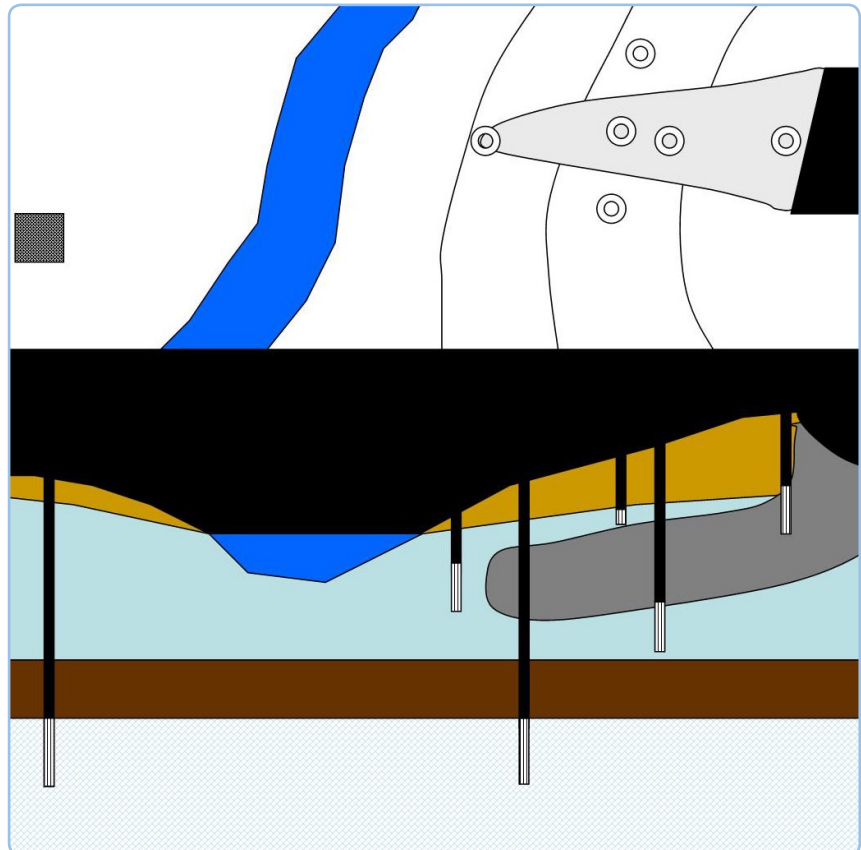


Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas

RAPPORT 5894 • FEBRUARI 2009



Kunskapsprogrammet



Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas

Fredric Engelke, Jenny Norrman och Peter Starzec, SGI
Lizzi Andersen, Christian Grøn, Jesper Overgaard och Anders
Refsgaard, DHI – Institut för vand og miljø

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5894-4.pdf

ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB

Omslag:

Illustration: Borrhål ovanifrån samt i genomskärning

Bild: Skruvborrprovtagning (Foto: Göran Karlsson, SIG)

Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Föreliggande rapport redovisar projektet ”Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas” som genomförts inom Hållbar sanering. Projektet redovisas som fem delrapporter och en sammanfattning av dessa. Första delen av denna rapport utgör sammanfattningen och delrapporterna för jord, grundvatten respektive porgas följer. De två övriga delrapporterna som utvärderar svenska respektive danska provtagningar, ligger som pdf-filer på Naturvårdsverkets hemsida (www.naturvardsverket.se/hallbarsanering).

Projektet har genomförts som ett svenskt/danskt samarbete med Lisa Ledskog vid Soilrem Sverige AB som projektledare. Författarna är nämnda nedan vid respektive delrapport.

Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas

- Sammanfattning av fem delrapporter (Fredric Engelke och Jenny Norrman, SGI)
- Inventering av strategiverktyg för provtagning av jord (Peter Starzec, SGI), kapitel 9.
- Inventering av strategiverktyg för provtagning av grundvatten (Christian Grøn, Jesper Overgaard och Anders Refsgaard, DHI – Institut för vand og miljø), kapitel 10.
- Inventering av strategiverktyg för provtagning av porgas (Lizzi Andersen, DHI – Institut för vand og miljø), kapitel 11.
- Erfarenhetsutvärdering av svenska provtagningar (Ola Wik, SGI och Andy Petsonk, WSP) (finns som pdf-fil på www.naturvardsverket.se/hallbarsanering)
- Erfarenhetsutvärdering av danska provtagningar (Lars Elkjaer och Astrid Jeppesen, Watertech) (finns som pdf-fil på www.naturvardsverket.se/hallbarsanering)

Peter Starzec som författat kapitel 9, avled hastigt sommaren 2006. Peter blev 40 år och var mycket omtyckt och uppskattad, både som kollega och person.

Thomas von Kronhelm vid SAKAB har varit Hållbar Sanerings kontaktperson för arbetet.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket februari 2009

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	10
SUMMARY	11
1 INLEDNING	12
1.1 Bakgrund och syfte	12
2 ALLMÄNT OM PROVTAGNING	13
2.1 Provernas räckvidd	13
2.2 Upprättande av konceptuell modell	14
2.3 Planering av provtagning enligt USEPA	14
2.4 Representativitet	15
2.5 Hantering av osäkerheter	16
3 PROVTAGNING AV JORD	17
3.1 Inventering	17
3.2 Strategi	17
3.3 Programvaror för en effektivare provtagning	19
3.3.1 Visual Sampling Plan	19
3.3.2 Spatial Analysis and Decision Assistance	20
4 PROVTAGNING AV GRUNDVATTEN	21
4.1 Inventering	21
4.2 Strategi	21
4.2.1 Principiella frågeställningar	21
4.2.2 Filterplacering	22
4.2.3 Strategier för karaktärisering av föroreningskällan	22
4.2.4 Strategier för att avgränsa en föroreningsplym	24
4.2.5 Strategier för övervakning och/eller kontrollprogram	26
4.3 Programvaror för planering och utvärdering	28
5 PROVTAGNING AV POR GAS	29
5.1 Inventering	29
5.2 Strategi	29
5.2.1 Principiella frågeställningar	29
5.2.2 Konceptuell modell vid provtagning av porgas	29
5.3 Provtagningsmetoder och utrustning	30
5.3.1 Provtagningsdjup	30
5.3.2 Sonderingsprovtagning	30
5.3.3 Provtagning över längre tid	30
5.3.4 Passiv eller aktiv provtagning	31
5.4 Verktyg och programvaror	31

6 ERFARENHETSUTVÄRDERING AV SVENSKA OCH DANSKA PROVTAGNINGAR	32
6.1 Inventering och metodik	32
7 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	33
7.1 Vägledningar	33
7.2 Provtagning av jord	33
7.3 Provtagning av grundvatten	33
7.4 Provtagning av porgas	34
8 REFERENSER	35
9 DELRAPPORT - INVENTERING AV PROVTAGNINGSTRATEGIER FÖR JORD	39
Förord	39
Sammanfattning	39
Summary	42
9.1 Introduktion	44
9.2 Nationell inventering: Sverige	46
9.3 Internationell erfarenhet: USA	49
9.4 Datakvalitetsmål och data- kvalitetsutvärdering	50
9.5 Att lägga upp provtagningsstrategi	52
9.5.1 Grundläggande principer	52
9.5.2 Representativitet	53
9.5.3 Osäkerheter	54
9.5.4 Vilken information krävs för att lägga upp provtagningsstrategi?	57
9.6 Provtagningsstrategier: översikt	59
9.7 Bedömningsbaserad provtagning	60
9.7.1 Översikt	60
9.7.2 Förutsättningar	60
9.7.3 Genomförande	60
9.7.4 Fördelar	61
9.7.5 Begränsningar	61
9.8 Slumpartad provtagning	62
9.8.1 Översikt	62
9.8.2 Förutsättningar	62
9.8.3 Genomförande	62
9.8.4 Fördelar	63
9.8.5 Begränsningar	63
9.9 Stratifierad provtagning	64
9.9.1 Översikt	64
9.9.2 Förutsättningar	64
9.9.3 Genomförande	64
9.9.4 Fördelar	65
9.9.5 Begränsningar	65
9.10 Systematisk provtagning	66
9.10.1 Översikt	66
9.10.2 Förutsättningar för systematisk provtagning	66

9.10.3 Genomförande	67
9.10.4 Fördelar	69
9.10.5 Begränsningar	69
9.11 Rankbaserad provtagning	70
9.11.1 Översikt	70
9.11.2 Förutsättningar för rankbaserad provtagning	70
9.11.3 Genomförande	70
9.11.4 Fördelar	73
9.11.5 Begränsningar	73
9.12 Anpassad kluster provtagning	74
9.12.1 Översikt	74
9.12.2 Förutsättningar	74
9.12.3 Genomförande	74
9.12.4 Fördelar	76
9.12.5 Begränsningar	76
9.13 Strategi för samlingsprovtagning	77
9.13.1 Översikt	77
9.13.2 Förutsättningar	78
9.13.3 Genomförande	78
9.13.4 Fördelar	79
9.13.5 Begränsningar	79
9.14 Hot spots	80
9.14.1 Översikt	80
9.14.2 Förutsättningar	80
9.14.3 Genomförande	80
9.14.4 Fördelar	82
9.14.5 Begränsningar	82
9.15 Strategier: sammanställning och jämförelser	83
9.16 Visualiserings- och beräkningsverktyg	85
9.16.1 Översikt	85
9.16.2 Visual Sampling Plan	86
9.16.3 Spatial Analysis and Decision Assistance	88
9.17 Slutsatser och fortsatt arbete	91
9.18 Referenser	94
10 DELRAPPORT - INVENTERING AV PROVTAGNINGSTRATEGIER FÖR GRUNDEVATTEN	97
Förord	97
Sammanfattning	98
Summary	100
10.1 Introduktion	101
10.1.1 Principskitse for forurening af grundvand	101
10.1.2 Undersøgelsens formål	102
10.1.3 Undersøgelsesredskaber	103
10.1.4 Prøvetagningsudstyr og -metoder	104
10.1.5 Undersøgelsesparametre	104
10.1.6 Kildetyper	105
10.2 Strategier	107

10.2.1 Kildekarakterisering	108
10.2.2 Forureningsafgrænsning	112
10.2.3 Overvågning	122
10.3 Planlægningsredskaber	126
10.3.1 Sandsynlighedsbaseret strategiværktøj	126
10.3.2 Data quality objectives baseret planlægningsværktøj	127
10.3.3 Grundvandsmodeller som planlægningsværktøj	128
10.4 Visualiserings- og beregningsredskaber	129
10.4.1 Beregningsredskaber	129
10.4.2 Grafiksoftware	130
10.4.3 Grundvandsmodeller	133
10.5 Usikkerhedsstyring	138
10.5.1 Undersøgelsesusikkerhed	138
10.5.2 Prøvetagningsusikkerhed	140
10.5.3 Måle- og analyseusikkerhed	141
10.5.4 Fortolkning af usikkerhed	142
10.6 Referenser	144
10.7 Appendiks - Quality control selection guide for sampling of soil and groundwater, requirements for certified samplers	147
11 DELRAPPORT - INVENTERING AV PROVTAGNINGSTRATEGIER FÖR POR GAS	150
Förord	150
Sammanfattning	151
Summary	154
11.1 Introduktion	157
11.1.1 Formål med poreluftundersøgelser	159
11.1.2 De enkelte dele af en konceptuel model for poreluftforurening	159
11.1.3 Prøvetagning, metoder og udstyr	161
11.1.4 Undersøgelsesparametre	163
11.2 Strategier - nationale erfaringer i Sverige	164
11.3 Strategier internationale erfaringer	165
11.3.1 USA	165
11.3.2 Canada	171
11.3.3 Australien	173
11.3.4 Storbritannien	173
11.3.5 Tyskland	173
11.3.6 Danmark	174
11.3.7 Internationale standarder	176
11.4 Strategier – sammenfatning	178
11.5 Visualiserings- og beregningsværktøjer	180
11.6 Rekommandationer og videre arbejde	182
11.7 Referencer	184
11.8 Appendix - Eksempel på en konceptuel model for en poreluftundersøgelse	188
11.9 Appendix - Oversigt over strategielementer behandlet i de enkelte kilder	189

11.10 Appendix - Oversigt over beregningsmodeller for beregning
af indeklimapåvirkning

190

Sammanfattning

Inom ramen för Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering har ett projekt om strategier för provtagning av förorenad jord, grundvatten och porgas genomförts. Syftet med projektet har varit att inventera vilka befintliga metoder och vägledningar som finns för att effektivisera provtagning av olika medier. Projektet redovisas i föreliggande syntesrapport samt i fem delrapporter. En delrapport finns för respektive jord, grundvatten och porgas. Dessa finns i sin helhet i kapitel 9, 10 och 11. Delrapporterna ger en överblick av vilka strategier som finns tillgängliga, men ingen av rapporterna har haft som målsättning att ta fram en vägledning för hur provtagning bör utföras. Övriga två delrapporter redovisar hur undersökningar har utförts i Sverige och Danmark.

I delrapporten avseende provtagningsstrategier för *jord* redovisas en sammanfattning av flera olika provtagningsstrategier, inklusive deras för- och nackdelar samt under vilka förutsättningar olika strategier fungerar bäst. Två förhållandevis nya strategier presenteras: rankbaserad strategi och anpassad klusterprovtagning. Strategierna baseras främst på amerikanska vägledningar framtagna på uppdrag av US Environmental Protection Agency, USEPA.

I delrapporten avseende provtagningsstrategier för *grundvatten* beskrivs olika strategier beroende på syftet med provtagningen. Några mjukvaruprogram för visualisering av undersökningsresultat i två och tre dimensioner har inventerats och beskrivs med för- och nackdelar. Delrapporten, som är skriven på danska, beskriver olika strategier principiellt och för detaljerade anvisningar och råd avseende t.ex. bormetodik och provtagningsmetoder hänvisas till olika danska och svenska handböcker inom området.

Provtagning av *porgas* är en modernare teknik än både jord- och grundvattenprovtagning. Inventeringen visar att det finns vägledningar kring hur och med vilka metoder porgasmätningar bör utföras, men att det saknas till stor del rekommendationer kring provtagningsstrategier som är inriktade mot mätning av porgas, eller så är vägledningarna generellt utformade.

Övriga två delrapporter är en inventering av hur undersökningar har utförts inom ramen för olika undersökningsprojekt i Sverige och Danmark.

Summary

This project concerning strategies for sampling in contaminated soil, groundwater and pore gas, has been carried out within the program “Hållbar Sanering” financed by the Swedish Environmental Protection Agency. The objective of this work has been to make an inventory of existing guidances and methods for effective sampling in different media. The work is presented in this report and in five background reports. There is one background report for each media: soil, groundwater, and pore gas. The unabridged version of these reports are presented in chapter 9, 10 and 11. The background reports give an overview of which strategies that are available, but none have had the objective to be a guidance document for how sampling should be carried out. The other two background reports present how investigations have been carried out in Sweden and Denmark.

In the report concerning sampling strategies for *soil*, a summary is presented of several sampling strategies and their pros and cons, and under which conditions they are most suitable. Two relatively new strategies are presented: ranked set sampling and adaptive cluster sampling. The strategies are primarily based on American guidance documents produced for the US Environmental Protection Agency USEPA.

In the report concerning sampling strategies for *groundwater*, different strategies are presented related to the objective of the sampling. An inventory has been made of a number of software for visualisation of the sampling results in 2D and 3D, and described regarding their pros and cons. The report, written in Danish, describes the principal ideas of different strategies, and for details concerning e.g. drilling and sampling methods, the reader is directed to Danish and Swedish handbooks in the subject area.

Sampling of *pore gas* requires more modern techniques than does soil- and groundwater sampling. The inventory shows that there are guidance documents on how and with which methods pore gas sampling should be carried out, but that recommendations on sampling strategies for sampling of pore gas is missing, or are of a more general character. The other two background reports are inventories of how investigations have been carried out within projects in Sweden and Denmark.

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Syftet med föreliggande projekt har varit att inventera befintliga metoder för att ta fram och effektivisera¹ provtagningsstrategier för tre olika provmatriser. Projektet har resulterat i fem delrapporter som vänder sig till problemägare, tillsynsmyndigheter samt konsulter. Delrapporterna ger en överblick över vilka strategier som finns tillgängliga för provtagning av jord, grundvatten och porgas. Föreliggande rapport är en sammanfattande syntes av dessa fem delrapporter. Ingen av delrapporterna har haft som målsättning att ta fram en vägledning för hur provtagning bör utföras, utan målsättningen har varit att inventera vilket underlag som finns tillgängligt.

Tre av delrapporterna utgör en inventering och beskrivning av olika provtagningsstrategier för jord-, grundvatten- respektive porgasundersökningar. Övriga två rapporter är en inventering av hur undersökningarna har utförts inom ramen för olika projekt i Sverige och Danmark.

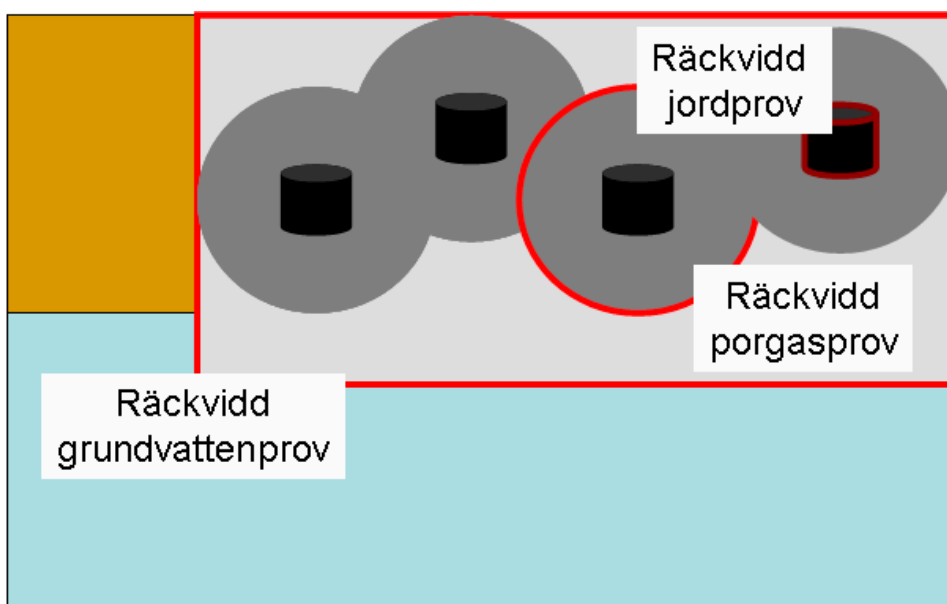
Projektet har omfattat en litteraturgenomgång av befintliga provtagningsstrategier med referenser till svensk, dansk och utländsk litteratur och krav/råd/anvisningar från olika miljömyndigheter.

¹ Effektivisera används här i meningen att provtagningen skall ha ett definierat syfte och att insamlad data skall kunna ge så mycket information som möjligt för att besvara en väl definierad problemställning. Detta kan även ske under t.ex. tekniska, geografiska, budgetrelaterade eller tidsrelaterade restriktioner.

2 Allmänt om provtagning

2.1 Provernas räckvidd

Lämpliga provtagningsstrategier skiljer sig från varandra beroende på syftet med undersökningen och vilken matris (jord, grundvatten eller porgas) som skall undersökas. Jordprover har den kortaste räckvidden och ger vanligen ett punktvärde precis där provet tagits ut. För att kunna konstatera en förorening måste därför föroreningskällan träffas vid provtagningen. Porgasprover har en något större räckvidd än jordprover då flyktiga ämnen sprider sig något från själva föroreningen. Porgasmätningar kan exempelvis genomföras ovan föroreningskällan och ändå indikera att föroreningar förekommer. Störst räckvidd har grundvattenprover och mätningar av grundvattnet ger en integrerad bild av ett större område. Grundvattenprover kan påvisa föroreningar på stort avstånd från föroreningskällan, under förutsättning att jordarna är genomsläppliga för vatten, att föroreningarna är vattenlösliga och att föroreningsplymen provtas. Räckvidden vid provtagning av olika matriser illustreras nedan i figur 1.



Figur 1. Räckvidd vid provtagning av jord, porgas och grundvatten.

Ytterligare en viktig skillnad är att jord kan anses vara en mer eller mindre stationär matris medan porgas och grundvatten i högsta grad är mobila matriser. Föroreningshalten i jord kan förändras långsamt beroende på t.ex. nedbrytning, men förändringarna i porgas och grundvatten går betydligt snabbare. Skillnaderna mellan respektive matris innebär att separata provtagningsstrategier behövs för olika frågeställningar och olika provmatriser.

2.2 Upprättande av konceptuell modell

Det finns flera faktorer som i olika grad inverkar på hur en provtagningsstrategi skall kunna effektiviseras, oavsett vilken matris som provtas. Platsspecifik information om undersökningsområdet, syftet med undersökningen och ekonomiska, geografiska, tekniska eller tidsmässiga begränsningar, är faktorer som måste tas hänsyn till. Platsspecifik information inkluderar all tillgänglig kunskap om platsen, dess storlek, geologi och hydrogeologi, historiska data, information om recipienter, transportvägar, föroreningarnas egenskaper och variationskällor. Informationen sammanfattas i en konceptuell modell där källan, transportvägar och recipient bildar en riskkedja och styr valet av en lämplig provtagningsstrategi.

Upprättandet av en konceptuell modell är väsentligt för att kunna få en förståelse av objektet, föroreningssituationen och hur en lämplig provtagningsstrategi kan utformas. En konceptuell modell bör alltid ingå i en provtagningsstrategi, även om vad som skall ingå i modellen delvis är beroende av provtagningssyftet och vilken provtagningsmatris som skall provtas. En konceptuell modell bör även revideras och uppdateras allt eftersom ny information erhålls.

2.3 Planering av provtagning enligt USEPA

USEPA har tagit fram en systematisk planeringsprocess som gäller för alla typer av provtagning (USEPA 1995). I processen ingår framtagande av datakvalitetsmål samt strategi för hur dessa data skall utvärderas. Processen syftar till att definiera målet med undersökning, identifiera lämplig data som skall samlas in och att specificera tolerabla nivåer för potentiella beslutsfel. Detta görs för att säkerställa tillräcklig datakvantitet och kvalitet för att stödja tagna beslut eller för att ge ett tillräckligt bra beslutsunderlag. Rent principiellt sker optimering av provtagningsstrategi i sista steget i framtagandet av datakvalitetsmål. I praktiken grundar sig valet av mest lämplig strategi på förberedande aktiviteter och är snarare en iterativ och dynamisk process än en statisk steg-för-steg procedur. Framtagandet av datakvalitetsmål (Data Quality Objective Process) genomförs dock alltid innan data samlas in och utvärdering av data (Data Quality Assessment) sker efter datainsamlingen.

Datakvalitetsmål och utvärderingskrav formuleras för varje enskilt projekt med syftet att utforma en utredningsstrategi, där provtagningsstrategin ingår som en av flera komponenter. I takt med att man arbetar sig igenom de inledande stegen i formuleringen av datakvalitetsmålen utvecklas en tydlig och strukturerad procedur som sedan används för att effektivisera provtagningsstrategin. USEPA rekommenderar att en målinriktad provtagningsstrategi bör inkludera följande steg:

- 1) Genomgång av tillgängligt och relevant informationsmaterial om platsen (kartmaterial, information om verksamhetstyp och potentiella föroreningsskällor, tidigare undersökningar, intervjuer).
- 2) Platsbesök. Grov uppskattning görs av hur stor yta som kan vara förorenad, topografi och geologi studeras, potentiella tekniska begränsningar i genomförande av provtagning identifieras (tillgänglighet, nergrävda ledningar, byggnader m.m).

- 3) Identifiering av potentiella transportvägar för föroreningar mellan källan och recipienter.
- 4) Definiera syfte med provtagning. Planering och genomförande av provtagning är beroende av vilken problemställning i ett givet fall som är aktuellt och vilken information/kunskap provtagningen skall resultera i för att leverera en lösning av problemet. Ett syfte kan t.ex. vara att kartlägga föroreningens rumsliga utbredning, ett annat syfte kan vara att utvärdera saneringseffekten på området. Olika syften med provtagningen innebär ofta helt skilda sätt att genomföra den på.
- 5) Identifiera relevanta föroreningar/ämnen att undersöka.

Dessa första steg bör sammanfattas i en konceptuell modell för objektet och även redovisas i en provtagningsplan. Nästa steg är att:

- 6) Ta fram datakvalitetsmål. En acceptabel osäkerhetsnivå med avseende på provtagningsprocessen, samt den erforderliga nivån på datakvalitet som underlag i efterföljande beslutprocessen, tas fram. Osäkerhetsaspekter studeras.
- 7) Lägga upp provtagningsmönster och ett lämpligt antal prover.

2.4 Representativitet

En korrekt genomförd provtagning är en förutsättning för att resulterande data blir representativa för föroreningssituationen på objektet. Representativitet innebär en överensstämmelse mellan uppmätta resultat och verklig föroreningssituation inom det undersökta objektet. Representativiteten innebär att man kan dra slutsatser om föroreningssituation inom hela det undersökta området utifrån utförda observationer och med känd osäkerhet. Om provtagningen skapat icke-representativa data kan inte ens de mest noggranna och dyra analyserna kompensera för förlusten i datakvalitet.

Insamlad data anses vara representativ om de ger tillräckligt underlag för att beskriva en population av intresse, kallad *target population* eller målpopulation². Sådan population har en mer teoretisk karaktär eftersom det knappast är möjligt att kvantifiera/mäta alla dess enheter. Målpopulationen kan exempelvis definieras som en population som består av kopparhalter uppmätta i varje punkt (där minsta möjliga provstorlek kan vara ca 300 g) inom en viss jordvolym. I verkligheten resulterar däremot en provtagning i en s.k. *sample population* dvs. en stickprovspopulation. P.g.a tekniska och ekonomiska begränsningar utgör stickprovspopulationen bara en mindre del av målpopulationen. En mer ingående diskussion om mål- och stickprovspopulation presenteras i Cochran et al. (1954) och Gilbert (1987).

² Med målpopulation avses engelskans *target population*, dvs. den population man avser att försöka beskriva. Egentligen översätts detta i statistiska termer med enbart (statistisk) population. Engelskans *sample population* översätts här med stickprovspopulation och avser alltså de stickprover som tas och som används för att beskriva målpopulationen.

2.5 Hantering av osäkerheter

Processen för att hantera osäkerheter bör initieras redan vid framtagandet av data-kvalitetsmålen, dvs. innan provtagningen påbörjats. Processen gäller för alla typer av miljötekniska undersökningar och inkluderar följande faser (USEPA 2000b):

1. Identifiera felkällor i stickprovspopulationen.
2. Ta fram ett rimligt variationsintervall för ämnet av intresse (existerande information/data från platsen används eller erfarenheter från liknande platser).
3. Definiera två typer av potentiella beslutsfel och konsekvenserna av att göra de felen.

På grund av osäkerheter i insamlade data är det vanligt att det inte framgår tydligt om observerade halter (eller mer exakt, parametrar som beskriver stickprovspopulationen som t.ex. medel, median eller viss percentil) över- eller understiger det aktuella haltkriteriet, t.ex. ett riktvärde. I sådana situationer skall ett av de två fallen (ett över- eller underskridande) definieras som en s.k. baspremiss. Baspremissen blir en slutsats som antas om det visar sig att det saknas tillräckliga bevis för att den kan förkastas. Om däremot bevisen att förkasta baspremissen är tillräckligt starka antas det alternativ som var motsatsen till baspremissen. Sannolikheten att fatta ett felaktigt beslut baserat på insamlad data kan kvantifieras med statistisk hypotesprövning (Davis 1986, USEPA 2000a, Levine et al. 2001).

3 Provtagning av jord

3.1 Inventering

Inventeringen visar att det finns svenska vägledning, framtagna av framförallt Naturvårdsverket men även Svenska Geotekniska Föreningen (SGF 2004), som har tagit fram en fälthandbok för miljötekniska markundersökningar (t.ex. olika fältmetoder, provberedning, provtagningsmönster). Datakvalitetsmål diskuteras i en av Naturvårdsverkets rapporter (Naturvårdsverket 1996) och betydelsen av tydliggöra vilka beslut som skall fatta på grundval av undersökningen poängteras i rapporten. Det finns vägledningsrapporter för övergripande statistisk utvärdering av analysresultat, geostatistik och olika provtagningsmönster som kan väljas (Naturvårdsverket 1994a, Naturvårdsverket 1997).

3.2 Strategi

Det finns huvudsakligen två typer av strategier: bedömningsbaserade (*judgmental*, eller riktad provtagning) eller sannolikhetsbaserade. Bedömningsbaserad provtagning tillämpas i syfte att bekräfta föroreningsutbredning eller haltnivå i specifika punkter som väljs mot bakgrund av tillgänglig kunskap om tidigare verksamhet. Den kan under vissa förhållanden vara billigare än sannolikhetsbaserade strategier och är enkel att genomföra. Den stora nackdelen är att inga kvantitativa slutsatser gällande variabiliteten i data kan dras och därmed heller ingen osäkerhetsuppskattning baserad på statistiska analyser. Sannolikhetsbaserad provtagning används för att uppskatta parametrar i målpopulationen³ och för att fastställa föroreningsgraden med en specifik konfidensnivå. Till fördelarna hör att osäkerheter i data kan kvantifieras med statistiska metoder och att potentiella fel i besluten p.g.a. osäkerheter i data kan uttryckas i kvantitativa termer.

I delrapporten presenteras en sammanfattning över åtta olika sannolikhetsbaserade provtagningsstrategier. Inventeringen baseras huvudsakligen på Gilbert (1987), USEPA (1995) och USEPA (2002) och inkluderar:

- Enkel slumpmässig provtagning
- Stratifierad provtagning
- Systematisk provtagning
- Rankbaserad provtagning
- Klusterprovtagning
- Samlingsprovtagning
- *Transect* strategi
- Hot spot-sökning

Även bedömningsbaserad provtagning (ofta kallad riktad provtagning) diskuteras i rapporten.

³ Med målpopulation avses engelskans *target population*, dvs. den population man avser att försöka beskriva. Egentligen översätts detta i statistiska termer med enbart (statistisk) population. Engelskans *sample population* översätts här med stickprovpopulation och avser alltså de stickprover som tas och som används för att beskriva målpopulationen.

Valet av en lämplig provtagningsstrategi är beroende av flera faktorer som skall vägas in och ges olika prioriteringsgrad. Tabell 1 presenterar en sammanställning av de inventerade provtagningsstrategierna i delrapporten som kan användas för en snabb och mer generell översikt över vilka strategier som är mest lämpliga beroende på förutsättningar och syftet med provtagningen.

Tabell 1. Sammanställning av strategier utifrån syften med provtagning, förutsättningar och förväntat resultat av provtagningen.

Syfte	Förutsättningar	Strategi	Vad uppnås
Genomföra skanning och skaffa sig en översiktlig kunskap om föroreningen på ett mindre objekt/område	Begränsad budget och tidresurser	Bedömningsbase- rad	Underlag för beslut om fortsatta undersökningar, t.ex. sannolikhetsbaserad provtagning
Uppskattning av rumslig utbredning av förorening	Tillräcklig budget	Rutnät/ systematisk	Områden med förhöjda halter identifieras och avgränsas.
		Hot spot-sökning	Sannolikheten att hitta hot spots av given storlek tas fram
Medelvärdeskattning	Tillräcklig budget	Rut- nät/systematisk	Medelhalt samt information om rumsliga- och tidsmässiga variationsmönster
Medelvärdeskattning	Begränsad budget och höga analyskostnader jämfört med provtagningskostnader	Samlingsprov	Högre precision i uppskattning av medelvärde med färre labbanalyser och lägre kostnader jämfört med andra strategier
Medelvärdeskattning	Begränsad budget samt tillgång till kostnadseffektiva skanningsmetoder som kan användas för att uppskatta relativa halter av föroreningen inom området	Rankbaserad	Färre antal labbanalyser för en given precisionsnivå jämfört med slumpartad provtagning
Medelvärdeskattning eller skattning av proportioner (percentiler)	Rumsligt – eller tidsmässigt variationsmönster för föroreningen inom området känt	Stratifierad	Högre precision i skattning av parametrar i fråga med samma mängd prover jämfört med enkel slumpartad strategi. Alternativt, samma precisionsgrad med färre prover och lägre kostnader
Avgränsning av förorening	Kostnadseffektiva skanningsmetoder i fält finns tillgängliga	Anpassad kluster- provtagning	Hot spots detektering samt uppskattning av medelhalt (för hot spot)
Avgränsning av förorening	Kostnadseffektiva skanningsmetoder i fält finns tillgängliga	<i>Transect</i> strategi	Hot spots avgränsas, (relativa) föroreningskontraster tas fram
Medelvärdeskattning, avgränsning av förorening	Tillräcklig budget, homogent område	Slumpmässig provtagning	Medelkoncentration, rumslig fördelning av föroreningen

3.3 Programvaror för en effektivare provtagning

I detta kapitel presenteras en inventering av verktyg och programvaror som möjliggör effektivisering av provtagningsstrategier samt datautvärdering och kommunikering av resultat. Avgränsningar baseras på rekommendationer från USEPA och samlad erfarenhet inom projektgruppen. Följande programvaror inventerades:

- VSP (Visual Sample Plan). VSP används för att effektivisera en provtagningsstrategi, beräkna ett lämpligt antal prover och bestämma var inom området prover skall tas för att ge tillräckligt bra dataunderlag för karakterisering med önskad kvalitet och osäkerhetsnivå (Hassing et al. 2002).
- ELIPGRID. Ett program för upprättande av systematiska (grid-baserade) provtagningsmönster för detektering av elliptiska hot spots. Sannolikheten att hitta hot spots med antagna storlekar givet en viss budget eller omvänd analys (Davidson 1995).
- DQOP-PRO. Programvaran tillämpas i planering av miljöprojekt och utvärdering av konfidens i insamlade data och inkluderar även strategier för hot spot-sökning (Radian 2000).
- SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance). Programvara för utvärdering och visualisering av mätdata, geostatistik, osäkerhetskvantifiering och riskbedömning (TIEM 2002).
- FIELDS (Fully Integrated Environmental Location Decision Support). Verktyget erbjuder stöd för en snabb, kostnadseffektiv och högkvalitativ beslutsanalys för karakterisering av förorenade områden. (FIELDS 1996).
- Surfer®. Ett omfattande programpaket med bland annat flera interpolationsmetoder inklusive geostatistiska tekniker baserade på variogramfunktion, 2D- och 3D-visualisering och volymlberäkningar (Golden Software 2002).
- MiniTab. Statistisk bearbetning av data, multivariata analyser, hypotesprövning, visualisering, m.m. (Minitab 2004).
- Grapher. Komplexa grafiska funktioner med visualisering av data (Golden Software 2004).
- Origin. Visualisering och statistiska beräkningar (OriginLab 2004).

De programvaror som bedömdes vara mest lämpliga för att hantera och ta fram en provtagningsstrategi bedömdes vara VSP och SADA och dessa beskrivs översiktligt nedan.

3.3.1 Visual Sampling Plan

Visual Sample Plan (VSP) är en programvara för planering/optimering av provtagningsstrategi i förorenad jord. VSP är anpassad till USEPA:s datautvärderingsprocess och programmet kan användas som stöd vid framtagande av en optimal provtagningsstrategi givet specifika syften med provtagning, specifika beslutsregler och tolerabla nivåer för potentiella beslutsfel. VSP är kartbaserat (liknar GIS i vissa

avseenden) och kan nyttjas för att ta fram en lämplig provtagningsstrategi för att utföra t.ex. följande moment:

- Jämföra medelhalten av förorening inom området med ett haltkriterium
- Jämföra proportioner (percentiler) i haltfördelning med ett haltkriterium
- Jämföra medelhalt eller proportioner med referensdata (bakgrundkoncentrationer)
- Hitta hot spots
- Skatta medelkoncentration inom området
- Beräkna konfidensintervall
- Avgränsa förorening

För varje moment ovan finns flera olika provtagningsstrategier att välja på, både bedömningsbaserade och sannolikhetsbaserade:

- Enkel slumpartad provtagning
- Systematisk provtagning
- Stratifierad provtagning
- Rankbaserad provtagning
- Anpassad kluster provtagning
- Transektprovtagning
- Stegvis (sekvensbaserad) provtagning
- Provtagning av icke-normalt fördelade data
- Bedömningsbaserad provtagning

Beskrivning av algoritmer och procedurer samt deras verifiering finns rapporterade i (Gilbert et al. 2002). Programmet är ett s.k. freeware, dvs. har en öppen källkod som kan laddas ner utan kostnad.

3.3.2 Spatial Analysis and Decision Assistance

Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) har utvecklats på The Institute for Environmental Modeling vid University of Tennessee. Utvecklingen finansierades av US Environmental Protection Agency och US Nuclear Regulatory Commission. SADA är en programvara som kombinerar miljöriskbedömningar med verktyg för en effektiv problemlösning. Programvaran inkluderar moduler för visualisering, statistisk och geostatistisk analys, riskmodeller, kostnads kalkyl, osäkerheter, provtagning och beslutsanalys.

SADA är mest lämplig att använda under datautvärderingsprocessen och som stöd för efterföljande beslutsfattning. Ett flertal moduler i programmet kan användas för att kommunicera och visualisera resultaten mellan problemlösare och problemägare/beslutsfattare. Visualisering inkluderar 2D, horisontella och vertikala snitt (lager) samt 3D-presentationer av uppmätta halter. Även SADA är ett s k freeware-program som kan laddas ner utan kostnad.

4 Provtagning av grundvatten

4.1 Inventering

Det finns en rad olika vägledningar för undersökningar av förorenade områden som omfattar aspekter av provtagningsstrategier för grundvatten. I tabell 2 ges exempel på vägledningar och rapporter som kan användas för att ta fram en provtagningsstrategi.

Tabell 2. Exempel på dokument som även behandlar provtagningsstrategi för undersökning av grundvatten

Dokument	Innehåll	Referenser
Naturvårdsverket rapporter 4310, 4311 och 4918	Svenska vägledningar för undersökningar av förorenade områden	Naturvårdsverket (1994a), Naturvårdsverket (1994b), Naturvårdsverket (1999)
Statens forurensningstilsyn Veiledning 99:01a	Norska vägledningar för undersökning av förorenade områden, baserat på ASTM, se nedan	Statens Forureningstilsyn (1999),
Miljøstyrelsen vejledning 6 och 7	Danska vägledningar för undersökning av förorenade områden inom ramen för statlig efterbehandling	Miljøstyrelsen (1998), Holm & Kjaergaard (2000)
ASTM RBCA	Amerikansk standard för "risk based corrective action, RBCA", Grundvatten ingår som en exponeringsvägarna som kan ingå i en undersökning	ASTM (2000)

Det finns två internationella standarder som ger en översiktlig beskrivning av provtagning av förorenade områden och provtagning av förorenat grundvatten, Guidance on investigation of soil contamination of urban and industrial sites (ISO 2002) samt Guidance on sampling of groundwater at contaminated sites (ISO 2001).

4.2 Strategi

4.2.1 Principiella frågeställningar

Det finns i huvudsak tre principiella frågeställningar som en provtagning av grundvatten bör besvara:

- 1) Utgör marken ett hot mot grundvattnet (dvs. karaktärisering av källan)?
- 2) Finns det förorenat grundvatten i marken (dvs. avgränsning av föroreningsplymen)?
- 3) Utgör föroreningar i grundvattnet ett hot mot recipient (dvs. övervakning - kontrollprogram)?

De olika principiella frågeställningarna innebär att olika provtagningsstrategier, eller kombinationer strategier, behöver användas.

Andra parametrar som påverkar val av strategi är exempelvis om föroreningarna förekommer diffust över ett större område eller koncentrerat till en

källterm/hot spot, om föroreningsplymen är kontinuerlig (sammanhängande) eller diskontinuerlig och vilka egenskaper en skyddsvärd recipienten har. Till skillnad från provtagning av jord varierar föroreningshalterna även med tiden, då föroreningen transporteras med porvattnet.

4.2.2 Filterplacering

För att undersöka föroreningsförekomst i grundvatten används framförallt borring och installation av grundvattentrör och filter. Det finns en mängd olika borrhörtekniker, rör- och filtermaterial, provtagningsmetoder osv. som är beskrivna i olika vägledningsdokument, t.ex. SGF:s Fälthandbok (SGF 2004), och delrapporten hänvisar till dessa vägledningar för att få en närmare beskrivning av själva utförandet av provtagningen.

Beroende på frågeställning kan grundvattentrör och filter installeras för mätning på olika sätt. Primärt syfte, fördelar och begränsningar redovisas i tabell 3 nedan.

Tabell 3. Primär tillämpning, fördelar och begränsningar med olika typer av filterplaceringar.

Primärt syfte	Filterplacering	Fördelar	Begränsningar
Karaktärisering av föroreningskällan	Punktmätning utförs direkt under grundvattnenytan och beskriver tillståndet i mätpunkten	Ger föroreningskoncentrationen hos källtermen	Risk att inte träffa föroreningsplymen
Avgränsning av en föroreningsplym	Linjemätning utförs på flera djup och positioner längs förmodad strömningslinje i grundvattenmagasinet och beskriver tillståndet längs strömningslinjen.	Ger föroreningskoncentrationen horisontellt och vertikalt	Kräver många borrhörningar för att karaktärisera plymen, risk finns att inte träffa plymen
Övervakning - kontrollprogram	Integrerad mätning utförs på en omfattande del av grundvattenmagasinet och ger en medelvärdeskattning av föroreningssituationen.	Kontrollerar en stor volym av grundvattenmagasinet, kräver få borrhörningar	Risk att missa låga koncentrationer av förorening

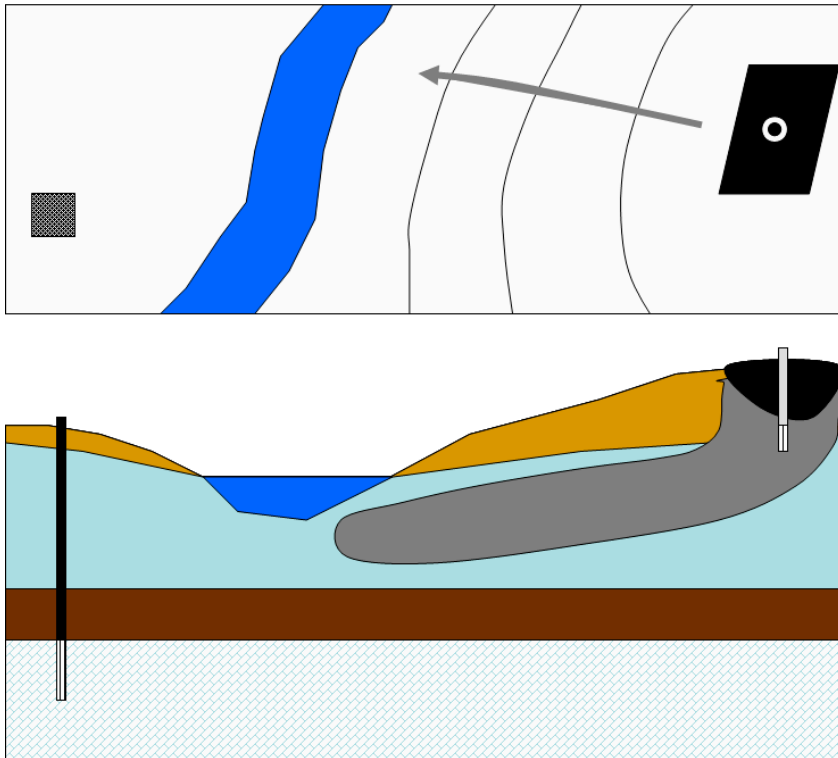
4.2.3 Strategier för karaktärisering av föroreningskällan

Tre olika strategier för karaktärisering av föroreningskällan redovisas i rapporten, vilka alla förutsätter att läget av föroreningskällan är ungefärligen känt.

- Jordbaserad strategi
- Borring genom föroreningskällan
- Borring i kanten av föroreningskällan

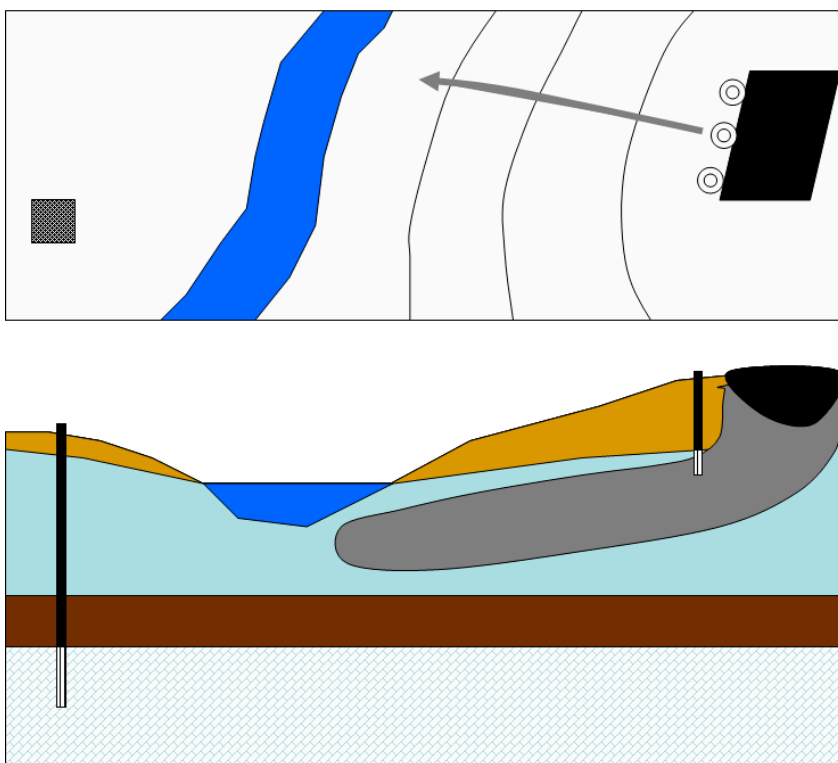
Den jordbaserade strategin går ut på att använda jordanalyser från föroreningskällan och används frekvent i både Danmark och Sverige. Genom en beräkningsmodell som tar hänsyn till bland annat kemiska och geologiska egenskaper beräknas den högsta möjliga föroreningshalten som teoretiskt kan påträffas i grundvattnet. Strategin förutsätter att analyserna av jordproverna är representativa för föroreningskällan.

Strategin med borrhning genom föroreningskällan utförs genom att installera grundvattenrör under föroreningskällan. Filterröret bör placeras i den allra översta delen av grundvattenmagasinet, så att perkolerande förorenat vatten kan samlas upp i filterröret utan att utspädning med opåverkat vatten sker, se figur 2 nedan. En av nackdelarna med strategin är att filterröret riskerar att bli torrlagda under perioder med lägre grundvattennivåer. En annan nackdel är att täta lager under källan riskerar att penetreras.



Figur 2. Borrhning genom föroreningskällan.

Installation av grundvattenrör i kanten av föroreningskällan förutsätter att grundvattnets flödesriktning är känd. Filterröret placeras direkt nedströms föroreningskällan och ytligt i grundvattenmagasinet, se figur 3. Ett förhållandevis stort antal grundvattenrör behöver installeras för att föroreningsplymen skall kunna fångas med tillräckligt hög säkerhet. Risken att föroeningen transporteras rakt ner och inte fångas upp av grundvattenröret bör beaktas. Strategin kan med fördel kombineras med den jordbaserade strategin och korta filterrör kan sättas på flera olika nivåer för att fånga in föroreningsplymen.



Figur 3. Borrning i kanten av föroreningskällan.

4.2.4 Strategier för att avgränsa en föroreningsplym

För att kunna avgränsa en föroreningsplym behövs data om hur stor del av grundvattenmagasinet som är förorenat och vilka koncentrationer av föroreningen som förekommer. Definitionsmässigt är en föroreningsplym avgränsad när prover nedströms, uppströms, ovan och under föroreningsplymen uppvisar halter som är lägre än ett förutbestämt haltkriterium. Avgränsning sker framförallt med grundvattenprover, men jord- och porgasmätningar kan även utnyttjas.

Avgränsning kräver strategier som tar hänsyn till variationer både horisontellt och vertikalt samt om olika grundvattenmagasin förekommer. De strategier för avgränsning som redovisas i delrapporten är:

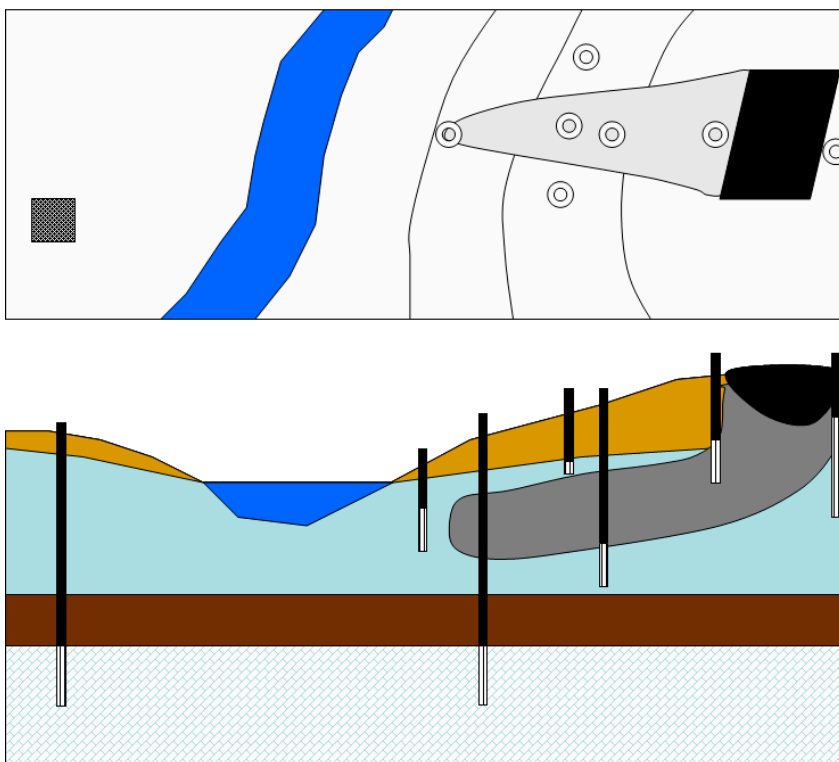
Bedömningsbaserad provtagning

- Enkel pumpning med ett fåtal grundvattenbrunnar
- Integrerad pumpning med ett större antal grundvattenbrunnar
- Systematisk provtagning
- Sannolikhetsbaserad provtagning
- Provtagning med speciellt syfte, t.ex. för att bedöma förutsättningarna för naturlig självrening

Bedömningsbaserad provtagning innebär att grundvattenrör installeras med hänsyn till trolig utbredning av föroreningsplymen. Grundvattnets strömningsriktning och hastighet beräknas utifrån enklare observationsrör och magasinets geologiska egenskaper. Storlek och utbredning av föroreningsplymen beräknas utifrån föroreningskällans egenskaper. Strategin förutsätter därför att läget för källan är känt.

Grundvattenrör installeras uppströms föroreningskällan, igenom eller i kanten av föroreningskällan, samt på ställen där föroreningsplymen antas vara avgränsad, se figur 4 nedan. Korta filter bör i huvudsak användas för att inte späda ut det

förorenade grundvattnet. Omfattande pumpning i grundvattenrören riskerar att dra in föroeningen mot filterröret eller att späda föroeningen och bör därför undvikas. Fördelarna med metoden är att det är lätt att tolka resultaten och att en god beskrivning av föroeningen erhålls. Begränsningarna är framförallt att strategin baseras på flera antaganden, beräkningar och bedömningar. I det fall bedömningarna inte överensstämmer med verkligheten blir resultaten osäkra.

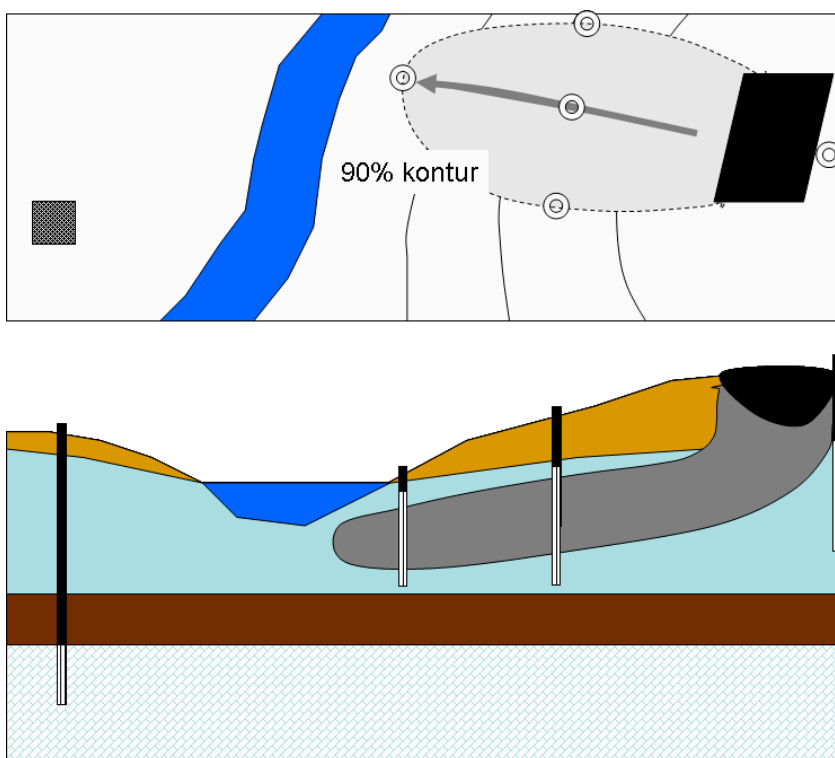


Figur 4. Bedömningsbaserad provtagning för avgränsning av en föroreningsplym.

Strategier som innebär att grundvatten pumpas ur långa filterrör som installerats i grundvattenmagasinet ger mätningar på större volymer. Detta kan vara intressant t.ex. för att bestämma föroreningshalten i det uttagsvattnet för saneringspumpning. Däremot ger pumpning med ur långa filter inte fördelningen av föroeningarna i grundvattenmagasinet och låga koncentrationer föroening riskerar även att missas. Det bör vara en stor skillnad mellan haltkriteriet och föroreningshalten i plymen för att strategin skall kunna användas för spåra/avgränsa en föroening.

En systematisk provtagningsstrategi innebär, liksom för jordprovtagning, att prover tas efter ett förutbestämt provtagningsmönster. Strategin används sällan kommersiellt på grund av att ett stort antal provpunkter krävs och att informationen om t.ex. föroreningshistorik och hydrogeologiska förhållanden inte utnyttjas i strategin. Grundvattenföroeningar är även betydligt mer dynamiska än jordföroeningar, täcker ett större område och är även riktningsspecifika (grundvattenflödets strömningsriktning). I det fall grundvattenmagasinet är komplext och föroreningsplymen varierar kraftigt kan en systematisk provtagning utnyttjas. I en sannolikhetsbaserad provtagningsstrategi placeras grundvattenrören ut baserat på beräkningar av föroreningsplymens troliga utbredning. Kännedom om föroreningskällans egenskaper och en konceptuell modell av föroreningssituationen används tillsammans med numeriska modeller och t.ex. Monte Carlo-simulering

för att beräkna sannolikheten att med t.ex. 90% säkert påträffa föroreningsplymen inom ett visst område, se figur 5 nedan.



Figur 5. Illustration av en sannolikhetsbaserad provtagningsstrategi.

Strategin förutsätter att föroreningskällan är karakteriserad och att de hydrogeologiska egenskaperna samt deras osäkerheter är kända. Strategin tillåter att tillkommande data gradvis kan arbetas in i modellen för att avgränsa plymen, vilket är en fördel. Begränsningarna är framförallt att strategin i sin enklaste form endast används för horisontell avgränsning. Om avgränsning även önskas i vertikalled krävs ett stort antal grundvattenrör.

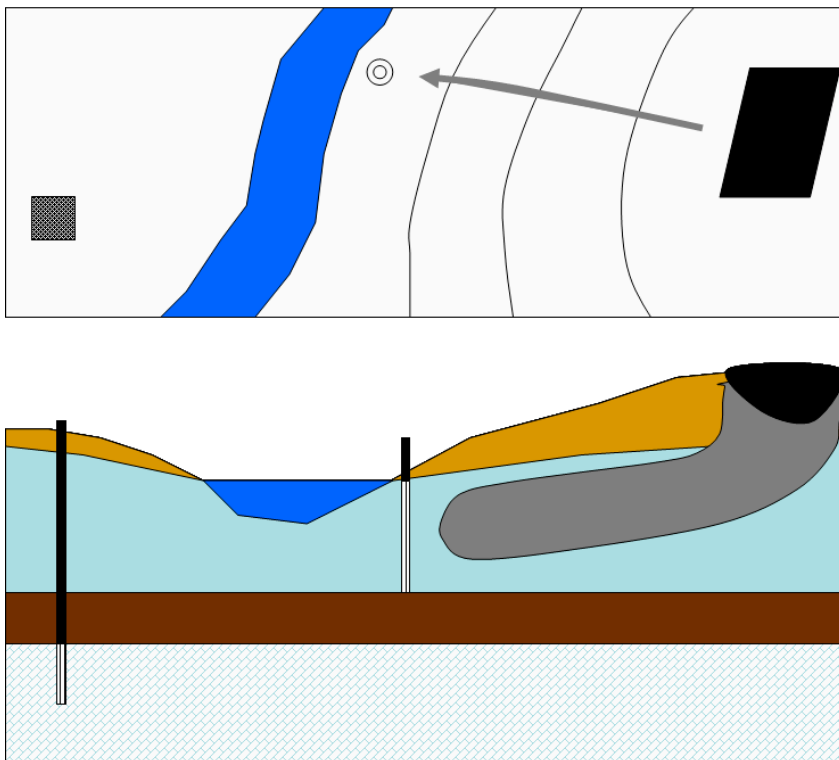
4.2.5 Strategier för övervakning och/eller kontrollprogram

Övervakning av en grundvattenförorening är intressant för t.ex. löpande kontroll av hur föroreningen utvecklas eller i samband med olika saneringsåtgärder. Delrapporten diskuterar tre olika strategier som kan användas för övervakning:

- Volymintegrerad strategi med en uttagsbrunn
- Volymintegrerad strategi med flera uttagsbrunnar
- Provtagning för övervakning med speciellt syfte

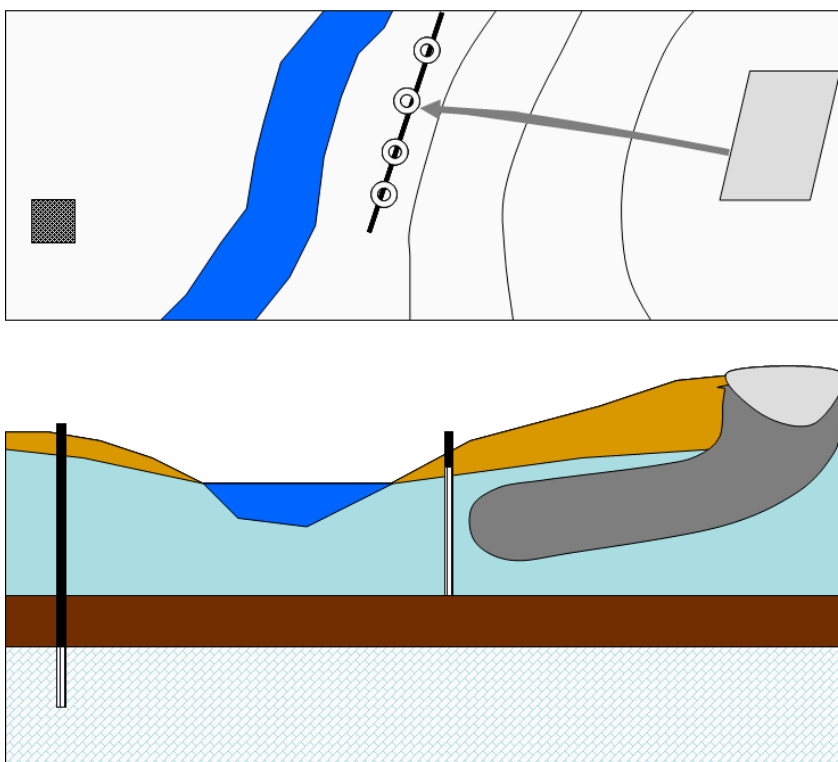
Med en volymintegrerad strategi med en enskild uttagsbrunn skall brunnen placeras nedströms en föroreningsplym. Syftet är att övervaka en skyddsvärd recipient eller en grundvattentäkt (s.k. *well head protection*), se figur 6.

En omfattande förpumpning bör föregå provtagningen så att den blir representativ för en större volym grundvatten. Ofta kan en befintlig uttagsbrunn användas och i vissa fall även den brunn som avses att skyddas. Metoden begränsas delvis av att föroreningen späds ut och att det därför krävs en stor haltskillnad mellan föroreningshalten i plymen och de haltkriterier som gäller för recipienten för att kunna påvisa en förorening.



Figur 6. Principiell skiss av en volymsintegrerad strategi med en uttagsbrunn för s.k. well head protection.

I stället för en enskild uttagsbrunn kan flera uttagsbrunnar placeras vinkelrätt mot plymens strömningsriktning, se figur 7. Strategin ger en hög sannolikhet för att påträffa en plym med höga föroreningshalter och används med fördel inom ramen för övervakning/kontrollprogram. Då flera uttagsbrunnar utnyttjas behöver inte en lika omfattande förpumpning ske som då en enskild uttagsbrunn används. Detta innebär att en mindre kontrast mellan föroreningshalten i plymen och haltkriterierna kan tillåtas.



Figur 7. Volymintegrerad strategi med flera uttagsbrunnar som placeras vinkelrätt mot grundvattnets flödesriktning.

Det finns även riktade övervakningsstrategier med ett speciellt syfte, t.ex. att kontrollera en naturlig självrening eller för att bedöma när en sanering kan anses vara avslutad. Placering av större antal grundvattenrör och filter behövs vanligen för att kunna genomföra tillräckligt säkra bedömningar.

4.3 Programvaror för planering och utvärdering

Det finns flera olika programvaror som kan användas för att planera en undersökning, t.ex. Visual Sampling Plan (VSP). Olika modelleringsverktyg som exempelvis MODFLOW, MIKE SHE och liknande programvaror kan användas för planering och utvärdering av en undersökning, under förutsättning att föroreningskällan är känd. Det finns även en rad olika verktyg för att visualisera en föroreningsplym i två och tre dimensioner. Delrapporten redovisar några exempel på olika programvaror med fördelar och begränsningar. Osäkerhetsaspekterna i en grundvattenundersökning beskrivs översiktligt inom ramen för USEPA:s vägledning för framtagande av datakvalitetsmål (DQOP), se USEPA (2000a och 2000b).

5 Provtagning av porgas

5.1 Inventering

De svenska rekommendationer som finns avseende provtagning av porgas redovisas framförallt i rapporten Vägledning för miljötekniska markundersökningar del 2: fältarbete (Naturvårdsverket 1994b) samt SGF:s fälthandbok för miljötekniska markundersökningar (SGF 2004). I Statens råd för byggnadsforskning finns en rapport från 1991: Flyktiga organiska ämnen i förorenad jord – Metodik vid provtagning, analys och utvärdering (Helldén 1991).

Internationellt finns exempelvis en amerikansk standard (ASTM 2001) samt en internationell ISO-standard (ISO 2003). Nämnade dokument beskrivs översiktligt i delrapporten tillsammans med andra internationella vägledningar från USA, Kanada, Australien, Storbritannien, Tyskland och Danmark.

5.2 Strategi

5.2.1 Principiella frågeställningar

Det kan finnas flera olika syften med porgasmätningar, t.ex. att:

- Utföra en hälsoriskbedömning för inomhusluft
- Utföra en inledande översiktlig undersökning (screening) då flyktiga föroreningar förväntas
- Avgränsa en konstaterad jordförorening eller marknära grundvattenförorening med flyktiga föroreningar
- Lokalisera föroreningskällor (hot spots) i jord- eller grundvatten

Genomförd inventering visar att provtagning av porgas är en förhållandevis modern metodik. Erfarenhet och kunskap av olika metoder och strategier för provtagning av porgas är relativt begränsade jämfört med exempelvis provtagning av jord och/eller grundvatten.

5.2.2 Konceptuell modell vid provtagning av porgas

Innan en provtagning utförs bör alltid en konceptuell modell upprättas, vilket även gäller för provtagning av porgas. Föroreningshalten i porgas är inte enbart en funktion av jord- och föroreningsegenskaper, utan beror även av andra parametrar som t.ex. vatteninnehåll och olika meteorologiska funktioner som t.ex. temperatur, lufttryck, vind, avdunstning och tryckskillnader. Detta är parametrar som varierar med korta tidsintervaller och får därför betydelse för hur en provtagningsstrategi bör utformas. Strategier som utformas för provtagning av porgas får därför, utöver den rumsliga dimensionen, även en tidsmässig dimension.

Några av de parametrar som speciellt bör beaktas i en konceptuell modell vid provtagning av porgas med syfte att bedöma risker i inomhusluften är:

- Jordens innehåll av organiskt kol
- Föroreningens egenskaper med hänsyn till fördelningen mellan gas och vätskefas, ofta uttryckt som Henrys konstant
- Vatteninnehållet i jordens porer
- Förekomsten av sprickor i golvkonstruktionen i byggnaden (har dock liten betydelse om andelen sprickor är större än 0,1% av golvkonstruktionen, eftersom en större sprickandel ej blir begränsande för porgasinträngning)

Tryckskillnaden mellan ett varierande inomhusklimat i en byggnad och marken under byggnaden ger stora variationer i mätningarna. En byggnad kan påverka trycknivån i porgasen på flera meters avstånd från byggnaden.

5.3 Provtagningsmetoder och utrustning

5.3.1 Provtagningsdjup

Provtagning av porgas sker vanligen i mark utanför byggnader och/eller i mark/hållrum/dränering under byggnader. Vid provtagning utanför byggnader är det vanliga provtagningsdjupet 1-5 meter under markytan. På grund av risken att atmosfärisk luft skall tränga ner och tas med i provtagningen rekommenderas ett provtagningsdjup på minst 1 meter.

Det finns en rad olika generella rekommendationer som bör beaktas i samband med mätning och provtagning av porgas. Tjäle eller kraftig nederbörd kan förhindra representativa mätningar närmast markytan.

5.3.2 Sonderingsprovtagning

Sonderingsprovtagning utförs vanligen genom att en sonderingspets drivs ner till önskat djup. Ett mindre volym porgas pumpas ut från jorden och gasen analyseras. Det kan vara svårt att ta ut representativa prover och resultaten bör alltid tolkas försiktigt. Andra parametrar som t.ex. tryckskillnader, vatteninnehåll och geologi bör beaktas vid tolkningen.

5.3.3 Provtagning över längre tid

Om upprepade provtagningar krävs är det ofta lämpligt att installera permanenta mätstationer i borrhål. Mätstationerna kan antingen installeras i form av fasta sonderingsspetsar för upprepad provtagning eller i form av passiva provtagare. Det bör säkerställas att mätstationen är fast och att atmosfärsluft inte kan tränga ner till provtagningsnivån. Om mätningar önskas från flera olika nivåer är det vanligen mest lämpligt att installera flera mätstationer i närheten av varandra, istället för att utnyttja flera nivåer i ett borrhål. Det är avsevärt svårare att förhindra spridning mellan olika provtagningsnivåer för gas än för exempelvis grundvatten.

5.3.4 Passiv eller aktiv provtagning

Provtagning kan ske antingen med passiva eller med aktiva metoder, dvs. om föroreningarna samlas in med en absorbent eller som ett egentligt luftprov. I delrapporten lämnas flera referenser till olika artiklar och rapporter som redovisar fördelar och begränsningar med olika utrustningar.

Tiden för en passiv provtagning bör anpassas efter om maximala halter eller medelhalter är av intresse. Vidare bör beaktas att en aktiv pumpning förändrar tryckförhållandet i marken och att volymen luft som pumpas därför bör vara så liten som möjligt och att pumpflödet och hastigheten bör vara så låg som möjligt. Om prover uttas under en längre tid kommer proverna att representera en större volym jord än t.ex. jordprovtagning. Detta gäller speciellt om en aktiv pumpning sker. Vanligen tas dock prover ut under en begränsad tid och proverna representerar därför en förhållandevis begränsad jordvolym, i storleksordningen några enstaka kubikmeter. Detta bör beaktas vid planering av provtagning av porgas.

5.4 Verktyg och programvaror

Det finns inga specifika verktyg eller programvaror för att visualisera eller presentera resultat och provtagningsstrategier för porgasmätningar. Principiellt kan dock programvaror anpassade för provtagning av jord även användas för porgasmätningar under förutsättning att mätningarna utförts samtidigt. Vid utvärderingen måste hänsyn tas till att halterna kan förändras på kort tid.

VSP (Visual Sampling Plan) och SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance) är exempel på verktyg som mycket väl skulle kunna användas även för att effektivisera en porgasundersökning (se kapitel 3).

6 Erfarenhetsutvärdering av svenska och danska provtagningar

6.1 Inventering och metodik

Inom ramen för projektet har erfarenheter från svenska och danska undersökningar sammanställts i två delrapporter (Erfarenhetsutvärdering av svenska provtagningar samt Erfarenhetsutvärdering av danska provtagningar).

Utvärderingen har genomförts med en mall som utarbetats av projektgruppen och som sedan använts för att inventera både de svenska och danska undersökningarna. Mallen består av en rad strukturerade frågor beträffande en undersöknings syfte, utförande och strategi. Mallen är uppdelad i sju olika avsnitt:

- 1) Administrativa uppgifter
- 2) Syfte och krav
- 3) Undersökningsstrategi
- 4) Provtagningsstrategi
- 5) Praktiskt genomförande
- 6) Redovisning och utvärdering
- 7) Sammanfattande bedömning av undersökningen

De svenska undersökningar som inventerats och utvärderats har varit projekt som:

- haft fokus på föroreningar i jord
- varit större projekt, men inte så komplexa att de förutsatt flera olika strategier inom samma geografiska område
- varit genomförda med delvis statliga bidrag med ambitionsnivå motsvarande huvudstudier eller större förstudier
- varit genomförda på senare tid (från 2001 till 2006)

De danska undersökningarna är utvalda i samarbete med Köpenhamns kommun och har varit genomförda mellan 2001 och 2006 med en budget mellan 60 000 kr till 120 000 kr. Undersökningarna har i huvudsak varit inriktade mot organiska föroreningar. Totalt har tio svenska och tio danska projekt utvärderats.

För mer information om utvärderingarna hänvisas läsaren till respektive delrapport (Petsonk & Wik 2008, Jeppeson & Elkjaer 2008).

7 Slutsatser och rekommendationer

7.1 Vägledningar

Det finns flera olika nationella och internationella vägledningar för hur en provtagning bör utföras. Däremot saknas en svensk vägledning vad gäller att effektivisera en provtagning avseende strategi, samt även riktlinjer för hur stora osäkerheter som kan accepteras och hur val av strategi kan kopplas till exempelvis en riskbedömning. USEPA har publicerat flera vägledningar som redovisar hur en lämplig provtagningsstrategi kan arbetas fram. Vägledningen är mer stringent och mer formaliserad jämfört med svenska vägledningsdokument. En annan mycket viktig skillnad är att USEPA har en vägledning för datakvalitet och hur utvärdering av data skall utföras, vilket till stora delar saknas i Sverige.

7.2 Provtagning av jord

Vad gäller provtagning av jord finns en relativt omfattande och detaljerad svensk vägledning för praktiskt genomförande av provtagning i fält. Effektivisering av provtagningen för olika förhållanden och koppling till riskbedömning och datakvalitet beskrivs däremot översiktligt och utan tydliga anvisningar.

Ett behov av en heltäckande men samtidigt skraddarsydd vägledning där handfasta rekommendationer underbyggs av ett vetenskapligt resonemang i relation till undersökningens syfte, datakvalitet och tillgängliga resurser (budget) bedöms finnas i Sverige idag. Vägledningen bör inrikta sig till konsulter, problemägare och tillsynsmyndighet och bör även innehålla konkreta direktiv för vilka provtagningsmönster som är mest lämpliga i en given situation, hur många prover som bör tas samt hur osäkerheter skall kvantifieras och integreras i den efterföljande beslutsprocessen.

Eftersom en bedömning av vilken strategi som är mest lämplig för ett enskilt objekt består av flera relativt komplexa och omfattande avväganden, bör man utarbeta en så tydlig och välstrukturerad vägledning för val av strategi som möjligt.

7.3 Provtagning av grundvatten

Svenska vägledningar är knapphändiga rörande strategier för effektiv provtagning av grundvatten. I delrapporten avseende provtagningsstrategier för grundvatten redovisas en rad olika strategier och metoder beroende på syftet med undersökningarna.

Några av de faktorer som påverkar val av strategi är om föroreningarna förekommer diffust över ett större område eller koncentrerat till en källterm, om föroreningsplymen är kontinuerlig (sammanhängande) eller diskontinuerlig och vilka egenskaper recipienten har. Föroreningshalterna varierar även med tiden då föroreningen transporteras med porvattnet. Hänsyn till föroreningens kemiska egenskaper, biologisk nedbrytning och fastläggning av föroreningar är exempel på andra faktorer och processer som bör övervägas i samband med utformandet av en effektiv provtagningsstrategi.

7.4 Provtagning av porgas

En föroreningshalt i porgas beror även på klimatrelaterade parametrar som t.ex. lufttryck, temperatur, tryckvariationer, nederbörd. Variationer i klimatparametrarna kan ske under mycket kort tid, vilket även innebär att halten förorening i porgasen varierar med korta tidsintervall. Detta är faktorer som måste beaktas vid utformning av en konceptuell modell samt vid provtagning och utvärdering.

Det finns fler olika internationella och svenska vägledningar för provtagning av porgas. Något egentligt förslag till en samlad provtagningsstrategi för provtagning av porgas saknas, men det finns en rad olika punkter som kan beaktas vid utformandet av en strategi. I flera av vägledningarna används provtagning av porgas framförallt för att bedöma om uppmätta halter utgör en betydande exponeringsrisk i byggnader. Några av de rekommendationer som ges i Danmark är exempelvis att provtagningarna riktas mot de områden där föroreningar misstänks förekomma, samt att provtagning av porgas utförs innan eventuell mätning av inomhusluft.

Porgasmätningar rekommenderas även i några stater i USA för att avgränsa en förorening. Även om vägledningar för utformning av provtagningsstrategier saknas, finns flera dokument för hur en fältprovtagning bör utföras tekniskt.

8 Referenser

- Andersen, L. (2008). *Provtagningsstrategier för förorenad mark: Inventering av strategiverktyg för provtagning av porgas*. Rapport 5894, kapitel 11. Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, Stockholm.
- ASTM (2000). *Standard guide for risk-based corrective action*.
- ASTM (2001): *Standard Guide for Soil Gas Monitoring in the Vadose Zone*, D5314 – 92 (Reapproved 2001).
- AVJ (2001). *Håndbog om feltmetoder til analyse af forurennet jord*. Nr. 3. A. V. f. Jordforurening.
- AVJ (2003). *Håndbog i provtagning af jord og grundvan*. 3 2003. Teknik og Administration, A. V. f. Jordforurening.
- Cailas, M. D., R. G. Kerzee, E. K. Mensah, K. G. Croke and R. R. Swager (1995). *A proposed methodology for an accurate estimation of the total amount of materials recycled*. Resources, Conservation and Recycling 15: 123-131
- Cochran, W. G. (1977). *Sampling Techniques*. 3rd ed. New York, Wiley.
- Cochran, W. G., F. Mosteller and J. W. Tukey (1954). *Principles of sampling*. Journal of the American Statistical Association 49: 13-35.
- Davidson, J. R. (1995). *ELPGRID-PC: Updated Version*. ORNL/TM-13103. Oak Ridge National Laboratory,
- Davis, J. C. (1986). *Statistics and Data Analysis in Geology*. 2nd. New York, John Wiley & Sons.
- DHI (2004). *Quality control manual for field measurements*. Report draft October 2004. Nordtest,
- Entz, T. and C. Chang (1991). *Evaluation of soil sampling schemes for geo-statistical analyses: A case study for the soil bulk density*. Canadian Journal of Soil Science 17: 165-176.
- FIELDS (1996). *Fully Integrated Environmental Location Decision Support*. Chicago, IL., USEPA Region 5.
- Gilbert, R. O. (1987). *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Gilbert, R. O., J. R. Wilson, R. F. O'Brien, D. K. Carlson, D. J. Bates, B. A. Pulsipher and C. A. McKinstry (2002). Version 2.0 Visual Sample Plan (VSP): *Models and Code Verification*. PNNL-13991. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- Golden Software, I. (2002). *Surfer. Surface Mapping System*. Golden, Co.
- Golden Software, I. (2004). *Grapher*. Golden, Co.

- Grøn, C., Overgaard, J. och A. Refsgaard (2008). *Provtagningsstrategier för förorenad mark: Inventering av strategiverktyg för provtagning av grundvatten*. Rapport 5894, kapitel 10. Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Hassing, N. L., J. R. Wilson, R. O. Gilbert, D. K. Carlson, R. F. O'Brien, B. A. Pulsipher, C. A. McKinstry and D. J. Bates (2002). *Visual Sample Plan Version 2.0 User's Guide*. PNNL-14002. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA.
- Helldén, J. (1991): *Flyktiga organiska ämnen i förorenad jord. Metodik vid provtagning, analys och utvärdering*. Statens råd för byggnadsforskning. Rapport R55:1991.
- Holm, J. and Kjærgaard, M (2000). *Manual for program til risikovurderinger JAGG (Jord, Afdampning, Gas, Grundvand)*. Miljøprojekt no. 520. Miljøstyrelsen.
- Hortensius, D., R. Bosman, J. Harmsen and D. Wever (1990). *Development of standardized sampling strategies for soil investigation in the Netherlands*. Contaminated Soil '90: Third International Kfk/Tno Conference 10-14 December 1990, F. Arendt, M. Hinseveld and W. J. van den Brink. Karlsruhe, Federal Republic of Germany. Kluwer Academic Publishers
- ISO (2001). *Guidance on sampling of groundwater at contaminated sites*. International standard. 5667-18.
- ISO (2002). *Guidance on investigation of soil contamination of urban and industrial sites*. Draft international standard. 10381-5.
- ISO (2003): Soil quality – Sampling – Part 7: *Guidance on sampling of soil gas*, ISO/DIS 10381-7.
- Jeppesen, A. och L. Elkjær 2008. *Provtagningsstrategier för förorenad mark: Erfarenhetsutvärdering av danska provtagningar*. Hållbar Sanering, Naturvårdsverket. WEB: www.naturvardsverket.se/hallbarsanering
- Journel, A. G. and C. J. Huijbregts (1978). *Mining Geostatistics*. London, Academic Press.
- Levine, D. M., R. P.P. and R. K. Smidt (2001). *Applied Statistics for Engineers and Scientists. Using Microsoft Excel and MINITAB*. Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall.
- Li, F. and J. Chaplin (1998). *Evaluation of large field sampling methods for crop residue coverage measurement*. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 41(3): 645-651.
- McIntyre, G. A. (1952). *A method for unbiased selective sampling, using ranked sets*. Australian Journal of Agricultural Research 3: 385-390.
- Minitab, I. (2004). Minitab 14.
- Miljøstyrelsen (1998). *Oprydning på forurenede lokaliteter*. Miljøstyrelsens Vejledninger nr. 6 og 7 1998.

- Mode, N. A., L. C. Conquest and D. A. Marker (1999). *Ranked set sampling for ecological research: accounting for the total cost of sampling*. *Envirometrics* 10: 179-194.
- MST (1999). *Statistisk 3-D beräkning af sandsynligheden for at finde en jordforurening*. 449. MST,
- Naturvårdsverket (1994a). *Vägledning för miljötekniska markundersökningar : del 1: strategi*. NV-4310. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1994b). *Vägledning för miljötekniska markundersökningar : del 2: fältarbete*. NV-4311. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1996). *Rätt datakvalitet: Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar*. NV-4667. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1997). *Åtgärdskrav vid efterbehandling. Vägledning för att acceptabla resthalter och restmängder uppnås - metoder och säkerhet*. NV-4918. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden*. NV-4918. Stockholm.
- Naturvårdsverket (2003). *Efterbehandling av förorenade områden: Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering*. Stockholm.
- OriginLab (2004). Origin. Northampton, MA, OriginLab Corporation.
- Petsonk, A. och O. Wik 2008. *Provtagningsstrategier för förorenad mark: Erfarenhetsutvärdering av svenska provtagningar*. Hållbar Sanering, Naturvårdsverket. WEB: www.naturvardsverket.se/hallbarsanering
- Pulsipher, B. A., R. O. Gilbert and J. R. Wilson (2003). *Measurement uncertainty in Visual Sample Plan (VSP)*. PNNL-SA-38977. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA.
- Radian, I., LLC. (2000). DQOP-PRO.
- SGF (2004). *Fälthandbok: Miljötekniska markundersökningar*. Rapport I:2004. Svenska Geotekniska Föreningen,
- Starzec, P. (2008). *Provtagningsstrategier för förorenad mark: Inventering av strategiverktyg för provtagning av jord*. Kaptiel 9, Rapport 5894, Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, , Stockholm.
- Statens Forureningstilsyn (1999). *Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn*. Veiledning 99:01a.
- Swan, A. R. H. and M. Sandilands (1995). Oxford, Blackwell Science.
- TIEM (2002). *Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) Version 2.3: User Guide*. The University of Tennessee. Knoxville

USEPA (1989). *Methods for Evaluating the Attainment of Cleanup Standards. Volume 1: Soils and Solid Media*. EPA 230/02-89-042. Office of Policy, Planning, and Evaluation, Washington DC.

USEPA (1995). *Superfund program. Representative sampling guidance. Volume 1: Soil*. EPA 540/R-95/141. Office of Solid Waste and Emergency Response, U. S. EPA. Washington DC.

USEPA (1996). *Soil Screening Guidance: User's Guide*. 9355.4-23. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC.

USEPA (2000a). *Guidance for Data Quality Assessment: Practical Methods for Data Analysis*. EPA QA/G-9. EPA/600/R-96/084. Office of Environmental Information, Washington DC.

USEPA (2000b). *Guidance for the Data Quality Objective Process*. EPA QA/G-4. Washington DC.

USEPA (2002). *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for Use in Developing a Quality assurance Project Plan*. EPA QA/G-5S. Office of Environmental Information, Washington DC.

Yfantis, A. A., G. T. Flatman and J. V. Behar (1987). *Efficiency of kriging estimation for square, triangular, and hexagonal grids*. *Mathematical Geology* 19: 183-205.

9 Delrapport - Inventering av provtagningsstrategier för jord

Förord

I föreliggande delrapport redovisas inventeringsstudier av svenska och internationella (med eftertryck på USA) erfarenheter kring provtagningsstrategier i förorenad jord.

Rapporten vänder sig både till tillsynsmyndigheter och konsulter aktiva inom verksamheter knutna till förorenad mark och ger en generell överblick över hur valet av en lämplig strategi bör optimeras m.a.p. olika förutsättningar.

Kapitel 9.1 introducerar i ämnet och belyser de mest aktuella frågeställningar kring provtagnings syfte och dess roll i riskbedömningsprocessen. Kapitel 9.2 sammanfattar studier kring provtagning genomförda främst på initiativ av Naturvårdsverket. Kapitel 9.3-5 presenterar hur provtagning integreras i andra delar av miljöunderökning med hjälp av Data Quality Objectives Process. Kapitel 9.6-15 beskriver en bedömnings- och sju sannolikhetsbaserade provtagningsstrategier. Kapitel 9.16 presenterar PC baserade verktyg för optimering av provtagning, utvärdering av insamlade data, visualisering och kvantifiering av osäkerheter. I kapitel 9.17 summeras inventeringens huvudresultat och rekommendationer till fortsatt arbete presenteras.

Inventeringen har genomförts vid miljöavdelning, Statens geotekniska institut i samarbete med DHI och Soilrem Sverige AB

Peter Starzec, SGI

Sammanfattning

På uppdrag av Naturvårdsverket har ett projekt om provtagningsstrategier i förorenad jord, grundvatten och porluft initierats. Som del av projektet har inventeringsstudier av svenska och internationella erfarenheter kring provtagningsstrategier genomförts. I denna rapport presenteras inventeringsstudier för provtagningsstrategier för jord. Inventeringen är baserad främst på arbete utfört i USA och på uppdrag av US Environmental Protection Agency, USEPA.

En avgränsning har gjorts i den mening att begreppet provtagningsstrategi inbegriper här procedurer som syftar främst på bedömning av rumslig fördelning av förorening inom en jordvolym med mindre fokus på utförande utifrån enstaka provtagningspunkter, provhantering och beredning, mät- och analysmetoder.

Studien har omfattat litteraturgenomgång och resulterande arbetet kommer samtidigt att nyttjas som en avstamp till fortsatta studier kring tillämpning av strategier i miljöprovtagning anpassad till svenska förhållanden.

Syftet med föreliggande arbetet har varit att:

- Klargöra vilka nationella regelverk (vägledningar, rekommendationer, handböcker) finns som underlag för att specificera de krav som miljöprovtagning i förorenad jord skall uppfylla.
- Presentera kunskapsläget och de rekommendationer inom miljöprovtagningsstrategier som sanktioneras av amerikanska motsvarighet till Naturvårdsverket.
- Lägga fram förslag till fortsatta studier om vilka strategier som är mest optimala och hur de tas fram med hänsyn tagen till frågeställningar specifika för svenska förhållanden ("typiska" föroreningsämnen, storleken på förorenade områden, geologiska förutsättningar etc.)

Med underlag från inventering av nationell vägledning kan konstateras att:

- det finns flera dokument av vägledningskaraktär för praktiskt genomförande av provtagning med fokus på fältprocedurer och provhantering.
- Faktorer som inverkar på optimering av provtagningsstrategi för en rumslig karakterisering av förorenade massor och hur själva provtagning relaterar till andra delar i miljöundersökning och efterföljande riskbedömning behandlas dock mer generellt.
- Förslag på olika provtagningsmönster presenteras och deras lämplighet för olika typer av ändamål diskuteras. Det fattas dock handfasta rekommendationer hur optimeringsprocessen skall gå till när en lämplig strategi skall tas fram i relation till ett aktuellt problem och vilka kriterier samt verktyg skall användas för att uppskatta optimalt antal prover och deras position.
- Geostatistiskt synsätt rekommenderas för att uppskatta osäkerheter i rumslig föroreningsfördelning, däremot saknas det en vägledning hur osäkerheter skall integreras i bedömningen om platsen uppfyller

uppställda miljönormer eller inte (sk *compliance rules*) och hur detta skall kommuniceras vidare i beslutsprocessen.

Inventering av amerikanska erfarenheter upptar största delen av denna rapport och det mest tydliga skillnaden i framtagande av provtagningsstrategi mellan svenska och amerikanska vägledningar är att valet av en lämplig strategi är mer stringent och mer formaliserat enligt USEPA rekommendationer (optimering av strategi har integrerats i Data Quality Objective Process) jämfört med svensk vägledning (Kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden och MIFO).

I denna rapport presenteras en sammanfattning av 8 olika provtagningsstrategier inklusive deras för- och nackdelar samt under vilka förutsättningar olika strategier bäst fungerar. Två förhållandevis nya strategier presenteras: Rankbaserad strategi och anpassad kluster provtagning. Viktigaste slutsatser från amerikanska erfarenheter är:

- Provtagning skall alltid placeras i rätt sammanhang med hänsyn till andra delar i miljöbedömningsprocessen.
- Valet av en lämplig strategi är alltid platspecifik och beror främst av syftet med data insamling.
- Ofta fler än en strategi bör övervägas på en och samma plats.
- Insamlade data och tolkningen är alltid behäftade med osäkerheter – eftersom osäkerheter i data påverkar direkt kvalitet på underlag till efterföljande beslut måste de kvantifieras och kommuniceras till problemägare/beslutsfattare på ett transparent sätt.
- I vissa situationer kan integrering av skanningsmetoder och traditionell provtagning resultera i mycket högre datakvalitet till lägre kostnader jämfört med enbart ”vanlig” provtagning och kemiska analyser.

Rapporten innehåller också en kort demonstration av pc-baserade verktyg för planering av strategier (Visual Sampling Plan) och dataanalys, osäkerhetskvantifiering och visualisering av miljödata (Spatial Analys and Decision Assistance).

Summary

Swedish Environmental Protection Agency has initiated a study on sampling strategies for contaminated soil, groundwater and pore air. As a part of the project's phase 1, an inventory of Swedish and international state-of-the-art has been done. This report presents an inventory regarding strategies for contaminated soil and is based mainly on work done in USA through the initiative of the USEPA. The inventory was constrained in that term 'sampling strategies' involved procedures that aim first of all at evaluation of spatial distribution of a contaminant within a soil volume and with less focus on methodology with regard to collecting individual samples, sample treatment and methods of analysis. The work was based on literature revision and will be used for further study to work out strategies especially applicable for Swedish conditions.

The objectives with the study were to:

- Clarify what Swedish guidelines are available that specify requirements that are to be fulfilled by a reliable and representative sampling in contaminated soil.
- Present state-of-the-art and recommendations for environmental sampling strategies that are approved by USEPA.
- Suggest further study on what strategies are most optimal and how they should be planned with regard to the conditions/circumstances specific for Sweden ("typical" pollutants, size of contaminated sites, geological setting etc.)

Based on the inventory of the Swedish regulations and guidelines the following conclusions could be drawn:

- Several documents/handbooks are available that concentrate on sampling methodology directly in the field as well as sampling storage and preparation.
- There is, however, less focus on factors that affect optimizing of sampling strategies with a purpose of spatial characterization of contaminants. The issues such as 'how sampling strategy interact with other components in site investigation and following risk assessment' are addressed rather superficially.
- Several different sampling patterns are presented and their appropriateness concerning sampling objectives are discussed. There are, however, no formal recommendations how sampling planing and design should be formulated with regard to specific cases/situations and what criteria and tools ought to be implemented to estimate an optimal number of samples and their spatial positions.
- In order to quantify uncertainty in spatial distribution of a contaminant, a geostatistical approach is recommended, though no instructions how uncertainties are to be integrated in formulating the compliance rules and how this should be communicated to the problem owners, regulators and stockholders.

The inventory of the experience based on work done in the USA constitutes a huge volume in this report. The most distinct differences between Swedish and USEPA guideline documents is that the American recommendations are of more stringent and formal character (sampling design is integrated into Data Quality Objective Process) compared to Swedish references (Quality Manual for Follow-up Treatment of Contaminated Land and MIFO methodology).

In this report, eight different sampling strategies are summarized along with their pros and cons and under what circumstances those (strategies) work best. Two relatively innovative strategies are presented: Ranked set sampling and adaptive cluster sampling. The main conclusions from the American inventory are:

- Sampling design should be planned parallel with following its contextual connection with other parts included in a process of environmental assessment (also risk assessment) of a contaminated site.
- The choice of an appropriate strategy is always site-specific and depends on the objectives with data collection.
- There is often a need to consider more than only one strategy for a site.
- Collected data and interpretation are always subject to uncertainties – because data uncertainty influence quality of information used in the following decision process, they are to be quantified and communicated to the problem owner/decision maker in a transparent manner.
- In some situations, integration of screening methods and traditional sampling will result in higher data quality at lower cost compared to situation where exclusively traditional sampling and laboratory analysis are applied.

This report also presents short descriptions of PC-platform tools for planning of sampling design (Visual Sampling Plan) and data analysis, quantification of uncertainties and visualization (Spatial analysis and Decision Assistance).

9.1 Introduktion

Resultatet av miljöundersökningar är beroende av en tillförlitlig utvärdering av fält och/eller labbdata. Utvärderingen skall ge ett korrekt underlag till en uppskattning av halter, rumslig utbredning och volym av förorenad mark samt föroreningens förväntade inverkan på omgivningen. Riskbedömning blir till en av de avgörande faktorer som tas i beaktande i beslutsprocessen gällande karaktären på fortsatta behandlingsåtgärder på plats. Eftersom både fältmätningar/provtagningar och labbanalyser är resurs- och tidskrävande att genomföra finns ett behov av att på ett korrekt och trovärdigt sätt utifrån ett begränsat antal observationer/provtagningar/mätningar vilka bara utgör en bråkdel av datapopulationen i fråga beskriva helheten. En viktig del i beskrivningen är att kvantitativt eller kvalitativt deklarerat de osäkerheter som är förknippade med slutsatser som dragits från ett ”stickprovunderlag”.

Provtagningsstrategi är en grundläggande del i insamling av data för vetenskapligbaserad beslutsfattning. En optimalt planerad och genomförd strategi är i högsta grad väsentlig för att garantera att data är av både tillräckligt kvantitet och kvalitet för att nödvändiga slutsatser om föroreningssituation på plats ska kunna dras. En vetenskapligt baserad beslutsprocess är avhängig av tillförlitlig kunskap och information. För att säkerställa tillförlitligheten i denna information, måste hänsyn tas till flera viktiga aspekter som:

- Att provtagningsprocedurer och provhantering inkl. beredning är lämpliga och av tillräcklig noggrannhet.
- Storleken på mätfel och osäkerheter.
- Kvalitet och lämplighet av labbanalyser.
- Representativitet av data i relation till syftet med undersökningen

Med hänvisning till syfte kan provtagning i jord delas in i tre huvudkategorier:

- Karakterisering/beskrivning av rumslig eller tidsberoende fördelning av förorening.
- Identifiering av okända hotspots.
- Avgränsning av kända hotspots.

Denna indelning kan vidare utökas beroende på att det kan finnas mer specifika syften med undersökningar samt olika förutsättningar för genomförande och krav som provtagningen skall uppfyllas.

Bedömning av föroreningssituation utifrån provtagningsresultat sker oftast i 2D perspektiv. Detta eftersom i många situationer är den horisontella utbredningen av förorening större än den vertikala vilket i dessa fall reducerar problemet till två dimensioner. I många fall kan föroreningsspridning även i djupledet visa sig signifikant i relation till dess laterala spridningen.

Detta föranleder ett behov att beskriva förorenade massor i 3D. Ett sådant behov är särskilt motiverat inom områden med distinkta hotspots.

I föreliggande rapport presenteras inventering av nationella och internationella erfarenheter inom strategier för provtagning av förorenad jord. Inventeringen syftar till att ge en generell överblick över vilka tillvägagångssätt som kan användas

beroende på förutsättningar och målet med provtagning. Internationella erfarenheter har hämtats från USA och forskningsinsatser som har bedrivits på initiativ främst av US Environmental Protection Agency (USEPA). Rapporten fokuserar på planering och genomförande av provtagning m a p provtagningsmönster och antalet provpunkter– provberedning och analyser behandlas däremot inte i rapporten.

Provtagningsstrategi är en komponent i en omfattande och komplex kedja av sammanlänkande åtgärder som har till syfte att beskriva/uppskatta/kvantifiera graden av förorening, storleken på förorenade massor och konsekvenser av dessa på potentiella recipienter. Den (provtagningsstrategin) är alltså en beståndsdel i riskbedömningsprocess men har också betydelse för riskvärdering eftersom den är av avgörande betydelse för vilka osäkerheter som olika bedömningar är förknippade med. Provtagningsstrategi ingår i procedurer som rekommenderas av (Naturvårdsverket 2003) med hänvisning till MIFO metodiken (Naturvårdsverket 1999) dock är varken deras status eller interaktion med andra delar av MIFO definierade utifrån en formaliserad och stringent kravspecifikation. Enligt rekommendationer från USEPA, skall miljöprovtagningsprocessen präglas av en betydligt större grad av formalism vad gäller dess syfte och ”placering” i förhållande till andra komponenter i riskklassning resp. riskbedömning. Med USEPAs terminologi är provtagningsstrategi en del i data kvalitetsstyrnings (datakvalitetsmål) process (Data Quality Objective Process – DQOP). Syftet med DQOP är att genom en korrekt genomförd datainsamling leverera ett tillförlitligt (representativt) underlag nödvändigt för efterföljande beslutsfattning. Eftersom DQOP delvis överlappar och är direkt länkad till data kvalitetsutvärdering – en annan formaliserad kedja av undersökningar (Data Quality Assessment – DQA) – måste en provtagningsstrategi också beakta efterföljande analys/tolkning av insamlade data. I rapporten beskrivs därför kort både DQOP och DQA för att få en bättre förståelse vilken betydelse provtagningsstrategi har i ett större sammanhang.

Rapporten ingår i projekt ”Inventering av protgagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas” och resultatet skall användas som en avstamp till framtagning och verifiering av strategier som lämpar sig bäst för svenska förhållanden i fråga om föroreningskaraktär, omfattning, geologi, lagstiftning och beslutsgång. Samtidigt kan inventeringen förhoppningsvis nyttjas av tillsynsmyndigheter och miljökonsulter som en första introduktion till tillgängliga strategier, deras för- och nackdelar samt under vilka förutsättningar de är lämpade.

Statistiska/matematiska procedurer för beräkning av erforderliga antalet prover, deras rumsliga placering och ekonomiska faktorer presenteras inte i rapporten utan läsare hänvisas till källreferenser.

9.2 Nationell inventering: Sverige

I Sverige har arbetet kring provtagning i jord initierats och stötts av Naturvårdsverket och även Svenska Geotekniska Föreningen. De i sammanhanget mest relevanta dokumenten är enligt författaren till denna rapport (Naturvårdsverket 1994a; Naturvårdsverket 1994b; Naturvårdsverket 1996; Naturvårdsverket 1999; Naturvårdsverket 2003; SGF 2004).

Enligt (Naturvårdsverket 1994a) och (Naturvårdsverket 2003) skall en plan för en miljöteknisk markundersökning utvecklas i flera steg. Först orienterande fas, då man samlar in bakgrundsfakta och antaganden om vilka föroreningar som förekommer, i vilka former och med vilken utbredning enligt MIFO-vägledningen (Naturvårdsverket 1999). Dokumentet belyser betydelsen av planeringsfasen och förberedande arbetet innan själva provtagning kan påbörjas. Detta inkluderar fältbesök, studier av verksamhetstyp på plats, geologisk conceptualisering av området, insamling och studier av tidigare data/information och formulering av hypoteser. Möjliga hypoteser som nämns i (Naturvårdsverket 1994a) med referens till (Hortensius et al. 1990) är:

- Ingen förorening förväntas.
- Homogen förorening förväntas.
- En eller flera punktkällor med känd placering förväntas.
- En eller flera punktkällor med okänd placering förväntas.

Det påpekas att ett och samma undersökningsområde kan bestå av flera delområden och olika hypoteser kan i sin tur gälla för dessa. Orienterande fas åtföljs av undersökningsfas som i sin tur består av en översiktligt och en detaljerad undersökning. En översiktlig undersökning utgör del av MIFO-vägledningen och inkluderar en förenklad provtagning som är till för att ta reda på om det finns föroreningar i det aktuella området och fastställa eller förkasta de olika antaganden som gjorts. Efterföljande detaljerade undersökningen syftar till att avgränsa det förorenade området och kartlägga spridningsvägar. Beroende på vilken hypotes som ställts upp, utformas undersökningen på olika sätt, bl.a. skall följande aspekter beaktas:

- Vilket provtagningsmönster som skall användas i relation till statistisk bearbetning av data.
- Omfattning och användning av skanningsmetoder.
- Hur många prov som skall tas.
- Hur många prov som skall analyseras och om samlingsprov skall användas eller inte.
- Vid vilka djup proverna skall tas.
- Var referensprov skall tas.
- Kvalitetssäkring av provtagning.

Dokumentet (Naturvårdsverket 1994a) innehåller en översiktlig beskrivning av följande provtagningsmönster:

- Riktad provtagning (bedömningsbaserad).
- Systematisk provtagning.
- Slumpmässig provtagning.
- Systematisk slumpmässig provtagning.
- Stratifierad provtagning.
- Snittmetod (*transect* provtagning).
- Samlingsprov.

I rapporten ”Vägledning för miljötekniska markundersökningar: del 1: strategi” (Naturvårdsverket 1994a) påpekas att det är svårt att uttala sig om storleken på maskorna i provtagningsmönstret eller om hur många prov bör tas för att med säkerhet kunna bekräfta eller förkasta en uppställd hypotes. Antal prov som bör tas beror på vilken spridning provresultaten uppvisar. Därför föreslås att statistisk analys bör tillämpas redan i initierande skedet för att grovt uppskatta hur stor variation i data kan förväntas. En översiktlig undersökning bör innehålla åtminstone 5 punkter.

Enligt MIFO-vägledningen (Naturvårdsverket 1999), får osäkerheten i undersökningen ej vara beroende av undersökningsområdets storlek. Som ett riktvärde kan anges ca 5 provpunkter per hektar i de fall föroreningen inom området är heterogen. Därutöver rekommenderas användning av skanningsmetoder i fält som ett snabbt och effektivt sätt att avgränsa föroreningen och minska osäkerheter (Naturvårdsverket 1994a; Naturvårdsverket 1996).

Rapport ”Rätt datakvalitet: Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar” (Naturvårdsverket 1996) presenterar en mer ingående analys av begreppen: datakvalitet, representativitet och osäkerheter. Bl a understryks det att osäkerheten i representativitet orsakade av jordens heterogenitet vida brukar överstiga osäkerheter av provinsamling och kemisk analys. Både ”Vägledning för miljötekniska markundersökningar: del 2: fältarbete” (Naturvårdsverket 1994b) och ”Rätt datakvalitet: Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar” (Naturvårdsverket 1996) (dock i något mindre utsträckning) och även ”Fälthandbok: Miljötekniska markundersökningar” (SGF 2004) ger en utförlig genomgång av praktiska fältprovtagningsmetoder och provberedning. Dessutom belyser ”Rätt datakvalitet: Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar” betydelsen av utarbetande av datakvalitetsmål för att tydligt definiera målet med provtagning och vilka andra kvalitetsaspekter är viktiga att ta hänsyn till i miljöteknisk undersökning. Till exempel, man måste tydliggöra vilka beslut skall fattas på grundval av undersökningen och vilka underlag som behövs för att fatta beslut.

I sin vägledning för insamling av underlagsdata illustrerar ”Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering” (Naturvårdsverket 2003) och ”Metodik för inventering av förorenade områden” (Naturvårdsverket 1999) vilka steg skall tas innan upprättande av provtagningsplan kan ske. De stegen liknar procedurer som hör till datakvalitetsmål (DQOP) och som ingår i USEPA:s rekommendationer presenterade längre fram i denna rapport.

Vägledningen enligt (Naturvårdsverket 1999) är dock av mer generell karaktär och tyngdpunkten läggs på vilka allmänt formulerade krav skulle provtagning uppfylla utan att anvisningar för konkreta tillvägagångssätt redogörs.

Betydelsen av statistik bearbetning av insamlade data tas upp i ”Vägledning för miljötekniska markundersökningar: del 1: strategi” (Naturvårdsverket 1994a), ”Vägledning för att acceptabla resthalter och restmängder uppnås - metoder och säkerhet” (Naturvårdsverket 1997) och ”Rätt datakvalitet: Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar” (Naturvårdsverket 1996). Arbetsmetoder för några olika typer av förorenade områden behandlas genom beräkningsexempel. Dokumenten hänvisar bland annat till variansanalys med hjälp av geostatistiska metoder (variogramanalys och kriging).

Sammanfattningsvis, ger de nämnda svenska dokumenten en relativt omfattande och detaljerad vägledning för praktiskt genomförande av provtagning i fält. De faktorer vilka inverkar på optimering av provtagningsstrategi och hur själva provtagning relaterar till andra delar i miljöundersökning och efterföljande riskbedömning beskrivs mycket översiktligt och generellt utan tydliga anvisningar. Det saknas entydiga anvisningar över tolerabla nivåer för osäkerheter i riskbedömningar och åtgärdsavgränsningar.

Huvudslutsatsen som den föreliggande nationella inventeringsstudien leder till är att det föreligger ett behov av en heltäckande dock samtidigt skraddarskydd (m a p de problemställningar och skalan av problem typiska för underökningar av förorenad mark) handbok för provtagningsstrategier där handfasta rekommendationer underbyggs av vetenskapligt resonemang i relation till syfte, kvalitet och tillgängliga resurser. Vägledningen bör rikta sig både till problemlösare, problemägare och tillsynsmyndighet, och skall inkludera konkreta direktiver för vilka provtagningsmönster är mest lämpliga i en given situation, hur många prover bör tas, om och i så fall vilka skanningsmetoder kan vara aktuella, hur osäkerheter skall kvantifieras och integreras i efterföljande beslutsprocess.

9.3 Internationell erfarenhet: USA

I efterföljande kapitlen sammanfattas vägledningar och rekommendationer för utformning av strategier för miljöprovtagning tagna på initiativ och delvis också finansierade av US Environmental Protection Agency.

Att föreliggande inventering av internationella erfarenheter har begränsats främst till kunskapsläge i USA beror på följande skäl:

- Tack vore tillgängliga resurser och en relativt sträng miljölagstiftning har vetenskapliga studier kunnat bedrivas i större utsträckning och högre takt jämfört med andra länder – detta har resulterat i ett omfattande vetenskapligt underlag och dess snabba implementering i praktiska applikationer
- Arbetsmaterial (rapporter och andra publikationer, dataverktyg) är lättillgängligt för nedladdning över Internet, och inte minst
- Allt material är på engelska

Beskrivning av strategier i efterföljande kapitlen (kap. 9.4-9.16) bygger på en (i grunden subjektiv) sammanställning från flertal rapporter och böcker och innehåller också en del kompletterande kommentarer och inslag från författare till denna rapport. I många fall saknas enligt författarens åsikt en etablerad svensk terminologi. Det har dock inte inom ramen för uppdraget funnits resurser att utveckla någon terminologiordlista. Man har strävat att i möjligaste mån översätta betydelse av statistiska formuleringar och begrepp men i de fall där tveksamhet rått används engelsk terminologi. Dessa anges då med kursiv text.

9.4 Datakvalitetsmål och datakvalitetsutvärdering

I enighet med USEPA:s kvalitetsstrategi integreras framtagande av provtagningsstrategi i procedurer som styr framtagande av både data kvalitetsmål (DQOP) och data kvalitetsutvärdering (DQA) processer.

DQOP är en systematisk planeringsprocedur som syftar till att lägga fram målet med undersökning, definiera lämpliga data som skall samlas in, specificera tolerabla nivåer för potentiella beslutsfel för att säkerställa tillräcklig datakvantitet och kvalitet nödvändig för att stödja tagna beslut. Enligt (USEPA 2000b) består DQOP av följande sju steg:

4. Definiera problemet. En konceptuell modell som beskriver givet problem (potentiell miljörisk) tas fram; Problemägare och lösare samt beslutsfattare identifieras; erforderliga resurser (tid, pengar, personal) identifieras.
5. Identifiera beslut. Frågeställningen definieras (t ex utgör ämnen i marken potentiella risker för recipienter inom området/närområden?); Alternativa lösningar diskuteras; en beslutsstruktur (flödesschema) tas fram som bygger på "if...then" princip.
6. Identifiera vilken information krävs för beslutstagande. Ta fram informationskälla(or); Definiera underlag för uppsättande av miljökriterier (gränsvärde, riktvärde, standarder mm); Identifiera metoder för provtagning och analys som fullföljer uppställda krav på indata (lämplighet, trovärdighet, detektionsnivå, mätfel, representativitet, variabilitet, precision, noggrannhet).
7. Definiera randvillkor. Definiera *target population* (en eller flera) aktuell för given problemställning; Definiera rumslig/geografisk omfattning inom vilken data förväntas bli representativa; Definiera praktiska/tekniska begränsningar för insamling av data samt tidsramar för insamlingen; Diskutera beslut med avseende på potentiella risker ur tidsperspektiv. Definiera minsta delpopulation av data, area, volym eller tid för vilka separata beslut skall fattas; ta hänsyn till skala av problemet i beslutsprocessen.
8. Ta fram beslutsregel. Definiera en lämplig populationsparameter (medel, median, percentil...); Bekräfta att det framtagna miljökriteriet (relaterat vanligtvis till haltnivå) överstiger detektionsnivå; Definiera beslutsregel som beskriver förhållanden för vilka alternativa mått skulle övervägas.
9. Ta fram tolerabla nivåer för beslutsfel. Identifiera potentiella dataosäkerheter; Definiera förväntat variationsspann för data; Ta fram nollhypotes; Analysera potentiella konsekvenser av felaktiga beslut; Tildela sannolikheter till värden över och under antaget miljökriterium dvs. sannolikheter som skall återspegla tolerabla nivåer för potentiella beslutsfel. Detta steg beskrivs mer utförligt i kapitel 9.5.3).

10. Optimera provtagningsstrategi. Summera steg 1-6; Utveckla lämplig provtagningsmönster/procedur; Formulera matematiska uttryck (beräkningsförfarande) för varje provtagningsstrategi; Beräkna data mängd som uppfyller kraven specificerade i steg 1-6; Ta hänsyn till effektiviteten (resursoptimering) för varje strategi.

Rent principiellt, sker optimering av provtagningsstrategi i sista steget i DQOP (datakvalitetsmål). I praktiken, grundar sig valet av den mest lämpliga strategi på ”förberedande” aktiviteter (steg 1-6) och är snarare en iterativ och dynamisk process än en statisk steg-för-steg procedur.

Som tidigare nämnt, ingår framtagande av provtagningsstrategi samtidigt som en del i DQAProcessen (datakvalitetsutvärdering). DQA definieras som en vetenskaplig, statistiskt baserad data utvärderingsprocess som utförs i syfte att undersöka om insamlade data är av rätt typ, kvantitet och kvalitet för att användas för fördefinierade ändamål (USEPA 2000a). DQA består av följande steg:

- 1) Revidera alla sju stegen i DQOP.
- 2) Genomföra en preliminär/förenklad datautvärdering; Räkna fram grundläggande statistik; Identifiera datastruktur (trender, anomalier, samband/korrelationer, tydliga mönster); Ta fram enkla grafer, diagram mm.
- 3) Definiera statistiska tester/procedurer lämpliga för analys av uppställda hypoteser.
- 4) Verifiera antaganden för varje test/procedur.
- 5) Dra slutsatser från dataanalys.

Det är inte helt problemfritt att placera valet/framtagande av provtagningsstrategi på rätt ställe i relation till både DQOP och DQA. DQOP process resulterar i ett korrekt underlag för att förstå syfte med data insamling och samtidigt utvecklar kvantitativa och kvalitativa kriterier för att bedöma kvalitet på data ämnade att använda för ett givet (tidigare definierat) ändamål. DQOP inkluderar således aktiviteter som genomförs innan data samlas in. Till skillnad från DQOP görs DQA först efter datainsamling. Även om provtagningsstrategi utgör sista steget i DQOP och på det sättet *sensu stricto* ingår ej ”formellt” i DQA, står stegen 2-4 ovan i ett retrospektivt samband med de procedurer och faktorer som styr den slutliga optimering av provtagningsstrategi i DQOP. T ex kan statistiska tester/procedurer för analys av hypoteser (DQA alltså) revideras i efterhand men deras primära utformningen är starkt beroende av vilken strategi har valts och vilka beslutsregler har definierats redan under DQOP processen långt innan data samlats in.

9.5 Att lägga upp provtagningsstrategi

9.5.1 Grundläggande principer

Datakvalitetsmål (DQOP) och datakvalitetsutvärdering (DQA) formuleras för varje projekt/objekt separat och är avsedda för att lägga fram hela undersökningsstrategin där provtagningsstrategi ingår som en av flera komponenter. I takt med att man arbetar sig fram genom sex första stegen i data kvalitetsmålprocess (se föregående kapitel) utvecklar man en tydlig och strukturerat procedur som används för att optimera provtagningsstrategi. (USEPA 1995) rekommenderar att en sund och målinriktad provtagningsstrategi bör inkludera följande steg:

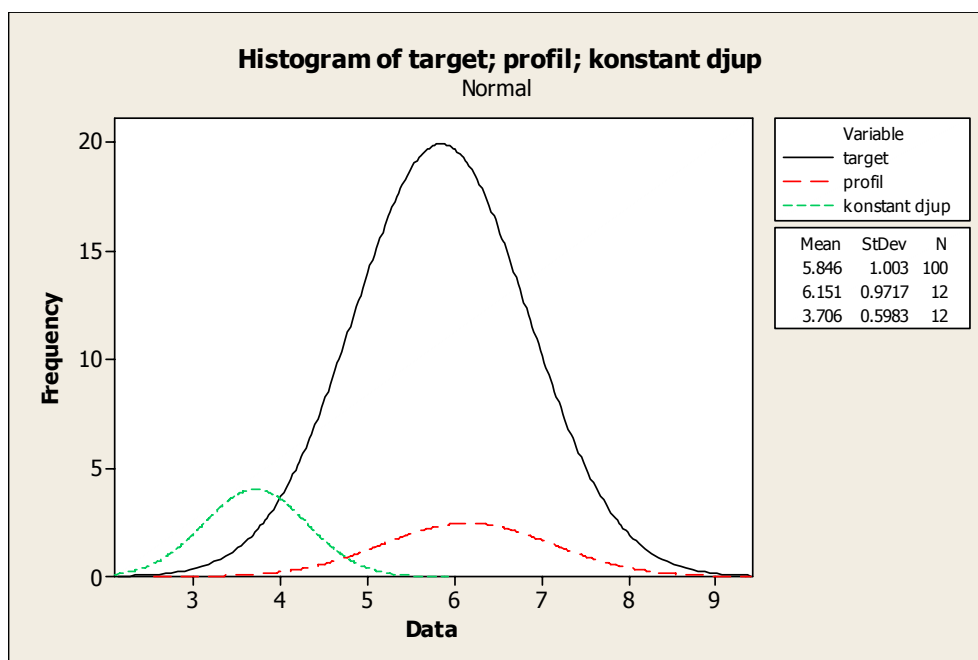
- 8) Genomgång av tillgängligt och relevant informationsmaterial om platsen (kartmaterial, information om verksamhetstyp och potentiella föroreningskällor, tidigare undersökningar, intervjuer).
- 9) Platsbesök. Grov uppskattning görs hur stor yta kan vara förorenad, topografi och geologi studeras, potentiella tekniska begränsningar i genomförande av provtagning identifieras (tillgänglighet, nergrävda ledningar, byggnader mm).
- 10) Identifiering av potentiella transportvägar för föroreningar mellan källan och recipienter.
- 11) Definiera syfte med provtagning; planering och genomförande av provtagning är beroende av vilken problemställning i ett givet fall är aktuellt och vilken information/kunskap provtagningen skall resultera i för att leverera en lösning av problemet. Ett syfte kan vara t ex att kartlägga föroreningens rumsliga utbredning, ett annat syfte kan vara att utvärdera saneringseffekt på området; olika syften med provtagning innebär ofta helt skilda sätt att genomföra den.
- 12) Ta fram datakvalitetsmål. En acceptabel osäkerhetsnivå med avseende på provtagningsprocessen samt den erforderliga nivån på datakvalitet som underlag i efterföljande besultprocessen tas fram. Osäkerhetsaspekter studeras (se kap. 9.5.3).
- 13) Användning av skanningsmetoder. Skanningstekniker (t ex XRF, PID, FFD (Fuel Fluorescence Detector), MIP (Membrane Interface Probe) resistivitet, markradar, VLF, fält GC mm) kan användas för en snabb och kostnadseffektiv avgränsning av förorening och för att styra efterföljande provtagning (på så sätt kan representativa provtagningspunkter identifieras med högre konfidens).
- 14) Identifiera relevanta föroreningar/ämnen att analysera.
- 15) Lägga upp provtagningsmönster och ett lämpligt antal prover.

9.5.2 Representativitet

En korrekt genomförd provtagning är en förutsättning för att resulterande data blir representativa. Representativitet innebär en överensstämmelse mellan uppmätta resultat och verkligt miljötillstånd i det undersökta objektet inklusive ett mått på graden av noggrannhet och precision med vilken uppmätta data representerar egenskaper av en population och dess variation i rum och tid. Representativiteten innebär att man kan dra slutsatser om föroreningsituation inom hela undersökta området utifrån utförda observationer och med känd osäkerhet. Om provtagningen skapat icke-representativa data, kan inte ens de mest noggranna och dyra analyser kompensera för förlusten i datakvalitet.

Insamlade data anses vara representativa om de ger tillräckligt underlag för att beskriva en population av intresse (kallad *target* population). Sådan population har en mer teoretisk karaktär eftersom det är knappast möjligt att kvantifiera/mäta alla dess enheter. *Target* population kan exempelvis definieras som en population som består av Cu halter uppmätta i varje punkt (där minsta möjliga provstorlek kan vara ca 300g) inom en viss jordvolym. I verkligheten dock, resulterar en provtagning i sk *sample* population, som pga. tekniska och ekonomiska begränsningar utgör bara en liten del av *target* population. Mer ingående diskussion om *target* och *sample* population presenteras i (Cochran et al. 1954) och (Gilbert 1987).

Om alla stegen i datakvalitetsmål processen följs på ett korrekt sätt ökar sannolikheten att *sample* population i acceptabel omfattning återspeglar egenskaper av *target* population och slutsatser från provtagning genomförd i ett fåtal punkter kan ”transponeras” till hela undersökningsområde. Figur 9.5.1 presenterar ett hypotetiskt exempel där ”target” population utgörs av en (teoretisk) fördelning som bildats genom att slå ihop ett stort antal (100 i detta exempel) mätningar av halter av ämne X inom ett förorenat område som består av växlande sand- och lerlager. Frekvensgraf för ”profil” bygger på 12 st. mätningar genomförda längs en djupprofil som inkluderade både sand och lerlagren. Slutligen, frekvensgraf för ”konstant djup” representerar 12 mätningar genomförda i 12 horisontellt spridda punkter dock från samma djupnivå. Histogram för ”profil” följer i stort ”target” population; fördelningar skiljer utseendemässigt men samtidigt ligger medelhalter nära varandra (kring 6.0 på x-axeln). Histogram för ”konstant djup” däremot ligger i vänstra kanten av ”target” population och dess medelvärde är betydligt lägre (~3.8). Det visar sig att mätningar för ”konstant djup” råkades representera halter X som är representativa utslutande för sandlagret där ämnet X inte adsorberats av jordpartiklar lika hårt som i lera. Om syftet med provtagningen var att återspegla ”target” population för hela området dvs. beskriva hur halter X varierar både i sand och lera så är ”konstant djup” data icke representativa för det ändamålet.



Figur 9.5.1 Illustration av data representativitetsprincipen: Histogram "profil" representerar liten dock heltäckande återspeglning av "target" histogram (population). Histogram "konstant djup" representerar data som blev ett resultat av en provtagning med fokus på låga värden/halter i "target" population. "Profil" uppfyller krav på datarepresentativitet medan "konstant djup" är icke representativ för "target" population.

En annan viktig aspekt av representativitet (som ofta diskuteras i samband med osäkerhetskvantifiering) är provvolym, provgeometri och dess orientering. I geostatistisk litteratur kallas den volymen som provet utgör för *sample support* (se t ex (Journel and Huijbregts 1978)). Mindre *sample support* resulterar oftast i större variation, t ex samlingsprover som består av flera delprover uppvisar mindre haltvariation än enstaka prover (USEPA 2002).

9.5.3 Osäkerheter

Redan innan provtagningen initieras skall lämpliga procedurer för kvantifiering av potentiella osäkerheter i insamlade data definieras. Processen börjar i steg 6 i DQOP (delvis redan i steg 5) och inkluderar följande faser (USEPA 2000b):

- Identifiera felkällor i *sample* population.
- Ta fram ett rimligt variationsintervall för ämnet av intresse (existerande information/data från platsen används eller erfarenheter från liknande platser).
- Definiera två typer av potentiella beslutsfel och konsekvenser av att göra de felen.
- Ta fram procedurer för att hantera/beräkna potentiella beslutsfel.
- Definiera acceptabla nivåer för felaktiga beslut.

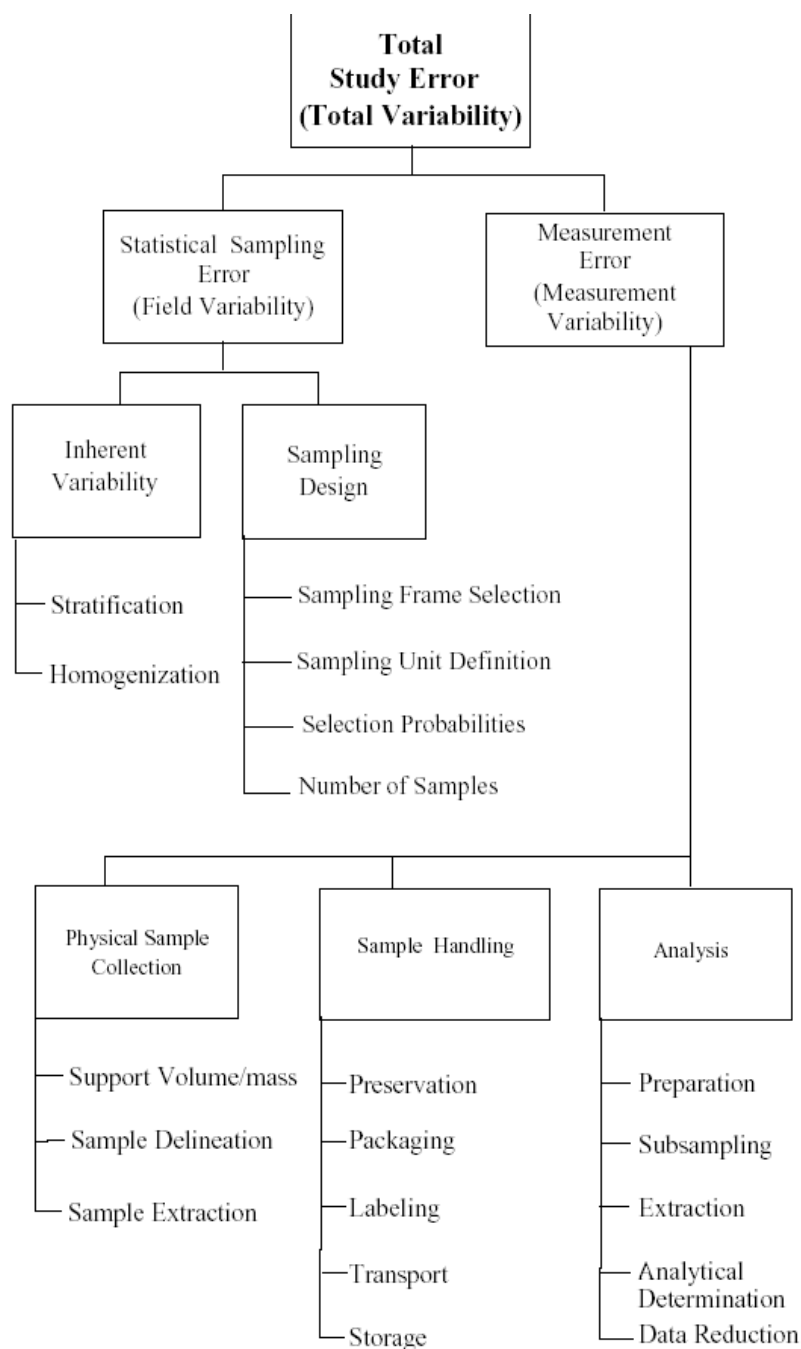
Även om en djupare analys och kvantifiering av osäkerheter görs först under datakvalitets utvärderings processen (DQA) och efter insamling av data, kan kännedom om möjliga felkällor och förväntad variation i data samt vilka statistiska

metoder finns för datautvärdering tas upp redan under DQOP stegen och skapa bättre underlag för att välja en lämplig provtagningsstrategi.

Risken att fatta felaktigt beslut med underlag från insamlade data och tolkning av resultatet finns alltid eftersom *sample* population aldrig kommer att helt felfritt återspegla *target* population. Det finns två huvudkomponenter som bidrar till det totala undersökningsfelet (eller total variabilitet enligt (USEPA 2000b)), se figur 9.5.2:

- Fel förenat med provtagningsstrategi (*statistical sampling error*). Detta fel påverkas av inbördes variabilitet av populationen i rum och tid, provtagningsmönster och antalet prover. Felet kan vara både slumpartat (variabilitet eller otillräcklig precision) eller systematiskt.
- Mätfel. Detta fel påverkas av brister i mät- och analysförfarande som kan bli både slumpartade och systematiska.

Pga. osäkerheter i insamlade data, är det vanligt att det inte framgår tydligt om observerade halter (eller mer exakt, parametrar som beskriver *sample* population som t ex medel, median eller viss percentil) över- eller understiger det aktuella gräns- eller riktvärde. I sådana situationer skall ett av de två fallen (ett över eller underskridande) definieras som en sk baspremiss (*baseline condition*). Baspremissen blir till en slutsats som till slut kommer att fattas om det visar sig att det saknas tillräckliga bevis för att den kan förkastas. Om däremot bevisen att förkasta baspremissen är tillräckligt starka blir det alternativet som var motsatsen till baspremissen till en gällande slutsats. Sannolikheten att fatta ett felaktigt beslut baserat på insamlade data kan kvantifieras med statistisk hypotesprövning (Davis 1986), (USEPA 2000a), (Levine et al. 2001). Vanligtvis, jämför man uppmätta halter (deras medel, median, eller percentiler) med ett gräns/riktvärde för att se om detta överskrids eller inte. I statistisk terminologi kallas baspremiss för noll-hypotes. Om noll-hypotesen förkastas medan den *de facto* är sann begår man sk alfa fel (typ I fel) som samtidigt är ett mått på statistisk signifikans i hypotesprövning, alltså sannolikheten att dra en fel slutsats från hypotesprövning. Alternativt, om hypotesen inte förkastas medan den är *de facto* falsk begås sk beta fel (typ II fel).



Figur 9.5.2 Osäkerheter i provtagning enligt (USEPA 2000b)

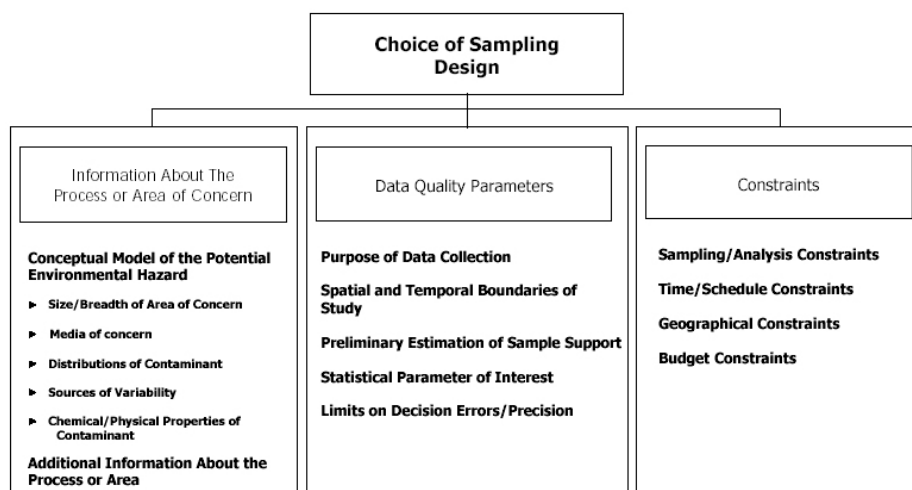
Nollhypotes bör definieras med hänsyn till möjliga konsekvenser av ett felaktigt beslut. Beslutsfattare bör vara därför medveten om vilka konsekvenser uppstår om t ex en hypotes förkastas medan den i verkligheten är sann och tvärtom. Man bör sträva efter att formulera nollhypotesen på sådant sätt som innebär mindre allvarliga konsekvenser vid ett felaktigt beslut. Till exempel kan risken att dra en slutsats (baspremiss) att ett område inte är förorenat medan det i verkligheten är medföra mycket allvarliga konsekvenser eftersom potentiella följder av detta felaktiga beslut kan innebära hälsofara, skador på ekosystem, böter, dålig PR mm. Ett motbeslut dvs. om man konstaterar att området är förorenat medan det i

verkligheten är rent innebär onödiga saneringskostnader men samtidigt exkluderas hälso- och miljörisker betydligt mindre.

Hur baspremiss skall formuleras och hur mycket konfidens i data (hur signifikanta resultat från hypotesprovning) anses vara tillräckligt för ett beslut i en given situation beror på syftet med provtagningen och förutsättningar på plats. Om området är förorenat exempelvis med cancerogena ämnen och platsen avses för bostäder skall nollhypotesen (*baseline*) vara att observerade halter överstiger riktvärdet. För att minimera potentiella risker att klassa området som lämplig för bostäder medan det i verkligheten kan visa sig olämpligt för det ändamålet bör alfa fel vara så liten som möjligt – det finns inga fasta rekommendationer vilken nivå är tolerabel, intervallet varierar dock mellan 0.05 och 0.01 (USEPA 1996; Pulsipher et al. 2003).

9.5.4 Vilken information krävs för att lägga upp provtagningsstrategi?

Enligt (USEPA 2002) finns det tre typer av faktorer som i olika grad inverkar på hur valet av en lämpligt provtagningsstrategi skall optimeras (se figur 9.5.3).



Figur 9.5.3 Faktorer som inverkar på optimering av provtagningsstrategi (USEPA 2002)

Platsspecifik information inkluderar all tillgänglig kunskap om platsen, dess storlek, geologi och hydrogeologi, historiska data, information om recipienter, transportvägar, föroreningarnas egenskaper, variationskällor. Dessa samlas ihop till en konceptuell modell där källan, transportvägar och recipient bildar tillsammans en riskkedja och styr naturligtvis valet av en lämplig provtagning.

Datakvalitetsfaktorer har en direkt inverkan på utarbetande av provtagningsstrategi utifrån dess relation till syftet med provtagningen. Syftet med provtagningen kan vara följande:

- Att ange i vilken omfattning och hur mycket haltnivåer överskrider gräns/riktvärde.
- Att se om två olika datapopulationer skiljer åt eller inte.
- Att uppskatta populationens parametrar (medel, median mm) som kan vara av intresse i specifika fall och för vissa ämnen.
- Att hitta hot spots.

- Att avgränsa förorening inom området.
- Att bevaka trender i data (t ex tidsrelaterade haltförändringar).

Provtagningsmönster, mängd prover, provvolym bör väljas beroende på hur nollhypotesen formuleras och hur stort osäkerhetsmarginal är tolerabel i en given studie.

Begränsningar som noggrannheten och detektionsnivå för analys/mätmetoder, tillgängliga tidsramar (också årstidsvariation m a p t ex temperatur, grundvatten fluktuationer mm), geografiska begränsningar (platsens tillgänglighet, nergrävda ledningar, annan verksamhet på området) och tillgänglig budget styr också vilken är mest lämplig strategi som skall väljas.

9.6 Provtagningsstrategier: översikt

Det finns huvudsakligen två typer av provtagningsstrategier:

- Bedömningsbaserade (*judgmental*).
- Sannolikhetsbaserade

Bedömningsbaserad (deterministisk) provtagning tillämpas i syfte att bekräfta föroreningsutbredning eller haltnivå i fördefinierade punkter som väljs mot bakgrund av känd kunskap. Den kan under vissa förhållanden vara billigare än sannolikhetsbaserade strategier, och är enkel att genomföra. Nackdelen är att inga kvantitativa slutsatser gällande variabiliteten i data kan dras och därmed ingen osäkerhetsuppskattning baserad på statistiska analyser.

Sannolikhetsbaserad provtagning används för att uppskatta parametrar av *target* population och fastställa föroreningsgrad med en specifik konfidensnivå. Till fördelar hör att osäkerheter i data kan kvantifieras med formaliserade statistiska procedurer och att fel i beslutsprocessen pga. osäkerhet i data kan uttryckas i kvantitativa termer.

I efterföljande kapitlen presenteras en sammanfattning över 8 olika provtagningsstrategier. Inventeringen baseras huvudsakligen på (Gilbert 1987), (USEPA 1995) och (USEPA 2002), och inkluderar:

- Bedömningsbaserad provtagning

Sannolikhetsbaserade:

- Enkel slumpartad provtagning
- Stratifierad provtagning
- Systematisk provtagning
- Rankbaserad provtagning
- Kluster provtagning
- Samlingsprovtagning
- Hot spot sökning

9.7 Bedömningsbaserad provtagning

9.7.1 Översikt

Bedömningsbaserad provtagning bygger på ett subjektivt val av provtagningspunkter utan någon typ av randomisering. Denna typ av provtagning är lämplig när det finns tidigare information om platsen, problemet är av mindre skala och för situationer där inga krav på kvantifiering av konfidens i data är tydligt specificerade. Denna typ av provtagning kan vara effektiv i inledande undersökningsskeden då budget och tidresurser ofta är begränsade.

9.7.2 Förutsättningar

Bedömningsbaserad provtagning rekommenderas om:

- Relativt litet område som är förorenat.
- Liten mängd data (färre än 20 prover) avsedda för analys.
- Bra kunskap om tidigare verksamheter på plats samt bra kunskaper om geologiska/hydrogeologiska förhållanden på plats.
- Syftet med provtagning är att kartlägga om det förekommer förorening inom koncentrationsintervall som motsvarar nivå för gräns/riktvärde (sk riskbaserad skanning).
- Tids- och budgetbegränsningar utesluter genomförande av någon sannolikhetsbaserad provtagning.

9.7.3 Genomförande

För att bedömningsbaserad provtagning skall resultera i data av hög kvalitet skall den genomföras av erfaren personal. Fältansvarig skall ta hänsyn till de markegenskaper som inverkar på förorenings transport (som t ex lagerföljd, textur, vattenhalt), fysikaliska och kemiska egenskaper av föroreningen, hur föroreningen släppts ut till marken, hur länge har den legat där och hur mycket förorening kan det finnas där.

För skanningsändamål rekommenderar (USEPA 1996) att ta samlingsprov (från djupprofil) från varje av 2-3 platser där man misstänker högsta föroreningshalter inom undersökningsområdet. Om halten i någon av platserna överstiger gräns/riktvärde bör undersökningen fortsätta och nya provtagningspunkter väljas.

Det kan förekomma situationer när andra strategier kan användas ihop med bedömningsbaserad provtagning. T ex, om riskbaserade skanningskriterier i första 2-3 platserna överskrids, vilket bör leda till fortsatta undersökningar, en sannolikhetsbaserad strategi kan bli aktuell som fortsättning efter en initial skanningsfas.

9.7.4 Fördelar

Till de viktigaste fördelar med bedömningsbaserad provtagning hör att den kräver mindre tid och lägre kostnader jämfört med sannolikhetsbaserade metoder.

9.7.5 Begränsningar

Statistisk analys av osäkerheter i data kan inte utföras med samma kvalitetsnivå som för sannolikhetsbaserade strategier. Övergången från *sample* population till *target* population är behäftad med okvantifierbart fel pga. *selection bias*.
(fel associerat med val av provpunkter)

9.8 Slumpartad provtagning

9.8.1 Översikt

Slumpartad provtagning är det enklaste och det mest elementära sannolikhetsbaserat provtagningsmönster. Den viktigaste egenskap av slumpartad provtagning är att den är helt fri från felaktigt val av provpunkterna (*selection bias*). Detta under en förutsättning att mängden provpunkter är tillräckligt stor. Slumpartad provtagning används ofta som en referens för att jämföra effektiviteten och kostnader för andra typer av provtagning.

9.8.2 Förutsättningar

En förutsättning för att slumpartad provtagning kan anses som en lämplig strategi är att populationen som skall provtas är relativt liten (10-20 prover) och homogen. Slumpartad provtagning är ofta lämplig som en sista led i provtagningen om den består av flera steg. T ex när området delas först in i flera olika inbördes homogena delområden görs slumpartad provtagning inom varje delområde i nästa steg (se kapitel 9.9).

I andra sammanhang används slumpartad provtagning som första steg åtföljd av andra provtagningsmönster. T ex, den kan användas för att ”planera” en rankbaserad provtagning eller som första steg i anpassad kluster provtagning (se kap. 9.11 och 9.12).

9.8.3 Genomförande

Det finns flera olika syften med slumpartad provtagning. De vanligaste är att:

- Skatta populations medelvärde eller proportion med en fördefinierad precision,
- Testa en hypotes med avseende på populations medelvärde eller proportion med fördefinierad signifikansnivå

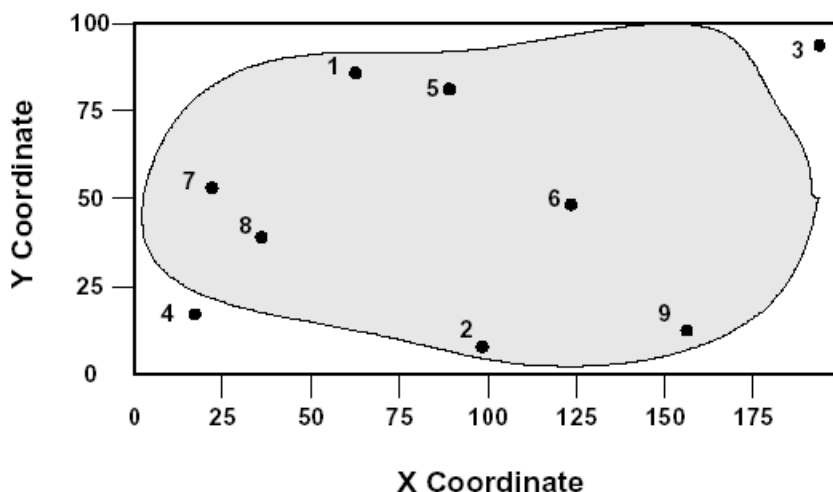
För att skatta populations medelvärde med en fördefinierad precision måste en preliminär uppskattning av populations varians först göras. Finns det ingen information om populations varians att tillgå, en grov uppskattning av varians σ^2 rekommenderas enligt formel nedan (USEPA 2002):

$$\hat{\sigma}^2 = \left(\frac{Min - Max}{6} \right)^2$$

Max är högsta och *Min* är lägsta koncentration som förväntas inom området.

Formella statistiska procedurer för att bestämma minsta antalet prover för uppskattning av populations medelvärde och proportioner under antagen precisionsnivå finns att hitta bland annat i (Gilbert 1987) och (Swan and Sandilands 1995). (USEPA 2002) presenterar både formler och kompletta tabeller där antalet prover för en önskad precisionsgrad i bestämmande av medelvärde och percentiler vid olika förväntade variationskoefficienter (kvoten mellan standard avvikelse och medelvärde) kan läsas av direkt.

Efter att antalet prover och deras volym har bestämts väljs deras koordinater (helst i 3D) av en slumpgenerator. I figur 9.8.1 presenteras ett 2D exempel där x och y koordinater för 9 provpunkter har genererats med slumpgenerator inom en rektangel och lagts ovanpå undersökningsområde. Eftersom provtagningsområdet har en annan geometri än rektangel faller vissa punkter utanför – de punkterna används inte i provtagningen.



Figur 9.8.1 Randomisering av 9 st provpunkter inom en rektangel innehållande ett undersökningsområde. Punkter 3 och 4 faller utanför området.

Om tillgängligheten inom undersökningsplats är begränsad (vegetation, byggnader, vägar, vattendrag och dyl.) och provtagning inte är möjligt kan inga uppskattningar av föroreningshalter kan göras inom de delar av området som inte är tillgängliga.

9.8.4 Fördelar

Den främsta fördelen med slumpartad provtagning (nämnt redan i 9.8.1) är resultatets oberoende av provpunkters koordinater (*selection bias*). Detta gäller dock under en förutsättning att provmängden är representativ i relation till syfte med provtagning (minst 20 provpunkter rekommenderas). En annan fördel med denna typ av provtagning är att statistisk analys av provresultat följer väl etablerade och förhållandevis enkla principer.

9.8.5 Begränsningar

Paradoxalt kan den främsta fördelen med denna provtagning dvs. slumpstyrd rumslig lokalisering av prover vara i vissa situationer dess begränsning i och med att eftersom alla potentiella provpunkter inom populationen har per definition lika stor chans/sannolikhet att bli valda finns det en teoretisk risk att punkterna bildar ”kluster” antingen i rum eller i tid (beroende på provtagnings karaktär). Denna risk minskar dock i takt med att antalet provpunkter ökar.

En annan begränsning är att i slumpartad provtagning tas ofta ingen hänsyn till tidigare information om platsen eller processer. Den typen av information kan ofta användas för att utveckla sannolikhetsbaserad provtagning som är mer effektivt än slumpartad provtagning, t ex stratifierad provtagning.

Metoden är olämplig om undersökningsområdet inte är homogent och omfattar flera olika typer av föroreningspopulationer.

9.9 Stratifierad provtagning

9.9.1 Översikt

Stratifierad provtagning är aktuell om det förorenade området kan antingen delas in i olika geologiska enheter eller andra grupper (t ex omättad eller mättad zon, öppen eller bevuxen terräng mm) som förväntas avvika från varandra i fråga om föroreningsgraden, typen av förorenade ämnet eller andra förhållanden som kan innebära signifikanta skillnader vad gäller föroreningssituationen. Provtagningen utförs separat för varje grupp/enhet (kallas också strata). Om enheter är korrekt avgränsade och prover är tagna från varje enhet blir skattningen av *target* populations parametrar (medel, median, proportioner) av högre precision än jämfört med enkel slumpartad provtagning utan hänsyn tagen till indelning i olika enheter.

Stratifierad provtagning används ofta när en studerad variabel förväntas uppvisa rumsberoende variationsmönster. Enheter (strata) kan också definieras i tidstermer. T ex, en förorening kan visa sig vara homogen inom en jordvolym (homogen koncentration) vid ett specifikt mättillfällen men varierar med tiden pga. temperaturförändringar, grundvattenfluktuationer, nedbrytning mm som i sin tur är tidsberoende.

9.9.2 Förutsättningar

Om förorenat område består av flera olika men inbördes homogena enheter och föroreningskoncentration förväntas variera mellan enheterna pga. olika typer av kemiska eller/och fysikaliska processer mellan förorening och jord (t ex adsorption) eller olika transportförhållanden (permeabilitetskontraster) är indelning i separata strata nödvändigt för att ta fram *sample* population för varje enhet. En sådan indelning förutsätter att man har tillräckliga kunskaper om de hydrogeologiska förhållanden på plats. I de fallen där det blir svårt att geografisk avgränsa olika enheter (det kan bli t ex problematiskt att hitta exakt var gränser mellan sandlinser och omgivande lera kan ligga) kan sk ”extra” variabel (*auxiliary variable*) som är lättare att stratifiera än den primära variabel användas om den uppvisar korrelations samband med variabeln av intresse. T ex metaller adsorberas lättare i finkorniga jordar än i gruvkorniga; om prover tas från en djupprofil som passerar genom sand, lera och silt bör uppmätta halter i varje jordart betraktas som olika strata.

9.9.3 Genomförande

I sin enklaste variant och om syftet med provtagning är att ta fram medelkoncentration för hela populationen (som inkluderar alla enheter), görs en slumpartad provtagning inom varje enhet och ett viktat medelvärde tas fram enligt formeln nedan (Cochran 1977):

$$\mu = \frac{1}{N} \sum_{h=1}^L N_h \mu_h$$

där μ är medelvärde för *sample* population, N är det totala antalet prover, N_h är antalet prover inom varje enhet och μ_h är medelvärde för en enhet h .

För att beräkna hur många prover som bör tas från varje enhet kan ett av följande kriterier användas:

- Jämn tilldelning (*equal allocation*). Samma antalet prover tas i varje enhet.
- Proportionell fördelning. Antalet prover i en enhet i förhållande till det totala antalet prover inom hela området står i proportion till storleken på enheten i förhållande till områdets storlek (area/volym).
- Optimal tilldelning. Detta kriterium delas in i: (i) optimering av precision för fast budget, och (ii) optimering av budget för fast precisionsnivå.

För att tillämpa optimal tilldelning krävs kunskapen om förväntad varians inom varje enhet. Uppskattning av variansen inom enheten kan göras med referens till tidigare studier (om sådana data finns tillgängliga) eller kan basera på andra studier där samma typ av enheter och samma förorening har studerats.

Varken jämn och proportionell tilldelning kräver några kunskaper om variansmönster. En komplett uppsättning av formler för beräkning av antalet prover för optimal tilldelning samt för beräkning av populationsparametrar (medelvärde, varians) hittas i (Gilbert 1987).

För val av placering av provpunkter inom varje enhet kan slumpartad, systematisk eller även fortsatt stratifierad strategi (med större detaljeringsgrad om befogat) tillämpas.

9.9.4 Fördelar

Under förutsättningen att indelning i strata är gjort korrekt, resulterar stratifierad provtagning i högre dataprecision jämfört med slumpartad provtagning för samma kostnad. Om slumpartad provtagning utförs inom ett område utan indelning i strata medan det är starkt befogat att göra sådan indelning, är risken stor att tolkning av data kan leda till helt felaktiga slutsatser. Till exempel, om koncentration av en luftburen förorening från en punktkälla (skorsten) skall mätas i övre jordlagren inom en viss radie från källan bör man först utvärdera data för vindriktning. Om det finns en dominerande vindriktning så kan man förvänta sig högre koncentration medvind än motvind och indelning i minst två olika strata är en logisk strategi (se exempel in (USEPA 2002)).

9.9.5 Begränsningar

Den mest allvarliga begränsning av stratifierad provtagning är dess känslighet för kvalitet av information/kunskap om områdets geologiska och hydrogeologiska uppbyggnad. Den information är kritisk för en korrekt definition och avgränsning av olika enheter inom området. Ett annat problem kan uppstå när efter att ha definierat och kartlagt gränser mellan olika enheter visar det sig att vissa enheter kan bli svåra att provta pga. begränsad tillgänglighet och måste utebli från undersökningen. Även om sådan situation är en begränsande faktor generellt för de flesta strategier är den ytterst ofördelaktig för stratifierad provtagning.

9.10 Systematisk provtagning

9.10.1 Översikt

Systematisk provtagning bygger på ett specifikt provtagningsmönster där huvudprincipen är att prover tas vid jämna intervall. Den garanterar en bra och jämn täckning av området och är enkelt att genomföra. Systematisk provtagning kan användas både för rumsliga- och tidsrelaterade problem (t ex nedbrytning av petroleumprodukter i jord kan övervakas genom provtagning inom samma område vid jämna tidsintervall under ett antal år). Provtagningsmönster kan ha olika konfigurationer: rutnät, triangulär nät, rektangulär, sk. fiskbensmönster, oregelbundet nät mm.

Systematisk provtagning används i följande situationer:

- När syftet med provtagning är att skatta parametrar för *target* population (t ex medel) som förväntas vara heterogen (ojämn fördelning av föroreningen inom undersökt jordvolym).
- När syftet är att undersöka trender i data eller att studera om data är rumslig- eller tidkorrelerade. Genom att studera korrelationsstruktur (om sådan kan påvisas att existera i data) kan vissa slutsatser om storleken och geometri på förorenade volymer dras.
- När syftet är att hitta *hot spots*. Konfigurationen på provtagningsnät anpassas till önskad sannolikhet att detektera en potentiell hot spot med en given storlek och geometri. Denna typ av strategi betraktas ofta som en separat metod och beskrivs i kapitel 9.14.

9.10.2 Förutsättningar för systematisk provtagning

Systematisk provtagning bör tillämpas när någon av punkter nedan är uppfylld:

- Ingen kunskap (information) om *target* population finns tillgänglig och provtagningen syftar till att bekräfta om det finns någon korrelationsstruktur i data eller inte,
- eller
- det finns indikationer (från tidigare studier) att det finns en korrelationsstruktur i data och provtagningen syftar till uppskatta formen på korrelationsstrukturen och styrkan i korrelationen.

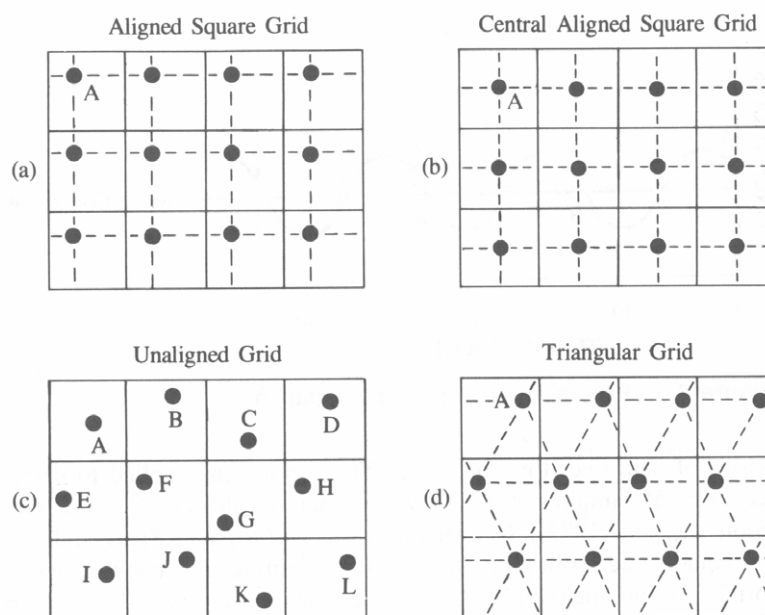
Om det t ex finns distinkta föroreningsklustrar (polymer e. dyl.) är systematisk provtagning den mest effektiva strategin för att hitta sådana klustrar med hög säkerhet.

Systematisk provtagning kan vara ytterst olämplig när föroreningsmönster råkar sammanfalla med regulariteten i punkter i provtagningsnätet. Sådana fall kan resultera i över- eller underskattning av föroreningsnivåer (se sektion 9.10.4).

(Gilbert 1987) konstaterar att när *target* population är ett resultat av en slupviss händelse (t ex vind deposition av föroreningar, erosion, upprepande omflyttning av läkande behållare/containrar med kemikalier under längre tidsperioder, eller vid situationer där ingen information om föroreningsprocessen existerar) är systematisk provtagning lika tillförlitligt som slumpartad strategi och är dessutom enklare att genomföra. (Gilbert 1987) påpekar också att om det finns en linjär trend i data resulterar systematisk provtagning i lägre varians jämfört med enkel slumpartad provtagning.

9.10.3 Genomförande

Det finns flera varianter på provtagningsmönster för systematisk provtagning. Figur 9.10.1 presenterar fyra mönstren som används oftast i markundersökningar i USA.



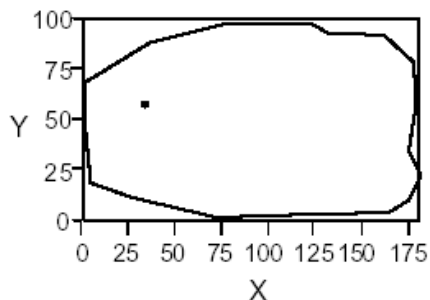
Figur 9.10.1 Flera varianter på systematiskt provtagningsmönster (Gilbert 1987)

För mer ingående studier om hur olika mönstren har testats i fråga om deras precision och effektivitet intresserade läsare hänvisas till (Cochran 1977), (Yfantis et al. 1987) et al, (Entz and Chang 1991) and (Li and Chaplin 1998).

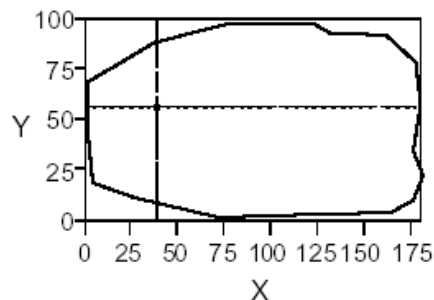
Formler för framtagande av det erforderliga antalet prover för given precisionsnivå följer i stort samma principer som för enkel slumpartad provtagning och presenteras utförligt i (Gilbert 1987), (Swan and Sandilands 1995) och (USEPA 2002).

Valet av lokalisering av provpunkter exemplifieras med figur 9.10.2.

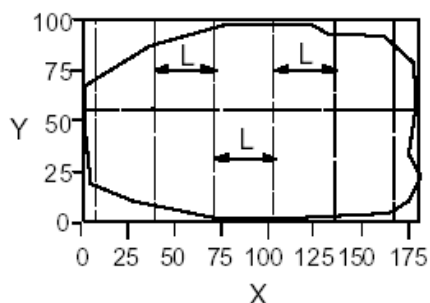
(1) Select initial random point.



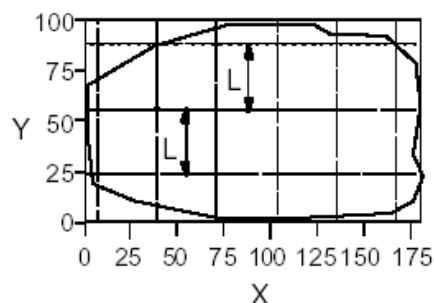
(2) Construct coordinate axis going through initial point.



(3) Construct lines parallel to vertical axis, separated by a distance of L.



(4) Construct lines parallel to horizontal axis, separated by a distance of L.



Figur 9.10.2 Principsteg för genomförande av systematisk provtagning (USEPA 1989).

Figuren ovan exemplifierar steg-för-steg procedur för en 2D provtagning enligt rekommendationer från (USEPA 1989). Proceduren börjar efter att det erforderliga antalet prover för ett givet problem först ha tagits fram:

- 1) I första steget bestäms koordinater för första provpunkt inom området (punktens läge väljs slumpmässigt).
- 2) Koordinatsystem med centrum i första punkten läggs fram.
- 3) Provtagningsintervall (L) räknas fram: (i) för ett rutnät $L = (A/n)^{1/2}$, (ii) för ett triangelnät $L = [A/(0.866*n)]^{1/2}$, där A är områdets area och n är antalet prover.
- 4) Nätet läggs ovanpå arean och provpunkter väljs antingen i nätnoder, mitt i varje ruta (eller triangel) eller placeras slumpmässigt inom varje ruta (triangel).

Systematisk provtagning kan kombineras med andra provtagnings strategier. I rankbaserad provtagning (kapitel 9.11), kan nätmönster användas för att identifiera initiala prover som skall användas i rankningsprocessen. Ett exempel där systematisk och slumpartad provtagning kombineras i samma studie presenteras i (Cailas et al. 1995) – generell slutsats från deras studie är att i situationer där vissa delar av område i fråga ”misstänks” vara betydligt mer förorenade än resten kan kombination av systematisk provtagning för ”kritiska” delområden med slumpartad provtagning för resten av området resultera i en komplett och representativt data för *target* population för hela området.

9.10.4 Fördelar

De viktigaste fördelar med systematisk provtagning är:

- Jämn och full täckning av target population.
- Multipla tillämpningar av strategin kan göras, dvs. i första fas används grövre nät för att lokalisera potentiella föroreningsklustrar och i nästa fas finare nät tillämpas för specifika delområden.
- Rumsliga och tidsmässiga korrelationer i data kan identifieras.
- Strategin kan användas med lite eller ingen tidigare kunskap om undersökningsområde (lämplig som pilotstudie)

9.10.5 Begränsningar

Begränsningar av systematisk provtagning inkluderar:

- I de situationer där det finns en relativ bra kunskap om förorenings-situation från tidigare utredningar kan andra strategier vara mer lämpliga eftersom information om platsen kan mer effektivt utnyttjas för indelning i olika enheter (och som följd tillämpning av stratifierad provtagning) eller provtagning kan koncentrera till de platser där det finns större sannolikhet att påträffa förhöjda koncentrationer.
- Om delar av *target* population (t ex höga haltnivåer) sammanfaller med punkter i provtagningsmönster riskerar man att systematiskt ”missa” de delar som inte ”täcks” av provpunkterna och föroreningsgraden underskattas. Denna problemtyp uppstår ofta när data uppvisar ett periodiskt variationsmönster och provtagningsintervall råkar ha samma frekvens (rumsligt eller tidsmässigt).

9.11 Rankbaserad provtagning

9.11.1 Översikt

Rankbaserad provtagning är en innovativ metod som på senare år har praktiskt tillämpats inom olika miljörelaterade undersökningar. Metoden utvecklades i sin ursprungliga form av (McIntyre 1952). Principen går ut på att enkel slumpartad provtagning kombineras med bedömningar eventuellt utifrån resultat från skanningsundersökningar för att bestämma var provpunkter skall placeras. Utifrån skanningsmätningar kan platser med låga, medelhöga och höga föroreningshalter lokaliseras (skalan kan delas i fler än tre klasser). Man strävar efter att antalet prover för labbanalys är samma för varje rank/klass.

Rankbaserad provtagning ökar sannolikheten att data från valda provpunkter återger hela variationsspann av föroreningshalter inom undersökt område. Med andra ord, det är mer sannolikt att data blir mer representativa jämfört med enkel slumpartad provtagning. Dessutom är rankbaserad provtagning i många situationer mer kostnadseffektiv eftersom färre antalet prover behöver analyseras på labbet än vid slumpartad provtagning.

(USEPA 2002) rekommenderar följande skanningsmetoder för datarankning:

- Fluorescensmetoder för BTEX och PAH.
- XRF för metaller.
- TOX (*total organic halid*) för flyktiga klorerade organiska lösningsmedel.

9.11.2 Förutsättningar för rankbaserad provtagning

Rankbaserad provtagning är motiverad när följande tre villkor uppfylls:

- Kostnader för labbanalys är höga jämfört med kostnader för skanningsmätningar (rankningskostnader).
- Bedömningar eller skanningsmätningar har tillräcklig kapacitet att kvantifiera relativa koncentrationsnivåer mellan slumpartad valda provpunkter inom området.
- Det krävs högre precision i skattning av medelhalt eller större konfidens i beräkning av beslutsfel (hypotesprövning) än det som enkel slumpartad provtagning ger för samma kostnad.

9.11.3 Genomförande

Hur rankbaserad provtagning kan utföras presenteras med ett exempel där syftet med provtagningen är att göra en skattning av medelhalt inom ett område förorenat med bly (USEPA 2002).

Som skanningsmetod användes XRF eftersom det har tidigare påvisats att det finns en signifikant korrelation mellan XRF mätningar och labbanalys (korrelation koefficient omkring 0.9). Procedurer för att beräkna om rankbaserad provtagning uppfyller kravet på kostnadseffektivitet görs utifrån:

- Rankningsfel (relateras till korrelationskoefficient).
- Förväntad form av *target* population (osymmetriska data dvs. en skev fördelning ökar den totala kostnaden) och
- rankningsskala (tas fram för att dela in/ranka uppmätta/skannade relativa föroreningshalter i olika klasser).

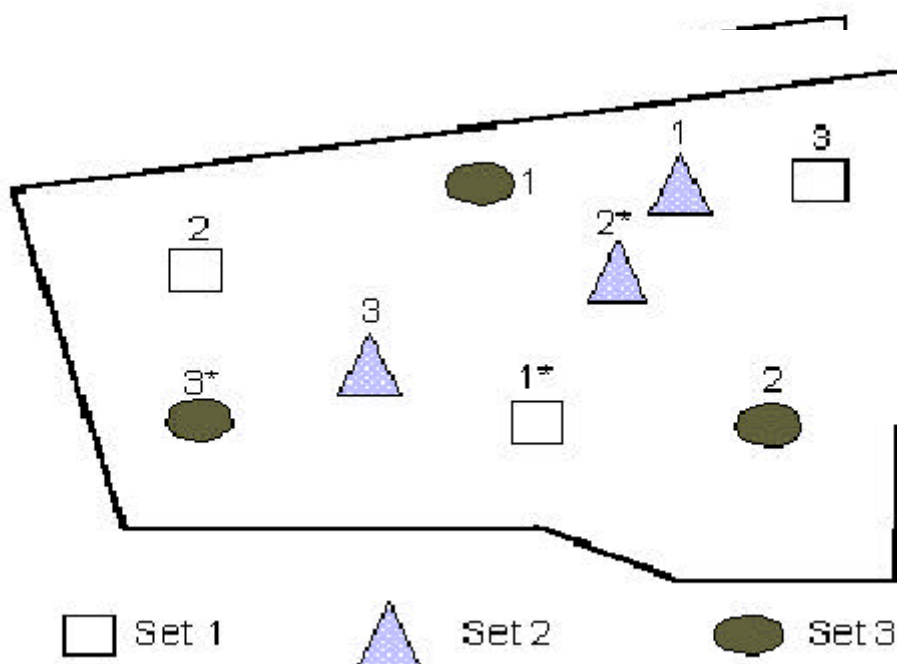
Arbetsmetodik för att beräkna kostnadseffektivitet beskrivs utförligt i (USEPA 2002) och inte presenteras här. För exemplet som presenteras här, blev kvoten mellan kostnaden för labbanalys och XRF mätning (kallad *measurement-to-ranking cost ratio*) lika med 10. Enligt (Mode et al. 1999), är lägsta kvoten mellan labb- och skanningskostnaden som krävs för att rankbaserad strategi skall vara kostnadseffektiv generellt 6.0.

Enligt exemplet i (USEPA 2002) består rankbaserad strategi av följande steg:

- 1) Först beräknas det erforderliga antalet prover n_0 för labbanalys, för given precisionsnivå och noggrannhet i skattning av medelhalt under ett antagande att en enkel slumpartad provtagning tillämpas. Genom att följa grundläggande statistiska förfaringssätt (Swan and Sandilands 1995; USEPA 2002) har man kommit fram att det krävs en analys av $n_0 = 25$ jordprover för en medelvärdesskattning med 20% noggrannhet och 95% konfidens.
- 2) Antalet rankningsklasser (*set size*) m bestäms. (USEPA 2002) rekommenderar att m bör vara mellan 2 och 5. I exemplet här antas $m = 5$.
- 3) Den relativa precisionen RP av rankad provtagning i förhållande till precision för slumpartad provtagning kvantifieras. I givna exemplet, visar tidigare studier att variationskoefficient för slumpartad provtagning är 0,4. Motsvarande relativ precision för $m = 5$ är $RP = 2,44$ (USEPA 2002).
- 4) I nästa steg bestäms antalet mätsekvenser (*cycles*) r : $r = (n_0/m)(1/RP) = 2.04$, som rundas uppåt till 3.0.
- 5) Det totala antalet prover till labbanalys räknas fram: $n = rxm = 3 \times 5 = 15$. Detta skall jämföras med $n_0 = 25$ analyser om i stället en slumpartad provtagning skulle utföras.
- 6) $m^2 = 5^2 = 25$ punkter placeras slumpmässigt inom provtagnings område. Därefter, delas de 25 positioner in slumpmässigt i $m = 5$ grupper (5 *sets*), 5 punkter i varje grupp.
- 7) I första grupp (Set 1) görs XRF mätningar i alla fem punkter. Lägsta uppmätta (bland de 5 punkterna) haltkoncentration rankas som "1", nästa som "2", osv. Punkten med lägsta uppmätta koncentration (punkt "1") väljs som första prov för labbanalys.
- 8) I andra grupp (Set 2), görs XRF mätningar på samma sätt som i Set 1. Punkten där uppmät koncentration är näst lägst (dvs. rankad som "2" i denna grupp) väljs som andra prov för labbanalys.

- 9) För kvarvarande grupper 3-5 gäller samma procedur som i första två fallen (Set 1 och 2). Som sista punkt för labbanalys tas den punkten som rankats som "5" i femte gruppen (punkten med **högsta** koncentration i Set 5).
- 10) Proceduren (stegen 6-9) upprepas $r = 3$ gånger. På så sätt väljer man $rxm = 15$ prover för labbanalys: tre punkter med låga halter, tre med medellåga, tre med medel, tre med medelhöga och tre med höga halter. För att ranka provpunkter krävs alltså 25 XRF mätningar för varje mätomgång r , sammanlagt $25 \times 3 = 75$ mätningar med XRF. En utförligt beskrivning hur ekonomiska aspekter vägs in i planeringen presenteras i (USEPA 2002)

Figur 9.11.1 illustrerar ett exempel av hur rankbaserad provtagning användes för att välja 3 prover till labbanalys. I detta exempel, $m = 3$, och i första rankningssekvensen valdes slumpmässigt $3^2 = 9$ punkter som delades in i 3 olika grupper (Set1 – Set3). I Set1 (rutor) valdes punkt "1" som första prov till labbanalys (i den punkten uppmättes lägsta XRF nivå bland alla tre punkter i denna grupp). I Set2 (trianglar) visade sig punkt "2" ha medel (eller: näst lägst) XRF nivå i denna grupp medan i Set3 (ellipser) var punkt "3" som visade högsta XRF nivå i denna grupp.



9.11.4 Fördelar

Den mest betydelsefulla fördelen med rankbaserad provtagning är att för samma antalet prover resulterar i högre precision i skattning av medelhalten än enkel slumpartad provtagning. Denna provtagningsstrategi ger också mer representativa resultat i skattning av andra populationsparametrar som median, samt högre precision i skattning av skillnader i medelhalter eller medianhalter mellan två olika populationer (t ex skillnad mellan population som beskriver föroreningshalter och population för bakgrundshalter).

9.11.5 Begränsningar

Det är få begränsningar som direkt skulle diskvalificera rankbaserad provtagning som mindre lämplig än andra metoder. Metodens lämplighet bygger mer på en ekonomisk kalkyl där kostnader för genomförandet och för samma precisionsnivåer i t ex skattning av datapopulation jämförs med kostnader för andra metoder (vanligtvis enkel slumpartad provtagning). En viktig faktor vid sådan jämförelse är hur pass bra expertbedömning eller skanningsresultat korrelerar med ”faktiska” analysresultat (halter uppmätta på labbet). Om denna korrelation är låg (stor diskrepans mellan rankingmetod och labbanalyser – diskrepansen kallas också rankingsfel) och samtidigt är kostnader för ranking höga, finns det inga uppenbara fördelar med att använda sig av rankbaserad provtagning. Metoder för att beräkna rankingsfel bygger på principer för regressionsanalys – konceptet illustreras bl a i (DHI 2004).

9.12 Anpassad kluster provtagning

9.12.1 Översikt

Anpassad kluster provtagning (*adaptive cluster sampling*) tillämpas där man förväntar sig föroreningsansamlingar (hot spots/kluster/polymer) samt provtagningens styrs av observationer gjorda direkt under provtagningsprocessen. Konceptet bygger på två huvudprinciper:

- Val av initiala provenheter; det kan t ex vara en ruta/cell av en viss storlek inom området där man misstänker koncentrationer över gräns/riktvärde.
- Val av en procedur för provtagning av intelligande enheter/celler; anpassad provtagning fortsätter så länge uppmätta halter i undersökta enheter icke uppfyller ansatta kriterier (gräns/riktvärde).

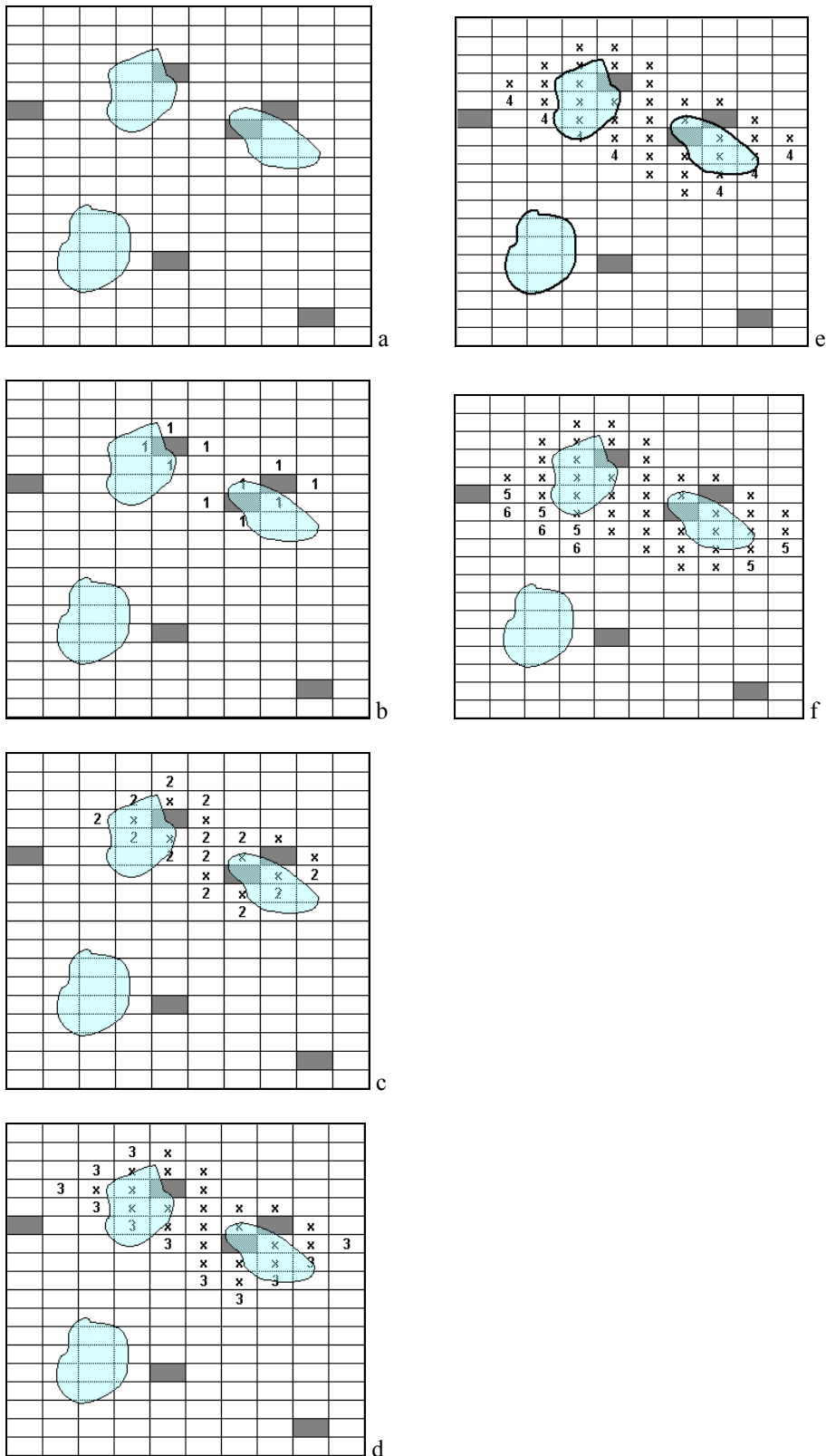
Anpassad kluster provtagning kan ha mest fördelar när halter kan mätas snabbt på plats med fältanpassade instrument, t ex med ett lämpligt skanningsverktyg.

9.12.2 Förutsättningar

I de fall där föroreningen samlats i ”klumpar” (klustrar) och kan definieras som hot spots finns det en risk att både slumpartad och systematisk provtagning återger en förvräng bild över föroreningsituation även om bägge strategier kan resultera i en korrekt skattning av förväntad medelkoncentration. Bägge metoder kan ”missa” hot spots och en koncentrationskarta kommer att vara ofullständig. I sådana situationer är anpassad provtagning mer lämplig eftersom den resulterar i högre noggrannhet än de två nämnda med samma antalet prover.

9.12.3 Genomförande

Första steg i genomförande av en anpassad klusterprovtagning är att placera ett rutnät som täcker hela området av intresse där varje ruta/cell betraktas som en potential provenhet. Figur 9.12.1 presenterar steg-för-steg procedur där 3 föroreningsklustrar (hots spot) finns inom området, deras läge är dock okänt.



Figur 9.12.1 Anpassad klusterprovtagning för avgränsning av två av tre hot spots. Modifierat från (USEPA 2002).

Bild a i figur 9.12.1 visar andra steget i proceduren där man slumpmässigt väljer 6 initiala provceller. De initiala provcellerna råkar ”träffa” två av tre hot spots. I nästa steg, tas prover i de celler som gränsar med celler som ”träffat” hot spots. De nya celler är markerade med ”1” i figur 9.12.1b. Provtagning fortsätter så länge det finns celler med signifikanta föroreningsnivåer (signifikanta i relation till ställda miljökrav) som då ligger granne med en förorenad cell hittat i steget före tills alla förorenade celler omges av ”rena” celler (figurer c-e). Sista steget innebär att alla initialt påträffade hot spot har avgränsats (figur f).

Anpassad klusterprovtagning kan kombineras med andra provtagningsstrategier. Det initiala valet av provceller kan ske med enkel slumpartad eller systematisk provtagning. Vilken strategi som väljs mest lämplig i den initiala fasen beror på vilken information om platsförhållanden är tillgänglig. Om det finns knapphändiga uppgifter att gå efter en enkel slumpartad provtagning kan vara ett bra alternativ att välja initiala provceller. Om kunskapen om platsen är mer detaljerad bör stratifierad eller systematisk provtagning övervägas.

9.12.4 Fördelar

Till skillnad från ”traditionella” strategier (som t ex enkel slumpartad och systematisk provtagning) som fokuserar huvudsakligen på ett syfte i taget, kan anpassad kluster provtagning tillämpas för att både uppskatta medelhalter och avgränsa förorening. För medelvärdeskattning kan Horvitz-Thompson och Hansen-Hurvuts procedurer användas (USEPA 2002). Resurser koncentreras på de platser där föroreningsnivåer är förhöjda vilket innebär en effektivare avgränsning av de förorenade kluster som hittats jämfört med slumpartad eller systematisk provtagning.

9.12.5 Begränsningar

En svag länk i anpassad provtagning kan vara noggrannheten och precisionen av de mätmetoder som används i fält. Om de metoder inte garanterar en acceptabel kvalitet och ett snabbt mätresultat kan tidsåtgången och kostnader i fält öka dramatiskt.

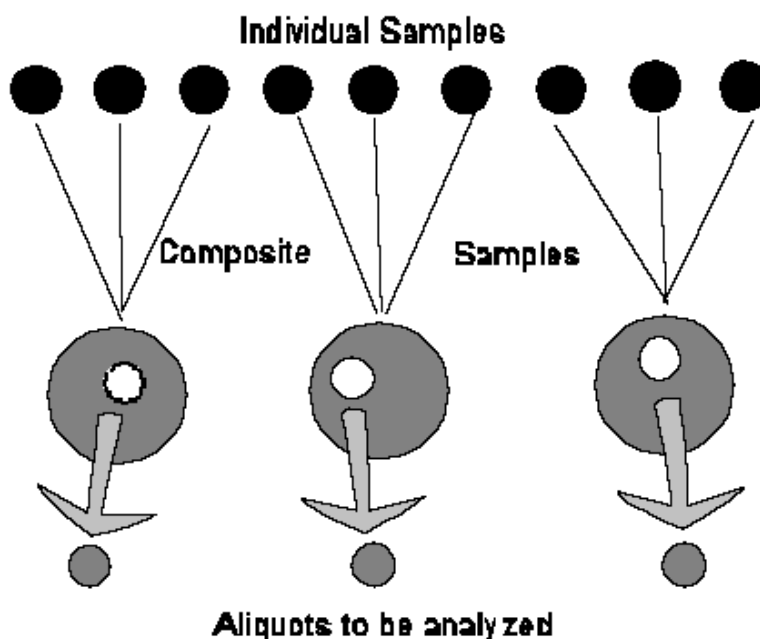
En annan begränsning är att uppskattning av provtagningskostnader kan vara mycket osäker och kostnaden blir därmed svår att förutse. Detta eftersom det inte är alltid lätt att uppskatta i förväg hur många provenheter (celler som området blev initialt indelat i) skall provtas för att avgränsa föroreningen innan provtagningen kan avslutas.

9.13 Strategi för samlingsprovtagning

9.13.1 Översikt

Samplingsprover innebär att man kombinerar och homogeniserar två eller flera prover (enskilda prov) för att ta fram ett nytt sammansatt samlingsprov. Därefter väljs en mindre mängd av det nya provet och analyseras (den delen som analyseras kallas på engelska *aliquot* (delprov)). Samlingsprover förväntas representera den större jordvolym som de enskilda proverna hämtats från och på det sättet kan antalet analyser reduceras varefter kostnader minskar. Vad gäller valet/placering av provpunkter skiljer sig samlingsprovtagning från andra strategier som beskrivs i detta dokument eftersom den kan inte betraktas som sannolikhetsbaserad i samma bemärkelse som t ex slumpartad eller stratifierad provtagning.

Begreppet samlingsprov involverar blandning och homogenisering av prover och bör egentligen betraktas som ett mellansteg mellan provtagning i fält och labbanalyser. Med andra ord, samlingsprovtagning måste alltid kombineras med en annan strategi. Medan för andra metoder är antalet prover lika med antalet labbanalyser, innebär begreppet samlingsprov att antalet labbanalyser blir alltid lägre än antalet i fält tagna prover. Figur 9.13.1 illustrerar principen med samlingsprov där 9 prover (tagna i fält) delas in i 3 grupper (grupperna kan t ex komma från olika jordlager) där prover inom varje grupp blandas och homogeniseras till ett prov. Till slut, från varje homogeniserat prov väljer man slumpmässigt ett mindre labprov (*aliquot*) till labbanalys.



Figur 9.13.1 Huvudprincip för samlingsprovtagning: totalt nio enskilda prover (*individual samples*) tas i fält varefter blandas de och homogeniseras i 3 separata samlingsprov (*composite samples*). Därefter tar man ett delprov (*aliquot*) från varje samlingsprov för labanalyser (USEPA 2002)

9.13.2 Förutsättningar

Det vanligaste syfte med samlingsprov är att skatta medelhalt av *target* population (USEPA 2002). Andra tillämpningar är att skatta proportion (t ex, 99-percentil) i population och identifiera/klassificera prover som uppvisar en karakteristisk egenskap och avviker från resten av prover (t ex prover tillhörande hot spots).

Om syftet med samlingsprovtagning är att skatta populations medelvärde bör fokus läggas på följande:

- De primära prover som skall blandas till ett samlingsprov skall vara av samma volym/vikt. Detta villkor skall uppfyllas för att samlingsprov skall betraktas som ekvivalent med genomsnittliga koncentration av alla primära prover.
- Antalet prover som blandas ihop till varje samlingsprov skall vara samma.

För att samlingsprovtagning skall vara lämplig för medelvärdeskattning följande kraven måste uppfyllas:

- Den förväntade koncentrationen i flesta samlingsprover överskrider detektionsnivå – i annat fall blir skattning av medelhalter mycket komplicerad och kan t.o.m. bli omöjligt.
- Blandning och homogenisering skall inte ändra/förstöra texturen och provens fysikaliska och kemiska egenskaper.
- Det finns inga andra syften som skulle stå i konflikt med principer för blandning/homogenisering. T ex, aspekter som lokalisering av provpunkter, rumslig variation, korrelationsstruktur skall betraktas som icke betydelsefull när samlingsprover tas fram.
- Kostnader för labbanalyser är höga i relation till provtagning och provförberedelse.
- Det finns inga praktiska begränsningar i att genomföra multipla strategier (t ex enkel slumpartad provtagning och rankbaserad provtagning).
- Det finns inga praktiska begränsningar i en lämplig homogenisering av prover.

9.13.3 Genomförande

Nedan följer en kort beskrivning hur samlingsprovtagning skall utföras om syftet är att skatta populationens medelhalt (USEPA 2002):

- 1) Som första steg, bestäms antalet individuella prover (enskilda prov) k som skall utgöra ett samlingsprov. k beror på kvoten mellan kostnaden för labbanalys och kostnaden för blandning och homogenisering per prov, och kvoten mellan variansen pga. analysfel och den totala variansen (analysfel och provtagningsfel). Ju dyrare labbanalyser i relation till homogeniseringskostnader är desto högre k rekommenderas (man har helt enkelt råd att provta och homogenisera fler prover). Ju högre analysfelet är i relation till den totala variansen desto färre k behöver tas - för att ta fram ett optimalt k , behövs tillgång till historiska

data för att skatta variansen för mätfel och den totala variansen. En komplett beräkningsprocedur presenteras inte i detta dokument, läsaren hänvisas till (USEPA 2002).

- 2) I nästa steg bestäms antalet samlingsprover m . Detta innebär att $n = mk$ prover skall tas i fält och m labbanalyser skall göras. Bestämning av m styrs med hänsyn till budgetramar.
- 3) Man gör en uppskattning om antalet prover som skall labbanalyseras (delprov) m är tillräckligt stort för att resultera i skattning av medelhalt med önskad precision. Om precisionen inte förväntas uppfylla ställda krav, kan en datavärdeanalys göras där m ökas och k minskas (optimering).
- 4) Provpunkter för att ta k prover i fält väljs (t ex genom att använda sig av enkel slumpartad provtagning).
- 5) Samlingsprover tas fram (m stycken).

9.13.4 Fördelar

Jämfört med enkel slumpartad provtagning och för samma kostnader, återger samlingsprovtagning *target* population med högre precision och i sin tur, bygger skattning av medelhalt på mer representativt underlag.

9.13.5 Begränsningar

Blandningsprocess leder till att information om variabiliteten i *target* population begränsas eftersom variansen blir mindre. Blandning och homogenisering ”jämnar ut” skillnader mellan individuella prover. Information om individuella provers rumslig- eller tidsmässiga variationsmönster och trender i data ”maskeras”.

Under vissa förhållanden kan blandning och homogenisering vara svårt att genomföra på ett korrekt sätt och kan tillföra extra osäkerheter (fel pga. invägning eller homogenisering av prover). Om t ex individuella prover tagna i sand och lera skall blandas ihop kan det bli svårt att ta fram ett representativt samlingsprov eftersom i detta specifika fall påverkar jordarnas egenskaper homogeniseringsprocessen (rent praktiskt, är det svårt att blanda lera med sand). Det kan också ofta finnas en ökad risk för kontaminering av prover eller att föroreningshalterna minskar genom förluster t ex genom avdunstning.

9.14 Hot spots

9.14.1 Översikt

Hot spot strategi, kallad också *search sampling* (USEPA 1995) syftar till att lokalisera enstaka/separata föroreningsansamlingar sk hot spots. Huvudprincipen för *search sampling* är att hitta en optimal strategi som med hänsyn till tids- och ekonomiska faktorer samtidigt garanterar en acceptabel sannolikhetsnivå för att hitta hot spots med en viss storlek och geometri.

Studier om hur man letar efter hot spots har sammanfattats bl. a av (Davis 1986) och (Gilbert 1987) och bygger på antaganden att provpunkter ligger i ett nät som består av rutor, trianglar eller rektanglar, eller fiskbensmönster och att förorening är antingen cirkelformad eller elliptiskt. Till skillnad från osäkerheter vid bedömning av medelvärde eller koncentrationsklasser (nivåer) är osäkerheter vid hot spot undersökning definierade som sannolikhet att hitta resp. missa en förorening. En viktig aspekt vid uppfattningen av osäkerheten är graden av acceptans för hur stor sannolikhet är man bered att tolerera att inte hitta föroreningen medan den i verkligheten finns. Denna sannolikhet kallas *consumer risk* (Gilbert 1987). *consumer risk* kan definieras a priori och utifrån den, beräknar man dimensioner för ett nät och antalet provpunkter.

9.14.2 Förutsättningar

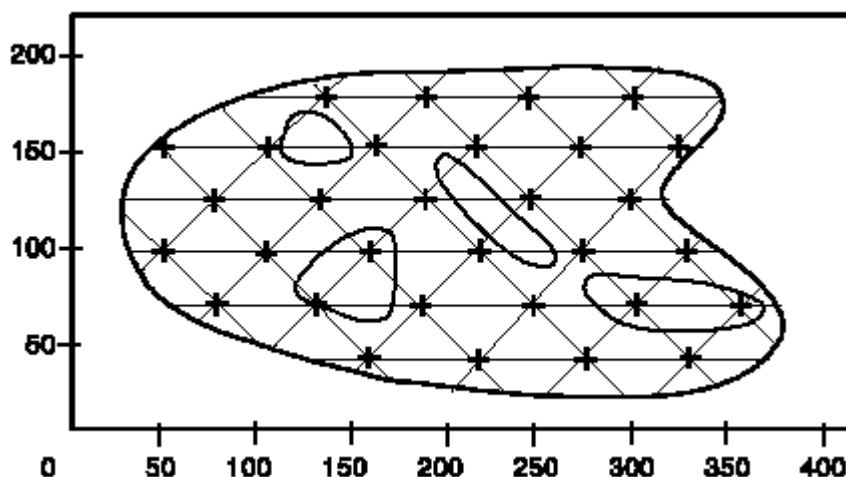
Det finns tre olika men på sätt och viss sammankopplade frågeställningar vid hot spotundersökningar:

- Hur tätt bör mät/provpunkter ligga i ett rutnät för att kunna hitta en hot spot med en önskad konfidens (sannolikheter)?
- För givna nätdimensioner, hur stor är sannolikhet att hitta en hot spot av en viss storlek?
- Hur stor är sannolikheten att en hot spot finns även om inga hot spots hittats för ett nät med given dimension och geometri?

I majoriteten av markundersökningar beräknas antalet provpunkter och nätdimensioner utifrån antaganden om förväntad storlek på minsta hot spot för en tolerabel nivå för *consumer risk*. Skanningmetoder kan vara mycket användbara eftersom ändamålet med tekniken är att skilja lokala högkontaminerade områden från lågkontaminerade. Lägre grad av noggrannhet i mät/analysresultaten kan därför accepteras.

9.14.3 Genomförande

Hot spot strategi är en variant på systematisk provtagning med den skillnaden att dess syfte är uteslutande att detektera (och delvis avgränsa) platser med förhöjda föroreningsnivåer. Provtagningsmönster kan vara rektangulär, triangulär eller annat. Figur 9.14.1 presenterar en hot spotprovtagning inom ett hypotetiskt område med fyra distinkta föroreningsklustrar.



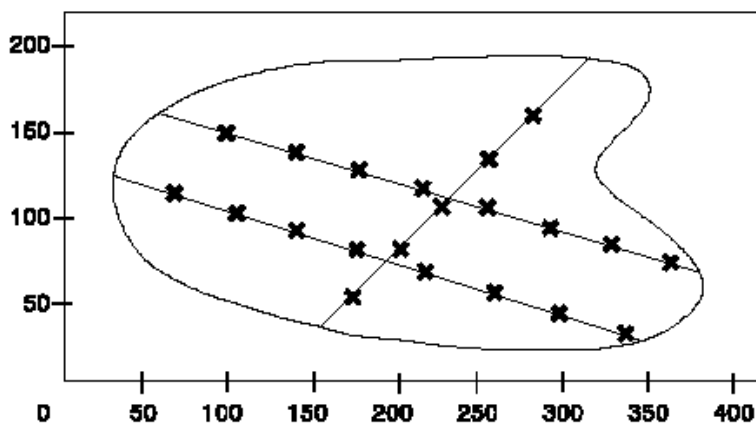
Figur 9.14.1 Hot spot sökning i triangulärt nät (USEPA 1995).

Exempel:

Antag att provtagning sker i ett rutnät och att vi accepterar inte mer än 10% risk (*consumer risk*) av att inte hitta en cirkelformad föroreningsfläck med en radie om minst 1m. Vid de förhållanden dvs. för att uppfylla 10% *consumer risk* bör provtagningen genomföras i ett rutnät 1.8x1.8m (beräkningsalgoritmer och nomogram kan hittas i bl. a (Gilbert 1987).

På liknande sätt kan baklängesanalys göras, alltså *consumer risk* räknas fram om man utgår utifrån tillgänglig budget dvs. när rutnätdimensioner och antalet mät/provpunkter är ”låsta” variabler, eller minsta storleken för hot spot som kan hittas med en viss sannolikhet och med en viss budget kan räknas fram.

En annan variant på hot spot strategi är *transect* provtagning (USEPA 1995). Dess syfte är dock mer att avgränsa föroreningsplym(er) än att detektera den (de) inom hela området. Ett annat syfte är att undersöka om det finns en koncentrationsgradient dvs. om halter avtar eller ökar längs vissa riktningar. *Transect* metoden används när kunskap finns om var föroreningsansamlingar kan finnas på platsen och vad den ungefärliga geometrin kan vara, dock ingen information om deras storlek är tillgänglig. Principen för genomförande är att provpunkter placeras längs profiler som kan fortgå antingen parallellt med varandra eller korsar varandra med olika vinklar beroende på den förväntade geometriska formen på föroreningsplymer. Ett exempel av *transect* provtagning visas i figur 9.14.2.



Figur 9.14.2 Illustration av *transect* provtagning (USEPA 1995).

9.14.4 Fördelar

För platser där punktutsläpp förekommer är hot spot strategi den enda metoden där provtagningsbudget kan direkt relateras (styras) till den minsta storleken på pplymen (med vissa antaganden om dess geometri) som inte kan missas med en fördefinierad konfidensnivå.

9.14.5 Begränsningar

Hot spot provtagning är mindre lämplig vid situationer där en diffus spridning av förorening förväntas. Metoden kan inte användas för att skatta parametrar av *target* populationens.

9.15 Strategier: sammanställning och jämförelser

Valet av ett lämplig provtagningsstrategi är beroende av flera faktorer som måste vägas in och ges olika prioriteringsgrad. Om alla procedurer enligt data kvalitetsmål (DQOP) har genomarbetats noggrant och konsekvent finns det mycket goda förutsättningar att välja en optimal och kostnadseffektiv strategi. Tabell 9.15.1 presenterar en sammanställning av de inventerade strategierna i denna rapport som kan användas för en snabb och mer generellt översikt över vilka strategier som är mest lämpliga under olika förutsättningar och olika målsättningar med provtagning.

Tabell 9.15.1. Sammanställning av strategier utifrån syften med provtagning, förutsättningar och förväntat resultat.

Syfte	Förutsättningar	Strategi	Vad uppnås
Genomföra skanning och skaffa sig en översiktlig kunskap om föroreningen på ett mindre objekt/område	Begränsad budget och tidresurser.	Bedömningsbase-rad	Underlag för beslut om fortsatta undersökningar, t ex sannolikhetsbaserad provtagning
Uppskattning av rumslig utbredning av förorening	Tillräcklig budget	Rut-nät/systematisk	Områden med förhöjda halter identifieras och avgränsas.
Medelvärdeskattning	Tillräcklig budget	hot spots sökning	Sannolikheten att hitta hot spots av given storlek tas fram
Medelvärdeskattning	Tillräcklig budget	Rut-nät/systematisk	Medelhalt samt information om rumsliga- och tidsmässiga variationsmönster
Medelvärdeskattning	Begränsad budget och höga analyskostnader jämfört med provtagningskostnader.	Samlingsprov	Högre precision i uppskattning av medelvärde med färre labbanalyser och lägre kostnader jämfört med andra strategier
Medelvärdeskattning	Begränsad budget samt tillgång till kostnadseffektiva skanningsmetoder som kan användas för att uppskatta relativa halter av föroreningen inom området.	Rankbase-rad	Färre antal labbanalyser för en given precisionsnivå jämfört med slumpartad provtagning
Medelvärdeskattning eller skattning av proportioner (percentiler)	Rumsligt –eller tidsmässigt variationsmönster för föroreningen inom området känt.	Stratifierad	Högre precision i skattning av parametrar i fråga med samma mängd prover jämfört med enkel slumpartad strategi. Alternativt, samma precisionsgrad med färre prover och lägre kostnader
Avgränsning av förorening	Kostnadseffektiva skanningsmetoder i fält finns tillgängliga.	Anpassad klusterprovtagning	Hot spots detektering samt uppskattning av medelhalt (för hot spot)
Avgränsning av förorening	Kostnadseffektiva skanningsmetoder i fält finns tillgängliga.	Transect strategi	Hot spots avgränsas, (relativa) föroreningskontraster tas fram
Medelvärdeskattning, avgränsning av förorening	Tillräcklig budget, homogent område.	Slumpmässigt provtagning	Medelkoncentration, rumslig fördelning av föroreningen

Eftersom optimering av mest lämplig strategi under givna förutsättningar består av flera för det mesta komplexa och omfattande steg bör man sträva efter att utarbeta ett tydligt och välstrukturerat beslutsunderlag. I efterföljande kapitlet presenteras datoriserade verktyg som kan användas som hjälpmedel i optimeringsprocessen inför framtagning av provtagning såsom för efterföljande utvärdering av insamlade data och visualisering av resultaten.

9.16 Visualiserings- och beräkningsverktyg

I detta kapitel presenteras en inventering av datoriserade verktyg för optimering av provtagningsstrategier samt verktyg för datautvärdering och kommunikering av resultat. Även om de sistnämnda delar ingår inte direkt i planering och framtagande av provtagningsstrategier tillhör de datautvärderings procedurer (DQA) och som det påpekades i kapitel 9.4 finns det ett indirekt samband mellan DQOP och DQA-processerna.

9.16.1 Översikt

Vid inventering av datorbaserad verktyg för provtagningsstrategier, datautvärdering, visualisering och osäkerhetskvantifiering användes följande kriterier:

- Verktygens kapacitet och kvalitet
- Svårighetsgraden att hantera verktygen för icke experter
- Tillgänglighet
- Tillgång till kontinuerliga uppdateringar
- Pris

Avgränsningar gjordes i den mening att inventeringen baseras huvudsakligen på rekommendationer från USEPA och samlad erfarenhet av projektgruppen vad gäller användning av datorbaserade verktyg för ovan specificerade ändamål.

Följande verktygen omfattades i inventeringen:

- VSP (Visual Sample Plan). VSP används för att optimera provtagningsstrategi, beräkna ett lämpligt antal prover och bestämma var inom området prover skall tas för att leverera ett korrekt dataunderlag för karakterisering av förorenat område med önskad kvalitet och osäkerhetsnivå (Hassing et al. 2002).
- ELIPGRID. Ett program för upprättande av systematiska (gridbaserade) provtagningsmönster för detektering av elliptiska hot spots. Sannolikheten att hitta hot spots med antagna storlekar för en fast budget eller omvänd analys (Davidson 1995).
- DQOP-PRO. Verktyget tillämpas i planering av miljöprojekt och utvärdering av konfidens (kvalitén) i insamlade data. Verktyget inkluderar strategier för hot spots detektering (Radian 2000).
- SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance). PC baserad verktyg för utvärdering och visualisering av mätdata, geostatistik, osäkerhetskvantifiering och riskbedömning (TIEM 2002).
- FIELDS (Fully Integrated Environmental Location Decision Support). Verktyget erbjuder stöd för en snabb, kosteffektiv och högkvalitativ beslutsanalys för karakterisering av förorenade områden. (FIELDS 1996).

- Surfer. Ett omfattande programpaket med bland annat flera interpolationsmetoder inklusive geostatistiska tekniker baserade på variogramfunktion. 2D, och 3D visualisering, volymlräkningar (Golden Software 2002).
- MiniTab. Statistisk bearbetning av data, multivariata analyser, hypotesprövning, visualisering, mm. (Minitab 2004).
- Grapher. Komplexa grafiska funktioner med visualisering av data (Golden Software 2004).
- Origin. Visualisering och statistiska beräkningar (OriginLab 2004).

De mest optimala valen av lämpliga verktyg att använda för att lösa den typen av frågeställningar som föreliggande dokument behandlar tycktes vara VSP och SADA. VSP rekommenderas för optimering av provtagningsstrategi med tillhörande skattning av precision för planerade provtagningsmönster medan SADA anses vara mest lämpligt för datautvärdering, visualisering av resultat och kvantifiering av osäkerheter. Med referens till kapitel 9.4, VSP bör användas som hjälp under datakvalitetsmål process (DQOP) medan SADA som stöd under data kvalitetsutvärderingsprocess (DQAP). Nedan följer en kort beskrivning av respektive verktyg.

9.16.2 Visual Sampling Plan

Visual Sample Plan (VSP) har utvecklats på avdelningen för Quantitative and Statistical Sciences vid Pacific Northwest National Laboratory, USA med stöd från Department of Energy, US Environmental Protection Agency och Department of Defence, och är ett PC-baserad verktyg för planering/optimering av provtagningsstrategi i förorenad jord.

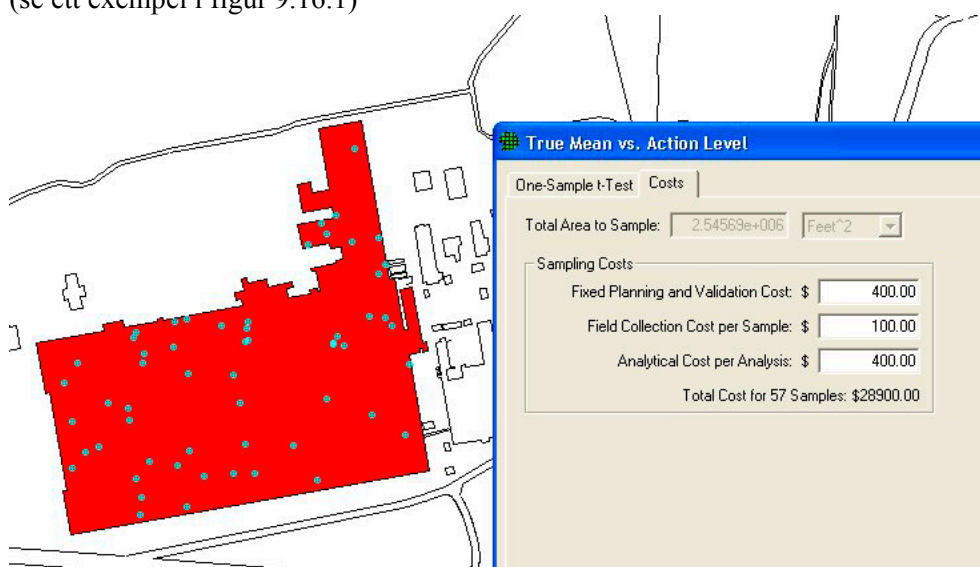
VSP är anpassad till USEPAs på data kvalitetsstyrnings process (DQOP, se kapitel 9.4), dvs. verktyget kan användas som stöd vid framtagande av en optimal provtagningsstrategi givet specifika syften med provtagning, specifika beslutsregler och tolerabla nivåer för potentiella beslutsfel. VSP kan användas av icke statistiker, är kartbaserad (liknar GIS i vissa avseenden) och kan nyttjas för att ta fram en lämplig provtagningsstrategi för att lösa följande problemställningar:

- Jämföra medelhalten av förorening inom området med ett gräns/riktvärde
- Jämföra proportioner (percentiler) i haltfördelning med ett gräns/riktvärde
- Jämföra medelhalt eller proportioner med referensdata (bakgrundkoncentrationer)
- Hitta hot spots
- Skatta medelkoncentration inom området
- Beräkna konfidensintervall
- Avgränsa förorening

För varje av problemställningar specificerade ovan finns det flera olika alternativa lösningar att välja mellan både bedömningsbaserad och sannolikhetsbaserade procedurer:

- Enkel slumpartad provtagning
- Systematisk provtagning
- Stratifierad provtagning
- Rankbaserad provtagning
- Anpassad kluster provtagning
- *Transect* provtagning
- Stegvis (sekvensbaserad) provtagning
- Provtagning av icke-normalt fördelade data
- Bedömningsbaserad provtagning

För vissa procedurer finns det interaktiv grafik som gör möjligt att direkt utvärdera samband mellan kraven på data enligt kvalitetsmålen och provtagningskostnader (se ett exempel i figur 9.16.1)



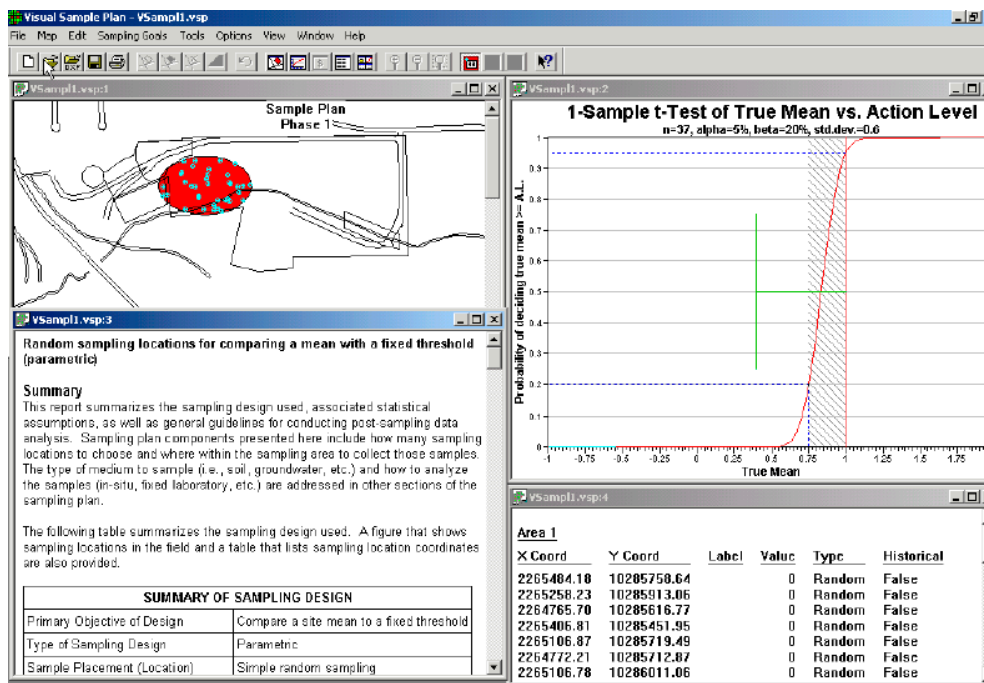
Figur 9.16.1. VSP:s exemplifiering av hypotesprövning där t-test användes för att undersöka om medelhalten överstiger referenskoncentration (action level).

Kartor med CAD-format över området kan importeras direkt in i VSP eller ritas i själva programmet. Det krävs att användaren är väl bevandrad i alla aspekter av data kvalitetsmål (DQOP) och korrekt kan definiera syftet med provtagning, vilka varianter på provtagningsmönster är mest lämpliga, hur resultatet skall användas, hur stor projektbudget man har och vilken nivå på osäkerheter som kan accepteras.

I programmet har man byggt in algoritmer för hantering av hypotesprövning i enighet med formaliserade statistiska procedurer. Till exempel, givet att det finns tidigare data från området och vissa skattningar av medelhalter och varians kan göras, kan erforderliga antalet nya prover samt deras positioner tas fram för att nå 95% konfidens i att uppmätta medelhalter skall över- eller understiga en gränsvå.

I VSP kan kartor, statistiska diagram, tabellerade data och rapporttext presenteras samtidigt på samma skärm vilket ger användaren en möjlighet att snabbt sammanställa all information om projektet få en övergripande överblick och lättare dra slutsatser (se figur 9.16.2).

Beskrivning av algoritmer och procedurer samt deras verifiering finns rapporterade i (Gilbert et al. 2002). Programmet är en sk freeware och kan laddas ner från VSP hemsida (<http://dgo.pnl.gov/VSP/Index.htm>).



Figur 9.16.2. Exempel av multipresentation i VSP.

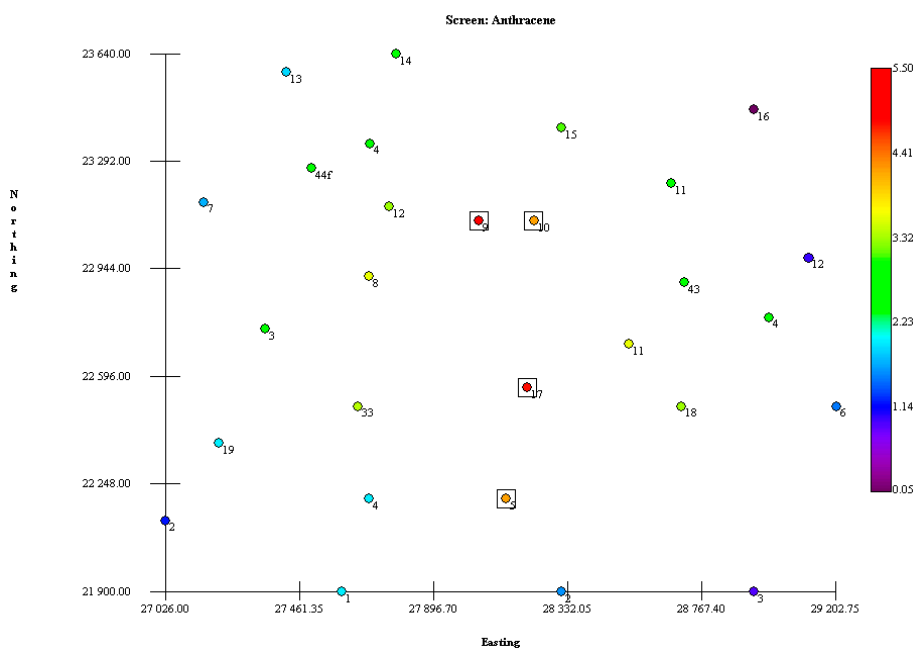
9.16.3 Spatial Analysis and Decision Assistance

Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) har utvecklats på The Institute for Environmental Modeling vid University of Tennessee. Utvecklingen finansierats av US Environmental Protection Agency och US Nuclear Regulatory Commission.

SADA kombinerar verktyg för miljöbedömning med verktyg för en effektiv problemlösning. De verktygen inkluderar moduler för visualisering, statistisk och geostatistisk analys, riskmodeller, kostnadskalkyl, osäkerheter, provtagning och beslutsanalys. SADA är mest lämplig att använda under datautvärderings processen och som stöd för efterföljande beslutsfattning. Ett flertal moduler i programmet kan användas för att kommunicera resultat mellan problemlösare och problem-ägare/beslutsfattare.

Visualisering inkluderar 2D, horisontella och vertikala snitt (lager) samt 3D presentationer av uppmätta halter (se figur 9.16.3 som en enkel variant på 2D visualisering av föroreningen).

AutoCad filer (dxf) kan importeras in i SADA och olika kartor kan kombineras som i GIS system. Inbyggda ekvationer kan användas för att räkna fram statistiska parametrar (minimum, maximum, medel, median, percentiler, varians, mm) för valda föroreningsämnen i databasen (Microsoft Access format).



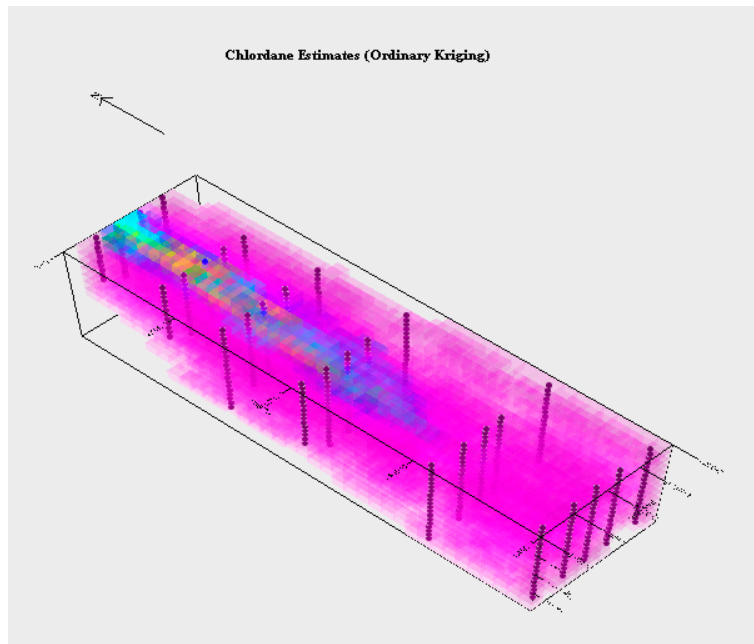
Figur 9.16.3. Visualisering av föroreningskoncentration i mät/provpunkter i SADA. Numren på bilden korresponderar med provbeteckning. Rutorna indikerar de provpunkter där uppmätta halter överstiger en uppsatt nivå (t ex riktvärde).

SADA erbjuder flera olika interpolationsmetoder:

- Inverse distance
- Nearest neighbor
- Natural neighbor
- Ordinary kriging
- Indicator kriging

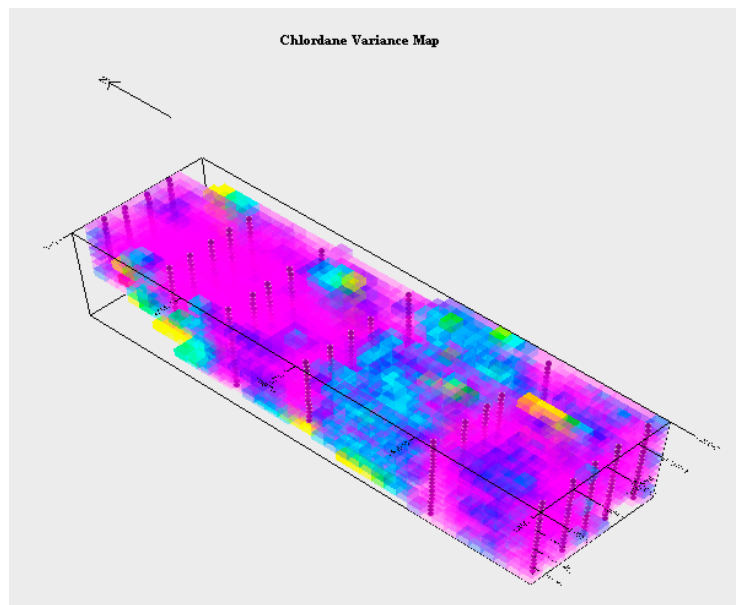
Geostatistikmodulen inkluderar variogrammanalys och interpolationstekniker kan tillämpas både för att ta fram 2D föroreningskartor och 3D modeller för volymbereäkningar (se figur 9.16.4).

Med krigingmetoden kan osäkerheter i interpolerade data kvantifieras. Sannolikhets kartor för en given föroreningsnivå kan levereras och användas vidare som stöd i beslutprocessen av problemägare eller beslutstagare. Dessutom kan varians-karta användas direkt för att identifiera ställen där data visar högsta osäkerhet i interpolation och där kompletterande provtagning kan vara motiverad (figur 9.16.5).



Figur 9.16.4 SADA:s visualisering av 3D interpolation av föroreningshalter uppmätta i 6 parallella djupprofiler. Interpolation gjord med kriging.

SADA har också inbyggda procedurer för riskanalys (beräkning av riktvärden) och kostnadsanalys för behandlingsåtgärden vid en given osäkerhetsnivå i utvärderade data.



Figur 9.16.5 SADA:s presentation av 3D varianskartan för interpolationsresultat från Figur 9.16.4. Ljusa (blå) färger indikerar områden med största interpolationsosäkerheter.

9.17 Slutsatser och fortsatt arbete

Inventering av strategier för miljöprovtagning i jord presenterad i denna rapport hade till syfte att ge en översiktlig bild över svenska erfarenheter och behov på området samt att ge ett sammanfattande intryck av kunskapsläget och tillämpningen främst i USA. Rapporten ingår i en serie delrapporter i projekt ”Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas” och bakomliggande arbete kommer att nyttjas i projektets kommande fas.

Inventeringen fokuserar på en kartläggning av etablerade (både gamla och nya) metoder med betoning på vilka aspekter/faktorer som skall tas i beaktande vid val av provtagningsstrategi.

De viktigaste slutsatser från inventeringsstudie sammanfattas nedan:

- Eftersom provtagning är en del i en ofta omfattande och komplex bedömning av miljötillstånd skall dess planering och framtagning styras av formaliserade och stringenta procedurer/steg som har till syfte att placera provtagningen i rätt sammanhang med hänsyn till andra delar i miljöbedömningsprocessen. I föreliggande rapport illustreras hur framtagning av provtagningsstrategi kan styras av tillvägagångssätt definierade i datakvalitetsmål (Data Quality Objectives Process).
- Valet av en lämplig strategi är alltid platsspecifik och beror främst av syftet med datainsamling.
- Ofta bör fler än en enda strategi övervägas på en och samma plats. Olika typer av föroreningar eller olika geologiska förutsättningar inom samma förorenade område kan motivera olika typer av strategier. Genom att kombinera strategier kan en för syftet optimerad beskrivning av föroreningsituation åstadkommas och risken att missa väsentlig information minskas.
- Även vid stor undersökningsbudget är insamlade data och tolkningen ofta behäftade med betydande osäkerheter – eftersom osäkerheter i data direkt påverkar kvaliteten på underlaget till efterföljande beslut (t ex riskbedömningen och beslut om eventuell efterbehandling), måste osäkerheterna kunna kvantifieras och kommuniceras till problemägare/beslutsfattare på ett transparent sätt.
- Val av lämplig strategi involverar flera olika moment: studier av historiska data och annan information om platsen, fältrekognosering, anpassning till uppsatta syften med underökningen och tillgängliga resurser, inventering av lämpliga fältinstrument, provtagningsinstrument, labbanalyser mm. En god strategi måste även ha stort utrymme av flexibilitet och innehålla planer för alternativa strategier om man i fält oväntat stöter på svårigheter att tillämpa den ursprungliga strategin. Till exempel kan svårigheter att ta prover från en viss del av området pga. icke korrekt tolkade geologiska förhållanden på plats inte förhindra att valet av strategi omprövas med en ny uppdaterad information från platsen – trots att de rekommenderas att följa en formaliserad och stringent kedja av procedurer (DQOP).

Integrering av skanningsmetoder och traditionell provtagning (främst i rankbaserad provtagning, anpassad klusterprovtagning och hot spotsökning) belyser en viktig aspekt av miljöprovtagning: dataprecision och datanoggrannhet. Användning av skanningsmetoder, t ex XRF för metaller, FFD (Fuel Fluorescence Detector) för petroleum produkter eller MIP (Membrane Interface Probe) för klorerade lösningsmedel, innebär mer data av lägre kvalitet (sämre noggrannhet) jämfört med mindre antal data av högre kvalitet (ett fåtal jordprover som analyseras i labbmiljö). Precision av skanningsdata är dock inte per definition lägre än labbanalyser, tvärtom eftersom mer data garanteras med snabba och kostnadseffektiva fältinstrument, erhålls ofta ett mer representativt underlag för *target* population. En stor datamängd tillgänglig från fältskanning ger också större konfidens när volymer av förorenade massor kvantifieras med statistiska och/eller geostatistiska interpolationsmetoder. Den slutliga noggrannheten beror av hur pass bra skanningsdata kan konverteras till motsvarande halter från labbanalys (skanningsdata måste kalibreras med labbanalyser).

Kommande projekt kommer att fokusera på att identifiera och verifiera de provtagningsstrategier som är mest lämpliga för de typer av problemställningar som är mest aktuella för nordiska (svenska och danska) förhållanden. Integrering av provtagning i riskbedömningsprocessen är en annan viktig infallsvinkel som ofta glöms och leder till att provtagningen tappar en förankring med andra delar av miljöundersökningen – kommande arbetet kommer att inrikta sig på att förutom att ge generell metodik för en optimerad provtagningsstrategi sätta upp rationella ramar för vilka krav en provtagning skulle uppfylla och vilka mått på kvalitén på insamlade data skall tillämpas i några olika renodlade situationer.

Kommande projekt förväntas resultera i en metodik där både teoretiska aspekter (statistiska beräkningsförfarande) och praktiska tillämpning presenteras i den omfattning som gör möjligt att optimera valet av strategi utan att besitta expertkunskaper i matematisk statistik. Den mest styrande faktorn i planering av provtagning är strävandet efter en representativ återspeglning av *target* population med hjälp av *sample* population (observerade data). I sin tur, har begreppet ”representativitet” en direkt återkoppling till syftet med provtagningen. Erfarenheten visar att ofta formuleras syfte först efter att data har samlats in eller formuleras inte alls (framgår från inventeringsstudier genomförda inom ramen för detta projekt). Följden är att provtagning resulterar i ett dataunderlag som inte är representativt med hänsyn till övergripande målet med undersökningen och data blir oanvändbara.

Ett annat förekommande problem som sällan ges tillräcklig uppmärksamhet i miljöprovtagning och som kommer att belysas i kommande projekt är en adekvat karakterisering/beskrivning av *sample* population. Oftast jämförs uppmätt halt med ett rekommenderat rikt/gränsvärde utan att hänsyn tas till variation i observationsdata, dess variationsmönster och dess rumsliga variabilitet. *Sample* population är ofta en komplex statistisk fördelning och beroende på vilka föroreningsämnen är aktuella samt hur mycket variation insamlade data förväntas uppvisa kan det finnas flera olika sätt att jämföra observerade halter med givna miljökriterier. Också osäkerheter i sådana jämförelser måste beaktas – om uppmätta halter t ex överstiger ett riktvärde för ett givet ämne och scenario måste man redan under planeringen av provtagning identifiera om det finns lämpliga procedurer som kan användas för att

bedöma hur signifikant denna skillnad i koncentrationer är och vad detta innebär för efterföljande beslutsgången.

En annan viktig aspekt som kommer att uppmärksammas i fortsatta studier är hur på ett statistiskt sätt bearbetat mätresultat skall ställas mot uppställda miljö-kriterier. Detta steg kallas *compliance test* i USEPA dokument (detta kan översättas som ett test för uppfyllande av uppställda miljökrav/normer (åtgärdskrav)) och är avgörande för vilka beslut som är mest rimliga med underlag från genomförda miljöundersökningar. *Compliance test* bygger på statistisk hypotesprövning och kan ha olika förfaranden beroende på de primära syfte med miljöprovtagning, framtida markanvändning och gällande miljönormer på området. I Sverige finns inga tydliga *compliance* regler vilket i praktiken kan leda till tvetydiga beslut baserade på ett och samma resultat. Det bör finnas ett uttalat krav från tillsynsmyndigheter på hur *compliance test* skall tillämpas dels för att beslutsfattare kunde sanktionera sina beslut med ett formellt och vetenskapligt underlag och dels för att kvalitetssäkra optimeringsprocessen vid framtagande av lämpliga provtagningsstrategier.

9.18 Referenser

- AVJ (2001). *Håndbog om feltmetoder til analyse af forurennet jord*. Nr. 3. A. V. f. Jordforurening.
- AVJ (2003). *Håndbog i provtagning af jord og grundvan*. 3 2003. Teknik og Administration, A. V. f. Jordforurening.
- Cailas, M. D., R. G. Kerzee, E. K. Mensah, K. G. Croke and R. R. Swager (1995). *A proposed methodology for an accurate estimation of the total amount of materials recycled*. Resources, Conservation and Recycling 15: 123-131.
- Cochran, W. G. (1977). *Sampling Techniques*. 3rd ed. New York, Wiley.
- Cochran, W. G., F. Mosteller and J. W. Tukey (1954). *Principles of sampling*. Journal of the American Statistical Association 49: 13-35.
- Davidson, J. R. (1995). *ELPGRID-PC: Updated Version*. ORNL/TM-13103. Oak Ridge National Laboratory,
- Davis, J. C. (1986). *Statistics and Data Analysis in Geology*. 2nd. New York, John Wiley & Sons.
- DHI (2004). *Quality control manual for field measurements*. Report draft October 2004. Nordtest,
- Entz, T. and C. Chang (1991). *Evaluation of soil sampling schemes for geo-statistical analyses: A case study for the soil bulk density*. Canadian Journal of Soil Science 17: 165-176.
- FIELDS (1996). *Fully Integrated Environmental Location Decision Support*. Chicago, IL., USEPA Region 5.
- Gilbert, R. O. (1987). *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Gilbert, R. O., J. R. Wilson, R. F. O'Brien, D. K. Carlson, D. J. Bates, B. A. Pulsipher and C. A. McKinstry (2002). Version 2.0 Visual Sample Plan (VSP): *Models and Code Verification*. PNNL-13991. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- Golden Software, I. (2002). *Surfer*. Surface Mapping System. Golden, Co.
- Golden Software, I. (2004). *Grapher*. Golde, Co.
- Hassing, N. L., J. R. Wilson, R. O. Gilbert, D. K. Carlson, R. F. O'Brien, B. A. Pulsipher, C. A. McKinstry and D. J. Bates (2002). *Visual Sample Plan Version 2.0 User's Guide*. PNNL-14002. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA.
- Hortensius, D., R. Bosman, J. Harmsen and D. Wever (1990). *Development of standardized sampling strategies for soil investigation in the Netherlands*. Contaminated Soil '90: Third International Kfk/Tno Conference 10-14 December 1990, F. Arendt, M. Hinseveld and W. J. van den Brink. Karlsruhe, Federal Republic of Germany. Kluwer Academic Publishers

- Journel, A. G. and C. J. Huijbregts (1978). *Mining Geostatistics*. London, Academic Press.
- Levine, D. M., R. P.P. and R. K. Smidt (2001). *Applied Statistics for Engineers and Scientists. Using Microsoft Excel and MINITAB*. Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall.
- Li, F. and J. Chaplin (1998). *Evaluation of large field sampling methods for crop residue coverage measurement*. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 41(3): 645-651.
- McIntyre, G. A. (1952). *A method for unbiased selective sampling, using ranked sets*. Australian Journal of Agricultural Research 3: 385-390.
- Minitab, I. (2004). Minitab 14.
- Mode, N. A., L. C. Conquest and D. A. Marker (1999). *Ranked set sampling for ecological research: accounting for the total cost of sampling*. *Envirometrics* 10: 179-194.
- MST (1999). Statistisk 3-D beregning af sandsynligheden for at finde en jordforurening. 449. MST,
- Naturvårdsverket (1994a). *Vägledning för miljötekniska markundersökningar : del 1: strategi*. NV-4310. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1994b). *Vägledning för miljötekniska markundersökningar : del 2: fältarbete*. NV-4311. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1996). *Rätt datakvalitet: Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar*. NV-4667. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1997). *Åtgärdskrav vid efterbehandling. Vägledning för att acceptabla resthalter och restmängder uppnås - metoder och säkerhet*. NV-4918. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden*. NV-4918. Stockholm.
- Naturvårdsverket (2003). *Efterbehandling av förorenade områden: Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering*. Stockholm.
- OriginLab (2004). Origin. Northampton, MA, OriginLab Corporation.
- Pulsipher, B. A., R. O. Gilbert and J. R. Wilson (2003). *Measurement uncertainty in Visual Sample Plan (VSP)*. PNNL-SA-38977. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA.
- Radian, I., LLC. (2000). DQOP-PRO.
- SGF (2004). *Fälthandbok: Miljötekniska markundersökningar*. Rapport I:2004. Svenska Geotekniska Föreningen,
- Swan, A. R. H. and M. Sandilands (1995). Oxford, Blackwell Science.

TIEM (2002). *Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) Version 2.3: User Guide*. The University of Tennessee. Knoxville

USEPA (1989). *Methods for Evaluating the Attainment of Cleanup Standards. Volume 1: Soils and Solid Media*. EPA 230/02-89-042. Office of Policy, Planning, and Evaluation, Washington DC.

USEPA (1995). *Superfund program. Representative sampling guidance*. Volume 1: Soil. EPA 540/R-95/141. Office of Solid Waste and Emergency Response, U. S. EPA. Washington DC.

USEPA (1996). *Soil Screening Guidance: User's Guide*. 9355.4-23. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC.

USEPA (2000a). *Guidance for Data Quality Assessment: Practical Methods for Data Analysis*. EPA QA/G-9. EPA/600/R-96/084. Office of Environmental Information, Washington DC.

USEPA (2000b). *Guidance for the Data Quality Objective Process*. EPA QA/G-4. Washington DC.

USEPA (2002). *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection for Use in Developing a Quality assurance Project Plan*. EPA QA/G-5S. Office of Environmental Information, Washington DC.

Yfantis, A. A., G. T. Flatman and J. V. Behar (1987). *Efficiency of kriging estimation for square, triangular, and hexagonal grids*. *Mathematical Geology* 19: 183-205.

10 Delrapport - Inventering av provtagningsstrategier för grundvatten

Förord

Foruden en beskrivelse af strategier for prøvetagning af grundvand i forbindelse med undersøgelser af forurenede grunde giver denne delrapport også en beskrivelse af metoder til vurdering og visualisering af undersøgelsens resultater. På baggrund af delrapporten kan skitseres, hvordan en egentlig vejledning i prøvetagningsstrategi, -vurdering og -visualisering kan udformes, samt hvor der er behov for mere viden. Delrapporten er ikke direkte rettet imod svenske vejledninger for undersøgelser og risikovurdering af forurenede grunde, men præsenterer de strategier, som kan udvælges til at tilpasses og anvendes i Sverige. Delrapporten præsenterer prøvetagningsstrategier og redskaber, men giver ikke detaljerede anvisninger på anvendelse, idet sådanne skal findes i vejledninger og håndbøger. Ligeledes beskriver delrapporten ikke prøvetagningsmetoder, f.eks. boremetoder eller forpumpningsmetoder, idet disse ligeledes kan findes i vejledninger og håndbøger.

Kapitel 10.10.1 giver en opsummering af formål, ramme og redskaber for en prøvetagningsstrategi, mens det efterfølgende kapitel 10.10.2 præsenterer forskellige strategier og kapitel 10.10.3 forskellige planlægningsredskaber og endelig kapitel 10.10.4 redskaber til vurdering og visualisering af undersøgelsens resultater. Afslutningsvis er i kapitel 10.10.5 præsenteret redskaber til usikkerhedsstyring og håndtering.

Rapporten er skrevet på dansk, men indeholder passager på svensk af hensyn til sammenhæng med øvrige rapporter udarbejdet i dette projekts fase 1. Ord med særligt stor forskel (skillnad) på svensk og dansk er søgt forklaret i parentes efter første brug, enten med svensk ord eller med engelsk).

Delrapporten er udarbejdet af Christian Grøn, Jesper Overgaard og Anders Refsgaard, DHI – Institut for Vand og Miljø i samarbejde med Statens Geotekniska Institut og Soilrem Sverige AB.

Sammanfattning

Som en del af første fase af et projekt for Naturvårdsverket under programmet Hållbar Sanering er foretaget en inventering og beskrivelse af prøvetagningsstrategier, samt visualiserings- og beregningsredskaber til brug ved undersøgelser af forurenede grunde. Denne delrapport omfatter inventering og beskrivelse af prøvetagningsstrategier for undersøgelser af forurenede grundvand, mens prøvetagningsstrategier for jord og poreluft er præsenteret i 2 andre delrapporter. Det overordnede formål med delrapporten er at afgrænse de strategier og metoder, der med fordel kan udvikles til en egentlig vejledning i prøvetagningsstrategier, resultatvurdering og visualisering.

Prøvetagningsstrategier er i delrapporten opdelt efter formål: kildekarakterisering, forureningsafgrænsning og overvågning. For hvert formål beskrives de normalt anvendte prøvetagningsstrategier med fordele og ulemper, og behov for tilpasninger diskuteres.

Som udgangspunkt peger delrapporten på et behov for en vejledning for prøvetagning og prøvetagningsstrategier for grundvand. I udarbejdning af en sådan vejledning er der behov for, at der formuleres krav til vurdering af en undersøgelses data, der inddrager usikkerhed og sandsynlighed. På baggrund af det sidstnævnte kan prøvetagningsstrategier udformes og krav til anvendelse af kendte redskaber til kvalitetsstyring af prøvetagning og laboratorieanalyser/feltmålinger implementeres. I en vejledning kan med fordel beskrives, hvordan undersøgelser af geologiske og hydrogeologiske forhold inddrages og optimeres som et led i den samlede undersøgelse.

Til kildekarakterisering peger delrapporten på en jordbaseret strategi som en omkostningseffektiv første undersøgelsesfase, i nødvendigt omfang suppleret med et begrænset antal punktmoniterende grundvandsboringer. Hensigtsmæssige tilpasninger er først og fremmest en inddragelse af udvaskningstest i jordkarakteriseringen og etablering af et sæt erfaringsbaserede data til beregning af grundvandspåvirkning.

Til afgrænsning af forureningsrisiko peger delrapporten på en sandsynlighedsbaseret strategi, for mindre grunde baseret på enkle strategiværktøjer, for større grunde eller komplekser af grunde på grundvandsmodeller med mulighed for inddragelse af sandsynlighed i forureningsafgrænsningen. For meget store komplekser er integreret pumpe prøvetagningsstrategi et lovende alternativ. Der er for de nævnte strategier brug for udbygning af erfaringsgrundlaget.

Til overvågning af grundvandsrisiko afhænger den mest velegnede (suitable) prøvetagningsstrategi af formålet (syftet): til kontrol af risiko for recipient eller vandindvindingsboring enkelt volumenmoniterende boring, til overvågning af et grundvandsmagasin strategi baseret på kontrolplan og til overvågning af naturlig nedbrydning en tilstandsrettet prøvetagningsstrategi.

Til planlægning af prøvetagningsstrategi kan simple strategiværktøjer og værktøjer baseret på data quality objectives processen anvendes, hvis en sandsynlighedsbaseret kravmodel vælges. For store grunde eller komplekser af grunde kan egentlige grundvandsmodeller med fordel benyttes i planlægningen.

Der er en række beregnings- og visualiseringsredskaber til rådighed: beregningsredskaber, grafiksoftware, standard grundvandsmodeller og avancerede grundvandsmodelsystemer, hvor valget skal baseres på en afvejning af kompleksitet, økonomi og nytteværdi, som må gøres af den enkelte undersøger og kunde.

Overordnet er i delrapporten altså identificeret et betydeligt behov for udarbejdelse af konkrete vejledninger til de forskellige trin (steg) i fastlæggelse, gennemførelse og vurdering af en prøvetagningsstrategi.

Summary

The Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket) has initiated a review of strategies for investigations of contaminated sites. This subreport presents the sampling strategies and tools identified for groundwater investigations. The main objective of the subreport is to identify those strategies and tools that can be developed into a set of practical guidelines for Swedish site investigations.

Sampling strategies differs with the purpose of the investigation: source characterization, plume identification/delineation and monitoring/control and the strategies are presented subdivided according to purpose with a discussion of pro et contra and presentation of needs for improvement.

The subreport identifies a need for groundwater quality standards formulated in terms that complies with a statistically based interpretation and presentation of investigation data. With such standards, the required tools and methods for uncertainty management of investigations are available.

For source characterization, a soil based strategy is identified as the most cost efficient option, but a limited number of short investigation wells may be required to support the source calculations based upon the soil characterization. The use of leaching tests in soil characterization and an extended database for the calculations will support the strategy.

For plume identification and delineation, an uncertainty based strategy is suggested, for smaller sites based upon a simple strategy tool and for larger sites or site complexes upon groundwater models. For very large complexes, the use of the integrated pump strategy (the INCORE strategy) is identified as a promising alternative. A need for practical experience with the suggested strategies was identified.

For monitoring, the suitable sampling strategy depends upon the purpose. The risk for a downgradient supply well or stream may be adequately controlled using a strategy based upon a single well screened over the aquifer in question. For protection of the aquifer as a resource, more wells set up in a control plane are more suitable, and for monitored natural attenuation, a more detailed strategy sampling the aquifer at several points in 3-D is required..

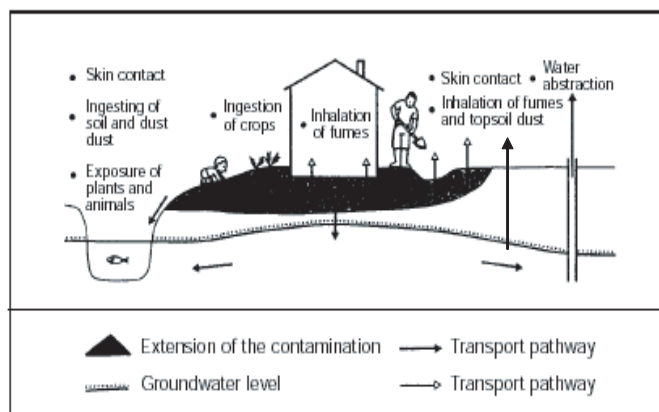
With statistically based quality standards, simple strategy tools or tools developed for the DQO process may be used for planning of the sampling. For larger sites or complexes, a numerical groundwater flow and transport model is a more suitable planning tool.

Calculation and visualization tools were identified that could be selected depending upon the priorities of the investigator and the customer. The tools range from simple calculation aids based upon spreadsheets over plotting and graphing software and standard groundwater models to advanced complexes of numerical models including flow, transport processes and geological variations.

A basic need identified was development of practical guidelines for planning, conducting and interpreting the investigation strategy. As a complementary effort, such guidelines may benefit from including consideration and optimization of geological and hydrogeological data in the sampling strategy.

10.1 Introduktion

En forurenad grund kan påverka människor och miljö igennem en række spredningsveje, figur 10.8. Grundvandet er en spredningsvej for forureninger til drikkevand, til atmosfæren og til recipienter. Grundvandet er også i sig selv en ressource, der skal beskyttes, som for eksempel beskrevet i EU's kommende grundvandsdirektiv /1/, men grundvandet skal desuden som en del af det samlede vandkredsløb bringes tilbage til en god kemisk kvalitet som foreskrevet i vandrammedirektivet /2/.



Figur 10.8 Spredningsveje fra forurenad grund /3/.

Derfor bør undersøgelser af grundvandets forurening indgå som en central del af en undersøgelse af en forurenad grund.

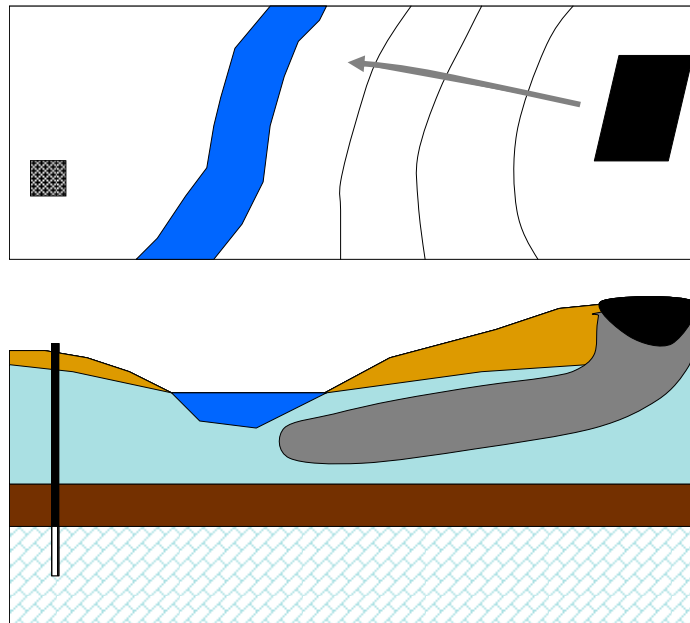
Naturvårdsverket foreskriver da også, at hvis der er risiko for grundvandsforurening, skal der foretages en undersøgelse heraf /4/.

10.1.1 Principskitse for forurening af grundvand

I planlægningen af en undersøgelse er udarbejdelse af en principskitse (a conceptual site model) for grundvandsforureningen første trin (steg). Principskitsen baseres på viden om geologi, hydrogeologi, topografi og forureningshistorie, og skitsen udbygges løbende under en undersøgelse. Principskitsen er udgangspunktet for fastlæggelse af prøvetagningstrategi. I figur 10.9 er vist et eksempel på en principskitse for grundvandsforurening. Dette eksempel på en konceptuel model benyttes igennem hele denne delrapport til at illustrere forskellige prøvetagningstrategier.

Principskitsen for forurening fra grunden er central i etablering af prøvetagningstrategi, men kan have forskellig udformning og detaljeringsgrad afhængig af formål (f.eks.: intern planlægning, forhandling imellem grundejer og myndighed eller formidling til offentlighed), se f.eks. /5/ med eksempler på forskellige måder at udarbejde og anvende principskitser.

Af principskitsen fremgår i figur 10.9 fremgår, at en prøvetagningstrategi for grundvand kan have både en horisontal og en vertikal del, altså: afgrænsning af den forurenede flade og af den forurenede dybde, herunder eventuelt i forskellige, adskilte grundvandsmagasiner.



Figur 10.9 Exempel på principskitse för grundvandsförorening

Hvis der på grunden kan være forurening med separat fase lettere end vand (f.eks.: benzin) eller tungere end vand (f.eks.: trichlorethylen), skal dette indgå i principskitsen for forureningen, men separatfase grundvandsforurening er ikke behandlet særskilt i denne delrapport.

Naturvårdsverket foreskriver, at der ved undersøgelser af forurenede grunde etableres en prøvetagningsplan med blandt andet de oplysninger, som findes i principskitse /6/.

10.1.2 Undersøgelsens formål

Med udgangspunkt i principskitsen for forureningen skal det afklares, hvad undersøgelsens formål (syfte) er. Formålet er afgørende for valg af prøvetagningsstrategi. Som udgangspunkt er der 3 hovedformål eller spørgsmål, som en undersøgelse kan være rettet imod:

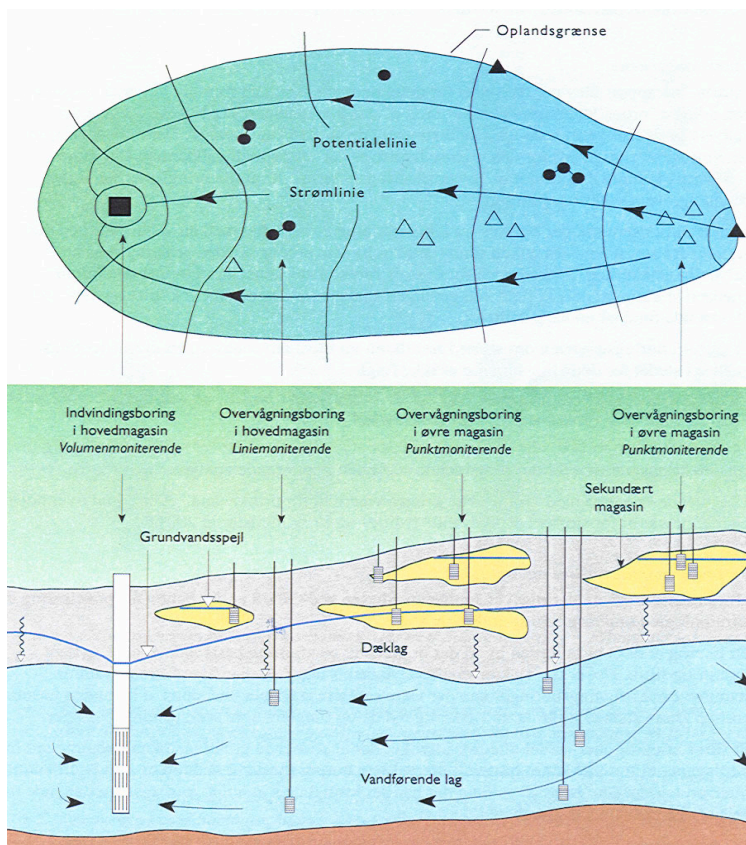
- udgør grunden en trussel (hot) imod grundvandet (kildekarakterisering)
- har grunden forurenede grundvandet (forureningsafgrænsning)
- truer (hotar) grundvandet recipient eller vandindvinding (overvågning)

Hvert formål kalder på en forskellig prøvetagningsstrategi, som adresseres i det følgende.

Hvis formålet med undersøgelsen er beskyttelse af grundvandet, er det væsentligt for strategien at afklare, om beskyttelsen er rettet imod en konkret vandindvinding ("well head protection") eller imod den samlede grundvandsressource ("resource protection").

10.1.3 Undersøgelsesredskaber

Til undersøgelse af grundvandsforurening er det primære redskab boringer. Grundvandsboringer kan give forskellig information afhængig af placering og filterlængde, som eksemplificeret for opbygningen af det danske grundvandsmoniteringsprogram i figur 10.10.



Figur 10.10 Principskitse for et dansk grundvandsmoniteringsområde, som gengivet i /7/

Punktmoniterende boringer (se beskrivelse af de forskellige (olike) typer boringer i figur 10.8) har korte filtre, er placeret lige under grundvandsspejlet og giver prøver, som beskriver grundvandstilstanden i målepunktet lige under f.eks. grunden. Liniemoniterende boringer har ligeledes korte filtre, men er placerede dybere i grundvandsmagasinet og giver prøver, som beskriver grundvandstilstanden langs en strømningsline i magasinet. Volumenmoniterende boringer har lange filtre, er placerede dybere i grundvandsmagasinet og giver prøver, som beskriver den gennemsnitlige grundvandstilstand i en større del af magasinet. I

Tabell 3 er vist de forskellige boringstypers primære anvendelse til prøvetagningsstrategi med forskelligt formål og angivelse af fordele og begrænsninger.

Tabel 10.1 Primære anvendelser af forskellige boringstyper til forskellige formål med fordele og begrænsninger

Boringstype	Primært formål	Fordele	Begrænsninger
Punktmoniterende	Kildekarakterisering	Giver kildestyrke	Risiko for ikke at ramme fanen (plym)
Linie-moniterende	Forurenings-afgrænsning	Giver forureningskoncentration lokaliseret i flade og dybde	Kræver mange borer for at beskrive fanen, risiko for ikke at ramme fanen
Volumenmoniterende	Overvågning	Giver overvågning af stor del af magasinet, kræver få borer	Risiko for at overse lave koncentrationer af forurening

10.1.4 Prøvetagningsudstyr og -metoder

Valget af prøvetagningsudstyr og -metoder er en integreret del af fastlæggelsen af prøvetagningsstrategi, og valget skal svare til undersøgelsens formål, de valgte redskaber (typer af borer), samt den geologiske, hydrogeologiske og forureningsmæssige situation. Prøvetagningsmetoder indgår som nævnt ikke i denne delrapport, men opmærksomheden henledes særligt på behovet for fastlæggelse af boremetode og boringsdimension, pumpe type, forpumpningsstrategi og kvalitetskontrol tidligt i fastlæggelsen af prøvetagningsstrategien. Der henvises til eksisterende håndbøger, f.eks. /7-10/.

10.1.5 Undersøgellesparametre

I fastlæggelsen af prøvetagningsstrategien indgår også en fastlæggelse af de parametre, som skal indgå i undersøgelsen. Foruden de forureningsstoffer, som forventes at findes på grunden, bør undersøgelsen omfatte indikatorparametre og systemparametre. Desuden kan benyttes screeningsparametre for forureninger, hvis grundens forurening ikke er fuldstændigt karakteriseret.

Centralt for en vellykket prøvetagningsstrategi er, at undersøgellesparametre vælges med passende egenskaber (se tabel 10.2 for eksempler):

- forureningsparametre
 - farlige stoffer
 - stoffer, der findes i højeste koncentrationer
 - mobile stoffer
- indikatorparametre
 - er specifikke for forureningen
 - har god kontrast til grundvandets baggrundsindhold, se afsnit 10.0
- systemparametre
 - beskriver systemets egenskaber tilstrækkeligt godt til den påtænkte anvendelse
- screeningsparametre
 - er tilstrækkeligt følsomme
 - er tilstrækkeligt brede
 - er rettet imod de stoftyper, som forventes at forekomme

Tabel 10.2 Exempel på förorenings-, screenings-, indikator- och systemparametre i grundvandsundersøgelser med træimprægneringsgrunde som eksempel, efter /11/

Parametertype	Parametre	Fordele	Begrænsninger
Førorenings-parametre	As, Cr, Cu	Giver koncentration af føroreningsstoffer	Ingen
	BTEXN ⁴	Giver koncentration af føroreningsstoffer	Ingen
	Phenoler	Giver koncentration af føroreningsstoffer	Ingen
	Fluorid	Giver koncentration af føroreningsstoffer	Ingen
	Sum af kulbrinter	Giver koncentration af føroreningsstoffer	Ikke specifik for oliestoffer, ikke følsom
Indikator-parametre	pH, lednings-evne	Indikerer påvirkning af salte	Ikke specifik for føroreningen, ikke følsom
System-parametre	Redox-parametre ⁵	Kan give information om organiske føroreningers nedbrydelighed	Kræver tætte målinger for at tillade tolkning, øversættelse til nedbrydningshastigheder er ikke ligetil
Screenings-parametre	GC-MS screening	Kan vise evt. øversete organiske føroreninger	Ikke følsom, kun nogle grupper af føroreninger findes, dyr og langsom

Hjælp til valg af undersøgelserparametre kan for eksempel findes i eksisterende vejledninger i føroreningsundersøgelser, i branchevejledninger og i beskrivelser af kemiske stoffers egenskaber i grundvand, f.eks. /6;11-15/. En god øversigt over sandsynlige føroreningsparametre for forskellige kilder kan findes i /16/.

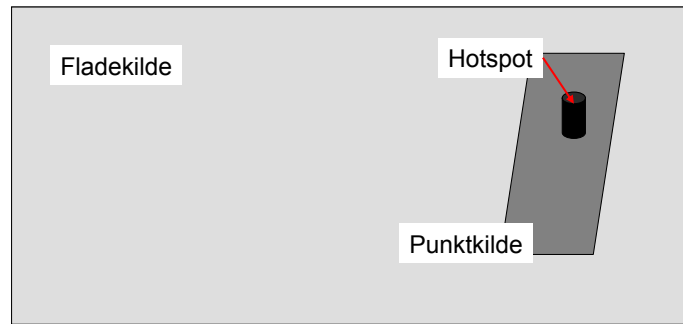
Som et led i ødvælgelsen af undersøgelserparametre bør altid vælges en tærskelværdi for føroreningsparametre, altså den højest acceptable koncentration i grundvandet. En typisk tærskelværdi ville være en grænseværdi fastsat for grundvand.

10.1.6 Kildetyper

Typen af kilde har betydning for prøvetagningsstrategien, hvor man normalt vil skelne øverordnet imellem punktkilder og fladekilder, se f.eks. /17/ for en nærmere diskussion af forskellige kildetyper. Fladekilden er karakteriseret ved, at føroreningskilden dækker en betydelig del af det areal, der undersøges. Typiske eksempler er diffus førorening fra byers skorstene og brug af pesticider i landbruget. Punktkilden dækker kun en lille del af øversøgelserarealet og kunne typisk være en gammel industrigrund eller et renseri (kemtvätt). På grunden kan findes hotspots, altså afgrænsede områder med væsentlig høgere koncentrationer end i den øvrige del af punktkilden, se figur 10.11. For fladekilder er føroreningen normalt relativt lav og jævnt fordelt, men for punktkilder høgere og med større variation øver grunden, specielt ved forekomst af egentlige hotspots.

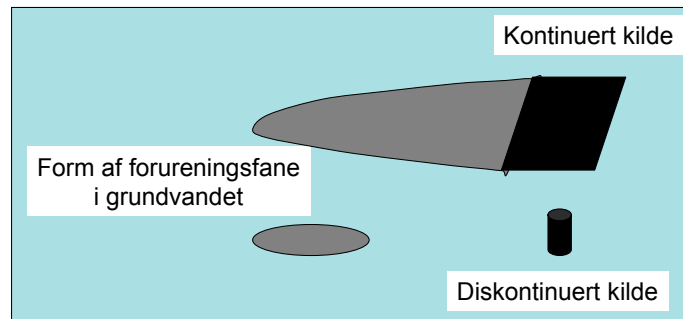
⁴ BTEXN: benzen, toluen, ethylbenzen, xylener og naphtalen

⁵ Redoxparametre: for eksempel ilt, nitrat, ferrojern, sulfat og metan



Figur 10.11 Fladekilde och punktkilde med hotspot

Både fladekilder och punktkilder till grundvandsförorening kan vara kontinuerliga i tid (f.eks. en större förorenad grund med lång historia) och ha form av en kortvarig påverkan (diskontinuerliga, f.eks. ett utsläpp från en vävt tank), se figur 10.12.



Figur 10.12 Form av föroreningsfanen i grundvattnet för kontinuerlig källa och för kortvarig påverkan (diskontinuerlig källa)

Föroreningsbilden och därmed provtagningsstrategin är olika i de 2 situationerna.

10.2 Strategier

Prøvetagningsstrategierne afhænger af formålet med undersøgelsen og præsenteres derfor opdelt efter formålet, se afsnit 10.10.1.2:

- kildekarakterisering
- forureningsafgrænsning
- overvågning

Prøvetagningsstrategier indgår som hovedregel som en del af den samlede strategi for risikovurdering af en forurenede grund, hvorimod der kun er få egentlige vejledninger, rapporter og artikler rettet direkte imod prøvetagningsstrategien for grundvand.

Den amerikanske miljøstyrelse (United States Environmental Protection Agency, US EPA) har opstillet et samlet koncept, data quality objectives og data quality assessment, omfattende også rammerne for prøvetagningsstrategier for grundvand, som er beskrevet kort i delrapporten om prøvetagningsstrategier for jord, kapitel 10.4.

I tabel 2 er i givet en kort omtale af en række vejledninger i undersøgelser og risikovurdering af forurenede grunde, der også omfatter aspekter af prøvetagningsstrategi for grundvand.

Tabel 10.3 Eksempler på risikovurderingsdokumenter, som også behandler prøvetagningsstrategi for grundvand i undersøgelser af forurenede grunde

Dokument	Indhold	Referencer
Naturvårdsverket rapporter 4310, 4311 og 4918	Svenske retningslinier for undersøgelser af forurenede grunde, herunder for omfang og gennemførelse af grundvandsprøvetagning.	/4;6/
Statens forureningsstilsyn vejledning 99:01a	Norske retningslinier for undersøgelser af forurenede grunde baseret på ASTM's koncept, se nedenfor.	/18/
Miljøstyrelsen vejledning 6 og 7	Danske retningslinier for undersøgelser som led i den offentlige oprydningssindsats, herunder for omfang og gennemførelse af grundvandsprøvetagning.	/3;19/
ASTM RBCA	Amerikansk standard for "risk based corrective action, RBCA", trinvis undersøgelse og oprydning på forurenede grunde. Grundvand indgår som én af de eksponeringsveje, der kan indgå i undersøgelser.	/20/

To internationale standarder (ISO 10381-5 og ISO 5667-18) giver oversigtlige beskrivelser af strategi for prøvetagning ved undersøgelser af forurenede grunde og af forurenede grundvand /16;21/. De anførte risikovurderingsdokumenter og standarder er refereret for de enkelte prøvetagningsstrategier, hvor det er relevant.

I Sverige skal der, hvis der er risiko for grundvandsforurening, foretages grundvandsprøvetagning med installation af mindst 3 borer. Heraf skal én være placeret opstrøms for grunden og én i det mest forurenede område /4/, idet dog det ene målepunkt kan være overfladevand og ikke en grundvandsboring /6/. Prøvetagningsstrategien skal tage højde for eventuel forekomst af separat fase /6/.

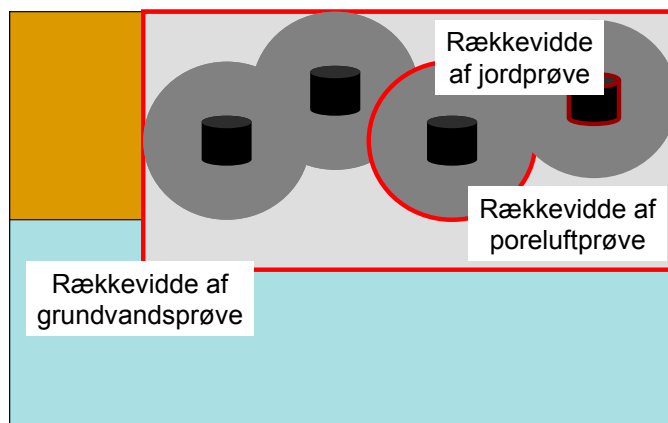
Det skal i øvrigt bemærkes, at de fleste prøvetagningsstrategier for grundvand er rettet imod magasiner i sedimentære bjergarter (typisk sand eller grus) eller i stærkt opsprækkede bjergarter (typisk den øverste knuste del af kalk eller stærkt opsprækkede grundfjeldsbjergarter). Strategierne finder ikke uden videre anvendelse, hvor grundvandets strømning primært foregår i få store sprækker.

Endelig skal det nævnes, at prøvetagningsstrategien skal kompletteres af undersøgelser af geologiske og hydrogeologiske forhold, men dette er ikke behandlet i denne rapport.

10.2.1 Kildekarakterisering

I en kildekarakterisering ønskes først og fremmest svar på spørgsmålet: udgør denne forurenede grund en trussel imod grundvandet, og hvad er i givet fald kildesammensætning og -styrke.

Forskellige medier benyttes i prøvetagningsstrategien: jord, poreluft og grundvand, figur 10.13, hvor jordprøvens rækkevidde er mindst (forureningen skal rammes for at finde den), poreluftprøvens lidt større (flygtige stoffer vil spredes fra forureningen) og grundvandsprøvens størst (udvaskelige stoffer vil vaskes ned til grundvandet fra hele pladsen). Man kan sige, at jordprøver giver en punktmåling, poreluftprøver en integreret måling over et jordvolumen og grundvandsprøver en integreret måling over hele grunden, forudsat jordlagene under grunden er permeable. Det skal bemærkes, at poreluftprøver kun kan anvendes i en prøvetagningsstrategi for flygtige stoffer og grundvandsprøver kun for udvaskelige (vandopløselige) stoffer.



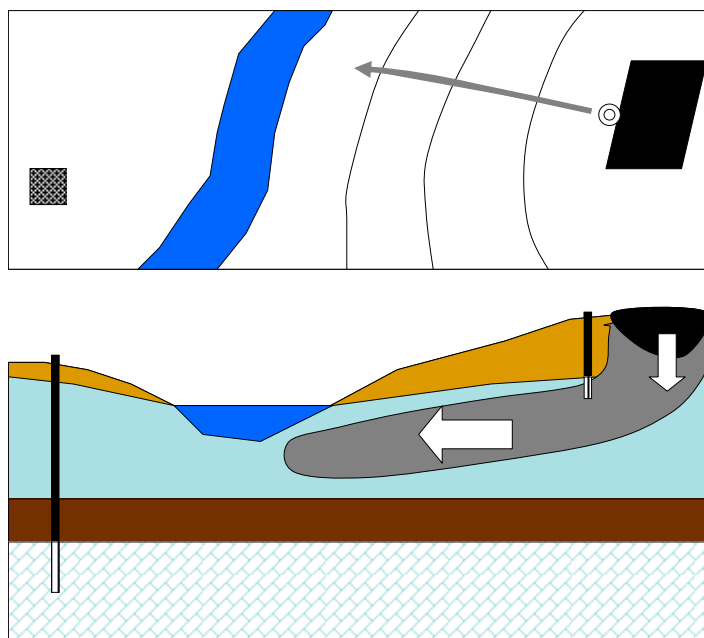
Figur 10.13 Rækkevidde af jord, poreluft og grundvand som undersøgelsesmatrice

En god oversigt over stofgrupperes sandsynlige forekomst i matricerne kan findes i /20/.

I forbindelse med valg af prøvetagningsstrategi og særligt med valg af matrice skal man gøre sig klart, at mens jord er en stationær matrice, så er poreluft og grundvand mobile matricer. Det betyder, at forureninger transporteres i poreluft og i grundvand. Denne egenskab ved grundvand gør, at både prøvetagning og fortolkning/visualisering skal inddrage variation af forureningskoncentrationen ikke kun i sted, men også i tid. Endvidere skal det bemærkes, at forureninger i poreluft ofte fortyndes betydeligt og varierende på grund af jordlagenes varierende permeabilitet for luft.

10.2.1.1 JORDBASERET STRATEGI

Den danske strategi for vurdering af en forurenat grund med hensyn til grundvandsrisiko er primært baseret på en karakterisering af kilden, dvs. af jordforureningen /3/. Man kan sige, at prøvetagningsstrategien er baseret på jordprøver. Ud fra jordforureningen beregnes den højst mulige forurening af grundvandet under grunden. Beregningerne er baserede på en fugacitetsmodel og inddrager både forureningsstofferne egenskaber og koncentrationer, jordens egenskaber og lokale hydrologiske forhold. Beregningerne kan udvides med en indledende vurdering af risiko for, at forureningen spredes med grundvandet. Der opstillet regler for beregninger og parametre, som medfører, at strategien er tilsigtet konservativ. Strategien kan suppleres med prøvetagning fra en kort grundvandsboring i toppen af grundvandsmagasinet umiddelbart nedstrøms for grunden, figur 10.14.



Figur 10.14 Illustration af den danske, jordbaserede prøvetagningsstrategi med supplerende kort, nedstrøms boring

Beregningerne kan udføres i et let tilgængeligt regneark /19/.

Strategien må kun benyttes i en første screening for grundvandsrisiko fra en forurenat grund og må dermed ikke forveksles med en forureningsafgrænsning med egentlig risikovurdering.

Forudsætninger

Strategien forudsætter, at jordforureningen er godt karakteriseret, og at alle forurenings højeste koncentrationer i jorden er fundet.

Fordele

Strategien er enkel, kan benyttes ved den første vurdering af grundvandsrisiko fra en grund og kan på grund af de relativt lave omkostninger benyttes f.eks. i kortlægning af et større antal forurenede grunde. Vurderingen af

grundvandsrisikoen baseres primært på undersøgelserne af jordforureningen, der under alle omstændigheder skal udføres af hensyn til arealanvendelsen. Strategien er konservativ og efterlever altså forsigtighedsprincippet.

Begrænsninger

Strategien er konservativ og fører dermed til, at mange grunde i første omgang karakteriseres som forurenede, der kræver yderligere undersøgelser. Strategien tager ikke hensyn til forurenings faktiske udvaskelighed (efter ældning (ageing, weathering)), og grundvandsrisikoen er først og fremmest styret af forureningsstoffers vandopløselighed. Nødvendige parametre (f.eks. nedbrydelighed, tilbageholdelse, strømningsretning og –gradient, dispersion) kendes i reglen ikke og standardparametre udviser stor variation.

Tilpasninger

Jordforurenings faktiske udvaskelighed kan indarbejdes ved at udføre test for udvaskelighed (leaching tests), således at der tages højde for forurenings binding i jord og forureningsmateriale (ældning). Dette har størst betydning for tungmetaller og for apolære organiske forureninger som polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH) og polychlorerede biphenyler (PCB). Egnede testmetoder er nu til rådighed til dette formål. Denne tilpasning vil medføre en mere realistisk beregning af grundvandskoncentrationen for disse stoftyper, f.eks. fra mineaffald.

Strategiens anvendelighed vil øges ved etablering af et større erfaringsgrundlag med anvendelsen, samt ved etablering af en samling af typiske hydrogeologiske parametre.

Supplement med én eller flere korte, nedstrøms boringer understøtter strategien, se afsnit 10.10.2.1.2 og 10.0.

10.2.1.2 BORING IGENNEM KILDEN

Placering af en kort boring til toppen af grundvandsmagasinet lige under kilden er en anden prøvetagningsstrategi til kildekarakterisering, figur 10.15. Denne strategi indgår i anbefalingerne i /4/, hvor sådan(-e) boring(-er) skal sættes under de(-n) mest forurenede del(-e) af grunden.

Forudsætninger

Mest forurenede del(-e) af grunden skal være kendt(-e).

Boringen skal filtersættes i den øverste del af grundvandsmagasinet, således at nedsivende (infiltrerende) forurenede vand opsamles og i mindst mulig omfang blandes med underliggende rent grundvand.

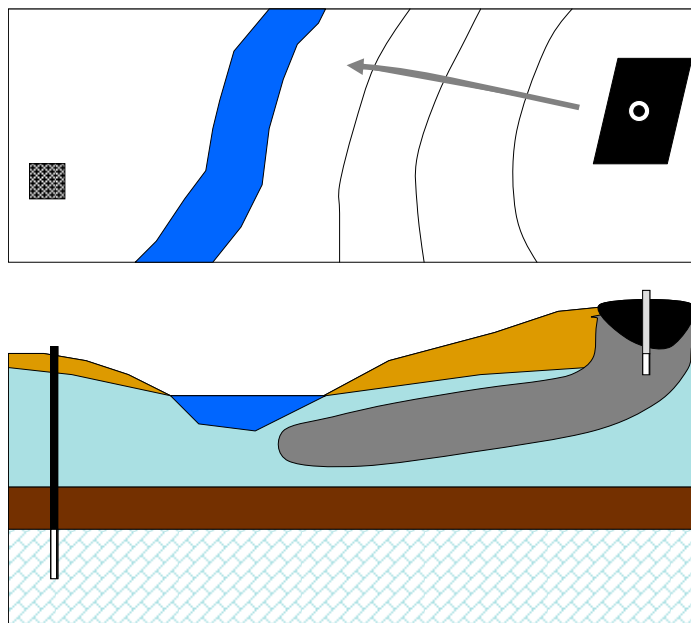
Hvis grunden er stor eller indeholder delområder med forskellig forurening, skal etableres flere boringer, herunder mindst én boring i hvert delområde.

Fordele

Strategien giver kildestyrke og –sammensætning som direkte resultat. Strategien kræver relativt få boringer.

Begrænsninger

Boringer med korte filtre risikerer at komme over grundvandsspejlet i tørre perioder ("løbe tør") og ramme under nedsivende forurening i våde perioder. Benyttes længere filtre, bliver kildestyrken målt for lavt pga. fortynding med underliggende rent vand. Der er risiko for at gennembore evt. vandstandsende (tæta, impermeable) lag under etablering og dermed forårsage øget lækage til grundvandet (forværre grundvandsforureningen). Endelig kræver heldig anvendelse af strategien, at de mest forurenede dele af grunden er kendte.



Figur 10.15 Illustration af prøvetagningsstrategi med kort boring i kilden

Tilpasninger

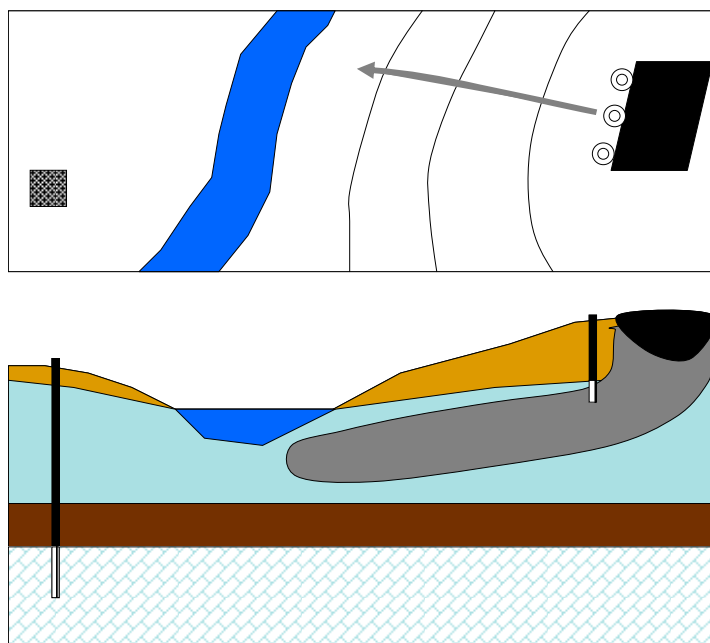
Strategien kan med fordel kombineres med en jordbaseret strategi, afsnit 10.10.2.1.1.

10.2.1.3 BORINGER I KANTEN AF KILDEN

Placering af én eller flere korte boringer til toppen af grundvandsmagasinet i kanten af kilden og umiddelbart nedstrøms for grunden, figur 10.16, er et muligt supplement i den danske strategi for vurdering af en forurenede grund med hensyn til grundvandsrisiko /3/. Strategien anbefales til undersøgelser ved fyld- og lossepladser /22/, og her anbefales boringer med højest 1 m filterlængde sat i lag (skikt) med høj hydraulisk ledningsevne, og der benyttes typisk 1 boring per 25 m kant (rand) for at sikre tilstrækkelig sikkerhed for at fange en forureningsfane (plym).

Forudsætninger

Grundvandets strømningretning skal være kendt, så den nedstrøms kant kan identificeres.



Figur 10.16 Illustration af prøvetagningsstrategi med korte borer i kanten af kilden

Fordele

Strategien giver kildestyrke og –sammensætning som direkte resultat.

Begrænsninger

Strategien kræver et relativt stort antal borer for at opnå tilstrækkelig god sikkerhed for at fange forureningsfanen. Hvis de geologiske forhold giver hurtig nedadrettet (nedåtriktet) transport af forureningsfanen, kan den dykke under boringernes rækkevidde. Er hotspots på grunden meget koncentrerede, skal kantboringerne ligge meget tæt for at opnå sikkerhed for at fange fanen.

tilpasninger

Strategien kan med fordel kombineres med en jordbaseret strategi, afsnit 10.10.2.1.1. Kantboringer kan filtersættes i flere niveauer, hvorved der både opnås større sikkerhed for at fange fanen og information om hotspots afstand fra kanten.

10.2.2 Forureningsafgrænsning

I en forureningsafgrænsning ønskes først og fremmest information om, hvor stor en del af grundvandsmagasinet, der er forurenet, og med hvilken forureningsammensætning og -koncentration. Forureningsafgrænsningen indgår typisk i anden fase af en forureningsundersøgelse, hvor grundvandsforurening, kildestyrke og –sammensætning normalt er fastslået i første fase.

Forureningsafgrænsningen sker normalt ud fra grundvandsprøver, men beregning af sandsynlig faneudbredelse ud fra en jordbaseret strategi (jordmatricen), se afsnit 10.10.2.1.1, og indikation af faneudbredelse ud fra poreluftmålinger over fanen (poreluftmatricen) kan benyttes supplerende.

Forureningsafgrænsningen kræver en prøvetagningsstrategi, der omfatter både variation i fladen og i dybden. Hvis der er flere grundvandsmagasiner, skal prøvetagningsstrategien også omfatte alle relevante magasiner.

10.2.2.1 BEDÖMNINGSBASERET PRØVETAGNINGSTRATEGI

En grundvandsforurening er principielt afgrænset, når der nedstrøms, opstrøms, over og under fanen er udtaget grundvandsprøver, der har vist koncentrationer under den tærskelværdi, der er fundet acceptabel eller uforurenet, figur 10.17. I bedömningsbaseret prøvetagning vil dette mål blive søgt nået i en trinvis fremgangsmåde:

- dybden til grundvandsspejlet måles i en række korte borer (pejlinger)
- grundvandets strømningsretning og -hastighed findes ud fra pejlingerne og hydrauliske egenskaber af magasinet
- fanens længde, brede og dybde anslås ud fra kildestyrke og – sammensætning, samt geologiske og hydrogeologiske oplysninger
- borer etableres og prøvetages, der forventes uden for fanen, til afgrænsning

forudsætninger

Strategien forudsætter, at der er etableret mindst én opstrøms boring til fastlæggelse af reference niveauet af forureningen i grundvandet, samt mindst én boring, som rammer forureningen tæt på kilden. Hvis dette ikke er tilfældet, er der risiko for at afgrænse fanen fra en anden forurening eller for slet ikke at have fundet fanen. Der skal benyttes korte filtre, borer i lille dimension og begrænset forpumpning, hvis strategien skal give den fornødne information om grundvandsforureningens variation i fladen og i dybden, se f.eks. /23/.

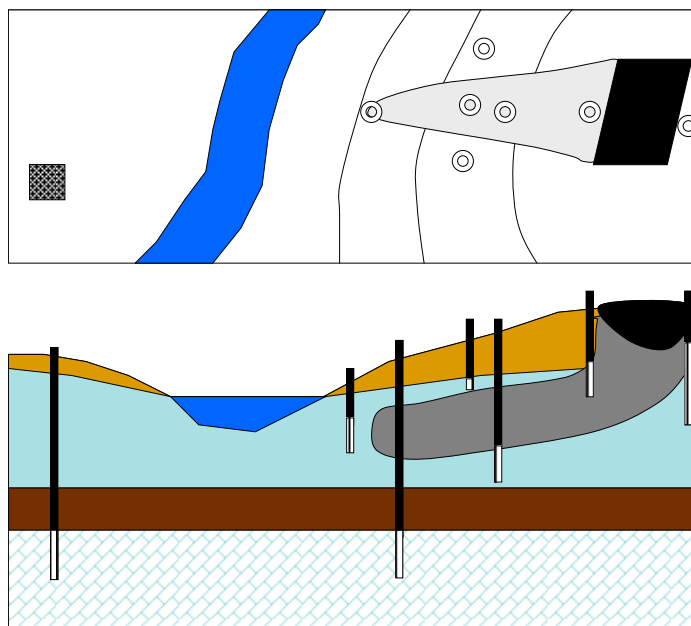
Fordele

Strategien giver en direkte og let tolkelig afgrænsning af forureningsfanen. Der opnås i reglen en god og detaljeret beskrivelse af grundvandsforureningen.

Begrænsninger

Den væsentligste svaghed ved den bedömningsbaserede prøvetagningsstrategi er, at vi alle i teorien foretager gode bedömminger, men i praksis ikke altid har den nødvendige erfaring og viden. Sagt på en anden måde, så kan manglende (erkendt) praktisk erfaring og ekspertise medføre, at en bedömningsbaseret prøvetagningsstrategi bliver dyr og måske også uden den nødvendige sikkerhed i resultatet.

Den bedömningsbaserede prøvetagning kræver i reglen mange borer for at nå til en definitiv afgrænsning af forureningen som defineret ovenfor. Hvis forureningssituation, geologi og/eller hydrogeologi er kompliceret, kan det være uoverkommeligt dyrt og tidskrævende at nå til en definitiv forureningsafgrænsning.



Figur 10.17 Illustration af bedömningsbaseret prøvetagningsstrategi

Tilpasninger

Bedömningsbaseret prøvetagningsstrategi kan effektiviseres og standardiseres, hvis der opstilles faste retningslinier for gennemførelse, herunder for metoder til fastlæggelse af grundvandets strømningsretning og –hastighed, samt boringsplacering, altså ved udarbejdning af en konkret, praktisk orienteret vejledning.

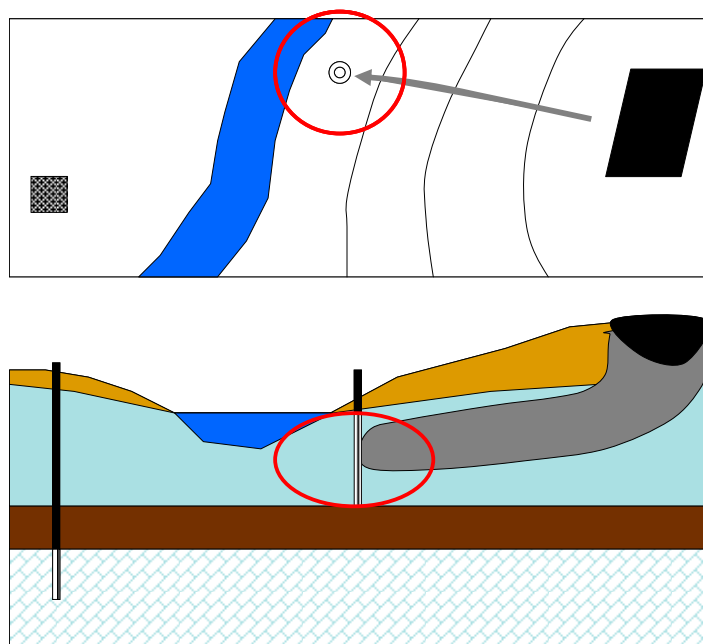
Inddragelse af grundvandsmodeller eller andre planlægningsredskaber vil øge gennemskueligheden af strategien, se kapitel 10.10.3.

Simpel pumpebaseret prøvetagningsstrategi

I simpel pumpebaseret prøvetagningsstrategi placeres én eller flere borer i grundvandsmagasinet, hvor borer etableres med lange filtre, stor dimension og højtydende pumper, figur 10.18. Prøvetagningen udføres ved at forpumpe relativt store mængder vand, hvorved grundvand fra et større volumen af magasinet inddrages (rød afgrænsning i figur 10.18). Strategien giver således et volumenintegreret mål for forureningskoncentrationen. Strategien er anvendt både til at vise uforurenede dele af et grundvandsmagasin, til at vise forureningsgraden i en fane og til at undersøge kildestyrke i kanten af eller under en grund.

Forudsætninger

Strategien forudsætter, at indstrømningen i undersøgelsesboringens filter er relativt ens i hele magasinets dybde. Hvis ikke dette er tilfældet, kan prøvernes forureningskoncentration blive domineret af et mindre betydende, men stærkt vandførende lag med enten meget høj eller meget lav koncentration. Grundvandets strømningsretning skal være kendt, så boringen kan placeres i strømningsretningen.



Figur 10.18 Illustration af simpel pumpebaseret prøvetagningsstrategi

Fordele

Simpel pumpebaseret strategi kan være velegnet til at supplere en kildekarakterisering, afsnit 10.10.2.1, fordi der kan opnås en volumenintegreret prøve under eller lige nedstrøms for grunden. På den måde kan det sikres, at der ikke er overset betydelige jordforureninger i forbindelse med jordprøvetagningen.

Strategien kan også være velegnet til at give oplysning om den forureningskoncentration, der kan forventes i en afværgeboring eller en vandindvindingsboring.

Hvis der er stor forskel (kontrast) på tærskelværdien for forureningen (den højest accepterede værdi, f.eks. grænseværdien) og koncentrationen i fanen, kan metoden bruges til at påvise en forureningsfane i grundvandet.

Tabel 10.4 viser sandsynligheden for at spore en forurening under antagne betingelser ved simpel pumpebaseret prøvetagningsstrategi.

Tabel 10.4 Sandsynligheden for at spore en forurening ved simpel pumpebaseret prøvetagningsstrategi, efter /24/

	Kontrast $C_{\text{fane}}/C_{\text{tærskel}}=10$	Kontrast $C_{\text{fane}}/C_{\text{tærskel}}=1000$
Afstand til kilde 10 m	15%	40%
Afstand til kilde 50 m	5%	10%

Begrænsninger

Simpel pumpebaseret prøvetagningsstrategi giver ikke oplysninger om forureningsfordelingen i magasinet, men som nævnt kun en koncentration integreret over et større volumen af magasinet.

Hvis afstand til kilden er stor eller kontrasten er lille, bliver sandsynligheden for at spore en forurening i grundvandet lille, tabel 10.4. Udgifterne til bortskaffelse af oppumpet vand med muligt indhold af forureninger kan være betydelige.

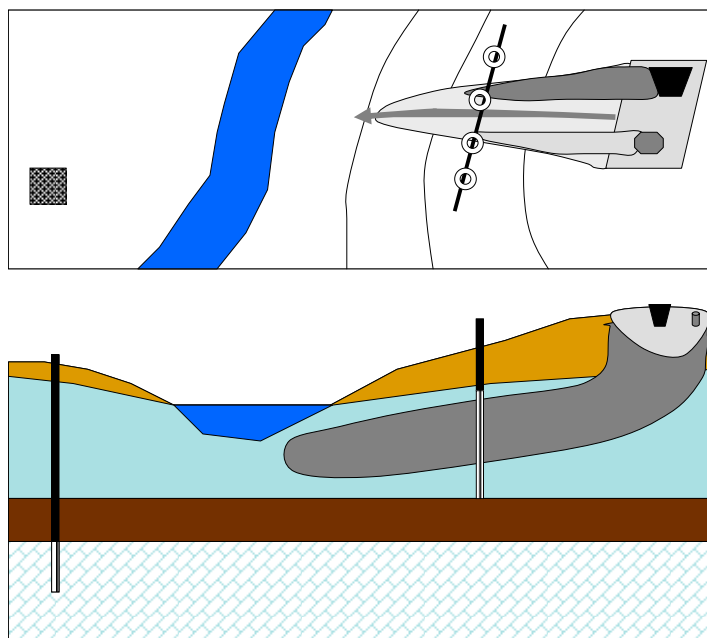
Tilpasninger

Monitering af forureningskoncentrationen under forpumpning giver information om kildens placering i forhold til boringen.

10.2.2.2 INTEGRERET PUMPE PRØVETAGNINGSTRATEGI

Indenfor de senere år er udviklet en prøvetagningsstrategi, hvor pumpeprøvetagning, normalt over en periode og med mere end én boring, benyttes til at fastlægge forureningstransport (flux) og kildeplacering. Strategien er demonstreret for komplekser af forurenede grunde i Milano, Strasbourg og Stuttgart i forbindelse med INCORE projektet under Det Europæiske Fællesskabs 5. rammeprogram for forskning og udvikling (EU FP5).

I sin simpleste form med prøvetagning over en periodes pumpning af én boring placeret i fanen kan strategien give en indikation af placering af boringen i forhold til fanen (midt i, i kanten, udenfor), samt et bud på den mængde forurening, som strømmer forbi boringen (massefluxen).

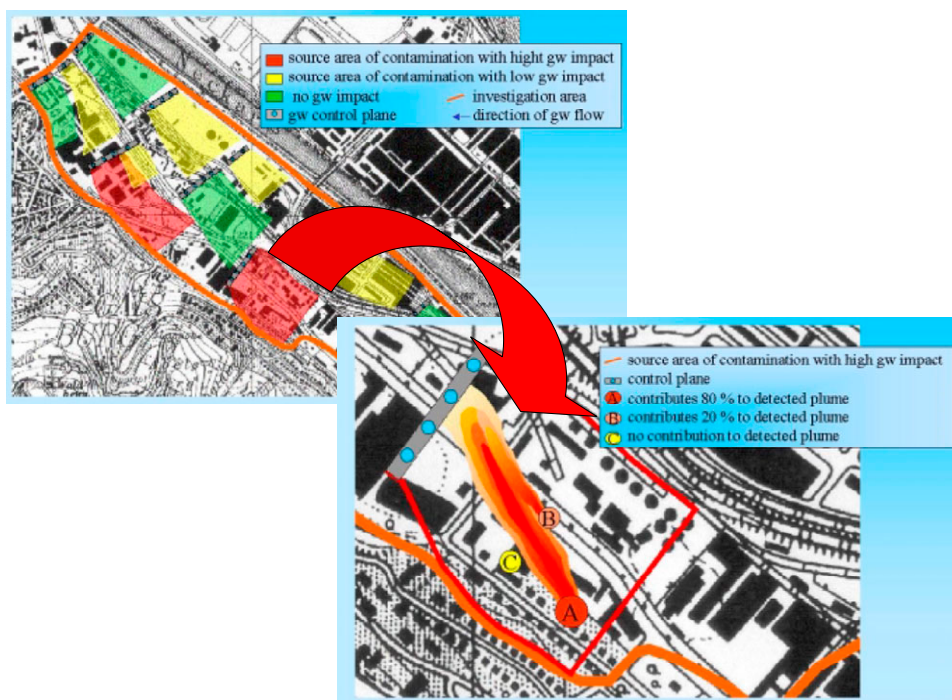


Figur 10.19 Illustration af integreret pumpe prøvetagningsstrategi

For grunde med forskellige kildeområder eller komplekser af forurenede grunde,

Figur 10.19, kan strategien med flere boringer i et tværsnit (kontrolplan) og med et tilknyttet modelværktøj vise den omtrentlige placering af kilden til forskellige dele af fanen, figur 10.20.

Med placering af flere kontrolplaner kan strategien give information om nedbrydning og tilbageholdelse af forureninger igennem fanen (massefjernelse), således som det er centralt for vurdering af potentialet for naturlig nedbrydning af organiske grundvandsforureninger.



Figur 10.20 Kildezoner identifieret ved INCORE strategien i industriområde i Stuttgart /25/

Forudsætninger

Den hydrauliske ledningsevne i magasinet må ikke være for lav ($>10^{-5}$ m²/s), og der skal installeres mindst 1 boring til massetransport, helst 2-3 til kildeopsporing. Boringerne skal være af stor diameter og pumpeydelse, typisk over 10 op til 100 m³/time. Der skal udtages prøver til mindst 2-3 tidspunkter på pumpekurverne, men helst til 5-10 tidspunkter. Typisk pumpes over f.eks. 1 uge.

Fordele

Strategien giver med 1 boring identifikation af evt. faneplacering, samt massetransport over et tværsnit. Med 2-3 boringer kan de aktive kildeområder (og områder uden kilder) til grundvandsforurening lokaliseres på grund med flere mulige kildeområder, eller den aktive grund i større kompleks kan lokaliseres. Med 2 eller flere kontrolplaner kan massefjernelse som følge af naturlig nedbrydning dokumenteres. Meget velegnet til indkredsning af aktive kilder på store grunde og komplekser af grunde.

Begrænsninger

Strategien kræver en høj kontrast, se afsnit 10.0, typisk >100 , områder med lave kildestyrker vil ikke blive lokaliseret. Det nødvendige antal boringer og prøver er relativt højt for en mindre grund eller et mindre kompleks. Det nødvendige beregningssoftware til mere avanceret tolkning og visualisering er ikke kommercielt tilgængeligt.

Tilpasninger

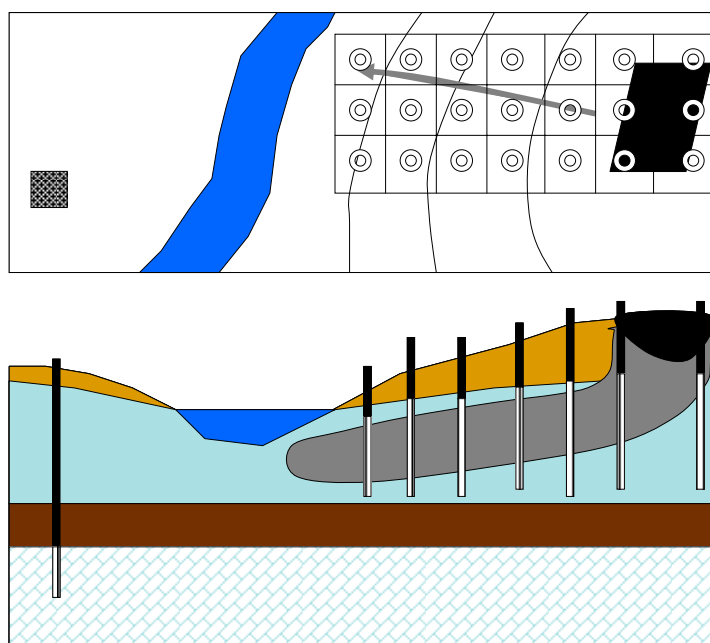
Udbygget dokumentation af denne strategi på andre forureningsmæssige, geologiske og hydrogeologiske forhold vil øge den praktiske anvendelighed.

Endvidere vil det øge anvendeligheden, når det nødvendige software til mere avanceret tolkning og visualisering bringes ud over universitetsanvendelse.

10.2.2.3 SYSTEMATISK BASERET PRØVETAGNINGSTRATEGI

I undersøgelser af jordforurening benyttes ofte en prøvetagningsstrategi baseret på systematisk tilfældig eller mønsterbaseret placering af prøvetagningspunkter, se f.eks. delrapporten om prøvetagningsstrategier for jord kapitel 10.10. Systematisk baserede prøvetagningsstrategier benyttes sjældent til grundvand på grund af grundvandsforureningers dynamiske natur, se afsnit 10.10.2.1.

Grundvandsforureninger transporteres, varierer derfor i tid og dækker stort, men retningsspecifikt volumen. Derfor vil en rent systematisk baseret prøvetagning, tilfældig eller efter mønster, i reglen medføre, at den eksisterende viden om f.eks. grundvandsforureningens udbredelsesretning ikke udnyttes optimalt i strategien, figur 10.21.



Figur 10.21 Illustration af systematisk baseret prøvetagningsstrategi

Systematisk prøvetagningsstrategi benyttes i nogle tilfælde i kombination med den information om forureningens forventede fordeling, som kan udledes fra oplysninger om forureningens historie, geologien og hydrogeologien, men da i reglen i undersøgelser af forskningsmæssigt tilsnit, hvor prøvetagningspunkter placeres med høj tæthed for at belyse processer og variationer i en forureningsfane, f.eks. i injektionsfelter eller ved tracer (sporstof) forsøg.

I figur 10.21 er borerne vist med filtre over hele magasinets dybde, men i realiteten vil en systematisk prøvetagningsstrategi også forde borerne med filtre i flere dybder, så fanen kan afgrænses både i fladen og i dybden.

Forudsætninger

Systematisk prøvetagningsstrategi kan anvendes, hvis et grundvandsmagasin af begrænset udstrækning er forurenet med en stærkt varierende fane, samt hvor geologi og/eller hydrogeologi er meget variable.

Fordele

Systematisk prøvetagning giver et detaljeret billede af grundvandsforureningen fordeling i hele magasinet.

Begrænsninger

Strategien kræver mange prøvetagningspunkter og er dermed dyr. Eksisterende viden om forureningsfanen baseret på forureningshistorie, geologi og hydrogeologi udnyttes ikke.

Tilpasninger

Ingen relevante.

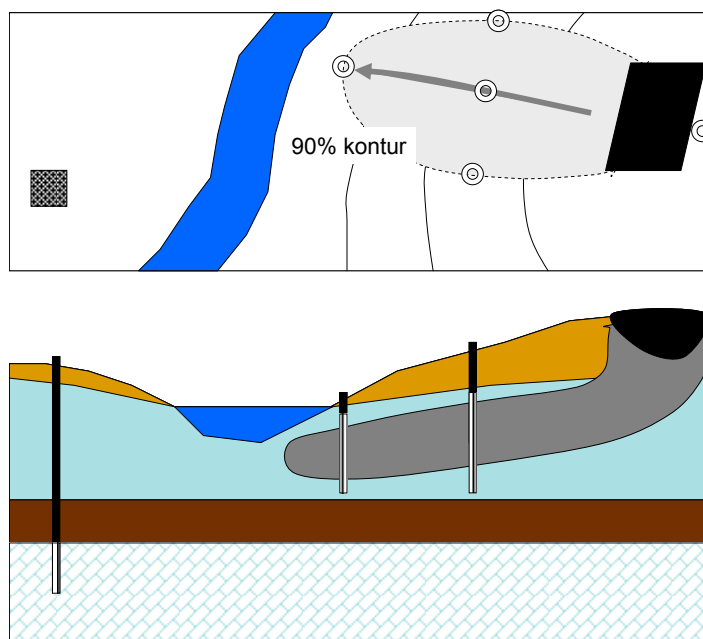
10.2.2.4 SANDSYNLIGHEDSBASERET PRØVETAGNINGSTRATEGI

Som et alternativ kan prøvetagningsstrategien baseres på sandsynlighedskonturer for forureningsfanen. Denne prøvetagningsstrategi er relativt ny, men kan f.eks. udføres ved hjælp af geostatistisk modellering som mulig med hydrofaciesmodellering kombineret med en 3-D numerisk grundvands- og transportmodel. En tilsvarende fremgangsmåde baseret på variabilitet i hydraulisk ledningsevne og Monte Carlo simulering er for nylig fremlagt /26/. En enkel version af sandsynlighedsbaseret prøvetagningsstrategi er under udvikling for den danske miljøstyrelse, se også afsnit 10.10.3.1. I denne strategi samles den eksisterende viden med overslag over usikkerheden på denne viden i en beregning af en kontur for fanen (f.eks. med 90% sikkerhed for at fanen findes indenfor denne kontur), og prøvetagningspunkter (boringer) placeres i denne kontur på siderne og i spidsen af fanen. Konturen kan genberegnes efter første prøvetagning, og ny boringer placeres og prøvetages, hvis nødvendigt for afgrænsningen af grundvandsforureningen, figur 10.22.

Der er udviklet et planlægnings- og visualiseringsredskab til understøttelse af den sandsynlighedsbaserede strategi.

Forudsætninger

Den sandsynlighedsbaserede strategi forudsætter, at der inden afgrænsningsundersøgelsen er foretaget en kildekarakterisering (kildestyrke kendt), opstillet en konceptuel model (geologisk lagfølge, overordnet retning og gradient for grundvandsstrømning), samt er kendskab til størrelsen af generelle hydrogeologiske parametre og deres usikkerhed.



Figur 10.22 Illustration af sandsynlighedsbaseret prøvetagningsstrategi

Fordele

Strategien samler generel viden og viden specifik for den undersøgte grund for at udpege placeringer for boringer, der med stor sandsynlighed kan afgrænse forureningen. Strategiens sandsynlighedskontur for fanen kan genberegnes med gradvis indarbejdelse af ny prøvetagningsresultater. Strategien inddrager undersøgelsens usikkerhed i fortolkningen af faneafgrænsningen.

Begrænsninger

Strategien er i sin enkle form ikke egnet til at afgrænse forureningen i dybden.

Tilpasninger

Strategiens anvendelighed vil øges ved etablering af et større erfaringsgrundlag med anvendelsen, samt ved etablering af en samling af typiske hydrogeologiske parametre og tilknyttede usikkerheder.

Prøvetagningsstrategier med særlige formål

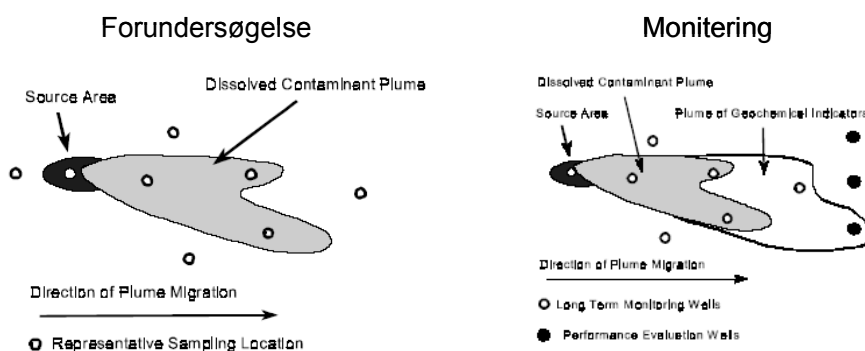
Til konkrete, specielle formål er udviklet prøvetagningsstrategier, som netop adresserer de specielle formåls behov. To eksempler på strategier med særlige formål er undersøgelser af naturlig nedbrydning og undersøgelser af olie- og benzinspild.

Naturlig nedbrydning

Mange organiske stoffer nedbrydes i grundvandsmagasiner ved en kombination af biotiske og abiotiske processer. Naturlig nedbrydning kan medføre, at organiske forureninger forsvinder ”af sig selv”. For at få tilladelse til at foretage ”oprydning” ved naturlig nedbrydning kræves normalt en dokumentation for, at forureningsstofferne reelt nedbrydes og ikke blot tilbageholdes, fortyndes eller

följer andre transportveje end forventet (f.eks. fordampning, transport med grundvandet i anden retning end forventet). Den amerikanske miljøstyrelse, US EPA, har udarbejdet en protokol for forundersøgelse og monitorering af grundvandsmagasiner for naturlig nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler /27/, der også indeholder krav til prøvetagningsstrategi. En tilsvarende protokol er udarbejdet for olieprodukter /28/.

Prøvetagningsstrategien omfatter dels en bedömningsbaseret strategi med prøveudtagning i flere dybder (liniemoniterende boringer) og inde i selve fanen under forundersøgelsen, dels et supplement med boringer placeret i et kontrolplan, se afsnit 10.10.2.3.2, figur 10.23.



Figur 10.23 Placering af boringer i fladen i prøvetagningsstrategi for forundersøgelse og monitorering af naturlig nedbrydning /27/.

Protokollen indeholder tillige en præcisering af de undersøgelsesparametre, som prøvetagningsstrategien bør omfatte, se afsnit 10.10.1.5, samt detaljerede oplysninger om boringsudbygning, prøvetagningsmetoder og feltanalyser.

Mindste omfang af prøvetagning i følge protokollen er 7 boringer: én opstrøms kilden, én i kilden, to indenfor fanen og tre i kontrolplan.

Spild af olieprodukter

Spild af olieprodukter fra f.eks. benzinstationer og tanke med fyringsolie har et stort omfang og er relativt ensartede med hensyn til forureningsstoffer. Derfor er udarbejdet specielle strategier for denne type af undersøgelser, herunder for prøvetagningen.

Der er udarbejdet en forenklet udgave af ASTM RBCA risikovurderingsstrategien /20/, som tilbyder standardscenarier som hjælpemidler, samt særligt behandler stoffer fra olieprodukter /29/. Den Europæiske olieindustri har ligeledes udarbejdet en strategi for undersøgelse af olieforurenede grunde /30/, som opbygningsmæssigt svarer til ASTM RBCA strategien. Disse strategier anviser grundvand som en spredningsvej, der skal undersøges, men angiver ikke specifik prøvetagningsstrategi.

Oliebranchens Miljøpulje (dansk SPIMFAB) foreskriver i sin kvalitetsmanual (vejledning for undersøgelser og oprensning), at der skal udføres mindst én grundvandsboring, hvis der findes et terrænnært grundvandsmagasin /31/, men der fremlægges ikke en konkret prøvetagningsstrategi. Kvalitetsmanualen indeholder også en prøvetagningsstrategi for forundersøgelse og monitorering af naturlig

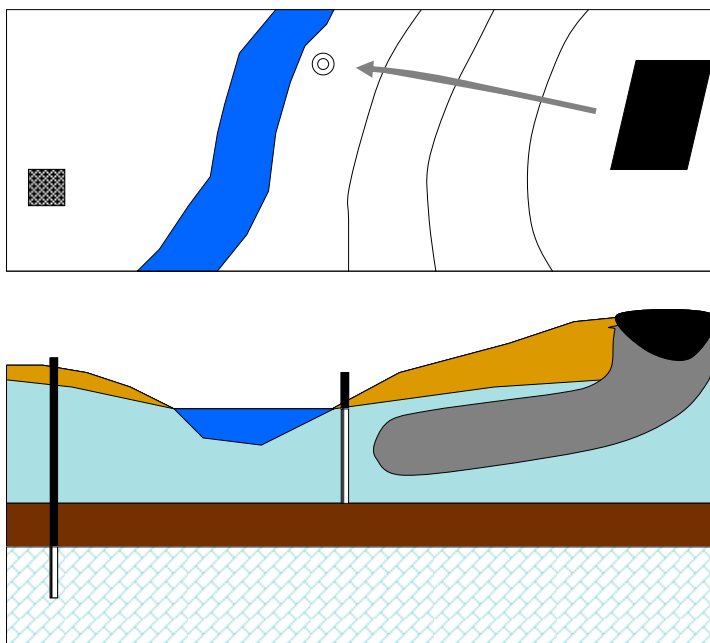
nedbrydning, se afsnit 10.0. Forundersøgelsesstrategien er i hovedsagen en bedömningsbaseret strategi med prøveudtagning i flere dybder og anvendelse af liniemoniterende boringer, se afsnit 10.10.2.2.1, mens monitoringsstrategien er tilstandsrettet, se afsnit 10.10.2.3.3. Svenska Petroleum Institutet har sammen med Naturvårdsverket udarbejdet forslag til grænseværdier for undersøgelser af forurenede benzinstationer /32/, som har betydning for valget af undersøgelsesparametre i prøvetagningsstrategien, se afsnit 10.10.1.5.

10.2.3 Overvågning

I overvågning af grundvandsforureningen ønskes først og fremmest løbende kontrol med udviklingen i forureningen under eller efter oprensning eller under naturlig nedbrydning.

10.2.3.1 PRÖVETAGNINGSTRATEGI BASERET PÅ ENKELT VOLUMENMONITERENDE BORING

En enkelt volumenmoniterende boring benyttes til overvågning, når grundvandsfanen er afgrænset, velbeskrevet og ikke for omfattende, og når formålet er at sikre f.eks. en vandforsyningsboring ("well head protection") eller en recipient imod forurening.



Figur 10.24 Illustration af volumenmoniterende prøvetagningsstrategi

Prøvetagningsstrategien omfatter etablering af én boring med langt filter nedstrøms for forureningsfanen og direkte i strømningsretningen, se figur 10.24. Der benyttes forpumpning med høj ydelse og over lang tid, så grundvand fra et stort volumen af grundvandsmagasinet inddrages.

Oftest benyttes en eksisterende vandindvindingsboring til denne type af monitoring, som i øvrigt normalt foregår som en løbende monitoring over tid.

Fordele

Prøvetagningsstrategi med enkelt volumenmoniterende boring kræver kun én boring, er dermed billig og viser den vandkvalitet, som kan forekomme i indvindingsboring eller i gennemsnit vil ramme recipient.

Begrænsninger

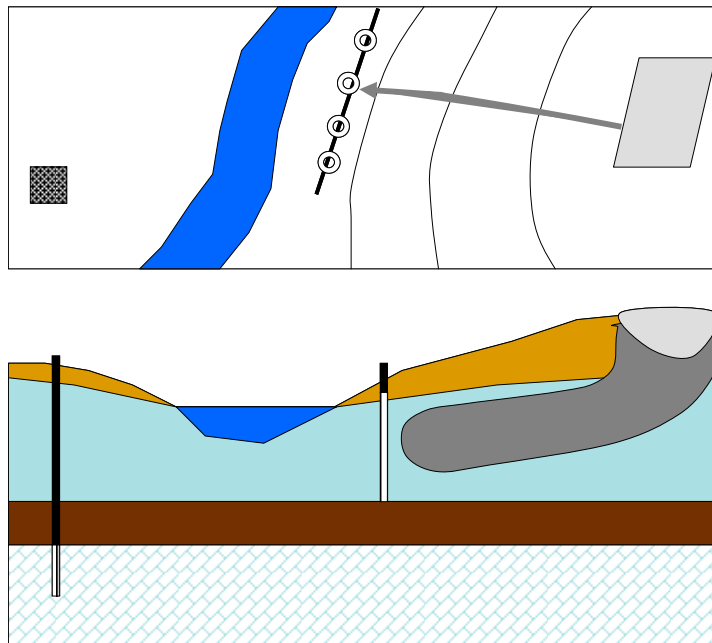
Strategien kræver en stor kontrast, se afsnit 10.0, hvis ikke en fane skal overses i monitoringen.

Tilpasninger

Strategiens anvendelighed kan øges ved at implementere tidsserieanalyse, så en evt. opadgående udvikling i koncentration kan påvises tidligt, og så forhøjede koncentrationer kan vurderes statistisk som udtryk for en udvikling eller som et tilfældigt udsving (outlier), se afsnit 10.10.4.1.

10.2.3.2 PRÖVETAGNINGSTRATEGI BASERET PÅ KONTROLPLAN

Flere volumenmoniterende boringer placerede i et kontrolplan vinkelret på grundvandets strømningsretning, figur 10.25, anbefales f.eks. til monitorering af både kontrollerede og ukontrollerede lossepladser /24;33/.



Figur 10.25 Illustration af prøvetagningsstrategi baseret på kontrolplan

Der henvises til f.eks. /24;33/ for en diskussion af placering af boringer, prøvetagningsmetoder mv., samt til afsnit 10.0 for omtale af kontrast.

Fordele

Strategien med volumenmoniterende boringer i kontrolplan giver stor sikkerhed for at finde en fane med høje koncentrationer. Strategien benyttes ofte som en del af overvågningen af ”oprydning” ved naturlig nedbrydning.

Begrænsninger

Strategien kræver relativt mange boringer og prøvetagninger over tid, for at være effektiv. Strategien kræver en betydelig kontrast, se afsnit 10.0, hvis ikke en fane skal overses i monitoringen. Kontrasten skal dog ikke være så stor som i en prøvetagningsstrategi baseret på kun én volumenmoniterende boring, idet der med flere boringer kan foretages mindre omfattende pumpning og inddragelse af mindre volumen af magasinet.

Tilpasninger

Strategiens anvendelighed kan øges ved at implementere tidsserieanalyse, så en evt. opadgående udvikling i koncentration kan påvises tidligt, og så forhøjede koncentrationer kan vurderes statistisk som udtryk for en udvikling eller som et tilfældigt udsving (outlier), se afsnit 10.10.4.1.

Strategien kan udbygges til en integreret pumpeprøvetagningsstrategi, afsnit 10.10.2.2.2, og dermed give informationer om evt. forureningsflux og kildeområder, hvis der findes stigende forurening under monitoringen.

10.2.3.3 TILSTANDSRETTET PRØVETAGNINGSTRATEGI

Særligt i forbindelse overvågning af ”oprydning” ved naturlig nedbrydning, benyttes en tilstandsrettet prøvetagningsstrategi. I denne strategi udtages grundvandsprøver til beskrivelse af forureningens fordeling i plan og dybde, typisk med boringer placeret ud fra en bedömningsbaseret prøvetagningsstrategi, figur 10.26.

Den tilstandsrettede prøvetagningsstrategi vil typisk anvende samme boringer, som etableret under bedömningsbaseret strategi for forureningsafgrænsning, se afsnit 10.10.2.2.1.

Fordele

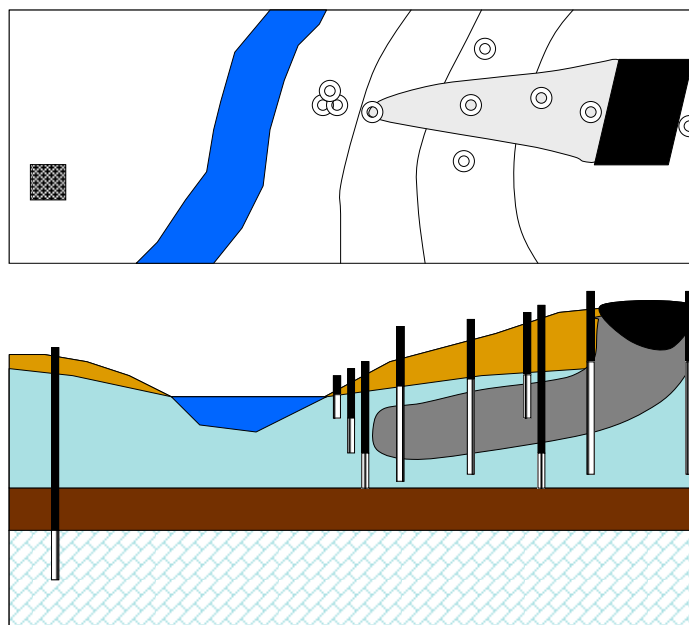
Tilstandsrettet prøvetagningsstrategi giver et detaljeret billede af forureningens udbredelse og udvikling, samt af processer i grundvandsmagasinet.

Begrænsninger

Strategien kræver et stort antal boringer og prøver og er dermed dyr.

Tilpasninger

Resultaterne af en tilstandsrettet prøvetagningsstrategi kan med fordel beregnes, visualiseres og fremskrives ved brug af en integreret, numerisk grundvands- og transportmodel.



Figur 10.26 Illustration af tilstandsrettet prøvetagningsstrategi

10.3 Planlægningsredskaber

Principperne for planlægning af en undersøgelses- og prøvetagningsstrategi er beskrevet i nationale vejledninger og rapporter, f.eks. /3;6;18;34/, hvorfra der er refereret tidligere i denne delrapport. Et udbygget koncept for planlægning og gennemførelse af undersøgelser på forurenede grunde kaldet ”the Triad Approach” er udviklet af US EPA /35/. Konceptet er baseret på, at planlægning baseret på DQO processen (”systematic project planning”), se kapitel 10.10.2, kombineres med feltmålinger/hurtige laboratorieanalyser (”real time measurements”) og en kontinuert justering af undersøgelsesplanen (”dynamic work plan strategies”). De nævnte redskaber er først og fremmest vejledninger og anvisninger i gennemførelse af planlægningsprocessen for prøvetagning og undersøgelse. Som eksempler på konkrete hjælpemidler i planlægningsfasen omtales i det følgende et dansk strategiværktøj til sandsynlighedsbaseret prøvetagningsstrategi, et kommercielt planlægningsværktøj rettet imod DQO processen, samt kort egentlige grundvandsmodeller.

10.3.1 Sandsynlighedsbaseret strategiværktøj

Det sandsynlighedsbaserede strategiværktøj er udviklet for den danske miljøstyrelse som redskab til planlægning af prøvetagningsstrategi for forureningsafgrænsning i grundvand, til beregning af konfidenskonturer for grundvandsforureningsfane og til visualisering heraf.

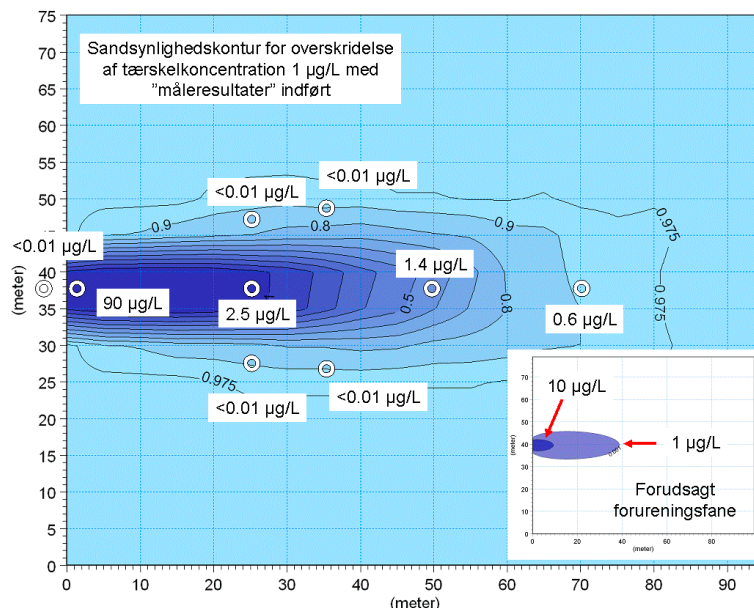
Strategiværktøjet er baseret på beregningen af forureningsudbredelsen ved hjælp af en analytisk løsning af den tredimensionale stoftransportligning. De anvendte beregningsrutiner er udviklet af United States Geological Survey (USGS) /36;37/. Udfra oplysninger om kildestyrke, grundvandsgradient og –strømningsretning, samt generelle geologiske og hydrogeologiske parametre optegnes en forudsagt forureningsfane, figur 10.27. Ved inddragelse af anslåede usikkerheder på oplysningerne beregnes optegnes sandsynlighedskonturer for overskridelse af en valgt tærskelværdi på baggrund af en Monte Carlo simulering.

Undersøgelingsboringer kan placeres i en sandsynlighedskontur udvalgt efter den sikkerhed, som ønskes i afgrænsningen, f.eks. en 90% kontur for overskridelse af tærskelværdi. Efter gennemførelse af hver prøvetagning kan resultaterne lægges ind i strategiværktøjet, sandsynlighedskonturer genberegnes og behovet for og optimal placering af yderligere boringer kan fås.

Eksemplet i figur 10.27 er baseret på en ønsket sikkerhed i forureningsafgrænsning på 0.9 (90%) med 1 µg ethylbenzen/L i grundvandet under en benzinstation som tærskelværdi, se afsnit 10.10.1.5. Eksemplet er simuleret udfra faktiske feltmålinger.

FORDELE

Det sandsynlighedsbaserede strategiværktøj samler konkret viden fra den undersøgte grund og erfaringsbaserede værdier om forureningssegenskaber, geologi og hydrogeologi til en objektiv forudsigtelse af forureningsfanen, der kan anvendes direkte i planlægning af prøvetagningsstrategi. Værktøjet inddrager usikkerheden på den viden, der ligger til grund for prøvetagningsstrategien.



Figur 10.27 Illustration af brug af sandsynlighedsbaseret strategiværktøj, forudsagt forureningsfane og afgrænset forureningsfane efter færdiggjort prøvetagning

BEGRÆNSNINGER

Strategiværktøjet er ikke velegnet til afgrænsning af forureningsfane i dybden.

TILPASNINGER

Strategiværktøjets anvendelighed vil øges ved etablering af et større erfaringsgrundlag med anvendelsen, samt ved at etablering af en samling af typiske hydrogeologiske parametre og tilknyttede usikkerheder.

10.3.2 Data quality objectives baseret planlægningsværktøj

Planlægningsværktøjet Visual Sampling Plan, VSP, er nærmere beskrevet i delrapporten om strategier for prøvetagning af jord, kapitel 10.16. Værktøjet giver mulighed for at planlægge en systematisk baseret prøvetagningsstrategi, afsnit 10.10.2.2.3.

FORDELE

VSP er enkelt at anvende og kan kobles direkte til DQO processen.

BEGRÆNSNINGER

VSP er baseret på en systematisk prøvetagningsstrategi, der ikke inddrager grundvandets retningsbestemte udbredelse og geologiske/hydrogeologiske barrierer.

TILPASNINGER

Ingen relevante.

10.3.3 Grundvandsmodeller som planlægningsværktøj

Grundvandsmodeller sammenfatter geologi, hydrogeologi og i mange tilfælde forureningsstoffers transport, binding og nedbrydning, og modellerne kan som sådan være særdeles velegnede som planlægningsværktøj, se afsnit 10.10.4.3 for eksempler på og vurderinger af grundvandsmodeller. I planlægningen af prøvetagningsstrategi kan modellerne først og fremmest benyttes til at få et præcist billede af grundvandets strømningsretning og –hastighed forud for placering af boringer. Kendes kildestyrken og benyttes en model med forureningstransport, -binding og -nedbrydning kan tillige udledes de optimale placeringer af undersøgelsesboringer.

FORDELE

Benyttes en egnet grundvandsmodel iterativt i planlægningen af en prøvetagningsstrategi fås en optimal udnyttelse og sammenfatning af den til en hver tid akkumulerede viden om grundvandsforureningen. Grundvandsmodellen kan tillige benyttes i en efterfølgende risikovurdering.

BEGRÆNSNINGER

Opstilling af en grundvandsmodel fordrer data om geologi og hydrogeologi, der ofte ikke er til rådighed, særligt for mindre grunde og særligt i starten af en undersøgelse. Opsætning og anvendelse af en grundvandsmodel er relativt krævende.

TILPASNINGER

Udvikling af forenklede grundvandsmodeller tilpasset mindre grunde, samt fastlæggelse af grundliggende typiske parametersæt (meningsfyldte default værdier) til grundvandsmodeller vil øge anvendeligheden i planlægningen af prøvetagningsstrategier for grundvand.

10.4 Visualiserings- og beregningsredskaber

Redskaber til beregning og visualisering af resultaterne af en prøvetagningsstrategi kan opdeles, efter stigende kompleksitet, i: beregningsredskaber, grafiksoftware og grundvandsmodeller. Desuden findes til grundvand enkelte egentlige beslutningsstøtteværktøjer som for eksempel BIOSCREEN, BIOPLUME og BIOCHLOR, der er udviklet til beslutningsstøtte om naturlig nedbrydning.

Beslutningsstøtteredskaber er integrerede værktøjer til planlægning, beregning, visualisering, risikovurdering, økonomisk analyse og kommunikation af resultater.

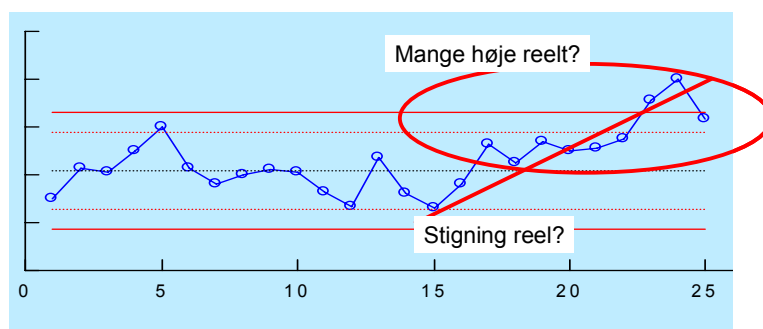
Som hjælp til valg af redskaber kan henvises til en oversigt udarbejdet som støtte til anvendelse af ASTM RBCA tilgangen, se kapitel 10.10.2, /38/, som dog er relativt gammel, samt en oversigt på US EPA's hjemmeside Field Analytic Technologies Encyclopedia (FATE) /39/.

Det skal bemærkes, at på grund af grundvandsforureningers dynamiske natur (transporteres og varierer derfor i tid), se afsnit 10.10.2.1, bliver grænsen imellem planlægningsredskaber, visualiserings- og beregningsredskaber og risikovurderingsmodeller mindre skarpe.

10.4.1 Beregningsredskaber

Beregningsredskaber er først og fremmest simple regnearksbaserede redskaber til planlægning af prøvetagningsstrategi og/eller udregning af f.eks. usikkerhed på en forureningsafgrænsning. Her skal nævnes 2 danske beregningsredskaber udviklet for Miljøstyrelsen: JAGG /19/ og det tidligere nævnte sandsynlighedsbaserede planlægnings-, beregnings- og visualiseringsprogram, afsnit 10.10.2.2.4 og 10.10.3.1. JAGG er udviklet som risikovurderingsredskab, men giver mulighed for beregning af grundvandskoncentration af forureninger i en jordbaseret strategi, afsnit 10.10.2.1.1. Det sandsynlighedsbaserede værktøj giver som tidligere nævnt mulighed for både beregning og plot af usikkerheder, planlægning af grundvandsprøvetagning og visualisering af forureningsfane i plot, se figur 10.27. Det skal bemærkes, at et tilsvarende, simpelt regnearksbaseret planlægnings-, beregnings- og visualiseringsredskab er udviklet for den danske miljøstyrelse til prøvetagning af jord. Redskabet til jord benytter sig af geostatistikværktøjet R. I forbindelse med vurdering og visualisering af resultater fra overvågning over tid, primært ud fra en prøvetagningsstrategi baseret på enkelt volumenmoniterende boring, se afsnit 10.10.2.3.1, er det en stor hjælp at beregne og vise resultaterne i kontrolkort med test for tidlig udvikling

Figur 10.28. Kontrolkort og test for systematik giver mulighed for at få tidlig advarsel om stigning eller om tendens til mange måleresultater over f.eks. valgt tærskelværdi eller tidligere gennemsnit. Desuden kan kontrolkort hjælpe til at afgøre, om et enkelt højt resultat er udtryk for en tendens eller en enkeltstående ”outlier”, hvor gentagen prøvetagning vil være nyttig.



Figur 10.28 Illustration af kontrolkort for prøvetagningsstrategi med løbende udtagning af prøver fra enkelt volumenmoniterende boring til overvågning af tidslig udvikling i grundvandsforurening, efter /40/

I en række af de nævnte planlægnings- og beslutningsstøtteværktøjer findes andre statistisk baserede værktøjer til analyse af tidsserier for udvikling.

10.4.2 Grafiksoftware

Visualiseringsredskaber benyttes til at give overblik over observationsdata gennem overskueligt opbyggede plots. Udover at kunne forbedre overblikket vil sådanne plots også lette identificeringen af afvigende målinger og dermed af eventuelle fejl i data sæt. Ved grafiksoftware forstås programmer, der i udgangspunkt er udviklede til netop at visualisere data som grafer og plots. Grafiksoftware er i nogen tilfælde også udviklet til at indeholde statistiske rutiner, rumlige oplysninger om for eksempel geologiske flader og i nogen tilfælde geografiske fordelinger svarende til GIS (geografisk informations systemer) opbygning. Grafiksoftware tager udgangspunkt i en data fil indeholdende de rå observationsdata, og ud fra nogle valg foretaget af brugeren produceres et plot, der viser data. De fleste programmer indeholder mere eller mindre avancerede funktioner til at interpolere punktobservationer til 2- eller 3-dimensionale flader (2-D eller 3-D), samt funktioner til konturering udfra målepunkterne. Enkelte programmer indeholder desuden funktioner til at beskrive datas statistiske egenskaber.

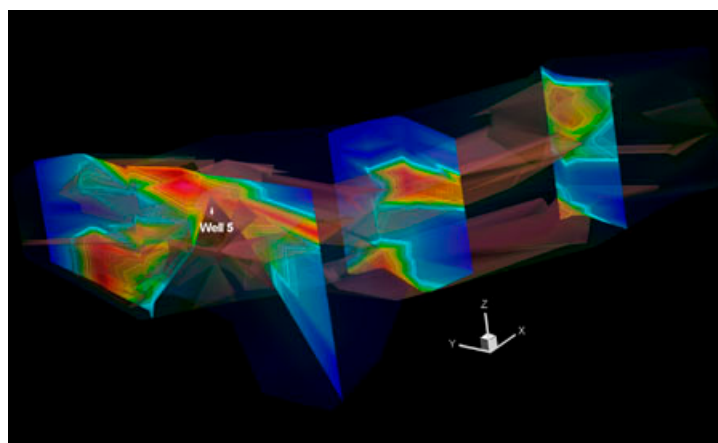
Der findes et særdeles bredt udvalg (tabel 10.5) af både kommercielle og gratis grafiksoftware i dag, og i det følgende er givet tre eksempler på kommercielle softwarepakker til visualisering og analyse af observationer, som repræsenterer forskellige typer af software.

I figur 10.29 -25 er vist eksempler på plot fra de 3 grafiksoftware hentet fra de angivne producenthjemmesider.

Der findes altså mange muligheder for at købe sig til eller eventuelt frit at downloade gode visualiseringsværktøjer, og de tre, der er beskrevet i det overstående, skal blot ses som eksempler på mulighederne. Det endelige valg bør afspejle behovet, vægtet med prisen for de enkelte produkter.

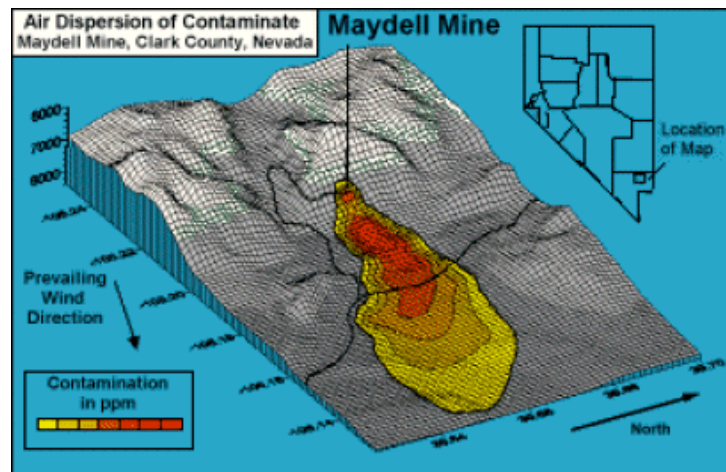
Tabel 10.5 Eksempler på kommercielt tilgængelige grafiksoftware

Navn	TecPlot 10	Surfer 8	ArcGIS, Geostatistical Analyst
Kilde	www.TechPlot.com	www.GoldenSoftware.com	www.ESRI.com
Type	Kommercielt	Kommercielt	Kommercielt
Karakteristik	Et meget omfattende værktøj til 2- og 3-D plots. Specielt velegnet til at give overblik over komplekse 3-D datasæt. Mange eksempler på anvendelser indenfor grundvandsforurening.	Surfer er et meget udbredt program til konturering og 2-D plot benyttet til kortdata. Mange muligheder for interpolering og visualisering af data.	ArcGIS Geostatistical Analyst er en udvidelse til ArcGIS Desktop og fungerer integreret i GIS miljøet. Udover at kunne producere 2-D plots indeholder pakken en del værktøjer specielt designet til identificering af afvigende målinger, evaluering af usikkerheder og andre statistiske analyser af data.
Målepunkter	Ja	Ja	Ja
Fladeplot	Ja	Ja	Ja
Dybdeplot	Ja	Ja	Nej
3-D plot	Ja	Nej	Nej
Konturplot	Ja	Ja	Ja
Statistisk baserede plot	Nej	Nej	Ja
Geologiske rammer	Ja	Nej	Nej
Usikkerhed	Nej	Nej	Ja
Dynamik ⁶	(Ja)	Nej	Nej
Fordele	Mange muligheder for 2- og 3-D visualisering.	Mange muligheder for interpolering af 2-D data sæt. Mange forskellige slags plots.	Fuldt integreret i GIS brugerflade. Indeholder statistik-pakke.
Begrænsninger	Ingen statistiske værktøjer	Kun 2-D plots, ingen statistiske værktøjer	Kun 2-D plots

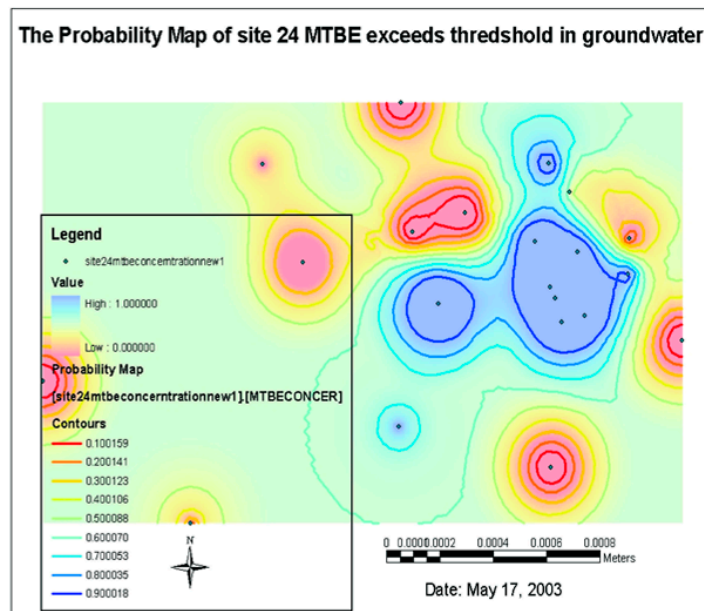


Figur 10.29 TecPlot 10, eksempel på 3-D visualisering af en forureningsudbredelse interpoleret ud fra et antal prøvetagningsresultater

⁶ Dynamik: inddrager grundvandets strømning



Figur 10.30 Surfer 8, exempel på 2-D visualisering af en forureningsudbredelse lagt ovenpå en højdemodel for området



Figur 10.31 ArcGIS Geostatistical Analyst, exempel på sandsynlighedsplot

10.4.3 Grundvandsmodeller

Grundvandsmodellers styrke og primære formål er at vise sammenhæng i komplicerede data sæt og beregne forudsigelser. Anvendelse af grundvandsmodeller til analyse af prøvetagningsdata er en udbygning i forhold til de ovenfor omtalte grafiske analysemetoder. En grundvandsmodel kan give en langt mere dybtgående fortolkning af data dels i forbindelse med kvalitets- og konsistenscheck, dels i forbindelse med undersøgelse af det historiske forløb og fremskrivning af udviklingen i vandkvalitet.

Grundvandsmodeller og de tilhørende analyseredskaber kan ligesom de grafiske metoder anvendes til at vise data i en sammenhæng f.eks. som konturerede fladeplot, tre-dimensionalt plot af den rumlige udbredelse af en forurening, tidslig udvikling af et eller flere stoffer samtidig osv. Dette er et nødvendigt og formålstjenligt første skridt i udviklingen af en grundvandsmodel, som skal anvendes til analyse og fremskrivning af måledata.

Under udviklingen af grundvandsmodellen er det vigtigt at balancere indsatsen på henholdsvis grundvandsstrømning og stoftransporten. ”Simple” strømnings- og transportmodeller kan anvendes til at undersøge hypoteser om stofspredning og – reaktionsmønstre. En grundvandsmodel, som simulerer de styrende strømningsmæssige forhold tilstrækkeligt nøjagtigt og afspejler de gældende geologiske, hydrogeologiske og hydrologiske forhold af betydning for transport, spredning og eventuelt nedbrydning af stof, kan anvendes avanceret til at simulere detaljeret, dynamisk, reaktiv transport.

På grund af den tidligere omtalte, afsnit 10.10.2.1 og kapitel 10.10.4, dynamiske natur af grundvandet som forureningsmedie, er det vigtigt, men ofte svært eller umuligt, for prøvetagningsstrategien er at få en beskrivelse af den historiske udvikling i forureningskilden. Dette er dog afgørende for en troværdig beskrivelse/simulering af det historiske forløb af forureningsspredningen, som kan anvendes til en intelligent interpolation af måledata. Grundvandsmodeller kan simulere den dynamiske spredning og eventuelt reaktionsmønsteret af et eller flere stoffer i området nedstrøms en forureningskilde. Herved kan ”hullerne” i vidensgrundlaget om forureningskoncentrationer udfyldes, og der kan foretages yderligere beregninger på dette grundlag.

Yderligere beregninger kan dels være en fremskrivning af den målte/beregnete forureningsspredning til anvendelse i en risikovurdering af fremtidige effekter på miljøet, dels design og optimering af hydrauliske og andre afværgemetoder. Det er således muligt at medtage dynamiske effekter både i de strømningsbetingede og de transport- og omsætningsbetingede spredninger af en forurening.

For at illustrere anvendelsesmulighederne med grundvandsmodeller er der udvalgt 4 grundvandsmodeller, som er beskrevet yderligere i tabel 10.6. Modellerne er fundet ved søgning på internettet på forskellige software udbyderes hjemmesider, men visse af dem kan også findes i /38/. Følgende modeller er udvalgt: MODFLOW, FEFLOW, MIKE SHE og AT123D. Modellerne er udvalgt ud fra følgende kriterier:

- let tilgængelighed
- udstyret med et brugervenligt interface
- udvalget skal dække forskellige niveauer (simpel→kompleks, analytisk→finite-difference→finite element, stationær→dynamisk, konservativ→reaktiv)

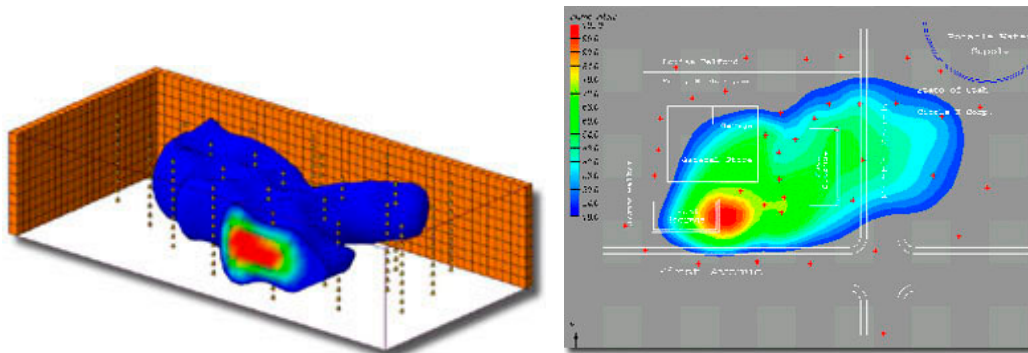
Grundvandsmodeller er i øvrigt behandlet mere indgående i projektet ”Utværdering av olika datormodellers lämplighet vid riskbedömning af förorenings-spridning” under Hållbar Sanering programmet.

Strömningsmodellen MODFLOW, er den mest anvendte grundvandsmodel til mange forskellige formål. Der findes adskillige brugerflader med forskellige analyse- og præsentationsredskaber til MODFLOW, og strömningsmodellen er koblet til stoftransportmodeller og reaktive modeller under forskellige brugerflader. Styrken ved MODFLOW baserede modeller er, at de har været anvendt i et stort antal projekter og er accepterede som brugbare redskaber med mange kombinationsmuligheder. Svagheden er, at brugerfladerne til MODFLOW ofte favoriserer, at der udvikles stationære grundvandsmodeller uden hensyntagen til dynamik i grundvandsdannelse, randbetingelser osv., hvilket kan give et forkert billede af transportveje og spredning af forurenede stoffer.

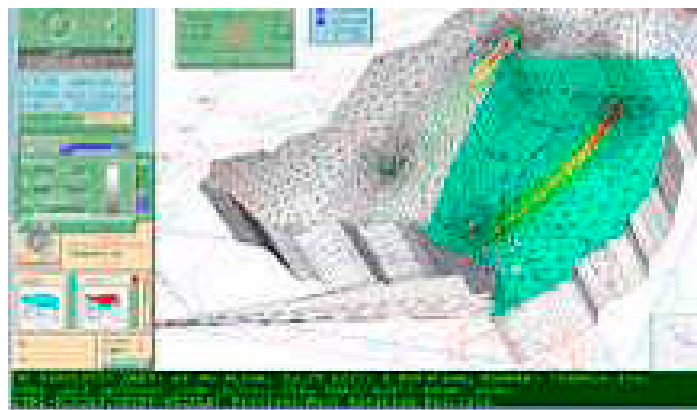
FEFLOW, figur 10.33, er en integreret strömnings- og stoftransportmodel, som i modsætning til MODFLOW og MIKE SHE arbejder i et finite-element miljø, hvilket giver gode muligheder for at opløse problemer på mindre skala i en større sammenhæng. Stoftransportmodellen, som er koblet sammen med strömningsmodellen, kan udover konservativ/reaktiv transport simulere densitetsbetinget transport (f.eks. af fri fase). Styrken ved FEFLOW fremfor finite-differens modellerne er evnen til at opløse et lokalt problem som for eksempel transport af stoffer fra en losseplads i en større sammenhæng, så problemer omkring skala, randbetingelser og lignende elimineres.

MIKE SHE modelsystemet er medtaget, figur 10.34, fordi det kan håndtere målinger fra og simulere strömming og transport i andre dele af vandkredsløbet end grundvandszonen. I figuren er vist modelleret alder af grundvand (sorte områder >40 år, blå 20-40 år, lyseblå <20 år) i opland til en kildeplads (røde cirkler). Modellen simulerer strömming og transport i et integreret miljø med hensyn til overfladevand, umættet zone, grundvand og vandløb/vådområder/søer og kan som sådan anvendes til at fortolke målinger og fremskrive forureningsspredning i en større sammenhæng, altså til en integreret risikovurdering. Styrken ved MIKE SHE fremfor MODFLOW baserede modeller er evnen til at beskrive den dynamiske interaktion mellem grundvand, overfladevand og den umættede zone. Dette er samtidig en svaghed, da modellen kan forekomme temmelig kompliceret.

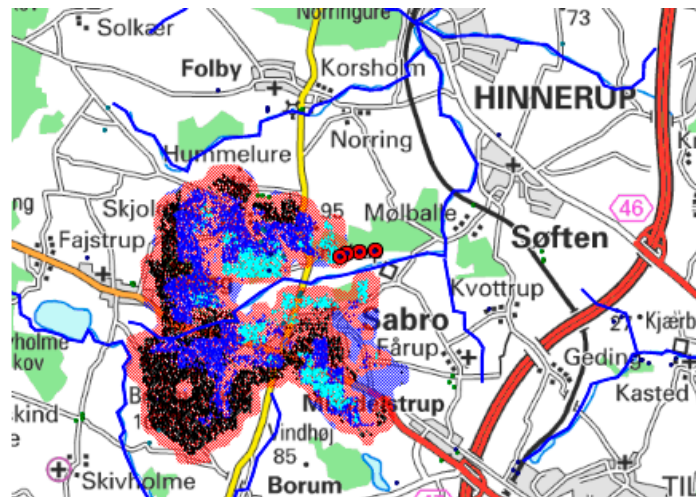
AT123D er en analytisk 3-D transportmodel i grundvand, som simulerer og forudsiger spredningen af en forurening i grundvandszonen. Den kan medtage simple reaktioner og anvender en forenklet beskrivelse af grundvandszonen (homogent, isotropt, osv.). Styrken ved analytiske modeller er, at de er simple at anvende og giver et hurtigt svar, mens svagheden er deres ringe evne til at beskrive de fysiske rammer i systemet. Det tidligere nævnte planlægnings-, beregnings- og visualiseringsprogram, 10.10.4.1 er baseret på en 3-D analytisk model.



Figur 10.32 Exempel fra GMS MODFLOW – 2-D stokastisk og 3-D visning af en forureningsfane



Figur 10.33 Exempel fra FEFLOW – 3-D cut-away visning af en forureningsfane

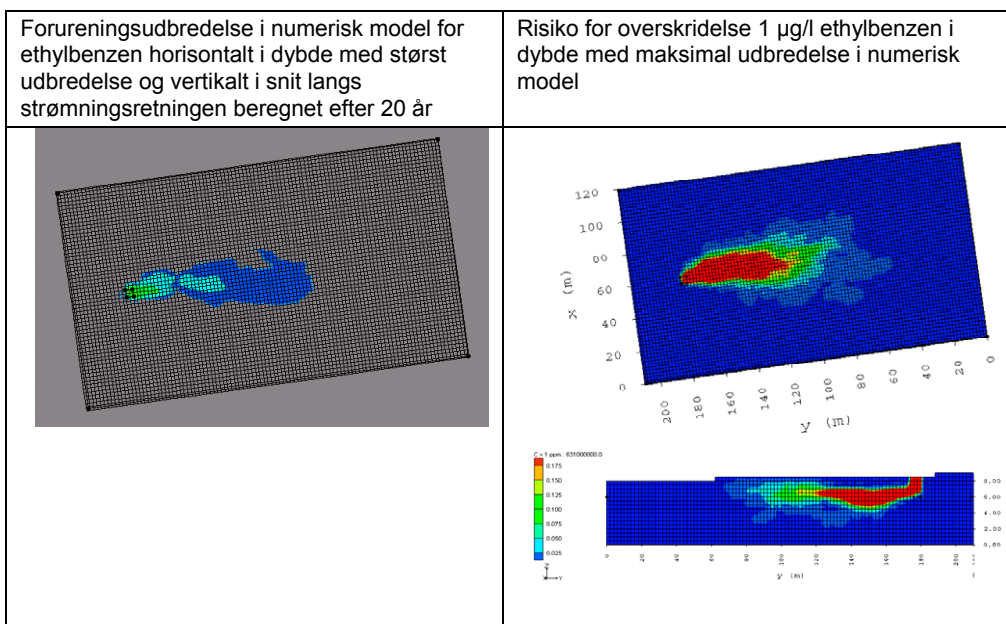


Figur 10.34 Exempel fra MIKE SHE – transporttid til indvindingsboring i et opland

Tabel 10.6 Sammenligning mellem forskellige egenskaber af de udvalgte modeller

Navn	MODFLOW	FEFLOW	MIKE SHE	AT123D
Kilde	www.scientificsoftware.com	www.scientificsoftware.com	www.dhisoftware.com	www.scientificsoftware.com
Type	Kommerciel	Kommerciel	Kommerciel	Kommerciel
Målepunkter	Grundvand (dybde specifik (3-D))	Grundvand (dybde specifik (3-D))	Grundvand (dybde specifik (3-D)), umættet zone, vandløb	Grundvand (3-D)
Fladeplot	Ja	Ja	Ja	Ingen grafik indbygget – output kan vises i f.eks. Surfer
Dybdeplot	Ja	Ja	Ja	Ingen grafik indbygget – output kan vises i f.eks. Surfer
3-D plot	Ja	3-D "cut-aways"	Nej	Ingen grafik indbygget – output kan vises i f.eks. Surfer
Konturplot	Ja	Ja	Ja	Ingen grafik indbygget – output kan vises i f.eks. Surfer
Statistisk baserede plot	Baseret på stokastisk modellering af f.eks. forureningsspredning	Nej	Baseret på stokastisk modellering af f.eks. indvindingsopland	Nej
Geologiske og hydrogeologiske rammer	Sedimentære bjergarter, fuldt 3-D distribueret "geologi"	Strømningsmodel i sedimentære bjergarter fuldt 3-D distribueret, men dobbeltporøs transportsimulering mulig	Strømningsmodel i sedimentære bjergarter fuldt 3-D distribueret, men dobbeltporøs transportsimulering mulig	Homogent sedimentært medium, hvor gradient specificeres
Dynamisk	Brugerfladerne til MODFLOW favoriserer stationær strømning og dynamisk stoftransport	Brugerfladen til FEFLOW favoriserer stationær strømning og dynamisk stoftransport	Ja	Dynamisk stoftransport op til 99 års simulering
Fremskrivninger	Ja	Ja	Ja	Ja
Fordele	Udbredt benyttet, brede anvendelser	Velegnet til at beskrive strømning i heterogene geologiske miljøer samt til modeller, som kræver forskellige skalaer. (tæt på grund og i magasin generelt)	Kan give samlet beskrivelse af vandkredsløbet, velegnet til integreret risikovurdering	Simpel at benytte
Begrænsninger	Dynamiske beregninger kræver ofte stor detailkendskab til brugerfladen. Mangler dynamisk kobling til overfladesystem.	Dynamiske beregninger kræver ofte stor detailkendskab til brugerfladen. Mangler dynamisk kobling til overfladesystem.	Kompliceret at sætte op	Mangler plot mulighed, i udgangspunkt ingen statistik og kun enkle sammenhænge belyst

Endelig skal bemærkes, at der til store undersøgelser af komplicerede forurenede grunde eller komplekser af grunde med fordel kan benyttes mere komplicerede modelsystemer. Et eksempel er den geostatistiske tilgang, hvor man på baggrund af lithologien i undersøgelsesboringer opstiller en geostatistisk model for geologiens rumlige struktur. Ved hjælp af et program som TPROGS genereres så et stort antal (f.eks. 100) realisationer af den geologiske opbygning, som passer med data fra undersøgelsesboringerne. For hver realisation findes en strømløsningsløsning med f.eks. grundvandsmodellen MODFLOW, samt en transportløsning med f.eks. transportmodellen MT3DMS. Transportmodellen skal inkludere tilbageholdelse og første ordens nedbrydning for de parametre, hvor det er relevant. Den tilgang giver mulighed for at beregne og vise forureningsfæner i grundvand med tilknyttet usikkerhed, men er på grund af sit store behov for startdata uegnet til prøvetagningsstrategi.



Figur 10.35 Eksempler på plot fra avanceret geostatistisk baseret modelsystem

Valget af matematisk model i forbindelse prøvetagningsstrategi og beregning/visualisering af prøvetagningsresultater afhænger af formålet, idet der er fordele og ulemper ved de forskellige metoder, som kan have afgørende indflydelse på resultaterne. Et forslag kunne være, at anvende et simpelt og hurtigt analytisk værktøj til planlægning af prøvetagning og til første analyse af data. Dette er specielt relevant, hvis der er tale om homogene geologiske og hydrogeologiske forhold. Hvis denne metode ikke kan beskrive data f.eks. fordi der er heterogeniteter i jorden og/eller dynamiske strømningsforhold, som influerer på spredning af stoffer, anbefales at anvende et mere komplekst modelsystem. Specielt i forbindelse med fremskrivning af forureningsudbredelsen, som kan få afgørende betydning for eventuelle afværgeforanstaltninger (saneringer) og dermed økonomiske konsekvenser, anbefales at anvende ét af de mere komplekse modelsystemer.

10.5 Usikkerhedsstyring

Koblingen imellem formål og tilhørende krav til datakvalitet og beslutningssikkerhed og prøvetagningsstrategi er det bærende element i US EPA's DQO koncept /34/, kapitel 10.10.2 og 10.10.3, og understøttes af "the Triad Approach" /35/, kapitel 10.10.3, der giver mulighed for at overvåge både måleusikkerhed, prøvetagningsusikkerhed og site variabilitet under prøvetagningen.

Variabilitet over grunden ved udtagning af prøver på forskellige positioner og evt. i forskellige dybder	Prøvetagningsusikkerhed ved udtagning af 2 prøver tæt i sted og tid	Analyseusikkerhed (eller måleusikkerhed ved feltmålinger) ved analyse af 2 delprøver af én prøve
Typisk større end 100% relativ standardafvigelse	Typisk 10-100% relativ standardafvigelse	Typisk mindre end 10% relativ standardafvigelse
		

Figur 10.36 Illustration af måleusikkerhed, prøvetagningsusikkerhed og site variabilitet

I en prøvetagningsstrategi er det centralt, at variabiliteten på grund beskrives kvantitativt, samt at prøvetagnings- og måle-/analyseusikkerhed minimeres og beskrives kvantitativt, dog med hensyntagen til den nødvendige datakvalitet for formålet og omkostningerne ved at minimere og kvantificere usikkerheder.

Usikkerhedsstyring også for grundvandsundersøgelser er overordnet beskrevet i /41/ med bl.a. angivelse af forslag til kvalitetskontrol af prøvetagning. I Danmark har usikkerhedsstyring af prøvetagning form af et krav om, at prøvetagning af grundvand til enkelte formål udføres af en virksomhed eller myndighed, der er akkrediteret til prøvetagning, f.eks. et analyselaboratorium med en sådan udvidet akkreditering /42/. Der er ikke formuleret direkte krav til prøvetagningskvaliteten /42/.

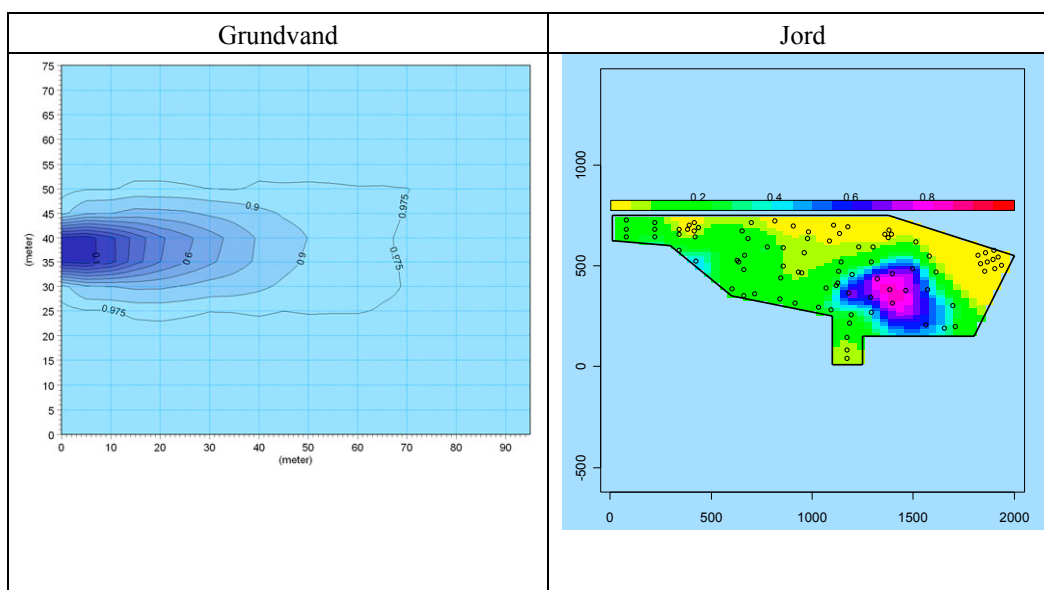
10.5.1 Undersøgelsesusikkerhed

Usikkerheden ved resultatet af en prøvetagning, en undersøgelse, kan principielt beskrives på 2 forskellige måder:

- relativ standardafvigelse for en gennemsnitsværdi af resultater for grunden, et delområde eller en periode
- usikkerhed på afgrænsninger af forurening eller sandsynlighed for at tage en forkert beslutning

Opgørelsen af gennemsnit med tilknyttet relativ standardafvigelse (% RSD) kan benyttes, når forureningsindholdet i et relativt ensartet volumen af en matrice skal vurderes overfor en grænseværdi, f.eks. ved vurdering af en overvågning efter en

prøvetagningsstrategi baseret på en enkelt volumenmoniterende boring over tid, se afsnit 10.10.2.3.1. Denne fremgangsmåde er ikke anvendelig til at vurdere usikkerheden på beskrivelsen af en forurening med stor variabilitet, for eksempel et grundvandsmagasin med en forureningsfane. Til vurdering af usikkerheden på den samlede beskrivelse af grundens forurening kan i stedet benyttes mere avancerede grundvandsmodeller med denne mulighed eller det tidligere nævnte sandsynlighedsbaserede planlægnings-, beregnings- og visualiseringsprogram, afsnit 10.10.2.2.4, 10.10.3.1 og 10.10.4.1. I er vist sandsynlighedskonturer for overskridelse af valgte tærskelværdier (1 µg ethylbenzen/L for grundvand, 40 mg bly/kg tørstof for jord) for brug af de for den danske miljøstyrelse udviklede strategi- og usikkerhedsværktøjer til undersøgelser af forurenede jord og grundvand.



Figur 10.37 Sandsynlighedskonturer for overskridelse af valgte tærskelværdier (1 µg ethylbenzen/L for grundvand, 40 mg bly/kg tørstof for jord) med strategi- og usikkerhedsværktøjer til undersøgelser af forurenede jord og grundvand

Det skal bemærkes, at der specielt til undersøgelser af forurenede jord findes en lang række avancerede, geostatistisk baserede værktøjer, som f.eks. VSP, se delrapporten om prøvetagningsstrategier for forurenede jord, kapitel om visualiserings- og beregningsværktøjer.

10.5.2 Prøvetagningsusikkerhed

Styring og beregning af prøvetagningsusikkerhed er netop nu under hastig udvikling. En arbejdsgruppe under Eurachem⁷ /EUROLAB⁸ udarbejder i øjeblikket en international vejledning i beregning af prøvetagningsusikkerhed, ‘Estimation of measurement uncertainty arising from sampling’. Brug af simple kontrolprøver (specielt dobbeltprøver og baggrundsprøver), som kan benyttes til beregning og styring af prøvetagningsusikkerhed og –fejl har længe været beskrevet /10;41/. Håndbøger i prøvetagning anviser ligeledes metoder til kvalitetskontrol /7;9/. I forbindelse med etablering af en personcertificeringsordning for prøvetagere under Nordtest/Nordic Innovations Centre (NICE) er udarbejdet en vejledning i valg af kvalitetskontrolredskaber til prøvetagning, hvor der er givet eksempler på den vigtigste information, som kan fås fra forskellige typer af prøvetagningskvalitetskontrol, tabel 10.7. Vejledningen i valg af kvalitetskontrol til prøvetagning fra håndbogen for certificeringsordningen /43/ er indsat som appendiks 1.

Tabel 10.7 Vigtigste information opnået med forskellige typer af kvalitetskontrol af prøvetagning, efter /43/

	Prøvetag- ningspara- metre	Prøvetag- ningsusik- kerhed	Prøvetag- ningsrig- tighed	Falsk positive og for høje	Falsk negative og for lave
Kalibrering af udstyr	√				
Dobbeltprøver		√			
Prøveblind eller baggrundsprøver				√	
Prøvetagningskontrol					√
Prøvetager interkalibrering			√		
Prøvetagning på referencestation			√		

Fastlæggelse af prøvetagningsusikkerhed udføres normalt efter 2 forskellige metoder:

- analyse af alle operationer i prøvetagning til fastlæggelse af bidrag til usikkerheden (“bottom up”)
- kvalitetskontrol af udført prøvetagning og beregning af samlet usikkerhed (“top down”)

⁷ Eurachem er et netværk af organisationer i Europa, hvor hver organisation har nationale analytiske laboratorier som medlemmer

⁸ EUROLAB er European Federation of National Associations of Measurement, Testing and Analytical Laboratories

Bottom up metoden kan med fordel være underbygget af en analyse baseret på prøvetagningsteori (theory of sampling, ToS) og er for miljømatricer relativt omfattende. Top down metoden er en praktisk opgørelse af prøvetagningsusikkerheden baseret på kvalitetskontrolprøver, der i tilfælde af for stor usikkerhed til formålet kan suppleres med en nærmere analyse efter bottom up princippet. Et eksempel kan ses i /44/.

Samlet vurderes, at der foreligger metoder til beregning af prøvetagningsusikkerhed, men at anvendelsen har haft lille udbredelse udenfor USA og måske Storbritannien.

10.5.3 Måle- og analyseusikkerhed

Analyseusikkerheden i laboratorier har været genstand for omfattende arbejde indenfor de sidste 20 år og der foreligger nu konkrete anvisninger på og krav til kvalitetskontrol og -sikring på akkrediterede analyselaboratorier /45/. Opgørelse af den totale usikkerhed på laboratorieanalyseresultater er velbeskrevet, se f.eks. /46/, og der foreligger beskrivelser af metoder beregnet på brugere af analyseresultater /40/.

For feltmålinger benyttes kvalitetskontrol og usikkerhedsberegning i mindre omfang, men en Nordisk håndbog i kvalitetskontrol af feltmålinger er netop færdiggjort /47/, hvor der er givet eksempler på den vigtigste information, som kan fås fra forskellige typer af feltmålingskvalitetskontrol, tabel 10.8. Håndbogen indeholder også forslag til krav til målekvalitet for forskellige formål og typer af feltmålinger, samt beregningsmetoder og forslag til rapportering af feltmåleresultater med usikkerhed.

Tabel 10.8 Vigtigste information opnået med forskellige typer af kvalitetskontrol af feltmålinger, efter /47/

	Instrument linearitet og respons	Methode præcision	Method rigtighed	Falsk positives og/eller negative	Detektionsgr ænse
Kalibrering og check	√				
Kontrol-prøver	√		√	√	
Blindprøver				√ ⁹	√
Dobbeltprøver		√			(√) ¹⁰
Spikede prøver	√		√	(√) ¹¹	
Interkali- bringer			√		

Samlet vurderes, at der foreligger metoder til kontrol og opgørelse af usikkerhed ved både laboratorieanalyseresultater og feltmåleresultater, men at der kan være et behov for regnearksredskaber til beregning af usikkerhed ved feltmålinger.

⁹ viser falsk positive

¹⁰ hvis kun prøver med koncentrationer under 5 x den forventede måledetektionsgrænse medtages

¹¹ viser falsk negative

10.5.4 Fortolkning af usikkerhed

Resultaterne af en prøvetagningsstrategi skal som hovedregel holdes op imod kvalitetsmål formuleret generelt eller for undersøgelsen. Denne vurdering foretages normalt ud fra forskellige modeller afhængig af formålet:

- sammenligning af enkeltresultater med grænseværdi
- sammenligning af gennemsnit for område eller periode med grænseværdi
- sammenligning af sandsynlighed for overskridelse eller risiko for fejl med krav til risiko

Tabel 10.9 Eksempler på anvendelse af de 3 fortolkningsmodeller for undersøgelsesresultater

	Enkeltværdikontrol	Gennemsnitskontrol	Sandsynlighedskontrol
Formål	Kontrol af grundvands forureningsindhold i boring til drikkevand	Kontrol af forureningsindhold i grundvand pumpet til kloak fra afværgeboring	Afgrænsning af en forureningsfane med sandsynlighed for overskridelse af tærskelværdi
Udførelse	Resultat sammenlignes med grænseværdi, hvis overskridelse lukkes boring	Gennemsnit sammenlignes med krævet højeste værdi, hvis overskridelse krav om rensning eller øget afgift	Sandsynlighedskontrol for forureningsfane sammenlignes med målsætning (f.eks. afstand til vandværksboring, krævet volumen forurennet vand oppumpet til rensning), krav om oprensning ved for stor fane
Statistik	Ingen	Simpel beregning af gennemsnit	Monte Carlo simulering, geostatistik eller avanceret modellering
Fordele	Enkel at operere med	Enkel at operere med	Giver retvisende beskrivelse af fanen inklusive usikkerhed på undersøgelsen, tilskynder til undersøgelse af tilstrækkeligt omfang
Begrænsninger	Følsom for outliers, kan medføre lukning af boring på forkert grundlag, kan tilskynde til færrest muligt prøver	Kan tilskynde til færrest muligt prøver	Kræver formulering af krav i form af sandsynlighed
Tilpasninger	Tidsseriekontrol kan kvalificere indsatsen	Formulering af krav som højest tilladt sandsynlighed for overskridelse vil tilskynde til mere omfattende prøvetagning og kvalificere beslutninger	Formulering af krav som afgrænsning af fane med angivet sandsynlighed for overskridelse af tærskelværdi er nødvendig.

Prøvetagningsstrategien skal reflektere den fortolkningsmodel, som påtænkes anvendt. Fortolkningsmodellen skal altså, som allerede anført, inddrages under fastlæggelse af prøvetagningsstrategien.

I forbindelse med DQO processen har US EPA udgivet en omfattende beskrivelse af de statistiske metoder, som kan benyttes til at vurdere en undersøgelses data /48/, og til brug i miljøtekniske undersøgelser har Naturvårdsverket givet forslag til statistisk bearbejdning /41/.

I tabel 10.9 er givet eksempler på anvendelser af de forskellige fortolkningsmodeller, som kan ligge under en formuleret prøvetagningsstrategi for grundvand.

En variation af gennemsnitskontrol benyttes i Danmark for jordforureninger med akut toksiske virkninger. For disse kræves dels en gennemsnitlig overholdelse af jordkvalitetskriteriet, dels at ingen enkeltmålinger må ligge mere end 50% over jordkvalitetskriteriet.

Samlet vurderes, at kravoverholdelse til mange formål bedst formuleres med inddragelse af usikkerhed/sandsynlighed, men at der mangler konkrete anvisninger for formulering og vejledning i usikkerhedsstyring. Derimod er der redskaber til rådighed til usikkerhedsstyring (kvalitetskontrol af prøvetagning og feltmålinger/analyser, beregning og visualisering af usikkerhed på undersøgelser).

Samlet vurderes, at sandsynlighedsbaseret fortolkning af usikkerhed indebærer en mere virkelighedsnær kontrol, samt kan tilskynde til prøvetagningsstrategier af tilstrækkeligt dækkende omfang.

10.6 Referenser

- /1/ EU Parlamentet og Rådet. *Forslag til direktiv om beskyttelse af grundvandet imod forurening* (forslag til "Grundvandsdirektiv"). 2003/0210 (COD). 2003.
- /2/ EU Parlamentet og Rådet. *Direktiv om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger* ("Vandrammedirektivet"). 2000/60/EF. 2000.
- /3/ Miljøstyrelsen. *Oprydning på forurenede lokaliteter*. Miljøstyrelsens Vejledninger nr. 6 og 7. 1998.
- /4/ Naturvårdsverket. *Vägledning för miljötekniska markundersökningar*. Rapport 4310 og 4311. 1994.
- /5/ Department of the Army. *Conceptual site models for ordnance and explosives (OE) and hazardous, toxic, and radioactive waste (HTRW) projects*. 2003.
- /6/ Naturvårdsverket. *Metodik för inventering av förorenade områden*. Rapport 4918. 1999.
- /7/ Grøn, C., Falkenberg, J., and Weber, K. *Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand*. 2003. København, Denmark, Amternes Videncenter for Jordforurening.
- /8/ Baurne, G. *Grundvattenövervakning och fältanalys*. Naturvårdsverket. Rapport 3688. 1990.
- /9/ Jansson, T., Englov, P., Delblanc, F., Fürst, H., Back, P.-E, Håkansson, K., and Helldén, J. *Fälthandbok Miljötekniska markundersökningar*. 1-2004. 2004. Linköping, Sweden, Svenska Geotekniska Föreningen. SGF Rapport.
- /10/ US Geological Survey. *National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data*. Book 9. 1999. US Geological Survey.
- /11/ Miljøstyrelsen. *Branchevejledning for forurenede træimprægneringsgrunde*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 8. 1998.
- /12/ Miljøstyrelsen. *Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand*. 20. 1996. Miljøstyrelsen. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen.
- /13/ Miljøstyrelsen. *Branchevejledning for forurenede garverigrunde*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 9. 1998.
- /14/ Miljøstyrelsen. *Branchevejledning for forurenede tjære-/asfaltgrunde*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 10. 1998.
- /15/ Miljøstyrelsen. *Branchevejledning for olie- og benzinforurenede grunde*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 11. 1998.
- /16/ ISO. *Guidance on investigation of soil contamination of urban and industrial sites*. Draft international standard. 10381-5. 2002.

- /17/ Falkenberg, J., Persson, B., and Andersen, J. S. *Strategier for kortlægning af diffus jordforurening i byområder*. 911. 2004. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- /18/ Statens Forureningstilsyn. *Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn*. Veiledning 99:01a. 1999.
- /19/ Holm, J. and Kjærgaard, M. *Manual for program til risikovurderinger - JAGG (Jord, Afdampning, Gas, Grundvand)*. Miljøprojekt no. 520. 2000. Miljøstyrelsen.
- /20/ ASTM. *Standard guide for risk-based corrective action*. 2000.
- /21/ ISO. *Guidance on sampling of groundwater at contaminated sites*. International standard. 5667-18. 2001.
- /22/ Ejlskov, P., Bjerg, P. L., and Kjeldsen, P. *Grundvandsundersøgelser ved fyld- og lossepladser*. Nr. 3 1998. Amternes Videncenter for Jordforurening. Teknik & Administration. 1998.
- /23/ US EPA. *Ground-Water Sampling Guidelines for Superfund and PCRA Project Managers*. 2002.
- /24/ Bjerg, P. L. and Kjeldsen, P. *Grundvandsmonitoring ved ukontrollerede fyld- og lossepladser*. Teknik & Administration nr. 8 1999. Amternes Videncenter for jordforurening. 1999.
- /25/ INCORE. *Integrated concept for groundwater remediation*. 2002. <http://www.umweltwirtschaft-uw.de/incore/doku/INCORE.pdf>.
- /26/ McGrath,WA, Pinder,GF: *Search strategy for groundwater contaminant plume delineation*. *Water Resources Research* 39:1298, 2003
- /27/ US EPA. *Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater*. 1998.
- /28/ US Air Force Center for Environmental Excellence. *Technical Protocol for Implementing Intrinsic Remediation with Long Term Monitoring for Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater*. 1995.
- /29/ ASTM. *Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites*. 2002.
- /30/ CONCAWE. *European oil industry guideline for risk-based assessment of contaminated sites*. 2003.
- /31/ Oliebranchens Miljøpulje. *Kvalitetsmanual vedrørende behandling af OM projekter*. 2003.
- /32/ Naturvårdsverket. *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Rapport 4889. 1998.
- /33/ Christensen TH, Kjeldsen P, Christensen S, Hjelmars O, Jansen JIC, Kirkegaard C, Madsen B, Olsen N, Refsgaard JC, Toudal JK: *Grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier*. DAKOFA, 1985,

- /34/ US EPA and US. Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations. EPA/600/R-00/007. 2000.
- /35/ US EPA. Using the Triad Approach to Streamline Brownfields Site Assessment and Cleanuo - Brownfields Technology Primer Series. 2003. US EPA.
- /36/ Wexler EJ: Analytical solutions for one-, two-, and three-dimensional solute transport in ground-water systems with uniform flow. In U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations. 1992,
- /37/ Wexler EJ: Analytical solutions for one-, two-, and three-dimensional solute transport in ground-water systems with uniform flow -- Supplemental Report: Source codes for computer programs and sample data sets. In U.S. Geological Survey Open-File Report 92-78. 1992,
- /38/ ASTM. RBCA fate and transport models: compendium and selection at a glance. 1998.
- /39/ US EPA. Sampling design and decision support tools module at a glance. <http://and.fate.clu-in.org>. 2004.
- /40/ Stuckert, K. and Grøn, C. Håndbog i analysekvalitet for laboratoriebrugere. 2001-4. 2001. København, Denmark, Amternes Videncenter for Jordforening. Teknik og Administration.
- /41/ Naturvårdsverket. Rätt datakvalitet. Rapport 4667. 1996.
- /42/ Miljø- og Energiministeriet. Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger udført af akkrediterede laboratorier, certificerede personer m.v. Bekendtgørelse 637. 30-6-1997.
- /43/ Grøn, C., Hansen, J B, Andersen, K. J., Joutti, A., Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Fridjonsson, H., Bendiksen, T., and Nordbäck, J. Nordtest Sampler Certification Scheme Handbook. 2005. Udkast.
- /44/ Ramsey, MH: Sampling as a source of measurement unceratinty: techniques for quantification and comparison of analytical sources. *Journal of Analytical Atomic Spectroscopy* 13:97-104, 1998
- /45/ EN ISO/IEC. General requirements for the competence of testing and calibration laboratories. European standard 17025. 2000.
- /46/ Magnusson, B., Näykki, T., Hovind.H., and Krysell, M. Håndbok for beregning af måleusikkerhed på miljølaboratorier. TR 537. 2004. Nordtest. Nordtest Report.
- /47/ Grøn, C., Falkenberg, J., Andersen, J. S., Børresen, M., Pettersen, A., Nilsson, S., Håkansson, K., and Laiho, J. V. P. Quality Control Manual for Field Measurements. 2005. Udkast.
- /48/ US EPA. Guidance for data quality asesment, practical methods for data analysis. EPA/600/R-96/084. 1998.

10.7 Appendiks - Quality control selection guide for sampling of soil and groundwater, requirements for certified samplers

The purpose of quality control of sampling is to ensure a stable and documented quality of the sampling. The type of quality control and the sampling quality to be reached shall be described in the sampling method. As an initial quality control, the compliance between methods, equipment and materials (*e.g.*: tubing, sample containers) and the parameters to be measured in the matrices sampled should be ensured.

Sampling quality control can include both the sampling uncertainty (how similar two samples are taken) and the sampling trueness (how close to a “true” sample).

The sampling quality control may be done as an initial evaluation of the uncertainty of the sampling method applied at the sampling site or as site quality control during each sampling. Initial evaluation of the uncertainty is typically done for flow or time proportional sampling of streams, where sampling is repeated at intervals. Site quality control is typically done, when spot samples are taken.

Types of quality control

The elements in sampling quality control are sampling equipment control, repeated sampling (*e.g.*: duplicate sampling), field blanks, field controls, intersampler comparisons and sampling at reference stations. The primary and most important information obtained for each type of quality control is described in the below table, and further comments are given subsequently.

	Sampling parameters	Sampling uncertainty	Sampling “trueness”	False positives and high	False negatives and low
Equipment calibration	√				
Repeated sampling		√			
Sampling blanks				√	
Sampling controls					√
Sampler inter-comparisons			√		
Sampling at reference stations			√		

Equipment check

Control of equipment calibration and operational parameters (*e.g.*: pump yield) is essential in order to establish the sampling parameters.

Sampling duplicates and replicates

The sampling uncertainty can be estimated by taking replicate samples with the least possible difference in time and space. The uncertainty can be estimated as the relative standard deviation using simple statistical methods such as *r* charts or *r* statistics (duplicates) or calculation of standard deviation (of replicates). The calculated uncertainty will in addition to the sampling uncertainty include an uncertainty component from matrix variability and an uncertainty component related to the analyses, and the statistical design and interpretation shall take this into consideration.

Sampling blanks

Sampling clean matrix can control the risk of sample contamination, *i.e.*: by using a sampling blank. For many types of sampling, the use of sampling blanks is not possible due to requirements for large volumes of clean matrix or large vessels for containing the matrix. The use of a field blank, *i.e.*: clean matrix transferred to a sample container of the same type as used for the samples, transported to the laboratory and analysed with the samples, is a useful control for matrices and parameters with a risk of false positives or highs due to contamination of sample containers, during transport or in the laboratory.

Sampling controls

Sampling matrix with a known content can control the risk of loosing the property that is the target of the sampling, *i.e.*: by using sampling controls. For many types of sampling, the use of sampling controls is not possible due to requirements for large volumes of matrix with a known content or large vessels for containing the matrix. The use of a field control, *i.e.*: matrix with known content transferred to a sample container of the same type as used for the samples, transported to the laboratory and analysed with the samples, is a useful control for matrices and parameters with a risk of false negatives or lows due loss to sample containers, during transport or in the laboratory.

Sampler intercomparisons

The trueness of sampling can be estimated by letting different samplers with different methods and equipment sample the same matrix with the least variation in time and space, *i.e.*: by participation in sampler intercomparisons. Sampler intercomparisons are available only for very few matrices and parameters.

Sampling at reference sites

The trueness of sampling can be estimated by letting different samplers with different methods and equipment sample the same matrix at the same site where the variation in time and space is known, *i.e.*: by sampling at reference sites where the “true” sample qualities are known. Reference sites can be established by cooperations of samplers or their employers.

Requirements for quality control

The requirement for quality control will depend upon the matrix, the equipment, the method and the purpose of sampling.

General requirements for certified samplers are:

- control of all target sampling parameters shall be done, when possible
- the results of initial estimation of uncertainty or sampling quality control shall be reported in the sampling report
- certified samplers should participate in sampler intercomparisons if available for sampling within their scope
- certified samplers should perform sampling at reference sites if available for sampling within their scope

Initial estimation of uncertainty for time and flow proportional sampling shall include:

- estimation of sampling uncertainty from replicates

Site quality control of spot sampling shall include:

- one sampling duplicate shall be included per 10 samples taken and at the least one sampling duplicate per sampling series, if the number of samples is lower than 10
- field blanks shall be included in all sampling series with risk of false positives or highs
- field controls shall be included in all sampling series with risk of false negatives or lows

Specific, additional requirements and changes of initial estimation of uncertainty and site quality control are summarized below for each matrix.

Soils

- sampling parameters
 - none
- uncertainty
 - none
- trueness
 - none

Groundwaters

- sampling parameters
 - check pump yield, field instrument calibrations
- uncertainty
 - none
- trueness
 - field blanks for volatile compounds
 - field controls for adsorbable compounds

intersampler comparisons or reference site sampling, if available.

11 Delrapport - Inventering av provtagningsstrategier för porgas

Förord

Rapporten er skrevet på dansk, visse ord er oversat (*kursiveret og i parentes*), hvis der er stor forskel (*skilnad*) mellem dansk og svensk.

Denne delrapport beskriver foreliggende strategier eller elementer hertil for prøvetagning af poreluft i forbindelse med undersøgelser af forurenede grunde. Delrapporten giver også en beskrivelse af de metoder der foreligger, som kan anvendes til vurdering og visualisering af undersøgelsernes resultater. På baggrund af delrapporten kan skitseres, hvordan en egentlig vejledning i prøvetagningsstrategi, -vurdering og –visualisering for poreluft kan udformes, samt hvor der er behov for mere viden.

Delrapporten præsenterer den svenske og internationale viden der foreligger, som kan tilpasses og bringes til anvendelse i Sverige i form af vejledninger. Delrapporten giver tillige en oversigt over prøvetagningsstrategier og redskaber hertil, men giver ikke detaljerede anvisninger på udførelse. Ligeledes beskriver delrapporten ikke prøvetagningsmetoder, idet disse kan findes i vejledninger og håndbøger.

Rapportens kapitel 11.1 giver en introduktion til de problemstillinger, hvor anvendelse af poreluftprøvetagning kan være relevant samt en kort oversigt over de typer af prøvetagningsmetoder, der findes. I de to næste kapitler er henholdsvis svenske og internationale beskrivelser af strategier for prøvetagning af poreluft opsummeret, og der gives en kort sammenfatning heraf i kapitel 11.4. Anvendelsen af foreliggende visualiseringsværktøjer på poreluftprøvetagning er omtalt i kapitel 11.5 sammen med en oversigt over de beregningsværktøjer der findes for poreluft. Endelig gives der generelle anbefalinger og forslag til det videre arbejde i kapitel 11.6.

Delrapporten er udarbejdet af Lizzi Andersen, DHI – Institut for Vand og Miljø.

Sammanfattning

På opdrag fra Naturvårdsverket er igangsat et projekt om prøvetagningsstrategier i forurennet jord, grundvand og poreluft. Fase 1 af projektet omfatter gennemgang af svenske og internationale kilder vedrørende prøvetagningsstrategier. Nærværende rapport præsenterer status vedrørende strategier for prøvetagning af poreluft.

Forureningskoncentrationen i poreluft er udover af variationen i jordmediet og af forureningen også påvirket af det konkrete vandindhold i jorden samt en række meteorologiske forhold såsom temperatur, nedbør, vind, barometertryk og differenstræk. I nærheden af bygninger er poreluften tillige påvirket af bygningens indeklima, der igen også er en funktion af bl.a. de meteorologiske forhold. Da disse forhold kan være forholdsvis variable over kort tid, vil dette også kunne gælde poreluftkoncentrationen, hvilket stiller særlige krav til poreluftundersøgelser, såfremt man skal opnå retvisende resultater.

Formålet (*syftet*) med poreluftprøvetagning deler sig i mellem undersøgelser med henblik på opsporing af kilder eller afgrænsning af forureninger af jord og grundvand med flygtige forureninger og så af undersøgelser rettet mod vurdering af risici for påvirkning af indeklimaet. Dette vil medføre behov for noget forskellige strategier for disse to typer af undersøgelser.

Der foreligger et stort antal af vejledninger, rapporter, artikler og standarder som i større eller mindre omfang beskriver fremgangsmåde og udstyr til prøvetagning og analyse af poreluft, men forslag til fastlæggelse af strategier for prøvetagningen er kun omtalt i generelle vendinger eller slet ikke. I en række tilfælde indgår dog specifikke anbefalinger, som ville kunne være en del af en samlet strategi. Der er som regel i et eller andet omfang givet anvisninger på, hvorledes prøvetagning af poreluft kan eller skal udføres, og nogen anvisning på strategiske elementer i prøvetagningsplanen såsom antal, placering og dybde af prøvetagningspunkt under terræn (eller bygning). I nogle tilfælde er der også givet især kvalitative anvisninger for hvor længe, der skal måles, i hvilket omfang målingerne skal gentages, samt om der skal være et særligt mønster i gentagelserne (f.eks. sæsonvariation og hvilke sæsoner der så skal måles).

I Appendix kapitel 11.9 er i skemaform givet en oversigt over hvilke elementer i en strategi, som er behandlet i hvilke af de refererede kilder.

I rapporten er der foretaget en opsummering af de enkelte strategi-dele - strategi-elementer, og der er givet en beskrivelse af, hvorledes poreluftprøvetagning i givet fald indgår i det samlede forløb for undersøgelse, risikovurdering og beslutning om afværge.

Det er tydeligt, at anvendelsen af poreluftprøvetagning som en del af dette forløb er et forholdsvis nyt fænomen, og at de faktiske erfaringer med det er begrænsede og først nu begynder at blive systematisk indsamlede og vurderede.

Der findes forskellige vejledninger for opstilling af datakvalitetsmål for miljøtekniske undersøgelser uanset medie. En af de mest detaljerede af disse vejledninger er udarbejdet af USEPA og er omtalt i detaljer i delrapporten om strategier for prøvetagning af jord, ”Inventering av strategiverktyg för provtagning av jord” i nærværende projekt. I nærværende rapport er i kapitel 11.4 givet en

oversigt over de dele af denne procedure, som især vil have et indhold, der vil være specifikt for prøvetagning af poreluft.

De anvisninger, der foreligger vedrørende poreluftprøvetagninger med henblik på kildesøgning eller indledende kortlægning af forureningsudbredelse i jord- og/eller grundvand, er typisk indeholdt i standarder – enten internationale eller ASTM (American Society for Testing and Materials). Disse standarder indeholder også de mest præcise anbefalinger vedr. selve prøvetagningen, samt kvalitetssikring og tolkning af resultater.

For undersøgelser, der relaterer sig til vurdering af risikoen for påvirkning af indeklima fra forurenede poreluft, har fokus i de fleste lande været på en fase-opdelt risikovurdering, hvor det indledende udgangspunkt har været at anvende jord- og/eller grundvandskoncentrationer som udgangspunkt for en beregning af en resulterende koncentration i indeklimaet. Der er således en lidt forskellig holdning til anvendelse af poreluftkoncentrationer som et udgangspunkt for beregning af indeklimakoncentrationen, idet nogle lande/stater mener, at det skal man – i hvert fald i de senere faser af risikovurderingen, mens andre mener, at usikkerheden forbundet med poreluftmålinger er for stor.

Der findes ingen specifikke værktøjer til visualisering af prøvetagningsplaner eller måledata fra poreluftprøver. Visualiseringsværktøjer for prøvetagning for jord kan i princippet anvendes, såfremt poreluftmålingerne er udtaget samtidigt. I kapitel 11.5 er givet et par eksempler på værktøjer til visualisering af planer for og resultater af prøvetagning af jord, som under visse forudsætninger kunne tænkes anvendt også til poreluft. Det skal selvfølgelig indgå i brugen af værktøjet, at forurening i poreluft er meget mere variabelt især i tid end forurening i jord og dermed vil måleresultaterne, der skal visualiseres, i sig selv være behæftet med en større usikkerhed. Der vil selvfølgelig være en sammenhæng mellem indholdet i poreluften i to nærliggende punkter, men denne indbyrdes afhængighed er kun gældende over forholdsvis korte afstande.

Til beregning af udbredelse af forurening i poreluft findes der især en lang række værktøjer til vurdering af påvirkning af indeklima. Som ovenfor nævnt har modellering ud fra forureningskoncentrationer i jord og grundvand hidtil været den væsentligste vej til vurdering af denne eksponeringsvej.

Dette betyder, at måling med relation til poreluft i denne sammenhæng hovedsagelig været fokuseret på måling af de parametre, der kan påvirke den resulterende poreluft- eller indeklimakoncentration (f.eks. porøsitet, vandindhold, trykvariation), hvis da ikke også disse parametre er blevet valgt ud fra generisk fastsatte værdier typisk hæftet op på jordtypen.

I målestrategisk sammenhæng vil modellerne kunne bruges til en forhåndsvurdering af det forventelige variationsinterval for poreluftkoncentrationen. Da der er tale om 1-dimensionale modeller, kan de ikke bruges i forbindelse med planlægningen af placeringen af målepunkter i en flade eller et 3-dimensionalt område, som en poreluftrelateret problemstilling typisk udgør.

Appendiks 11.3 indeholder en liste over en række af de mest anvendte modeller for beregning af indeklimapåvirkning..

Der er en løbende diskussion af repræsentativiteten af resultaterne af disse modelberegninger, idet modelresultaterne ofte ved en efterprøvning har vist sig at

ligge størrelsesordner over de målte værdier. En del af forklaringen på dette må dog vurderes at henhøre til, at der netop ikke foretages stedsspecifikke målinger af de parametre (f.eks. porøsitet, vandindhold, indhold af organisk stof), som i høj grad bestemmer den resulterende poreluftkoncentration. En anden forklaring kan være, at modellerne er opstillet til at bestemme ”worst case” situationer (f.eks. med hensyn til trykforskelle mellem inde og ude), som ikke nødvendigvis er gældende i målesituationen. Under alle omstændigheder er der også en væsentlig usikkerhed forbundet med modelberegning af poreluft- og tilhørende indeklimakoncentrationer.

Litteraturgennemgangen viser, at der et stort behov for opstilling af en systematisk procedure for udarbejdelse af strategier for poreluftundersøgelser og efterfølgende for korrekt anvendelse af resultaterne i beslutninger vedrørende risiko og behov for afværgeforanstaltninger. Denne procedure skal kunne indgå i det sæt af svenske vejledninger, som i dag retter sig mod denne proces og skal kunne håndtere de forskellige formål (*syfte*) med undersøgelserne samt det store spænd i dataomfang, som kan forventes af poreluftundersøgelser.

Summary

Supported by Naturvårdverket, a project has been initiated concerning strategies for sampling of contaminated soil groundwater and soil gas. Phase 1 of the project has encompassed an inventory of Swedish and international sources on these strategies. This report presents the status on strategies for sampling of soil gas.

Contaminant concentrations in soil gas is a function not only of the variation in the soil media and in the contamination it self but also of the actual water content in the soil and of a number of meteorological parameters such as temperature, precipitation, wind, barometric pressure and pressure differential. Near buildings the soil gas is also influenced by the indoor climate of the building, which in turn is a function of the meteorological conditions. Since these parameters can vary substantially in a relatively short time period, this is also true for contaminant concentrations in soil gas. This sets special demands on the investigation of soil gas if reliable results are to be obtained.

The aim of a soil gas investigation normally falls into one of two groups: Either an investigation related to the search for a “hot spot” or the delineation of a soil or groundwater contamination with volatile components or an investigation related to the evaluation of possible risk for impact the indoor climate of buildings. This leads to a need for a somewhat different strategy for the two types of investigations.

The inventory has shown that a number of guidance documents, reports, articles, and standards exist that describe method and equipment related to soil gas investigations. In these documents sampling strategies are described in general terms or not at all. Specific recommendations that could be elements of a strategy are mentioned. Usually, some recommendation is given as to how sampling (or direct measurement) of contaminations in soil gas can or shall be carried out. Sometimes these recommendations also include strategic elements such as number, location and depth of measurement points and placement in relation to buildings. In some cases also primarily qualitative advice is given with respect to for how long and how often measurements are to be taken, to what degree measuring rounds should be repeated, and if a specific pattern should be followed (e.g. seasonal and which seasons).

Appendix, kapitel 11.9 contains a summary of which elements are mentioned in which sources.

In the report these elements are listed, and a description is made of how soil gas sampling is used in the total approach for investigations, risk assessments and decision making related to the implementation of clean up at a given site. It is obvious from the inventory the soil gas sampling as an integrated part of this approach is a fairly recent phenomenon and that experience and knowledge about the use of soil gas investigations is limited and only recently has been subject to systematic evaluation.

Several guidance documents exist focusing on data quality objectives (DQO) for environmental investigations. One of the more detailed is published by USEPA and has been described in detail in the report on investigation strategies for sampling of soil. Chapter 11.4 in this report contains an overview of which part of this procedure that contains elements that will be specific for sampling of soil gas.

The existing guidance on sampling of soil gas related to pinpointing of source location or as a initial investigation of soil or groundwater contaminated with volatiles is typically contained in standards – either international or ASTM (American Society for Testing and Materials). These standards also contain though most specific recommendations with respect to the sampling process in it self and to quality assurance and interpretation of the resulting data.

For investigations related to the evaluation of risk to indoor air, the focus in most countries has been towards a stepwise risk assessment, where the initial assessment has been made based on soil or groundwater concentrations as the basis for calculation of a resulting concentration in the indoor air. There have therefore been differing views as to the measurement of concentrations in soil gas as a basis for the evaluation of risk to indoor climate. Some countries/states require such measurements – at least in the later stages of a risk assessment process, while others view them as being to uncertain.

No specific tools for the visualisation of either plans for or results of soil gas investigations. Visualisation tools for soil can in principle be used for soil gas measurements taken at a specific time. Chapter 11.5 contains a couple of examples of visualisation tools for soil sampling that could be used for soil gas under certain conditions. When using such tools, it should of course be taken into account that the variability of contaminant concentrations in soil gas and thus the uncertainty of the results to be visualised is greater than for soil. There is of course an interdependency between soil gas concentrations in neighbouring measuring points, but this interdependency only exists over relatively short distances.

Several models exist with the aim of estimation of the risk to indoor air from contaminant vapours from soil and groundwater. As previously mentioned this has been the typical way of estimation of such as risk.

This means that measurement in relation to soil gas in this connection primarily has been focused on the parameters that impact the resulting contaminant concentrations in soil gas and indoor gas (e.g. porosity, water content, pressure variation). Often these parameters have also been estimated based on knowledge of soil type.

In a procedure related to strategy for the measurement of soil gas, modelling can be used to initially estimate the potential data variability of the concentrations in the soil gas. Since the models are 1-dimensional, they cannot be used in the planning of the location of sampling points in a plane or a 3-dimensional space, which are typical for a problems related to soil gas contamination.

Appendix (kapitel 11.10) contains a list of a number of the most commonly used models for calculation of indoor air impact.

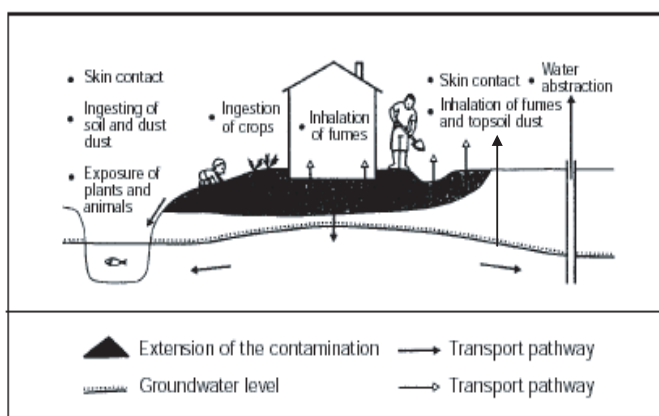
There is an ongoing discussion of the representativeness of the results of these model results, since comparison of modelled and measured concentrations often show that the model overestimates the concentrations with up to several orders of magnitude. Part of the explanation for this is that site specific measurements of the parameters (e.g. porosity, water content, organic carbon content) that influence the resulting soil gas concentration are most often not carried out. Another explanation could be that the models are constructed to estimate worst case scenarios that may not be similar to the conditions under which the measurements are carried out (e.g. with respect to pressure difference between indoor and outdoor air and/or soil air).

In any case, substantial uncertainty is also connected with the modelling of soil gas concentrations and the related indoor impact.

The inventory shows a great demand for the development of a systematic procedure for the setting of strategies for soil gas investigations and subsequent correct use of the results in decisions related to risk and need for remediation. This procedure should be established in a form where it can be smoothly integrated into the Swedish set of guidance documents that exist today and should be able to handle the wide span of amounts of data that are typical for this soil gas investigations.

11.1 Introduktion

En forurenad grund kan påverka människor och miljö igennem en række spredningsveje, se figur 11.1. Ved en jord- eller grundvandsforurening med flygtige stoffer vil disse stoffer kunne afdampe, hvilket medfører en risiko for indånding af skadelige dampe både på friarealer og i indeklimaet. I risikovurderingssammenhænge er poreluften således en spredningsvej for forureninger primært til indeklimaet, idet udeluftkoncentrationer p.g.a. det kraftigere luftskifte udendørs kun sjældent overskrider niveauer, der kan påvirke menneskers sundhed.



Figur 11.1 Spredningsveje fra forurenad grund (Miljøstyrelsen 1998 292 /id).

Poreluften kan forurenas både via afgivelse af flygtige stoffer fra en jordforurening over eller under grundvandsspejlet og via afgivelse fra en forureningsfane i grundvandet.

Afdampning fra jord eller grundvand vil ofte være ét ud af flere bidrag udendørs såvel som indendørs. Der tænkes her på luftforureninger stammende fra trafik, nærliggende industri, afgangning fra bygningsmaterialer m.m., rygning, hobbyaktiviteter m.m.

Udover poreluftforureninger forårsaget af jord- og grundvandsforureninger med flygtige forureningskomponenter kan poreluftforureninger også være knyttet til gas fra lossepladser. Mekanismerne der styrer forureningernes bevægelse i poreluften, når kilden er lossepladsgas, er dog noget anderledes end for de før nævnte poreluftforureninger, og målestrategierne vil derfor også skulle være anderledes. Det er valgt at holde disse strategier uden for det nærværende arbejde.

Skal der fastlægges en strategi for poreluftprøvetagning, skal der i lighed med for andre typer af forureningsundersøgelser opstilles datakvalitetsmål for undersøgelsen.

En procedure for dette er bl.a. udarbejdet af USEPA og beskrevet i en anden delrapport til nærværende projekt, ”Inventering av strategiverktyg för provtagning av jord”. De overordnede trin (*steg*) i en sådan procedure er heri anført som:

1. Definer problemet.
En konceptuel model som beskriver problemet opstilles. Dette kan for poreluft f.eks. være en beskrivelse af muligheden for, at forurennet poreluft kan sive ind i et hus. Problemejere og –lødere samt beslutningstagere identificeres. Tilgængelige ressourcer i form af tid penge og personale identificeres.
2. Identificer de relevante beslutninger. De relevante spørgsmål med relation til problemet defineres, og en beslutningsstruktur opstilles.
3. Identificer hvilke informationer beslutningen kræver.
Opstil oversigt over informationskilder. Definer grundlaget for de relevante miljøkriterier. Identificer relevante metoder for prøvetagning og analyse og vurder deres egnethed i forhold til de relevante krav til nøjagtighed, præcision, repræsentativitet og mulige fejlkilder.
4. Definer randbetingelser. Definer den sande population, der er aktuel for den rejste problemstilling. Definer rumlig og tidslig afgrænsning, inden for hvilke data forventes at være repræsentative. Definer praktiske og tekniske begrænsninger for indsamling af data samt tidsrammer for indsamlingen. Diskuter mulige beslutninger relateret til tidsmæssige risici for undersøgelsen. Definer de mindste delpopulationer af data, voluminer eller tid, for hvilke der skal træffes særskilte beslutninger.
5. Opstil en beslutningsregel. Definer relevant populationsparameter (middelværdi, median, percentil) for beslutningen. Check at de valgte miljøkriterier er højere end det valgte detektionsniveau.
6. Opstil tolerable niveauer for beslutningsfejl. Identificer potentielle datausikkerheder. Definer forventet variationsinterval for dataene. Opstil en nulhypotese (d.v.s. den situation som er gældende, hvis den ikke kan modbevise, f.eks. poreluftkoncentrationen under et givet rum er ikke forurennet over grænseværdien). Analyser potentielle konsekvenser af fejlagtige beslutninger. Tildel sandsynligheder for at finde værdier over og under de opstillede miljøkriterier, dvs. sandsynligheder som skal afspejle de tolerable niveauer for de potentielle beslutningsfejl.
7. Optimer prøvetagningsstrategien. Iterer de foregående 6 trin. Opstil et egnet prøvetagningsmønster/procedure. Tag hensyn til den samlede ressourceoptimering.

Dette er principielt relevant også for poreluftprøvetagning. I den sammen hæng er det især for punkterne 3, 4, 5 og 6 i proceduren, at de særlige forhold, der kendetegner poreluft vil spille ind. I kapitel 11.4 er der i forbindelse med sammenfatningen af strategier opstillet en oversigt over disse punkter med relation til poreluftundersøgelser.

Der henvises i øvrigt til diskussionen om datakvalitetsmål og datakvalitetssikring i delrapporten om jordprøvetagning, ”Inventering provtagningsstrategier för jord”.

11.1.1 Formål med poreluftundersøgelser

Poreluftmålinger (*porgas mätningar*) kan udføres med forskelligt formål (*syfte*):

- Risikovurdering i forhold til følsom (*känslig*) arealanvendelse, f.eks. indeklimapåvirkning
- Indledende forureningsundersøgelser hvor der forventes forurening med flygtige forbindelser
- Afgrænsning af konstateret jordforurening eller terrænnær (*terräng nära*) grundvandsforurening med flygtige forbindelser
- Lokalisering af punktkilder til konstateret jord- eller grundvandsforurening

Afhængigt af disse formål (*syfte*) kan det både være undersøgelsens sigte at fastlægge en horisontal udbredelse af forureningen i poreluften samt en vertikal gradient fra forureningskilden (jord eller grundvand) til en potentiel receptor (eksponeret person eller tilsvarende) eller blot til jordoverfladen.

Såfremt en undersøgelse udføres med det førstnævnte formål (*syfte*), har den tillige ofte til formål at fastlægge både den gennemsnitlige langsigtede koncentration og den højeste kortvarige koncentration i et givet punkt, der kan forekomme (afhængigt af de relevante forureningskomponenters sundhedsmæssige eller andre egenskaber, f.eks. lugt eller eksplosionsrisiko).

Ved de to sidste formål (*syfte*) er det ofte et éngangsbillede baseret på et relativt stort antal målinger (*mätningar*) foretaget i én runde, der er målet, som grundlag for at fastlægge en foreløbig afgrænsning af en forurening og med henblik på at reducere det nødvendige antal prøvetagninger af jord og grundvand.

11.1.2 De enkelte dele af en konceptuel model for poreluftforurening

I den umættede zone vil forureningskomponenterne være fordelt på 3 faser: adsorberet til jord, opløst i porevand og på dampform i poreluften. Ved kraftig forurening kan der endvidere forekomme fri fase af forureningskomponenterne. Fordelingen mellem de 3 (4) faser vil afhænge af jordens beskaffenhed samt af forureningskomponenternes fysisk/kemiske egenskaber.

Poreluftforurening adskiller sig fra jordforurening ved udover af forureningsårsagen, forureningskomponenten og geologien, også at afhænge af bl.a.:

- Dybden til forureningen samt dens placering i forhold til grundvandsspejlet
- Jordens vandindhold, temperatur og trykforhold.

Sidstnævnte parametre afhænger endvidere af:

- Årstid
- Meteorologiske forhold såsom nedbør, vind og barometertryk (samt ændringerne i disse)
- Tilstedeværelsen af bygninger, deres udformning og placering i forhold til forureningen samt temperatur- og trykforhold inde i bygningerne.

Dette betyder, at poreluft udover at have en spatiel dimension også har en tydelig tidsmæssig dimension, som afhænger af den tidsmæssige variation af en række af ovennævnte parametre. Betydningen af parametrene på den faktisk målte poreluftkoncentration er beskrevet i en lang række kilder. Se f.eks. ISO (2002), Miljøstyrelsen (1998), Environment Agency (2004).

I forbindelse med den i kapitel 11.3 nævnte vurdering i både USA, Canada og England af modelleringsværktøjerne til estimering af en potentiel indeklimapåvirkning er der bl.a. blevet udført en del vurderinger af indeklimakoncentrationens sensitivitet overfor variationer i de parametre, der påvirker den. Disse vurderinger (stort set alle foretaget af firmaet Golders Associates' poreluftekspert) har vist, at de parametre, der har den største indflydelse på indsivningen (til et givet tidspunkt) udover selve koncentrationen i kildeområdet er:

- Jordens indhold af organisk stof (påvirker adsorptionen til jordpartiklerne)
- Forureningskomponentens egenskaber med hensyn til fordeling mellem opløst og dampformig form, udtrykt ved komponentens Henry's konstant
- Vandindholdet i jordens porer samt
- hvor stor en andel af en gulvkonstruktionen, der udgøres af revner (*sprickar*).

Sidstnævnte har dog mindre betydning end de øvrige, og betydningen bliver meget lille, når andelen af revner (*sprickar*) stiger over et vist niveau (0,1 %) (Environmental Agency, 2002)

En af de parametre, der knytter sig størst usikkerhed til, og som har stor indflydelse på opsvingningen af poreluft fra en jord- eller grundvandsforurening, er det der kaldes tortuositeten, en parameter der karakteriserer "snoetheden" (*vridenheten*) af de luftfyldte porer i jorden. Denne parameter er udover af jordens egenskaber (udtrykt ved jordens porøsitet og vægtfylde) stærkt afhængig af vandindholdet i jorden.

Af de tidsafhængige parametre, der knytter sig til en evt. indsvingning i en bygning placeret over forureningen, er - udover variationen i det atmosfæriske tryk - differencetrykket mellem hus og jord den mest sensitive parameter. Disse trykforskelle varierer med inde - og udetemperaturen samt barometertrykket med en variation på op til 2 - 3 Pa. En bygning og dens varierende indklima vil influere på trykfeltet i jorden omkring bygning i op til flere meters afstand (Environmental Agency, 2002).

Tilsvarende vurderinger af især jordparametrenes betydning er også blevet udført i Danmark i 1980'erne i forbindelse med et par projekter for den danske Miljøstyrelse, som blev udført som grundlag for etableringen af de første danske modeller til estimering af gasformig transport og potentiel påvirkning af indeklimaet.

I Appendix, kapitel 11.8 er vist et eksempel på en konceptuel model for poreluftforurening under en bygning (USEPA, 2004).

11.1.3 Prøvetagning, metoder og udstyr

Poreluftundersøgelser udføres både udendørs og i hulrum eller kapillarbrydende lag under bygninger. I sidste tilfælde udføres de afhængigt af formålet (*syftet*) ofte i sammenhæng med egentlige indeklimaundersøgelser, ligesom der også ofte suppleres med målinger (*mätningar*) af udeluftens generelle indhold af de pågældende forureningskomponenter.

Ved udendørsmålinger er de typiske prøvetagningsdybder 1 – 5 m u.t. afhængigt af formålet, geologien og den forventede forurening. På grund af risikoen for nedtrængning af atmosfærisk luft, som kan medføre et ikke-retvisende resultat, anbefales det generelt ikke at tage poreluftprøver tættere på terræn en 0,5 m. I (ISO, 2002) anbefales det, at afstanden til jordoverfladen er mindst 1 m.

Der er en række generelle forhold, der skal tages i betragtning ved udførelse af poreluftmålinger (*porgas mätningar*). Især ved sonderingsmålinger kan frossen jord værende en væsentlig hindring for gennemførelse af en sonderingsmåling. Derudover kan et højt vandindhold i de terrænnære jordlag skabe barrierer for poreluftens mobilitet og således være med til at give et fejlagtigt resultat.

Udover redskaber til måling af poreluftkoncentrationer i sig selv vil det som oftest også være nødvendigt med redskaber til måling af en lang række af de parametre der er nævnt i nærværende kapitels indledende afsnit for at kunne sikre en korrekt tolkning af de målte data.

Poreluftundersøgelser kan afhængigt af formålet (*syftet*) udføres som

- Sonderingsundersøgelser, typisk med nedrammede spyd
- Mere eller mindre permanente monitoringsundersøgelser i egentlige boringer eller sonder.

11.1.3.1 SONDERINGSMÅLINGER

Sonderingsmålinger udføres som nævnt oftest ved hjælp af nedrammede jordspyd, hvorfra der oppumpes et lille volumen luft, som derefter analyseres. Selve nedramningen af sonden samt de specifikke jordforhold kan medføre, at der reelt ikke kan udtages en retvisende prøve fra en sonde (p.g.a. af for eksempel meget tætte jordlag som reelt forhindrer gastransport). Resultater fra sonderingsundersøgelser skal derfor tolkes med varsomhed og i lyset af andre målte forhold (som f.eks. differensterik).

11.1.3.2 MONITERING OVER ET LÆNGERE TIDSRUM

Hvis der ønskes mulighed for gentagen (*upprepad*) måling, vil det være mest hensigtsmæssigt med etablering af faste målepunkter ved hjælp af boringer. Målepunkterne kan enten etableres som faste sonder, hvorfra der kan oppumpes en prøve, eller i form af placering af passive prøvetagere. Under alle omstændigheder er det vigtigt at sikre sig, at der rent faktisk er mulighed for bevægelse (*rörelse*) af gas hen til prøvetagningspunktet, og at dette er sikret mod muligheden for nedtrængning af atmosfærisk luft, der kan fortynde prøven.

Hvis der ønskes målinger fra flere dybder i det samme punkt, anbefales det at installere flere rør med filtersætning i hvert sit niveau. I princippet kan disse rør installeres i den samme boring, men risikoen for gastransport mellem niveauerne

uanset f.eks. afpropping med bentonit er stor, og det frarådes generelt at udføre installationen i det samme borehul.

ISO (2002) indeholder en samlet oversigt over metoder til etablering af prøvetagningspunkter og deres fordele og ulemper.

11.1.3.3 PRØVETAGNINGSDSTYR

Prøver kan som nævnt udtages med passive prøveopsamlere eller ved aktiv pumpning og opsamling af prøven. Prøven kan enten opsamles som en egentlig luftprøve eller via en adsorbent. Endelig kan prøvens indhold af de ønskede parametre analyseres med feltmåleudstyr eller ved ekstraktion og analyse på et laboratorium.

Der findes en lang række både ældre og yngre rapporter og artikler, der sammenligner fordele og ulemper ved de forskellige typer af prøvetagningsudstyr, se f.eks. Smith et al, 1992; Monks, 2001; Werner & Hohener, 2003.

Prøvetagningstiden bør afpasses dels efter, hvorvidt prøvetagningen skal belyse maksimale eller gennemsnitlige værdier, samt efter udstyrets kapacitet i forhold til de forventelige koncentrationer.

Nogle typer af feltudstyr påvirkes f.eks. af luftfugtigheden, som kan være høj i en poreluftprøve, og bør derfor ikke anvendes, f.eks. hvis prøverne forventes udtaget nær grundvandspejlet. Endvidere anbefales det kun at udtage prøver, hvis lufttemperaturen er højere end jordtemperaturen af hensyn til risiko for kondensation i prøvetagningsudstyret.

ISO (2002) indeholder en oversigt over feltmåleudstyr samt fordele og ulemper ved de forskellige typer af udstyr, og en oversigt over andre typer udstyr samt forudsætninger for deres brug.

Ved udtagning af prøver ved pumpning af poreluft skal man være opmærksom på, at pumpningen i sig selv vil forskyde ligevægten mellem faserne i jorden. Prøverne skal derfor være så små som muligt og pumpehastigheden så lav som muligt. Det er endvidere som tidligere nævnt meget vigtigt, at der ved pumpningen ikke trækkes atmosfærisk luft ned til prøvetagningsstedet.

Afhængigt af hvorledes poreluftprøven udtages og især af over hvor lang tid, vil en poreluftprøve repræsenterer et større jordvolumen end en jordprøve. Dette gælder for aktiv prøvetagning (se senere). Ofte udtages prøven dog over så forholdsvis kort tid, at poreluften reelt kun repræsenterer et relativt begrænset område (i størrelsesordenen et par m³). Hvis prøvetagningen foretages over længere tid, vil den udover et større jordvolumen også integrere i forhold til de f.eks. meteorologiske parametre, der påvirker den konkrete koncentration, og det vil være vanskeligt at skelne i mellem, hvad der reelt forårsager variationen. Dette kan selvfølgelig være uden betydning, hvis man hovedsagelig er interesseret i en vurdering af et gennemsnitligt niveau og ikke har behov for at belyse variabiliteten.

11.1.4 Undersøgelsesparametre

Poreluftmålinger er hensigtsmæssige (*tjänliga*) ved forureninger med flygtige forureningskomponenter, det vil sige forureninger med f.eks. benzin, kulbrintebaserede opløsningsmidler, klorerede opløsningsmidler, men kan også anvendes ved forureninger med f.eks. kviksølv.

Centralt for en vellykket prøvetagningsstrategi er, at undersøgelsesparametrene vælges med passende egenskaber:

- Forureningsparametre
 - farlige stoffer
 - stoffer der findes i højeste koncentrationer
- Indikator- og systemparametre
 - beskriver forholdene i poreluften generelt
 - beskriver andre forhold der har indflydelse på den faktiske poreluftkoncentration

Hjælp til valg af relevante forureningsparametre kan for eksempel findes i eksisterende vejledninger i forureningsundersøgelser, i branchevejledninger og i beskrivelser af kemiske stoffers egenskaber, f.eks.: Miljøstyrelsen (1996 og 1998 a & b) og Naturvårdsverket (1999). En god oversigt over sandsynlige forureningsparametre for forskellige kilder kan også findes i (ISO, 2002), og oversigter over flygtige forureningskomponenter kan findes i USEPA (2004) og IRTC (2003).

Indikator- og systemparametre er f.eks. ilt, kuldioxid og kvælstof samt meteorologiske forhold såsom temperatur, nedbør, barometertryk og differenstryk.

Afhængigt af parametertype og faktisk forureningsniveau kan indholdet i poreluften variere fra meget høje koncentrationer til ganske lave. Det er væsentligt inden valg af prøvetagningsudstyr, prøvetagningstid og efterfølgende analyse at foretage en vurdering af dette, da det ellers kan være en væsentlig fejlkilde til resultatet.

11.2 Strategier - nationale erfaringer i Sverige

Der er i Sverige udarbejdet en række centrale vejledninger vedrørende undersøgelser og risikovurdering af forurenede grunde (f.eks. Statens Naturvårdsverk 1994 a & b, 1996 og 1999). De omhandler generelle regler for sikring af datakvalitet, fremgangsmåder ved valg af strategi, og beskrivelse af prøvetagningsmetoder. Sigtet er dog primært rettet mod jord- og grundvandsforurening, ligesom risikovurdering relateret til poreluft efter de nationale modeller er baseret på måling (*mätning*) af jord- og grundvandsforurening, beregning af poreluftkoncentrationer ud fra fasefordelingsprincipper, samt beregning af en resulterende indeklimakoncentration ud fra en generisk opblandingsfaktor bestemt ved hjælp af jordtypen og dybden til forureningen.

I det følgende er refereret de steder i de svenske vejledninger, der omhandler måling af poreluft.

I vejledningen for ”Miljötekniska undersökningar av förorenad mark, del II” (SNV, 1994) gives anvisninger for udførelse af prøvetagning af poreluft. Der omtales 2 typer af prøvetagning:

- Pumpet prøvetagning (aktiv prøvetagning)
- Diffusionsprøvetagning (passiv prøvetagning).

For hver type gives eksempler på anvendt udstyr og enkelte anbefalinger med hensyn til prøvetagningsdybde (pumpet prøvetagning: min. 0,7 m under terræn) og prøvetagningstid (diffusionsprøvetagning: ca. en uge). I del I af den samme vejledning gives en nærmere beskrivelse af strategier og prøvetagningsmønstre, men der gives i denne sammenhæng ingen specifikke anvisninger, der retter sig mod prøvetagning af poreluft.

I rapporten om datakvalitet (SNV, 1996) anføres det, at heterogeniteten i poreluft kan være stor i både horizontal og vertikal retning p.g.a jordens varierende permeabilitet og afstanden til forureningskilden. Det anføres tillige, at poreluftprøvetagning påvirkes af et stort antal variable, som kan ændre sig inden for kort tid. Det gør det vanskeligt at sammenligne resultater fra forskellige prøvetagningsrunder, hvilket også gør det svært at opnå en god reproducerbarhed.

I Statens råd for bygnadsforsknings rapport fra 1992 vedr. metode til prøvetagning, analyse og vurdering af flygtige forbindelser i jord er tillige angivet en lang række anbefalinger vedr. bl.a. prøvetagning af poreluft (Helldén, 1991).

11.3 Strategier internationale erfaringer

I det følgende er der på basis af en litteratursøgning, primært baseret på internettet samt referencer i allerede kendt litteratur, givet en oversigt over de foreliggende dokumenter, der beskæftiger sig med strategier for prøvetagning af poreluft. I de enkelte afsnit gives eksempler på dokumenter fra det pågældende område, som beskæftiger sig med vejledning i undersøgelse af poreluftforureninger samt en opsamlende kommentar om de hovedsynspunkter, der præger tilgangen i området. I kapitel 11.4 er dette søgt sammenfattet, og i Appendiks er tillige givet en sammenfatning i form af et oversigtsskema.

11.3.1 USA

I USA vurderes påvirkning af f.eks. indeklima via en poreluftforurening primært via beregningsmodeller med udgangspunkt i en målt (*mätat*) jord- eller grundvandsforurening. Dette gælder både for de føderale retningslinjer og for de retningslinjer, de enkelte stater har stillet op. Endvidere er det typiske billede, at disse regler er opstillet inden for de sidste par år. Der foregår tydeligvis en større debat i USA i øjeblikket vedrørende vurderingen af betydningen af forureningers påvirkning af indeklimaet via forureningsudbredelse i poreluften (se f.eks. Michigan Environmental Science Board, 2001). Denne diskussion handler dog primært om at etablere retvisende modeller og i langt mindre omfang om at fastlægge strategier for prøvetagning af poreluft. Risikovurderinger i forhold til indeklimapåvirkninger foreslås således almindeligvis foretaget fase-opdelt, hvor det først i de senere faser angives, at der bør foretages poreluftmålinger.

Derudover har poreluftmålinger i USA traditionelt (d.v.s. inden for de seneste 10 år) især været anvendt til afgrænsning af større forureninger af grundvandet med flygtige forureningskomponenter. De retningslinjer, der foreligger med hensyn til udførelsen af poreluftundersøgelser, tager derfor hovedsageligt afsæt i, at undersøgelsen skal anvendes til afgrænsning af en forurening.

Generelt foreligger der ikke forslag til systematiske og/eller statistiske strategier for måling (*mätning/provtaging*) af poreluft. I det følgende er givet eksempler på de anslag til strategier, som indgår i retningslinjer udformet af de føderale miljømyndigheder, enkeltstaternes miljømyndigheder samt den amerikanske standardiseringsorganisation, ASTM.

De nyeste føderale retningslinjer er samlet i OSWER's (Office of Solid Waste and Emergency Response) "Draft Guidance" fra 2004 (USEPA, 2004). Denne vejledning vedrører primært vurderingen af risiko for indtrængning af forurenede poreluft i bygninger. Som ovenfor nævnt er det anført, at undersøgelser skal udføres i faser, og egentlig måling (*mätning*) af poreluft indgår først i fase 2 (og 3).

I vejledningen anføres, at der bør foretages poreluftmålinger, hvis der er en forurening i den umættede zone.

- Prøvetagningen skal helst foretages under og ikke ved siden af bygningerne.
- Da poreluft foretrækker at bevæge sig i mere permeable jorde, bør prøvetagning foregå i disse, såfremt jorden på det pågældende sted er heterogen.

Vejledningen anförer följande anbefalinger med hensyn til sikring af datakvalitet:

- Opstil en konceptuel model; vejledning indeholder retningslinjer for opstillingen af en sådan model for vurdering af risiko for indtrængning af poreluft i følsomt byggeri.
- Opstil en prøvetagningsplan ud fra denne og sørg for at planen diskuteres med alle, der kan have relevant viden om lokaliteten.
- Det anbefales at bruge værktøjet Visual Sample Plan i forbindelse med opstillingen af en prøvetagningsplan.
- Som for andre undersøgelser relateret til jord- og grundvandsforurening er der opstillet en oversigt over processen for fastlæggelse af datakvalitetsmål (se introduktionen til nærværende rapport).
- Det anbefales konkret, at prøver bør udtages dybere end 5 feet under jordoverfladen, med mindre de udtages direkte under bygningen, og ved prøvetagning under en bygning skal målepunktet placeres i så stor afstand fra bygningsranden som muligt.

Vejledningen indeholder i et appendiks en række anbefalinger med hensyn til udtagning og tolkning af poreluftprøver, men ikke yderligere anvisninger med hensyn til opstilling af en prøvetagningsplan.

USEPA's **New England Region** har i en større undersøgelse udført i et boligområde påvirket af poreluftforurening udsendt et nyhedsbrev til beboerne, hvori følgende oplysninger anføres, som indikerer en undersøgelsesstrategi:

- Poreluftmålingerne af flygtige stoffer suppleres med radonmålinger ved hjælp af passive prøveopsamlere over en 48 timers periode.
- Prøvetagning af flygtige komponenter under gulv udføres først 24 timer efter installation af prøvetagningsstedet. Prøvetagningen udføres over en periode på 2 til 24 timer afhængigt af det forventede koncentrationsniveau.

I **Californien** blev der i 2003 udsendt en retningslinje for undersøgelse af poreluft. Heri nævnes følgende formål (*syfte*) for en poreluftundersøgelse:

- Identifikation af kilder til og spatiel (*rumslig*) udbredelse af forureninger med flygtige komponenter
- Evaluering af risici relateret til indtrængen af forurenede dampe i bygninger.

I retningslinjerne nævnes følgende strategielementer:

- Boringernes placering skal tilrettes, således at de tager hensyn til placeringen af potentielle kilder.

- Dybden af borerne skal minimere effekten af variationer i barometertryk, temperatur eller nedtrængning af atmosfærisk luft i boringen.
- Prøver skal udtages nær grænser mellem forskellige jordtyper samt nær høje jordkoncentrationer
- Der skal tages prøver i flere dybder i tilfælde af,
 - at der findes underjordiske anlæg, der kan udgøre potentielle kilder
 - at der ved tidligere undersøgelser er konstateret væsentligt forhøjede koncentrationer og/eller i forbindelse med terrænnære målinger – hvor målinger med feltinstrumenter har givet forhøjede resultater.
- Udover målingen af poreluftkoncentrationer skal der også måles følgende jordparametre på mindst 3 steder på grunden:
 - Beskrivelse af jordtyper m.m.
 - Vægtfylde (*täthet*)
 - Organisk indhold
 - Vandindhold
 - Effektiv permeabilitet (eller hydraulisk ledningsevne)
 - Porøsitet
 - Kornstørrelsesfordeling samt bestemmelse af indholdet af finkornet materiale.

Retningslinjen indeholder også anvisninger med hensyn til kvalitetssikringsmålinger, såsom blindprøve fra felten, dobbeltbestemmelser, prøver til laboratoriekontrol m.m. Desuden indeholder den beskrivelser af relevant prøvetagningsudstyr samt korrekt brug af det, prøveopbevaring, analysemetoder samt håndtering af potentielle fejlkilder (California Regional Water Quality Board, 2003).

San Diego County har udarbejdet sine egne regler vedrørende prøvetagning af poreluft (San Diego County, 2003), som der også henvises til i en række andre stater. I disse er opstillet forslag til prøvetagningsdesign for 3 typer af forureninger:

- Benzinrelateret forurening
- Grunde forurenet med klorerede opløsningsmidler
- Lossepladsgas.

For hver typer er opstillet forslag til placering af borer afhængigt af undersøgelsens formål (*syfte*), dybde til prøvetagningspunkt, parametre, der bør analyseres for, samt særlige forhold der skal tages hensyn til, og som evt. kan udgøre fejlkilder.

Department of Environmental Protection i **Massachusetts** har udarbejdet en vejledning for udførelse af indeklimamålinger, som indeholder en del punkter, der ville være tilsvarende relevant efor undersøgelse af poreluft (Department of Environmental Protection, 2002). Heri anføres det bl.a., at det er vigtigt, om målingen skal reflektere den værst tænkelige situation, en aktuel situation eller et gennemsnit over en længere periode. Dette har betydning f.eks. for den valgte længde af prøvetagningen (som også vil afhænge af forureningskilden). Det anbefales, at der om muligt både udtages prøver over en kort periode, hvor

förhållena så vidt muligt er værst tænkelige og over en længere periode (flere uger (*veckor*)). Hvis der kun kan udtages prøver over kort tid, bør prøvetagningen gentages (*upprepas*). Det anbefales tillige, at der udtages prøver i mindst tre sæsoner. Desuden bør der i alle tilfælde udtages prøver mere end én gang for at bekræfte de fundne resultater. Vejledningen indeholder et beslutningstræ til hjælp for vurdering af, i hvilke situationer der bør udføres supplerende målinger.

I lighed med de danske anbefalinger for indendørs målinger anbefales det, at der om muligt udføres målinger, der kan vurdere tilstedeværelsen af en gradient fra det forurenede kildeområde til de potentielt påvirkede områder. Der henvises til EPAs vejledning, som anfører, at ved måling af poreluft omkring en bygning bør der udtages minimum 2 prøver på hver side af huset.

I **Pennsylvania** foreligger der en manual for vurdering af risiko for påvirkning af indeklima (Department of Environmental Protection, 2004). Med hensyn til måling (*mätning*) af poreluft indeholder manualen følgende strategielementer:

- Der skal opstilles datakvalitetsmål (DQO) inden undersøgelsen og udarbejdes en plan. Der henvises i denne sammenhæng til vejledningen udarbejdet af Massachusetts.
- På grund af variabiliteten i de faktorer, der influerer på poreluftkoncentrationen, bør der udføres ”multiple” prøvetagningsrunder.
- Med henvisning til en vejledning fra American Petroleum Institute, der er under udarbejdelse, foreslås det, at der mindst udføres en prøvetagningsrunde forår og efterår for at kunne tage højde for sæsonvariation. Derudover anbefales en række konkrete prøvetagningsforhold samt måling af ilt (*syre*) og kuldioxid.

I **South Carolina** er opstillet et beslutningstræ for evalueringen af muligheden for indtrængning af forurenede poreluft i en bygning (Interstate Council, 2003). Ifølge dette skal risikoen først evalueres ud fra jord og/eller grundvandskoncentrationer samt en vurdering af de fysiske forhold på grunden.

Såfremt det vurderes, at en risiko er mulig, skal der først udtages poreluftprøver ved passiv opsamling, og hvis de også viser risiko efterfølgende ved aktiv opsamling. Resultaterne skal vurderes med hensyn til muligheden for, at de kan være for lave på grund af prøvetagningsmetoden. I dette tilfælde skal der foretages ny prøvetagning. Hvis der er krybekælder (*krypgrund*) under bygningen, skal der dernæst foretages målinger her. Hvis efterfølgende indendørsmålinger udgør mindre end 1 % af poreluftprøverne eller mindre end 10 % af krybekældermålingerne, vurderes poreluften til at være kilden. Prøvetagningen skal gentages i nødvendigt omfang til at sikre reproducerbarhed og tage hensyn til sæsonvariationer.

Den amerikanske standardiseringsorganisation **ASTM** (American Society for Testing and Materials) har i 1992 udarbejdet en standard for måling af poreluft; standarden er blevet genaccepteret senest i 2001 (ASTM, 2001). Standarden indeholder følgende overordnede temaer:

- Underliggende teoretiske principper for poreluftens indhold af forureningskomponenter
- Overordnet procedure for prøvetagning af poreluft
- Hvor poreluftprøvetagning kan anvendes og begrænsningerne herved
- De principielle prøvetagningsmetoder med hensyn til anvendt udstyr og med hensyn til prøvetagningsmønstre
- Udtagning, opbevaring og analyse af poreluftprøver
- Tolkning af resultater samt rapportering.

Med hensyn til strategi er især det andet, tredje og fjerde punkt af interesse. Den overordnede procedure omfatter ifølge standarden:

- Planlægning og forberedelse herunder fastlæggelse af datakvalitetsmål (DQO)
- Selve prøvetagningen i felten
- Opbevaring og transport af prøver
- Analyse
- Tolkning
- Rapportering.

I forbindelse med opstillingen af datakvalitetsmål anføres følgende kvantitative grænser:

Tabel 11.3.2. Foreslåede kvantitative grænser for datakvalitetsmålene (ASTM, 2001)

QA/QC mål	Metode	Bestemmelse	Grænse
Accuracy	Laboratorie standard	Standard genfindning	90 til 110 %
Præcision	Felt replikat	Relativ standard afvigelse	< 20 %
Repræsentativitet	Felt blank	Afvigelse	< 10 %
Fuldstændighed	Antal udtagne prøver i forhold til planlagte	% udført	> 90 %
Sammenlignelighed*	Professionel vurdering	ikke relevant	ikke relevant

* i forhold til tidligere udførte undersøgelser

Standarden anfører følgende relevante anvendelser for poreluftprøvetagning (her er kun de miljørelevante anført):

- Screeningsundersøgelser som grundlag for mere omkostningskrævende prøvetagninger
- Kortlægning af grundvandsforureningsfaner (*-plym*)
- Kortlægning af forurening fra underjordiske tankanlæg

Påvirkning af indeklima nævnes således ikke som et formål (*syfte*) i denne standard.

Begrænsninger omfatter, at poreluftprøvetagning ikke kan anvendes uden prøvetagning af andre medier og ikke er god til at give kontrol af et længerevarende niveau, da poreluftens indhold af forureningskomponenter afhænger af en lang række andre faktorer. Derudover kan fejltolkninger forekomme, hvis den specifikt anvendte metode ikke egner sig til de konkrete forhold. Der anføres følgende mulige grunde til fejlagtige resultater:

Falske negative resultater:

- Barriere for gasbevægelse f.eks. i form af vandlinser, lavpermeabelt materiale, eller mætning p.g.a. regn.
- Forskelle i nedbrydning.
- Nedsivning af atmosfærisk luft p.g.a. forkert (*felaktig*) udformning af prøvetagningspunkt eller forkert prøvetagning.
- Tab (*förlust*) af prøve i forbindelse med prøvetagningen

Falske positive resultater:

- Kontaminering af prøven i forbindelse med prøvetagningen eller analyse
- Forurening i omkringliggende lag, (*skikt*) som inddrages i forbindelse med prøvetagningen.

Desuden anfører standarden, at det er et iboende problem, at metoden er umiddelbart let at anvende og derfor ofte benyttes uden den nødvendige viden om metodens anvendelighed og begrænsninger.

Der anføres følgende principielt forskellige prøvetagningsmetoder:

- Aktiv prøvetagning af hele luftprøver
- Aktiv prøvetagning via en adsorbent
- Passiv opsamling af hele luftprøver (ikke særligt almindelig)
- Passiv opsamling via en adsorbent
- Jordprøvetagning med efterfølgende head-space analyse
- Vandprøvetagning med efterfølgende head-space analyse.

Med hensyn til prøvetagningsmønstre anføres en række mulige strategier:

Systematisk prøvetagning i et net vil på grund af variabiliteten ofte medføre meget små netstørrelser (der nævnes punktafstande på 10 til 40 m), hvilket kan være økonomisk urealiserbart. Omvendt anføres det, at anvendelsen af net med store afstande vil medføre uanvendelige resultater.

Profilering er anvendelse af et et-strengt net, som foreslås anvendt f.eks. ved vurdering af variationen i koncentration hen imod en følsom (*känslig*) arealanvendelse, som f.eks. en bygning. Relevante punktafstande anføres her til 10 til 30 m.

Prøvetagning i flere dybder kan dels anvendes med tilsvarende formål (*syfte*) som ovennævnte profilering, dels ved kompliceret geologi til at sikre sig en bedre forståelse af udbredelsen af forureningen i poreluften.

Prøvetagning over tid, f.eks. som gentagne prøvetagningsrunder. Standarden tager i modsætning til andre nævnte vejledninger ikke stilling til betydningen af en række (især meteorologiske) parametre på den målte poreluftkoncentration til et givet tidspunkt.

The **Interstate Technology & Regulatory Council** har i sin rapport fra december 2003 opstillet en oversigt over statslig regulering og vejledning på området, se tabel 11.3.1

Tabel 11.3.1 Statslig regulering, vejledning m.m. vedr. indtrængning af poreluft i USA (Interstate Council, 2003)

State	Document title	Document date
Alaska	Inhalation of Diesel Fuel in Indoor Air (http://www.state.ak.us/dec/dspar/csites/guidance/in-door_air_12_02.pdf)	December 2002
California	Screening For Environmental Concerns at Sites with Contaminated Soil and Groundwater (http://www.swrcb.ca.gov/rwqcb2/esl.htm)	July 2003
Colorado	Petroleum Storage Tank Owner/Operator Guidance Document (http://oil.cdle.state.co.us/OIL/Technical/Guidance_Documents/guidancedoc.asp)	February 1999
Indiana	Draft Procedure and Issues Report: The Vapor Intrusion Pathway (http://www.spea.indiana.edu/msras/DraftVaporReport7-08-02.pdf)	July 2002
Maine	Field Guidelines for Protecting Residents from Inhalation Exposure to Petroleum Vapors (http://www.state.me.us/dep/rwm/publications/pdf/InhalExpfg.pdf)	June 2000
Massachusetts	Indoor Air Sampling and Evaluation Guide (http://www.state.ma.us/dep/ors/files/indair.pdf)	April 2002
Michigan	Generic Groundwater and Soil Migration to Indoor Air Inhalation Criteria: Technical Support Document (http://www.deq.state.mi.us/documents/deq-erd-td5.pdf)	June 1998
Minnesota	Indoor Air Sampling at VOC Contaminated Sites (http://www.health.state.mn.us/divs/eh/hazardous/iasampling.htm - top)	May 2003
Nebraska	Risk-Based Corrective Action (RBCA) at Petroleum Release Sites: Tier1/Tier 2 Assessments and Reports (http://www.deq.state.ne.us/Publica.nsf/a9f87abbcc29fa1f8625687700625436/66fdec793aefc4b286256a93005b8db8?OpenDocument)	February 2002
New Jersey	Indoor Air Sampling for Volatile Organic Contaminants (http://www.state.nj.us/dep/srp/guidance/indoor_air/ia_sampling_req.htm)	April 2003
Pennsylvania	Vapor Intrusion into Buildings from Groundwater and Soil under Pennsylvania (PA) Statewide Health Standard (SHS) (http://www.dep.state.pa.us/dep/subject/advoun/cleanup/2002/BoldedVaporGuidance_100702.pdf)	February 2002
Washington	Focus: Developing Air Cleanup Standards Under The Model Toxics Control Act (http://www.ecy.wa.gov/pubs/0109072.pdf)	August 2001
Wisconsin	Guidance for Professionals: Chemical Vapor Intrusion and Residential Indoor Air (http://www.dhfs.state.wi.us/eh/Air/pdf/VI_guide.pdf)	February 2003

11.3.2 Canada

I Canada findes der i lighed med i USA både retningslinjer på føderalt og regionalt niveau for risikovurdering af porelufttransporterede forurenninger. Også i lighed med i USA er der typisk tale om et fase-opdelt forløb, hvor de indledende trin (*steg*) er baseret på egenskaberne ved og niveauerne af de målte flygtige forureningskomponenter i jord og/eller grundvand samt modelberegninger. Først i de senere trin anvises brug af egentlige målinger af poreluft, men ingen forslag til strategier.

Der foreligger retningslinjer på føderalt niveau (udarbejdet af/for den føderale instans Health Canada) samt for:

- Atlantic Provinces (fælles for, Newfoundland, Nova Scotia, Prince Edward Island og New Brunswick)
- Quebec
- Ontario
- Alberta
- British Columbia.

For de nævnte provinser vurderes risikoen forårsaget af poreluftindtrængen i de fleste tilfælde udfra en model, typisk baseret på den amerikanske model kaldet Johnson & Ettinger modellen efter dens udviklere (Johnson & Ettinger, 1991). I Quebec foreligger der ingen særlige retningslinjer for kulbrinte- (*kolväte*) baserede forureninger, da disse under alle omstændigheder kræves afværget (*åtgärdat*), mens mulige påvirkninger skal vurderes for andre forureningskomponenter. I British Columbia kræves det, at der under alle omstændigheder skal foretages poreluftmålinger som basis for risikovurderinger (og i øvrigt at der ikke må foretages reduktion i den i poreluften målte koncentration ved vurdering af, hvilken koncentration der på sigt kan forventes i indeklimaet). (Health Canada, 2004a).

De føderale retningslinjer er p.t. (*för närvarande*) sammenfattet i en ”Final Draft Report” fra august 2004 (Health Canada, 2004b). Heri er beskrevet et system for risikovurdering i forhold til påvirkning af indeklima opdelt i 3 faser. I den første fase indgår ikke måling af poreluft. Det kan indgå i den anden fase, såfremt denne nås, og skal under alle omstændigheder udføres i den 3. fase, en detaljeret stedspecifik (*plats specifik*) risikovurdering.

Som nævnt kan fase 2 baseres på faktisk målte poreluft data. Det anføres, at der er forbundet usikkerhed og kvalitetssikrings spørgsmål til måling af poreluft, men det anses alligevel for at udgøre en bedre basis for risikovurderingen. I retningslinjen er følgende strategielementer nævnt:

- Der kan indgå både måling nær kilden og højere oppe i den umættede zone under forudsætning af, at målingerne foretages mindst 1 m under husets fundament.
- Flere krydscheck af konsistens (*överensstämmelse*) mellem målte og beregnede data skal udføres. F.eks. er én måling, der ikke detekterer en koncentration over detektionsgrænsen, ikke tilstrækkelig til at afvise tilstedeværelse af forurening. Der gøres i den sammenhæng opmærksom på, at der kan være størrelsesordener til forskel på målinger og modelresultater.
- Det anbefales også at måle for ilt (*syre*) og kuldioxid for at kunne vurdere omfanget af en evt. nedbrydning af forureningskomponenterne.
- Der skal i designet af programmet tages højde for, at poreluftkoncentrationen kan variere væsentligt over tid.
- Der henvises i retningslinjen til et appendiks med en protokol for udførelsen af prøvetagning og analyse, men denne foreligger endnu ikke.
- I retningslinjen henvises til et strategipapir for poreluftprøvetagning fra American Petroleum Institute fra 2004, men det er endnu ikke offentligt tilgængeligt.

11.3.3 Australien

I Australien har CSIRO Land and Water udarbejdet en rapport til Western Australian Department of Environment om kvantificering af opførsel og eksponering fra dampformig forurening (præciseret til benzin og opløsningsmiddelbaseret forurening) (CSIRO, 2004). I afsnittet om prøvetagning og måling af poreluft omtales en række måleteknikker:

- Fluxkammermåling
- Passiv prøvetagning
- Sondering med spyd
- Prøvetagning i flere dybder
- On-line prøvetagning.

Endvidere omtaler rapporten en række af de almindeligt kendte modeller for vurdering af indtrængning af poreluft.

Rapporten omtaler ikke strategier for poreluftprøvetagning.

11.3.4 Storbritannien

Environment Agency har ladet udføre flere vurderinger af grundlaget for modelmæssig risikovurdering af indtrængning af forurenede poreluft i bygninger, og i den sammenhæng er indflydelsen af en række parametre på den faktiske poreluftkoncentration blevet vurderet (Environment Agency, 2002 & 2003; CLEA, 2004), se introduktionen til nærværende rapport. Der foreligger derimod ikke anvisninger for udførelsen af poreluftmålinger.

11.3.5 Tyskland

I Tyskland fastslås det i den føderale lovgivning vedrørende forurenede grunde, at poreluftprøvetagning skal udføres i overensstemmelse med VDI Guideline 3865, Sheets 1 & 2, som beskriver et antal forskellige prøvetagningsmetoder. VDI normen er en rammebeskrivelse, inden for hvilket en fagperson kan vælge baseret på de specifikke omstændigheder (Federal Ministry for the Environment, 1998).

I Tyskland anses poreluftmålinger kun som brugbare til relative vurderinger, idet man mener, at de som oftest ikke angiver den korrekte poreluftkoncentration. Det anføres, at det på grund af de mange parametre, som påvirker poreluftkoncentrationen, er nødvendigt at tage mange gentagelsesmålinger samt undersøge over længere perioder for at kunne fastslå de reelle forhold i felten.

Der er for Umweltbundesamt udført en vejledning vedrørende prøvetagning af jord inklusive porevand og poreluft (Barth, 2000). I denne vejledning anføres bl.a.:

- Der skal udføres mindst 5 spatielle (*rumsliga*) gentagelsesmålinger for at give et repræsentativt resultat.
- Der bør udføres vertikal profilering for at bestemme gradienter i forhold til kilden.
- På grund af variabiliteten bør der udføres adskillige prøvetagningsrunder over året med mindst én om vinteren.

11.3.6 Danmark

I Danmark foreligger der vejledning om udførelse af poreluftmålinger i forbindelse med vejledninger fra den danske Miljøstyrelse vedr. oprydning på forurenede lokaliteter (Hovedbind og Appendikser, Miljøstyrelsen 1998 a & b). Derudover foreligger der en vejledning fra den danske Bygge- og Boligstyrelse vedr. måling af stoffer i indeluften fra forurening i jorden (Bygge- og Boligstyrelsen, 1994), hvori der også angives anbefalinger med relation til måling af poreluft under en bygning. Ingen af de nævnte vejledninger indeholder egentlige forslag til strategier for poreluftundersøgelser, men indeholder dog en række strategielementer, som er oplyst nedenfor. Disse strategier er primært rettet mod undersøgelser, der har til formål (*syfte*) at afklare, om poreluften udgør en eksponeringsrisiko.

I den danske vejledning vedrørende undersøgelse og oprydning på forurenede grunde (Miljøstyrelsen, 1998 a & b) er givet anbefalinger vedr. udtagning og analyse af poreluft, men ingen specifikke anvisninger vedr. udformning af en undersøgelsesplan, udover hvad der er citeret fra nedenstående vejledning.

Med hensyn til strategielementer for undersøgelser af poreluft indeholdt i Bygge- og Boligstyrelsens vejledning kan følgende nævnes:

- Der skal indsamles baggrundsinformationer om bygningsforhold, om potentielle kilder til dampformig forurening samt om jordparametre af betydning for poreluftens udbredelse (porøsitet, vandindhold og grundvandsspejlets beliggenhed).
- Der opstilles en liste over relevante forureningskomponenter, der skal måles for.
- Poreluftmålinger skal foretages ved og under den undersøgte bygning, hvor der er mulighed for, at der kan forekomme forureninger (judgmental sampling).
- Såfremt de fundne geotekniske og byggetekniske forhold godtgør, at de fundne poreluftmålinger ikke kan transporteres ind i bygningen foretages der ikke yderligere målinger.
- Såfremt det omvendt er klart, at de konstaterede forureningsniveauer udgør en umiddelbar risiko, kan yderligere målinger erstattes af direkte udførelse af afværgeforanstaltninger.
- Poreluftmålinger foretages, inden der evt. foretages indeklimamålinger.
- Vejledningen indeholder et konceptuelt forslag til måleplan:
Undersøgelsen skal i første omgang omfatte minimum 3 målesteder:
 - Det sted hvor den største forureningskoncentration fra jorden kan forventes at forekomme (her er tænkt på et sted inden i bygningen, men der kunne også være tale om et punkt under bygningen; det er sidstnævnte placering, som er den hyppigst (*vanligst*) anvendte for dette principielle målepunkt i de undersøgelser, der typisk foretages i Danmark i dag).
 - Det sted i bygningen, hvor der er mindst risiko for at der findes forureninger i indeluften fra jorden (et indendørs referencepunkt)
 - Nogle typiske koncentrationer i udeluften.
- På grund af usikkerheden ved målingerne, de mange faktorer der influerer på målingerne samt at de målte koncentrationer ofte kun overskrider en relevant aktionsgrænse i ringe omfang vil det være nødvendigt med mindst to tidligt

uafhængige måleserier. Ved estimering af de maksimalt forventelige værdier vil det være nødvendigt med betydeligt flere.

- Der skal endvidere måles for de parametre, der kan forventes at influere på den faktisk målte koncentration: barometerstand, nedbør, lufttemperatur, vindhastighed, trykforhold, jordtemperatur, vandindhold.
- Enkeltstående målinger bør ikke udføres under ekstreme vejrforhold. Ved flere målerunder er det dog hensigtsmæssigt også at foretage målinger under ekstreme forhold.
- Der bør mindst udtages tre prøver per målepunkt.

Amternes Videntcenter for Jordforurening fik i 1998 udarbejdet en håndbog for poreluftundersøgelser (AVJ, 1998). Beskrivelsen tager udgangspunkt i, at poreluftundersøgelser primært retter sig mod vurdering af risikoen for poreluftindtrængning i et hus. I denne sammenhæng skitseres i håndbogen, hvilke kemiske egenskaber forureningskomponenterne skal have, og hvilke hydrogeologiske forhold der skal være tale om, for at poreluftundersøgelser er velegnede.

Det fastslås i håndbogen, at der skal opstilles en strategi for undersøgelsen, men der er ikke givet forslag til eller eksempler på sådanne. Der er nævnt og beskrevet 3 forskellige detaljeringsniveauer for en undersøgelse afhængigt af, hvilken forhåndsviden der foreligger. De 3 niveauer er beskrevet med hensyn til kvalitet af udstyr og kontrol af udstyr og målinger.

Endelig er nævnt 3 typer af undersøgelser relateret til placeringen af målepunkterne:

1. Undersøgelse af kildeområder med kendt placering:
Her nævnes, at der erfaringsmæssigt placeres 1 – 3 prøvetagningssteder pr. punktkilde.
2. Undersøgelse for ukendte punktkilder:
Her henvises til systematikker svarende til undersøgelse for ukendte punktkilder i jord, og der gives i håndbogens bilag 1 en gennemgang af relevant statistik.
3. Undersøgelse af diffus forurening:
Denne fremgangsmåde er især relevant, såfremt at hypotesen er, at prøvetagningsfeltet er rent, og det er dette, der skal eftervises. Her anbefales tilfældig prøvetagning som baggrund for beregning af en gennemsnitlig værdi.

Håndbogen indeholder i øvrigt nærmere beskrivelse af relevante prøvetagnings- og analysemetoder samt oversigt over de parametre, som har indflydelse på den specifikke poreluftkoncentration og poreluftens mulige bevægelse ind i en bygning.

I Danmark er der p.t. (*för närvarande*) et arbejde i gang for den danske Miljøstyrelse vedr. opstilling af anvisninger, inkl. et computerbaseret værktøj, der skal hjælpe med at vurdere den statistiske sikkerhed for en given prøvetagningsplan og/eller en udført undersøgelse. Arbejdet dækker både

jordprøvetagning samt prøvetagning af grundvand og poreluft og forventes færdigt foråret (*våren*) 2005. Dette arbejde indeholder dog ikke direkte anvisninger til prøvetagning af poreluft.

11.3.7 Internationale standarder

I ISO (International organization for Standardization) er der i regi af den tekniske komite ”Soil Quality”, subkomiteen vedrørende ”Sampling” (ISO/TC 190/SC2) en standard under udarbejdelse vedrørende ”Guidance on sampling of soil gas”. Heri er der angivet følgende liste over formål (*syfte*) for poreluftundersøgelser (oversat fra engelsk):

- Kvalitativ bestemmelse af forureningskomponenter i den umættede zone
- Bestemmelse af størrelsen af lokale koncentrationer og koncentrationsforskelle
- Bestemmelse af indgangskoncentrationer (f.eks. under huse, min tolkning) og fastlæggelse af områder med højest koncentration
- Bestemmelse af horisontal og vertikal udbredelse af en poreluftforurening
- Kortlægning af en terrænnær (*marknära*) grundvandsforurening
- Observation af den spatielle (*rumslig*) fordeling som funktion af tiden
- Måling af effekten af en udført afværgeforanstaltning (*åtgärd*).

Det fastslås, at undersøgelsesstrategien bør afhænge af dette formål (*syfte*). I standardens Annex C beskrives hvad en generel strategi for en poreluftundersøgelse bør indeholde:

- Fastlæggelse af formålet med undersøgelsen og relevansen af en evt. opdeling af det undersøgte område i zoner
- Placering, mønster for og antal af prøvetagningspunkter
- Prøvetagningsdybde
- Anvendt analysemetode samt hvorvidt der skal anvendes feltmåleudstyr og i givet fald hvilket
- Metode for prøvetagning, opbevaring og konservering af prøverne
- Sikkerhedsforhold relateret til prøvetagningen.

Strategien skal endvidere tage hensyn til graden af heterogenitet for det undersøgte område.

Ved initiale undersøgelser af eventuel tilstedeværelse (*förekomst*) af forurening i poreluften kendes niveauet ikke, hvilket kan medføre, at det anvendte udstyr ikke er helt hensigtsmæssigt (*lämpligt*), og der derfor opnås misvisende resultater. Det anbefales derfor at der først anvendes feltudstyr til at fastslå forureningsniveauet, inden udstyr, der mere korrekt kan fastslå koncentrationen, tages i brug.

Skal udbredelsen af en forurening fastlægges horisontalt og/eller vertikalt, anbefales det, at der startes med forholdsvis stor afstand mellem målepunkterne, for derefter at mindske afstanden de relevante steder.

Skal forureningskilden findes, foreslås det at starte med målinger i et fast net samtidigt med, at der tages hensyn til de informationer, der måtte foreligge med

hensyn til placeringen af potentielle kilder. Når kilden er fastlagt, foreslås det at fortsætte som ovenfor beskrevet, blot kun inden for det område, hvor forureningen nu er konstateret.

Undersøgelser af den spatielle fordeling som en funktion af tiden vil kræve flere målerunder. Der gives ikke anvisninger med hensyn til hvor mange eller hvor ofte.

Ved kortlægning af grundvandsforureningsfaner (*-plym*) fastslås det, at prøverne skal udtages i samme højde over grundvandsspejlet.

Der er ikke i standarden givet direkte forslag til design af prøvetagningsplan til de enkelte formål (*syfte*) eller forslag til statistisk evaluering af plan eller resultater.

Standarden indeholder tillige anvisninger vedrørende den konkrete prøvetagning, rapportering og kvalitetssikring. Det er standardens holdning, at poreluftmålinger ikke kan anvendes i risikovurderinger, men alene til at afgrænse omfanget af jord- og/eller grundvandsforureninger.

11.4 Strategier – sammenfatning

Som det fremgår af kapitel 11.2 og 11.3, foreligger der ikke i dag egentlige rapporter, vejledninger, standarder eller lignende, som direkte beskæftiger sig med opstilling af strategier for prøvetagning af poreluft.

Der foreligger som nævnt i introduktionen en række generelle koncepter vedrørende opstilling af datakvalitetsmål og udarbejdelse af prøvetagningsstrategier, som principielt kan bringes i anvendelse også ved poreluftprøvetagninger (*porgas provtagingar*), men som ikke er direkte implementerede for dette medie. Tages der udgangspunkt i USEPA's forslag til procedure for datakvalitetsmål for undersøgelser, er det især i punkterne 3 til 6, at der er forhold, som vil være særlige for poreluft. Nedenfor er givet en kort opsummering af disse punkter:

3. Identificer hvilke informationer beslutningen kræver:
Udover poreluftdata bør der opstilles en liste over de supplerende data, der bør måles, for at der kan foretages en retvisende vurdering af de målte data, f.eks. jordtype, porøsitet og permeabilitet, vandindhold og meteorologiske data. Der kan også være tale om at foretage sammenhørende målinger af jord og grundvand. Hvilke kriterier måleresultaterne skal holdes op i mod skal fastlægges. Her er det forskelligt fra land til land, stat til stat, om kriterierne er opstillet direkte for poreluft, for indeklima eller for jord. Målemetode. Der foreligger her ofte nationale eller regionale beskrivelser. Nogle af dem er dog meget kortfattede, når det gælder poreluft. Usikkerhed ved målemetoden. Fejlkilder ved målemetoden.
4. Definer randbetingelser:
Det geografiske undersøgelsesområde skal fastslås, herunder skal det fastslås, dels om poreluftundersøgelser skal foretages uden for bygninger og/eller under bygninger og/eller evt. suppleres med indeklimamålinger og referencemålinger udendørs i luften. Derudover skal der tages stilling, hvor de evt. supplerende målinger skal foretages.
Da poreluft varierer væsentligt med tid, både over kort og længere tid, skal der tages stilling, om der skal tages flere målerunder, og i givet fald hvornår, samt hvor længe den enkelte målerunde skal vare.
Det kan evt. være hensigtsmæssigt at definere delpopulationer, f.eks. opdelt efter hvorvidt målingerne er foretaget udenfor eller under et hus.
5. Opstil en beslutningsregel
I dette trin skal bl.a. målemetodens detektionsgrænse checkes i forhold til det valgte kriterie. Her skal man være opmærksom på, at det kan være nødvendigt med meget lave detektionsgrænser for at sikre en relevant vurdering.
6. Opstil tolerable niveauer for beslutningsfejl:
I denne sammenhæng skal variationsintervallet for de enkelte målemetoder vurderes. Her giver en række af de omtalte rapporter god baggrund for at vurdere de relevante variationsintervaller for en række af de parametre, der influerer på poreluftkoncentrationen, samt i hvor høj grad dette kan forventes at influere på poreluftkoncentrationen (gælder dog generelt ikke de meteorologiske parametre)

Der er som nævnt opstillet forskellige modeller/beregningsværktøjer, der som på trods, at den store usikkerheder, der knytter sig til disse beregninger, vil kunne være et redskab til beregning af forventede variationsintervaller for poreluftkoncentrationen. Disse modeller er nærmere omtalt i kapitel 11.5.

De anvisninger, der foreligger vedrørende poreluftprøvetagninger med henblik på kildesøgning eller indledende kortlægning af forureningsudbredelse i jord- og/eller grundvand, er typisk indeholdt i standarder – enten internationale eller ASTM (American Society for Testing and Materials). Disse standarder indeholder også de mest præcise anbefalinger vedr. selve prøvetagningen, (*provtagningen*) samt kvalitetssikring (*-säkring*) og tolkning af resultater.

For undersøgelser, der relaterer sig til vurdering af risikoen for påvirkning af indeklima fra forurenede poreluft, foreligger der ingen samlede beskrivelser af prøvetagningsstrategi. I de fleste lande har fokus været på en fase-opdelt risikovurdering, hvor det indledende udgangspunkt har været at anvende jord- og/eller grundvandskoncentrationer som udgangspunkt for en beregning af en resulterende koncentration i indeklimaet. Interessen har derfor samlet sig om sensitivitetsanalyser af de parametre, der har indflydelse på poreluftens optrængning igennem jordlagene og gennem gulvkonstruktionerne, samt en diskussion af usikkerheden forbundet med en fastlæggelse af disse parametre.

I risikovurderingskoncepterne er der en lidt forskellig holdning til anvendelse af poreluftkoncentrationer som et udgangspunkt for beregning af indeklimakoncentrationen, idet nogle lande/stater mener, at det skal man – i hvert fald i de senere faser af risikovurderingen, mens andre mener, at usikkerheden forbundet med sådanne målinger er for stor.

I de tilfælde (*fall*) hvor der foreslås udførelse af poreluftprøvetagning, er der som regel i et eller andet omfang givet anvisninger på, hvorledes disse kan eller skal udføres, og nogen anvisning på strategiske elementer i prøvetagningsplanen såsom antal, placering og dybde af prøvetagningspunkt under terræn (eller bygning). I nogle tilfælde er der også givet især kvalitative anvisninger for hvor længe, der skal måles, i hvilket omfang målingerne skal gentages, samt om der skal være et særligt mønster i gentagelserne (f.eks. sæsonvariation og hvilke sæsoner der så skal måles).

I Appendix, kapitel 11.9 er i skemaform givet en oversigt over hvilke elementer i en strategi, som er behandlet i hvilke af de refererede kilder.

Som det ses heraf, er der dog i ingen tilfælde givet systematiske anvisninger vedrørende prøvetagning af poreluft og /eller et grundlag for, hvorledes en sådan systematik kan opstilles. Dette kunne f.eks. være i form af statistisk eller anden viden om hvorledes (*hur*) poreluftkoncentrationerne varierer over kortere eller længere tid eller afstand, og/eller viden om de enkelte målingers (*mätningars*) og parametres afhængighed (*beroende*) eller uafhængighed af hinanden (*varann*). Dette skyldes formentlig, at der kun (*endast*) i meget begrænset omfang er foretaget systematiske målinger af poreluft og de relaterede parametre i større områder og i længere tid. De fleste af de lidt større undersøgelser, der er foretaget har enten haft til formål (*syfte*) at verificere beregningsmodellerne eller været knyttet til design og/eller kontrol af større afværgeprojekter.

11.5 Visualiserings- og beregningsværktøjer

Der findes ingen specifikke værktøjer til visualisering af prøvetagningsplaner eller måledata fra poreluftprøver. Visualiseringsværktøjer for prøvetagning for jord kan i princippet anvendes, såfremt poreluftmålingerne er udtaget i en omgang:

Værktøjet til planlægning af prøvetagningsplaner VSP, som er beskrevet i delrapporten om strategier for prøvetagning i jord, kan anvendes til alle medier, såfremt de kan opfattes som værende udtaget i én plan, altså kan beskrives i 2 dimensioner. Dette værktøj kunne således godt tænkes anvendt til poreluftundersøgelser, der retter sig imod kildesøgning eller afgrænsning af forurenede områder ved hjælp af poreluft, såfremt prøverne (stort set) påtænkes udtaget i samme afstand fra den kilde eller forureningsflade, som afstedkommer poreluftforureningen.

Tilsvarende vil værktøjet SADA kunne anvendes til visualisering af prøver taget i et op til 3-dimensionalt rum, såfremt prøverne i princippet er udtaget samtidigt, og der altså ikke indgår en tidsmæssig dimension.

Der findes p.t. (*för närvarande*) ingen værktøjer til visualisering af poreluftforureninger taget med henblik af vurdering af indtrængen i en bygning (f.eks. i sammenhæng med indeklimamålinger), men de rumlige værktøjer vil selvfølgelig også kunne anvendes til statistisk analyse af poreluftprøvetagningsresultater under og omkring (*runt*) huse.

Som omtalt ved gennemgangen findes der en lang række af beregningsværktøjer til beregning af påvirkning af indeklima fra poreluftforurening forårsaget flygtige forureningskomponenter i jord og grundvand. Der foreligger både nationale modeller i f.eks. Danmark og England, kommercielle modeller samt modeller beskrevet og supporteret af f.eks. stater og amter (counties) i USA. I Danmark blev arbejdet med opstilling af modeller og vurdering af parametre allerede igangsat i 1988 med nogle projekter finansieret af Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 1988 a & b). Disse værktøjer giver i større eller mindre omfang (afhængigt af deres detaljering) en oversigt over de parametre, der påvirker dels den faktiske koncentration, dels risikoen for en påvirkning af indeklimaet, hvis det er formålet (*syftet*) med poreluftundersøgelsen. De kan derfor anvendes i forbindelse med proceduren for fastlæggelse af kvalitetsmål for en undersøgelse i trin 6, hvor de f.eks. kan bruges til estimering af variationsintervallet for poreluftkoncentrationen. Da der er tale om 1-dimensionale modeller, kan de ikke bruges i forbindelse med planlægningen af placeringen af målepunkter i en flade eller et 3-dimensionalt område, som en poreluftrelateret problemstilling typisk udgør. Der er derfor ikke foretaget en mere detaljeret gennemgang af disse beregningsmodeller i denne sammenhæng.

Appendiks 3 indeholder en liste over en række af de mest anvendte modeller.

Det skal nævnes, at der også er en løbende diskussion af modellernes validitet med hensyn til korrekt at forudsige en resulterende pore- eller indeklimakoncentration. Typisk vil modellerne overestimere koncentrationen med op til flere størrelsesordener. Der er dog også eksempler på i rapporterne om optimering af modellerne på, at modelberegninger har underestimeret koncentrationen i forhold til det faktisk målte indhold. De præcise årsager til

overestimeringen diskuteres också, hvor en del af årsagen er, at der meget sjældent foretages feltmålinger af den specifikke størrelsesorden af de parametre, der influerer på poreluftkoncentrationen. En anden årsag er, at modellerne er opstillet til at beregne ”worst case” situationer, som ikke nødvendigvis er gældende i målesituationen. Under alle omstændigheder må modelberegning af resulterende poreluft- og tilsvarende indeklimakoncentrationer ved hjælp af de af de i dag anvendte modeller opfattes som værende behæftet med væsentlig usikkerhed.

11.6 Rekommandationer og videre arbejde

Det er både i introduktionen og i forbindelse med gengivelsen af status i de enkelte lande m.m. anført, at formålet (*syftet*) med en poreluftundersøgelse kan være forskelligt, og derfor må forventes at kræve forskellig strategi. De typer af undersøgelser, der har til sigte enten at spore en forureningskilde eller at afgrænse et forurenede område, og som derfor i deres natur ofte er éngangs foreteelser svarer således meget til tilsvarende undersøgelser foretaget på jord eller grundvand som medie. Hvis der derfor i planlægningen af undersøgelsen tages højde for poreluftens afhængighed af afstanden til den jord- eller grundvandsforurening, der skal kortlægges, vil en sådan undersøgelse i princippet udstrækning kunne udføres efter samme strategi som en tilsvarende undersøgelse af jord og/eller grundvand. Man skal selvfølgelig være opmærksom på, at heterogeniteten kan forventes at være større p.g.a. af den kombination af faktorer knyttet til både jord- og vandforhold, som yderligere påvirker koncentrationerne i poreluften. Denne heterogenitet kan modvirkes ved at foretage aktiv opsamling af poreluft over et længere tidspunkt for herigennem at integrere over et større samlet jordvolumen (realistisk dog sjældent større end i størrelsesordenen nogle m³). Dette skal opvejes imod den forventelige variation i koncentrationen over tid som funktion i variationen i de meteorologiske forhold. Der foreligger ikke i dag systematiske vurderinger af hvor grænserne for dette går.

Poreluftundersøgelser med henblik på at fastslå risici for påvirkning af indeklimaet falder principielt ind under stratificeret prøvetagning. Der kan defineres flere typer af strata: opdeling efter dybde, i nær- og fjernområder i forhold til en kilde, efter om hvorvidt prøvetagningen foregår under eller omkring huset samt endelig i tid. En prøvetagningsstrategi for denne type undersøgelser bør principielt kunne tage hensyn til dette.

Som det fremgår af rapporten findes der ikke i dag dedikerede værktøjer til hverken fastlæggelse af strategier for prøvetagning af poreluft eller visualisering af resultaterne. Et af problemerne vurderes at være, at der dels kun foreligger ganske få større undersøgelser af poreluft, som vil kunne give et tilstrækkeligt datamateriale til at f.eks. statistisk uafhængighed mellem parametrene kan belyses. I det videre arbejde med udvikling af strategier og tilknyttede hjælpeværktøjer vil det derfor være nødvendigt at sikre indsamling og bearbejdning af de data, der måtte foreligge og/eller foretage nye systematiske undersøgelser.

I dag foretages der som regel kun ganske få målinger af poreluft i forbindelse med undersøgelser af forurenede grunde, og det vil være opgaven i forbindelse med etableringen af en strategi, at denne samt de tilknyttede værktøjer i så stort omfang som muligt kan anvendes også ved begrænsede undersøgelser, selvom det er klart, at usikkerheden ved resultaterne bliver tilsvarende meget større. Et af formålene med det videre arbejde vil således også være at give mulighed for at fastslå størrelsen af disse usikkerheder.

I starten af dette kapitel gøres det klart, at strategien for prøvetagningen og den videre udformning af prøvetagningsplanen vil afhænge væsentligt af undersøgelsens formål (*syfte*). Det vil derfor være vigtigt i det videre arbejde, at der opstilles systematiske procedurer for opstilling af datakvalitetsmål og som indeholder trin til definition af formål samt tilknyttede beslutningsregler for en undersøgelse. Endvidere vil det være vigtigt, at denne procedure indlejres i faserne i de vejledninger, der i dag foreligger i Sverige for undersøgelse, risikovurdering og beslutning om afværge.

11.7 Referencer

- Amternes Videncenter for Jordforurening (1998): *Håndbog for Poreluftundersøgelser*. Teknik & Administration, nr. 7 1998.
- Angus Environmental Limited (2004): *A Review of three Factors that influence Subsurface Vapour Migration into Houses*. For Health Canada.
- ASTM International (2001): *Standard Guide for Soil Gas Monitoring in the Vadose Zone*. D5314 – 92 (Reapproved 2001).
- Barth, et al (2000): *Soil Monitoring, Installation and Operation of Soil Monitoring Sites*. Federal – Land Working Group soil protection (LABO). Translated by Umweltbundesamt, Berlin.
- Blaha, G., Kouklik, L. (2001): *New Method & Instrumentation for the In Situ Contamination Survey*. 2001 International Containment & Remediation Technology Conference & Exhibition, 10-13 June 2001, Orlando, Florida.
- BP RISC Software for Clean-Ups (1997): *Risk Assessment Software for Soil and Groundwater Applications*. Version 3.
- Bygge – og Boligstyrelsen (1994): *Måling af stoffer i indeluften fra forurening i jorden*. Vejledning.
- Bygge- og Boligstyrelsen (1993): *Vejledning om radon og nybyggeri*.
- California Regional Water Quality Control Board (2003): *Advisory – Active Soil Gas Investigations*. Brev af 28 januar 2003 fra the Executive Officer i samarbejde med Director of Department of Toxic Substances Control.
- CLEA (2004): *Update on estimating Vapour Intrusion into Buildings*. CLEA Briefing Note 2. Version 1.1.
- Colorado Department of Public Health and Environment (2004): *Indoor Air Guidance*. Hazardous Materials and Waste Management Division.
- County of San Diego (2004): *Site Assessment and Mitigation Manual*. department of environmental Health.
- CSIRO (2004): *Petroleum and Solvent Vapours: Quantifying their Behaviour, Assessment and Exposure*. A report to the Western Australian Department of Environment. CSIRO Land and Water.
- Daugherty, S. (1997): *Use of Subsurface Vapour to Indoor Air Exposure Models by a Local Health Agency: Historical development and Issues Encountered*. Petroleum Environmental Research Forum Symposium, Brea, California, Februar 6 & 7, 1997.
- Daugherty, S. (1991): *Regulatory Approaches to Hydrocarbon Contamination from Underground Storage Tank*. i: KostECKI, P.T. & Calabrese, E. (eds.): *Hydrocarbon Contaminated Soils and Groundwater*.
- Department of Environmental Protection (2002): *Indoor Air Sampling and Evaluation Guide*. Office of Research and Standards, Boston, Massachusetts.

Department of Environmental Protection (2004): *Land Recycling Program Technical Guidance Manual – Section IV.A.4. Vapor Intrusion into Buildings from Groundwater and Soil under the Act 2 Statewide Health Standard*. 253-0300-100. Pennsylvania.

Environment Agency (2002): *Vapour Transfer of Soil Contaminants, R&D Technical Report P5-018/TR*. Udarbejdet af Golder Associates (UK) Ltd.

Environment Agency (2003): *Principles for Evaluating the Human Health Risks from Petroleum Hydrocarbons in Soils: A Consultation Paper, R&D Technical Report P5-080/TR1*.

Environmental Systems & Technologies, Inc. (1998): *VAPEX. A Screening Model for Exposure, Baseline Risk and Cleanup Level Determination for Indoor and Outdoor Air Emissions from Contaminated Soil or Groundwater*.

Federal Ministry for the Environment (1998): *federal Soil Protection Act of 17 March 1998, Annex 1: Requirements in Respect of Sampling, Analytical Procedures and Quality Assurance during the Investigation*.

Golder Associates Ltd. (2004): *Soil Vapour Intrusion Guidance for Health Canada Screening Level Risk Assessment (SLRA)*. Final Draft Report. For Health Canada.

Golder Associates Ltd. (2004): *Comparison of Health Canada Soil Vapour Intrusion Guidance using three worked Examples*. For Health Canada.

Groundwater Services Inc. (2004): *GSI RBCA Tool Kit for Chemical releases*. Version 1.3. Texas.

Hartman, B. (2004): *How to Collect Reliable Soil Gas Data for Risk-Based Applications – Specifically Vapor Intrusion*. Part 3 – Answers to Frequently Asked Questions. L.U.S.T.Line, 48. New England Interstate Water Pollution Control Commission.

Health Canada (2004a): *Comparison of Provincial Human Health Risk Assessment Methods for Contaminated Sites. Final Report*. Udarbejdet af Dillon Consulting Limited for Health Canada, Healthy Environments and Consumer Safety, Environmental health Assessment Services.

Health Canada (2004b): *Soil Vapour Intrusion Guidance for Health Canada Screening Level Risk Assessment (SLRA)*. Udarbejdet af Golder Associates Ltd.

Helldén, J. (1991): *Flyktaiga organiska ämnen i förorenad jord. Metodik vid provtagning, analys och utvärdering*. Statens råd för byggnadsforskning. Rapport R55:1991.

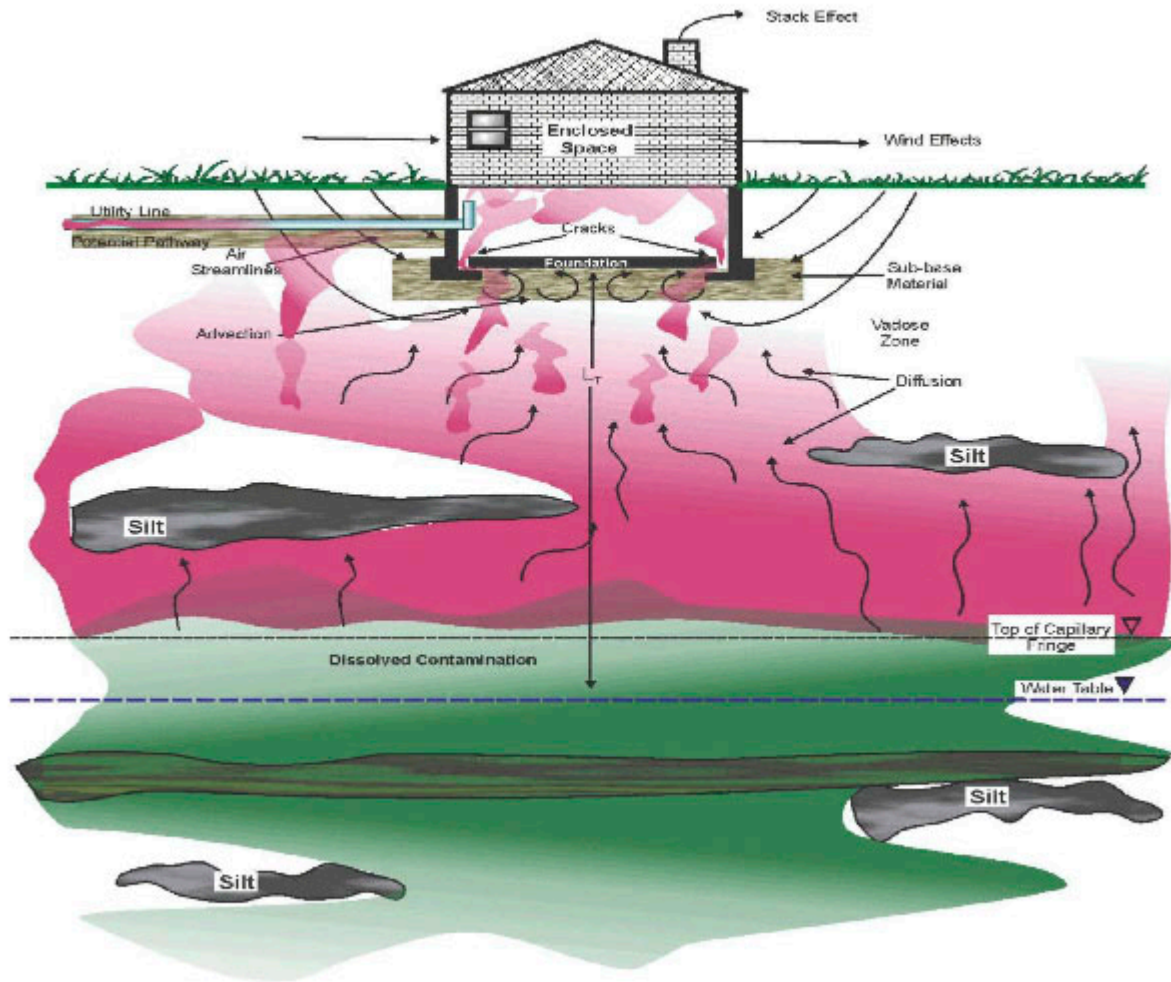
Hers, I.; Zapf-Gilje, R.; Petrovic, R.; Macfarlane, M. & McLenehan, R. (1997): *Prediction of Risk-Based Screening Levels for Infiltration of Volatile Sub-surface Contaminants into Buildings, i: Dwyer, F.J. et al (eds.): Environmental Toxicology and Risk Assessment (Sixth Volume) GSI STP 1317, ASTM, Philadelphia*.

ISO (2002): *Soil quality – Sampling – Part 1: Guidance on the design of sampling programmes*. ISO/FDIS 10381-1.

- ISO (2003): Soil quality – Sampling – Part 7: Guidance on sampling of soil gas, ISO/DIS 10381-7.
- Johnson, P.C., et al (2002): *Migration of Soil Gas Vapors to Indoor Air: Determining Vapor Attenuation Factors Using a Screening-Level Model and Field Data from the CDOT-MTL Denve*. Colorado Site, American Petroleum Institute Bulletin, 16.
- Johnson, P.C. & Ettinger, R.A. (1991): *Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapours into Buildings*. Environmental Science & Technology, vol. 25, 8, pp. 1445-1452.
- Michigan Environmental Science Board (2000): *Indoor Air Inhalation Investigation Panel Meeting Summary*. May 4, 2000.
- Michigan Environmental Science Board (2001): *Evaluation of the Michigan Department of Environmental Quality's Generic Groundwater and Soil Volatilization to Indoor Air Inhalation Criteria* (A Science Report to Governor John Engeler). Indoor Air Inhalation Panel.
- Miljøstyrelsen (1988a): *Frigivelse og transport af dampformige komponenter fra jord forurenede med tjære m.m.. Litteraturgennemgang*.
- Miljøstyrelsen (1988b): *Projekt om frigivelse og transport af flygtige tjærekomponenter i jord*. Hovedprojekt.
- Miljøstyrelsen (1998): *Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind & Appendikse*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 & 7.
- Monks, K. (2001): *Sampling and Remedial System Design Optimization Through Passive Soil Gas Screening*. 2001 International Containment & Remediation Technology Conference & Exhibition, 10-13 June 2001, Orlando, Florida.
- Naturvårdsverket (1994a & b): *Vägledning för miljötekniska markundersökningar, Del I og II*. rapport nr. 4310 & 4311. Naturvårdsverkets förlag.
- Naturvårdsverket (1996): *Rätt datakvalitet. Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar*. Rapport nr. 4667. Naturvårdsverkets förlag.
- Naturvårdsverket (1998): *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer, i samarbete med Svenska Petroleum Institutet*. Rapport nr. 4889. Naturvårdsverkets förlag.
- Naturvårdsverket (1999): *Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet*. Vägledning för insamling av underlagsdata. rapport nr. 4918. Naturvårdsverkets förlag.
- PHC CWS (2003): *Canada Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons in Soil*. Version CCME 2003/03712. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Smith, B.E. (1992): *Comparison of active versus passive soil gas techniques, i: Weyer (ed.): Subsurface contamination by Immiscible Fluids*. Balkema, Rotterdam.
- The Interstate Technology & Regulatory Council (2003): *Vapor Intrusion Issues at Brownfield Sites*. Background Document. Brownfields Team.

- USEPA (2001): *Environmental Investigations. Standard Operation Procedures and Quality Assurance Manual*. USEPA, Region 4, Athens, Georgia.
- USEPA (2002): *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection, for Use in Developing a Quality Assurance Project Plan*. EPA QA/G-5S. Office of Environmental Information. EPA/240/R-02/005.
- USEPA (2003a): *EPA Continues Evaluation of Soil Gas, Indoor Air and Groundwater*. Raymark Bulletin 40, March 2003.
- USEPA (2003b): *User's guide for evaluating subsurface vapour intrusion into buildings*. Office of Solid Waste and Emergency Response.
- USEPA (2004): *Draft Guidance for Evaluating the Vapor Intrusion to Indoor Air Pathway from Groundwater and Soils (Subsurface Vapor Intrusion Guidance)*
- Waitz, M.F.W., Freijer, J.I., Keule, P. & Swartjes, F.A. (1996): *The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds*. RIVM, Bilthoven, Holland.
- Waterloo Hydrogeologic, Inc. (2004): *RISC WorkBench version 4.0*. Ontario, Canada.
- Werner, D. & Hohener, P. (2003): *In Situ Method to Measure Effective and Sorption-Affected Gas Phase Diffusion coefficients in Soils*. Environmental Science & Technology, vol. 37, 11, pp. 2502-2510.
- Whetzel, J.E. (2003): *Increased Accuracy of Site Assessment using Passive Soil Gas Technology, 19th Annual International Conference on Contaminated Soils, Sediments and Water, 20-23 October 2003, University of Massachusetts, Amherst, MA*.

11.8 Appendix - Eksempel på en konceptuel model for en poreluftundersøgelse



Figur 11.8.1. Eksempel på en konceptuel model for en poreluftundersøgelse

11.9 Appendix - Oversigt over strategielementer behandlet i de enkelte kilder

	SNV	EPA	IRTC	CAL	S&D	PEN	MAS	SC	ASTM	CAN	EA	UBA	VDI	MST	B&B	AVJ	ISO
Parametre	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Målemetode	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Usikkerhed	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fejlkilder	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rum*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Tid*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Variationsinterval*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

* primært kvalitativt

SNV: Naturvårdsverket, Sverige
 EPA: US Environmental Protection Agency
 IRTC: Interstate Technology Regulatory Council, USA
 CAL: Department of Environmental Protection, California
 S&D: San Diego County
 PEN: Department of Environmental Protection, Pennsylvania
 MAS: Department of Environmental Protection, Massachusetts
 SC: Department of Environmental Protection, South Carolina
 ASTM: ASTM International
 CAN: Health Canada; der findes også provins vejledninger, men disse indeholder bortset fra British Columbia ikke yderligere anvisninger
 EA: Environment Agency, UK
 UBA: Umweltbundesamt, Tyskland
 VDI: Den tyske norm organisation
 MST: Miljøstyrelsen, Danmark
 Bygge & Boligstyrelsen, Danmark
 AVJ: Apmates Videncenter for Jordforurening, Danmark
 ISO: International Standardisation Organisation

11.10 Appendix - Oversigt over beregningsmodeller for beregning af indeklimapåvirkning

- Johnson & Ettinger modellen, USA; USEPA (2003)
- GSI modellen, USA, kommerciel model baseret på J&E-modellen, Groundwater Services Inc, (2004)
- British Columbia modellen, Canada, Hers et al (1997)
- PHC CWS modellen, Canada, retter sig specifikt mod kulbrinteforureninger, (PHC CWS, 2003)
- UNOCAL modellen, Californien, USA, (Daugherty, 1997)
- BPRISC modellen, kommerciel model udviklet for BP baseret på J&E-modellen (RISC, 2004)
- VAPEX3 modellen, USA, Environmental Systems & Technologies, Inc. (1998)
- VOLASOIL modellen, Holland (RIVM, 1996)
- CLEA modellen, Storbritannien, Environment Agency (2002)
- JAGG-modellen, Danmark (Miljøstyrelsen, 2002)

Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas

RAPPORT 5894

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5894-4
ISSN 0282-7298

I projektet har olika strategier och vägledningar för provtagning av jord, grundvatten och porluft inventerats.

Rapporten ger en överblick över vilka strategier som finns tillgängliga för provtagning och vilka för- och nackdelar de har. Projektet redovisas som fem delrapporter och en sammanfattning av dessa. Sammanfattningen och tre av delrapporterna finns i denna rapport. De två övriga delrapporterna ligger som pdf-filer på Naturvårdsverkets hemsida:

(www.naturvardsverket.se/hallbarsanering).

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet; SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.

