

2.8 分析手順

本節にある手法は、浚渫土砂評価における一般的なデータ品質目標を満足するために使用されるだろう。しかし、他の手法によっても同様の結果が提供されるだろうし、最終的な分析手順の選択については、各評価の要求に基づかなければならない。いかなる場合でも、証明され、認証されている手法が用いられなければならない；可能であれば、EPAにより承認された手法がより好ましい。サンプルの分析手順は、確立された標準的な手法を参照することにより、本節で識別される。こうした手順に対するいかなる変更についても、また専門化しており非標準ないかなる手順についても、詳細に記される。QAプロジェクト計画を準備する際は、標準操作手順に対する変更あるいは非標準な手順についてのみ、計画中の本節で記される必要がある。

河口域あるいは海洋域由来のいかなる浚渫土砂も塩分を含んでおり、幾つかの分析手法により得られる結果はそれに阻害されるだろう。河口環境あるいは海洋環境由来の底質あるいは水の分析のために提案されるいかなる手法についても、塩分による阻害を管理するために用いられるステップに明確に対処しなければならない。

以下の節では、浚渫土砂評価に役立つ物理的および化学的分析の選択、およびこうしたパラメータの分析に用いる手法についてのガイダンスを提供する。EPAの優先汚染物質および有害物質の一覧表における化学物質についての情報は、付録Eで提供する。

2.8.1 底質の物理分析

浚渫土砂の物理的特徴は、底生生物環境および水中への廃棄の影響を評価すること、および適切な浚渫手法を決定することを支援するために決定される。これは底質の特性評価の全プロセスのうちの最初のステップであり、適切な管理法および参照底質を確認することをも支援する。さらに、物理的分析は、特性評価プロセスの後に行われた分析や試験の結果を評価することにも役立つ。

一般的な分析には、粒度分布、全固形分、比重の分析が含まれている。粒度分析では、底質を構成する粒子径の範囲の度数分布を決定する（例：Plumb (1981), Folk (1980)）。礫、砂、シルト、および粘土の一般的な粒径の種類は、浚渫土砂サンプルの粒子径分布を説明するのに最も有効である。物理的特性評価には、USACE技術評価（ASTM, 1992）との一貫性の保持のため、統一土質分類法（USCS）の使用を推奨する。

全固形分の計測とは、特定の温度で乾燥させられた後に残存する、有機物および無機物の重量測定のことをいう。全固形分の値は、一般的に、汚染物質濃度を湿潤重量基準から乾燥重量基準に変換するために用いられる。

サンプルの比重とは、体積が既知である物質の重量の、それと同体積、同温度の蒸留水の重量に対する比のことをいう (Plumb, 1981). 浚渫土砂サンプルの比重は、投棄後の浚渫土砂の振る舞い (すなわち、分散や凝結の特性) を予測することを支援する.

その他の物理的, 工学的特性 (例:アッターベルグ限界, 凝結特性) は, 閉じられた投棄施設から放出されるどの放出物についても, その評価をするために必要である. 底質の物理的分析における QA の検討項目については, 2.10.3 節にて要約を提供する.

2.8.4 生物組織の化学的分析

この節では対象となる分析物の選定や生物組織分析の技術について議論する. QA の考慮は 2.10.6 節にて要約されている.

2.8.4.1 対象分析物の選定

生物蓄積は, 特定の浚渫土砂に対して注目されるべき汚染物質について, 試験生物の生物組織を分析することによって評価される. 底質の汚染物質データや利用できるそれらの物質の潜在的な生物濃縮に関する情報が, 対象となる分析物を決めるために解釈されなければならない.

n-オクタノール/水分配係数(K_{ow})は, 生物・水系での化学物質の BCFs を評価するために使われる (Chiou ら 1997, Kenaga and Goring 1980, Veith ら 1980, Mackay 1982). 特に $\log K_{ow}$ の値が約 6 以下の化合物に対しては, 一般的に生物濃縮の可能性は K_{ow} の値が増加するほど増えるとされている. この値以上では, K_{ow} の値が増加するのに伴い生物濃縮の可能性が増加する傾向は小さい. 結果として有機化合物の生物濃縮に対する相対的な可能性は化合物の K_{ow} の値から評価されうる. US.EPA(1985)は $\log K_{ow}$ の値が 3.5 を超える化合物に対しては生物濃縮に対する追加の評価を行うことを推奨している. 生物濃縮の可能性が最も強い, 優先汚染物質 priority pollutants としての有機化合物には, PAHs や PCBs, 殺虫剤, フタル酸エステル類がある. 一般的に, 揮発性有機物やフェノール, 有機窒素化合物などの priority pollutants はあまり生物濃縮されないが, 塩化ベンゼンや塩化フェノールなどの例外がある. 表 10 に K_{ow} に基づいた priority pollutants に対するデータを示す. PCB 類や PAH 類の中で特に分析すべき物質は 2.8.2 節で議論されている. 生物組織中の含水率や脂質含有率は, 生物組織中の有機汚染物質に関する分析の一部として, 定期的に測定されるべきである.

表 11 は無機優先汚染物質の生物濃縮の可能性を BCF 計算値に基づいてランク付けしている. BCFs が 1000 をこえる ($\log BCF > 3$) 浚渫土砂中の汚染物質は, 生物濃縮の可能性がより高いと評価するべきである.

表 10 と表 11 は使用に注意が伴う。なぜなら、それらは水からの生物濃縮の計算値に基づいたものであるからである。それに対して、底質の生物濃縮性試験は、さまざまに可能性のある摂取過程を経由する複雑な媒体からの蓄積に関心を向けている。それらの表の適切な使い方は、様々な化学物質が生物組織に蓄積する相対的な可能性についての一般指標を提供することによって、生物濃縮分析に供すべき汚染物質の選択に役立てることである。

生物組織分析の対象となる汚染物質の選択の方針は以下の三つの考慮を含むべきである。

- ・対象となる分析物質は、着目した汚染物質であって、底質の化学分析により底質中に存在すると判断されたものである。
- ・対象となる分析物質は生物組織中に高い可能性で蓄積し残留するものである。
- ・対象となる分析物質は毒性学的に注目されているものである。

生物濃縮の可能性は低い堆積物中に高濃度で存在する汚染物質もまた対象のリストに含まれるべきである。なぜなら、生物利用可能性は濃度の上昇に伴って増加するためである。これとは対照的に、高い濃縮可能性や毒性学的に注目されている汚染物質は、たとえそれらが底質中に低い濃度で存在したとしても、対象分析物質として考えられるべきである。底質中に検出される濃度の優先汚染物質ではない汚染物質も、もしそれらが生物濃縮の可能性をもち生物組織中に残留し毒性学的に注目されているのであれば、生物分析の対象に含まれるべきである。

表 11 無機優先汚染物質の生物濃縮係数(Bioconcentration factors(BCF))一覽

Inorganic Pollutant	Log BCF
Metals	
Methylmercury	4.6
Phenylmercury	4.6
Mercuric acetate	3.5
Copper	3.1
Zinc	2.8
Arsenic	2.5
Cadmium	2.5
Lead	2.2
Chromium IV	2.1
Chromium III	2.1
Mercury	2.0
Nickel	1.7
Thallium	1.2
Antimony	ND
Silver	ND
Selenium	ND
Beryllium	ND
Nonmetals	
Cyanide	ND
Asbestos	ND

Source: Tetra Tech (1986b)

Note: ND - no data

2.8.4.2 分析技術の選択

今のところ、生物組織中の優先汚染物質やその他の汚染物質に対する公式に認められた標準分析法はない。しかしながら、EPA やその他の機関によって進められてきた研究は、生物組織中の有機及び無機の優先汚染物質の同定や定量を可能にする分析法を発展させてきた。分析に必要な生物組織の量は分析手順や含水率に依存している。生物組織の必要量に対する一般的なガイダンス（しかし強く推奨されるものではない）が表5に示されている。その必要量は分析物質やマトリクス、検出限界、さらには個々の分析機関に依存して異なるだろう。データ利用者のために、湿潤重量から乾燥重量基準に変換できるように、各々のサンプルに対して生物含水率が測定されるべきである。

検出限界は特定の分析過程と同様にしてサンプルのサイズに依存している。浚渫土砂の評価に対して推奨された TDLs は節 2.3.2 に示されている（表3を参照）。TDLs はデータの使用意図や個々の評価の特定の必要性に基づいて決められるべきである。

半揮発性の有機汚染物質の分析のために推奨される方法が NOAA(1989)に記載されている。その分析手順は、塩化メチレンを用いたホモジナイズした生物組織サンプルの連続的な抽出の後に、同時抽出された脂質を取り除くためのアルミナとゲル透過カラムクリーンアップが続く。自動化されたゲル透過の手順が Sloan ら(1993)によって記載されており、それは短時間で効果的な再生可能なサンプルのクリーンアップとして推奨されている。分析物質の十分な分解能を持つキャピラリーフェーズドシリカカラムとともに GC を使うことで、その抽出物は濃縮され、半揮発性有機汚染物質が分析される。もしダイオキシン類(例えば 2.3.7.8-TCDD)の分析が行われるなら、Mahrle ら(1988)、Smith ら(1984)、Kuehl ら(1987)、U.S.EPA (1989b; Method 8290)、もしくは U.S.EPA (1990f; Method 1613)などの手法が参考にされるべきであろう。EPA Method 1613 は四塩素から八塩素の PCDDs や PCDFs の測定に推奨されるものである。

塩素化炭化水素類（例えば PCBs や塩化殺虫剤など）は GC/ECD を用いて分析されるべきである。PCBs は特定のコンジナーの量 (Mullin ら 1984、Stalling ら 1987) として表わせられるべきであって、工業的な表示によるべきではない(例えば Aroclors)。なぜなら生物組織中の PCBs の濃度レベルは選択的な濃縮や代謝を含む複雑な過程の結果であるからである (PCBs の議論は節 2.8.2 を参照)。PCBs や殺虫剤の最低検出限界や陽性反応は化学イオン質量分析法によって行われる。

同様な生物組織抽出が、他の半揮発性汚染物質(例えば、PAH 類、フタル酸エステル、ニトロソアミン、フェノールなど)を対象として、GC/MS (NOAA(1989)、Battelle(1985)や Tetra Tech(1986b)に詳細に説明されている)を使って分析される。それらの GC/MS 法は固形廃棄

物や土壌に対する EPA Method 8270 に近い。最低の検出限界が質量分析法のイオンモニタリングモードを選択することによって得られる。非塩素化炭化水素類を分析するかどうかの決定や得られた結果の解釈にあたっては、それらの多くの物質は大抵の魚や無脊椎動物によって簡単に代謝されるということを考慮するべきである。揮発性の優先汚染物質に対する生物組織のサンプルを分析手法は Tetra Tech(1986b)によって見出されている。

生物組織の脂質含有量は生物濃縮情報の解釈において重要である。有機分析のために提出された全ての生物において、以下のような場合には、脂質の測定が行われるべきである。1)食物連鎖モデルが使われる、2)試験生物が試験中に産卵する可能性がある、3)リスク評価を求められる状況のように、特殊な状況が発生するとき。Bligh and Dyer(1959)は受容可能な測定方法を提案しており、様々な利用可能な方法がランドルら(1991)によって評価されている。

重金属優先汚染物質の分析には、硝酸もしくは硝酸/過塩素酸による生物組織サンプルの分解と、その後の原子吸光分析もしくは ICP 分析技術を使った分析が含まれる。Tetra Tech(1986b)における分析手順が一般に推奨されている。NOAA(1989)の方法もまた使われており、低い検出レベルが必要とされるときに推奨される。マイクロウェーブ技術は生物組織の分析に対して汚染を減らすため、重金属の回収率を改善するために使われる。この手法は、マイクロウェーブヒーティング段階を除けば、NOAA(1989)によって行われた生物組織分析と一致している。水銀の分析は CVAA メソッド(U.S. EPA 1991c)を必要とする。生物組織中の重金属分析の際に直面するマトリクス干渉は、干渉問題を解決するための、その場に特有の技術を必要とするだろう。もしトリブチルスズの分析が行われるならば、Rice ら(1989)、NCASI(1986)もしくは Uhler ら(1989)の手法などが参照されるべきである。