

Web Seminar

地盤環境汚染の基礎と解析の考え方

勝見 武

(京都大学大学院地球環境学堂 助教授)

目 次

第 1 章	概説	—地盤環境汚染の概論と解析の位置づけ
第 2 章	溶質の挙動と解析(1)	移流分散の基礎式
第 3 章	溶質の挙動と解析(2)	パラメータの決定法と問題点
第 4 章	NAPL の挙動と解析(1)	二相間隙流体の物理
第 5 章	NAPL の挙動と解析(2)	難水溶性物質の挙動の特徴
第 6 章	解析の適用と問題点	

第1章 概説 ー地盤環境汚染と解析の位置づけ

1.1 はじめに

最近では土壌汚染や地下水汚染が大きな社会的問題となっています。バブル経済の崩壊から時既に久しく、経済・産業活動の活性化のため都市域の再開発の必要性が増えています。同時に事業所跡地などで土壌汚染に遭遇するリスクも増えています。社会資本をトータルでみたとき、土壌汚染の発覚によって再開発に必要以上に支障を来すことは、決して好ましい状況とは言えません。2002年には土壌汚染対策法が施行されましたが、その精神の一つとして、汚染が発覚した場合、情報を開示するとともに、汚染の除去・浄化を行わなくても封じ込めなどのリスク低減措置によって土地利用を可能にすることが認められました。

このような「リスク低減」を考えるにあたって、汚染の状況を的確に把握し、今後の挙動を予測するとともに、適切な対策工を選択して、その効果を評価することが必要となってきます。そのため、「解析」の役割がますます重要となっています。そこで本セミナーでは、土壌汚染・地下水汚染の解析ツールとして最もよく用いられている移流分散解析と多相流解析について、その物理的基礎を中心に説明します。

本セミナーの構成は次の通りです。まずこの第1章では、地盤環境汚染の概要を説明します。第2章では移流分散解析の基礎を、第3章では移流分散解析を行うにあたって、特にパラメータの設定に関わる問題を例示したいと思います。第4章と5章では多相流解析の基礎と適用に関する問題を説明します。第6章では、解析の典型的な適用例について紹介する予定です。

なお、本セミナーでは土壌汚染、地下水汚染のほか「地盤環境汚染」という用語を用いていますが、これは、法律用語で土壌汚染および地下水汚染と呼ばれているものを合わせ、かつ土壌汚染や地下水汚染という用語では表現しえない環境問題をも包含した概念であると考えています。式で表せば、

$$\text{地盤環境汚染} > \text{土壌汚染} + \text{地下水汚染}$$

ということになるでしょう。土壌と地下水は別の法規制により管理されてきた経緯がありますが、現象・メカニズムとしては表裏一体で考えるべきなのは明らかです。したがって、本セミナーでは土壌汚染、地下水汚染とともに「地盤環境汚染」という用語を使用しています。

1.2 地盤環境汚染の事例

図1.1は、地盤環境汚染の例を模式的に表したものです。汚染の原因としては、

- (1) 工場などの事業所で用いられている化学物質が、管理不徹底などによって地中へ漏洩してしまう、
- (2) 廃棄物や有害物質が不法に投棄される、
- (3) 廃棄物処分場から環境影響物質が漏洩する、
- (4) 農薬や肥料などが過度にあるいは不適切に散布され、残留や反応（硝酸へ変化）などによって環境影響原因となる

などが考えられます。

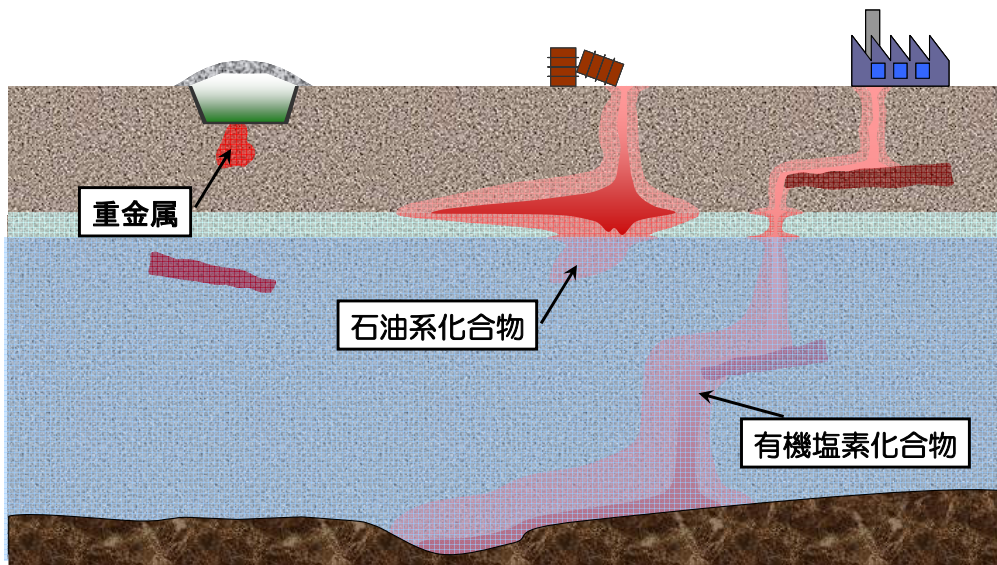


図 1.1 地盤環境汚染の模式図

(汚染の原因の原因としては左から、廃棄物処分場からの環境影響物質の漏洩、廃棄物の不法投棄、事業所からの化学物資の漏洩を示している。典型的な汚染の挙動としては左から、重金属類、石油系物質、有機塩素系化合物の典型的な挙動を示している。)

(1)の工場などの事業所からの有害物質の漏洩による汚染としては、カリフォルニアはシリコンバレーでおこったフェアチャイルド事件が有名です。これは、当地のある水道会社の井戸水を飲用している付近の住民に流産や死産、先天性疾患児出産の多いことから調査が行われたところ、フェアチャイルド社をはじめとする 60 もの工場からの汚染が明らかとなった事例です。フェアチャイルド社の IC (集積回路) 工場の地下タンクからは 1,1,1-トリクロロエタンを含む溶剤が推定で 200 m^3 以上漏出していたことが 1981 年に明らかとなりました。また、600 m も離れた水道会社の井戸水のトリクロロエタン濃度が 5.8 mg/L にもものぼったことも報告されています (地下水を守る会、1993)。汚染は 1970 年頃から始まっていたらしく、付近の住民は 10 年以上も汚染地下水を飲用した恐れがあることが明らかとなりました。フェアチャイルド社は、浄化のための地下水の汲み上げに 1200 万ドルもの巨額の費用をかけましたが、地下水質の回復はなかなか進みませんでした。IC 産業はクリーンなイメージを持つ先端産業でしたが、実は深刻な環境問題を引き起こしていたとして社会的に注目されたものです。

我が国でも、千葉県君津市、兵庫県太子町、熊本市、高槻市などで有機塩素系化合物による地下水汚染事例が報告されています。兵庫県太子町の例では、水道水源用井戸の水質調査の結果、1983 年 12 月にトリクロロエチレンによる地下水汚染が発覚し、トランジスタやカラーブラウン管、ICなどを製作していた工場が汚染源であることが明らかとなりました。工場建屋周辺の汚染土壌が東西 9 m、南北 7~8 m、深さ 7 m にわたって除去されて、工場内の地下水のトリクロロエチレン濃度は下がりましたが、地下水そのものの処理が行われなかったため、汚染域の地下水濃度は当時の暫定基準を超えた状態であったことが報告されました (藤縄克之、1990)。

投棄された廃棄物による土壌・地下水汚染については、ラブキャナル事件が有名です。ある化学メーカーがニューヨーク州政府の許可を得た上で、ニューヨーク州ナイアガラ滝の近くの運河

跡地「ラブキャナル」に1942年から10年間にわたって合計約21000トンの化学系廃棄物を投棄しました。会社は覆土処理を行い、1953年に土地を1ドルで市教育委員会に売却し、その後、学校や分譲住宅がつくられました。1970年頃から異常出産や流産の多いことが問題となっていました。さらに1975～76年の豪雪・豪雨により地中に埋められた化学物質が地表面まで押し上げられるに至って、地中の異常に気付くこととなりました。カーター大統領は「非常事態宣言」をし、住民の立ち退きが行われました（インタリスク・アジア航測、2000；Shepherd and Frost, 1995）。汚染対策費用を確保するための画期的な法律である「スーパーファンド法」設立の契機ともなった事例であります。ラブキャナルの街は、今でも住民が立ち退いたままのゴーストタウンとなっています。

我が国で廃棄物不法投棄による土壌・地下水汚染としては、瀬戸内海の豊島の汚染事例が有名でしたが、最近では青森県と岩手県の県境の不法投棄、現在では福井県鯖江市の不法投棄などがさらに明らかとなっています。豊島では、ミミズ養殖に必要な汚泥、木くずなどの収集、運搬に限って香川県に有害産業廃棄物処理業の許可を受けていた業者が、許可を受けていない汚泥やシュレッターダスト、廃油などを瀬戸内海の豊島に搬入して埋め立てたもので、廃棄物の撤去を求めて住民から公害等調整委員会に調停申請が出されるに至りました。調査の結果、不法に埋め立てられた廃棄物は体積約46万 m^3 にもものぼり、地下水は重金属や有機塩素化合物によって深刻に汚染されていることが明らかとなりました（花嶋ら、1996）。現在、汚染土の除去と地下水の浄化の対策工事が進められていますが、それに至るまでには長年の歳月を要したことは記憶に新しいと思います。

以上のような地盤環境問題の事例からの教訓として、問題の発生と顕在化に長い時間を要していることが挙げられます。地下水を飲用する住民の健康被害が生じて初めて地下水汚染がわかった例、土地が売却され再開発事業が行われるときに初めて土壌の汚染が明らかになった例などです。この原因は、地下タンクから有害物質が地下に漏洩していることに気付かなかつたり、PCB（ポリ塩化ビフェニル）などのように物質が開発されたにも関わらず、長い年月が経つまで物質自体が有害であることがわからなかつたりしたためです。しかも、その間も汚染はずっと進行しており、それを修復するのに要する時間は、汚染にかかった時間以上を要するとも言われ、修復対策を難しくしています。また、「土地」という財産に絡む問題でもあり、所有権が変わっている場合など浄化責任を誰が負うかという難しい側面もあります。

そのようなことを考えると、将来の危険性を予測したり、対策工の効果や是非を判定するのに、「解析」や「シミュレーション」といった考え方・技術が大いに活用される可能性があることがわかると思います。

1.3 対象とする汚染・汚染物質

土壌・地下水汚染の原因物質には様々なものがありますが、代表的な「グループ」としては重金属類と有機塩素系化合物類が挙げられます。その他、石油系の汚染もみられていますが、現在のところ我が国ではベンゼンのみが環境基準物質となっています（さらに環境省等で検討が進められているようです）。硝酸性窒素による地下水汚染については、我が国では1999年に環境基準項目に挙げられたこともあり、最近になって注目されています。地下水の塩水化は、環境基準項目には挙げられていないので厳密な意味での「汚染」とは言えませんが、沿岸域で古くから顕

在化してきた地下水問題です。

表 1.1 は土壌環境基準、地下水環境基準を示しています。

表 1.1 土壌環境基準、地下水環境基準に挙げられている項目

	地下水環境基準 (mg/L)	土壌環境基準 (溶出基準) (mg/L)	含有量基準 (mg/kg)	土壌汚染対策法での分類
カドミウム	0.01	0.01	150	第一種特定有害物質 (重金属等)
鉛	0.01	0.01	150	
六価クロム	0.05	0.05	250	
ヒ素	0.01	0.01	150	
総水銀	0.0005	0.0005	15	
アルキル水銀	ND	ND	-	
セレン	0.01	0.01	150	
フッ素	0.8	0.8	4,000	
ホウ素	1	1	4,000	
シアン	ND	ND	50 (遊離シアン)	
ジクロロメタン	0.02	0.02	-	
四塩化炭素	0.002	0.002	-	
1,2-ジクロロエタン	0.004	0.004	-	
1,1-ジクロロエチレン	0.02	0.02	-	
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04	0.04	-	
1,1,1-トリクロロエタン	1	1	-	
1,1,2-トリクロロエタン	0.006	0.006	-	
トリクロロエチレン	0.03	0.03	-	
テトラクロロエチレン	0.01	0.01	-	
ベンゼン	0.01	0.01	-	
1,3-ジクロロプロペン	0.002	0.002	-	
PCB	ND	ND	-	第三種特定有害物質 (農薬等)
チウラム	0.006	0.006	-	
シマジン	0.003	0.003	-	
チオベンカルブ	0.02	0.02	-	
有機りん	-	ND	-	

土壌環境基準には表 1.1 の他に、農用地に関する土壌環境基準がカドミウム(米 1 kg につき 1 mg 未満)、ヒ素 (土壌 1 kg につき 15 mg 未満)、銅 (土壌 1 kg につき 125 mg 未満) について定められています。

表 1.1 に示している含有量基準は土壌汚染対策法により定められたもので、土を直接摂取することによるリスクを評価するために導入されたものです。実際には濃度 1.0 N の塩酸で土壌から抽出させることにより測定しますから、厳密な意味では含有量ではありません。胃の内部は pH = 1 程度であり、我々人間が土壌を摂取したときに吸収しうる重金属量を評価しているとの考え方によっています。

表 1.1 以外に、ダイオキシン類については 1999 年に制定された「ダイオキシン類対策特別措置法」により、土壌の含有量環境基準 1000 pg-TEQ/g-乾土が定められています。この値を超過するとダイオキシン類土壌汚染対策地域に指定されます。また、汚染進行防止のため「調査指標」として 250 pg-TEQ/g-乾土が定められており、この値を超過すると直ちに汚染土状態策を実施する必要はありませんが、調査の継続を必要とします。

以下、重金属類、有機塩素系化合物類、炭化水素（石油系物質）、およびダイオキシン類について説明します。

1.3.1 重金属類

重金属とは、厳密には銅、鉄、鉛など比重が 5 を超えるような金属の総称で、マグネシウム、アルミニウムなど比重 4 以下の軽金属に対していいます。重金属は土壌・地下水汚染物質の主なものの一つであり、環境基準では重金属等としてカドミウム (cadmium)、鉛 (lead)、六価クロム (hexavalent chromium)、ヒ素 (arsenic)、水銀 (mercury)、セレン (selenium) が規定されています。

重金属の形態や挙動は、土への吸着、間隙水の pH や酸化還元電位などの影響を受けます。重金属は地盤中では一般に移動性が低いとされていますが、この原因の一つは、陽イオンを呈する重金属の多くは、負電荷の土粒子表面に吸着するからです。しかし、ヒ素のようにオキソ酸の陰イオンになるものは地下水中に溶解して移動しやすくなります。 $M^{++} + 2OH^{-} \rightarrow M(OH)_2 \downarrow$ の反応によりアルカリ雰囲気では沈殿を形成するものが多いのですが、鉛などの両性元素 (amphoteric element) は $Pb(OH)_2 + OH^{-} \rightarrow Pb(OH)_3^{-}$ の反応によりアルカリ側で錯イオンを形成するため沈殿しないなど、注意が必要となります。

重金属汚染には天然由来のものもあり、特に海成粘土層には海藻など海産生物由来のヒ素が濃縮され含まれていることがあります。

1.3.2 有機塩素化合物

炭素原子と塩素原子が共有結合している塩素化合物を有機塩素化合物と呼びます。塩素をイオンとして含む化合物は塩化ナトリウムなど自然界に多く存在するのに対し、有機塩素化合物はほとんどがその有用性のため人工的につくられたもので、有害性も高いものが多いです。土壌・地下水汚染で特に問題となっている有機塩素化合物には、ポリ塩化ビフェニル (PCB)、テトラクロロエチレン (PCE、tetrachloroethylene)、トリクロロエチレン (TCE、trichloroethylene)、トリクロロエタンなどがあります。PCB は変圧器やコンデンサーの電気絶縁油に、PCE は衣類のドライクリーニングに、TCE や 1,1,1-トリクロロエタンは精密部品等の洗浄剤に大量に用いられてきました。これら有機塩素化合物は 1960 年代に生産量が急増しましたが、これは当時、化学工業で塩化ナトリウムを電気分解して水酸化ナトリウムを得る際の副産物である塩素 (Cl_2) の有効利用が求められていたことによります。

PCE や TCE などの有機塩素化合物は揮発性が高いため、揮発性有機塩素化合物 (volatile organochlorine compounds) あるいは VOC (Volatile Organic Compounds) とも呼ばれます。また、水への溶解度が低く、地下水中に原液のまま存在・移動することが知られており、しかもこの原液は比重 1.3~1.6 と水より重いため帯水層深くまで侵入し、地下水を深部まで汚染する可能性があります。NAPL (non-aqueous phase liquid) あるいは DNAPL (dense non-aqueous phase liquid) とは、これら有機塩素化合物の原液の呼称です。有機塩素化合物は水への溶解度が低いのですが、全く溶けないわけではありません。したがって、わずかな量の溶解が地下水汚染となります。特に地下水中に原液が存在する場合、それが溶解源となって地下水汚染の長期化をもたらす可能性が指摘されています。

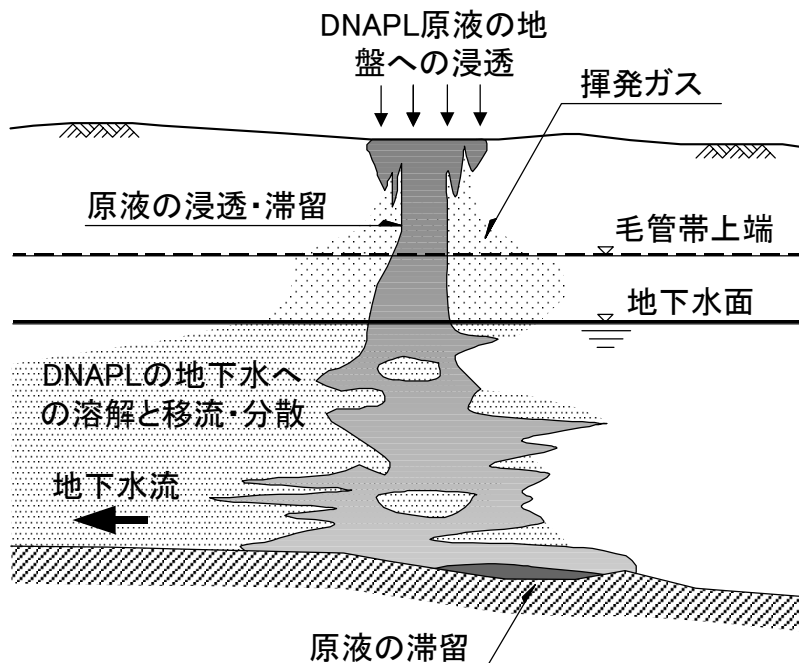


図 1.2 有機塩素系化合物の汚染の模式図

1.3.3 炭化水素

炭素原子と水素原子のみからなる有機化合物を炭化水素といいます。炭素は原子価 4 で、4 本の手を使って互いに結合し、鎖状や環状の炭素骨格を形成します。炭化水素のうち鎖状骨格のものを脂肪族系炭化水素 (aliphatic hydrocarbon)、環状骨格のものを芳香族系炭化水素 (aromatic hydrocarbon) と呼びます。芳香族系炭化水素のうちベンゼン、トルエン、エチルベンゼン、キシレンは、これらの頭文字をとって BTEX と呼ばれます。また、多環芳香族炭化水素 (PAHs, polycyclic aromatic hydrocarbon) は、二つ以上の環構造をもつ芳香族炭化水素のことです。

天然ガス、石油の成分である炭化水素は、土壌・地下水汚染物質の一つでもあり、欧米では BTEX や PAHs は発ガン性に関連する物質として認識されています。一方、我が国では土壌・地下水環境基準として油・石油は規定されておらず、成分としてベンゼンのみが規定されています。ガソリンスタンド及びその跡地や、工場の油槽施設、港湾における原油受入保管基地などで、炭化水素系物質による土壌や地下水の汚染の可能性が考えられます。

これらの物質は地下水に一部溶解するほか、溶解しないまま原液として地下水面上に存在・挙動するため、その原液を有機塩素化合物の場合と同様に NAPL (non-aqueous phase liquid)、あるいは LNAPL (light non-aqueous phase liquid) と呼びます。石油は 50 種類以上の成分からなっており、地盤中の移動特性や分解速度も異なると考えられます。

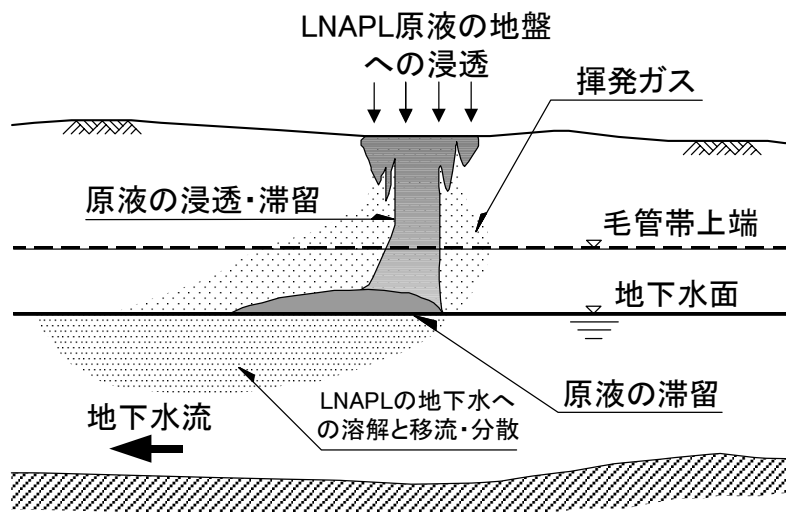


図 1.3 石油系物質による汚染の模式図

1.3.4 ダイオキシン類

厳密にはダイオキシンとは、ポリクロロジベンゾ[1,4]ジオキシン (PCDD) のことを指します。この PCDD と類似の毒性を示すものに、ポリクロロジベンゾフラン (PCDF) と平面性ポリクロロビフェニル (コプラナー-PCB) があります。これら PCDD、PCDF、コプラナー-PCB の3つを併せてダイオキシン類と呼びます。コプラナー-PCB は PCB (polychlorinated biphenyl) の一種です。ダイオキシン類のことを、慣例的にダイオキシンと呼ぶことが多いです。

ダイオキシン類は様々でかつ強い毒性を有しています。ダイオキシン類の中でも PCDD の一種である 2,3,7,8-テトラクロロジベンゾジオキシン (2,3,7,8-TCDD) が最も強い毒性を示すことから、ダイオキシン類の毒性は 2,3,7,8-TCDD との等価毒性量 (TEQ : Toxic Equivalent to 2,3,7,8-TCDD) で相対的に表します。PCDD のポリとは「複数」を、クロロとは「塩素」を、ジは「2つ」を表します。したがって、PCDD は、「2つの酸素原子で結ばれた2つのベンゼン環に複数の塩素原子が結合したもの」を意味します。また、2,3,7,8-テトラクロロジベンゾジオキシンのテトラとは「4」を、2,3,7,8 は塩素原子が結合しうる「手」の番号 (住所みたいなもの) を示しますから、「2つの酸素原子で結ばれた2つのベンゼン環に4つの塩素原子が結合したもの、ただし塩素原子の結合箇所は2番、3番、7番、8番」ということになります (図 1.4 参照、塩素原子のある位置が2、3、7、8番である)。

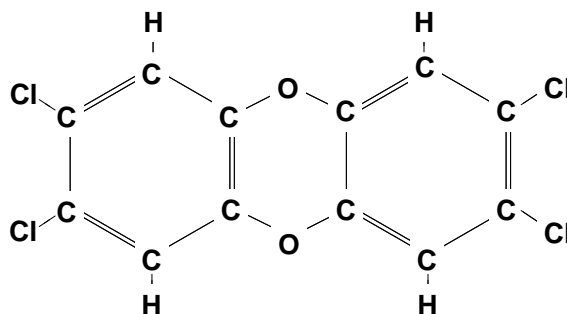


図 1.4 2,3,7,8-テトラクロロジベンゾジオキシンの構造

ダイオキシン類は環境ホルモン物質とも考えられています。環境ホルモン、すなわち外因性内分泌かく乱物質（Endocrine disruptor）とは、生体内においてホルモン物質のような働きをすることにより、本来のホルモンの働きを阻害したり過剰にしたりする作用をもつ物質で、生殖異常や免疫力低下といった害をもたらします。

ダイオキシン類は農薬類（pesticides）に含まれていたり、廃棄物の焼却炉から発生していたことが指摘されてきました。これらは難分解性物質、あるいは残留性有機汚染物質（POPs, persistent organic pollutants）であり、環境中および生体内で分解されにくく、長期間にわたって残存します。

1.4 解析の対象となる問題

解析の対象となる問題としては、以下のような例が挙げられます。

1.4.1 汚染の状況の把握と予測

汚染の程度、状況、汚染の原因、経緯、履歴と現状との関係を把握する上で、調査と並んで解析技術の適用が重要となってきます。また、将来への影響予測、対策工法の選定などを考えるにあたって、解析が重要な情報を与える可能性があります。

1.4.2 対策工の設計・評価

対策工を実施するにあたっては、その効果の判定や、対策工の終了の判断材料として何らかの指標が必要となります。もちろん、対策工を設計するにあたって、地盤環境指標を把握することによって設計条件を求めることとなります。例えば、揚水処理など地下水を制御する手法をとる場合は、対策工設計時に汚染物質濃度のほかに地下水位や流況などを把握しておく必要があり、対策工実施中には、COC（Chemicals of concern：対象化学物質）の濃度や回収量などを把握することとなります。また、地中壁などを設ける場合には、地中壁そのものの指標、すなわち透水係数や吸着能などを把握し、設計に反映させることとなります。これらの適正な評価にあたって、解析を行うことは有効であると考えられます。

1.4.3 旧基準による廃棄物処分地のキャラクタリゼーションと対策

1998年に厚生省・環境庁共同命令改正により廃棄物処分場の構造基準が明記されましたが、基準改正以前につくられた処分場の地盤環境問題がクローズアップされています。香川県豊島や青森県・岩手県境のような大規模な不法投棄への対策は極めて深刻な課題ですが、当時は基準に則ってつくられた処分地が現在の基準とはそぐわず、しかも土壌や地下水を汚染している（あるいはその可能性がある）事例があれば、現地のキャラクタリゼーションと対策が不可欠となってきます。汚染の度合いの判定ということであれば1.4.1の場合と同様となりますが、埋め立て物そのものが問題性をもっており、しかも様々なものが混在して埋め立てられている可能性があること、周辺への環境影響の評価が求められること、等も踏まえながら、合理的な対策手法との関連で調査が必要となります。合理的対策手法の選定と評価を行う上で、解析の果たす役割が重要となってきます。

1.4.4 リサイクル材の使用と環境影響

建設リサイクル法の施行などにより、廃棄物や副産物を積極的に建設資材として利用しようとする試みが多くみられます。特に地盤材料としての利用は大きく期待されるものですが、環境中にて使用されることから環境影響の評価が重要となります。バッチ式の溶出試験やカラム溶出試

験、透水試験などによって、汚染物質の溶脱の可能性が検討されていますが、材料の透水性が低ければ有害物質の溶出による周辺への影響は抑制されると考えられます。したがって、溶出量に加えて透水性の評価を考慮することは有効と考えられます。一方、溶出量だけでなく、将来にわたっての環境影響の潜在ポテンシャルという意味で含有量を把握しておくことも重要です。このようなりサイクル材そのもののキャラクター化に加えて、使用環境中での物質の挙動を解析によって検討し、環境影響特性を評価しようという試みも始まっています（嘉門ら，2004）。

1.5 解析の概要

一口に解析といっても様々なものがありますが、1.3 で示した物質を対象とし、1.4 に示した問題について解くこととなります。今日最もよく用いられている解析手法は、移流分散解析であり、その他に多相流解析の手法も提案されています。これらは、主には地下水を媒体とした汚染物質の挙動を解析するものですが、これは地下水が汚染物質の移動に寄与するためです。地下水による移動の形態としては、

- (1) 地下水に溶解して移動する、
- (2) 汚染物質の原液のままとして移動する、
- (3) 汚染物質のコロイドが地下水中に存在して移動する、

の3つのものが考えられます。(1)については重金属類や地下水に溶解した有機塩素化合物、石油系物質などが対象となり、移流分散の考え方で解析を行います。(2)については、有機塩素化合物や石油系物質などで原液の挙動を把握する必要がある場合に行う解析で、多相流解析が行われます。多相流の「多相」とは、間隙の液相が「水」のほかに「NAPL」を対象としており、さらに「空気」を含む場合もあることから付けられている名称です。最近では、多相流と移流分散とを組み合わせた解析コードも開発されています。(3)のコロイドは、ダイオキシン類などがこのような挙動をすると考えられ、数年前から研究が始められたものですが、本セミナーでは説明を省略します。

参考文献

Shepherd, R. and Frost, J.D. (1995): Failures in Civil Engineering: Structural, Foundation and Geoenvironmental Case Studies, ASCE.

株式会社インタリスク・アジア航測株式会社 (2000) : 土壌と地下水のリスクマネジメント、工業調査会。

嘉門雅史・宮城大助・乾 徹・勝見 武 (2004) : 鉄鋼スラグの地盤材料としての利用時における環境リスクの実験的検討、第39回地盤工学研究発表会、pp.2375-2376.

地盤工学会 (2003) : 知っておきたい地盤の被害 - 現象、メカニズムと対策 - 。

地下水を守る会 (1993) : やさしい地下水の話、(株) 北斗出版。

花嶋正孝・高月 紘・中杉修身 (1996) : 廃棄物の不法投棄による環境汚染 - 豊島の事例 -、廃棄物学会誌、Vol.7, No.3, pp.208-219.

藤縄克之 (1990) : 汚染される地下水、共立出版 (株)。

第2章 溶質の挙動と解析(1) 移流分散の基礎式と考え方

溶質とは、水（あるいは溶媒）に溶けた物質のことです。溶質の挙動は、以下の現象の組み合わせの結果としてあらわれると考えられます。

- (1) 移流
- (2) 分散と拡散
- (3) 吸着などの反応と遅延
- (4) 分解などの減衰反応

上記の4つの現象を一度に解くものとして、移流分散式があります。次式は一般的な移流分散の基礎方程式です。（いきなり式を書きますが、読み飛ばして頂いて構いません。）

$$R\theta\rho\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta\rho D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \theta\rho v_i \frac{\partial c}{\partial x_i} - R\theta\rho\lambda c - Q_c \quad (\text{式 2.1})$$

ここに、 R ：遅延係数 [－]

θ ：体積含水率 [－]

ρ ：流体密度 [ML⁻³]

D_{ij} ：分散テンソル [L²T⁻¹]

c ：濃度（正規化濃度、比濃度） [－]

v_i ：間隙内流速 [LT⁻¹]

λ ：減衰定数 [T⁻¹]

Q_c ：源泉項（解析領域内での湧き出し、吸い出し） [L³T⁻¹]

t ：時間 [T]

次元は M：質量、L：長さ、T：時間

式 2.1 の右辺第一項は分散項、第二項は移流項、第三項は減衰項です。また、吸着の効果を表しているのは遅延係数 R です。つまり式 2.1 は、上記の(1)～(4)の4つの現象を、包含しているわけです。

次章で述べますが、地盤の透水性が高く、また対象とする化学物質の土粒子への吸着が少ないとすれば、解析の目的にもよりますが浸透流解析を行えば充分であると考えられます。一方、地盤の透水性が低く、浸透流速が遅ければ、その分だけ拡散・分散の影響が卓越してくるので、拡散・分散を考慮する必要があり、式 2.1 に基づいて移流分散解析を行います。また、対象化学物質の土粒子への吸着や減衰などの反応の効果を評価したい場合にも、移流分散解析が有効です。

本章では以下に上記の4つの現象のうち、最もよく対象とされる3つ、移流、分散拡散、遅延について説明します。

2.1 移流 (advection)

水が移動すれば、水に溶けた物質も一緒に移動します。これが移流現象です。「動く歩道」に歩かないのでのっている人を想像して頂いたら良いと思います。動く歩道が水の移動に、人の移動が

水に溶けた物質の移動に相当します。歩道が動くので、人も移動したことになります。

ある土要素の透水係数 k がわかっている、その要素に境界条件として水頭勾配（動水勾配） i が与えられれば、間隙水はある流速 u で移動します。このとき、ダルシー則、つまり次式が成り立ちます。

$$u = ki \tag{式 2.2}$$

式 2.2 について、対象とする地盤全体に適切な境界値を与えることができれば、土の一要素だけでなく、対象としている地盤全体について流速ベクトルの分布が求められます。つまり、浸透流解析を行うことになります。

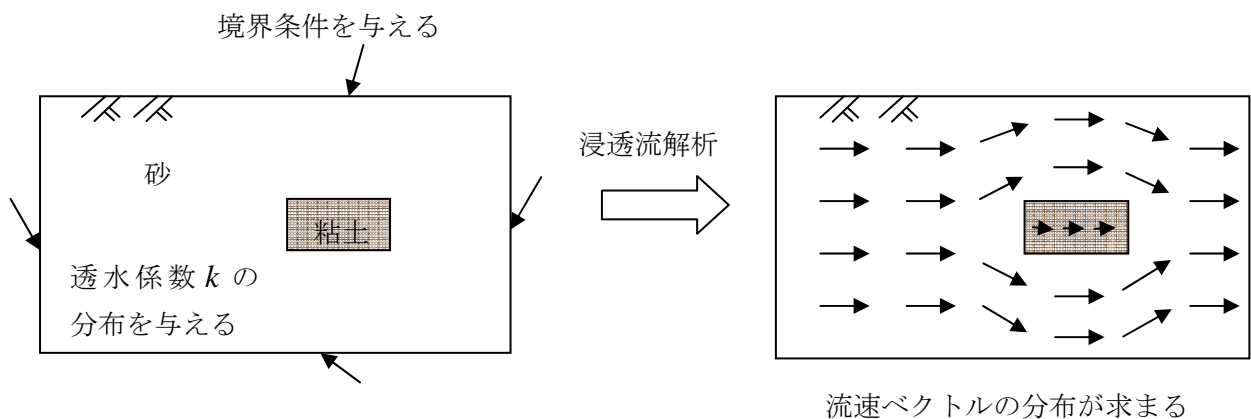


図 2.1 浸透流解析の概念図

さて、本章冒頭の式 2.1 をもう一度みてみると、これを解くには間隙内流速 v が必要です。一方、式 2.2 を解いて、あるいは浸透流解析を行って得られるのはダルシー流速です。流速とは、流量（次元は L^3T^{-1} ）を断面積（次元は L^2 ）で除したものです。ここで、我々が通常、ダルシー則を用いて浸透流解析で求めている流速つまりダルシー流速は、水が流れる間隙部分も水が流れない土粒子部分も全部あわせて「断面積」として考えていることに注意が必要です。というのは、今ここで求めるべきなのは、水に溶けた化学物質の速度です。水分子そのものの速度と置き換えて考えてもよいです。例えば、図 2.2 のように考えてみます。図 2.2 の 2 つの土要素はいずれもダルシー流速 u が等しいですが、図 2.2 (a)の方が(b)よりも間隙が小さくなっています。間隙の小さい(b)の方が、水分子一個一個でみたときの流速は、(a)よりも大きいことがわかります。つまり、化学物質の移動を考える際には、間隙で実際に水分子が移動している速度を求める必要があることがわかります。

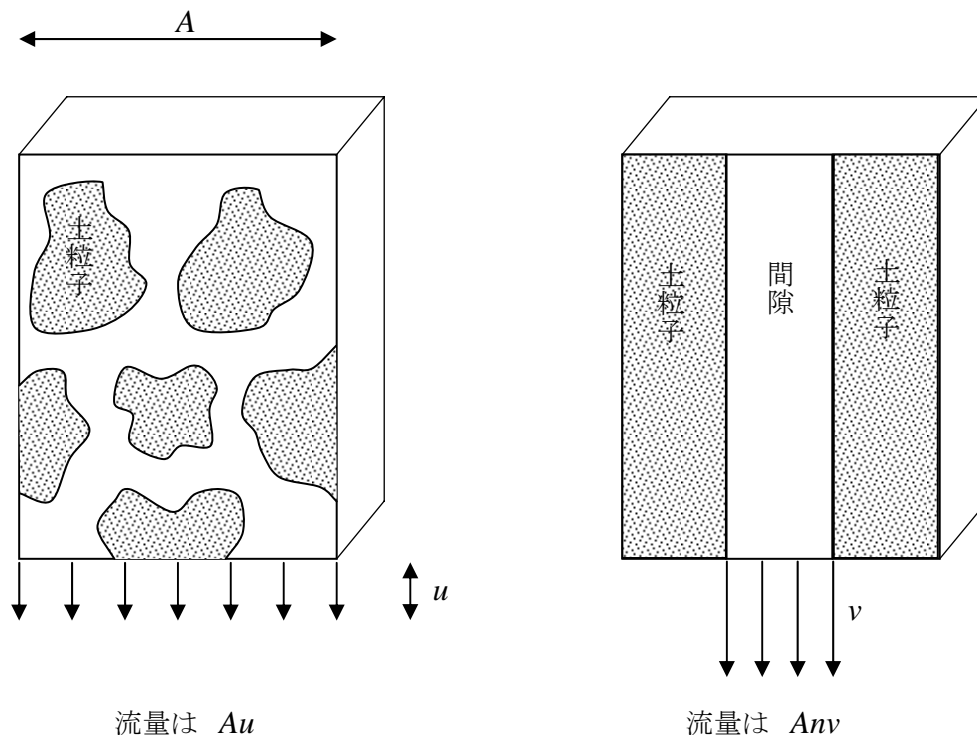


図 2.2 ダルシー流速と間隙内流速 — 間隙内の流速の概念図

この流速が、間隙内流速（あるいは実流速）と呼ばれるものであり、式 2.1 に必要とされるものです。ダルシー流速と間隙内流速との関係は次式の通りです。

$$v_i = \frac{u_i}{n_e} \tag{式 2.3}$$

ここで、 n_e は有効間隙率で、通常定義される間隙率 n とは異なっているのは、間隙の全てが水の流路として寄与しうる訳ではないためです。特に粘土などのように細粒土の場合は、吸着水等の影響により有効間隙率は間隙率よりも著しく低くなります。間隙率と有効間隙率の関係は、図 2.3 のようなものが提案されています。

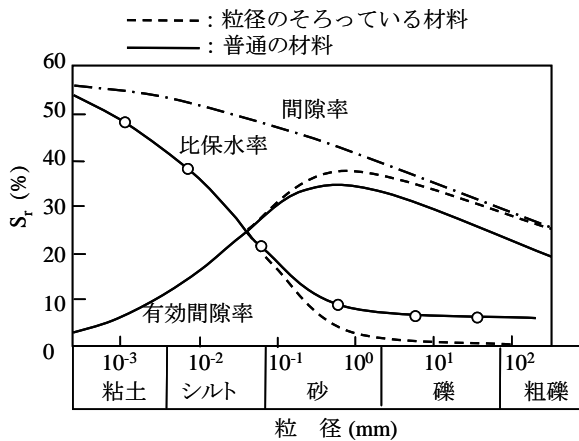


図 2.3 粒径と間隙率、有効間隙率の関係 (Davis and De Wiest, 1966)

さて、化学物質の移動を考える上でよく使われる指標に「フラックス（流束）」があります。フラックスとは、ある断面で考えたとき、その断面を通過する化学物質の量（質量）を示すもので、単位時間単位面積あたりの質量として表されます（図 2.4 参照）。

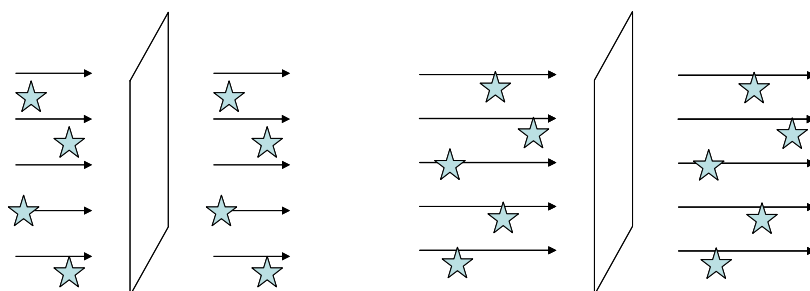


図 2.4 フラックスの概念図（星印が化学物質を、矢印が間隙水の流速をあらわしている。左は濃度が高いが流速が小さい場合、右は濃度は低い流速が大きい場合。化学物質濃度が低くても流速が大きければ（右）、ある断面を通過する化学物質の量（フラックス）は大きくなる。）

移流によって生じるフラックス J_A は、次式で表されます。

$$J_A = uc = n_e vc \tag{式 2.4}$$

さて、以下は少し脱線になります。廃棄物処分場の遮水工の性能を評価する際の指標に、トラベルタイムがあります。トラベルタイムとは、遮水工（遮水層）を通過するのに要する時間のことです。我が国では、廃棄物処分場の遮水工として、透水係数 1×10^{-5} cm/s 以下で層厚 5 m 以上の粘土層カルジオン値 1 以下の岩盤を適用することができ、そのような地層がなければ、(1) 透水係数 1×10^{-6} cm/s 以下で層厚 50 cm 以上の粘土層に遮水シートを敷いた複合ライナー、(2) 透水係数 1×10^{-7} cm/s 以下で層厚 5 cm 以上のアスファルトコンクリート層に遮水シートを敷いた複合ライナー、(3) 保護材を挟んだ二枚の遮水シート、のいずれかを設けるよう規定されています。そこで、これらに代わる遮水工を用いるとき、その性能をトラベルタイムで評価することがありますが、その際の流速にダルシー流速が用いられているものもあります。つまり、透水係数 k 、層厚 L の遮水層の上下で h の水頭差が作用しているとする、ダルシー流速で考えたトラベルタイム t_u は、

$$t_u = \frac{L}{u} = \frac{L}{ki} = \frac{L^2}{kh} \tag{式 2.5}$$

となりますが、実流速で考えたトラベルタイム t_v は

$$t_v = \frac{L}{v} = \frac{n}{ki} L = \frac{nL^2}{kh} \tag{式 2.6a}$$

または

$$t_v = nt_u \tag{式 2.6b}$$

となります。したがって、 t_u をそのまま評価項目に用いるのは、少し問題があるかもしれません。

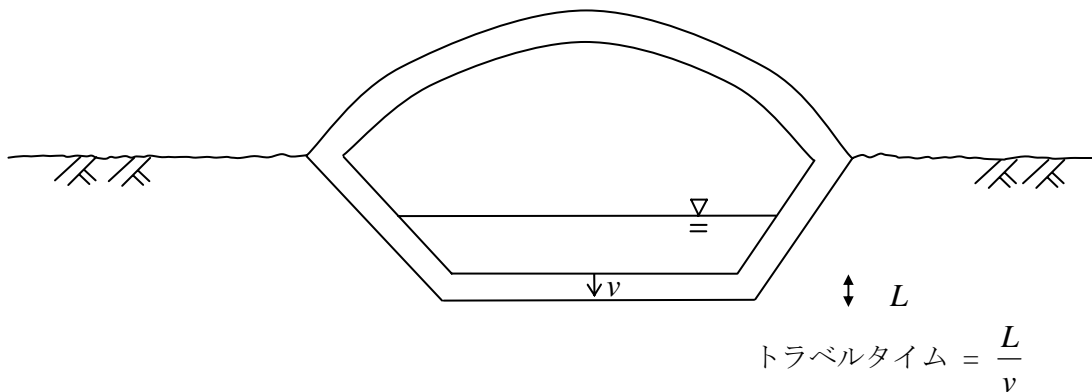


図 2.5 廃棄物処分場遮水工におけるトラベルタイムの概念図

2.2 分散 (dispersion) と拡散 (diffusion)

分散 (あるいは機械的分散) とは、地下水に溶解した物質が地盤中を移動する際に、地下水流速の不均質性により物質の移動速度が一律ではなく分布をもつ現象を指します。一方、拡散 (あるいは分子拡散) は、溶媒中に溶けている物質の濃度が、物質分子のブラウン運動によって均一化されようとし、濃度分布を生じる現象 (例えば、コップの中の真水にインクを一滴落としたとき、インクの色素が広がっていくような) です。

具体的に図 2.6 のような実験を考えてみます。図は、土の飽和供試体に、 c_0 の濃度の化学物質を含む溶液を間隙内流速 v_s で流したときの、距離 L だけ離れたところでの物質濃度の経時変化を示したものです。A は移流のみ (吸着、拡散・分散が起こらない) を考慮した場合で、時間が L/v_s だけ経過したときの結果で、下流端での濃度が突然 c_0 になります。しかし実際にはこのようなことは起こらず、B のような結果になります。つまり、化学物質の分子は仲良く横並びに前進するわけではなく、時間 L/v_s よりも早く下流端に到達する分子や、逆に遅れて到達するものがあり、その結果、下流端での濃度プロファイルは図中の B のような曲線になるわけです。これが拡散・分散の効果です。つまり、拡散・分散が生じておれば、生じていない場合よりも化学物質が早く下流側に到達してしまう (濃度は低いですが) 危険性があることがわかります。

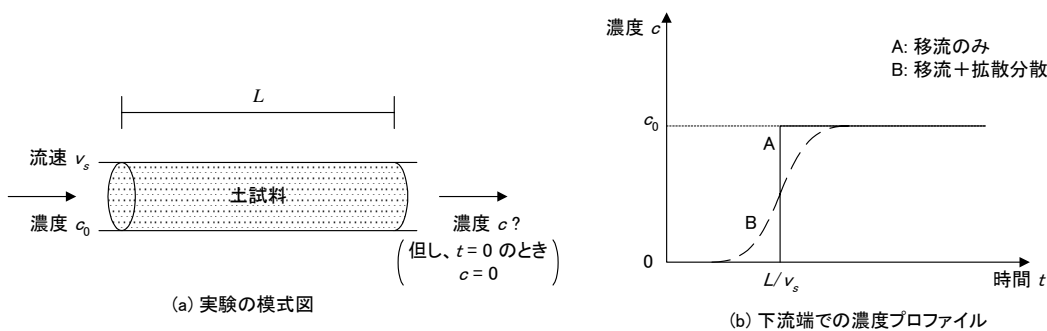


図 2.6 一次元流れにおける移流と拡散分散の影響の模式図

拡散現象を数学的に表しているのがフィックの法則です。フィックの拡散第一則は次式で表されます。

$$J_D = -D_0 \frac{\partial c}{\partial x} \tag{式 2.7}$$

ここで、 J_D は化学物質の質量フラックス（単位面積単位時間あたりの物質の通過質量、次元は $ML^{-2}T^{-1}$ ）、 D_0 は拡散係数（ L^2T^{-1} ）、 c は化学物質の濃度（ ML^{-3} ）、 x は位置（ L ）です。式 2.7 は、物質は、その濃度が高いところから低いところへ移動し、その移動速度は濃度勾配に依存することを示しています。つまり、濃度を均一化しようとする現象を式で表しているわけです。例えば、コップに満たされた真水にインクを一滴落とすと、インクの色素はその濃度（分布）を均一化しようとして薄まりながら広がっていきます。このような現象を拡散と呼び、流体力学を始めとする様々な分野で用いられています。（我々が「拡散」という用語を使うときは、上記のような物理現象を指す場合と、単に物質の広がっていく様子を漠然と指す場合とがあります。）

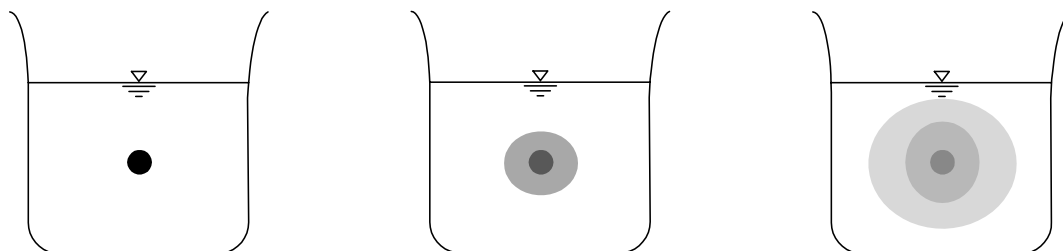


図 2.7 拡散の概念図

地盤中のように多孔質体の拡散を考える場合は、空間が土粒子と間隙から構成されていることと間隙が屈曲していることを考慮して、式 2.7 の代わりに次式を用います。

$$J_D = -\tau D_0 n \frac{\partial c}{\partial x} \tag{式 2.8a}$$

$$J_D = -D_e n \frac{\partial c}{\partial x} \tag{式 2.8b}$$

n は間隙率です。 τ は屈曲率といい、間隙の径路が屈曲していることを示す指標で、次式によります。

$$\tau = \left(\frac{L}{L_e} \right)^2 \tag{式 2.9}$$

ここで、 L は二点間の直線距離、 L_e は実際の流路の道のりを示します。式2.8bにおける $D_e (= \tau D_0)$ は、有効拡散係数です。

以上が拡散です。では次に分散を考えてみましょう。

さて、地下水を対象とする場合には、拡散のほかに分散を考慮する必要があります。分散とは、本節の冒頭で述べたように、地下水流速の不均質性により物質の移動速度が一律ではなく分布をもつ現象を指します。地下水流速の不均質性とは図2.8に示すように微視的なものから巨視的なものまであります。間隙中の水の流れは、流路の壁面（ここでは土粒子表面）と水の摩擦抵抗があるため、図2.8(a)のような速度分布をもちます。また、図2.8(b)に示すように流路の径が場所によって異なることから、流路の狭いところでは流速が大きくなり、流路の広いところでは流速が小さくなります。さらに、図2.8(c)に示すように、流路は曲がりくねっており、同じ二点を結ぶのにも経路によって道のりが異なります。図2.8(a)~(c)に示したようなメカニズムの結果、土中水に溶解している化学物質の移動速度には大小ができ、それを総称して分散と呼んでいます。

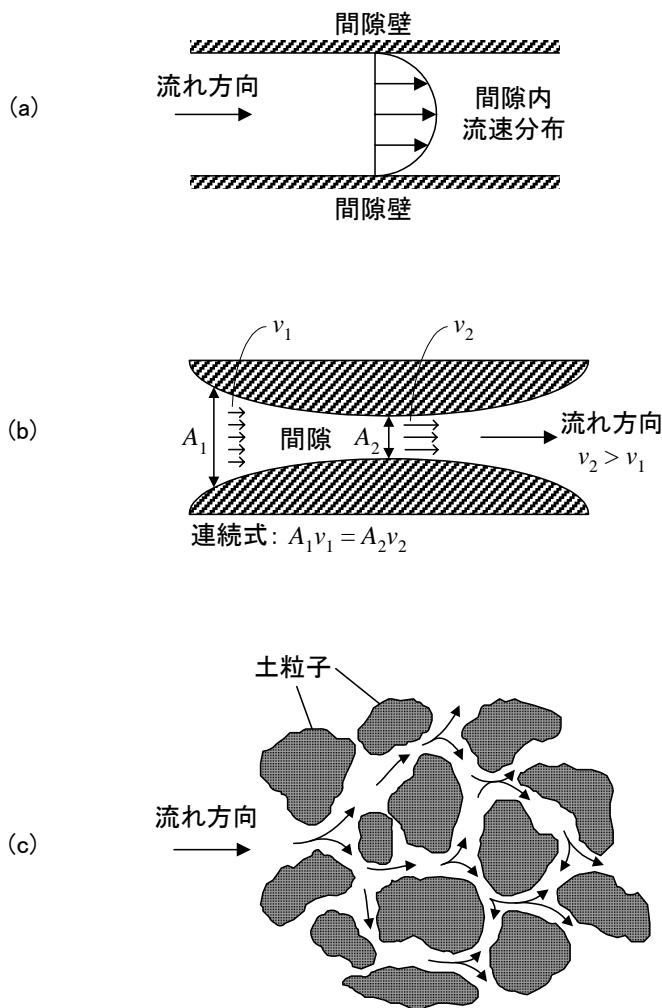


図 2.8 分散現象の模式図

分散現象は拡散現象に見立てて考えることができます。つまり、分散による濃度変化の程度を

示す分散係数（dispersion coefficient）（あるいは機械的分散係数）を拡散係数のアナロジーとして導入し、拡散と同様に物質挙動を表現します。このとき、分散の程度は流速に影響を受けることから、分散係数 D_m は

$$D_m = \alpha v \tag{式 2.10}$$

と表されます。 v は間隙内流速 (LT^{-1})、 α は分散長です。なお、分散は地下水の流速と流れの方向に影響を受けるため、分散係数 D_m には縦方向分散係数 $D_L (= \alpha_L v)$ と横方向分散係数 $D_T (= \alpha_T v)$ とを区別して考えます。図 2.9 に示すように、間隙水の流れと同じ方向には分散が生じやすく、直角方向には分散が生じにくいからです。

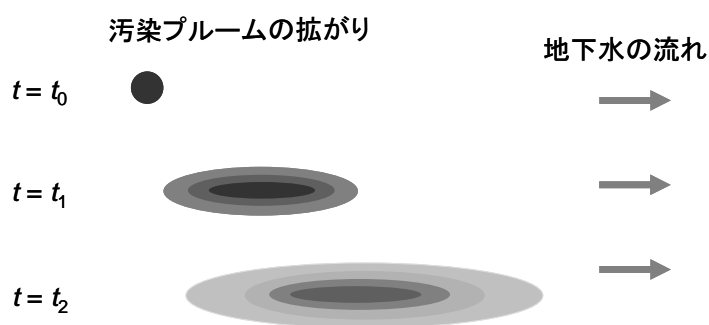


図 2.9 縦分散と横分散を模式的に表した図（地下水流れの方向に分散が卓越する）

α_L および α_T はそれぞれ縦方向（地下水流れの方向）、横方向の分散長（dispersivity）で、 α_T は α_L の 1/10 程度と考えられています。 α_L を求めるのは難しいですが、例えば次のような式が提案されています（Rowe ら、2004）。

$$\alpha_L \cong \frac{x^2}{100} \text{ m} \quad x \leq 100 \text{ m} \tag{式 2.11a}$$

$$\alpha_L = 100 \text{ m} \quad x > 100 \text{ m} \tag{式 2.11a}$$

分散によるフラックス J_M は

$$J_M = -D_m n \frac{\partial c}{\partial x} \tag{式 2.12}$$

結局、移流と拡散と分散を考慮する場合の化学物質の移動フラックスは、これらそれぞれのフラックス（式 2.4、2.8、2.12 の三式）を足しあわせることにより、次式の通りとなります。

$$J = J_A + J_D + J_M = ncv - D_e n \frac{\partial c}{\partial x} - D_m n \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{式 2.13a})$$

分散と拡散は全く異なるメカニズムで生じる現象ですが、分散問題を考慮する場合は普通、拡散と併せて考えることが多く、拡散・分散係数 D_h が用いられます。これは拡散係数と分散係数の和になります。したがって、式 2.13a は

$$J = ncv - D_h n \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{式 2.13b})$$

$$D_h = D_e + D_m = D_e + \alpha v \quad (\text{式 2.14})$$

さて、化学物質の移動が移流、拡散、分散のみによるのであれば、微小要素における質量保存則を考えると、次式が成り立ちます。

$$n \frac{\partial c}{\partial t} = - \frac{\partial J}{\partial x} \quad (\text{式 2.15a})$$

これに式 2.12b を代入すれば次式が得られます。

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{式 2.15b})$$

これが、移流と拡散・分散の一次元基礎式です。第一項は拡散・分散による影響を、第二項は移流による影響を示しています。

2.3 吸着 (adsorption) と遅延 (retardation)

吸着とは広義には、気相、溶液などの均一相から、気体分子あるいは溶質分子が固体表面や液相の界面に取り込まれる現象をいいます。表面上の吸着と内部への吸収 (absorption) の区別が明確にできない場合などは、吸着と吸収を総称して収着 (sorption) といいます。いったん吸着された物質分子が、再び均一相に放出される現象は脱着 (desorption) と呼ばれます。土壌・地下水汚染の問題では、土粒子への表面への化学物質の吸脱着が対象問題として考えられます。汚染物質が地下水の流れによって地盤中を移動する場合、吸着作用があれば、吸着が無い場合よりも物質の下流への到達時間は遅くなる。つまり、吸着は遅延の効果としてあらわれます。

もう一度、図 2.6 の実験を思い出して下さい。図 2.6 では、化学物質は土粒子には吸着されないと考えていました。ところが、吸着が生じるのであれば、図 2.10 のような結果になります。

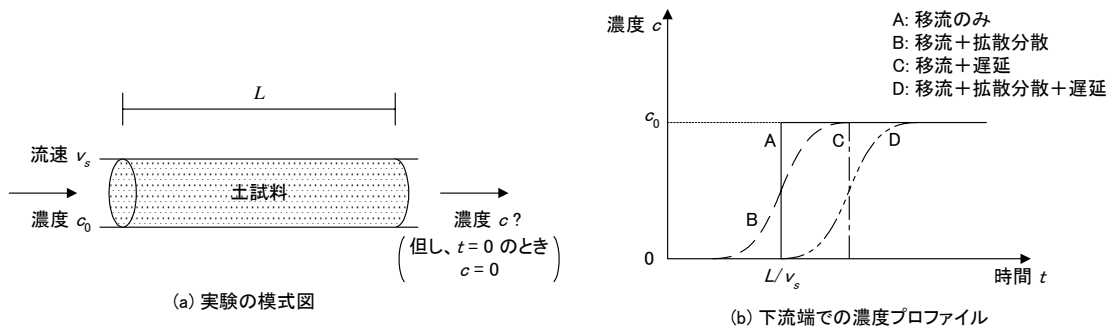
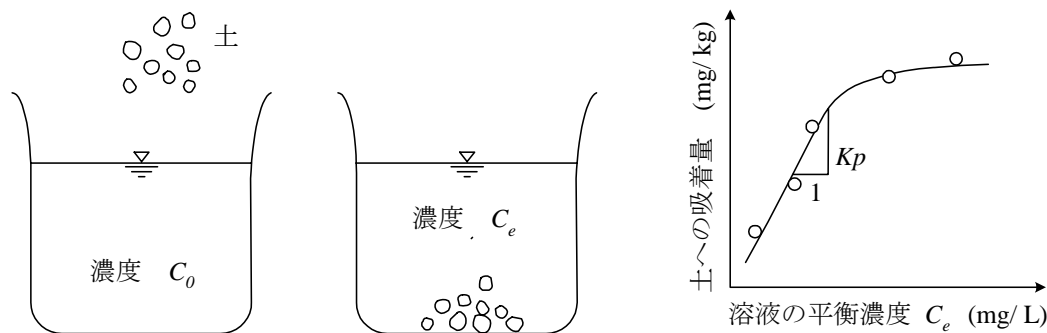


図 2.10 一次元流れにおける移流・拡散分散・遅延の影響の模式図

図の A は移流のみを、図の B は移流と拡散分散を考慮した場合の結果でした。C は移流と遅延（あるいは吸着）を考慮した場合で、土粒子への吸着が起こっている分だけ、下流端への化学物質の到達は遅くなります。つまり、化学物質が土に吸着されるのであれば、その分だけ物質が下流端に到達するのに要する時間をかせぐことができるわけで、A のグラフを右にずらせた形になっています。ただし、図 2.5 のときにも説明したように、ある時刻に濃度が突然ゼロから c_0 になることは考えられず、実際には拡散分散現象が生じて、図中の D のようになります。つまり、図の D は、移流、分散拡散、吸着の現象を全て反映したプロファイルになっています。

さて、このような遅延の効果を式 2.15 の移流分散式に導入してみます。

まず、図 2.11 のような実験を考えてみます。対象の化学物質を濃度 c_0 で溶解させた溶液に土粒子を入れて混合、ろ過し、ろ液の物質濃度 c_e を測ると土粒子への吸着量がわかります。対象物質の濃度を変えた数種類の溶液に対して同様の試験を行うと、図 2.11 に示すような曲線が得られます。この曲線を吸着等温線と呼びます。吸着等温線からは、図のように分配係数 K_p (次元は $M^{-1}L^3$) が得られます。



- (a) 化学物質の濃度 C_0 の溶液を、所定量の土と混合する。
- (b) 化学物質が土に吸着されるので、溶液中の濃度は低下する。溶液の平衡濃度を測ると、土への吸着量がわかる。
- (c) (a)～(b)の実験を溶液の濃度を変えて行い、上のようにプロットすると分配係数 K_p が求まる。

図 2.11 吸着等温線と分配係数の求め方

移流分散拡散の他に吸着が生じる場合の微小要素の質量保存則は、吸着に関する項が式 2.15a に加わって次のようになります。

$$n \frac{\partial c}{\partial t} = - \frac{\partial J}{\partial x} - \rho \frac{\partial S}{\partial t} \quad (\text{式 2.16a})$$

右辺第二項が吸着の効果によって加わった項であり、 S は土粒子単位質量あたりの吸着量（無次元）、 ρ は土の乾燥密度（ ML^{-3} ）です。

分配係数 K_p が図 2.11 のように求められることから、

$$K_p = \frac{S}{c} \quad (\text{式 2.17})$$

となります。これを式 2.16a に入れると、

$$n \frac{\partial c}{\partial t} = \left(nD_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - nv \frac{\partial c}{\partial x} \right) - \rho K_p \frac{\partial c}{\partial t} \quad (\text{式 2.16b})$$

あるいは、吸着項を左辺に移して

$$(n + \rho K_p) \frac{\partial c}{\partial t} = nD_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - nv \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{式 2.16c})$$

さらに、両辺を n で除して

$$\left(1 + \frac{\rho K_p}{n} \right) \frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{式 2.16d})$$

遅延係数 R （無次元）を

$$R = 1 + \frac{\rho K_p}{n} \quad (\text{式 2.17})$$

と定義すれば、式 2.16d は次の通りとなります。

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{式 2.16e})$$

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{D_h}{R} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - \frac{v}{R} \frac{\partial c}{\partial x} \quad (\text{式 2.16f})$$

式 2.16f であらわされる物質の移動速度は、他の条件が同じだとすると、式 2.15b の移動速度の $1/R$ 倍となります。ここで化学物質の反応とは、化学物質が分解して減少していき、重金屬類の場合は土粒子への吸着を考慮することが多いです。つまり、土粒子への吸着があれば、その分だけ物質の移動速度が小さくなる、というのが式 2.16 の物理的意味です。吸着がない場合は $R=1$ となり、式 2.16 は式 2.15 と等しくなります。

なお、ここで用いる遅延係数 R あるいは分配係数 K_p は、図 2.11 に示すように線形吸着（横軸の平衡濃度と縦軸の吸着量との関係が線形）が前提となっています。したがって当然のことながら、土粒子の吸着能力（土粒子が対象物質を吸着しうる最大量）は考慮されません。さらに、実際の地盤中の土は互いの粒子が接触していますが、上記の吸着試験は土を解きほぐして行うバッチ試験ですので、重金屬に曝される土粒子表面の面積は大きくなることから、実際の吸着能よりも過大評価になりうるといった問題点も考えられます。加えて、式 2.16 では、pH や酸化還元状態による影響、土と化学物質の相互作用（特にベントナイトの主要鉱物であるスメクタイト系粘土の場合、化学物質によって物性が変化してしまう）等を考慮することはできません。

この式 2.16 は、本章の冒頭で示した式 2.1 と同じ形であることがわかります。減衰および湧き出し・吸い出しはない、流体（ここでは水）の密度は変わらない、土は一様で飽和している（つまり体積含水率は不変）とすると、式 2.1 は式 2.16 と同じになります。

参考文献

- Davis, S. and De Wiest, R.J.M. (1966): *Hydrology*, John Wiley & Sons, 1966. (土質工学会 (1991) : 根切り工事と地下水—調査・設計から施工まで—)
- Rowe, R.K., Quigley, R.M., Brachman, R.W.I., and Booker, J.R. (2004): *Barrier Systems for Waste Disposal, 2nd edition*, Spon Press, New York.

第3章 溶質の挙動と解析(2) パラメータの決定法と問題点

本章では、第2章で示した移流分散の基礎式を解く場合の、パラメータの決定について概説します。といっても、全てのパラメータについて説明することは不可能ですので、特に設定が重要となる吸着や分散・拡散に関するパラメータについて説明しています。

3.1 吸着・遅延に関するパラメータについて

(a) 吸着等温線からどのように分配係数を求めるか？

地盤中で汚染物質が地下水に溶解して移動する場合、土粒子への吸着現象が起こる場合があります。移流分散式では第2章で示したように、このような吸着現象は「遅延」の効果として「遅延係数」で表します。図3.1(a)のような土のカラムに汚染水を流したとき、下流端での濃度を測定した例の模式図を図3.1(b)に示しています。吸着以外の条件は全て同じと仮定すると、遅延係数の違いによって、下流端での濃度は図3.1(b)のように異なってきます。図3.1(b)では、遅延係数 R が2倍になると化学物質の下流端への到達時間が2倍に、遅延係数 R が3倍になると下流端への到達時間が3倍になるという単純な結果となっています。

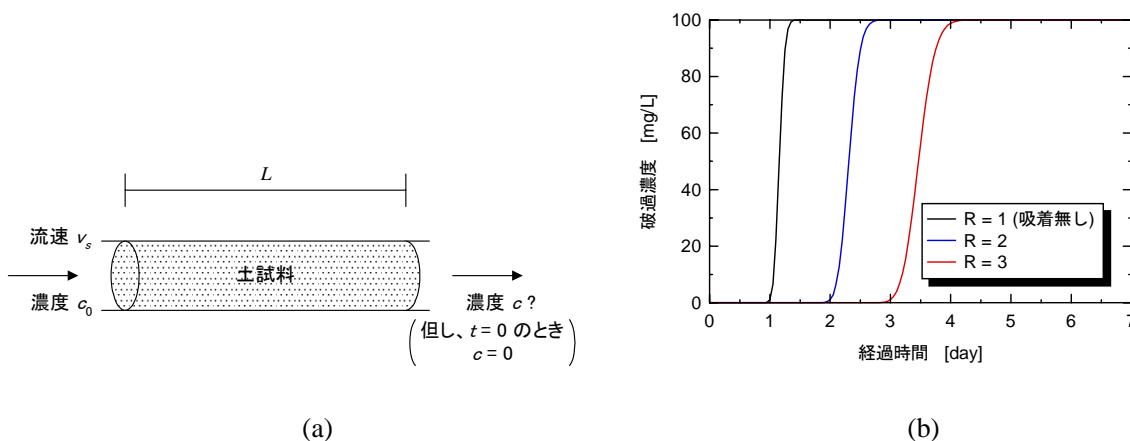


図 3.1 遅延の効果を示した模式図 ((a)解析対象のモデルと(b)解析結果、解析条件はカラム長 10 cm、実流速 1.0×10^{-4} cm/s、分散長 0.01 cm、拡散係数 1.0×10^{-6} cm²/s、境界濃度 100 mg/L)

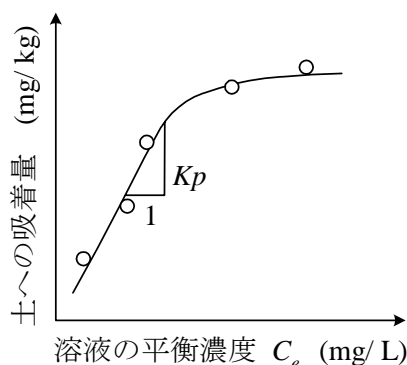


図 3.2 吸着等温線と分配係数の求め方 (図 2.11(c)再掲)

このように、遅延係数は、解析結果に極めて単純に影響を及ぼしますから、その決め方は非常に重要です。遅延係数の決め方は前章で示した通りで、図 3.2 に示すように吸着等温線を実験等により求め、得られる分配係数 K_p から遅延係数 R を得るというものでした。

実際には図 3.2 のように吸着等温線は曲線であることが一般的なので、その曲線からどのように傾きを決定するのかという問題生じてきます。つまり、分配係数 K_p を求めるのに、吸着等温線のどの部分を使うのかということになります。現在とられている方法の主なものは次の通りです。

- (1) 吸着等温線の初期の直線部分から分配係数を求める
- (2) 予想される最大濃度における吸着量から分配係数を仮定する
- (3) 吸着等温線の非線形性を直接解く
- (4) そもそも吸着を考慮しない

上記のうち(1)と(2)は吸着等温線を線形と仮定するもので、「対象問題の濃度レベルに応じて考慮」していることとなります。その概念図を図 3.3 に示しました。例えば、非常に濃度が低い場合の問題を扱う場合は、図 3.3(a)に示すようにその濃度レベルにおける吸着等温線は直線とみなすことができますから、その部分の傾きを分配係数 K_p として、遅延係数 R を求めてもよいでしょう。このような問題の例としては、汚染源そのものはもう存在しなくて、地下水中に汚染物質が非常に濃度低く含まれているような場合があげられると思います。

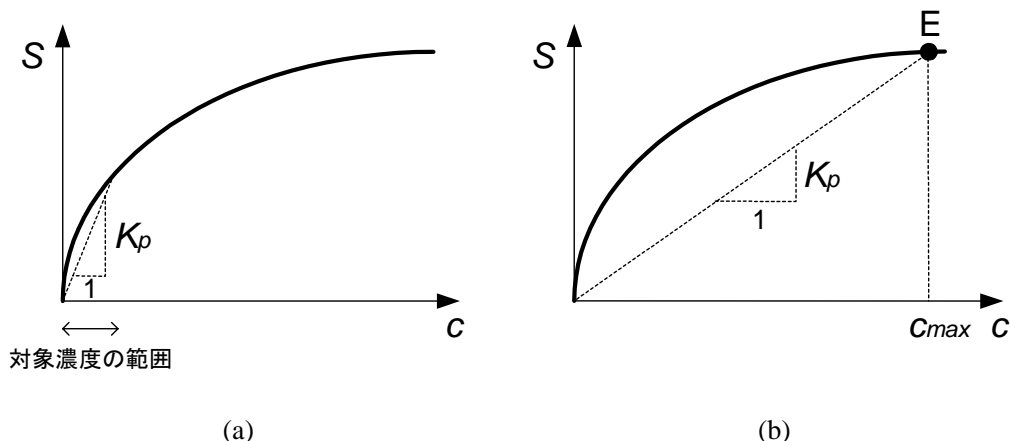


図 3.3 対象問題の濃度レベルに応じた分配係数の求め方の概念図

一方、地下水中の化学物質濃度が高くなる可能性があるような問題の場合は、図 3.3(a)に示すような吸着等温線の低濃度部分（直線部分）を用いたのでは図 3.4 に示すような問題が生じます。図 3.4 は、吸着等温線の低濃度部分（図中の ←→ で示すような濃度範囲）から求められる分配係数 K_p を用いているのに、場の濃度が c' まで上昇した条件についても同じ K_p を用いて解析を行ったことを示しています。土への吸着量は計算上は s' になっていますが、これは本来の土の吸着量を超えています（吸着等温線よりも点がある）。つまり、吸着量を過大に見積もっていることとなります。

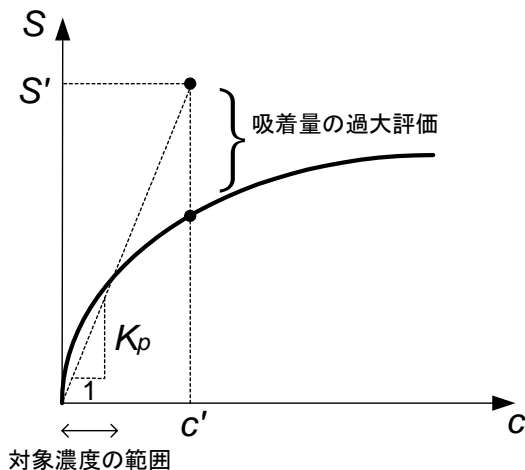


図 3.4 分配係数の過大設定の例

このような問題点を解決する方法の1つとして、図 3.3(b)に示したようなものがあります。これは、対象とする場の最大の間隙水濃度 c_{max} における吸着等温線上の点 (図中の点 E) と原点とを結ぶ直線の傾きを、分配係数 K_p として与える方法です。場の地下水濃度は $0 \sim c_{max}$ の範囲にありますから、土への吸着量は原点と E を結んだ直線上に必ずのってくと仮定するものです。したがって、吸着量が吸着等温線を超えることはなく、過大見積りは避けられるはずです。ただし、それぞれのプロセスにおいては、吸着量は現実よりも少なめに評価していることになります。

図 3.3 に示したのは吸着等温線をあくまでも線形と仮定する方法ですが、最近は吸着等温線を非線形性としてそのまま解く方法も試みられています。例えば Visudmedanukul ら (2002) は一次元移流分散解析で吸着等温線の非線形性を考慮した解析を行っています。図 3.5 のプロットのように実験結果が得られたと仮定し、吸着等温線に線形式 ($q = K_p C$ 、図の Initial slope で示される直線)、指数式 ($q = mC^n$ 、図の Freundlich で示される曲線)、4 次回帰式 ($q = jC^4 + kC^3 + lC^2 + mC + n$) をそれぞれ用いた場合の解析結果を表 3.1 に示しています。なお、ここで q は土への吸着量であり、また、線形式はヘンリー式、指数式はフロイドリッヒ式と呼ばれます。これら 2 つの吸着モデル式に加えて、ラングミュア式 ($q = bC/(a + C)$) もよく使われます。

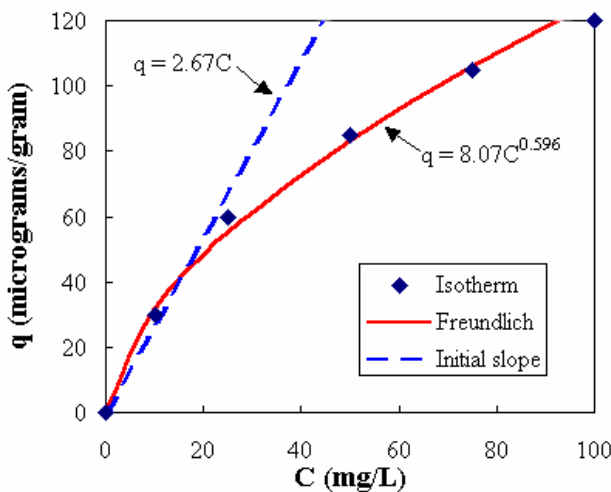


図 3.5 Visudmedanukul ら (2002) が解析で用いた吸着等温線

表 3.1 一次元移流分散解析による破過時間の計算例 (Visudmedanukul ら、2002)

	$C_{exit} = 0.01 C_0$ となる時間	$C_{exit} = 0.5 C_0$ となる時間
線形吸着モデル	190.3 hr	115.7 d
フロインドリッヒモデル	240.0 hr	86.2 d
4 次式回帰モデル	182.7 hr	75.0 d

計算条件は、 $D_x = 0.00001 \text{ cm}^2/\text{s}$, $v_x = 0 \text{ cm/s}$, $C_0 = 100 \text{ mg/L}$, $H = 3 \text{ cm}$, $\rho_d = 1.4 \text{ g/cm}^3$, $\theta = 0.41$ とし、初期条件・境界条件は、 $x > 0$ で $C(x, 0) = 0$, $t \geq 0$ で $C(0, t) = C_0$ および $C(\infty, t) = 0$

表 3.1 に示したのは、土カラムの下流端にて所定の濃度になるのに要する時間を求めた結果です。4 次の回帰モデルは、3 つの中でできるだけ実験データ（プロット）を忠実に再現したものになります。表 3.1 に示すように、低濃度破過時間（ $C_{exit} = 0.01 C_0$ となる時間）は線形吸着の破過時間と 4 次式回帰モデルの破過時間とが近い値となっており、濃度が低い部分では線形を仮定しても十分であると言えます。しかし、濃度が高い部分での破過時間（ $C_{exit} = 0.5 C_0$ となる時間）はフロインドリッヒモデルの方が 4 次式回帰モデルと近い値を示しており、特に、線形吸着を仮定した場合、高濃度破過時間は 4 次式回帰モデルの 1.5 倍以上の値となっており、有害物質の漏出問題を取り扱っていることを考えると著しい危険側の評価を与えていることに注意が必要であることがわかります。同様の報告は、菱谷（2002）や地盤工学会関西支部（2003）によってもなされています。

(b) 有機化学物質の場合

吸着特性は図 3.2 のように実験に基づいて求めるのが本来ですが、実験の実施が難しい場合があります。そこで、有機系汚染物質を対象とする場合、土に含有される有機物質から吸着能を予測する手法が提案されています。これは、「有機汚染物質は土中の有機物質に吸着する」と考えられることから、土への吸着能を示す分配係数 K_p は図 3.6 に示すように有機炭素含有量と関係があることを用いたもので、有機炭素含有量 f_{OC} に対する分配係数 K_p の比 K_{OC} がオクタノール分配係数 K_{OW} と経験的に線形であることを利用しています。 K_{OC} と K_{OW} の関係は、次式のようなものが経験的に得られています。

$$\log K_{OC} = 0.72 \log K_{OW} + 0.49 \quad (\text{Schwarzenbach の式}) \quad (3.1)$$

$$\log K_{OC} = 1.00 \log K_{OW} - 0.21 \quad (\text{Karickhoff の式}) \quad (3.2)$$

したがって、ある有機汚染物質のオクタノール分配係数 K_{OW} がわかっているならば、上式を用いて K_{OC} を算出し、別途同定して求めた土中の有機炭素量 f_{OC} から分配係数 K_p が求められます。 K_{OW} と K_{OC} の値の例を表 3.2 に示します。なお、この方法で求めた K_p を用いると遅延係数 R は 10 以上の大きな値となることもあり、移流分散解析を行っても対象化学物質が全く漏出しないという結果になりえるので、注意が必要です。

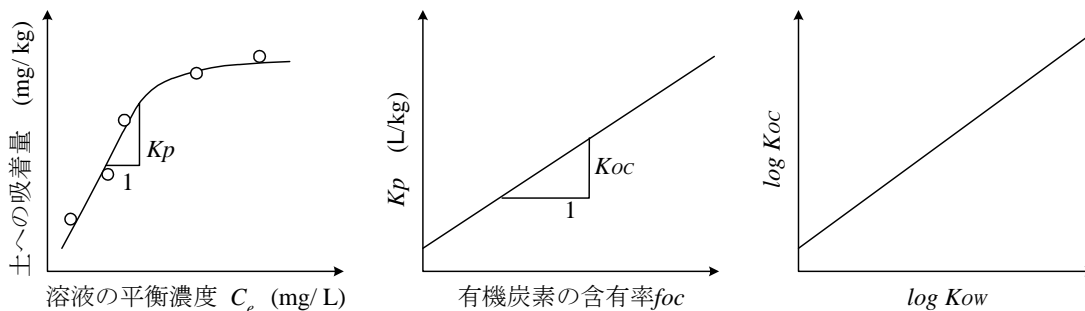


図 3.6 有機化学物質の土への吸着特性の求め方の例

表 3.2 K_{OW} と K_{OC} の値の例

物質	$\log K_{OW}$	$\log K_{OC}$	式
ジクロロメタン	1.26	1.41	(3.1) 式 : $\log K_{OC} = 0.72 \log K_{OW} + 0.49$
テトラクロロエチレン	2.88	2.57	(3.1) 式 : $\log K_{OC} = 0.72 \log K_{OW} + 0.49$
トリクロロエチレン	2.29	2.15	(3.1) 式 : $\log K_{OC} = 0.72 \log K_{OW} + 0.49$
1,1,1-トリクロロエタン	2.51	2.30	(3.1) 式 : $\log K_{OC} = 0.72 \log K_{OW} + 0.49$
クロロホルム	1.97	1.92	(3.1) 式 : $\log K_{OC} = 0.72 \log K_{OW} + 0.49$
ベンゼン	2.13	1.92	(3.2) 式 : $\log K_{OC} = 1.00 \log K_{OW} - 0.21$
トルエン	2.69	2.48	(3.2) 式 : $\log K_{OC} = 1.00 \log K_{OW} - 0.21$
DDT	6.91	6.70	(3.2) 式 : $\log K_{OC} = 1.00 \log K_{OW} - 0.21$

3.2 分散・拡散に関するパラメータについて

(a) 分散とはどのようなものか？

第 2 章で示したように、分散（あるいは機械的分散）とは、地下水に溶解した物質が地盤中を移動する際に、地下水流速の不均質性により物質の移動速度が一律ではなく分布をもつ現象を指します。分散は地下水流速と流れの方向に影響を受けるため、分散係数 D_m には縦方向分散係数 $D_L (= \alpha_L v)$ と横方向分散係数 $D_T (= \alpha_T v)$ とを区別して考えます。図 2.9 に示したように、間隙水の流れと同じ方向には分散が生じやすく、直角方向には分散が生じにくいからです。そこで、縦分散長 α_L や横分散長 α_T が解析結果にどのように影響を及ぼすのか、解析例で示してみます。解析は、図 3.7 に示すような解析領域・解析メッシュに対して行いました。二次元の移流分散解析です。表 3.3 に解析条件をまとめて示しています。

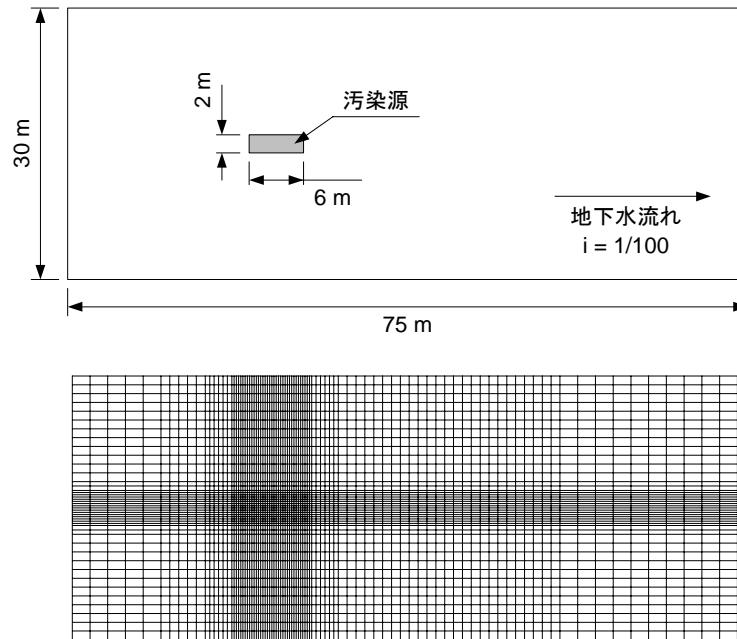


図 3.7 解析領域と解析メッシュ

表 3.3 解析条件

No.	間隙率	透水係数 (cm/s)	縦分散長 (m)	横分散長 (m)	分子拡散係数 (cm ² /s)	遅延係数	時間ステップ (y)	結果の図
DS-1	0.3	1.0×10^{-2}	1	1	0	1	0.01	図 3.8
DS-2	0.3	1.0×10^{-2}	10	1	0	1	0.01	図 3.8
DS-3	0.3	1.0×10^{-2}	100	1	0	1	0.01	図 3.8
DF-1	0.3	1.0×10^{-2}	10	1	0	1	0.01	図 3.10
DF-2	0.3	1.0×10^{-2}	10	1	1.0×10^{-4}	1	0.01	図 3.10
DF-3	0.3	1.0×10^{-6}	10	1	0	1	0.01	図 3.11
DF-4	0.3	1.0×10^{-6}	10	1	1.0×10^{-4}	1	0.01	図 3.11

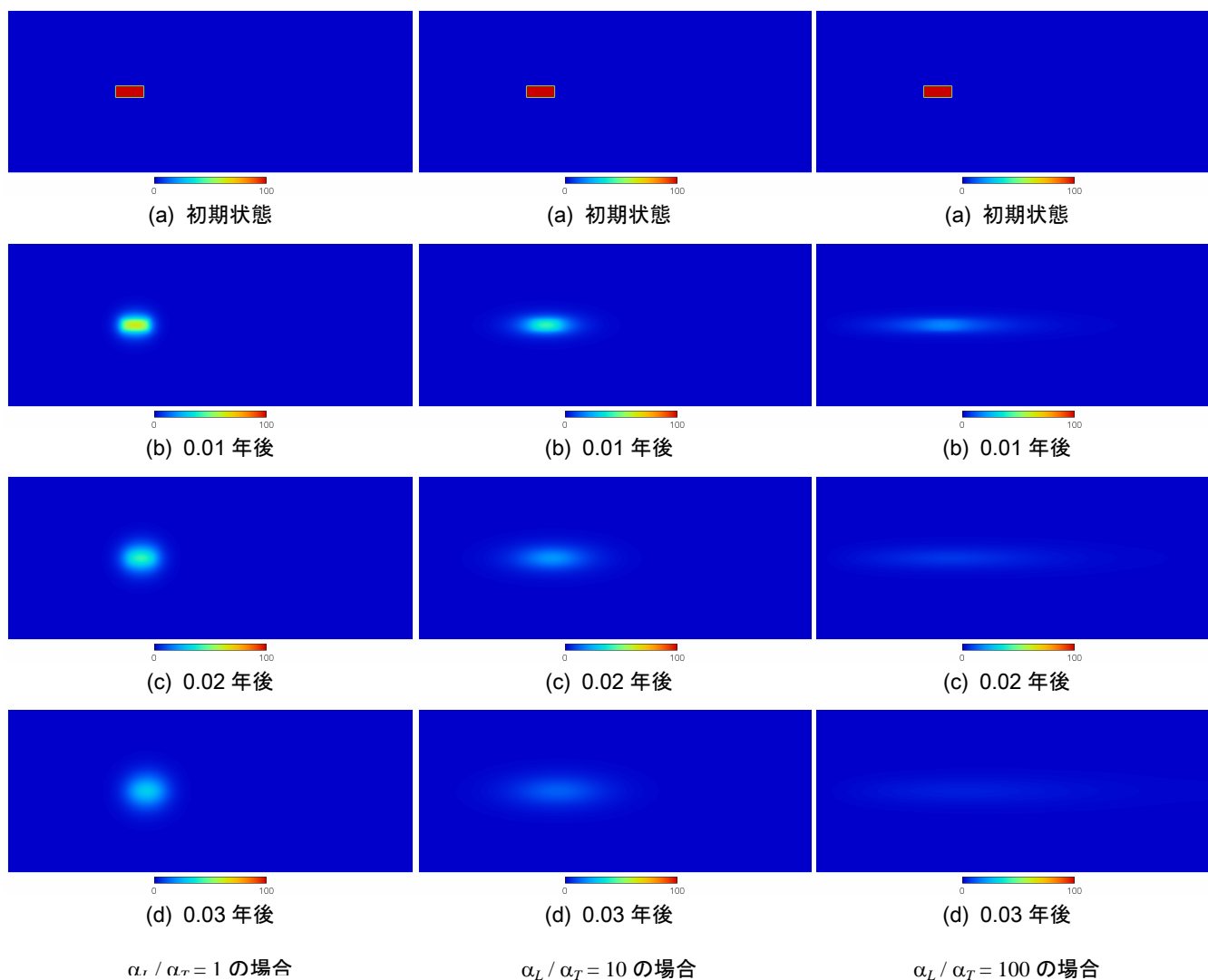


図 3.8 縦分散長と横分散長の比が異なる場合の解析結果 (表 3.3 の DS-1, DS-2, DS-3)

(動画ファイルをご覧になる場合は、[こちらをクリックしてください。](#))

解析結果は図 3.8 に示す通りです。分散長比 α_L/α_T が 1 の場合、汚染物質の塊はその中心が左から右に移動しながらほぼ同心円上に広がっていることがわかります。一方、縦分散長の方が横分散長よりも大きくなると ($\alpha_L/\alpha_T = 10, 100$)、汚染物質は横方向（つまり流速ベクトルが卓越する方向）に、より広がることがわかります。したがって、流速が同じ条件であっても、分散長比が異なれば汚染物質の到達速度が変わることがわかります。実際には、縦分散長は横分散長よりも大きく、地下水の流れの方向に分散が卓越することがわかっています。

図 2.8 には、地下水流速の不均質性によって分散現象が生じることを概念的に説明しましたが、ここで示したのは「ミクロ」な不均質性による分散現象です。このミクロな不均質性に対して、マクロな不均質性があります。マクロな不均質性とは図 3.9 に示されるような現象です。移流分散解析における分散係数は、厳密に言えばミクロな不均質性に起因する流速のばらつきを評価しているものですが、解析テクニックとしてマクロな不均質性を取り込んでしまうことも可能ではあります。

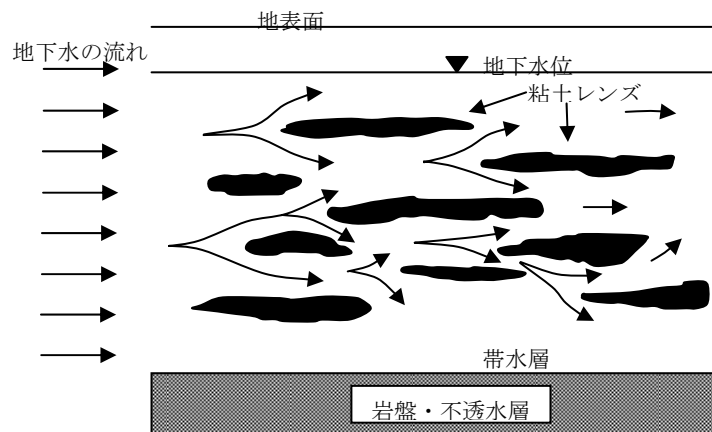


図 3.9 マクロな不均質性と、それによって生じる流速のばらつき

(b) 拡散はどのようなときに効いてくるのか？

第 2 章で、拡散と分散は違う現象であることを説明しました。拡散（あるいは分子拡散）は、溶媒中に溶けている物質の濃度が、物質分子のブラウン運動によって均一化されようとし、濃度分布を生じる現象（例えば、コップの中の真水にインクを一滴落としたとき、インクの色素が広がっていくような）です。流速が大きい場合は拡散の寄与・効果は少ないですが、流速が小さく間隙水の流れが非常に緩慢なときは拡散の効果・寄与が大きくなります。そこで、流速の違いによる拡散の寄与を解析例で示します。解析条件は図 3.7、表 3.3 に示した条件と同じで、透水係数の異なる場での二次元移流分散解析を行っています。解析結果を図 3.9（アニメーションのみ）と図 3.10 で示します。図 3.10 は砂地盤を想定して透水係数を 1.0×10^{-2} cm/s に設定し、地下水流速が大きいと仮定しています。一方、図 3.11 はシルト・粘土地盤を想定して透水係数を 1.0×10^{-6} cm/s に設定したもので、小さな地下水流速を仮定しています。それぞれ、分子拡散係数を 0 cm²/s と仮定した場合と、 1.0×10^{-4} cm²/s と仮定した場合とで解析を行っています。

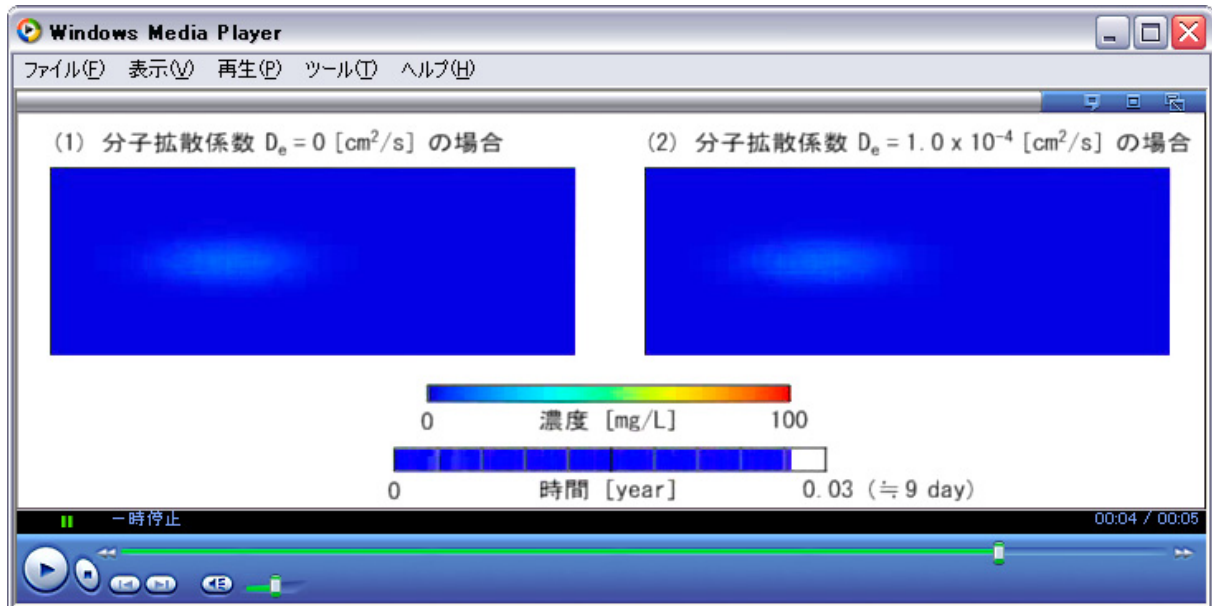


図 3.10 分子拡散係数が異なる場合 ($0 \text{ cm}^2/\text{s}$, $1.0 \times 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{s}$) の砂地盤における解析結果
 (動画ファイルをご覧になる場合は、[こちらをクリックしてください。](#))

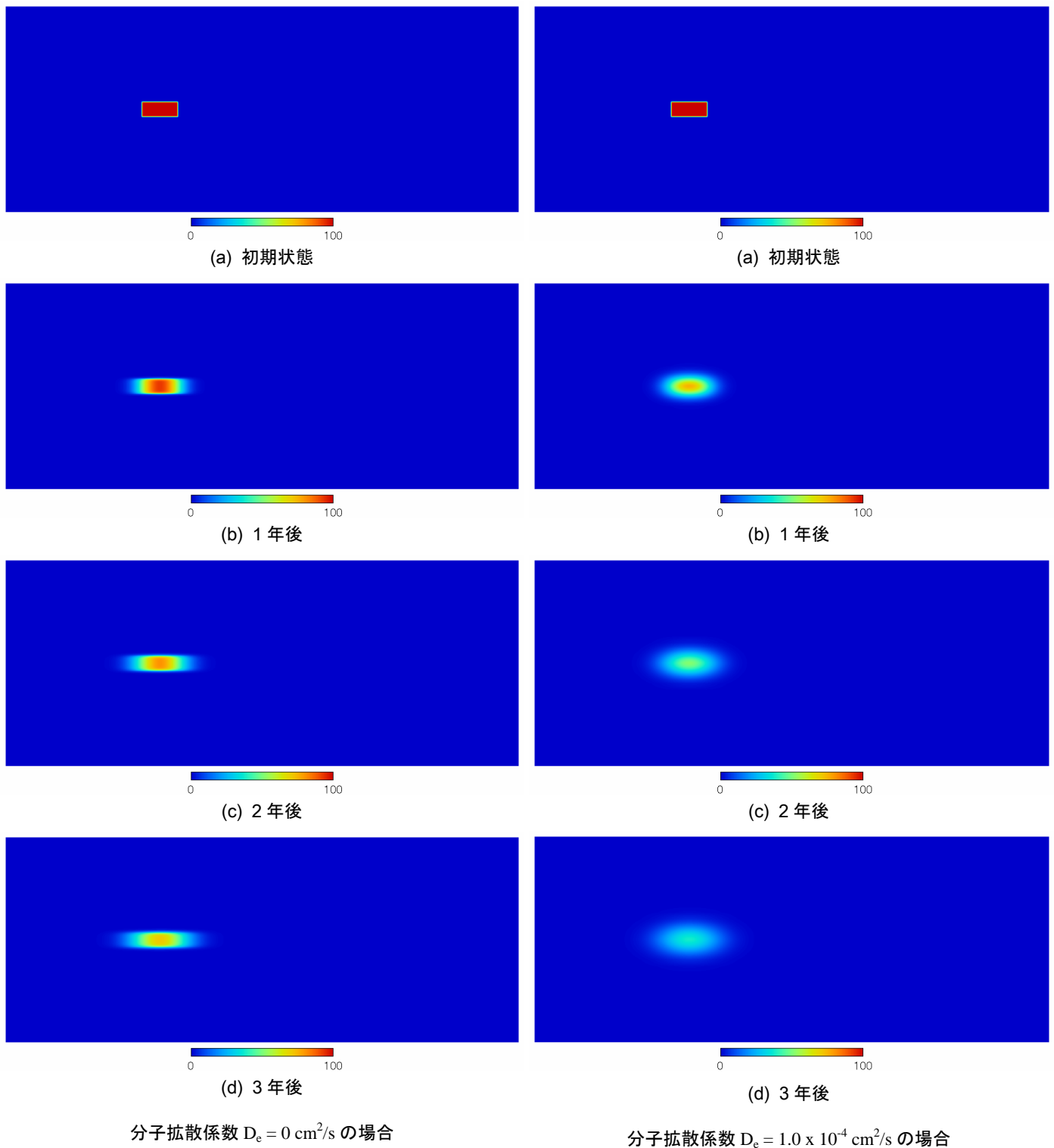
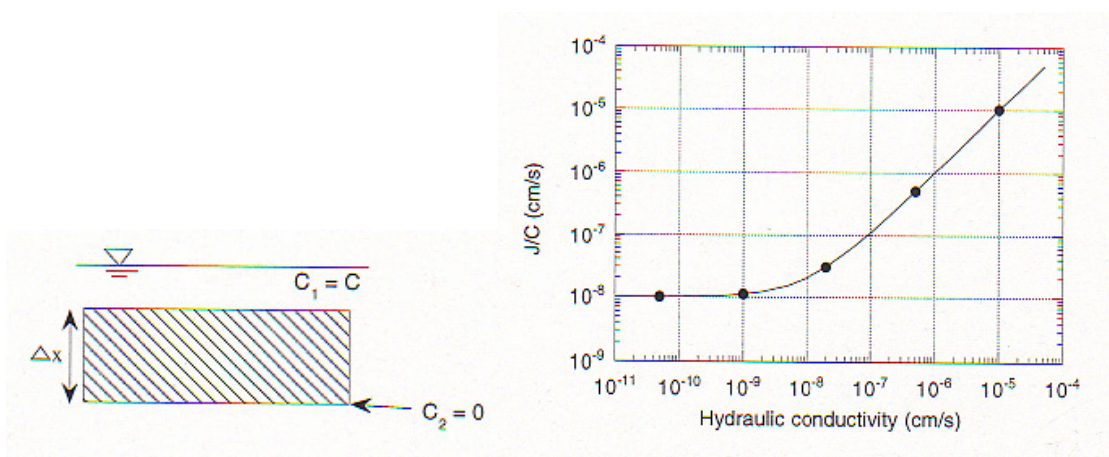


図 3.11 分子拡散係数が異なる場合 ($0 \text{ cm}^2/\text{s}$, $1.0 \times 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{s}$) の粘土地盤における解析結果
 (動画ファイルをご覧になる場合は、[こちらをクリックしてください。](#))

図 3.11 によると、拡散係数が $0 \text{ cm}^2/\text{s}$ の場合と $1.0 \times 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{s}$ の場合とでは解析結果が明らかに異なっており、前者があまり上下方向に汚染物質の拡がりがみられないのに対して、後者は特に上下方向への汚染物質の拡がりが顕著になっています。一方、図 3.10 (動画) では、拡散係数の違いによる汚染物質の拡がりへの影響はみられません。流速が大きい場合は拡散の影響はあまりないが、流速が小さい場合は拡散の影響が顕著となってくるのがわかります。

図 3.12 に示すような簡単なモデルでも、透水係数の違いが拡散の効果に及ぼす影響をみることができます。図 3.12(a)では、粘土ライナーの上に、濃度 C の化学物質を溶解した浸出水がたまっており、粘土ライナー下部では化学物質濃度はゼロ、粘土ライナーは飽和していると仮定しています。ここで、粘土ライナー下部から鉛直方向に漏出する化学物質のフラックス J は、次式の通り計算できます。



(a) 計算モデル

(b) 計算結果

図 3.12 移流と拡散の寄与を簡単に計算した例

$$J = J_d + J_a = Dn \frac{\Delta c}{\Delta x} + nvc = Dn \frac{\Delta c}{\Delta x} + kic \tag{3.3}$$

ただし、 J_d は拡散によるフラックス、 J_a は移流によるフラックスです。 $\Delta c = C$, $\Delta x = 100 \text{ cm}$, 間隙率 $n = 0.5$, 動水勾配 $i = 1$, 拡散係数 $D = 2 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ と仮定すると、(3.3) 式は次のようになります。ただし、 k は透水係数です。

$$J = (10^{-8} + k) \times C \tag{3.4}$$

(3.4) 式を図化したのが、図 3.12(b)です。実は、拡散の寄与分は透水係数 (Hydraulic conductivity) に関わらず一定で $J/C = 10^{-8} \text{ cm/s}$ です。例えば、透水係数が 10^{-5} cm/s の場合を考えると、フラックスは $J/C = 10^{-5} \text{ cm/s}$ ですが、そのうちの拡散の寄与分は $J/C = 10^{-8} \text{ cm/s}$ にすぎず、フラックス全体の 1000 分の 1 です。一方、透水係数が減少するとフラックスも減りますが、これは移流によるフラックスが減るからです。透水係数が 10^{-9} cm/s 以下になると、拡散の寄与分が全体のほとんど占めることがわかります。

したがって、粘土層などのように透水係数が低くて間隙水の流速が小さい場合は、拡散が卓越

することを考慮した解析を行う必要があると言えます。一方、砂地盤のように比較的流速が大きい場合は、拡散の影響はあまり顕著ではないと考えられます。

なお、図 3.8、3.10、3.11 に示した解析は、石森洋行氏（立命館大学大学院）に実施して頂きました。

参考文献

Schnoor, J.L. (1996): *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil*, John Wiley & Sons, Inc.

Visudmedanukul, P. and Kamon, M. (2002): Error in determining retardation factor in transport equation, *Proceedings of the Second Japan-Korea Joint Seminar on Geoenvironmental Engineering*, pp.89-94.

地盤工学会関西支部（2003）：地盤環境汚染－試験法と活用－.

菱谷智幸（2002）：汚染予測解析における移行パラメータの検討，第 37 回地盤工学研究発表会，pp.2337-2338.

第4章 NAPLの挙動と解析(1) 二相間隙流体の物理

4.1 土中のNAPL

第1章で、有機塩素系化合物や石油系物質は水への溶解度が低いため、地中をNAPL（非水溶性流体）として挙動することを説明しました。そこで、本章と次章ではNAPLの物理について説明します。

有機塩素系化合物や石油系物質などの水への溶解度が低い物質を「難水溶性物質」と呼ぶことがあります。この難水溶性物質の存在形態は非常に複雑であり、次のような形態で存在することがわかっています。

- (1) 有機塩素系化合物そのものの原液の状態として (→ NAPL とよばれます)
- (2) 水に溶解した状態として
- (3) 土粒子（土粒子を構成する有機成分も含む）に吸着した状態として
- (4) 揮発したガスとして

「土質力学」の教科書では最初に、土は土粒子（固体）、間隙水（液体）、間隙空気（気体）の3つから構成されていることが示されています。有機塩素化合物や石油系物質の地中の挙動を扱う場合には、これら3つ（土粒子、間隙水、間隙空気）の他に、有機塩素化合物や石油系物質の原液を扱う必要があるわけです。これらの原液は、第1章でも説明したようにNAPL（Non-Aqueous Phase Liquid）と呼ばれます。（実際には、有機塩素化合物や石油系の汚染物質そのもの、つまり上記の(1) 原液以外に(2) 溶解成分、(3) 吸着成分、(4) 揮発成分も含めてNAPLと呼ぶ場合もありますが、厳密にはNAPLは原液を指すことになります。）

図4.1には、NAPLの存在形態の模式図を示します。図4.1(b)に示したパーカーのモデルは、従来の土質力学における「土の三相図」を、NAPLを含む土に拡張したものとと言えます。

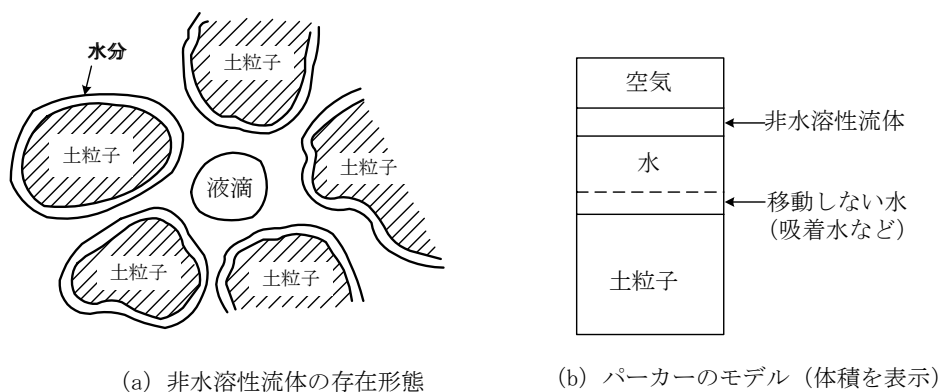


図 4.1 NAPL（非水溶性流体）の存在の模式図（有田ら、2001）

地中でNAPLを形成する難水溶性物質の挙動を知るには、原液NAPLがどのように挙動するのか把握する必要があります。

4.2 まず不飽和土で考える意味

有機塩素化合物の原液が地盤中に漏洩すると、図4.2のような挙動をされると考えられます。も

ともとの地盤は、次の3つのいずれかで間隙が満たされていると考えられます。

- (1) 空気のみ
- (2) 水のみ
- (3) 空気と水

ここに NAPL が侵入すれば、間隙は次の流体で満たされることになります。

- (4) 空気と NAPL ((1) に NAPL が侵入した場合)
- (5) 水と NAPL ((2) に NAPL が侵入した場合)
- (6) 空気と水と NAPL ((3) に NAPL が侵入した場合)

つまり、(1) ~ (6) は、間隙を埋める流体の考える組み合わせを示しています。この中で (4) と (5) は二相系の問題であり、(3) のアナロジーとして考えることができます。そのため、本章ではまず (3) の空気-水の二相系、つまり不飽和土の問題を考え、それをもとに水-NAPL あるいは空気-NAPL の二相系の問題に展開させたいと思います。

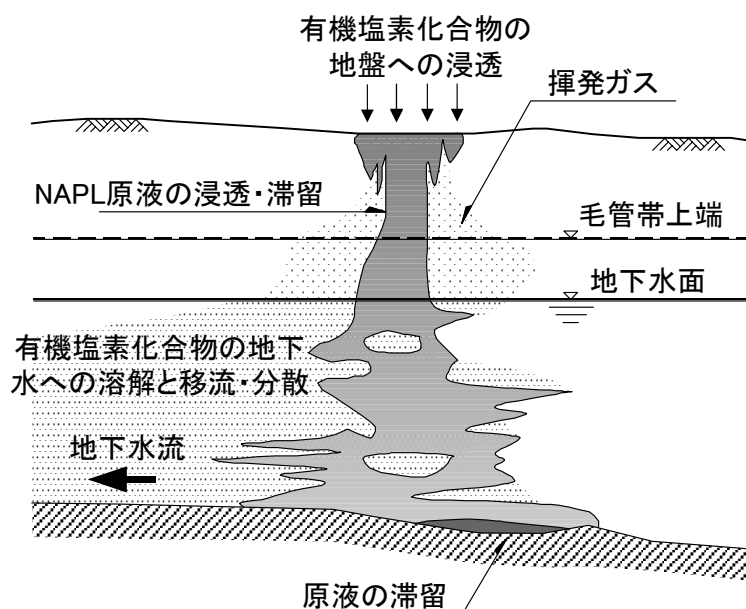


図 4.2 有機塩素化合物による汚染の模式図

4.3 毛管上昇と毛管水

図 4.3 で示すような実験を考えてみます。図 4.3 は、乾燥した砂（写真では豊浦砂を使っています）を詰めたパイプの下部を、水で満たしたビーカーに浸したときの様子を示しています。パイプの下端は砂が落ちないように、しかし水は染み通るようにガーゼで覆っています。ビーカーの水は乾燥砂に染み込んでいきますが、ビーカーの中の水位よりも砂を満したパイプの中の水位の方が高くなっているのが、図 4.3 からわかると思います。この現象を、我々は毛管上昇と呼んでいます。この現象はそもそも、メニスカスの原理、あるいは界面張力の作用によって生じるものです。

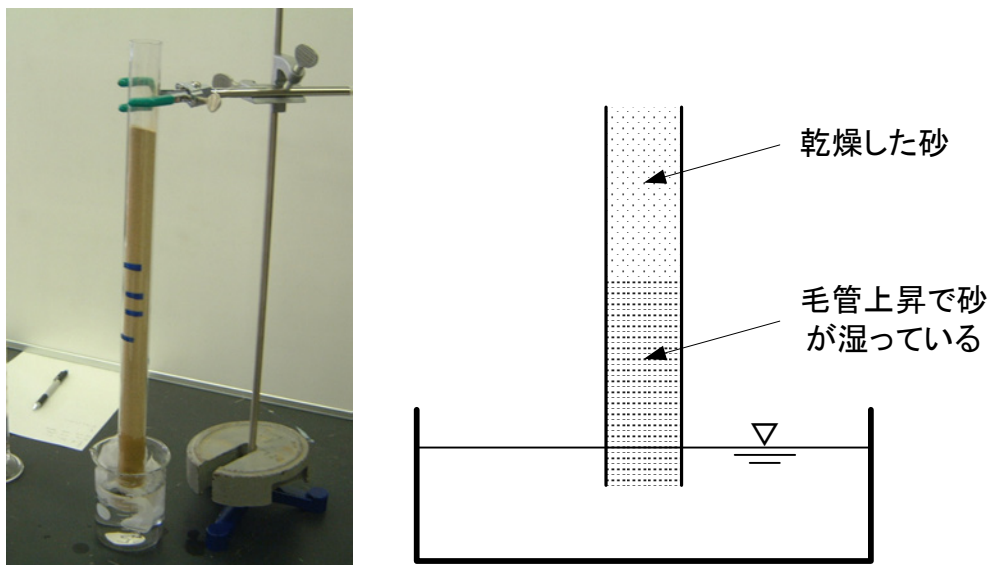


図 4.3 毛管上昇の実験

簡単な実験ですので、いろいろと条件を変えてやってみることが可能ですが、実験をやってみなくても直感的に次のようなことが予想できると思います。

- (1) パイプに詰める砂の粒径が小さいほど、パイプ中の水位上昇は大きくなる。
- (2) パイプに詰める砂の粒径が揃っているよりも、粒径が異なっている方が間隙個々の体積が小さくなって、パイプ中の水位上昇は大きくなる。

さて、パイプの砂の中の水圧を考えてみます。そもそも系の中の水は静水ですから、図 4.4 のように静水圧が作用しています。したがって、ビーカーの水面よりも高い部分の砂中の間隙水は、マイナスの水圧をもつこととなります。このような部分の砂は、間隙に水と空気の両方を含んでおり、不飽和状態となっています。つまり、不飽和土は負の水圧をもつわけです。

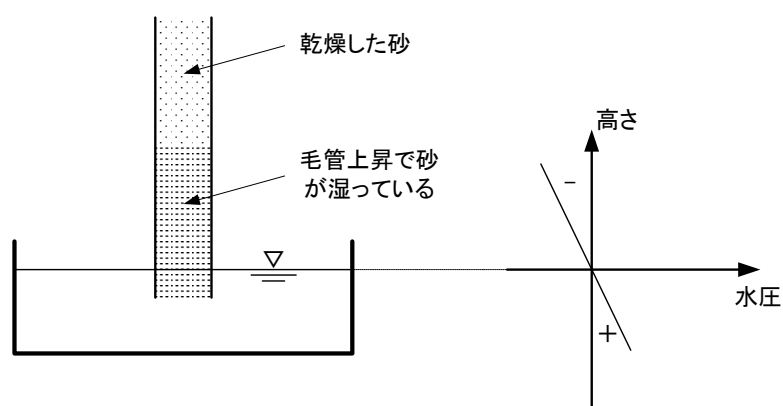


図 4.4 毛管上昇による水圧分布

4.4 毛管上昇部分の水圧を求める

この水圧の大きさは、空気-水界面に作用する力のバランスにより求めることができます。図 4.5 は、ある高さの砂粒子間隙に形成されている水-空気界面を図示したものです。この水-空気

の二相系には、空気圧、水圧のほか、水-空気の界面張力が働いています。水-空気の界面張力とは、水の表面張力と同義です。2つの流体間で、それぞれが混じり合わないよう界面で作用している張力が、界面張力であると言えます。

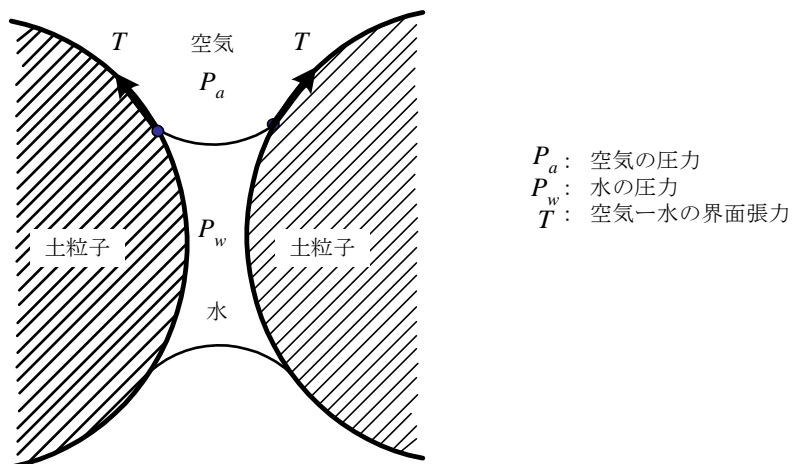


図 4.5 粒子間のメニスカスの形成

図 4.5 は、空気圧と水圧と界面張力が釣り合っている状態にあります。この状態は、図 4.6 に示す細いガラス管（毛細管）で毛管上昇が生じた水面（空気-水界面）における状態と同じと考えることができます。

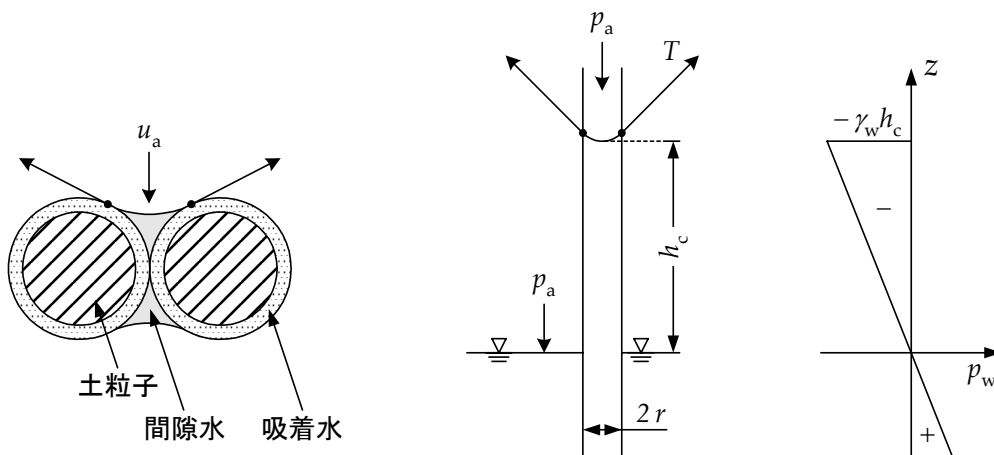


図 4.6 毛管上昇と負圧

毛細管の半径を r 、毛細管上昇高さを h_c 、大気圧を p_a 、メニスカス直下の水の圧力を p_w 、水の表面張力を T 、管の表面と水・空気界面の接触角を α とすると、大気圧 = 水圧 + 界面張力ですから、鉛直方向の力のつり合いより

$$\pi r^2 \cdot p_a = \pi r^2 \cdot p_w + 2\pi r T \cos \alpha \tag{4.1}$$

よって

$$p_a - p_w = (2T \cos \alpha) / r \quad (4.2)$$

左辺の $p_a - p_w$ は毛細管上昇高さに相当し、水の単位体積重量を γ_w とすると、

$$p_a - p_w = \gamma_w h_c \quad (4.3)$$

すなわち

$$h_c = (2T \cos \alpha) / r \gamma_w \quad (4.4)$$

大気圧下で $p_a = 0$ と考えれば、式 (4.2) より $p_a - p_w > 0$ ですから、 p_w は負の値をとることがわかります。つまり、負の水圧（つまりサクシオン）が働いており、2 つの土粒子を引きつけようとする働きをすることがわかります。また、式 (4.4) の表すところは、毛細管の半径が小さいほど毛細管上昇高さは上昇し、サクシオンが大きくなることを示しています。したがって、間隙水の量が少ないほど、負の間隙水圧が増えることが示されます。

なお、サクシオンの大きさは pF 値で表すことが多いです。cm 単位で表された h_c に対し、pF 値は

$$pF = \log_{10} h_c \quad (4.5)$$

で定義されます。サクシオンの値は、サクシオンが作用しない飽和土で pF = 0 から、乾燥状態の pF = 7 まで存在します。r が無限に小さくなれば h_c も pF も無限に大きくなるのではなく、実際には $2r$ は水分子 1 個の大きさ ($d = 1.38$ オングストローム = 1.38×10^{-10} m) 以下にはなりません。そのとき、水の表面張力 $T = 72.75$ mN/m であることから、 $\alpha = 0^\circ$ とすれば h_c は約 10^7 cm、よって pF はおよそ 7 となります。

4.5 マトリックサクシオン + オスモティックサクシオン = トータルサクシオン

式 (4.1) ~ (4.5) のようにして求められるサクシオン、すなわち水の表面張力によって発揮されるサクシオンは、厳密にはマトリックサクシオンとよぶべきものです。サクシオンにはマトリックサクシオン以外にもオスモティック（浸透）サクシオンがあり、マトリックサクシオンとオスモティック（浸透）サクシオンの合計がサクシオン（トータルサクシオン）なのです。オスモティックサクシオンとは、溶液の溶質濃度差による浸透圧がもたらすサクシオンで、間隙水中のイオンなどの溶解成分の存在により、外部の水を吸引しようとするエネルギーに起因して発揮されるものです。土中水と純水を半透膜（水は通すが溶質は通さない膜）を介して隔てた場合、水は純水側から土中水側に移動しようとしませんが、そのときに発生するのが浸透圧で、この浸透圧に相当して発揮される水圧がオスモティックサクシオンです。多くの文献では、マトリックサクシオン、オスモティックサクシオン、トータルサクシオンを厳密に区別していないものが多いのが現状です。

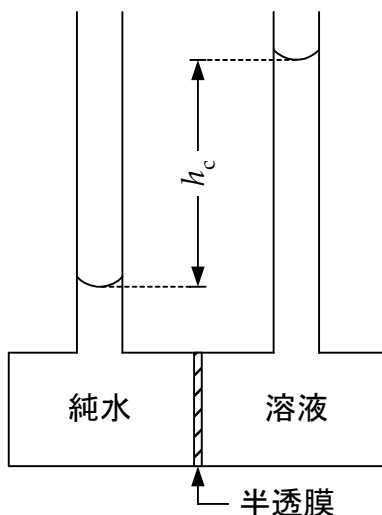


図 4.7 オスモティック作用

4.6 水分特性曲線、*S-p* 曲線

式 (4.4) から、毛細管の半径が小さいほど毛細管上昇高さは上昇し、サクシオンが大きくなることがわかりました。すなわち、間隙水の量が少ないほど、負の間隙水圧が増えるわけです。これをイメージとして図示すると図 4.8 のようになります。

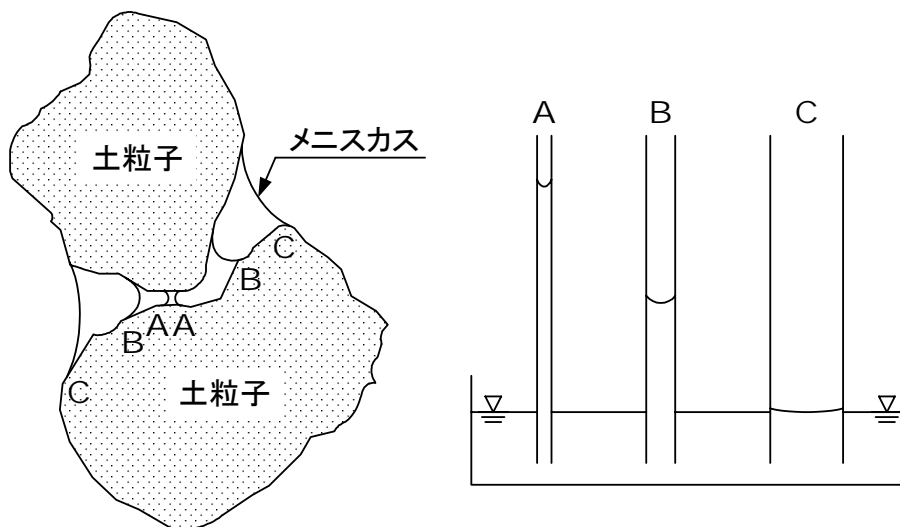


図 4.8 含水量の違いによるメニスカスおよびサクシオンへの影響

図の A, B, C は、それぞれ含水量が異なる時の状態を示しています。A~C の中で、A が最も含水量が少なく、C が最も含水量が多い状態になります。含水量が少なければ少ないほど、それに相当する毛細管の半径 r も小さくなり、 r に反比例してサクシオンの値は大きくなります。ある土について、直接 r の値を求めることは難しいですが、 r の代わりに含水量や水飽和度などで考えることができそうです。例えば、図 4.9 のように、水飽和度とサクシオンの関係のある土について求めることができます。この曲線は、水分保持曲線、水分特性曲線、あるいは *S-p* 曲線などよばれます。

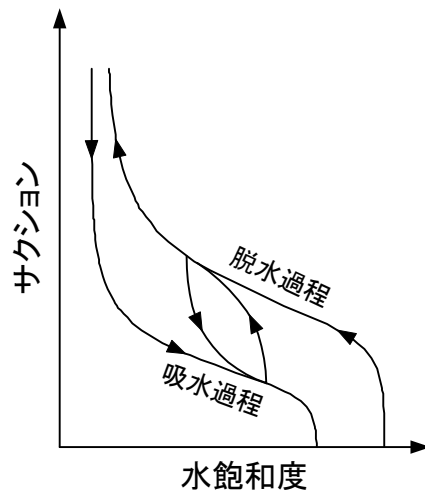


図 4.9 水分特性曲線、 $S-p$ 曲線の例

水分特性曲線は土固有のものであり、土の水持ちの良さや水はけのよさを示しています。水分特性曲線には、特に土粒子の粒度や密度が影響します。例えば、一般には以下のような傾向があります。

- 粒径が小さいほど間隙は小さくなります。したがって、サクションは大きくなり、水分特性曲線は上方に移動します。
- 単一粒径のものを「粒度が悪い」、様々な粒径の土粒子を含んでいるものを「粒度が良い」といいますが、粒度がよい土ほど、間隙の体積は小さくなり、サクションは大きくなって、水分特性曲線は上方に移動します。
- 同じ構成材料（土粒子）であっても、土の密度（乾燥密度）が高ければ、間隙は小さくなるので、サクションは大きくなります。

この水分特性曲線は、図 4.9 に示すように、行きと帰り、すなわち排水過程（乾燥過程）と湿潤過程で径路が異なります。つまり、ヒステリシス特性をもちます。ヒステリシス特性の要因の説明として、図 4.10 に示すような「インクビン効果」が考えられています。図 4.10 の上の段 ((a) と (b)) はインクビン効果がある場合、下の段 ((c) と (d)) はインクビン効果がない場合です。左の列 ((a) と (c)) は、毛管の水位を上げておいてから平衡状態に至らしめる場合で、脱水過程に相当します。一方、右の列 ((b) と (d)) は、毛管の水位を下げおいてから平衡状態に至らしめる場合で、吸水過程に相当すると考えられます。それぞれ毛管の半径は等しいので、形成されるメニスカスは同じ形状となり、発揮する負圧も等しいはずですが、インクビン効果がなければ、図の(c) と (d) を比べてわかるように、平衡状態の毛管上昇は脱水過程も吸水過程も等しくなります。一方、インクビン効果がある場合、(b) の平衡状態の水位は毛管の凸部を超えることができません。したがって、(b) の平衡状態の毛管上昇水位は(a) の平衡状態の水位よりも低くなってしまいます。つまり、同じ負圧を与えうるにも関わらず、脱水過程と吸水過程では間隙を満たす水の量に差が生じると言うことになります。

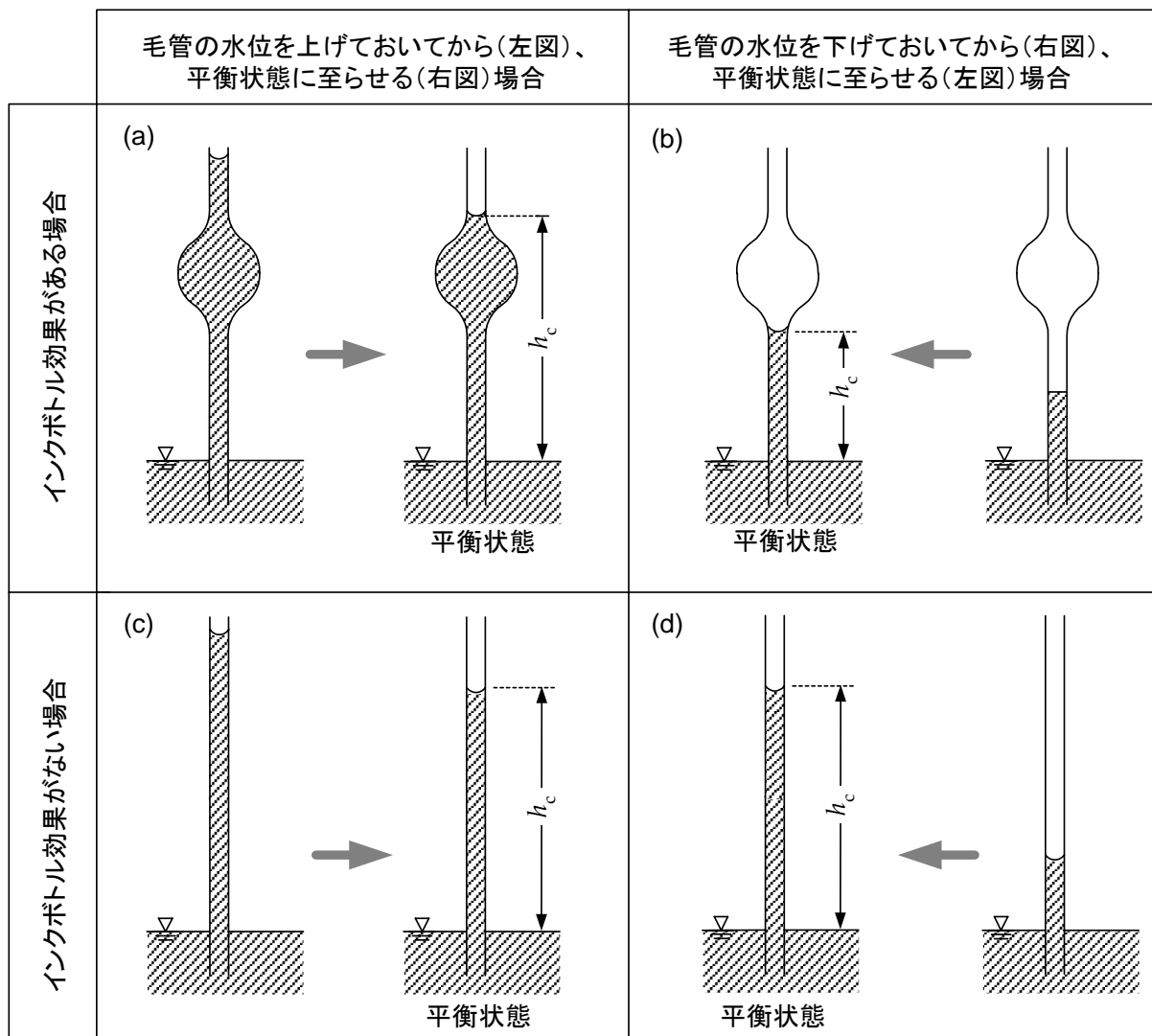


図 4.10 インクビン効果によるヒステリシス

4.7 S-p 曲線の数学的表現

図 4.9 に示したように S 字形を描く S-p 曲線には、2 つの代表的な近似式が提案されています。Brooks & Corey モデル (BC モデル) と van Genuchten モデル (VG モデル) です。BC モデルは、

$$S_{we} = \left(\frac{P_d}{P_{cNW}} \right)^\lambda \tag{4.6}$$

で表されます。S_{we} は水の有効飽和度で、水の飽和度 S_w と水の残留飽和度 S_{wr} により次式で表されます。

$$S_{we} = \frac{S_w - S_{wr}}{1 - S_{wr}} \tag{4.7}$$

また、式 (4.6) の λ と P_d は BC パラメーターとよばれます。 P_d は水飽和度 $S_w = 1$ における圧力に相当し、侵入圧、つまり水で飽和しているところに空気が侵入するきっかけに必要な圧力をあらわします。 P_d は曲線の高さを決定すると言い換えることもできます。 λ は曲線の形状を決定します。

もう一方の VG モデルは、

$$S_{we} = \left[1 + (\alpha P_{cNW})^n \right]^m \quad (4.8)$$

ここで、 α 、 m 、 n は VG パラメーターであり、

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad (4.9)$$

です。 α は空気侵入圧のほぼ逆数となっており、 $S-p$ 曲線の高さを決定します。また、 m あるいは n は曲線の形状を決定します。現在使用可能な解析コードは、以上の数学モデルに基づいています。

参考文献

- Brooks, R.H. and Corey, A.T. (1964): Hydraulic properties of porous media, *Hydrology Paper No.3*, Colorado State University, Fort Collins, pp.1-27.
- van Genuchten, M. Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol.44, pp.892-898.
- 有田正光・江種伸之・小尻利治・中井正則・中村由行・平田健正・吉羽洋周 (2001) : 地圏の環境、東京電気大学出版局.