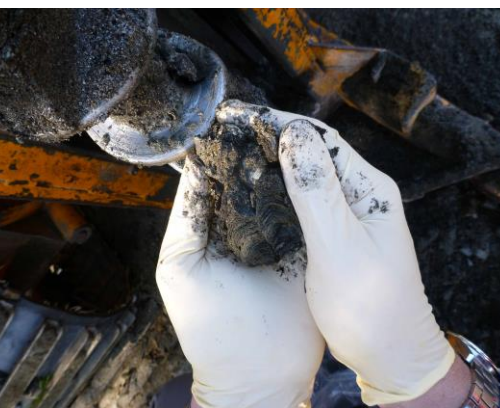




Statens geotekniska institut

Klassning av förorenade jordmassor *in situ*

Information och råd



SGI Publikation 40

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

SGI 2018, Klassning av förorenade jordmassor in situ, Information och råd, SGI Publikation 40, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping

Diarienummer: 1.1-1308-0521

Uppdragsnummer: 15144

Beställning:

Statens geotekniska institut
Informationstjänsten
581 93 Linköping
Tel: 013-20 18 04
E-post: info@swedgeo.se

Ladda ner publikationen som PDF
www.swedgeo.se

Bilder på omslaget: Maria Carling, SGI (bilderna till vänster samt till höger). Helena Branzén, SGI (bilden i mitten).



Statens geotekniska institut

Klassning av förorenade jordmassor *in situ*

Information och råd

SGI Publikation 40

Linköping 2018

Förord

Föroreningar kan medföra risker för människors hälsa och vår miljö. I Sverige har vi miljökvalitetsmål som anger inriktningen för miljöarbetet och fokuserar på att minska dessa risker. Det finns ett stort antal förorenade områden i landet. Utredningar av vilka risker ett förorenat område kan innebära för människors hälsa eller miljön, och hur man vid behov kan minska riskerna genom efterbehandling, är en viktig del av miljömålsarbetet.

Statens geotekniska institut (SGI) har det nationella ansvaret för forskning, teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad vad gäller förorenade områden. Syftet är att SGI ska medverka till att höja kunskapsnivån och öka saneringstakten så att miljökvalitetsmålen nås. Som ett led i detta ingår att förmedla kunskap om det arbete som utförs vid SGI till olika intressenter, såsom tillsynsmyndigheter, konsulter, problemägare med flera, bland annat genom att ge ut SGI Publikationer. Publikationen bygger på dagens kunskap och erfarenheter. Allteftersom vi skaffar oss mer kunskap och erfarenheter kan publikationen komma att revideras.

Idag är den vanligaste åtgärdsmetoden vid sanering av förorenade områden att gräva upp de förorenade massorna och omhänderta dem på deponi. Ett vanligt tillvägagångssätt vid schaktningen har under lång tid varit att dela in området i rutor (beslutsenheter) samt att provta och förklassificera varje ruta baserat på åtgärds mål. Denna förklassificering ligger sedan till grund för hur schaktningen genomförs. Förklassificering bygger på en skattad medelhalt i den aktuella beslutsenheten och provtagningen bör därför utföras på ett sådant sätt att den skattade medelhalten blir representativ för jordvolymen. Det finns idag inga svenska riktlinjer för provtagning av jordmassor *in situ* för klassificering av beslutsenheter som beaktar platsspecifika förhållanden och alternativa provtagningsstrategier. Provtagningsstrategierna i olika projekt skiljer sig ofta från varandra, bland annat beträffande provtagningsteknik och antal provpunkter samt hur många prover som analyseras på laboratorium. Detta gör att förfarandet i praktiken varierar från plats till plats.

Syftet med denna publikation är att ge råd om hur man bör gå tillväga vid *in situ*-klassificering av jordmassor. I publikationen presenteras en metodik för klassificeringen. Olika provtagningsstrategier som förekommer vid klassificering av jordmassor beskrivs och jämförs. Målet med klassificeringen är att undvika felklassning, det vill säga man vill undvika att förorenade jordmassor lämnas kvar utan åtgärd eller att rena jordmassor schaktas bort i onödan. En bra provtagningsstrategi ska därför ha låg sannolikhet för felklassning. I publikationen presenteras ett antal exempel och tumregler, bland annat för hur man bedömer hur bra en viss provtagningsstrategi är samt hur man väljer en lämplig storlek på beslutsenheten. Publikationen vänder sig till olika aktörer som arbetar med förorenade områden såsom verksamhetsutövare, tillsynsmyndigheter, konsulter och entreprenörer.

Publikationen har utarbetats av Pär-Erik Back och Maria Carling, båda vid SGI, samt Jenny Norrman vid Chalmers tekniska högskola. En referensgrupp bestående av Tommy Norberg (tidigare Chalmers tekniska högskola), Fredric Engelke (Structor Miljö Göteborg AB), Sari Välimaa (tidigare Länsstyrelsen i Västmanlands län) och Sofia Rolén (Karlstads kommun) har varit knuten till projektet. Ett varmt tack riktas till referensgruppen för värdefulla synpunkter, både vad gäller projektets genomförande och utformningen av publikationen. Publikationen har remitterats till ett antal myndigheter, kommuner, konsulter och forskare. Inkomna synpunkter har beaktats vid färdigställandet.

Mikael Stark, chef för avdelning Renare mark, har beslutat att ge ut publikationen.

Linköping i oktober 2018.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	8
Summary	10
1. Inledning	13
1.1 Bakgrund	13
1.2 Syfte och målgrupp.....	13
1.3 Publikationens upplägg och begränsningar	13
1.4 Läsanvisning	15
1.5 Terminologi	16
2. Metodik för klassning	19
2.1 Klassning <i>in situ</i> respektive <i>ex situ</i>	19
2.2 Metodik för klassning <i>in situ</i>	19
2.3 Steg 1: Definiera syftet med klassningen	20
2.4 Steg 2: Bedöm heterogenitet, variabilitet och föroreningsnivå.....	21
2.5 Steg 3: Definiera beslutsenheterna	27
2.6 Steg 4: Välj kriterium för klassning	31
2.7 Steg 5: Välj representativ halt.....	32
2.8 Steg 6: Välj provtagningsstrategi.....	35
2.9 Steg 7: Kontrollera provtagningsstrategin	43
3. Exempel på tillämpningar.....	46
3.1 Exempel 1 – Tolkning av diagram	46
3.2 Exempel 2 – Provtagning med skruvborr i få punkter	48
3.3 Exempel 3 – Känslig markanvändning och kontroll.....	48
3.4 Exempel 4 – Två vanliga provtagningsstrategier	50
3.5 Exempel 5 – Kontroll av innovativ provtagningsstrategi.....	51
3.6 Exempel 6 – Kontroll av typ 2-fel.....	52
3.7 Exempel 7 – Stora beslutsenheter och duplikatprov	55
3.8 Exempel 8 – Beräkning av antal felklassade beslutsenheter	57
4. Fördjupning och teori	60
4.1 Heterogenitet, homogenitet och variabilitet	60
4.2 Medelhalt och UCLM	64
4.3 Provtagnings skala och representativ volym	65
4.4 Beslutsenhet och exponeringsenhet	67
4.5 Felklassning.....	69
4.6 Föroreningsnivå och klassning av beslutsenheter	72
4.7 Mätbara åtgärds mål.....	77
4.8 Alternativa angreppssätt för klassning	80
5. Provtagningsmetoder och strategier	82
5.1 Provtagningsmetoder vid klassning av massor	82
5.2 Provtagningsstrategier i publikationen.....	85
6. Slutord	90
Referenser.....	92

Sammanfattning

Den hitintills vanligaste åtgärdsmetoden vid sanering av förorenade områden är att gräva upp de förorenade massorna och omhänderta dem på deponi. Ofta delas marken in i beslutsenheter innan schaktningen påbörjas. Varje beslutsenhet kan vara en schaktruta, en definierad volym med annan geometrisk form eller en större volym som ett egenskapsområde. Beslutsenheterna förklassificeras baserat på uppmätta halter i jordprover. Förklassificeringen ligger sedan till grund för hur schaktningen genomförs.

Syftet med denna publikation är att presentera en metodik som kan användas för att bedöma hur bra olika tillvägagångssätt är vid klassning av förorenade massor *in situ* i samband med efterbehandling av förorenade områden. Målet är att publikationen ska höja kunskapsnivån och medvetenheten i branschen, inte minst beträffande de stora osäkerheter som finns med traditionella metoder för klassning av förorenade massor. Med hjälp av den metodik som presenteras kan dessa osäkerheter kvantifieras och olika tillvägagångssätt jämföras med varandra. Därmed blir det möjligt att välja den strategi som bedöms vara lämpligast i ett enskilt projekt. I publikationen hanteras fallet där en beslutsenhet klassas som antingen ”förorenad” eller ”inte förorenad”. Metodiken fungerar även för andra typer av klassindelningar, t.ex. ”farligt avfall” eller ”icke-farligt avfall” eller vid klassning i fler än två klasser.

Metodiken utgår från en arbetsgång i sju steg:

1. Definiera syftet med klassningen
2. Bedöm heterogenitet, variabilitet och föroreningsnivå
3. Definiera beslutsenheterna
4. Välj kriterium för klassning
5. Välj representativ halt
6. Välj provtagningsstrategi
7. Kontrollera provtagningsstrategin

I det första steget definieras själva problemställningen. Den kan skilja sig åt mellan olika projekt. I många fall är det primära målet att reducera miljö- och hälsorisker, men i andra fall syftar klassningen till att avgöra om massorna klarar kraven för återanvändning eller vilken avfallsklass som är korrekt.

Steg två innebär att en preliminär bedömning ska göras av markens heterogenitet och föroreningsvariabilitet inom beslutsenheten. Dessutom kan en ungefärlig bedömning göras av föroreningsnivån. Om denna är okänd kan schablonvärden användas.

Nästa steg i arbetsgången är mycket viktigt: Att definiera beslutsenheternas volym (area och djup) och form. Dessutom ska beslutsenheternas placering samt deras antal bestämmas. För att göra detta på ett bra sätt måste flera olika aspekter vägas samman, bland annat klassningens syfte, föroreningsförekomst och variabilitet, styrande exponeringsvägar och risker för människa och miljö, planerad markanvändning, masshantering samt praktiska och ekonomiska aspekter.

I det fjärde steget bestäms vilket eller vilka kriterier som ska användas vid klassningen. Många gånger används ett mätbart åtgärds mål som kan ha tagits fram utifrån ett generellt eller platsspecifikt riktvärde. I vissa fall krävs andra typer av kriterier för klassningen, till exempel kriterier för återanvändning eller deponering av massor.

Metodikens femte steg omfattar val av representativ halt. Det är den representativa halten hos en beslutsenhet som ska jämföras med kriteriet (åtgärds målet i steg 4). I metodiken ingår tre olika typer av representativa halter: (1) ett mätvärde, (2) ett beräknat medelvärde av analys svaren från flera prover eller

(3) ett beräknat UCLM-värde. Vilken av dessa som är lämpligast att använda beror på hur man ser på felklassning av en beslutsenhet. En beslutsenhet kan klassas fel på grund av osäkerheter i provtagningsstrategi, provberedning, laboratorieanalys samt övrig provhantering. Normalt är det osäkerheterna i provtagning och provberedning som helt dominerar och påverkar repeterbarheten. En provtagningsstrategi som har bristande repeterbarhet leder till att beslutsenheter kan felklassas. Två typer av fel kan begås när beslutsenheter klassas:

Typ 1-fel: En beslutsenhet med verklig medelhalt över åtgärds målet klassas som om halten ligger under åtgärds målet. Konsekvensen blir att förorening felaktigt lämnas kvar, vilket kan medföra kvarstående risker.

Typ 2-fel: En beslutsenhet med verklig medelhalt under åtgärds målet klassas som om halten ligger över åtgärds målet. Det leder till onödigt bortgrävning och därmed omotiverade kostnader och externa effekter i form av utsläpp av växthusgaser med mera.

Om man anser att typ 1-fel är allvarigare än typ 2-fel kan klassningen baseras på UCLM. I många andra fall kan mätvärden från samlingsprov eller beräknade medelvärden användas som representativa halter.

Steg 6 omfattar själva valet, eller utvärderingen, av en provtagningsstrategi. Angreppssättet är att uppskatta hur stor sannolikheten är för felklassning. Provtagningsstrategier med liten sannolikhet för felklassning är normalt bättre än de med hög felsannolikhet. Som hjälp i denna bedömning finns fyra olika diagram som kan användas för att läsa av felsannolikheter för olika provtagningsstrategier under olika förhållanden. För att diagrammen ska ge en rättvisande bild krävs att laboratoriets provberedning görs korrekt så att analysprovet blir representativt för det prov som skickats till laboratoriet. Detta kräver normalt att man beställer särskild provberedning. Om man inte gör det så finns det en uppenbar risk att sannolikheten för felklassning blir större än vad diagrammen visar, särskilt för heterogena samlingsprover. Detta visar hur viktigt det är att provberedning ingår som en del av provtagningsstrategin vid klassning av massor.

Metodikens avslutande steg innebär att den valda provtagningsstrategin ska kvalitetssäkras. Målet är att kontrollera om strategin uppfyller det syfte som formulerats i metodikens inledande steg. Kontrollen utförs lämpligen i ett tidigt skede så att det finns möjlighet att göra justeringar om det visar sig att syftet inte kan uppnås. Vanligtvis är det provtagningsstrategins repeterbarhet som bör undersökas. Detta kan göras genom att man upprepar samma provtagning flera gånger i en eller flera beslutsenheter. Om kontrollen visar att provtagningsstrategin inte uppfyller syftet behöver man backa till tidigare steg i metodiken och se över de antaganden och val som gjorts.

Metodiken illustreras med åtta exempel som på olika sätt beskriver hur man kan tillämpa metodiken i praktiken. Dessutom presenteras flera praktiska tumregler i rapporten. Ett exempel på en användbar tumregel är följande: Antalet delprov (inkrement) per beslutsenhet ger en god uppfattning om hur bra provtagningsstrategin är. Den strategi som innehåller flest inkrement är vanligtvis den bästa.

En viktig slutsats är att klassning av beslutsenheter med hjälp av analysdata från ett fåtal prover tagna med skruvborr leder till stora osäkerheter. Provtagning från provgröpar ger i de flesta fall säkrare resultat. Ännu säkrare klassning kan man få om man använder sig av inkrementell provtagning som innebär att ett stort antal delprov tas för att täcka in hela beslutsenheten. För att avgöra om ISM-metoden bör användas är det viktigt att bedöma vilken storlek på beslutsenheterna som är lämplig samt att även väga in praktiska aspekter och undersökningskostnader.

Summary

The most common course of action to date when remediating contaminated sites is to excavate the contaminated soil and send it to landfill. The soil is frequently divided into decision units before excavation commences. Each decision unit could take the form of a quadrangular excavation area, a defined volume with a different geometric shape, or a larger volume, such as a sub-area. The decision units are pre-classified based on measured concentrations in soil samples. This pre-classification is then used as a basis for determining the manner in which excavation is carried out.

The purpose of the publication is to present a method that can be used to assess the efficacy of different approaches when classifying contaminated material *in situ* in conjunction with remediation of contaminated sites. The aim is for the publication to raise the level of knowledge and awareness among stakeholders, in particular with regard to the considerable uncertainty associated with traditional methods for classifying contaminated soil. With the aid of the method presented, this uncertainty can be quantified, and different approaches can be compared. This would allow a strategy to be selected that is considered to be most appropriate for a specific project. The publication deals with a case where a decision unit is classified either as ‘contaminated’ or ‘uncontaminated’. This method also works for other classifications, such as ‘hazardous waste’ or ‘non-hazardous waste’, or when classifying into more than two categories.

The method involves the application of a seven-stage process:

1. Define the objective of the classification
2. Assess the heterogeneity, variability and level of contamination
3. Define the decision units
4. Select a classification criterion
5. Select a representative concentration
6. Select a sampling strategy
7. Perform quality control

The first step involves defining the problem. This can differ from one project to another. In many instances, the primary aim of the classification is to mitigate environmental and health risks, although in other instances the aim is to determine, for example, whether the soil meets the demands set for reuse or to decide which waste category is correct.

Step two involves making a preliminary assessment of the heterogeneity of the soil material and the variability of the contaminant concentration within the decision unit. An approximate assessment can also be made of the contamination level. If this is not known, standard values can be used.

The next step in the procedure is extremely important – defining the volume (area and depth) and shape of the decision units. The location of the decision units and the number also need to be decided. To do this effectively, several aspects need to be considered and assessed, including the objective of the classification, the occurrence and variability of the contaminants, the governing exposure pathways, the risks to human health and the environment, planned land use, and a series of practical and economic considerations.

The fourth step involves determining which criterion or criteria will be used in the classification. In many cases, a quantifiable remediation target is used, determined based on a generic or site-specific guideline value. In certain cases, other classification criteria are required, such as criteria for deciding whether to reuse material or send it to landfill.

The fifth stage in the method covers the choice of representative concentration. It is the representative concentration in a decision unit that needs to be compared with the criterion (remediation target in Stage 4). The method includes three types of representative concentration: (1) a measured value, (2) an estimated mean of the analysis results from different samples, or (3) an estimated UCLM value. Which one of these is most suitable for use depends on how misclassification of a decision unit is viewed. A decision unit can be classified incorrectly as a result of uncertainty in the sampling strategy, sample preparation, laboratory analysis or other aspects of the way the sample is handled. Normally, it is uncertainty in the sampling and sample preparation that dominates entirely and affects repeatability. A sampling strategy with defective repeatability can lead to decision units being classified incorrectly. Two types of error can be made when classifying decision units:

Type 1 error: A decision unit where the actual mean concentration is above the remediation target but is classified as having a concentration below the remediation target. This would result in contaminated soil being incorrectly left in place, which could imply residual risks.

Type 2 error: A decision unit where the actual mean concentration is below the remediation target but is classified as having a concentration above the remediation target. This would lead to unnecessary excavation and removal, and thus unnecessary costs and external impact in the form of greenhouse gas emissions and other effects.

If the reasoning is that a type 1 error is more serious than a type 2 error, the classification can be based on UCLM. In many other cases, either measured values from composite samples or calculated means can be used as representative concentrations.

Step 6 covers the choice, or evaluation, of a sampling strategy. The approach is to estimate the probability of classification error. Sampling strategies with a low probability of classification error are normally better than those with a high probability of error. Help with this assessment is available in the form of four graphs that can be used to determine error probability for different sampling strategies under varying conditions. If the graphs are to provide a fair picture, the laboratory's sample preparation must be correct, to ensure the sample being analysed is representative of the sample sent to the laboratory. This normally requires a special sample preparation procedure. If this is not done, there is a clear risk that the probability of classification error will be greater than what is shown from the graphs, particularly for heterogeneous composite samples. This shows how important it is that sample preparation is included in the sampling strategy when classifying contaminated soil.

The concluding stage of the method involves quality assurance of the selected sampling strategy. The aim is to determine whether the strategy meets the intended objective as formulated in the initial stage of the method. Checks are ideally made at an early stage to ensure there is scope to make adjustments if it emerges that the intended objective cannot be met. Normally, it is the repeatability of the sampling strategy that ought to be examined. This can be done by repeating the same sampling procedure several times for one or several decision units. If the checks indicate that the sampling strategy does not meet the intended objective, it will be necessary to go back to a previous stage in the method and examine the assumptions and choices that were made.

The method is illustrated using eight examples, which in different ways describe how the method can be applied in practice. Several practical rules of thumb are also presented in the report. One example is the following: The number of increments per decision unit provides a good understanding of the efficacy of the sampling strategy. The strategy that includes most increments is normally the best.

An important conclusion is that classification of decision units with the aid of analytical data from a small number of samples taken using an auger drill leads to considerable uncertainty. Sampling from test pits provides more reliable results in the majority of cases. Even more reliable classification can be achieved with the use of incremental sampling, which involves taking a large number of increments to cover the

whole of the decision unit. To decide whether the ISM method ought to be used, it is important to assess which decision unit sizes are appropriate and to also take into account the practical aspects and investigation costs.

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Den vanligaste åtgärdsmetoden vid sanering av förorenade områden idag är att gräva upp de förorenade massorna och omhänderta dem på deponi. Ett vanligt tillvägagångssätt vid schaktsaneringar är att dela in saneringsområdet i ett antal rutor eller efterbehandlingsvolym, och att provta och förklassificera varje sådan beslutsenhet. Beslutsenheterna behöver inte vara kvadratiske eller av samma storlek, även om detta hitintills har varit vanligt. Förklassificeringen ligger sedan till grund för hur schaktningen genomförs. Schaktningen kan genomföras med olika syften, varav ett är att minska riskerna för människa och miljö. Detta är huvudfrågeställningen i denna publikation. I exploateringsprojekt kan jordmassor dessutom behöva avlägsnas av tekniska orsaker, oavsett föroreningsgrad, och då kan förklassificeringen istället syfta till att klassningen blir korrekt inför återanvändning eller deponering av massorna. Varje beslutsenhet förklassificeras baserat på en skattad medelhalt i volymen, eventuellt med en säkerhetsmarginal. Provtagningen bör alltså genomföras på ett sådant sätt att den skattade medelhalten blir representativ för beslutsenheten.

Det finns idag inga riktlinjer för provtagning och klassning av jordmassor *in situ* som tar hänsyn till plats-specifika förhållanden (olika typer av jordar, föroreningar, föroreningsnivåer eller variabilitet) och olika alternativa provtagningsstrategier. Detta gör att förfarandet i praktiken skiljer sig omotiverat mycket åt mellan olika förorenade områden. På grund av detta beslutade Statens geotekniska institut (SGI) att initiera ett utvecklingsprojekt med målsättningen att öka kunskapen om lämpliga metoder för klassning av massor *in situ*. Projektet har genomförts i samarbete med Karlstads kommun, som bekostat de fältprovtagningar och analyser som utförts vid Wermlandskajen inom ramen för projektet. Data från Wermlandskajen ligger till grund för de beräkningar och bedömningar som publikationens slutsatser och rekommendationer bygger på. Underlag i form av beskrivning av fältarbete, laboratorieanalyser, utvärdering av data samt modellsimuleringar redovisas i en separat underlagsrapport (SGI, 2015).

1.2 Syfte och målgrupp

Syftet med denna publikation är att presentera en metodik som kan användas för att bedöma hur bra olika tillvägagångssätt är vid klassning av förorenade massor *in situ* i samband med efterbehandling av förorenade områden. Målet är att publikationen ska höja kunskapsnivån och medvetenheten i branschen, inte minst beträffande de stora osäkerheter som finns med traditionella metoder för klassning av förorenade massor. Med hjälp av den metodik som presenteras kan dessa osäkerheter kvantifieras och olika tillvägagångssätt jämföras med varandra. Därmed blir det möjligt att välja den metodik som bedöms vara lämpligast i ett enskilt projekt.

Skriften riktar sig i första hand till olika aktörer som arbetar med förorenade områden, såsom verksamhetsutövare, tillsynsmyndigheter, konsulter och entreprenörer.

1.3 Publikationens upplägg och begränsningar

I publikationen beskrivs och jämförs flera olika provtagningsstrategier som förekommer vid klassning av beslutsenheter. Strategierna bygger på traditionell provtagning med skruvborr, provgroppsgrävning samt

alternativet inkrementell provtagning (*Incremental Sampling Methodology, ISM*). Det finns givetvis en mängd varianter av dessa strategier som också används, men det är inte möjligt att beskriva samtliga. För att kunna tillämpa publikationens råd även på andra varianter krävs god kunskap och erfarenhet av ämnesområdet.

Provtagningsstrategierna jämförs vad gäller hur bra de är i olika situationer. Som ett mått på hur bra en strategi är används sannolikheten för felklassning, dvs. hur troligt det är att massorna klassas fel. Målet vid klassning av beslutsenheter är att undvika felklassning; man vill undvika att förorenade massor lämnas kvar utan åtgärd eller att rena massor schaktas bort i onödan (alternativt att jordmassor klassas i fel avfallsklass). En bra provtagningsstrategi ska därför ha låg sannolikhet för felklassning.

När man väljer en provtagningsstrategi måste man också beakta andra aspekter än sannolikheten för felklassning. Vilken strategi som är lämpligast att använda i ett konkret projekt beror även på provtagnings teknik, tidsåtgång och kostnader. Sådana aspekter behandlas dock inte i publikationen.

Publikationens rekommendationer är i första hand tänkta att tillämpas vid schaktsaneringar. Metodiken avser endast förklassificering av massor *in situ*. Hantering, provtagning och klassning av redan uppgrävda massor behandlas alltså inte i publikationen. För att ta representativa prover från högar med uppgrävd jord kan man behöva använda andra provtagningsstrategier; se förslagsvis SIS (2006).

I publikationen hanteras fallet där en beslutsenhet klassas som antingen ”förorenad” eller ”inte förorenad”. Principerna gäller även för andra typer av klassningar som förekommer, t.ex. ”farligt avfall” eller ”icke-farligt avfall”. I praktiken har man ofta fler än två klasser, beroende på hur de uppgrävda massorna ska omhändertas eller återanvändas. Att vi valt att enbart hantera två klasser beror på att vi önskat hålla texten enkel. Det finns dock inget som hindrar att principerna och metoderna används för situationer där man har fler än två klasser. Hur detta kan göras beskrivs i Avsnitt 2.6.

Utgångspunkten i publikationen är klassning av jordmassor. Det innebär att metodiken inte är direkt tillämpbar på undersökningar som syftar till riskbedömning av ett förorenat område eftersom frågeställningarna vid riskbedömning är bredare än vid klassning av massor. Däremot kan flera av de principer och begrepp som beskrivs vara till hjälp även vid planering av undersökningar inför en riskbedömning. Exempel på detta är begreppet exponeringsenhet (Avsnitt 4.4), principerna för felklassning (Avsnitt 4.5) samt den tumregel som anger att fler inkrement eller delprov leder till mer representativa prover (Avsnitt 2.8).

I den metodik som presenteras i Kapitel 2 är diagrammen i Avsnitt 2.8 centrala. De har tagits fram med hjälp av datorsimuleringar. Vissa förenklingar har gjorts, både för att hålla arbetets omfattning på en rimlig nivå och för att metodiken inte ska bli alltför komplicerad att tillämpa. En sådan förenkling är att metodiken har begränsats till två olika grader av variabilitet: måttlig respektive stor.¹ Vidare antas att provberedningen på laboratorium görs på samma sätt för de olika provtagningsstrategierna, så att laboratoriets provberedning inte påverkar resultatet. Detta stämmer dock inte nödvändigtvis eftersom särskild provberedning sällan görs vid provtagning med skruvborr eller från provgropar. Det är endast i strategin inkrementell provtagning (ISM) som särskilt noggrann provberedning ingår i själva metodiken. Vid jämförelse mellan ISM och övrig samlingsprovtagning bör man vara medveten om detta – skillnaden mellan ISM och övriga strategier kan i verkligheten vara ännu större än vad denna publikation visar. Detta visar på vikten av att inkludera provberedning som en del av provtagningsstrategin vid klassning av massor; se bl.a. Avsnitt 2.8.

¹ Simuleringsresultat för andra grader av variabilitet redovisas i underlagsrapporten (SGI, 2015).

Storleken på en provgrop har en viss påverkan på resultatet. I publikationen förutsätts att en provgrop är åtminstone någon eller några grävmaskinsskopor stor (storleksordning kubikmeter). Mycket små handgrävda provgropar (storleksordning några liter) kan däremot betraktas som en variant av skruvborrprovtagning.

Metodiken har ett brett tillämpningsområde. Den går att använda oavsett om ambitionsnivån är låg eller hög. Det finns däremot en gräns när värdet av en mycket omfattande provtagning inte överstiger kostnaderna. Om man har högt ställda krav på att inte göra någon felklassning, t.ex. om akuttoxiska risker förekommer, så kan det finnas situationer när det är lämpligast att helt enkelt gräva bort jorden istället för att genomföra en mycket omfattande provtagning. Klassning kan dock behöva göras även i detta fall, men då snarare för att bestämma avfallsklass eller liknande.

Vid grävsaneringar utförs normalt kontrollprovtagning efter åtgärden. Hur en sådan bör läggas upp beskrivs inte i publikationen men diskuteras kortfattat i Avsnitt 4.7.2.

Det finns två begrepp i publikationen som till en början kan upplevas som främmande: *beslutsenhet* respektive *inkrement* (se Avsnitt 1.5). Beslutsenhet används för att beteckna den jordvolym som ska klassas, dvs. som man ska fatta beslut om. Detta begrepp används istället för tidigare vanligt förekommande termer som schaktruta, SEV, efterbehandlingsvolym etc. Därmed anknyter terminologin bättre till internationell litteratur och det engelska begreppet *decision unit*. Begreppet inkrement används för att beteckna en liten jordvolym som tas ut med enda syfte att slås samman med andra inkrement till ett prov. I tidigare publikationer kallas sådana jordvolymmer omväxlande för enskilda prov, delprov, stickprov eller primärprov. Det engelska begreppet *increment* är sedan lång tid vedertaget i internationell litteratur och är definierat i standarder, bl.a. SIS (2015). Motsvarande begrepp på svenska, inkrement, har under de senaste åren börjat användas mer frekvent även i Sverige, inte minst i samband med inkrementell provtagning.

1.4 Läsanvisning

I Kapitel 2 ges förslag till en metodik i sju steg för att bedöma hur bra en provtagningsstrategi är i olika situationer. Kapitlet innehåller tabeller och diagram som kan användas för att välja lämplig strategi. För varje steg i arbetsgången ges ett eller flera kortfattade exempel. Dessutom presenteras ett antal tumregler och hållpunkter.

Exempel på tillämpningar redovisas i Kapitel 3. Samtliga exempel avser klassning av beslutsenheter *in situ*. Kapitel 4 är ett fördjupningskapitel där flera viktiga frågor av betydelse för metodiken diskuteras, bl.a. felklassning, mätbara åtgärds mål, heterogenitet, variabilitet och exponeringsenhet. Begreppen förekommer även i Kapitel 2 men i Kapitel 4 är förklaringarna utförligare. Kapitlet kan ses som en uppslagsdel. Dessa beskrivningar kan vara användbara även i andra sammanhang. Särskilt bör Avsnitt 4.1 om heterogenitet lyftas fram eftersom det förklarar grundproblemet som en bra provtagningsstrategi måste kunna lösa.

I Kapitel 5 beskrivs de provtagningsstrategier som omfattas av publikationen. Varje strategi illustreras med en principskiss. Avslutningsvis, i Kapitel 6, diskuteras den presenterade metodiken.

1.5 Terminologi

Terminologin som används i publikationen beskrivs nedan. Den är bl.a. baserad på SIS (2015), SGF (2011), Norrman et al. (2009a; 2009b); ITRC (2012) samt Naturvårdsverket (1997; 2009a; 2009b), men med vissa mindre justeringar för att passa publikationens syfte. Notera att vissa begrepp kan ha något avvikande definitioner i andra sammanhang.

Autokorrelation: Avser ett statistiskt lägesberoende mellan punkter. Det innebär att provpunkter som ligger nära varandra tenderar att uppvisa större likheter i föroreningshalter än punkter som ligger långt ifrån varandra, dvs. det finns ett släktskap i halter. Ordet *auto* syftar på att det är korrelationen för samma variabel (koncentration) mellan olika punkter som avses, inte korrelationen mellan olika variabler.

Beslutsenhet: Den enhet som ska klassificeras, dvs. den jordvolym som kräver något typ av beslut. Begreppet ansluter till internationell litteratur (eng. *decision unit*) och är mer allmängiltigt än tidigare använda termer i den svenska litteraturen som SEV – *Selektiv efterbehandlingsvolym* (Naturvårdsverket, 1997), *enhetsvolym* (SGF, 2013), schaktruta samt saneringsenhet. Begreppet *beslutsvolym* är snarlikt och kan användas som alternativ när man vill betona att en beslutsenhet är tredimensionell.

Beslutsvolym: Se *beslutsenhet*.

Delområde: En del av ett förorenat område som i något avseende kan avgränsas. Ett delområde kan avse ett *egenskapsområde* men även ett område som avgränsas på annat sätt, t.ex. vad gäller fastighetsgräns eller markanvändning.

Delprov: SIS (2015) anger flera olika betydelser av begreppet delprov (eng. *subsample*). De viktigaste är: (1) En del av ett prov som skapas genom neddelning (se även SGF, 2011) samt (2) en individuell enhet (jordvolym) som tas för att skapa ett prov. I publikationen betecknar delprov sådana prover som tas från olika provpunkter eller olika djupintervall med syftet att slås samman till samlingsprov. Notera att små jordvolymmer som tas med enda syfte att slås samman för att representera en definierad jordvolym benämns *inkrement* (jämför *enskilt prov*, *inkrement* och *samlingsprov*).

Efterbehandlingsvolym: Den minsta volym jord som åtgärdas som en enhet vid en grävsanering. I publikationen används istället begreppet *beslutsenhet*.

Egenskapsområde: Ett fysiskt område (delområde) inom vilket föroreningen har genererats genom samma typ av förorenande process och som uppvisar relativt homogena egenskaper med avseende på exempelvis geologi och föroreningssituation (Norrman et al., 2009b). Man kan då anta att data från egenskapsområdet tillhör samma statistiska population.

Enskilt prov: Ett prov som i sig själv representerar en provpunkt och som kan användas som laboratorieprov. Ett enskilt prov består normalt av jord som tagits ut som en enhet eller skapats från flera inkrement (jämför *inkrement*, *delprov*, *laboratorieprov* och *samlingsprov*).

Exponeringsenhet: Den minsta jordvolym (area och djup) som utgör ett problem ur risksynpunkt. Haltvariationer inom exponeringsenheten saknar betydelse ur risksynpunkt. Exponeringsenheten kan även uttryckas som den area eller volym jord som är representativ för risken. En exponeringsenhet är ett teoretiskt begrepp och inte nödvändigtvis ett fysiskt område (jämför *egenskapsområde*).

Generalprov: Ett sammansatt prov som består av ett antal samlingsprover. Generalprovet kan användas som laboratorieprov.

Grabbnäveskala: En liten jordvolym från exempelvis en skruvborr eller en provgrop som tas ut som ett *inkrement* eller ett *delprov*. Mängden jord motsvarar ungefär vad som ryms i en näve eller en liten trädgårdsspade.

Haltkriterium: Den halt man vill jämföra med vid klassningen, t.ex. mätbara åtgärds mål, generella eller platsspecifika riktvärden, ett referensvärde för akuttoxicitet, bakgrundshalter, kriterier för farligt avfall etc. Haltkriteriet fungerar som gräns mellan de föroreningsklasser man vill särskilja.

Heterogenitet: Med heterogenitet avses vanligtvis att ett material eller en egenskap varierar i rummet (rumslig heterogenitet). Exempelvis kan jordmaterialet i en *beslutsenhet* vara heterogent med avseende på kornstorlek, förekomst av avfall och annat främmande material. Vidare kan jordens egenskaper som exempelvis porositet, hydraulisk konduktivitet och föroreningshalt vara heterogena. Normalt görs en kvalitativ bedömning av heterogenitet (jämför *variabilitet*).

Hotspot: Ett starkt förorenat och till yta/volym begränsat markområde.

Incremental Sampling Methodology (ISM): En provtagningsstrategi som utvecklats av ITRC (2012) i USA och som baseras på inkrementell provtagning. Metoden bygger på att man skapar flera *samlingsprover*, vardera bestående av ett stort antal *inkrement* som tas inom beslutsenheten. Samlingsproverna analyseras på laboratorium och ger tillsammans en hög säkerhet vid klassning av beslutsenheten. Strategin omfattar även särskilda procedurer för provhantering och provberedning på laboratorium.

Inkrement: Liten jordvolym som tas med en provtagare, i ett provuttag, och som tillsammans med andra inkrement används för att skapa ett prov. Notera att ett inkrement inte är ett prov utan en liten jordvolym som tillsammans med andra inkrement bildar ett prov. Inkrementen ska tillsammans representera en definierad jordvolym, exempelvis en provgrop eller en hel beslutsenhet.

Inkrementell provtagning: Se *Incremental Sampling Methodology (ISM)*.

Laboratorieprov: Prov som skickas till laboratoriet för undersökning och analys och som är det första provet i laboratoriehanteringen.

Medelhalt: Den verkliga halten i den population man vill undersöka. I praktiken är medelhalten alltid okänd men undersökningarna strävar efter att skatta medelhalten så bra som möjligt. Den skattade medelhalten kommer dock alltid att ha en viss osäkerhet.

Medelvärde: Ett lägesmått som anger var tyngdpunkten ligger i de data man har. Medelvärdet är något man kan beräkna med hjälp av mätdata för att skatta den okända medelhalten. Medelvärdet kan beräknas och saknar osäkerhet. Däremot har skattningen av *medelhalten* en osäkerhet.

Population: Hela den mängd av föroreningshalter som finns inom den jordvolym som ska undersökas, dvs. inom beslutsenheten. Eftersom hela populationen inte kan ingå i proverna görs istället ett slumpmässigt urval (*stickprov*) som ska representera populationen.

Provberedning: Den beredning som görs på laboratorium för att analysprovet ska bli representativt för det laboratorieprov som ska undersökas. I provberedningen kan ingå moment som siktning, homogenisering, neddelning, malning m.m. Provberedningen är särskilt viktig för prover där föroreningshalten är heterogen, såsom samlingsprover.

Provtagningskala: Den skala som provuttaget motsvarar. I publikationen nämns bland annat provtagningsskalorna *skruvborrskala* och *grabbnäveskala*. Proverna kan behandlas som enskilda prover (skruvborrskalan), *delprov* eller som *inkrement* för att skapa *samlingsprov* (båda skalorna). Provtagningskalan är nära förknippad med *representativ volym*.

Replikat: Ett eller flera prover, eller delprover, som tas separat, för att representera samma jordvolym, vid samma tillfälle och enligt samma procedur.

Representativ halt: En uppmätt eller beräknad halt som ska representera ett egenskapsområde, en beslutsenhet eller annan population. Syftet med den representativa halten är att den ska jämföras med ett haltkriterium, t.ex. ett riktvärde. Vid riskbedömning är den representativa halten den som bäst representerar risksituationen på området utan att risken underskattas.

Representativ volym: Den volym som ett *inkrement*, *delprov*, *enskilt prov*, *samlingsprov* eller *generalprov* representerar.

Samlingsprov: Ett sammansatt prov bestående av flera delprov eller inkrement (jämför *inkrement*, *delprov* och *enskilt prov*). Samlingsprovet kan användas som laboratorieprov.

Selektiv efterbehandlingsvolym (SEV): Se *beslutsenhet*.

Skruvborrskala: Den jordvolym som ett prov taget med skruvborr representerar. Skruvborrskalan motsvarar normalt några liter jord.

Standardavvikelse: Ett statistiskt mått på hur mycket datavärden från en population varierar. Om de olika värdena ligger samlade nära medelvärde blir standardavvikelsen låg, medan värden som är spridda långt över och under medelvärde bidrar till en hög standardavvikelse.

Stegvis samlingsprovtagning (SSP): Se *Incremental Sampling Methodology (ISM)*.

Stickprov: Slumpmässigt urval från en population, dvs. den samling slumpmässigt utvalda prover som tillsammans ska representera den *population* man vill undersöka.

Typ 1-fel: Betecknar i denna skrift felaktig friklassning. Felet uppkommer då man drar slutsatsen att beslutsenheten inte är förorenad trots att den i verkligheten är det, s.k. falskt positivt fel.

Typ 2-fel: Betecknar i denna skrift felaktig klassning som förorenad. Felet uppkommer då man drar slutsatsen att beslutsenheten är förorenad trots att den i själva verket inte är det, s.k. falskt negativt fel.

UCLM: Ett statistiskt mått som avser den övre, ensidiga konfidensgränsen för medelhalten (eng. *Upper Confidence Limit of the Mean*). UCLM kan användas som *representativ halt*, som alternativ till *medelvärde* då man önskar gardera sig mot *typ 1-fel*. Ofta anges för vilken konfidensgrad (övertygelse) som UCLM beräknats, exempelvis UCLM₉₅ där talet 95 står för konfidensgraden 95 %.

Variabilitet: Med föroreningsens variabilitet avses föroreningshalternas variation. Variabiliteten uttrycks ofta kvantitativt, som ett komplement till statistiska lägesmått som medelvärde. Tre vanliga mått på variabilitet är varians, *standardavvikelse* och *variationskoefficient* (CV). I denna publikation används variationskoefficienten för att beskriva föroreningshaltens relativa variabilitet.

Variationskoefficient: Kallas även för relativ standardavvikelse och är ett statistiskt mått på föroreningsens relativa variabilitet. Den beräknas genom att dividera standardavvikelsen med medelvärde. Variationskoefficienten (eng. *Coefficient of Variation*, CV) kan uttryckas som ett decimaltal eller i procent.

2. Metodik för klassning

2.1 Klassning *in situ* respektive *ex situ*

Den i Sverige allra vanligaste metoden att sanera ett förorenat område är att schakta ur de förorenade massorna som därefter transporteras och omhändertas på en deponi. Ofta delas marken in i beslutsenheter innan schaktningen påbörjas. Varje beslutsenhet kan vara en schaktruta, en definierad volym med annan geometrisk form eller en större volym som ett egenskapsområde. För att bestämma hur jorden i varje beslutsenhet ska hanteras görs en klassning av jordvolymen. Klassningen görs baserat på ett i förväg bestämt haltkriterium, t.ex. ett mätbart åtgärds mål eller ett riktvärde. Att göra en korrekt klassning av en beslutsenhet kräver en väl genomtänkt strategi. Det beror på att föroreningar nästan alltid är heterogent fördelade i marken samt att klassningen måste baseras på ett begränsat antal mätvärden. Ju mer heterogen föroreningsituationen är, desto mer utmanande är det att karakterisera och klassa beslutsenheten korrekt. Allra svårast är situationen om den verkliga medelhalten i en beslutsenhet ligger nära det haltkriterium som tillämpas vid klassningen.

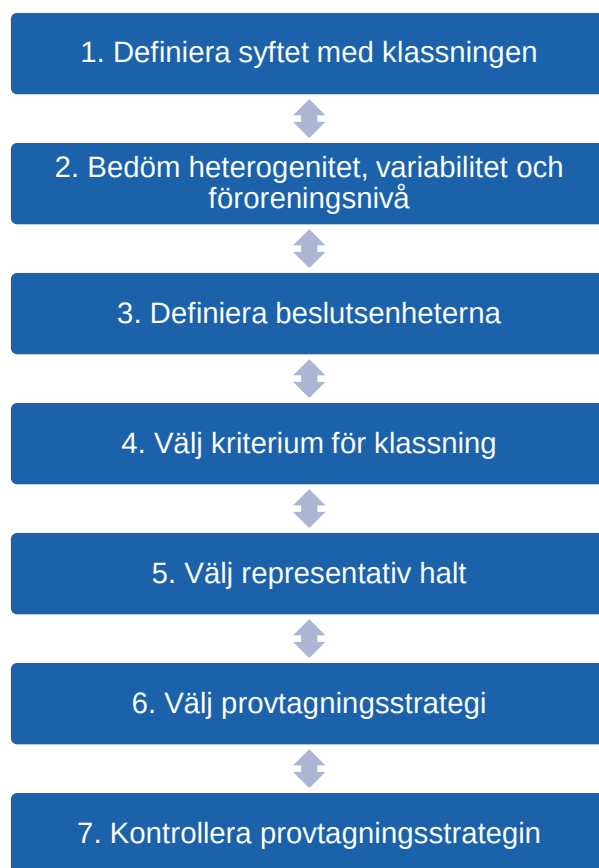
Två alternativa metoder för klassning av en beslutsenhet kan användas – klassning av jorden *in situ* respektive *ex situ*. Båda metoderna har för- och nackdelar.

Klassning *in situ* innebär att man i förväg provtar och klassar jorden i respektive beslutsenhet. På så sätt vet man på förhand vilka beslutsenheter som kan betraktas som rena och vilka som kan anses förorenade och behöver omhändertas. Det innebär i sin tur att endast den förorenade jorden behöver grävas upp, åtminstone om jorden längre ner i marken inte är förorenad. Förutom att grävkostnaderna hålls nere så krävs inga stora markytor för uppläggning och mellanlagring av massor. En fördel i exploateringsprojekt är dessutom att klassningen kan göras tidigt i ett projekt. Det finns även nackdelar, exempelvis att det kan vara svårt att provta jord långt ner i markprofilen. Metodiken är därför mindre lämplig om de ytliga jordmassorna är förhållandevis rena, med förorenade massor därunder.

Även klassningen på uppgrävda massor (*ex situ*) har sina för- och nackdelar. En påtaglig nackdel är att förorenade fyllnadsmassor riskerar att blandas med underliggande ren jord vid uppgrävningen. Det kan dessutom krävas tillgång till stora markytor för uppläggning och provtagning av massorna. Man måste även beakta de risker som de uppgrävda massorna kan ge upphov till, exempelvis damning samt utlakning/spridning av föroreningar i samband med nederbörd. Klassning av uppgrävda massor behandlas dock inte i denna publikation eftersom denna metod kräver något annorlunda provtagningsstrategier; se förslagsvis SIS (2006).

2.2 Metodik för klassning *in situ*

I det här avsnittet ges förslag till en metodik för klassning av beslutsenheter *in situ*. Metodiken utgår från en arbetsgång i sju steg; se Figur 2-1. Kortfattat innebär metodiken att man först definierar ett tydligt syfte med provtagningen. Därefter gör man en bedömning av föroreningsens variabilitet samt bestämmer lämplig storlek på en beslutsenhet. I nästa steg väljs ett haltkriterium som klassningen ska baseras på, vanligen ett mätbart åtgärds mål. Därefter avgör man hur den representativa halten för en beslutsenhet ska bestämmas och i efterföljande steg väljer man provtagningsstrategi. Som hjälp vid valet finns fyra diagram som visar hur bra olika strategier är under olika förhållanden. Slutligen görs en kontroll av den valda strategin för att säkerställa att den fungerar som avsett.



Figur 2-1. Förslag till metodik med en arbetsgång i sju steg för klassning av beslutsenheter *in situ*.

Metodiken är tänkt att vara iterativ (dubbelriktade pilar i Figur 2-1), dvs. man kan behöva backa till tidigare steg under arbetets gång. Ett tydligt exempel är steg 3: Hur beslutsenheterna definieras kan påverka föregående steg, vilket kan kräva ett omtag. I avsnitten nedan beskrivs metodikens olika steg. Exempel på tillämpningar redovisas i Kapitel 3 och fördjupad information presenteras i Kapitel 4 och 5.

2.3 Steg 1: Definiera syftet med klassningen

Det övergripande syftet med klassning av beslutsenheter *in situ* beror på vad schaktningen syftar till: Att reducera miljö- och hälsorisker eller att klassa massor som ändå måste grävas upp av tekniska orsaker (exploateringsprojekt). I det första fallet syftar klassningen till att avgöra om jorden ska grävas bort eller om den kan ligga kvar (detta är huvudfrågeställningen i publikationen). Frågeställningen i det andra fallet gäller om massorna klarar kraven för återanvändning eller vilken avfallsklass som är korrekt². Dessutom kan det finnas andra specifika frågor som också måste besvaras. Exempel på sådana frågor är:

² I dessa fall kan också andra aspekter behöva beaktas förutom föroreningsens totalhalt i jord.

- Vilken jord ska omfattas av klassningen, horisontellt respektive vertikalt?
- Är klassning av beslutsenheter med hjälp av jordprovtagning en lämplig strategi för det aktuella problemet? Om föroreningen exempelvis utgörs av vätskor som rört sig genom marken så kan andra angreppssätt vara lämpligare.
- Finns det andra förorenings-specifika aspekter som kan påverka strategin för klassning? Flyktiga föroreningar är ett exempel på en grupp av ämnen som kan kräva särskild strategi eller särskild provberedning för att klassningen ska bli korrekt.
- Finns det jord som rent praktiskt inte kan klassas in situ, exempelvis jord djupare ner i markprofilen? Hur ska den jorden i så fall klassas?
- Ska samma strategi för klassning användas i hela området, oberoende av om man förväntar sig att föroreningsnivå och variabilitet skiljer sig mellan olika delområden?
- Ska den jord som grävs bort delas in i olika underklasser? I så fall, vilka klasser?
- Hur säker vill man vara på att en beslutsenhet klassas rätt? Finns det något krav på att begränsa felklassningar? Kan ett sådant krav formuleras som en sannolikhet, eller som ett maximalt antal felklassade beslutsenheter?
- Behövs annan information än föroreningshalt (t.ex. jordart, kornstorleksfördelning eller organisk halt) för att massorna ska kunna omhändertas eller återanvändas på ett lämpligt sätt?
- Ska data senare kunna användas för andra ändamål och hur påverkar det i så fall valet av provtagningsstrategi?

Med hjälp av sådana frågor kan undersökningens syfte definieras mer exakt.

Exempel A – Definiera klassningens syfte

Ett förorenat område ska delas in i beslutsenheter som ska klassas. Syftet med klassningen anges på följande sätt:

Marken som omfattas är ett 50×75 m² stort område ner till 1 m djup. Samma metodik ska användas över hela området, förutom en hotspot i nordöst som hanteras separat med en annan strategi. Jorden ska klassas i två olika klasser; under åtgärdsområdet respektive över åtgärdsområdet.

2.4 Steg 2: Bedöm heterogenitet, variabilitet och föroreningsnivå

Redan i ett tidigt skede av planeringen bör man göra en kvalitativ bedömning av markens heterogenitet, hur föroreningshalten varierar i marken samt föroreningsnivån. Dessa tre faktorer ska bedömas i detta steg och påverkar valet av lämplig provtagningsstrategi.

Markens heterogenitet är ett resultat av hur den bildades samt den påverkan som därefter skett. Exempel på sådant som påverkat markens heterogenitet är pålagda fyllnadsmassor, avfall som täckts över eller

grävts ner, gamla konstruktioner som lämnats kvar i marken osv. I metodiken bör markens heterogenitet bedömas kvalitativt.

Hur föroreningshalten varierar i marken är å andra sidan en effekt av markens heterogenitet, den process som gett upphov till föroreningen samt föroreningens egenskaper. Ett exempel på det första fallet är då föroreningen förekommer i en viss typ av fyllnadsmaterial, exempelvis kisaska. Fall två kan illustreras av impregneringsvätska som droppat ner på marken från upplagt virke och förorenat jorden. Det tredje exemplet är förorening i fri fas, till exempel olja, som flödat ut ur en skadad cistern och skapat en heterogen föroreningsbild. Flera organiska föroreningar uppvisar en större variabilitet i marken än metaller på grund av hur de spridits och bundits i marken. Föroreningens heterogenitet beror alltså på en kombination av faktorer. Heterogenitet uppträder i tre olika skalor: i partikelskalan, på korta avstånd (upp till någon meter) samt på långa avstånd (meter och uppåt). Detta beskrivs utförligare i Avsnitt 4.1. I metodiken används variationskoefficienten CV som ett mått på hur föroreningshalten i marken varierar inom beslutsenheten.

Den tredje faktorn som ska bedömas i detta steg är föroreningsnivån i beslutsenheterna. Den är ofta inte känd på förhand och varierar dessutom mellan beslutsenheterna. I metodiken används därför ett schablonvärde för föroreningsnivån; se Avsnitt 2.4.3.

I många fall är det inte möjligt att bedöma heterogenitet, variabilitet samt föroreningsnivå individuellt för enskilda, mindre beslutsenheter. Däremot går det ofta att bedöma dessa egenskaper översiktligt för ett större område, vilket kan vara tillräckligt.

2.4.1 Bedöm markens heterogenitet

Man bör alltid göra en kvalitativ bedömning av markens heterogenitet. Vid en sådan bedömning bör man väga in exempelvis:

- De naturgivna geologiska och hydrogeologiska förhållandena, inte minst jordens kornstorleksfördelning.
- Eventuella utfyllnader: var sådana förekommer, typ och sammansättning av utfyllnadsmaterialet samt hur utfyllnadsarbetena gått till.
- Avfall eller gamla konstruktioner som täckts över eller lämnats kvar i marken.
- Installationer såsom ledningar, ledningsgravar etc.

Allt detta måste beaktas för att en lämplig provtagningsstrategi ska kunna väljas. Om det finns misstankar att materialet i marken är heterogent till sin karaktär (se exempel i Figur 2-2) bör man använda provtagningsstrategier som ger möjlighet att observera heterogeniteten. Lämpligen väljer man då en strategi som baseras på provgröpar eller liknande, om det är möjligt.

Provtagning med skruvborr är mindre lämpligt vid heterogena förhållanden, av flera skäl. Dels blir det svårt att okulärt bedöma heterogeniteten, dels kan det vara svårt att ta ut representativa prover med skruvborr under sådana förhållanden.



Figur 2-2. Exempel på heterogena fyllnadsmassor med inslag av tegel, tjärpapp och sot på en gasverkstomt med förorening av bl.a. PAH och cyanid. Foto: SGI.

2.4.2 Bedöm föroreningens variabilitet

Hur föroreningshalten varierar inom beslutsenheter bör bedömas kvantitativt, som variabilitet. Föroreningshaltens variabilitet uttrycks lämpligen med variationskoefficienten CV; se Avsnitt 4.1. Beroende på ambitionsnivå kan fyra alternativa sätt användas för att bedöma variabiliteten:

- Schablonmässigt med hjälp av Tabell 4-1.
- Grov skattning baserat på data från tidigare undersökningar.
- Noggrannare skattning (se nedan).
- Provtagning i beslutsenheter.

Ökande
ambitionsnivå



Den lägsta ambitionsnivån, schablonmässig bedömning, är i många fall tillräcklig. I en sådan bedömning bör man väga in kunskap om områdets historik (typ av förorening, spridningsprocesser osv.) och andra uppgifter som kan förklara föroreningens variabilitet, och därmed ge information om hur stor variabilitet som kan förväntas. Bedömningen blir säkrare om man använder befintliga data som underlag (andra punkten ovan). Många gånger finns det ett sådant dataunderlag som kan användas för att bedöma variabiliteten. Det kan vara svårt att göra en korrekt beräkning av variationskoefficienten eftersom det är CV inom en beslutsenhet som ska bedömas, inte CV för hela området. Det är normalt inget större problem eftersom en grov bedömning är tillräcklig om man enbart vill jämföra olika provtagningsstrategier mot varandra.

I vissa fall vill man tillämpa metodiken för att göra en absolut uppskattning av felsannolikheterna för en viss provtagningsstrategi. Ett sådant exempel är då man önskar göra en prognos över det totala antalet beslutsenheter som förväntas felklassas. Då är det befogat att göra en noggrannare skattning av variabiliteten inom en beslutsenhet (tredje punkten ovan). Det kan göras på följande sätt:

1. Beräkna CV för hela det förorenade området baserat på befintliga analysdata.³
2. Avrunda värdet neråt, för att ta hänsyn till att en beslutsenhet är mindre än hela området och därför troligen har lägre variabilitet.
3. Kontrollera att provtagningsskalan⁴ för befintliga analysdata överensstämmer med den skala som ligger till grund för diagrammen i Avsnitt 2.8 (skruvborrskalan). I annat fall, justera CV.

De två sista stegen kräver subjektiva bedömningar. Notera att diagrammen i Avsnitt 2.8 baseras på skruvborrskalan. Därför bör man uppskatta CV i skruvborrskalan om man vill använda diagrammen, oavsett vilken provtagningsstrategi man vill bedöma. Om befintliga data representerar en större skala, t.ex. provgropar, bör man därför justera upp CV eftersom variabiliteten normalt är större i skruvborrskalan än i provgropskalan (vice versa om data representerar en mindre volym). Anledningen till detta är att CV blir olika stor i olika skalor (volym-varianseffekten; se Avsnitt 4.3).

Om ambitionsnivån är ännu högre (fjärde punkten ovan) kan fysisk provtagning utföras med syftet att kvantifiera variabiliteten inom beslutsenheterna. Det ger givetvis den säkraste skattningen av föroreningsvariabilitet, förutsatt att tillräckligt många prover tas.

I exemplen B och C nedan framgår hur man kan resonera sig fram till ett rimligt CV-värde. Ett ungefärligt mått på variabiliteten behövs för att välja lämplig provtagningsstrategi i Avsnitt 2.8. Värdet är inte kritiskt så det räcker i de flesta fall med en schablonmässig bedömning.

Notera att den variabilitet som ska bedömas ska omfatta allt som ger upphov till variabiliteten: provtagning, provhantering, provberedning och laboratorieanalys. Denna variabilitet får man automatiskt som resultat om man utgår från befintliga data. Om däremot provberedningen skiljer sig åt mellan olika provtagningsstrategier kan det leda till att jämförelsen av olika strategier försvåras. Då är det inte självklart att variabiliteten kan betraktas som lika stor för alla provtagningsstrategier eftersom strategier där noggrann provberedning på laboratoriet ingår i själva strategin (ISM; se Avsnitt 5.1.3) innebär lägre variabilitet än övriga strategier. Detta diskuteras även i Avsnitt 2.8.

2.4.3 Bedöm föroreningsnivån

Även föroreningsnivån bör bedömas grovt, eftersom den har stor inverkan på hur bra de olika provtagningsstrategierna fungerar. Bedömningen baseras lämpligen på resultat från tidigare undersökningar. Om man vet att delar av området är förorenat långt över, eller långt under, åtgärds målet (haltkriteriet) så är valet av provtagningsstrategi inte lika viktigt som för områden där halterna ligger nära åtgärds målet. Det beror på att det är svårare att göra en korrekt klassning när medelhalten ligger i nivå med åtgärds målet; se Avsnitt 4.5. I många fall är dock föroreningsnivån inte känd i detalj. Därför är det lämpligt att hantera föroreningsnivån som en variabel; se diagrammen i Avsnitt 2.8.

³ Ett enkelt sätt att beräkna CV är att använda det statistikprogram i Excel som Chalmers tekniska högskola tog fram i Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar sanering. Excelprogrammet finns tillgängligt på SGI:s webbsidor (sök på "att utvärdera data").

⁴ Se förklaring i Avsnitt 4.3.

I den föreslagna metodiken används variabeln F för att beskriva föroreningsnivån. Variabeln F är kvoten mellan den verkliga medelhalten i en beslutsenhet och åtgärds målet (haltkriteriet):

$$F = \frac{\text{medelhalt}}{\text{åtgärds mål}}$$

Om $F < 1$ betyder det att medelhalten i en beslutsenhet är lägre än åtgärds målet, och tvärtom. Vid föroreningsnivån $F = 1$ är medelhalten densamma som åtgärds målet.

Om man känner till den genomsnittliga föroreningsnivån i området kan man använda den för att bestämma F . Det är vanligt att man inte har något tydlig uppfattning och då rekommenderas istället $F = 1,5$, dvs. man antar att medelhalten i en beslutsenhet är 50 % högre än åtgärds målet.⁵ Detta schablonvärde på F kan användas om man vill göra en grov bedömning av hur bra en provtagningsstrategi är relativt andra strategier. Mer om föroreningsnivån F finns att läsa i Avsnitt 4.6.

Exempel B – Bedöm heterogenitet, variabilitet och föroreningsnivå

Marken i kvarteret Engelen består av heterogena fyllnadsmassor förorenade av bly. Tidigare undersökning visar att massorna utgörs av jord med sandig/siltig karaktär. Avfall och liknande har inte påträffats och det finns inget som tyder på att sådant förekommer. Det är svårt att se något mönster i föroreningens utbredning. Man bedömer att det är möjligt att använda skruvborr vid provtagningen och man väljer denna metod, trots att provgruppsgrävning kunde ha varit lämpligare med tanke på markens heterogenitet.

Tidigare undersökningar indikerar en variationskoefficient CV på 1,34 för hela området. Man vet att variationskoefficienten för en individuell beslutsenhet är lägre (volym-varianseffekten) men hur mycket lägre vet man inte. Schablonmässigt minskar man därför CV med 10 %, från 1,34 till 1,2. Tidigare provtagningar har utförts med skruvborr, vilket även är den skala som är tänkt att användas i den kommande provtagningen. Därför behöver inte CV justeras ytterligare. Variationskoefficienten 1,2 (120 %) stäms av med Tabell 4 1 och man bedömer att värdet är rimligt (måttlig variabilitet).

I området förekommer jord med halter både över och under åtgärds målet. Någon bestämd uppfattning om den genomsnittliga föroreningsnivån har man inte. Därför väljer man $F = 1,5$.

⁵ Motivet till att använda $F = 1,5$ är att detta värde ger en god bild av sannolikheten för felklassning av typ 1.

Exempel C – Bedöm heterogenitet, variabilitet och föroreningsnivå

Exemplet är detsamma som ovan, med variationskoefficienten 1,34 för hela området. Skillnaden är att i detta fall baseras variationskoefficienten på samlingsprover som vardera representerar en volym på ca 10 m³, vilket motsvarar 10 000 liter. Därför måste CV justeras upp för att representera skruvborrskalan (volym-varianseffekten: CV är större i skruvborrskalan än i skalan 10 000 liter). Å andra sidan ska CV inte representera hela området utan bara en beslutsenhet, vilket kräver en justering på motsvarande sätt som i exemplet ovan. En samlad bedömning leder till slutsatsen att skillnaden i provtagningsskala har störst effekt och CV måste därför justeras upp. Man bedömer att skillnaden i skala är så pass stor att man väljer att justera upp CV med ca 25 %, från 1,34 till 1,7. Detta är en subjektiv bedömning. Värdet stäms av med Tabell 4-1 och verkar rimligt (relativt stor variabilitet).

Tumregler och hållpunkter

- Föroreningar i jord förekommer nästan alltid heterogent. Därför bör detta vara utgångspunkt vid klassningen.
- Om variationskoefficienten är ungefär 1 (100 %) i skruvborrskalan kan man betrakta beslutsenheten som någorlunda homogen ur förorenings-synpunkt.
- Om man misstänker att materialet i marken är heterogent till sin karaktär bör man välja provtagning i provgrop där så är möjligt.
- Om man vill göra en översiktlig bedömning av hur bra en provtagningsstrategi är så kan man använda schablonvärdet $F=1,5$ som föroreningsnivå.
- Om den verkliga medelhalten i en beslutsenhet ligger nära åtgärds målet är det i praktiken mycket svårt att helt undvika felklassning.

2.5 Steg 3: Definiera beslutsenheterna

Ett viktigt steg i metodiken är att definiera beslutsenheternas volym (area och djup) och form. Dessutom ska beslutsenheternas placering (horisontellt och vertikalt) samt deras antal bestämmas. Notera att beslutsenheterna kan ha olika form och storlek beroende på den aktuella situationen. För att bestämma lämplig storlek och form på en beslutsenhet måste flera aspekter vägas in:

- Klassningens syfte
- Förorenings förekomst och variabilitet
- Styrande exponeringsvägar och risker för människa och miljö
- Planerad markanvändning
- Masshantering och praktiska aspekter
- Ekonomiska aspekter

Den optimala situationen är att alla dessa aspekter pekar mot en och samma storlek på beslutsenheten men i praktiken måste man kompromissa. Nedan diskuteras några av de viktigaste aspekterna som bör vägas in.

2.5.1 Klassningens syfte

Klassningens syfte kan påverka hur beslutsenheterna bör definieras; se Avsnitt 2.3. En viktig skiljelinje går mellan schaktning som syftar till att reducera miljö- och hälsorisker respektive schaktning som görs av rent tekniska orsaker (exploatering). I det första fallet är det viktigt att beakta de risker som kvarlämnade beslutsenheter kan utgöra ur hälso- och miljösynpunkt medan det inte alltid är nödvändigt i det andra fallet (om föroreningshalterna är acceptabla).

2.5.2 Förorenings förekomst och variabilitet

När man definierar beslutsenheterna är det viktigt att ta hänsyn till var föroreningen förekommer i marken samt hur halterna varierar. Om man inte känner till variabiliteten kan det vara till hjälp att reflektera över den process som gett upphov till föroreningen för att förstå hur halterna kan tänkas variera, dvs. områdets historik måste beaktas. Några exempel:

- Om föroreningen orsakats av mindre punktutsläpp kan beslutsenheternas volym behöva anpassas till denna mindre volym.
- Om föroreningen spridits homogent över en större markyta kan det vara befogat att anpassa beslutsenheternas area till detta.
- Om föroreningen spridits så att den endast förekommer ytligt så bör beslutsenheternas djup anpassas till detta.
- Om föroreningen endast spridits i ett visst jordlager eller på ett visst djup så bör beslutsenheternas vertikala avgränsning anpassas till detta.

En beslutsenhet bör inte vara större än att man kan betrakta dess jordvolym som någorlunda homogen ur föroreningsynpunkt, dvs. man bör kunna anta att olika föroreningshalter inom volymen tillhör samma

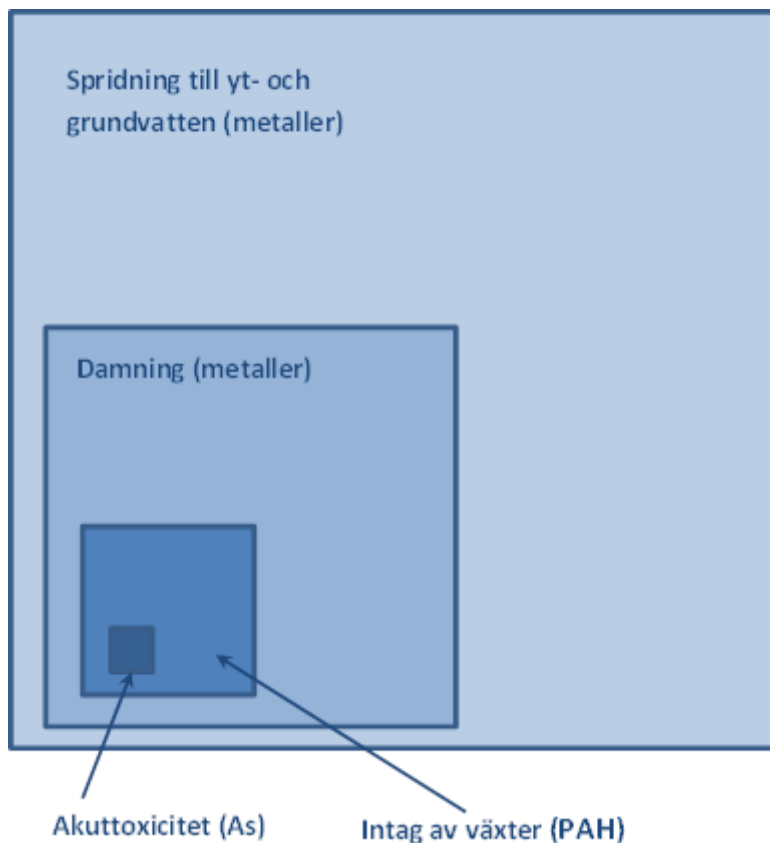
statistiska population. En beslutsenhet bör därför aldrig vara större än ett egenskapsområde⁶. Om haltvariationen inom en beslutsenhet är mycket stor indikerar detta att beslutsenheten är för stor och bör minskas. Hur stor variabilitet som kan accepteras inom en beslutsenhet är en bedömningsfråga och beror bland annat på vilka typer av risker som föroreningen ger upphov till (se nedan) samt vilken representativ volym proverna har (Avsnitt 4.3). I de fall man överväger att använda stora beslutsenheter kan det vara nödvändigt att undersöka hur halterna varierar innan man bestämmer beslutsenheterens storlek.

Förutom arean på en beslutsenhet så måste även djupet definieras. Beslutsenhetens mäktighet (tjocklek) bör väljas så att föroreningshalten är relativt konstant i vertikalled, dvs. stora haltförändringar (vertikala trender) inom en beslutsenhet bör undvikas. Motiven till detta är flera: Dels kan stor variabilitet inom beslutsenheten leda till felklassning, dels riskerar man att onödigt stora jordvolymmer måste omhändertas om beslutsenheten även omfattar jordlager med låga halter. Ofta är det lämpligt att följa eventuella jordartsgränser i marken då beslutsenheterna definieras. Det är exempelvis olämpligt att låta beslutsenheten omfatta flera jordlager om föroreningen i första hand förekommer i ett specifikt lager. Ett annat argument är att det ur masshanteringssynpunkt kan vara mindre lämpligt att blanda olika jordmaterial.

2.5.3 Styrande exponeringsvägar och risker

En annan aspekt som bör vägas in då beslutsenheterna definieras är vilka typer av risker för människa och miljö som föroreningen ger upphov till. Detta kan man göra genom att väga in exponeringsenhetens storlek; se Avsnitt 4.4. En exponeringsenhet är den minsta jordvolym (area och djup) som utgör ett problem ur risksynpunkt. Det innebär att föroreningshaltens variation *inom* exponeringsenheten inte har någon betydelse för risken. Storleken på en exponeringsenhet kan vara mycket olika beroende på vilken typ av risk som avses; se Figur 2-3. Om akuttoxiska effekter är styrande för risken blir exponeringsenheten mycket liten, medan storleken kan vara betydligt större om miljöeffekter i ett avlägset ytvatten är styrande.

⁶ Se definitionen av egenskapsområde i Avsnitt 1.5.



Figur 2-3. Illustration av hur storleken på exponeringsenheten kan variera beroende på vilken risk som är aktuell.

Det är önskvärt att beslutsenheternas storlek väljs så att de överensstämmer någorlunda väl med exponeringsenhetens storlek. Det finns dock situationer när det är olämpligt eller praktiskt omöjligt att åstadkomma detta:

- Om exponeringsenheten är liten kan man behöva välja en större storlek på beslutsenheterna för att antalet beslutsenheter inte ska bli ohanterligt stort. Ett sådant fall är då akuttoxiska halter förekommer.⁷ Av praktiska och ekonomiska skäl kan man i sådana fall använda sig av större beslutsenheter. Det krävs då att man säkerställer att akuttoxiska halter begränsas i den jord som lämnas utan åtgärd (efterkontroll). Man bör utföra denna efterkontroll i den skala som är relevant ur akuttox-synpunkt.
- Om exponeringsenheten är stor och variabiliteten hög kan man behöva välja en mindre storlek på beslutsenheten. Orsaken är att hög variabilitet inom en stor beslutsenhet kan innebära att det finns delvolymmer med oacceptabelt höga halter, trots att medelhalten i beslutsenheten uppfyller åtgärds målet.
- Om man väljer en storlek på beslutsenheten som är påtagligt större än exponeringsenheten måste man kunna visa att detta inte leder till oacceptabla kvarstående risker. Detta ställer krav på underbyggda motiveringar och eventuellt kontrollprovtagning (Avsnitt 2.9).

⁷ Antag att exponeringsenheten för intag av jord har ytan 1 dm² (akuttoxisk förorening). Att välja denna storlek på beslutsenheterna skulle leda till orealistiskt många beslutsenheter.

Notera att exponeringsenhetens storlek kopplar till en viss typ av risk och därför är ämnesspecifik. Därför kan det vara en utmaning att definiera beslutsenheternas storlek om olika typer av föroreningar förekommer samtidigt.

2.5.4 Planerad markanvändning

Även den planerade markanvändningen kan påverka definitionen av beslutsenheterna. Det är exempelvis olämpligt att definiera en beslutsenhet så att den överlappar områden med olika planerade markanvändningar. Man bör även väga in konsekvensen av att en beslutsenhet kan felklassas. Exempelvis kan de negativa konsekvenserna av felklassade beslutsenheter bli större vid känslig markanvändning än om markanvändningen är mindre känslig. Även andra aspekter med koppling till exploatering kan behöva beaktas.

2.5.5 Masshantering och praktiska aspekter

Det finns flera praktiska aspekter som också måste beaktas då beslutsenheterna definieras. Vid en gräv-sanering kan exempelvis inte beslutsenheten vara mindre än storleken på skopan hos en grävmaskin. Beslutsenheternas djup kan även ha betydelse ur stabilitetssynpunkt eftersom schaktväggar kan rasa om schakten är alltför djup. Vidare kan det vara befogat att väga in andra masshanteringsaspekter, exempelvis möjligheten till återanvändning av massor.

2.5.6 Ekonomiska aspekter

Hur en beslutsenhet definieras påverkar kostnaderna för både provtagning, analyser, uppgrävning samt hantering av massorna. Ofta finns projektekonomiska begränsningar som måste vägas in. Dessutom kan samhällsekonomiska negativa externa effekter uppkomma på grund av olycksrisker vid masstransport, utsläpp av växthusgaser m.m. Det är viktigt att ha ett tillräckligt långt tidsperspektiv när man bedömer de ekonomiska aspekterna. Om man exempelvis bestämmer att beslutsenheterna ska vara stora, med syftet att minimera kostnader för provtagning och analys, så bör man ha i åtanke att eventuell felklassning kan leda till stora kostnader om felklassningen upptäcks i ett senare skede.

2.5.7 Samlad bedömning

Som framgår är det många olika aspekter som ska vägas samman när man definierar storlek och form på beslutsenheterna. Utgångspunkten bör alltid vara själva syftet med efterbehandlingsåtgärden: Att reducera risken för människa och miljö till en acceptabel nivå. Det är viktigt att beslutsenheterna definieras på ett sätt som gör att detta syfte kan uppnås.

Exempel D – Bestäm storlek på beslutsenheterna

Ett markområde ska saneras och bebyggas med radhus. På tomterna finns utrymme för grönsaksodling i små odlingslotter. Intag av grönsaker är styrande exponeringsväg för hälsoriskerna och det är denna risk som återspeglas i åtgärds målet. Exponeringsenhetens storlek (trädgårdsland) bedöms kunna vara så liten som ca $3 \times 3 \text{ m}^2$ horisontellt och 0,5 m vertikalt. Kostnaderna för en sådan noggrannhet i saneringen bedöms dock bli större än vad som motiveras av eventuell kvarstående risk efter saneringen. Därför bestämmer man att arean på beslutsenheter ska vara $10 \times 10 \text{ m}^2$. I detta har man även vägt in att föroreningen förekommer relativt heterogent, vilket gör att man vill hålla nere storleken på beslutsenheter. För att säkerställa att inte kvarlämnad jord innebär någon hälsorisk har man utformat ett kontrollprogram där man undersöker föroreningshalterna i skalan $3 \times 3 \times 0,5 \text{ m}^3$ efter genomförd åtgärd.

Tumregler och hållpunkter

- Om man anser att enstaka punkter med höga halter inom en beslutsenhet (halter över åtgärds målet eller aktuellt riktvärde) har betydelse så tyder det på att beslutsenheten är för stor.
- Om småskaliga risker är styrande, exempelvis akuttoxiska effekter eller intag av odlade grönsaker från mindre trädgårdsland, kan det vara befogat med relativt små beslutsenheter, åtminstone om föroreningen uppträder heterogent.
- Om man väljer en storlek på beslutsenheten som är påtagligt större än exponeringsenheten måste man kunna visa att detta inte leder till kvarstående risker.
- Djupet på en beslutsenhet bör anpassas till jordartsgränserna i marken samt hur föroreningshalterna förändras vertikalt.

2.6 Steg 4: Välj kriterium för klassning

För att klassa beslutsenheter krävs någon typ av haltkriterium, vanligtvis ett mätbart åtgärds mål, ett generellt eller platsspecifikt riktvärde eller något annat kriterium som markerar gränsen mellan två klasser. I det allra enklaste fallet används endast ett (1 st) haltkriterium och därmed kan två klasser hanteras. Det är detta fall som denna publikationen baseras på.

I andra fall önskar man klassa jorden i fler än två klasser, exempelvis om delar av jorden ska återanvändas eller om jorden ska transporteras till en deponi för inert, icke-farligt eller farligt avfall. Publikationen fungerar även för sådana fall⁸ men man måste tillämpa metodiken separat för varje haltkriterium (klassgräns). Det kommer dock att i huvudsak vara en av klassgränserna som styr hur bra provtagningsstrategin är – klassgränsen som ligger närmast den genomsnittliga föroreningsnivån i hela det område som ska saneras. Det kan därför räcka med att man utvärderar provtagningsstrategin med hjälp av denna klassgräns. Om strategin fungerar bra för denna klassgräns kommer den med största sannolikhet även att fungera bra för övriga klassgränser.

Exempel E – Välj kriterium för klassning

Vid riskbedömning av kvarteret Mosippan tillämpade man det generella riktvärdet på 1 mg/kg för PAH-H. Man konstaterade att det fanns ett behov av riskreduktion. I riskvärderingsprocessen konstaterade man att kostnaden skulle bli orimligt hög för att reducera föroreningshalterna till 1 mg/kg. Därför kompletterades riskvärderingen med två åtgärdsalternativ som reducerar halterna till 3 mg/kg respektive 10 mg/kg. Samtliga alternativ baserades på beslutenheter med storleken 10×10×0,5 m³. Åtgärds målet 3 mg/kg resulterade i rimliga kostnader. Även om kvarstående risker blev något högre än för åtgärds målet 1 mg/kg så bedömdes de som acceptabla. Därför valdes åtgärds målet 3 mg/kg, tillämpat på beslutenheter med storleken 10×10×0,5 m³.

Tumregler och hållpunkter

- Om man vill tillämpa metodiken på situationer där man har fler än två klasser så är det lämpligt att utvärdera provtagningsstrategin med hjälp av den klassgräns (haltkriterium) som ligger närmast områdets genomsnittliga föroreningsnivå.

2.7 Steg 5: Välj representativ halt

För att kunna utföra klassningen behöver en representativ halt tas fram för varje beslutsenhet som ska klassas. Vid klassningen jämförs den representativa halten för beslutsenheten med det haltkriterium man valt. Det är normalt tre olika typer av parametrar som kan vara aktuella att använda som representativ halt för en beslutsenhet:

⁸ I dessa fall kan också andra aspekter behöva beaktas förutom föroreningsens totalhalt i jord.

- A: Ett mätvärde, vanligtvis analysvaret från ett samlingsprov som representerar medelhalten i beslutsenheten.
- B: Ett beräknat medelvärde av analysvaren från flera enskilda prover (som tillsammans ska representera medelhalten i beslutsenheten).
- C: Ett beräknat UCLM-värde av analysvaren från flera enskilda prover eller samlingsprover (som tillsammans ska representera medelhalten i beslutsenheten).

För att välja vilken av parametrarna (A, B eller C ovan) som är lämplig att basera klassningen på, måste man först bestämma hur man ser på felklassning av en beslutsenhet. En beslutsenhet kan klassas fel på grund av osäkerheter i provtagningsstrategi, provberedning, laboratorieanalys samt övrig provhantering. Eftersom föroreningen i princip alltid förekommer heterogent i jord, både inom en beslutsenhet och i ett uttaget prov, så är det normalt osäkerheterna i provtagning och provberedning som helt dominerar. Detta påverkar repeterbarheten. En provtagningsstrategi som har bristande repeterbarhet leder till att beslutsenheterna kan felklassas. Det bästa är därför att välja en provtagningsstrategi som har så hög repeterbarhet att felklassning helt kan undvikas. Det är dock många gånger inte möjligt utan man måste hantera möjligheten till felklassning. Normalt är det två typer av fel som kan begås när beslutsenheter klassas:

- Typ 1-fel: En beslutsenhet med verklig medelhalt över åtgärds målet klassas som om halten ligger under åtgärds målet (friklassas). Konsekvensen blir att förorening felaktigt lämnas kvar, vilket kan medföra kvarstående risker.
- Typ 2-fel: En beslutsenhet med verklig medelhalt under åtgärds målet klassas som om halten ligger över åtgärds målet (felaktigt klassad som förorenad). Det leder till onödig bortgrävning och därmed omotiverade kostnader och externa effekter i form av utsläpp av växthusgaser m.m.

Felklassning beskrivs mer utförligt i Avsnitt 4.5. Hur man värderar dessa två typer av fel sinsemellan avgör vilken typ av representativ halt som är lämplig att använda vid klassningen:

- Om man anser att de två feltyperna är lika allvarliga bör man välja alternativ A eller B ovan.
- Om man anser att det är allvarligare att felaktigt lämna kvar förorening (typ 1-fel) än att felaktigt gräva bort förorening (typ 2-fel) så bör man försöka minimera förekomsten av typ 1-fel. Det gör man genom att välja UCLM som representativ halt, dvs. alternativ C ovan.⁹

Med andra ord, klassning som baseras på analysvar från endast ett (1 st) samlingsprov (eller ett beräknat medelvärde av flera prover) innebär att de två feltyperna betraktas som lika allvarliga.

Om hälso- och miljöriskerna är stora och/eller om markanvändningen är känslig är det tveksamt att betrakta de två feltyperna som likvärdiga. Exempel på sådana situationer kan vara då akuttoxiska ämnen förekommer i höga halter eller om marken kommer att användas för grönsaksodling eller som lekplats för barn. I sådana situationer är det rimligt att se allvarligare på fel av typ 1 än på fel av typ 2, dvs. det är allvarligare att man av misstag friklassar en beslutsenhet än att man råkar gräva bort för mycket. I dessa fall

⁹ Man kan tänka sig ett tredje fall: Att man anser att typ 2-fel är allvarligare än typ 1-fel. Detta fall kan exempelvis inträffa då förorenade massor avfallsklassas. Att felaktigt klassa icke-farligt avfall som farligt (typ 2-fel) kan i vissa fall betraktas som mer allvarligt än det omvända, om man väger in kostnader och externa effekter av långväga transporter till en avlägsen deponi för farligt avfall.

rekommenderas att UCLM används som representativ halt. Ett annat alternativ är att välja en provtagningsstrategi som ger en så säker skattning av medelhalten att man inte behöver ta höjd för osäkerheterna. Detta kan utföras genom en väl genomförd inkrementell provtagning (ISM).

Det finns även andra metoder än de beskrivna som ibland används för att bestämma den representativa halten för en beslutsenhet. Publikationen begränsas dock till de ovan beskrivna och övriga varianter måste bedömas från fall till fall.

Exempel F – Välj representativ halt

Kvarteret Släggan är förorenat av metaller och ligger i ett gammalt industriområde med pågående industriverksamhet. Saneringen motiveras i första hand av skydd för markmiljön. Inför en kommande grävsanering av kvarteret betraktar man de två feltyperna som lika allvarliga, dvs. det är lika allvarligt att felaktigt lämna kvar en förorenad beslutsenhet som att felaktigt gräva bort en beslutsenhet. Man vet sedan tidigare undersökningar att föroreningens variabilitet är relativt låg, förutom en hotspot som hanteras separat. För att hålla nere analyskostnaderna vill man analysera endast ett prov per beslutsenhet. Som representativ halt väljer man därför att använda analysresultat från ett samlingsprov per beslutsenhet. För att säkerställa att strategin fungerar väljer man ut ett antal beslutsenheter där provtagningen upprepas tre gånger för att kontrollera repeterbarheten.

Exempel G – Välj representativ halt

Efter genomförd sanering av kvarteret Lekplatsen kommer en förskola, lekplats och park att anläggas. Föroreningen utgörs bl.a. av arsenik i relativt höga halter. På grund av den planerade markanvändningen och skyddsobjektens känslighet betraktar man fel av typ 1 som betydligt allvarigare än fel av typ 2. Därför väljer man att använda UCLM som representativ halt. Man vill på detta sätt begränsa möjligheten att felaktigt lämna kvar förorening som kan utgöra en risk. Därför väljer man konfidensgraden 95 %, dvs. man använder $UCLM_{95}$ som representativ halt.

Tumregler och hållpunkter

- Att använda medelvärdet som representativ halt vid klassningen innebär i princip att de två feltyperna värderas som lika allvarliga. Det är då underförstått att det är lika allvarligt att felaktigt gräva bort rena massor som att felaktigt lämna kvar förorenade massor.
- Klassning som baseras på analyssvar från endast ett samlingsprov (eller generalprov) innebär att de två feltyperna betraktas som lika allvarliga.
- Om man värderar de två feltyperna olika vid klassning så måste man välja en strategi som innebär att man analyserar flera prover per beslutsenhet. Då är inte ett enda samlingsprov (eller generalprov) tillräckligt.
- Att använda UCLM som representativ halt innebär indirekt att man anser att det är allvarligare att felaktigt lämna kvar förorenade massor än att felaktigt gräva bort rena massor.
- Om den verkliga medelhalten i en beslutsenhet ligger nära åtgärds målet är det i praktiken mycket svårt att helt undvika felklassning.

2.8 Steg 6: Välj provtagningsstrategi

Metodikens nästa steg är val av provtagningsstrategi. Provtagningsstrategin omfattar flera olika aspekter såsom önskad säkerhet i klassningen, provtagningsteknik, antal provpunkter och deras placering, antal inkrement per prov, provberedning på laboratorium samt antal laboratorieanalyser. Valet av provtagningsstrategi måste baseras på en sammanvägning av dessa aspekter. I avsnittet nedan presenteras diagram för att utvärdera och välja provtagningsstrategi. Diagrammen omfattar flera av aspekterna ovan men inte alla. Några aspekter som inte täcks in av diagrammen diskuteras i efterföljande avsnitt.

2.8.1 Diagram för val av strategi

Det är viktigt att utgå från provtagningens syfte och att kontrollera om den valda provtagningsstrategin kan uppfylla detta syfte. En bra strategi innebär att det är låg sannolikhet att man felklassar en beslutsenhet och att repeterbarheten är god (om provtagningen upprepades skulle man få ungefär samma resultat). Sannolikheten för felklassning kan uppskattas med hjälp av diagrammen i Figur 2-4 – Figur 2-7. Den vänstra delen av diagrammen, där $F < 1$, avser typ 2-fel (felaktig bortgrävning) medan den högra delen, där $F > 1$, avser typ 1-fel (felaktig friklassning). På y-axeln visas sannolikheten för felklassning.

I Tabell 2-1 anges vilket diagram som bör användas under olika förhållanden. Utgångspunkten är bedömd variabilitet (steg 2) samt den valda representativa halten (steg 5). I diagrammen jämförs ett antal olika provtagningsstrategier. Dessa beskrivs närmare i Avsnitt 5.2. Hur diagrammen ska tolkas framgår av flera exempel i Kapitel 3.

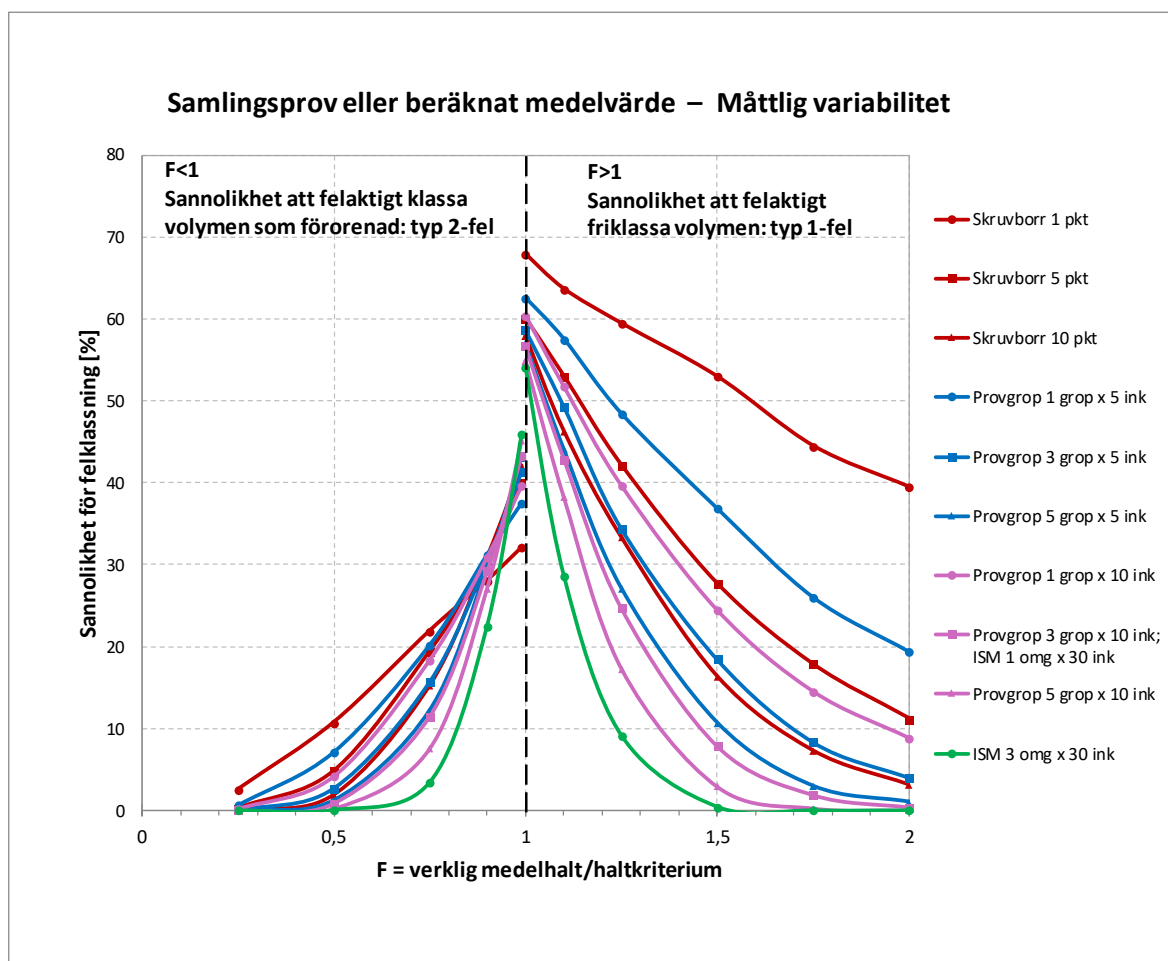
Tabell 2-1. Val av diagram för att välja provtagningsstrategi vid klassning av beslutsenheter *in situ*. Variationskoefficienten CV avser skruvborrskalan, dvs. några liter jord. De tre raderna A, B och C motsvarar de tre typer av representativa halter som beskrivs i Avsnitt 2.7.

Representativ halt	Måttlig variabilitet CV=1,2	Stor variabilitet CV=2,0
A. Mätvärde (samlingsprov)	Figur 2-4*	Figur 2-5 [#]
B. Beräknat medelvärde	Figur 2-4*	Figur 2-5 [#]
C. Beräknat UCLM ₉₅	Figur 2-6	Figur 2-7

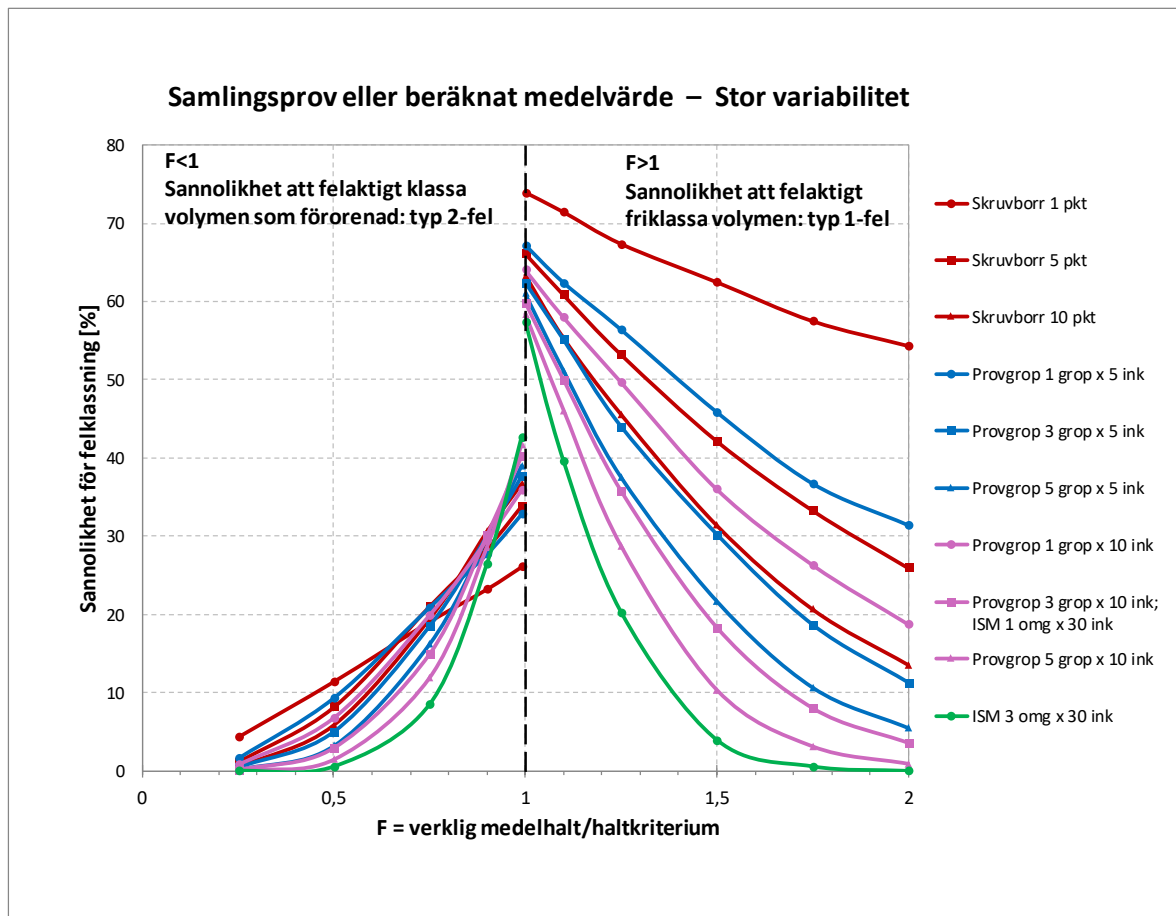
*Ett urval av kurvorna i Figur 2-4 finns även i Figur 2-6.

[#] Ett urval av kurvorna i Figur 2-5 finns även i Figur 2-7.

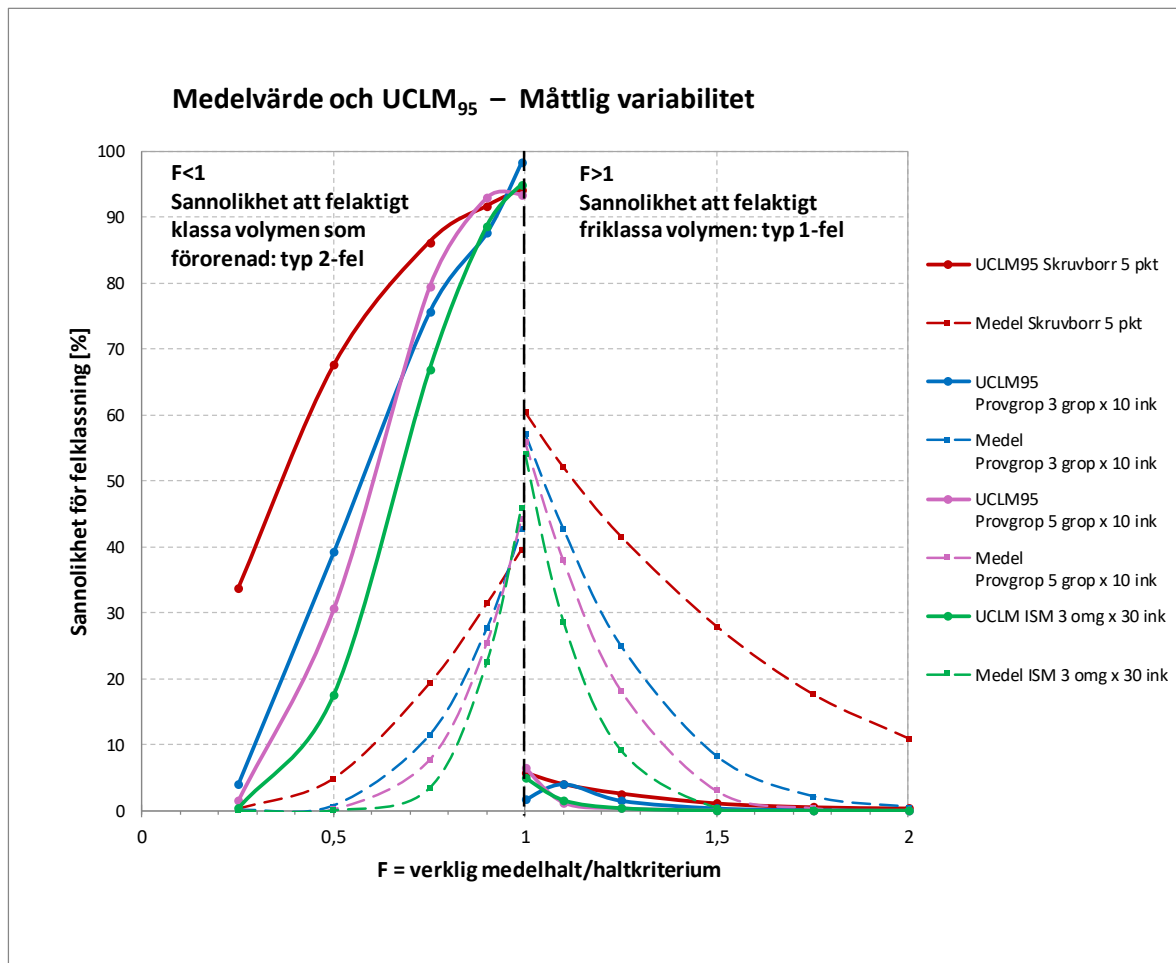
Det är i de flesta fall fullt tillräckligt att välja mellan antingen måttlig variabilitet (CV = 1,2) eller stor variabilitet (CV = 2,0), enligt Tabell 2-1. Önskar man göra en mer detaljerad bedömning kan man interpolera mellan diagrammen nedan, alternativt extrapolera (om CV är mindre än 1,2 eller större än 2,0). Det är även möjligt att hämta information från de diagram som finns i bilagor till projektets underlagsrapport (SGI, 2015). Där finns diagram för fler variationskoefficienter: CV = (0,8; 1,2; 1,6; 2,0; 2,4).



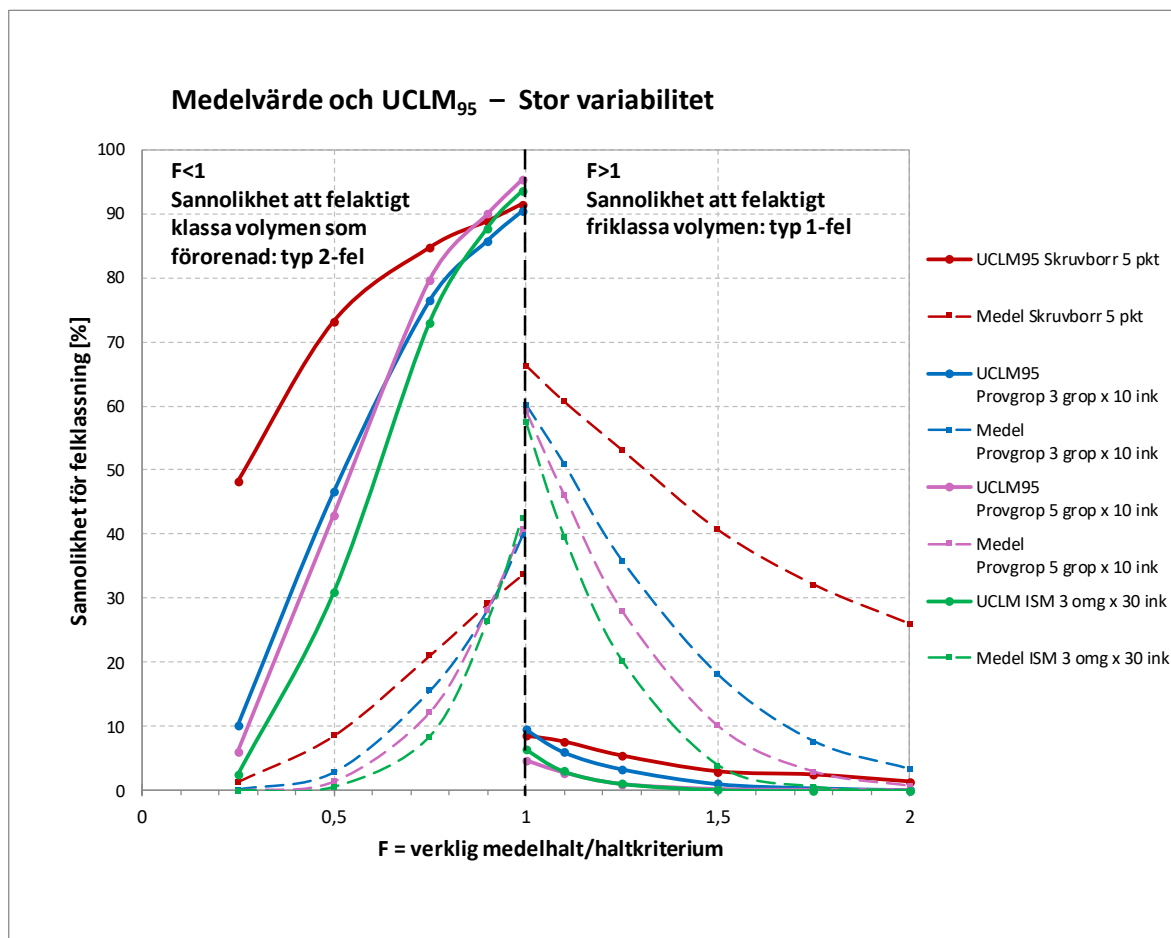
Figur 2-4. Diagram för val av provtagningsstrategi vid klassning av beslutsenheter *in situ*. Måttlig variabilitet (CV=1,2 i skruvborrskalan). Den representativa halten för en beslutsenhet baseras på analysresultat från samlingsprov eller beräknat medelvärde. Förkortningar: pkt=punkt, ink=inkrement, omg=omgång.



Figur 2-5. Diagram för val av provtagningsstrategi vid klassning av beslutsenheter *in situ*. Stor variabilitet (CV=2,0 i skruvborrskalan). Den representativa halten för en beslutsenhet baseras på analysresultat från samlingsprov eller beräknat medelvärde. Förkortningar: pkt=punkt, ink=inkrement, omg=omgång.



Figur 2-6. Diagram för val av provtagningsstrategi vid klassning av beslutsenheter *in situ*. Måttlig variabilitet (CV=1,2 i skruvborrskalan). Den representativa halten för en beslutsenhet baseras på beräknat UCLM-värde (heldragna linjer). Som jämförelse visas även medelvärdeskurvor från Figur 2-4 (streckade linjer). Förkortningar: pkt=punkt, ink=inkrement, omg=omgång.



Figur 2-7. Diagram för val av provtagningsstrategi vid klassning av beslutsenheter *in situ*. Stor variabilitet (CV=2,0 i skruvborrskalan). Den representativa halten för en beslutsenhet baseras på beräknat UCLM-värde (heldragna linjer). Som jämförelse visas även ett urval kurvor från Figur 2-5 (streckade linjer). Förkortningar: pkt=punkt, ink=inkrement, omg=omgång.

2.8.2 Antal provpunkter och deras placering

En återkommande fråga är hur storleken på en beslutsenhet påverkar det antal prover (enskilda prover, delprover eller inkrement) som bör tas. Detta samband är inte enkelt. Antalet prover som krävs påverkas enbart indirekt av beslutsenhetens storlek:

- Inom en stor beslutsenhet är föroreningshaltens variabilitet normalt större än inom en liten. Därmed krävs flera prover för den större beslutsenheten, inte på grund av skillnaden i storlek utan på grund av skillnaden i variabilitet.
- De negativa konsekvenserna av att felklassa en stor beslutsenhet är normalt större än för en liten. Av detta skäl kan det vara befogat att göra en säkrare klassning av stora beslutsenheter än av små. Om så är fallet krävs fler prover.

Dessa aspekter bör beaktas då en provtagningsstrategi väljs.

I diagrammen ovan beaktas inte provpunkternas placering. De tre vanligaste provtagningsmönstren vid klassning av beslutsenheter är slumpmässig, systematisk samt systematisk slumpmässig provtagning; se exempelvis SGF (2013). Diagrammen fungerar för alla dessa varianter, förutsatt att provpunkterna inte

aktivt riktas mot de ytor där man förväntar sig höga eller låga föroreningshalter. De olika provtagningsstrategierna beskrivs mer utförligt i Avsnitt 5.2.

2.8.3 Provberedning på laboratorium

Hur bra en viss provtagningsstrategi är påverkas av variabiliteten, i diagrammen uttryckt som CV. All variabilitet påverkar, även osäkerheter på laboratorium; se Avsnitt 2.4. Här finns ett potentiellt problem, särskilt när man vill utvärdera provtagningsstrategier där samlingsprover ingår. Då krävs att laboratoriet skapar representativa analysprover från de ofta heterogena samlingsproverna, vilket normalt kräver att man beställer särskild provberedning (genom provberedningen reduceras provets heterogenitet; se Avsnitt 4.1). Om man inte gör det så finns det en uppenbar risk att variabiliteten blir högre än vad man utgått ifrån. Då blir sannolikheten för felklassning större än vad diagrammen visar. Hur mycket större går ofta inte att bedöma eftersom det beror på hur heterogent samlingsprovet är och hur analysproven tas ut. Har man tur blir effekten liten men det finns också exempel där variabiliteten blivit extremt stor på grund av bristande provberedning. Detta visar hur viktigt det är att provberedning ingår som en definierad del av provtagningsstrategin vid klassning av massor. Exakt hur provberedningen ska utföras bör bestämmas projektspecifikt i samarbete med laboratoriet eftersom både jordmaterial och förorening skiljer sig åt mellan olika objekt.

2.8.4 Möjliga tillämpningar av diagrammen

Diagrammen ovan kan användas på flera olika sätt, bland annat för att:

- Uppnå en önskad säkerhet i klassningen
- Utvärdera en föreslagen provtagningsstrategi
- Jämföra alternativa provtagningsstrategier

Dessa tillämpningar beskrivs nedan (se även exemplen i Kapitel 3).

Uppnå en önskad säkerhet i klassningen

Vid denna tillämpning har man på förhand bestämt hur säker man vill att klassningen ska vara. Ett rimligt mål är att sannolikheten för felklassning ska vara mindre än 10 %.¹⁰ Följande arbetsgång kan användas:

1. Välj lämpligt diagram med hjälp av Tabell 2-1.
2. Läs av kurvorna i diagrammet vid $F = 1,5$.¹¹
3. Identifiera de provtagningsstrategier som uppfyller kravet på felsannolikhet, med hjälp av diagrammet.
4. Bedöm vilken av strategierna som är lämpligast med hänsyn till bland annat provtagningssteknik, tidsåtgång och ekonomi (denna bedömning omfattas inte av publikationen).

¹⁰ Det innebär att sannolikheten är 10 % att en beslutsenhet klassas som ”ren” när den verkliga medelhalten är 50 % högre än åtgärds målet ($F = 1,5$).

¹¹ Val av $F = 1,5$ förklaras i Avsnitt 2.4.3 och Avsnitt 4.6.

Målet att sannolikheten för felklassning bör vara mindre än 10 % är schablonmässigt och kan i vissa sammanhang tolkas som en ganska låg ambitionsnivå. Det finns flera objektspecifika faktorer som kan motivera en högre ambitionsnivå (dvs. man vill nå en lägre sannolikhet för felklassning):

- Om en beslutsenhet är mycket stor kan den negativa effekten av felklassning bli stor.
- Om markanvändningen är mycket känslig kan den negativa effekten av felklassning bli stor.
- Om föroreningshalterna är måttliga (mindre än $F = 1,5$) blir det missvisande att läsa av sannolikheten vid $F = 1,5$.

Utvärdera en föreslagen provtagningsstrategi

Ett annat sätt att använda diagrammen är att utgå från en redan föreslagen provtagningsstrategi och bedöma vilken säkerhet som uppnås. På så sätt blir det möjligt att avgöra om den föreslagna strategin är tillräcklig eller om den behöver modifieras. Arbetsgången är enkel:

1. Välj lämpligt diagram med hjälp av Tabell 2-1.
2. Identifiera den föreslagna strategin i diagrammet.
3. Läs av sannolikheten för felklassning i diagrammet.

Diagrammen täcker in en stor mängd möjliga provtagningsstrategier men inte alla. En del av de strategier som inte finns med i diagrammen kan ändå utvärderas genom att man interpolerar mellan kurvorna. I andra fall kan expertbedömningar behöva göras.

Notera att den felsannolikhet som läses av i diagrammen inte ska tolkas så att den gäller för samtliga beslutsenheter.¹² Sannolikheten gäller vid en viss föroreningsnivå i en beslutsenhet. Tanken är att de avlästa felsannolikheterna (typ 1 och typ 2) ska ge ett tydligt mått på hur bra provtagningsstrategin är. Hur diagrammen kan användas för mer detaljerade bedömningar illustreras i Exempel 4 och Exempel 8 i Kapitel 3.

Jämföra alternativa strategier

Ytterligare ett sätt att tillämpa diagrammen ovan är att utgå från ett par alternativa provtagningsstrategier och jämföra dem med varandra och identifiera vilken som är att föredra. Arbetsgången är i princip densamma som ovan men man bör även väga in provtagnings teknik, tidsåtgång och ekonomi i jämförelsen.

¹² Därför ska en avläst felsannolikhet på 10 % inte tolkas som att 10 % av beslutsenheterna kommer att felklassas.

Exempel H – Välj provtagningsstrategi

Ett metallförorenat område ska saneras och med hjälp av data från tidigare genomförda undersökningar bedömer man att variationskoefficienten CV inom en beslutsenhet är ca 1,0 i skruvborrskalan. Marken är planlagd för småindustrier och handel, dvs. ett typiskt MKM-område. Feltyp 1 och 2 bedöms vara lika allvarliga, dvs. det bedöms vara lika allvarligt att felaktigt friklassa en beslutsenhet som att en beslutsenhet saneras i onödan. Därför kommer klassningen att utföras på mätvärdet från ett samlingsprov per beslutsenhet. För att säkerställa att samlingsprovet verkligen ger en korrekt medelvärdesbildning av de ingående delproverna så avser man att beställa särskild provberedning på laboratorium. Man har bestämt att sannolikheten för felklassning får uppgå till maximalt 10 % vid $F = 1,5$. Det bedöms vara ett rimligt krav vid detta objekt och med aktuell markanvändning.

Av Tabell 2-1 framgår att Figur 2-4 ligger närmast det aktuella fallet. I figuren syns att provtagning med skruvborr är tveksamt. Det skulle krävas minst 15 borrhöjningar per beslutsenhet för att uppfylla kravet på maximal felsannolikhet ovan. Man väljer därför provtagning i provgrop. Med hjälp av diagrammet bedömer man att 3 provgropar per beslutsenhet med 10 inkrement per provgrop bör uppfylla kravet, särskilt med tanke på att området är något mer homogent än vad som antas i Figur 2-4 (CV = 1,0 jämfört med CV = 1,2 i diagrammet).

Exempel I – Välj provtagningsstrategi

Ett PAH-förorenat område ska saneras och området har delats in i 43 schakt-rutor (beslutsenheter). En strategi för klassning av samtliga beslutsenheter har formulerats. Förslaget är att varje beslutsenhet ska provtas med skruvborr i fyra punkter och att jordproverna slås samman till ett samlingsprov som analyseras på laboratorium. Nu önskar man kontrollera om den föreslagna strategin är lämplig.

Analysresultat från tidigare miljötekniska markundersökningar (förstudie och huvudstudie) indikerar att variationskoefficienten CV kan vara så hög som 2,2 inom en beslutsenhet (skruvborrskalan). Av Tabell 2-1 framgår att Figur 2-5 ungefär motsvarar det aktuella fallet. Med hjälp av interpolation kommer man fram till att sannolikheten att en beslutsenhet kommer att betraktas som ren och friklassas, trots att den egentligen är förorenad (felklassning av typ 1), är ca 45 % då $F = 1,5$. På grund av den höga sannolikheten för felklassning blir bedömningen att strategin är olämplig.

Tumregler och hållpunkter

- Antalet inkrement per beslutsenhet ger en god uppfattning om hur bra provtagningsstrategin är. Den strategi som innehåller flest inkrement är vanligtvis den bästa.
- För att vara säker på att man skattar medelhalten i en beslutsenhet rätt bör antalet inkrement vara minst 30 stycken.
- I en bra provtagningsstrategi ska samlingsprovet (eller samlingsproverna) tillsammans täcka in så stor yta/volym som möjligt av beslutsenheten.
- Om man använder strategier som bygger på samlingsprover så är det mycket viktigt att man beaktar hur proverna bereds på laboratoriet. Särskild provberedning bör beställas för att säkerställa att analysprovet verkligen representerar samlingsprovet.
- Om föroreningshalterna ligger i närheten av åtgärds målet så krävs en provtagningsstrategi med hög noggrannhet för att undvika felklassning.
- Provtagningsstrategier med låg noggrannhet kan vara tillräckliga i fall där medelhalten ligger långt under eller långt över åtgärds målet.
- Provtagning i provgropar ger vanligtvis betydligt säkrare resultat än provtagning med skruvborr, förutsatt representativ provtagning i provgroparna.
- Om man misstänker att materialet i marken är heterogent till sin karaktär bör man alltid välja provtagning i provgrop där så är möjligt.
- Provtagning med skruvborr i färre än fem punkter per beslutsenhet bör undvikas eftersom resultatet i de flesta fall blir mycket osäkert.
- Ett rimligt mål i många sammanhang är att sannolikheten för felklassning åtminstone bör vara mindre än 10 % vid föroreningsnivån $F = 1,5$.
- En avläst felsannolikhet på 10 % betyder inte nödvändigtvis att 10 % av beslutsenheterna kommer att felklassas.

2.9 Steg 7: Kontrollera provtagningsstrategin

Det avslutande steget i metodiken innebär att den valda provtagningsstrategin ska kvalitetssäkras. Målet är att kontrollera om provtagningsstrategin uppfyller det syfte som formulerats i metodikens inledande steg. Kontrollen utförs lämpligen i ett tidigt skede så att det finns möjlighet att revidera provtagningsstrategin om det visar sig att syftet inte kan uppnås. Exakt hur kontrollen bör utföras måste avgöras från fall till fall men vanligtvis är det provtagningsstrategins repeterbarhet som bör undersökas. Detta kan göras genom att man upprepar samma provtagningsstrategi flera gånger i en eller flera beslutsenheter genom oberoende replikat (ej duplikat). Även variabiliteten inom beslutsenheterna kan i vissa fall behöva kontrolleras.

Kontrollen utförs lämpligen på en delmängd av beslutsenheterna, om de är många. Då bör åtminstone 10 % av beslutsenheterna kontrolleras, helst fler. Om beslutsenheterna däremot är få till antalet men stora

till yta och volym så kan det vara befogat att utföra kontrollen på samtliga beslutsenheter. Utförande och resultat av kontrollen ska dokumenteras. Om kontrollen visar att provtagningsstrategin inte uppfyller det definierade syftet behöver man backa till tidigare steg i metodiken och se över de antaganden och val som gjorts.

Exempel J – Kontrollera provtagningsstrategin

En provtagningsstrategi har valts enligt Exempel H: Ett samlingsprov från 3 provgröpar per beslutsenhet med 10 inkrement per provgröp. För att kontrollera att strategin fungerar som avsett väljer man att undersöka repeterbarheten i 10 % av beslutsenheterna. Dessa beslutsenheter väljs ut slumpmässigt. I respektive beslutsenhet genomförs 3 oberoende provtagningsomgångar. Det innebär att totalt 9 provgröpar grävs i dessa beslutsenheter och 3 oberoende samlingsprov skapas som vardera representerar hela beslutsenheten. Samlingsproverna genomgår särskilt beställd provberedning på laboratorium för att analysproverna ska bli representativa. Samma provberedning används genomgående och inte enbart i kontrollsteget (annars blir kontrollen missvisande).

Laboratoriet redovisar 3 oberoende mätresultat per beslutsenhet; ett för varje samlingsprov. Varje mätvärde utgör en skattning av medelhalten i beslutsenheten. Med hjälp av dessa mätvärden kan variationskoefficienten CV beräknas för respektive beslutsenhet. Man har ställt som krav att medelvärdet av CV för alla utvalda beslutsenheter måste vara lägre än 0,35 för att provtagningsstrategin ska betraktas som acceptabel. Beräkningen ger ett värde på 0,27, vilket bedöms vara tillräckligt bra i detta fall.

Hur hade man gjort om resultatet hade överskridit 0,35? En lösning hade varit att i provtagningsstrategin öka storleken på provgröparna samt ökat antalet inkrement per provgröp. Det hade lett till bättre representativitet och därmed bättre repeterbarhet.

Tumregler och hållpunkter

- Repeterbarheten hos en provtagningsstrategi kan kontrolleras med hjälp av oberoende replikat som var för sig representerar medelhalten i beslutsenheten.
- Variationskoefficienten CV för medelhalten i en beslutsenhet kan användas som ett mått på repeterbarheten hos en provtagningsstrategi.
- Om variationskoefficienten för medelhalten i en beslutsenhet överstiger ungefär 0,35 tyder detta på att repeterbarheten hos provtagningsstrategin kan ifrågasättas.

3. Exempel på tillämpningar

I detta kapitel ges exempel på hur publikationen kan användas. Syftet är att visa hur olika typer av problem kan lösas i praktiken genom att illustrera teknik och tillvägagångssätt, inte vilka värderingar som är lämpliga generellt.

3.1 Exempel 1 – Tolkning av diagram

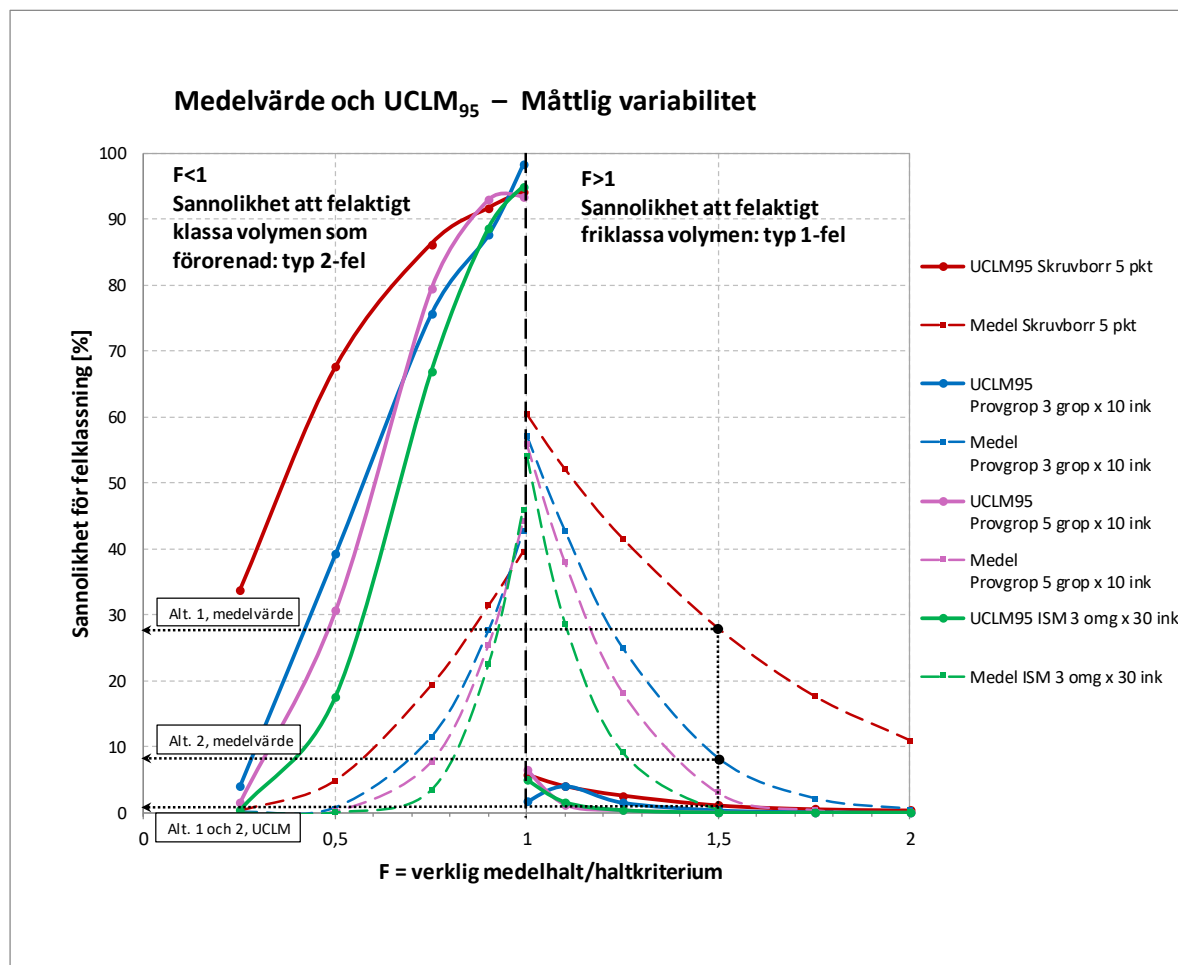
I detta första exempel illustreras hur diagrammen i Avsnitt 2.8 kan användas.

Ett tidigare industriområde ska vid en exploatering omvandlas till område med flerbostadshus. Förorenade massor ska grävas bort och man ska ta fram ett förslag på hur massorna ska förklassificeras. Man vill jämföra hur bra två olika provtagningsstrategier är:

- **Alternativ 1:** Provtagning med skruvborr i 5 punkter. De 5 enskilda proverna skickas till laboratorium för analys.
- **Alternativ 2:** Provgropsgrävning i 3 provgropar, 10 inkrement i varje provgrop. Från varje provgrop skapas ett prov som skickas till laboratorium för analys. Särskild provbedrning utförs på laboratoriet för att analysproverna ska bli representativa.

Utifrån tidigare undersökningar som utförts på området görs bedömningen att föroreningen har en måttlig variabilitet inom beslutsenheterna. Den representativa halten beräknas antingen som ett aritmetiskt medelvärde eller som ett UCLM₉₅-värde. Jämförelsen mellan olika provtagningsstrategier görs vid $F = 1,5$ (se Avsnitt 2.4.3).

En bra provtagningsstrategi har en låg sannolikhet för felklassning. I detta fall, då området ska användas för bostadsändamål, vill man framför allt undvika felaktig friklassning av massor.



Figur 3-1. Tolkning av diagram för utvärdering av säkerheten i olika provtagningsstrategier. Diagrammet baseras på Figur 2-6.

I Figur 3.1 kan man utläsa följande om sannolikheten att felaktigt friklassa en beslutsenhet (typ 1-fel):

- **Alternativ 1** ger en sannolikhet för felklassning på ca 28 %.
- **Alternativ 2** ger en lägre sannolikhet för felklassning, ca 9 %. Sannolikheten för felklassning är nära noll om man använder sig av UCLM₉₅-värdet som representativ halt, oavsett provtagningsstrategi.

Det är tydligt att sannolikheten att felaktigt friklassa beslutsenheten minskar avsevärt om man använder sig av UCLM₉₅-värdet istället för medelvärdet (eller mätvärdet från ett samlingsprov).

Notera att om alternativ 2 inte inkluderar särskild provberedning på laboratorium så blir repeterbarheten sämre. Det beror på att samlingsprover är heterogena och utan noggrann provberedning kommer slumpen att få stor betydelse när analysprovet tas ut. Då ger diagrammet ovan en alltför positiv bild av alternativ 2.

3.2 Exempel 2 – Provtagning med skruvborr i få punkter

Ett område som är förorenat med metaller ska åtgärdas genom schaktsanering. Tidigare provtagning har visat att området är relativt homogent förorenat (variabiliteten är låg). Utifrån den tidigare provtagningen görs bedömningen att variationskoefficienten CV är ca 0,9 inom en beslutsenhet. Fastigheten är ett MKM-område. Innan saneringen påbörjas ska en saneringsplan tas fram och som grund för den ska en *in situ*-klassning av de förorenade massorna göras. Man är bekymrad över att undersökningskostnaderna verkar bli höga. Därför föreslår man en strategi där klassningen baseras på endast två prover per beslutsenhet, tagna med skruvborr. Dessa två prover slås samman till ett samlingsprov som analyseras på laboratorium. Ingen särskild provberedning kommer att beställas. Man funderar över om den föreslagna provtagningsstrategin är acceptabel – vad är sannolikheten för felklassning i det här fallet?

Av Tabell 2-1 framgår att Figur 2-4 är lämplig att använda. Sannolikheterna för felklassning i Figur 2-4 avrundas nedåt eftersom området är mer homogent än vad figuren baseras på ($CV = 0,9$ istället för 1,2 som i figuren). Man har ingen detaljerad kunskap om föroreningsnivån och väljer därför att bedöma sannolikheten för felklassning vid $F = 1,5$ i diagrammet. Med hjälp av diagrammet (interpolation) kan sannolikheten grovt uppskattas till ca 45 %. Denna sannolikhet avrundas nedåt till ca 40 %, eftersom variabiliteten är något lägre än vad figuren baseras på. Slutsatsen blir att den föreslagna strategin är mycket osäker. Vid föroreningsnivån 1,5 ggr åtgärds målet kan man förvänta sig att 40 % av alla beslutsenheter felaktigt friklassas. Slutsatsen blir därför att den föreslagna provtagningsstrategin inte är acceptabel. Man konstaterar att målet bör vara att hitta en strategi där sannolikheten för felaktig friklassning (så kallat typ 1-fel) åtminstone inte är högre än 10 %.

Notera att den föreslagna provtagningsstrategin i verkligheten kan vara ännu sämre än i exemplet. Det beror på att ingen provberedning av samlingsproverna ingår i metodiken. Därmed hanteras inte heterogeniteten i provskalan och slumpen får stor betydelse när analysprover tas ut på laboratoriet. Denna slump-effekt tillkommer utöver den variabilitet som diagrammen baseras på.

3.3 Exempel 3 – Känslig markanvändning och kontroll

Ett f.d. industriområde är förorenat med både PAH och metaller. I samband med efterbehandling ska området exploateras och bebyggas med radhus. Till radhusen kommer att höra tomter med möjlighet till trädgårdsodling etc. Även lekparkar och andra lekytor för barn kommer att anläggas. Riskerna bedöms i första hand vara exponering via intag av växter, intag av jord samt hudkontakt. Storleken på en exponeringsenhet bedöms vara i storleksordningen $10 \times 10 \times 0,5 \text{ m}^3$ och det baserar man på den förväntade storleken på trädgårdsland. Man bedömer att trädgårdslanden kan komma att ligga på samma plats under en människas hela livstid och att det därför är medelhalten i denna skala som är relevant. Eftersom det handlar om ett KM-område (känslig markanvändning) där hälsoriskerna är styrande vill man undvika att felaktigt friklassa beslutsenheter.



Figur 3-2. Område med känslig markanvändning, bl.a. rad-husträdgårdar och lekytor. Foto: Maria Carling, SGI.

Man använder publikationens metodik och arbetsgång i sju olika steg (Figur 2-1) och kommer fram till följande:

1. **Syfte:** Klassningen syftar till att avgöra vilka jordmassor som måste grävas bort. Sannolikheten att felaktigt lämna kvar massor bör inte vara större än 10 %.
2. **Heterogenitet, variabilitet, föroreningsnivå:** Marken utgörs av fyllnadsmassor med en förhållandevis homogen sammansättning. Däremot uppvisar föroreningen en relativt stor variabilitet, särskilt av PAH. Föroreningsnivån ska utvärderas vid $F = 1,5$.
3. **Beslutsenhet:** Storleken på en beslutsenhet bestäms till $10 \times 10 \times 0,5 \text{ m}^3$. Orsaken är att man bedömer att exponeringsenheten för den styrande risken har ungefär denna storlek.
4. **Kriterium för klassning:** Som åtgärds mål för respektive beslutsenhet används generella riktvärden för känslig markanvändning.
5. **Representativ halt:** Eftersom man är särskilt mån om att undvika typ 1-fel (felaktig friklassning) så väljer man att utföra klassningen med hjälp av UCLM₉₅.
6. **Provtagningsstrategi:** Ovanstående gör att man måste välja en provtagningsstrategi där flera enskilda prover analyseras för varje beslutsenhet (se Avsnitt 2.7, punkt C). Man väljer en strategi med fyra prover per beslutsenhet, tagna med skruvborr. Eftersom föroreningarnas variabilitet är stor och man avser att klassa med hjälp av UCLM₉₅ utvärderas strategin med hjälp av Figur 2-7 (avrundning uppåt från linjen "UCLM₉₅ skruvborr 5 pkt" vid $F = 1,5$). Sannolikheten för felklassning blir då ca 5 %, vilket bedöms vara acceptabelt.
7. **Kontroll:** Provtagningsstrategin kontrolleras inledningsvis genom att ca 10 % av beslutsenheterna provtas upprepade gånger. Det visar sig då att beräknade medelhalter och UCLM-värden varierar en hel del, dvs. strategin har en låg repeterbarhet.

Trots att provtagningsstrategin har relativt låg repeterbarhet så blir sannolikheten för typ 1-fel så liten som 5 %, dvs. strategin tycks uppfylla klassningens syfte. Det beror på att UCLM tar höjd för osäkerheterna. Nackdelen är att typ 2-felen ökar så att onödigt mycket jord riskerar att grävas bort (se Exempel 6). Provtagningsstrategins låga repeterbarhet är dock en varningsklocka att strategin har brister. Det är lämpligare att välja en strategi som uppfyller syftet och som samtidigt har en bättre repeterbarhet. Man väljer därför att backa i metodiken och revidera gjorda antaganden (från kontrollsteget har man nu ett bättre dataunderlag).

3.4 Exempel 4 – Två vanliga provtagningsstrategier

Inför efterbehandling av en f.d. industrifastighet ska man klassa ett stort antal beslutsenheter *in situ*. Man funderar över hur provtagningen ska utföras. Två alternativ står mot varandra:

- **Alternativ 1:** Provtagning med skruvborr i 5 punkter per beslutsenhet, vilket ger 5 delprover. Dessa delprover slås samman till samlingsprov som analyseras på laboratorium.
- **Alternativ 2:** Provtagning från 3 gropar per beslutsenhet med 10 inkrement per grop. Tre delprover skapas, ett för varje provgrop. Delproverna slås samman till samlingsprov som analyseras på laboratorium.

Innan man väljer strategi vill man jämföra alternativen.



Figur 3-3. De två provtagningsstekniker som jämförs i Exempel 4: skruvborr respektive provgrop. Foto: SGI

Föreningen utgörs av metaller med förhållandevis liten variabilitet inom området. Av Tabell 2-1 framgår att Figur 2-4 är lämpligast att använda. Alternativ 1 motsvaras av den röda kurvan ”Skruvborr 5 pkt” och alternativ 2 av den violetta kurvan ”Provgrop 3 × 10 ink”. Man väljer att göra jämförelsen av strategierna vid $F = 1,5$, dvs. föroreningsnivån antas vara ungefär 1,5 ggr högre än åtgärds målet. Hur bra respektive strategi är kan utläsas ur diagrammet. Resultaten sammanfattas i Tabell 3-1.

Tabell 3-1. Jämförelse av två olika provtagningsstrategier. Uppskattade sannolikheter för felklassning av typ 1, dvs. att felaktigt klassa en förorenad jordvolym som ren.

Provtagningsstrategi	Typ 1-fel vid $F = 1,5$
Alternativ 1: Provtagning med skruvborr i 5 punkter per beslutsenhet	Ca 27 %
Alternativ 2: Provtagning från 3 gropar per beslutsenhet, 10 inkrement per grop	Ca 7 %

Tabell 3-1 visar tydligt att strategin baserad på provgropar är säkrare än alternativet med skruvborrprovtagning. Av Figur 2-4 framgår att även typ 2-felen är lägre för strategin med provgropar (den vänstra delen av figuren där $F < 1$). Det innebär att även sannolikheten att felaktigt gräva bort ”ren” jord är lägre för denna provgropsstrategi. Beslutet blir därför att använda provgropar vid klassningen istället för provtagning med skruvborr. Det finns dock en osäkerhet kopplat till denna slutsats: Provberedning på laboratoriet har inte beaktats. Om särskild provberedning inte utförs på samlingsproven kan sannolikheterna för felklassning bli större än vad som anges i Tabell 3-1.

Notera att sannolikheten 7 % för felaktig friklassning (typ 1-fel) avser sannolikheten för en enskild beslutsenhet. Sannolikheten att någon av alla beslutsenheter felaktigt friklassas är betydligt större. Om vi för enkelhets skull antar att sannolikheten för felaktig friklassning är densamma för samtliga beslutsenheter så kan sannolikheten att åtminstone någon beslutsenhet felaktigt friklassas beräknas med följande ekvation:

$$P_{f_n\ddot{a}gon} = 1 - (1 - P_f)^N$$

där $P_{f_n\ddot{a}gon}$ är sannolikheten att åtminstone någon av alla beslutsenheter felaktigt friklassas, P_f är sannolikheten för en individuell beslutsenhet att felaktigt friklassas samt N är det totala antalet beslutsenheter som ska klassas. Om vi antar att $N = 40$ och $P_f = 0,07$ (alternativ 2 ovan) så blir resultatet följande:

$$P_{f_n\ddot{a}gon} = 1 - (1 - 0,07)^{40} \approx 0,95$$

Slutsatsen är att även om sannolikheten för felklassning är så låg som 7 % så är det ändå troligt att någon eller några av alla 40 beslutsenheter felaktigt kommer att friklassas.

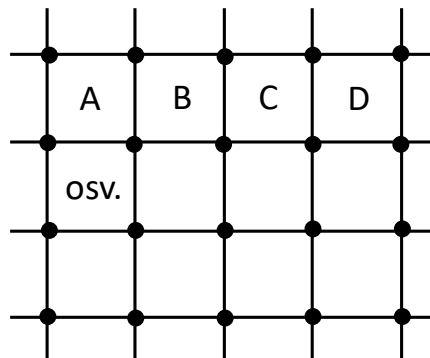
Ekvationen ovan kan även användas omvänt, dvs. man bestämmer inledningsvis vad som är en acceptabel sannolikhet för att någon av alla beslutsenheter kommer att felklassas. Därefter beräknar man sannolikheten att en enskild beslutsenhet felklassas. Denna sannolikhet kan sedan användas för att välja en provtagningsstrategi som uppfyller kravet.

Beräkningen ovan är förenklad eftersom samtliga beslutsenheter antas ha samma föroreningsnivå. Så är det inte i verkligheten och därmed har beslutsenheterna olika sannolikheter för felklassning (se Exempel 8 samt Avsnitt 4.6.4). Beräkningen ovan fungerar därför bäst om man väljer att läsa av sannolikheten för en beslutsenhet med en typisk föroreningsnivå (medianen bland beslutsenheterna).

3.5 Exempel 5 – Kontroll av innovativ provtagningsstrategi

Man vill klassa ett stort antal beslutsenheter *in situ* inför en sanering. Föroreningen utgörs av PAH och man önskar hålla nere både fältkostnader och kostnader för laboratorieanalyser. Därför har man utformat

en innovativ provtagningsstrategi som baseras på provtagning med skruvborr. Provpunkterna placeras enligt skiss i Figur 3-4.



Figur 3-4. Provpunkternas placering vid den innovativa provtagningsstrategin, där jordmaterial från varje provpunkt används vid klassning av fyra olika beslutsenheter. Beslutsenheterna benämns A, B, C osv.

Syftet med upplägget är att samma provpunkt ska kunna användas vid klassningen av fyra olika schakt-rutor (beslutsenheter). Jorden från varje provpunkt delas i fyra delprover, ett delprov för varje besluts-enhet som tangerar provpunkten. Därefter slås delproverna från de fyra hörnen i en beslutsenhet samman till ett samlingsprov som skickas till laboratorium för analys. Klassningen ska baseras på halten i sam-lingsprovet. Man funderar över hur tillförlitlig strategin är.

Tidigare undersökningar indikerar att variabiliteten i området är måttlig. Av Tabell 2-1 framgår att Figur 2-4 bör användas. Varje samlingsprov består av 4 delprov (från de fyra hörnen av en beslutsenhet). På grund av provpunkternas placering måste informationsvärdet i en provpunkt delas mellan fyra besluts-enheter. Varje delprov får därmed vikten $\frac{1}{4}$. Samlingsprovet motsvarar därför endast 1 enskilt prov om man ser till informationsvärdet. Därför är det lämpligt att använda den röda kurvan märkt "Skruvborr 1 pkt" i Figur 2-4. Bedömningen görs vid föroreningsnivån $F = 1,5$, dvs. vid en medelhalt 50 % över åt-gärds målet.

Sannolikheten att felaktigt friklassa en beslutsenhet kan nu avläsas i Figur 2-4. Enligt figuren uppgår denna sannolikhet till drygt 50 % vid föroreningsnivån $F = 1,5$. I denna situation är det med andra ord lika effektivt att singla slant som att använda den föreslagna provtagningsstrategin. Bedömningen blir därför att strategin inte är acceptabel eftersom den förväntas leda till att förorening lämnas kvar på grund av felklassning.

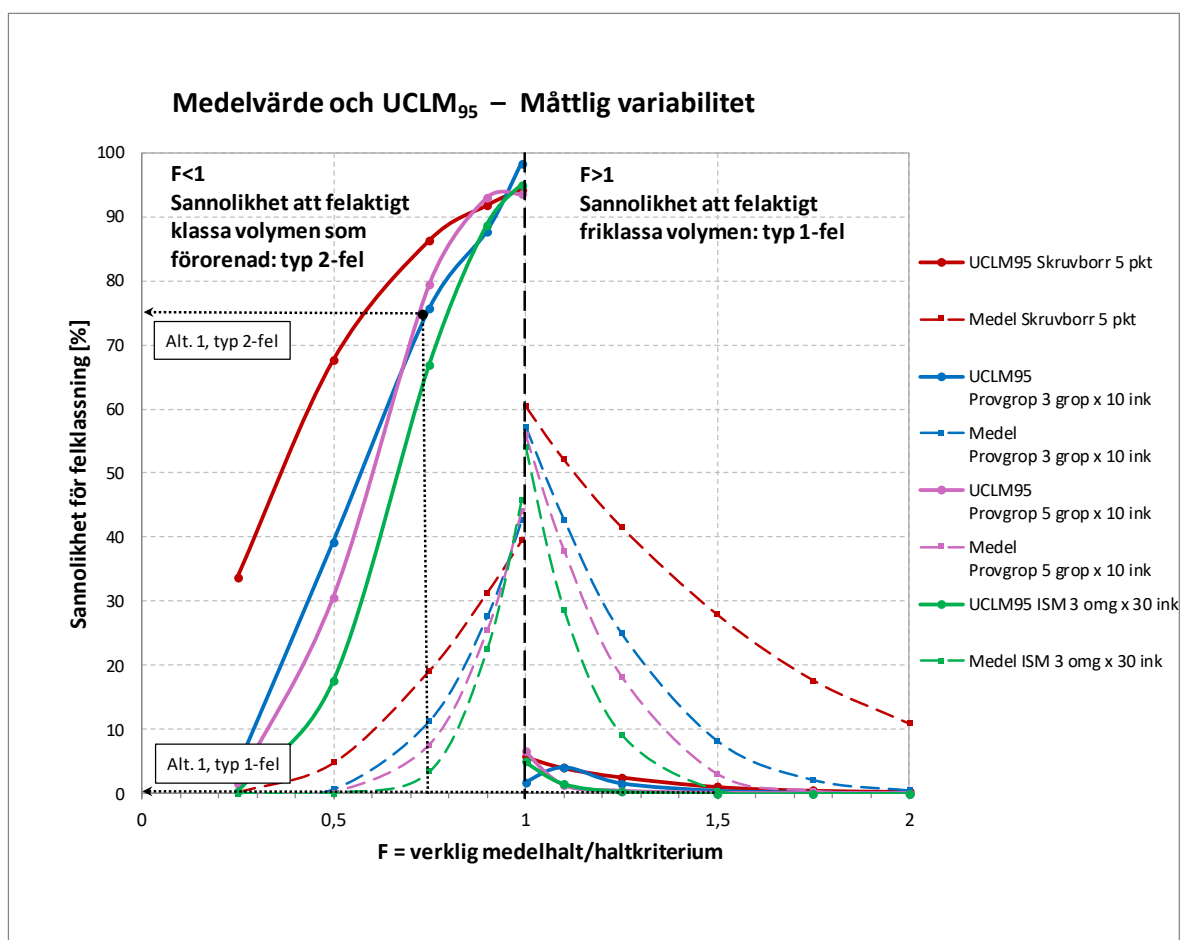
3.6 Exempel 6 – Kontroll av typ 2-fel

Detta exempel beskriver hur man kan kontrollera så kallade typ 2-fel, dvs. att en beslutsenhet felaktigt klassas som förorenad. Detta fel kan leda till att jordmassor felaktigt grävs bort.

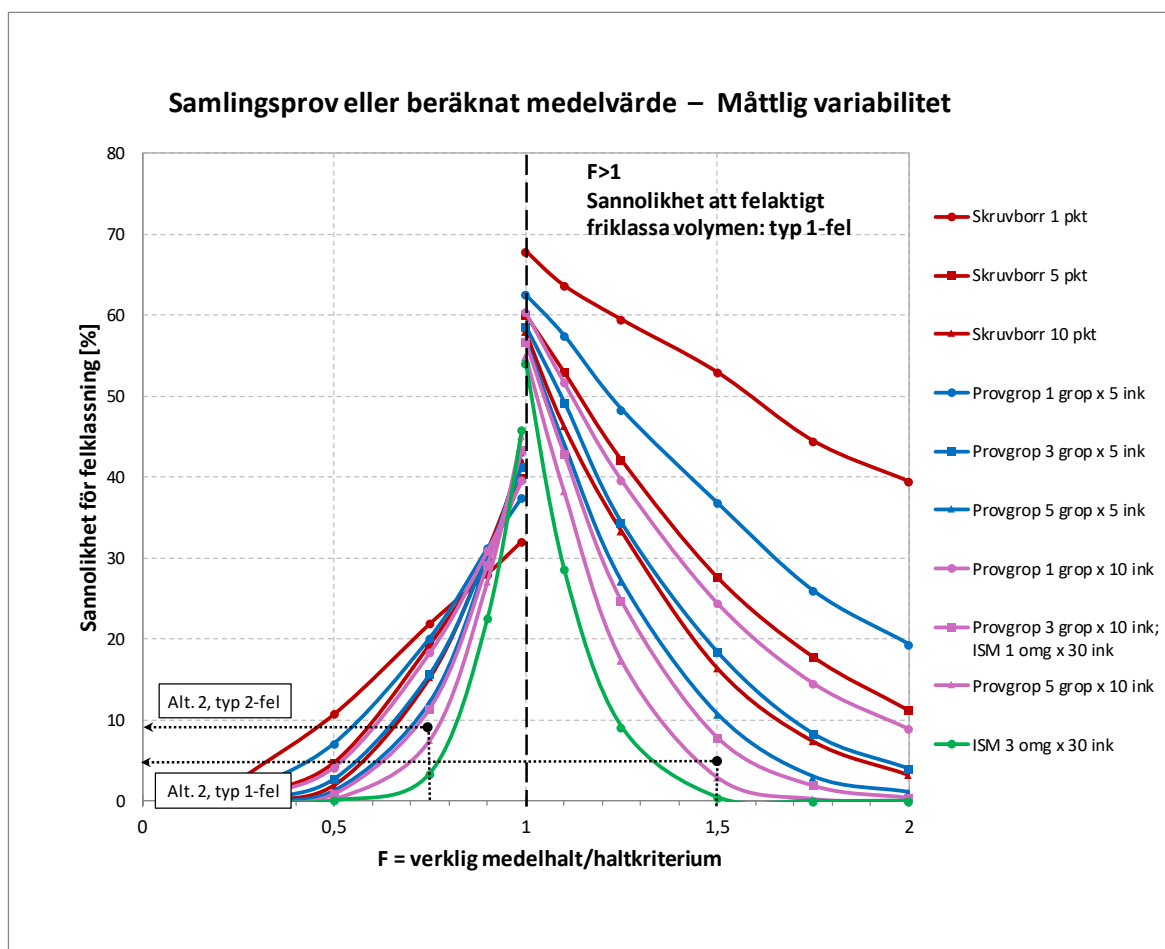
Man har för avsikt att efterbehandla ett metallförorenat område. Efterbehandlingen ska ske genom klass-nings av beslutsenheter *in situ* och efterföljande bortgrävning av de förorenade massorna. Man är bekym-rad över förslaget att klassningen bör göras baserat på UCLM₉₅ istället för medelvärde. Orsaken är att detta leder till ökad risk för felklassning av typ 2, dvs. att en beslutsenhet felaktigt klassas som förorenad trots att den egentligen är att betrakta som "ren". Detta kommer att leda till högre kostnader för schakt-ning och deponering än om klassningen baseras på samlingsprov. Man vill därför jämföra detta förslag (alternativ 1) med en strategi där medelhalten skattas med hjälp av samlingsprov (alternativ 2):

- **Alternativ 1:** Provtagning i 4 provgröpar per beslutsenhet, 10 inkrement per gröp. Laboratorieanalys av de fyra enskilda proverna. Beräkning av $UCLM_{95}$ görs med hjälp av de fyra analysresultaten. Klassningen baseras på $UCLM_{95}$.
- **Alternativ 2:** Provtagning i 4 provgröpar per beslutsenhet, 10 inkrement per gröp. Samlingsprov av 4 delprover analyseras på laboratorium. Klassningen baseras på samlingsprovets analysresultat.

Variabiliteten i området bedöms vara måttlig. Enligt Tabell 2-1 kan därför Figur 2-6 användas för att bedöma alternativ 1 och Figur 2-4 för alternativ 2. Man studerar den vänstra delen av figurerna, där $F < 1$ och y-axeln avser typ 2-fel, samt den högra delen där $F > 1$ och y-axeln avser typ 1-fel. Ur diagrammen (Figur 3-5 och Figur 3-6) kan man utläsa sannolikheten att felklassa en beslutsenhet. Eftersom alternativ 1 utgår från 4 provgröpar måste man interpolera mellan kurvorna för 3 respektive 5 provgröpar. Resultaten sammanfattas i Tabell 3-2.



Figur 3-5. Diagram för bedömning av sannolikheten för felklassning vid Alternativ 1. Diagrammet baseras på Figur 2-6.



Figur 3-6. Diagram för bedömning av sannolikheten för felklassning vid Alternativ 2. Diagrammet baseras på Figur 2-4.

Tabell 3-2. Jämförelse av två provtagningsstrategier vad gäller typ 1-fel (felaktig friklassning) och typ 2-fel (felaktig bortgrävning). Procentalen avser sannolikhet för felklassning.

Provtagningsstrategi	Typ 2-fel vid $F = 0,75$	Typ 1-fel vid $F = 1,5$
Alternativ 1: UCLM ₉₅ från 4 provgropar	ca 75 %	0 %
Alternativ 2: Samlingsprov från 4 provgropar	ca 9 %	ca 6 %

Av tabellen framgår tydligt att alternativ 1 leder till lägre grad av felklassning av typ 1 (0 % jämfört med 6 %), vilket är huvudsyftet med alternativ 1. Däremot ökar sannolikheten dramatiskt för felklassning av typ 2 jämfört med alternativ 2 (75 % jämfört med 9 %). Dessa sannolikheter gäller för beslutsenheter med en medelhalt som är 25 % lägre än åtgärds målet ($F = 0,75$). För beslutsenheter med betydligt lägre medelhalt blir skillnaden inte lika dramatisk mellan alternativ 1 och 2.

Man jämför konsekvenserna för de två strategierna och konstaterar att alternativ 1 har några viktiga nackdelar jämfört med alternativ 2:

- Betydligt fler laboratorieanalyser krävs; fyra istället för en analys per beslutsenhet.
- Större jordvolym måste schaktas bort och deponeras, eftersom typ 2-fel förväntas.
- Mer grävning och transporter leder till mer trafik samt utsläpp till luft.

Kärnfrågan blir därmed om den lägre sannolikheten för typ 1-fel väger upp nackdelarna ovan. För att kunna bedöma detta måste man beakta vilka risker som typ 1-felen kan ge upphov till. Vid den aktuella platsen är riskerna främst kopplade till skydd av markmiljön. Att felaktigt lämna kvar en beslutsenhet med en medelhalt något över åtgärds målet skulle antagligen få små konsekvenser. Dessutom är sannolikheten för typ 1-fel ganska låg (6 %) redan med alternativ 2. Slutsatsen blir därför att det är fullt tillräckligt att utföra klassningen med alternativ 2, dvs. baserat på samlingsprov från 4 provgropar per beslutsenhet. Denna slutsats bygger dock på ett viktigt antagande som bör poängteras: Att provberedning genomförs på laboratoriet så att de uttagna analysproverna blir representativa för samlingsproven. Om detta inte görs kan alternativ 2 fungera betydligt sämre eftersom provets heterogenitet då kan påverka resultatet. Detta exempel visar att provberedning på laboratoriet är en viktig aspekt vid klassning av massor med hjälp av samlingsprov.

Vad hade slutsatsen blivit om sannolikheten för typ 1-fel varit större eller om skyddsobjektet haft ett mycket högt skyddsvärde, t.ex. barn vid en förskola? Då hade det antagligen varit mer motiverat att utföra klassningen baserat på UCLM, för att säkerställa att inga risker finns kvar på området efter genomförd åtgärd; se Exempel 3 i Avsnitt 3.3.

3.7 Exempel 7 – Stora beslutsenheter och duplikatprov

Inför arbete med ny detaljplan i kvarteret Kluringen utfördes en miljöteknisk markundersökning. Planerad markanvändning var industriändamål. Resultaten från undersökningen visade att det förekommer metaller och PAH i halter som överskrider Naturvårdsverkets MKM-riktvärden och att området behövde efterbehandlas. De generella riktvärdena föreslogs som åtgärds mål. Området var till stora delar utfyllt med fyllnadsmassor av varierande ursprung och med en mäktighet på 3 m.

Man lät utföra en kompletterande undersökning som syftade till att ge underlag för en saneringsplan för kommande efterbehandling. Därmed fick man ytterligare en datamängd och den slogs samman med den första. Massorna förklassificerades *in situ*.

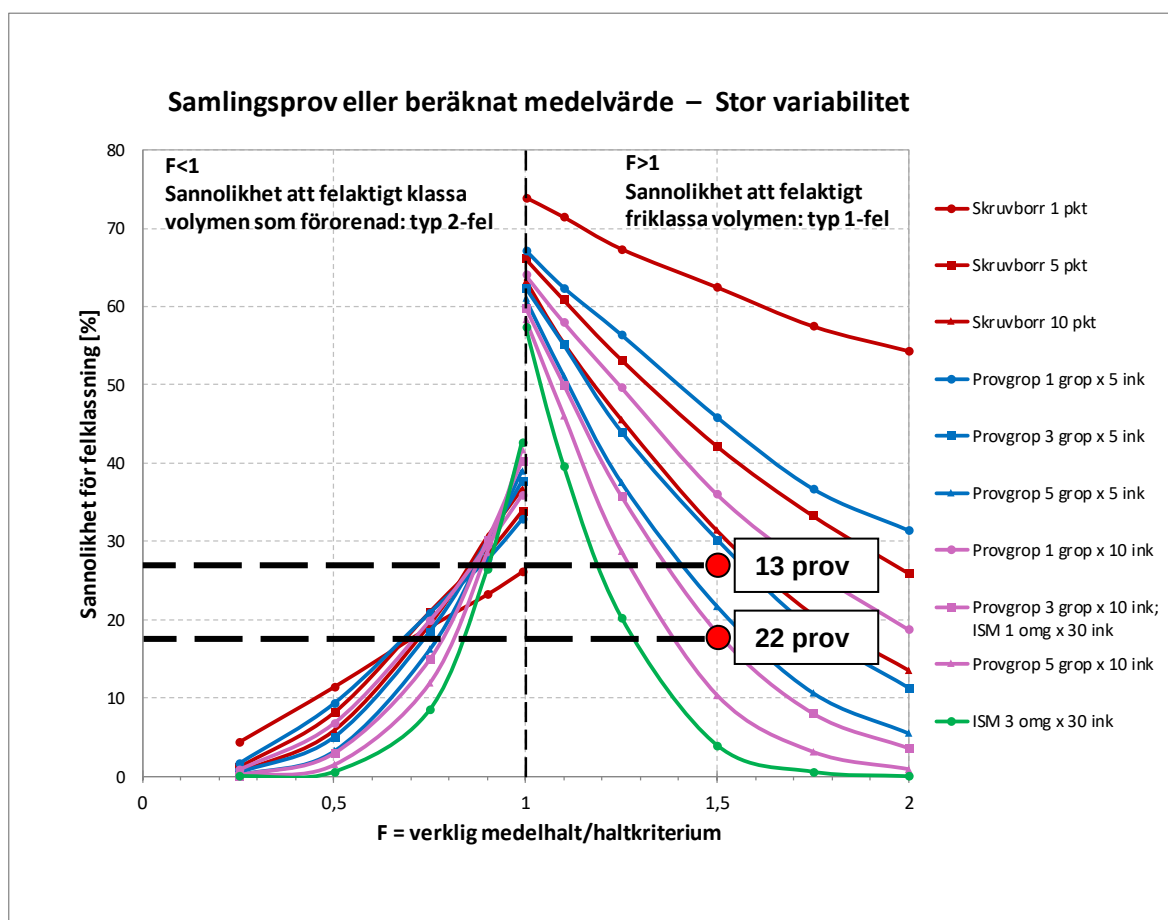
Områdets area var ca 8000 m² (ca 100×80 m²) och hanterades som en enda enhet. Det baserades på att områdets historik, geologi och styrande risker var sådana att man bedömde att ingen uppdelning av området i mindre beslutsenheter krävdes (ytmassigt). Däremot gjordes en djupindelning mellan 0 och 3 meters djup, vilket ledde till att antalet beslutsenheter i praktiken blev fem; se Tabell 3-3. Den totala jordvolymen som skulle klassas var därmed 24 000 m³.

Tabell 3-3. Djupindelning samt antal samlingsprover och delprover per djupnivå, enligt den utförda klassningen. Provtagningen utfördes med skruvborr.

Beslutsenhet, nr	Djupintervall (m)	Antal samlingsprov	Antal delprov
1	0 - 0,5	3	14
2	0,5 - 1,0	3	15
3	1,0 - 1,5	3	22
4	1,5 - 2,5	3	21
5	2,5 - 3,0	3	13

I tabellen framgår antalet delprover per beslutsenhet (djupintervall). Antalet prover för varje beslutsenhet varierade mellan 13 och 22. Varje prov som togs delades i tre delar och delproven slogs samman till samlingsprov – tre duplikat för varje beslutsenhet. Fältprovtagningen utfördes med skruvborr. Klassningen baserades på medelvärdet av de tre analyserade samlingsproverna för varje beslutsenhet. Frågan är nu hur bra denna strategi är och om det finns några särskilda problem.

Eftersom det inte gjorts någon statistisk utvärdering av datamängden så är variabiliteten okänd. För säkerhets skull antas därför att variabiliteten är stor och därmed används Figur 2-5. Utvärderingen görs vid föroreningsnivån $F=1,5$. I Figur 3-7 (kopia av Figur 2-5) har de röda kurvorna för skruvborrprovtagning extrapolerats till 13 respektive 22 prover per beslutsenhet, enligt Tabell 3-3 ovan.¹³



Figur 3-7. Extrapolation av provtagning med skruvborr till 13 respektive 22 provpunkter.

Resultatet från Figur 3-7 är att sannolikheten att felaktigt friklassa en beslutsenhet varierar mellan ca 18 % och 27 % för de olika djupintervallen. Med andra ord, om den verkliga medelhalten i området överstiger åtgärds målet med 50 % ($F = 1,5$) så är sannolikheten att ändå felklassa en beslutsenhet 18 % till 27 %. Det kan tyckas vara höga sannolikheter för felklassning eftersom det i detta fall ändå finns en ansenlig datamängd. Man måste dock komma ihåg att resultatet bygger på antagandet att variabiliteten är stor

¹³ Punkten för 22 skruvborrpunkter råkar hamna ungefär på kurvan för 3 provgropar á 10 inkrement. Det betyder att 22 skruvborrpunkter ungefär motsvarar 30 inkrement från provgropar. Orsaken är skillnad i varians mellan de två skalorna (volym-varianseffekten).

inom området. Om vi istället antar att variabiliteten är måttlig (Figur 2-4) så sjunker sannolikheterna för felklassning till under 10 %, vilket är en mer acceptabel nivå. Detta visar att det är viktigt att göra en statistisk utvärdering av befintliga data, så att man kan utnyttja informationen så effektivt som möjligt.

En berättigad fråga är om de tre samlingsproven per beslutsenhet gör klassningen säkrare eller inte. I beslutsenhet nr 5 används exempelvis 13 delprover per samlingsprov och eftersom 3 samlingsprov tas så borde det totala antalet delprov bli $3 \times 13 = 39$. Kan man resonera så? I provtagningsstrategin ISM kan antalet inkrement summeras på detta sätt eftersom varje inkrement tas oberoende av de övriga. Det gör att varje samlingsprov är ett oberoende replikat. Så är det inte i exemplet ovan. Där tas samlingsproven som duplikat, dvs. de tre samlingsproven baseras på jord från samma provpunkter. Det får till följd att samlingsproven kommer att uppvisa en lägre variabilitet¹⁴. Därför är det korrekt att använda 13 delprover vid utvärderingen av beslutsenhet 5 och inte 39 stycken.

Finns det några särskilda problem med strategin? Även detta exempel bygger på att de analysprover som tas ut på laboratoriet verkligen är representativa för samlingsproverna. För att säkerställa detta krävs provberedning på laboratoriet så att heterogeniteten i provet reduceras. Om det inte görs så kan strategin fungera sämre än vad utvärderingen ovan visar. Hur mycket sämre går dock inte att bedöma eftersom det beror på exakt hur laboratoriet går tillväga när analysprovet tas ut. I bästa fall är samlingsprovet så pass homogent att effekten blir liten men i värsta fall kan analysresultatet bli mer eller mindre slumpmässigt, beroende på vilka jordpartiklar som råkar hamna i analysprovet. Samlingsprover är extra utsatta för denna felkälla eftersom de kan innehålla jord med mycket olika föroreningshalter (Figur 4-2).

Ett annat problem kopplar till beslutsenheternas storlek (area). Hela upplägget i exemplet bygger på att området areellt kan hanteras som en enda beslutsenhet. Enligt Avsnitt 2.5 finns det åtskilliga faktorer som påverkar vilken storlek på en beslutsenhet som är lämplig, bl.a. de styrande hälso- och miljöriskerna på området. Kommer en felaktig friklassning att leda till att allvarliga risker kvarstår i området efter åtgärd? Tidigare genomförd riskbedömning bör kunna ge svar på detta. I exemplet har man gjort en förenklad riskbedömning och då är det inte säkert att de styrande riskerna tydliggjorts. Det innebär att det kan saknas information för att bedöma om den föreslagna strategin är acceptabel eller inte. Det finns två lösningar på detta: Antingen kompletterar man med den information som saknas eller också tillämpar man försiktighetsprincipen och minskar storleken på beslutsenheterna.

3.8 Exempel 8 – Beräkning av antal felklassade beslutsenheter

Marken vid ett f.d. industriområde är förorenad med koppar och ska åtgärdas genom schaktsanering. Totalt ska 60 beslutsenheter klassas, vardera med en area på 100 m² och ett djup på 1 meter, totalt 6 000 m³ jord. Åtgärds målet för koppar har bestämts till 350 mg/kg TS och det ska tillämpas på varje beslutsenhet. Den provtagningsstrategi som ska utvärderas är *provtagning med skruvborr i fyra punkter per beslutsenhet*. Frågan är hur många beslutsenheter som kan förväntas att klassas fel med denna provtagningsstrategi. I exemplet tillämpas den metodik som beskrivs i Avsnitt 4.6.4 där följande arbetsgång föreslås:

1. Gruppera beslutsenheterna i koncentrationsklasser
2. Uppskatta representativ halt och F-värde för respektive klass
3. Beräkna det förväntade antalet felklassningar i respektive klass

¹⁴ Variabiliteten omfattar därmed enbart heterogenitet kopplad till samlingsproverna, inte storskalig heterogenitet inom en beslutsenhet.

1. Gruppera beslutsenheterna i koncentrationsklasser

Först uppskattas F_{max} och F_{min} enligt Avsnitt 4.6.3. Variabiliteten är måttlig, vilket gör att Figur 2-4 kan användas för att bedöma sannolikheter för felklassning. Interpolation (skruvborr 4 provpunkter) samt extrapolation (sannolikheten för felklassning = 0) ger $F_{max} \approx 3$. Detta motsvarar en kopparhalt på ca 1000 mg/kg. På motsvarande sätt kan F_{min} uppskattas till ca 0,2. Det motsvarar en kopparhalt på 60 mg/kg. Utifrån F_{min} , F_{max} och $F = 1$ kan fyra olika koncentrationsklasser definieras; se Tabell 3-4.

Baserat på tidigare undersökningar kan man göra en ungefärlig prognos av hur stor andel av beslutsenheterna som kommer att hamna i respektive klass. Denna beräkning är givetvis högst ungefärlig och baseras på en statistisk beräkning av hur stor andel av området som ligger inom varje koncentrationsklass. Tabell 3-4 visar resultatet av detta steg: 5 stycken beslutsenheter uppskattas ha en medelhalt under 60 mg/kg och 10 stycken en halt som överstiger 1000 mg/kg. Dessa 15 beslutsenheter ligger så långt ifrån åtgärds målet att de därmed inte kommer att felklassas med aktuell provtagningsstrategi. Man kan därmed bortse från dessa två klasser. Av de återstående beslutsenheterna placeras 10 stycken i klassen 60 - 350 mg/kg och 35 stycken i klassen 350 - 1000 mg/kg baserat på den tidigare undersökningen.

2. Uppskatta representativ halt och F -värde för respektive klass

Nästa steg är att uppskatta den halt som bäst representerar respektive klass. Här måste en grov bedömning göras baserat på tidigare undersökningsresultat. Allra enklast är att använda mittpunkten i klassen. I klassen 350 - 1000 mg/kg ligger mittpunkten vid 675 mg/kg, vilket väljs som representativ halt. På motsvarande sätt är mittpunkten 205 mg/kg i intervallet 60 - 350 mg/kg.

De representativa halterna kan översättas till F -värden genom att dividera den representativa halten med åtgärds målet 350 mg/kg. Detta ger de representativa F -värden som redovisas i Tabell 3-4.

3. Beräkna det förväntade antalet felklassningar i respektive klass

I det avslutande steget beräknas det förväntade antalet felklassade beslutsenheter. Först måste dock sannolikheten för felklassning i respektive klass uppskattas. Det görs genom att läsa av dessa sannolikheter i Figur 2-4 för respektive F -värde. Avläsningen kräver interpolation eftersom det saknas kurva för provtagning med skruvborr i 4 punkter. I Tabell 3-4 visas resultatet: Sannolikheten 0,11 vid $F = 0,59$ samt 0,18 vid $F = 1,9$. Notera att den första sannolikheten avser typ 2-fel medan den andra avser typ 1-fel.

Tabell 3-4. Uppskattning av antal felklassade beslutsenheter vid provtagning med skruvborr i fyra punkter per beslutsenhet.

Koncentrationsklass	<60 mg/kg	60 – 350 mg/kg	350 – 1000 mg/kg	>1000 mg/kg
Antal beslutsenheter	5 st	10 st	35 st	10 st
Representativ halt	–	205 mg/kg	675 mg/kg	–
Representativt F -värde	–	0,59	1,9	–
Sannolikhet för felklassning	0	0,11	0,18	0
Typ av fel	–	Typ 2	Typ 1	–
Förväntat antal felklassningar	0	1,1 st	6,3 st	0

Det förväntade antalet felklassade beslutsenheter beräknas genom att multiplicera sannolikheten för felklassning med antalet beslutsenheter i klassen. Av Tabell 3-4 framgår att endast en (1 st) beslutsenhet förväntas att felaktigt klassas som förorenad (typ 2 fel) samt att ungefär 6 stycken beslutsenheter förväntas

att felaktigt friklassas (typ 1-fel). Med andra ord förväntas mer än 10 % av samtliga beslutsenheter att felklassas med den föreslagna provtagningsstrategin. Det är en relativt hög andel. Eftersom varje beslutsenhet motsvarar 100 m^3 jord så innebär resultatet att i storleksordningen $6 \times 100 \text{ m}^3 = 600 \text{ m}^3$ förorenad jord felaktigt kan komma att lämnas utan åtgärd på grund av den föreslagna provtagningsstrategin.

4. Fördjupning och teori

I detta kapitel beskrivs flera olika aspekter som är viktiga vid klassning av beslutsenheter. Kapitlet är tänkt att fungera som uppslagsdel för Kapitel 2 och 3.

Det finns en mängd faktorer som kan påverka klassning av beslutsenheter, både själva upplägget av provtagningen (provtagningsstrategin) och förhållanden på den specifika platsen. Allra mest grundläggande är förorenings heterogenitet eftersom den är huvudorsaken till varför det behövs en provtagningsstrategi överhuvudtaget. Andra viktiga faktorer är hälso- och miljörisker, jordartsförhållanden samt förorenings-typ (metaller, organiska ämnen, vätskor, flyktiga ämnen). I vissa fall kan även andra faktorer vara viktiga, exempelvis avstånd till grundvatten samt stabilitetsförhållanden.

Några viktiga aspekter i en provtagningsstrategi är storleken på en beslutsenhet (horisontellt och vertikalt), antalet provpunkter per beslutsenhet samt hur provpunkterna placeras (detsamma gäller antalet inkrement och deras placering). Även provtagningsteknik, provberedning samt och laboratorieanalyser är viktiga delar i en provtagningsstrategi.

Allt detta innebära att antalet möjliga kombinationer av de olika aspekterna blir närmast oändligt. Därför går det inte att ge exempel på alla varianter utan man måste förlita sig på ett urval typexempel med bakomliggande teorier. De teoretiska grunderna beskrivs i detta kapitel medan några vanliga provtagningsstrategier beskrivs i Kapitel 5.

4.1 Heterogenitet, homogenitet och variabilitet

Föreningens heterogenitet är grundorsaken till varför det krävs en provtagningsstrategi för att klassa förorenade massor. Om föroreningen vore homogent fördelad skulle det endast krävas ett (1 st) prov för att klassa en beslutsenhet korrekt men i praktiken är det aldrig tillräckligt. För att utforma en bra provtagningsstrategi krävs god förståelse av vad föroreningens heterogenitet omfattar, hur den uppkommer och hur den bör hanteras.

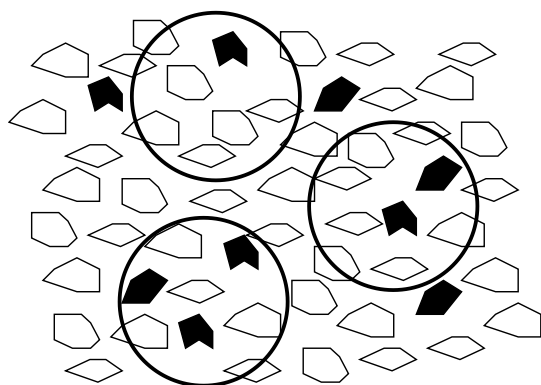
Begreppen heterogenitet och variabilitet är besläktade med varandra men de är inte identiska. Med heterogenitet avses normalt att ett material eller en viss egenskap varierar i rummet (rumslig heterogenitet). Exempelvis kan materialet i en jordvolym var heterogent med avseende på kornstorlek, förekomst av avfall, främmande material m.m. Begreppet används även för markens egenskaper som exempelvis porositet, hydraulisk konduktivitet och föroreningshalt. Normalt görs en kvalitativ bedömning av heterogenitet¹⁵ medan det är enklare att beskriva variabilitet kvantitativt.

Föroreningens rumsliga heterogenitet kan delas in i tre typer beroende på vilken skala den uppträder i:

- Partikelheterogenitet (skalan cm och mindre)
- Småskalig heterogenitet (skalan cm till meter)
- Storskalig heterogenitet (skalan meter och större)

¹⁵ I provtagningsteorin för partikulära material beskrivs däremot heterogenitet kvantitativt (Pitard, 1993).

Partikelheterogeniteten¹⁶ har normalt störst betydelse när representativa analysprov ska tas på laboratorium. Det är med andra ord i provskalan som partikelheterogeniteten är viktigast att beakta. Heterogeniteten beror på jordmaterialets kornstorleksfördelning. Föroreningen är ofta knuten till små partiklar men det är de största partiklarna som bidrar mest till provets massa och därmed till provets medelhalt, oavsett om dessa partiklar innehåller förorening eller inte. Därför har det stor betydelse hur många stora partiklar som råkar hamna i analysprovet. Ett annat fall där partikelheterogenitet är viktig är då det förekommer partiklar med mycket högt föroreningsinnehåll, exempelvis fragment av blyhagel eller färgflagor (Figur 4-1). Om en sådan partikel hamnar i analysprovet kan det få stor påverkan på resultatet. Partikelheterogenitet kan inte reduceras genom homogenisering utan det krävs att partiklarna krossas eller mals till mindre storlek.¹⁷ För att detta ska utföras på laboratoriet krävs normalt att man beställer särskild provberedning.



Figur 4-1. Illustration av partikelheterogenitet (Back, 2003; efter Pitard, 1993). Beroende på var analysprovet tas kommer antalet förorenade partiklar att variera.

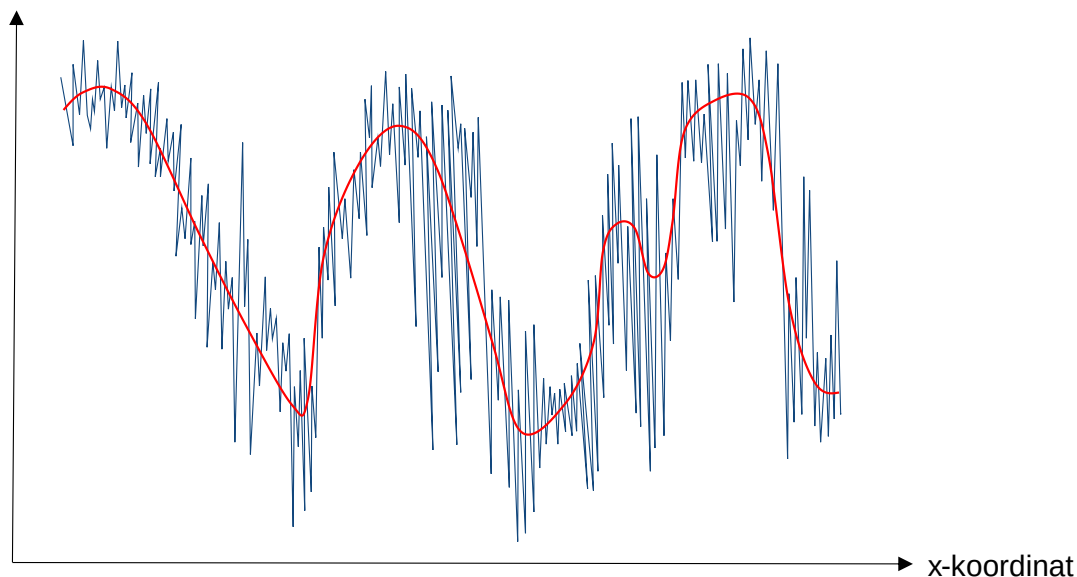
Den andra och tredje typen av heterogenitet orsakas av att föroreningen är rumsligt fördelad i jordvoly-
men.¹⁸ Effekten av detta illustreras i Figur 4-2. Orsaken till heterogeniteten är att en förorening aldrig sprids homogent i jord, varken i liten eller stor skala. Det är i provskalan som den småskaliga heterogeniteten kan få stor effekt. Särskilt stor kan effekten bli om provet utgörs av ett samlingsprov eftersom ett sådant kan innehålla delvolymmer med mycket olika föroreningshalter. Om den småskaliga heterogeniteten inte hanteras kan den leda till analysresultat som framstår som slumpmässiga (halten kan variera flera tiopotenser). Genom homogenisering och neddelning av provet kan denna heterogenitet minskas. En sådan provberedning behöver beställas av laboratoriet.

¹⁶ Partikelheterogeniteten kallas på engelska *constitution heterogeneity* (Pitard, 1993).

¹⁷ Beroende på provtagningens syfte kan det ibland vara lämpligare att avlägsna de stora partiklarna.

¹⁸ Den små- och storskaliga heterogeniteten kallas tillsammans för *distribution heterogeneity* (Pitard, 1993).

Föroreningshalt



Figur 4-2. Schematisk illustration av rumslig variabilitet som orsakas av småskalig respektive storskalig heterogenitet. Den småskaliga heterogeniteten ger upphov till kraftiga koncentrationsvariationer på korta avstånd (blå linje). Röd linje illustrerar mer storskaliga variationer.

Vid klassning av massor *in situ* är det primärt den storskaliga heterogeniteten som man vill hantera, så att medelhalten i en beslutsenhet kan skattas med god säkerhet. Det är inte realistiskt att fysiskt försöka reducera den storskaliga heterogeniteten eftersom det skulle kräva att hela beslutsenhetens jordvolym homogeniserades. Istället finns det två andra framkomliga vägar:

- Man skapar ett eller flera samlingsprover som vart och ett representerar hela beslutsenheten.
- Man tar flera enskilda prover som tillsammans representerar hela beslutsenheten.

Samtliga provtagningsstrategier som beskrivs i denna publikation bygger på något av dessa två angreppssätt. Att ta samlingsprover som korrekt representerar en beslutsenhet (det första alternativet) kräver en noggrant utformad strategi. Det är en sådan strategi som tillämpas vid inkrementell provtagning (ISM). Det andra sättet, att ta flera enskilda prover, fungerar också men kostnaden kan bli hög eftersom föroreningshalten måste bestämmas i fler prover.

Det är ovanstående tre typer av heterogenitet som ger upphov till provtagningsfel i fält och på laboratorium. Slumpmässiga fel uppkommer vid själva valet av den jordvolym som ska ingå i provet. Dessutom kan själva provuttaget ge upphov till systematiska fel¹⁹. Notera att de tre typerna av heterogenitet förekommer samtidigt men vilken eller vilka som dominerar beror på frågeställningen. I stora jordvolym, som egenskapsområden och beslutsenheter, är det den storskaliga heterogeniteten som dominerar. Om man däremot betraktar provskalan (några liter jord) så är den småskaliga heterogeniteten viktigast. På laboratoriet, där man tar ut analysprovet, blir även heterogeniteten på partikelnivå betydelsefull. Vid klassning av förorenade massor måste alla dessa typer av heterogenitet hanteras korrekt för att klassningen ska bli tillförlitlig. Därför räcker det inte med att göra en noggrann provtagning i fält om provberedningen på

¹⁹ Korskontaminering, systematisk uteslutning av vissa kornfraktioner, över- eller underrepresentation av vissa djupnivåer etc.

laboratoriet brister. Motsatsen till heterogenitet är homogenitet, dvs. avsaknad av heterogenitet. Homogenitet förekommer i praktiken aldrig helt och hållet (Pitard, 1993). Däremot kan begreppet homogenitet vara användbart när man översiktligt vill beskriva en jordvolym i grova drag. Utgångspunkten vid klassning av förorenade massor bör däremot vara att föroreningen förekommer heterogent, vilket nästan alltid är fallet. Gränsdragningen mellan begreppen homogen och heterogen är dock otydlig och delvis subjektiv.

Variabilitet beskriver hur en egenskap varierar, i tid eller rum. Ofta beskrivs variabiliteten kvantitativt med ett statistiskt mått. I denna publikation används variationskoefficienten för att beskriva föroreningshaltens relativa rumsliga variabilitet. Variationskoefficienten²⁰, *Coefficient of Variation (CV)*, är ett dimensionslöst mått på variationen i koncentration. Den beräknas genom att dividera standardavvikelsen s med medelvärdet $\bar{x}$:

$$CV = \frac{s}{\bar{x}}$$

Resultatet blir ett decimaltal som även kan uttryckas i procent. Om medelvärdet och standardavvikelsen är lika stora blir variationskoefficienten 1, dvs. 100 %. Ett enkelt sätt att beräkna CV är att använda det statistikprogram i Excel som Chalmers tekniska högskola tog fram i Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar sanering.²¹

Är en variabilitet på exempelvis 100 % mycket eller litet? Det beror på omständigheterna. Exempelvis är variabiliteten för organiska föroreningar normalt större än för metaller. Föroreningar som PAH, PCB och dioxiner, men även tungmetaller i fyllnadsmassor, kan förekomma mycket heterogent i marken. I Tabell 4-1 visas hur olika CV kan tolkas. En viktig egenskap hos variabilitet är att variationskoefficienten CV ökar med minskande provtagningsskala och vice versa. Detta beskrivs utförligare i Avsnitt 4.3.

Tabell 4-1. Variationskoefficienten CV och förslag på hur olika värden kan tolkas (efter Norrman et al., 2009a samt ITRC, 2012). Tabellen kan användas som hjälp vid skattning av variabilitet vid planering av en provtagning.

CV	Förslag på tolkning
<0,5	Mycket liten variabilitet. Data är troligen normalfördelade.
0,5-1	Liten variabilitet. Data kan troligen betraktas som normalfördelade.
1-1,5	Måttlig variabilitet. Data följer en skev fördelning, t.ex. lognormalfördelning. Dataspannet är några tiopotenser.
1,5-2	Relativt stor variabilitet. Data följer en skev fördelning, t.ex. lognormalfördelning. Dataspannet är flera tiopotenser.
2-3	Stor variabilitet. Data följer en mycket skev fördelning, t.ex. lognormalfördelning. Dataspannet är åtskilliga tiopotenser.
>3	Mycket stor variabilitet. Dataspannet är åtskilliga tiopotenser.

²⁰ Kallas även relativ standardavvikelse.

²¹ Excelprogrammet finns tillgängligt på SGI:s webbsidor (sök på ”att utvärdera data”).

Tumregler och hållpunkter

- Förorenings heterogenitet består av tre typer: partikelheterogenitet, småskalig heterogenitet samt storskalig heterogenitet.
- Den storskaliga heterogeniteten kan hanteras genom att man tar många prover (eller många inkrement).
- Den småskaliga heterogeniteten och partikelheterogeniteten kan reduceras genom särskild provberedning på laboratorium.
- Alla tre typerna av heterogenitet kan påverka resultatet vid klassning av massor.

4.2 Medelhalt och UCLM

Klassning av beslutsenheter baseras på uppmätta föroreningskoncentrationer (halter). Det är viktigt att känna till att en halt alltid är en medelhalt, allt är en fråga om skala. Själva definitionen av koncentration i jord är massa förorening per massa jord. Massa jord kan direkt översättas till en volym jord och föroreningskoncentrationen är medelhalten i denna volym. På motsvarande sätt är halten i ett jordprov densamma som medelhalten i provet, eller medelhalten i provpunkten om provet är representativt. När man vill klassa en beslutsenhet så är det normalt medelhalten som klassningen bör baseras på, eller snarare den skattade medelhalten.²²

Det är viktigt att känna till skillnaden mellan verklig medelhalt och skattad medelhalt. När en beslutsenhet ska klassas så vet man aldrig hur stor den verkliga medelhalten är – och man kommer heller aldrig att få veta det. Det bästa man kan göra är att försöka skatta den verkliga medelhalten så bra som möjligt. Ju bättre man skattar medelhalten, desto närmare den verkliga medelhalten kommer man. Men samtidigt ökar arbetsinsatsen och kostnaderna. Det gäller därför att göra en lämplig avvägning mellan osäkerhet och arbetsinsats/kostnad.

De flesta förorenade jordar består av partiklar med olika kornstorlekar. Därför är det viktigt att bestämma vilken kornstorleksfraktion som klassningen ska baseras på. Föroreningshalterna kan variera kraftigt mellan olika kornstorlekar. Normalt erhålls laboratorieresultat för kornstorlek <2 mm och då kommer även den skattade medelhalten att gälla för denna kornstorlek. Medelhalten i större kornfraktioner kan vara betydligt lägre.

Av ovanstående följer att alla halter i denna publikation avser medelhalter, i en eller annan form. Vilken volym som medelhalten avser framgår för det mesta av sammanhanget. Kopplingen mellan medelhalt och provtagningsskala diskuteras ytterligare i Avsnitt 4.3.

²² Det förekommer även andra angreppssätt där man förutom medelhalt baserar klassningen på andra statistiska mått; se Avsnitt 4.7.

Ibland vill man gardera sig för osäkerheten i den skattade medelhalten, så att man inte felaktigt råkar friklassa en beslutsenhet (se nedan). I sådana fall använder man sig ofta av UCLM, den övre ensidiga konfidensgränsen för medelhalten (*Upper Confidence Limit of the Mean*).²³ UCLM är alltid högre än det beräknade medelvärde. Klassning av beslutsenheter med UCLM diskuteras även i Avsnitt 4.5.

Även om UCLM-värden tas fram med syfte att ta höjd för osäkerheter så kan dessa värden i sig vara osäkra. Som hjälp för att beräkna och bedöma UCLM-värden kan programvaran ProUCL från US EPA (2015) med fördel användas. För att kunna beräkna UCLM krävs teoretiskt minst två mätvärden per beslutsenhet men i praktiken behövs fler för att det beräknade UCLM-värdet ska vara meningsfullt och tillförlitligt. Hur många mätvärden som behövs beror på variabiliteten. Så få som tre mätvärden kan vara tillräckligt om data är normalfördelade.²⁴ Om variabiliteten är hög så är fem mätvärden per beslutsenhet ett minimum – i programvaran ProUCL rekommenderas 8 - 10 mätvärden (US EPA, 2015). Om antalet mätvärden är litet så riskerar man att få UCLM-värden som är mycket höga och som dessutom har en begränsad tillförlitlighet.

Tumregler och hållpunkter

- Alla föroreningshalter är medelhalter.
- Medelhalten i en beslutsenhet är alltid okänd.
- Klassning av beslutsenheter bör normalt göras baserat på skattad medelhalt.
- I vissa fall kan man behöva ta höjd för osäkerheterna och utföra klassningen på annat sätt, exempelvis med hjälp av UCLM.
- Om föroreningsvariabilitet är stor krävs minst 8 - 10 mätvärden för att beräknade UCLM-värden ska vara tillförlitliga.

4.3 Provtagningskala och representativ volym

Skalan är en mycket viktig aspekt att beakta vid provtagning (SIS, 2006). Provtagningskalan är den volym eller massa som provet representerar, inte nödvändigtvis själva jordvolymen i provet. Den representativa volymen påverkas av antalet inkrement som ett prov består av, mängden jord i provet, var i beslutsenheten som inkrementen har tagits samt hur provet hanteras på laboratoriet (provberedning osv.). Inom geostatistiken kallas den representativa volymen för *support*.

Nedan görs en relativ bedömning av storleken på den representativa volymen för några vanliga typer av provtagningar och mätningar (flera av provtagningsteknikerna beskrivs i Kapitel 5). De är rangordnade

²³ Ofta används begreppet *Upper Confidence Limit* (UCL) som synonym.

²⁴ Data från noggrant skapade samlingsprov, t.ex. med inkrementell provtagning, kan vara normalfördelade.

från liten till stor representativ volym:

- Enskild XRF-mätning
- Inkrement (grabbnäveskala)
- Enskilt prov med skruvborr (skruvborrskala)
- Prov från provgrop (samlingsprov av flera inkrement)
- Samlingsprov²⁵ från flera skruvborrpunkter
- Samlingsprov från flera provgropar (generalprov)
- Samlingsprov från beslutsenhet med hjälp av ISM



Ökande
representativ
volym

Vid klassning av beslutsenheter bör man sträva efter att nå så stor representativ volym som möjligt inom beslutsenheten. Ju större den representativa volymen är, desto säkrare kommer klassningen att bli. Maximal säkerhet uppnås då den representativa volymen är lika stor som beslutsenhetens volym.²⁶ Det är detta man försöker uppnå med inkrementell provtagning (ISM); se Avsnitt 5.1.3.

Förklaringen till att klassningen blir säkrare ju större den representativa volymen är, ligger i hur variabiliteten påverkas. Variabiliteten i en datamängd minskar nämligen om den representativa volymen ökar. Detta fenomen kallas för *volym-varianseffekten* (Myers, 1997), vilket syftar på att variansen beror av volymen.²⁷ Anledningen till att variansen minskar med ökande representativ volym är att höga och låga halter blandas ut inom den större volymen, vilket ger en utjämnande effekt. Eftersom variansen påverkas så påverkas även standardavvikelsen och variationskoefficienten CV, som också blir lägre för datamängder där proverna har större representativ volym.

Förutom att variansen minskar med ökande volym så påverkas även datamängdens skevhet. En datamängd med stor representativ volym blir mindre skev än motsvarande datamängd med mindre representativ volym. Datamängden blir därmed mer lik en normalfördelning när den representativa volymen ökar.²⁸ Normalfördelade data underlättar statistiska beräkningar ger ofta säkrare skattningar än skeva datamängder.

Enligt ovan har enskilda prover tagna med skruvborr mindre representativ volym än samlingsprov från provgropar. Det medför att variansen blir större för skruvborrdata, vilket i sin tur leder till större osäkerhet i klassningen av beslutsenheter. Detta är en av förklaringarna varför vissa provtagningsstrategier ger säkrare klassning än andra.

²⁵ Strategier med samlingsprov har samma representativa volym som strategier där medelvärde beräknas från enskilda prov. Detsamma gäller strategier där UCLM beräknas istället för medelvärde.

²⁶ Detta förutsätter att noggrann och korrekt provberedningen har gjorts.

²⁷ Denna varians ska inte förväxlas med variansen inom en volym. Variansen inom en stor volym är ofta större än inom en mindre volym, i enlighet med vad man kan förvänta sig. Texten ovan handlar däremot om hur variansen i en datamängd påverkas av provernas storlek.

²⁸ En normalfördelning är symmetrisk, till skillnad från en lognormalfördelning som är skev.

Tumregler och hållpunkter

- Med provtagningsskala avses provets representativa volym, inte själva jordprovets volym.
- Prover med stor representativ volym är att föredra när beslutsenheter ska klassas.
- Prover har maximalt representativitet då provtagningsskalan är densamma som beslutsenhetens volym.
- Volym-varianseffekten innebär att data som representerar små jordvolymmer har större varians än data som representerar stora jordvolymmer.

4.4 Beslutsenhet och exponeringsenhet

Uttryck av typen ”*all jord med halter av ämne X över åtgärdsområdet Y ska grävas bort*” måste, för att vara meningsfulla, också innehålla information om hur stor volym detta skall gälla för. Formuleringen bör därför snarare vara ”*all jord med medelhalten av ämne X över åtgärdsområdet Y i Z kubikmeter jord ska grävas bort*”.²⁹ I svensk litteratur har denna volym Z tidigare bland annat kallats för selektiv efterbehandlingsvolym (SEV) – se t.ex. Naturvårdsverket (1997) – men även begrepp som schaktruta och saneringsenhet förekommer. I denna publikation används däremot begreppet beslutsenhet (jämför eng. *decision unit*) för den volym som ska klassas.

Klassning av massor *in situ* är ofta 2-dimensionell. Det innebär att beslutsenheten har en viss area och en konstant mäktighet (tjocklek). Om alla prover som tas penetrerar hela beslutsenheten vertikalt kan man ur provtagningssynpunkt betrakta beslutsenheten som 2-dimensionell (Pitard, 1993). I de fall proverna inte omfattar beslutsenhetens hela djup måste man däremot betrakta beslutsenheten som 3-dimensionell.³⁰ Det blir då svårare att ta prover som korrekt representerar beslutsenheten eftersom en 3-dimensionell provtagning kräver att man även beaktar provernas djup, inte bara hur de placeras över en yta. Därför är det en fördel om provtagningen läggs upp så att beslutsenheterna kan betraktas som 2-dimensionella.

Storlek och form på en beslutsenhet bör definieras objektspecifikt. Lämplig storlek beror på flera olika faktorer som diskuteras i Avsnitt 2.5: klassningens syfte, föroreningens förekomst och variabilitet, styrande exponeringsvägar och risker, planerad markanvändning, masshanteringsaspekter samt ekonomiska aspekter. En av de viktigaste aspekterna är beslutsenhetens koppling till styrande exponeringsvägar och risker för människa och miljö. För att beakta denna aspekt kan man använda sig av det teoretiska begreppet exponeringsenhet. Kopplingen mellan beslutsenheten och exponeringsenheten diskuteras nedan.

Det finns en minsta jordvolym (area och djup) som utgör ett problem ur risksynpunkt. Denna area eller volym kallas för exponeringsenhet (eng. *exposure unit* eller *exposure area*). En viktig egenskap hos en exponeringsenhet är att den rumsliga variationen av föroreningshalter inom enheten saknar betydelse ur

²⁹ Ur statistisk synvinkel bör man dessutom lägga till med vilken säkerhet beslutet skall fattas.

³⁰ Klassning av massor upplagda i högar är ofta 3-dimensionella problem. Normalt är det betydligt svårare att få ett bra resultat med 3-dimensionell provtagning än med 2-dimensionell.

risksynpunkt.³¹ Beslutsenheten bör ha en nära koppling till den risk som är styrande för riktvärdet/åtgärds målet, allt för att rätt mängd jord ska avlägsnas. Det innebär att beslutsenhetens storlek inte bör avvika alltför mycket från storleken på exponeringsenheten. Detta kan bäst illustreras med ett par exempel. Om riktvärdet styrs av skydd för ytvatten är exponeringsenheten mycket stor, arealmässigt kanske lika stor som hela det förorenade området, eftersom små områden med höga halter kommer att ge ett mycket litet bidrag till ytvattnet; se Figur 2-3. Det är då rimligt att definiera stora beslutsenheter. Om den styrande risken däremot avser akuttoxiska effekter (oralt intag hos barn) så är exponeringsenheten liten, i storleksordningen kubikdecimeter eller mindre. I ett sådant fall vill man inte riskera att lämna kvar ens små mängder av jord med akuttoxiska halter. Det är då rimligt att definiera relativt små beslutsenheter. Så små beslutsenheter som kubikdecimeter är dock opraktiskt och orealistiskt att använda. Man måste därför kompromissa och väga in även andra aspekter när beslutsenheternas storlek definieras.

Trots att en exponeringsenhet ofta är betydligt större än den volym som enskilda prover representerar så jämförs ofta data från enskilda prover med ett riktvärde – ett riktvärde som rimligen bör gälla för exponeringsenhetens volym och inte för enskilda prover. Detta tillvägagångssätt är särskilt vanligt i översiktliga undersökningar och förenklade riskbedömningar. I den internationella provtagningslitteraturen har detta tillvägagångssätt lite provocerande kallats för *”every sample is a site”* (Hadley & Mueller, 2012), dvs. varje prov utgör i sig ett objekt som ska riskbedömas. Detta synsätt kan många gånger leda till orimliga konsekvenser. Inte sällan benämns enskilda prover som uppvisar höga halter som *”hotspots”*. Men inom en exponeringsenhet bör alltså dessa värden vägas samman med alla andra prover inom exponeringsenheten för att ge en rättvisande bild av exponeringspotentialen (hotspots kan definitionsmässigt inte förekomma inom en exponeringsenhet – i så fall har en felaktig bedömning gjorts av exponeringsenhetens storlek).

Notera att en exponeringsenhet inte nödvändigtvis är detsamma som ett egenskapsområde. Ett egenskapsområde är ett delområde med förhållandevis enhetliga egenskaper; se Norrman et al. (2009a). Därmed är ett egenskapsområde nära kopplat till hur föroreningen hamnade på platsen, hur halterna varierar, områdets geologi m.m. I detta ligger ett antagande att om föroreningshistorik och geologi gett upphov till en föroreningsbild som är någorlunda homogen, så kan man anta att de statistiska egenskaperna för området är mer eller mindre konstanta, dvs. man kan betrakta egenskapsområdet som en statistisk population ur föroreningssynpunkt. Beskrivande statistik kan då tas fram för egenskapsområdet. En exponeringsenhet kopplar däremot till den risk som den förorenade marken utgör och är ett teoretiskt begrepp. Ett egenskapsområde är däremot ett fysiskt område som kan avgränsas. En beslutsenhet bör aldrig vara större än ett egenskapsområde eftersom man då riskerar att blanda olika statistiska populationer.

För att definiera storleken på beslutsenheterna är det en god idé att först bedöma storleken på exponeringsenheten, dvs. den minsta volym förorenad jord som utgör ett problem ur risksynpunkt. En viktig utgångspunkt är att om haltvariationer inom denna volym anses intressanta ur riskhänseende, då har man gjort en felaktig uppskattning av exponeringsenhetens storlek. Arean eller volymen är då för stor.

Under ideala förhållanden bör beslutsenheten vara lika stor som exponeringsenheten eller mindre. Då har man möjlighet att optimera saneringen ur riskhänseende. Om beslutsenheten är mindre än exponeringsenheten blir det dock viktigt hur åtgärds målet har definierats (Avsnitt 4.7). Onödigt bortgrävning av massor kan bli följden om åtgärds målet kopplar till beslutsenhetens skala samtidigt som risken kopplar till den större exponeringsenheten. Då utförs grävsaneringen i en skala som är mindre än den som är intressant ur risksynpunkt. Konsekvensen kan bli en onödigt kostsam sanering samt negativa effekter kopplade till den

³¹ En förutsättning är att man beaktat alla relevanta exponeringsvägar och miljörisker när man definierat exponeringsenheten.

extra jordvolym som måste hanteras (bullerstörningar, utsläpp av växthusgaser etc.). Regårdh (2008) kallar detta för ”översanering”.

Som framgår ovan, och i Avsnitt 2.5, så finns det aspekter som gör att det kan vara lämpligt med beslutsenheter som är större än exponeringsenheten. I sådana fall riskerar man att lämna kvar förorening som kan utgöra en risk, åtminstone om föroreningen förekommer heterogent inom beslutsenheten. Då stora beslutsenheter används är det därför viktigt att kontrollera att inte detta sker. Det kan göras på flera olika sätt. Ett sätt är att kontrollera variabiliteten inom en beslutsenhet, före eller i samband med klassningen. En stor variabilitet är ett tecken på att det kan förekomma delområden med höga halter inom beslutsenheten. Ett annat sätt är att göra en efterkontroll av de massor som lämnas kvar. En sådan kontroll görs lämpligen genom att man provtar slumpmässigt i exponeringsenhetens skala (exempelvis kubikdecimeter eller mindre om akuttoxicitet är styrande) i de jordmassor som lämnats utan åtgärd. Då blir det möjligt att bedöma hur sannolikt det är att föroreningar som kan utgöra en risk har lämnats kvar. En sådan utvärdering är enkel att utföra: Man plottar data från kontrollprovtagningen i en lognormalfördelningsplot och läser av den kumulativa andel av proverna som överskrider aktuellt kriterium (riktvärde, akuttoxhalt etc.). Denna andel indikerar i hur stor del av området som det kan finnas kvarstående risker. Därefter måste man göra en bedömning om detta resultat är acceptabelt eller inte. Om akuttoxiska halter förekommer är det rimligt att kräva att denna andel ska vara nära noll.

Tumregler och hållpunkter

- En beslutsenhet är en area (eller volym) som ska klassas.
- Vid klassning av massor *in situ* bör de prover som tas penetrera hela beslutsenheten vertikalt.
- Ett egenskapsområde är ett fysiskt område (eller volym) med relativt enhetliga egenskaper.
- En beslutsenhet bör aldrig vara större än ett egenskapsområde.
- En exponeringsenhet är en teoretisk area (eller volym) som är styrande för risken.
- Beslutsenheterna bör helst ha ungefär samma storlek som exponeringsenheten.
- Alltför stora beslutsenheter kan vara olämpliga ur risksynpunkt.
- Om beslutsenheterna är större än exponeringsenheten är det särskilt viktigt att kontrollera att kvarlämnad jord inte innebär risker.

4.5 Felklassning

Det övergripande målet med klassning av beslutsenheter *in situ* är att endast massor som verkligen är förorenade ska klassas som sådana, samtidigt som förorenade massor inte av misstag ska klassas som rena. Man brukar tala om två olika typer av fel:

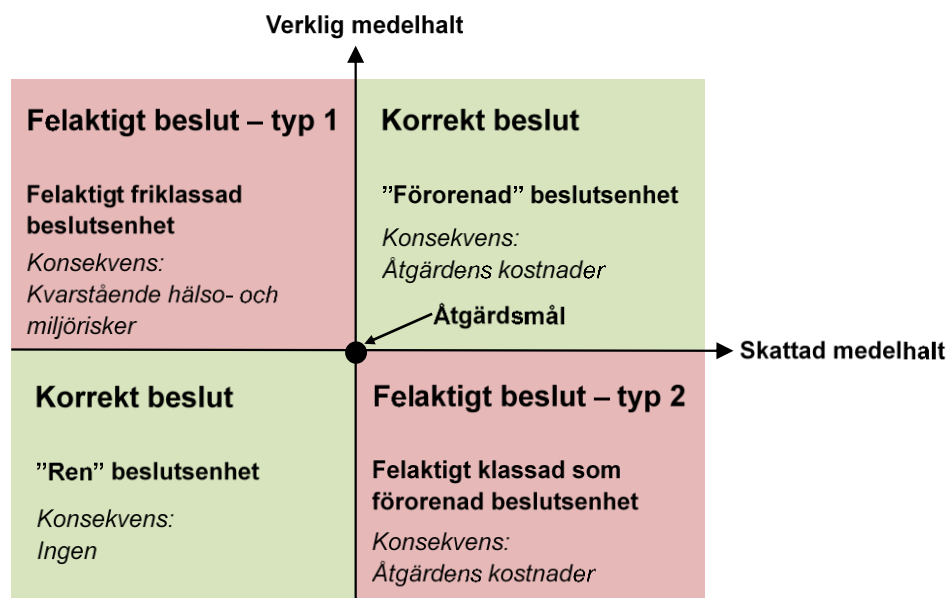
Typ 1-fel: Man drar slutsatsen att jorden inte är förorenad då den i verkligheten är det, s.k. falskt positivt fel eller typ 1-fel (felaktig friklassning)

Typ 2-fel: Man drar slutsatsen att jorden är förorenad trots att den i själva verket inte är det, s.k. falskt negativt fel eller typ 2-fel (felaktig bortgrävning)

Namnen på de två feltyperna har sitt ursprung i hypotestestning inom statistiken. Vid hypotestestning definierar man en nollhypotes som man sedan försöker motbevisa. Vid klassning av förorenade massor definieras normalt nollhypotesen som att massorna är förorenade, dvs. man måste bevisa att massorna är rena för att kunna förkasta nollhypotesen. Det är i detta fall som benämningarna ”negativt fel” respektive ”positivt fel” gäller. Det går naturligtvis att vända på resonemanget, dvs. att nollhypotesen är att massorna är rena, men detta är ovanligt och rekommenderas normalt inte.³²

Målsättningen vid klassning är givetvis att undvika felklassning och göra så rätt som möjligt. Det är dock omöjligt att gardera sig helt och hållet mot båda feltyperna. Om massor felaktigt klassas som förorenade leder det till onödiga kostnader. Det motsatta fallet är att massor felaktigt klassas som rena, vilket kan leda till kvarstående hälso- och miljörisker efter saneringsåtgärden. Sannolikheten för felklassning kan minskas genom att man ökar noggrannheten i provtagningen, men även detta kostar pengar. Det gäller med andra ord att hitta en balans mellan noggrannhet och kostnad.

De möjliga utfallen vid klassningen kan illustreras i en klassningsmatris; se Figur 4-3. Det är vanligt att man försöker gardera sig mot att felaktigt dra slutsatsen att jorden är ren (feltyp 1 ovan), eftersom sådana fel kan leda till kvarstående hälso- och miljörisker efter genomförd åtgärd. Ett sätt att göra detta är att använda sig av UCLM som representativ halt, där UCLM är en skattning av medelhalten med en viss säkerhetsmarginal. Det vanligaste sättet att gardera sig mot den andra typen av fel (typ 2 ovan) är att öka antalet oberoende mätningar, dvs. att ta fler prover.



Figur 4-3. Schematisk klassningsmatris som indikerar två typer av felklassning (röd färg) och två typer av korrekt klassning (grön färg).

³² US EPA (2002) rekommenderar att man som nollhypotes antar att materialet är förorenat eftersom detta är ett konservativt (försiktigt) antagande till skydd för miljön. Man betonar att den alternativa definitionen kräver starka argument. Resonemanget har försiktighetsprincipen som grund.

Konsekvensen av en felklassning enligt typ 1 beror på hur stort felet är, skyddsobjektens skyddsvärde samt känslighet för föroreningen på den aktuella platsen. Om föroreningshalterna ligger nära åtgärds målet spelar en felklassning antagligen inte så stor roll. Ett exempel: Åtgärds målet är 40 mg/kg. Den representativa halten har beräknats till 38 mg/kg och därför friklassas beslutsenheten. Den verkliga medelhalten är dock 42 mg/kg, vilket innebär att beslutsenheten egentligen borde betraktas som förorenad. Eftersom åtgärds målet endast överskrids marginellt så blir konsekvenserna antagligen inte särskilt stora.

En hög sannolikhet för felklassning innebär inte per automatik att konsekvenserna blir stora. Å andra sidan är det i många fall svårt att överblicka konsekvenserna av en hög sannolikhet för felklassning (typ 1) eftersom de verkliga medelhalterna inte är kända. Därför är en hög sannolikhet av typ 1 en varningssignal om att provtagningsstrategin har brister.

Konsekvensen av felklassning enligt typ 2 är enklare att överblicka. Denna feltyp leder till ökade kostnader, ökad tidsåtgång, större utsläpp till luft vid grävning och transporter samt att större volymer massor måste omhändertas t.ex. på en deponi, jämfört med om en korrekt klassning hade gjorts.

Notera exempelvis att sannolikheten 10 % för felklassning INTE innebär att 10 % av alla beslutsenheter kommer att klassas fel i ett verkligt projekt. Det finns två orsaker till att det inte blir så. För det första är F -värdet (se Avsnitt 2.4.3 samt Avsnitt 4.6.1) inte detsamma för områdets alla beslutsenheter. Medelhalten varierar mellan de olika beslutsenheterna och därmed kommer även F -värdet att variera. Man kan som bäst ha en vag uppfattning om vilket F -värde som är lämpligast att använda för en enskild beslutsenhet. Det gör att den verkliga sannolikheten för felklassning alltid kommer att vara okänd. För det andra finns det en slumpeffekt som gör att antalet felklassade beslutsenheter i verkligheten avviker från den teoretiska. Denna slumpeffekt blir större ju färre beslutsenheter som klassas.

I vissa fall ska ett stort antal beslutsenheter klassas. Det innebär att sannolikheten att åtminstone någon av alla dessa klassas fel är betydligt större än den sannolikhet som kan utläsas ur diagrammen i Kapitel 2. Hur man kan beräkna sannolikheten att åtminstone någon beslutsenhet felklassas beskrivs i Exempel 4 (Avsnitt 3.4). I Avsnitt 4.6.4 beskrivs en relativt enkel metod för att uppskatta hur många beslutsenheter som förväntas att klassas fel i ett verkligt projekt. Metoden illustreras i Exempel 8 (Avsnitt 3.8).

I litteraturen används ofta UCLM₉₅ som representativ halt, dvs. den 95-procentiga, ensidiga, övre konfidensgränsen för medelhalten. På detta sätt tar man höjd för de slumpmässiga osäkerheterna och garderar mot typ 1-fel. Att konfidensgraden 95 % ofta väljs beror på att detta är vedertaget inom många vetenskaper. Det faller sig därför naturligt att välja samma konfidensgrad även vid förorenade områden. Här bör man dock tänka på att konfidensgraden 95 % är tänkt att i stort sett eliminera fel av typ 1. Därmed ökar typ 2-felen påtagligt, vilket medför att jordmassor som egentligen inte är förorenade måste omhändertas. Med andra ord skapar en konfidensgrad på 95 % en obalans mellan de två feltyperna. Detta leder till följande slutsatser:

- I situationer där typ 1-fel betraktas som så allvarliga att de i princip inte bör förekomma är det lämpligt att basera klassningen på UCLM₉₅.
- I situationer där typ 1-fel betraktas som något allvarligare än typ 2-fel, men där typ 2-fel ändå bör undvikas, bör man överväga att välja en lägre konfidensgrad än 95 % för UCLM. Detta fall täcks dock inte av publikationen.
- I situationer där typ 1-fel betraktas som ungefär lika allvarliga som typ 2-fel, bör man undvika att använda UCLM för klassning och istället basera klassningen på en noggrant skattad medelhalt.

Normalt beräknas UCLM för varje beslutsenhet. En alternativ metod är att beräkna UCLM för ett begränsat antal beslutsenheter och därefter ta fram en schablonfaktor: UCLM dividerat med medelvärde. Denna

schablonfaktor tillämpas sedan på övriga beslutsenheter där enbart samlingsprov har tagits. Då kan UCLM skattas även för dessa beslutsenheter genom att halten i samlingsprovet multipliceras med schablonfaktorn. För att detta ska fungera måste den relativa variabiliteten vara ungefär densamma i samtliga beslutsenheter, vilket man måste kontrollera om man vill tillämpa metoden. Detta angreppssätt kan vara lämpligt om den relativa variabiliteten är konstant i området och då man vill hålla nere antalet laboratorieanalyser.

Givetvis finns också alternativet att välja en provtagningsstrategi som ger en så säker skattning av medelhalten att man inte behöver ta höjd för osäkerheterna. Då minskar behovet att basera klassningen på UCLM-värden.

Tumregler och hållpunkter

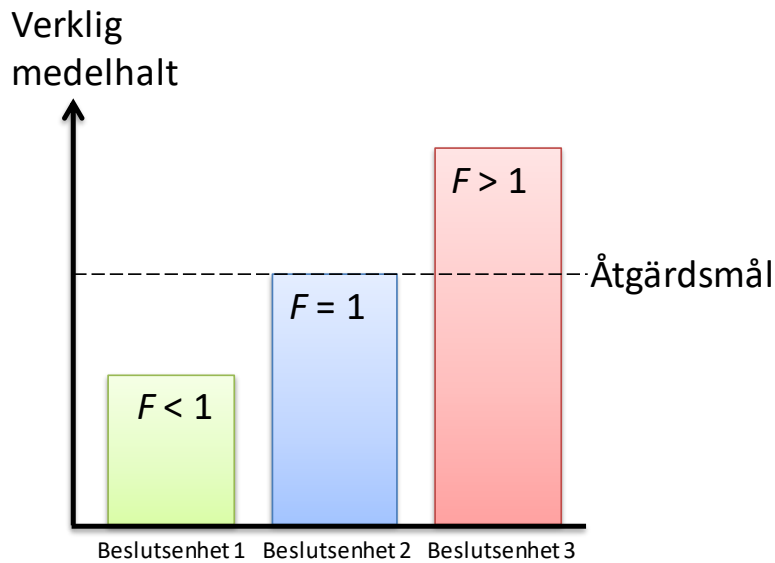
- Typ 1-fel innebär att man felaktigt friklassar en beslutsenhet.
- Typ 2-fel innebär att man felaktigt klassar en ren beslutsenhet som förorenad.
- Vilken av de två feltyperna som är värst är en värderingsfråga.
- Hur man värderar de två feltyperna påverkar valet av provtagningsstrategi.

4.6 Föroreningsnivå och klassning av beslutsenheter

4.6.1 Vad är föroreningsnivån F ?

Parametern F är ett mått på hur den verkliga (men okända) medelhalten inom en beslutsenhet förhåller sig till åtgärds målet eller ett annat haltkriterium, t.ex. ett riktvärde. Parametern F definieras som kvoten mellan verklig medelhalt (μ) och haltkriteriet (RV), d.v.s. $F = \mu/RV$. Då $F = 1$ är alltså medelhalten densamma som haltkriteriet (Figur 4-4). När $F < 1$ så är medelhalten lägre än haltkriteriet, och tvärtom då $F > 1$.

Föroreningsnivån F kan jämföras med begreppet riskkvot (eng. *hazard quotient*), som är ett mått på hur den representativa halten för ett område förhåller sig till ett riktvärde. Om riskkvoten är större än 1 finns det en risk som kan vara oacceptabel.



Figur 4-4. Exempel på föroreningsnivån F för tre olika beslutsenheter. Eftersom den verkliga medelhalten inte är känd måste man anta ett värde på F när man ska utvärdera hur bra en provtagningsstrategi är.

En viktig aspekt är att F inte kan beräknas exakt eftersom den verkliga medelhalten i beslutsenheten alltid är okänd. Dessutom skulle det bli orimligt att göra separata bedömningar av F för varje beslutsenhet. Det bästa man kan göra är därför att välja ett värde på F som är rimligt att använda generellt för provtagningen. Metodiken i Kapitel 2 bygger på att man väljer ett lämpligt värde på F som motsvarar den föroreningsnivå där sannolikheten för felklassning är intressant att bedöma. Nedan beskrivs hur man kan resonera sig fram till ett rimligt F -värde.

4.6.2 Schablonmässig bedömning av F

I många fall vill man göra en bedömning av hur bra en provtagningsstrategi är relativt en annan, utan att man är intresserad av den exakta sannolikheten för felklassning. Det är även vanligt att man inte har den information som krävs för att göra en detaljerad bedömning av F , helt enkelt därför att halterna i marken är okända. I dessa fall kan en schablonmässig bedömning av F vara tillräcklig.

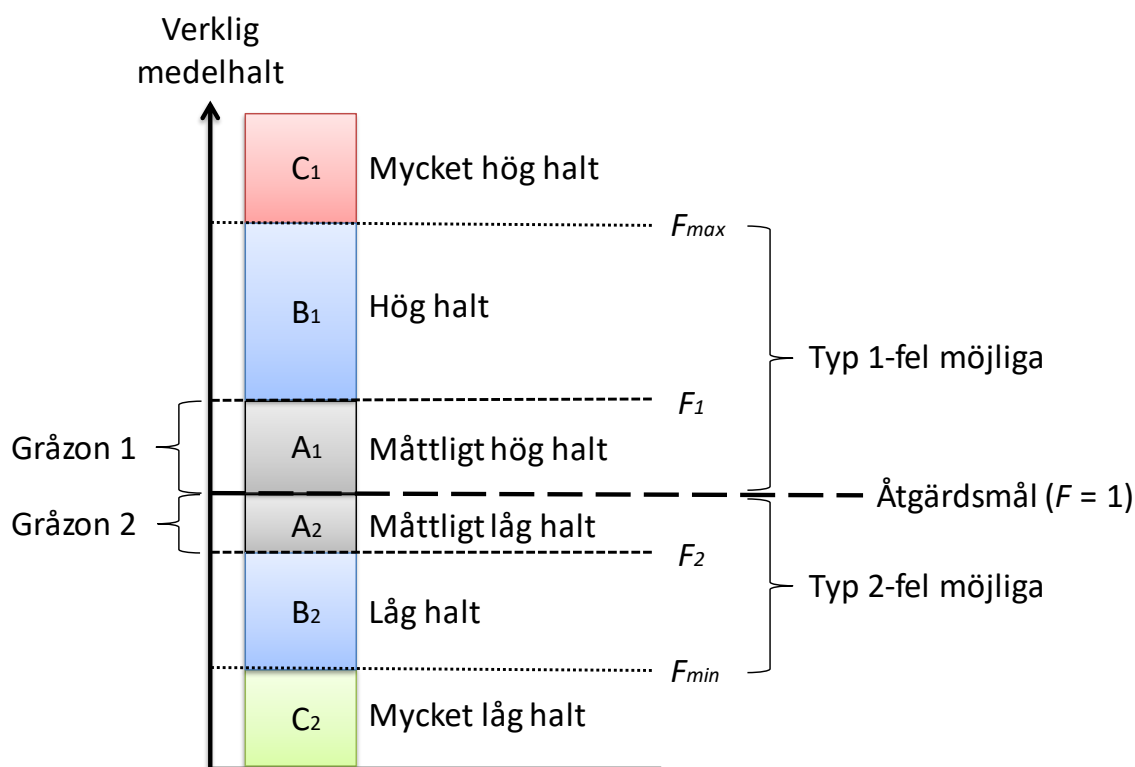
Av diagrammen i Avsnitt 2.8 framgår att sannolikheten för felklassning är störst då $F = 1$, dvs. när den verkliga medelhalten är lika med åtgärds målet. Man skulle därför kunna argumentera att det är lämpligt att basera valet av provtagningsstrategi på sannolikheten för felklassning då $F = 1$. Det är fullt möjligt att göra detta men nackdelen är att sannolikheterna vid $F = 1$ är av mindre praktisk betydelse. Det är uppenbart att sannolikheten för felklassning blir hög i detta fall men själva sannolikheten säger inte så mycket i praktiken. Den höga sannolikheten för felklassning vid $F = 1$ leder lätt till att man drar fel slutsats: att en provtagningsstrategi är olämplig. Men att sannolikheten för felklassning är hög då F är nära 1 betyder inte att de negativa konsekvenserna av felklassningen blir stora. De negativa konsekvenserna av typ 1-fel är tvärtom små nära $F = 1$ och ökar då F stiger (jämför Avsnitt 4.5 om felklassning). Frågan är hur hög föroreningsnivån F måste vara för att konsekvenserna ska vara oacceptabla. Detta värde kallas här F_1 för att markera att det gäller typ 1-fel. Då gäller att $F_1 > 1$. Området mellan $F = 1$ och F_1 är en gråzon där felklassning kan ske utan att konsekvenserna blir särskilt stora. I detta intervall kan det vara tolerabelt att göra en felaktig klassning eftersom de negativa konsekvenserna är små.

Då man ska välja ett lämpligt värde på F bör man ta hänsyn till storleken på denna gråzon (gråzon 1 i Figur 4-5). I många situationer kan antagligen felaktig friklassning av beslutsenheter med en medelhalt upp

till 50 % över åtgärds målet vara tolerabelt, om det sker i begränsad omfattning. Detta motsvarar föroreningsnivån $F_1 = 1,5$. Denna relativt måttliga föroreningsnivå kan därför anses vara ett lämpligt schablonvärde för att bedöma sannolikheten för typ 1-fel för olika provtagningsstrategier. Nivån är även relevant ur praktisk synpunkt eftersom man ofta kan förvänta sig sådana föroreningsnivåer i praktiken samt att det är olämpligt att av misstag lämna kvar enstaka beslutsenheter med högre föroreningsnivå än denna.³³ Skillnaden mellan olika provtagningsstrategier är också tydlig vid denna nivå; se diagrammen i Avsnitt 2.8. Om andra argument saknas är rekommendationen därför att använda schablonvärdet $F = 1,5$ när man vill jämföra typ 1-fel hos olika provtagningsstrategier.

I de flesta fall är det typ 1-fel som bör undersökas inför valet av provtagningsstrategi, enligt ovan. Det kan dock förekomma att man även vill komplettera med en bedömning av typ 2-fel. Sannolikheten för typ 2-fel kan avläsas i diagrammen vid $F < 1$. För typ 2-fel bör dock gråzonen (gråzon 2 i Figur 4-5) vara något mindre än för typ 1-fel eftersom det finns en begränsning nedåt i halter, vilket det inte finns uppåt på motsvarande sätt.³⁴ Det kan därför vara lämpligt att avläsa typ 2-fel vid en föroreningsnivå 25 % under åtgärds målet, dvs. vid schablonvärdet $F_2 = 0,75$ (Figur 4-5).

Schablonvärdena $F_1 = 1,5$ respektive $F_2 = 0,75$ rekommenderas i de fall man inte kan eller vill göra detaljerade bedömningar där man tar hänsyn till andra aspekter.



Figur 4-5. Schematisk bild av viktiga F-värden samt de koncentrationsintervall som en beslutsenhet kan tillhöra. Felklassning förväntas inte ske i intervallen C₁ respektive C₂. Däremot är sannolikheten för felklassning ofta stor i intervallen A₁ och A₂. I intervallen B₁ och B₂ är denna sannolikhet lägre men felklassningens konsekvenser kan vara stora.

³³ Detta ska inte tolkas som att det är acceptabelt att lämna kvar förorening upp till $F = 1,5$.

³⁴ Begränsningen nedåt är 0. Uppåt finns en gräns vid 100 % förorening men den gränsen är långt högre än de föroreningshalter som normalt förekommer i jord. Detta leder till att föroreningshalter i jord nästan alltid får en skev statistisk fördelning, med ett mindre variationsspann nedåt än uppåt.

4.6.3 Detaljerad bedömning av F

Ibland vill man uppskatta hur många beslutsenheter som kan komma att felklassas. I sådana fall bör F bedömas mer noggrant. Nedan ges ett förslag hur detta kan göras. Utgångspunkten för beskrivningen är Figur 4-5 som schematiskt illustrerar olika F -värden och de koncentrationsintervall som en beslutsenhet kan tillhöra. Beslutsenheter i de olika intervallen bör hanteras på olika sätt vid en detaljerad bedömning. Notera att angreppssättet har flera subjektiva inslag som kräver expertbedömningar.

Flera olika F -värden kan vara nödvändiga att bestämma. Dessa illustreras i Figur 4-5 och förklaras nedan. I efterföljande Avsnitt (4.6.4) beskrivs hur dessa F -värden kan användas för att uppskatta hur många beslutsenheter som kan förväntas att felklassas med en given provtagningsstrategi.

Åtgärds målet $F = 1$

Nära åtgärds målet $F = 1$ är sannolikheten för felklassning som störst, oavsett om det gäller typ 1-fel eller typ 2-fel. Även om sannolikheten är stor så är konsekvenserna normalt små nära åtgärds målet, åtminstone för typ 1-fel. Ur risksynpunkt spelar det därför mindre roll om medelhalten i en enskild beslutsenhet överstiger åtgärds målet något (klass A_1 i Figur 4-5).

För typ 2-fel är situationen inte lika enkel. Grävkostnaden är oberoende av föroreningshalten, dvs. kostnaden beror inte på om vi befinner oss nära $F = 1$ eller inte. Däremot kan hanteringen av de felaktigt uppgrävda massorna leda till olika kostnader beroende på hur jordmassorna omhändertas. Därför är det inte självklart att konsekvenserna av typ 2-fel blir små nära $F = 1$ (klass A_2 i Figur 4-5).

Bedömning av F_1

Enligt ovan blir konsekvenserna av typ 1-fel normalt små om man befinner sig nära $F = 1$. Ofta kan felklassning med små konsekvenser därför tolereras i begränsad omfattning. Följdfrågan blir då: *Vid vilket F -värde blir sannolikheten att göra fel så stor att den inte kan accepteras?* Det är detta F -värde som betecknas F_1 i Figur 4-5.

Vad som är ett lämpligt värde på F_1 är en ren värderingsfråga. Något generellt svar kan därför inte ges utan man måste resonera sig fram till ett rimligt värde från fall till fall. Allra enklast är att helt bortse från F_1 och beakta hela intervallet A_1+B_1 som ett enda intervall där felklassning kan ske (man bortser då från att konsekvenserna av felklassning skiljer sig åt mellan A_1 och B_1). Det är detta angreppssätt som använts i Exempel 8 i Avsnitt 3.8.

Bedömning av F_2

Föroreningsnivån F_2 motsvarar F_1 men för felklassning av typ 2. Notera dock att det inte alls är självklart att konsekvenser som uppkommer vid felklassning av typ 2 är acceptabla nära $F = 1$; se diskussionen ovan. Därför är det knappast befogat att försöka ta fram ett lämpligt värde på F_2 . Istället kan koncentrationsintervallen A_2+B_2 hanteras som ett enda intervall.

Bedömning av F_{max}

Föroreningsnivån F_{max} avser den nivå där en beslutsenhet är så kraftigt förorenad att sannolikheten för felklassning av typ 1 är försumbar. Vid denna höga föroreningsnivå är provtagningsstrategin av underordnad betydelse; beslutsenheten kommer ändå att klassas rätt.

Som hjälp för att bestämma ett värde på F_{max} kan man använda diagrammen i Avsnitt 2.8. Visserligen sträcker sig de flesta kurvorna i diagrammen inte ner till sannolikheten noll men med extrapolation kan man ändå uppskatta ett rimligt värde. På detta sätt kan man exempelvis uppskatta F_{max} för provtagningsstrategin *Skrubborr 5 pkt* i Figur 2-4. Genom extrapolation kommer man fram till att $F_{max} \approx 2,5$. Det innebär att vid föroreningsnivåer som är mer än 2,5 ggr åtgärds målet så förväntas denna provtagningsstrategi inte leda till några felklassningar av typ 1.

Bedömning av F_{min}

Föreningensnivån F_{min} motsvarar F_{max} men för felklassning av typ 2. Med andra ord är F_{min} den föreningensnivå där sannolikheten för felklassning av typ 2 är försumbar. Även denna föreningensnivå kan uppskattas med hjälp av diagrammen i Avsnitt 2.8. Med samma exempel som ovan, *Skrubborr 5 pkt*, kommer man fram till att $F_{min} \approx 0,25$. Det innebär att felklassningar inte förväntas om föreningensnivån är mindre än en fjärdedel av åtgärds målet.

4.6.4 Uppskattning av antal felklassade beslutsenheter

I detta avsnitt presenteras en metod i tre steg för att uppskatta antalet beslutsenheter som förväntas att felklassas med en specifik provtagningsstrategi. Metoden är schablonmässig men bedöms ändå ge någorlunda realistiska svar.³⁵ Arbetsgången är följande:

1. Gruppera beslutsenheterna i koncentrationsklasser
2. Uppskatta representativ halt och F -värde för respektive klass
3. Beräkna det förväntade antalet felklassningar i respektive klass

1. Gruppera beslutsenheterna i koncentrationsklasser

Lämpligen görs grupperingen i de klasser som illustreras i Figur 4-5.

Om Figur 4-5 används som grund kan man sortera bort beslutsenheter i klass C_1 och C_2 eftersom felklassning inte förväntas i dessa klasser. Vidare kan klass A_2+B_2 hanteras som en gemensam klass. Önskar man göra ytterligare förenkling kan A_1+B_1 även slås samman till en gemensam klass.

Att bedöma hur många beslutsenheter som tillhör respektive klass kan synas omöjligt eftersom man inte känner till föreningensnivån innan provtagningen genomförts. I de flesta fall finns det dock resultat från tidigare undersökningar. Baserat på sådana data går det ofta att göra en grov bedömning av hur många beslutsenheter som man förväntar sig kommer att hamna i respektive klass. En sådan bedömning kräver god statistisk förståelse.

2. Uppskatta representativ halt och F -värde för respektive klass

Nästa steg är att uppskatta en representativ halt för respektive klass. Eftersom halterna inte är kända i detalj måste en grov bedömning göras baserad på tillgänglig information. Det enklaste sättet är att välja representativ halt som mittpunkten i aktuell koncentrationsklass. Baserat på detta värde kan man sedan göra en viss justering (i riktning mot åtgärds målet) så att sannolikheterna för felklassning inte underskattas. Därefter beräknas ett representativt F -värde för varje klass genom att dividera den representativa halten med åtgärds målet.

3. Beräkna det förväntade antalet felklassningar i respektive klass

Det representativa F -värdet för respektive klass används för att ta läsa av sannolikheten för felklassning med hjälp av diagrammen i Avsnitt 2.8. Detta bygger på antagandet att felsannolikheten är densamma för samtliga beslutsenheter i aktuell klass.

Därefter kan det förväntade antalet felklassade beslutsenheter beräknas för varje klass genom att man multiplicerar sannolikheten för felklassning med antalet beslutsenheter i klassen. Slutligen kan det totala

³⁵ Problemställningen är så komplex att det krävs modellering och datorsimulering för att komma fram till mer noggranna resultat.

antalet felklassningar redovisas, antingen summerat för samtliga klasser eller uppdelat på typ 1-fel respektive typ 2-fel. Det förväntade antalet felklassningar kan användas som mått för att jämföra olika provtagningsstrategier eller för att bedöma om en viss provtagningsstrategi är acceptabel eller inte.

Den föreslagna metoden illustreras med ett praktiskt exempel i Avsnitt 3.8.

Tumregler och hållpunkter

- Schablonvärdet $F = 1,5$ kan användas för att bedöma hur bra en provtagningsstrategi är på att undvika typ 1-fel.
- Schablonvärdet $F = 0,75$ kan användas för att bedöma hur bra en provtagningsstrategi är på att undvika typ 2-fel.
- Vid föroreningsnivåer strax under eller strax över åtgärds målet är det mycket svårt att undvika felklassning.
- Att på förhand beräkna hur många beslutsenheter som kommer att felklassas är relativt komplicerat.

4.7 Mätbara åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål formuleras tidigt i EBH-processen, redan före eller i samband med riskbedömningen. De anger vilken situation man vill uppnå med efterbehandlingsåtgärderna på platsen. Mätbara åtgärds mål å andra sidan, anger vad som krävs för att uppnå de övergripande åtgärds målen, uttryckt i kvantitativa termer (Naturvårdsverket, 2009b). Dessa formuleras i samband med åtgärdsutredning och riskvärdering. De mätbara åtgärds målen ska formuleras på ett sådant sätt att de direkt kan användas i efterbehandlingsskedet.

Vid klassning av beslutsenheter *in situ* används vanligen mätbara åtgärds mål uttryckta som haltkriterier. Då åtgärds mål formuleras bör åtminstone följande frågor besvaras:

- Vilken volym (skala) ska de mätbara åtgärds målen tillämpas på?
- Hur kontrollerar man att de mätbara åtgärds målen uppfyllts?
- Bör de mätbara åtgärds målen formuleras som en kombination av kriterier?

Dessa frågeställningar diskuteras nedan.

4.7.1 Koppling mellan åtgärds mål och skala

Den vanligaste situationen är att de mätbara åtgärds målen tillämpas direkt på varje enskild beslutsenhet. Det innebär att åtgärds målen och storleken på beslutsenheterna måste matcha varandra för att efterbehandlingen ska bli så effektiv som möjligt. Den ideala situationen är att beslutsenheternas skala överensstämmer med exponeringsenhetens storlek, enligt diskussionen i Avsnitt 4.4. I praktiken är detta ovanligt. Istället kan två olika fall förekomma:

- Om man tillämpar åtgärds målet på en mindre volym än exponeringsenhetens storlek blir resultatet en "översanering" (se Regårdh, 2008). Ett exempel är när en miljörisk styrs av medelhalten över ett större område men saneringen görs utförs med beslutsenheter i skalan $10 \times 10 \text{ m}^2$.
- Om man tillämpar åtgärds målet på en större volym än exponeringsenhetens storlek blir resultatet att risker kan finnas kvar även efter en sanering. Ett sådant exempel är då hälso-risken styrs av storleken på ett litet trädgårdsland (intag av växter) medan åtgärds målet tillämpas på hela fastighetens yta. Ett annat exempel är då arsenik i akuttoxiska halter förekommer ställvis men åtgärds målet tillämpas på medelhalten i en större skala, t.ex. $25 \times 25 \text{ m}^2$.

En slutsats av ovanstående är att mätbara åtgärds mål alltid bör innehålla uppgifter om storleken på den volym de ska tillämpas på.

4.7.2 Kontroll om åtgärds målen uppfylls

Om åtgärds målen uppfylls eller inte kan kontrolleras med hjälp av kontrollprov som tas i samband med saneringen. Kontrollproverna kan dock inte tas hur som helst, de måste vara anpassade till skalan på beslutsenheten för att man ska dra korrekta slutsatser. Kontrollprovernas skala och beslutsenhetens skala bör matcha varandra, annars uppstår problem: Om man tillämpat ett åtgärds mål på beslutsenheten men tar kontrollproverna i en mindre skala så kan proverna indikera halter över åtgärds målet trots att man gjort en fullgod sanering. Man riskerar då att dra den felaktiga slutsatsen att ytterligare massor måste schaktas bort. Detta är inte ovanligt i praktiken. Istället bör man skapa prover som representerar beslutsenhetens volym eftersom det är i denna skala som beslut fattas (gräva bort eller lämna kvar). Detta åstadkommer man genom samlingsprover där inkrement eller delprover slås samman för att skapa rätt representativ volym.

Det traditionella sättet att ta kontrollprover vid grävsaneringar i Sverige är att skapa samlingsprover från schaktväggar och/eller schaktbotten. Med en sådan metodik har kontrollprovernas skala inte anpassats till beslutsenhetens skala – de representerar snarare en tvärsnittsarea än en volym. Huruvida en sådan metodik är acceptabel eller inte måste bedömas från fall till fall. Metodiken kan ändå fungera då kontrollproverna tas i övergången mellan två olika typer av jordmaterial, till exempel mellan fyllnadsmassor och naturlig jord. Ytterligare situationer då metodiken kan vara tillräcklig är om det finns en tydlig trend med avtagande halter i jordmatrisen utåt mot områdets ytterkanter och om beslutsenheten är liten. Angreppssättet kan däremot vara direkt olämpligt om tydliga trender inom området saknas, vilket är vanligt i heterogena fyllnadsmassor, samt om beslutsenheten är stor eftersom ett kontrollprov då endast representerar en mindre del av beslutsenheten.

Under optimala förhållanden representerar åtgärds målet, beslutsenheten, exponeringsenheten samt proverna samma skala. I praktiken kommer dock skalorna aldrig att överensstämma helt. Det är därför viktigt att man tänker igenom vilka avvikelser som finns och vad det kan leda till i det aktuella fallet.

4.7.3 Åtgärds mål med en kombination av haltkriterier

Resonemangen ovan bygger på att åtgärds målet formuleras som ett haltkriterium som gäller för hela beslutsenheten. Vanligtvis formuleras åtgärds målet som medelhalten, alternativt UCLM, i en beslutsenhet. I vissa fall anser man att detta inte är tillräckligt utan man kompletterar med ytterligare ett kriterium. Ett exempel på en sådan situation är när exponeringsenheten är mindre än beslutsenheten, exempelvis vid ett arsenikförorenat område med akuttoxiska halter. I detta fall kan en beslutsenhet med lägre medelhalt än

riktvärdet ändå utgöra en risk eftersom det kan finnas enstaka punkter med höga halter som leder till akut-toxiska risker. I detta och liknande fall kan åtgärds målet kombineras med ett kriterium som avspeglar variationerna inom beslutsenheten. Exempel på sådana kriterier är maximalt³⁶ uppmätt halt eller UCLM för en beslutsenhet. Det mätbara åtgärds målet skulle då exempelvis kunna formuleras på följande sätt:

1: Medelhalten i en beslutsenhet ska underskrida 100 mg/kg,

och

2: UCLM95 i en beslutsenhet ska underskrida 200 mg/kg.

Båda dessa kriterier ska uppfyllas för att en beslutsenhet ska friklassas. Notera att om åtgärds målet formuleras på detta sätt så krävs en provtagningsstrategi som möjliggör beräkning av UCLM, dvs. enbart ett enda samlingsprov per beslutsenhet är inte tillräckligt.

Det förekommer även varianter där man tillämpar ett eller flera mätbara åtgärds mål i två olika skalor; se Norrman et al. (2009b). Ett sådant exempel är då exponeringsenheten är stor, kanske lika stor som en hel fastighet. Det kan exempelvis vara fallet då den styrande risken utgörs av spridning till ytvatten. Före saneringen delar man in fastigheten i ett antal beslutsenheter. Därefter provtas samtliga dessa och rangordnas efter föroreningshalt. De kraftigast förorenade beslutsenheterna schaktas bort men saneringen avslutas då åtgärds målet för hela fastigheten uppnåtts, även om inte alla beslutsenheter med medelhalter över åtgärds målet har åtgärdats. Strategin medför alltså att viss förorening lämnas kvar.

För att denna strategi ska vara acceptabel krävs att den kvarlämnade föroreningen inte utgör någon risk via den exponeringsväg som är styrande. Detta räcker dock inte. Föroreningen får inte heller utgöra någon risk för övriga exponeringsvägar eller skyddsobjekt. Det senare är lätt att missa om man i riskbedömning och riskvärdering endast fokuserat på den styrande risken. I och med att förorening lämnas kvar kan även sekundära risker behöva beaktas.³⁷ Denna strategi ställer därför högre krav än normalt på både riskbedömning, riskvärdering och saneringens genomförande.

Det finns flera varianter på ovanstående strategier. En variant är att tillämpa olika åtgärds mål på beslutsenheterna respektive hela fastigheten (eller delområdet). Syftet är att säkerställa att kvarlämnad jord inte utgör någon risk, varken i beslutsenhetens skala eller i exponeringsenhetens (fastighetens) skala.

³⁶ Att använda maxhalt som kriterium har dock flera nackdelar; se Naturvårdsverket (2009a).

³⁷ Exempel: Antag att styrande risk är intag av blyförorenad jord. Denna risk undanröjs genom det beskrivna angreppssättet (minskning av medelhalten i ett större område). Men eftersom förorenad jord lämnas kvar kan denna förorening utgöra en risk via andra exponeringsvägar med mindre exponeringsenhet, t.ex. intag av växter (mindre trädgårdsland).

Tumregler och hållpunkter

- Ett mätbart åtgärds mål måste alltid kopplas till den volym jord som åtgärds målet ska tillämpas på.
- Ibland kan en kombination av mätbara åtgärds mål i olika skalor vara lämpligt.
- Det bör alltid finnas en strategi för att kontrollera att de mätbara åtgärds målen uppnås.

4.8 Alternativa angreppssätt för klassning

Det finns två alternativa angreppssätt för klassning av beslutsenheter: designbaserade respektive modellbaserade angreppssätt (Brus, 2011). Skillnaden förklaras nedan.

Vid designbaserade angreppssätt placeras provpunkter (eller inkrement) sannolikhetsbaserat (Norrman et al., 2009a), antingen helt slumpmässigt eller med någon typ av systematik. Vid utvärdering av data bortser man helt från eventuellt släktskap (autokorrelation) i halter som kan finnas, dvs. man betraktar sina mätvärden som ett slumpmässigt urval från populationen. Om man har råd med tillräckligt många provpunkter (eller inkrement) inom varje beslutsenhet så är ett designbaserat angreppssätt en bra lösning (Brus, 2011). Då blir resultatet helt oberoende av modellantaganden, vilket är en fördel.

Vid modellbaserade angreppssätt försöker man använda någon typ av modell över det rumsliga sambandet (släktskapet) mellan föroreningshalter i området, dvs. man försöker modellera den likhet i halter som kan finnas mellan olika provpunkter. Modellen av släktskapet tas fram genom att man kombinerar mätdata med rumsliga koordinater för provpunkterna och utvärderar släktskapet (autokorrelationen), ofta med hjälp av ett variogram. Provpunkterna behöver inte nödvändigtvis ha placerats ut sannolikhetsbaserat för att man ska kunna använda ett modellbaserat angreppssätt. Exempel på två olika modellbaserade angreppssätt är *inverse distance interpolation* respektive *variogramanalys i kombination med kriging*. När man har få provpunkter per beslutsenhet kan ett modellbaserat angreppssätt med interpolation ge bättre precision än ett designbaserat. Förutsättningen är att det verkligen finns ett släktskap som man kan modellera. Om det finns ett släktskap och man lyckas skapa en tillförlitlig modell kan man få ut mer information från sina data än vid ett designbaserat angreppssätt. En nackdel är att det krävs ett stort dataunderlag för att skapa en tillförlitlig modell. Det har visat sig att släktskapet i halter ofta är svagt eller otydligt på många förorenade områden, särskilt om föroreningen förekommer i fyllnadsmassor. I vissa fall kan däremot angreppssättet vara en framkomlig väg, särskilt om kompletterande provtagning inte är ett möjligt alternativ.

De strategier som presenteras i Kapitel 5 är samtliga designbaserade. För klassning av massor med ett modellbaserat angreppssätt kan exempelvis programvaran SADA (Stewart et al., 2009) användas. I övrigt hänvisas till den geostatistiska litteraturen.

Tumregler och hållpunkter

- De flesta provtagningsstrategier som normalt används vid klassning av massor är designbaserade.
- Modellbaserade angreppssätt kan i vissa fall användas när man önskar få ut så mycket information som möjligt från sina data.
- Modellbaserade strategier bygger ofta på en geostatistisk modell, vilket kräver mycket data.

5. Provtagningsmetoder och strategier

Det finns flera olika tekniker att ta ut prover från en beslutsenhet. Två av de vanligaste teknikerna är provtagning med skruvborr respektive provgropsgrävning. Prover kan även tas på annat sätt, exempelvis i handgrävda mindre gropar eller med speciella provtagningscylindrar för inkrementell provtagning (ISM). Nedan beskrivs kortfattat provtagning med skruvborr, från provgrop samt inkrementell provtagning. I SGF-rapport 2:2013 (SGF, 2013) kan man läsa mer om provtagning med skruvborr och provgropar liksom andra provtagningsmetoder, t.ex. provtagning genom foderrörsborrning och sonicborrning.

Urvalet av provtagningsstrategier har i första hand gjorts utifrån vilka tillvägagångssätt som är vanliga idag, kompletterat med ytterligare några strategier. Det finns naturligtvis en mängd varianter av dessa provtagningsstrategier och det är inte möjligt att beskriva samtliga. Provtagningsstrategierna skiljer sig från varandra när det gäller provtagningsmetod, antal provpunkter, antal inkrement samt hur många prover som analyseras på laboratorium. Även provberedningen kan i praktiken skilja sig åt eftersom detta moment bara finns definierat i ISM-strategin och inte i de traditionella metoderna. De strategier som publikationens metodik utgår ifrån, och som diagrammen i Avsnitt 2.8 bygger på, presenteras i Avsnitt 5.2 nedan.

De olika strategierna ger olika sannolikheter för felklassning av en beslutsenhet, vilket beror på att strategierna är olika bra på att hantera heterogeniteten i olika skalor (slumpmässiga fel); se Avsnitt 4.1. Däremot är det svårt att uttala sig om strategiernas systematiska fel eftersom dessa beror på själva utförandet av provtagning och provhantering.

5.1 Provtagningsmetoder vid klassning av massor

Nedan ges en kort beskrivning av de provtagningsmetoder som hanteras i publikationen.

5.1.1 Skruvborr

Provtagning kan göras med skruvborr monterad på en geoteknisk borrhandsvagn. Provuttaget sker över hela skruvborrens längd, oftast genom att man med handen eller en liten spade tar ut små delprover eller inkrement som slås samman till ett enskilt prov som ska representera jordvolymen på skruvborren. Därför kan man betrakta uttaget av ett enskilt prov från en skruvborr som en typ av samlingsprovtagning i liten skala. Vanligtvis tas prover ut halvmetersvis i vertikalled, eller avgränsat efter jordartsgränser. I det första fallet får man normalt två prover per längd skruvborr (1 meter lång) och de uttagna proverna representerar vardera halva skruvens längd. I grova jordar finns risk att en del av materialet faller av skruven på vägen upp, vilket innebär att man inte får ett prov som representerar jorden på det aktuella djupet. Framför allt vid provtagning på större djup finns risk för korskontaminering, vilket också påverkar provets representativitet.

Fördelar samt nackdelar och problem med skruvprovtagning redovisas av SGF (2013). En stor nackdel vid klassning av massor är att provberedning på laboratorium normalt inte ingår. Detta är särskilt problematiskt för samlingsprov mellan flera skruvborrpunkter. För att heterogeniteten i provskalan ska hanteras korrekt krävs då provberedning på laboratorium. Om detta inte görs kan diagrammen i Avsnitt 2.8 ge en alltför positiv bild av samlingsprovtagning med skruvborr.

5.1.2 Provgrop

Provtagning kan även göras i provgropar som grävs, antingen med hjälp av grävmaskin eller för hand med spade. Provvuttag sker antingen från skopan, en upplagd jordhög vid sidan av provgropen eller från schaktvägg/schaktbotten. I varje provgrop tas ett antal inkrement³⁸ som slås samman till ett prov som ska representera hela provgropen. Storleken på en provgrop har en viss påverkan på resultatet. För att publikationens metodik ska ge korrekta resultat bör en provgrop ha en volym som är betydligt större än ett hål borrarat med skruvborr. Små handgrävda provgropar (några liter jord) kan betraktas som en variant av skruvborrprovtagning. Provgropen bör vara åtminstone någon eller några grävmaskinsskopor stor (storleksordning kubikmeter) och inkrement bör tas slumpmässigt/systematiskt placerade i provgropen. Ju fler inkrement som tas, desto bättre blir representativiteten hos det prov som skapas.

Notera att säkerheten vid provtagning i provgropar är något överskattad i diagrammen i Kapitel 2, i de fall föroreningshalterna inom en beslutsenhet är korrelerade (besläktade) med varandra. Detta har dock ingen avgörande betydelse för metodiken. För att denna osäkerhet ska få så liten betydelse som möjligt bör stora provgropar användas. Ju mindre provgroparna är, desto mer överskattar diagrammen säkerheten vid provtagning i provgropar.

Fördelar samt nackdelar och problem med provtagning i provgropar redovisas av SGF (2013). En stor nackdel vid klassning av massor är att provberedning på laboratorium normalt inte ingår i laboratorieanalyserna. Detta är särskilt problematiskt för samlingsprov från flera provgropar. För att heterogeniteten då ska hanteras korrekt krävs provberedning på laboratorium. Om detta inte görs kan diagrammen i Avsnitt 2.8 ge en alltför positiv bild.

5.1.3 Inkrementell provtagningsmetodik – ISM

ISM (eng. *Incremental Sampling Methodology*) är ett koncept och en metodik för provtagning som utvecklats i USA. Metodiken ger ett värde på medelhalten i en definierad beslutsenhet (area och djup) (ITRC, 2012). Angreppssättet baseras på provtagningsteorin för partikulära material (Pitard, 1993) och innebär att man skapar samlingsprover som representerar hela beslutsenheten, inte enskilda provpunkter som vid traditionell provtagning. Detta åstadkoms genom att man tar ett stort antal inkrement som tillsammans täcker in hela beslutsenheten. I storleksordningen 30 - 100 inkrement tas och dessa slås samman till samlingsprover. Tanken är att detta ska ge prover som har hög repeterbarhet, så att analysvaren kan användas för att fatta korrekta beslut. För att åstadkomma detta ingår det i ISM att hantera skalfrågorna och att minimera provtagningsfelen, både i fält och genom provberedning på laboratorium.

För att minimera provtagningsfelen ska själva uttaget av inkrement göras i enlighet med provtagningsteorin för partikulära material. Detta åstadkoms bl.a. genom att varje inkrement ska täcka in hela mäktigheten på beslutsenheten samt att den utrustning som används inte ska ge något systematiskt provtagningsfel. Exempelvis kan särskilda provtagningscylindrar användas för uttag av inkrement. För att hantera den storskaliga heterogeniteten (Avsnitt 4.1) tas ett stort antal inkrement som tillsammans ska skapa ett samlingsprov som är representativt för beslutsenheten. Vidare ingår metodik för att hantera heterogeniteten i provskalan så att representativa analysprover kan skapas på laboratoriet. Det åstadkoms genom provberedning som kan omfatta moment som siktning, homogenisering, neddelning, malning m.m. Även andra aspekter vad gäller datakvalitet ingår, inklusive kontroll av repeterbarheten. Det senare görs genom att oberoende replikatprov tas så att osäkerheten i resultatet (medelhalten i beslutsenheten) kan kvantifieras. Med andra ord omfattar ISM hela provtagnings- och datahanteringskedjan, från fält till laboratorium samt

³⁸ I publikationens metodik antas att varje inkrement är av grabbnäveskala, dvs. någon eller några deciliter jord. Detta gäller både provgropar och ISM.

datautvärdering. Om metodiken genomförs korrekt så kan representativa medelhalter skattas även för mer eller mindre heterogena beslutsenheter. Replikatproven gör det dessutom möjligt att kontrollera repeterbarheten, dvs. om heterogeniteten är för stor så kan detta upptäckas och åtgärder vidtas.

Olika metoder kan användas för att ta fram en representativ halt för en beslutsenhet, bland annat följande:

- A: Halten i ett (1 st) ISM-prov som representerar hela beslutsenheten.
- B: Det aritmetiska medelvärdet av ett antal ISM-prover (3 - 10 st).
- C: UCLM₉₅ av ett antal ISM-prover (3 - 10 st).

Den representativa halten kan därefter jämföras med åtgärds målet. Det första alternativet ovan uppfyller inte kraven som ställs i ISM eftersom minst 3 replikat krävs i metodiken för att kontrollera repeterbarheten (ITRC, 2012). Alternativet finns ändå med i diagrammen i Kapitel 2 som jämförelse eftersom det i många fall leder till säkrare klassning än flera av de traditionella provtagningsstrategier som tillämpas i Sverige.

Som mått på variationen mellan ISM-proverna används variationskoefficienten CV. Rekommendationen är att om proverna ger mycket olika resultat (hög variabilitet) så bör man dra slutsatsen att beslutsenheten är så heterogen att den kan behöva delas in i mindre enheter. I metodiken finns en tumregel som säger att om variationskoefficienten mellan fältreplikat (i beslutsenhetens skala) överstiger 0,30 - 0,35 så är detta en stark indikation på att heterogeniteten är så stor att det kan medföra problem (ITRC, 2012).

Systematisk planering före provtagning är en förutsättning för ISM där några av de viktigaste delarna är underökningens syfte, beslutsenheternas utformning samt högkvalitativ provberedning på laboratorium. Notera att den noggranna provberedningen på laboratorium som ingår i ISM leder till att variabiliteten blir lägre jämfört med samlingsprovtagning med skruvborr eller i provgrop, om inte motsvarande provberedning görs även för dessa metoder. Diagrammen i Avsnitt 2.8 baseras däremot på att variabiliteten är densamma, oavsett vilken provtagningsstrategi som används. Detta måste beaktas om ISM jämförs med de traditionella provtagningsstrategierna, annars kan man få intrycket att de traditionella metoderna är bättre än vad de egentligen är.

De problem som kan vara aktuella med ISM vid klassning av massor *in situ* är bland annat följande:

- Eftersom ett stort antal inkrement ska tas med relativt enkel utrustning fungerar metodiken dåligt om marken innehåller grovt grus, stenar etc.
- Metodiken är svår att tillämpa på stora djup, av tekniska och ekonomiska skäl.
- Mycket heterogena beslutsenheter kan vara svåra att representera med samlingsprov. Denna nackdel delar ISM med alla andra strategier som baseras på samlingsprov. ISM ger däremot möjlighet att kontrollera repeterbarheten, vilket är en fördel.
- Vissa typer av föroreningar kan vara svåra att hantera, t.ex. flyktiga ämnen. Metodik för detta finns dock. Även denna nackdel delar ISM med andra provtagningsstrategier.
- Det kan finnas en önskan att kombinera ISM med stora beslutsenheter. Det kan innebära problem ur risksynpunkt om beslutsenheterna är för stora; se Avsnitt 2.5 samt 4.4.

Det finns omfattande dokumentation om ISM på den webbsida som tillhör amerikanska Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC, 2012)³⁹. I Sverige används ibland begreppet stegvis samlingsprovtagning (SSP) som synonym till ISM (Larsson, 2012). Notera dock att SSP inte är entydigt definierad som metodik och att begreppet därför ibland används för strategier som inte uppfyller kraven på ISM enligt ITRC (2012).

5.2 Provtagningsstrategier i publikationen

I Tabell 5-1 och Figur 5-1 – Figur 5-6 presenteras de provtagningsstrategier som denna publikation baseras på och som diagrammen i Avsnitt 2.8 (Figur 2-4 – Figur 2-7) bygger på. Varje uttaget prov eller inkrement ska normalt representera hela beslutsenhetens tjocklek, dvs. provtagningen bör vara 2-dimensionell; se Avsnitt 4.4.

Tabell 5-1. Redovisning av de olika provtagningsstrategier som hanteras i publikationen. Antal provpunkter avser per beslutsenhet.

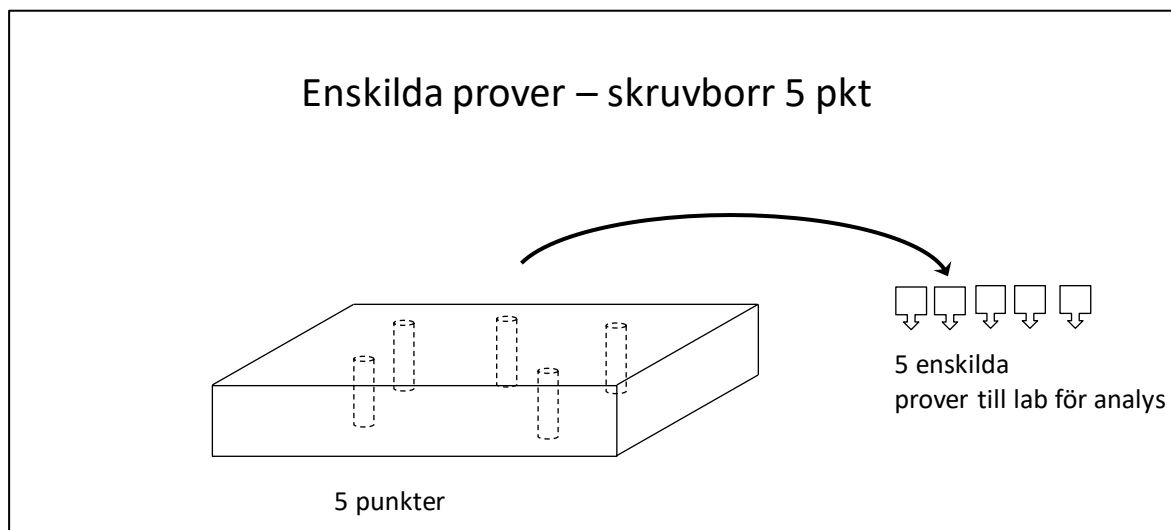
Typ av prov	Provtagningsmetod	Antal provpunkter	Antal inkrement	Antal prover till lab.	Figur
Enskilda prover	Skrubborr	1, 5 eller 10	–	1, 5 eller 10	Figur 5-1
	Provgrop	1, 3 eller 5	5 eller 10	1, 3 eller 5	Figur 5-2
Samlingsprov	Skrubborr	1, 5 eller 10	–	1	Figur 5-5
	Provgrop	1, 3 eller 5	5 eller 10	1	Figur 5-6
	ISM	–	30	1	Figur 5-3
	ISM	–	3 omg. × 30	3	Figur 5-4

Den representativa halten för beslutsenheten kan antingen vara ett mätvärde (från enskilt prov eller samlingsprov), ett beräknat medelvärde eller ett UCLM-värde (se Avsnitt 2.7). För att direkt kunna jämföra olika provtagningsstrategier med varandra måste beslutsenheten ha samma storlek i de strategier som jämförs. Om beslutsenheternas storlek skiljer sig åt mellan strategierna blir sannolikheten för felklassning inte direkt jämförbar.

5.2.1 Enskilda prover – provtagning med skrubborr

Provtagningsstrategin är en traditionell skrubborrprovtagning där enskilda prover tas ut i varje provpunkt.

³⁹ http://www.itrcweb.org/ism-1/Executive_Summary.html

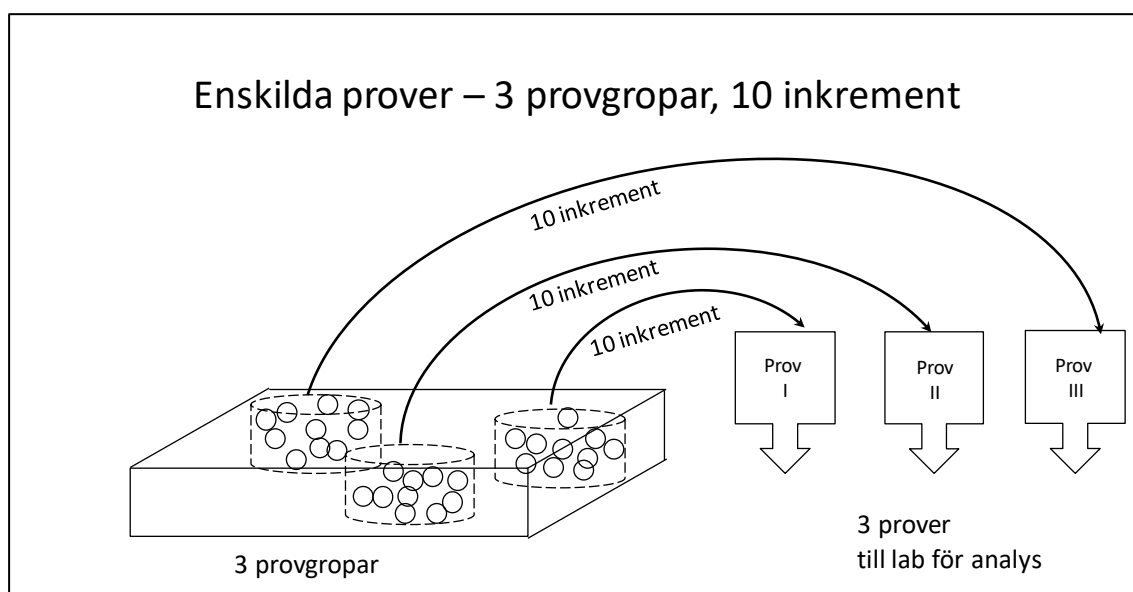


Figur 5-1. Provtagningsstrategin "Enskilda prover med skruvborr", 5 provpunkter.

I exemplet i Figur 5-1 tas 5 enskilda prover ut (dvs. i 5 skruvborrpunkter) i varje beslutsenhet. Provpunkterna placeras antingen helt slumpmässigt, systematiskt slumpmässigt eller i ett systematiskt mönster i beslutsenheten. Provvuttaget sker i skruvborrskalan och varje uttaget prov analyseras för sig. Laboratorieresultaten används för att beräkna den representativa halten för beslutsenheten.

5.2.2 Enskilda prover – provtagning i provgröpar

Denna provtagningsstrategi innebär att man i varje beslutsenhet gräver ett antal provgröpar. Provgroparna placeras slumpmässigt eller systematiskt enligt ett mönster i beslutsenheten. I varje provgröpa tar man ut 5 eller 10 inkrement. Tillsammans utgör dessa inkrement ett enskilt prov från varje provgröpa. Varje inkrement tas i grabbnäveskalan medan det enskilda provet representerar provgroppskalan.

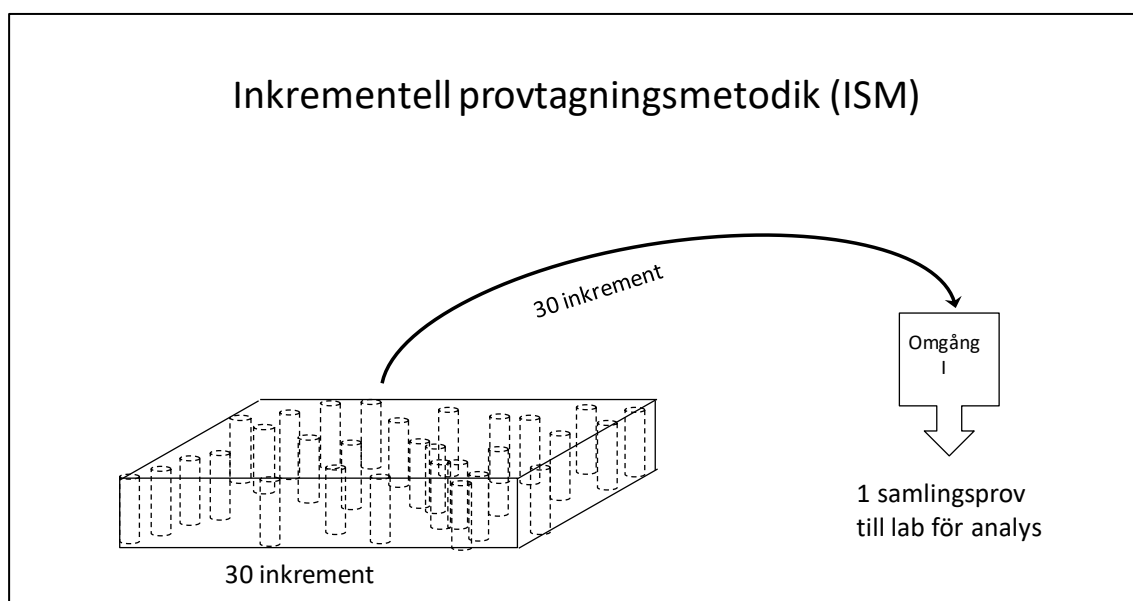


Figur 5-2. Provtagningsstrategin "Enskilda prover från provgröpar", 3 provgröpar med 10 inkrement per gröp.

Om man, som i Figur 5-2, gräver 3 provgropar per beslutsenhet innebär det att 3 enskilda prover från varje beslutsenhet skickas till laboratorium för analys (illustreras med prov I, II respektive III i Figur 5-2). Analysresultaten används för att beräkna den representativa halten för beslutsenheten.

5.2.3 Inkrementell provtagningsmetodik (ISM) – 1 omgång

Provtagningsstrategin Inkrementell provtagningsmetodik (*Incremental Sampling Methodology, ISM*) innebär att man tar ut ett stort antal inkrement som slås samman till ett samlingsprov; se Figur 5-3. Samlingsprovet skickas sedan till laboratoriet för analys. Normalt tas 30 inkrement från varje beslutsenhet, placerade antingen slumpmässigt, systematiskt slumpmässigt eller enligt ett systematiskt mönster.



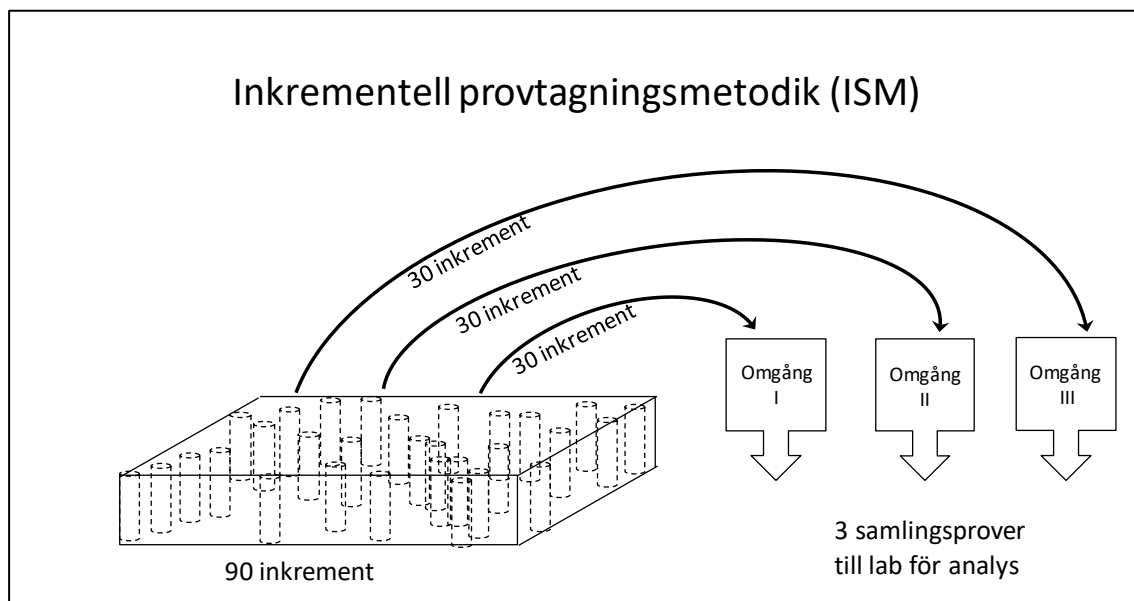
Figur 5-3. Provtagningsstrategin "Inkrementell provtagningsmetodik" (ISM), 1 omgång.

Eftersom varje provtagningsomgång/samlingsprov består av ett stort antal inkrement tas endast små volymer jord från varje punkt. Varje inkrement motsvarar ungefär grabbnäveskalan. Enligt ISM bör särskilt avsedda cylinderformade provtagningsrör för inkrementell provtagning användas.

Inkrementell provtagning med en (1 st) provtagningsomgång uppfyller inte kraven som ställs i ISM eftersom minst 3 provtagningsomgångar (replikat) krävs enligt ITRC (2012). Trots detta leder strategin till säkrare klassning än flera traditionellt använda strategier och därför har den ändå tagits med.

5.2.4 Inkrementell provtagningsmetodik (ISM) – 3 omgångar

Denna provtagningsstrategi innebär att man samlar in inkrement i 3 olika omgångar från den aktuella beslutsenheten; se Figur 5-4. I varje provtagningsomgång tas 30 inkrement, slumpmässigt placerade i förhållande till föregående omgång. Detta ger 3 oberoende samlingsprover (replikat). Totalt tas alltså 90 inkrement (3×30). De tre samlingsproverna skickas till laboratorium för analys.

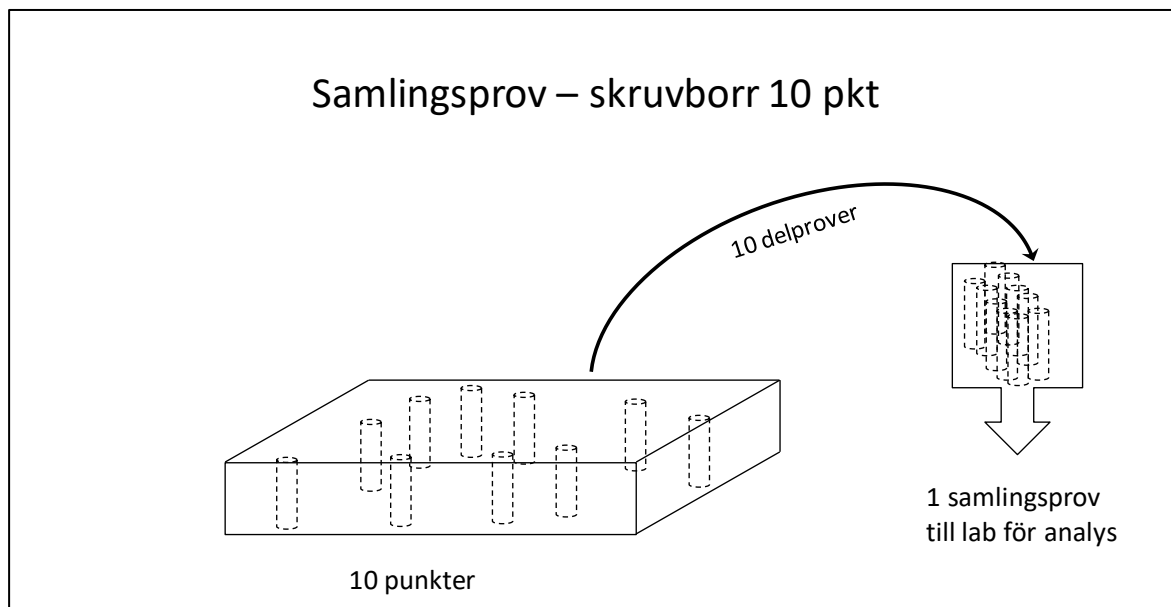


Figur 5-4. Provtagningsstrategin "Inkrementell provtagningsmetodik" (ISM), 3 omgångar.

Provuttaget görs på samma sätt som i avsnittet ovan.

5.2.5 Samlingsprov – provtagning med skruvborr

Provtagningsstrategin innebär att enskilda prover (eller delprover) tas med skruvborr i ett bestämt antal punkter. Proverna slås ihop till ett samlingsprov som analyseras på laboratorium; se Figur 5-5. Det är detta analysvar som ska representera medelhalten i beslutsenheten och som alltså ligger till grund för klassningen. Ju fler provpunkter desto mer representativt blir samlingsprovet. Även jordvolymen i samlingsprovet ökar med antalet provpunkter, vilket kräver genomtänkt provhantering.

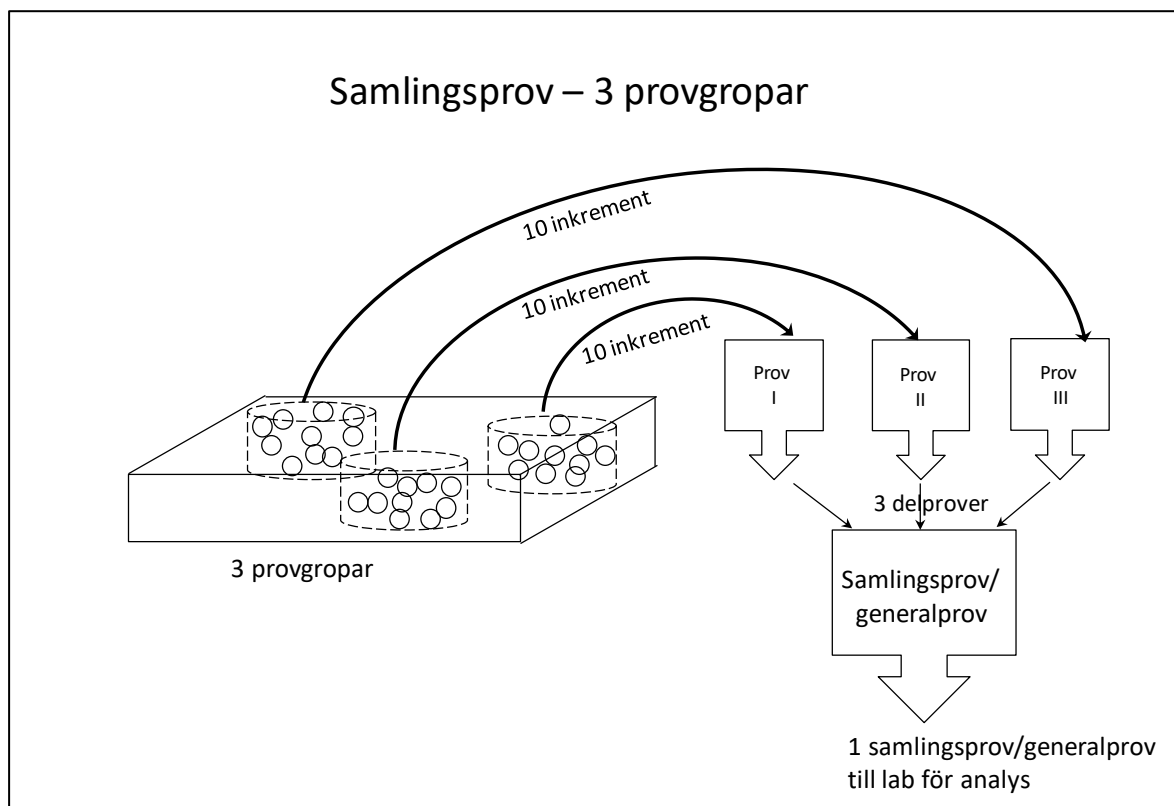


Figur 5-5. Provtagningsstrategin "Samlingsprov med skruvborr", 10 provpunkter.

Provpunkterna placeras antingen slumpmässigt i beslutsenheten, systematiskt slumpmässigt eller enligt ett systematiskt mönster.

5.2.6 Samlingsprov – provtagning i provgröpar

Denna strategi innebär att man gräver en eller flera provgröpar i varje beslutsenhet. I varje provgröpar tar man ut 5 - 10 inkrement som slås ihop till ett prov per provgröpar (illustreras av prov I, II och III i Figur 5-6). Från dessa prover tas delprover som slås ihop till ett samlingsprov (eller generalprov) som representerar hela beslutsenheten. Samlingsprovet analyseras på laboratorium. Man får alltså ett enda analysresultat för varje beslutsenhet. Klassningen av beslutsenheten baseras på analysresultatet från samlingsprovet.



Figur 5-6. Provtagningsstrategin "Samlingsprov från provgröpar", 3 provgröpar med 10 inkrement per gröpar.

Samma grundprincip som för övriga provtagningsstrategier gäller; ju fler inkrement och ju fler provgröpar, desto bättre kommer samlingsprovet att representera beslutsenheten. Stora provgröpar ger bättre representativitet än små.

6. Slutord

Publikationen kan tillämpas på flera olika frågeställningar:

- Vilken provtagningsstrategi bör man välja för att klassningen ska bli tillräckligt säker?
- Hur bra är den strategi som föreslås?
- Vilken av de föreslagna strategierna är bäst?

Dessa frågor är relevanta i åtskilliga efterbehandlingsprojekt. Vår förhoppning är att denna publikation ska vara till hjälp för alla de aktörer som i sin profession kommer i kontakt med klassning av förorenade massor *in situ*.

Det är framför allt tre aspekter som man bör bedöma i samband med *in situ*-klassning av förorenad mark:

- Är storleken på beslutsenheter rimlig? Som hjälp i en sådan bedömning kan Avsnitt 2.5 och 4.4 användas.
- Ger den föreslagna provtagningsstrategin en rimlig säkerhet mot felklassning av jordmassorna? Är resultaten repeterbara? Svaren på dessa frågor får man genom att tillämpa metodiken i Kapitel 2.
- Är de mätbara åtgärds målen rimliga? Åtgärds målen bör inte bara omfatta haltkriterier utan de måste även kopplas till en definierad jordvolym, i enlighet med Avsnitt 4.7.

Råden i publikationen avser klassning av beslutsenheter *in situ*. Vid tillämpning på uppgrävda massor blir situationen något annorlunda. Andra provtagningsstrategier än de som finns med i publikationen kan behöva användas för att ta representativa prover från stora, uppgrävda jordhögar där jordmaterialet delvis kan ha blandats om. Hur relevanta de strategier som beskrivs i publikationen är i sådana situationer måste bedömas från fall till fall.

Metodiken har vissa begränsningar som diskuteras i Avsnitt 1.3. Här kan nämnas att den rumsliga korrelationen inte beaktas. Det leder till slutsatsen att diagrammen i Kapitel 2 inte bör tolkas alltför precist. Vidare förutsätts att provberedningen på laboratorium utförs på ett sådant sätt att resultaten verkligen blir representativa för det inskickade jordmaterialet. Rätt använda är diagrammen användbara hjälpmedel för att jämföra alternativa provtagningsstrategier samt för att ge en god indikation på hur säker en viss strategi är.

Publikationen presenterar flera tumregler som kan användas för att göra snabba och översiktliga bedömningar. En sådan tumregel säger att summan av antalet inkrement (eller delprover) per beslutsenhet ger en god bild av hur säker en provtagningsstrategi är. Det är en av förklaringarna varför inkrementell provtagning (ISM) leder till mindre osäkerheter än de övriga provtagningsstrategierna i publikationen.

En viktig slutsats man kan dra med hjälp av publikationen är att klassning av beslutsenheter med hjälp av analysdata från ett fåtal prover tagna med skruvborr leder till stora osäkerheter, särskilt om föroreningsvariabilitet är stor. Provtagning från provgröpar ger i de flesta fall säkrare resultat och orsaken är att provgröpar normalt representerar större jordvolym än prover tagna med skruvborr. Om man väljer en strategi där samlingsprover ska representera beslutsenheten är det särskilt viktigt att korrekt provberedning på laboratorium ingår i strategin, i annat fall kan osäkerheten i klassningen bli större än vad diagrammen i Kapitel 2 indikerar. En säkrare klassning kan man få om man använder sig av ISM-metoden som innebär att ett stort antal inkrement tas för att täcka in hela beslutsenheten (särskild provberedning ingår i ISM). För att avgöra om ISM-metoden bör användas är det viktigt att bedöma vilken storlek på beslutsenheter

som är lämplig samt att även väga in praktiska aspekter och undersökningskostnader. Det är särskilt viktigt att jämföra storleken på beslutsenheter med den area/volym som är representativ för de styrande riskerna. En alltför stor beslutsenhet riskerar att leda till kvarstående hälso- eller miljörisker efter genomförd åtgärd.

Om man vill undvika att felaktig friklassa beslutsenheter kan ett alternativ vara att basera klassningen på beräknade UCLM-värden. Denna metod är särskilt tilltalande när man absolut inte vill ha kvarstående risker efter genomförd åtgärd. Man måste dock vara medveten om att detta uppnås till priset av högre undersökningskostnader samt att onödigt mycket massor kan komma att schaktas bort.

Beskrivningarna i publikationen är relativt detaljerade och kan därför upplevas som komplicerade. Ändå har en rad förenklingar gjorts för att hålla nere komplexiteten, vilket visar att problemställningen innehåller svåra frågor. För att kunna tillämpa metodiken på ett enkelt sätt är det lämpligt att man fokuserar på Kapitel 2 där ett förslag på arbetsgång presenteras. Genom att stegvis följa arbetsgången kan man bedöma hur bra de olika provtagningsstrategierna är på att undvika felklassning. Givetvis måste även kostnads- och tidsaspekter vägas in innan man slutgiltigt väljer provtagningsstrategi.

Referenser

- Back, PE (2003). On uncertainty and data worth in decision analysis for contaminated land. Thesis for the degree of Licentiate of Engineering. Publ A105. Department of Geology, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Brus, DJ (2011). Statistical sampling strategies for survey of soil contamination. Ur: *Dealing with contaminated sites*, Frank A Swartjes (Ed), 165-206. Springer, Dordrecht.
- Hadley, PW, Mueller, SD (2012). Evaluating “hot spots” of soil contamination (redux). *Soil and Sediment Contamination*, 21:335-350.
- ITRC (2012). Incremental sampling methodology. Interstate Technology & Regulation Council, ITRC, Washington DC.
- Larsson, I (2012). Avfallsklassning av förorenad jord – Slump eller vetenskap? Utvärdering av olika provtagningsstrategier för avfallsklassning inom förorenade områden. Examensarbete i Miljövetenskap, Lunds universitet.
- Myers, JC (1997). Geostatistical error management. Quantifying uncertainty for environmental sampling and mapping. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Naturvårdsverket (1997). Åtgärdskrav vid efterbehandling. Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet. Rapport 4807. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009a). Riskbedömning för förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009b). Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål. Rapport 5978. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Norrman, J, Back, PE, Engelke, F, Sego, L, Wik, O (2009a). Provtagningsstrategier för förorenad jord. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Rapport 5888. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Norrman, J, Purucker, T, Back, PE, Engelke, F, Stewart, R (2009b). Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Rapport 5932. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Pitard, FF (1993). Pierre Gy's sampling theory and sampling practice. CRC Press, Boca Raton,
- Regårdh, P (2008). Which volumes have to be excavated? A survey of the relation between target values and mean concentrations after excavation in four remediation projects funded by the Swedish Environmental Protection Agency. Diploma Thesis, Royal Institute of Technology, KTH, Stockholm.
- SGF (2011). Hantering och analys av prover från förorenade områden – Osäkerheter och felkällor. Rapport 3:2011. Svenska Geotekniska Föreningen, SGF.
- SGF (2013). Fälthandbok. Undersökningar av förorenade områden. Rapport 2:2013. Svenska Geotekniska Föreningen, SGF.

SGI (2015). Wermlandskajen. WP5 – Optimerad schakt. Beskrivning av utfört arbete. SGI och Karlstads kommun. Uppdrag 15144. Dnr 1.1-1308-0521. Datum 2015-09-07.

SIS (2006). Markundersökningar – Provtagning – Del 8: Vägledning vid provtagning av jordupplag. SS-ISO 10381-8. Swedish Standards Institute, SIS, Stockholm.

SIS (2015). Markundersökningar – Terminologi. SS-EN ISO 11074:2015. Swedish Standards Institute, SIS, Stockholm.

Stewart, R, Welsh, C, Purucker, T (2009). An Introduction to Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA). Environmental Applications for Version 5, User Guide, First Edition.

US EPA (2002). RCRA Waste sampling draft technical guidance. Planning, implementation, and assessment. EPA530-D-02-002. Office of Solid Waste, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

US EPA (2015). ProUCL Version 5.1.002, User Guide. Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations. EPA/600/R-07/041. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington DC.



Statens geotekniska institut
Postadress: 581 93 Linköping
Tel: 013-20 18 00
E-post: sgi@swedgeo.se

www.swedgeo.se
