



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Prøvetagningsstrategier til undersøgelse af overfladejord - udredningsprojekt

Miljøprojekt nr. 2173

Juni 2021



Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Per Loll, DMR A/S,
Jacqueline Falkenberg, NIRAS,
Anne Sivertsen, Region Hovedstaden
Cecilie Amtorp, Region Hovedstaden

ISBN: 978-87-7038-323-3

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

Sammenfatning	5
Summary	6
1. Indledning	7
1.1 Baggrund	7
1.2 Formål	7
1.3 Strategi	8
2. Grundlag for den danske praksis	9
2.1 Prøvetagning ifm. kortlægningsundersøgelser	9
2.2 Prøvetagning ifm. jordhåndtering	11
3. Diskussion af principielle problemstillinger	12
3.1 Blandprøver ift. gennemsnitsbetragtninger	12
3.2 Antal nedstik og analyse af blandprøver eller stikprøver	13
3.3 Blandprøver til screening for punktkilder	14
3.4 Analyseparametre	16
3.5 Prøvetagningsmæssige huller indenfor anvendelsesdybden	17
3.6 Gennemsnitsbetragtninger og datafordelinger	18
3.6.1 Fordelingsfunktion for det sande gennemsnit	20
3.6.2 Større usikkerhed ved små datasæt	21
3.7 Falsk negative og falsk positive udfald	22
3.8 Inddeling i prøvetagningsfelter ift. blandprøver	24
3.9 Placering af nedstik i tilstødende prøvetagningsfelter	27
4. Inspiration fra litteraturen	28
4.1 Valg af prøvetagningsstrategi	28
4.2 Blandprøver af mange nedstik - ISM / MIS®	28
4.3 Metoder til at håndtere type 1 og type 2 fejl	29
4.4 Risiko for type 1 og type 2 fejl ved forskellige prøvetagningsstrategier	33
4.5 Sandsynlighed for at finde et ukendt hotspot	36
5. Nye prøvetagningsstrategier	40
5.1 Grundlæggende overvejelser	40
5.2 Forslag til nye undersøgelsesstrategier	43
5.2.1 Strategi 1: Fem nedstik og analyse af enkelte stikprøver	43
5.2.2 Strategi 2: Triplikatbestemmelse med blandprøver	46
5.2.3 Strategi 3: Ti nedstik og analyse af enkelte stikprøver	48
5.2.4 Strategi 4: Triplikatbestemmelse med blandprøver af mange nedstik – ISM / MIS®	50
5.2.5 Mulige tillægsvalg for strategier	52
5.3 Sammenligning af forslag til undersøgelsesstrategier	53
6. Referencer	55

Bilag 1.	Ordliste og forkortelser	57
Bilag 2.	Oversigt over krav til prøvetagning	59
Bilag 2.1	Oversigt over vejledninger om prøvetagning i forbindelse med undersøgelse og kortlægning	60
Bilag 2.2	Tidligere og nuværende krav til prøvetagning i forbindelse med jordhåndtering (jordflytning)	64
Bilag 3.	Spørgeskema til kortlægning af regional praksis	72
Bilag 3.1	Spørgeskema, udsendt til regionerne	73
Bilag 3.2	Spørgeskemabesvarelse fra Region Nordjylland	75
Bilag 3.3	Spørgeskemabesvarelse fra Region Midtjylland	79
Bilag 3.4	Spørgeskemabesvarelser fra Region Syddanmark	83
Bilag 3.5	Spørgeskemabesvarelser fra Region Sjælland	87
Bilag 3.6	Spørgeskemabesvarelser fra Region Hovedstaden	93
Bilag 4.	Sammenstilling af regional praksis	99
Bilag 4.1	Generel undersøgelsesstrategi	99
Bilag 4.2	Resultatbehandling	102
Bilag 4.3	Andre undersøgelsesstrategier	103
Bilag 5.	Inspirationskilder – prøvetagning af jord	104
Bilag 5.1	Danske standarder/normer	104
Bilag 5.2	Inspiration fra Sverige	106
Bilag 5.3	Inspiration fra UK	106
Bilag 5.4	Inspiration fra USA	106

Sammenfatning

I udredningsprojektet belyses strategier til undersøgelse af forureningstilstanden i overfladejord (0-50 cm), herunder formål og grundlag for den nuværende praksis på området samt behovet for at dokumentere, at beslutninger træffes på baggrund af undersøgelser med en acceptabel grad af sikkerhed.

I projektet foretages en sammenskrivning af formål og anbefalinger til undersøgelse af overfladejord fra danske vejledninger, miljøprojekter mv. (kapitel 2), og det belyses, via en spørgeskemaundersøgelse i de danske regioner, hvordan undersøgelserne gennemføres i praksis (Bilag 3 og Bilag 4).

Efterfølgende diskuteres en række principielle problemstillinger ved den nuværende praksis ift. opnåelse af et robust udfald til opfyldelse af undersøgelsesformålene (kapitel 3), og der indhentes inspiration fra en række internationale referencer, der potentielt kan bringes i anvendelse ift. afhjælpning af de identificerede problemstillinger (kapitel 4).

Slutteligt er der givet anbefalinger til fire praktisk anvendelige strategier, som vil kunne lede til mere repræsentative og reproducerbare undersøgelsesresultater, og dermed sikre større robusthed i undersøgelsesudfaldet, end det er tilfældet med den nuværende praksis på området (kapitel 5). Med udgangspunkt i den problemstilling, som skal belyses med undersøgelsen, er der givet anbefalinger til anvendelsesområde for hver af de fire anbefalede strategier (Figur 5.1 i afsnit 5.1).

Endelig belyses de (relative) økonomiske konsekvenser ved en implementering af de fire forskellige strategier (afsnit 5.3).

Summary

In this report, strategies for the investigation of contamination in the surface soil (0 - 50 cm) are reviewed in the context of the objectives for investigations, the legislative basis, current standard practices and the need to document the results and conclusions with an acceptable degree of confidence.

Current strategies and standard practices are summarised in chapter 2 with reference to Danish guidelines, environmental reports and to a survey conducted by questionnaire sent to the environmental authorities in the Danish Regions concerning how investigations are conducted in practice (see appendix 3 and 4).

Subsequently, the fundamental issues obstructing a robust outcome of these investigations if conducted according to current practice are discussed in chapter 3. Inspiration and methods described in international references to determine uncertainty in connection with soil investigation and thereby provide documentation for robust decisions is evaluated (chapter 4).

Potentially some of these methods can be incorporated in Danish practice to remedy the identified issues leading to recommendations for four practical and operational strategies. These four strategies can provide more representative and reproducible results for investigations than is the case with the current practise, and thus ensure robust conclusions and decisions (chapter 5). Moreover, a decision tree to aid the choice of strategy according to the different objectives as defined for the actual investigation has been developed (Figure 5.1 in section 5.1).

Finally, the (relative) economic consequences of implementing the four different strategies are compared in relation to applicability, effectivity and suitability (section 5.3).

1. Indledning

1.1 Baggrund

Regionerne skal efter jordforureningslovens § 5 kortlægge et areal, hvis der er tilvejebragt et dokumentationsgrundlag, der gør, at det med høj grad af sikkerhed kan lægges til grund, at der på arealet er en jordforurening af en sådan art og koncentration, at forureningen kan have skadelig virkning på mennesker og miljø. Kortlægning er en forvaltningsafgørelse, som skal leve op til almindelige principper om legalitet, ligebehandling mv. Dertil kommer kvalitetskrav til miljømålinger i bekendtgørelse nr. 1071 af 28/10/2019, som fastlægger akkrediteringskrav, bl.a. for analyse af jordprøver.

Fremgangsmåden for kortlægning er beskrevet i Miljøstyrelsens vejledning nr. 8 fra 2000 om kortlægning. Dertil kommer styrelsens vejledning nr. 13 fra 1998 om prøvetagning og analyse af jord. Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (VMR, tidligere regionernes Videncenter for Jordforurening, VJ) har desuden i 2003 udgivet en håndbog i prøvetagning af jord og grundvand.

Den nuværende praksis ved prøvetagning af overfladejord tager udgangspunkt i en arealinddeling i prøvetagningsfelter á f.eks. 50 eller 100 m², hvor forureningsgraden repræsenteres af én blandprøve for hver af de udvalgte relevante dybder af overfladejorden, f.eks. 0,1, 0,3 og 0,5 m u.t. Blandprøverne består typisk af 5 nedstik spredt over arealet, hvorfra 5 jordprøver fra hver af de relevante dybder sammenblandes til én prøve for hver dybde. Hver blandprøve er typisk på 2-3 kg, hvorfra der udtages delprøver til kemisk analyse, og hvor de akkrediterede analyser foretages på en prøvemængde på 2 - 40 g, afhængig af analysetypen. På baggrund af analyseresultaterne af blandprøver fra de udvalgte dybder i et prøvetagningsfelt, kortlægges de arealer, hvor der er overskridelser af afskæringskriterierne. Prøvetagningsmetodikken med 5 nedstik er sammenlignelig med metoden angivet i bekendtgørelse nr. 1452 fra 2015 om anmeldelse og dokumentation i forbindelse med flytning af jord.

Antagelsen ved ovennævnte fremgangsmåde med blandprøver er, at det givne areal og jordlag kan formodes at have en ensartet forureningsgrad, og kan repræsenteres af én analyse af 2 - 40 g jord fra én blandprøve. Analyseresultatet anses derfor at være repræsentativt for ca. 10 – 36 tons jord, men fremgangsmåden omfatter ikke en indbygget validering af reproducerbarheden af resultatet.

Problemstillingen er således, at den nuværende praksis for prøvetagning af overfladejord ikke sikrer en høj grad af reproducerbarhed, og heller ikke at prøverne er repræsentative for prøvetagningsfeltet som helhed. Tilsvarende overvejelser om manglende repræsentativitet gør sig gældende ifm. forkartering af overflade-/overskudsjord til bortskaffelse eller genanvendelse.

1.2 Formål

Det overordnede formål med projektet er at fremkomme med anbefalinger til nye strategier for prøvetagning af overfladejord, der tilgodeser en reproducerbar fastlæggelse af det gennemsnitlige forureningsniveau i givne undersøgelsesfelter, og samtidig giver et robust udfald ift. givne kriterier for kortlægning.

Det er målet, at de nye strategier vil give større sikkerhed for:

1. At arealer, der er forurenede i et omfang, der kan have skadelig virkning for mennesker og miljø (dvs. overskrider kriterierne), karakteriseres som forurenede.

2. At arealer, der ikke er forurenede i et omfang, der kan have skadelig virkning for mennesker og miljø (dvs. overholder kriterierne), karakteriseres som uforurenede.
3. At gentagen undersøgelse af samme areal vil få det samme udfald i forhold til vurderingen af forureningsgraden og dermed kortlægningen.

Perspektivet for projektet er, at der ved at anvende (lidt) flere penge på analyse- og evt. prøvetagningsbudgettet vil kunne opnås en større sikkerhed for, at beslutninger om kortlægning og jordhåndtering sker på et repræsentativt og dermed reproducerbart datagrundlag.

1.3 Strategi

Projektet gennemføres som et udredningsprojekt med seks hovedelementer:

1. Sammenskrivning af formål og anbefalinger i danske vejledninger, miljøprojekter mv.,
2. Sammenstilling af nuværende praksis ift. undersøgelse, prøvetagning og prøvehåndtering ved kortlægning af overfladeforurening i de fem danske regioner (pt. er regionernes praksis ikke ens).
3. Diskussion af principielle problemstillinger ved den nuværende danske praksis, herunder en diskussion af forudsætningerne for undersøgelse af overfladeforureninger vha. blandprøver.
4. Inspiration fra dansk og international litteratur mht. tilgængelige strategier/metoder til undersøgelse og prøvetagning.
5. Udarbejdelse af praktisk anvendelige strategier, som sikrer repræsentativitet og reproducerbarhed, herunder muligheden for at kvantificere usikkerheden på det gennemsnitlige forureningsniveau og/eller udfaldet ift. en given kriterieværdi.
6. Belysning af de økonomiske aspekter ved en implementering af udredningsprojektets anbefalinger.

2. Grundlag for den danske praksis

Undersøgelse af overfladejord foretages ofte ved følgende aktiviteter:

- Kortlægning af arealer på vidensniveau 2 iht. jordforureningslovens § 5 /1/.
- Jordflytning iht. jordforureningslovens § 50 /1/.
- Områdeklassificering iht. jordforureningslovens § 50a /1/.
- Arealændring til boligformål (50 cm regel om ren jord) iht. jordforureningslovens § 72b /1/.

Anvisning om, hvordan der udtages jordprøver, herunder metodik, prøveantal og eventuelle krav til prøvetagning samt usikkerheder ved forureningsafgrænsning findes i en række vejledninger, håndbøger og miljørapporter. Disse rapporter er opsummeret i Bilag 2 og er opdelt i forhold til prøvetagning ved kortlægningsundersøgelser og prøvetagning i forbindelse med jordflytning.

2.1 Prøvetagning ifm. kortlægningsundersøgelser

I forbindelse med kortlægningsundersøgelser udtages prøver af overfladejord med henblik på:

- a) Undersøgelse eller afgrænsning af terrænnær forurening ifm. spild på terræn.
- b) Vurdering af den sundhedsmæssige risiko ved direkte kontakt med forurennet jord.
- c) Vurdering af diffus jordforurening (lettere forurennet jord), som skyldes deposition af luftbåren forurening i byområder.

Ad **(a)** anvendes der typisk enkeltprøver (stikprøver) til karakterisering af den rumlige udbredelse af overfladeforureningen. Prøvetagningsstederne placeres ud fra historisk viden, en konceptuel forståelsesmodel og evt. indledende analyseresultater.

Ad **(b)** og **(c)** udtages der ofte blandprøver til karakterisering af det gennemsnitlige forureningsniveau indenfor prøvetagningsfelterne. Inddelingen i prøvetagningsfelter foretages på baggrund af arealanvendelsen (både historisk og nuværende), samt under hensyntagen til arealstørrelsen.

I henhold til kortlægningsvejledningen /3/ udtages overfladeprøver i dybden 0-10 cm under terræn, samt 50 cm (i praksis 45-55 cm) under terræn. Her står ligeledes anført, at prøverne i 50 cm kan undlades, hvis der er sikkerhed for, at der er tale om en overfladenær forurening.

Overholdelse af et kvalitetskriterium anvendes både ved risikovurdering (hvorvidt arealanvendelsen er sundhedsmæssig forsvarlig) og ved administrativ og lovmæssig sagsbehandling.

Det skal bemærkes, at anvisning om prøvetype (stikprøver eller blandprøver) og prøveantal skal ses i lyset af kvalitetskriterierne for forskellige stoffer, hvor der skelnes mellem stoffer med akutte eller kroniske effekter (se faktaboks 1).

Faktaboks 1: Skelnen mellem akutte og kroniske effekter¹

Stoffer, hvor den kritiske effekt skyldes kronisk eksponering

For stoffer med kroniske effekter fastsættes JKK på baggrund af en gentagen/kontinuerlig/daglig eksponering. JKK beregnes typisk i forhold til et Tolerabelt Dagligt Indtag (TDI) for et barn på 13 kg, svarende til 200 mg jord/dag /25/. Eksponeringen over tid antages at ville ske fra forskellige dele af et areal, hvorfor inddelingen i prøvetagningsfelter bør repræsentere arealer med samme arealanvendelse og eksponeringsrisiko.

For stoffer med kroniske effekter anses kriteriet for overholdt, hvis gennemsnittet af alle prøver ligger under JKK /2/. Derfor kan blandprøver anvendes, såfremt prøven kan betragtes som værende repræsentativ for prøvetagningsfeltet. Alternativt kan der anvendes enkeltprøver og beregnes gennemsnit på baggrund heraf. I praksis sker kortlægning af et prøvetagningsfelt, hvis gennemsnitsindholdet overskrider ASK, eller JKK, hvis der ikke er defineret et ASK² /3/. Intervallet mellem JKK og ASK (rådgivningsintervallet) defineres som lettere forurenet jord /16/, og kortlægges som udgangspunkt ikke /1/.

Stoffer, hvor den kritiske effekt skyldes akut toksicitet.

For akuttoksiske stoffer beregnes JKK ud fra et barns enkeltindtag af 10 g jord /25/. Derfor skal JKK overholdes i prøvetagningsfelter, hvor der kan ske eksponering over for jordforurening (dvs. områder uden fast belægning). Blandprøver bør ikke anvendes for de akuttoksiske stoffer /3/.

For akuttoksiske stoffer er ASK enslydende med JKK³. JKK betragtes som overholdt, hvis gennemsnittet af alle prøver ligger under JKK, højst 10% af prøverne⁴ overskrider JKK, og ingen prøver overskrider JKK med mere end 50% /2/.

JKK: Jordkvalitetskriteriet

ASK: Afskæringskriteriet

¹ I /2/ fremgår en tabel, hvor det er anført, om de enkelte kvalitetskriterier er fastsat på baggrund af akutte eller kroniske effekter. Kun arsen, fluorider, kobber, nikkel og phenoler er angivet som akuttoksiske stoffer. Det har ikke været muligt at finde andre kilder til stofopdeling efter deres akutte eller kroniske effekter, og der kan argumenteres for, at chrom (VI) og syreflygtigt cyanid også burde klassificeres som akuttoksiske stoffer.

² Hvis en konstateret overskridelse af et kvalitetskriterium skyldes det naturlige baggrunds niveau, bør der ikke foretages kortlægning af prøvetagningsfeltet /3/.

³ I Miljøstyrelsens nyeste liste over kvalitetskriterier /26/ fastsættes et ASK for kobber, som er to gange JKK, selvom stoffet anses som akuttoksiske i /2/.

⁴ Hvis der udtages 5 enkeltprøver fra hvert prøvetagningsfelt, er det ikke muligt at påvise, at højst 10% af prøverne har et indhold, der overskrider JKK (da én prøve repræsenterer 20%), medmindre vurderingen foretages med min. 10 enkeltprøver indenfor prøvetagningsfeltet, eller for flere felter (min. 10 prøver), som til sammen formodes at have en ensartet forureningsgrad. Sidstnævnte er praksis i Region Hovedstaden, som foretager vurderingen af 10%-kravet til indholdet i blandprøver fra flere prøvetagningsfelter på lokalitetsskala.

2.2 Prøvetagning ifm. jordhåndtering

I forbindelse med jordhåndtering er der i jordflytningsbekendtgørelsen /9/ krav om prøvetagning og analyse af jordpartier enten inden opgravning eller ved prøvetagning fra opgravet jord.

Ved prøvetagning inden opgravning (forkartering) på arealer, hvor der forventes en ensartet forureningsgrad, uden hot-spots, udtages jordprøverne som blandprøver sammenstukket af 5 enkeltprøver. Disse jordprøver fordeles jævnt over det givne areal og jordlag, som prøverne skal repræsentere /3/. For jordvoluminer, hvor der kan forventes højere forureningskoncentrationer end i den omgivende jord (hot-spots), skal forureningen afgrænses med prøver både horisontalt og vertikalt /3/.

For opgravede jordpartier, skal der ifølge jordflytningsbekendtgørelsen /9/ ligeledes udtages jordprøver som blandprøver, der er sammenstukket af 5 enkeltprøver. Enkeltprøverne skal udtages jævnt fordelt og midt i milen eller som minimum i 50 cm's dybde.

I situationer, hvor jorden skal forklassificeres til større dybde, sker det dog ofte, at blandprøverne består af jord udtaget i ½ m intervaller fra borestangen fra et punkt midt i feltet, og prøvetagningen opfylder dermed ikke kravene specificeret i jordflytningsbekendtgørelsen /9/.

Udkast til en revideret jordflytningsbekendtgørelse /27/ stiller større krav til prøvetagningsplanen samt beskrivelsen af den anvendte procedure og prøvehåndtering. Desuden lægges op til en dokumentation for, at den anvendte prøvetagning vil afspejle forureningsgraden og sammensætningen for det samlede jordparti.

I udkastet angives en række principper, som i relevant omfang bør inddrages i forbindelse med udarbejdelse af prøvetagningsproceduren:

1. Jo flere delprøver, der udtages og sammenstikkes til en blandprøve, jo bedre.
2. Jo flere forskellige delpartier, der indgår i jordpartiet, jo flere delprøver kræves for at blandprøven er repræsentativ for det samlede jordparti.
3. Jo større mængde jord, der indgår i delprøverne, jo bedre.
4. Masse-neddeling af prøver kan med fordel anvendes (også i felten).
5. Udtagning af delprøver kan med fordel ske i forbindelse med, at jorden oplægges i miler, bunker eller i container.

3. Diskussion af principielle problemstillinger

3.1 Blandprøver ift. gennemsnitsbetragtninger

Ifølge den danske praksis (se kapitel 2) anvendes blandprøver ofte til vurdering af det gennemsnitlige forureningsniveau. En grundlæggende forudsætning for anvendelse af gennemsnitsbetragtninger til sammenligning med kvalitetskriterierne er, at indholdet i blandprøven er repræsentativt for det sande gennemsnitlige forureningsindhold i prøvetagningsfeltet. Gennemsnittet skal samtidig repræsentere den eksponering man udsættes for som bruger. Prøvens repræsentativitet ift. både forureningsbelastning og eksponeringsrisiko vil oftest bero på en forudgående vurdering af historiske oplysninger og en besigtigelse. Ved anvendelse af blandprøver er der dog ikke mulighed for at udfordre forudsætningernes gyldighed.

Flere af vejledningerne i Bilag 2 er udarbejdet for mere end 10 – 20 år siden. I disse vejledninger er den konceptuelle model inddraget som et værktøj til at identificere prøvetagningsfelter, som har en fælles historik og forventelig ens forureningsgrad. Med hensyn til eksponeringsrisikoen for brugere er det vigtigt, at (større) uforurenede arealer ikke inddrages ved vurdering af områdets gennemsnitlige forureningsniveau. Dette er især vigtigt, hvor der er tale om følsom arealanvendelse, hvor selv et mindre areal med højt indhold kan udgøre en eksponeringsrisiko ved direkte jordkontakt. Eksponeringsrisikoen må således ikke ende med at blive afvist pga. en fortynding i blandprøven.

Prøvetagningstætheden er afhængig af, om der findes homogene eller systematiske forureningsfordelinger, og der er krav om mindst én kemisk analyse pr. prøvetagningsfelt, dvs. mindst én analyse pr. potentiel forureningskilde. Antallet af prøver/analyser kan dermed relateres til sandsynligheden for at finde et hot-spot eller for at repræsentere det gennemsnitlige forureningsniveau. Det vil sige, at der i vejledningerne ofte er en indbygget forståelse for, at analyse af flere enkeltprøver vil give det bedste billede af forureningen, men at blandprøver kan anvendes, hvis en mindre præcis beskrivelse af variation og geografisk placering af afvigende punkter kan accepteres.

De tidlige vejledninger specificerer, at der maksimalt må blandes 5 jordprøver, hvilket skyldes at prøverne ofte bliver blandet i en spand i felten, hvor det kan være svært at opnå fuld homogenisering af større jordmængder. Af hensyn til systematik og kontrol angives det, at der udtages én prøve i hvert hjørne og én i midten af prøvetagningsfeltet, og at de 5 delprøver blandes til én blandprøve.

Anvendelse af blandprøver er et egnet redskab ift. at spare på analyseomkostningerne, hvilket formentlig er en af hovedårsagerne til den udbredte anvendelse. Men da der ikke er mulighed for at teste forudsætningen om, at blandprøven giver et repræsentativt indtryk af forureningsbelastningen, kan blandprøver betegnes som et "minimumsredskab" til at vurdere det gennemsnitlige forureningsniveau i et prøvetagningsfelt.

Hvis man både er interesseret i at fastlægge en gennemsnitlig koncentration, og samtidig indsamle oplysninger, om hvorvidt forudsætningerne for anvendelse af gennemsnitsbetragtningen er opfyldt, er det en bedre strategi at analysere enkeltstik/-prøver og efterfølgende beregne en gennemsnitlig koncentration, eller at udtage og analysere flere uafhængige, individuelle blandprøver fra samme prøvetagningsfelt (f.eks. triplikater).

Ved analyse af enkeltprøver undgås desuden – alt andet lige – en række håndteringsmæssige problemstillinger (homogenisering og delprøveudvælgelse af ca. 40 g jord fra en ca. 2 kg blandprøve) og der opnås en integreret mulighed for vurdering af både kronisk toksiske stoffer (pba. gennemsnitsbetragtninger) og akuttoksiske stoffer (pba. enkeltprøver). Desuden er der mulighed for at anvende udvidet statistik (f.eks. beregning af spredning og konfidens for at gennemsnittet ligger over/under et givent kriterium), samt detektere outliers og vurdere risikoen for ukendte punktkilder i prøvetagningsfeltet. Prisen herfor er, at analyseomkostningerne stiger.

Årsagen til at blandprøver pt. anvendes som den foretrukne fremgangsmåde ved undersøgelse af overfladejord i Danmark er nok primært historisk betinget i, at analyseomkostningerne kan reduceres i forhold til analyse af jordprøver fra enkeltstik. Projektgruppen mener, at dette hensyn (delvist) bortfalder i dag, da analyseomkostningerne er faldet betydeligt siden slut 90'erne/start 00'erne, hvor mange af vejledningerne er udgivet, så de i dag typisk kun udgør en mindre del af de samlede undersøgelsesomkostninger.

3.2 Antal nedstik og analyse af blandprøver eller stikprøver

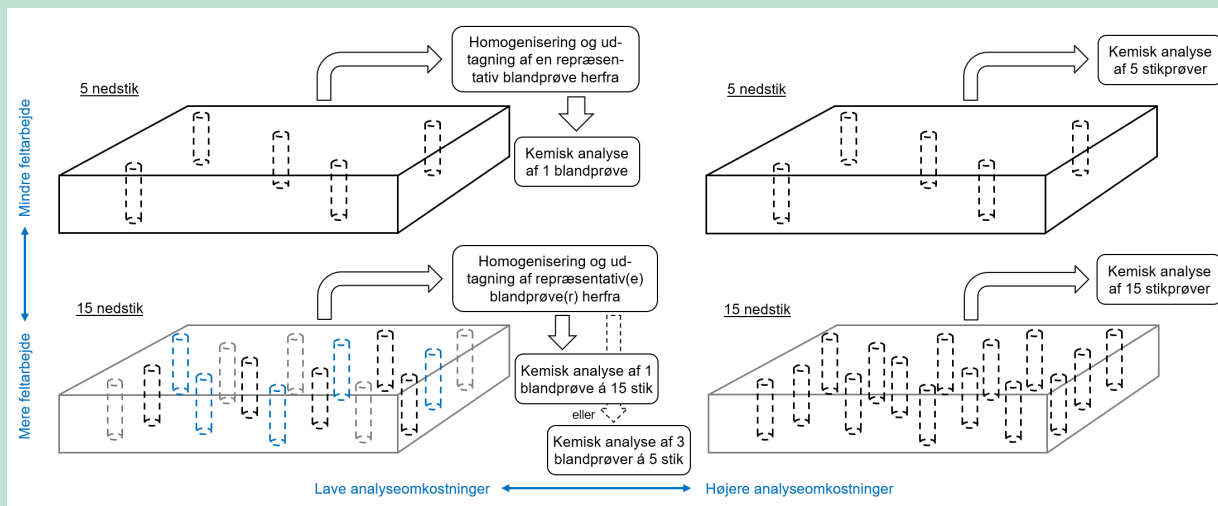
Når prøvetagningsfeltet er defineret på baggrund af historiske oplysninger om (forventede) forureningsforhold og eksponeringsmæssige betragtninger, skal det besluttet, hvor mange nedstik man vil benytte til at beskrive forureningstilstanden indenfor prøvetagningsfeltet.

Helt generelt kan det siges, at jo flere nedstik, der benyttes til at beskrive forureningstilstanden, jo bedre er den sande forureningstilstand repræsenteret. Dette er uanset, om man vælger at foretage kemisk analyse på enkeltstik (med eller uden lokationsangivelse) eller på én eller flere blandprøver. Hvis prøver fra (mange) enkeltstik analyseres med lokationsangivelse, bliver det muligt at udtale sig om både det gennemsnitlige forureningsniveau og variationen i forureningsniveauet såvel som tilstedeværelse og rumlig beliggenhed af eventuelle ukendte hotspots, eller andre rumlige trends i forureningsindholdet indenfor prøvetagningsfeltet.

Men alt kommer med en pris. Således vil mange nedstik betyde øgede omkostninger til prøvetagning. Samtidig vil analyse af enkeltprøver (fra mange nedstik) betyde øgede omkostninger til kemiske analyser og databearbejdning hvis der benyttes enkeltstik med lokationsangivelse. Anvendelse af blandprøver vil sænke omkostningerne til kemiske analyser, men vil til gengæld øge tidsforbruget og krav til prøvehåndtering og homogenisering af blandprøverne. Dertil bemærkes det, at analyseprisen på jordpakken siden årtusindskiftet er faldet med ca. 85-90% af den daværende pris, mens rådgivertimeprisen i samme periode er steget med i størrelsesordenen 40-50%. Dette betyder, at den økonomiske fordel ved at analysere én blandprøve fremfor 5 enkeltprøver er væsentligt ændret siden årtusindskiftet.

Anvendelsen af én blandprøve betyder dog, at dokumentation af prøvens repræsentativitet er umulig. En mellemvej ift. anvendelse af enten én blandprøve eller flere enkeltstik, er at benytte blandprøver med flerbestemmelse, f.eks. dobbelt- eller triplikatbestemmelse se afsnit 4.4. I tilfældet triplikatbestemmelse udføres således tre parallelle prøvetagninger, homogeniseringer, delprøvetagninger og analyser for hver prøvedybde. For eksempel 5 jævnt fordelte nedstik, sammenblandet til 1 blandprøve á 5 nedstik, hvor proceduren gentages to gange i samme arbejdsgang for at sikre repræsentativitet, dvs. i alt 15 nedstik og 3 blandprøver, jf. Figur 3.1. En sådan strategi vil indeholde nogle af de fordele, der er ved strategierne baseret på hhv. én blandprøve eller flere enkeltstik.

Figur 3.1 viser dermed de principielle valg mht. (i) antallet af nedstik og (ii) analyse af blandprøver eller enkelte stikprøver; her eksemplificeret ved 5 (øvre figurer) og 15 nedstik (nedre figurer), samt kemisk analyse af blandprøver (venstre figurer) eller enkelte stikprøver (højre figurer).



FIGUR 3.1 Principskitse, der viser problemstillingen mht. antallet af nedstik og analyse af blandprøver eller enkelte stikprøver. Den relative konsekvens ved en given strategi er vist med blå skrift.

Blandprøver kan foretages på alt fra 2 nedstik til 100-vis af nedstik, f.eks. ved Incremental Sampling Method (ISM) eller Multi Incremental Sampling (MIS)®, se afsnit 4.2. Jo flere nedstik, der blandes sammen, jo mere omfattende en forbehandling skal der foretages for at sikre, at den delprøve, der analyseres, er repræsentativ for alle nedstikkene/prøvetagningsfeltet som helhed.

Hvis udgangspunktet er, at man vil beskrive forureningstilstanden indenfor prøvetagningsfeltet med én kemisk analyse, så er det bedre at foretage den på en blandprøve end på en prøve fra ét enkelt nedstik. Dette skyldes, at en blandprøve repræsenterer en større jordmængde end en enkelt stikprøve, hvorfor denne, som udgangspunkt, er mere repræsentativ for gennemsnitskoncentrationen indenfor prøvetagningsfeltet. En enkelt prøve er dog ikke egnet til at sige noget om eventuelle variationer i forureningsniveauet inden for prøvetagningsfeltet.

I forhold til anvendelse af blandprøver, er det væsentligt at holde sig for øje, at den kemiske analyse ikke foretages på hele blandprøven, men på en mindre delprøve (typisk 2 – 40 g jord), udtaget herfra, som sendes til kemisk analyse. Dette forhold stiller således krav til, at der foretages en tilstrækkelig homogenisering af de jordprøver, som indgår i blandprøven, så den delprøve, der sendes til kemisk analyse, også er repræsentativ for blandprøven. Der kan således være praktiske problemstillinger forbundet med at udtage en (lille) repræsentativ prøve fra en større prøve, specielt hvis den samlede blandprøve (delvist) består af lerede jorde.

Blandprøver bør ikke anvendes, hvis der er tale om jordforurening bestående af flygtige forureningskomponenter, f.eks. de lettere olieforbindelser eller chlorerede opløsningsmidler, da prøvehåndteringen ifm. homogenisering vil føre til et (ukendt) tab af flygtige forbindelser. Herudover bør blandprøver ikke anvendes ved de akuttoksiske stoffer /3/.

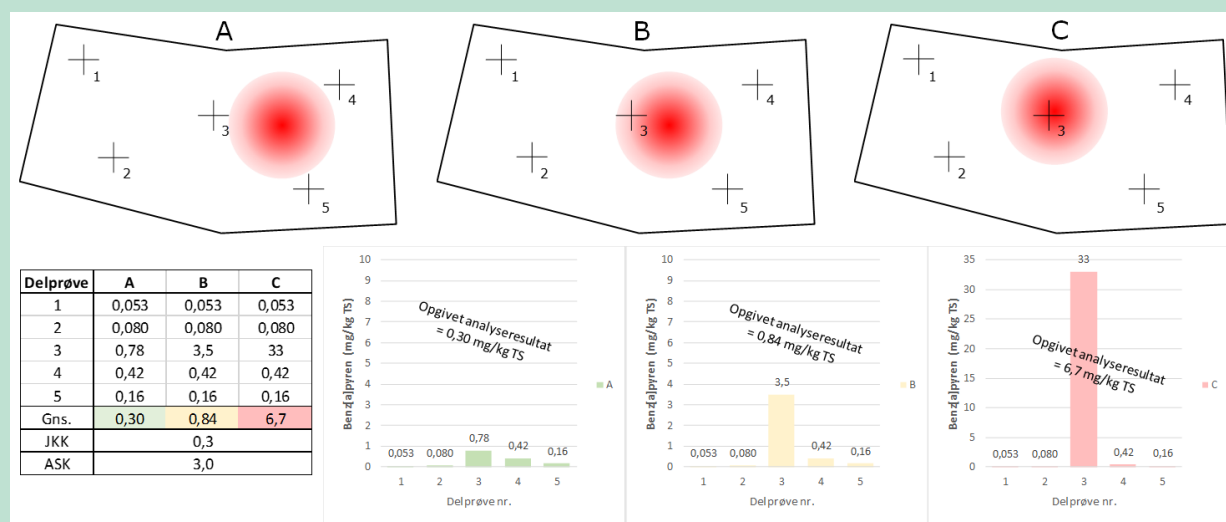
3.3 Blandprøver til screening for punktkilder

Som nævnt ovenfor er blandprøver kun egnet til at vurdere niveauet for det gennemsnitlige forureningsniveau, og kan ikke anvendes til at undersøge for inhomogene forureningsfordelinger eller til at lokalisere hotspots. Nogle af regionerne har dog som et sekundært formål med deres overfladestrategier at screene efter ukendte punktkilder, og gør i dag dette ved brug af blandprøver af 5 nedstik, se bilag 3 og 4. Kun hvis der er tegn på synlig forurening, slaggelag, intaktjord eller lignende, blandes jorden ikke sammen, og der analyseres enkeltprøver.

Anvendelse af denne strategi kan dog blive en "selvopfyldende profeti" i områder, hvor der ikke forventes at være et hotspot, men hvor der rent faktisk er et ikke-synligt hotspot. I dette tilfælde, kan man risikere at blande sig ud af muligheden for at konstatere et hotspot i prøvetagningsfeltet.

Problemstillingen er illustreret i Figur 3.2, hvor et prøvetagningsfelt på baggrund af den historiske redegørelse antages at være forureningsmæssigt homogent, og hvor forureningsgraden undersøges med én blandprøve á 5 jævnt fordelte nedstik. I prøvetagningsfeltet er der dog et ukendt hotspot på ca. 15% af det totale areal, og forudsætningen for anvendelse af en strategi baseret på analyse af en blandprøve er ikke opfyldt (hvilket dog ikke vides). Det ukendte hotspot er forurenet med benzo[a]pyren (JKK = 0,3 mg/kg TS og ASK = 3,0 mg/kg TS), og analyseresultatet fra blandprøven (svarende til gennemsnitsindholdet i de 5 nedstik) er det eneste analyseresultat man har til rådighed efter undersøgelsen. Enkeltprøverne analyseres ikke, men resultaterne er vist for at illustrere det principielle i problemstillingen. De 5 nedstik er placeret i de samme positioner, mens der er vist tre forskellige beliggenheder af det ukendte hotspot: (A) Det ukendte hotspot bliver ikke "ramt" af nogle af de 5 nedstik, (B) hotspot "snittes" af nedstik nr. 3 og (C) hotspot rammes af nedstik nr. 3. Se også afsnit 4.5 om sandsynlighed for at finde et hotspot.

I situation (A) er analyseresultatet af blandprøven (gennemsnitsværdien) 0,30 mg/kg TS, og overskrider ikke JKK. I situation (B) er analyseresultatet af blandprøven 0,84 mg/kg TS, og dermed beliggende i rådgivningsintervallet, og i situation (C) er analyseresultatet af blandprøven 6,7 mg/kg TS, og arealet kortlægges. Selvom der i alle tre tilfælde er et hotspot i prøvetagningsfeltet, som udgør ca. 15% af arealet, er det kun i situation (C), at man foretager kortlægning. For situation C vil der evt. være mistanke om, at der findes et hotspot, men med mindre der var synlige tegn på forurening i nedstik nr. 3 (og dette blev noteret af feltmedarbejderen), vil hotspotet sandsynligvis blive overset.



FIGUR 3.2 Principskitse, der viser problemstillingen ved at benytte blandprøver ifm. en kortlægningsundersøgelse til at screene for ukendte hotspots.

Hvis man gerne vil benytte sig af en strategi baseret på blandprøver til en samtidig screening for hotspots, kunne man arbejde med et screeningskriterium på 1/5 af ASK (v/ 5 nedstik). I dette tilfælde ville man få en indikation om, at der kunne være et ukendt hotspot i situation (B) og (C), mens man stadig ville overse hotspot i situation (A). I begge tilfælde kan der dog også

være tale om scenarier med en ensartet forureningsfordeling, svarende til indholdet i blandprøven.

I tillæg til at anvende et kriterium på 1/5 af ASK ved screening for ukendte hotspots med blandprøver, kunne man øge antallet af nedstik, som blandprøven skal bestå af, samt evt. opdele arealet i flere prøvetagningsfelter (flere blandprøver). Dette vil betyde en bedre dækning af arealet og øge sandsynligheden for at finde hotspots af en given størrelse.

Hvis man ønsker at afsløre, om et prøvetagningsfelt indeholder (ukendte) hotspots, er det dog en langt mere oplagt strategi at analysere prøver fra et antal enkeltstik, jf. afsnit 4.5 (JAGG 1.5, sandsynlighedsmodul), og tage afvigende, høje værdier som indikation for et potentielt hotspot.

3.4 Analyseparametre

I forbindelse med både kortlægningsundersøgelser og jordhåndteringssager anvendes almindeligvis blandprøver, som analyseres for en "jordpakke", bestående af totalkulbrinter, PAH'er og tungmetaller (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni og Zn).

Generelt bør analyseparametrene vælges på baggrund af branchekendskab og historisk viden om de specifikke aktiviteter og stoffer, som har fundet anvendelse på/ved det pågældende areal. Analyseparametrene i jordpakken er derfor ikke altid dækkende. Valget af en strategi baseret på blandprøver og jordpakken er således ofte baseret på en antagelse om, at der ikke er risiko for jordforurening med flygtige forureningskomponenter.

Jordpakken indeholder ikke flygtige forureningskomponenter, f.eks. BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylener) eller chlorerede opløsningsmidler. Ofte vil analysen for totalkulbrinter heller ikke omfatte en opdeling af kulbrinter i fraktionerne C₆-C₁₀, C₁₀-C₁₅, C₁₅-C₂₀ og C₂₀-C₃₅. Hvis enkeltstik som indgår i en blandprøve indeholder flygtige komponenter, er der risiko for et (ukendt) tab af disse under prøveforberedelse, og resultaterne vil derfor være misvisende.

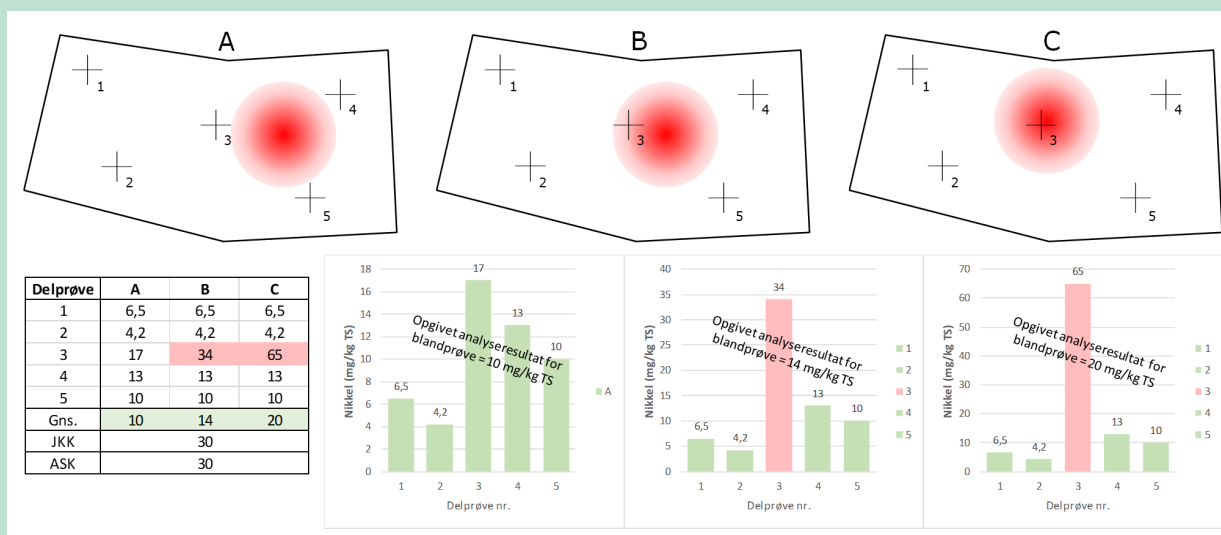
Hvis de historiske oplysninger tilskriver, at der kan være tale om forurening med flygtige forureningskomponenter bør der foretages kemisk analyse for disse komponenter også. I dette tilfælde bør man ikke benytte sig af blandprøver, specielt ikke hvis de består af en sammenblanding af mange nedstik, som f.eks. ved ISM/MIS, jf. afsnit 4.2.

Blandprøver finder således typisk anvendelse, når der foretages analyse af ikke-flygtige og ikke-mobile forbindelser, svarende til "jordpakken" (tungmetaller, PAH'er og totalkulbrinter). Det er dog et faktum, at blandprøver også i vid udstrækning anvendes, når der foretages kemiske analyser for indhold af organiske, flygtige stoffer (BTEX), uden at der stilles krav til prøvehåndteringen ved fremstilling af blandprøven, jf. bilag 3 og 4.

Det er principielt muligt at foretage en screening for indhold af flygtige stoffer i felten, f.eks. med PID-måler, inden der tages beslutning om, hvorvidt analysen skal foretages af blandprøver eller af enkelte stikprøver. Dette er dog pt. ikke almindelig dansk praksis, jf. bilag 3.

Ved akuttoksiske stoffer er der et principielt problem i at anvende blandprøver, da det med blandprøver kun er muligt at vurdere gennemsnitsbelastningen af prøvetagningsfeltet. Dermed strider det således imod kravet om, at højst 10% af et prøvetagningsfelt/nedstik i et prøvetagningsfelt må overskride ASK for akuttoksiske stoffer, samt at ingen enkeltstik må overskride ASK med mere end 50%, jf. faktaboks 1 i afsnit 2.1. I princippet er denne problemstilling gældende for nikkel og kobber, og med et ASK på hhv. 30 og 1000 mg/kg TS /26/, er det (erfaringsmæssigt) almindeligt, at indholdet af kobber og/eller nikkel i ca. 1-10% af enkeltstikkene på en lokalitet overskrider ASK, og at ca. 0-5% af enkeltstikkene har indhold, der overskrider ASK med mere end 50%.

Det principielle i problemstillingen er vist i Figur 3.3, hvor 15% af prøvetagningsfeltet reelt overskrider ASK for nikkel. I figuren er de 15% vist som et hotspot, men dette behøver ikke at være tilfældet. Der analyseres blandprøver fra 5 nedstik, og ingen af situationerne A, B eller C ville føre til en kortlægning, da indholdet i samtlige blandprøver (Gns.) ligger under ASK. Havde arealet derimod været analyseret ved enkeltprøver fra de 5 nedstik (5 analyser), ville både situation B og C medføre kortlægning. Situation B ville føre til kortlægning, da 1 af 5 analyser (>10% af prøverne) overskrider ASK. Situation C ville føre til kortlægning, da 1 analyse overskrider ASK med mere end 50% og da 1 af 5 analyser (>10% af prøverne) overskrider ASK.



FIGUR 3.3 Principskitse, der viser problemstillingen ved at bruge blandprøver til at dokumentere, om ASK er overholdt for nikkel (akuttoksisk).

Ift. de akuttoksiske stoffer er det et principielt problem at anvende mindre end 10 nedstik pr. prøvetagningsfelt (selvom der foretages analyse af enkeltprøver), da det ellers ikke er muligt, på kvalificeret vis, at dokumentere kravet, om at mindre end 10% af prøverne indenfor et prøvetagningsfelt må overskride ASK. Hvis der f.eks. anvendes 5 enkeltstik og indholdet i én eller flere prøver overskrider ASK ($\geq 20\%$ af prøverne/arealet), kortlægges prøvetagningsfeltet. Men hvis ingen af de 5 stikprøver overskrider ASK (= 0%), vil der ikke ske kortlægning. Der er således et ret stort "videnshul" omkring de 10%, som kvalitetskravet tilskriver, og der kan være ret stor risiko for, at f.eks. 15% af området overskrider ASK (som i Figur 3.3), uden at dette opda­ges ved en repræsentativ prøvetagning (hvor ingen af de 5 nedstik/prøver overskrider ASK).

Den almindelige regionale praksis omkring vurdering af akuttoksiske stoffer i overfladejorden er primært baseret på gennemsnitsbetragtninger med anvendelse af blandprøver, og det er således ikke almindeligt at forholde sig til kravene om, at maksimalt 10% af prøverne må overskride ASK, eller til kravet om, at der ikke må forekomme enkeltindhold på mere end 50% over ASK. De anbefalede strategier i kapitel 5 vil forholde sig til egnetheden ift. overholdelse af de akuttoksiske kriterier.

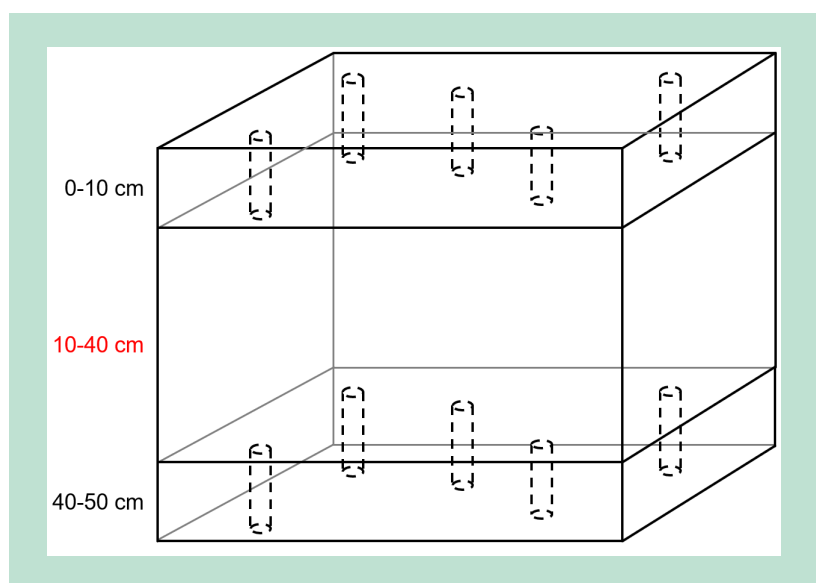
3.5 Prøvetagningsmæssige huller indenfor anvendelsesdybden

I forhold til at karakterisere forureningsniveauet i overfladejorden indenfor anvendelsesdybden for følsom arealanvendelse (de øverste 50 cm), bør overfladeprøver, i henhold til Miljøstyrelsens vejledning nr. 8 /3/, udtages i dybden 0-10 cm under terræn, samt 50 cm (i praksis 45-55 cm) under terræn.

I henhold til regionernes almindelige praksis i indledende/orienterende undersøgelser, jf. bilag 4, udtages prøverne i den øverste prøvetagningsdybde oftest 0-10 cm, 5-15 cm eller 0-20 cm under terræn, mens de i den nederste dybde oftest udtages 40-50 cm eller 45-55 cm under terræn. Fra hver prøvedybde blandes jorden som udgangspunkt fra 5 nedstik. En tilsvarende praksis, med nuancer, finder ofte anvendelse ift. forkartering ifm. jordhåndtering.

Både retningslinjerne i /3/ og den almindelige, nuværende regionale praksis efterlader dog et større eller mindre hul imellem den øvre og den nedre prøvetagningsdybde, hvor overfladejorden indenfor anvendelsesdybden ikke karakteriseres i forureningsmæssig henseende ved udtagning af prøver til kemisk analyse.

Det principielle i problemstillingen er vist i Figur 3.4, hvor der er taget udgangspunkt i en prøvetagningsstrategi med prøvetagning i dybderne 0-10 cm under terræn samt 40-50 cm under terræn. Ved denne strategi undersøges overfladejordens forureningsindhold ikke i dybdeintervallet 10-40 cm under terræn (udover ved en visuel bedømmelse ifm. borearbejdet).



FIGUR 3.4 Principskitse, der viser problemstillingen ved at analysere blandprøver fra to dybdeintervaller indenfor anvendelsesdybden (de øverste 50 cm), her eksemplificeret ved udtagning af blandprøver 0-10 og 40-50 cm under terræn.

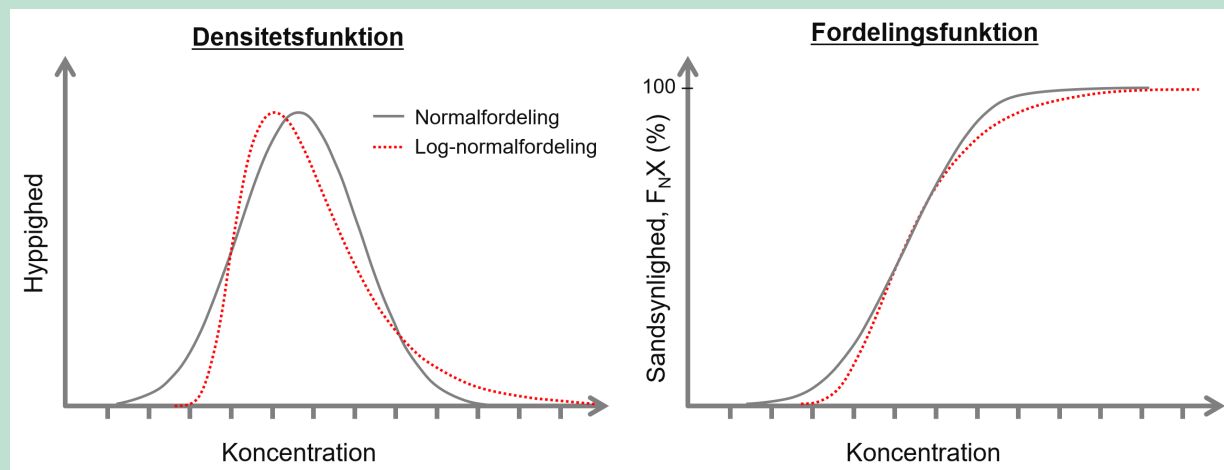
Umiddelbart følger den regionale praksis – med små nuancer ift. dybdeintervallerne – Miljøstyrelsens vejledning /3/, men det er ikke videre logisk, at en relativt stor del af jordvoluminet, som udgøres af dybdeintervallet imellem de to prøvedybder, slet ikke karakteriseres med jordprøver/analyser; specielt ikke set i lyset af, at jorden fra det mellemliggende dybdeinterval alligevel er gennemboret/håndteret ifm. prøvetagningen af det nederste dybdeinterval. Der udtages blot ikke prøver til analyse herfra. Umiddelbart vurderes årsagen at være historisk betinget af høje analysepriser og et ønske om at spare på disse omkostninger.

3.6 Gennemsnitsbetragtninger og datafordelinger

Årsagen til at man vil kende den gennemsnitlige koncentration i et prøvetagningsfelt er, at det bør sikres, at den samlede eksponering over tid ved tilfældig jordkontakt er inden for et tolerabelt niveau. Prøvetagningen skal afspejle den tilfældige eksponering, man kan blive udsat for i forskellige dele af prøvetagningsfeltet. For stoffer, hvor den kritiske effekt skyldes en kronisk eksponering, kan man således acceptere, at et mindre delområde i prøvetagningsfeltet har et forhøjet indhold, fordi det er usandsynligt, at et barn eller en voksen vil blive eksponeret for forureningsindholdet i netop dette mindre delområde hver dag.

Det sande gennemsnit for et prøvetagningsfelt (eller et jordparti ifm. jordhåndtering) fås ved at det samlede jordvolumen analyseres, dvs. analyse af et uendeligt antal jordprøver. Hvis der er et delområde med et højt indhold, eller af større omfang, vil dette være repræsenteret af det sande gennemsnit. Et gennemsnit beregnet på baggrund af analyse af et stort antal enkeltstik vil – alt andet lige – udgøre et bedre estimat på det sande gennemsnit end et gennemsnit beregnet på baggrund af et mindre antal enkeltstik.

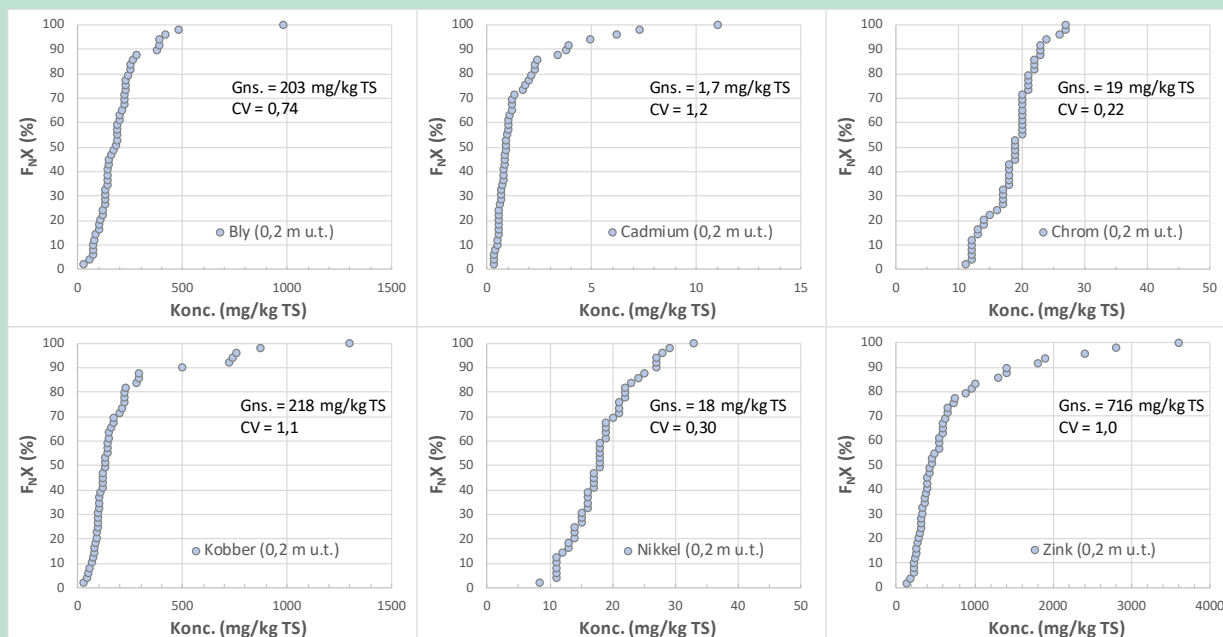
En grundlæggende problemstilling forbundet med at beskrive forureningsindholdet i et prøvetagningsfelt ved udtagning af f.eks. 5 enkeltstik er, at det ikke på forhånd er muligt at vide, hvilken statistisk fordeling koncentrationerne følger. Dette har betydning for, hvor godt gennemsnitsværdien, baseret på nogle få enkeltstik eller en blandprøve fra samme antal enkeltstik, repræsenterer prøvetagningsfeltet (den faktiske statistiske fordeling af koncentrationerne). Ofte vil koncentrationer i jordprøver (tilnærmelsesvist) følge enten en normalfordeling eller en log-normalfordeling, jf. Figur 3.5. Densitetsfunktionen (til venstre) viser hyppigheden (den relative forekomst) af prøver med givne koncentrationer, mens fordelingsfunktionen (til højre) viser sandsynligheden (på y-aksen) for, at koncentrationen er mindre end en given værdi (på x-aksen). Begge kurverne viser, at normalfordelingen (de grå kurver) er symmetrisk omkring gennemsnittet; densitetsfunktionen er klokkeformet og fordelingsfunktionen er S-formet. Derimod er log-normalfordelingen (de røde stiplede kurver) i begge plots ikke-symmetrisk og med en lang hale i den høje ende, hvilket afspejler, at et mindre antal jordprøver (svarende til en mindre del af prøvetagningsfeltet), har betydeligt højere indhold end resten. Disse få høje værdier kan påvirke gennemsnittet temmelig meget.



FIGUR 3.5 Repræsentationer af normalfordelte og log-normalfordelte data. Til venstre densitetsfunktionen og til højre fordelingsfunktionen.

Hvis der er tale om log-normalfordelte forureningsindhold og man forsøger at karakterisere det gennemsnitlige indhold ved analyse af få jordprøver (f.eks. fra 5 enkeltstik), så er der forholdsvis stor risiko for, at man ikke får inkluderet de høje indhold i gennemsnittet. Jo færre nedstik, der benyttes, jo større er risikoen for, at en (sjældent forekommende) høj koncentration ikke medtages, hvorved risikoen for en fejl-beslutning (falsk negativ) øges.

Figur 3.6 viser et eksempel på fordelingsfunktioner for 6 tungmetaller fra 49 enkeltstik (0,2 m u.t.) fra en videregående undersøgelse i Region Hovedstaden. Som det ses af figuren, er resultaterne for chrom og nikkel symmetriske og S-formede (dvs. tilnærmelsesvist normalfordelte), mens resultaterne for de øvrige metaller er ikke-symmetriske og med en lang hale (dvs. tilnærmelsesvist log-normalfordelte).



FIGUR 3.6 Eksempler på fordelingsfunktioner for tungmetaller fra 49 enkeltstik (0,2 m u.t.) fra en videregående undersøgelse i Region Hovedstaden. Gennemsnit og variationskoefficient (CV = standardafvigelse, S, divideret med gennemsnittet) er opgivet for hvert tungmetal.

Hvis man fjerner 5% af de højeste værdier for de tilnærmelsesvist log-normalfordelte tungmetaller i Figur 3.6 (bly, cadmium, kobber og zink), så falder de gennemsnitlige koncentrationer med mellem 15 og 25%. For de normalfordelte tungmetaller (chrom og nikkel) falder de gennemsnitlige koncentrationer tilsvarende med kun 3-4%.

Den relative betydning af de høje værdier på gennemsnittet er indikeret ved variationskoefficienten (CV). Jo højere CV, jo større indflydelse har ekstreme (oftest høje) værdier på gennemsnitsværdien. Dette betyder – alt andet lige – at der ved anvendelse af få nedstik vil være større risiko for at komme til at vurdere gennemsnitsindholdet i prøvetagningsfeltet lavere end det i virkeligheden er. På den anden side er der også en risiko for, at man ved få nedstik er uheldig og kommer til at få en prøve med højt forureningsindhold med i sin vurdering af det gennemsnitlige indhold.

Derfor vil anvendelse af få nedstik til at vurdere det gennemsnitlige forureningsindhold øger risikoen for, at det gennemsnitlige forureningsindhold vurderes enten:

- for lavt (falsk negativ)
eller
- for højt (falsk positiv).

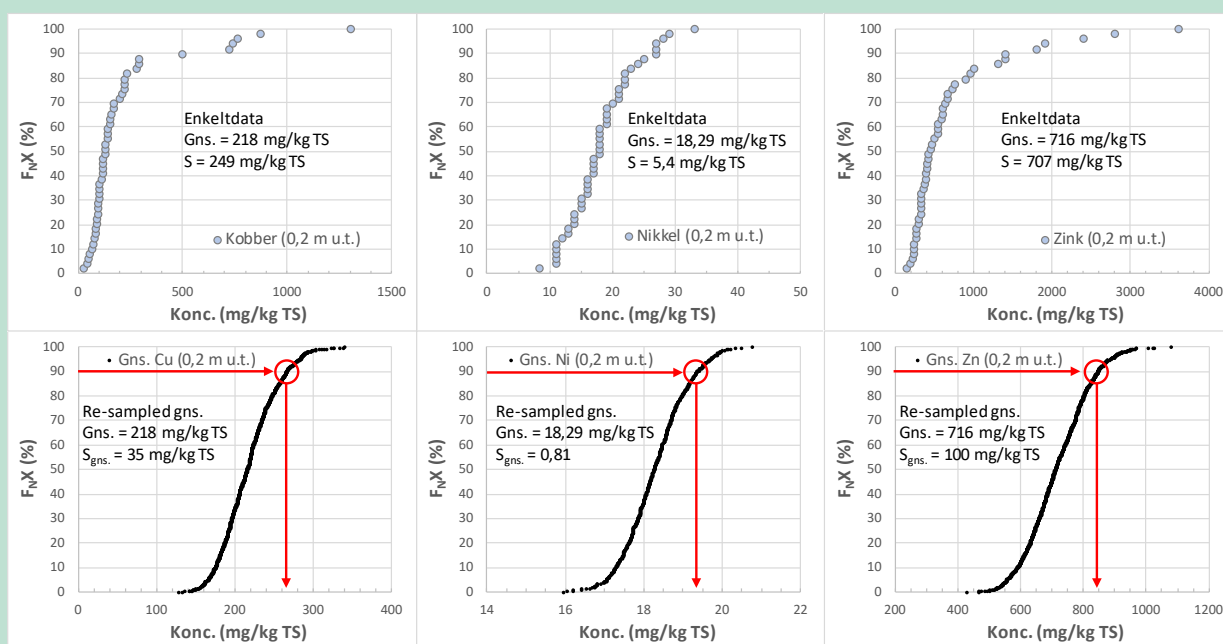
Forhold omkring falsk negative og falsk positive udfald diskuteres yderligere i afsnit 3.7.

3.6.1 Fordelingsfunktion for det sande gennemsnit

Et interessant fænomen, som kan benyttes til at sige noget om f.eks. konfidensintervallet for gennemsnittet, er, at gennemsnittet er normalfordelt, uanset hvilken fordeling data har, hvis blot datasættet er forholdsvis stort ($N > 30$). Dette er kendt som The Central Limit Theorem. Man kan forvisse sig, om at det er tilfældet ved at udføre et numerisk eksperiment i Excel vha. en teknik, der er kendt som "Bootstrapping" /36/. Ved denne teknik simuleres, at et datasæt prøvetages gentagne gange med mulighed for, at hver værdi kan prøvetages flere gange ("re-

sampling" med tilbagelægning). I det følgende vises et eksempel for kobber-, nikkel- og zink-data fra Figur 3.6.

Som det ses i Figur 3.6, er kobber- og zinkdata tilnærmelsesvist log-normalfordelte (skæve fordelinger med en lang hale), mens nikkeldata tilnærmelsesvist er normalfordelte (symmetrisk og S-formet). For kobber trækkes nu 49 data (samme antal som i de oprindelige datasæt), med tilbagelægning, og gennemsnittet beregnes for det nye datasæt. Proceduren gentages f.eks. 1000 gange, og man opnår et nyt datasæt bestående af gennemsnitsværdier, som man kan plote fordelingsfunktionen for. Nu følges samme procedure for nikkel og zink. Fordelingsfunktioner for de oprindelige datasæt og gennemsnittene er vist i Figur 3.7, som illustrerer, at uanset fra hvilken fordeling dataene kommer (skæv eller symmetrisk), så er gennemsnittene tilnærmelsesvist normalfordelte for større datasæt. På baggrund af fordelingsfunktionerne kan der nu estimeres f.eks. et konfidensinterval, eller en øvre grænse i et konfidensinterval, for det sande gennemsnit.

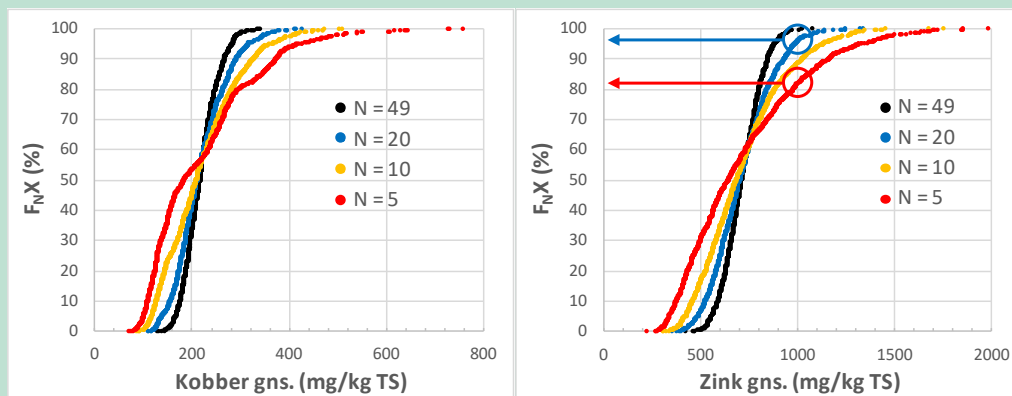


FIGUR 3.7 Bootstrapping. Fordelingsfunktioner for kobber, nikkel og zink fra en videregående undersøgelse er vist øverst ($N = 49$) og fordelingsfunktioner for det re-samplede gennemsnit er vist nederst. De røde ringe viser, at de sande gennemsnitsværdier med 90% sandsynlighed er lavere end de tilhørende koncentrationer på x-aksen.

Som det fremgår af Figur 3.7, så er fordelingsfunktionerne for gennemsnittene for alle tre metaller tilnærmelsesvist normalfordelte, selvom de kommer fra meget forskellige underliggende fordelinger. På baggrund af fordelingerne nederst i i figuren kan man beregne, at det sande gennemsnit med 90% sandsynlighed er mindre end hhv. 266, 19,3 og 846 mg/kg TS, jf. de røde markeringer og aflæsning på x-aksen.

3.6.2 Større usikkerhed ved små datasæt

Central Limit Theorem gælder, som nævnt, for store datasæt ($N > 30$). Ved små datasæt, som stammer fra skæve fordelinger, vil fordelingen af gennemsnittet også blive skæv, som illustreret i Figur 3.8, hvor fordelingsfunktionerne for kobber- og zink-gennemsnittet (dvs. de metaller som har en skæv fordeling i Figur 3.7) er opstillet på baggrund af "re-sampling" med hhv. 49, 20, 10 og 5 datapunkter.



FIGUR 3.8 Fordelingskurver for gennemsnittet af kobber og zink simuleret vha. Bootstrapping med forskellige antal nedstik ($N = 49, 20, 10$ og 5). Sandsynligheden for at gennemsnittet ligger under 1000 mg/kg TS (ASK for zink) er vist med rødt for 5 datapunkter og med blåt for 20 datapunkter.

Tre tendenser observeres ret tydeligt i Figur 3.8:

- (i) Fordelingen er mere skæv, jo færre data, der er til rådighed.
- (ii) 50%-fraktilen er lavere, jo færre data, der er til rådighed.
- (iii) Risikoen for at få både "for lave" (falsk negative) og "for høje" (falsk positive) gennemsnit stiger, jo færre data, der er til rådighed.

For zink (højre graf) er risikoen for at konkludere at den sande gennemsnitskoncentration ligger under ASK (1.000 mg/kg TS) ca. 82% (rød ring) ved $N = 5$ nedstik. Dermed er der 18% sandsynlighed for, at den sande gennemsnitskoncentration ligger over ASK.

Derimod vil anvendelse af 20 nedstik ($N = 20$), betyde, at sandsynligheden for at den sande gennemsnitskoncentration er mindre end 1.000 mg/kg TS (ASK) er ca. 96% (blå ring). Dermed er der 4% sandsynlighed for at den sande gennemsnitskoncentration ligger over ASK.

Tilsvarende er risikoen for at konkludere, at den sande gennemsnitskoncentration ligger under 500 mg/kg TS (JKK) ca. 31% ved $N = 5$, mens den kun er ca. 7% ved $N = 20$.

3.7 Falsk negative og falsk positive udfald

I modsætning til flere udenlandske prøvetagningsstrategier, jf. kapitel 4, så er risikoen for at komme til at træffe en forkert beslutning (f.eks. angående kortlægning) ikke et integreret hensyn i den almindelige danske praksis.

Falsk negative og falsk positive udfald

Falsk negativ (type 1 fejl):

Feltet vurderes uforurenet, selvom det reelt er forurenet.

Falsk positiv (type 2 fejl):

Feltet vurderes forurenet, selvom det reelt er uforurenet.

Det er en principiel problemstilling i nogle regioners praksis (jf. bilag 3), at falsk negative udfald af en kortlægningsundersøgelse kan forekomme ved at der ses bort fra en tidligere konstateret forurening, hvis den ikke kan genfindes/reproduceres i en efterfølgende prøvetagning. Den ef-

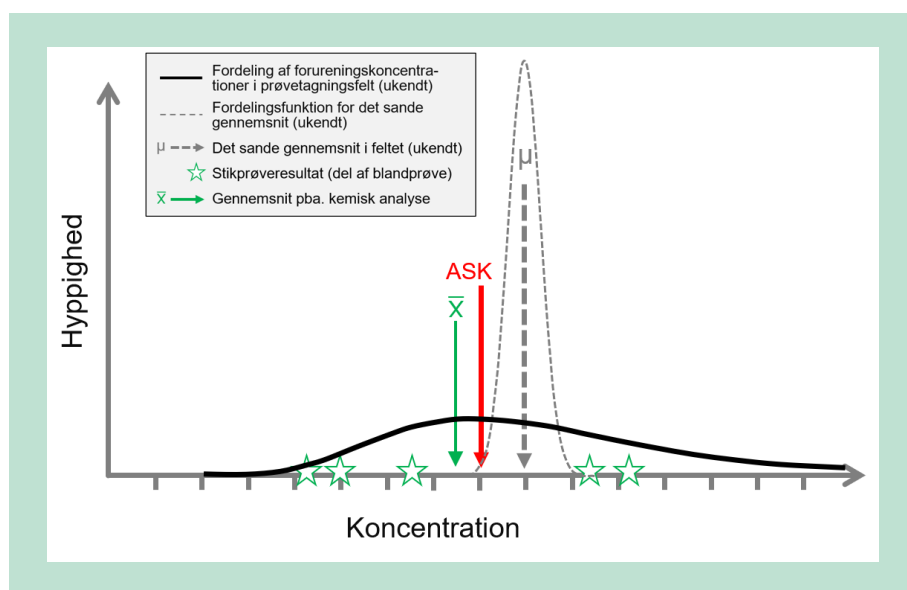
terfølgende prøvetagning tages for gældende, og det første resultat afskrives som "falsk positiv". Hvis det imidlertid var det første resultat, der var korrekt (og det andet, der var fejlbehæftet) bliver resultatet, at arealet ikke kortlægges (= falsk negativ). Tilsvarende procedurer omkring den omvendte situation er ikke en del af den almindelige praksis, da man normalt ikke kommer tilbage for at gentage prøvetagning på arealer, der én gang er blevet vurderet uforurenede. Dette kan således også lede til falsk negative udfald.

Ovenstående praksis afspejler indirekte, at man er mere bekymret for at komme til at kortlægge et prøvetagningsfelt uberettiget, end at man undlader at kortlægge et prøvetagningsfelt, som reelt er forurenede. Det bør derfor overvejes, hvilke konsekvenser en fejlbeslutning kan have:

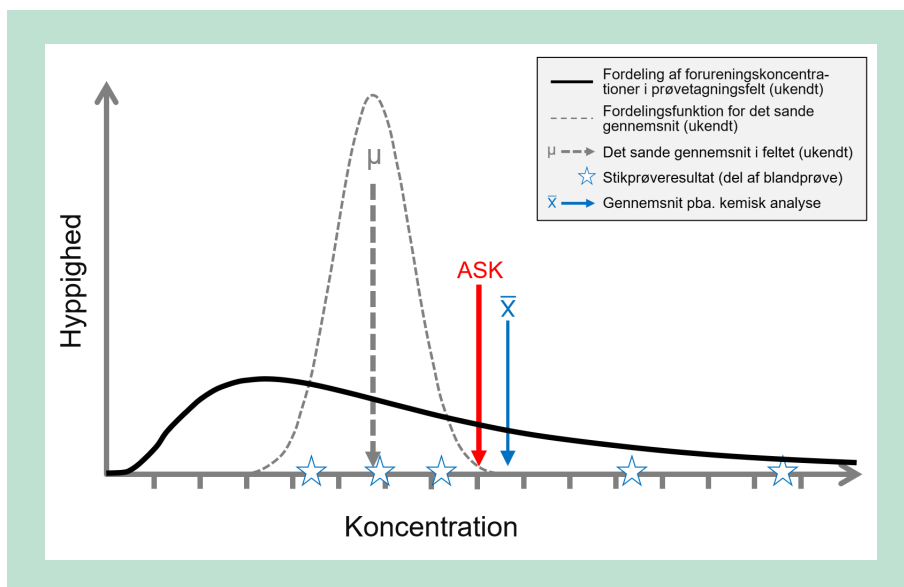
- Type 1 fejl. Feltet bliver ikke kortlagt, mens forureningsniveauet reelt overskrider ASK. Der er en sundhedsmæssig risiko forbundet med følsom arealanvendelse af feltet. Vi kommer – som udgangspunkt – ikke tilbage til feltet, og opdager aldrig fejlen.
- Type 2 fejl. Feltet bliver kortlagt, selvom forureningsniveauet ikke overskrider ASK. Man påfører muligvis grundejer arealmæssige begrænsninger, bekymringer og en risiko for fald i ejendomsværdien. Imidlertid prioriterer regionen en videregående undersøgelse og fejlen opdages, hvorefter prøvetagningsfeltet udtages af kortlægningen.

I det følgende illustreres nogle eksempler på situationer, der kan lede til fejlbeslutninger.

Følgende figurer viser en situation med hhv. type 1 fejl (falsk negativ, Figur 3.9) og type 2 fejl (falsk positiv, Figur 3.10). Tilfældig prøvetagning betyder, at resultaterne ikke er repræsentative for forureningssituationen.



FIGUR 3.9 Principskitse, der viser en situation med 5 nedstik i en blandprøve fra en underliggende log-normalfordeling. Den sande gennemsnitskoncentration (μ) i prøvetagningsfeltet ligger over ASK, men koncentrationen i blandprøven ($\bar{x}$) ligger under ASK. Denne situation medfører en type 1 fejl (falsk negativ).



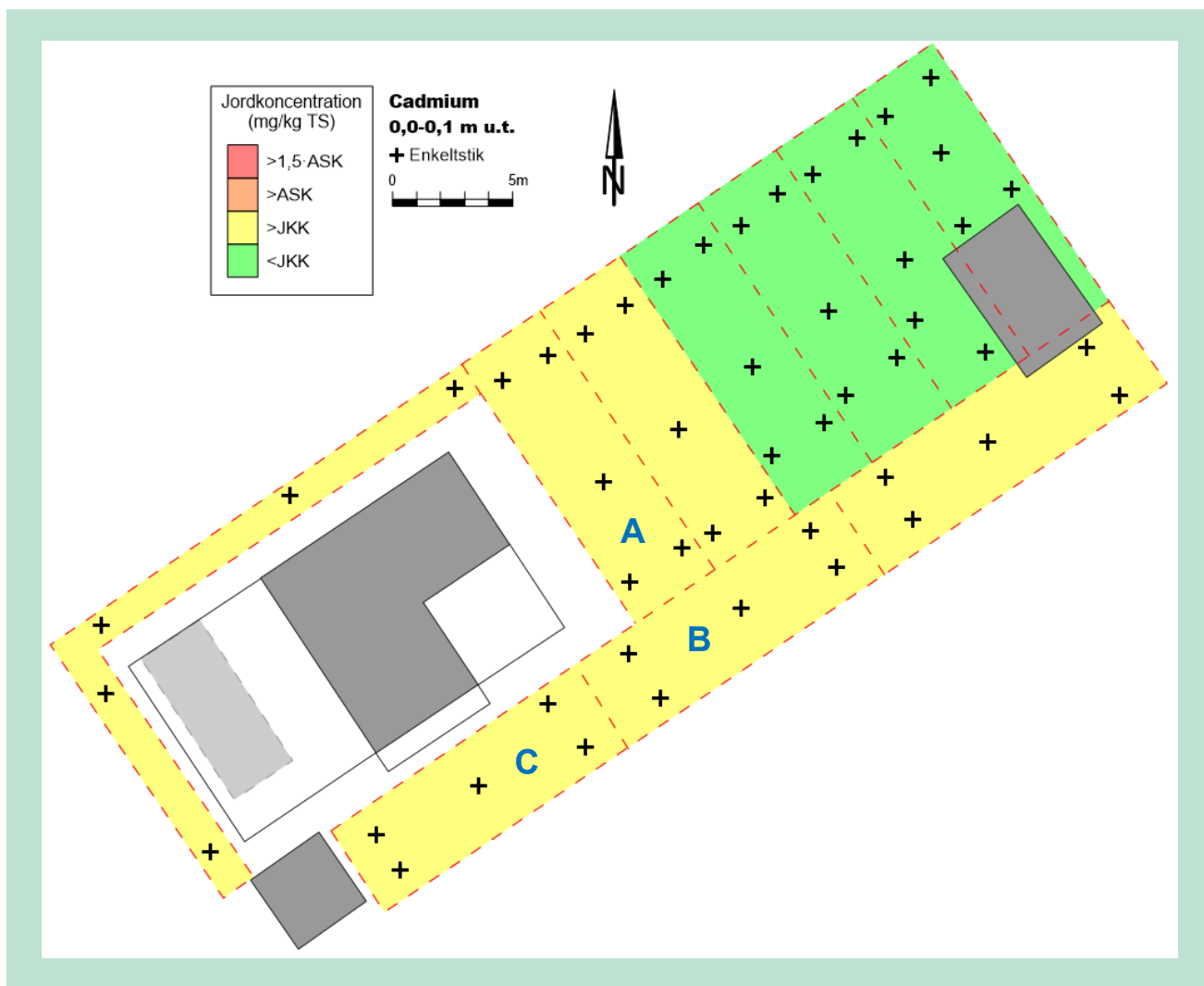
FIGUR 3.10 Principskitse, der viser en situation med 5 nedstik i en blandprøve fra en underliggende log-normalfordeling. Den sande gennemsnitskoncentration (μ) i prøvetagningsfeltet ligger under ASK, men koncentrationen i blandprøven ($\bar{x}$) ligger over ASK. Denne situation medfører en type 2 fejl (falsk positiv).

Ovenstående risiko for ikke-repræsentativ prøvetagning imødegås traditionelt ved at udføre flere nedstik. Uanset om der analyseres én eller flere blandprøver, eller enkeltprøver, som der efterfølgende beregnes gennemsnit for, vil flere delprøver medføre en bedre bestemmelse af gennemsnitsværdien, og mindske risikoen for både type 1 og type 2 fejl (se afsnit 4.4). Anvendelse af flere nedstik i kombination med analyse af én blandprøve, fordrer naturligvis, at der i praksis stadig kan foretages en god homogenisering og udtagning af en repræsentativ delprøve.

3.8 Inddeling i prøvetagningsfelter ift. blandprøver

Der kan ligge et større arbejde bag inddelingen af en ejendom i prøvetagningsfelter, som baseres på historiske oplysninger og feltobservationer. Dog må man også erkende, at der er mange – ofte modstridende – hensyn, som gør, at inddelingen i prøvetagningsfelter bliver "det muliges kunst". Ved anvendelse af blandprøver er der risiko for, at (ukendte) rumlige tendenser i forureningsniveauet på en ejendom vil blive udvisket pga. en uheldig inddeling i prøvetagningsfelterne.

I Figur 3.11 er der vist et (for eksemplets skyld) lettere revideret eksempel fra en ejendom i Region Hovedstaden. Ejendommen er inddelt i 10 prøvetagningsfelter á ca. 50 m² og er bl.a. undersøgt for cadmium i dybden 0,0-0,1 m u.t. Hvert felt er undersøgt ved én kemisk analyse foretaget på en blandprøve á 5 nedstik.



FIGUR 3.11 Cadmiumindhold i 10 prøvetagningsfelter á ca. 50 m² (røde stiplede linjer) i dybden 0,0-0,1 m u.t., baseret på kemisk analyse af én blandprøve á 5 enkeltstik pr. prøvetagningsfelt (sorte krydser). Ud fra dette datagrundlag vil prøvetagningsfelterne A, B og C ikke blive kortlagt, se også Figur 3.12.

Som det fremgår af Figur 3.11, har størstedelen af ejendommen et cadmiumniveau, der ligger imellem JKK og ASK (hhv. 1 og 5 mg/kg TS). Samtidig ses der et sammenhængende område i den nordøstlige del af ejendommen med cadmiumindhold under JKK.

På ejendommen er der ligeledes foretaget kemisk analyse af enkeltprøverne. I Figur 3.12 er der foretaget en konturering af cadmiumindholdene i enkeltprøverne, hvorved eventuelle rumlige tendenser træder frem.

Som det fremgår af Figur 3.12, optræder den samme overordnede tendens som i Figur 3.11, idet der ses et sammenhængende område på den nordøstlige del af ejendommen, som har cadmiumkoncentrationer <JKK. Men analyse af enkeltprøver belyser, at der er et område øst for boligen (5 prøver), som har relativt høje cadmiumkoncentrationer (>ASK), herunder et delområde (2 prøver) med koncentrationer >1,5·ASK.



FIGUR 3.12 Cadmiumindhold i 50 enkeltprøver (sorte krydser) i dybden 0,0-0,1 m u.t. Ud fra dette datagrundlag identificeres et hotspot i prøvetagningsfelterne A, B og C.

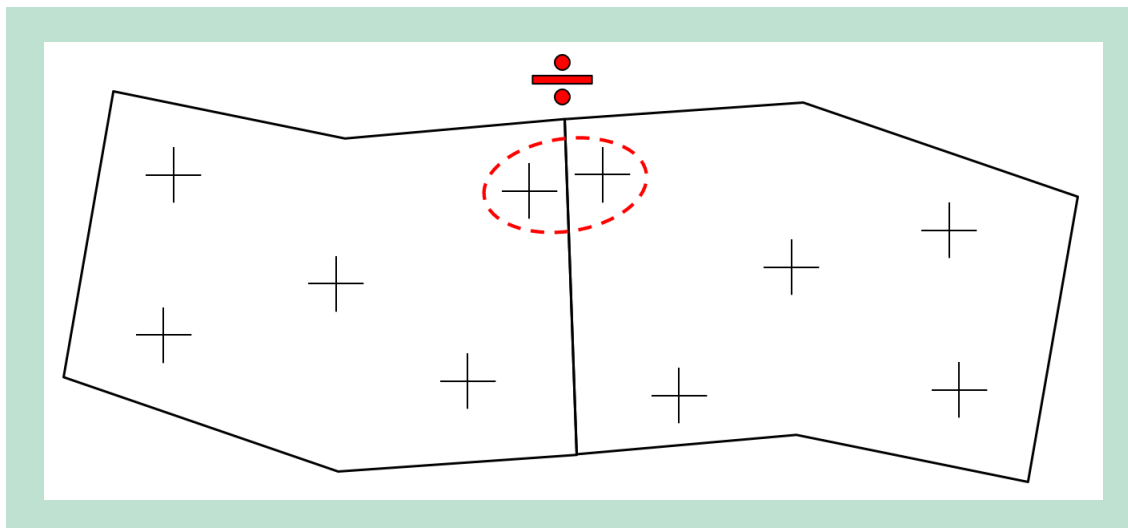
Analyse af blandprøver i stedet for enkeltprøver betyder, at et hotspot overses, fordi den aktuelle inddeling i prøvetagningsfelter er uheldig. Hotspot-forureningen fortyndes til værdier under ASK i felterne A, B og C, da de forurenede jordprøver blandes sammen med uforurenat jord i de 3 blandprøver. Havde man anvendt en anden inddeling, som indeholdt de 5 høje værdier, ville man have fået et prøvetagningsfelt med et gennemsnitsindhold $>1,5 \cdot \text{ASK}$.

Hvis man betragter det principielle i situationen, skitseret i Figur 3.11 og Figur 3.12, men antager, at der var tale om kobber (dvs. et akuttoksisk stof med JKK og ASK på hhv. 500 og 1.000 mg/kg TS), så ville anvendelse af blandprøver (som i Figur 3.11) ikke medføre kortlægning af prøvetagningsfelterne. Hvis man derimod havde haft resultaterne fra enkeltprøverne, og benyttede samme inddeling i prøvetagningsfelterne (som i Figur 3.12), ville man kortlægge felt A, B og C øst for boligen, ikke på baggrund af gennemsnitsindholdene som alle er $<\text{ASK}$ med den anvendte feltinddeling, men fordi $>10\%$ af prøverne i alle tre felter $>\text{ASK}$. I de to felter B og C sydøst for boligen er der tilmed konstateret indhold $>1,5 \cdot \text{ASK}$.

På basis af resultaterne af enkeltprøverne ville man dog sandsynligvis se bort fra den oprindelige inddeling i prøvetagningsfelterne A, B og C, og afgrænse eller kortlægge et delområde svarende til fund af de forhøjede værdier.

3.9 Placering af nedstik i tilstødende prøvetagningsfelter

Ved placering af nedstik på et prøvetagningsfelt bør disse ikke ligge alt for tæt på nedstik i nabo-prøvetagningsfelter. Altså bør der, hvis det er muligt i forhold til fysiske begrænsninger, være nogenlunde samme indbyrdes minimumsafstand imellem samtlige positioner, jf. Figur 3.13. Der er ingen krav om, at nedstikkene placeres i de 4 hjørner og i midten af prøvetagningsfeltet, men det er vigtigt, at de repræsenterer hele feltet.



FIGUR 3.13 Principskitse, der viser, at nedstikkene skal placeres optimalt i relation til nabo-prøvetagningsfelter.

4. Inspiration fra litteraturen

I de følgende afsnit berøres en række emner/forhold fra både den danske og internationale litteratur, som kan tjene som inspiration ift. fremtidige prøvetagningsstrategier til undersøgelse af overfladejord. De anvendte referencer er opsummeret i bilag 5.

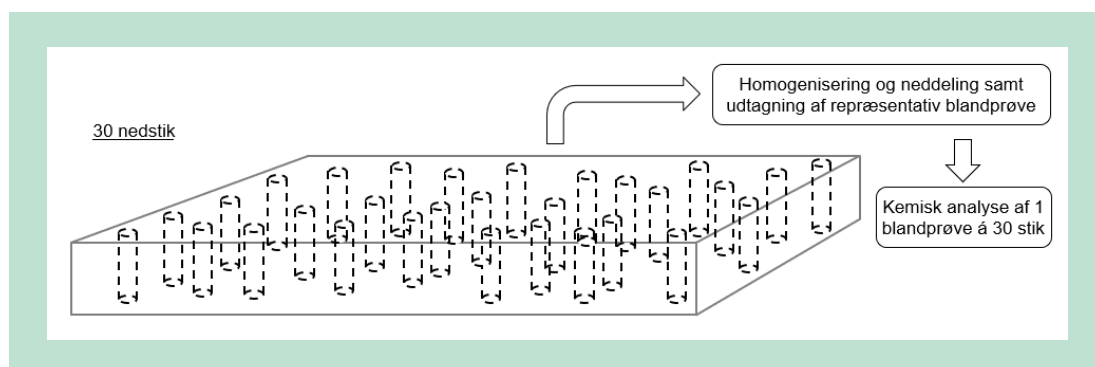
4.1 Valg af prøvetagningsstrategi

Ifølge litteraturen bør valget af prøvetagningsstrategi og databehandling være relateret til, hvordan kriterierne er udspecificeret, f.eks. for akuttoksiske eller kroniske stoffer, og hvordan data efterfølgende skal anvendes i risikovurderingen; f.eks. de sundhedsmæssige konsekvenser, som fører til kortlægning, eller administrative krav iht. jordflytningsbekendtgørelsen. Desuden nævnes det ofte, at arealanvendelsens følsomhed kan have betydning for prøvetagningen (f.eks. kan en baghave kræve en højere prøvetæthed end en sportsgrund), samt at der kan være behov for supplerende undersøgelser for at minimere usikkerheder i dataevalueringen /35/.

Fælles for flere udenlandske referencer er, at de indeholder overvejelser om betydningen af usikkerhed i datagrundlaget i forhold til de beslutninger, som skal træffes, samt overvejelser om, hvordan man med sikkerhed kan dokumentere, at et kriterium overholdes eller overskrides; dvs. med hvilken sikkerhed man træffer sin beslutning. Denne tankegang er – som udgangspunkt – ikke en del af den nuværende danske praksis ved undersøgelse af overfladejord.

4.2 Blandprøver af mange nedstik - ISM / MIS®

En repræsentativ og relativt sikker fastlæggelse af gennemsnitskoncentrationen kan opnås ved en metode, hvor der udtages mange stikprøver (increments) fordelt over et prøvetagningsfelt (f.eks. 30 eller 100), se Figur 4.1. Metoden benævnes ISM (Incremental Sampling Methodology) eller MIS (Multi Increment Sampling methodology). De mange stikprøver samles til en blandprøve, som analyseres efter en omfattende prøveforbehandling (blanding og neddeling).



FIGUR 4.1 Illustration af princippet i ISM / MIS, her med anvendelse af 30 nedstik.

Metoden anvendes blandt andet af USEPA, US Army Corp of Engineers og State of Hawaii. Envirostat Inc. har ophavsret til betegnelsen Multi increment® sampling (MIS) og afholder kurser /32/, mens ITRC (Interstate Technology and Regulatory Council) har udgivet en vejledning om Incremental Sampling Methodology (ISM) og afholder web-baserede træningskurser /31/. State of Hawaii har udarbejdet en on-line vejledning, som anbefaler anvendelse af MIS for at sikre en repræsentativ prøvetagning /33/.

I princippet er der ingen forskel på ISM og MIS®, da begge metoder omfatter følgende trin:

- A. Udvælgelse af et prøvetagningsfelt, som benævnes en "beslutningsenhed" (DU, decision unit). En beslutningsenhed skal være direkte relateret til et areal/volumen, for hvilket, der skal træffes en beslutning om risiko og/eller afværge. Udvælgelsen af en beslutningsenhed baseres på den konceptuelle model, herunder typisk på (i) den forventede forureningsgrad og evt. heterogeniteten heri, og/eller (ii) på en ensartet eksponeringsrisiko baseret på arealanvendelsen.
- B. Der udtages mellem 30 og 100 stikprøver, som udtages jævnt fordelt over hele prøvetagningsfeltet for at sikre, at der er en lige stor sandsynlighed for alle punkter i prøvetagningsfeltet blive prøvetaget.
- C. Det samlede jordvolumen fra de mange stikprøver forbehandles og neddeles til én blandprøve, som analyseres for de ønskede parametre. Blandprøven skal repræsentere hver enkelt stikprøve, hvorfor der i laboratoriet udføres en systematisk homogenisering og neddeling, omfattende tørring, sigtning og eventuel nedknusning.
- D. Til vurdering af usikkerhed og kvalitetssikring af resultatet, bør der udvælges et eller flere prøvetagningsfelter på en ejendom, hvor prøvetagning og analyse af blandprøver udføres i triplikat.

Prøvetagningsfelterne kan have meget forskellige størrelse afhængigt af, hvilket spørgsmål, der ønskes besvaret, samt hvor stor en usikkerhed, der kan accepteres. Antallet af stikprøver fastlægges ud fra overvejelser om den forventede heterogenitet samt om en acceptabel usikkerhed, sat i forhold til arealets størrelse.

Som det fremgår af afsnit 4.4, er resultaterne opnået med ISM/MIS mere repræsentative for gennemsnitskoncentrationen i et prøvetagningsfelt, og har en stor reproducerbarhed sammenlignet med strategier, der bygger på færre nedstik.

Dette betyder – alt andet lige – et bedre beslutningsgrundlag, når der skal træffes beslutninger om kortlægning og videre indsats på baggrund af det gennemsnitlige forureningsniveau. Metoden er dog forbundet med forholdsvis omfattende feltarbejde og prøveforberedelse, og er heller ikke egnet til karakterisering af flygtige eller nedbrydelige forureningskomponenter.

4.3 Metoder til at håndtere type 1 og type 2 fejl

I den udenlandske litteratur er problemstillinger omkring falske udfald af en undersøgelse ofte fremhævet og behandlet. Som beskrevet i afsnit 3.7, tales der om to typer af fejl, når man skal vurdere prøvetagningsfeltets forureningstilstand:

- Falsk negativ: Prøvetagningsfeltet vurderes uforurenet, selvom det reelt er forurenet (type 1 fejl).
- Falsk positiv: Prøvetagningsfeltet vurderes forurenet, selvom det reelt er uforurenet (type 2 fejl).

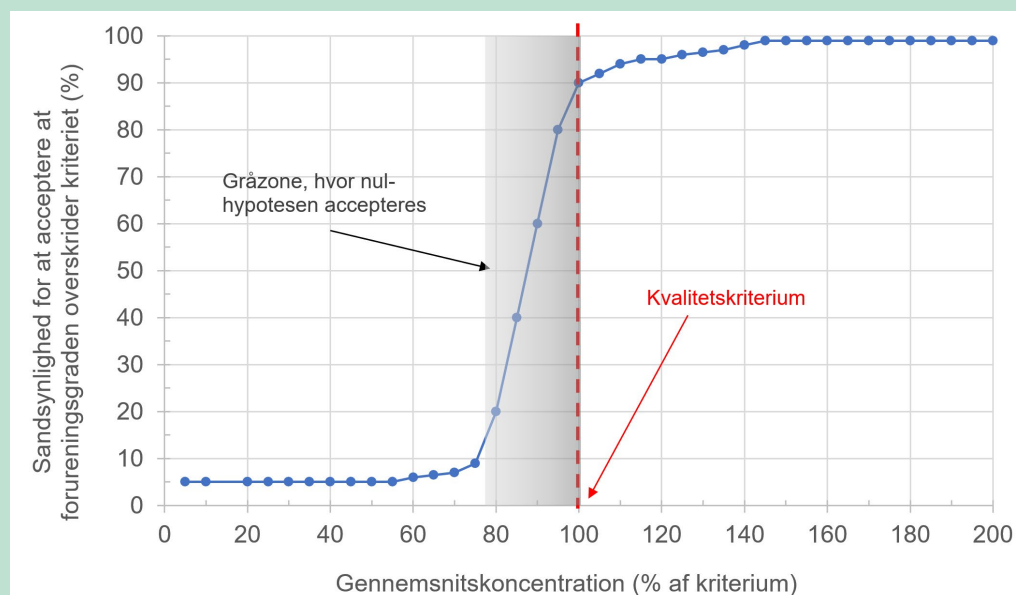
Hvis en vurdering af gennemsnitskoncentrationen i et prøvetagningsfelt er baseret på få enkeltprøver betyder det, at der er en stor usikkerhed om gennemsnittet repræsenterer den sande gennemsnitskoncentration, som illustreret i Figur 3.8 i afsnit 3.6.

Der er således en "gråzone", hvor gennemsnittet af analyseresultaterne ligger under kravværdien, men hvor man ikke er "sikker nok" på, at dette er tilfældet, se Figur 4.2. Derfor kan man vælge at vurdere, at feltet er forurenet, selvom det reelt ikke er forurenet, såfremt gennemsnitskoncentrationen ligger i en forhåndsdefineret gråzone. Dvs. at der anvendes et forsigtighedsprincip, som kan være forbundet med negative konsekvenser af at vurdere et areal som

forurenet, selvom det ikke er forurenet. Usikkerheden kan dog afklares ved at indsamle flere data.

Denne fremgangsmåde indebærer, at der defineres en hypotese, som kan bekræftes ved en statistisk dataindsamling. Der defineres (i) en hypotese, om at forureningsniveauet i feltet er lig med eller højere end kravværdien, den såkaldte nul-hypotese, og (ii) et signifikansniveau for, hvornår hypotesen kan forkastes. Med mindre data i tilstrækkelig grad indikerer, at nul-hypotesen kan forkastes, så kan man ikke – med sikkerhed – sige, at forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet er under kravværdien. Hvis nul-hypotesen forkastes, så er man til gengæld ret sikker på, at den alternative hypotese (at forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet er under kravværdien) er korrekt.

En stor spredning på gennemsnitsværdien (som kommer fra en stor spredning i resultaterne) medfører, alt andet lige, en stor gråzone, og der bør indsamles flere data før man kan forkaste nulhypotesen og erklære prøvetagningsfeltet for uforurenet. Det principielle i problemstillingen er illustreret i Figur 4.2.



FIGUR 4.2 Illustration af den koncentrationsmæssige gråzone, hvor der er forholdsvis stor risiko for at acceptere nulhypotesen (at arealet er forurenet), selvom den reelt er uforurenet (det reelle gennemsnit ligger under kravværdien). Figuren er oversat fra /23/ (figur 9 i originalreference).

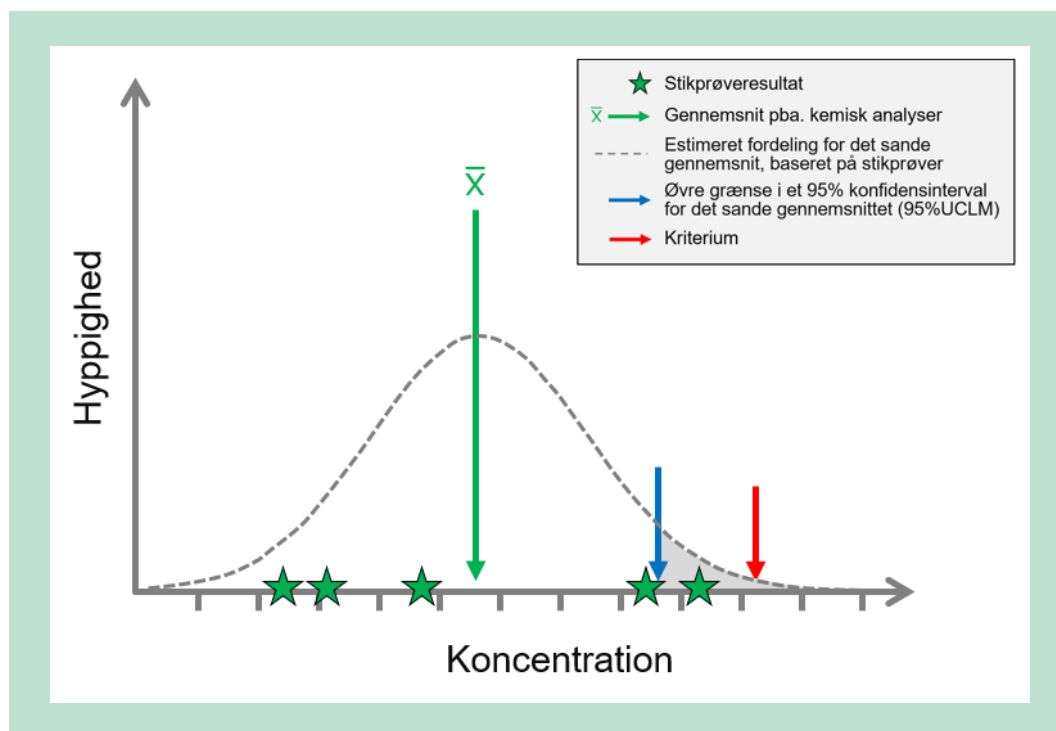
Sikkerheden for at afgøre, om forureningsniveauet i et prøvetagningsfelt er under kvalitetskriteriet, kan også opnås ved at vedtage, at den øvre grænse i et konfidensinterval for gennemsnittet (UCLM - Upper Confidence Level of the arithmetic Mean) skal overholde kriteriet.

Et eksempel: Et større prøvetagningsfelt antages at være uforurenet, men det vil få alvorlige konsekvenser, hvis feltet reelt er forurenet uden at det konstateres. Der defineres derfor en nul-hypotese, om at forureningsniveauet er lig med eller højere end kvalitetskriteriet. Det defineres, at beslutningen skal tages på baggrund af en sammenligning imellem den øvre grænse i et 95% ensidet konfidensinterval for gennemsnittet og kriteriet.

Dette er illustreret i Figur 4.3, hvor den grønne pil viser gennemsnitsværdien ($\bar{x}$), estimeret på grundlag af analyse af 5 enkeltprøver. Den grå "klokketurve" illustrerer densitetsfunktionen for

den sande gennemsnitsværdi (en normalfordeling), og den blå pil indikerer den øvre grænse i et ensidet 95% konfidensinterval for den sande gennemsnitsværdi (UCLM). Den grå hale til højre i fordelingen indikerer, at der er 5% risiko for, at den sande gennemsnitsværdi er højere end værdien ved den blå pil (95% konfidensniveau).

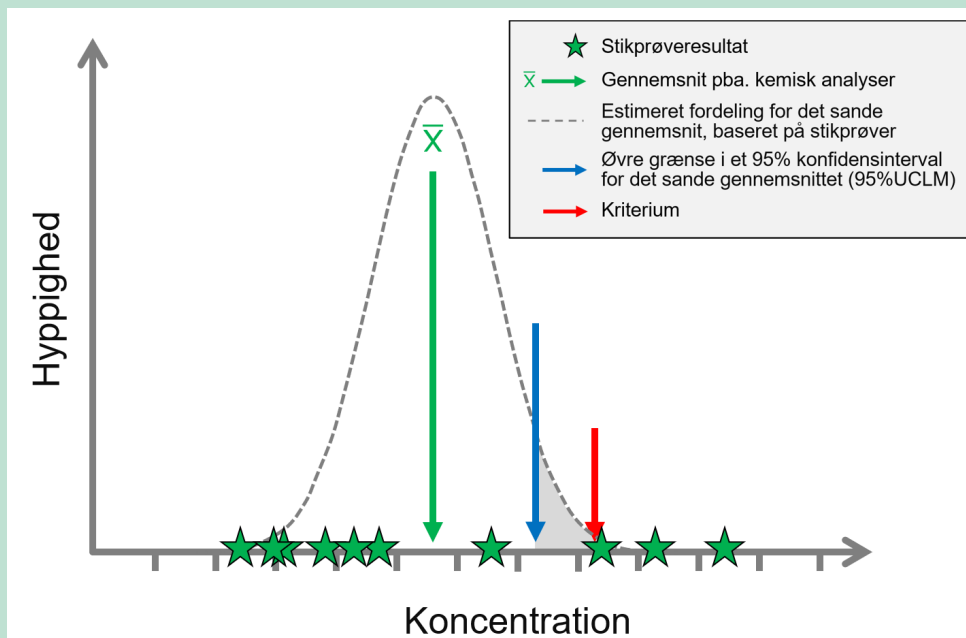
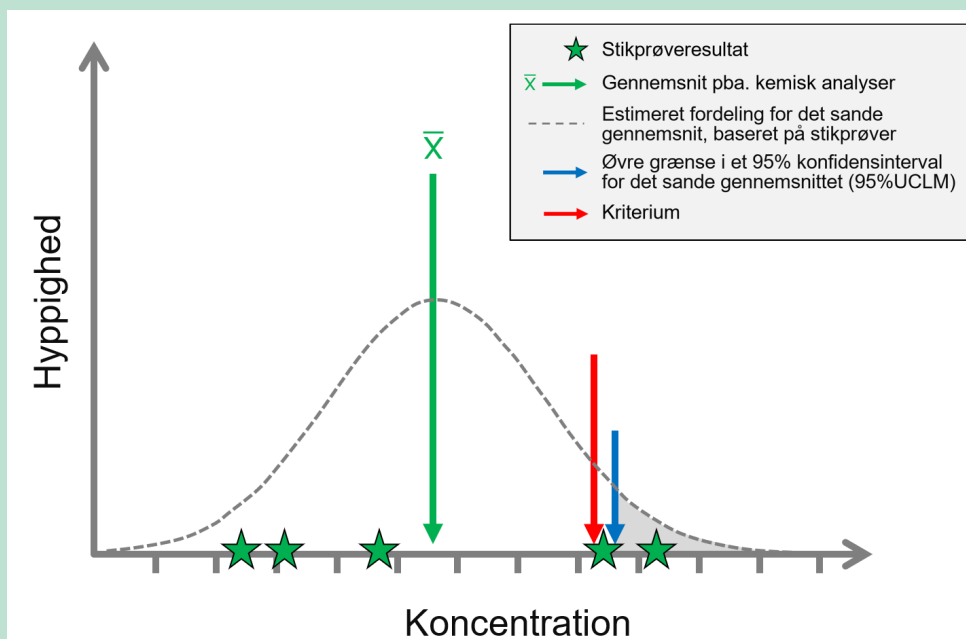
Da koncentrationen svarende til den øvre grænse i det ensidede 95% konfidensinterval (den blå pil) er lavere end kriteriet (den røde pil), forkastes nul-hypotesen, hvorfor det – med sikkerhed – konkluderes, at det gennemsnitlige forureningsniveau i prøvetagningsfeltet er under kriteriet. Med andre ord forkastes det, at forureningsniveauet i feltet er lig med eller højere end kriterieværdien, og den alternative hypotese accepteres.



FIGUR 4.3 Da den øvre grænse i et ensidet 95% konfidensinterval for den sande gennemsnitsværdi (blå pil) ligger lavere end kriteriet (rød pil), kan det konkluderes, at forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet – med sikkerhed – er under kriteriet.

Alternativt kunne man forestille sig et eksempel, hvor det ikke umiddelbart kan konkluderes, at det gennemsnitlige forureningsniveau i prøvetagningsfeltet er lavere end kriteriet på grund af spredning i analyseresultaterne, jf. øverst graf i Figur 4.4. Skal man træffe en beslutning udelukkende på baggrund af de indsamlede data, må man tværtimod konkludere, at det gennemsnitlige forureningsniveau i prøvetagningsfeltet overskrider kriteriet. Da 95% UCLM er tæt på kriteriet, er der dog relativt stor usikkerhed på, om den sande gennemsnitskoncentration i prøvetagningsfeltet er lavere end kriteriet.

Da en konklusion om, at prøvetagningsfeltet overskrider kriteriet, har store praktiske og økonomiske konsekvenser, besluttet det, at der skal udtages og analyseres 5 supplerende jordprøver, for at fastlægge det gennemsnitlige forureningsindhold med større sikkerhed. I dette tænkte eksempel er der blandt de nye prøver forureningsindhold, der er højere end tidligere, men med samme gennemsnitsindhold. Gennemsnitsværdien er nu bestemt med større sikkerhed, hvorfor den øvre grænse i et 95% konfidensinterval på gennemsnittet ligger under kriteriet (jf. nederst graf i Figur 4.4). Nu kan det – med sikkerhed – konkluderes, at det gennemsnitlige forureningsindhold i prøvetagningsfeltet er lavere end kriteriet.



FIGUR 4.4 Øverste graf: Baseret på 5 enkeltprøver ligger den øvre grænse i et ensidet 95% konfidensinterval for den sande gennemsnitsværdi (95% UCLM, blå pil) over kriteriet (rød pil). Nederste graf: Baseret på 10 nedstik, ligger 95% UCLM under kriteriet.

Idéen om at basere overholdelse af en kravværdi på et gennemsnit, inklusive en grad af sikkerhed ved anvendelse af UCLM, er ligeledes introduceret i Danmark /28/, men har ikke vundet indpas. I /28/ introduceres ligeledes muligheden for, at man kan arbejde med en graderet beslutningssikkerhed (f.eks. 65% sikkerhed i stedet for 95%) afhængigt af, hvor alvorligt det er at træffe en forkert beslutning (frikende et forurenat prøvetagningsfelt). Således er det f.eks. nævnt /28/, at man bør arbejde med en høj grad af sikkerhed, hvis der er tale om akuttoksiske effekter, eller med en reduceret sikkerhed, hvis der f.eks. er tale om prøvetagningsfelter med mindre følsom arealanvendelse.

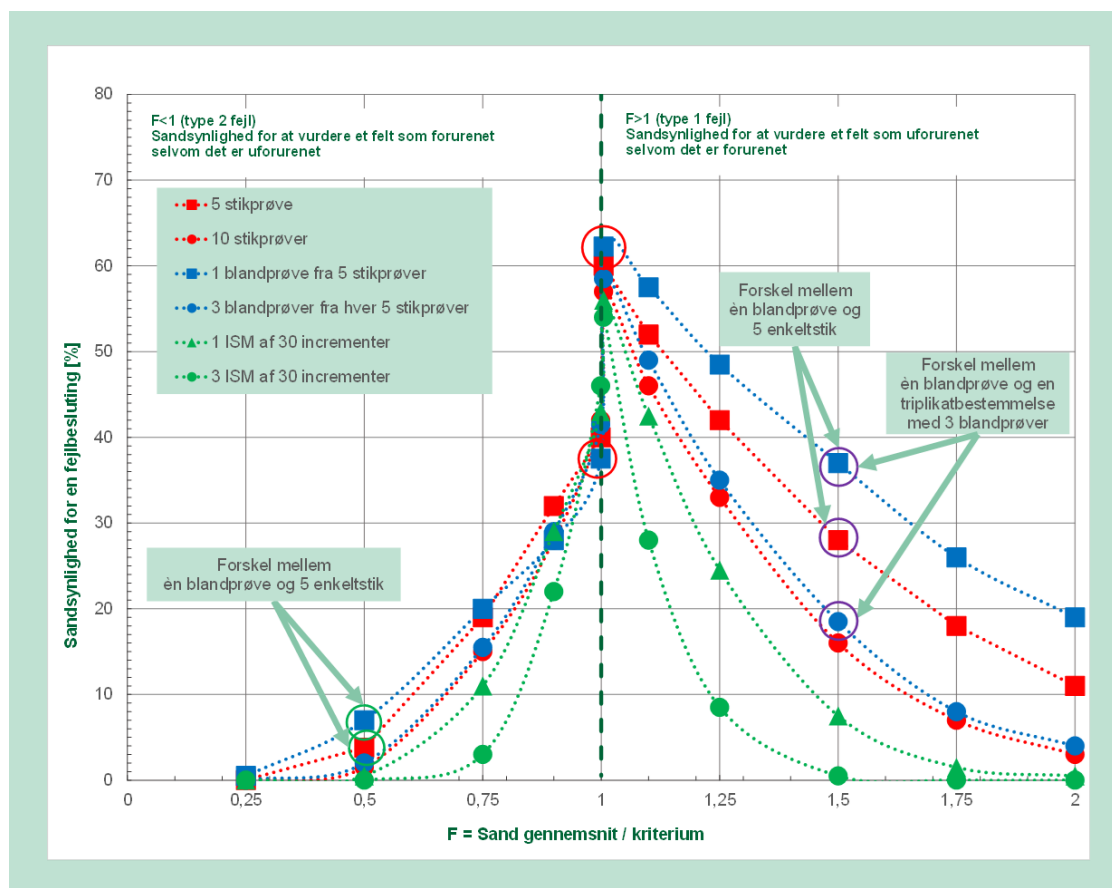
4.4 Risiko for type 1 og type 2 fejl ved forskellige prøvetagningsstrategier

I to rapporter fra Sverige (SGI, Statens Geotekniske Institut), er betragtninger omkring risikoen for at begå type 1 eller 2 fejl ved vurdering af gennemsnitsindholdet illustreret ved at anvende stokastisk modellering på reelle data fra en forureningssag /17/, /18/.

Risikoen for at begå type 1 og type 2 fejl er størst, når den sande gennemsnitsværdi ligger tæt på kvalitetskriteriet, og falder, hvis den sande gennemsnitsværdi ligger langt fra kriteriet. Hvis den sande gennemsnitsværdi ligger langt fra kriteriet, kan den målte gennemsnitsværdi således være behæftet med forholdsvis stor usikkerhed, uden at det får betydning for, om man træffer den rigtige beslutning angående prøvetagningsfeltets forureningstilstand.

Overordnet set kan man sige, at risikoen for at begå en type 1 eller type 2 fejl afhænger af (i) variabiliteten i prøvetagningsfeltet, (ii) den sande gennemsnitsværdi ift. kriteriet og (iii) prøvetagningsstrategien, inkl. antallet af nedstik.

I /17/ og /18/ er risikoen for fejlvurderinger beregnet for forskellige prøvetagningsstrategier (antal nedstik, anvendelse af blandprøver eller enkeltstik samt anvendelse af replikater). Risikoen er afhængig af forholdet imellem det sande gennemsnit og kriteriet, og der defineres en faktor, F , som er det sande gennemsnit divideret med kriteriet. Resultaterne for datasæt med en CV (variationskoefficient; spredning divideret med gennemsnit) på 1,2 er gengivet i Figur 4.5, jf. /17/. En CV på 1,2 svarer f.eks. til den skæve fordeling af cadmiumdata i Figur 3.6.



FIGUR 4.5 Risiko for at begå type 1 og type 2 fejl ved brug af forskellige undersøgelsesstrategier til fastlæggelse af gennemsnitsværdien i et prøvetagningsfelt. F -værdien på x-aksen er det sande gennemsnit divideret med kriteriet. Figuren er baseret på figur 2-4 i /17/ for et datasæt med $CV = 1,2$.

Med udgangspunkt i Figur 4.5 gennemgås udfaldet (risikoen for at begå type 1 eller type 2 fejl) for forskellige datasæt (F-værdier) i det følgende.

- A. For et datasæt, hvor det sande gennemsnit er lig kriteriet ($F = 1$), er usikkerheden om prøvetagningsfeltet reelt er over eller under kvalitetskriteriet størst, uanset hvilken prøvetagningsstrategi man benytter til at estimere gennemsnittet.

Hvis der analyseres 1 blandprøve af 5 nedstik (blå firkanter), er følgende gældende:

- Risikoen for at blandprøven indikerer, at feltet er uforurenet, selvom det er forurenet (type 1 fejl, til højre), er forholdsvis høj, ca. 62% (øverste røde ring).
- Risikoen for at blandprøven indikerer, at feltet er forurenet, selvom det er uforurenet (type 2 fejl, til venstre), er relativt lavere, ca. 38% (nederste røde ring).

Hvis vurderingen i stedet foretages på et beregnet gennemsnit af 5 nedstik, analyseret enkeltvist (røde firkanter), er risikoen for at begå type 1 fejl 60%, mens risikoen for type 2 fejl er 40%.

Forskellen på type 1 og type 2 fejl kan forklares som følger. Ved beskrivelse af det gennemsnitlige forureningsindhold i prøvetagningsfeltet på baggrund af 5 nedstik, er det overvejende sandsynligt, at det målte indhold er lavere end det sande gennemsnit, fordi forureningsfordelingen er skæv/log-normal. Dette betyder, at datafordelingen indeholder mange datapunkter med forholdsvis lave forureningsindhold og færre prøver med forholdsvis høje indhold. Det sande gennemsnit vil derfor være højere end det beregnede fra analyse af nogle få jordprøver, som diskuteret ifm. Figur 3.8.

- B. For et datasæt, hvor det sande gennemsnit overskrider kriteriet med 50% ($F = 1,5$), er prøvetagningsfeltet reelt forurenet.

Hvis der analyseres 1 blandprøve af 5 nedstik (blå firkant), er risikoen for, at blandprøven indikerer, at feltet er uforurenet, selvom det er forurenet (type 1 fejl), ca. 37% (øverste lilla ring).

Hvis vurderingen i stedet foretages på baggrund af et beregnet gennemsnit for analyse af 5 enkeltprøver (rød firkant), falder risikoen for type 1 fejl til 28% (midterste lilla ring).

Hvis vurderingen foretages på baggrund af blandprøver i triplikat (i alt 15 nedstik og 3 blandprøver, blå cirkel), falder risikoen for type 1 fejl til 19% (nederste lilla ring).

Risikoen falder yderligere til 16%, hvis der udtages 10 prøver, som analyseres enkeltvis (rød cirkel).

- C. For et datasæt, hvor det sande gennemsnit er 50% af kriteriet ($F = 0,5$), er prøvetagningsfeltet reelt uforurenet.

Hvis der analyseres 1 blandprøve af 5 nedstik (blå firkant), er risikoen for, at blandprøven indikerer, at feltet er forurenet, selvom det er uforurenet (type 2 fejl), ca. 7% (øverste grønne ring).

Hvis vurderingen i stedet foretages på baggrund af et beregnet gennemsnit for analyse af 5 enkeltprøver (rød firkant), falder risikoen for type 1 fejl til 4% (nederste grønne ring).

Som det ses af den højre side af Figur 4.5 ($F > 1$), falder risikoen for type 1 fejl, jo flere stikprøver, der udtages. Analyse af en blandprøve, bestående af 5 stikprøver (blå firkanter), medfører en større risiko for type 1 fejl end gennemsnit beregnet på baggrund af analyser af 5 enkeltstik (røde firkanter). Det ses også, at tre blandprøver á 5 nedstik (blå cirkler) medfører lidt højere risiko for type 1 fejl end gennemsnit beregnet på baggrund af analyser af 10 enkeltstik (røde cirkler). Begge strategier medfører dog lavere risiko for type 1 fejl end strategierne baseret på 5 nedstik (blå og røde firkanter).

Af de undersøgte prøvetagningsstrategier er risikoen for type 1 fejl lavest ved ISM/MIS (se beskrivelse i afsnit 4.2), her illustreret ved blandprøver á 30 nedstik, og især når strategien baseres på tre gentagelser (triplikat). Det ses også af Figur 4.5, at en prøvetagningsstrategi med ISM med tre replikater er den mest symmetriske mht. risikoen for type 1 og type 2 fejl af de undersøgte strategier. Ved $F = 1$ er der således 46% risiko for en type 2 fejl og 54% risiko for en type 1 fejl.

De samme overordnede tendenser ses, når $F < 1$ (jf. venstre side af Figur 4.5), selvom de absolute forskelle er mindre imellem de enkelte prøvetagningsstrategier. Den overordnede tendens er, at risikoen for type 2 fejl mindskes med strategier baseret på flere nedstik og flere analyser. Af de undersøgte strategier er risikoen for type 2 fejl igen mindst for ISM med 30 nedstik, udført i triplikat.

I /18/ er der foretaget modellering med datasæt med andre værdier for CV; både mindre og større end $CV = 1,2$. Generelt kan det konkluderes, at overnævnte tendenser blev forstærket jo større variabilitet, der er inden for prøvetagningsfeltet ($CV > 1,2$ = en bred fordelingsfunktion), og reduceret ved mindre variabilitet ($CV < 1,2$). Når det sande gennemsnit er lig med kvalitetskriteriet ($F=1$), er sandsynligheden for en fejlbeslutning typisk omkring 50 – 60%.

Som illustreret af resultaterne i Figur 4.5, har den valgte prøvetagningsstrategi ret stor betydning for risikoen for at begå henholdsvis type 1 og type 2 fejl. Den prøvetagningsmetode, der generelt har mindst risiko for fejl, er "3 gentagelser af ISM-prøvetagning, hver med 30 nedstik" (den nederste, grønne kurve). Bemærkelsesværdigt er det, at "1 blandprøve af 5 nedstik", som anvendes i Danmark (blå kurve med firkantede symboler), ikke klarer sig særlig godt i sammenligningen.

Generelt kan det siges, at prøvetagningsstrategier, der baseres på flere nedstik/delprøver, klarer sig bedre end strategier, der er baseret på færre nedstik/delprøver. Endvidere klarer strategier, som er baseret på én blandprøve med et givent antal stikprøver (5 eller 10), sig dårligere end strategier med beregnet gennemsnit fra et tilsvarende antal analyserede enkeltstik. En anden generel tendens er, at prøvetagningsstrategier, der gentages (prøvetagningsreplikater), minimerer risikoen for både type 1 og type 2 fejl.

I /17/ findes tilsvarende en figur, som er baseret på, at den øvre grænse i et 95% konfidensinterval på gennemsnitsværdien (95% UCLM) skal overholde kravværdien (i stedet for gennemsnitsværdien). Ved analyse af kun få jordprøver er risikoen for en type 2 fejl (feltet vurderes som forurenet, selv om det er uforurenet) forholdsvis høj, mens risikoen for type 1 fejl (feltet vurderes som uforurenet, selv om det er forurenet) er ret lav. Det betyder, at overholdelse af 95% UCLM (se afsnit 4.3) er et ret konservativt krav ift. at dokumentere forureningstilstanden, idet datagrundlaget for at konkludere at prøvetagningsfeltet er uforurenet skal være ret entydigt.

Ovenstående afspejler, at strategier baseret på 95% UCLM er designet til at minimere risikoen for fejlagtigt at frikende felter, der reelt er forurenede. Dette sker på bekostning af risikoen for fejlagtigt at konkludere, at feltet er forurenet, selvom det i virkeligheden er uforurenet. I en dansk kontekst betyder anvendelse af UCLM, som udgangspunkt for en sammenligning med kriterieværdierne, at forholdsvis mange prøvetagningsfelter med sande gennemsnitskoncentrationer tæt på kriterierne (men under) vil blive kortlagt.

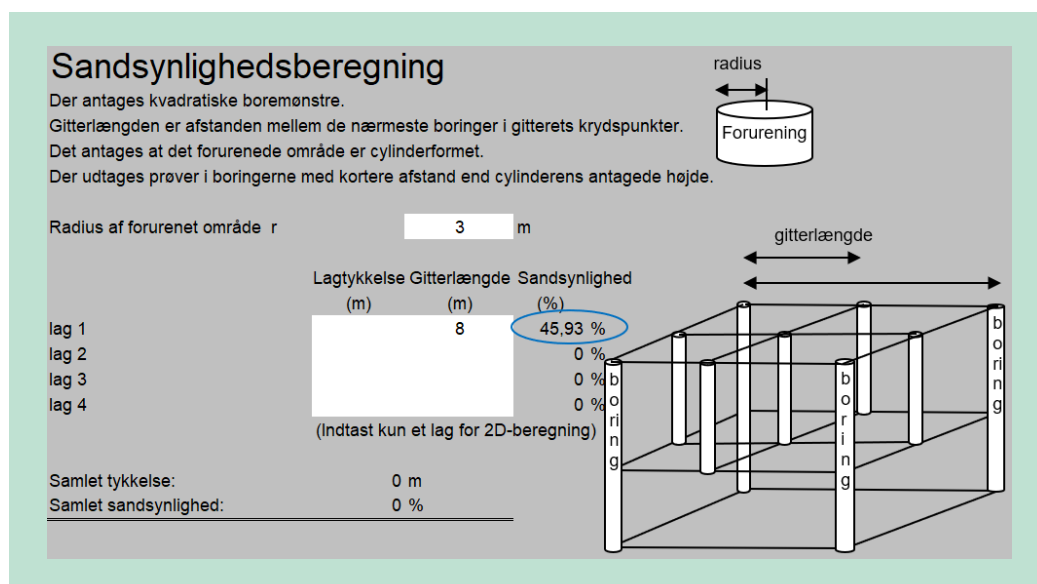
Risikoen for at træffe en forkert beslutning kan i alle tilfælde minimeres ved at udtage flere prøver, enten som blandprøver, enkeltprøver, eller med prøvetagning i mange flere målepunkter (eksempelvis ved Incremental Sampling Methodology "ISM" = blandprøve af mange nedstik) samt med flere prøvetagningsreplikater (samme prøvetagning gentages flere gange).

4.5 Sandsynlighed for at finde et ukendt hotspot

Som det fremgår af afsnit 3.3, har nogle af regionerne det som et sekundært formål med deres overfladestrategier at screene for ukendte punktkilder, og gør det i dag ved brug af blandprøver af 5 nedstik. Som diskuteret i afsnit 3.3, er blandprøver dog ikke en egnet strategi til lokalisering af ukendte punktkilder. Dette bør i stedet gøres ved analyse af enkeltstik.

I Miljøstyrelsens JAGG-model, version 1.5 /34/, findes et modul til "Sandsynlighedsberegning", som kan benyttes til at estimere sandsynligheden for at lokalisere et ukendt hotspot ved brug af enkeltstik, dvs. i situationer, hvor der ikke foreligger erfaringsmæssig eller historisk viden om tilstedeværelse af et hotspot. Modulet kan anvendes til at beregne sandsynligheden for at ramme en cylinderformet jordforurening af en given størrelse med borer/jordprøver placeret i en kvadratisk gitterstruktur. Jordforurening er her defineret som indhold over en given værdi.

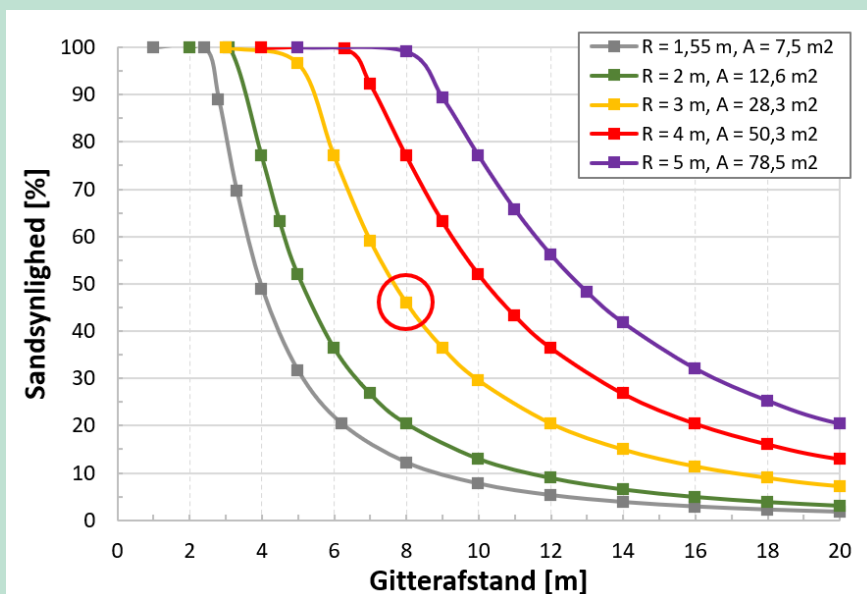
Med udgangspunkt i dette JAGG-modul er der i det følgende skitseret nogle betragtninger om sandsynligheden for at lokalisere en cylinderformet jordforurening på baggrund af nedstik i en kvadratisk gitterstruktur. Hvis man tager udgangspunkt i ét jordlag, reduceres problemstillingen til en 2D fladeberegning, og der indtastes kun data i lag 1 i modellen, jf. Figur 4.6.



FIGUR 4.6 Modulet til sandsynlighedsberegning i JAGG 1.5 /34/.

I JAGG 1.5 er der nu udført beregninger med forskellige radier på jordforureningen (hvv. 1,5, 2, 3, 4 og 5 meter), og Figur 4.7 viser sandsynligheden for, at et nedstik placeres indenfor forureningen, som funktion af gitterafstanden.

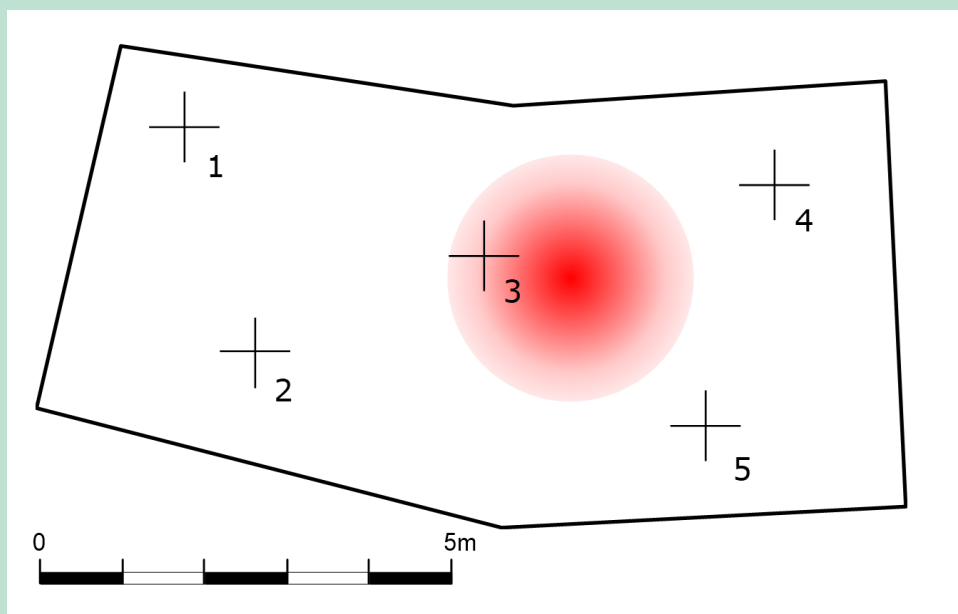
Et eksempel er illustreret med en rød ring i Figur 4.7, hvor et forurenede areal med en radius på 3 m (areal = 28,3 m²), og med en gitterafstand på 8 m, kan lokaliseres med en sandsynlighed på 45,93%, jf. Figur 4.6.



FIGUR 4.7 Sandsynlighed for at lokalisere en jordforurening med nedstik placeret i en gitterstruktur, som funktion af forureningens radius og gitterafstanden. Beregninger foretaget med modulet "Sandsynlighedsberegning" i JAGG 1.5 /34/.

Som eksempel på anvendelsen af redskabet, tages udgangspunkt i prøvetagningssituationen i Figur 4.8 (øverst), svarende til eksemplet i afsnit 3.3, hvor der benyttes 5 enkeltstik i et prøvetagningsfelt på 50 m². Vi kan nu estimere sandsynligheden for, at vi kan lokalisere et cirkulært hotspot med en størrelse på 15% af arealet (7,5 m²), svarende til en forureningsradius på ca. 1,55 m. Den gennemsnitlige afstand imellem nedstikkene er ca. 4 m. Disse informationer indtastes i Sandsynlighedsmodulet i JAGG 1.5, og sandsynligheden for at lokalisere det ukendte hotspot beregnes til ca. 49%, jf. Figur 4.8 (nederst). Der er naturligvis tale om en tilnærmelse, da nedstikkene ikke er placeret i en gitterstruktur.

Benyttes i stedet 10 enkeltstik, bliver gitterlængden i størrelsesordenen 2,5 meter, hvormed sandsynligheden for at lokalisere det ukendte hotspot på 15% af prøvetagningsfeltets areal, bliver ca. 99%, jf. Figur 4.9.



Sandsynlighedsberegning

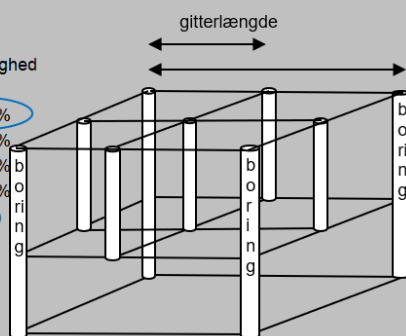
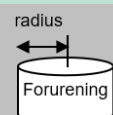
Der antages kvadratiske boremønstre.
 Gitterlængden er afstanden mellem de nærmeste borer i gitterets krydspunkter.
 Det antages at det forurenede område er cylinderformet.
 Der udtages prøver i borerne med kortere afstand end cylinderens antagede højde.

Radius af forurenede område r m

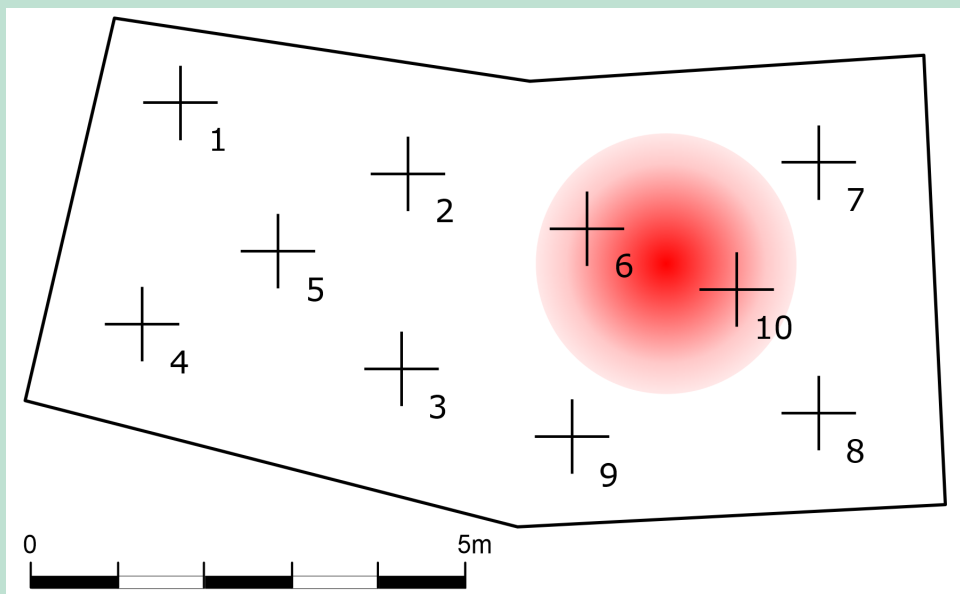
	Lagtykkelse (m)	Gitterlængde (m)	Sandsynlighed (%)
lag 1		4	48,928 %
lag 2			0 %
lag 3			0 %
lag 4			0 %

(Indtast kun et lag for 2D-beregning)

Samlet tykkelse: 0 m
 Samlet sandsynlighed: 0 %



FIGUR 4.8 Eksempel på sandsynligheden for at lokalisere et cirkulært hotspot på 7,5 m² i et prøvetagningsfelt på 50 m² ved benyttelse af 5 nedstik med en indbyrdes afstand på ca. 4 m.



Sandsynlighedsberegning

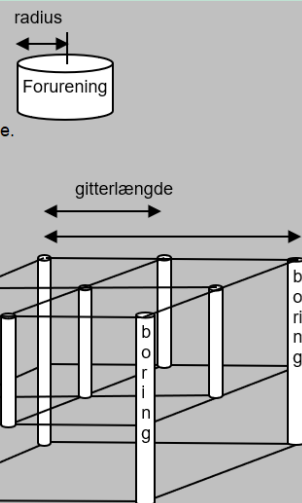
Der antages kvadratiske boremønstre.
 Gitterlængden er afstanden mellem de nærmeste borer i gitterets krydspunkter.
 Det antages at det forurenede område er cylinderformet.
 Der udtages prøver i borerne med kortere afstand end cylinderens antagede højde.

Radius af forurenet område r 1,55 m

	Lagtykkelse (m)	Gitterlængde (m)	Sandsynlighed (%)
lag 1		2,5	98,693 %
lag 2			0 %
lag 3			0 %
lag 4			0 %

(Indtast kun et lag for 2D-beregning)

Samlet tykkelse: 0 m
 Samlet sandsynlighed: 0 %



FIGUR 4.9 Eksempel på sandsynligheden for at lokalisere et cirkulært hotspot på 7,5 m² i et prøvetagningsfelt på 50 m² ved benyttelse af 10 nedstik med en indbyrdes afstand på ca. 2,5 m.

I /35/ er sandsynligheden for at finde et hotspot også behandlet, men hvor der også kan arbejdes med f.eks. kvadratiske hotspots, og hvor forskellige former for prøvetagningsnet (symmetrisk, tilfældig, radial) er præsenteret. F.eks. er sandsynligheden for at finde et kvadratisk hotspot på 5*5 (25) m² 90% med et prøvetagningsnet på 5 m, men falder til 25% med et prøvetagningsnet på 10 m.

5. Nye prøvetagningsstrategier

5.1 Grundlæggende overvejelser

I det følgende opsummeres de overvejelser og hensyn, som er indarbejdet ved udformning af forslag til en fremadrettet strategi for prøvetagning af overfladejord under danske forhold.

Som det fremgår af de foregående kapitler 2, 3 og 4, sikrer den nuværende danske praksis ikke repræsentativitet og reproducerbarhed. Yderligere krav til prøvetagningsstrategien opstår, hvis muligheden for at kunne kvantificere usikkerheden på forureningsniveauet skal indarbejdes i strategien. Hovedformålet med en prøvetagningsstrategi er at sikre et robust udfald af undersøgelsen ift. den beslutning, der skal træffes, f.eks. om en ejendom skal kortlægges, undersøges yderligere, afværges, eller om den udgår af kortlægningen og ikke undersøges yderligere.

Grundlæggende kan repræsentativitet og reproducerbarhed forbedres ved at der analyseres prøver fra flere nedstik, fordelt over prøvetagningsfelterne. Dette betyder, at udformning af en prøvetagningsstrategi er en tilvalgsproces, hvor der trinvis inddrages et stigende antal nedstik og prøvebehandling efter behov. Dette er illustreret i Figur 5.1.

Anvendelse af en tilvalgsproces betyder desuden, at der skal udarbejdes en prøvetagningsplan som begrunder de valg, der foretages. Prøvetagningsplanen opbygges i forhold til de følgende trin:

1. Beskriv den forureningshypotese/-problemstilling, som kræver undersøgelse. Beskrivelsen baseres på en konceptuel forståelse, der inkluderer såvel historiske oplysninger om (mulige) forureningsscenarier som viden om den nuværende og eventuelt fremtidige arealanvendelse.
2. Definer den beslutning, som skal træffes (f.eks. fastlæggelse af det gennemsnitlige forureningsniveau, afklaring af om der er punktkilder, afgrænsning af et hotspot i overfladejorden, afgørelse om kortlægning eller dokumentation af krav i forhold til jordhåndtering), og den type af data, der skal understøtte beslutningen (analyser, dybdeintervaller, antal nedstik, blandprøver eller enkeltprøver).
3. Definer beslutningsenheden (prøvetagningsfelt eller jordvolumen) for hvilken, der skal træffes en beslutning. Beslutningsenheden skal være relateret til både forureningshistorikken og risici ved nuværende og fremtidig eksponering, og bør inkludere dybdemæssige betragtninger. For eksempel:
 - a. Eksponering, som skyldes jordstøv, hvor forureningen stammer fra atmosfærisk nedfald betyder, at datatætheden (antal nedstik og jordprøver til analyse) bør være højest i det øverste jordlag (0 – 0,1 m u.t.).
 - b. Belastningen med forskellige forureningskomponenter kan skyldes forskellige kilder og/eller spredningsmønstre, som har betydning for, hvilke dybdeintervaller, der prøvetages, samt antallet af nedstik og valg af blandprøver eller stikprøver.
4. Tag stilling til, om den forventede forureningsmæssige heterogenitet (evt. forekomst af punktkilder i et diffust forurennet område) og/eller rumlig variabilitet i forureningsniveauet (historiske oplysninger om fyldjord) har betydning for beslutningen. Identificer kritiske hensyn i denne henseende og vurder, om disse har betydning for prøvetagning (antal nedstik, blandprøver vs. stikprøver).

5. Tag stilling til analysetekniske forhold. For eksempel:
 - a. Skal andre parametre end de primære forureningskomponenter medtages, (standard-analysepakkerne indeholder flere forureningsstoffer end de primære, og tillægspakker er forholdsvis billige)?
 - b. Bør der inddrages indikatorparametre (f.eks. PID-målinger for flygtige stoffer)?
 - c. Er der særlige krav til prøvetagning (f.eks. flygtige stoffer og minimal prøvehåndtering), emballage og jordmængder?
 - d. Er der særlige forhold ift. detektionsgrænsen og kvalitetskrav (f.eks. lavt kriterium for PFOS)?
6. Definér krav til beslutningsprocessen, gerne på formen "hvis *en prøve/gennemsnittet* er ... så *udvides/kortlægges...*", der specificerer omfang af data, der skal indsamles (antal nedstik, blandprøver vs. stikprøver), og støtter beslutningstagerens afgørelse ift. de mulige undersøgelsesudfald. Det kan f.eks. være, om kravværdien skal sammenlignes med gennemsnitsværdien (evt. med tilknyttet konfidensniveau), og/eller om der kan tillades ingen eller en given fraktion af prøver over kravværdien, jf. bilag 2. Inddrag, at der kan være forskel på udfald for, og krav til, forskellige forureningskomponenter indenfor samme prøvetagningsfelt og -dybde.
7. Definér eventuelle krav til kontrol af, om prøvetagningsstrategien er repræsentativ og reproducerbar, og om kritiske forudsætninger er opfyldt.

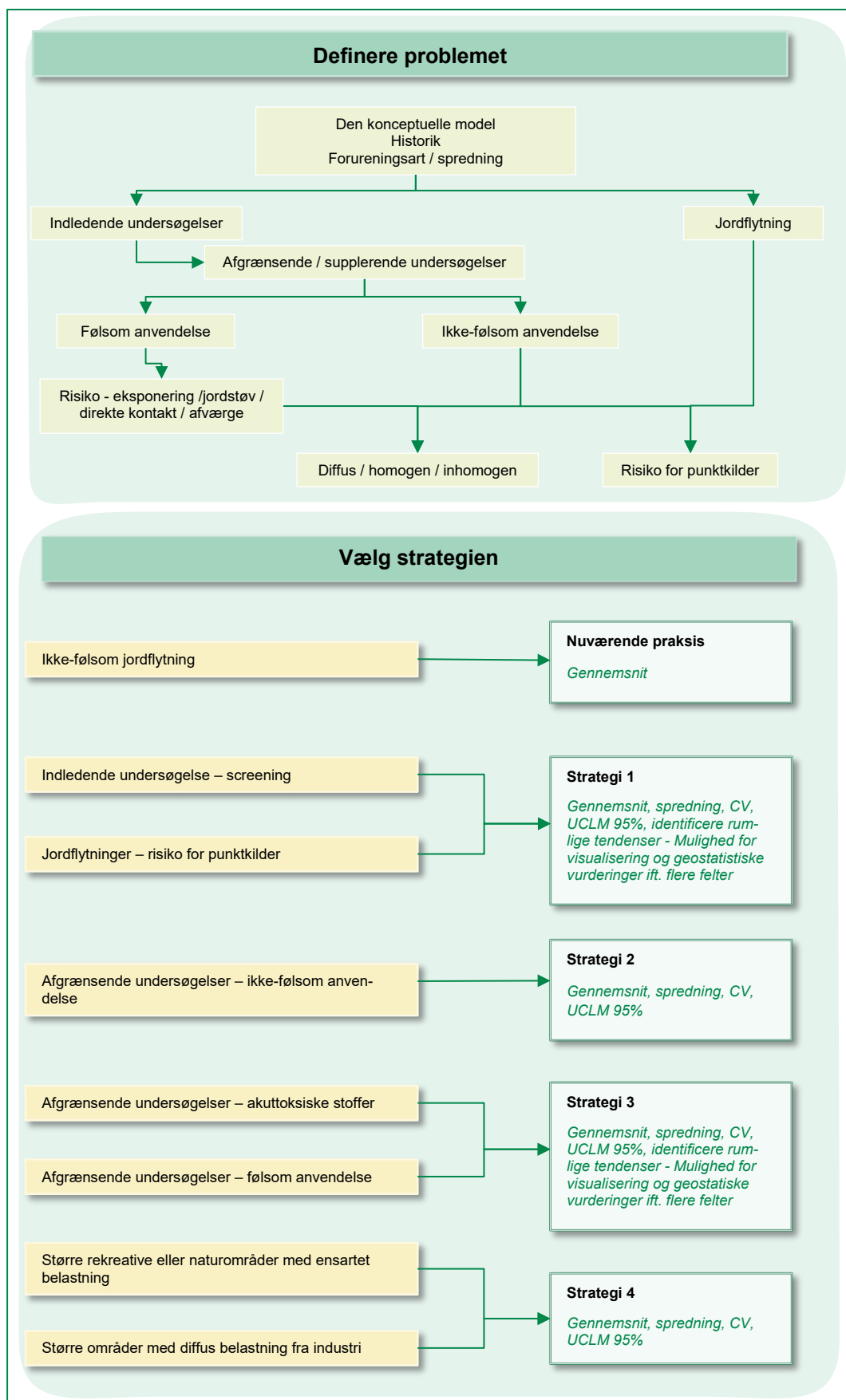
Ved udformning af en prøvetagningsstrategi er der indbygget nogle modsatrettede hensyn; f.eks. ønsket om at minimere prøvehåndtering (ifm. homogenisering), samtidig med at der spares på analyseomkostningerne (= få analyser), eller ønsket om at sikre et robust udfald (kræver mange nedstik), samtidig med at minimere tidsforbruget/omkostningerne til prøveudtagning. Alle forbedringer ift. den nuværende praksis for at opnå ønsket om sikre robuste undersøgelsesudfald vil således medføre øgede omkostninger til prøveudtagning og håndtering og/eller øgede omkostninger til kemiske analyser. En øget indsats vil dog blive modsvaret af reducerede konsekvenser af at træffe fejlagtige beslutninger om forureningsniveauet (fejlagtig kortlægning/oprensning eller sundhedsmæssige konsekvenser af manglende kortlægning).

Endelig er det naturligt at lade valget af strategi, og dermed den tidsmæssige og økonomiske indsats, afspejle en konceptuel *á priori* risikobetragtning (f.eks. formentlig forurennet vs. formentlig uforurennet) samt konsekvenserne af eventuelle fejlbeslutninger (f.eks. øget eksponering over for skadelige stoffer vs. økonomiske konsekvenser af fejlkortlægning eller manglende kortlægning og senere omkostninger til jordbortskaffelse). Dette er ikke en eksakt videnskab og må i høj grad læne sig op ad den almene praksis, der på et givent tidspunkt eksisterer i branchen.

I de følgende afsnit er der opstillet forslag/idéer til reviderede strategier til karakterisering af forureningsniveauet i overfladejord, gående fra mindre omfattende strategier, der indeholder forbedringer, men ligger tæt på den nuværende praksis, mod mere omfattende strategier, der indeholder flere forbedringer, og ligger længere fra nuværende praksis.

Samtlige forslag til nye strategier vil medføre større eller mindre ændringer i (i) feltprocedurer og (ii) rapportformater og indberetning til regionernes GeoGIS-databaser. Ved databehandlingen skal der for samtlige strategier foretages en vurdering af, om de definerede krav i prøvetagningsplanen er opfyldt. Hvis dette ikke er tilfældet, eller hvis resultatet vurderes ikke at være repræsentativt og robust i forhold til den beslutning, der skal træffes, så bør opfølgende prøvetagning overvejes.

Figur 5.1 viser et beslutningsdiagram, der, via en definition af problemstillingen, guider til valg af en prøvetagningsstrategi. Se afsnit 5.2 for en gennemgang af de forskellige strategier.



FIGUR 5.1 Valg af strategi afhængig af formål og krav til sikkerhed for en robust beslutning. Under hver strategi er de statistiske muligheder beskrevet. Strategierne er beskrevet i afsnit 5.2.

5.2 Forslag til nye undersøgelsesstrategier

I det følgende er der givet forskellige forslag til nye og forbedrede undersøgelsesstrategier, der kan passe til den danske kontekst (jf. kapitel 2), og som i forskellig grad opfylder de principielle problemstillinger i kapitel 3 og 4.

Samtlige forslag tager udgangspunkt i den nuværende praksis omkring inddeling af en ejendom i prøvetagningsfelter. Strategier baseret på stikprøver kan dog, hvis nedstik koordinatsættes, også benyttes til at vurdere, om der er rumlige strukturer i data, som "går på tværs" af den anvendte feltinddeling.

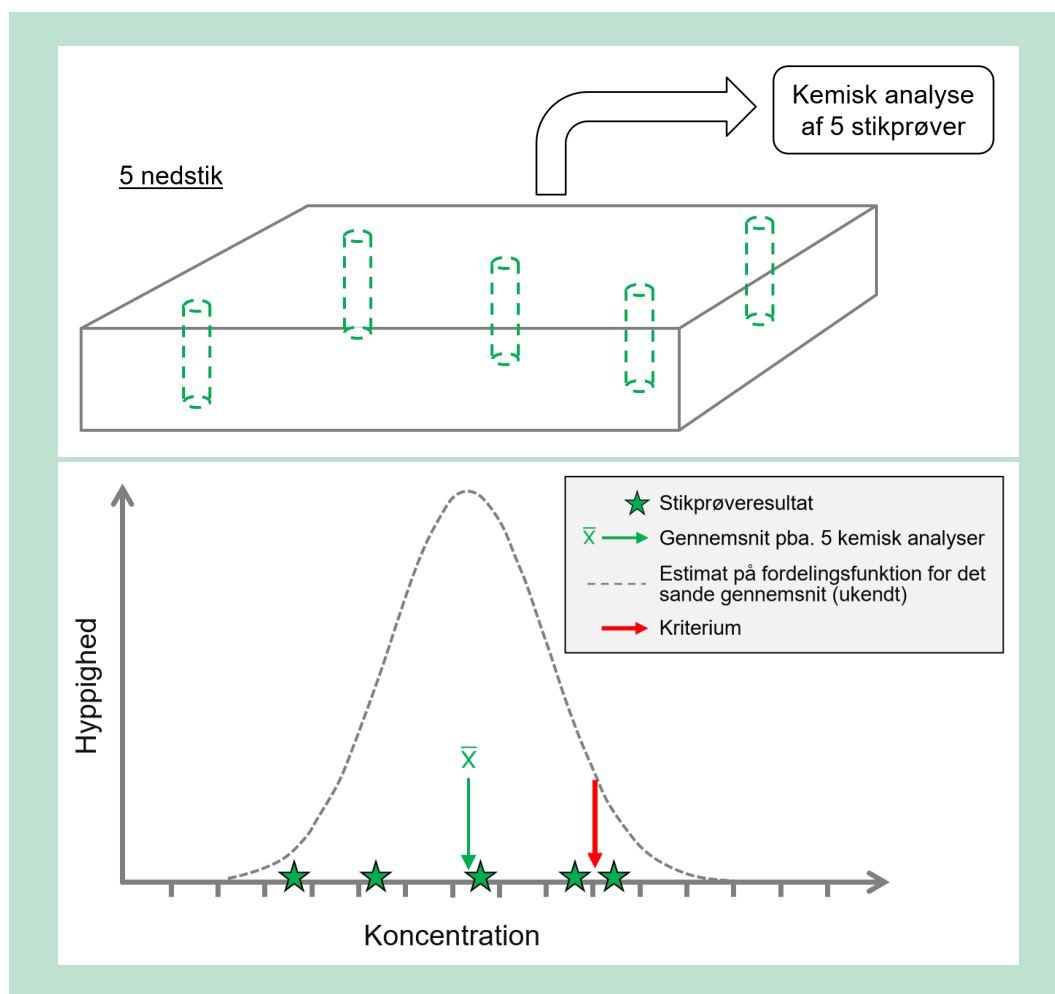
Som udgangspunkt antages det at der udtages jordprøver i de 2 traditionelle dybder på 0-10 cm og 40-50 cm i et prøvetagningsfelt på f.eks. 50 m². Flere undersøgelsesdybder kan anvendes, jf. afsnit 5.2.5.

Med udgangspunkt i den nuværende praksis for valg af feltstørrelse, herunder å priori risikobetragtninger og hensyn til en eventuel jordflytning ved en senere værditabsundersøgelse, kan man med fordel også inddrage betragtninger om antallet af nedstik (jf. strategierne i afsnit 5.2.1 til 5.2.4) samt en acceptabel risiko for at komme til at overse et hot-spot af en given størrelse. Sådanne betragtninger kan udføres med afsæt i afsnit 4.5.

5.2.1 Strategi 1: Fem nedstik og analyse af enkelte stikprøver

Denne strategi ligner den nuværende praksis mest men involverer, at der foretages kemisk analyse på de 5 nedstik, uden homogenisering og uden udtagning af en repræsentativ prøve herfra. Gennemsnitskoncentrationen i prøvetagningsfeltet bestemmes som et beregnet gennemsnit af de fem analyseresultater. Strategien giver således minimale ændringer i feltproceduren, men giver 5 gange så store analyseomkostninger og 5 gange større datamængde. De principielle elementer for strategien er vist i Figur 5.2.

Strategi 1 kan evt. udvides med tillægsvalg, som fremgår af afsnit 5.2.5.



FIGUR 5.2 Principskitse for strategi 1 med fem nedstik og analyse af enkelte stikprøver.

Det er selvfølgelig væsentligt, at de enkelte stikprøver navngives i forhold til placering og dybde, og at den omtrentlige position for hvert nedstik angives på kortmaterialet. For regionernes sager skal positionerne konverteres til koordinater ved rapportering til regionernes GeoGIS-database.

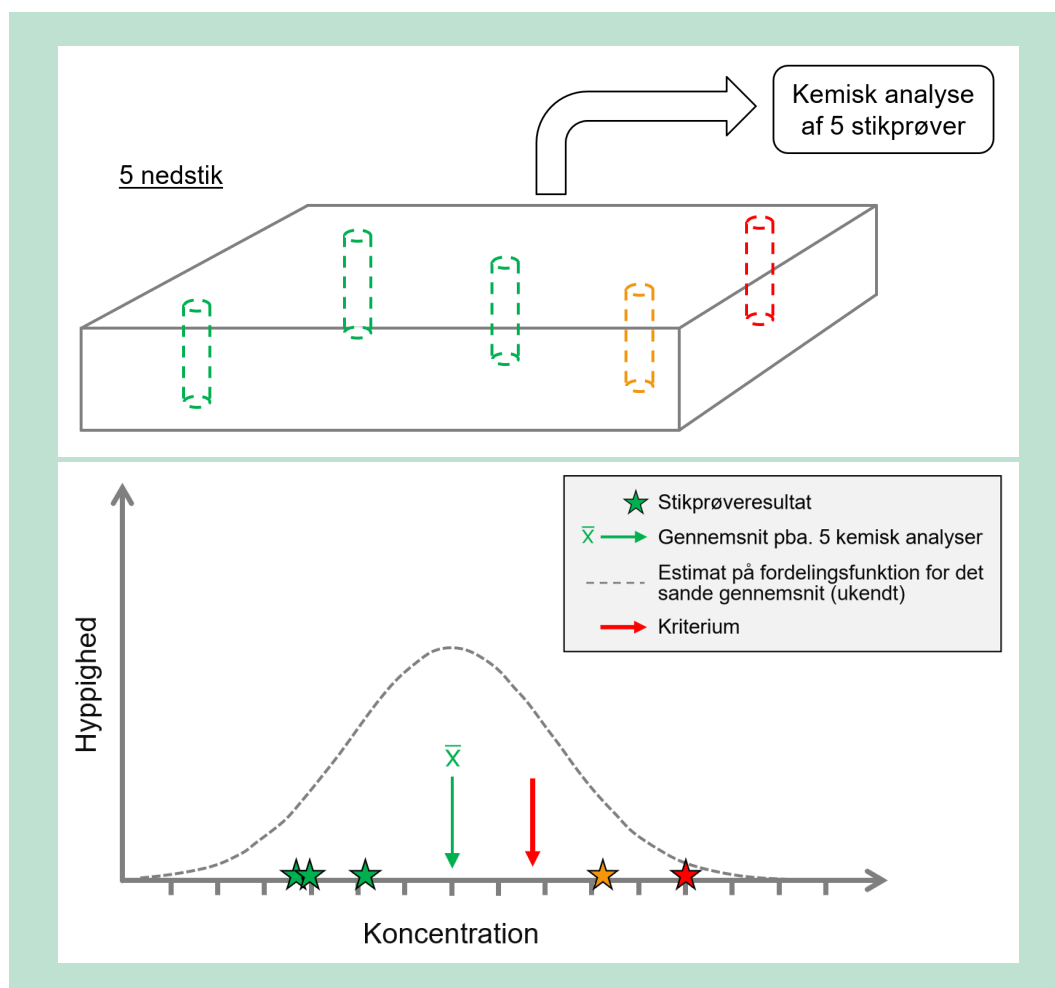
Strategien giver mulighed for at vurdere homogeniteten af forureningsbelastningen i prøvetagningsfeltet for det pågældende dybdeinterval (ved beregning af spredning, s , og variationskoefficient, CV), samt mulighed for at vurdere, om gennemsnittet er uheldigt påvirket af ekstreme enkeltstik, som kan give anledning til fejlbeslutninger.

Endelig giver denne strategi mulighed for at vurdere om kravene til akuttoksiske stoffer, om at enkeltprøver maksimalt må overskride ASK med 50%, er opfyldt. Krav om, at op til 10% af prøverne må overskride ASK kan ikke vurderes, men strategien kan afgøre, hvorvidt mindre end 80% af prøverne ikke overskrider ASK.

Strategien kan også anvendes til vurdering af flygtige forureningsparametre, idet der analyseres på enkeltstik, som kan udtages direkte i prøveglas.

Hvis resultaterne indikerer, at der ikke er tale om en homogen forureningsbelastning, eller at der evt. kan være tale om rumlige tendenser i forureningsniveauet (som i Figur 3.12 i afsnit 3.8), kan det være et tegn på, at forudsætningerne for anvendelse af en gennemsnitsbetragtning som udgangspunkt for sammenligning med kravværdien, ikke er til stede. F.eks. kan én

(eller flere) værdi(er) ligge væsentligt over kriteriet, mens de øvrige ligger væsentligt under kriteriet, jf. Figur 5.3. I givet fald kan/bør dette undersøges nærmere ved yderligere prøvetagning, evt. efter inddeling i nye prøvetagningsfelter – specielt hvis forholdet kan få afgørende betydning for den konceptuelle forståelse af forureningssituationen og om der træffes en robust beslutning.



FIGUR 5.3 Principskitse, der viser en mulig rumlig tendens i forureningsniveauet indenfor prøvetagningsfeltet, ved 5 nedstik og analyse af enkelte stikprøver.

Hvis resultaterne ikke indikerer, at forureningsfordelingen indenfor prøvetagningsfeltet er systematisk, men der bare er stor spredning i analyseresultaterne, som giver anledning til en utilfredsstillende stor usikkerhed på bestemmelsen af gennemsnitsbelastningen, er der ligeledes mulighed for at udføre supplerende prøvetagning, evt. blot som supplerende enkeltstik med henblik på at forbedre de statistiske vurderinger (jf. Figur 4.4).

Den nøjagtige gevinst ved at udføre prøvetagningen med analyse af 5 enkeltstik, fremfor med analyse af en blandprøve fra 5 nedstik, vil afhænge af både det absolutte forureningsniveau og inhomogeniteten i prøvetagningsfeltet. Af Figur 4.5 kan man få en fornemmelse af gevinsten ved analyse af enkeltstik ift. én blandprøve á 5 nedstik. For et datasæt med $CV = 1,2$ (dvs. relativt stor inhomogenitet), hvor det sande gennemsnit er 50% af kriteriet, er der en ca. 3% reduktion af risikoen for type 2 fejl (fejlagtigt vurderet forurennet) ved anvendelse af enkeltstik. For et datasæt, hvor det sande gennemsnit overskrider kriteriet med 50% (150% af kriteriet) er der tilsvarende en ca. 9% reduktion af risikoen for type 1 fejl (fejlagtigt vurderet uforurennet).

Dette betyder, at der, alt andet lige, er en lavere risiko for at træffe forkerte beslutninger vedr. forureningsniveauet ved analyse af 5 stikprøver frem for én blandprøve.

5.2.2 Strategi 2: Triplikatbestemmelse med blandprøver

Denne strategi ligner også den nuværende praksis og involverer blot, at den samme prøvetagningsstrategi gentages indenfor hvert prøvetagningsfelt. Med andre ord, foretages (præcis som ved den nuværende praksis) 5 nedstik og analyse af én samlet blandprøve for det pågældende dybdeinterval. Jorden homogeniseres, og der udtages en repræsentativ blandprøve herfra, som der udføres kemisk analyse på. Proceduren gentages yderligere to gange (med nye positioner for nedstikkene), så der foreligger analyseresultater fra tre blandprøver; dvs. tre uafhængige estimater på gennemsnitsbelastningen i prøvetagningsfeltet i de pågældende dybder. Afhængig af formål og fokus for undersøgelsen kan det vælges, at triplikatbestemmelsen kun udføres i udvalgte dybder.

Strategien giver minimale ændringer i den nuværende feltprocedure for blandprøver, men er forbundet med ca. 3 gange så stort tidsforbrug til prøvetagning og -håndtering samt 3 gange så store analyseomkostninger og 3 gange større datamængde. Fordelen er, at der opnås en større rumlig dækning af prøvetagningsfeltet, idet der udtages i alt 15 nedstik.

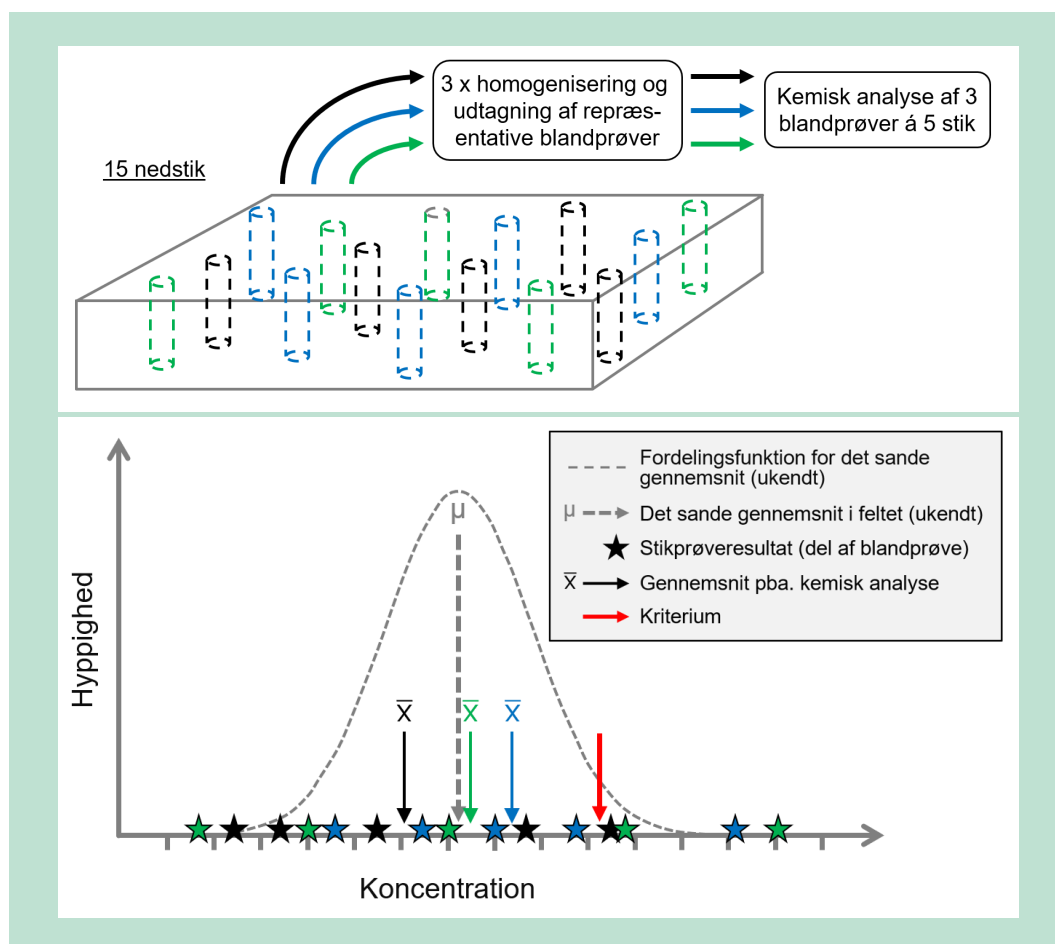
For regionernes sager skal koordinater for blandprøver angives som midtpunktet i prøvetagningsfeltet ved rapportering til regionernes GeoGIS-database.

De principielle elementer for strategien er vist i Figur 5.4, hvor de forskellige farver viser stikprøver og -resultater fra hver gentagelse.

Strategi 2 kan evt. udvides med tillægsvalg, som fremgår af afsnit 5.2.5.

Denne strategi går – som den nuværende praksis – ud på at fastlægge gennemsnitsbelastningen, men giver yderligere sikkerhed for, at blandprøveresultatet ikke er uforholdsmæssigt påvirket af ekstreme enkeltstik, som kan give anledning til fejlbeslutninger.

Hvis analyseresultaterne fra de tre blandprøver ligner hinanden (spredning og CV kan beregnes) og giver samme udfald ift. den beslutning, der skal tages (f.eks. om kortlægning), er der opnået større sikkerhed for, at beslutningen tages på et robust grundlag end med den nuværende strategi.



FIGUR 5.4 Principskitse for strategi 2 med triplikatbestemmelse af én blandprøve af 5 nedstik.

Analyseresultaterne for de tre blandprøver bør, alt andet lige, ligge tæt på hinanden, og selvom der kun er tre resultater, er der mulighed for at beregne sikkerheden for, at det sande gennemsnit for forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet ligger under kravværdien (JKK eller ASK), f.eks. ved at vurdere, om den øvre grænse i et konfidensinterval for det målte gennemsnit (UCLM) ligger under kravværdien, jf. afsnit 4.3.

Hvis der opnås væsentligt forskellige resultater/udfald for de tre blandprøver, kan det være en indikation på, at feltet ikke er homogent belastet. Dette kan skyldes, at én eller flere blandprøver indeholder et par enkeltstik med afvigende indhold, og at resultatet for blandprøven ikke repræsenterer gennemsnittet for den sande fordeling i forureningskoncentrationer i prøvetagningsfeltet.

Hvis analyseresultaterne for de tre blandprøver er væsentligt forskellige (f.eks. giver forskelligt udfald ift. kriteriet) eller indikerer, at forudsætningerne for at karakterisere forureningsniveauet i feltet med blandprøver (tegn på en uens forureningsfordeling i feltet) ikke er opfyldt, kan der være behov for en nærmere granskning af procedurer/feltnoter og analyseresultater, eller supplerende undersøgelser. Hvis de tre blandprøver giver samme udfald ift. kriteriet, er der til gengæld betydelig større sandsynlighed for, at det er den rigtige beslutning, der træffes end med den nuværende strategi.

Da strategien er baseret på blandprøver, er der ikke mulighed for at vurdere om kravene til akuttoksiske stoffer, om at maksimalt 10% af prøverne må overskride ASK, eller at enkeltprøver maksimalt må overskride ASK med 50%, er opfyldt. Strategien kan heller ikke anvendes til

at vurdere om der er rumlige tendenser, f.eks. højere indhold i et delområde indenfor prøvetagningsfeltet, jf. Figur 3.12.

Gevinsten ved at udføre prøvetagningen med triplikatbestemmelse vil afhænge af både forureningsniveauet og inhomogeniteten i prøvetagningsfeltet, hvorfor det er svært at sige noget meget håndfast om denne; blot at flere gentagelser er bedre end færre gentagelser, og at gentagelser giver mulighed for at opdage hvis der er sket betydende procedure-/analysefejl. Af Figur 4.5 fås dog en fornemmelse af gevinsten ved anvendelse af triplikatbestemmelse ift. kun én blandprøve á 5 nedstik. For et datasæt med $CV = 1,2$ (dvs. relativt stor inhomogenitet), hvor det sande gennemsnit er 50% af kriteriet, er der ca. 5% reduktion af risikoen for type 2 fejl (fejlagtigt vurderet forurennet) ved anvendelse af en triplikatbestemmelse. For et datasæt, hvor det sande gennemsnit overskrider kriteriet med 50% (150% af kriteriet) er der tilsvarende ca. 18% reduktion af risikoen for type 1 fejl (fejlagtigt vurderet uforurennet).

Det er en principiel mulighed at benytte dobbeltbestemmelse i stedet for triplikatbestemmelse, med fordele og ulemper, der i alle henseender ligger imellem den nuværende strategi, baseret på én blandprøve á 5 nedstik, og en strategi baseret på analyse af én blandprøve á 5 nedstik i triplikat.

5.2.3 Strategi 3: Ti nedstik og analyse af enkelte stikprøver

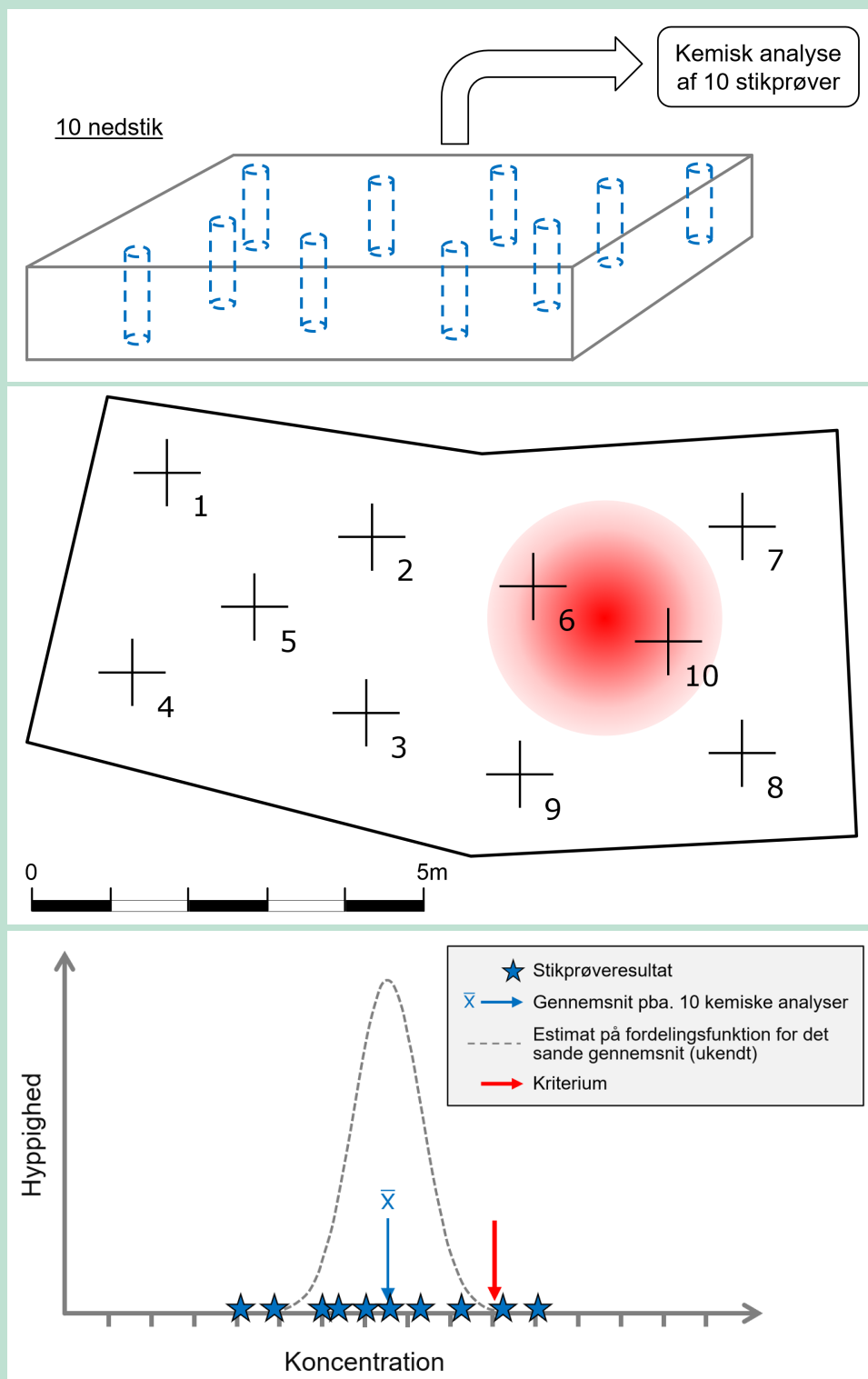
Denne strategi er baseret på strategi 1 i afsnit 5.2.1, men anvender flere nedstik (10) for at øge præcision og nøjagtighed i estimatet på gennemsnitsbelastningen i prøvetagningsfeltet. Strategien giver minimale ændringer i selve feltproceduren/arbejdsgangen, men omtrent 50% øget tidsforbrug til prøvetagning og -håndtering samt 10 gange så store analyseomkostninger og 10 gange større datamængde end den nuværende strategi, baseret på analyse af én blandprøve á 5 nedstik. Endelig må man erkende, at flere nedstik vil medføre en øget (men ukendt) risiko for at der kan ske fejl ifm. prøvehåndtering (prøvenummerering, ombytning) mv., specielt på større sager med mange prøvetagningsfelter.

Strategien giver mulighed for at vurdere homogeniteten af forureningsbelastningen i prøvetagningsfeltet (ved beregning af spredning og CV), samt mulighed for at vurdere, om gennemsnittet er uheldigt påvirket af ekstreme enkeltstik, som kan give anledning til fejlbeslutninger. Herunder er der mulighed for at beregne sikkerheden for, at det sande gennemsnit for forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet ligger under kravværdien (JKK eller ASK), f.eks. ved at vurdere, om den øvre grænse i et konfidensinterval for den målte gennemsnit (UCLM) ligger under kravværdien, jf. afsnit 4.3.

Strategien mindsker risikoen for fejlbeslutninger af type 1 og 2 (jf. afsnit 4.4), samtidig med at den forbedrer muligheden for at opdage rumlige trends i forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet. Risikoen for at overse et hotspot på 15% af arealet reduceres fra ca. 50% (ved 5 nedstik) til kun 1%, jf. afsnit 4.5.

Da strategien er baseret på enkeltstik, giver den mulighed for at vurdere, om kravene til akut-toksiske stoffer om at maksimalt 10% af prøverne må overskride ASK, og at enkeltprøver maksimalt må overskride ASK med 50%, er opfyldt. Strategien kan også anvendes til vurdering af flygtige forureningsparametre, idet der analyseres på enkeltstik, som kan udtages direkte i prøveglas.

De principielle elementer for strategien er vist i Figur 5.5.



FIGUR 5.5 Principskitse for strategi 3 med ti nedstik og analyse af enkelte stikprøver.

Strategi 3 kan evt. udvides med tillægsvælg, som **fremgår** af afsnit 5.2.5.

Det er principielt muligt at benytte et mindre antal nedstik end 10 (f.eks. 8), med fordele og ulemper, der i alle henseender ligger imellem strategi 1 og 3.

Gevinsten ved at udføre prøvetagningen med analyse af 10 nedstik vil afhænge af både forureningsniveauet og inhomogeniteten i prøvetagningsfeltet, hvorfor det er svært at sige noget meget håndfast; blot at flere nedstik er bedre end færre nedstik. Af Figur 4.5 fås dog en fornemmelse af gevinsten ved anvendelse af 10 nedstik ift. én blandprøve á 5 nedstik). For et datasæt med $CV = 1,2$ (dvs. relativt stor inhomogenitet), hvor det sande gennemsnit er 50% af kriteriet, er der en ca. 5% reduktion af risikoen for type 2 fejl (fejlagtigt vurderet forurennet) ved anvendelse af 10 nedstik. For et datasæt, hvor det sande gennemsnit overskrider kriteriet med 50% (150% af kriteriet), er der tilsvarende en ca. 21% reduktion af risikoen for type 1 fejl (fejlagtigt vurderet uforurennet).

5.2.4 Strategi 4: Triplikatbestemmelse med blandprøver af mange nedstik – ISM / MIS®

Denne strategi afviger fuldstændig fra den nuværende praksis, men har fundet anvendelse i Danmark ved visse typer undersøgelser. Princippet er gennemgået i afsnit 4.2. Ved denne strategi udføres mange nedstik fordelt over prøvetagningsfeltet, og de mange enkeltstik samles ved en omfattende prøveforbehandling (blanding og neddeling) til én blandprøve, som analyseres efterfølgende. Metoden hedder "incremental sampling" og hvert enkeltstik benævnes en "increment".

Ud fra den forureningsmæssige historik, eksponeringsrisiko eller erfaringer udpeges sammenhængende arealer, hvor der skal træffes en fælles beslutning, som gælder for hele arealet, f.eks. i forhold til eksponeringsrisiko eller bortgravning. Sandsynligheden for, at alle områder af prøvetagningsfeltet bliver prøvetaget, skal være ens for alle nedstik, dvs. der må ikke være delområder, hvor der ikke udtages prøver. Prøvetagningen med de mange nedstik gentages 3 gange (med nye positioner for nedstikkene).

For strategi 4 foreslås som udgangspunkt 30 nedstik (increments) og udførelse i triplikat (90 nedstik og 3 blandprøver) på udvalgte felter, med henblik på vurdering af sikkerheden i den trufne beslutning og dokumentation af robustheden i beslutningen.

Strategien kan dog modificeres med op til 100 increments over et prøvetagningsfelt, afhængigt af hvor inhomogent belastet prøvetagningsfeltet vurderes/forventes at være (flere increments ved større forventet inhomogenitet), og det kan vælges kun at udføre enkeltbestemmelse i udvalgte prøvetagningsfelter.

Forudsætningen for valg af strategi 4 er som følger:

- For hvert prøvetagningsfelt er der ingen forventning til punktkilder med betydning for den beslutning, der skal træffes. Eventuelle arealer med forventning til betydende punktkilder kan indeles og prøvetages som særskilte felter eller prøvetages efter en anden strategi.
- Der er behov for en meget sikker vurdering af gennemsnitsniveauet, f.eks. i forhold til eksponering eller jordflytning.
- Der skal kun udpeges prøvetagningsfelter (beslutningsenhed "decision unit"), hvor resultatet kan relateres direkte til den beslutning, der skal træffes for prøvetagningsfeltet som helhed, f.eks. at hele jordlag bortgraves og behandles svarende til gennemsnitsindholdet, uden opdeling eller krav om ekstra analyser. Typisk anvendes metoden på prøvetagningsfelter med en fælles historik og et sammenhængende og forholdsvis ensartet forureningsniveau, samt en ensartet arealanvendelse/eksponeringsrisiko.
- Hvis der, ved triplikatbestemmelse i et prøvetagningsfelt, konstateres "stor"/betydende spredning i forureningsniveauet kan det være en indikation på en "forkert" feltinddeling. Større spredning i forureningsniveauet kan dog accepteres, blot undersøgelsesresultatet ikke har betydning for den beslutning, som skal træffes. Generelt bør større inhomogenitet føre til anvendelse af flere increments.

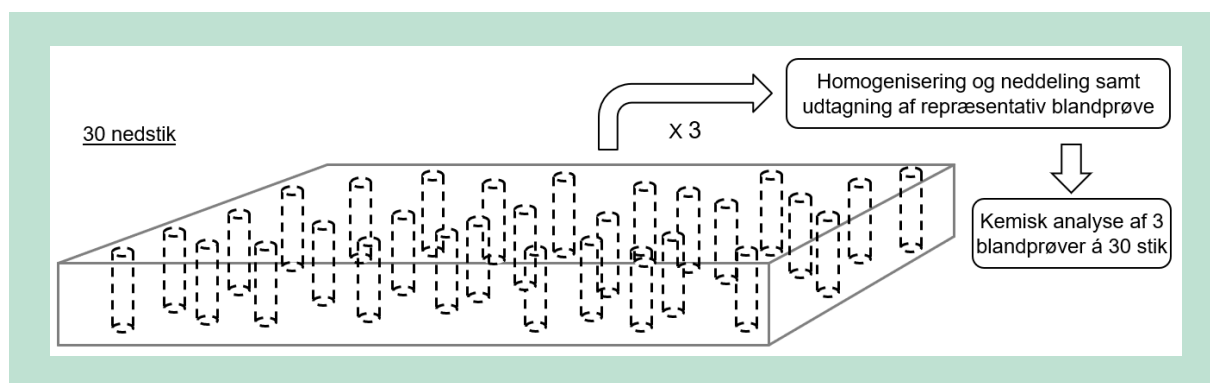
Fordele ved strategi 4 er som følger:

- Risikoen for type 1 og type 2 fejl er minimeret, jf. afsnit 4.4.
- De mange nedstik sikrer et repræsentativt resultat.
- Som for strategi 1, 2 og 3 kan det beregnes, hvorvidt det sande gennemsnit for forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet ligger under kravværdien (JKK eller ASK), f.eks. ved at vurdere, om den øvre grænse i et konfidensinterval for det målte gennemsnit i de tre replikater (UCLM) ligger under kravværdien, jf. afsnit 4.3.
- Ved udførelse af triplikatbestemmelse kan der stilles kvalitetskrav til overensstemmelse imellem de tre blandprøver (f.eks. via den relative standardafvigelse /31/). Disse kvalitetskrav kan justeres i forhold til, hvor følsom en beslutning, der skal træffes.
- Større arealer med en fælles forureningsbelastning (diffus jordforurening) kan håndteres uden opdeling i flere prøvetagningsfelter og uden forvirrende ubetydelige afvigelser fra et mindre antal nedstik.
- Der er ingen behov for at stedfæste positionerne for nedstik, fordi den beslutning, der skal træffes, gælder for hele feltet og hvor valg af prøvetagningsfeltet (beslutningsenheden) indgår i strategien.
- Som det fremgår af Figur 4.5 i afsnit 4.4, er denne strategi meget robust over for type 1 og type 2 fejl. For et datasæt med $CV = 1,2$ (dvs. relativt stor inhomogenitet), hvor det sande gennemsnit er 50% af kriteriet, reduceres risikoen for type 2 fejl (fejlagtigt vurderet forurennet) med ca. 7% ved anvendelse af ISM i forhold til den nuværende praksis med 1 blandprøve med 5 nedstik. For et datasæt, hvor det sande gennemsnit overskrider kriteriet med 50% (150% af kriteriet) reduceres risikoen for type 1 fejl (fejlagtigt vurderet uforurennet) tilsvarende med ca. 37%.

Ulemper ved strategi 4 er som følger:

- Da der udføres mange nedstik, er det sjældent, at strategien er hensigtsmæssig for mindre prøvetagningsfelter.
- Strategien egner sig bedst til de øverste 0-50 cm jordlag, hvis der anvendes specielt automatiseret prøvetagningsudstyr (f.eks. fra landbruget).
- Strategien egner sig ikke til prøvetagning i større dybde på grund af økonomien ved udførelse af de mange nedstik til større dybder.
- Feltarbejdet er forholdsvis tidskrævende, idet der skal udføres mange nedstik.
- Den omfattende prøveforbehandling (blanding og neddeling) kræver specialiseret udstyr og foregår på et laboratorium og dermed medfører yderligere omkostninger.
- Metoden egner sig ikke til flygtige forureninger på grund af den omfattende prøvebehandling.
- Da strategien er baseret på blandprøver, er der ikke mulighed for at vurdere, om kravene til akuttoksiske stoffer om at maksimalt 10% af prøverne må overskride ASK, og at enkeltprøver maksimalt må overskride ASK med 50%, er opfyldt.

De principielle elementer for strategien er vist i Figur 5.6.



FIGUR 5.6 Principskitse som viser strategi 4 med 3 blandprøver baseret på ISM / MIS®.

5.2.5 Mulige tillægsvalg for strategier

For strategi 1 - 3 er der følgende tillægsmulighed til forbedring af strategien:

1. Der anvendes et prøvetagningskema, hvor feltobservationer for hver stikprøve noteres (jordart, fyld, misfarvning).

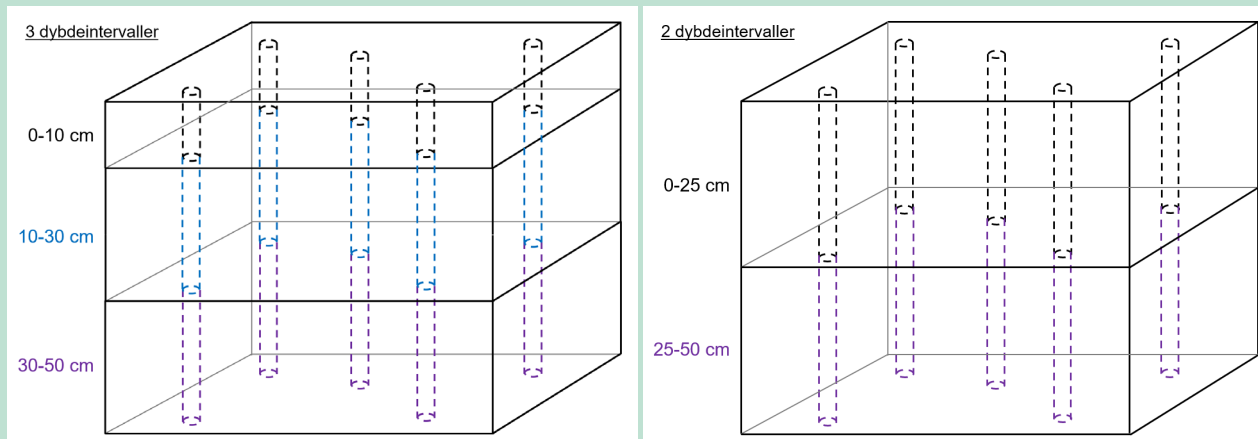
For strategi 1 og 3 er der desuden tillægsmulighed til forbedring af strategien ved at:

2. Placeringen af nedstikkene koordinatsættes, så den rumlige fordeling kan visualiseres og analyseres, eventuelt ved hjælp af geostatistiske metoder.

Samtlige strategier har desuden en forbedringsmulighed ift. karakterisering af hele anvendelsesdybden (øverste 50 cm), jf. problemstillingen skitseret i afsnit 3.5:

3. Udtagning af prøver i tre dybdeintervaller indenfor de øverste 50 cm. Strategien lægger større vægt på karakterisering af den øvre dybde (0-10 cm) end af de nedre (10-30 og 30-50 cm), hvor intervallerne er større. Dette kan specielt være relevant, hvis der er tale om forureningstyper relateret til atmosfærisk nedfald og/eller risiko relateret til akut-toksiske effekter (specielt jordspisende børn). I Figur 5.7 er der vist en version af denne strategi, hvor hele anvendelsesdybden karakteriseres ved udtagning af prøver i tre dybdeintervaller fra 5 nedstik, og hvor feltarbejdet til udførelse af terrænnære borer er uændret ift. den nuværende praksis (5 håndboringer til ca. 50 cm under terræn).

Man kan forestille sig andre versioner af denne strategi, hvor de øverste 50 cm karakteriseres. F.eks. ville en strategi med opdeling i dybderne 0-0,25 og 0,25-0,5 m u.t. kunne karakterisere hele anvendelsesdybden, men med samme antal dybder, som i dag anvendes af de fleste regioner/situationer (jf. Bilag 4.1). Denne strategi ville ikke lægge større vægt på de øverste 10 cm, men ville være forbundet med færre analyser og håndtering af færre fysiske prøver.



FIGUR 5.7 Principskitse, der viser en strategi med 5 nedstik og karakterisering af hele anvendelsesdybden med opdeling i hhv. 3 eller 2 dybdeintervaller. Prøverne i hvert dybdeinterval kan analyseres som blandprøver eller enkelte stikprøver.

5.3 Sammenligning af forslag til undersøgelsesstrategier

Som det fremgår af ovenstående, er det ikke muligt at finde én strategi, som tilfredsstiller alle de ønsker man kunne have til en fremtidig prøvetagningsstrategi til overfladejord (jf. afsnit 5.1).

Dette skyldes dels, at strategi 1 og 2, ligner den nuværende strategi mest (er baseret på analyse af enten 5 nedstik eller blandprøver) – og derfor vil kræve færrest ændringer i både felt- og administrativ praksis, samt få ekstra omkostninger til analyser og resultatvurdering. Både strategi 1 og 2 forbedrer muligheden for at kontrollere, om gennemsnitsbelastningen kan være u hensigtsmæssigt påvirket af enkelte afvigende resultater fra de analyserede stikprøver eller blandprøver, og dermed give anledning til fejlbeslutninger. Hverken strategi 1 eller 2 er dog i stand til at honorere de danske krav for akuttoksiske stoffer om, at maksimalt 10% af prøverne må overskride ASK, og at enkeltprøver maksimalt må overskride ASK med 50%.

Alle fire strategier giver mulighed for at vurdere homogeniteten af forureningsbelastningen i prøvetagningsfeltet for det pågældende dybdeinterval (ved beregning af spredning og variationskoefficient), samt mulighed for at vurdere, om gennemsnittet er uheldigt påvirket af ekstreme enkeltstik, der kan give anledning til fejlbeslutninger. Herunder er der mulighed for at beregne sikkerheden for, at det sande gennemsnit for forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet ligger under kravværdien (JKK eller ASK), f.eks. ved at vurdere, om den øvre grænse i et konfidensinterval for den målte gennemsnit (UCLM) ligger under kravværdien, jf. afsnit 4.3. For strategierne, baseret på blandprøver (dvs. strategi 2 og 4), gælder, at de statistiske vurderinger baseres på, at der udføres 3 replikatbestemmelser, mens der for strategi 1 og 3 fås henholdsvis 5 og 10 målte værdier fra enkeltstik.

For strategi 2 og 4 gælder desuden, at ukendte punktkilder/hotspots kan blive "midlet ud", og kun vil kunne opdages via en betydelig spredning i triplikat-resultaterne.

Dertil kommer det underliggende statistiske grundvilkår, at det ikke er muligt – på forhånd – at udregne den forbedring i præcision og nøjagtighed, der opnås ved anvendelse af en given strategi fremfor en anden. Der kan heller ikke på forhånd beregnes en reduktion i risikoen for fejlagtigt at vurdere et felt som uforurenet, selvom det reelt er forurenet (type 1 fejl), eller som forurenet, selvom det reelt uforurenet (type 2 fejl). Dette skyldes, at disse forhold (for alle strategier) vil afhænge af både forureningsniveauet i forhold til kvalitetskriteriet og inhomogenite-

ten (CV) i prøvetagningsfeltet. I Figur 4.5 i afsnit 4.4 ses indikationer på forbedringer og generelt kan det konkluderes, at analyse af enkelte stikprøver er bedre end analyse af blandprøver, og at anvendelse af flere nedstik, enten som enkeltstik eller i blandprøver, er bedre end anvendelse af færre nedstik. Dertil kommer, at anvendelse af gentagelser for blandprøvebase-rede strategier (f.eks. triplikater) er bedre end enkeltbestemmelser, men at strategier baseret på analyse af et tilsvarende antal enkeltstik giver større reduktion i risikoen for at begå type 1 og type 2 fejl. Samtlige mulige forbedringer bevæger sig derfor på en relativ skala.

I Tabel 5.1 er der foretaget en sammenstilling af de opstillede forslag til en forbedret fremtidig prøvetagningsstrategi (til sammenligning med den nuværende, øverst) ift. hvor godt de opfylder de forskellige hensyn, opstillet i afsnit 5.1, samt af de relative konsekvenser strategien får ift. ændringer i den nuværende praksis, hhv. ift. feltarbejde, analyseomkostninger og data-håndtering og -rapportering.

TABEL 5.1 Sammenstilling af fordele og ulemper ved de foreslåede undersøgelsesstrategier. Relative fordele ift. nuværende strategi (markeret med grå) er indikeret ved (flere) "+". Relativ konsekvens ved implementering er indikeret med en relativ skala 1 til 10 i forhold den nuværende strategi.

Strategi	Metode			Resultater				Relativ konsekvens ved implementering		
	Nedstik	Antal analyser pr. dybde	Prøvetype	Robust udfald ift. gennemsnit	Egnet til akuttoksiske stoffer	Egnet til rumlige tendenser	Egnet til ukendte hotspots	Feltarbejde (tid)	Analyse-omkostninger (pris)	Datahåndtering og rapportering * (tid)
Nuværende praksis	5	1	Blandprøve	-	Nej	Nej	Nej	1	1	1
1	5	5	Enkeltstik	++	(Ja)	Ja	Ja	1	5	3
2	15	3	Blandprøve	++	Nej	Nej	(Ja)	3	3	2
3	10	10	Enkeltstik	+++	Ja	Ja	Ja	2	10	5
4	90	3	Blandprøve	+++	Nej	Nej	Nej	6-18? **	3+3 ***	2

* Vurdering af resultaterne, udarbejdelse af kortmateriale og statistisk behandling.

** ISM/MIS ® - der anvendes ofte specialudstyr som reducerer tidsforbrug.

*** ISM/MIS ® - der foretages en omfattende forbehandling på analyselaboratoriet.

Ofte er den fysiske prøvetagning og den efterfølgende datahåndtering den tungeste post når der sammenlignes med analysepriserne. Generelt er det kun strategi 4, som medfører en væsentlig forøgelse af feltarbejde. Strategi 4 kan dog anvendes på større prøvetagningsfelter hvis disse er forbundet med en ensartet forureningsbelastning og eksponeringsrisiko.

For samtlige strategier gælder at indsamling af flere repræsentative og reproducerbare data, vil medføre en bedre dokumentation og mere robuste undersøgelsesudfald, som vil reducere fejlbeslutninger med sundhedsmæssige og/eller økonomiske konsekvenser. Prisen er øgede omkostninger til feltarbejde og databehandling og/eller analyser (jf. Tabel 5.1). Selve rapporteringen bør dog ikke fordyres væsentligt, blot fordi der er flere analyseresultater, idet det i dag er muligt at generere tabeller og fremstille standardiserede statistiske nøgletal ud fra f.eks. regionernes GeoGIS databaser.

6. Referencer

1. Miljø- og Fødevarerministeriet. 2018. Bekendtgørelse af lov om forurenede jord. Nr. 282 af 27/03/2017.
2. Miljøstyrelsen. 1998. Vejledning nr. 6 og 7. Oprydning på forurenede lokaliteter – hovedbind og appendikser.
3. Miljøstyrelsen. 2000. Vejledning nr. 8. Kortlægning af forurenede arealer.
4. Miljøstyrelsen. 1998. Vejledning nr. 13. Prøvetagning og analyser af jord.
5. Dansk Standard. 2013. DS 3077. Repræsentativ prøvetagning – Horisontal standard. 2013-08-26.
6. Dansk Standard. 2017. DS/ISO 18400-201:2017. Jordundersøgelse – Prøvetagning – Del 201: Prøveforbehandling i terrænet. 2017-02-20.
7. Dansk Standard. www.ds.dk/da
8. International Organization for Standardization. www.iso.org/standards.html
9. Miljø- og Fødevarerministeriet. 2015. Bekendtgørelse af anmeldelse og dokumentation i forbindelse med flytning af jord. Nr. 1452 af 07/12/2015.
10. Miljø- og Fødevarerministeriet. 2016. Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og sorteret bygge- og anlægsaffald. Nr. 1672 af 15/12/2016.
11. Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. 2003. Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand. Teknik og Administration nr. 3 (hovedrapport + bilagsrapport).
12. Amterne på Sjælland og Lolland/Falster samt Frederiksberg og Københavns Kommune. 2001. Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland (Sjællandsvejledning) juli 2001. + revideret bilag D af maj 2004, bilag C af april 2008, og bilag A3 af 27-09-2010.
13. Miljøstyrelsen. 2007. Vejledning nr. 3. Vejledning om områdeklassificering.
14. Miljøstyrelsen. 2007. Vejledning nr. 1. Nuancering af kortlagte boligejendomme.
15. Miljø- og Fødevarerministeriet. 2019. Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. Nr. 1071. 28/10/2019
16. Miljø- og Fødevarerministeriet. 2010. Bekendtgørelse om definition af lettere forurenede jord. Nr. 554. 19/05/2010
17. Statens geotekniska institut. SGI. 2018. Klassning av förorenade jordmassor in situ. Information och råd. Publikation 40. <https://www.swedgeo.se/sv/kunskapscentrum/publikationsserier/publikationer---ny/klassning-av-fororenade-jordmassor-in-situ---information-och-rad/>
18. Statens geotekniska institut og Karlstad Kommun. SGI. 2016. Wermlandskajen. WP5 – Optimerad schakt Beskrivning av utfört arbete. <https://www.swedgeo.se/globalassets/publikationer/uppdagsrapporter/utforanderapport-slutlig-med-bilagor-rev-161209.pdf>
19. Naturvårdsverket. 2009. Rapport 5932. Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord. <http://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/5900/978-91-620-5932-3/>
20. CL:AIR. 2006 Technical bulletin TB 12. Statistical Assessment of contaminated Land: Some implications of the Mean Value test". <https://www.claire.co.uk/information-centre/claire-publications?start=14>
21. CL:AIRE. 2008 Guidance on Comparing Soil Contamination Data with a Critical Concentration. <https://www.claire.co.uk/useful-government-legislation-and-guidance-by-country/80-site-characterisation-info-sc/181-sampling-design-info-scp2>
22. UK. Department for Environment, Food & Rural Affairs (DEFRA) 2012. Development of Category 4 Screening Levels for assessment of land affected by contamination - SP1010. Appendix A – Sensitivity analysis parameters, Appendix B – Probabilistic modelling og Appendix I – Statistics review. <http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&ProjectID=18341&FromSearch=Y&Publisher=1&Search-Text=SP1010&SortString=ProjectCode&SortOrder=Asc&Paging=10#Description>

23. USEPA. 2006. Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process, EPA QA/G-4. <https://www.epa.gov/quality/guidance-systematic-planning-using-data-quality-objectives-process-epa-qag-4>
24. USEPA. 2006. Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners. EPA QA/G-9S. <https://www.epa.gov/quality/guidance-data-quality-assessment>
25. Miljøstyrelsen. 2006. Vejledning nr. 5. Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundheden.
26. Miljø- og Fødevarerministeriet. Miljøstyrelsen. 2018. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord.
27. Miljø- og Fødevarerministeriet. 20XX. Bekendtgørelse af anmeldelse og dokumentation i forbindelse med flytning af jord. Nr. xxxx af xx/xx/20xx.
28. Miljøstyrelsen 2010. Metoder til estimering af undersøgelsesomfang og til vurdering af usikkerhed af forureningsafgrænsning. Miljøprojekt nr. 1321, 2010.
29. USEPA. 2000. Data Quality Objectives Process for Hazardous Waste Site Investigations. EPA QA/G-4HW Final. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/g4hw-final.pdf>
30. USEPA. 1989. Methods for Evaluating the Attainment of Cleanup Standards. Volume 1: Soils and Solid Media. EPA 230/02-89-042. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=200081SR.txt>
31. Interstate Technology and Regulatory Council. ITRC . Technical and Regulatory Guidance. Incremental Sampling Methodology. 2012. <https://www.itrcweb.org/team/public?teamid=11&teamid=11>
32. Multi increment sampling Methodology. <http://www.envirostat.org/multiincrementdefinition.htm>
33. State of Hawai'i. Office of Hazard Evaluation and Emergency Response (HEER Office). Technical guidance manual (TGM) for the implementation of Hawai'i State Contingency Plan. Section 4.2. <http://www.hawaiiidoh.org/>
34. Miljøstyrelsen. 2006. JAGG 1.5. Risikovurdering af forurenede grunde. (Kan stadig findes på MST websiden). <https://mst.dk/affald-jord/jordforurening/it-vaerktoejer-til-vurdering-af-jord/jagg-programmet/>
35. Dansk Standard. DS/ISO 18400-104. 2018. Jordforurening – Prøvetagning – Del 104: Strategi.
36. Using Excel 2010 for Bootstrapping. 2013. <https://www.youtube.com/watch?v=flGyCXJ0Snc>

Bilag 1. Ordliste og forkortelser

Ordliste /forkortelse	Definition
Akutte effekter	Sundhedsmæssige effekter, som optræder efter en enkelt indtagelse eller ved meget kortvarig eksponering med et stof over et givent koncentrationsniveau
ASK	Afskæringskriteriet / afskæringskriterierne
Blandprøve	Der blandes et antal jordprøver fra forskellige nedstik til én jordprøve som analyseres
CV	Variationskoefficient (Coefficient of variation, relativ standardafvigelse). Standardafvigelse eller spredning (s) divideret med gennemsnit
Enkelstik	Én jordprøve som udtages fra et nedstik
Falsk negativ	Se type 1 fejl
Falsk positiv	Se type 2 fejl
Gns.	Gennemsnit (summen af en række værdier, divideret med antallet)
Hypotese	Definition af et forhold som undersøges. En hypotese kan testes ved indsamling af data og en statistisk databehandling, hvori der opstilles en nulhypotese (= det forhold som undersøges) og en alternativ hypotese, som er modsætningen af nulhypotesen, se type 1 og 2 fejl nedenunder
JKK	Jordkvalitetskriteriet / jordkvalitetskriterierne
Konceptuel forståelse	En sammenstilling af alle sagsoplysninger, af historisk, geologisk, forureningsmæssig og sprednings-/eksponeringsmæssig art
Konfidensinterval	En konfidensinterval angiver et interval hvori en parameter ligger og kan defineres i forhold til en sandsynlighed f.eks. 95% konfidensintervaller for det sande gennemsnit
Kortlægning	En administrativ klassificering af en grund eller et areal som værende forbundet med (A) mistanke om forurening (Vidensniveau 1 - V1) eller (B) konstateret forurening (Vidensniveau 2 - V2)
Kroniske effekter	Sundhedsmæssige effekter, som optræder efter en langvarig eksponering med et stof over et givent koncentrationsniveau
Lettere forurennet jord	Jord med indhold af et eller flere udspecificerede forureningsstoffer i koncentrationer, der overskrider jordkvalitetskriterierne, men ligger under afskæringskriterierne
Nedstik	En position indenfor et prøvetagningsfelt, hvor der udtages jordprøver evt. i flere dybder
Outlier	En dataværdi som afviger væsentligt fra de andre data i datasættet, og som bør undersøges nøje for evt. analyse- eller prøvetagningsfejl før den medtages eller ekskluderes fra datasæt
Reproducerbarhed	Resultatet kan genskabes ved gentagen undersøgelse
Repræsentativitet	Resultatet repræsenterer/afspejler de faktiske forhold

Ordliste /forkortelse	Definition
Robusthed	Gentagen gennemførelse af en prøvetagningsstrategi vil lede til samme udfald (dvs. beslutningen er robust), og undersøgelsen er re-producerbar og repræsentativ
s	Standardafvigelse (spredning) er et udtryk for, hvor meget de målte data fordeler sig omkring middelværdien
TDI	Tolerabelt dagligt indtag, hvor der ikke opstår sundhedsmæssige ef-fekter. TDI anvendes med en række sikkerhedsfaktorer ved bereg-ning af kvalitetskriterier
Type 1 fejl	F.eks. Nul hypotese: feltet er forurenet Alternativ hypotese: feltet er uforurenet Ved type 1 fejl vurderes prøvetagningsfelt som uforurenet, selvom det reelt er forurenet - falsk negativt udfald af undersøgelsen
Type 2 fejl	F.eks. Nul hypotese: feltet er forurenet Alternativ hypotese: feltet er uforurenet Ved en type 2 fejl vurderes prøvetagningsfelt som forurenet, selvom det reelt er uforurenet - falsk positivt udfald af undersøgelsen
Udfald	En konklusion som medfører, at der kan træffes en beslutning
Usikkerhed	Usikkerhed betyder at den sande værdi / resultat ikke kendes, men kan kvantificeres med statistiske funktioner som konfidens interval, spredning, gennemsnit m.fl.

Bilag 2. Oversigt over krav til prøvetagning

Bilag 2.1 Oversigt over vejledninger om prøvetagning i forbindelse med undersøgelse og kortlægning

Undersøgelse og kortlægning

1998	Oprydningsvejledning Vejledning nr. 6 og 7, 1998 Oprydning på forurenede lokaliteter – Bind 1 og 2. /2/	Udgangspunkt at en lille, men konsekvent overskridelse af JKK kræver aktion (rådgivning, afskæring, behandling). Definition af et hotspot: En enkelt forhøjet værdi er ikke en hotspot. Hvis overskridelserne er tilfældigt fordelt på arealet, og der således ikke er tale om, at de høje koncentrationer udgør et hotspot, er der tale om en diffus jordforurening. Ved en sådan diffus jordforurening anvendes 2 forskellige fremgangsmåder, afhængig af om stoffet medfører en kronisk/subkronisk skadevirkning eller en akut skadevirkning: Ved en kronisk skadevirkning skal gennemsnittet af alle prøver ligge under det fastsatte jordkvalitetskriterie. Ved en akut skadevirkning skal gennemsnittet af alle prøver ligge under det fastsatte jordkvalitetskriterie, men desuden må højst 10% af prøverne ligge over det fastsatte jordkvalitetskriterie og ingen prøver må overskride med mere end 50%. Forudsætning for disse fremgangsmåder er, at arealet er forureningsmæssigt relevant, og at der ikke inddrages uforurenede arealer ved vurdering af gennemsnittet. Anbefaling om antal punkter i forhold til sandsynlighed for at finde et hotspot af en vis dimension findes i tabel 4.1. Sandsynligheden for at finde et ukendt hotspot med en diameter på omkring 1 m på et areal på 400 m² (0,2% af arealet) er omkring 50%, såfremt der udføres 249 prøvetagningspunkter. 10 prøvetagningspunkter vil kunne identificere en hotspot med en diameter på 5 m med en sandsynlighed på 50% eller en hotspot med en diameter på 7 m med 90% sandsynlighed.
1998	Prøvetagning og analyse af jord Vejledning nr. 13 1998, /4/	Definer behov for opdeling i prøvetagningsfelter, hvor der kan forventes forurenede forhold eller eventuelt felter som er særlig følsom over for forurening. Der nævnes, at der kan anvendes blandprøver, såfremt der kan accepteres en mindre præcis beskrivelse af variation og geografisk placering af afvigende punkter. Fortolkning af resultaterne skal være i overensstemmelse med forureningsmodel for den forventede forureningsfordeling (Konceptuel model). Mindst en kemisk analyse pr. prøvetagningsfelt, dvs. ved hver potentiel forureningskilde. Prøvetagningstæthed afhængig af, om der er homogene eller systematiske forureningsfordelinger. Ved blandprøver anbefales, at der ikke blandes mere 5 jordprøver: Blandprøver anvendes ikke såfremt prøven skal analyseres for flygtige komponenter. Resultat for en blandprøver svarer til en gennemsnitsværdi, men analyse af flere enkeltpunkter giver den meste realistiske billede. En måling er ikke tilstrækkelig til at vurdere, om acceptkriteriet er overskredet og en høj måling kan være uden betydning ved en gennemsnitsbetragtning eller være tegn på et ukendt hotspot. Niveau 1 Grov orientering: 5 – 10 prøvetagningspunkter pr. 400 m², mindst 5- 10 prøver til kemisk analyse. Anvendes til vurdering af den eventuelle tilstedeværelse af en uventet og meget stor forurening. (forudsætning ingen mindre hotspots) Niveau 2 lav prøvetagningstæthed 10 – 25 prøvetagningspunkter pr. 400 m², mindst 10 - 25 prøver til kemisk analyse. Anvendes til større sammenhængende forurening i en prøvetagningsfelt, hvor der er kendskab til en potentiel forureningskilde (forudsætning ingen behov for afgrænsning eller detaljering) Niveau 3 Mellem prøvetagningstæthed 25 – 50 prøvetagningspunkter pr. 400 m², mindst 25 - 50 prøver til kemisk analyse. Anvendes til at vurdere, hvorvidt jorden er forurenede (forudsætning ingen behov for afgrænsning eller detaljering)

Undersøgelse og kortlægning

Niveau 4 Høj prøvetagningstæthed 50 – 100 prøvetagningspunkter pr. 400 m², mindst 50 - 100 prøver til kemisk analyse. Anvendes til at karakterisere forureningsforhold i områder, hvor der stilles krav til sikkerhed og detaljering af forureningsforhold, ofte på mindre prøvetagningsfelter. I hver prøvetagningspunkt udtages jordprøver i forskellige dybder for hver 25 -50 cm og ved afvigende lag. Derfor udtages mange jordprøver afhængig af dybden til det uforurenede jordlag. Feltmålinger anbefales på alle jordprøver mhp. at reducere antal prøver til kemisk analyse (akkrediterede), hvor relevant anbefales anvendelse af blandprøver (3 – 5 stikprøver).

2000 Kortlægningsvejledning
Vejledning nr. 8, 2000.
Kortlægning af forurenede arealer /3/

Tekniske undersøgelser

Punktkilder: Sædvanligvis udføres i størrelsesordenen 3-6 borer pr. prøvetagningsfelt, og der udtages et antal prøver til analyse. Prøverne udtages i forskellige dybder, afhængigt af formodninger om, hvor eventuel forurening måtte befinde sig, ved punktkilder sædvanligvis ned til en dybde af 3-5 meter. Filterboringer kan dog gå ned til ca. 12 meters dybde, hvis der er mistanke om grundvandsproblematisk forurening i dybden.

Diffus forurening: Ved undersøgelse af et areal, som antages påvirket af ensartet diffus forurening, udlægges et prøvetagningsnet, f.eks. med 100 meters maskevidde. Der er ikke krav om prøvetagning på hver ejendom. Da det ofte på grund af bygningers placering m.v. må opgives at udtage prøver præcist i nettet, kan der i stedet anvendes følgende fremgangsmåde:

Arealet underopdeles i delarealer á 10.000 m². Inden for hvert delareal findes en egnet prøvetagningslokalitet på 10x10 meter. Her udtages 5 delprøver:

Én i hvert hjørne og én i midten af kvadratet, og de 5 delprøver blandes til én blandprøve.

Blandprøver bør dog ikke anvendes, hvis der forventes at være kritiske niveauer af et stof, hvor en akut skadevirkning har været afgørende ved fastsættelse af kvalitetskriteriet (f.eks. arsen og nikkel). Prøverne udtages i dybden 0-10 cm under terræn. Desuden udtages prøver 50 cm (i praksis 45 – 55 cm) under terræn. Prøver i 50 cm's dybde kan undlades, hvis der er sikkerhed for, at der er tale om en overfladenær forurening.

For stoffer, hvor den kroniske skadevirkning har været afgørende for fastsættelsen af kvalitetskriteriet (f.eks. bly, cadmium, benzo(a)pyren og total PAH), er jordkvalitetskriteriet opfyldt, hvis gennemsnittet af alle prøver ligger under det fastsatte jordkvalitetskriterie. For stoffer, hvor en akut skadevirkning har været afgørende ved fastsættelse af kvalitetskriteriet (f.eks. arsen og nikkel), er jordkvalitetskriteriet opfyldt, hvis gennemsnittet af alle prøver ligger under det fastsatte jordkvalitetskriterie, og højst 10% af prøverne ligger over det fastsatte jordkvalitetskriterie, og ingen prøver overskrider jordkvalitetskriteriet med mere end 50%.

2003 Regionernes Videncenter for Miljø og Resourcer
Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand, 2003 /11/

Håndbogen beskæftiger sig med de tekniske undersøgelser i forbindelse med kortlægning af forurenede arealer og de supplerende undersøgelser. Prøvetagningsstrategien bør omfatte:

- Prøveantal
- Fordeling af prøver
- Dybde

og baseres på den konceptuel model for forurening og formål for undersøgelsen, herunder beslutningsgrundlag.

Prøvetagningstætheden baseres på den formodede størrelse af det forurenede område. Spild fra én tromle på 200 L vil f.eks. typisk forurene et areal på 1-2 m², mens ulovlig bortskaffelse af affald kan give forurening over et større område (5 - 400 m²).

Undersøgelse og kortlægning

I en ISO-standard nævnes at jordens gennemsnitlige indhold kan bestemmes ud fra statistisk test baseret på som minimum 30 prøver. Alternativt kan til undersøgelser af diffus forurening benyttes prøvetagning tilrettelagt til geostatistisk databehandling. Tilsvarende gælder ved vurdering af forureningskoncentrationer over større arealer.

Blandprøver kan fremstilles og analyseres såfremt der er hensigtsmæssigt for det angivne formål. Blandprøver medfører både fordele og ulemper. Beslutning om blandprøver skal indgå i prøvetagningsstrategien.

Fordelene ved at anvende blandprøver er som følger:

- Reducerede analyseomkostninger, idet der kan analyseres færre prøver.
- Blandprøven repræsenterer gennemsnittet af de sammenstukne prøver.
- Blandprøven repræsenterer et større jordvolumen end én stikprøve.

Der er følgende ulemper:

- Forbrug af tid og ressourcer på at blande stikprøverne
- Risiko for prøveforurening (krydskontaminering ved udstyr, som anvendes til blanding af prøver)
- Risiko for stoftab (nedbrydning, omdannelse eller afdampning).
- Usikkerhed vedrørende blandprøvens homogenitet med hensyn til opblanding af stikprøver.
- Tab af information om spredning i koncentrationsniveauer (forureningens variabilitet skjules).

Ideelt set svarer resultatet for en blandprøve til gennemsnittet af resultaterne fra de enkelte stikprøver.

Normalt anbefales det ikke, at der blandes mere end 5 jordprøver.

- Blandprøver kan benyttes til at reducere analyseomkostningerne, hvis alene det gennemsnitlige indhold i et jordvolumen ønskes bestemt.
- Jo flere prøver, der blandes, jo bedre er vurderingen af det sande gennemsnit, men der er en øvre grænse for mange prøver, der kan blandes til en homogen jordprøve
- Jo flere prøver, der analyseres, jo bedre er vurderingen af det sande gennemsnit.
- Der blandes højst 5 stikprøver for at sikre fuldstændig blanding.
- Der benyttes ikke blandprøver, hvis der undersøges for flygtige stoffer.
- Der benyttes ikke blandprøver, hvis der ønskes oplysninger om en forurenings rumlige fordeling på en grund eller i et jordparti.

Blanding af prøver skal udføres standardiseret med afprøvede teknikker og udstyr, hvis de skal repræsentere gennemsnittet for de sammenstukne stikprøver. Blandprøver fremstillet ved omrøring i en spand i felten, vil sjældent være homogene. Derfor anbefales det, at stikprøverne sendes til analyselaboratoriet hvor en grundig forbehandling med tørring, sortering, knusning og eventuelt sigtning af stikprøver giver de bedste blandprøver.

2007

Områdeklassificering
Vejledning nr. 3, 2007, /13/

Ingen krav til prøvetagning

Undersøgelse og kortlægning

2007	Nuancering af kortlagte boligejendomme Vejledning nr. 1 2007, /14/	Ingen krav til prøvetagning
2010	Metoder til estimering af undersøgelsesomfang og til vurdering af usikkerhed af forureningsafgrænsning. Miljøprojekt nr. 1321, 2010, /28/.	Fastlæggelse af de nødvendige antal målinger til at beslutte, om et areal er forurenet eller ej er afhængigt af, om forurening er homogen eller viser stor variation. For at opnå en acceptabel sikkerhed i beslutningen er det derfor nødvendigt at opdele prøvetagningsfelt i henhold til forventet forureningsfordeling baseret på forhåndsviden. Alternativt kan strategi baseret på mange målepunkter anvendes. Den ønskede sikkerhed i en beslutning kan varieres, for eksempel at risikoen for kroniske effekter kræver en lavere sikkerhed end risikoen for akutte effekter, eller en følsom arealanvendelse kræver større sikkerhed end en ikke-følsom anvendelse. Tilsvarende vil en beslutning om hvorvidt en jordforurening udgør en risiko overfor grundvand kræve en høj grad af sikkerhed.
2018	Kvalitetskrav til miljømålinger Bekendtgørelse nr. 1071 af 28-10-2019 om kvalitetskrav til miljømålinger, /15/	Bekendtgørelsen finder anvendelse ved bl.a. kemiske målinger og prøvetagning, der udføres som grundlag for myndigheders forvaltningsafgørelser i medfør af lovgivning herunder lov om forurenet jord. Bekendtgørelsen finder ikke anvendelse på målinger og prøveudtagninger, som udføres i forbindelse med akutte forureningssituationer og lignende, hvor det ikke er muligt at opfylde bekendtgørelsens krav. Miljøanalyser forudsætter en prøvetagning, der sikrer, at prøven er repræsentativ for det medium, hvorfra prøven udtages. Prøvetagning af jord fremgår ikke af bilag 3 og derfor stiller bekendtgørelsen ingen krav om en standard metode (f.eks. DS/ISO) eller om akkreditering af prøvetagning. Derimod er der krav til prøvetagning af grundvand, drikkevand m.v.

Bilag 2.2 Tidligere og nuværende krav til prøvetagning i forbindelse med jordhåndtering (jordflytning)

Jordhåndtering (jordflytning)		
1998-2003	Fyns amt 1998 Jordplan Fyn 2003	1998 – jordprøver skal udtages som blandprøver fremstillet af mindste 10 enkelte prøver. 1 blandprøve pr. 50 tons op til 100 tons. Over 100 tons suppleres med 1 blandprøve pr. efterfølgende ton. Over 1.000 tons udtages yderligere 1 blandprøve pr. efterfølgende 200 tons. 2003 - Jordprøver udtages som blandprøver af 5 enkeltprøver. Ved punktkilder eller ved forekomst af flygtige stoffer udtages enkeltprøver. Antal prøver iht. jordens anvendelse: Jord til fri anvendelse (type 0 og type 1) – herunder jord, der tilføres arealer med følsom arealanvendelse (f.eks. boliggrunde, børneinstitutioner, legepladser, sommerhuse, kolonihaver) – jord til slutfaldbeholdning på losseplads 1 blandprøve pr. 30 tons af de første 900 tons. Herefter 1 blandprøve pr. 100 tons. Jord til genanvendelse (type 2 og type 3) – efter Genanvendelsesbekendtgørelsen – i andre bygge- og anlægsprojekter uden for områder med særlige drikkevandsinteresser, indvindingsoplande til vandværker og 300 m beskyttelseszone omkring vandværksboringer 1 blandprøve og 1 batchudvaskningstest pr. 60 tons. 1 blandprøve pr. 60 tons af de første 900 tons. Herefter 1 blandprøve pr. 100 tons. Vejjord til genanvendelse (type 2-vej) – i samme udgravning inden for vejskel – et andet sted inden for vejskel – uden for vejskel Ingen analyser 1 blandprøve pr. 100 tons af de første 1000 tons. Herefter en blandprøve pr. 200 tons Jord til deponeringsanlæg eller specialdepot (type 4) 1 blandprøve pr. 100 tons af de første 1000 tons. Herefter en blandprøve pr. 200 tons. Jord til jordrengørelse (type 5) 1 blandprøve pr. 100 tons af de første 300 tons. Herefter en blandprøve pr. 300 tons. Ved beregning af hvor mange jordprøver der er nødvendige for en given anvendelse, rundes der op. F.eks. skal der udtages 4 prøver af 200 tons type 2 jord der ønskes genanvendt i et bygge- og anlægsprojekt. I tilfælde hvor den konkrete forurening vurderes at være ensartet fordelt og/eller der er tale om meget store jordmængder, kan en mindre prøvetagningsfrekvens evt. accepteres efter aftale med miljømyndigheden. Jorden klassificeres efter den forureningskomponent, der tilhører den højeste type. Desuden gælder det, at gennemsnittet af analyseværdierne må ikke overskride grænseværdien. Ingen enkeltanalyse må overskride grænseværdien med mere end 50%. For akut toksiske stoffer (f.eks. arsen, chrom (VI), kobber, nikkel og syreflygtigt cyanid) gælder desuden at højst 10% af prøverne må have et forureningsindhold, der overstiger de angivne fastsatte grænseværdier. Ovennævnte gælder ikke jord, der er omfattet af genanvendelsesbekendtgørelsen, idet sådan jord kategoriseres efter den prøve, der medfører den højeste kategori.

Jordhåndtering (jordflytning)

2003	Nordjyllands Amt 2003 Vejledning om håndtering af overskuds or i og fra offentlige veje	Jordprøverne skal som udgangspunkt udtages som repræsentative prøver. Prøverne, der udtages i forbindelse med strategi 1, udtages med håndbor, borerig, skovl eller lignende. Prøver, der udtages efter, at jorden er gravet op, jf. strategi 2 og 3, bør som minimum udtages i 0,5 m's dybde med håndbor eller lignende. Jordprøver: Hver jordprøve, som skal analyseres, skal udtages repræsentativt og bør bestå af et antal delprøver (op til 6). Ved udtagning af delprøver opnås en bedre dækning af det område, der undersøges, ligesom lokale variationer i forureningsniveauer vil blive udjævnet i et vist omfang. Ovenstående gælder for undersøgelse af ikke-flygtige forureningskomponenter (dvs. PAH-forbindelser, bly og tungere olieforbindelser). Jordprøver, som udtages i forbindelse med undersøgelse for flygtige forbindelser (opløsningsmidler, BTEX m.v.), udtages og analyseres som enkeltprøver.
2001	Nordjyllands Amt 2001 Vejledning om håndtering af overskudsjord	Ved ikke-følsom arealanvendelse anbefales 1 prøve pr. 10 tons, 2 prøver op til 100 tons, 3 prøve op til 150 tons og herefter 1 prøver pr 150 ton, når jordmængden overstiger 250 ton. Ved følsom arealanvendelse anbefales der som minimum udtaget 2 prøver pr. 10 tons, 3 prøver op til 100 tons, 5 prøve op til 150 tons og herefter 2 prøver pr. 150 t, når jordmængden overstiger 250 ton. Hver prøve bør bestå af 6 delprøver. Gennemsnittet af analyseværdierne må ikke overskride grænseværdien. Desuden må ingen enkeltanalyse overskride grænseværdien med mere end 50 %. Overstiger en prøve grænseværdien med mere end 50%, skal hele jordpartiet opklassificeres. Jorden klassificeres efter den forureningskomponent, der giver højeste klasse. Et jordparti, der eksempelvis er undersøgt for 3 forskellige stoffer med koncentrationer i henholdsvis klasse 0, klasse1 og klasse 2 vil blive karakteriseret, som jord tilhørende klasse 2. Ligeledes gælder for f.eks. olie, at det er de mest kritiske enkeltkomponenter, der angiver klassen. I genanvendelsesbekendtgørelsen er der fastsat krav om koncentrationsværdier i eluat (væskekonzentration, som findes ved udvaskningsforsøg). Som følge heraf skal analyser fremover tillige base-res på udvaskningsforsøg, når der er tale om restprodukter/jord, der udelukkende er forurennet med tungmetaller.
2003	Ribe Amt Jordplan 2003 Vejledning om håndtering af overskudsjord	Prøvetagnings- og analysehyppigheden skal typisk være én jordprøve for hver 60 tons op til 600 tons, én prøve pr. 120 tons fra 600 – 1.200 tons, over 1.200 tons aftales prøveantallet Jordprøverne bør så vidt muligt udtages som blandprøver sammenstukket af 5 enkeltprøver, der fordeles jævnt over det areal/jordlag, som prøven skal repræsentere. For rabatjord dog en blandprøve for hver 500 m rabat Ved prøvetagning af rabatjord, som skal bortkøres i forbindelse med afhøvling af vejrabatter, skal der udtages en delprøve på hver side for hver 100 meter rabat. 5 delprøver fra hver rabat blandes til en blandprøve, så en blandprøve bestående af 5 delprøver repræsenterer 500 m rabat (dvs. 2 blandprøver pr. km vejside). Vurdering af alle jordpartier samlet: Gennemsnit mindre end grænseværdier og ingen enkeltværdi må overskride grænseværdien med mere end 50% eller Vurdering af hvert jordparti for sig: Enkeltresultat fastlægger niveau Plan for bortkørsel – kraftigste forurening fjernes først

Jordhåndtering (jordflytning)

		Plan for modtagere af forurenede jord samt genindbygning og evt. modtagere af uforurenede jord. Prøvetagning sker ved udtagning af boreprøver eller lignende. På baggrund af analyseresultaterne kan der vælges mellem følgende 2 strategier for sortering af jorden: 1. Større områder eller jordlag (flere partier) betragtes som et samlet parti, som klassificeres efter gennemsnit af analyseværdierne må ikke overskride grænseværdier (gennemsnitsregel) og ingen enkeltværdi må overskride grænseværdien med mere end 50% (50%-regel). F.eks. kan den øverste halve meter jord vise sig at være ensartet forurenede og kan derfor afgraves og køres væk fra grunden som ét samlet parti. 2. Den jordmængde, der er repræsenteret ved enkelt jordprøve, betragtes som ét selvstændigt jordparti. Jorden klassificeres efter det ene analyseresultat. Undersøgelse af jord jf. genanvendelsesbekendtgørelsen kun gælder tungmetallforurenede jord, som ønskes disponeret efter genanvendelsesbekendtgørelsen. For undersøgelse af øvrige restprodukter (flyveaske, slagge m.v.) henvises til bekendtgørelsen. Et parti jord må højst være på 60 tons, og der udtages prøver: 10 repræsentative delprøver á 0,2 kg blandes til en 2 kg samleprøve - Prøven sigtes gennem 2 mm sigte og homogeniseres. - Prøven deles ved riffdeling eller anden anerkendt metode til 2 lige store prøver: 1) Den ene prøve anvendes til batch-udvaskningstest efter CEN prEN 12457 – 3 første trin (jf. udkast af juni 1998) med 0,001M CaCl₂ opløsning som udvaskningsmedie. Eluat analyseres for relevante tungmetaller, og der bestemmes pH og ledningsevne 2) Den anden prøve neddeles og oplukkes jf. DS259, der bestemmes tørstof og relevante tungmetaller. Analysemetoder for fast stof og Analysemetoder for eluat, så detektionsgrænsen for metoden er højst 1/10 af acceptgrænsen.
2001-2010	Sjællandsvejledning 2001 Link på Region Sjællands webside dog uden de ny bilag A3 fra 2010 om klasse 0 jord og Rettelses blade om klassificering i forureningsklasser	For jordpartier på mellem 0 og 900 ton skal der som udgangspunkt udtages 1 prøve pr. 30 ton. Udover de første 900 ton udtages én prøve pr. 100 ton. Eksempelvis skal der tages 33 prøver af et parti på 1.200 ton: - 30 prøver af de første 900 ton (én prøve pr. 30 ton) – 3 prøver af de næste 300 ton (én prøve pr. 100 ton) Såfremt jordpartiet overstiger 2.000 ton eller forureningen skønnes at være ensartet fordelt, kan miljømyndigheden eventuelt acceptere en mindre prøvetagningsfrekvens. Klassifikation af jord foretages ud fra bilag A. Klassen bestemmes for hver enkelt analyseparameter, og den højeste klasse, der er konstateret, bliver bestemmende for partiets samlede klasse. Eksempelvis skal et parti jord, hvori der er målt for 3 forskellige stoffer svarende til henholdsvis klasse 1, 2 og 3 klassificeres i en samlet klasse 3. I de tilfælde, hvor flere analyseresultater repræsenterer et jordparti, skal følgende være overholdt ved fastsættelse af en samlet klasse: 1. Gennemsnittet af analyseværdierne må ikke overskride grænseværdien. 2. Ingen enkelt analyseværdi må overskride grænseværdien med mere end 50 (50 %-regel). Dette kan dog fraviges efter en konkret vurdering af tilsynsmyndigheden for modtageanlægget og/eller af anvisningsmyndigheden. Ved brug af ovenstående regel om gennemsnit og accept af 50 % overskridelse er det en forudsætning, at jorden, der sammenlægges, kan betragtes som et parti, dvs. at jorden kommer fra det samme areal, der indeholder de samme forureningskomponenter i omtrentlig samme koncentrationer. Selve jordens sortering afhænger i høj grad af, om der udtages prøver til analyse før jorden opgraves, efter opgravning internt på grunden eller efter opgravning på eksternt anlæg. Før der udtages jordprøver, er det vigtigt, at det er klarlagt, hvordan jorden skal opgraves og køres væk fra grunden. Det er som hovedregel en god idé at udtage jordprøver af de forskellige jordlag hver for sig (henholdsvis muld, fyld og intakt jord) med henblik på kildesortering, så fordelingen af jord til genanvendelse, rensning og deponering optimeres. Jordprøverne bør så vidt muligt udtages som blandprøver sammenstukket af 5 enkeltprøver, der fordeles jævnt over det givne areal/jordlag, som prøven skal repræsentere. Ved undersøgelse af en punktkildeforurening eller ved forekomst af flygtige stoffer skal der ikke udtages blandprøver. Efter aftale med miljømyndigheden kan prøver fra forundersøgelser, analyseret på anerkendt laboratorium, indgå i prøveantallet ved

Jordhåndtering (jordflytning)

vurderingen, såfremt der er tale om et velafgrænset parti.

På baggrund af analyseresultaterne kan der vælges imellem følgende 2 strategier for sortering af jorden: 1. Større områder eller jordlag betragtes som samlede partier ud fra førnævnte anvendelse af gennemsnit og 50%-regel. F.eks. kan den øverste halve meter jord vise sig at være ensartet forurenet og kan derfor afgraves og køres væk fra grunden som ét samlet parti.

2. Hver enkelt jordprøve samt den jordmængde, der er repræsenteret herved, betragtes som et selvstændigt jordparti. F.eks. hvis et areal er inddelt i 20 felter med én prøve pr. felt, så bortgraves hver af de 20 felter ud fra det pågældende analyseresultat altså uden brug af gennemsnit og 50 %-regel. I de tilfælde, hvor der eksisterer et afgrænset felt med kraftig forurening, anbefales det, at dette graves bort først. For at sikre at al den kraftigt forurenede jord er afgravet, kan der enten udtages yderligere jordprøver til dokumentation eller foretages en opklassificering af den tredjedel af de felter, som støder umiddelbart op til en kraftig forurening. F.eks. skal en klasse 1 opklassificeres til en klasse 2, hvis den støder op til et felt med klasse 4. Der er her tale om en tommelfingerregel, som må tilpasses den konkrete sag, idet jordmængden i et felt kan være meget forskellig.

2002 Vejle Amt 2002

Retningslinjer for Viborg Amts administration i forbindelse med håndtering af forurenet jord, jord fra kortlagte grunde og vejjord

Prøvetagningshyppigheden afhænger af hvor homogen forureningen forventes at være. Antallet af nødvendige analyser kan træffes med udgangspunkt i nedenstående anbefalinger. Genanvendelse af jord uden tilladelse efter Miljøbeskyttelsesloven kræver generelt størst sikkerhed, dvs. det største antal analyser.

For jord, som påtænkes genanvendt med tilladelse efter Miljøbeskyttelseslovens § 19 kan analyseantallet reduceres, jf. mængderne angivet i parentes i nedenstående skema. For jord til behandling eller deponering anbefales at kontakte modtageanlægget med hensyn til krav til antal analyser. Medmindre vægtfyllden konkret kendes kan der regnes med 1,8 ton/m².

Jordtype	Prøvehyppighed	Antal prøver ved ca. 1000 tons
Jord ved eksisterende og tidligere kloak	En prøve pr. 60 tons for de første 480 (360) tons. Derefter en prøve pr. 120 (200) tons til 960 tons. For partier over 960 tons aftales prøveantallet særskilt	12 (9)
Jord fra kortlagte ejendomme og fyldjord	En prøve pr. 60 tons for de første 300 (240) tons jord, der skal opgraves. Derefter en prøve pr. 200 (300) tons. For partier over 900 tons aftales prøveantallet særskilt.	9 (7)
Vejjord - Rabat til 0,5 m.u.t dog min. 0,3 m ned i råjord, vejkasse til 0,5 m.u. ældste kørebane, dog min. 0,3 m ned i råjord	En prøve pr. 60 tons for de første 180 tons. Derefter en prøve pr. 200 (300) tons. Fra 980 tons en prøve pr. 400 (500) tons. For partier over 3000 tons aftales prøveantallet særskilt.	7 (6)
Øvrig vejjord	En prøve pr. 60 tons for de første 120 (60) tons. Derefter en prøve pr. 200 (230) tons. Fra 520 tons en prøve pr. 500 tons. For partier over 3000 tons aftales prøveantallet særskilt.	5 (4)

Jordhåndtering (jordflytning)

Viborg Amt vurderer, at det ikke er nødvendigt at udtage jordprøver til kemisk analyse, hvis jord fra f.eks. et offentligt vejprojekt skal genindbygges inden for samme vejbestyrelse men uden for områder med særlige drikkevandsinteresser/indvindingsboringer. Det forudsættes at der ikke er tegn på forurening. Ønskes potentielt forurenede jord indbygget i et område med særlige drikkevandsinteresser kræves analysedokumentation af, at jorden er ren (klasse 0). Lettere forurenede jord vil kun eventuelt kunne accepteres anvendt i sådanne områder efter nærmere vurdering ved Amtet.

Overholdelse af grænseværdien For hver analyseparameter findes den aktuelle klasse (Bilag 1) ud fra følgende definition på overholdelse af grænseværdier: Gennemsnittet af analyseværdierne må ikke overskride grænseværdien Dog må ingen analyseværdi overskride grænseværdien med mere end 100%. For jord med indhold af stoffer med akut skadevirkning gælder dog: Gennemsnittet af analyseværdierne må ikke overskride grænseværdien. Højest 10% af prøverne må ligge 50% over grænseværdien. Såfremt et parti jord er karakteriseret ud fra én analyse må analyseværdierne ikke overskride grænseværdierne. Klassifikationen af jorden foretages ud fra bilag 1. Klassen bestemmes for hver enkelt analyseparameter, og den højeste klasse, der konstateres, er bestemmende for jordens klassifikation. Jord opgravet omkring kloakledninger kan ikke klassificeres som klasse 0 og bør i øvrigt ved genanvendelse på landbrugsjord og i anlægsarbejder straks efterfølgende overdækkes (for at undgå evt. hygiejniske problemer). Ud fra et forsigtighedsprincip finder Amtet, at jord fra kortlagte og forurenede grunde, veje – samt jord fra industrigrunde, vejnære arealer og ældre byområder -ikke bør genanvendes på arealer med meget følsom anvendelse (bolig, børneinstitutioner eller offentlige legepladser).

2017 Kortlægning af jordstrømme
Miljøprojekt 1947. juni 2017

Anbefale mulighed for at kunne anvende mere lempelig prøvetagningsfrekvens ved større projekter (dvs. fravige jordflytningsbekendtgørelsens krav om én prøve pr. 30 eller 120 t), og også f.eks. i områder, hvor det generelle forureningsniveau er kendt (herunder byområder, hvor der gennem årene er udtaget mange jordprøver).

Kravene til anvendelse af jordforbedring bør tydeliggøres og ensrettes mht. jordkvalitet, nyttiggørelsesformål og regelgrundlag. Krav om akkreditering af prøvetager. Anmeldesystemet er i høj grad baseret på tillid mellem kommune og anmelder. Kommunen skal stole på, at de oplysninger anmelder angiver i anmeldelsen, er rigtige. At jordprøver er udtaget repræsentativt og de steder, det angives i materialet; at den jord, der efterfølgende flyttes, svarer til den jord, der er anmeldt osv. Kommunen har i teorien mulighed for at tjekke oplysningerne, da der er krav i jordflytningsbekendtgørelsen §9 og §13 om opbevaring af dokumentation, så modtager vil skulle fremlægge anmeldelser for tilført jord på forlangende ved tilsyn. Men i praksis godkender kommunen anvisningen, uden mulighed for at tjekke om jordprøver og anmeldelse hænger sammen, og det vil efterfølgende være vanskelig at finde et konkret jord-parti.

Jordhåndtering (jordflytning)

2015	Jordflytningsbekendtgørelse Bekendtgørelse nr. 1452 af 07/12/2015 Om anmeldelse og dokumentation i forbindelse med flytning af jord /9/	Inden opgravning Mindst 1 prøve per 30 tons (såfremt jorden skal dokumenteres uforurenet) 1,8 ton pr. m³ medmindre den aktuelle vægtfylde er angivet Blandprøve sammenstukket af 5 enkeltprøver fordelt over det givne areal eller jordlag som formodes at have en ensartet forureningsgrad og som prøverne skal repræsenteres Efter opgravning Jordmiler maks 5 m bredde og 2,5 m højde Eller fra container Mindst 1 prøve pr. 30 tons Blandprøve sammenstukket af 5 enkeltprøver fordelt jævnt i jordmilen eller som minimum 50 cm's dybde Hver mile/jordbunkedel, hvorfra der er udtaget en repræsentativ prøve, kan kategoriseres som et selvstændigt jordparti efter reglerne i bilag 3. Intakt aflejring Mindste 1 prøve pr 50 m³ fra øverste del af intakte aflejring I de tilfælde, hvor flere jordprøver (mindst tre jordprøver) repræsenterer ét jordparti, skal følgende være overholdt, for at hele partiet kan kategoriseres i en kategori: 1) For hver enkelt forureningskomponent må gennemsnittet af analyseresultaterne ikke overskride grænseværdien for den pågældende kategori. 2) Intet enkelt analyseresultat må overskride grænseværdien for den samlede kategori med mere end 50% (50 % - reglen). Jordpartiet kategoriseres i den laveste kategori, hvor ovenstående kriterier er opfyldt for alle forureningskomponenter. I de tilfælde, hvor kun to jordprøver repræsenterer ét jordparti, skal begge analyseresultater for hver forureningskomponent overholde grænseværdien for den pågældende kategori. I de tilfælde, hvor kun én jordprøve repræsenterer ét jordparti, skal analyseresultatet for hver forureningskomponent overholde grænseværdien for den pågældende kategori. Kategori 1 og 2 gælder for metaller og PAH
?	Revideret jordflytningsbekendtgørelse Udkast /27/	Forslag til krav til prøvetagningsrapporten Prøvetagningsrapporten skal som minimum indeholde: 1. En prøvetagningsplan, der er udarbejdet forud for prøvetagningen. 2. Relevante oplysninger observeret under prøvetagningen. 3. En beskrivelse af prøvetagningsproceduren. 4. En beskrivelse af, hvordan prøverne er håndteret, og hvem der har haft ansvaret for prøverne i forbindelse med prøvetagning, transport, opbevaring og analyse. 5. En begrundelse for, at prøvetagningen vil kunne afspejle forureningsgraden og sammensætningen af det samlede jordparti.

Jordhåndtering (jordflytning)

6. En identifikation af prøvetageren, herunder uddannelsesmæssig baggrund og tidligere erfaringer.

Inden prøvetagningen igangsættes, udarbejdes en plan for prøvetagningen. Prøvetagningsplanen skal udgøre et centralt dokument for hele prøvetagningen og skal således omsætte formålet med prøvetagningen til praktiske instrukser.

Under prøvetagningen skal særligt de feltobservationer noteres, som kan have betydning for tolkningen af prøvens analyseresultat.

Prøvetagningsplanen

Prøvetagningsplanen skal som minimum indeholde:

1. Oplysninger om formålet med prøvetagningen.
2. Oplysninger om adresse og matrikelnummer for den lokalitet, hvorfra jorden flyttes.
3. Oplysninger om, hvilket jordparti prøven repræsenterer, og hvordan jorden forekommer (miler, bunke, container, endnu ikke opgravet eller andet).
4. Oplysninger om forventet forureningsniveau og -parametre ved at inddrage viden om trafikbelastning, industriel belastning, kendte forureningsdata, historik, kendskab til opfyld med fyldjord m.m. Hvis jorden er gravet op og lagt i miler, bunke, container eller andet, inddrages oplysninger om det forventede forureningsniveau og -parametre på det areal, hvorfra jorden er gravet op. Hvis arealet er kortlagt i henhold til lov om forurennet jord, skal planlægningen af prøveudtagningen inddrage oplysningerne fra kortlægningen.
5. Oplysninger om den planlagte prøvetagningsprocedure.
6. Oplysninger om, hvilket prøvetagningsudstyr der anvendes.
7. Oplysninger om, hvordan prøver opbevares og håndteres.

Feltobservationer

Under prøvetagningen noteres relevante feltobservationer. Disse omfatter som minimum:

1. En beskrivelse af jordpartiet med inddragelse af eksisterende viden f.eks. boringsoplysninger, herunder om der er påvist indhold af affald i jorden.
2. Registrering af antal delprøver udtaget fra jordpartiet.
3. Registrering af mængder af blandprøve(r) efter sammenstikning af delprøver og ved masse-neddeling på stedet.
4. Oplysninger om eventuelle afvigelser fra prøvetagningsplanen

Prøvetagningsproceduren – homogent forureningsniveau

En prøve skal kunne repræsentere et jordparti. Der stilles følgende krav om udarbejdelse af en procedure for prøvetagning af jorden:

1. Prøven til kategorisering skal bestå af en blandprøve sammenstukket af mindst 5 delprøver, med mindre der kan argumenteres for, at et mindre antal delprøver giver samme eller bedre prøve kvalitet, eller at formålet foreskriver, at der skal udtages enkelte prøver.
2. Blandprøver skal forud for analyse homogeniseres og blandes op.

Jordhåndtering (jordflytning)

3. Hvis jorden, hvorfra der skal udtages prøver, er lagt op i miler, bunke, container eller andet, skal prøvetagningen udføres, så hele oplagets vertikale retning (dybden) er repræsenteret i prøven.
 4. Hvis jorden, hvorfra der skal udtages prøver, ikke er gravet op, skal prøvetagningen udføres, så delprøverne repræsenterer såvel de vertikale som de horisontale områder af den forurenede jord, som ønskes flyttet.
 5. Alle delprøver skal udtages således, at alle partikler i det jordparti, som prøven skal repræsenterer, skal have samme sandsynlighed for at indgå i prøven, der udtages til analyse.
 6. Prøvetagningsudstyret skal være anvendeligt til formålet og skal fungere så ovenstående krav til delprøver kan opfyldes.
- Nedenstående principper anvendes i forbindelse med udarbejdelse af prøvetagningsproceduren, hvor det er relevant:
1. Jo flere delprøver der udtages og sammenstikkes til en blandprøve, jo bedre.
 2. Jo mere en jord er sammensat, jo flere delprøver kræves for at blandprøve er repræsentativ for jorden.
 3. Jo større mængde jord, der indgår i delprøverne, jo bedre.
 4. Masse-neddeling af prøver kan med fordel anvendes (også i felten)
 5. Udtagning af delprøver kan med fordel ske i forbindelse med, at jorden oplægges i miler, bunker eller i container.

Prøvetagning af hot-spots

Et hot-spot stammer fra en punktkildeforurening og er et afgrænset jordareal, som er væsentligt mere forurenede end de omkringliggende jordarealer. Ved prøvetagningen skal følgende opfyldes:

1. Områder med hot-spots skal afgrænses eller dokumenteres fjernet med prøver både horisontalt og vertikalt.
2. Hvis arealet med hot-spots er kortlagt forurenede, inddrages oplysninger fra kortlægningen forud for prøvetagningen.
3. Som udgangspunkt afgrænses hot-spots vertikalt med prøver pr. 0,5 meter, dog minimalt med en prøve for hvert jordlag.
4. Prøver til afgrænsning af hot-spots må ikke blandes sammen, men skal så vidt muligt hver især repræsenterer et punkt.

Herudover bør prøvetagning af hot-spots følge Miljøstyrelsens vejledning om prøvetagning og analyse af jord (Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 13, 1998).

2016

Restproduktbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 1672 af 15/12/2016 om anvendelse af rest produkter, jord og sorteret bygge- og anlægsskaffald. /10/

60 tons

10 prøver á 0,2 kg til en blandprøve på min 2 kg

Sigtes 2 mm og homogeniseres

Deles i 2 delprøver

Tørstofbestemmelse

Batch udvaskning DS/EN 12457-1 herunder faststofanalyse og eluatanalyse L/S=2.

Bilag 3. Spørgeskema til kortlægning af regional praksis

Bilag 3.1 Spørgeskema, udsendt til regionerne

Beskriv prøvetagningspraksis for overfladejord (den øverste meter) ved udfyldelse af følgende spørgeskema. Vedlæg - i tillæg hertil - gerne vejledende prøvetagningsprocedurer (f.eks. fra udbud). Hvis der benyttes forskellige procedurer/strategier til forskellige overfladejordsproblematikker, udfyldes ét spørgeskema pr. strategi; ellers udfyldes ét spørgeskema for den generelle strategi.

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	
Oplysninger på person, der har udfyldt skemaet Navn e-mail Direkte telefonnr. <i>(Kun til internt brug i projektgruppen – slettes i endelig rapport)</i>	
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forurenings-type/arealtype mv.)	
Oplysninger om strategi	
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	
Hvilke dybder/intervaller?	
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	
BTEX	
PAH'er (7 stk.)	
Tungmetaller (6 stk.)	
Chlorerede opløsningsmidler	
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	

Spørgsmål	Beskrivelse
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	

[£] JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Bilag 3.2 Spørgeskemabesvarelse fra Region Nordjylland

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Nordjylland
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forurenings-type/arealtype mv.)	Indledende og udvidede forureningsundersøgelser
Oplysninger om strategi	Indledende undersøgelser: Hvis den V1-kortlagte lokalitet er mindre end ca. 2.500 m², og der på lokaliteten er bygninger, der aktuelt anvendes til boligformål, eller der på lokaliteten foregår anden meget følsom arealanvendelse, skal alle potentielle forureningskilder på lokaliteten undersøges. Der undersøges både for mobile og immobile stoffer. Hvis indsatsen udelukkende er rettet mod grundvandet eller overfladevand, undersøges lokaliteten kun for mobile stoffer uanset lokalitetens størrelse. Lokaliteten fastholdes som V1-kortlagt, såfremt der er potentielle forureningskilder, som ikke er undersøgt. Hvis den V1-kortlagte lokalitet er større end ca. 2.500 m², undersøges lokaliteten kun for mobile stoffer. Hvis der på lokaliteten er bygninger, der aktuelt anvendes til boligformål, undersøges boligdelens udenomsarealer som f.eks. havearealer dog også for immobile stoffer.
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	2.5.5.1 Korte boringer. Se i øvrigt Region Nordjyllands kvalitetshåndbog på: www.rn.dk/kvalitetsbog Indledende undersøgelser: Til afdækning af lokalitetens fladebelastning med immobile stoffer opdeler Rådgiver arealet i felter á 50-200 m². • Et felt skal dække et sammenhængende areal i samme terrænniveau og med samme anvendelse/kilde/forventet ensartet belastning f.eks. oplagsplads, forplads eller have. • I hvert felt udføres der 5 boringer til 0,5 m u.t. jævnt fordelt. • Der skal kun være én jordlagsbeskrivelse for en central placeret boring i feltet. Hvis der er store forskelle f.eks. lugt- eller synsindtryk de 5 boringer imellem, skal forskellene beskrives i rapporten, og Regionens sagsbehandler skal kontaktes med henblik på at afklare, om jordprøverne skal analyseres særskilt. • Der skal som udgangspunkt minimum være to felter pr. lokalitet

Spørgsmål	Beskrivelse
	- Ved felter mindre end 150 m² skal Rådgiver overveje, om der i stedet skal afsættes et par borer. F.eks. kan der ved 2 porte laves en boring ud for hver port. Dette aftales med Regionen. - Ved meget store arealer med samme anvendelse, skal Rådgiver overveje feltstørrelser større end 200 m². Dette aftales med Regionen i den konkrete sag. - Der må <i>aldrig</i> laves felter over matrikelskel. - Er der foretaget terrænregulering på lokaliteten, skal borerne føres til 0,4 m under det oprindelige terræn. - I hvert felt udtages der fra hver boring en jordprøve hhv. 0,1 og 0,4 m u.t. Jordprøverne inden for samme dybde blandes, således at der analyseres i alt 2 jordprøver i hvert felt. - Ved fast belægning med f.eks. asfalt skal Rådgiver udtage jordprøver umiddelbart under belægningen og/eller flisesand f.eks. 0,2 m u.t. Indledende undersøgelse af tidligere tjæreplads (parcelhushaver): - Felterne laves på ca. 100 m² og der laves 5 borer jævnt fordelt i feltet. - Der kan laves enkeltprøver på "smalle arealer" f.eks. mellem hus og hække eller under belægninger (terrasser) - Der udtages prøver i 0,1; 0,4; og 0,6 m.u.t. – under belægninger med fyldsand udtages prøverne i: 0,2; 0,4 og 0,6 m.u.t. - Der analyseres kun for tjærestoffer, medmindre der er oplysninger om andet f.eks. fortynding af tjære med brug af olieprodukter.
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	Se ovenfor
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	Se ovenfor
Hvilke dybder/intervaller?	Se ovenfor
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Ja, som det er beskrevet ovenfor, skal der være samme anvendelse/kilde/forventet ensartet belastning af prøver, som blandes i et felt. Så fyldjord og intakt jord bør ikke blandes.
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	Se ovenfor
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	Ja: Indledende og/eller udvidet undersøgelse: Ved fx indledende og/eller udvidede undersøgelser: Hvis der udføres en (afgrænsende) boring til undersøgelse af et hotspot, der udgør en risiko i fh.t. en grundvandsforurening, vil der ofte blive udtaget overfladeprøver fra 0,1 og 0,4 m.u.t. (og evt. i flere dybder) fra denne boring. Der kan desuden udtages overfladeprøver fra 0,1 og 0,4 m.u.t. fra f.eks. en boring, der udføres ved en oiletank nær en bolig (til brug for nuancering).

Spørgsmål	Beskrivelse
	Udvidet undersøgelse: Før igangsætning af en afgravning af overfladeforurenet jord, udføres der en udvidet undersøgelse. Her bliver forureningen typisk afgrænset med supplerende enkelt-boringer til afgrænsning af de kommende graveområder. Der udtages typisk jordprøver fra hhv. 0,1; 0,4; 0,6; 0,8 og 1,0 meters dybde. Prøverne fra 0,8 og 1,0 meter gemmes ofte til senere analyse (vertikal afgrænsning), med mindre der er oplysninger om f.eks. fyldjord, så analyseres de med det samme.
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	Som udgangspunkt analyseres alle overfladeprøver med det samme i forbindelse med indledende undersøgelser. Dette skyldes til dels de lave analysepriser. Ved udvidede undersøgelser gemmes der ofte jordprøver fra større dybde til senere analyse fra f.eks. 0,8 og 1,0 m.u.t. (typisk jordprøver fra en boring og ikke fra et felt).
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	Om andre prøvetagningsstrategier godtages afhænger af områdeinddelingen, prøve-antal osv. Det afhænger af en konkret vurdering i den enkelte sag. Regionen anvender ikke selv andre prøvetagningsstrategier.
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	Krav til prøvehåndtering – se ovenfor under "Areal".
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	X
BTEX	Nej
PAH'er (7 stk.)	X
Tungmetaller (6 stk.)	X
Chlorerede opløsningsmidler	Som udgangspunkt ikke. Kan dog medtages på fx smedeværksteder, renserier eller andet efter en konkret vurdering.
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	Som udgangspunkt ikke.
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	F.eks. Hg (ved f.eks. varmegærker og apoteker), cyanid (gasværker)
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	Der ses i forbindelse med fx nuancering af boligejendomme på overskridelser indenfor den øverste halve meter jord.
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	Nej. Der kortlægges de felter, der overskrider ASK
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	Nej, det er der taget hensyn til i forbindelse med fastsættelse af ASK. De er lavere eller det samme som JKK for akut-toksiske stoffer.
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	Nej
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	Er resultatet afgørende for kortlægning på vidensniveau 2 eller ej, eller er resultatet meget anderledes end forventet ud fra øvrige resultater på grunden, kan der evt. udtages supplerende prøver (Mindre felter) eller enkeltprøver.

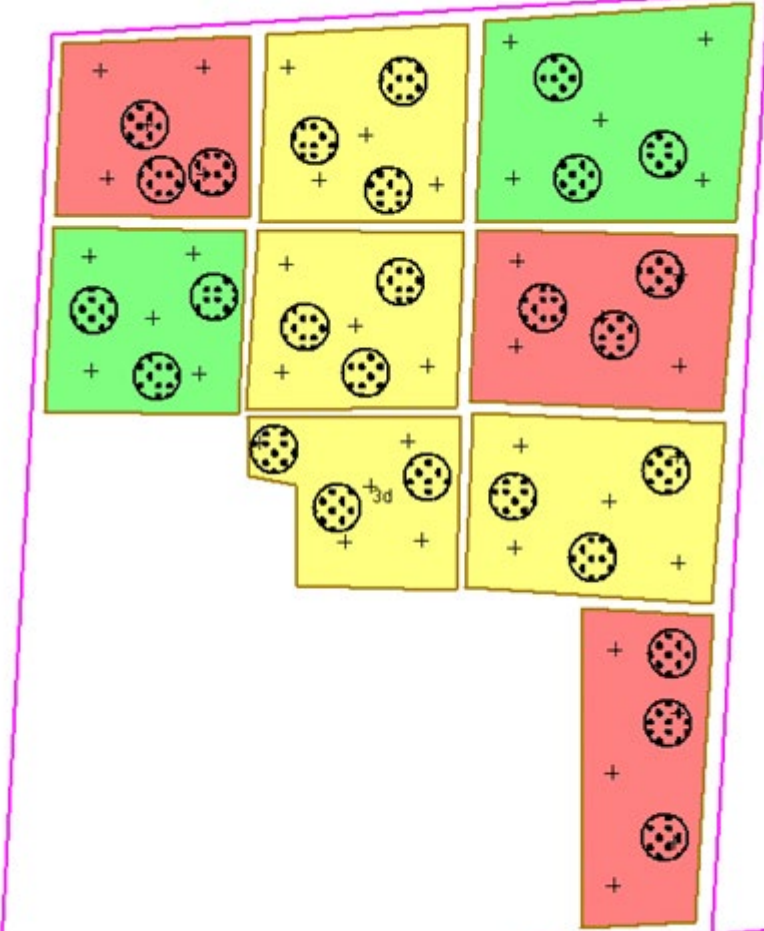
Spørgsmål	Beskrivelse
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	Se lige ovenfor
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	Det kan forekomme efter en konkret vurdering i den enkelte sag.
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	Kommunerne i Region Nordjylland vurderer, om der er tilstrækkeligt med analysedata til en anvisning af jorden, eller om der skal udtages yderligere analyser.
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	

[£] JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Bilag 3.3 Spørgeskemabesvarelse fra Region Midtjylland

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Midtjylland
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forureningstype/arealtype mv.)	Forureninger i overfladejorden
Oplysninger om strategi	
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	Arealet vælges pga. kilden (anvendelse) eller fysiske forskelle (f.eks. gårdsplads, haveareal etc.). Dvs. et areal med forventet oplag eller lignende er en enhed. Arealet må dog som udgangspunkt ikke være større end 300 m². Hvis forventningen til en kilde er, at den har ført til en meget jævn forurening (f.eks. forurening igennem støv), kan arealet også være større. Sammenfattende kan siges, at arealstørrelsen afhænger af den forventede forureningssituation.
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	Som udgangspunkt 5 nedstik fordelt over området. Ved små og meget små arealenheder (f.eks. omkring en stander) kan antallet reduceres til 3 nedstik.
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	Der anvendes 2 dybder. Der afviges dog fra dette, hvis der er specifikke oplysninger om f.eks. ændring af terræn, observationer i feltet om bestemte lag (slagge, aske etc.) etc.
Hvilke dybder/intervaller?	Standard er en intervalprøve 0-0,2 m u.t. og en punktprøve 0,5 m u.t. (i praksis er det dog mere en 0,05-0,2 og 0,45-0,5 prøve). Som med antal af dybder og intervaller kan dette tilpasses til konkrete hensyn (f.eks. prøvetagning under belægning, kendt fyldlags eller andre lagstykkelser etc.). Udtages prøven i græs, fjernes græstørven og 0,05-0,2 udtages umiddelbart herunder.
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Ikke som udgangspunkt. Men hvis der i feltet kan ses en overgang fra fyld til intakt jord i prøvedybden vil det skulle tages hensyn til ved at tilpasse prøvetagning (f.eks. ekstra prøve fra intakt jord). Fyldjord som synligt indeholder slagge eller lignende holdes for sig og blandes ikke sammen med de øvrige nedstik.
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	De fem prøver fra hver deres dybdeinterval blandes. Delprøverne skal være lige store (ca. 500 g).
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	Ja. Der analyseres på enkeltprøver, når der ved prøvetagning ses, at enkeltprøver tydelig adskiller sig eller hvis den konceptuelle forståelse af forureningsbilledet er, at der er sket pletvise (punktuelle) spild. Forskellige konceptuelle forståelser af forureningsbilledet af overfladejorden kan give anledning til, at der analyseres enkeltprøver. eller der lægges enkeltprøver til side til senere analyse.
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	Se ovenstående. For dyre analyser, f.eks. pesticidanalyser, foretages der nogen gange (sjældent) en forklassificering vha. tungmetaller i jorden for at kunne karakterisere, hvor forstyrrede jordlagene er og der kan findes en sammenhæng i analysresultaterne som kan overdrages til resten af lokaliteten (er blevet anvendt i f.eks. frugtplantager med store arealer iht. DDT)

Spørgsmål	Beskrivelse
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	Ja.
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	Blandprøven laves i 10 liters spand ved grunding sammenblanding af de ca. 500 gram jord fra samme dybde fra alle 5 nedstik. Fra blandingen udtages en prøve til analyse, jf. laboratoriets anvisninger.
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	x
BTEX	
PAH'er (7 stk.)	x
Tungmetaller (6 stk.)	x
Chlorerede opløsningsmidler	
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	Som udgangspunkt analyseres ikke for flygtige stoffer i overfladeprøver. Der kan dog være nogle lokalitetsspecifikke omstændigheder, som gør, at der tilvælges BTEX'er eller chlorerede opløsningsmidler (sjældent). Der vil dog altid tilvælges lokalitetsspecifikke lavmobile stoffer som f.eks. jordpesticider, metaller som ikke er i standardpakken, som f.eks. cyanid etc.
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	Forureninger med stoffer over afskæringskriteriet, som ligger i dybden fra 0,0-0,5 m u.t. udgør pr. definition en kontaktrisiko, hvis de ligger over ASK. Der skal ved risikovurderingen tages hensyn til, om overskridelsen stammer fra en enkelt nedstik eller f.eks. en overfladeprøve. Hvis der f.eks. kun foreligger en enkel overskridelse fra et nedstik, skal det overvejes, om fundet kan knyttes til en kilde eller om det måske er mængdemæssigt af mere bagatelagtig karakter. Der tages udgangspunkt i den konceptuelle forståelse af forureningen. Overfladeforureningen kan enten være jævnt fordelt eller bestå af en række pletforureninger (spild, områder med oplag, områder med asbestplader, slagter m.v.). I nedenstående eksempel kan ses at overfladeprøver fra arealer med samme pletvise belastning kan føre til forskellige resultater (grøn=ren, gul=lettere forurenede, rød=forurenede): I sådanne tilfælde skal kilden til forureningen vurderes.

Spørgsmål	Beskrivelse
	 The diagram shows a sampling area outlined in pink, divided into several colored squares (red, yellow, green). Each square contains symbols representing data points: dots inside circles and plus signs. The squares are arranged in a grid-like pattern, with some squares missing, creating an irregular shape. The colors of the squares likely represent different levels of contamination or risk.
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? Beskriv	ja – men overskridelser af ASK, som ligger indenfor 0-0,5 m u.t. vil føre til kortlægning med nuancering på F2
Benyttes der middelværdier? Beskriv	En blandprøve er en middelværdi. Hvis der foretages analyser på delprøver vil middelværdien holdes op i mod værdien på blandprøven og tolkes.

Spørgsmål	Beskrivelse
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	Nej, de prioriteres dog forskelligt i forhold til afværge
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	Nej
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	Nej, men resultaterne vil tolkes mht. den konceptuelle forståelse af forureningsspredning
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	Typisk vil større arealer bliver splittet op i mindre arealer med flere dybdeintervaller inden en oprensning. Dette for at målrette afværgeindsatsen bedst mulig
Sker opfølgende analyse på gamle eller nye prøver?	Se svar længere op
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	Ved regionens indsats vil der typisk tages nye prøver. Frivillige undersøgelser følger kommunernes anvisninger.
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	Resultater skal altid vurderes ift. andre resultater fra samme lokalitet og den konceptuelle forståelse af forureningsspredning på den undersøgte lokalitet. link til vores metodebeskrivelse: https://miki.rm.dk/pages/viewpage.action?pagelId=64783697

[£] JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Bilag 3.4 Spørgeskemabesvarelser fra Region Syddanmark

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Syddanmark
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forureningstype/arealtpe mv.)	Indledende undersøgelse af immobil forurening af overfladejorden ved brancher med risiko for forurening af overfladejorden (ikke diffus forurening)
Oplysninger om strategi	
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	100-200 m ² – ved store områder med forventet ens belastning kan arealerne være op til 500 m ²
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	5 nedstik
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	2 dybder
Hvilke dybder/intervaller?	0,0-0,2 mut (dog under græs eller stabilgrus) og 0,4-0,5 mut.
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Ja, hvis der er tegn på opfyldning overvejes at bruge den «fyldjords strategi», som er beskrevet af Ole Mikkelsen, RSYD
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	De 5 prøver fra hhv. 0-0,2 og 0,4-0,5 mut blandes til 2 prøver.
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	Ja, hvis en af delprøverne ved syn eller lugt skiller sig ud analyseres den for sig selv
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	Alle analyseres
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	Som udgangspunkt bruges denne strategi, men afhængigt af forholdene kan der tages færre nedstik pr. Prøve eller prøverne udtages som enkeltprøver i samme dybder fra borer (f.eks. på asfalterede områder)
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	Ikke udover laboratoriets anbefalinger, der måles ikke PID, undgå kontaminering
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	x
BTEX	
PAH'er (7 stk.)	x
Tungmetaller (6 stk.)	x
Chlorerede opløsningsmidler	
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	Evt. jordpesticider, men det er helt nyt

Spørgsmål	Beskrivelse
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	Ja, overskridelser medfører samme kortlægning, vurdering af offentlig indsats og nuancering i begge dybder. I risikovurderingen i grundejerorienteringen kan der godt ind imellem skelnes til, om forureningen er helt terrænnær eller i 0,4-0,5 meters dybde, men ingen administrativ forskel.
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	Nej, da vi primært undersøger forureninger fra punktkilder og ikke diffus forurening
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	Overskridelser af akuttoksiske stoffer (nikkel) kortlægges, hvis de overskrider kvalitetskriteriet/afskæringskriteriet. For de øvrige kroniske stoffer kan forureningsniveauer, som ligger lige omkring/over kriteriet godt betragtes som "på samme niveau", og derved afhængig af risikovurderingen undgå kortlægning
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	Nej
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske seffekter? <i>Beskriv</i>	Nej
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	Kun i meget få tilfælde
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	Forskelligt (og sjældent)
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	Nej, det forventer vi ikke.
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	

[£] JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Syddanmark
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forurenings-type/arealtype mv.)	Videregående undersøgelse af immobil forurening af overfladejorden ved både diffus forurening og punktkildeforureninger med overfladeforurening.
Oplysninger om strategi	Se vedlagte strategi for immobile stoffer i overfladejord (videregående undersøgelse)
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	50 m ²
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	1 dybere håndboring til intakt, 2 til 0,6 meter under terræn og 2 spadestik til 0,1 m u.t.
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	?
Hvilke dybder/intervaller?	0,1 0,4 0,6 0,9 1,25 og 1,50 etc
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Den dybe boring føres som udgangspunkt ned i intakt jord.
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	0,1 af 5 delprøver 0,4 af 3 delprøver

Spørgsmål	Beskrivelse
	0,6 af 3 delprøver Herefter er der tale om enkeltprøver fra den dybe centrale boring
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	Alle delprøver gemmes, så vi kan analysere enkeltprøver hvis nødvendigt. Hvis man fx. ønsker at belyse om det kun er én enkeltprøve ud af flere der er årsag til blandprøvens overskridelse af kriteriet. Det kan være situationer hvor arealet generelt er mindre forurenet og et enkelt prøvetagningsfelt stikker helt ud.
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	Alle delprøver gemmes indtil vi er færdige. Som udgangspunkt analyseres blandprøver 0,1, 0,4 og 0,6 med det samme. Herefter vurderes om der skal analyseres dybere prøver eller enkeltprøver.
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	Som udgangspunkt bruger vi vedlagte strategi. Men der er ikke lukket for andre metoder, hvis det vurderes hensigtsmæssigt i konkret sag. Dog skal man have analyser nok til at kunne komme af med jorden ved oprensning uden yderligere undersøgelser.
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	Nej, ikke ud over laboratoriets anvisninger for de pågældende stoffer.
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	x
BTEX	x
PAH'er (7 stk.)	x
Tungmetaller (6 stk.)	x
Chlorerede opløsningsmidler	ikke standard
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	ikke standard
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	Afhænger af historikken.
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	Ja, vi ser på overskridelser af JKK/ASK pr. felt pr. dybde
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	Ikke som udgangspunkt. Men der kan jo beregnes gennemsnit, hvis der er tale om en diffus forurening der er tilfældig fordelt på ejendommen. Det har vi gjort på bl.a. børnehaver og ejendomme uden kendte punktkilder.
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	Ikke i forhold til vurdering af overskridelser mv. Men de håndteres forskelligt i forhold til prioriteringen af videre indsats.
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	Nej
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	Vi holder os til JKK/ASK i forhold til vurdering af overskridelse eller ej. Vi har ikke en bagatelgrænse i forhold til overskridelse af ASK.
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	Alle delprøver gemmes, så vi kan analysere enkeltprøver hvis nødvendigt. Hvis man fx. ønsker at belyse om det kun er én enkeltprøve ud af flere der er årsag til blandprøvens overskridelse af kriteriet. Det kan være situationer hvor arealet generelt er mindre forurenet og et enkelt prøvetagningsfelt stikker helt ud.

Spørgsmål	Beskrivelse
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	Alle delprøver gemmes indtil vi er færdige. Som udgangspunkt analyseres blandprøver 0,1, 0,4 og 0,6 med det samme. Herefter vurderes om der skal analyseres dybere prøver eller enkeltprøver.
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	Når vi går fra en kortlægningsundersøgelse til en videregående undersøgelse udtages der helt nye jordprøver. Vi bruger som udgangspunkt ikke de gamle prøver til andet end planlægning af den videregående undersøgelse. Når vi går fra kortlægningsundersøgelse til videregående undersøgelse øges prøvetagningstætheden markant.
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	

[£] JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Bilag 3.5 Spørgeskemabesvarelser fra Region Sjælland

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Sjælland
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forenings-type/arealtype mv.)	Overfladejord belastet af diffus forurening eller anden forurening hvor der forventes en ensartet belastning
Oplysninger om strategi	
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	200-400 m ² – afhænger dog af historik og besigtigelse
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	5
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	1-2, et stik føres til intakt jord. Er der mistanke om forurening dybere end 0,5 m u.t. udtages der i flere dybder pr. ca. 0,25 m
Hvilke dybder/intervaller?	5-15 cm u.t og 45-55 cm u.t. Den dybe prøve dog kun ved mistanke om forurennet fyldjord. Ved mistanke om forurening dybere end 0,5 m u.t., udtages der i flere dybder pr. ca. 0,25 m.
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Nej
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	En blandprøve af 5 stik indenfor hver ca. 50 m ² i en given dybde. Der udtages ét sæt af 2 jordprøver i diffusionstæt pose for hver dybde - 1 prøve til PIDmåling og feltbeskrivelse (pose) og 1 prøve til evt. Kemisk analyse (pose+red cap). Det forudsættes, at delprøverne repræsenterer den samme litologi. I modsat fald skal arealet opdeles i mindre felter, svarende til den litologiske variation (muld, ler, sand o.l.). Hvis en delprøve ved syn adskiller sig fra de øvrige delprøver, må den ikke blandes til en blandprøve.
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	Hvis koncentrationen af blandprøven er markant anderledes end blandprøver fra de øvrige områder eller hvis der er specielle forhold omkring historik og besigtigelse for de enkelte områder
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	Enkeltstik gemmes indtil analyseresultater resultater af blandprøve er modtaget og vurderet. Det er aftalt med laboratoriet, at prøver som udgangspunkt gemmes i min. 2 måneder, med mindre andet er aftalt med sagsbehandler/rådgiver.
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	Ja
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	Ja – retningslinier i «Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand» skal følges
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	x
BTEX	x
PAH'er (7 stk.)	x
Tungmetaller (6 stk.)	x
Chlorerede opløsningsmidler	Nej, se forklaring nedenfor
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	Der analyseres typisk ikke for nedbrydningsprodukter i forbindelse med afklaring af en jordhåndteringsrisiko – men derimod ved afklaring af indeklimarisiko hvilket er en hel anden strategi og ikke omfattet af dette spørgeskema.

Spørgsmål	Beskrivelse
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	Afhængig af kilde/historik kan der eks. tilføjes pesticider, arsen, cyanid, chrom, kviksølv mm.
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	Som de er beskrevet i "Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord", Miljøstyrelsen
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	Nej (kun i forhold til nuancering ved dybere liggende forureninger)
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	Sjældent
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	Nej – ikke udover at JKK=ASK for disse stoffer
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	Nej
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	Der foretages altid en individuel vurdering fra sag til sag. Generelt prioriterer vi sager med forurening med akuttoksiske stoffer højere end sager med forurening med ikke-akuttoksiske stoffer ift. afværge. Eksempelvis er alle boliggrunde med arsenforurening prioriteret til undersøgelse og oprensning før sager med ikke-akuttoksiske forureningskomponenter.
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	Ja – der kan ofte være behov for supplerende analyser og supplerende prøvetagning
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	Afhænger af sagen
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	Afhænger af hvornår vi vurderer der kan ske afgravning, og hvordan prøverne repræsenterer den kommende afværge.
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	

[£] JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Sjælland
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forurenings-type/arealtype mv.)	Overfladejord belastet som følge af punktkildeforurening og hvor der ønskes afklaring af jordhåndterings risiko.
Oplysninger om strategi	
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	Max. 50 m ² – afhænger dog lidt af historikken/besigtigelsen
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	5
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	1-2, et stik føres til intakt jord. Er der mistanke om forurening dybere end 0,5 m u.t. udtages der i flere dybder pr. ca. 0,25 m
Hvilke dybder/intervaller?	5-15 cm u.t. og 45-55 cm u.t. Den dybe prøve dog kun ved mistanke om forurennet fyldjord. Ved mistanke om forurening dybere end 0,5 m u.t., udtages der i flere dybder pr. ca. 0,25 m.
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Nej
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	En blandprøve af 5 stik indenfor hver ca. 50 m ² i en given dybde. Der udtages ét sæt af 2 jordprøver i diffusionstæt pose for hver dybde - 1 prøve til PIDmåling og feltbeskrivelse (pose) og 1 prøve til evt. Kemisk analyse (pose+red cap). Det forudsættes, at delprøverne repræsenterer den samme litologi. I modsat fald skal arealet opdeles i mindre felter, svarende til den litologiske variation (muld, ler, sand o.l.). Hvis en delprøve ved syn adskiller sig fra de øvrige delprøver, må den ikke blandes til en blandprøve.
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	Hvis koncentrationen af blandprøven er markant anderledes end blandprøver fra de øvrige områder eller hvis der er specielle forhold omkring historik og besigtigelse for de enkelte områder.
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	Enkeltstik gemmes indtil analyseresultater resultater af blandprøve er modtaget og vurderet. Det er aftalt med laboratoriet, at prøver som udgangspunkt gemmes i min. 2 måneder, med mindre andet er aftalt med sagsbehandler/rådgiver.
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	Ja
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	Ja – retningslinier i «Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand» skal følges
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	x
BTEX	x
PAH'er (7 stk.)	x
Tungmetaller (6 stk.)	x
Chlorerede opløsningsmidler	Nej, se forklaring nedenfor
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	Der analyseres typisk ikke for nedbrydningsprodukter i forbindelse med afklaring af en jordhåndteringsrisiko – men derimod ved afklaring af indeklamarisiko hvilket er en hel anden strategi og ikke omfattet af dette spørgeskema.
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	Afhængig af kilde/historik kan der eks. tilføjes pesticider, arsen, cyanid, chrom, kviksølv mm.
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	Som de er beskrevet i "Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord", Miljøstyrelsen
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	Nej (kun i forhold til nuancering ved dybere liggende forureninger)

Spørgsmål	Beskrivelse
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	Sjældent
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	Nej – ikke udover at JKK=ASK for disse stoffer
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	Nej
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	Der foretages altid en individuel vurdering fra sag til sag. Generelt prioriterer vi sager med forurening med akuttoksiske stoffer højere end sager med forurening med ikke-akuttoksiske stoffer ift. afværge. Eksempelvis er alle boliggrunde med arsenforurening prioriteret til undersøgelse og oprensning før sager med ikke-akuttoksiske forureningskomponenter.
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	Ja – der kan ofte være behov for supplerende analyser og supplerende prøvetagning
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	Afhænger af sagen
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	Afhænger af hvornår vi vurderer der kan ske afgravning, og hvordan prøverne repræsenterer den kommende afværge.
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	

[£] JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Sjælland
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forurenings-type/arealtype mv.)	Overfladejord belastet som følge af fyldjordsforurening
Oplysninger om strategi	
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	Max 400 m ² – afhænger dog meget af historik og besigtigelse
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	5
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	2, et stik føres til intakt jord. Er der mistanke om forurening dybere end 0,5 m u.t. udtages der i flere dybder pr. ca. 0,25 m
Hvilke dybder/intervaller?	5-15 cm u.t. & 45-55 cm u.t. Ved mistanke om tilkørt forurennet fyldjord på ejendommen analyseres begge prøver, da jorden her kan være forurennet i dybden, selv om den øverste prøve er ren. Ved mistanke om forurening dybere end 0,5 m u.t., udtages der i flere dybder pr. ca. 0,25 m.
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Ja
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	
BTEX	
PAH'er (7 stk.)	
Tungmetaller (6 stk.)	
Chlorerede opløsningsmidler	
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	

Spørgsmål	Beskrivelse
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	

£ JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Bilag 3.6 Spørgeskemabesvarelser fra Region Hovedstaden

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Hovedstaden
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forenings-type/arealtype mv.)	Indledende forureningsundersøgelse
Oplysninger om strategi	
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	100 m ²
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	5
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	2
Hvilke dybder/intervaller?	0,0-0,1; 0,4-0,5
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Nej – Det skelnes ikke mellem fyldjord og intaktjord. Vi vil dog ikke udtage prøver i højbede. I tilfælde hvor det vurderes at der er tale om en midlertidig installation, udtages prøver under højbedet.
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	Der fremstilles blandprøver for hver dybde; de fem nedstik fra i dybdeintervallet 0,0-0,1 pr. felt blandes til en blandprøve og de fem nedstik i dybden 0,4-0,5 pr. felt blandes til en blandprøve. Blandprøverne puttes i adskilte prøveposer og håndteres derefter på laboratoriet. Hvis en delprøve afskiller sig fra de øvrige delprøver, må den ikke blandes til en blandprøve. I stedet skal delprøven analyseres som en enkelt prøve for at afgøre, om der er tale om et hotspot. Herudover skal blandprøver som udgangspunkt udtages i områdeinddeling af ca. 100 m ² men området skal være repræsentativ, dvs. at områdeinddeling godt kan være mindre eller lidt større, fx. isolerende blomsterbede. Felterne skal så vidt muligt være sammenhængende områder.
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	Ja - Ved koncentrationer af akuttoksiske stoffer over jordkvalitetskriteriet (for kobber – afskæringskriteriet) Dette skal afklare om der er tale om en punktkilde. Ved tilfælde hvor en overskridelse i et enkelt prøvefelt er årsagen til kortlægning, (hvor der er påvist jordforurening over kortlægningskriterierne) skal 5 nye enkeltstik analyseres for det/de stoffer, der er påvist overskridelser af. Det skal tilstræbes at prøverne udtages samme sted (placering og dybde) som i den oprindelige undersøgelse/prøvetagning. Hvis de nye jordprøver ikke viser overskridelser af kortlægningskriterierne, vurderes det at forureningen ikke kan genfindes, og at der ikke er tale om et hot spot. Den forhøjede koncentration fra første undersøgelsesrunde vurderes derfor at være af meget begrænset udbredelse (lille samlet volumen).
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	Nej - prøver/delprøver af overfladejord gemmes ikke men analyseres med det samme.
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	Det er ikke proceduren.
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	Rådgiver skal følge indledende V2-undersøgelser, SAB, 2016-2018, afsnit 4.7 (se vedhæftede)

Spørgsmål	Beskrivelse
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	X
BTEX	X
PAH'er (7 stk.)	X
Tungmetaller (6 stk.)	X
Chlorerede opløsningsmidler	X - kun ved kendt overfladespild
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	-
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	Kun ved historiske oplysninger om at dette/disse stoffer er benyttet og kan være i overfladejorden
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? [£]	Mellem JKK og ASK – Lettere forurenet, over ASK – Forurenet, kontakt bør undgås og nuanceringen F2 gives hvis der er bolig og forureningen indgår i den offentlig indsats.
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	Ja- regionen betragter kun det som overfladejord til 0,5 meters dybde, som er den almindelige anvendelsesdybde. Har vi dybere prøver fra borer fx fra 0,7 eller 1 meters dybde eller dybere betragter vi det ikke som overfladejord. Finder vi forurening i en boring <u>under</u> 0,5 m u. t., vil vi <u>ikke</u> undersøge overflade jorden omkring for at undersøge en mulig kontaktrisiko. Finder vi derimod en forurening i <u>0,5 m u.t.</u> i en boring kan vi i nogle tilfælde godt udtage overfladejorden (5 stik i to dybder i et ca. 100 m ² felt) omkring boringen i de indledende undersøgelser. Tilfældet er ved afklaring af kortlægning og nuancering (F2).
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	Det praktiseres ikke. Der må kun anvendes gennemsnitsberegninger for jordprøver udtaget i felter af 50 m ² , hvor overfladejorden er homogen/ensartet og der minimum er udtaget 6 blandprøver.
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	Ja – der analyseres enkeltstik for de akuttoksiske.
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i> Andet end middelværdi?	Nej - og der må kun anvendes gennemsnitsberegninger for jordprøver udtaget i felter af 50 m ² , hvor overfladejorden er homogen/ensartet og der minimum er udtaget 6 blandprøver.
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	Nej - Det har ikke indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK (hverken fra den ene side eller den anden). Her skelnes der <u>ikke</u> mellem akut eller kroniske stoffer.
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	Ja - se tidligere besvarelse: Ved tilfælde hvor en overskridelse i et enkelt prøvefelt er årsagen til kortlægning, (hvor der er påvist jordforurening over kortlægningskriterierne) skal de 5 enkeltstik fra blandprøven eller alternativt fra 5 nye enkeltstik analyseres for det/de stoffer, der er påvist overskridelser af. Det skal tilstræbes at prøverne udtages samme sted (placering og dybde) som i den oprindelige undersøgelse/prøvetagning. Hvis de nye jordprøver ikke viser overskridelser af kortlægningskriterierne, vurderes det at forureningen ikke kan genfindes, og at der ikke er tale om et hot spot. Den forhøjede koncentration fra første undersøgelsesrunde vurderes derfor at være af meget begrænset udbredelse (lille samlet volumen). Eller udføres kun opfølgende prøvetagning/analyse ved den efterfølgende afgrænsende undersøgelse, hvis grunden prioriteres.
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	Nye prøver – prøver bliver ved nuværende praksis ikke gemt.!

Spørgsmål	Beskrivelse
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	Nej og ja - Resultaterne fra den indlende undersøgelse i 100 m ² fleter i to dybder benyttes ikke direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering. Der udtages nye prøver i en afgrænsede undersøgelse med større prøvetæthed (50 m ²) og i tre dybder.
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	Nej

[£] JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Spørgsmål	Beskrivelse
Region	Region Hovedstaden
Skemaet gælder for undersøgelse af: (strategi/branche/forurenings-type/arealtype mv.)	Afgrænsende undersøgelser – værditabsordningen/legepladser/daginstitutioner
Oplysninger om strategi	
Areal pr. områdeinddeling (f.eks. 50 eller 100 m ²)	50
Hvor mange nedstik pr. områdeinddeling (punkter i planen)?	5
Hvor mange dybder/intervaller pr. nedstik?	3
Hvilke dybder/intervaller?	0,0-0,1; 0,2-0,3; 0,4-0,5
Skelnes der imellem fyldjord og intaktjord? <i>Beskriv hvordan</i>	Det skelnes ikke mellem fyldjord og intaktjord. Vi vil dog ikke udtage prøver i et højbed. I tilfælde hvor det vurderes at være tale om en midlertidig installation, udtages prøver (til afværge) under højbedet.
Hvilke blandprøver fremstilles? <i>Beskriv</i>	I hvert felt laves der for hver dybde en blandprøve. Blandprøverne puttes i adskilte prøveposer og håndteres derefter på laboratoriet. Hvis en delprøve afskiller sig fra de øvrige delprøver (fx syn el. lugt), må den ikke blandes til en blandprøve. I stedet skal delprøven analyseres som en enkelt prøve for at afgøre om der er tale om et hotspot. Herud over skal blandprøver som udgangspunkt udtages i områdeinddeling af ca. 50 m² men området skal være repræsentativ, dvs. at områdeinddeling godt kan være mindre, fx. isolerede blomsterbede. Felterne skal så vidt muligt være sammenhængende områder.
Er der situationer hvor der analyseres på enkeltprøver? <i>Beskriv</i>	Ja - ved koncentrationer af akuttoksiske stoffer over jordkvalitetskriteriet (kobber – afskæringskriteriet). Hvis der i den indledende undersøgelse er konstateret akut toksiske stoffer i blandprøverne i overfladefelter, skal vi tage højde for det i forbindelse med den afgrænsende undersøgelse. Ved den afgrænsende undersøgelse udtages 5 enkeltstik i 50 m²-felter og i tre dybder. Enkelstikkene analyseres kun for de akut toksiske stoffer, der er konstateret ved den indledende undersøgelse (jf. kortlægningsvejledningen afsnit 5.4.2.3 samt prøvetagningsvejledningen fra 1998). Konstateres der først akut toksiske stoffer i blandprøven ved den afgrænsende undersøgelse, udtager vi efterfølgende prøver til analyse for akut toksiske stoffer. Prøverne udtages og analyseres som enkeltstik, i de felter og dybder de akut toksiske stoffer er konstateret i. Der analyseres kun for de stoffer der er konstateret over kortlægningskriteriet i blandprøven
Er der procedure for at gemme visse prøver/delprøver, eller analyseres alle prøver med det samme? <i>Beskriv</i>	Nej - prøver/delprøver af overfladejord gemmes ikke men analyseres med det samme.
Er det tilladt at anvende andre prøvetagningsstrategier hvis disse begrundes (f.eks. MIS, duplikatprøvetagning, andet)? <i>Beskriv</i>	Regionen har anvendt MIS på enkelte afgrænsende projekter (legepladser), men det er ikke procedure
Er der krav til prøvehåndtering/forbehandling? <i>Beskriv</i>	Rådgiver skal følge regionens retningslinjer beskrevet i udbudsmaterialet (se vedlagte Rammekontaktbilag 1A.)

Spørgsmål	Beskrivelse
Hvilke forureningskomponenter analyseres der for? (Sæt kryds)	
Totalkulbrinter	X
BTEX	X
PAH'er (7 stk.)	X
Tungmetaller (6 stk.)	X
Chlorerede opløsningsmidler	X – enkelte tilfælde, hvor vi har viden om at der er chl.opløsningsmidler i jorden eller kan være det (fx oplysninger om spild)
Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler	-
Andre parametre? <i>Skriv hvilke og betingelser herfor</i>	Pesticider, ved gartnerier i forbindelse med legepladser (ikke normal procedure) eller enkelte tilfælde, hvor vi har viden om at der er andre i jorden eller kan være det (fx oplysninger om spild)
Hvordan tolkes analyseresultater ift. JKK og ASK? £	Mellem JKK og ASK – Letter forurennet, over ASK – Forurennet, kontakt bør undgås og forureningen indstilles til afværge (under VTO eller offentlig prioritering). Vi laver som udgangspunkt ikke afgrænsende undersøgelser af overflade jorden hvis der ikke er følsom arealanvendelse (bolig).
Håndteres overskridelser for prøvedybder separat? <i>Beskriv</i>	Ja - til hver prøvedybde til et givent felt beskrives om feltet i til den givne dybde betragtes som ikke forurennet, lettere forurennet eller forurennet. Dette bruges til vejledning til grundejer samt til efterfølgende håndtering af forureningen (indstilling til hvor meget der skal graves af ved afværge) Regionen betragter kun det som overfladejord til 0,5 meters dybde, som er den almindelige anvendelsesdybde. Har vi dybere prøver fra borer fx fra 0,7 eller 1 meters dybde eller dybere betragter vi det ikke som overfladejord. Finder vi forurening i en boring <u>under</u> 0,5 m u. t., vil vi <u>ikke</u> undersøge overflade jorden omkring for at undersøge en mulig kontaktrisiko. Finder vi der i mod en forurening <u>i 0,5 m u.t.</u> i en boring i den afgrænsende undersøgelse udtages prøver af overfladejorden (5 stik i tre dybder i et ca. 50 m2 felt) omkring boringen.
Benyttes der middelværdier? <i>Beskriv</i>	Ja - i nogle tilfælde. Der må kun anvendes gennemsnitsberegninger for jordprøver udtaget i felter af 50 m ² , hvor overfladejorden er homogen/ensartet og der minimum er udtaget 6 blandprøver. Der er en række forudsætninger der skal være opfyldt for at vi benytter gennemsnitsværdier. Disse er betinget af, om der er tale om akut-toksiske stoffer eller ikke-akuttoksiske stoffer: Ikke akut skadelige stoffer (fx bly, tjærestoffer og tunge kulbrinter): Der skal foretages en beregning af gennemsnittet af alle udtagne blandprøver på lokaliteten, dvs. på blandprøver fra samtlige felter i alle dybder. Til beregningen bruges kun analyser fra værditabsundersøgelsen og ikke analyser fra tidligere undersøgelser. Hvis gennemsnittet af alle blandprøver ligger over kortlægningskriteriet, vurderes, at der er tale om et hot-spot. Akut skadelige stoffer (fx nikkel, arsen og kobber): For akut skadelige stoffer kan der ikke foretages gennemsnitsberegninger på baggrund af blandprøver. Der skal derfor analyseres på enkeltstikprøver før der evt. kan foretages gennemsnitsbereg-

Spørgsmål	Beskrivelse
	ninger. Der skal foretages en beregning af gennemsnittet af alle udtagne enkeltstikprøver på lokaliteten, dvs. på enkeltstikprøver fra samtlige felter i alle dybder. Til beregningen bruges kun analyser fra værditabsundersøgelsen og ikke analyser fra tidligere undersøgelser. Grunden kan udgå af V2-kortlægning (såfremt der ikke er andre årsager til V2-kortlægningen end overfladeforurening), hvis: • Gennemsnittet af alle enkeltstikprøver ligger under kortlægningskriteriet, • Højst 10 % af enkeltstikprøverne ligger over det fastsatte kortlægningskriterie og • Ingen enkeltstikprøver overskrider kortlægningskriteriet med mere end 50 %. • Hvis ovennævnte forudsætninger ikke overholdes, opretholdes V2-kortlægningen og F2-nuanceringen for det/de felter, hvor kortlægningskriteriet er overskredet, da det vurderes, at der er tale om et hot-spot.
Håndteres akut-toksiske og kroniske stoffer forskelligt? <i>Beskriv</i>	Ja – der analyseres enkelt stik for de akuttoksiske
Benyttes der andre (statistiske) betragtninger for tolkning af niveauer ift. JKK/ASK? <i>Beskriv</i>	Nej, det er ikke praksis
Har det indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK? Er der forskel på stoffer med akut eller kroniske effekter? <i>Beskriv</i>	Nej - Det har ikke indflydelse på regionens vurdering når analyseresultaterne af blandprøver nærmer sig JKK/ASK (hverken fra den ene side eller den anden). Her skelnes der <u>ikke</u> mellem akut eller kroniske stoffer.
Udføres der opfølgende prøvetagning/analyse i visse situationer? F.eks. analyse af enkeltprøver ved overskridelser, eller afvigende niveauer for områder lige ved siden af hinanden, eller andet. <i>Beskriv</i>	Ja - Se tidligere besvarelse. Konstatere der akut toksiske stoffer i blandprøven ved den afgrænsende undersøgelse, udtager vi efterfølgende prøver til analyse for akut toksiske stoffer. Prøverne udtages og analyseres som enkeltstik, i de felter og dybder de akut toksiske stoffer er konstateret i. Der analyseres kun for de stoffer der er konstateret over kortlægningskriteriet i blandprøven
Sker opfølgende analyse på gemte eller nye prøver?	Nye prøver – prøver bliver ved nuværende praksis ikke gemt
Benyttes resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering, eller udtages der nye prøver? <i>Beskriv i givet fald</i>	Ja og nej - Resultaterne fra kortlægningsundersøgelsen benyttes direkte til evt. efterfølgende forklassificering/jordhåndtering og der udtages kun i enkelte tilfælde nye prøver hvis der er mangler. Ved vores afgrænsende undersøgelser fremstiller vi desuden graveplaner i rapporterne som benyttes ved senere afværge og jordhåndtering.
Andre relevante forhold, som ikke er nævnt ovenfor? <i>Anfør hvilke</i>	-

£ JKK = Jordkvalitetskriterier; ASK= Afskæringskriterier.

Bilag 4. Sammenstilling af regional praksis

I dette bilag sammenskrives praksis ifm. regionernes undersøgelse af overfladejord. Sammenskrivningen er foretaget på baggrund af regionernes besvarelser af et målrettet spørgeskema, jf. bilag 3.

Bilag 4.1 Generel undersøgelsesstrategi

Arealstørrelse og feltinddeling

Arealer inddeles i underområder/felter af varierende størrelse, baseret på den konceptuelle forståelse af forureningsbelastning samt af arealets anvendelse og/eller belægningsforhold. Det almindelige er, at der angives en vejledende størrelse (oftest imellem 50 og 200 m²) og en maksimumstørrelse (imellem 300 og 500 m²).

Prøvetagningsfelter inddeles på baggrund af en (forventet) ensartethed mht. flere forskellige faktorer, vurderet på baggrund af almindeligt branchekendskab, historik og besigtigelse: Terrænniveau, tidligere og nuværende anvendelse, kilde-type, forureningsbelastning, belægning, og oplysninger om evt. tilkøbt fyldjord.

I samtlige besvarelser anføres muligheder for/krav om at afvige fra vejledende og maksimum arealstørrelser, afhængigt af de lokale forhold. Såvel mindre som større feltstørrelser kan således anvendes/forekomme. Eksempler på mindre prøvetagningsfelter kan være arealer, der er afgrænset af fysiske forhold (imellem bygning og skel) eller nuværende anvendelse (f.eks. blomsterbed). Store feltstørrelser tillades kun hvis der er tale om større, sammenhængende arealer med en konceptuel forventning om en ensartet belastning (atmosfærisk deposition) samt anvendelse (f.eks. græsplæne).

Antal nedstik

Alle regioner benytter blandprøver bestående af jord fra 5 nedstik pr. felt. I enkelte besvarelser anføres det, at små prøvetagningsfelter evt. kan dækkes af blandprøver fra færre nedstik eller erstattes af enkeltprøver fra borer/enkelt nedstik.

I samtlige regioner er der mulighed for at supplere blandprøverne med punktformige nedstik, hvis forholdene tilskrives dette.

Prøvetagningsdybder

Det mest almindelige er at der udtages prøver i to dybder, hhv. i intervallerne 0-0,2 m u.t. og 0,4-0,5 m u.t. I nogle regioner anføres prøvetagningsdybden som et interval og i andre som en specifik dybde.

Den øverste prøve udtages hhv. 0-0,1 m u.t. (RH), 0,1 m u.t. (RN, RSD), 0,05-0,15 m u.t. (RS) og 0-0,2 m u.t. (RM, RSD). I nogle besvarelser er det derudover udspecificeret at den øverste prøve skal udtages under f.eks. græstørv, grus eller fast belægning og flisesand.

Den nederste prøve udtages hhv. 0,4 m u.t. (RN og RSD-videregående), 0,4-0,5 m u.t. (RSD-indledende, RH), 0,45-0,5 m u.t. (RM), 0,45-0,55 m u.t. (RS) og 0,6 m u.t. (RN, tidl. tjærepladser).

Som udgangspunkt fremstilles der en blandprøve af de fem enkeltprøver fra hver af de angivne dybder, så f.eks. en prøve fra 0,4-0,5 m u.t. består af en delprøve, udtaget fra en sammenblanding af jorden fra 0,4-0,5 m u.t. fra de fem nedstik.

I nogle tilfælde afviges der fra ovennævnte brug af blandprøver. F.eks. skelner nogle regioner imellem fyldjord og intakt jord, således at blandprøver ikke må bestå af en blanding af fyldjord og intakt jord. Tilsvarende anfører flere regioner, at

forskellige prøver (f.eks. forureningsbedømmelse eller litologi) ikke må sammenblandes til blandprøver, og at afvigende prøver i stedet, skal håndteres og analyseres som enkeltprøver.

Nogle regioner har anført forskellige strategier mht. prøvetagningsdybden, afhængigt af undersøgelsestypen (indledende/videregående, tjæreplads- eller fyldjordsundersøgelser). I Region Hovedstadens strategi for afgrænsende undersøgelser (værditabsordningen/legepladser/daginstitutioner) anvendes der således blandprøver fra tre dybder (0-0,1, 0,2-0,3 og 0,4-0,5 m u.t.). I Region Syddanmarks strategi for Videregående undersøgelse af immobil forurening består nedstikkene af én håndboring til intaktjord (uanset dybde), to håndboringer til 0,6 m u.t. og to spadestik til 0,1 m u.t. Dermed består blandprøven fra dybden 0,1 m u.t. af fem delprøver, mens prøven fra 0,4 og 0,6 m u.t. består af 3 delprøver. Herunder udtages enkeltprøver fra 0,9, 1,25, 1,5 m u.t. etc. I Region Nordjyllands besvarelse er det anført, at der skal bores til 0,4 m under oprindeligt terrænniveau, hvis der foreligger oplysninger om terrænregulering.

Analyseparametre

Alle regioner anfører at blandprøverne analyseres for indhold af Totalkulbrinter, 7 stk. PAH'er og 6 stk. tungmetaller (pakken).

Dertil analyseres i nogle strategier (RSD-videregående, RS-punktkildeforurening og RH's strategier for både indledende og afgrænsende undersøgelser) for indhold af BTEX'er som standard, mens RM, RN og RH anfører at flygtige forbindelser (BTEX'er og/eller chlorerede opløsningsmidler) kan medtages ifm. navngivne brancher eller efter en konkret vurdering.

Endelig anføres en række tilfælde hvor andre analyseparametre inddrages; herunder kviksølv (Hg) ved varmeværker og apoteker (RN), cyanid (RN) og/eller andre metaller, som ikke er i standardpakken (RM) samt pesticider (RM, RSD og RH).

Generelt efterlader besvarelserne indtryk af at analysepakkerne sammensættes efter de konkrete brancher og tilhørende risikostoffer, efter konkrete vurderinger på hver enkelt sag.

Prøvetagning og -håndtering

Region Midtjylland foreskriver, at blandprøverne fremstilles af 5 lige store prøver (ca. 500 g hver) og at blanding/homogenisering foretages i en 10 liters spand. De øvrige regioner har ikke anført specifikke krav til prøvetagning og -håndtering eller henviser til retningslinjer for hvilke delprøver, der indgår i blandprøven, men ikke for specifikke krav til hvordan dette arbejde udføres. Der er ikke fundet krav til homogeniseringen og udtagning af delprøver til kemisk analyse fra den samlede blandprøve.

Der henvises i nogle tilfælde til retningslinjerne omkring prøvetagning og -håndtering i /11/ og at laboratoriets anvisninger følges mht. prøvehåndtering.

Prøver, der gemmes til evt. senere analyse

I RSD's strategi for videregående undersøgelser gemmes alle delprøver og enkeltprøver, så der er mulighed for at efteranalysere på prøver fra de oprindelige nedstik. RS har i to af sine strategier (forventet diffus forurening og punktkildeforurening med afklaring af jordhåndteringsrisiko) indbygget, at alle enkeltstik (som indgår i blandprøver) gemmes på laboratoriet indtil resultaterne fra blandprøverne er modtaget og vurderet (op til 2 mdr.). I RN's strategi for udvidede undersøgelser gemmes også potentielt dybdeafgrænsende prøver (0,8 og 1,0 m u.t.) fra supplerende nedstik, der udføres inden bortgravning (se Bilag 4.2).

Evt. opfølgende prøvetagning

RH anfører i deres strategi for både indledende og afgrænsende undersøgelser, at der som udgangspunkt udføres en ny prøvetagning med enkeltstik fra felter/dybder, hvor der forudgående er konstateret overskridelser af kriterierne for akut-toksiske stoffer i blandprøver. Hvis der først konstateres overskridelser for akut-toksiske stoffer ved den afgrænsende undersøgelse (i blandprøver), så udføres der en opfølgende prøvetagning via enkeltstik i udvalgte felter/dybder for de pågældende akut-toksiske stoffer.

RH anfører endvidere, at hvis resultaterne fra et enkelt prøvefelt er årsag til en kortlægning, så udføres 5 nye enkeltstik fra det pågældende felt, og der analyseres for det/de stoffer som der er påvist overskridelser af. Det tilstræbes at nye nedstik placeres som tidligere.

RN beskriver, at der kan udføres supplerende prøvetagning enten via blandprøver fra mindre felter eller som enkeltstik, hvis der forekommer analyseresultater, der er meget anderledes end forventet (f.eks. ift. nabofelter). RS skriver at der ofte udføres supplerende prøvetagning og udtages supplerende analyser med baggrund i sagsspecifikke forhold. RSD anfører at der kun sjældent udføres opfølgende prøvetagning/analyse ifm. indledende undersøgelser.

Prøvetagning før jordbortskaffelse

Det mest almindelige er at der – hvis der f.eks. konstateres en overfladeforurening som skal afværges under Værditabsordningen – udtages nye prøver ifm. jordhåndteringen. Et eksempel kan være at kortlægningsundersøgelsen er udført med en blandprøve i et større felt med forventet ens belastning (f.eks. 100 eller 300 m²). Når jordhåndteringsplanen laves, underinddeles feltet i mindre delområder og der udtages nye prøver fra flere dybder, som er bedre egnet til at opfylde (lokale) analysekrav til jordbortskaffelse.

RN anfører specifikt, at der før afværge/bortgravning af overfladejord udføres en udvidet undersøgelse. Herunder udføres der afgrænsende boringer (enkeltstik) til afgrænsning af kommende gravefelter, med udtagning af prøver fra 0,1, 0,4, 0,6, 0,8 og 1,0 m u.t. Prøverne fra 0,1-0,6 m u.t. analyseres med det samme, mens prøverne fra 0,8 og 1,0 m u.t. kun analyseres hvis der er oplysninger om fyldjord; ellers gemmes de til evt. senere analyse.

Sammenfatning af prøvetagningspraksis

I det følgende er regionernes praksis mht. prøvetagning ved undersøgelse af overfladeforureninger opsummeret.

I forhold til anvendelse af blandprøver kan det generelt anføres, at hvis én delprøve på baggrund af feltobservationer adskiller sig fra de øvrige delprøver, må den ikke medtages i blandprøven. I stedet skal delprøven analyseres som enkeltprøve for at afgøre, om der er tale om en lokal forurening.

Tabel 4.1 Sammenstilling af regionernes almindelige praksis ved undersøgelse af overfladejord.

Region	Niveau	Vejl. felt-størrelse	Nedstik pr. felt	Dybder (m u.t.)	Alm. analyse parametre	Gemmes delprøver
Hovedstaden	Indledende, diffus	100 m ²	5	0-0,1 0,4-0,5	T, BTEX, PAH, metaller	Nej
	Afgrænsende, diffus	50 m ²	5	0-0,1 0,2-0,3 0,4-0,5	T, BTEX, PAH, metaller	Nej
Sjælland	Diffus forurening	50 m ²	5; heraf 1 til intakt	0,05-0,15 #0,45-0,55 #0,75, 1,0 ...	T, BTEX, PAH, metaller	Ja
	Punktkilder, jordhåndtering	50 m ²	5; heraf 1 til intakt	0,05-0,15 #0,45-0,55 #0,75, 1,0 ...	T, BTEX, PAH, metaller	Ja
	Fyldjord	< 400 m ²	5; heraf 1 til intakt	0,05-0,15 0,45-0,55 0,75, 1,0 ...	-	-
Syddanmark	Indledende, immobil forurening (ikke diffus)	100-200 m ²	5	0-0,2 [£] 0,4-0,5	T, PAH, metaller	Nej
	Videregående, immobil forurening	50 m ²	5 til 0,1 3 til 0,6 1 til intakt	0,1 0,4 0,6 0,9, 1,25, 1,5 ...	T, BTEX, PAH, metaller	Ja
Midtjylland	Generel	< 300 m ²	5	0-0,2 (0,05-0,2) 0,5 (0,45-0,5)	T, PAH, metaller	Nej
Nordjylland	Indledende, diffus	50-200 m ²	5	0,1 [£] 0,4	T, PAH, metaller	Nej
	Indledende, tidl. tjæreplads	ca. 100 m ²	5	0,1 [£] 0,4 0,6	PAH	Nej
	Udvidet, før afgravning	-	Enkeltdrøber til afgrænsning	0,1 0,4 0,6 0,6 1,0	Samme parametre som i indledende undersøgelse	0,8 og 1,0 m u.t.

#: ved mistanke om forurenet fyldjord.

£: Under belægning udtages prøven f.eks. 0,2 m u.t.

Bilag 4.2 Resultatbehandling

Kortlægning

Samtlige regioner forholder sig til kontaktrisikoen ved at afgøre om der er overskridelser af afskæringskriteriet indenfor den øverste halve meter jord (0-0,5 m u.t.); og som udgangspunkt afgøres dette på baggrund af analyseresultaterne fra blandprøver.

Flere regioner anfører, at de håndterer forskellige prøvedybder separat, men at der i kortlægningen af (del)områder ikke skelnes imellem overskridelser af afskæringskriteriet i forskellige dybder indenfor samme felt (RM, RSD og RH).

RSD anfører at der kan skelnes imellem ordvalget ifm. grundejerorienteringen om kortlægning, afhængigt af om overskridelserne er konstateret terrænnært eller 0,4-0,5 m u.t. RH anfører, at der for hver prøvedybde (3 stk. for afgrænsende undersøgelser) udarbejdes kort over felternes placering i kategorierne "ikke forurenet", "lettere forurenet" eller "forurenet", og at denne skelnen benyttes i en vejledning til grundejer og ved efterfølgende håndtering af jordforureningen (indstilling til hvor meget jord, der skal afgraves).

Akuttoksiske vs. kronisk toksiske stoffer

De fleste regioner/strategier håndterer en skelnen imellem akuttoksiske og kroniske stoffer via afskæringskriteriet, der for akuttoksiske stoffer er lig jordkvalitetskriteriet (undtaget for kobber, hvor afskæringskriteriet er 2 gange jordkvalitetskriteriet).

Både RM, RS og RSD anvender viden om akuttoksiske og kroniske stoffer ift. deres prioritering af en eventuel videre indsats.

RSD anfører endvidere, i deres strategi for indledende undersøgelser, at forureningsniveauer for kroniske stoffer lige omkring/over kriteriet i visse tilfælde betragtes som "på niveau" med kriteriet – baseret på en konkret risikovurdering – og dermed kan udgå af kortlægningen.

RH benytter viden om overskridelse af kriterierne for akuttoksiske stoffer (fra indledende undersøgelse) til udtagning af supplerende prøver som enkeltstik/-dybder (i afgrænsende undersøgelser, jf. ovenstående afsnit "Kortlægning"), men skelner ellers ikke imellem akuttoksiske og kronisk toksiske stoffer.

Tolkning af niveauer omkring kriterierne

De fleste regioner har svaret, at det ikke har indflydelse på regionens vurdering om analyseresultatet af en blandprøve nærmer sig jordkvalitetskriteriet eller afskæringskriteriet. RM har dog noteret, at resultaterne benyttes ved den konceptuelle tolkning af samtlige resultater fra en lokalitet, f.eks. ift. spredningsmønstre. RN har noteret, at hvis et resultat omkring kriteriet har betydning for om der foretages kortlægning (eller ikke), eller er anderledes end forventet ud fra andre resultater på ejendommen, så kan der udføres supplerende prøvetagning.

Anvendelse af gennemsnit eller andre statistiske betragtninger

Alle regioner har svaret, at de ikke benytter gennemsnit eller andre statistiske betragtninger ifm. deres almindelige overfladejordsstrategier.

RM anfører at resultatet fra en blandprøve er at betragte som en gennemsnitsværdi for feltet, og at de benytter eventuelle enkeltværdier indenfor samme felt ved den konceptuelle tolkning af resultaterne, ved at holde enkeltværdier op imod niveauet fra blandprøven.

RSD har, i deres strategi for videregående undersøgelser, noteret, at der kan beregnes gennemsnitsværdier samlet for flere prøvetagningsfelter, hvis der er tale om diffus forurening, som er tilfældigt fordelt på ejendommen; f.eks. børnehaver, ejendomme uden kendte punktkilder.

RH, i deres strategi for indledende undersøgelser, har noteret, at det er tilladt (men ikke praktiseret), at der beregnes gennemsnit for 6 eller flere felter á 100 m², hvor overfladejorden kan betragtes som homogen/ensartet. I strategien for videregående undersøgelser anfører RH, at en tilsvarende strategi kan anvendes på videregående undersøgelser. For kronisk skadelige stoffer beregnes gennemsnittet for samtlige blandprøver (felter og dybder) fra værditabsundersøgelsen (ikke analyser fra tidligere undersøgelser). For akuttoksiske stoffer foretages en gennemsnitsberegning for samtlige enkeltstiksprøver (felter og dybder) fra værditabsundersøgelsen (ikke analyser fra tidligere undersøgelser). Hvis gennemsnittet ligger under kortlægningskriteriet og maksimalt 10% af prøverne ligger over kriteriet kan grunden udgå af V2-kortlægningen (med mindre den kortlægges på baggrund af noget andet). Samtidig er det et krav at ingen enkeltprøver overskrider kriteriet med mere end 50%.

Bilag 4.3 Andre undersøgelsesstrategier

RH har forsøgsvist anvendt MIS (Multi Incremental Sampling) til undersøgelse af diffus jordforurening på legepladser, men anfører at strategien ikke anvendes som en standardprocedure. Flere af de andre regioner har anført, at de tillader andre prøvetagningsstrategier, end beskrevet i de foregående afsnit, men at det i givet fald beror på en konkret vurdering af den enkelte sag. Ift. strategierne for de videregående undersøgelser er det endvidere et hensyn, at jordanvisning/-modtager skal godkende prøveantal/-dækning af den jord, der potentielt skal bortskaffes.

Bilag 5. Inspirationskilder – prøvetagning af jord

Bilag 5.1 Danske standarder/normer

Danmarks standardiseringsorganisation (DS) har udgivet en række "DS/ISO standarder", der vedrører forureningsundersøgelser. Som udgangspunkt benyttes danske standarder frivilligt, med mindre der er love eller direktiver, som påbyder at de skal anvendes. For forureningsundersøgelser er disse standarder derfor alene vejledende, idet de er ikke specificeret i gældende lovgivning vedrørende forureningsundersøgelser.

De fleste standarder, som omhandler jordundersøgelser, er internationale standarder med betegnelser ISO (International Organization for Standardization) eller europæiske standarder med betegnelsen EN (European Norms). ISO-standarder udarbejdes af tekniske ekspertudvalg under ISO og afspejler referencerammen for de deltagende eksperter, som betyder at der tages udgangspunkt i en række referencer fra USEPA, UK Environmental Agency og EU, men sjældent Danmark. EN-standarder udgives af CEN (European Committee for Standardization).

ISO-standarder godkendes løbende som danske standarder, hvorefter de udgives – ofte på engelsk – med betegnelse DS/ISO. Relevante anbefalinger vedrørende prøvetagning af jord findes især i DS 3077 og DS/ISO 18400, som er en serie af standarder om jordundersøgelser og prøvetagning. I det følgende gives en oversigt over relevante publikationer.

Især DS/ISO 18400-104 er interessant, idet den vejleder om hvordan det nødvendige antal af jordprøver kan fastlægges, afhængig af formålet med undersøgelsen. Denne standard indeholder også oplysninger om statistiske værktøjer, antal delprøver i en blandprøve, MIS-prøvetagning (Multi Incremental Sampling) og geostatistiske metoder. Hvis undersøgelsesformålet er at sammenligne det gennemsnitlige indhold med et kvalitetskriterium, redegøres for forskellige mulige valg af teknikker, enten som blandprøver (flere blandprøver pr. felt) eller stikprøver (helst 20 – 30, hvis der skal vurderes i forhold til 95% øvre konfidensinterval for gennemsnittet). Desuden gives vejledning om prøvetagningssskala, (f.eks. at en baghave vil kræve en højere prøvedensitet end en sportsgrund) og behov for supplerende undersøgelser for at minimere usikkerheder i dataevalueringen. Sandsynligheden for at finde et hotspot er ligeledes behandlet, f.eks. er sandsynligheden for at finde et hotspot på 5·5 (25) m², 90% med et prøvetagningsnet på 5 m, men falder til 25% med et prøvetagningsnet på 10 m. Tilsvarende, indeholder Miljøstyrelsens regneark JAGG 1.5 et modul til beregning af sandsynligheden for at finde et cirkulært hotspot med boringer udført i et kvadratisk grid /34/, jf. afsnit 4.6.

Forskellige former for prøvetagningsnet (symmetrisk, tilfældig, radial) er præsenteret i DS/ISO 18400-104 /35/. Generelt skelnes mellem følgende:

- Måltrettede prøvetagningsplaner hvor prøvetagningsfelter identificeres og undersøges på grundlag af historik eller forureningsmæssige erfaringer
- Systematiske prøvetagningsplaner til at bestemme forureningsgraden i en række prøvetagningsfelter
- Bekvemmelighedsprøvetagning, hvor adgang til prøvetagningsfelter er indskrænket af fysiske strukturer.

Ved systematiske prøvetagningsplaner kan der anvendes forskellige former for prøvetagningsnet afhængig af undersøgelsesformålet /35/. For eksempel:

- et symmetrisk gitter. Dette er nemt at gennemføre og anvendes ofte, men kan introducere bias med risiko for at overse mindre hotspots
- et symmetrisk gitter med forskydning inden for gitter. Dette kan evt. forbedre chancen for at finde en uregelmæssig hotspot
- tilfældig prøvetagning på tværs af et felt. Dette bør sikre at alle positioner inden for feltet har en ens sandsynlighed for at være prøvetaget, men kan være svært at udføre i praksis.
- et radial net. Dette kan anvendes, hvis der er mistanke om spredning fra en central kilde.

Oversigt over danske og DS/ISO-standarder for prøvetagning af jord	
Nr.	Titel og indhold
DS 3077	Repræsentativ prøvetagning – horisontal standard <i>Prøvetagning af jord med henblik på at fastlægge den sande værdi/det sande gennemsnit, repræsentativt og reproducerbart.</i> <i>Statisk prøvetagning (replikater) og dynamisk prøvetagning (flere målinger med variografisk analyse).</i>
DS/ISO 18400	<i>100 serie: Generelt om prøvetagningsplan, teknikker, strategier og kvalitetskontrol.</i> <i>200 serie: Specifikke vejledninger om forbehandling og strategier for forskellige typer undersøgelser.</i> <i>300 serie: Specifikke teknikker.</i>
DS/ISO 18400-100	Del 100: Vejledning om udvalg af standarder om prøvetagning <i>Beskriver strukturen for ISO 18400 standarden.</i>
DS/ISO 18400-101	Del 101: Rammer for udarbejdelse og anvendelse af en prøvetagningsplan <i>Prøvetagningsplaner for jord fra naturområder, landbrugsjord, deponier og mulige forurenede lokaliteter. Der skal skelnes mellem følgende:</i> <i>Behov for blandprøver (gennemsnitsbetragtning) eller enkelte prøver (individuelle) til vurdering af fordeling over et areal.</i> <i>Vidensbaseret (judgemental) prøvetagning, baseret på historik og kendskab til spild m.v., eller sandsynlighedsbaseret (probabilistic) prøvetagning med henblik på en vurdering af usikkerhed.</i>
DS/ISO 18400-102	Del 102: Udvælgelse og anvendelse af prøvetagningsteknikker <i>Udstyr, metoder (håndbor, udgravning, intaktprøver, direct push m.fl.), backfilling, og prøvetyper.</i>
DS/ISO 18400-103	Del 103: Sikkerhed <i>Gennemgang af relevante arbejdsmiljøforhold ifm. undersøgelser herunder forureningsundersøgelser og forholdsregler.</i>
DS/ISO 18400-104	Del 104: Strategi <i>Formål og forskellige aspekter; f.eks. repræsentativ prøvetagning, statistik (generelt og geostatistik), karakterisering af forureningsspredning, usikkerhed samt prøvetagning (vidensbaseret, systematisk, tilfældig eller bekvemmelig) er gennemgået, samt beskrevet hvor det er muligt at kombinere disse forskellige tiltag. Antal af prøver og skala for prøvetagning er behandlet med hensyn til formål, f.eks. afgrænsning eller gennemsnitsniveau.</i>
DS/ISO 18400-105	Del 105: Emballage, transport, opbevaring og konservering af prøver <i>Generel anbefaling om emballage og opbevaring.</i>
DS/ISO 18400-106	Del 106: Kvalitetskontrol og kvalitetssikring <i>Dokumentation i forhold til arbejde udført i overensstemmelse med DS/ISO 18400-serier enten som akkrediterede forhold eller organisatoriske krav.</i>
DS/ISO 18400-107	Del 107: Registrering og rapportering <i>Minimumskrav til en undersøgelsesrapport, herunder om prøvetagning er i overensstemmelse med den relevante standard.</i>
DS/ISO 18400-201	Del 201: Prøveforbehandling i terrænet <i>Der henvises til forbehandling under feltarbejde men dokumentet er ligeledes relevant ift. forbehandling på et laboratorium, f.eks. blandprøver og neddeling til en prøve som udtages til analyse. Generelt bemærkes at der er mange ulemper med at udføre forbehandling i felten, med mindre der etableres on-site laboratoriefaciliteter. Metoder og udstyr er beskrevet.</i>
DS/ISO 18400-202	Del 202: Indledende undersøgelser <i>Skrivebordsundersøgelse, historik, besigtigelse, interviews og udarbejdelse af den indledende konceptuelle model og rapportering. Oversigt over forureningsparametre for forskellige industrier.</i>
DS/ISO 18400-203	Del 203: Undersøgelse af potentielt forurenede arealer. <i>Generel beskrivelse af behov for konsensus imellem formål, strategi, den konceptuelle model og krav til risikovurdering. Ud over skrivebordsundersøgelser er der behov for indledende fysiske undersøgelser, som ofte skal udvides til efterfølgende detaljerede undersøgelser for at kvantificere risikoen og behov for afværgetiltag.</i>
DS/ISO 18400-204	Del 204: Vejledning om prøvetagning af jordgasser. <i>Udtagning af poreluft med passive og aktive teknikker.</i>
DS/ISO 18400-205	Del 205: Vejledning om procedure for undersøgelse af naturlige, nærnaturlige og dyrkede områder.
DS/ISO 18400-206	Del 206: Indsamling, håndtering og opbevaring af jord under aerobe betingelser til vurdering af mikrobiologiske processer, biomasse og diversitet i laboratoriet.
DS/ISO 18400-300	Del 301: Indsamling og måling af flygtige stoffer i feltundersøgelser. <i>Denne del er pt. under udarbejdelse. Øvrige dele i 300-serien er ikke påbegyndt pt.</i>

Bilag 5.2 Inspiration fra Sverige

I Sverige findes en vejledning /17/ om prøvetagningsstrategier, hvor grundlaget for valget af prøvetagningsstrategi, inkl. prøveantal, baseres på en umiddelbar forventning til både forureningsniveau, heterogenitet og variabilitet indenfor prøvetagningsfeltet, samt på hvad der skal sammenlignes med det relevante kriterium (en enkeltværdi, et gennemsnit eller den øvre grænse i et konfidensinterval på gennemsnitsværdien, UCLM).

Naturvårdsverket har desuden udgivet en rapport over statistiske metoder til vurdering af jordforurening /19/.

Bilag 5.3 Inspiration fra UK

I Storbritannien arbejder man med at gennemsnitskoncentrationen for et område eller en lokalitet med 95% sikkerhed skal overholde en given kravværdi. Dette betyder at man baserer sin strategi på analyse af enkeltstik, så det bliver muligt at beregne en øvre grænse i et 95% konfidensinterval for gennemsnittet (95% UCLM, 95% Upper Confidence Limit on the Mean), som kan sammenlignes med kriterieværdien /20, 21, 22/.

I UK arbejdes også med "lokalitetsspecifikke kvalitetskriterier" (site-specific), hvor kvalitetskriterier tager højde for de konkrete forhold, f.eks. køkkenhaver, befæstede arealer, mens vi i Danmark har generiske kvalitetskriterier (som gælder for alle følsomme arealanvendelser).

En vejledning over statistiske metoder til at afgøre om jordkoncentrationen i et prøvetagningsfelt overskrider en kravværdi er præsenteret i en publikation fra UK /21/. Herudover er der i en rapport over udvikling af screeningsniveauer for forurenede arealer (SP1010) udarbejdet en række relevante bilag om statistiske værktøjer /22/. Kravværdien vurderes at være overholdt når den øvre grænse i et 95% konfidensinterval for gennemsnittet (Upper Confidence Limit on the Mean, UCLM) er mindre end kriteriet, jf. afsnit 4.3.

Bilag 5.4 Inspiration fra USA

USA har en række vejledninger fra 2006 om anvendelse af blandprøver sammenlignet med andre prøvetagningsstrategier /23/ og basale statistiske værktøjer /24/, der kan finde anvendelse ved risikovurderinger.

For eksempel i /23/ beskrives en proces (DQO - data quality objectives), som anvendes til at designe en strategi, hvor man definerer de data, som er nødvendige for at støtte den beslutning man skal træffe. Processen indebærer, at der defineres en hypotese, som kan bekræftes ved en statistisk dataindsamling, og at det defineres om kriteriet skal overholdes som et gennemsnit eller en øvre grænse i et konfidensinterval for gennemsnittet.

Ved opstilling af en hypotese tages stilling til hvilken fejlbeslutning, der har den mest alvorlige konsekvens, og med hvilken sikkerhed man ønsker at træffe sin beslutning. Princippet går ud på at kunne besvare følgende spørgsmål:

Er forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet – med sikkerhed – under kravværdien?

Rent statistisk besvares spørgsmålet ved at opstille "den omvendte" nul-hypotese, nemlig at forureningsniveauet i feltet er lig med eller højere end kravværdien. Med mindre denne hypotese kan forkastes, så kan man ikke – med sikkerhed – sige at forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet er under kravværdien. Hvis nul-hypotesen forkastes, så er man til gengæld ret sikker på at den alternative hypotese (at forureningsniveauet i prøvetagningsfeltet er under kravværdien) er korrekt.

Prøvetagningsstrategier til undersøgelse af overfladejord - Udredningsprojekt

I rapporten belyses strategier til undersøgelse af forureningstilstanden i overfladejord (0-50 cm), herunder formål og grundlag for den nuværende praksis på området.

Først sammenskrives formål og anbefalinger til undersøgelse af overfladejord fra danske vejledninger, miljøprojekter mv., og det er, via en spørgeskemaundersøgelse i de danske regioner, belyst hvordan undersøgelserne gennemføres i praksis.

Efterfølgende diskuteres en række principielle problemstillinger ved den nuværende praksis ift. opnåelse af et robust udfald til opfyldelse af undersøgelsesformålene, og der fremdrages inspiration fra en række internationale referencer, som potentielt kan bringes i anvendelse ift. afhjælpning af de identificerede problemstillinger.

Dernæst er der givet anbefalinger til fire praktisk anvendelige strategier, som vil kunne lede til mere repræsentative og reproducerbare undersøgelsesresultater, og dermed sikre større robusthed i undersøgelsesudfaldet, end det er tilfældet med den nuværende praksis. Med udgangspunkt i den problemstilling, som skal belyses med undersøgelsen, er der givet anbefalinger til anvendelsesområde for hver af de fire anbefalede strategier.

Endelig er de (relative) økonomiske konsekvenser ved en implementering af de fire forskellige strategier belyst.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk