著にみられた。各々の調査地点での平日12時間の自動車走行台数はほぼ同様で、比較的交通量の多い道路であるため、交通量の差は少ないと考えられる。しかし、各項目毎に場所での傾向が一定でないことから、粒子態のバラツキの要因には車輛状態や調査地点の周辺環境、自動車走行時の状態などが関与する可能性が推測される。例えば、Run 1は大型車混入率が3地点で最も高く他の約3倍であることから大型車輛のタイヤの剥離や土粒子などの落下、Run 2は調査地点周辺に田畑が介在しそこからの土の飛散、Run 3では排水マス付近の信号での車の発進、停止の繰り返し等である。また、滋賀県の月別の降下ばいじん総量測定結果では、月によっては2倍以上の差が生じており各調査日も影響していると考えられた。

k_f は、風などによって路面から損失することを意味するが、いずれの水質項目でも粒子態成分が溶存態成分より大きい値を示した。すなわち、粒子態成分は、周囲の状況や自動車のタイヤなどからの落下によって、見かけ上負荷が堆積しやすいが、風や自動車などの巻き上げで路面から容易に消失しやすいと考えられる。逆に、溶存態成分は降下物として堆積後は路面上に付着するなど損失の影響を受けにくいと考えられる。しかし、D-TNはP-TNと同等の降下物単位量を示すことから、晴天時の汚濁負荷であるばいじんや排ガスは、窒素の堆積負荷源として影響が大きいことが示唆された。

k_s は、水質項目別では窒素で溶存態成分、リンでは粒子態成分が大きくなる傾向がみられた。CODやTOCの有機物は、調査地点間のバラツキはあるものの溶存態と粒子態で同様な値を示した。これらは、実測値データから推定した水質特性を反映しており、路面排水の汚濁負荷量が k_s 値によって決定することを意味している。また、Run 2のD-COD、DOC、P-TPが他の地点と比べ大きい値を示した原因には、降雨初期の水質測定値が極めて高濃度であり、大部分の汚濁負荷量が初期に流出したためと考えられる。調査における実測値と各パラメータによる計算値の回帰直線の決定係数は、概ね0.6以上となり良好な再現性が得られた。

6.4.3 雨天時負荷流出量の評価

6.4.1 および6.4.2における実測値との比較で構築モデルが各々の流出現象をよく再現することが確認できた。次に、Run 1～Run 3の12回の調査毎の流出負荷量をモデルより算出し、実測値の負荷量と比較した。Table 6-4に各調査の降水量と路面排水流出量の観測値および計算値を示す。流出量の観測値に対する計算値の比率は、0.76～1.19（平均1.11）の範囲であった。また、降水量に対する計算値の占める割合は、0.70～0.97（平均0.82）となり、アスファルト道路の流出係数0.70～0.95と同様な値が得られた。

Fig. 6-6, Fig. 6-7には、各調査の路面排水の実測値から求めた負荷量とモデル計算値を示した。実測値と計算値を比較すると、Run 1～Run 3の平均値（ $n=12$ ）は、窒素の粒子態で計算値の方が1.6倍と高いものの、溶存態やリンでは0.9～1.2とほぼ等しく、有機物では1.0と同等となることが確認できた。また、Run 2-5, Run 2-6のよう

に一部の水質項目で大きな差がみられたが、これら調査では降雨時間が長かったため、負荷全体を捉えるための水質測定試料数が少なかったことが原因と思われる。

Table 6-4 雨天時流出量の観測値および計算値の比較

Run	降水量 (mm)	路面排水流出量 (mm)	
		観測値	計算値
1-1	29.0	23.7	23.3
1-2	5.5	4.0	4.4
2-1	5.0	2.6	4.8
2-2	12.0	9.7	10.7
2-3	5.0	3.2	3.8
2-4	2.5	1.6	1.9
2-5	20.5	19.0	14.4
2-6	51.5	50.0	49.9
3-1	10.5	9.5	8.4
3-2	5.0	3.8	3.9
3-3	13.0	9.8	10.5
3-4	8.5	5.7	6.7

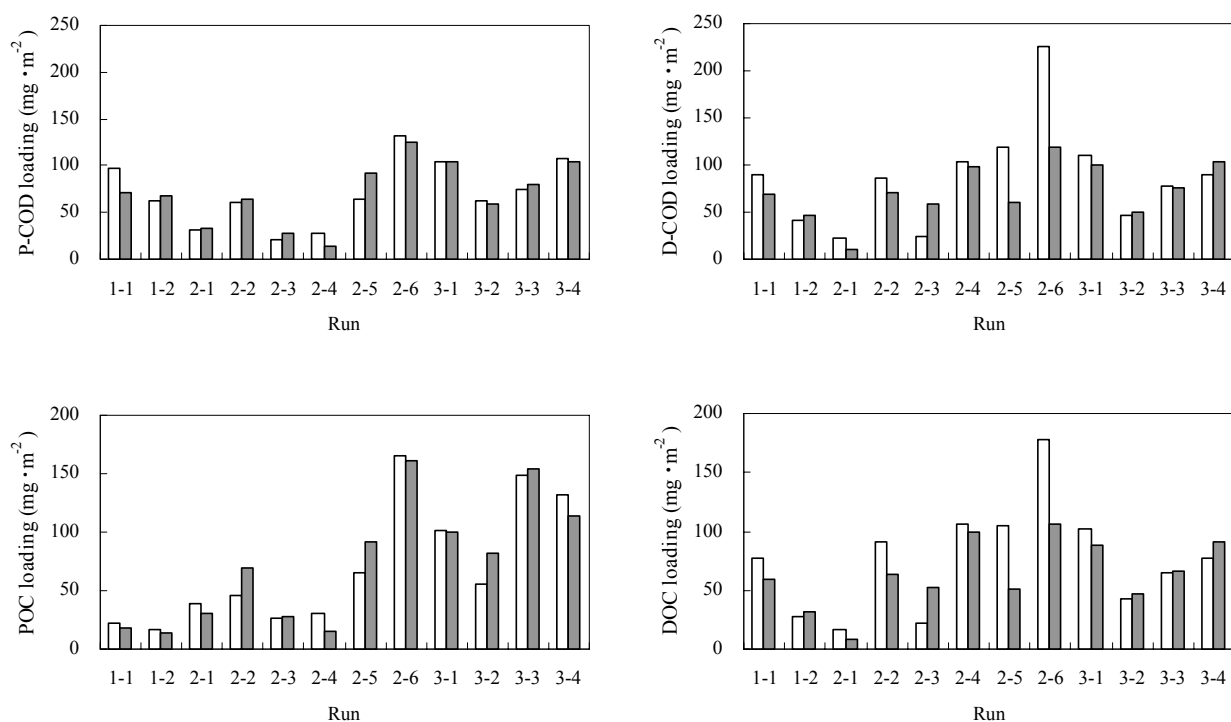


Fig. 6-6 路面排水流出負荷量の実測値と計算値の比較（1）

□実測値 ■計算値

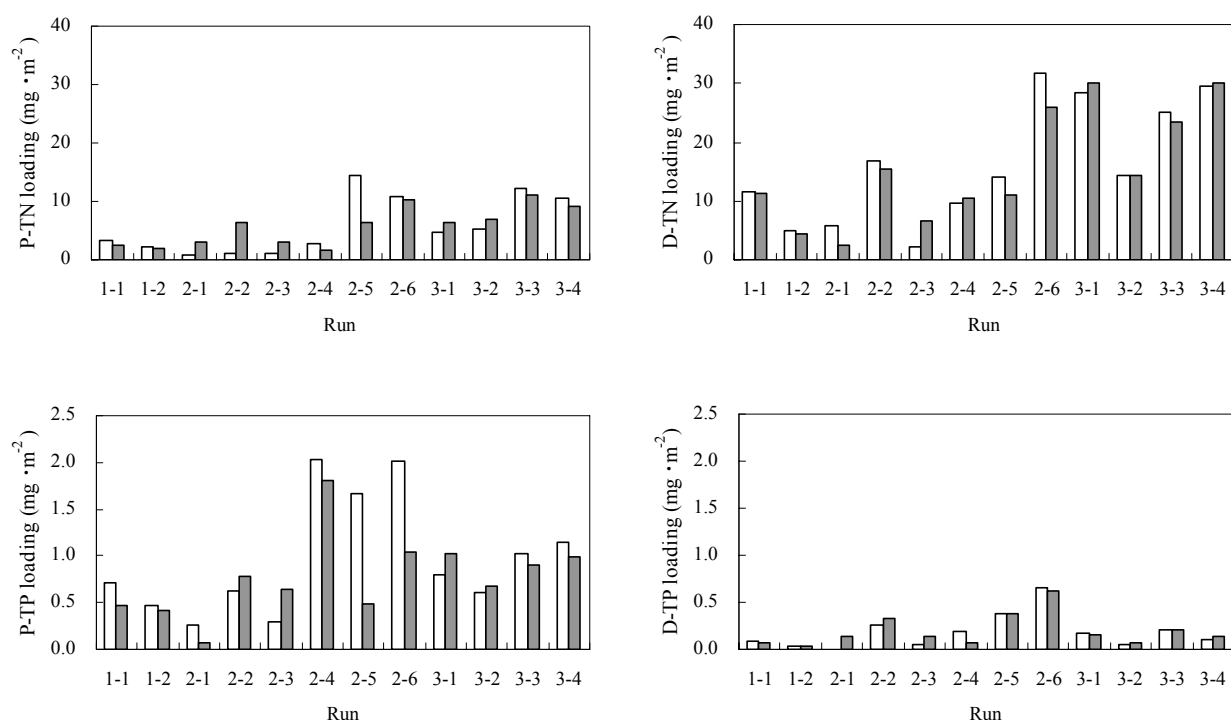


Fig. 6-7 路面排水流出負荷量の実測値と計算値の比較（2）

□実測値 ■計算値

6.5 琵琶湖流域の市街地道路におけるモデルの適用

6.5.1 共通パラメータの検討

各地点毎に算出したパラメータで計算した値は、6.4 で示したように流量および負荷量の実測値と良く適合することから、構築したモデルの妥当性が証明できた。琵琶湖流域の都市ノンポイント対策としてのモデルの汎用性を勘案すると、できる限りパラメータ値は共通であることが望ましい。そのため調査地点毎に異なるパラメータを同一として、琵琶湖全体に適用することを試みた。まず、流出量について Run 1～Run 3 における 3 地点 12 調査の全測定データとモデルによる計算値の誤差二乗和の合計（式(6.17)）を最小にするパラメータ値を求めた。そして、その流出パラメータを導入し、誤差二乗和の合計を最小にする負荷量モデルの共通パラメータ値を求めた。初期値は、地点毎のパラメータを算出した時と同値とした。流量モデルにおける共通パラメータの算出結果を Table 6-5 に示す。

$$\sum_{i=1}^3 \frac{|Sim.i - Obs.i|^2}{n_i} \quad (6.17)$$

共通パラメータと地点毎のパラメータを比較すると、 h_1 はRun 1, Run 3で大きく、Run 2で小さい。 k_0 はRun 1, Run 3で小さく、Run 2で大きくなった。また、 k_1 はRun 3に近似した値であった。路面排水の流出は道路状態が影響するが、その状態は一樣ではなく、道路の勾配や舗装の新旧等が降水の貯留や浸透要因となり、流出時間の遅延や留まりが発生する。路面排水として流出しない発生ロス量が、 h_1 と k_0 によって決定されるため、調査地点の道路の舗装状態が新しいRun 1や道路勾配の大きいRun 3はRun 2より流出時の貯留が少なかったと推察される。このように共通のパラメータは一般的なアスファルト道路の舗装状態を示すと考えられる。一方、 k_1 は路面流出に直接関わる係数であり、共通パラメータ値はその流出量に影響する。集水面積が大きいRun 2では、 k_1 が個々の検証の時と比較して2分の1の値となったが、Run 1, Run 3では同様な値であった。しかしながら、共通パラメータ値を代入した時の雨水流出量の計算値は、全流量観測値と非常に良い相関を示し、その決定係数は0.986となった（Fig. 6-8）。各調査毎の路面流出量の観測値に対する共通パラメータ値を用いた計算値の割合は、0.73～1.18（平均 1.09）となり各調査毎に求めたパラメータと同等の結果が得られた。

Table 6-5 雨水流出に関するモデルの共通パラメータ

	h_1 (mm)	k_0 (mm ⁻¹)	k_1 (mm ⁻¹)	r^2
雨水流出パラメータ	0.609	0.141	2.865	0.986

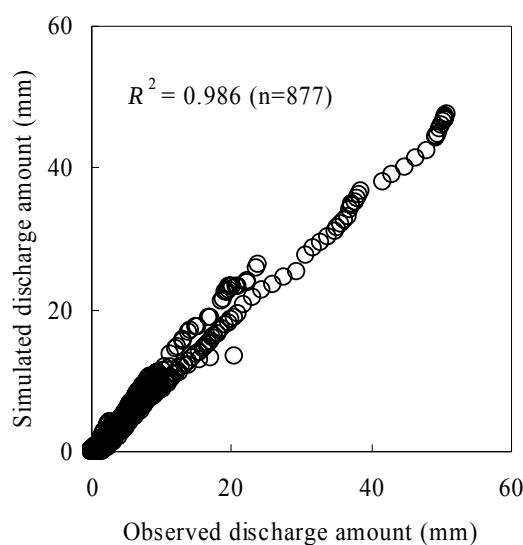


Fig. 6-8 共通パラメータ代入時の路面排水流出量の観測値および計算値

また、負荷量モデルの共通パラメータ算出結果は、Table 6-6 に示すとおりである。

D_0 は、個々の調査毎では地点間でパラメータのバラツキが大きく、同じ水質項目でも形態別で異なる値をとったが、共通パラメータでは、晴天時の降下物量として、CODを除き同様なレベルを示した。形態別の比率では、路面排水の4章の流出形態特性とよく一致していることから、晴天時に堆積する降下物と路面排水の汚濁負荷の関係が明らかとなった。これは、各地点毎や各調査時に不確実に発生する汚濁負荷の影響が相殺されたためと考えられる。また、他項目と比較して D_0 や k_f が高値となった P-CODは、路面排水の汚濁負荷に対して先行晴天期間中の変動要因の及ぼす影響が大きいことを示唆している。

k_s は 0.122～4.528 の範囲にあり、有機物は粒子態より溶存態の方が、窒素は形態に関係なく k_s は大きいことが示された。

さらに、窒素は4章において路面上の究極堆積量のみの流出では汚濁負荷量を説明できなかったが、降水に含まれる成分を加味した今回のモデル構築によって、D-TNの流出負荷量は決定係数 0.807 と高い相関が得られ、非常に良く再現できたといえる。この結果は、D-TN の負荷が晴天時と降雨時の双方に影響を受けることを裏付けるものである (Fig. 6-9)。

Table 6-6 負荷流出に関するモデルの共通パラメータ

項目	D_0 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$)	k_f (hr^{-1})	k_s (mm^{-1})	r^2
P-COD	10.771	0.147	0.441	0.664
D-COD	0.990	0.011	1.055	0.509
POC	1.505	0.008	0.122	0.744
DOC	0.823	0.009	1.093	0.486
P-TN	0.059	0.008	4.528	0.437
D-TN	0.074	0.002	2.650	0.807
P-TP	0.012	0.011	1.541	0.197
D-TP	0.002	0.009	0.537	0.371

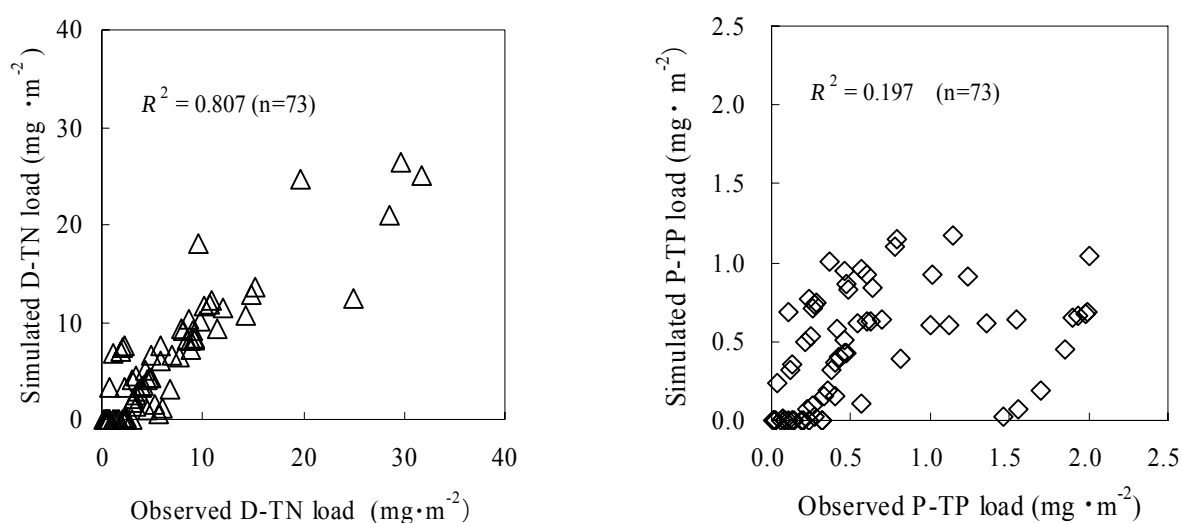


Fig. 6-9 共通パラメータ代入時の路面排水汚濁負荷量の実測値および計算値
(表示例； 左 D-TN 右 P-TP)

6.5.2 雨天時路面排水の汚濁負荷量の推定

雨天時に路面から流出する汚濁負荷量は、以上の検討結果より構築したモデルによりほぼ再現できると思われる。そこで、共通パラメータを挿入し、琵琶湖流域の道路における雨天時路面排水汚濁負荷量の予測を試みた。水質項目別、形態別に試算し、それぞれの年間負荷量および初期フラッシュ水の影響を検討した。

ここで、降水量は路面排水調査を行った 1999 年、2000 年、2001 年、2004 年および 2005 年の雨量データを用いた。年間総降水量は、1,439.0、1,299.5、1,415.0、1,615.5 および 1,106.0mm である。これより求めた路面排水の 5 年間の平均汚濁負荷量は、COD、TOC、T-N、T-P それぞれで 28.7、20.8、3.34、0.20 kg·km⁻²·day⁻¹ と試算された。琵琶湖の湖沼水質保全計画では道路は市街地で示され、市街地は道路の他に屋根面や宅地等を含む。その汚濁原単位 (COD 14.4 kg·km⁻²·day⁻¹、T-N 3.86 kg·km⁻²·day⁻¹、T-P 0.20 kg·km⁻²·day⁻¹) と比較すると (Fig.6-10)、T-N、T-P は同様な値である。COD は原単位より 2 倍高い値となり、道路は COD 負荷が大きいことを示す。また、各形態ごとは、粒子態成分で 14.8、8.5、0.86、0.16 kg·km⁻²·day⁻¹、溶存態成分で 13.9、12.3、2.47、0.04 kg·km⁻²·day⁻¹ と算出され、汚濁負荷のうち窒素は溶存態、リンは粒子態が主に占める。モデルに用いた本調査地点の交通量は、Fig. 6-11 に示すように一般国道の交通量とほぼ等しい (平成 11 年交通センサス)。主要地方道の平均交通量の 1.8 倍程度で、高速自動車道の平均交通量の 30~40% となっている。これらに該当する道路は全道路面積の 20% 程度に過ぎないが (Table 6-7)、その大部分が滋賀県の市街地を走る道路である。したがって、試算された値は都市域の道路を代表していると考えられ、道路網が発達した市街地では道路が主要な COD 汚濁負荷源となりうるということが明らかとなった。

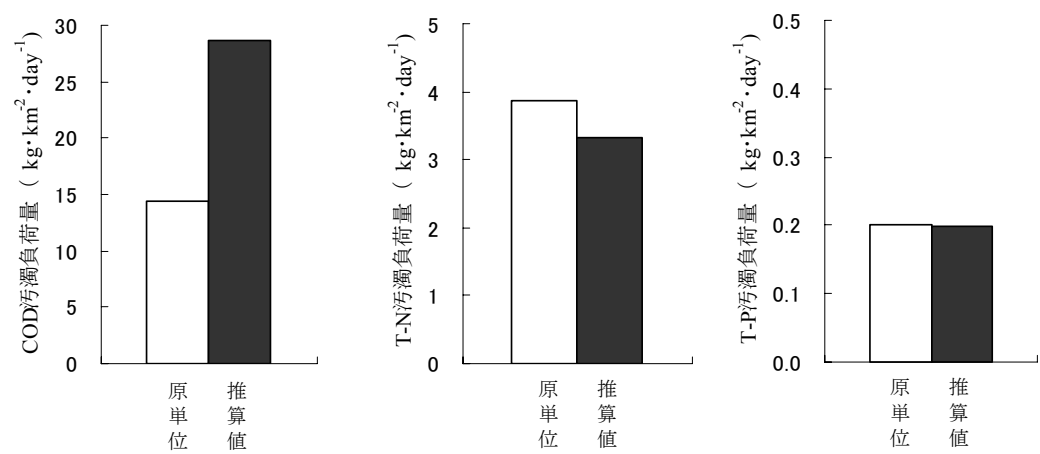


Fig. 6-10 湖沼水質保全計画原単位との比較

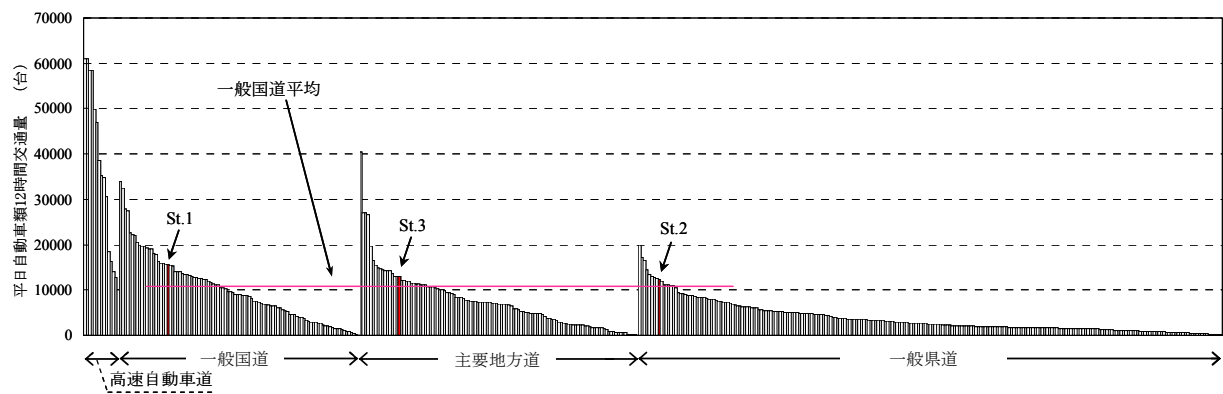


Fig. 6-11 滋賀県内道路種別による平日自動車類 12 時間交通量

Table 6-7 滋賀県内の道路面積 ²⁴⁾

単位：km ²	
道路面積	
高速自動車国道	7.17
一般国道（指定区間）	6.94
一般国道（指定区間外）	6.16
県道	21.49
市町村道	57.08
合 計	98.84

さらに、滋賀県の道路面積の 98.8 km^2 を用いて琵琶湖流域の道路から雨天時に発生する路面排水汚濁負荷量を推定すると、COD $2,830 \text{ kg} \cdot \text{day}^{-1}$ 、T-N $330 \text{ kg} \cdot \text{day}^{-1}$ 、T-P $20 \text{ kg} \cdot \text{day}^{-1}$ と計算される。琵琶湖へ流入する COD 汚濁負荷量は $38,400 \text{ kg} \cdot \text{day}^{-1}$ (2005 年度実績)であり、本調査地点は県全体の平均交通量として推計値は過大ではあるものの、道路 COD 負荷量が下水道などの処理系より大きく全汚濁負荷量の 7.4%に相当することが明らかとなった。

6.5.3 初期フラッシュ排水の土壌浸透処理による負荷削減量の評価

路面排水の汚濁負荷削減対策として、累加流出高 2 mm までの路面排水を土壌浸透処理する場合の削減量を求め、その効果を評価した。まず、連続する一降雨の路面流出量をモデルから導出し、その流出開始から累加流出高 2 mm までの負荷量を算出した。その値に土壌浸透削減率を乗じることによって、削減量を求めた。その結果、Fig. 6-12 に示すように、累加流出高 2 mm までを土壌浸透処理対策を実施した場合の流出汚濁負荷量は、COD、TOC、T-N、T-P それぞれで 14.6 、 9.9 、 2.38 、 $0.06 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ となり、各形態ごとでは、粒子態成分で 5.5 、 1.6 、 0.36 、 $0.04 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、溶存態成分で 9.1 、 8.3 、 2.02 、 $0.02 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と試算された。

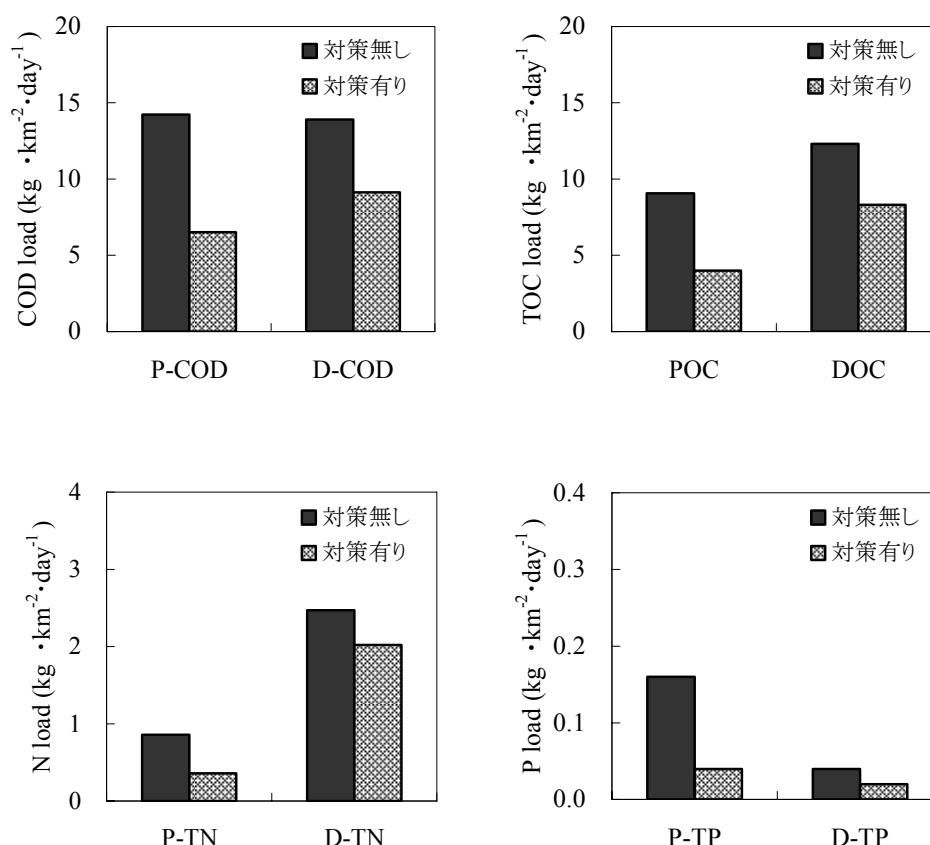


Fig. 6-12 路面排水負荷削減対策の実施有無による流出負荷量の比較
(累加流出高 2 mm を土壌浸透処理する対策を施した場合)

算定の結果を各水質特性でみると、粒子態成分は土壌処理対策を施す場合は、対策を行わない場合より汚濁負荷を 58～82%削減することが可能である。また、溶存態成分は窒素が 19%とやや効果が低いものの、有機物とリンでは 33～34%および 43%の削減効果が得られることが確認できた。以上の結果から、雨天時路面排水の初期累加流出高 2 mm を土壌へ浸透させる方策は、路面排水汚濁負荷量のうち粒子態成分の約 6 割、溶存態成分の約 3 割を削減可能であることが評価できた。

6.6 結語

本章では琵琶湖流域における有機汚濁を対象とした 1999 年 1 月から 2005 年 10 月までの調査・実験結果に基づき、負荷流出過程のモデル構築し、琵琶湖流域全体に適用することによる汚濁負荷量の推定、負荷削減効果の評価を試みた。

第 3 節では堆積過程・流出過程それぞれについてモデル導出を行い、第 4 節でそのモデルを検証し、以下の成果を得た。

- 1) 構築したモデルは、各々の流出現象とよく一致し、雨水流出量の観測値に対する高い再現性が得られモデルの妥当性が評価できた。
- 2) 各調査の路面排水汚濁負荷量の実測値とモデル計算値を比較すると、各水質の溶存態成分やリン、有機物では同等となることが確認できた。また、降雨が長時間に及ぶ場合は、負荷全体を捉えるための水質測定試料数を多く採ることが必要である。
- 3) 本モデルは、降水に含まれる成分を加味することによって溶存態窒素の負荷量を非常に良く再現し、共通パラメータを適用した場合でも決定係数 0.807 という高い相関が確認できた。

第 5 節では構築したモデルを琵琶湖流域全体の市街地の道路に適用し、路面排水の汚濁負荷量の推定と、第 5 章で得た初期フラッシュ排水の土壌浸透処理による負荷削減効果について、シミュレーションを行い、以下の成果を得た。

- 4) 本モデルを琵琶湖流域の都市域に適用し、雨天時路面排水の汚濁負荷量の予測を試みた。その結果、COD, TOC, T-N, T-P それぞれで 28.7, 20.8, 3.34, 0.20 $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と試算でき、宅地や市街地と比較して、道路は COD 負荷が大きいことが明らかとなった。また、各形態ごとは、粒子態成分で 14.8, 8.5, 0.86, 0.16 $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、溶存態成分で 13.9, 12.3, 2.47, 0.04 $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と算出され、汚濁負荷のうち窒素は溶存態、リンは粒子態が主に占めることが示された。本調査地点の交通量は一般国道とほぼ等しく、その大部分が琵琶湖流域内の市街地内を通る道路であることから、本研究成果によって得られた結果は琵琶湖周辺市街地における道路の原単位として適用可能であると考えられる。
- 5) 琵琶湖流域の道路から発生する雨天時の路面排水汚濁負荷量は、COD 2,830 $\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$ 、T-N 330 $\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$ 、T-P 20 $\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$ と推算された。本調査地点は県全体の平均交通量として推計値は過大ではあるものの、琵琶湖に流入する汚濁負荷量の

7.4%に相当することが明らかとなった。

- 6) 構築モデルを用いて，雨天時路面排水の初期累加流出高 2 mm を土壌浸透処理した場合の削減効果を推定した。対策を実施した場合は，対策を実施しない場合より，総汚濁負荷量に対して粒子態成分の約 6 割，溶存態成分の約 3 割を削減可能であることが評価できた。

第6章 参考文献

- 1) 古米弘明, 市川新, 肱岡靖明 (2001) 分布型モデルを用いた浸水対策用雨水幹線を有する合流式下水道における雨天時流出汚濁負荷解析, 下水道協会誌, **38**(467), 99-112.
- 2) 肱岡靖明, 市川新, 古米弘明 (2001) 下水道台帳データベースと細密数値情報を利用した分布型モデルによる都市雨水流出解析, 下水道協会誌, **38**(469), 79-90.
- 3) (財)下水道新技術推進機構 (1999) 流出解析モデル利活用マニュアル(雨水対策における流出解析モデルの運用手引き), 1999年3月(2003年6月改訂).
- 4) 古米弘明 (2002) 都市域の雨天時汚濁負荷流出解析の現状と課題, 水環境学会誌, **25**(9), 524-528.
- 5) 松浦將行 (2006) 「流出解析モデル」および「流出解析モデル利活用マニュアル」, 月刊下水道, **29**(6), 29-32.
- 6) 野仲典理 (2006) 都市域氾濫解析モデル(NILIM)の開発ーNew Integrated Lowland Inundation Modelー, 月刊下水道, **29**(6), 37-32.
- 7) 管谷悌治 (2006) 目指せ合流改善! リニューアル版土研モデル発進〜下水研モデル(分布型土研モデル)の開発〜, 月刊下水道, **29**(6), 46-50.
- 8) 和田安彦, 三浦浩之 (1997) 都市域ノンポイント汚染源負荷の堆積・流出挙動モデルと流出制御に関する研究, 土木学会論文集, No.559/VII-2, 61-71.
- 9) 建設省土木研究所下水道研究室 (1981) 下水管路施設の合理化に関する報告書(IV)ー合流式下水道の改善に関する調査ー, 土木研究所資料第1704号, 昭和56年8月.
- 10) 国土交通省都市・地域整備局下水道部, (財)下水道新技術推進機構 (2002) 市街地のノンポイント対策に関する手引き(案), 345p.
- 11) 滋賀県, 京都府 (2007) 琵琶湖に係る湖沼水質保全計画 第5期〜暮らしと琵琶湖 共生の時代に向けて〜, 平成19年3月.
- 12) 国土交通省, 農林水産省, 環境省 (2006) 湖沼水質のための流域対策の基本的考え方〜非特定汚染源からの負荷対策〜, 36p, 平成18年3月.
- 13) 和田安彦, 三浦浩之 (2007) 分布型雨天時汚濁解析モデルによる自動車排ガス由来汚染物質ベンゾ(a)ピレンの自動車での堆積・流出挙動解析, 水環境学会誌, **30**(5), 257-265.
- 14) 肱岡靖明, 古米弘明 (2001) 都市ノンポイント汚染源負荷流出調査に基づく不透面堆積負荷流出モデルの検討, 土木学会論文集, No.685/VII-20, 123-134.
- 15) Sartor J.D. and Boyd G.B. (1972) Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants; EPA/R2/72/081; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Monitoring, Washington, D.C.
- 16) 国土交通省, 近畿地方建設局水資源開発公団琵琶湖総合開発管理所 (1993) 淡海よ永遠にー実施・管理編ー, pp.72.

- 17) 琵琶湖研究所 (1996) 平成 6 年度琵琶湖の異常渇水の影響に関する調査研究報告－Ⅲ. 渇水が河川水質と汚濁負荷量および地下水の水質に与える影響, 14-57.
- 18) 山田淳 (1995) 都市域地表堆積汚濁物および降雨時流出負荷量調査, 平成 6 年度琵琶湖研究所委託研究報告.
- 19) Novotny, V., and G. Chesters (1981) *Handbook of Nonpoint Pollution: Sources and Management*, Van Nostrand Reinhold, New York.
- 20) Novotny, V.; H. M. Sung, R. Bannerman, and K. Baum (1985) Estimating nonpoint pollution from small urban water sheds, *J. Water pollut. Control Fed.* **57**(4), 339-348.
- 21) 建設省 (1999) 歩道における段差及び勾配等に関する基準, 平成 11 年 9 月.
- 22) 滋賀県 (2004) 滋賀県歩道整備マニュアルーすべての人が安全・快適に利用できる道路空間を目指してー, 滋賀県土木交通部道路課, 平成 16 年 5 月.
- 23) 気象庁 HP, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> 彦根気象台風速平均値データ.
- 24) 道路統計年報 (2003) 国土交通省道路局企画課.

第7章 結 論

7.1 概説

本論文は、琵琶湖流域における都市ノンポイント負荷，とくに路面系のノンポイント負荷のなかで，とくに湖沼水質保全に係る有機物質，栄養塩類に注目して研究を進めたものである。流出負荷の把握と汚濁負荷削減対策を目的として，約8年間におよぶ個々の調査・実験から得られた多くのデータをもとに，路面排水の流出解析と汚濁負荷削減対策について体系的に研究を進め，定量的に評価を行った。雨天時路面排水の汚濁負荷量実測調査，それに基づき初期フラッシュ処理量の推定と路面汚濁負荷の削減手法として土壌浸透処理実験を実施した。さらにこれらの調査・実験成果をもとにモデル化によりその琵琶湖流域への適用と道路からの負荷量の推定およびその削減効果の評価について成果をとりまとめた。以下に章別のとりまとめを示す。

第1章では，閉鎖性淡水域の代表である琵琶湖の水質状況や水質保全対策を整理し，現状の問題点や将来の課題等を抽出した。農地等の浸透域の現象と宅地，道路等の不浸透域の増加，それに伴う自動車台数の増加，健康への被害，都市化等々，水質汚濁を招く背景をプロットした。琵琶湖ではノンポイント汚染源として農地の寄与が大きい，農地については負荷削減対策が着実に進められている。しかし，都市域での汚濁負荷対策についてはポイント汚染源対策が中心であり，ノンポイント汚染源に対しては認識レベルが低く対策が遅れており，都市ノンポイント対策の必要性を論述した。

第2章では，都市域のノンポイント対策の研究に際して，ノンポイント汚染源，汚濁物質の水質特性やその汚濁負荷量，汚濁負荷の変動要因等について知見を体系的にとりまとめた。さらに，国内や国外における対策事例について整理した。汚濁負荷流出に係る定量的解析，モデル化はノンポイント対策を評価する上で重要なプロセスであるが，本研究が対象とした水質項目および水質形態について既往の研究では知見が不足していることを明らかにした。さらに，ノンポイント汚染については，評価地域でのモニタリングデータの充実がモデル開発や適用に際して重要であると述べた。

第3章では，琵琶湖流域における都市ノンポイント負荷の主要因である雨天時路面排水の負荷の把握とその対策を検討するために，本研究にて実施した雨天時の路面排水調査と路面排水土壌浸透処理実験についてその方法および概要を述べた。1999年～2005年にわたる計35降雨を対象に5箇所の道路，駐車場にて調査・実験を行った。路面負荷の実測調査は調査場所として交通量の多い主要道路を選定し，一降雨全体の水質濃度変化を可能な限り把握することを意図した調査方法で実施した。負荷削減実証実験では，実際の道路側溝マスに設置可能な土壌浸透処理装置の開発の経緯および処理装置についても詳述した。また，透水性舗装による土壌浸透実験では土壌中の試料採取方法や，道路塵埃の成分調査では実際の路面排水を想定した試料調製方法を検討

して行った。

第4章では、雨天時の路面排水汚濁負荷量の実測調査により、流出時の水質特性および流出挙動について検討し、各種水質の形態別濃度変化の把握や初期フラッシュ排水量を推定した。さらに、路面排水汚濁流出パターンをモデル化し、特性や影響因子について考察した。得られた成果は以下のようにまとめられる。

- 1) 路面排水量と総降雨量の関係は、密粒舗装などアスファルト表面で生じる蒸発散等により流出損失が生じ総降水量の83～96%が路面排水として流出する。
- 2) 各水質項目の形態特性の解析より、リンは96%が、COD、TOCは60～70%が粒子態として、また、窒素は74%が溶存態で流出することを明らかにした。
- 3) 路面排水負荷は、降雨前の路面堆積物以外に降雨中の自動車などによって持ち込まれる外部からの汚濁負荷や先行降雨時の残存汚濁負荷も影響する。特に、道路によって路面排水中のD-TNの大部分が $\text{NH}_4\text{-N}$ という結果が得られたことから、自動車からの排出の影響が示唆された。
- 4) 路面排水の水質濃度は累加流出高の増加とともに指数関数的に低下するため、公共用水域への負荷を軽減するための実用的かつ有効なレベルを設定し、初期フラッシュ排水量を推定した。その結果、高濃度の汚濁負荷を効果的かつ効率的に削減できる累加流出高は2～5mmの範囲と推定できた。
- 5) 路面上の堆積物は晴天時に時間とともに増加するため、先行晴天日数が影響因子と考えられるが、一方で風等による消失の影響も無視できない因子である。
- 6) 交通量は路面排水の溶存態成分に対して重要な負荷影響因子であると考えられる。
- 7) 窒素の Lu 値は、溶存態成分であるD-TNで降水量および先行晴天日数と明らかに強い相関関係がみられた。これは、降水中の溶存成分含有量と先行晴天期間の曝露の両者に影響を受けると考えられ、溶存態窒素の負荷源が降下物等に起因することが示された。
- 8) k 値と平均降雨強度との関係は、溶存態成分の方が粒子態成分より決定係数が高い値を示し、溶存態成分の流出は降雨強度に影響を受けると考えられる。
- 9) Lu 値および k 値は、先行降雨条件とその時の降雨条件の双方に影響を受けるが、その関係は形態別によって異なり、 Lu 値では、粒子態成分は降水量が多くなるほど掃流力によって流出するため降雨条件に影響されると考えられた。

第5章では、路面排水の汚濁負荷削減を目的として、土壌浸透処理実験を実施し、その結果を通じて、初期フラッシュ排水の負荷削減効果や土壌浸透の水質浄化性能を評価した。さらに汚濁源となる路面清掃についても水質保全の観点から評価した。主要な成果は以下のとおりである。

- 1) 土壌浸透処理は粒子態成分で高い除去効果がみられた。
- 2) 排水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は土壌浸透過程で硝化され $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化する。しかし、窒素はその大部分が粒子態成分の除去であり、溶存態成分は他の削減手法や対策

を検討する必要がある。

- 3) リンは各形態別でも高い除去率が得られ、極めて低濃度に処理可能である。
- 4) 初期フラッシュ排水の土壌浸透処理削減率は、COD, TOC, T-N, T-P でそれぞれ 77, 78, 51, 89%であり、各形態ごとでは溶存成分が 47, 43, 38, 74%, 粒子成分が 97, 94, 83, 91%であり、粒子態成分で高い削減率が認められた。しかしながら、粒子態か溶存態か形態により削減効果や流出挙動が異なることが明らかとなった。
- 5) 土壌浸透処理装置は、目詰まり回避のために年 1 回の土壌層の表面除去の必要性が明らかとなり、実用化に向けては維持管理方法に課題が残った。閉塞までの期間をできる限り長く保つには、目詰まりの原因となる SS 成分を土壌浸透の前段階で低減することや流入方法の工夫が必要である。
- 6) 土壌浸透処理によって COD 濃度は $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下となり、高い濃度を示す路面排水の有機物負荷削減に有効な対策手法と考えられる。
- 7) 土壌浸透後の水質濃度は、粒子態成分で一定の低濃度となるが、溶存態成分は浸透前濃度に比例する。
- 8) 路面清掃による年間あたりの塵埃除去量は、COD, TOC, T-N, T-P, SS でそれぞれ 350, 610, 11, 3.5, $7,000 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ と試算でき、いずれも粒子態成分の除去効果が高かった。また、SS に吸着する有害物質、重金属類や大腸菌群も除去可能であり、維持管理や水質汚染対策の観点からも、路面清掃は直接的な削減手法となりうると考えられる。

第 6 章では、琵琶湖流域における有機汚濁を対象とした 1999 年 1 月から 2005 年 10 月までの調査・実験結果に基づき、負荷流出過程のモデル構築し、琵琶湖流域全体に適用することによる汚濁負荷量の推定、負荷削減効果を評価した。得られた成果は以下のとおりである。

- 1) 構築したモデルは、各々の流出現象とよく一致し、雨水流出量の観測値に対する高い再現性が得られモデルの妥当性が評価できた。
- 2) 各調査の路面排水汚濁負荷量の実測値とモデル計算値を比較すると、各水質の溶存態成分やリン、有機物では同等となることが確認できた。また、降雨が長時間の場合は、負荷全体を捉えるため水質測定試料数を多く採ることが必要である。
- 3) 本モデルは、降水に含まれる成分を加味することによって溶存態窒素の負荷量を非常に良く再現し、共通パラメータを適用した場合でも決定係数 0.807 という高い相関が確認できた。
- 4) 本モデルを琵琶湖流域の都市域に適用し、雨天時路面排水の汚濁負荷量の予測を試みた。その結果、COD, TOC, T-N, T-P それぞれで 28.7, 20.8, 3.34, $0.20 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と試算でき、宅地や市街地と比較して、道路は COD 負荷が大きいことが明らかとなった。また、各形態ごとは、粒子態成分で 14.8, 8.5, 0.86, $0.16 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, 溶存態成分で 13.9, 12.3, 2.47, $0.04 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と算出され、汚濁

負荷のうち窒素は溶存態，リンは粒子態が主に占めることが示された。本調査地点の交通量は一般国道とほぼ等しく，その大部分が琵琶湖流域内の市街地内を通る道路であることから，本研究結果によって得られた結果は琵琶湖周辺市街地における道路の原単位として適用可能であると考えられる。

- 5) 琵琶湖流域の道路から発生する雨天時の路面排水汚濁負荷量は，COD 2,830 kg・day⁻¹，T-N 330 kg・day⁻¹，T-P 20 kg・day⁻¹と推算された。本調査地点は県全体の平均交通量として推計値は過大ではあるものの，琵琶湖に流入する汚濁負荷量の7.4%に相当することが明らかとなった。
- 6) 構築モデルを用いて，雨天時路面排水の初期累加流出高 2 mm を土壌浸透処理した場合の削減効果を推定した。対策を実施した場合は，対策を実施しない場合より，総汚濁負荷量に対して粒子態成分の約 6 割，溶存態成分の約 3 割を削減可能であることが評価できた。

7.2 今後の展望

ノンポイントによる汚染の汚濁負荷，特に路面からの汚濁負荷は，広範囲にその事象が発生し，かつ，対象となる物質が多種多様なため，その実態把握や対策が困難であるという特質を持っている。湖沼水質保全計画でのノンポイント汚濁負荷の評価には原単位法による算出が行われているが，その値は実際の評価流域から得られたデータを用いることが望ましい。本研究では広範囲な実測データを取得することによって，琵琶湖流域での路面負荷の原単位を算出することができた。その結果，湖沼環境基準である COD，T-N，T-P の中で，有機物（COD）の汚濁負荷が従来値より大きいことが明らかにした。有機物は流出形態が発生源毎に異なるため，汚濁源を明確にして個別の対応をとることが重要と考えられる。窒素は降下物や自動車からの排ガスの影響が大きいことが示された。しかし，本研究で実施した土壌浸透処理では窒素の削減効果が低いことから，他の手法もしくは，路面排水として流出する前の段階での対策が求められ，排出元となる発生源対策の進展も重要である。また，ノンポイント対策を進める上で，コスト縮減のなか新たな浄化施設整備は困難であることから，排水マスや緑地帯など既存施設の利用や路面清掃や舗装など現在の対策に水質浄化効果という視点を追加することで重層的な処理効率の向上を図ることも今後重要であると考えられる。さらに，土壌浸透手法は，不浸透面の増加に伴う水質のみならず治水上の問題を解決しうる有用な手法である。ノンポイント負荷という広範囲な発生形態を考えると琵琶湖流域の地域特性を活かす形で，土壌浸透処理を土地利用形態の中に組み入れていくことが求められる。

本研究の成果は，琵琶湖流域における都市ノンポイント汚染の流出機構の解明や負荷量の算定，さらに将来施策の計画立案，効果的な対策手法の実施において大いに役立ち，琵琶湖水質保全に対して有効に活用されるものと考えられる。

謝 辞

本研究は、筆者が(財)琵琶湖・淀川水質保全機構出向中および京都大学大学院工学研究科附属流域圏総合環境質研究センターにて藤井滋穂教授の指導のもと研究生として行ってきた研究成果です。これまでにいくつかは国内外の学会等で発表してきましたが、それらを中心としてこのようにまとめることができました。本研究の遂行および論文の執筆にあたり、本当に多くの方々のご尽力を賜りました。ここに謹んで感謝の意を述べさせて頂きたいと思います。

本研究の遂行ならびに本論文の作成にあたり、終始熱心にご指導、ご鞭撻、ご助言を賜りました京都大学大学院地球環境学堂教授 藤井滋穂博士に深く感謝致します。藤井先生には私の理解がなかなか進まない時、厳しい中にもきめ細やかに丁寧にご教授下さいました。筆者が初めて水環境の仕事に関わった頃先生の書かれた論文に感銘を受けて以来ずっと尊敬する憧れの先生であります。直接ご指導を賜ることができ私にとってこの上なく光栄に存じます。

京都大学大学院工学研究科附属流域圏総合環境質研究センター教授 田中宏明博士には、主査として本論文の内容を深める上で、ご懇篤なるご指導とご助言を賜りました。先生のパワフルな行動力に敬嘆しながらも、水環境という無限なく広がる研究分野の深化を与えて下さいました。いつもお会いする時に激励の言葉を頂けたことが大変うれしく思いました。深甚なる謝意を表します。

京都大学大学院工学研究科附属流域圏総合環境質研究センター教授 清水芳久博士には、本研究を審査いただくとともに適切なご助言を賜りました。厚く感謝の意を表します。先生のゼミや学会でのご示唆、ご助言は的確であり私の研究を熟察する貴重なものでした。

京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻教授 森澤眞輔博士、ならびに京都大学大学院工学研究科都市社会工学専攻教授 伊藤禎彦博士には、本論文に関連する工学専攻につきまして試問下さり、今後の研究において大変貴重なご意見ご教示を賜りました。深く感謝の意を表します。

京都大学名誉教授（琵琶湖・淀川水質保全機構 前学術委員長）芦田和男博士、京都大学名誉教授（琵琶湖・淀川水質保全機構学術委員長）宗宮功博士、ならびに琵琶湖・淀川水質保全機構前事務局長の大槻均博士、前水質浄化研究所次長の糸園八郎氏には、私が本研究論文をとりまとめるに際して多大なるご高配を頂きました。心より感謝致します。龍谷大学理工学部環境ソリューション工学科准教授の岸本直之博士、大阪府水道部の斉藤方正博士には適切なアドバイスをいただくとともに多くのご支援を賜りました。出向元の帝人エコ・サイエンス株式会社、ならびに出向先の(財)琵琶湖・淀川水質保全機構、国土交通省、滋賀県の各機関の皆様には多くのご配慮をいただきました。心より厚くお礼申し上げます。また、武井直子氏、馬場大哉氏（東レテクノ）、井下恭次氏、片山悦治郎氏（国際航業）には、実測調査に際して多くのご助力を得ました。厚くお礼申し上げます。

著者が京都大学大学院工学研究科附属流域圏総合環境質研究センターの研究生として過ごした2年間、様々なことに快く相談にのって下さいました京都大学大学院工学研究科講師 山下尚之博士、適切なご助言を賜った京都大学大学院工学研究科助教 田中周平博士に心より感謝致します。福永絹代さんには多くのサポートを頂きました。池田和弘博士、佐藤圭輔博士、日下部武敏博士には先輩として研究生活における有益な情報を頂きました。センターのスタッフの方々にはいつも暖かく迎えて下さいました。厚くお礼申し上げます。そしてセンターの学生の皆さんは私に素晴らしい研究と多くの刺激を与えてくれました。皆さんと出会えたこと、皆さんと一緒に過ごした日々は私の人生においてかけがえのない貴重な財産です。本当にありがとう。

最後に、このような素晴らしい人生を与えてくれた両親に感謝します。本研究の遂行と論文完成にあたって、落ち込んだ時いつも笑顔で元気づけてくれた愛犬トトロ、そして、いつもそばで私を理解し支えてくれた夫には言葉では言い尽くせないほどの感謝の気持ちを送りたいと思います。ありがとうございました。