農地保全の研究 第 19 号

目　次

開催にあたって　… 1
農業土木学会農地保全研究部会 部会長　松本 康夫

特別講演「自然と遊んで」　… 2
画家　水野 政雄

1. 高原畑における土壌侵食と保全課題　… 3
岐阜大学農学部　松本 康夫

2. 長良川の源流・岐阜県高鷲村の濁水防止に対する取り組み　…17
岐阜県郡上土地改良事業所　各務 博美

3. 濁水発生メカニズムと防止対策　…25
岡山大学環境理工学部　赤江 剛夫

4. 土砂流出抑制工の設計事例　…40
若鈴コンサルタンツ(株)　前出 好信

5. 濁水制御のための浸透性沈砂池の水理特性　…51
農業工学研究所　中　達雄

開催にあたって

農業土木学会農地保全研究部会

部会長　松 本 康 夫

この度は，第19回農業土木学会農地保全研究集会の開催にあたり，ご多忙の中で全国から多数の皆様のご参加を賜り，心から御礼申し上げます。

農地保全研究部会は，昭和55年，故種田行男初代部会長始め関係幹事各位の多大なご尽力により発足して以来，今年で19年目になります。持続的な農業生産に不可欠な土地基盤の保全管理および整備の諸課題を始め，社会的な要請を受けて国土の保全にもつながる重要な課題をテーマに取り上げ，毎年１回の研究集会を開催して参りました。研究集会では，毎年テーマを変えながら最新の調査研究の成果を発表していただくとともに，諸課題のより良い解決策，緩和策を求めて参加者相互の意見交換を行う場を設けてきました。また，講演の内容を記録に留め，来聴者に便宜を提供するため，あらかじめ，講演者に原稿のご執筆をいただき，「農地保全の研究」として刊行してきました。今年で19号を数えるまでに至りました。年々，隆盛をきわめ，今や全国の都道府県等から数多くの土地改良技術者・担当者にご参加をいただけるようになりました。

さて，現在，「飛山濃水」と呼ばれ，山紫水明を誇ってきた岐阜県では，長良川の源流地帯における渓流汚濁が社会的な関心を呼んでいます。源流部には，高原高冷地の特性を活かして営々と農地が開かれ，農業が営まれてきました。最近では，都市住民に憩いを提供する農村交流の拠点として活発な開発整備が行われつつあります。岐阜県では「長良川ビジョン」を掲げ，清流，長良川の水質保全に向けて，今後の一層の取り組みと防止対策が叫ばれているところであります。

本研究集会では，「源流地帯における農地の保全課題」をテーマに掲げました。まず，長良川を背景とした自然の恵みの大切さをお話しいただく特別講演をお願いしました。引き続いて現状や課題への取り組みの様子をご報告していただくとともに，この地にふさわしい防止対策を求めて研究成果と設計事例のご発表をお願いしています。さらに講演者と来聴者が一体となって，相互の知識・経験と英知を交換しながら，より良い保全対策を模索していきたいと考えております。全国の各地で農地の保全対策に取り組んでおられる技術者，関係者にとっても，本研究集会の成果が実り多きものになるよう，心から祈念しております。

この度の開催にあたりましては，岐阜県農政部関係各位にひとかたならぬご協力を賜わりました。また，講演者におかれましては，極めて多忙なスケジュールをぬって原稿のご執筆，ご講演のご快諾をいただきました。多くの方々に支えられ，岐阜の地で研究集会が開催できましたこと，心中から御礼申し上げます。

特別講演　「自然と遊んで」

画家　水 野 政 雄

私の生まれ育った郡上八幡は，本州のほぼ中央に位置し，中部山岳地帯の内ふところに抱かれた緑豊かな城下町です。

町の中央を流れる吉田川（長良川の支流）は，文字通りの清流で，橋の上からは，今でも鮎の泳ぐ姿を見ることができます。

源流にも近いこともあって夏でも水は冷たいのですが，釣り・水泳びを大人から子供まで，吉田川と人々とのかかわり合いはとても深く，生活用水としても，町中に分水されています。

水の豊かさは，人々の心の豊かさにも，緑の豊かさにもつながっています。

自然と人間が昔からうまく調和して暮して来たわけです。つまり，自分がいて町があり，山があり，川があり，動物がいて，鳥がいて，虫がいて・・・　というように，自分が自然の一部であることを知り，自然とリズムを合わせて生活して来たわけです。

しかし，生活環境の近代化の波はこの山町にもおしよせ，生活そのものはとても便利にはなったのですが，それとひきかえに，自然，特に川の汚水は，この源流に近い町でも大変進んだように思われます。

今後は土木工事においても，都会の用水の工事とはちがった，「生きた清流の工事」として自然にやさしい工事が特に望まれるところだと思われます。

高原畑における土壌侵食と保全課題

岐阜大学農学部　松本 康夫

Ⅰ．はじめに

長良川の源流部においては，高原高冷地の立地条件を活かして夏大根の産地形成が進められてきた。ところが，栽培期の強い降雨によって貴重な土壌が畑面から流亡し，渓流を経て地区外へと流出して，とくに洪水期には長良川の汚濁を招いている。

土壌流亡対策には，栽培管理を中心とする発生源対策と流亡土壌を地区外へ流さない流出抑制対策を複合的・重層的に施す必要がある。これまでにも一部農家を中心に個別的な営農努力が払われてきたが，圃場管理の精粗が混在し，圃場形態や排水系統等の基本的な基盤条件が整っていないのが現状である。

将来にわたって，河川水質を保全しながら持続的な畑作農業を展開するためには，基盤条件を整え畝立てを始めとする栽培管理様式を確立するとともに，系統的な土壌流出の抑制策を講じつつ，速やかに流亡土砂を排水から分離する土砂溜等を分散的に配置することが急務になっている。長期的には，連作障害を回避する上でも，畜産農家と連携して牧草を組み込んだ輪作体系に移行することが理想であり，牧草地を確保する上で，現在の大根作付農家の経営規模を維持するためには，新たな開畑が避けられないという背景がある。

長良川源流部の高原畑は，農家による自力開墾で開かれてきたが，1970年以降の農地造成事業によって規模拡大が進み，今なお，新規開墾が進みつつある。本論では，長良川源流の高原畑で起こっている土壌侵食の実態を明らかにするとともに，今後の保全課題と防止対策を整理しておきたい。

Ⅱ．土壌侵食の発生形態

1. 畑地の土壌流亡源と流出経路

夏大根の栽培が行われている傾斜畑がどのような形態にあり，耕作されているのか，圃場形態と耕作形態を通して土壌の流亡源や流出経路を解明した結果を，まず報告する[1)]。

（1）対象地域の概況

対象地域は，標高1,700m級の山体に囲まれた 800～1,000mのなだらかな高原部に位置し，地質的には，固結した火山灰の中に転石状に火山礫を挟む白山火山起源の新規安山岩類（第四紀洪積世）に覆われている。30年間の降水資料によると，年平均降水量は3,285mmであるが，2,511～4,423mmと年変動が激しい。6～9月の夏大根のほぼ栽培全期間にわたって50mm/hr前後の強度の大きい降雨が観測されている。とくに10mm/10分を超える強い降雨が少なくとも年1～2回はみられる。

対象地域の中から渓流汚濁がみられる約160haの流域を調査地域に選定した。調査対象流域の土地利用は大根畑が56ha，牧草畑32ha，裸地 3ha，荒地 2ha，残りの67haが林地や住宅，道路などである。調査地域に含まれる大根畑はほとんどが傾斜畑であり，圃場も不整形なものが多い。

（2）調査方法

調査にあたっては，縮尺 1:2,500の地形図をもとに圃場形態を整理するとともに現地調査を行い，大根畑の畝立て及び排水状況，調査地域の土壌侵食状況を精査した。また，畝の方向や組合わせなどの圃場の耕作形態を知るには現地踏査では不十分であったため，ラジコン飛行機を使って航空写真の撮影を行った。さらに，土壌流亡量を概算するため土壌侵食の痕跡を追跡して侵食規模を実測した。

（3）造成形態

調査した187の大根畑の傾斜は，ほぼ2～7°にわたり，7°以上の圃場は全体の4%，最高でも9°であった。斜面長はほとんどが30～100mに分布し，100mを超える圃場は全体の6%，長いものでも150m程度であった。傾斜が急になると斜面長を短く抑え，逆に傾斜が緩くなると斜面長が長くなっても支障のないように造成され，斜面長が100mを超える圃場では傾斜がすべて5°以下であった。斜面長及び傾斜の平均値はそれぞれ60mと4.5°であった。

（4）畝立て様式

圃場の畝立て方向をみると，大根の搬出と耕起作業を考慮して圃場の境界方向に沿った畝立てが多く，図-1 に示したように短辺方向に沿った畝立てが64%，長辺方向が33%，両方向とも同じものが3%であった。長辺方向に100m以上に及ぶ圃場は，全ての圃場で短辺方向に畝を立てている。畝立て形態を分類すると，全て同一方向の圃場が最も多く(59%)，次に圃場の上流側に2～3本の枕畝を立てた圃場(18%)，下流側で枕畝を立てた圃場(9%)の順であった。畝の方向を傾斜に合わせてほぼ等高線方向にしたり，途中から方向を変えたり，畝を途中で切り欠いた圃場もみられた。畝方向の勾配は，斜面の短い圃場を除いておおむね5°以下で畝長は20～80mに抑えられ，勾配が大きくなるにつれて畝を短くする傾向が認められた。畝方向の勾配と畝長の平均値はそれぞれ2°と50mであった。結果的に，畝を立てる際に傾斜の緩い方向を選んだ圃場は63%，急な方向を選んだのは34%であった。

（5）侵食形態

侵食形態を整理すると圃場境界に沿って発生したガリ侵食（タイプⅠ），法面に一定の間隔でできた筋状侵食（タイプⅡ），圃場流末部の法面崩壊（タイプⅢ）の３つの形態に大別できた。タイプⅠの侵食を招いた圃場は畝を緩勾配方向に立てたものが多く，圃場からの排水が境界に沿って急勾配で流れたためである。タイプⅡの法面侵食は，圃場から畝間を伝って直接法面に排水された場合に該当し，畝を短辺方向で急勾配方向に立てている圃場が多く，短時間の排水が優先されたためである。タイプⅢの法面崩壊は枕畝や承水溝によって，圃場の流末部に多量の排水が集中し法面に流れ込んだためであり，圃場の多くは短辺方向，緩勾配方向に畝を立てているが，畝間から排水が１カ所に集まり侵食規模が大きくなったものである。侵食痕跡から土壌流亡量を試算してみると，タイプⅠのガリ侵食は約196m³，タイプⅡの法面侵食は約10m³，タイプⅢの法面崩壊は約22m³であり，侵食形態別にみると，ガリ侵食による土壌流亡量がほぼ90%を占め，土壌流亡の主要な供給源であることが想定された。

（6）流亡土量

対象地域の排水状況を調べると，畝間から法面や道路側溝に直接排水したり，枕畝など

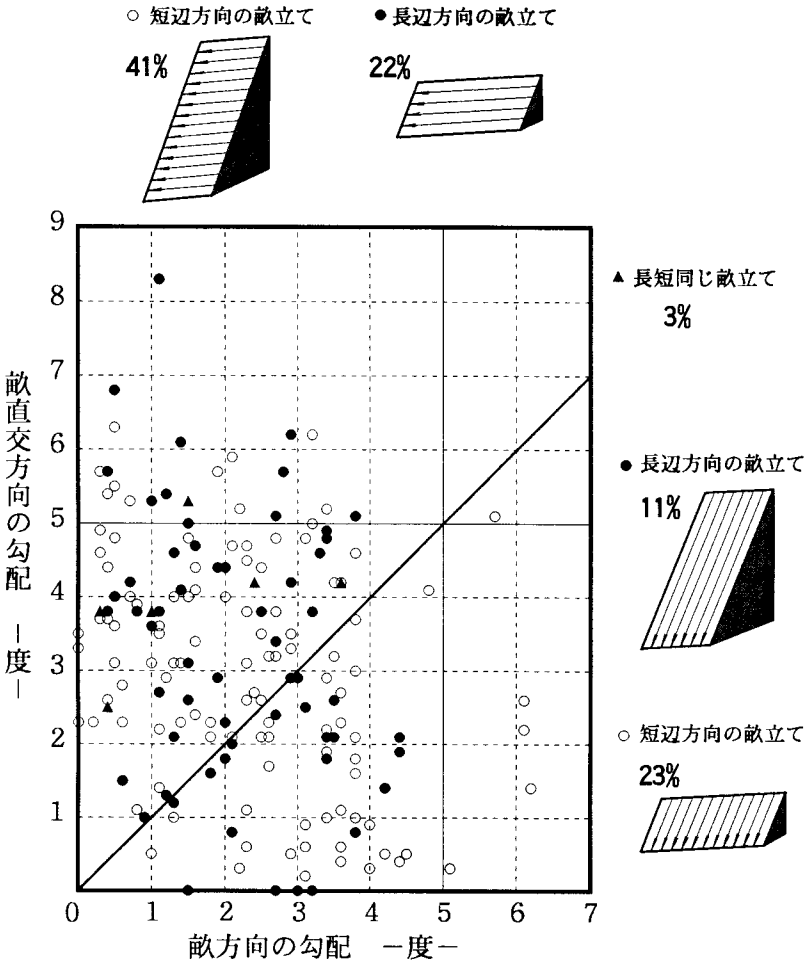


図-1 畝立て方向と傾斜の関係

を利用した圃場内承水路を経て道路側溝や法面に排水するのものに大別される。対象流域の排水系統は大きく９水系に分かれており，土壌流亡量を水系別に整理して単位流亡土量を算定した。その結果を表-1 に示した。表中の数値は，調査の時点まで侵食痕跡として明瞭に残されたガリから概算したものであり，実際には埋め戻されたり，計測が困難な面状侵食を含めると一層多量の土壌が流亡していると思われる。表-1 によると水系3の単位流亡土量が極度に多くなっており，これは開墾直後の裸地が約12%含まれるためである。傾斜した裸地面では土壌が露出し，浸透しきれない雨水が傾斜に従って流れるため大規模に侵食されやすい。裸地状態で放置するより，畝を立てることによって土壌流亡は，大きく抑制される。

水系別単位流亡土量と土地利用の関係をみると，圃場面積に含まれる畑地と裸地の割合が高くなるような水系で流亡土量が多くなる傾向にある。すなわち，１圃場レベルの保全対策に加えて，水系内に牧草地を配することによって相対的に土壌流出の強度が抑制されることを示唆している。また，裸地状態で放置された圃場が多量の流亡土壌の供給源になっているといえよう。

表-1　水系別土地利用と単位流亡土量

水系	圃場面積 (ha)	畑地 (ha)	裸地 (ha)	畑・裸地割合(%)	単位流亡土量(m^3/ha)
1-1	16.6	12.3	0.0	74	5.9
1-2	26.6	22.3	0.5	86	3.4
2	1.6	0.0	0.0	0	0.0
3	3.6	0.9	0.5	38	16.6
4	5.2	4.1	0.0	79	−
5	12.8	8.1	0.8	69	0.4
6	15.4	3.0	0.6	24	1.0
7	2.4	0.0	0.0	0	0.0
8	1.2	1.2	0.0	97	3.3
計(平均)	85.4	51.9	2.4	64	3.2

水系4については未測定。

2. 裸地畑における土壌流亡形態

裸地畑の土壌侵食と流亡土量について検討してみよう[2)]。いわば，耕起・砕土後に休閑したり，新規開墾畑から流亡する最も危険側の最大流亡土量に相当すると考えてよい。

(1) 試験地流域の概況

圃場レベルの降雨流出の特性と土壌侵食の形態や流亡土量の実態を検討するため，面積約1.5haの試験地を設定した。試験地は，対象地域の代表的な圃場形態をもち，地区に分布する典型的な土層，土壌からなる。また流末には流亡土壌を捕捉する土砂溜を配し，図-2 に示したように流域には，ほぼ同じ面積の３つの畑面を含む。下流側２圃場は1987年10月，公社営畜産基地建設事業によって造成され，畑面の主勾配は，2° 未満で，長辺方向に畝が立てられ大根が作付されている。最上流の圃場は同年11月に農家が自力開墾したもので傾斜は約4° である。この圃場は裸地状態で１年以上放置されており，圃場面には樹枝状の洗掘跡（ガリ侵食）が明瞭に残されている。試験地の背後は林野であり，各圃場は階段状に法面によってほぼ周囲を囲まれ，最上流の裸地畑は上流側を法先の素堀水路とU字溝で境されており，上位の圃場から雨水が流入しない構造になっている。畑面からの流出水は，流末部から土砂溜に至る素堀水路に流入する。法面における植生の活着状況はきわめて不良であり，筋状の侵食痕が多数みられた。土砂溜は，畑面から10～20mほど低く，洗掘され粘質な硬盤層の露出した素堀水路を約150m下った位置にある。

(2) 調査方法

試験流域における降雨流出特性を検証するため，流末端の土砂溜に自記降雨－水位計を設置した。また，裸地畑において土壌侵食の形態及び流亡土量の実態を把握するため，土壌侵食の形態を調査した。畑面は前年秋に耕起・砕土されて以降，裸地状態で放置されており，試験期間を含む約１年間の降雨にさらされ，圃場面には樹枝状のガリ侵食の痕跡が明瞭に残されている。この圃場において，ラジコン機によって航空写真を撮影するとともにガリの横断面特性を調べるため，短辺方向に上流から10m間隔で９本の測線を張り，それぞれ交差するガリの横断面形状と断面規模を実測した。

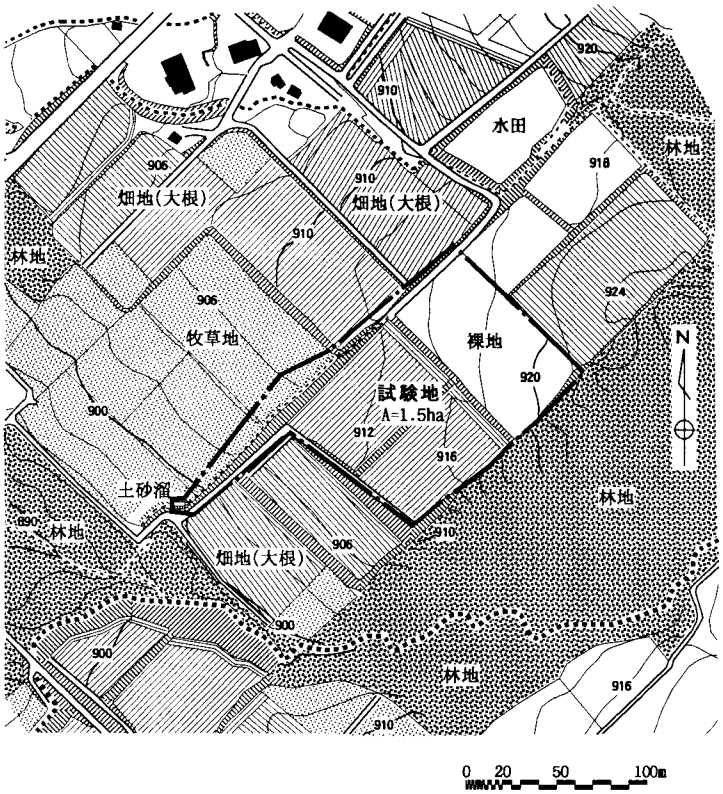


図-2 試験地流域の概況

(3) 降雨－流出特性

流出に寄与する降雨特性を調べるために，流出量と直前10分間の降雨量を対象として，累積降雨量と累積流出量の関係を図-3 に示した。流出量は試験地面積から流出深に換算した。ここでは，観測された一連降雨量が50mm以下，50～100mm，100mm以上の場合に区分して10分間降雨量と流出量の関係を累積的に追跡したものである。図中には降雨出現日を付記した。降雨量に対する流出量の比，すなわち累積曲線の傾きが流出率に相当し，降雨開始から流出が終わるまでの一連降雨の直接流出率を表す指標を直線で加えてある。また，累積曲線の部分勾配が短時間の降雨流出率を表すと考えてよい。

図-3 によると，降雨パターンによって累積曲線の概形が異なり，降雨があっても流出のない期間（水平部分）や降雨がなくても流出の継続する期間（垂直部分）がみられる。しかし，総降雨量が多いほど相対的に流出率が大きくなる傾向があり，30mm程度では5%以下，40～50mmで約20%，70～100mmで約40%，100mmを越えるとさらに急激に流出率が上昇するようである。全体的な曲線形としては凹形であり，降雨量が20～30mmになった時点から緩やかに立ち上がり，40～50mmからやや急になりながら100mmを越すと，降雨がそのまま流出（流出率100%）してくるような時期を経て，さらに弱い降雨が続くと土層中の浸透水が顕著になるものと推察される。あたかも試験地の表層が多孔質の空隙に富み，これらの空隙が雨水で充満すると，それ以降の降雨が急激に表面流出するような形態をとることを示唆している。また，局部的に追跡してもやや凹形の曲線群から構成され，短時間に強い降雨があると流域貯留が起き，やや流出が遅れるような現象を繰り返していることがわかる。

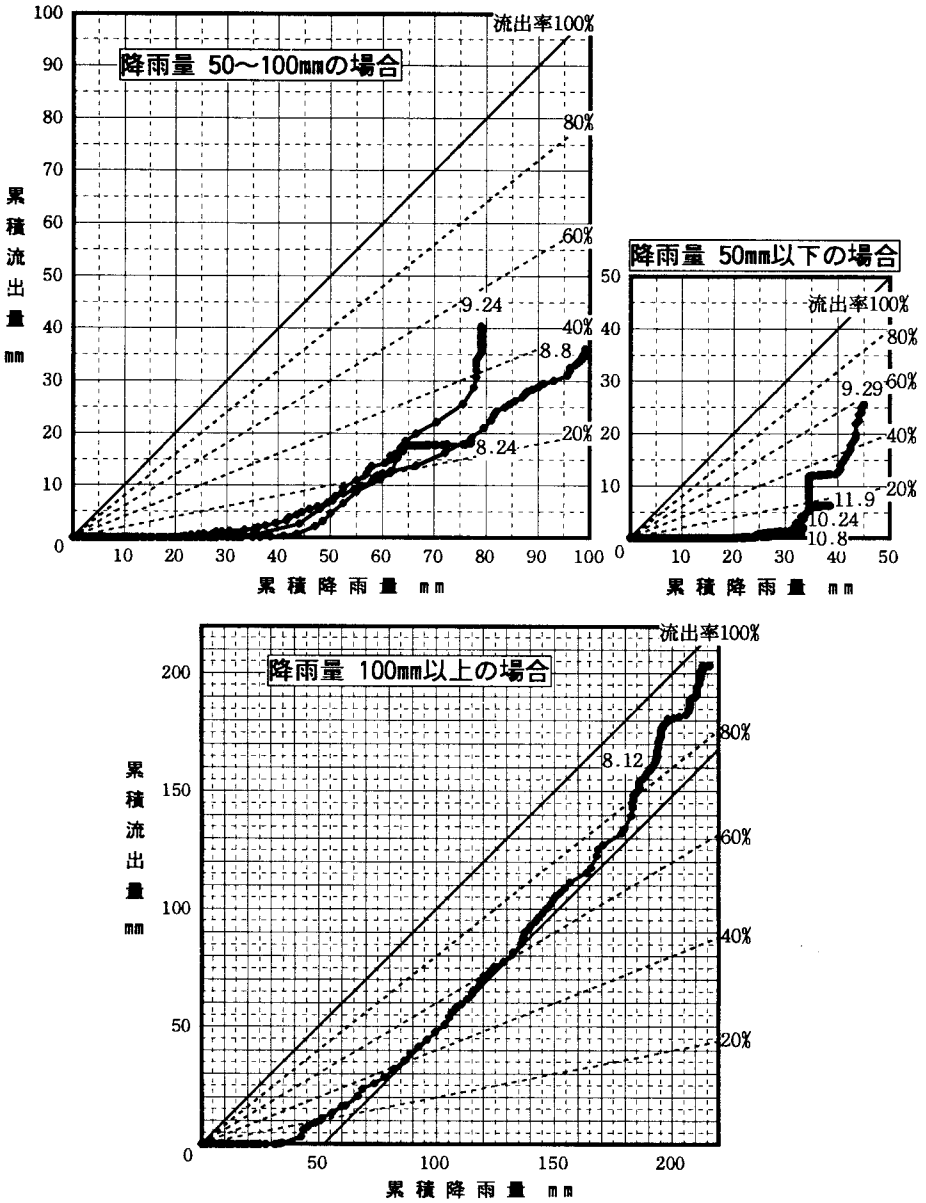


図-3 累積降雨量と累積流出量の関係

(4) 侵食形態

ガリの発生パターンは図-4 に示したとおりである。畑面の傾斜に沿って主傾斜方向に幹となるガリが発生し，これらに短いガリが合流している様子がわかる。畑面の下流側長短辺方向には，2本の承水溝が掘られ，集まった排水で洗掘されているが，畑面の主要なガリは，畑面のほぼ上流端から下流端まで，等高線に直交して最大約95mに及ぶものがみられた。長辺方向の素堀承水溝は畑面で発生したガリからの排水を受けて下流ほど幅広く，深くなり，流末では法面の洗掘崩壊を招いている。承水溝下流部の断面規模は上幅約1m，底幅約20cm，深さ40～50cmに達し，承水溝の洗掘によって多量の土壌が流亡したことがわかる。畑面で発生したガリは，台形状に相対的に幅広く，浅い形態を示したが，下流ほどやや深くなる傾向がみられた。下流部のガリの底面には硬盤層が露出し，硬盤層には土壌の乾湿に伴ってブロック状の亀裂が発生しており，降雨流出によって土塊が剥離し，次第

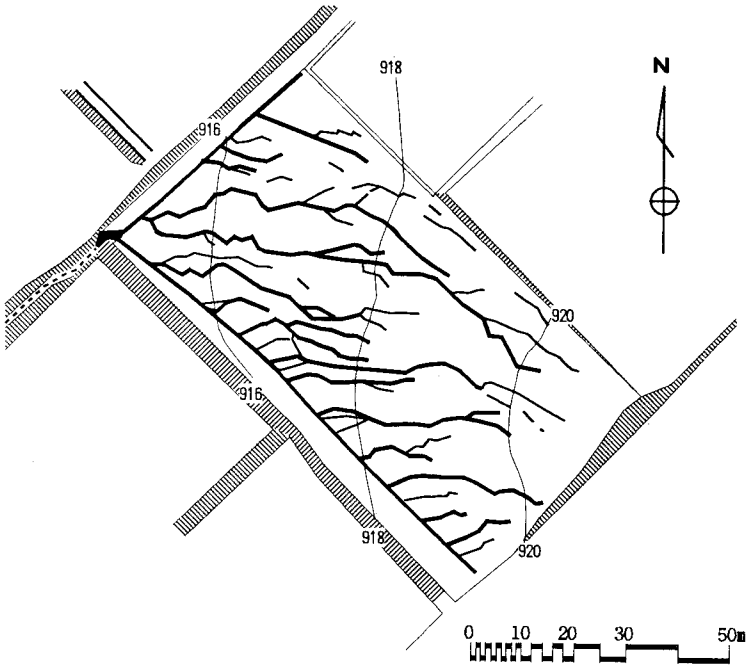


図-4 試験圃場のガリ侵食状況

に深くなるものと思われる。さらに，ガリの一部は途中で蛇行したり，分流している所がみられ，ガリの発達途上で，礫や一時的な堆砂などによる流れの争奪が起こったことを示唆している。ガリの屈曲部には側壁がほぼ垂直に切り立った痕跡がみられた。ガリの横断面積にガリの区間延長を乗じて測線ごとに流亡した土壌体積を概算してみると，ガリの発生密度が高くなる中流部から下流に向かって断面規模が次第に大きくなるために，流亡土量が急増している。各測線の支配流域における流亡土量を算定すると，下流部で最大8.27 m^3，単位面積に換算すると184m^3/ha，約18.4mmの土層が流亡したことがわかった。畑面全体では，総計約39.5m^3，単位面積に換算すると平均97.4m^3/ha，約9.7mmの土層が流亡している。これに流末部の法面洗掘による流亡土量を加えると，45.3m^3になる。ちなみに試験期間中の土砂溜堆砂量は44.8m^3であった。

(5) 裸地畑流亡土量の推定

耕土層が相対的に浅い第三紀層や洪積層からなる畑では，斜面の単位幅あたりの流亡土量が斜面長に対応して増加するような侵食特性がある[3)]。ガリの延長を斜面長とみなし，水系毎に斜面長（L ）と流亡土量（Q ）の関係を調べてみると，図-5 に示したとおりである。データが限られているが，相関係数は 0.842**（自由度:6）であり，1%水準で有意な相関がみられた（Q＝0.0759L－0.716 ）。

また，耕土層が極めて浅く特異な形態をもつ水系を除くと，Q＝0.0828L－0.710 （相関係数:0.938**，自由度:5）になり，この関係を用いてガリの発生間隔から単位面積あたりの流亡土量を簡便に推定することができる。20m以上のガリについて注目すると，発生

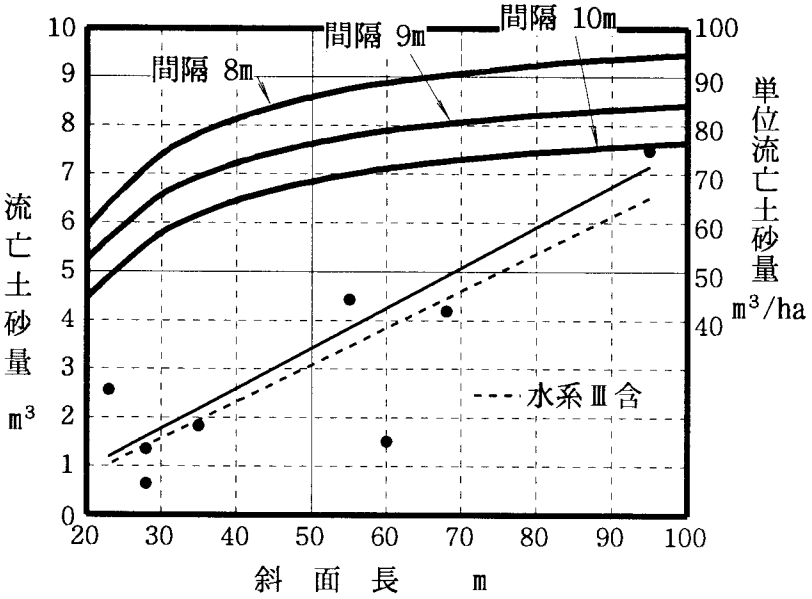


図-5 斜面長と流亡土砂量の関係

間隔は，約50mの圃場幅内に5～6本程度みられるので8～10mとなり，水系流域面積（A ）は，8L≦A≦10L である。したがって，単位面積あたりの流亡土量q （m³/ha）は，

$$104-\frac{888}{L} \geqq \left(q=\frac{Q}{A} \right) \geqq 83-\frac{710}{L}$$

となる。すなわち，発生間隔9mと考えると，主傾斜方向の斜面長50mで76m³/ha，100mになると84m³/haとなる。斜面長が50mから100mに2倍になっても，単位流亡土量は約1割程度増えるに過ぎないようである。

Ⅲ．土砂溜における堆砂の進み方

土壌流亡対策として有効な土砂溜の機能を検証するため，約３年間にわたって前述した試験地の土砂溜において堆砂の進行過程を追跡した[4)]。

(1) 土砂溜の構造

土砂溜の構造は図-6 に示したとおりである。幅5.8m，延長9m，深さ1.9mの台形スリ鉢状にフトン籠及び石積み（モルタル充填）で築造されており，低面部には径15cmの有孔塩ビ管（集水暗渠）が2本埋設されている。底面及び側面は礫からなり，浸透性土砂溜である。放流口には，幅2m，切り欠き深さ50cmの矩形越流堰が設けられ，流出水は堰からシュート工によって縮流しながら下流のU字溝（幅，深さ30cm）を経て渓流に放流される。集水暗渠は堰から9m下った位置でU字溝に開口する。

(2) 調査方法

降雨と土砂溜内の水位を自記記録するとともに，堆砂形態と堆砂量を追跡した。前述した試験地においては，試験開始(1992.6)当初から約１年の間，裸地状態で放置されており，畑面からは樹枝状のガリ侵食を伴って多量の土壌が流亡したが，翌年1993年6月に牧草が播種された。合わせて牧草の土壌流亡抑制効果を検証するとともに土砂溜の堆砂形態への

影響を調べることとした。

堆砂形態の観測は，1992年6月から始め，8月に，土砂溜内の堆砂を全て排除した後，約10カ月継続した。この期間を便宜的に「裸地期」と呼ぶことにする。引き続き，1993年6月に再び堆砂を全て排除した後，1994年11月まで継続した。この期間を「牧草期」と呼ぶ。堆砂形態は，積雪期を除き約1ヶ月おきに写真撮影し，堆砂面を破壊しないように堆砂が安定した段階で，8回にわたって堆砂面のレベル測量を行い，等高線図として整理した。別途，流亡土量に換算するため，堆積土をサンプリングして乾燥密度を測定した。

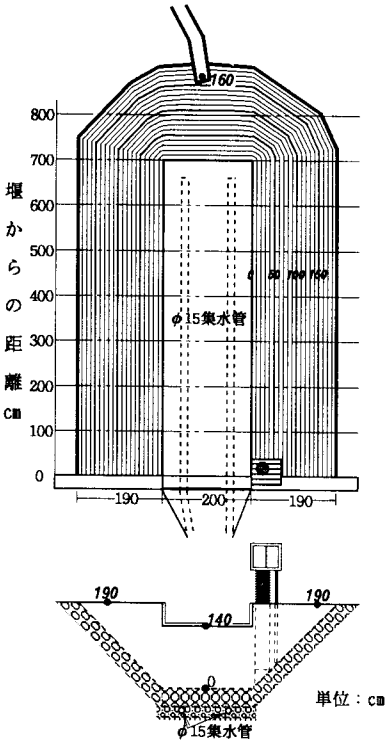


図-6 土砂溜の構造

（3）降雨状況

1992年8月以降，裸地期に降雨流出が観測されたのは8回，連続降雨が100mmを越えたのは1回であった（図-3 ）。1993年では6～8月初旬にかけて100mm以上の降雨が5回みられ，6月下旬には，流域が過湿で牧草に転換されたため，裸地圃場法面の崩壊（幅約5m×高さ1～2m）が生じた。1994年には，6～7月下旬にかけて50～100mmの降雨が3回，9月の中下旬に100mm以上の連続降雨が2回あった。

（4）堆砂形態の変化

【裸地期】図-7 に示したように，堆砂初期の段階では，流入土砂が越流堰の敷高を頂点とした円錐台状に，水面下では水中安息角35° 程度のほぼ一様な堆砂前縁をもって堆積した。その後，流入水路の跳水が卓越し，堆砂が次第に前面に移送されながら頂部に積もって次第に高くなった。堆砂は流入方向に向かって進み，流入水が堆砂体を迂回して流れるようになったため，堆砂は前面から次第に側面に向かうようになり，流入水が閉塞され，閉塞域の土砂充填が起こった。この間，堆砂前縁は前進していない。前面の湛水域には堆砂本体を迂回して流れてきた懸濁水が貯まって次第に細流土の沈積が進んだ。堆砂体の前縁は安定して流入点から5mに留まっていた。

【牧草期】牧草期の土壌流出は突発的な法面崩壊に起因している。一度に多量に流入した崩壊土は越流堰の敷高を頂きとした円錐台状に堆積し，その後は流入水路の跳水が卓越したため，堆砂面が次第に洗掘されて窪地になり，やや欠けた半月状になった。洪水湛水面を上限として水面下では水中安息角35° 程度のほぼ一様な堆砂前縁をもって堆積した。その後，流入部で堆砂が攪乱され再堆積が起こったが，堆砂形態に大きな変化は起こらず，堆砂量はほとんど変わらなかった。融雪期や春先の降雨を経ると，わずかに土壌の流亡が続いたため頂部に平坦な堆砂面が拡大し，前面の湛水域には堆砂本体を迂回して流れてきた細粒土が沈積した。堆砂体の前縁は流入点から6mに留まった。

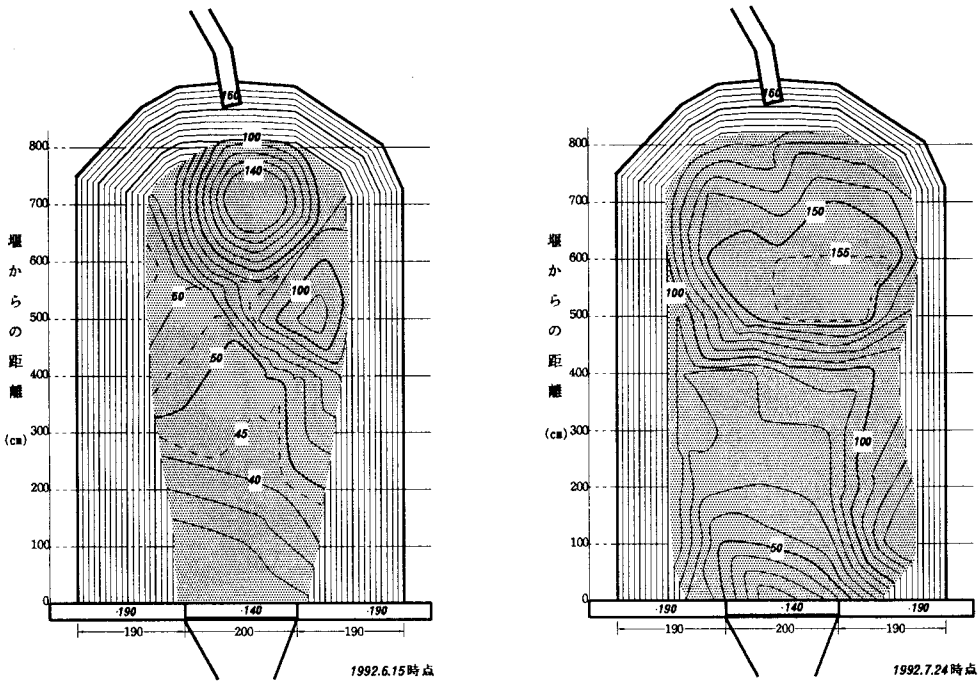


図-7 堆砂初期における形態変化

(5) 堆砂量の経年変化

堆砂量と流亡土量の状況を表-2 に示す。単位流亡土量は流域面積で除してあるが，主な供給源は，最上位の圃場であり，限定すると( )内の値になる。裸地状態で降雨期最大，約16t/ha/monthから次第に侵食履歴に応じて減少し，年間，表土に換算して約7mmの土壌流亡が起こった。牧草期の試験では，当初の突発的な法面崩壊で堆砂が進み，その後，流れ付いた牧草種子が堆砂前縁の一部で発芽している状況であった。裸地期以上の降雨にも関わらず土壌流亡が抑制され，牧草が土壌流亡抑制に効果を発揮している。

表-2 堆砂量からみた流亡土量の推移

測定年月日	期間(月数)	堆砂量(m3)	流亡土量(t)	単位流亡土量(t/ha)	備考
1992					月平均
6.15	約8	11.8	9.5	6.3(19.0)	裸地 2
7.24	1.3	13.3	10.7	7.1(21.4)	裸地16
10.7	2.4	19.7	15.9	10.6(31.8)	裸地13
1993					
5.25	7.6	5.9	5.2	3.5(10.4)	冬季 1
計	19.3	50.7	41.3	27.5(82.6)	
8.25	2.8	17.3	15.2	—	法面崩壊
10.28	2.1	0	0	0.0(0.0)	牧草 0
1994					
6.8	7.4	1.3	1.0	0.7(2.1)	冬0.3
11.1	4.8	0	0	0.0(0.0)	牧草 0
計	17.2	18.6	16.2	0.7(2.1)	

(6) 土砂溜の考え方

堆砂形態は，流亡土壌が継続的に流入しても，一度に多量に流入しても，ほぼ安定した一定の水中安息角をもつ円錐台状の明瞭な堆砂前縁を伴っており，土砂溜中で堆砂前縁を形成・保存する条件を与えることが肝要である。流入方向を土砂溜の延長方向からずらし，流入地点で滑らかに流すより滝状に落下させ，堆砂自体に流れの移送力の減殺効果をもたせて堆砂前縁までの距離を短縮すれば，土砂溜の堰付近は細粒土の沈積空間として有効に活用できる。また，浸透性にすることによって堆砂・沈積層が乾燥履歴を受け，継続した懸濁水の鉛直浸透を促して沈積・濾過効果が期待できる。従来，土砂溜は浚渫期間と計画流亡土量から容量を決め，構造や堆砂形態を考えることはほとんどなかった。延長方向に余裕をもたせ，限られた土砂溜空間を有効に使うために，土砂溜内部の堆砂過程を予測して堆砂特性に見合った規模や構造を与える必要がある。

Ⅳ. 保全上の課題と防止対策

1. 保全課題

(1) 農地基盤の課題

対象とした高原畑では，農作業や排水が重視され，土壌の流亡を避けられない圃場がみられる。まず，圃場の周囲に排水路がないために深掘れした侵食痕を伝って排水しているのが現状である。法面にもシュート水路がないため洗掘崩壊がみられる。畝立て様式を考えながら各圃場からの排水が安全に流れ込むように系統的な排水路を配置する必要がある。また，農家は畝立てによって傾斜や畝長を緩和しているが，作業性や保全性の高い畝立て方式を誘導するよう圃場形態を整えることが肝要である。

道路は自力開墾が繰り返されたため，一部で袋小路になっており寸断されると圃場の保全管理に支障をきたしやすい。とくに，轍の表土が破砕されており，排水が流入すると深掘れして，渓流汚濁の大きな発生源になっている。一方，土砂溜には，圃場や法面から流亡した粗粒土壌が渓流に流出するのを抑制する効果があるが，皆無に近い。排水路に沿って，一部を膨らませて土砂溜として分散配置するような工夫が求められる。沈砂池や溜池においては，放流水が長期間にわたって渓流を汚濁しないよう，バイパス水路を設けて背後の清澄な渓流水を流すよう配慮しなければならない。土層構造に関しては，下層に硬基盤が広がり，雨水が浸透しにくいために，表土が飽和しやすく流れやすい。表土が薄く，固結団粒のまま流亡する傾向がある。相対的に沈積しやすい土壌であるため，流出を抑制するには土砂溜が有効であるが，耕作が続くと肥培管理等によっては，沈澱凝集の遅れるような土壌に変質する特性をもっているといわれる。基本的に流亡が始まるのを遅らせる土層改良が必要で，心土破砕や深耕を行ったり，暗渠を敷設するとよい。一部農家は，伝染性病原菌の発生を恐れ排水を促進するため，作付前に弾丸暗渠を施している。

(2) 営農面の課題

過半の農家は，畝立てや畝間の敷草によって畑面の侵食を抑制し，枕地に枕畝を設けたり，承水溝を掘って，土壌流亡を抑制している。水路肩をビニールで被覆したり，洗掘痕に肥料袋を廃物利用した土嚢を投入したり，トタン板によるシュート水路，塩ビ管の集水路，U字溝を設置したり，あるいは丸太や板柵で圃場下端を補強したり，板柵で簡易な土

砂桝を作るなど，土壌が流れるのを抑制する多様な工夫がみられる。圃場の周囲に草生帯を設けたり，法面を積極的に緑化する農家もある。一方，作業性や病原菌の発生を恐れて排水を重視し，土壌の流亡を避けられない圃場がみられるのも事実であり，営農面からの課題も少なくない。まず，農家に多様な保全管理の工夫例を紹介しながら，積極的に活用してもらうよう啓蒙することが望まれる。畑面の利用については，農家が零細な圃場で最大限の収穫を上げたい心理から畑面を全面にわたって植栽に供するため，圃場の周辺に土砂を滞留させる場所がとれない。一部では，畝間から直接，法面に排水して筋状の法面侵食を招いたり，耕耘時の膨軟な土壌が排水溝に散乱して降雨とともに流亡しやすい。また，排水溝を巡らした場合，溝から畝間を伝ってガリ状の侵食が波及する恐れがある。土羽の排水溝では側壁から畝間を遡って侵食されやすい。畝間の流末部は，排水改良とともに草生帯や緩やかな堆砂帯を準備しておきたい。

農家が最も恐れる連作障害に対して，土壌消毒が慣行になっている。とくに農薬の多投による土壌構造の劣化は，透水性を低下させ，表土の瘠弱化を助長する。機械化単作農業につきものであるが，排水や省力化が優先され，表土を心土から補う心土耕作に移行しがちである。連作障害対策を含めた長期的な視点から輪作体系を導入し，有機質肥料による肥培管理を行いながら土壌構造の改善につなげる必要がある。しかも農家の薬害に対する安全性や環境汚染，食品安全性に対して危惧があり，一方で最近の消費者は低農薬有機栽培に価値を見いだしつつある。長期的な展望に立ってできるだけ安全な持続的農業を指向することが消費者をつなぎとめ，将来にわたって主産地を維持することにつながろう。

最後に，零細耕地の分散は，農家の保全管理作業や随時の畑面監視にさく時間的・労力的な余裕をうばう危惧がある。通作に費やす負担が増し，農作業の粗放化を助長する。また，住居から離れた圃場は，畑面の監視が行き届かないようになり，適時に求められる簡易な保全作業が軽視されがちになる。

2. 防止対策の基本的考え方

土壌の流亡は，高いところから低いところへ移動する一方的な動きである。また，降雨履歴に応じて類似した降雨パターンでも流亡土量が変動し，圃場面の侵食履歴に伴って次第に減少する再現性の弱い現象である。防止対策を考えるに際して，発生源対策が基本であり，同時に流出抑制対策で補うという相乗的な考え方が不可欠である。これらは車の両輪であり，一方を欠いては大きく効果が失われる。基本的な考え方を整理しておこう。

(1) 発生源対策

土壌の流亡防止対策には，圃場から流さない，出さない工夫が原則的に必要である。この基本原則は「水土保持」に要約される。貴重な土壌が圃場から流れて流出しないようにするために，次の4点を提案したい。

①裸地にしない。②流出を遅らせる。③緩やかに流す。④流末を処理する。

まず，①については，明らかに均平な裸地状態で放置することが最も危険で，多量の土壌流亡をもたらす。雑草の進入さえみられない。畝を立てるだけでも大きな抑制効果がみられ，圃場面の耕起・砕土後，畝立てを早め，早期に植被が進むよう配慮したい。

②については，降雨があっても直ちに流出することがないよう，地表水の発生をできる

だけ遅らせることが肝要である。土層を深耕したり，粗朶や石礫を用いたやや恒久的な暗渠を敷設することが考えられる。弾丸暗渠を密度高く更新していく方法でもよい。

表流水が発生した場合には，③の緩やかに流すことが必要である。これには，畝を緩やかな方向に選ぶか，畝の途中や畝間流末に緩やかな承水路（枕畝）を挿入することである。また，畝間には，草株や藁などを覆土したマルチングを施すことが望ましい。畝や承水路は緩傾斜になるように設定することがポイントであるが，圃場の形態によっては農作業の効率を損ない，排水を阻害して適正な方向に設定できない場合も少なくない。このような場合には，抜本的な圃場形態の再編と改良を図ることが求められる。

最も重要なことは，④の畝間の流末処理である。調査結果から明らかなように，圃場の境界や道路境界などが流亡土壌の主要な供給源であった。畝間が緩傾斜であれば，集まった多量の流出水が素堀の排水溝（侵食痕）に集中する。畝間の流末から素堀排水溝にかけて側岸部を草生化したり，例えば，シート，土嚢，丸太，板柵などで保護し，畝間に波及した侵食や崩壊を起こさないよう手だてを尽くすことが肝要である。とくに弾丸暗渠の開口部であり，挿入口になるため，土羽のまま放置されることが多い。できる限り支障の少ない草生化の方策を検討したい。素堀排水溝の路床において適宜，土嚢等による床止めが必要である。路床が安定すると，草生（雑草）進入を招き，より一層効果が高まる。下流端には，下位の圃場に直接排水や土砂が流入しないよう土砂桝を配置したい。

（2）流出抑制対策

いったん圃場から流出した土壌が地区外へと輸送されることを抑制するには，渓流や排水路に沿って「水土分離」を意図した流し方の工夫が求められる。現象面から懸濁水が澄んでいく過程を分析すると，濁度の高い段階から低い段階（おおむね40ppmを境）に移る過程で低減特性が急激に変わる。これは，降雨流出で運ばれた粗粒子がきわめて短時間に沈降し，次第に粘土（コロイド）の浮遊段階に移ることを意味する。粗い土粒子の堆積と微細な土粒子の沈降・沈着を促進する両面の対策が必要になる。次の４点を強調したい。

①緩急の流れを作る。②懸濁水を浸透・濾過する。③堆砂を定期的に浚渫する。

④土砂溜(枡)の構造を工夫する。

まず，①については，粗い土粒子が堆積したり，微細な土粒子が沈降・沈着する機会をできる限り分散して準備しておくことである。一連の排水系統の中で，緩急の水路や拡幅部を交互に配置しておく。例えば多段水路や水路幅を変えた複断面水路などがあげられよう。事前に土砂が滞留する場所を確保することによって，法面崩壊などで不意に多量な流亡土砂が発生した場合にも一時的に吸収することができる。直線的な一様なコンクリート水路にするのでなく，変化に富んだ水路にすれば，近年の自然環境に配慮した親水路としても活用できよう。一部を草生化するなど，材質を変えて粗度で調整してもよい。

次に②については，とくに微細な土粒子の濾過・沈着を図るものである。微細な土粒子の流出抑制には，流れの途中にフィルター等を設置し，物理的に流水濾過を促進する方式か，あるいはいったん貯めて化学的に凝集沈殿させる方式が考えられる。しかし，これらの濾過・沈殿方式には多量の出水を伴う傾斜畑地帯で効果が疑問視され，曖昧な点が多い。作物の残屑や枯葉が詰まったり，濾過材の目詰まりや疎通間隙・堆砂容量が減少して出水時にオーバーフローを起こし，２次侵食を助長するという危惧，化学処理には，沈砂池容量の確保と薬剤経費及び汚染上の問題がある。一般に濾過方式は流水を水平方向に流し，

濾過材に対して水平浸透を促すことが多い。そのため，流れ着いた枯葉や残屑で詰まったり，浮遊する微細な土粒子によって目詰まりを起こしやすい。本地区の畑土壌と堆砂の粒度組成を比較すると，微細な固結粒子のまま流亡する傾向がみられる。流亡して堆積した土壌は，間隙が多く透水性がよい。肥培管理や熟畑化の進んでいない土壌ほどこの傾向が強い。当面の土壌流出を防止できれば，その後は次第に雑草等が進入するようになって土壌流出は，一層抑えられる。このような土壌特性を積極的に活用した保全対策を採用したい。すなわち，堆砂を濾過材として活用する方式が最も望ましい。ここに懸濁水を導いて鉛直浸透を促すような浸透性堆砂ポケットの配置を検討することが最も重要である。

堆砂ポケットを準備しても，度重なる流亡土壌によって堆砂容量は次第に減少する。折角，貴重な土地を割いて土砂溜を設けているのであるから，長期間にわたって機能を発揮させるために③の定期的な堆砂の浚渫が不可欠である。農家の輪番にするか，共同にするか，管理主体を明確にして柔軟に対応できる組織や体制を整えなければならない。あわせて，進入路を備えた管理しやすい土砂溜の構造を工夫し，浚渫にも使える小型汎用土木建設機械を共同利用に備えておきたい。これは，ガリの埋め戻しや畑面の補修にも役立つ。

管理が容易で長期間にわたって機能を発揮する土砂溜を設けるには，必ず④の土砂溜の構造を工夫することが肝要である。堆砂の過程を詳細に観察することによって，限られた土砂溜の中でできるだけ堆砂部を確保し，浸透，沈降する空間を長期にわたって確保する工夫が求められよう。堆砂形態を予想して堆砂前縁がほぼ固定して，積極的に水勢を弱めるような構造を与えたい。また，濾過機能の観点からも浸透性土砂溜がふさわしく，降雨間断期に滞留水が浸透して次の降雨流出に備えることができよう。

農地の保全対策は，社会的・経済的な制約が多く，合理的な保全技術が貫徹しにくいという一面をもっている。立地条件に即応した保全対策を確立するには，実証的な視点から継続的な調査が必要である。今後とも，農地の流動化，営農指導や輪作体系への移行など，営農面を取り入れた総合的視点から継続的に保全対策に取り組むことがきわめて重要である。本研究が今後の保全対策を考える際の参考になれば，幸いである。

【謝辞】本研究にあたり，岐阜県農政部農地計画課，郡上土地改良事業所ならびに高鷲村役場の関係各位，地元関係農家の方々には温かいご支援を賜った。調査にあたっては，ラジコン機撮影に張中氏を始め，現地調査や資料整理に大学院生及び専攻生諸氏の労を惜しまぬご協力をいただいた。ご支援，ご協力を賜った各位に対し，心からお礼申し上げる。

参考（引用）文献

1. 松本康夫・天谷孝夫・西村直正：高原洪積畑地帯における圃場利用形態と土壌侵食特性. 土壌の物理性(71), pp. 23-29, 1995.
2. 松本康夫：洪積裸地畑における土壌侵食形態と流亡土量の推定. 農土学会大会講演要旨集, pp. 186-187, 1994.
3. 松本康夫：新第三紀層砂質土からなる開畑圃場の斜面長と流亡土砂量の関係. 農土論集(139), pp. 1-6, 1989.
4. 松本康夫・三宅康成：浸透性土砂溜の堆砂プロセス. 農土学会大会講演要旨集, pp. 268-269, 1995.

長良川の源流・岐阜県高鷲村の濁水防止に対する取り組み

岐阜県郡上土地改良事業所　　各務　博美

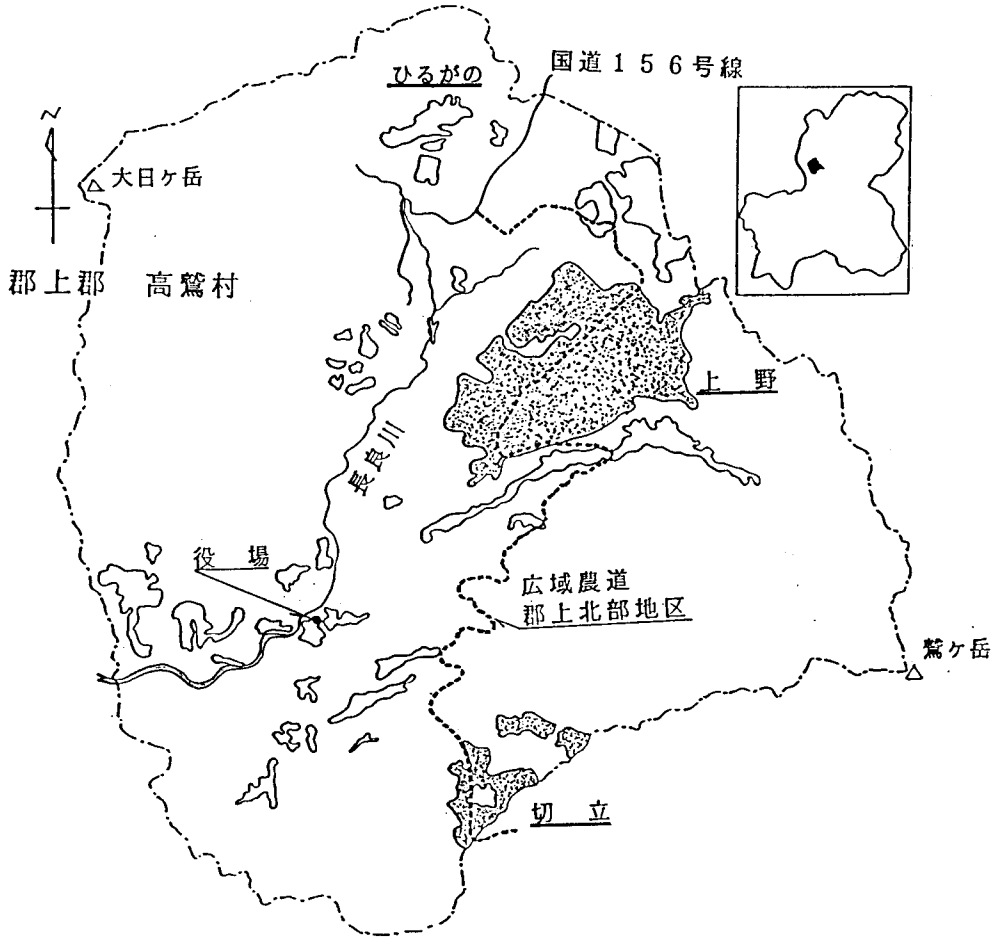
1．はじめに

岐阜県郡上郡高鷲村は、県の北西部、岐阜市の北東約６５kmの奥美濃地方と呼ばれる所に位置し、高原のさわやかな気候と美しい自然の恵みの中で、農業と観光が共存する村である。

人口３，５００人、総面積１０４k㎡で８０％強が森林で占められており、村の中央を南に流れる長良川に注ぐいくつかの支流に沿って、小盆地や段丘状の耕地が点在している。

村の東の鷲ヶ岳（標高1,672m）、西の大日ヶ岳（標高1,709m）の二つの大きな山を背に、北にはひるがの高原と上野高原、南には明野高原があり、概ね南に傾いた地形をなし、夏は冷涼多雨にして、冬は寒気が厳しく１２月～３月の平均積雪量は１２０cmに達する。

この二つの山の稜線を境にここに源を発する長良川が太平洋へ、庄川が日本海へ注ぐここは、太平洋と日本海の分水嶺の地でもある。



ひるがの、上野、切立（明野）の３高原は戦後満州開拓団の引揚者によって、入植開拓が実施され、４５０haの農地造成と、さらには昭和４４年から昭和５７年にかけて県営農地開発事業により１５０ha余の農地が造成された。

現在では、牛乳、６～９月にかけての大根の生産、冬場のスキーを白色にかけ、これらを合わせて「三白産業」と銘打って産業の中心とし、キャンプ場、テニスコート、ゴルフ場などの観光産業と併せて村の産業振興を図っている。

特に大根は、６月から９月までの平均気温が２１．４℃と冷涼な気象条件下にあることから、これを生かして昭和３０年頃から「早漬たくあん」加工用として栽培が始められたことをきっかけに、生食用としては昭和３８年頃から本格的に市場出荷が始まり、当時は１００ha程度栽培されていたものが現在では栽培面積２００ha、栽培農家８０戸と飛躍的に増大し、村内の普通畑のほとんどが大根畑である。

販売額は１２億円で主に京阪神、中京、北陸市場に出荷され、「ひるがの高原大根」として高い評価を得ている。

また、酪農経営の分野においては、飼育戸数２０戸、販売額４億円で「ひるがの高原牛乳」のブランドでこれまた好評を得ている。

２．濁水防止対策の経緯

上野、切立の一帯においては「ひるがの高原大根」の生産地として優良な夏大根の産地形成を図ってきたが、一方でその畑地からの流亡土壌による長良川の汚濁が以前から問題となっており、環境保護、農地保全の観点から対応が求められていた。

この間、岐阜県においては、山紫水明の県土の中で風光明媚な景観をつくり、多種多様な動植物を育んできた清流長良川を守り、自然との共生を図りながらこれを活用し、素晴らしい河川にするべく、治水・利水両面や水質・生物などの環境面、さらには長良川を活用した地域活性化の面から幅広い検討を加え、流域の将来展望にたった総合的な施策を展開する必要から、このような施策の基本的な枠組みを決めるため平成４年度に「長良川ビジョン」を策定した。

このビジョンの中において「農業・自然系からの排水対策」として、つぎのとおり方針を掲げた。

・農地等への指導、規制

農地からの土壌の流出を防止する技術の確立とその普及に努める。

・畜産業への指導、規制

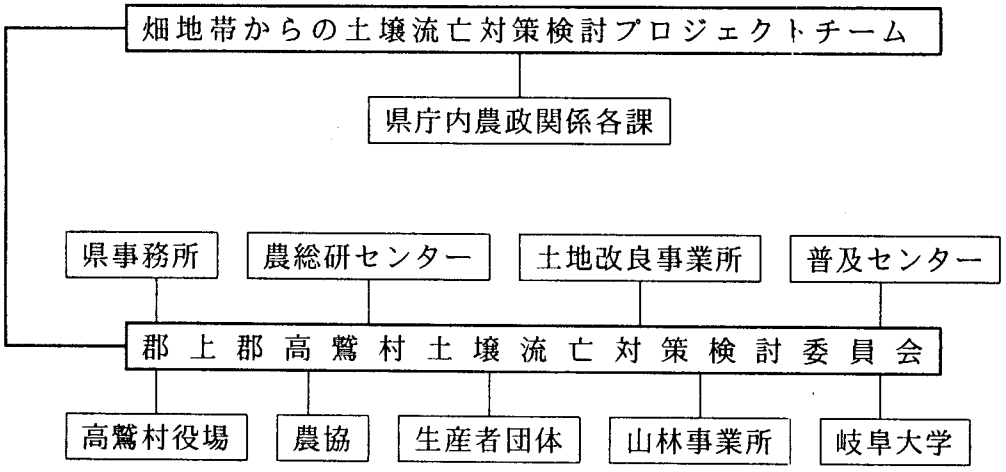
畜産農家に対し巡回指導を実施し、汚濁防止技術の普及浸透をはかる。

家畜糞尿堆肥化施設の整備と生産される堆肥の耕地への還元が、円滑に実施されるよう体制の整備を図る。

また、本地域を発生源とする河川汚濁については、長良川がアユ釣りのメッカであり、その他多くの魚種の生息場所であることから、平成６年度に漁業協同組合からも県に対して汚濁防止対策の申し入れがあった。

こうした経緯を踏まえ、県において「畑地帯からの土壌流亡対策検討プロジェクトチーム」と「郡上郡高鷲村土壌流亡対策検討委員会」を設置し、意見交換、土壌流亡調査、抑制対策等の検討を総合的に行ってきたところである。

なお、この二の組織は次に示す関係機関から構成されている。



3．濁水防止に対する取り組みの現状

1）降雨パトロール調査員の設置

郡上郡高鷲村土壌流亡対策検討委員会設置要領に基づき、県の出先機関の関係職員からなる降雨パトロール調査員を3班設置して、濁水流出状況調査、土壌流亡原因解明にあたるものである。

上野、切立の一帯から長良川合流点までの区域において５０ヶ所の観測点を設定し、降雨の状況を観ながら随時出動して濁度計による流水の濁度の測定、状況調査、対策工事の効果の把握に努めている。

また、高鷲村役場においても独自に村内全域を対象とした水質汚濁原因調査班を編成し、実態の把握と対策の検討を行うとともに、村内の４７の事業所に対して文書による汚濁防止の協力を依頼するとともに、汚濁水を流した事業所に対してその都度改善指導を行っている。

2）生産者による対策

生産者の意識高揚を図るため「1生産者1沈砂池」、「1ほ場1沈砂池」のスローガンのもと、小型バックホーを3台導入（地域農業基盤確立農業構造改善事業）し、生産者によって平成9年度迄にほ場ごとの簡易な沈砂池が１００ヶ所程設置された。

また、岐阜県農業総合研究センターにより、大根の畝間の中間部と端部にそれぞれ1mづつライ麦の播種と稲ワラを敷いて試験してみたところ、無処理と比較して畝間からの土砂流出量がワラの場合14%、ライ麦の場合は17%と高い流出防止効果が得られた。

試験では、稲ワラは調査期間を通じて安定した効果があり、一方ライ麦は播種後1ヶ月程度は効果が小さく、その生育初期においては稲ワラ被覆との併用で、より長期間安定した効果が得れた。

こうした結果を踏まえ、高冷地蔬菜生産出荷組合が各生産者に平成8年から麦種子を2kg配布し、流出防止のため畝間に麦を播種する方法が３０ha以上にわたって実施された。

安価な方法でしかも麦を畑にすき込むことで土作りの効果もあり、さらに実施面積拡大

のための啓蒙を図りたい。

3）農業・農村整備事業による対策

平成3年度から、ひるがの、上野地域において農林地一体開発整備パイロット事業、平成6年度から上野地域において畑地帯総合土地改良事業、平成7年度から切立地域において農村地域水質保全対策事業を実施ている。

これ等3事業の中での土壌流亡対策は以下のとおりであるが、対策に係る事業費の地元負担分は、高鷲村役場で軽減を図っている。

①農林地一体開発整備パイロット事業（本谷地区）

農林地一体道路、農地開発、防災排水路、ほ場整備を計画しており、なかでも直接土壌流亡に関係する農地造成については、２０ha造成しており、その工法として平均造成勾配を２．５％とし、各ほ場には承水路、各筆沈砂枡（2.0×1.0×1.0m）を設けた。

法面保護として種子吹付を施工したが、その工法については、平成7年度に次のような5タイプの法面保護工を選んで試験施工を実施した。

ア．植生ネット＋種子吹付

イ．客土吹付（厚　1cm）

ウ．植生マット（種子＋肥料袋付）

エ．植生マット（種子付）

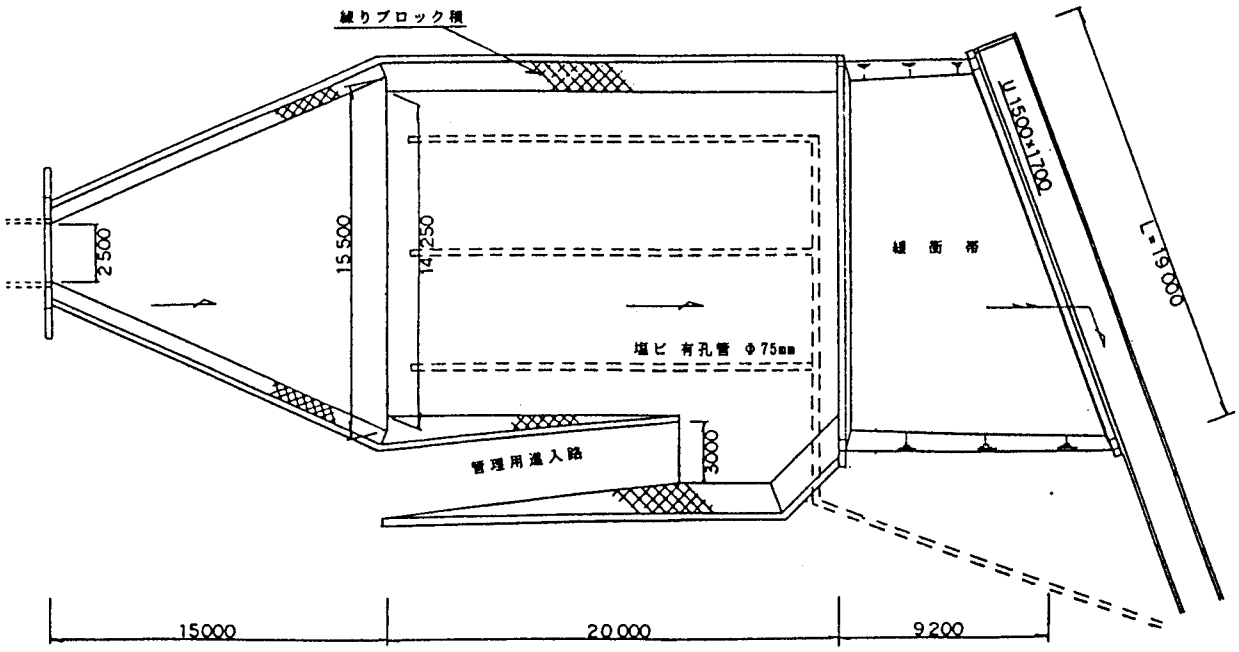
オ．植生マットワラ（種子付）

この結果、植生の状況、被覆率、経済性等から、アの植生ネット＋種子吹付の工法を採用しており、好結果を得ている。

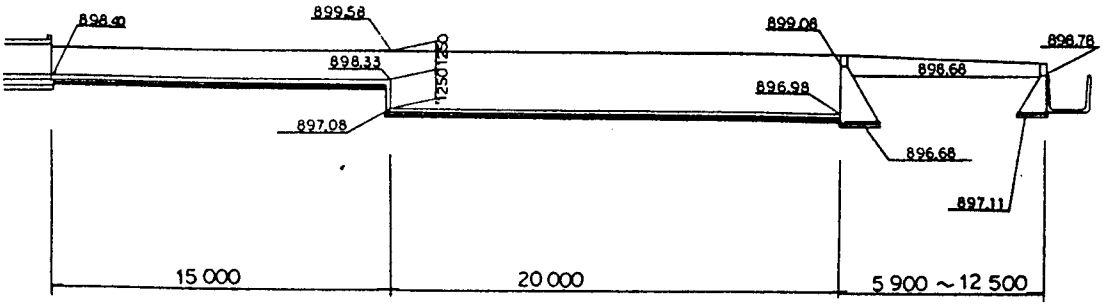
また、排水路整備０．８kmの１部に着手したところである。

造成農地の内１６ha全体を対象として下図に示す沈砂池を１ヶ所設置した。

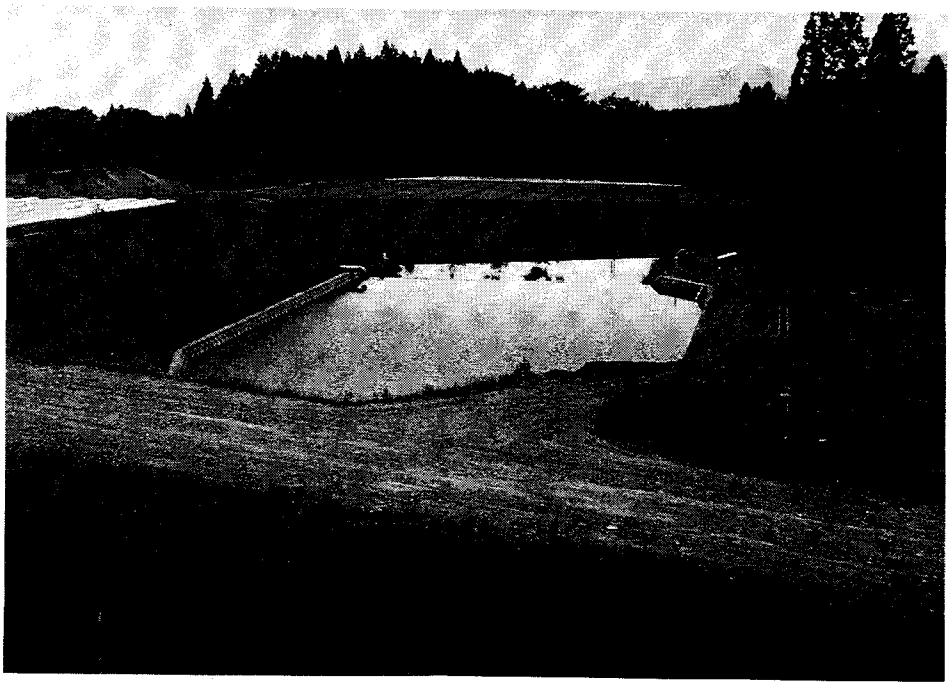
平　面　図



縦　断　面　図



沈　砂　池　全　景



②畑地帯総合土地改良事業（上野地区）

上野地域を対象として道路、畑地かんがい、排水路を総合的に整備するものである。

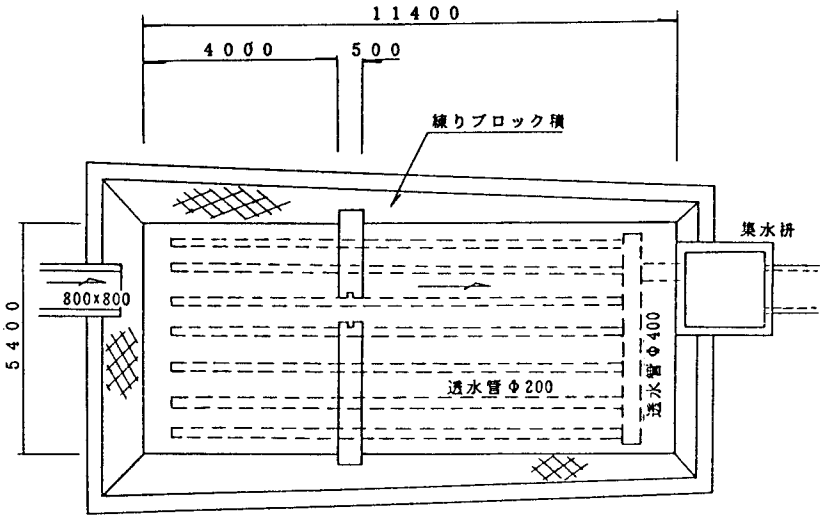
かって県営農地開発事業で造成された畑地帯の排水路は、そのほとんどが土水路のためこの浸食防止対策として排水路９kmと、畑地からの土砂流出防止対策のための沈砂池２３ヶ所の施工を計画しており、排水路の１部と沈砂池を１ヶ所設置した。

③農村地域水質保全対策事業（切立地区）

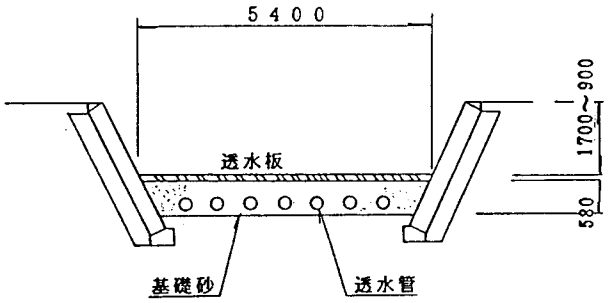
切立地域を対象として、土壌流亡対策を実施するものであり、上野地域と同様排水路整備３．７km、沈砂池３９ヶ所の施工を計画しており、平成９年度迄に沈砂池を７ヶ所と排水路を０．２km整備した。

両事業により設置した沈砂池の代表的なものは次頁のとおりである。

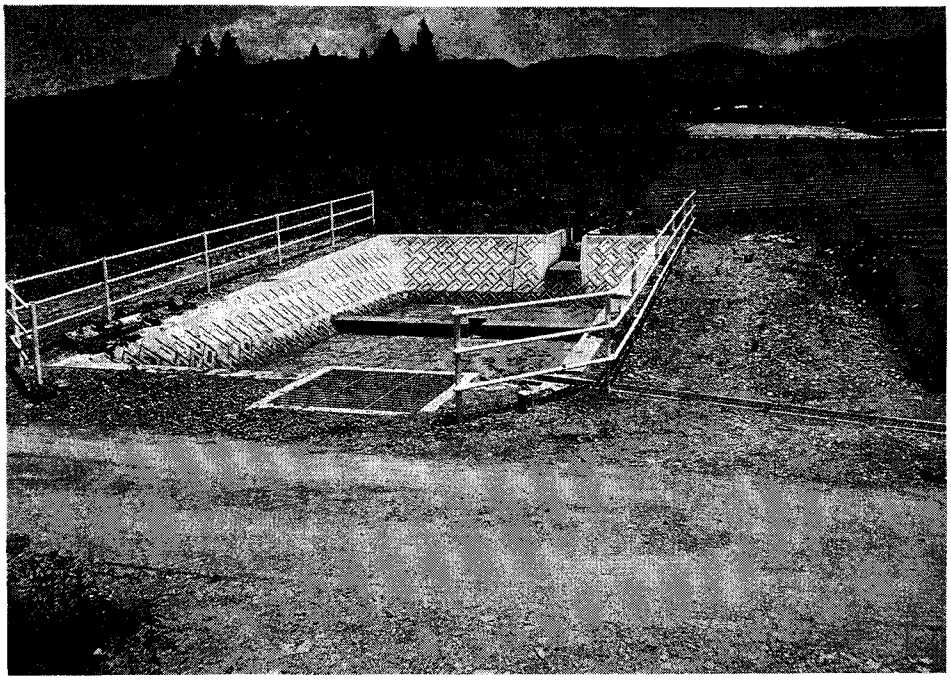
平　面　図



横　断　面　図



沈　砂　池　全　景



4）畜産農家による家畜糞尿処理対策

上野地域を中心に乳用牛８４０頭、肉用牛１９０頭が飼育されており、岐阜県畜産開発公社、岐阜県農業公社、おくみの農協により、堆肥舎１７棟の設置、或いは固液分離器等の糞尿処理機器が導入された。

また、野積みを解消するためビニールシートで覆う措置を講じたり、役場、農協において、畜産農家の施肥用堆肥の一時置き場の適否の調査と改善指導を随時おこなっている。

5）法面草生化のための試験

年々観光客が増大するなかで、法面の浸食防止を兼ねて花による景観形成ができないだろうかとの要望があり、県農業総合研究センターにおいてその草種選定について取り組んできた。

平成８年度にポット苗（８株／㎡）９種類、平成９年度にセル苗（１７株／㎡）１４種類とポット苗１６種類を法面に定植した結果、被覆率は５０％程度であった。

適応性、浸食防止効果、景観形成、栽培の容易さ、被覆率等を考慮すると現時点ではタイリンウツボグサ、ゴールデンピラミッド、ハナトラノオ、ビデンスオーレア、シバザクラが有望だと考えられるが、今後さらに耐寒性、生育・開花特性を把握しながら有望草種の選定をしたい。

6）学識経験者への研究委託

平成４年度から岐阜大学に委託して上野、切立の両地区において土壌特性、降雨による土壌流亡のメカニズムの解明、河川汚濁との関係を調査し、より効果的な土壌流亡防止対策工法を研究し、事業計画に取り込んでいる。

7）漁業協同組合による現地調査

毎年、漁協により土壌流亡対策の実施状況調査が行われ、意見、要望を聞かせていただいており、平成１０年度もアユつりの解禁を前に２回実施された。

組合員の中には、濁水以外に農薬や化学肥料の流出による魚類への影響を懸念する声があり、これに対して農業改良普及センターの資料をもとに、農薬の使用状況等を説明したところである。

生産者と行政が一体となった濁水防止対策への取り組みについては、漁協からも一定の評価が得られているものと考える。

４．今後の課題

永久沈砂池については、現在は設置ヶ所数も少ないため、毎年農作業に入る前に高冷地蔬菜生産出荷組合青年部が中心となって堆積土砂の除去にあたっているが、今後順次整備されていく中で維持管理をどうするか、また堆積土砂は、畑地に還元することを原則とするが、これに要する経費、労力、あるいは堆積土砂の乾燥のためのヤードの確保等早急に検討する必要がある。

ライ麦や稲ワラによる被覆試験の中で、収穫終了後の裸地状態の時の方が流出しやすいとの結果がでており、収穫後に牧草を播種する等により流亡対策として取り組めるかどう

かの検討をする必要がある。

連作障害防止の消毒により土壌の団粒化が阻害されており、耐浸食性を増加させるためにも、貧栄養状態にある土壌に有機肥料を投与し、土壌の団粒化を促進することが効果的であり、畜産農家で生産される良質な有機肥料の農地還元について、その投与時期、病原菌の拡散に対する調査等を続け、その有効利用を図る必要がある。

これは安全で安心な「ひるがの大根」とし消費者からさらに高い評価が受け続けられることでもある。

5．おわりに

対策を計画通り実行したとしても、土壌流亡を完全にとめることは困難なことだが、営農と土木工事の両面から官民一体となった総合的な濁水防止に取り組み、高原の農地保全と環境保護に努めていきたい。

濁水発生メカニズムと防止対策

岡山大学環境理工学部　赤江　剛夫

Ⅰ．はじめに

農地からの濁水発生と排出は，土壌侵食と表裏をなす現象である．農地にとっては，年間 0.1mm しか生成しないといわれる貴重な生産資源である表土の損失であり，これを防止することは，農地の保全と持続的利用のうえから最も重要な世界的課題である．

一方，土木工事や農地開発にともなう濁水の発生が，下流水系の自然環境および生態系に与える影響も，近年社会問題として話題を呼んできた．すでに昭和４０年頃には，北海道でのサクラマス[1]，養殖カキのへい死[2]，サケの回遊忌避現象[3]など濁水が漁業資源に直接与える影響が報告されている．最近には沖縄の赤土流出による海域の汚染とサンゴの被害[4]がマスコミを通じて大きく取り上げられ，記憶に新しい．自然生態系への影響と濁水の因果関係について，いまだに不明な点も多く残されているものの，濁水を発生させ，排出させる行為そのものが厳しく指弾される社会的状況となっている．

いったん濁水が水系に排出され，拡散してしまえば，その回収は事実上不可能であることから，濁水問題への対応としては，発生源対策が最も肝要である．土壌表面での侵食発生を抑制するとともに，沈砂池などにより発生サイト内で効率的に集積，回収する必要がある．

本報告ではまず，濁水が安定化されるメカニズムを考察する．ついで，その安定を打ち破り沈降浄化を促進させる方法について，理論的に考察する．さらに，これを代掻き濁水の沈降浄化に適用した事例を紹介する．

Ⅱ．濁水発生のメカニズム

１．コロイド粒子の運動[5]

溶媒中のコロイド粒子は，以下のような特徴的な運動をすることが知られている．

(1)個々の粒子は独立して不規則な運動をする．

(2)媒質の粘性係数が小さいと動きは活発で，粘性係数が大きくなると動きは減衰する．

(3)粒子の粒径が小さいと動きは活発で，粒径が大きくなると動きは減衰する．

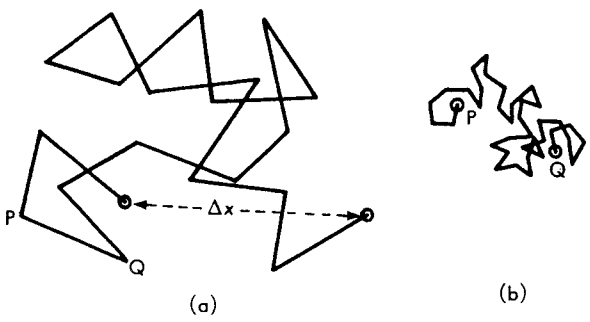


図１　コロイド粒子のブラウン運動の模式図[6]．(b)は時間を拡大して観測．

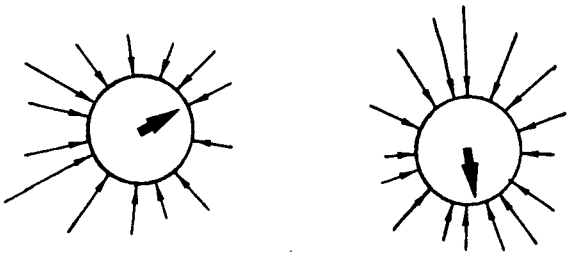


図２　分子力のゆらぎと粒子に働く正味の力[6]

(4)系の温度を上昇させると運動は激しくなり，温度を下げると運動は減衰する．
(5)運動は停止することなく続く．

コロイドの特徴的運動は最初，R.Brown により花粉の運動の観察を通じて発見され，ブラウン運動と名づけられた．図１にブラウン運動の模式図を示す．

その後，ブラウン運動の原因は，周囲の溶媒分子の熱運動によることが Langewvin の研究で明らかにされた．コロイド粒子にはたらく力は粒子に衝突する分子の速度と衝突頻度に比例する．その溶媒分子は密度，運動速度に局所的なゆらぎをもっている（図２）．その結果，コロイド粒子は瞬間瞬間に異なる力を受け，図１に示すような不規則な動きをするのである．

１次元の並進運動をする粒子関相互作用のない質量ｍの粒子の動きは，溶媒分子による衝突のゆらぎの力Ｆと周囲の溶媒との摩擦力に支配される．

$$m \cdot d^2 x / dt^2 = F - f \cdot dx / dt \qquad \text{---(1)}$$

(1)式は Langevin の式とよばれ，ｆは摩擦係数である．
(1)式を展開し，エネルギーの等配分則を適用すると，粒子の移動量のすべての粒子に関する平均値$\overline{x}$に関し(2)式が成立する．

$$\overline{x}^2 = 2kTt / f \qquad \text{---(2)}$$

ここでｋ：Boltzmann 定数，Ｔ：絶対温度，ｔ：時間である．

球状粒子に働く摩擦係数は Stoke の関係（$f = 6\pi\eta r$）で与えられる．ただし，η：粘性係数，ｒ：粒子半径である．これを（２）式に代入すると，

$$\overline{x}^2 = kTt / (3\pi\eta r) \qquad \text{---(3)}$$

(3)式には，ブラウンが発見したコロイド粒子の運動の特徴のすべてが定量的に表現されている．分子運動の影響を受ける程度のコロイド粒子は絶えざるブラウン運動を行い，粒子が小さく，温度が高いほど移動距離は大きくなることが示されている．

２．コロイド粒子の拡散速度[6)]

ブラウン運動は個々の粒子の運動であるが，粒子が多数存在する場合の粒子群の巨視的な移動は拡散係数として表現される．

今，濃度の異なる粒子群がシート１（濃度 C1）とシート２（濃度 C2）に存在し，粒子群がシート間を横切る移動速度を考える（図３）．ｕをｘ軸に沿った粒子群の平均速度とすると，単位面積あたりの正味の流れは，ｕ（C1 − C2）に等しい．

(3)式の両辺を時間ｔについて微分すると

$$2(\overline{x}) \cdot d\overline{x} / dt = kT / (3\pi\eta r) \qquad \text{---(4)}$$

したがって，ｕは(5)式で与えられる．

$$u = d\overline{x} / dt = kT / (6\pi\eta r \overline{x}) \qquad \text{---(5)}$$

粒子の流束をｄｎ／ｄｔで表すと

$$dn/dt = u\,(C1 - C2) = -u\,(dC/dx)\cdot\overline{x}$$
$$= -\,(kT/6\pi\eta r)\cdot(dC/dx) \qquad \text{---(6)}$$

ここで

$$D\ (:\text{拡散係数}) = (kT/6\pi\eta r) \qquad \text{---(7)}$$

とおいて書き換えると(6)式は

$$dn/dt = -D\cdot(dC/dx) \qquad \text{---(8)}$$

(8)式は，Fick の拡散第１法則と呼ばれる．

ブラウン運動を行う粒子群に濃度勾配が存在するとき，巨視的には濃度勾配に比例した粒子の移動（＝拡散）現象が発生するのである．

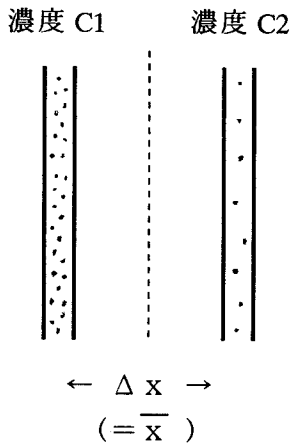


図３　接近して隣り合った濃度の異なるシート間の拡散

３．静止懸濁液中の粒子濃度分布

懸濁液中の粒子には，重力と浮力の合力が働き，媒体よりも媒質の密度が大きいときには正味の重力は下方に向かう．この力により粒子は下方へ沈降し集められる．下方の濃度が増大すると濃度勾配が発生し，濃度勾配に比例する粒子の拡散が上向きに生じる．粒子の沈降と拡散がバランスして懸濁液中に平衡状態の濃度分布が達成される．

粒子体積 v，粒子密度 ρ_s，溶媒密度 ρ，重力加速度 g とすると，粒子の受ける沈降力 F_s は，

$$F_s = v\,(\rho_s - \rho)\,g \qquad \text{---(9)}$$

一方，拡散による推進力は化学ポテンシャルを μ とすると $(d\mu/dh)$ である．定常状態においては

$$v\,(\rho_s - \rho)\,g = (d\mu/dh) = kT\,(d\ln C/dh) \qquad \text{---(10)}$$

であるので，

$$kT\,d\ln C = -v\,(\rho_s - \rho)\,g\,dh \qquad \text{---(11)}$$

底面の粒子濃度 C_0，容器底面を基準０として，底面より高さ h の間で積分すると，粒

子濃度C(h)は，次式で表される．

$$C(h) = C_0 \exp\{-v(\rho_s - \rho) gh / kT\} \quad \text{---(12)}$$

4．粒子間相互作用と濁水の凝集

上述したように相互作用のないコロイド分散系は，粒径に応じて安定な濃度分布をもつ懸濁液を形成する．濁水浄化のためには，分散系の安定を打ち破り，凝集させて大きな粒子を形成することが最も基本的な方法である．そのためには，粒子間に働く反発力と引力を考察し，それぞれの大きさを（実際には反発力）をコントロールすることで，凝集が達成できる．凝集した粒子の沈降速度は，0.15 から 0.6mm/s 程度で，これは中程度から粗粒なシルトの沈降速度に相当する．また沈降速度はフロックの粒径にさほど依存しないとされている[7]．

（1）分子間力と粒子間引力

分子間引力は分子間距離ｒの７乗に逆比例し，

$$F_A = -A / r^7 \quad \text{---(13)}$$

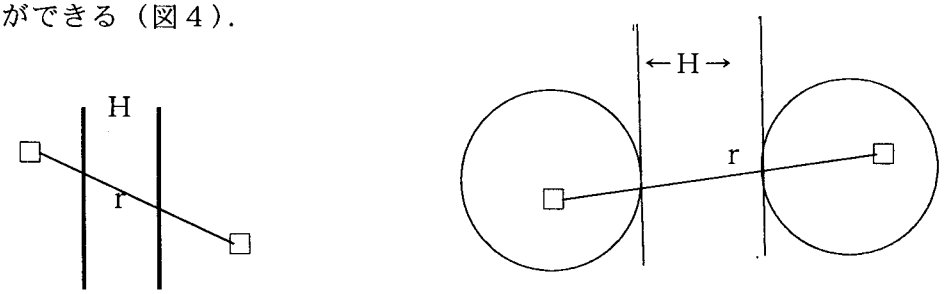
で表される．この分子の対を距離ｄから無限遠に引き離すのに要する仕事は，

$$\Delta W = -\int_d^\infty F_{att} dr = A \int_d^\infty (1/r^7) dr = A/6d^6 = A'/d^6 \quad \text{---(14)}$$

無限の距離でのエネルギーを０とすると，ｄ離れた一対の分子間引力の自由エネルギーは，

$$\Delta G_A = -\Delta W = -A'/d^6 \quad \text{---(15)}$$

一方，多数の分子を含む粒子間引力の相互作用エネルギーは，一方のすべての粒子がもう一方のすべての粒子と相互作用をするものと考え，これを加えあわせたものとして計算することができる（図４）．



(a)距離Ｈはなれた平板間　　(b)距離Ｈはなれた球粒子間

図４　２粒子間の体積ｄＶの体素間の相互作用

計算結果によると，距離Ｈはなれた平板間の引力エネルギーは，単位面積あたり，

$$\Delta G_A = -A_H / (12H^2) \quad \text{---(16)}$$

ここで，A_H ：Hamaker 定数である．

半径ａの球粒子間では，球が粒径と比べ接近している（Ｈ／ａ＜＜１）時，近似的に次式で表される．

$$\Delta G_A = -(A_H a / 12H)\{1 + (3/4)H/a + \cdots\} \quad \text{---(17)}$$

(16),(17)式からわかるように，粒子間引力は分子間引力よりもはるかにゆっくりと低下する．このことは，粒子間引力が遠くまで届くことを意味しており，粒子間結合の安定性に重要な影響を与えることを示している．

（2）粒子間反発力

水系媒体中にあるほとんどのコロイド分散系粒子は電荷を持っている．

距離d離れた2つの電荷q_1とq_2の間に働く力Fは，媒質の誘電率をεとすると次式で与えられる．

$$F = q_1 \cdot q_2 / (4\pi\varepsilon d^2) \quad \text{---(18)}$$

したがって，誘電率εの媒質中を無限遠から距離dまで運ぶのに要する仕事は，

$$\Delta G_{el} = -\int_{\infty}^{d} F\,dh = q_1 \cdot q_2 / (4\pi\varepsilon d) \quad \text{---(19)}$$

また，電解質液中に電位ψが存在するとき，価数z_+の陽イオンの濃度は，Boltzmann の分布則を適用して，

$$C(+) = C_0 \exp(-z_+ e\psi / kT) \quad \text{---(20)}$$

で表される．ここでC_0はψ＝0での陽イオン濃度，eは電気素量である．
同様に，陰イオン濃度C(−)は，

$$C(-) = C_0 \exp(+z_- e\psi / kT) \quad \text{---(21)}$$

したがって，電位が存在するとき，電荷の不均衡が生じ，その濃度差は次式となる．

$$C(+) - C(-) = C_0\{\exp(-z_+ e\psi / kT) - \exp(+z_- e\psi / kT)\} \quad \text{---(22)}$$

(20)，(21)式が表すように，電荷を持つ粒子の近傍ではイオンは拡散2重層を形成して存在する（図5）．

（3）DLVO理論

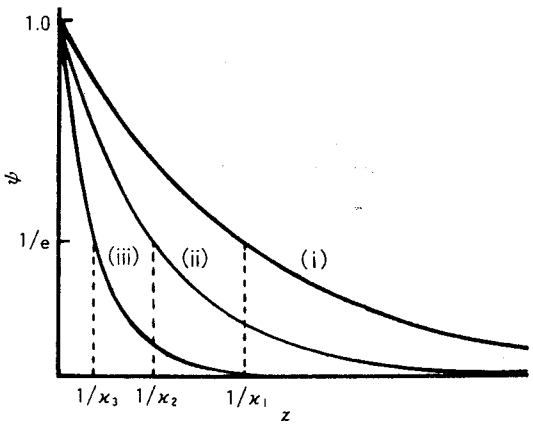


図5　拡散2重層中のイオン濃度分布と粒子からの距離
電解質濃度が　(i)低い時，(ii)中程度の時，(iii)高い時．

コロイドの安定性を，粒子間の拡散２重層の重なりによる反発ポテンシャルと引力ポテンシャルの和によって考察するのがＤＬＶＯ理論である．

電荷の周囲に形成される電場を表現する静電理論の基本式であるＰｏｉｓｓｏｎ式は，次式で与えられる．

$$\partial^2\psi/\partial x^2=-\rho/\varepsilon \qquad \text{---(23)}$$

ここでρは電荷密度である．このρにイオンの分布則(20),(21)式を代入すると，Poissonn-Boltzmann 式になる．この式の解は，数値計算で解くことができるが，平板間で表面電位が高く，$ze\psi/4kT<<1$となる表面から遠いところでは，近似的な解析解が得られている．その結果によると，電位は距離とともに指数関数的に低下する．

$$\psi=(4kT/ze)\exp(-\kappa x) \qquad \text{---(24)}$$

以下では，この簡単な場合について議論を進める．

(24)式におけるκは，

$$\kappa^2=8\pi nz^2e^2/\varepsilon kT \qquad \text{---(25)}$$

で与えられ，その逆数$1/\kappa$は，電位が粒子表面の$1/e$に低下する距離であり，２重層の厚さと呼ばれている．(25)式において，ｎ：イオン濃度（イオン数／cm^3）である．

図６は，２つの粒子が接近したときの電位分布を示している．接近した粒子間の電位は近似的に２つの粒子が形成するそれぞれの電位の和として表せる．その結果，反発のポテンシャルエネルギーΔG_Rは

$$\Delta G_R=(64C_0kT/\kappa)\exp(-\kappa H) \qquad \text{---(26)}$$

したがって，相互作用の全ポテンシャルエネルギーΔG_{int}は，(16)式と(26)式より

$$\Delta G_{int}=(64C_0kT/\kappa)\exp(-\kappa H)-A_H/(12H^2) \qquad \text{---(27)}$$

となる．図７には，電解質濃度が変化したときの相互作用エネルギーの変化を計算した例

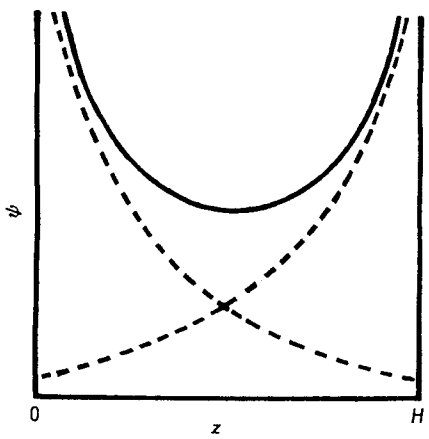


図６　距離Ｈ離れた表面間の電位分布

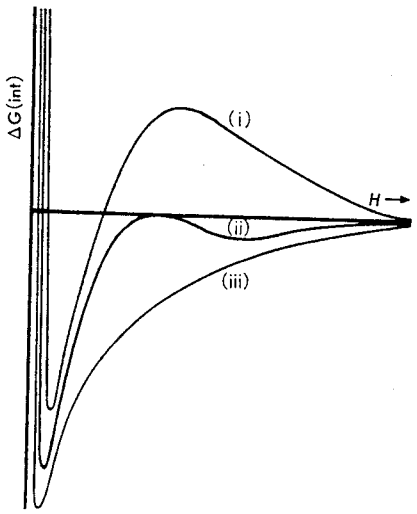


図７　粒子間相互作用エネルギー

を示している．

分散系の安定をうち破り凝集を生じるには，(27)式で求められる相互作用エネルギーの障壁を粒子の熱運動エネルギーレベルと比較し，十分に低下させる必要がある．とりわけ反発エネルギーを低下させることが，実行可能な選択肢となる．具体的には，価数の高い電解質を加え，限界凝集濃度まで電解質濃度を高めることである．

Ⅲ．セッコウによるシロカキ濁水の浄化の事例

1．検討の背景

滋賀県では河川，琵琶湖に流入する代掻き濁水が，近年のアユ，フナ等漁獲量の減少，水質悪化の原因の一つと目され，その効果的な抑止策が検討されてきた．これまで，浅水代掻きの励行と掛け流し防止など用水管理対応がなされ，畦畔板，ビニール畦畔，コンクリート畦畔などの畦畔浸透防止対策，排水路にセキを設け排出された濁水の反復利用などの排水管理対応をふくめ，さまざまな対策が講じられてきた．が，未だに濁水問題の完全な解決には至っていない．この間，土木処理などで用いられる各種合成凝集剤も検討されたが，資材の中には魚毒性が報告されたものもあり [8]，実際に利用されるには至っていない．そこで，安全でかつ代かき濁水浄化に効果の顕著な資材の検索をこころみたところ，セッコウの効果が優れていた．

この項では，セッコウを用いた代掻き濁水浄化のための凝集条件，必要施用量と施用法 [9]，現地試験による検証と濁水排出負荷削減量の推定 [10]を，滋賀県での事例で実証的に検討した結果を報告する．

2．代掻き濁水の調査対象と土壌の基礎的性質

（1）調査地点の実態調査

滋賀県の調査によると，図８に示す宇曽川流域の湖東町，五の谷川，渕川でもっとも高い濁度が検出されている．調査対象として，この両支流流域に含まれる湖東町を選んだ．

1991 年４月末に代掻き濁水発生状況の実態調査を行った．調査項目は，代掻き後の経過時間と懸濁物質濃度，ｐＨ，陽イオン濃度である．

代掻き直後，代掻き終了後１日，３日，７日経過した４筆の水田の長辺方向等間隔に３カ所から表面水を約１ｌずつ採取し，炉乾法で懸濁物質濃度を測定した．対照のため，滋賀短大農場の３筆の水田で，代掻き直後から１～数時間間隔で２日間，代掻き水を同様の方法で採水した．

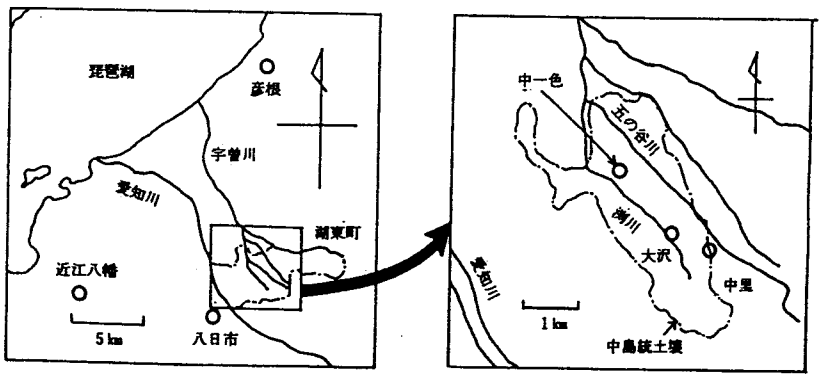


図８　宇曽川水系と調査対象地点

図９は，代掻き後の経過時間と採水した代掻き水中の懸濁物質濃度の関係を示す．プロットは採水した３地点の平均値である．ただし，短大農場土は１筆の圃場についての測定であるが，中一色についてはそれぞれの代掻き後時間を経た４枚の圃場の調査結果である．この図から，中一色土壌が長期間にわたって懸濁し，沈降しにくい土壌であることがよく分かる．河川の環境基準は農業用水利用の浮遊物質量（ＳＳ）が 100ppm 以下であることを求めている．中一色水田水はこの基準をはるかに超えており，また長期に高濁水濃度を維持することから，凝集沈降浄化の必要性が明らかである．

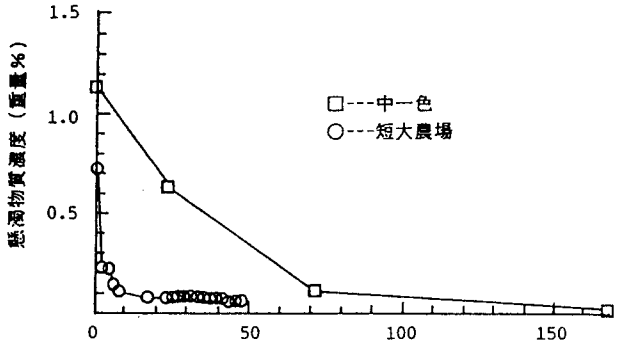


図９　シロカキ水中懸濁物質濃度の時間変化

（３）土壌の基礎的性質

この地域の土壌は，強粘質細粒褐色低地土（中島統）に分類されており，これが濁水発生の鍵となる土壌である．中島統に含まれる３地区（中一式，大沢，中里）の水田より，土壌を採取した．

土壌の基礎的性質を表１に示した．Ｘ線回折で同定した粘土鉱物は，３地点ともハロイサイト（７Ａ）を主体とすることがわかった．

濁水の濃度と安定性は，粘土分の存在量と，濁水が化学的に分散条件にあるかどうかで決まる．そこで，①撹拌機による撹拌１分，②分散剤（ヘキサメタリン酸ナトリウム）を加え１分撹拌，③分散剤を加え，超音波で強い機械的分散を与えた場合，の３通りに分散条件を変えて粒径分析を行った．図 10 に中一式地区表土の粒径分布を示している．化学的分散剤を加え，さらに強い機械的分散をあたえることで，粘土分は撹拌のみの 20 ％から 36 ％まで増大した．大沢下層土では，６％から 45 ％に増大した．一方，対照では７％

表１　調査土壌の基礎的性質

土壌名	真比重	土性	pH (H_2O)	CEC (meq/100g)	液性限界 (%)	塑性限界 (%)	塑性指数
短大農場土	2.515	L	6.6	−	43.0	22.5	20.5
中一色表土	2.574	LiC	6.2	11.0	48.0	25.9	22.1
大沢下層土	2.675	LiC	6.9	12.1	49.2	25.4	23.8
中里表土	2.511	L	6.5	−	46.4	23.9	22.5

が 15 %への増加にとどまった．本地区土壌の分散強度への応答特性は，田面水が化学的に分散条件にある時，代掻きのような機械的撹乱を加えることで濃厚な濁水を発生する危険性を予期させるものである．

中島統土壌の粘土荷電のｐＨ依存性を顕微鏡電気泳動法で測定し，ゼータ電位をもとめた．ｐＨ７以上では-40 ～-45 ｍＶであるゼータ電位がｐＨ７以下では大きく低下し，ｐＨ５で-10 ｍＶの最小値を示した．このことからｐＨ５付近がｐＨ依存荷電の等電点であると推定された．

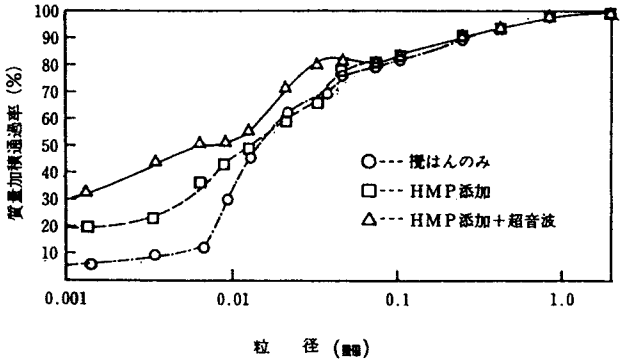


図１０　中一式表土の分散処理と粒径分布

（４）セッコウによる凝集沈降条件[8)]

本土壌の主要粘土鉱物はメタハロイサイトであることから粒子形状を球と仮定し，また，異種粒子間の凝集が扱えるヘテロ凝集理論を適用した．粒子半径 a_1，a_2 の表面電位がそれぞれ ψ_{s1}，ψ_{s2} で表面間距離 h_0 の位置にあるとき，反発のポテンシャルエネルギーは次式で与えられる．

$$\Delta G_R = \frac{\varepsilon a_1 a_2 (\psi_{s1}^2 + \psi_{s2}^2)}{4(a_1 + a_2)} \frac{2\psi_{s1}\psi_{s2}}{(\psi_{s1}^2 + \psi_{s2}^2)} \frac{1+\exp(-2\kappa h_0)}{1-\exp(-2\kappa h_0)} + \ln\{1-\exp(-4\kappa h_0)\} \quad \text{---(28)}$$

また，球粒子間のファンデルワールス引力のエネルギー V_A は，粒子半径が粒子間距離に比較して大きい時，(29) 式で表せる．

$$\Delta G_A = -a_1 a_2 \times A_H / \{(a_1 + a_2)\ 12 h_0\} \quad \text{---(29)}$$

ここで，A_H には雲母の実測値である 2.2×10^{-20} J を用いた．

以上の計算には粒子表面の電位が必要である．粒子の荷電には，同型置換による永久荷電とｐＨ依存性の荷電がある．このうち粒子の永久荷電表面間が相互作用するときの表面電位は，粒子の表面荷電密度，対イオンの種類と濃度で決まり，これは拡散２重層理論をもとに計算できる[11)]．一方，電位決定イオンによって決まるｐＨ依存性荷電による電位は，次のネルンスト式で計算した．

$$\psi = 2.303 \times (kT/e) \cdot (pH - pH_0) \quad \text{---(30)}$$

ここでｐＨ：溶液中ｐＨ，pH_0：等電点ｐＨである．

顕微鏡電気泳動法によるゼータ電位の測定結果から，中一色表土の等電点（pH_0）はpH５に近いと考えられ，ここでの計算ではpH_0＝５とした．

陽イオン交換容量は実測結果の 11.0meq/100g を用いた．比表面積として 116m ^{2}/g を，粒径には 0.02 μ m を採用した．

このような数値を適用して，ＣａとＮａイオンについて塩濃度とpHを変化させた時の粒子の表面電位を計算し，粒子間の相互作用エネルギーを求めた．粒子間相互作用の種類としては，永久荷電表面同志の間の相互作用と永久荷電表面とpH依存性荷電表面間の２種類を考え，それぞれについて計算した．これが１５ｋＴ以下になるとき凝集が生じると考え，限界凝集条件を塩濃度，pH平面上に推定した（図 11）．

分散凝集試験の結果は，Ｃａ添加（図 12(a)），Ｎａ添加（図 12(b)）のいずれについても推定した凝集領域とよく一致した．凝集領域はpH 5.7 以下，Ｎａイオンによると 50mmol/l 以上，Ｃａイオンによると 2mmol/l 以上である．実際の代掻き水は，pH 6.5，Ｃａ濃度 0.2mmol/l と分散条件にある．これをpHあるいはイオン濃度を変化させ，凝集領域に移行させることで沈降浄化が可能となる．

（５）セッコウ添加とpH

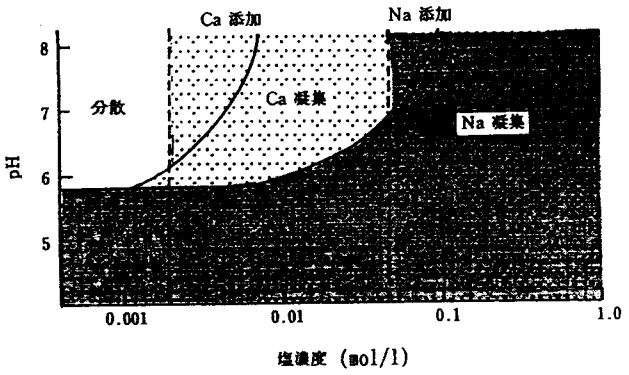
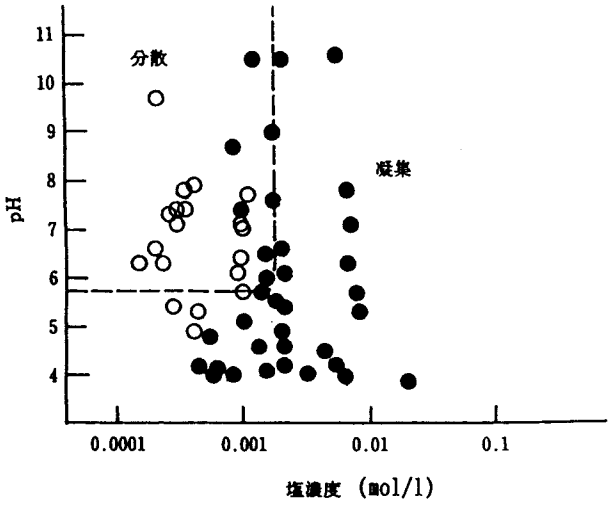
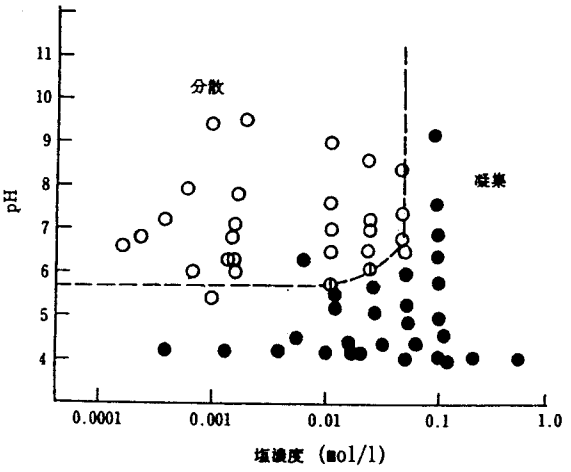


図１１　Ｃａ，Ｎａイオン添加時のハロイサイト限界凝集条件．
実線：永久荷電間，破線：永久－pH依存荷電間



(a) Ｃａイオン添加



(b) Ｎａイオン添加

図１２　イオン添加と凝集試験結果（○：分散，●：凝集，破線：推定した限界凝集条件）

セッコウ添加では添加量の増加とともにｐＨはやや低下した．しかし，低下量はわずかであり，限界凝集濃度以上でもｐＨ６以下になることはなかった．河川での農業用水の環境基準ｐＨは 6.0 ～ 8.5 とされている．消石灰や石灰窒素におけるｐＨ上昇は，排水に不適であり，濁水の分散を促進し肥効成分の無効化などの問題も生じる．この点からみてもｐＨ変化が少ないセッコウはより理想に近い凝集剤であると言える．

（６）施用方法について

セッコウの混合方法による凝集効果の違いを検討した．予めセッコウを必要量溶解させた溶液に土壌を添加し１時間振とうした試料（完全混合）と，懸濁水面に凝集剤を散布し，ガラス棒で軽く撹はんした試料の懸濁物質濃度を比較した．

その結果，完全混合法の方は，散布撹拌法よりも限界凝集濃度以下でいくぶん小さい濃度を示したが，その差はわずかであった．しかも限界凝集添加量は混合法にかかわらず，おなじ 0.25g/l 以上であった．よって，混合処理の違いによる影響は小さく，代掻き水面に散布するだけで充分に期待される凝集効果が得られるものと考えられた．

（７）現地試験と排出負荷削減量の推定

１）現地試験圃場の位置および試験方法

中一式地区，大沢地区で試験用代かき用水が得られる水田を２カ所選定し，現地試験をおこなった．現地の慣用的な代掻き手順にしたがい，まず，あら起こしをおこない，代かき用水を水深５ｃｍまで圃場に導入した．塩化ビニル製の畦畔板で圃場の一部 20 ｍ× 40 ｍを仕切って試験区を設け，その内部を念入りに代かきした．代かき終了後，試験区を畦畔板で仕切り，５ｍ×５ｍの６連２列の試験枠を設けた（図 13）．各試験枠には，ただちにセッコウを 0,10,20,30,50,100kg/10a 均一に散布した．12 区のうち半分の６区には，セッコウ散布に先立ち，元肥を標準量（20kg/10a）施用した．

セッコウを散布して 1,2,3,6,12,24,48 時間後，表面水を採取し，ｐＨ，懸濁物質濃度（ＳＳ），Ｃａイオン濃度，電気伝導度（ＥＣ）を測定した．

２）代掻き水の懸濁物質濃度の時間変化

中一色試験区の懸濁物質濃度とセッコウ散布後の時間の関係を図 14 に示す．対照区の懸濁物質濃度は代掻き直後約４％と非常に濃厚であり，その後懸濁物質濃度は徐々に減少

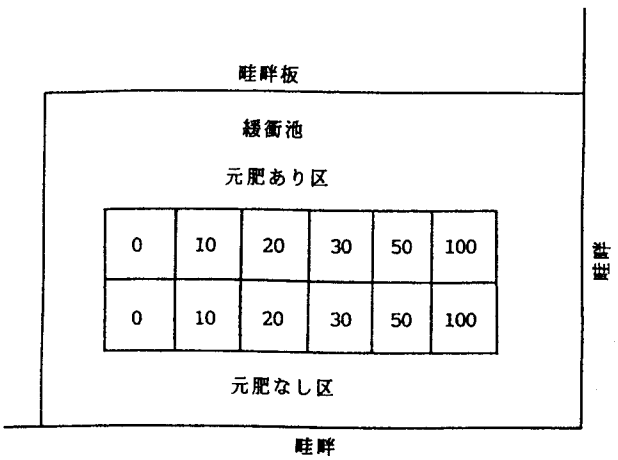


図１３　現地試験区の概要

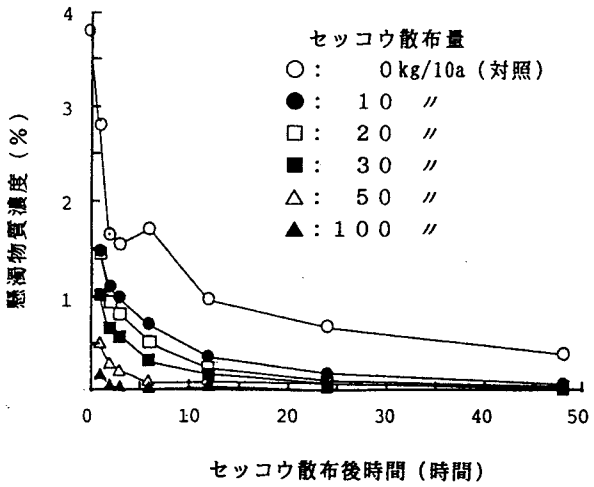


図１４　セッコウ散布後の懸濁物質濃度

するものの，24 時間後で 0.7%，48 時間後でも 0.3%と長期間にわたって高い濃度が続いた．

一方，セッコウを添加した場合には懸濁濁物質濃度の低下が散布直後の比較的短かい時間帯に集中的に生じた．例えば懸濁物質濃度が 0.1%に低下する時間は，100kg/10a で 3 時間,50kg/10a で 6 時間，30kg/10a で 12 時間，20kg/10a 以下でも 24 時間後であった．このように対照区と比べ高濃度の濁水を速やかに 0.1%程度の濃度まで落とす顕著な浄化効果が認められた．ただし，0.1%程度の濁水をさらに低濃度まで落とすには，100kg/10a 以上の多量の添加が必要であった．

元肥を施用すると，元肥なしの場合より幾分低い値を示したが，30kg/10a 以上では，セッコウの効果が卓越し，元肥施用による差は見られない．

大沢試験区対照区の懸濁物質濃度は，代掻き直後 1.05 %と中一色試験区の 3.8 %よりもかなり小さく，その後の減少も速やかに進み，24 時間で 0.1 %以下となった．セッコウ添加の効果は，中一色試験区よりも顕著で，10kg/10a の添加量でも 6 時間後に 0.1 %以下となった．添加量の増加に伴う凝集効果の増大は著しい．30kg/10a で 1 時間後に 0.1 %以下となり，これ以上添加量を増大させても凝集効果の増大はほとんどみられなかった．

元肥を施用した場合，セッコウ無添加時においても対照の約 1／2 程度に懸濁物質濃度が減少し，10 時間後には 0.1 %を下回った．元肥とセッコウ同時施用の効果は著しく，10kg/10a で 3 時間後に 0.1 %以下となった．

以上のように中一色，大沢試験区とも，セッコウの凝集効果は著しく，添加量としては 30kg/10a で十分な効果が得られた．元肥を施こした場合には，肥料成分が溶解し，代掻き水中塩濃度が幾分上昇したため懸濁物質濃度がやや低くなる傾向が認められた．

3）代掻き水中のＣａイオン濃度と凝集効果

代掻き水中のＣａイオン濃度はセッコウの溶解が進むにつれて増大し，Ｃａイオン濃度の増大とともに凝集沈降も進行する．たとえば，中一式地区対照区のＣａイオン濃度は，終始 0.7mmol/l 程度であったのに対し，20kg/10a 以上では散布後時間の経過とともにＣａ濃度が増大し，6 時間後には 1mmol/l 以上に達している．

図 15 は，中一色試験区で採水したすべての代掻き水サンプルの懸濁物質濃度を，Ｃａ

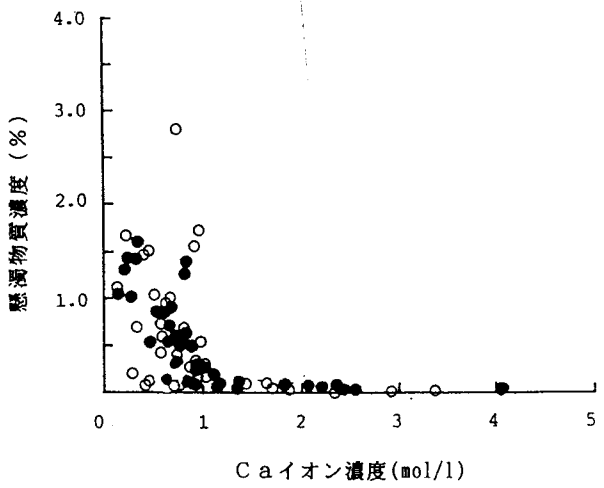


図１５　現地シロカキ水の懸濁物質濃度とＣａイオン濃度（中一式）
○：元肥なし，●：元肥あり

イオン濃度に対しプロットしたものである．この図で特徴的なことは，Ｃａイオン濃度が1.3mmol/l 以上では，全てのサンプルの懸濁物質濃度が非常に低い値を示したことである．すなわち，0.1%以上の濁水が発生しない事実上の限界Ｃａイオン濃度が存在し，その濃度が中一色土壌では 1.3mmol/l なのである．このことは，元肥を加えた場合についても成り立つ．

大沢土壌についても，全体的に懸濁物質濃度が低いものの，１時間後に採取した１点を除いて，2mmol/l 以上のＣａイオン濃度では，懸濁物質濃度はすべて 0.1 %以下を示した．また，元肥を加えた場合も同様である．

以上に述べたように，現地試験においても限界凝集Ｃａ濃度が見いだされ，これは，理論的，実験的に求めた限界凝集濃度とほぼ一致した．

なお，代掻き水のｐＨは 6.3 であったものが最初の２時間にわずかな低下（ｐＨ 5.7-6.0）を示し，その後 24 時間後にはほぼ 6.5 の値に回復した．中一式，大沢を問わず，また，対照，添加量の多少，元肥施用にかかわらずｐＨへの大きな影響は認められなかった．

４）濁水排出負荷量の削減効果

排水路や河川の汚濁に直接関わるのは，排水路ひいては河川への排出負荷量である．本地区土壌の特徴は，圃場で濃厚な濁水が発生し長期間持続するとともに，漏水量が多いことがあげられる．漏水をなくすことができれば排出はなくなるのだが，それが困難である現状を考えると，排出濁水濃度の低下が頼るべき有効な手段となる．

単位距離の畦畔からの懸濁物質の排出負荷量は，濁水の濃度と濁水排出量の積を時間について積分して求められる（(28)式）．

$$Q_{ss} = \int_0^t Q \cdot c_{ss} \cdot dt \qquad \text{---(28)}$$

ここで，Q_{ss}：懸濁物質の流出負荷量，Ｑ：流出水量，c_{ss}：懸濁物質濃度，ｔ：流出時間である．

圃場の下層土や畦畔の浸透特性は，代掻き水表面へのセッコウ散布によって大きく変化するとは考えられないし，湛水位がほぼ一定に保たれる代かき後の状態では漏水量Ｑもほぼ一定であると考えられる．したがって，排出負荷量は実質上排出される濁水濃度に支配される．

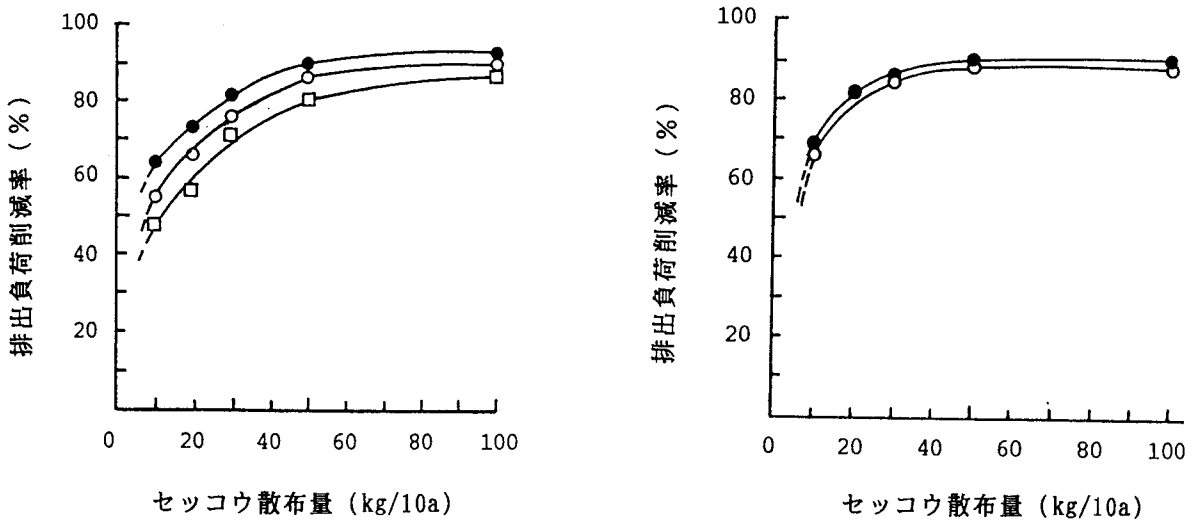
濁水濃度を実測した濁水濃度で与え，無添加の時の排出量$Q_{ss,0}$とすると，セッコウ散布による懸濁物質排出負荷の削減率Ｒ（%）は，次式で評価できる．

$$R(\%) = (Q_{ss,0} - Q_{ss}) / Q_{ss,0} \times 100 \qquad \text{---(29)}$$

図 16(a)は，中一色試験区元肥無添加における排出負荷の削減率とセッコウ添加量の関係を計算したものである．セッコウ添加量の増大とともに削減率は急激に増大するものの，セッコウ添加量が 50kg/10a 以上になると排出負荷削減率の増大はほとんどみられなくなり，このときの最大削減率は約 90 %である．散布後の経過時間が増大すると代掻き水の浄化が進み，削減率は増大する．48 時間での削減率を見てみると，10kg/10a で 63%，20kg/10a の添加で 73%，30kg/10a で 81 %となっている．元肥施用の場合，短時間の削減率がやや高くなっている．

大沢では中一色より曲線の立ち上がりが急なことから，セッコウ添加量の増大に対する反応が早く，しかも経過時間による差も小さかった（図 16(b)）．例えば，10kg/10a の添加ですでに 69 %が削減でき，20kg/10a で 83%，30kg/10a で 87%が削減できるものと推定された．元肥施用区では，散布直後の削減率がやや高いが，時間が経過すると差は小さい．

以上のように，20 ～ 30kg/10a のセッコウ散布で，懸濁物質総排出負荷量の約 70 %～ 80 %以上が削減できるものと推定された．



(a) 中一式　　(b) 大沢

図１６　セッコウ散布後時間と排出負荷削減量（□：12 時間,○：24 時間,●：48 時間後）

Ⅳ　おわりに

本報告では，安定な濁水がなぜ生じるのか，そのメカニズムを理論的に整理した．ＤＬＶＯ理論に基づいて粒子間相互作用を求められることを示し，濁水の凝集浄化がどのような因子をコントロールすれば可能であるかを示した．

ついで，凝集資材としてセッコウを用い，滋賀県湖東町のシロカキ濁水浄化を試みた結果を報告した．セッコウの凝集浄化効果は，現地試験で検証された．また，理論的に推定したＣａによる限界凝集濃度 1mmol/l は，室内試験，現地試験の結果とも一致していた．

セッコウは，多くの土壌で土壌侵食抑制効果が認められるとともに，酸性改良による収量増加も報告されている．酸性土壌が多く，地形が急峻で降雨の多いわが国の畑地土壌の侵食抑制へもその成果の適用が期待されるところである．

農地生態系および自然生態系への資材の使用に際しては，効果および経済性と同時に安全性への要求も極めて厳しい．セッコウの効用と安全性は濁水浄化資材として極めて有望であるが，活用にむけてはさらに実証研究の進展が必要である．

引用文献

1) 黒田久仁男，川端肇，水処理技術，10(2) 19(1969)
2) 黒田久仁男，小原昭雄，水処理技術，12(5),43(1971)
3) 黒田久仁男，菊池和男，水処理技術，8(4),21(1967)

4) 翁長謙良，吉永安俊，渡嘉敷善浩，農業土木学会誌，62(4),19(1994)
5) 日本化学会編：コロイド科学Ⅰ．基礎および分散・吸着，化学同人，p.233-235(1995)
6) D.H.Everett, 関集三監訳：コロイド科学の基礎，pp.77-84(1992)
7) P.Y.Julien: Erosion and Sedimentation, Cambridge Univeresity press, p.78(1994)
8) 藤原公一，凝集沈澱剤ＥＢ－ａ１４５およびＰＡＣのニゴロブナ，ホンモロコおよびアユに対する毒性，滋賀県水産試験場研究報告，39，pp.54-59(1987)
9) 赤江剛夫：現地試験による石膏の代掻き濁水浄化効果の検討－代掻き濁水の塩添加による凝集条件－代掻き濁水のカルシウム塩添加による凝集沈降浄化法(1)－，土壌の物理性，64,pp.37-44(1992)
10) 赤江剛夫：現地試験による石膏の代掻き濁水浄化効果の検討－代掻き濁水のカルシウム塩添加による凝集沈降浄化法(3)－土壌の物理性，69,pp.3-10(1994)
11) 赤江剛夫：粘土・水系に存在する粒子間結合様式の推定法－ベントナイト・水系の分散・凝集と流動特性（Ⅰ）－，農業土木学会論文集 133,pp.37-42(1988)

土砂流出抑制工の設計事例

若鈴コンサルタンツ株式会社
前　出　好　信

Ⅰ．はじめに

長良川は日本の清流の一つとして名高い。また、漁業が盛んで鮎・鯉等の漁獲量は県内の７０％を誇っている。しかし、近年長良川の汚濁は著しく、漁獲量の低下がみられ、長良川の河川生態系の保護等環境問題として大きくクローズアップされてきている。この長良川の汚濁の一原因として、長良川上流域からの夏期耕作時期の洪水による汚濁水の流出が考えられている。その土砂流亡による汚濁水の水質改善が求められている。

このため、長良川の支流切立川の流域の畑地帯に沈砂池を設置して土砂の流出を抑制すると共に集水路改修によって滞留土砂を沈砂池へ掃流し、早期に土砂の沈降を図る方法を考えた。

本土砂流出抑制工の設計事例は、切立川についてその流域の状況と水質の現状を把握して、汚濁の原因を究明した後、水質改善の目標値を設定し、水質改善の為の施設整備として土砂流出抑制工整備を行った事例報告である。

Ⅱ．切立川流域の状況と水質の現状

１．切立川流域の状況

設計の対象となる切立川流域は、岐阜県の中央にある郡上郡高鷲村の西南部に位置する。高鷲村は太平洋と日本海へ注ぐ河川の分水嶺となっている。

気候は太平洋型気候圏内に属するが、奥美濃の高位置にあるため日本海型内陸気候を示し、平均気温は 11.5 ℃と低く、夏は冷涼多雨、冬は寒気が厳しい。11 月～ 4 月にかけては１m以上の根雪に覆われている。また年間降水量は 3,000mm に達し、県下でも多雨地帯に属している。

切立川の流域は 1,042ha であり、その土地利用状況は、山地 873 ha、畑地 67ha、水田・その他 102ha である。

地質は、新規安山岩類に属する赤土の火山灰の中に火山礫が点在する地層が地表面 2 ～ 3m の厚さで覆っている。この層は粘性土であるがその性質はきわめて砂に近く、縦浸透に優れ、降雨による表土流出は激しい。

畑地帯の圃場形態は不整形なものが多く、3 ～ 10 ° の傾斜畑となっている。圃場内排水は、耕区の周辺に承水路が設けられ、低位部で集水路に接続するか、又は下流の山地へ流出している。承水路は畝立てを利用したものが多く、集水路は傾斜に沿って設置されており、承水路と集水路は殆どが土水路である。また、道路は未舗装状態のものが多い。集水路は断面が一様でなく、滞留水や滞留土砂がみられる。

2．水質の現状

（1）切立川流域の水質調査

切立川流域の水質調査を、切立川支流の明谷、恵里美川、切立川の3地点で行った。夏期常時及び根雪期間の調査は、調査前日、前々日に降雨がない日を選んで行った。(H3.8.23、H4.3.24）その結果、1～2ppmと清浄な水の流出がみられた。これは通常から家庭雑排水、農用地排水、工場等の特定事業による汚濁がほとんどないことを示している。また根雪期間の流出水にも汚濁はみられなかった。実際、通常の切立川及びその支流の渓流は清浄な水が流れている。

洪水時の水質調査結果としては、切立川最下流部で45ppm、山地を流域にもつ位置では22ppmの水質結果が得られている。一方、畑地帯から洪水時に流出する渓流水の水質については100ppmを越える結果が得られている。しかし、この畑地帯からの流出水の水質調査は、この地域の特性である局所的気象の変化があることや、高台にある畑地帯からの到達時間を見込まなくてはならないため、降り始めの時刻の予測は難しく、実際は降雨開始からかなりの時間が経過した時点で観測されているものと思われる。

（2）畑地帯における夏期洪水時の水質の推定

1）概要

畑地帯における夏期洪水時の水質調査結果については、先に述べたように流出水の濃度のピーク時点以降のものと推測される。

そのため、畑地帯の洪水時の水質は、「平成5年度高鷲村畑作地帯の土壌流亡対策に関する研究」で解明された「この地域の降雨と流出及び土砂流亡量」との関係より推定した。

2）土砂流亡量

畑地帯における土砂流亡量は、1992年に9ヶ所の圃場で調査した結果を採用する。調査結果は、圃場面積計76.6ha（畑地46.9ha、裸地1.9ha)、流亡土量計212.8m^3/年であり、単位面積当り流亡土量は、2.78m^3/ha/年となる。圃場の土の密度試験より乾燥密度はρ_d=1.125g/cm^3である。

よって、1年間の圃場における単位面積当りの土砂流亡量は次式による。

2.78（m^3/ha/年）× 1.125（g/cm^3）=3.13（t /ha/年）

3）降雨と流出量

この地域の畑地帯における降雨と流出量の関係には次のような特徴が挙げられる。

・降雨量が30mm以上に達して初めて表面流出が観測され、土砂流亡が発生する。一連降雨が30mm以下の降雨ではおおかた土壌の間隙を流れ地下に浸透する。

・地下浸透した水は清浄水として中間流出する。

これは、一連降雨30mm以上の降雨が土砂流亡の対象流量であることを示している。

また根雪期間の流出水は、1～2ppmと清浄な値を示しており、春から秋にかけて降る降雨が土壌流亡を引き起こしていると考えられる。そのため、土砂流亡を引き起こす一連降雨30mm以上の降雨1回による平均降雨流出量は次式により算定する。

63（mm/回）× 0.628 ＝ 3.96 × 10^2（m^3/ha/回）

63（mm/回）：30mm以上一連降雨の平均一連降雨量（近傍観測所データより）

0.628：地区の平均流出率（地区の土地利用状況別流出率の面積加重平均値）

4）単位面積当りの一連降雨 30mm 以上の降雨 1 回の土砂流亡量

土砂流亡を引き起こす一連降雨 30mm 以上の降雨は、土砂流亡量を測定した 1992 年において 17 回発生している。(根雪期間を除く 4 月 11 日から 11 月 19 日の期間を対象とする。)設計上、均等に土砂が流亡したとすると単位面積当りの一連降雨 30mm 以上の降雨 1 回の土砂流亡量は次式のように推定できる。

3.13(t /ha/年) ÷ 17 回 = 0.18(t /ha/回)

5）畑地帯における夏期洪水時の水質の算定

畑地帯（切立地区）における夏期洪水時の水質 SS 値は、2)、3）の土砂流亡量と平均降雨流出量より次式によって算定する。

$$\text{SS 値} = \frac{\text{一連降雨 30mm 以上の降雨 1 回の土砂流亡量(mg)}}{\text{一連降雨 30mm 以上の降雨 1 回の平均降雨流出量(l)}}$$

$$= \frac{1.8 \times 10^{8}}{3.96 \times 10^{5}} = 455\text{ppm}$$

（3）洪水時に切立川から長良川へ流出する汚濁水の水質の推定

洪水時に切立川から長良川へ流出する汚濁水の水質は、切立川流域の各土地利用状況別の想定 SS 値の面積比率により、下表の通り 48ppm と推定する。これは、切立川の長良川合流地点直前で測定された 45ppm に近い数字を示している。

表 1　切立川流域の土地利用状況別面積及び想定 SS 値

地　目	面　積 A (ha)	想定 SS 値 B (ppm)	A×B (ha･ppm)	備　　考
畑　地	67	455	30485	切立地区
山　地	873	22	19206	
その他	102	0	0	
合　計	1042		49691	49691／1042=48

※表中の地目のうち、「その他」は田及び村落である。

Ⅲ．水質保全の目標値

１．切立川から長良川へ放流される渓流水の水質目標値

切立川から長良川に放流される渓流水の水質目標値は、環境基準法及び水産用水基準法による基準値を採用する。

環境基準法は、水質汚濁に係る環境基準のうち、生活環境の保全に関する項目について河川の利用目的や水質汚濁の状況等により、各水域毎にＡＡからＥ類型まで指定し、SS値、ｐＨ値、ＢＯＤ、ＤＯ、大腸菌群数の５項目について基準値を定めている。

高鷲村地内を含む吉田川上流域の長良川はＡＡ類型の指定を受けており、SS値は25ppm以下の基準値となっている（表２）。

また、日本水産資源保護協会の水産用水基準は、SS値等13項目について基準値を定めており、SS基準値は同様に25ppm以下となっている（表３）。

これらの基準のうち、濁りに関係するSS基準値を採用し、切立川から長良川への流出水のSS目標値を25ppmと設定する。

表２　生活環境の保全に関する環境基準（関係部分抜粋）　河川（湖沼を除く）

類型	利用目的の適応性	基準値 浮遊物質量（SS）
ＡＡ	水道１級、自然環境保全およびＡ以下の欄に掲げるもの	25ppm以下

備考１．基準値は、日間平均値とする。（湖沼、海域もこれに準ずる）

（注）１．Ａ以下の欄に掲げるもの：水産１級、水浴、工業用水１級、農業用水
２．自然環境保全：自然探勝等の環境保全
３．水道１級：ろ過等による簡易な浄水操作を行うもの。
４．水産１級：ヤマメ、イワナ等貧腐水性水域の水産生物用ならびに水産２級水産３級の水産生物用。
５．工業用水１級：沈殿等による通常の浄水操作を行うもの。

表３　水産用水基準（関係部分抜粋）

項目	河川
ＳＳ	25mg/l以下（人為的に加えられる懸濁物質は5mg/l以下）嫌忌行動や鰓蓋運動の異常などをおこす原因とならないこと、日光の透過が妨げられ、植物の同化作用に影響を及ぼさないこと。

２．畑地帯からの流出水の水質目標値

切立川流域のうち測定された、山地22ppm、その他0ppmについては基準値25ppmを下回っているので問題はない。そのため、畑地帯における流出水の水質改善が切立川からの放流水の水質目標値の達成につながる。切立川から長良川への放流水を25ppmとするとき、下表のとおり畑地帯からの流出水は102ppmに抑えなければならない。

表４　切立川流域の土地利用状況別面積及び想定SS値

地目	面積 Ａ(ha)	想定SS値 Ｂ(ppm)	Ａ×Ｂ (ha･ppm)	備考
畑地	６７	１０２	６８４４	切立地区
山地	８７３	２２	１９２０６	
その他	１０２	０	０	
合計	１０４２	２５	２６０５０	２６０５０／１０４２＝２５

上表の畑地帯からの流出水の水質目標値102ppmは、圃場の流亡土量のうち７８％を地

区内で捕捉することとなる。

1.00 － 102(ppm)／455(ppm)＝0.78・・・式（1）

Ⅳ．土砂流出抑制工の設計

1．概要

畑地帯からの流出水は、ピーク降雨後、時間の経過とともに濁度が小さくなる傾向にある。

これは畑表土が降雨初期からピーク時にかけて攪乱されて土砂流亡が激しく、次第に表面が落ち着いていくからである。

したがって、降雨ピーク時にみられる濃度の高い汚濁水を早期に沈砂させることが肝要である。このため本設計では以下の２点を考えた。①集水路における滞留汚濁水による二次的汚濁水の発生を防ぐため、土水路(B=0.4 ～ 1.2m、L=2.3km)の改修を図る。②圃場の末端及び集水路に沈砂池を設置して、下流長良川への放流水が水質目標値を下回るように流亡土砂の７８％の捕捉を図る。

ここでは、これらの施設のうち、流亡土砂の７８％の捕捉を検討した沈砂池の設計について以下に述べる。

2．施設計画排水量

施設規模決定の基礎資料となる排水量は、1/10 年確率降雨を対象として次式で計算したピーク流出量を採用する。

$$Q = 1/3.6 \times r_e \times A \quad \cdots 式（2）$$

Q：ピーク流出量(m^3/s)

r_e：洪水到達時間内の平均有効降雨強度(mm/hr)

A：沈砂池の集水面積(km^2)

（1）洪水到達時間

ピーク流出を発生させる流域内最遠点の降雨が対象施設地点に至る洪水到達時間は次式により求める。

$$T_p = C \cdot A^{0.22} \cdot r_c^{-0.35} \quad \cdots 式（3）$$

C：流域特性係数 =156

A：切立地区対象面積 =0.92(km^2)

（2）洪水到達時間内の平均有効降雨強度

周辺観測所から得た短時間降雨データの平均値より継続時間－ 1/10 年確率短時間降雨強度曲線(t_r－r_{cr}曲線）を作成して洪水到達時間内の降雨強度曲線を求め、流出率を乗じて 1/10 年確率短時間有効降雨強度を算出する。

表５　周辺観測所の短時間降雨データの平均値

	１０分	２０分	４０分	６０分	１００分
降雨強度(mm/hr)	125.9	98.5	73.3	60.4	42.2

式（3）及び継続時間－有効降雨強度曲線の両曲線を両対数グラフで表し、その交点の

洪水到達時間と平均有効降雨強度を求める。その結果、T_p = 39(分)、r_e = 50(mm/hr)であった。

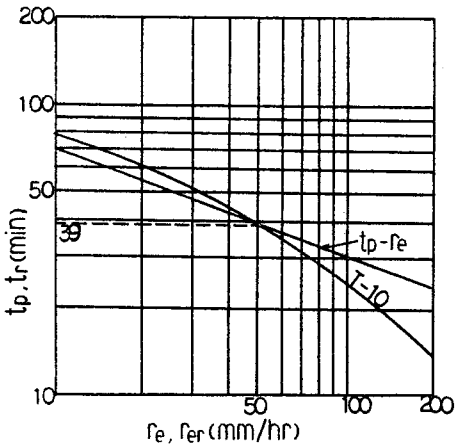


図１　合理式に用いるr_eの推定

（３）施設計画排水量

式(2)より、Q = 1/3.6 × 50 × 0.01 = 0.14(m^3/s/ha)

３．施設概要

沈砂池は、水質保全の目標値を達成するため７８％の流亡土砂を捕捉する必要がある。

仮に、流亡土砂の粒径加積曲線（図３）の質量百分率２２％を示す粒径を捕捉対象の最小粒径とすると、沈砂池は２２％粒径である 0.075mm 以上の土砂を捕捉することとなり、沈砂池の規模は 1ha の流域に対して約５万 m^3 の沈砂池容量となる。これは流域全体を深さ 5m の沈砂池とすることであり現実的ではない。そのため、以下に示すように、この事業における沈砂池は付加構造を補足し、規模を縮小した/うえで流亡土砂の７８％の捕捉を図ることにした。なおこの沈砂池は、この地域の土壌特性を有効に利用した浸透性沈砂池である。

現状で観察すると、土砂流亡によって発生する汚濁水が堆砂層を鉛直浸透して通過すると、流出水はきわめて清澄になる。また、空隙に細粒土が貯留されても、乾燥することによって新しい細かな亀裂が生じ、常に乾燥させることによって目詰まりを起こさずフィルター剤としての機能が持続する。

沈砂池の規模は捕捉対象の最小粒径を 0.1mm（細砂）に決定する。この場合粒径加積曲線より沈砂池の捕捉率は 40 ％であり、下流の放出水の濃度は 270ppm となる。そこで次に沈砂池底にフィルター機能をもたせるため、地下に有孔管を埋設する。有孔管を流れる清澄水と沈砂池の越流水を下流で合流させ、目標値 102ppm にして畑地帯から下流へ放流するものである。

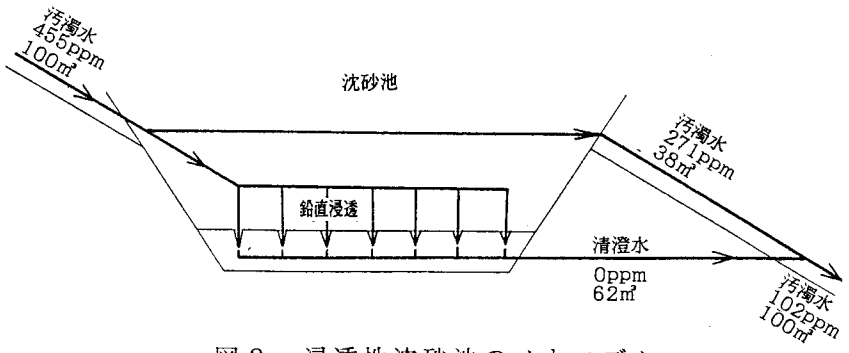


図２　浸透性沈砂池のメカニズム

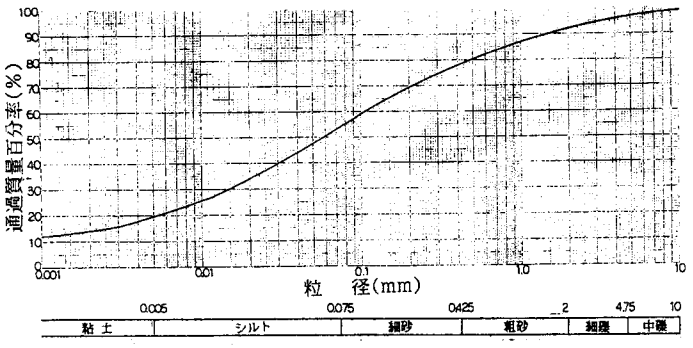


図３　圃場表土の粒径加積曲線

４．沈砂池規模の決定

沈砂池の規模は、捕捉対象粒径 0.1mm として計画する。

（１）幅の決定

沈砂池内における土砂流亡の掃流形態及び沈積形態、並びに沈砂地内の掃流力と沈積すべき最小粒子の限界掃流力との関係から、一様長方形断面を有する沈砂池の幅と深さは次式によって決定する。

$$B = \frac{Q}{h \cdot U_c} \quad \cdots 式（4）$$

B：沈砂池の幅(m)

Q：沈砂池の設計通水量(m^3/s)

h：沈砂許容限界における所定の最小粒子が沈積を完了する点の堆砂面上の水深(m)

U_c：所定砂粒子の掃流限界流速(m/s)

砂粒子の掃流限界流速は次式により決定する。

$$U_c = \frac{U_{*c} \cdot R^{1/6}}{n \cdot g^{1/2}} \quad \cdots 式（5）$$

U_{*c}：限界摩擦流速(m/s)

R：所定砂粒子が沈積を完了するときの堆砂面上の水深(m)　$=B \cdot h / (B+2h)$

n：堆砂面上の粗度係数　=0.02

g：重力加速度(m/s^2)　=9.8

限界摩擦流速は次式の岩垣公式により決定する（対象式のみ記載）。

$0.0065(cm) \leqq d_m \leqq 0.0565(cm)$ のとき　$U_{*c} = 8.41\, d_m^{11/32}$　・・・式（６）

d_m：捕捉対象粒径(cm)　=0.01

$U_{*c} = 1.314(m/s)$

（２）長さの決定式

沈砂池の長さは幅及び深さによって次式により決定する。

$$L = K \frac{Q}{B \cdot Vg} \quad \cdots \text{式（７）}$$

Ｌ：沈砂池の長さ(m)

Ｋ：安全係数 1.5

Ｑ：10年確率降雨時のピーク流出量(m^3/s)　=0.14

Ｂ：沈砂池の幅(m)［「（１）幅の決定」より求まる］

Ｖｇ：沈積の対象となる最小粒径の土粒子の沈積するために必要な最小沈降速度(m/s)

捕捉対象最小粒径が沈積するために必要な最小沈降速度は次式により決定する。

$$Vg = \{2/3\,(S-1)\,g \cdot d + \alpha^2\}^{1/2} - \alpha \quad \cdots \text{式（８）}$$

$$\alpha = 6\nu / d \quad \cdots \text{式（９）}$$

Ｓ：土粒子の比重(g/cm^3)　=2.65

ｇ：重力加速度(cm/s^2)　=980

ν：動粘性係数(cm^2/s)　=0.01

∴　$\alpha = 6$、$Vg = 0.8396$

（３）越流断面の決定

沈砂池の越流断面は次式より求める。

$$Q = 1.704 \times L \times H^{3/2} \quad \cdots \text{式（１０）}$$

Ｑ：沈砂池からの流出量(m^3/s)

Ｌ：越流幅(m)

Ｈ：越流水深(m)

（４）計算例

（１）、（２）の幅・長さ・深さは各々Ｂ－ｈ、Ｌ－Ｂの関数となっており、Ｂ、ｈ、Ｌのいずれかが決まれば施設規模は決定する。これらの寸法は無数の組み合わせがあり、その中から現地の土地利用状況および地形より最適な施設規模を判定する。ある沈砂池の場合は以下のとおりとなった。

表６　施設規模判定の一例

沈砂池の深さ(m)	掃流限界流速　(m/s)	設計排水量(m^3/s)	沈砂池の幅(m)	沈砂池の長さ　(m)	摘要
０．６９	０．１９２	１．１２３	８．５０	２３．６	
１．０２	０．２００	１．１２３	５．５０	３６．５	採　用
１．４９	０．２０３	１．１２３	３．７０	５４．２	

5．鉛直浸透量の計算

（1）概要

沈砂池の規模は前項で述べたとおり、捕捉対象最小粒径を 0.1mm で計画している。しかし、この規模の沈砂池の場合、畑地帯からの流出水は 271ppm の濃度であり、切立川から長良川への流出水の濃度は 35ppm となるため、基準値に達しない。そのため、沈砂池底にフィルター機能を付加し、流出水の鉛直浸透特性を利用して地下埋設管から流出する清澄な水との合流によって畑地帯からの流出水の濃度を 102ppm 以下とする。ここではまず鉛直浸透による必要流出量を算定する。この必要流出量から沈砂池に埋設する有孔管施設の規模を決定する。

（2）鉛直浸透による必要流出量

圃場表土の粒径加積曲線の質量百分率において粒径 0.1mm は 59.5 %の土砂を含んだ濃度(455ppm × 0.595=271ppm)で下流へ流出している。

一方、沈砂池における鉛直浸透水はほぼ 0ppm で流出すると考えられる。

沈砂池流出水を 102ppm とするために必要な鉛直浸透による流出量は、沈砂池への流入水を $100m^3/s$ とすると、100-100 × 102/271=$62m^3/s$ となる。

（3）沈砂池の地下埋設管の施設規模

1）埋設管の施設規模と単位長さ当りの流入量

沈砂池に埋設する有孔管は、鉛直浸透による必要流出量を単位長さ当り埋設管流入量で割って長さを算出する。

埋設管口径別の単位長さ当りの流入量は次式より算出する。

$$q = \frac{2\pi k_s (h + h_s + h_a + D/2 - D/W)}{\ln\{4(h_s + h_a + D/2)/D\}} \quad \cdots 式(11)$$

q：単位長さ当りの埋設管流入量($m^3/s \cdot m$)

ks：透水係数(m/s)

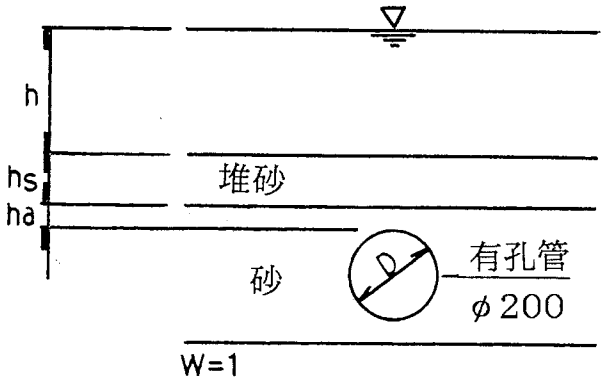


図4　沈砂池地下埋設図

2）透水係数

沈砂池の堆積土は、間隙に細粒土が貯留されても乾燥することにより新しく細かな亀裂が生じ、空隙が発生するため目詰まりを起こさずフィルター剤としての役目を果たすと考

える。

沈砂池の鉛直浸透による透水係数は、堆積土の下層にある砂層を対象として次式により算出する。

$$k_s = \frac{1.10}{\nu}\left(\frac{\xi}{1-\xi}\right)^2 d_e^2 \quad (\mathrm{cm/s}) \cdots 式(12)$$

ν：流体の動粘性係数(cm^2/s)=0.01

ξ：間隙率=0.61

d_e：対象とする土砂の粒径加積曲線の質量百分率 10 %に相当する径(cm)=0.1

k_s = 0.03(cm/s)

6．沈砂池構造図の例

沈砂池の平面・縦断面図の一例を図5、図6に示す。

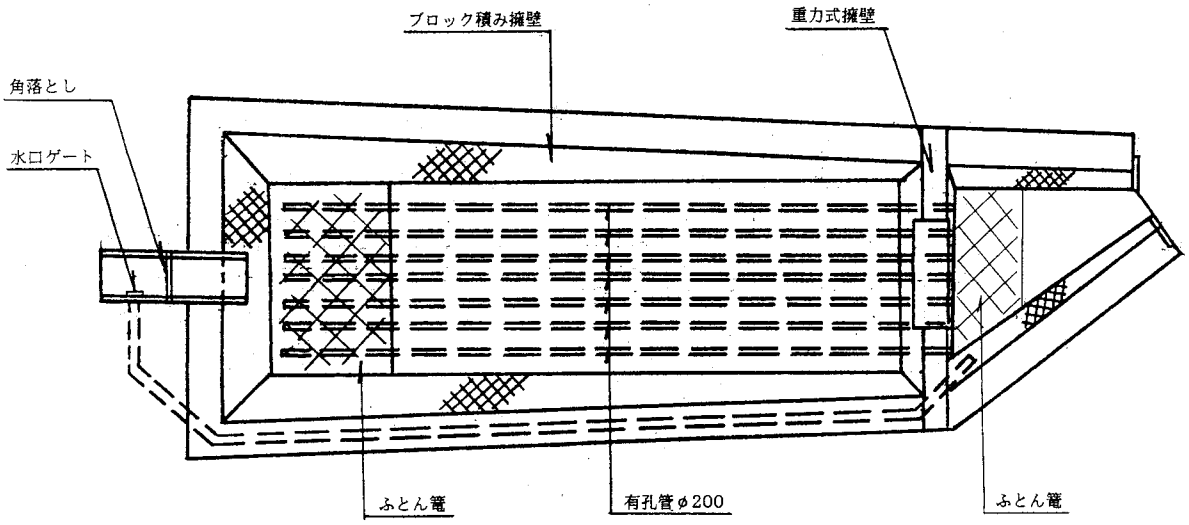


図5　沈砂池の平面図

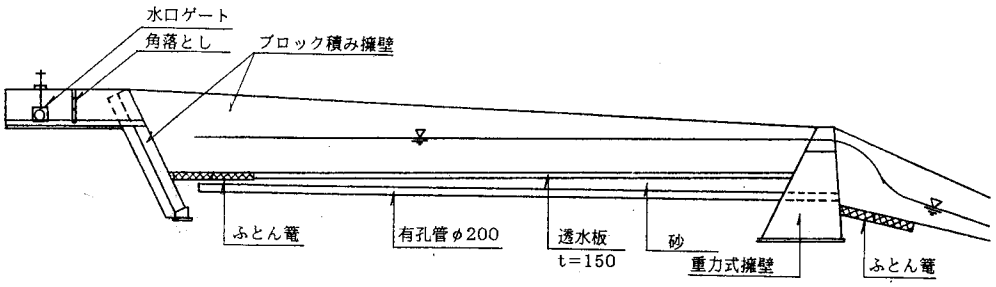


図6　沈砂池の縦断面図

V．おわりに

ここで示してきた設計の内容は、土砂流出状況の標準値・平均値を採用している。例えば、土砂流亡量は、降雨強度・地表面にあたる雨の強さ・地表面土壌の過去の経歴・土地利用形態等、様々な条件によって実際は変化するものである。しかし流域についてこれらの条件をそれぞれ解析することは難しく、個々の条件項目の結果を組み合わせた時々の状況を対象として施設の設計を行うことは困難であった。そのため、本設計内容は、個々の条件項目は標準値及び平均値を採用し、施設計画を行っている。

また沈砂池構造の検討にあたっては、全国各地で行われている様々な形態の沈砂池の事例を収集した。例えば、水中に溶解し、負に帯電している微細土粒子アルミニウムイオンにより中性団粒化させてフロックの形成を促進して沈殿させるもの、また、アルミニウムのかわりに気泡を噴出させて、気泡に吸着させて浮遊する微細土粒子のフロックを吸引するなどである。しかし、これらの施設は貯留機能を持つ池が必要となり、用地の制限があるこの地区にはあてはまりにくいことや洪水時の降雨に対して十分に機能が発揮し難いことなど難点があった。

ここで設計した沈砂池は、本来の沈砂池の規模に鉛直浸透を利用して土砂の捕捉を図り、流亡土砂によって発生する汚濁水の濃度の改善を図っている点で大きな意義があるものと考えられる。

Ⅵ．引用文献

・平成５年度高鷲村畑作地帯の土壌流亡対策に関する研究
・土地改良事業計画設計基準　設計「頭首工」基準書・技術書（農林水産省構造改善局）
・土地改良事業計画設計基準　計画　排水　（農林水産省構造改善局）

濁水制御のための浸透性沈砂池の水理特性

農業工学研究所水路工水理研究室
中　達 雄

Ⅰ．はじめに

傾斜地や中山間地に立地する畑地等からの降雨および融雪時の土砂流出は、農地保全および下流域の環境保全の観点から極力抑制する必要がある。

このため、圃場段階における農法的、農業土木学的な土壌保全技術や排水路系における水工学的な水食防止および土砂制御技術の開発が急務である。農業工学研究所水路工水理研究室では、長年、農地保全技術として農地排水路の急勾配水路部に渦動排砂管（Vortex Tube Sand Trap）を適用することにより、畑面等から水路内に流出してきた掃流砂を排除し、この土砂を沈砂池に引き込み、さらに、沈降速度の小さな浮遊砂を浸透性沈砂池において、制御する総合的土砂制御管理技術の開発に取り組んでいる。

現在残されている課題は、主に、濁水の要因となる浮遊土砂の制御である。ここでは、現在実施している浸透性沈砂池による濁水流出抑制技術の開発を中心に、その総合的土砂制御管理技術の研究について紹介する。

Ⅱ．総合的土砂制御管理技術の開発

1. 急流水路工の溢水防止[1)]

比較的土砂流出が著しい農地は、傾斜地農地が中心となるが、必然的に排水路も射流が流下する急流水路となる。この射流が溢水して、法面や水路周辺部を侵食することにより、下流への土砂流出は促進されるため、濁水流出抑制のためには、水路の溢水防止が第一に重要となる。主に、急流水路の溢水は、急流水路内の高速流の運動エネルギーが水路断面変化により、水流上昇のエネルギーに変換されることが要因となる。

現在では、各種実験係数が明らかにされ運動量理論等により、急流水路や合流桝等の溢水防止のための施設容量を決定することができる。

2. 並列分流方式による掃流土砂の制御[2)]

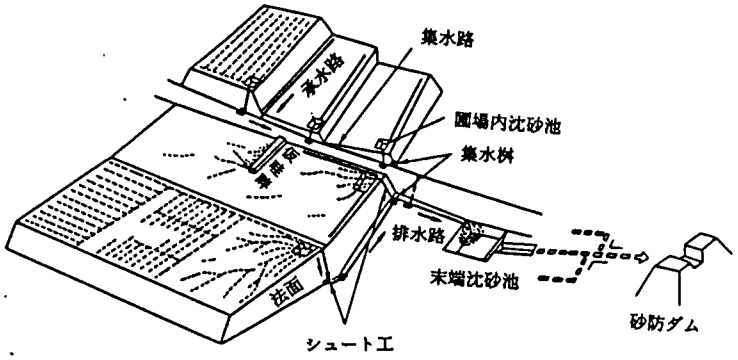
一方、傾斜農地の排水系統は、図-1 に一般に示されるが、土砂流出の防止は、圃場内沈砂池、末端沈砂池および砂防ダムでの土粒子の重力沈降による制御が一般的である。

従来の整備地内の土砂の制御は、排水路と沈砂池が直列に配置され、沈砂池等の堆積場における土砂の沈降作用により、水と土砂を分離する工法が一般的であった。しかし従来工法では、洪水時などに沈砂池に流入する高速流による堆積土の攪乱により、平常時に堆積させた土砂を下流へ流出させる危険性があり、工法的に改善の余地が残されている。

したがって、図-2 に示すような、水路内で水と土砂（主に掃流砂）を渦動排砂管により分離する並列分流方式による土砂制御および土砂管理が適切であると考えられる。

並列分流方式の概要は、次のとおりである。渦動排砂管設置地点で土砂流を流水と高濃

度の土砂流とに分離する。分離した高濃度の土砂流は、排砂管により沈砂池等の堆積場へ流送される。圃場内沈砂池のような比較的小規模な場合には、沈砂池は沈砂槽だけの構造であるが、末端沈砂池では、排砂管からの土砂流を受ける槽（沈砂槽）と主水路側を流下する流水を受ける槽（洪水槽）に区分し、二槽式とする。このとき、沈砂槽には多量の土砂と少量の流水が流入するが、急勾配水路に設置される渦動排砂管の排水特性から、洪水時においてもほぼ一定流量の排水しか流入しない。したがって、堆積土砂を洪水時においても地区内に止めておくことができる。



（農業土木ポケットブックP133より作図）

図-1　傾斜農地における一般的な排水系統図

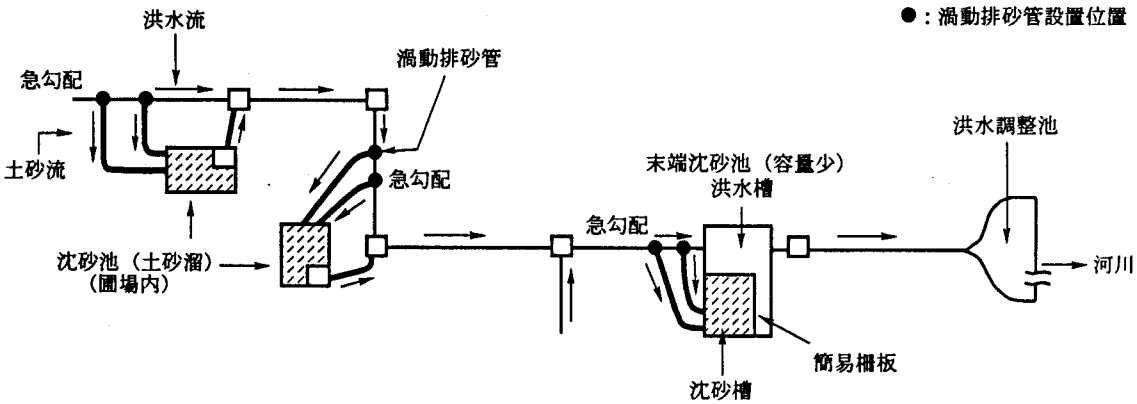


図-2　渦動排砂管による並列分流方式

3.　渦動排砂管の排砂効果[2)]

渦動排砂管は、造成地内の急勾配の地表排水路の水路底に設置され、図-3 に示すように排砂管上部に比較的幅の狭いスリットが設けられ、ここから流砂濃度の高い低層付近の流水を取水して、主として水路底の近傍で転動、または跳躍している掃流砂を排除するものである。排砂管内へ引き込まれた土砂は、管内に生じる渦動流すなわちラセン流（Spiral Flow）を利用して、小流量で水路内へ排除される。急勾配射流水路での主水路の流れの排水過程は、図-4 に示すように排砂管へ流れが到達すると重力により開口部へ落下し、その後ラセン流となって排水口へ流出する。

なお主水路の流れがフルード数 Fr ＝ 4 ～ 5 程度の条件下での利用となるため、衝撃波の発生等が無いように渦動管形状を決定する必要がある。

本工法を急勾配水路に適用すると、低層部の一部の土砂流しか排砂管へ流入せず、これ

より上層部の比較的低濃度の流れは、スリットを通過して下流へ流下することとなる。また、急勾配水路の高速の主流の一部をラセン流に変換することにより、小流量で排砂管内に流入した土砂を排除することが可能となる。構造は比較的簡単であり、排水路の流れ方向に対して45°に排砂管を配置する。

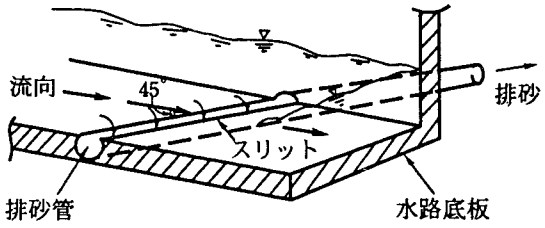


図-3　渦動排砂管の構造

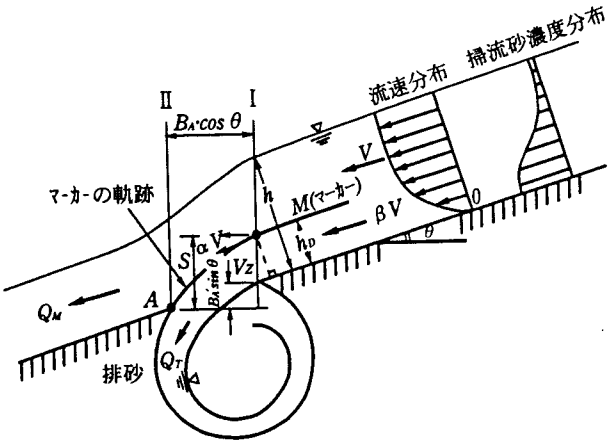


図-4　渦動排砂管(急勾配)の排水および排砂機構の模式図

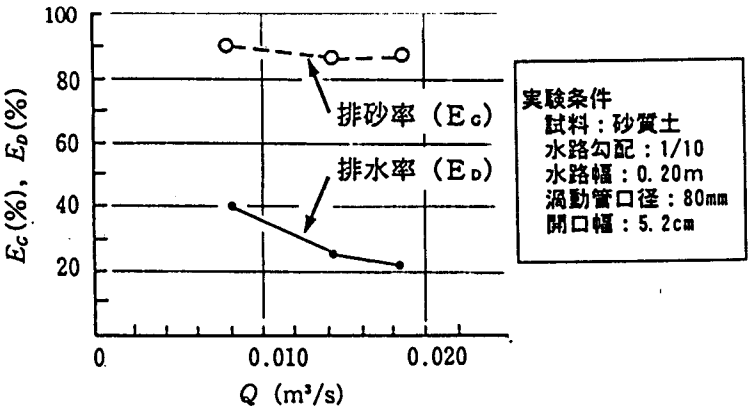


図-5　室内水理実験結果（排水率および排砂率と全流量の関係、1989）

排砂効率の高い粒径は 74 ～ 2,000 μmの細砂からの粗砂の領域の掃流砂であり、特に土砂と水との分離機能に優れていることが検証されている。図-5 の室内水理実験結果が示すように、砂質土であれば、E_G ＝ 90%前後の土砂除去率が達成できている。一方排水率は、E_D ＝ 40%以下であり、土砂の分離機能に優れている。

$$E_G = \frac{G_t}{G_m + G_t} \times 100$$

G_m：主水路末端へ流下した土砂重量（炉乾燥）

G_t：排砂管から排出された土砂重量（炉乾燥）

渦動排砂管は、数地区の現地における実証試験も合わせて実施した[3]。写真-1、表-1 は、高知県（S 地区）における試験結果であるが、掃流砂、浮遊砂を合計した土砂排除率は、E_G'

＝ 52 ～ 77%を維持しており、排砂効果が実証され、実用化の可能性が高い工法であることが確認されている。

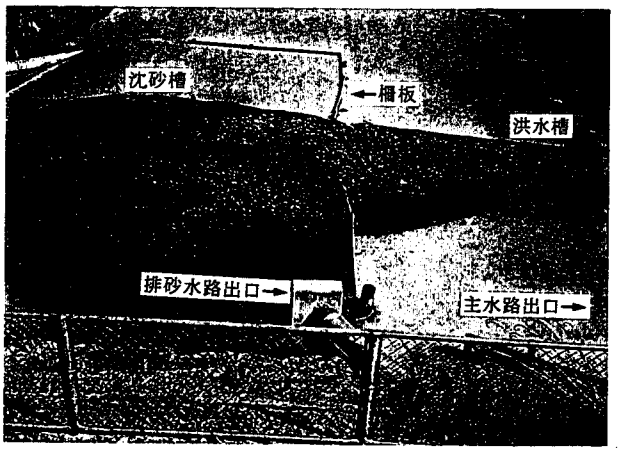


写真-1　S 地区の沈砂池における堆砂状況（1991.3）

表-1　S 地区における期別堆砂量と排砂率の変化（1989 ～ 1990）

計測期間	沈砂槽 (G_t)	洪水槽 (G_m)	合計 堆砂量	排砂率 (E_G')	期間 積算雨量
	(m^3)	(m^3)	(m^3)	(%)	(mm)
1989.3/22 ～ 7/14	14.73	13.53	28.27	52.1	793.5
7/15 ～ 8/ 2	6.87	3.59	10.46	65.7	222.0
8/ 3 ～ 9/21	13.76	7.19	20.95	65.7	733.5
9/22 ～ 11/17	7.15	4.11	11.26	63.5	220.0
11/18 ～ 1990. 8/29	24.21	7.12	31.33	77.3	1335.0(4/18 ～ 8/29)
8/30 ～ 9/22	9.52	3.43	12.95	73.5	409.0
9/23 ～ 10/16	7.53	3.93	11.46	65.7	376.0

注）実証試験では、土砂量（掃流砂、浮遊砂を含む）は深浅測量による容積量(m^3)である。

なお、問題点としては、渦動管開口部に草等の雑物が詰まり、開口部を閉塞する状況が見られる。このため、良好に維持管理（人的管理）されることが望ましい。

Ⅲ．浸透性沈砂池工法の導入[4)]

1.　浮遊砂制御における重力沈降の限界

浮遊土砂の制御は、水中の土粒子の重力沈降作用（沈殿）に期待するのが一般的である。濁水が流出する洪水時には、本方式では大容量の沈砂池が理論上必要となる。たとえば、粒径 0.1mm の土粒子の濁水中（濁水比重は、1.10）の許容限界沈降速度は、$v_s = 3 \times 10^{-3}$m/s であり、この土粒子を沈降させる沈砂池最小長さ L を算定すれば、150m となる（安全係数 K ＝ 1.5、沈砂池内平均流速 u ＝ 0.15m/s、沈砂池平均水深 h ＝ 2.0m として試算）。　このため、濁水要因となる粒径 0.1mm 以下の浮遊土砂の沈降作用による完全制御は、圃場レベルの農地排水系では規模的に不可能である。

自然生態系では、洪水時および降雨時の排水路および自然河川等への濁水流出は不可抗力的な現象である。人工的に流域を農地等に改変した場合には、従前の地目に比較しての流出水の濁度の上昇および長期濁水化等が問題視される。

2. 浸透性沈砂池の概要

渦動排砂管および重力沈降のみでは、濁水の要因となる浮遊砂の制御は不可能である。このため、沈砂池を浸透型にすることにより、重力沈降を促進し、かつ、浸透性を図るために設置する暗渠濾層に浮遊砂を吸着させ、濁水を浄化する機能を持たせる工法を導入することが考えられる。

本工法の特徴、利点は、下記に整理される。

① 浸透性沈砂池は、各圃場ブロックや地区全体を流域とする圃場内沈砂池、沈砂池、洪水調整池および砂防堰堤池に適用する。

② 浸透性沈砂池は、沈砂池の底部に暗渠を配置し、浸透型にすることにより、鉛直下方の流れを形成させ、浮遊砂の沈降を促進する。また、暗渠を被覆している濾層に浮遊砂を吸着させ、総合的に濁水流出を抑制する。

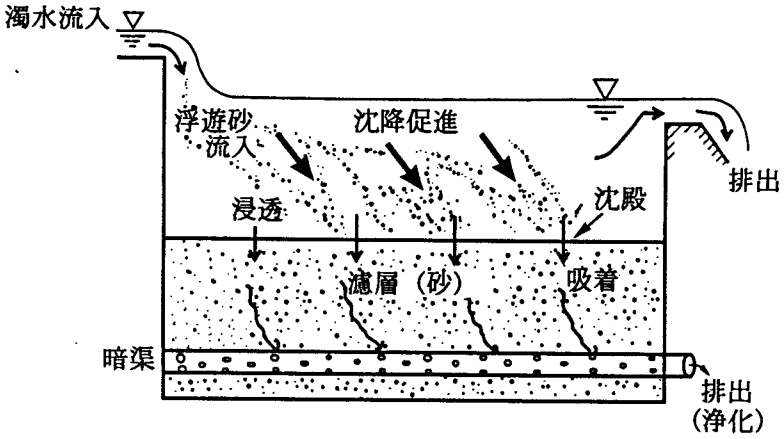


図　浸透性沈砂池の構造および浮遊砂制御の概念図

③ 浸透型のため、無降雨時は、沈砂池に空容量が発生し、降雨時の流出や濁水流出の一次貯留を可能とする。

④ 暗渠排水量以下の流入量の範囲では、全量が濾層で浄化される。

⑤ 沈砂池貯留量および暗渠排水量を越える濁水流出が発生した場合には、濁水は直接沈砂池越流堰から流出させる。

⑥ 浸透性沈砂池の上流急勾配排水路には、渦動排砂管を設置し、掃流砂と浮遊砂を選択的に堆積させ、個別の処理を行う。

⑦ 浸透性沈砂池は、流入部、沈砂槽、流出越流堰、暗渠管・濾層部、暗渠流出桝から構成される。

⑧ 沈砂池内は、無降雨時にはドライワークが可能となり、濾層交換などの維持管理が容易である。

3. 浮遊砂の重力沈降のメカニズム（理想沈殿池における流況）

理想的沈殿池*では、静水中の沈降速度（w）が w_o よりも大きな懸濁粒子は、滞留時間内に全量池底に沈降し除去される。w_o は、沈殿池の流入端水面より流入して、流出端でちょうど底に達するような粒子の沈降速度を意味する。しかし、実際には、沈砂池内の流速の不均一分布、流入水と池内水の密度差、流れの乱れおよび越流堰への接近に伴い流れの上向きへの収束等が発生し、理想的沈殿池の流況は実際とは異なる。

w_o は、Q/A（Q：流量、A：沈殿池の床面積）で表され、表面負荷率といい、沈殿池の除去率を求める場合の基準となる指標値である。

浸透性沈砂池は、従来の沈砂池に比べ、沈砂池底部の暗渠からの排水により重力方向の流速が増加し、また越流堰方向の流下量が減少するため水平方向の流速成分が減少する。暗渠排水量による沈砂池内の水面低下がなく、理想沈殿池と仮定した場合の浸透性沈砂池内の流れをモデル化すると以下のとおりとなる。

図-6 に示すように、暗渠からの鉛直下向き方向の排水により水平方向に流れが進むに従い、水平方向の流量が減少する。x 方向の任意の点の鉛直および水平方向の流速成分は、(1)および(2)式で示される。

$$V_Z = \frac{q \cdot dx}{dx \cdot B} = \frac{q}{B} \quad \cdots\cdots (1)$$

$$V_x = \frac{Q_x}{h \cdot B} = \frac{Q_{in} - \int_0^x q \cdot dx}{h \cdot B} = \frac{Q_{in} - q \cdot x}{h \cdot B} \quad \cdots\cdots (2)$$

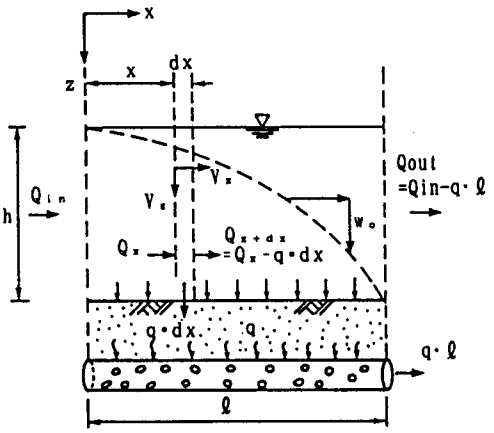


図-6　理想浸透性沈砂池流況モデル図（押し出し流れ）

ここで、V_z：鉛直下向きの流速成分、V_x：x 方向の任意の点における水平方向の流速成分、Q_{in}：流入量、Q_x：x 地点の水平方向の流量、h：池の深さ、B：池の幅、q：単位長さ当たりの暗渠排水量。

浸透性沈砂池では、理論的に、重力方向の流れ成分（q/B）の作用および水平方向の流

＊　理想的水平流沈殿池は、①流れの方向が水平で沈殿帯のすべての部分で水平流速は一定で完全な押し出し流れをなす。②各径の懸濁粒子濃度は、流入帯に入る際、全水深を通じて一様である。③沈積帯にいったん沈下してきた粒子は、再浮上がない。といった仮定を満たす池である。

れ成分の減少（$-q \cdot x/h \cdot B$）による滞留時間の増加により、懸濁粒子の沈降を促進する機能が作用することが明らかである。この時の表面負荷率 w_0 は、次のように導かれる。

流出端で沈砂池に着底する懸濁粒子の必要沈降時間 t_0 は(3)式で示され、この時間が滞留時間 t と等しくなる必要がある。ここで、ℓ は暗渠長さ（沈砂池長）である。

$$t_0 = h/(w_0 + q/B) \quad \cdots\cdots (3)$$

$$t = \int_0^{\ell} \frac{dx}{V_x} = \int_0^{\ell} \frac{h \cdot B}{Q_{in} - q \cdot x} \cdot dx \quad \cdots\cdots (4)$$

$t = t_0$ から、(5)式が得られ、(5)式を w_0 について解くと(6)式となり、表面負荷率が求められる。

$$\frac{h}{(w_0 + q/B)} = h \cdot B \cdot \int_0^{\ell} \frac{1}{Q_{in} - q \cdot x} \cdot dx \quad \cdots\cdots (5)$$

$$w_0 = \frac{1}{B}\left[\frac{1}{\int_0^{\ell} \frac{1}{Q_{in} - q \cdot x} \cdot dx} - q\right]$$

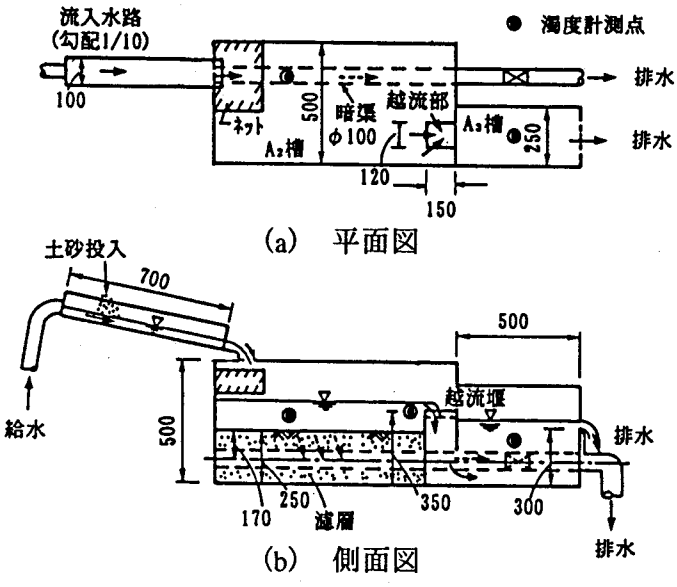
$$= \frac{q}{B}\left[\frac{1}{l_n \frac{Q_{in}}{Q_{in} - q \cdot \ell}} - 1\right] \quad \cdots\cdots (6)$$

4. 浸透性沈砂池工法の室内水理実験

(1) 実験概要

実験に使用した水槽（A_2）は、幅 500mm、長さ 1,000mm、貯水深が 100mm であり、底部には、口径 50mm の暗渠を設置した。

暗渠は口径 50mm であり、口径 6mm の通水孔を 30mm（6 個/1 周）間隔で設置した。外周は、75 μm金網フィルタ（SUS）で被覆した。A_2 槽からの越流水は、堰高 350mm、越流長 420mm の矩形越流堰からいったん流出し、整流板付きのオリフィスを経て、A_3 槽に流入した後、A_3 槽末端の越流堰から流出する。沈砂池構造図を図-7 に示す。



(a) 平面図

(b) 側面図

図-7 沈砂池構造図

(2) 実際の沈砂池内の流況

実際の沈砂流内の流況は、流れの乱れ、越流堰への流れの接近などにより、理想的沈殿池とは異なる。

このため、下水道技術では、沈殿池の容積から流入部、流出部および堆積部を除いた有効沈殿部分について除去率の計算をするのが一般的である。

特に沈殿効率に大きな影響を及ぼすのは、流入構造と流出構造である。流入口は次の要件を満たしていることが必要であると言われている。①沈殿池間に水量、懸濁物負荷を一様に分配し得ること、②池において流入端の全断面の流入流速、懸濁物分布を一様とすること、③流入構造により発生する池内の乱れを最小にするとともに流入口以前に存在した対流、乱流を弱めて池内の乱流拡散による効率低下を防ぐこと。また、流出構造については、流出堰への接近に伴い池内で水平であった流線が上向きに収束し、池末端の一定区間は沈殿に役立たない。

この無効部分の大きさは定性的に次式で示される。

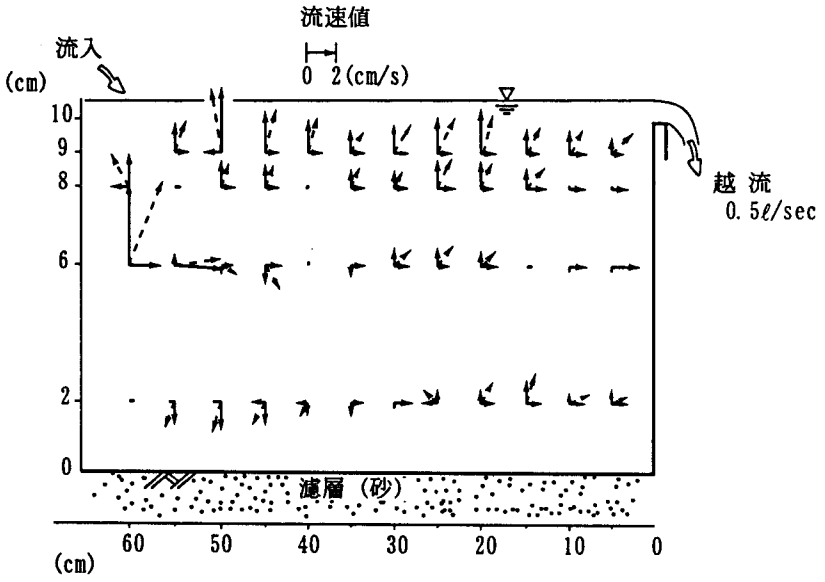
$$\text{非有効面積} = K\left[\frac{q^2}{w}\right]$$

ここで、q：流出堰の単位幅当たりの流量で堰負荷と称される。w：沈降速度、K：池の形によって決まる定数で 0.35 ～ 0.55。

次に、本実験で使用した沈砂池（A_2 槽）の２次元的流速分布を図-8 に示す。本図は、暗渠管直上流の水平および鉛直方向の２次元的な流況である。暗渠を閉塞した場合には、理想的沈殿池と異なり、水平の流速成分だけでなく鉛直上向きの成分が卓越している。特に越流堰に近い上層部は、特にこの現象が顕著である。

一方、暗渠を開放して、暗渠排水を機能させると下向きの流れが卓越し、沈降を促進する流況となる。このように沈砂池の流況から判断して、鉛直上向きの流れが抑制されることにより、重力沈降が促進されることが分かる。

(a) 暗渠閉鎖時



(b)　暗渠開放時

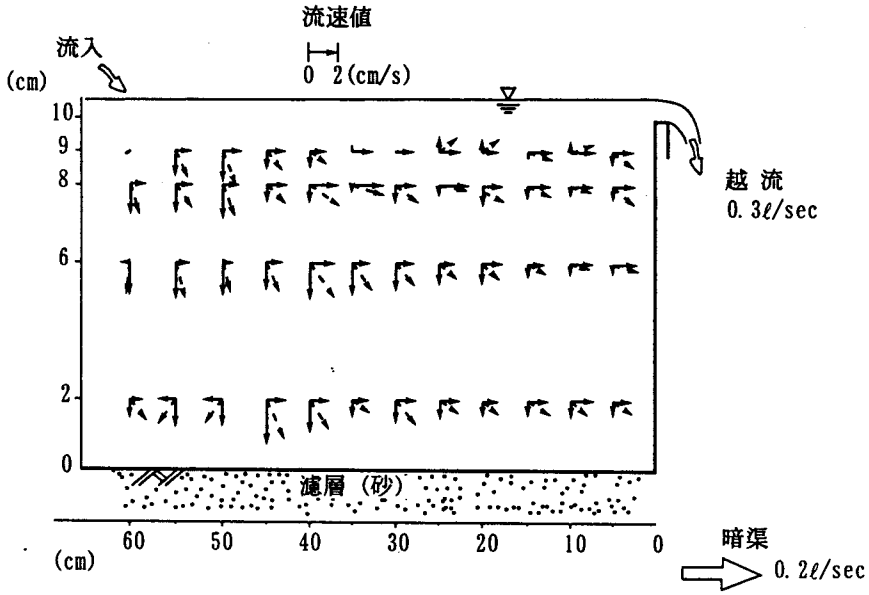


図-8　実験沈砂池 A_2 槽内２次元流速分布（暗渠管直上）

(3)　暗渠排水濾層の直接的濁度低減効果

濾層濾材について、礫（２材料）と砂の材料について検討した。

濁水生成に用いた土砂の粒度特性は、2,000 μm以上：5.0%、74 ～ 2,000 μm：78.7%、5 ～ 74 μm：10.6%、5 μm以下：5.7%である。実験は、濁水を５分間流下させ、その後清水を流下させた。濁水流下時における暗渠排水の濃度を示すと図-9 のとおりとなる。

粒径 2.0mm 以上の礫での濾層の濁度低減機能はなく、浮遊土砂の沈降および暗渠排水による重力沈降の促進により沈砂池内の濃度より高い濃度の濁水が暗渠から流出する。

一方、濾層が粒径 0.25 ～ 2.0mm の砂（粗砂）の場合では、暗渠排水の濃度は、600mg/ℓ 以下に低減され、濁度低減（除去）機能が発現している。

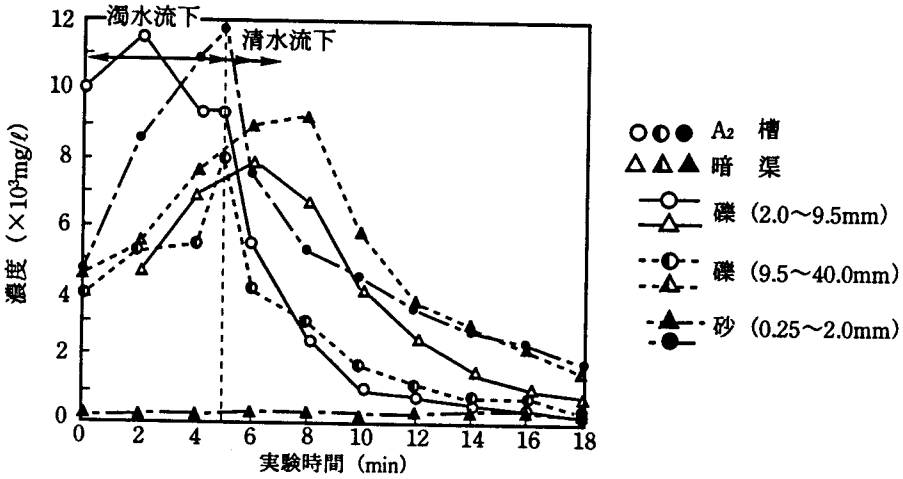


図-9　暗渠排水の濾材による濁度低減機能の比較

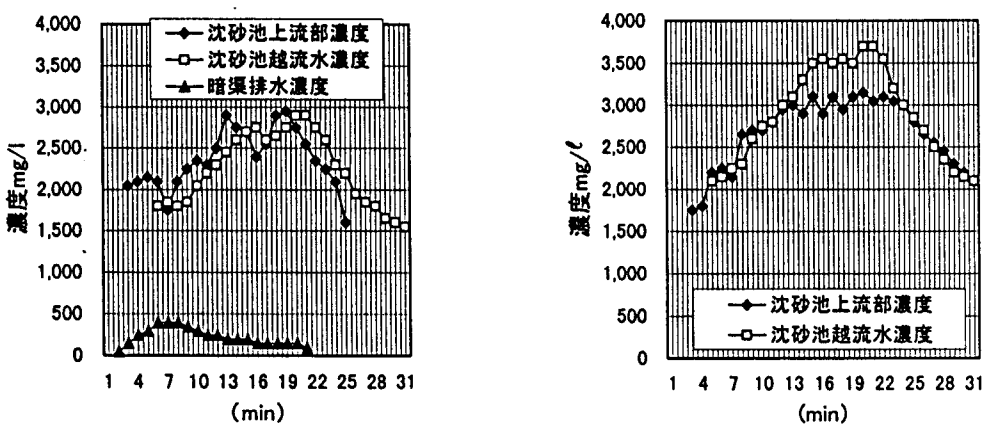
（流入量 0.5ℓ/sec、暗渠排水量 0.11 ～ 0.19ℓ/sec、越流量 0.27 ～ 0.39ℓ/sec）

(4)　流出水の総積算濃度

実験は、約 5,000mg/ℓ の濁水を 20 分間流入させ、その後 10 分間清水を流下させ、越流水および暗渠排水の濃度を濁度計で計測した。実験流量は 0.5ℓ/sec の一定値である。実験条件としては、暗渠を開閉し、一般の沈砂池と浸透型との比較を行った。

濁水生成試料は、シルト分：56.7%、粘土分 43.3%に粒度調整されたものを使用した。図-10 では実験結果を示す。濾材は、砂（0.25 ～ 2.0mm）である。

暗渠排水は、排水量は 0.2ℓ/sec であり、流入水の濃度 5,000mg/ℓ に対して 150 ～ 400mg/ℓ に濃度が低減されている。また、越流水についても浸透型の場合、沈降作用が促進されているため、一般型に比較し濃度低下の効果がみられる。総積算流出濃度（mg/ℓ）は、暗渠を併用した場合、約 50%に節減された。



(a)　浸透性沈砂池　　(b)　一般型沈砂池

（流入水濃度：5,000mg/ℓ）

図-10　実験結果

(5)　浮遊土砂の目詰まりによる暗渠排水量の低下

浮遊土砂等の懸濁物が濾層間隙等に蓄積され、懸濁物が除去されるわけであるが、その一方、透水性が低下して暗渠排水量が減少する。本暗渠の排水量は、(7)式の集水暗渠の取水量公式により求めることができる。

$$Q_D = \frac{2\pi k\{H_0 + d - P_c/W\}\cdot \ell}{2.3\log_{10}\left\{\dfrac{\sin Na + \sin N(d-r)}{\sin Na - \sin N(d-r)}\right\}} \quad \cdots\cdots (7)$$

ここで、Q_D：暗渠排水量、k：透水係数、H_0：濾層から沈砂池水面までの距離、d：暗渠の深さまでの距離、a：濾層から暗渠管内水面までの距離、I：濾層厚（＝ 0.25m）、P_c：暗渠管内圧、W：水の単位体積重量、r：暗渠管半径、N ＝（π/2）/I、a ≒d。

本式を使って、土砂投入を 20 分間行った実験ケース（図-11）で濾材の透水係数を算定する。実験開始時は、$k = 3.70 \times 10^{-4}$ (m/s) であったが、3 回の実験終了時には、$k = 1.97 \times 10^{-4}$ (m/s) に低下した。本実験における透水係数の低下を調べたものが図-12 である。本実験は A_2 槽の暗渠末端バルブを全開にし、暗渠（0.11 ～ 0.21ℓ/sec）および越流（0.21 ～ 0.31ℓ/sec）の両方から排水した。暗渠排水量の低下量分は、A_2 槽越流水の増加量となる。実験は土砂投入量を変化させた 3 条件で行い、濾層を取り換えることなく連続して行

った。図-12 には、濾層の実験初期の透水係数（k_0）と毎時の透水係数（k）の比（k/k_0）の時間的変化を示した。透水係数は、実験経過時間に対して線形的に低下している。したがって、各実験ごとの懸濁物の積算投入量に比例して透水係数が低下している。

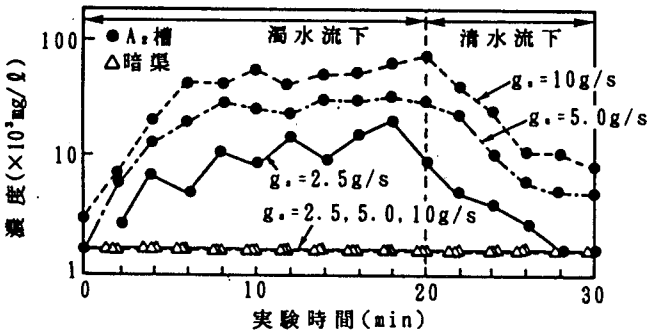


図-11　暗渠排水実験

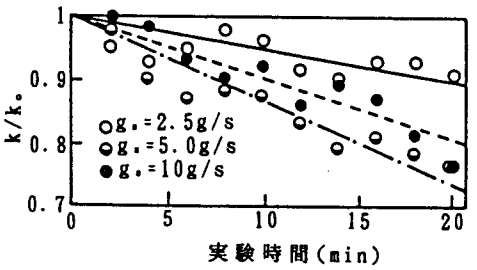


図-12　濾材（砂粒径 0.25 ～ 2.0mm）の透水係数の変化（図-11 の実験）

Ⅳ. おわりに

浸透性沈砂池においては、技術的課題として、浮遊土砂による濾層間隙部の目詰まりによる暗渠排水量の低下が残されている。暗渠排水は、本システムの最も重要な機能であることから、実用化に向けて暗渠排水の機能維持が研究課題となる。これらの対応として、濾層浸透性を永久に保持することはメカニズム的に不可能であり、濾層の交換など人的維持管理を前提とした管理技術を開発することが必要であると考えられる。

また、濁水制御、抑制の目標値についても各種環境管理基準を基に、洪水時と平水時に区分して、社会的なコンセンサスを得ながら科学的に定めておくことが技術開発では不可欠であり、この面においても研究が必要であろう。

参考文献

1) 中達雄他：急流水路工の水理現象と新たな水理設計法の研究、農業工学研究所報告第 30 号、PP.133 ～ 200(1991)
2) 中達雄他：急勾配水路に適用する渦動排砂管の水理　－傾斜地農地造成地における流亡土砂制御工法－、農業土木学会誌 58(1)、PP.59 ～ 65(1990)
3) 中達雄他：渦動排砂管を用いた造成地内の流出土砂制御工法の実用化、農業土木学会論文集 161 号、PP.91 ～ 97(1992)

4) 中達雄他：浸透性沈砂池工法による浮遊土砂制御　－濁水制御のための浸透性沈砂池工法の室内水理実験（Ⅰ）－、農業土木学会論文集 190 号、PP.113 ～ 119(1997)

第19回農地保全研究集会資料

農地保全の研究　第19号

1998年10月29日

編集・発行者　農業土木学会農地保全研究部会

事務局　〒501-1193 岐阜県岐阜市柳戸1-1
岐阜大学農学部農村計画学研究室
TEL&FAX 058-293-2902